

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DO MEIO
AMBIENTE**

SUZI MARI BRANDELERO

**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.**

Goiânia
2008

SUZI MARI BRANDELERO

**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.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente da
Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de
Goiás, requisito para obtenção do título de Mestre em
Engenharia do Meio Ambiente.

Área de concentração do programa: Recursos
Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Eduardo Queija de Siqueira, PhD.

Co-orientadora: Dra. Mariângela Fontes Santiago.

Goiânia
2008

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

B82q

Brandelero, Suzi Mari.

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 / Suzi Mari Brandelero. – 2008.

130 f. : il. ; 29 cm.

Bibliografia: f. 101-108.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, 2008.

“Orientação: Prof. Eduardo Queija de Siqueira, PhD.

1. Nitrogênio 2. Oxigênio. 3. Reaeração. 4. Nitrificação. 5. Cinética bioquímica. 6. Meia Ponte, Rio - Goiás – qualidade da água. 7. Engenharia do Meio Ambiente. I. Título.

CDU: 556.351

Maria Aparecida de Andrade e Silva
Bibliotecária CRB-1ª Região 1616

SUZI MARI BRANDELERO

**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.**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, em 16 de junho de 2008, avaliada pela seguinte Banca Examinadora:

Prof. Eduardo Queija de Siqueira, PhD. – UFG
Presidente da Banca

Prof. Dr^a. Orlene Silva da Costa – UFG
Examinadora Interna

Prof^a. Dr^a. Cristina Célia Silveira Brandão – UnB
Examinadora Externa

Agradecimentos

À Deus, pelo seu amor divino.

À família, em especial minha mãe Lúcia, que sempre esteve presente e me dando força.

Ao namorado Romano, que sempre me apoiou incondicionalmente.

Ao professor orientador Eduardo Queija de Siqueira, pela oportunidade, confiança e ensinamentos prestados.

Às professoras, co-orientadora Mariângela Fontes Santiago e Orlene Silva da Costa, pelo apoio e incentivo.

À professora Maria Assunta Busato, pela boa recomendação da minha pessoa no processo seletivo do mestrado.

Aos professores das disciplinas cursadas.

Aos colegas de laboratório, Alessandro, Ana Carolina, Camila, Thiago e Paulo, pelo auxílio no decorrer dos experimentos e amizades cultivadas.

Aos colegas de mestrado, em especial Mayza, Margareth, Waleska, Lidiane e Franco, pela maior convivência e amizade.

Ao CNPq pela bolsa de estudo concedida.

Ao Sr. Marcos Correntino da Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (CPRM) e sua equipe, pela atenção e fornecimento de dados para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos demais professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente (PPGEMA), que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

Resumo

Os modelos matemáticos ganham uma importância cada vez maior na avaliação e comparação de alternativas de manejo de corpos d'água naturais. Uma das dificuldades do uso de modelos de qualidade da água para nitrogênio e oxigênio é a ausência de dados sobre parâmetros cinéticos de reações dos processos bioquímicos. Os dados existentes hoje na literatura referem-se a corpos d'água estrangeiros, em sua maior parte em países de clima temperado. Este estudo teve como objetivo avaliar os processos de transformação do nitrogênio e oxigênio na água. O estudo foi desenvolvido no Rio Meia Ponte, Goiás, um dos principais rios do Estado. As amostras de água foram coletadas na região urbana do município de Goiânia, Bairro Novo Goiânia 2, que apresenta aparente interferência antrópica no ambiente natural. O estudo envolveu trabalhos de campo e experimentos em laboratório, como também a análise de dados históricos de vazão da Estação Fluviométrica a Montante de Goiânia. A partir da série histórica de vazão, no período de 1975 a 2005, foram estimados os coeficientes de reaeração (K_a) nos períodos de seca e chuva, que variaram de 1,17 a 2,34 d^{-1} para 0,63 a 2,01 d^{-1} , respectivamente. As vazões obtidas pela leitura da régua limnométrica da Estação Fluviométrica acima citada, variaram entre 13,38 e 48,65 $m^3.s^{-1}$ na chuva e entre 2,89 e 10,63 $m^3.s^{-1}$ na seca, variação de aproximadamente 16 vezes. Amostras foram coletadas e encaminhadas ao laboratório. No laboratório, os parâmetros de caracterização que apresentaram-se fora do padrão, segundo a resolução CONAMA n° 357 de 2005, foram (faixas de variação): (1) OD 0,74 a 5,04 $mg.L^{-1}$, (2) cor verdadeira 58,0 a 203,0 $mg.Pt.L^{-1}$, (3) nitrogênio amoniacal total 0,56 a 3,27 $mg.L^{-1}$. Foram realizados ensaios de cinética em condições turbulentas, utilizando-se equipamento de *Jar Test* modificado. Determinou-se experimentalmente o coeficiente de reaeração em laboratório (K_{a20}). O K_{a20} variou entre 3,60 e 11,51 d^{-1} , com testes da rotação mínima à rotação máxima do equipamento. Utilizou-se para os experimentos de nitrogênio a rotação mínima do equipamento, condição mais próxima à do Rio. Em intervalos regulares foram coletadas amostras de água para análises de nitrogênio. Foram monitorados os processos de amonificação e nitrificação. Também foi realizado o estudo de desoxigenação, a DBO que variou entre 4,11 e 21,24 $mg.L^{-1}$. Durante o processo de oxidação biológica, as faixas de variação dos coeficientes foram: (1) desoxigenação (K_{d20}) 0,12 a 1,05 d^{-1} , (2) amonificação ($K_{NH_4^+20}$) e o coeficiente de desaparecimento do nitrogênio amoniacal total ($K_{NH_4^-20}$) 0,01 a 0,12 d^{-1} , (3) nitrificação ($K_{NO_2^+20}$) 0,15 a 0,76 d^{-1} , (4) coeficiente de desaparecimento do nitrito ($K_{NO_2^-20}$) 0,19 a 3,36 d^{-1} e (5) nitrificação ($K_{NO_3^+20}$) 0,08 a 0,17 d^{-1} . Ainda nestas mesmas condições para o nitrogênio, foram monitoradas as bactérias nitrificantes. As *Nitrosomonas* variaram entre 11 e ≥ 2400 NMP/100mL, apresentando o mesmo perfil de comportamento da concentração de nitrito, que variou entre 0,04 e 5,60 $mg.L^{-1}$. As *Nitrobacter* variaram entre 4 e 1386 NMP/100mL, apresentando também o mesmo perfil de comportamento da concentração de nitrato, que variou entre 0,82 e 3,99 $mg.L^{-1}$. Os coeficientes cinéticos bioquímicos obtidos foram corrigidos para a temperatura padrão de 20°C. Observou-se o aumento da matéria orgânica no período seco, refletindo sobre o aumento da concentração de grande parte dos parâmetros medidos. Houve correlação positiva entre os coeficientes de nitrificação e a vazão, entretanto, a quantidade de *Nitrosomonas* foi maior no período de seca. Os resultados obtidos de reaeração, amonificação e nitrificação podem ser úteis na modelagem de corpos d'água nas condições experimentais semelhantes às do presente estudo.

Palavras-chave: nitrogênio, oxigênio, reaeração, nitrificação, cinética bioquímica.

Abstract

Mathematical models are gaining ever greater importance in the evaluation and comparison of management alternatives for natural water bodies. One of the difficulties in the use of water quality models for nitrogen and oxygen is the absence of kinetic parameter data about reactions in biochemical processes. The data in the current literature refer to foreign bodies of water, mainly in countries with a temperate climate. The objective of this study was to evaluate the processes of nitrogen and oxygen transformation in water. The Meia Ponte River, one of the principal rivers of Goiás, was the object of the study. The water samples were collected in an urban area of the municipality of Goiânia, Bairro Novo Goiânia 2, which presents apparent man-made interference with the natural environment. The study involved field work and laboratory experiments, as well as the analysis of historical flow data from the Goiânia River Flow Measurement Station. The reaeration coefficients (K_a) in dry and rainy periods, which ranged from 1.17 to 2.34 d⁻¹ and from 0.63 to 2.01 d⁻¹, respectively, were estimated on the basis of historical flow data from 1975 to 2005. The flow reading obtained at the River Flow Measurement Station cited above varied from 13.38 to 48.65 m³.s⁻¹ in the rainy season and from 2.89 to 10.63 m³.s⁻¹ in the dry season, an approximately sixteenfold variation. Samples were collected and taken to the laboratory. In the laboratory, the characterization parameters which deviated from the norms established by CONAMA resolution n° 357 - 2005 were (ranges of variation): (1) OD 0.74 to 5.04 mg.L⁻¹; it was (2) true color 58.00 to 203 mg Pt.L⁻¹; (3) total ammoniacal nitrogen from 0.56 to 3.27 L⁻¹. Kinetic tests in turbulent conditions were carried out using modified *Jar Test* equipment. The reaeration coefficient (K_{a20}) was determined experimentally. The K_{a20} varied between 3.60 and 11.51 d⁻¹ with minimum-to-maximum rotation tests. The minimum rotation of the equipment was used for the nitrogen experiments to most closely approximate river conditions. Water samples were collected at regular intervals for nitrogen analysis. The ammonification and nitrification processes were monitored. A study of deoxygenation, DBO, was also carried out, and it varied from 4.11 to 21.24 mg.L⁻¹. During the process of biological oxidation, the ranges of coefficient variation were: (1) deoxygenation (K_{d20}) 0.12 to 1.05 d⁻¹; (2) ammonification ($K_{NH_4^+ 20}$) and the coefficient of the disappearance of total ammoniacal nitrogen ($K_{NH_4^- 20}$) 0.01 to 0.12 d⁻¹; (3) nitritation ($K_{NO_2^+ 20}$) 0.15 to 0.76 d⁻¹; (4) nitrite disappearance coefficient ($K_{NO_2^- 20}$) 0.19 to 3.36 d⁻¹; and (5) nitration ($K_{NO_3^+ 20}$) 0.08 to 0.17 d⁻¹. Under the same conditions as for nitrogen, nitrifying bacteria were monitored. The *Nitrosomonas* varied between 11 and ≥ 2400 NMP/100mL, presenting the same behavior profile as the concentration of nitrite, which varied from 0.04 to 5.60 mg.L⁻¹. The *Nitrobacter* varied from 4 to 1386 NMP/100mL, presenting the same behavior profile as the concentration of nitrate, which varied from 0.82 to 3.99 mg.L⁻¹. The biochemical kinetic coefficients that were obtained were corrected for the standard temperature of 20°C. An increase in organic matter was observed in the dry period, reflecting an increase in the concentration of most of the parameters measured. There was a positive correlation between the nitritation coefficients and flow, although the quantity of *Nitrosomonas* was greater during the dry period. The results obtained for reaeration, ammonification, and nitrification may be useful in the modeling of bodies of water under experimental conditions similar to those of the present study.

Keywords: nitrogen, oxygen, reaeration, nitrification, biochemical kinetics.

Lista de Figuras

Figura 2.1	Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte	22
Figura 2.2	Régua limnimétrica da Estação Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte	25
Figura 2.3	Curva-chave da Estação Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte	25
Figura 2.4	Local de coleta	27
Figura 2.5	Procedimento de amostragem	27
Figura 2.6	Regressão linear dos dados de OD Winkler e OD oxímetro para calibração	28
Figura 2.7	Regressão linear dos dados de NIT	30
Figura 2.8	Relação cota-vazão (a) e variação das vazões (b) dos meses de estudo	31
Figura 2.9	Variação da temperatura da água dos meses de estudo, no momento da coleta	32
Figura 2.10	Variação do pH dos meses de estudo e conforme vazão	33
Figura 2.11	Variação da alcalinidade dos meses de estudo e conforme vazão	34
Figura 2.12	Variação do OD dos meses de estudo e conforme vazão	34
Figura 2.13	Variação da DQO dos meses de estudo e conforme vazão	35
Figura 2.14	Variação da turbidez dos meses de estudo e conforme vazão	36
Figura 2.15	Diferença visual da água entre o período de chuva (a) e o período de seca (b)	37
Figura 2.16	Variação de cor aparente (a) e verdadeira (b) dos meses de estudo e conforme vazão	37
Figura 2.17	Variação dos parâmetros de nitrogênio dos meses de estudo e conforme Vazão, N Org (a) , Nitrogênio Amoniacal (b) , NO_2^- (c) , NO_3^- (d) e NT (e)	38
Figura 3.1	Equipamento de <i>Jar Test</i> , modificado	51
Figura 3.2	Calibração do equipamento de <i>Jar Test</i> para todos os níveis de rotação	51
Figura 3.3	Correlação ente as leituras das rotações lidas e medidas	53
Figura 3.4	Relação ente vazão e K_a nos períodos de seca (junho a novembro) (a) e período de chuva (dezembro a maio) (b) , respectivamente, considerando histórico de 1975 a 2005 da Estação Montante de Goiânia	54

Figura 3.5	Testes de reaeração	55
Figura 3.6	Relação rotação e coeficiente de reaeração (K_a)	57
Figura 3.7	Valores de K_a para as condições do Rio e condições experimentais de laboratório	58
Figura 4.1	Curva de progressão teórica da DBO	60
Figura 4.2	Curvas de progressão da DBO para os meses de março (a) , abril (b) , maio (c) , junho (d) , julho (e) e setembro (f)	63
Figura 4.3	Relação entre K_d e L e a vazão	65
Figura 5.1	Ciclo do nitrogênio	70
Figura 5.2	Relação entre a quantidade de <i>Nitrosomonas</i> e a concentração de nitrito, março (a) , abril (b) , maio (c) , junho (d) , julho (e) , agosto (f) e Setembro (g)	80
Figura 5.3	Variação da concentração máxima de <i>Nitrosomonas</i> dos meses de estudo e conforme a vazão	82
Figura 5.4	Variação de bactérias do gênero <i>Nitrosomonas</i> nos meses de estudo e conforme a vazão	83
Figura 5.5	Relação entre a quantidade de <i>Nitrobacter</i> e a concentração de nitrato, junho (a) , julho (b) , agosto (c) e setembro (d)	84
Figura 5.6	Variação das bactérias do gênero <i>Nitrobacter</i> nos meses de estudo e conforme vazão	86
Figura 5.7	Curvas de progressão da nitrificação para a determinação do coeficientes cinéticos, meses de março (a) , abril (b) , maio (c) , junho (d) , julho (e) e setembro (f)	87
Figura 5.8	Comportamento dos coeficientes cinéticos nos meses de estudo, desaparecimento do nitrogênio amoniacal (a) , formação do nitrito (b) , desaparecimento do nitrito (c) e formação do nitrato (d)	94
Figura 5.9	Relação dos coeficientes cinéticos de nitrogênio com a vazão	95
Figura 5.10	Variação nos meses de estudo, no experimento em laboratório, da temperatura (a) e pH (b) .	96

Lista de Tabelas

Tabela 2.1	Leituras da régua limnimétrica na Estação Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte, fevereiro a novembro de 2007	31
Tabela 2.2	Níveis dos compostos nitrogenados	41
Tabela 2.3	Comparação entre estudos do Rio Meia Ponte e os níveis permitidos pela resolução do CONAMA, resolução 357 de 2005	42
Tabela 3.1	Equações de reaeração (base e , 20°C)	50
Tabela 3.2	Resultados dos experimentos de reaeração	57
Tabela 4.1	Síntese dos resultados dos experimentos L e K_d	64
Tabela 4.2	Valores de K_d e L do presente estudo e de outros autores	64
Tabela 5.1	Resultados dos experimentos de estudo da cinética do nitrogênio	92

Lista de Quadros

Quadro 2.1	Sumário das análises, métodos e equipamentos	29
Quadro 5.1	Coeficientes de temperatura (θ) para as transformações de nitrogênio	74
Quadro 5.2	Taxas de coeficientes para as transformações de nitrogênio	93

Lista de Símbolos e Siglas

$K_{\text{NH}_4^+}$	coeficiente do nitrogênio amoniacal (formação da espécie) à temperatura T.
$K_{\text{NH}_4^-}$	coeficiente do nitrogênio amoniacal (desaparecimento da espécie) à temperatura T.
$K_{\text{NO}_2^+}$	coeficiente do nitrito (formação da espécie) à temperatura T.
$K_{\text{NO}_2^-}$	coeficiente do nitrito (desaparecimento da espécie) à temperatura T.
$K_{\text{NO}_3^+}$	coeficiente de nitrato (formação da espécie) à temperatura T.
$K_{\text{NH}_4^+ 20}$	coeficiente do nitrogênio amoniacal (formação da espécie) à temperatura padrão de 20°C.
$K_{\text{NH}_4^- 20}$	coeficiente do nitrogênio amoniacal (desaparecimento da espécie) à temperatura padrão de 20°C.
$K_{\text{NO}_2^+ 20}$	coeficiente do nitrito (formação da espécie) à temperatura padrão de 20°C.
$K_{\text{NO}_2^- 20}$	coeficiente do nitrito (desaparecimento da espécie) à temperatura padrão de 20°C.
$K_{\text{NO}_3^+ 20}$	coeficiente de nitrato (formação da espécie) à temperatura padrão de 20°C.
K_a	coeficiente de reaeração à temperatura T.
K_d	coeficiente de desoxigenação à temperatura T.
K_{d20}	coeficiente de desoxigenação à temperatura padrão de 20°C.
K_{a20}	coeficiente de reaeração à temperatura padrão de 20°C.
K	coeficiente cinético.
K_{20}	coeficiente cinético a temperatura de 20°C.
T	temperatura.
r	taxa de reação.
k	constante de reação.
C	concentração.
n	ordem de reação.
D_t	déficit de oxigênio dissolvido, diferença entre a concentração de saturação e a concentração existente em determinado tempo.
D_o	déficit de oxigênio inicial.
L_t	DBO remanescente em determinado tempo.
L_o	DBO remanescente no tempo zero.
t	tempo.

d	dia.
e	número neperiano.
C_s	concentração de saturação.
C_t	concentração em determinado tempo.
C_o	concentração inicial.
θ	coeficiente de correção de temperatura.
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio.
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio no 5º dia.
DQO	Demanda Química de Oxigênio.
OD	Oxigênio Dissolvido.
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez.
NH_4^+	íon amônio.
NH_4^+ e NH_3	nitrogênio amoniacal total.
NO_2^-	nitrito.
NO_3^-	nitrato.
NIT	Nitrogênio Inorgânico Total.
N Org	Nitrogênio Orgânico.
NT	Nitrogênio Total.
NH_3	amônia (gás).
V	velocidade.
H	cota.
h	profundidade média.
Q	vazão.
Re	número de Reynolds.
R_h	raio hidráulico.
D	diâmetro.
RM	Rotação Medida.
RL	Rotação Lida.
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
SEMARH	Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Goiás.
CPRM	Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais.

ETE Estação de Tratamento de Esgoto.
UFG Universidade Federal de Goiás

Sumário

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	17
1.1 Objetivo Geral	18
1.2 Objetivos Específicos	19
1.3 Justificativas	19
1.4 Metodologia Global	20
 CAPÍTULO 2 – QUANTIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO MEIA PONTE	21
2.1 A Bacia do Rio Meia Ponte	21
2.2 Metodologia	24
2.2.1 Atividades de Campo	24
<i>Determinação de Parâmetros Hidrológicos</i>	24
<i>Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água</i>	26
2.2.2 Atividades de Laboratório	29
<i>Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água</i>	29
2.3 Resultados e Discussão	30
<i>Determinação de Parâmetros Hidrológicos</i>	30
<i>Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água</i>	32
 CAPÍTULO 3 – REAERAÇÃO	44
3.1 Turbulência	47
3.2 Temperatura	48
3.3 Metodologia da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) para o Rio Meia Ponte	49
<i>Estimativa do K_a</i>	49
3.4 Metodologia da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) no Equipamento de Jar Test, Modificado em Laboratório	50
<i>Estimativa do K_a</i>	53

3.5 Resultados da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) para o Rio Meia Ponte	54
<i>Estimativa do K_a</i>	54
3.6 Resultados da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) no Equipamento de Jar Test, Modificado em Laboratório	55
<i>Estimativa do K_a</i>	55
 CAPÍTULO 4 – DESOXIGENAÇÃO	59
4.1 Metodologia	61
4.2 Resultados e Discussão	62
 CAPÍTULO 5 – CINÉTICA BIOQUÍMICA DO NITROGÊNIO	67
5.1 Fontes e Origem do Nitrogênio	68
5.2 Transformações dos Compostos Nitrogenados	70
5.3 Cinética dos Processos e Coeficiente de Correção da Temperatura	72
5.4 Modelos Ambientais	74
5.5 Metodologia	76
<i>Cinética dos Processos e Efeito da Temperatura</i>	78
5.6 Resultados e Discussão	79
5.6.1 Microbiologia dos Processos de Nitrificação	80
5.6.2 Quantificação dos Coeficientes Cinéticos de Nitrogênio	86
 CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES	98
 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101
 Anexo 1	109
Anexo 2	110
Anexo 3	115

Anexo 4	122
Anexo 5	123
Anexo 6	126
Anexo 7	128

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A civilização contemporânea é marcada pelo processo de urbanização. É difícil pensar que em algum período da história, as cidades não existiram, ou que tiveram um papel insignificante. Entender a complexidade da urbanização exige um resgate às suas origens. Segundo Sposito (1998), o espaço é entendido como a própria história e nesta perspectiva, a cidade hoje é o resultado acumulativo de todas as outras cidades de antes, transformadas, destruídas, reconstruídas, enfim produzidas pelas transformações ocorridas no tempo, organizadas pelas relações que promovem estas transformações.

Boa parte dos problemas ambientais do mundo moderno é resultado da industrialização e da massificação do consumo, refletindo sobre a qualidade e quantidade da água, depositária final dos resíduos gerados por praticamente todas as atividades antrópicas. A necessidade da gestão dos recursos hídricos, inclusive com a ampliação dos horizontes no sentido de integração com a gestão dos demais recursos naturais e a mudança do paradigma de desenvolvimento, tem sido salientada nas últimas décadas, principalmente após a inserção ambiental na agenda política mundial (SOUSA JÚNIOR, 2004).

Neste contexto considera-se a gestão dos recursos hídricos como de suma importância. A Lei 9.433/97, que institui a política nacional de Recursos Hídricos, surgiu como fruto de movimentos sociais na busca de uma melhora da qualidade ambiental e crescimento sustentado.

A ação antrópica pode interferir no ambiente natural, por práticas de agricultura e urbanização, alterando a concentração de compostos nitrogenados e desequilibrando os processos de transformação dos mesmos no meio ambiente. O excesso de nutrientes nos corpos d'água permite um aumento do número de organismos, principalmente algas, ocorrendo a eutrofização. Compostos nitrogenados, como a amônia e o 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 condições de baixa concentração de oxigênio ou anoxia, com o desaparecimento de algumas espécies aeróbias (SPERLING, 1996).

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs), em geral, não fazem a remoção de nutrientes dos seus efluentes de forma significativa. As águas naturais têm sido lentamente enriquecidas por nitrogênio por meio de atividades humanas.

Para Siqueira (1996), entre vários outros autores, quando as condições do meio aquático propiciam o aumento da respiração bacteriana, aliada ainda a outros sumidouros de oxigênio, a desoxigenação do meio pode ser suficientemente grande para causar uma depleção da concentração de oxigênio dissolvido na água. Como o oxigênio naturalmente encontra-se no meio aquático em baixas concentrações e constitui um fator limitante a existência de diferentes formas de vida, existem mecanismos naturais de reposição deste elemento na água. Sendo a atmosfera um reservatório de oxigênio, e havendo-se um déficit de oxigênio no meio aquático, ou seja, água com concentração abaixo da saturação, ocorre um fluxo de oxigênio da atmosfera para a água.

A vida aquática depende diretamente da disponibilidade de oxigênio dissolvido na água. O oxigênio é empregado nos processos metabólicos para produção de energia de qualquer organismo vivo aeróbio e facultativo, seja na forma livre ou combinada. A concentração de OD é usada como um dos principais indicadores de qualidade da água para corpos hídricos, representando as condições para a sobrevivência e até mesmo influenciando diretamente a distribuição espacial das espécies no ambiente (LEITE, 2004).

Os modelos matemáticos computacionais de qualidade da água são ferramentas de controle, monitoramento e planejamento. 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 podem ser utilizados também para análise, estimativas de concentrações de poluentes, gerenciamento e manejo dos recursos hídricos.

Uma das dificuldades do uso de modelos de qualidade da água para nitrogênio e oxigênio 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.

1.1 Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho é avaliar os processos de transformação temporal do nitrogênio e oxigênio em águas superficiais do Rio Meia Ponte e a quantificação de parâmetros cinéticos para aplicação em modelos matemáticos de qualidade da água.

1.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos são:

- Caracterizar a quantidade e a qualidade da água do Rio Meia Ponte, Goiás , no local de estudo;
- Quantificar coeficientes de reaeração no rio e em laboratório;
- Quantificar coeficientes de nitrogênio e de desoxigenação em laboratório;
- Monitorar a microbiologia dos processos de nitrificação.

1.3 Justificativa

Este trabalho se insere na linha de pesquisa em recursos hídricos e sistemas urbanos de águas do Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente (PPGEMA) e busca oferecer subsídios para o gerenciamento dos recursos hídricos em Goiás. O corpo hídrico em estudo é o Rio Meia Ponte, um dos principais recursos hídricos do Estado de Goiás, responsável pelo abastecimento de aproximadamente dois milhões de habitantes e com grande abrangência social, política, econômica e ambiental.

Segundo a SEMARH (2007), um dos grandes problemas a ser solucionado pela sociedade e pelos órgãos competentes, é o lançamento de esgotos domésticos e industriais nos corpos hídricos, e a contaminação via águas pluviais. É visível a ampliação do número de ETEs no Estado de Goiás, porém a grande maioria dos sistemas trata em nível secundário e não remove nutrientes de forma significativa. Embora os órgãos ambientais locais tenham se esforçado para estudar o Rio Meia Ponte, ainda faltam informações para se avaliar os reais efeitos das ações antrópicas na qualidade da sua água, em especial quanto ao lançamento de compostos nitrogenados na água.

1.4 Metodologia Global

Este trabalho foi estruturado da seguinte maneira: no **Capítulo 2**, são apresentados os resultados da avaliação das características hidrológicas e de qualidade da água do Rio Meia Ponte. No **Capítulo 3**, foram estimados o coeficiente de reaeração (K_a) no rio e nas condições experimentais em laboratório. No **Capítulo 4**, fez-se o estudo da demanda bioquímica de oxigênio, com ênfase na taxa de desoxigenação. No **Capítulo 5**, apresenta-se o estudo da cinética bioquímica do nitrogênio e a dinâmica de bactérias nitrificantes do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*.

O estudo envolveu trabalhos de campo e experimentos em laboratório, como também a utilização de dados históricos de vazão da Estação Fluviométrica a Montante de Goiânia. A partir dos dados históricos de vazão, foram estimados os coeficientes de reaeração (K_a) nos períodos de seca e chuva. Amostras foram coletadas e encaminhadas ao laboratório. Em laboratório, além das análises de caracterização, buscou-se simular as condições do Rio, utilizando-se equipamento de *Jar Test* modificado. Estimou-se experimentalmente o coeficiente de reaeração (K_a), com testes da rotação mínima à rotação máxima. Utilizou-se a rotação mínima do equipamento, condições próximas às do rio, para as medições dos parâmetros de nitrogênio em intervalos regulares tempo, os quais serviram para quantificar os parâmetros cinéticos de nitrogênio. Ainda nestas mesmas condições, foi realizado o monitoramento de bactérias nitrificantes. Também em laboratório, foi realizado o estudo de desoxigenação.

Há poucos relatos na literatura sobre o procedimento experimental para a quantificação dos parâmetros cinéticos de nitrogênio e oxigênio. Portanto, o próprio desenvolvimento do processo metodológico desta pesquisa foi objeto de investigação. O desenvolvimento e relato será útil para outros investigadores que queiram realizar estudos de cinética semelhantes. Os parâmetros obtidos nesta pesquisa foram comparados com os obtidos por outros autores.

CAPÍTULO 2

QUANTIDADE E QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO MEIA PONTE

2.1 A Bacia do Rio Meia Ponte

A Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte, está situada no centro sul do Estado de Goiás, Brasil, compreendida entre as coordenadas 48° 46' 48'' e 49° 44' 51'' de longitude a oeste do Meridiano de Greenwich e 16° 06' 38'' e 18° 32' 53'' de latitude ao sul do Equador. Ao norte limita-se com a Bacia Hidrográfica do Rio das Almas, a oeste com a Bacia Hidrográfica do Rio dos Bois, a nordeste com a Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá e ao sul o Rio Meia Ponte deságua no Rio Paranaíba. O Rio Meia Ponte é um dos principais recursos hídricos do Estado de Goiás, Brasil (SIQUEIRA, 1996).

Segundo a SEMARH (2007), a Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte abrange 37 municípios goianos, com uma área de aproximadamente 12.180 km², representada na **Figura 2.1**. O Rio Meia Ponte nasce no município de Itauçu e percorre uma extensão aproximada de 471 km até desaguar no Rio Paranaíba, abaixo de Cachoeira Dourada, na divisa com Minas Gerais. Ocupando cerca de 10% do território goiano, a Bacia do Rio Meia Ponte abriga hoje quase 50% da população do Estado.

Como decorrência do quadro morfológico na região Centro-Oeste, a hidrografia vê-se representada por rios de planalto que se caracterizam por apresentar ao longo de seus cursos, quedas de água de menor vulto, como também rios que apresentam longos trechos de escoamento tranquilo interrompidos por degraus que constituem as seções de salto. Esta região apresenta um clima quente e úmido com duas estações bem definidas, uma seca no inverno e outra chuvosa no verão. A maior parte de seus rios apresenta regime tropical austral onde ocorre um retardamento da ocorrência das vazões máximas em relação às precipitações (SIQUEIRA, 1996).

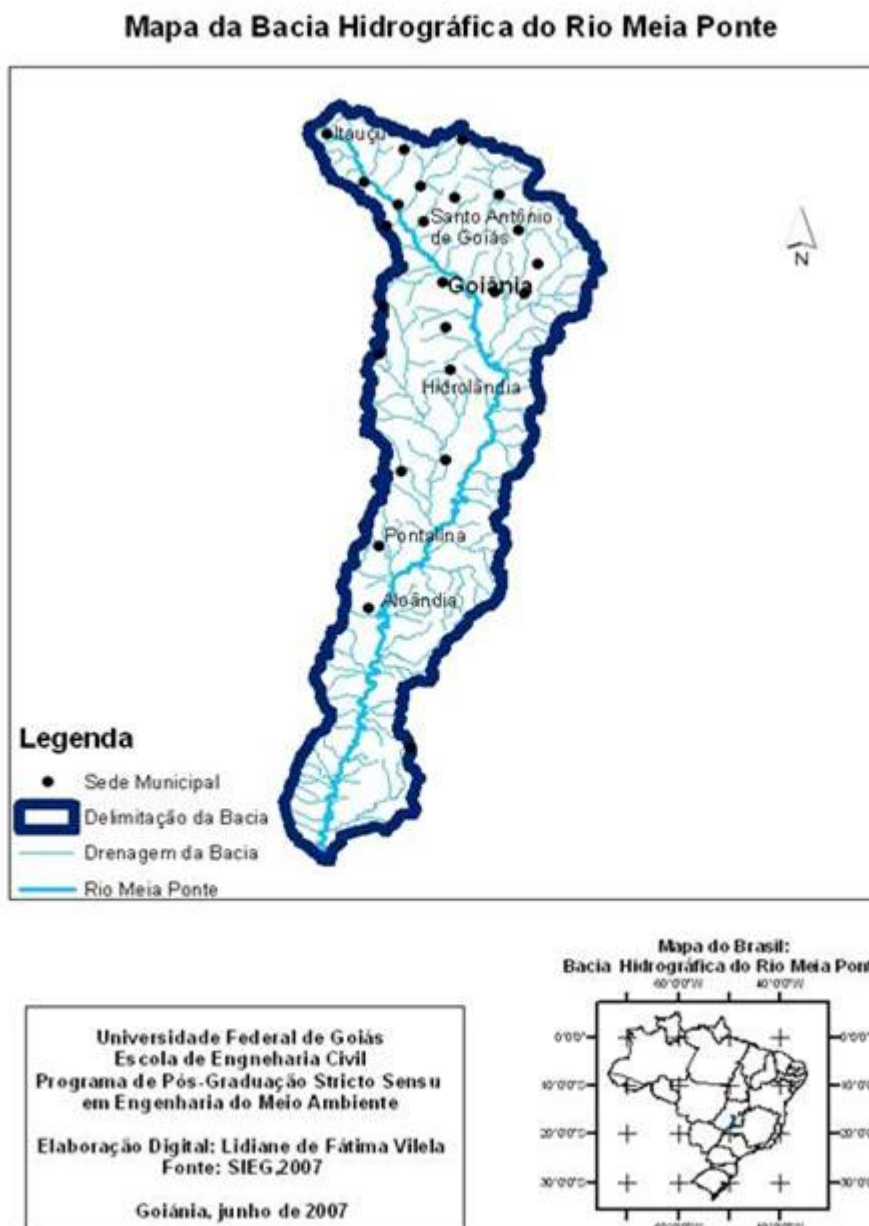


Figura 2.1 – Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte (VILELA, 2007).

A concentração humana se deve ao processo acelerado de urbanização e ao crescimento demográfico causados pela mecanização do campo e desenvolvimento industrial ocorridos na região a partir da década de 60. Os problemas ambientais dominantes na região refletem o processo de ocupação econômica. Nas áreas urbanas, devido à concentração desordenada, têm-se irregularidades principalmente no saneamento básico. Nas áreas rurais, ocorrem perdas de solo devido à falta de manejo adequado, uso indiscriminado de agrotóxicos, erosão, retirada de argila e areia. A implantação, em fundos de vales, de indústrias que usam os mananciais como receptores para os efluentes industriais é outro problema que vem se acentuando. A recuperação dos ativos ambientais, água e solo, na Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte, são fundamentais para a sustentabilidade da economia goiana (SEMARH, 2007).

O crescimento populacional aliado à ocupação irregular fez com que o serviço de distribuição de água potável se tornasse um desafio para o poder público. O efeito da urbanização reflete diretamente na qualidade da água do Rio Meia Ponte. Segundo a SEMARH (2007), um dos grandes problemas a ser solucionado pela sociedade e pelos órgãos competentes, tem como causas o lançamento de esgotos domésticos e industriais e a contaminação via águas pluviais.

Os recursos hídricos são marcadamente influenciados pelo ambiente de suas áreas de drenagem, seja ele natural ou com influência antrópica. Os parâmetros de qualidade das águas registram essa influência. Em um ambiente natural, os aspectos físico-químicos dos rios e lagos refletem traços do solo, da cobertura vegetal e da formação geológica das áreas da bacia (CORREA E MONTEIRO, 2004). Em um ambiente antropizado é necessário estudar as possíveis fontes de contaminação (antrópica ou natural) do Rio Meia Ponte, pois a região metropolitana de Goiânia é a mais densamente povoada do Estado. A alta densidade demográfica aliada à ausência de conservação e proteção acarretam à degradação ambiental do rio. A ausência de um sistema de coleta e disposição adequados de esgoto sanitário em muitos trechos, faz com que os dejetos sejam conduzidos sem tratamento para o corpo d'água alterando a qualidade da água, principalmente na época de seca (MAIA, ARAÚJO E PFRIMER, 2004).

Solá e Coelho (2007), em estudo do impacto humano no reservatório de São Simão I, no triângulo mineiro, que possui uma extensa bacia de captação com 77 núcleos urbanos que despejam aproximadamente 762 toneladas de fósforo e 2440 toneladas de nitrogênio provenientes de esgotos domésticos. A principal sub-bacia contribuinte é a do Rio Meia Ponte seguida do Rio dos Bois, ambas em Goiás. No Reservatório São Simão II, a entrada de nutrientes e os

indicadores das atividades agrícolas sugerem que as sub-bacias goianas dos Rios Meia Ponte, Preto, São Francisco e dos Bois e sub-bacias mineiras dos Rios Tijuco e Prata como as mais importantes entradas difusas de nutrientes. Este estudo concluiu que o escoamento superficial agrícola é uma das principais causas da eutrofização no reservatório.

2.2 Metodologia

O procedimento metodológico para a caracterização da hidrologia e da qualidade da água no Rio Meia Ponte compreendeu atividades de campo, de laboratório e cálculos com dados existentes e obtidos durante o desenvolvimento da pesquisa. Estas atividades estão descritas à seguir.

2.2.1 Atividades de Campo

Em campo foram feitas medições da vazão, leituras da régua limnimétrica, medições de temperatura e OD.

Determinação de Parâmetros Hidrológicos

Mensalmente, do mês de fevereiro ao mês de novembro de 2007, foi feita a leitura da régua limnimétrica, na Estação Montante de Goiânia, no Rio Meia Ponte, ilustrada na **Figura 2.2**. A Estação Montante de Goiânia situa-se na Chácara Catingueiro, Cidade de Goiânia, Estado de Goiás. Ela está localizada na coordenada $16^{\circ} 36' 49''$ de latitude ao sul do Equador e $49^{\circ} 16' 47''$ de longitude a oeste do Meridiano de Greenwich com uma altitude de 684,03 m (CPRM, 2006). A estação é composta de 6 réguas enumeradas de 2 a 7, nesta ordem, sendo que o centro da seção transversal seria a régua número 1, que é inexistente. A partir da leitura de zero cm da régua 2 considera-se 1 metro de profundidade no rio e assim sucessivamente nas réguas seguintes, no sentido do centro da seção transversal à margem do rio (barranco).



Figura 2.2 – Régua limnimétrica da Estação Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte.

A curva-chave estabelece a relação entre as cotas lidas nas réguas e a vazão de um rio, e permite calcular a vazão indiretamente. A curva-chave para a Estação Montante de Goiânia, no Rio Meia Ponte, encontra-se ilustrada na **Figura 2.3**. Os dados históricos utilizados na construção da curva-chave, constam do **Anexo 2**. As estimativas, de vazão desta investigação, foram realizadas utilizando-se esta curva-chave, fornecida pela Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (CPRM).

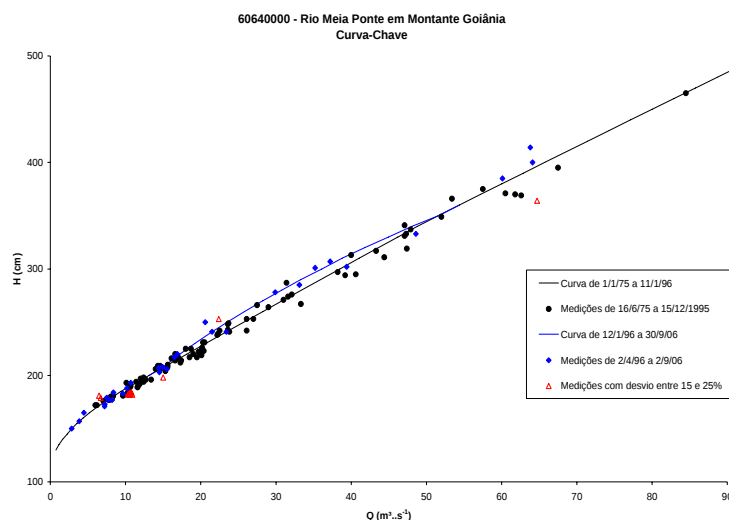


Figura 2.3 – Curva-chave da Estação Montante de Goiânia do Rio Meia Ponte (CPRM, 2006).

Segundo a CPRM (2006), o rio em estudo sofreu uma mudança marcante na sua seção em função de uma grande cheia ocorrida há 10 anos aproximadamente, em 1995.

As **Equações 2.1 (a) e (b)** descrevem as curvas representadas na **Figura 2.3**, sendo que o período de validade da Equação 2.1 (a) foi até 11/01/96 e amplitude de 190 a 349 cm e a Equação 2.1 (b) teve validade até 30/09/06 e amplitude de 350 a 800 cm. Acredita-se que esses valores não tenham se alterado em 2007.

$$Q = 24,702 (H - 1,46)^{1,027} \text{ (a)} \qquad Q = 26,003 (H - 1,58)^{1,049} \text{ (b)} \qquad (2.1)$$

sendo,

Q = vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)

H = cota (m)

Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água

A amostragem de água do Rio Meia Ponte, foi realizada no Bairro Novo Goiânia 2, na Cidade de Goiânia, com frequência mensal, de março a novembro de 2007. O tempo entre a coleta e a chegada das amostras ao laboratório foi em média de 1 hora. Os recipientes de coleta foram frascos de polietileno e de vidro, dependendo da necessidade de cada análise. A distância entre o ponto amostral e a Estação Montante de Goiânia é de aproximadamente 4,5 km, considerando uma reta entre os dois pontos. As análises foram: temperatura, pH, OD, turbidez, cor aparente e verdadeira, alcalinidade, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio inorgânico total, nitrogênio total e DQO.

As amostras foram coletadas no Rio Meia Ponte em local pertencente ao trecho urbano da Cidade de Goiânia. O local de coleta está ilustrado na **Figura 2.4**. O ponto amostral tem as coordenadas $16^\circ 38' 31''$ de latitude ao sul do Equador, $49^\circ 15' 25''$ de longitude a oeste de Meridiano de Greenwich e altitude de 699m. A montante do local de coleta, há lançamento de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Goiânia e da Universidade Federal de Goiás (UFG), entre outros efluentes industriais.



Figura 2.4 – Local de coleta (Fonte: GOOGLE EARTH, 2007).

As coletas foram feitas de forma discreta (pontual ou simples). A amostragem discreta é representativa das características da origem no instante da coleta. Pode ser observado uma turbulência (cascata) a montante do ponto de coleta, que pode alterar os valores de OD.

Um balde foi utilizado nas coletas, lançado no centro da seção transversal do rio, na superfície da água, conforme ilustra a **Figura 2.5**.



Figura 2.5 – Procedimento de amostragem.

Foram realizadas leituras de temperatura e OD, em campo, com medidor eletroquímico calibrado. A calibração da sonda eletroquímica de medição de OD, além do procedimento indicado pelo fabricante, foi realizada por regressão linear dos dados utilizando-se o método titrimétrico como padrão (método de Winkler), conforme ilustra a **Figura 2.6**. A equação da reta obtida foi utilizada na correção das leituras feitas com o oxímetro.

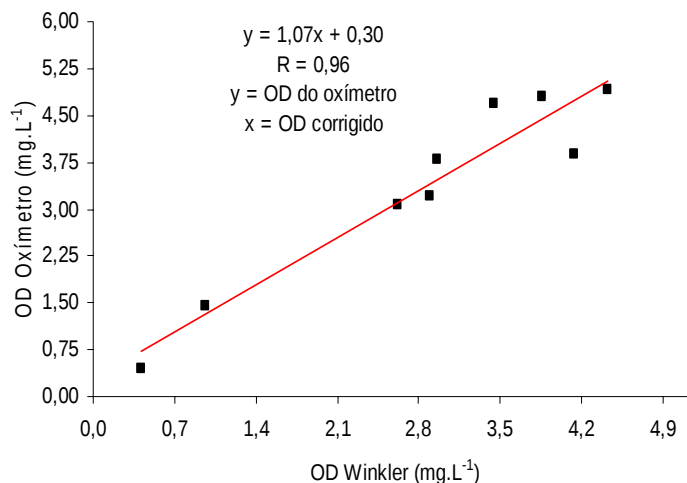


Figura 2.6 – Regressão linear dos dados de OD Winkler e OD oxímetro para calibração.

É necessário considerar que a amostragem não foi feita com amostrador específico de OD e que nos momentos de enchimento do balde os valores de OD podem ter se alterado pela possível aeração da água.

As medições foram feitas na amostra do balde, introduzindo-se o sensor lentamente na amostra, sem provocar movimentação da água, para não causar aeração. Foram recolhidos aproximadamente 2 L de água aproximadamente, em frasco de polietileno, encaminhados ao laboratório para a realização das análises de caracterização. Foi coletada uma alíquota de aproximadamente 300 mL, para cada determinação de oxigênio dissolvido no laboratório. Para isto, foi fixado o oxigênio da amostra no frasco de OD com a adição de 1 mL de sulfato manganoso e 1 mL de azida sódica, nesta ordem. As amostras foram encaminhadas ao laboratório para análise.

No decorrer dos procedimentos laboratoriais, as amostras foram armazenadas sob refrigeração, aproximadamente 4°C, para minimizar alterações das espécies químicas e

biológicas presentes. Medidas de proteção individual foram tomadas, como uso de jaleco, luva descartável, calçado fechado e desinfecção das mãos.

2.2.2 Atividades de Laboratório

Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água

As análises físico-químicas da água compreenderam: temperatura, pH, OD, turbidez, cor aparente e verdadeira, alcalinidade, nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato, nitrogênio inorgânico total, nitrogênio total e DQO. As alíquotas para as análises da série nitrogenada foram filtradas previamente em membrana 0,45 μm , removendo o material em suspensão, entretanto, é possível a interferência da cor verdadeira na quantificação nitrogênio amoniacal total. Um sumário das análises, métodos e equipamentos é apresentado no **Quadro 2.1**.

Quadro 2.1 – Sumário das análises, métodos e equipamentos.

Análise	Unidade	Método/Equipamento	Referência
Temperatura	°C	Oxímetro	1
pH	-	Eletrométrico/pHmetro	1
OD	mg.L ⁻¹	Iodométrico	1
Turbidez	UNT	Nefelométrico/Turbidímetro	1
Cor Aparente e Verdadeira	mg Pt.L ⁻¹	Colorímetro	1
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	Potenciométrico	1
Nitrogênio Amoniacal Total	mgN.L ⁻¹	Nessler/Espectrofotômetro	2
Nitrito	mgN.L ⁻¹	Diazotização/Colorímetro	1
Nitrato	mgN.L ⁻¹	Ultravioleta/Espectrofotômetro	1
Nitrogênio Inorgânico Total*	mgN.L ⁻¹	Tricloreto de Titânio/Colorímetro	1
Nitrógeno Total*	mgN.L ⁻¹	Persulfato/Colorímetro	1
DQO	mg.L ⁻¹	Refluxação	2

Legenda:

1 = Apha – Standart Methods (1998)

2 = Silva e Oliveira (2001)

* = *Kit* da Hach

O nitrogênio orgânico (N Org) foi calculado de forma indireta, subtraindo-se o nitrogênio total (NT) dos valores do nitrogênio inorgânico total (NIT) ($\text{N Org} = \text{NT} - \text{NIT}$). O nitrogênio inorgânico, por sua vez, foi estimado de duas maneiras: (1) medido diretamente por meio de *kit* de análise; e (2) calculado pela soma das parcelas de nitrito, nitrato e nitrogênio

amoniacoal total. Para se avaliar a diferença entre estas medidas, construiu-se o gráfico ilustrado na **Figura 2.7**. Os valores de NIT obtidos pelo *Kit* de análise e a soma dos parâmetros de nitrogênio foram dispostos neste gráfico no qual foi realizada a regressão linear dos dados.

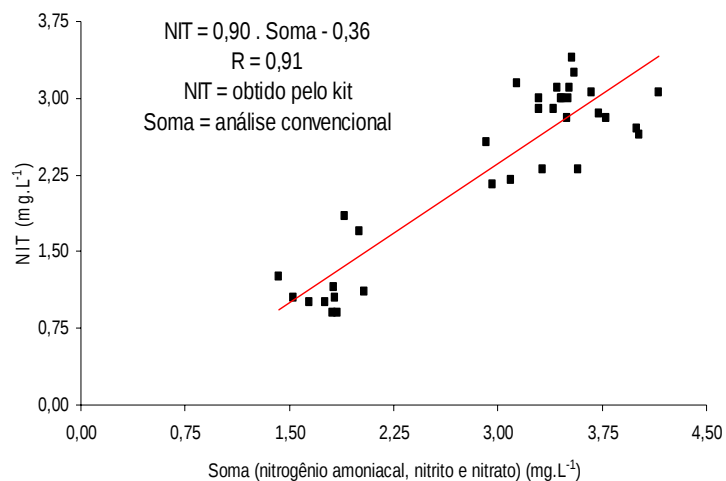


Figura 2.7 – Regressão linear dos dados de NIT.

Considerou-se os valores de NIT calculados utilizando a equação da reta. Os valores obtidos foram subtraídos do NT para obter o N Org (nitrogênio orgânico e alguma concentração de óxido de nitrogênio). Sendo que, tanto para os valores de *x* (soma do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato) como para os valores de *y* (NIT) a tendência foi a mesma. Todos os dados utilizados para análise de (NT, NIT e N Org) constam do **Anexo 3**.

2.3 Resultados e Discussão

Os resultados de parâmetros hidrológicos (vazão) e de qualidade (análises físico-químicas) são apresentados seguir.

Determinação de Parâmetros Hidrológicos

As leituras dos meses de estudo são apresentadas na **Tabela 2.1**. As vazões calculadas a partir da equação da curva-chave, **Equação 2.1 (b)**, página 26.

Tabela 2.1 – Leituras da régua limnimétrica da Estação Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte, fevereiro a novembro de 2007.

Mês	Régua	H (cm)	H total (cm)	H total (m)	Q (m ³ .s ⁻¹)
FEV	4	44	344	3,44	48,65
MAR	3	32	232	2,32	19,37
ABR	3	28	228	2,28	19,03
MAI	3	4	204	2,04	13,38
JUN	2	90	190	1,9	10,63
JUL	2	74	174	1,74	7,16
AGO	2	66	166	1,66	5,23
SET	2	58	158	1,58	4,30
OUT	2	52	152	1,52	2,89
NOV	2	82	182	1,82	8,39

Legenda:

H = cota, medida da régua aonde está o nível d'água.

H total = cota, medida do nível da água total (soma das régua).

A relação entre a cota e vazão estimada para os meses experimentais apresenta-se na **Figura 2.8 (a)**. Observou-se uma variação das vazões, da ordem aproximadamente 16 vezes, nos meses de estudo (**Figura 2.8 (b)**).

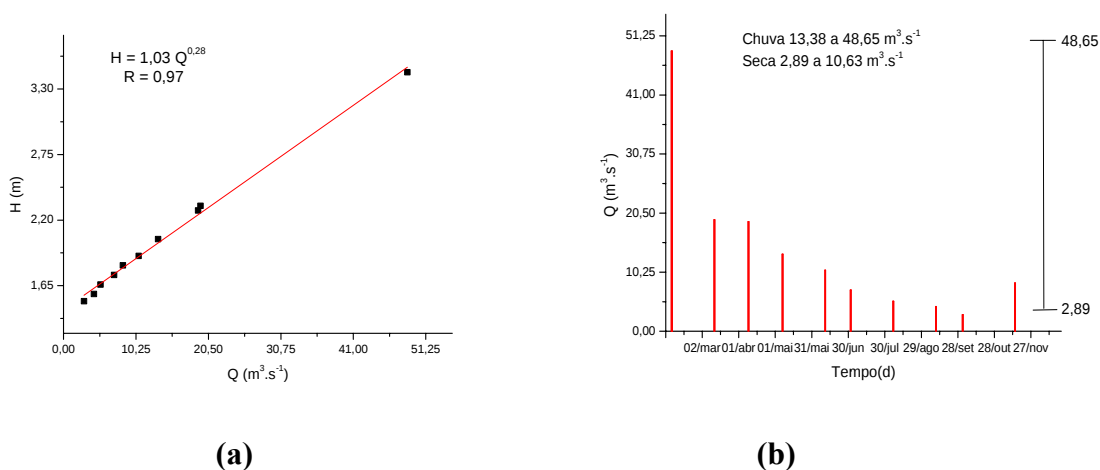


Figura 2.8 – Relação cota-vazão **(a)** e variação das vazões **(b)** dos meses de estudo.

Observa-se, conforme **Figura 2.8 (a)** e **(b)** e **Tabela 2.1**, a diminuição gradativa da vazão conforme o aumento da intensidade de seca dos meses de estudo.

No presente estudo a vazão máxima de 48,65 m³.s⁻¹ ocorreu em fevereiro e a vazão mínima de 2,89 m³.s⁻¹ ocorreu no período entre o final do mês de setembro e início do mês de

outubro. Este comportamento corrobora com Siqueira (1996), que descreve o regime hidrológico do Rio Meia Ponte. Foi considerado para o presente estudo então, período de seca de junho a novembro e período de seca de dezembro a maio.

Mendonça (2007) também estudou o trecho urbano do Rio Meia Ponte em Goiânia e realizou medições de vazões em julho de 2006, com valores medidos entre $13,75$ e $28,07 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, em vários pontos deste trecho. No presente estudo, com leituras em um único ponto, o valor da vazão do mês de julho foi inferior, $7,16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, caracterizando uma seca mais acentuada em 2007.

Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água

A listagem completa dos resultados das análises da água durante o período experimental constam do **Anexo 1**. A seguir é feita uma análise individualizada do comportamento dos parâmetros no período experimental em função da variação de vazão.

A temperatura da água apresentou variação de 7°C durante o período de coleta, compreendendo verão e inverno. As coletas foram realizadas geralmente entre 8 horas e 10 horas. Esta variação pode ser observada na **Figura 2.9**.

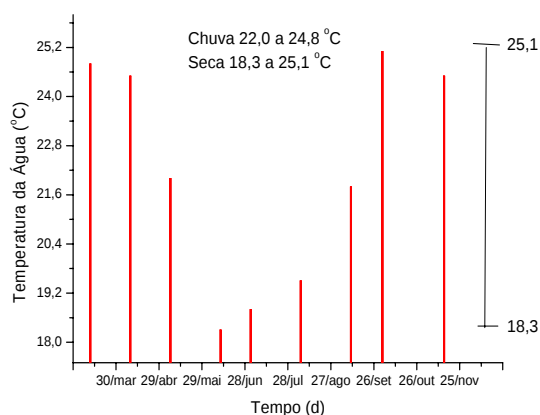


Figura 2.9 – Variação da temperatura da água dos meses de estudo, no momento da coleta.

Os parâmetros foram relacionados à vazão, mas é necessário considerar que, a vazão do lançamento de efluentes no rio praticamente não muda, enquanto que, a vazão do rio muda nos períodos de seca e chuva, ou seja, as condições de diluição do rio oscilam.

O pH manteve-se levemente básico (**Figura 2.10**). Observou-se uma tendência de aumento do pH com o aumento da vazão, com a predominância de íons bicarbonato. Para Esteves (1988), entre outros vários autores, em pH abaixo de 6,4 predomina H_2CO_3 (carbono inorgânico livre), entre pH 6,4 e 10,3 predomina íon HCO_3^- (íons bicarbonato) e a partir de pH 10,3 o íon dominante é o CO_3^{2-} (íons carbonato).

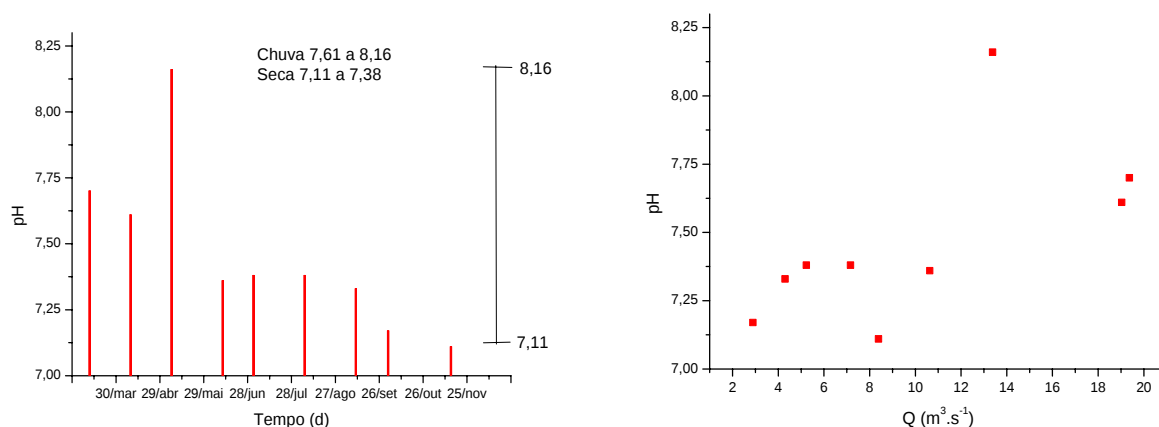


Figura 2.10 – Variação do pH dos meses de estudo e conforme vazão.

A alcalinidade, conforme **Figura 2.11**, apresentou uma tendência a diminuir conforme aumento da vazão, indicando um possível aumento da alcalinidade quando houve um aumento também da carga orgânica, onde ocorre também um aumento na concentração de gás carbônico na água. Este comportamento corrobora com estudos de caracterização do Meia Ponte, realizados pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, EEC/UFG, nos quais podem ser observados diminuições de pH e aumento da alcalinidade conforme aumento da matéria orgânica na água.

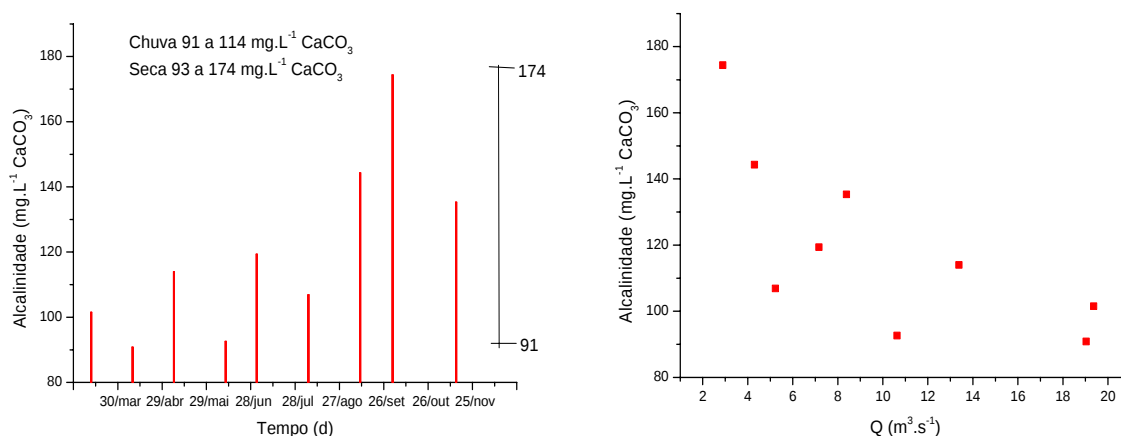


Figura 2.11 - Variação da alcalinidade dos meses de estudo e conforme vazão.

As concentrações de OD, de modo geral, foram baixas (**Figura 2.12**). O OD teve uma correlação positiva com a vazão.

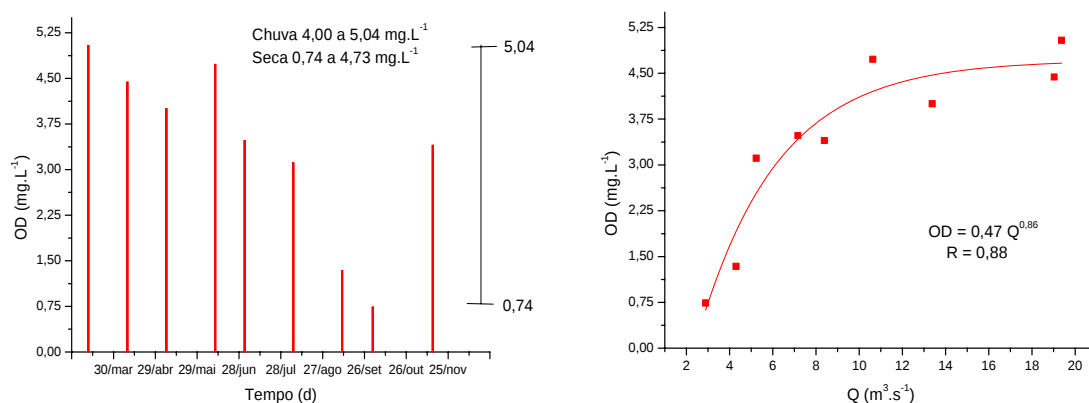


Figura 2.12 - Variação do OD dos meses de estudo e conforme vazão.

Silva *et al.* (2001), em estudo do Rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram encontradas em períodos secos. Os autores consideram que o decréscimo de sólidos suspensos nestes períodos, forneceu mais transparência para a coluna d'água e, conseqüentemente, aumentou a produção primária. Situação oposta foi detectada no presente estudo, do Meia Ponte, aonde foi no período de seca que encontraram-se os menores valores de OD.

Montuelle *et al.* (1996), em estudo da variação temporal e espacial de oxigênio dissolvido, observaram um decaimento na concentração de OD, tanto no local de lançamento do efluente no Rio Trambouze, na França, como a jusante deste lançamento. A montante, os valores foram iguais ou próximos aos valores de saturação de 11,8 a 10,2 mg.L⁻¹. No ponto de lançamento do efluente de 9,8 a 6,5 mg.L⁻¹ e a jusante do lançamento do efluente 1,3 a 5,5 mg.L⁻¹. A temperatura no ponto de lançamento variou entre 18 e 19°C. Este estudo comparado ao do Rio Meia Ponte, demonstra a variabilidade dos ecossistemas, as diferenças físicas, químicas e biológicas dos ambientes, de um rio francês, para um rio brasileiro, onde no Brasil a temperatura é maior e consequentemente a concentração de saturação de oxigênio dissolvido é menor.

A DQO, conforme **Figura 2.13**, observou-se o aumento nos níveis de DQO na seca, indicando uma maior disponibilidade de matéria orgânica neste período.

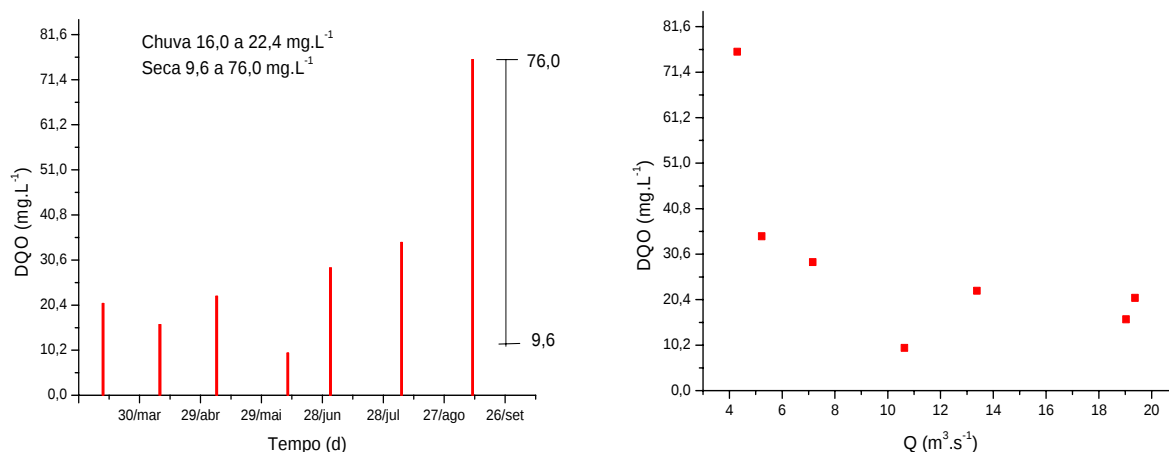


Figura 2.13 - Variação da DQO dos meses de estudo e conforme vazão.

Paiva (2004), em estudo do Rio Canoas, Estado do Rio Grande do Sul, observou valores de oxigênio dissolvido na faixa de 7,2 a 7,6 mg.L⁻¹, em todas as amostragens. Os valores de DQO foram baixos, na faixa de 4,2 a 5,4 mg.L⁻¹. O autor mostra que quando as concentrações de OD são maiores, consequentemente os valores de DQO são menores ou vice-versa. Assim o OD do Rio Meia Ponte chegou a 0,74 mg.L⁻¹ no período de seca decorrente de valores altos de DQO neste período (34,6 a 76,0 mg.L⁻¹).

Bellos e Sawidis (2005), mostraram que a variação sazonal da DQO ficou entre 10 e 25 mg.L⁻¹ e que valores altos de DQO indicam poluição da água por lançamento de efluentes e práticas de agricultura. Portanto, os altos valores de DQO do Meia Ponte mostra que é um rio mais poluído e estes valores diminuíram quando houve aumento da vazão. Assim deve-se considerar a ação antrópica, com aumento de nutrientes e matéria orgânica na água deste rio, especialmente devido ao lançamento dos efluentes da ETE Goiânia a montante do ponto de coleta.

A turbidez, conforme **Figura 2.14**, apresentou tendência ao aumento conforme aumento de vazão. Os valores de turbidez do presente estudo aumentaram nos meses das cheias devido ao material em suspensão transportado pela chuva.

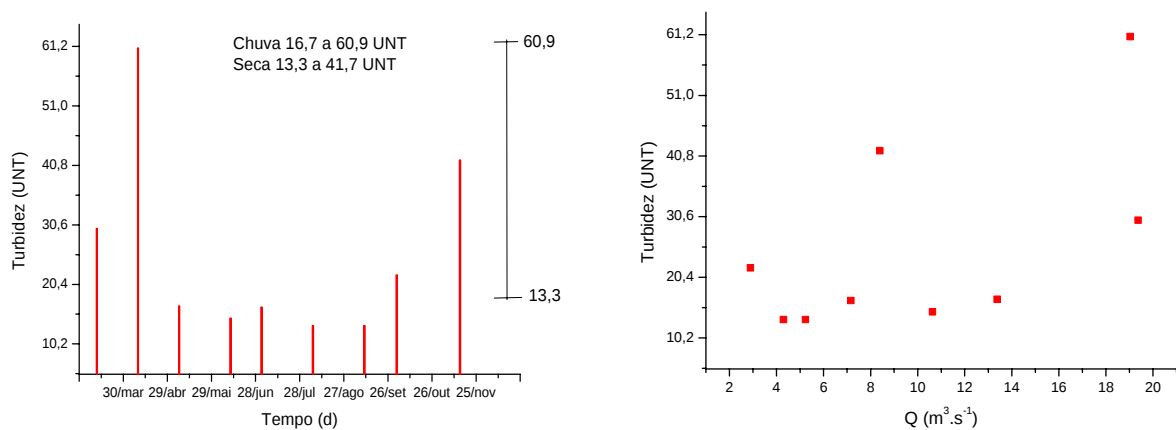


Figura 2.14 - Variação da turbidez dos meses de estudo e conforme vazão.

A **Figura 2.15 (a) e (b)** mostra a diferença de coloração da água entre o período de chuva e o período de seca.

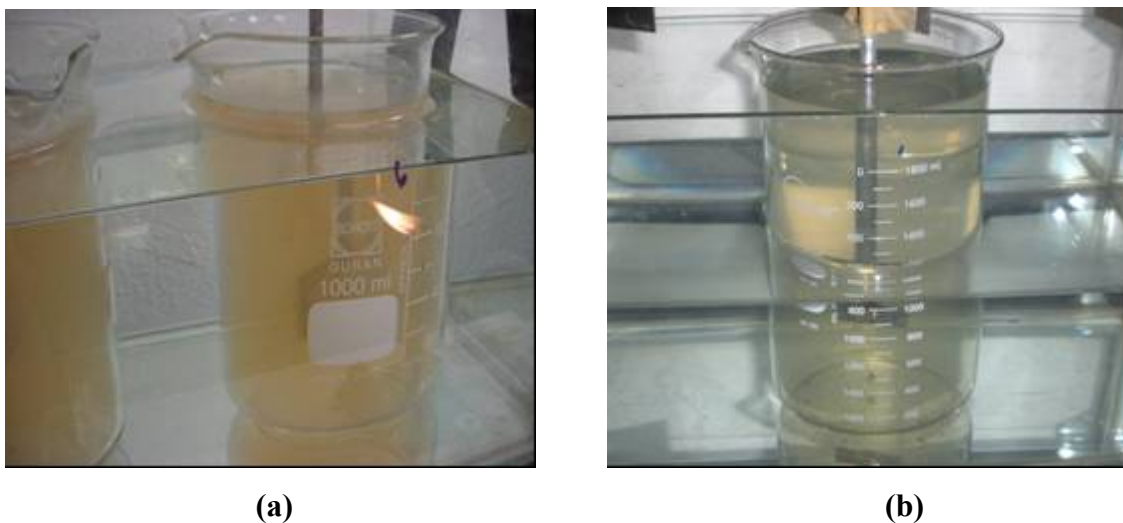


Figura 2.15 – Diferença visual da água entre período de chuva (a) e período de seca (b).

A cor aparente e verdadeira (**Figura 2.16 (a) e (b)**), respectivamente, observou-se a tendência de aumento de cor aparente conforme aumento da vazão, corroborando com a visualização da água na **Figura 2.15** e a turbidez. A cor verdadeira, apresentou certa oscilação, sendo que ocorreram valores maiores até em baixas vazões. A cor verdadeira apresentou-se maior no final do período de chuva e final do período de seca, indicando aumento de substâncias dissolvidas na água, como consequência do possível material coloidal presente.

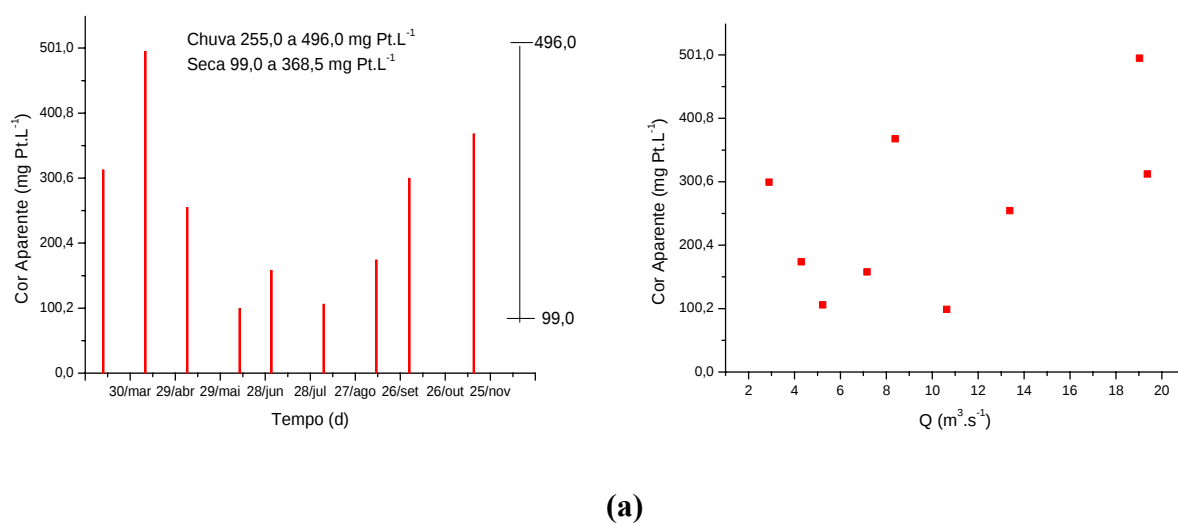
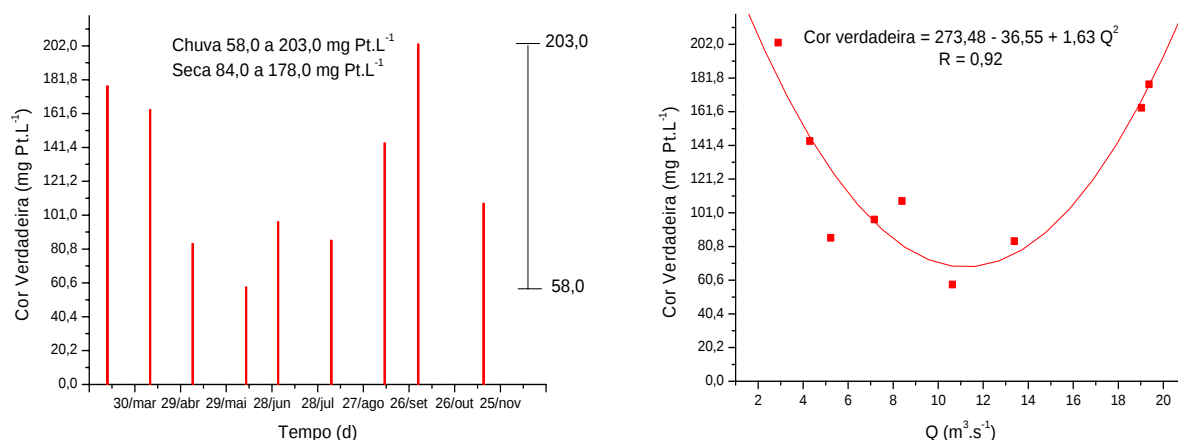


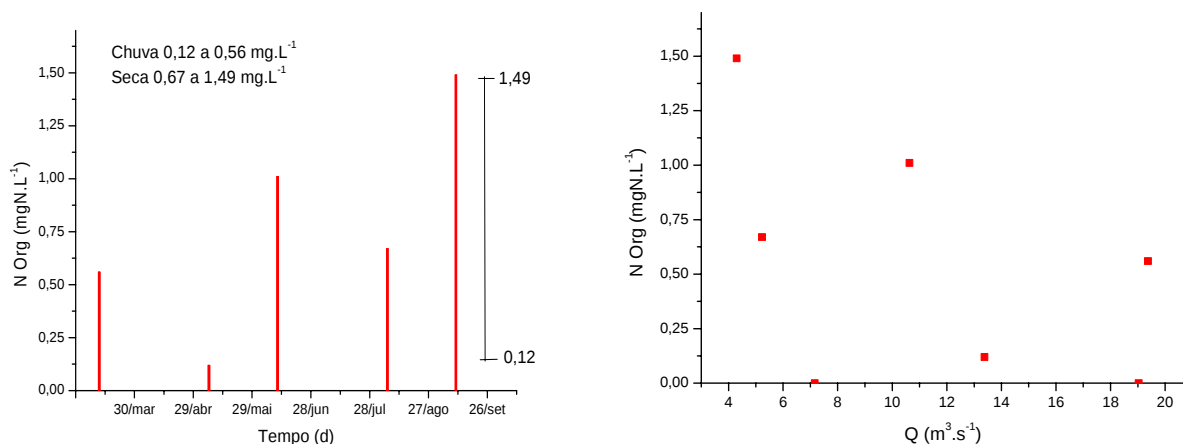
Figura 2.16 - Variação da cor aparente (a) dos meses de estudo e conforme vazão.



(b)

Figura 2.16 - Variação da cor verdadeira (b) dos meses de estudo e conforme vazão.

As concentrações dos compostos nitrogenados, são apresentados na **Figura 2.17**, concentrações de nitrogênio orgânico (a), nitrogênio amoniacal total (b), nitrito (c), nitrato (d) e nitrogênio total (e) aumentaram nas baixas águas. Os níveis de cada compostos nitrogenado dependem do estágio que se encontrava o processo da nitrificação no momento da coleta. Todos os compostos apresentaram-se mais concentrados no período de seca, com exceção do nitrato que não teve um tendência clara.



(a)

Figura 2.17 – Variação dos parâmetros de nitrogênio dos meses de estudo e conforme vazão, N Org (a).

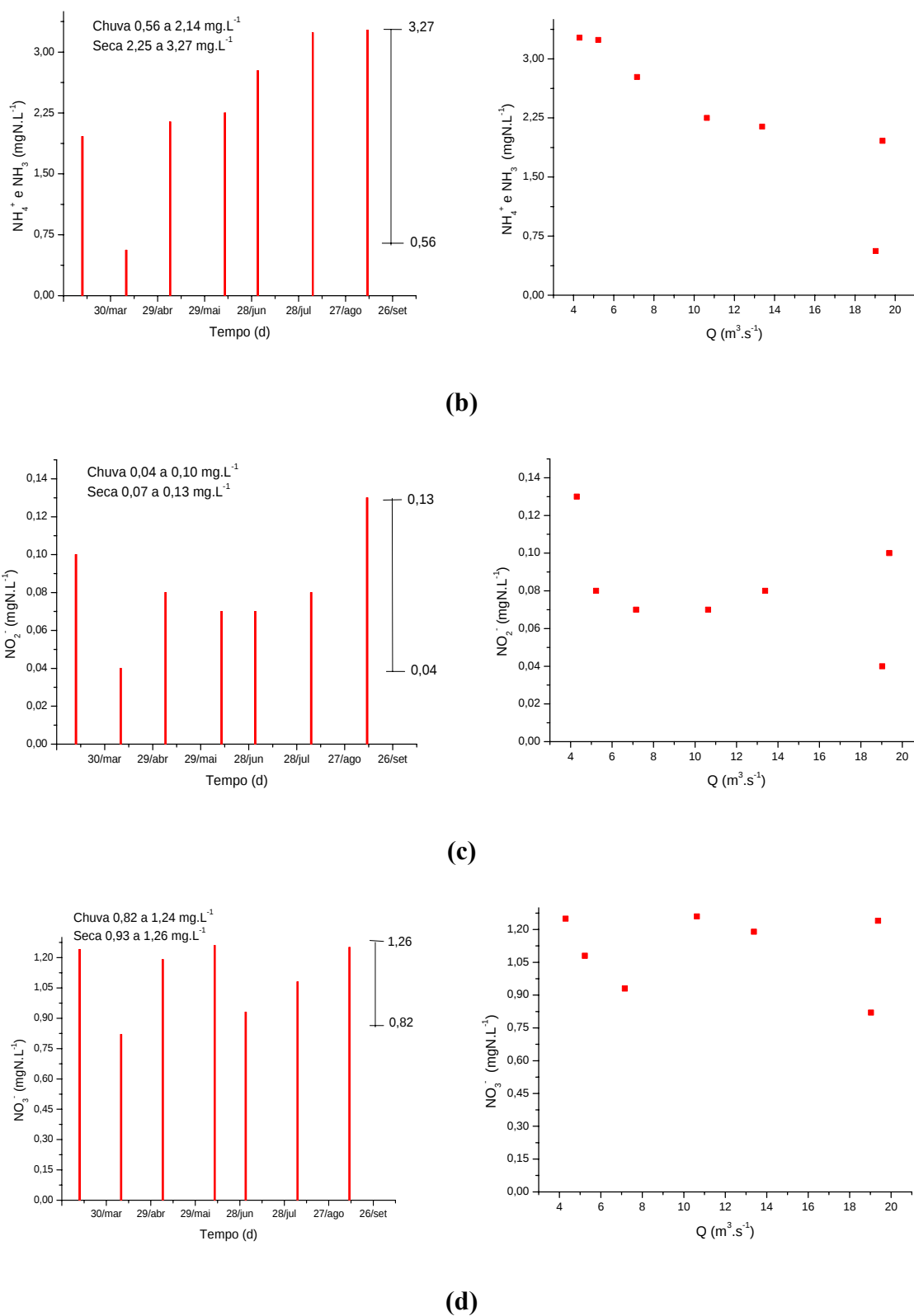
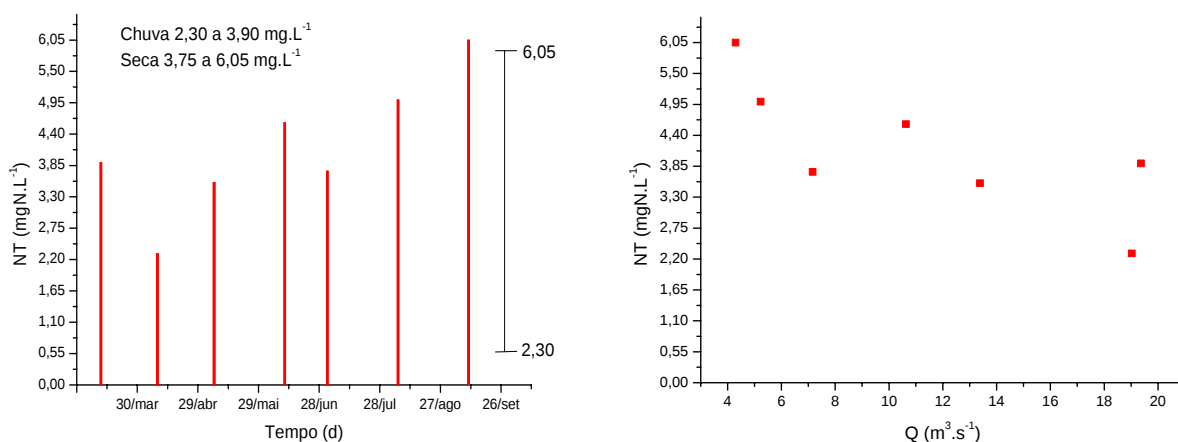


Figura 2.17 – Variação dos parâmetros de nitrogênio dos meses de estudo e conforme vazão, NH_4^+ e NH_3 (b), NO_2^- (c) e NO_3^- (d).



(e)

Figura 2.17 – Variação dos parâmetros de nitrogênio dos meses de estudo e conforme vazão, NT (e).

Ainda na **Figura 2.17**, observou-se que para a coleta do mês de abril houve diminuição significativa das concentrações destes parâmetros, pelo efeito da diluição, pois ocorreu chuva intensa nas últimas 24 horas que antecederam a coleta.

Os níveis dos compostos nitrogenados, em estudo do Rio Monjolinho, Estado de São Paulo, Peres (2002), estão apresentados no **Tabela 2.2**. Observa-se quantidade considerável de nitrogênio não sendo convertido às suas formas mineralizadas, pois a diferença entre o nitrogênio total (NT) e a soma do nitrogênio convertido à formas mineralizadas variam até 58% para as menores concentrações e até 28% para as maiores concentrações, ou seja, estas seriam as quantidade de nitrogênio orgânico. Para o Meia Ponte a quantidade de nitrogênio nas formas mineralizadas foi superior à quantidade de nitrogênio orgânico. A soma dos compostos de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato ficou na faixa de 1,42 a 4,66 mg.L⁻¹ e a faixa de variação do nitrogênio orgânico foi de 0,12 a 1,49 mg.L⁻¹, isto é, as concentrações de nitrogênio orgânico foram até 23% do nitrogênio total. Indicando um estágio mais avançado da nitrificação.

Tabela 2.2 – Níveis dos compostos nitrogenados.

Parâmetro	Menores concentrações Peres (2002)	Maiores concentrações Peres (2002)	Presente estudo (2007)
NT (mg.L ⁻¹)	0,37 – 0,81	8,36 – 12,98	2,30 – 6,05
NO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,00	0,02 – 0,17	0,04 – 0,13
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	0,03 – 0,06	3,59 – 8,60	0,56 – 3,27
NO ₃ (mg.L ⁻¹)	0,05 – 0,28	0,38 – 0,53	0,82 – 1,26

Montuelle *et al.* (1996), em estudo do Rio Trambouze, na França, observaram um aumento na concentração de nitrogênio amoniacal até um máximo 8,5 mg.L⁻¹ e a concentração de nitrogênio orgânico dissolvido até 4 mg.L⁻¹. Para o Meia Ponte os valores de nitrogênio amoniacal foram até 3,27 mg.L⁻¹ e de nitrogênio orgânico até 1,49 mg.L⁻¹, concentrações inferiores ao do estudo citado.

Cébron e Garnier (2005), em estudo do Rio Sena, França, quantificaram os compostos de nitrogênio a montante, na bacia do Rio Orgeval, região de agricultura, concentrações baixas de amônio de 0,05 a 0,25 mg.L⁻¹ e de nitrito de 0,005 a 0,1 mg.L⁻¹; entretanto, altas concentrações de nitrato de 8,0 a 11,2 mg.L⁻¹, como resultado da fertilização do solo com produtos químicos. No Rio Meia Ponte, aonde o estudo foi em trecho urbano, as concentrações de nitrato foram menores do que nos estudo de Cébron e Garnier (0,82 a 1,26 mg.L⁻¹). Entretanto, as concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrito foram superiores, 0,56 a 3,27 mg.L⁻¹ e 0,04 a 0,13 mg.L⁻¹, respectivamente. Uma possível explicação se deve ao fato do ponto de coleta estar próximo ao efluente da ETE Goiânia.

A síntese das faixas de variação de todos os parâmetros de caracterização medidos apresentada-se na **Tabela 2.3**, bem como a comparação desses valores com as faixas de valores obtidos por Mendonça (2007), que estudou vários pontos no trecho urbano de Goiânia (entre os meses de julho e outubro de 2006), inclusive o ponto do presente estudo. Os valores são comparados aos níveis permitidos pela resolução CONAMA nº 357 de 17/03/2005, para rios de classe II.

Tabela 2.3 – Comparação entre valores de estudos do Rio Meia Ponte e os níveis permitidos pela resolução do CONAMA, resolução 357 de 2005.

Parâmetro	Unidade	Faixa de variação do presente estudo	Faixa de variação para Mendonça (2007)	Limites do CONAMA
Temperatura	°C	18,3 a 25,1	20,9 a 22,7	-
pH	-	7,11 a 8,16	7,3 a 7,8	6 a 9
OD	mg.L ⁻¹	0,74 a 5,04	2,2 a 7,0	≥5
Turbidez	UNT	13,3 a 41,7	15,1 a 254,3	≤100
Cor Aparente	mg Pt.L ⁻¹	99,0 a 496,0	136,5 a 511,7	-
Cor Verdadeira	mg Pt.L ⁻¹	58,0 a 203,0	51,0 a 211,7	≤75
Alcalinidade	mg.L ⁻¹ CaCO ₃	91 a 174	65,1 a 87,7	-
DQO	mg.L ⁻¹	9,6 a 76,0	16 a 264	-
Nitrogênio Orgânico	mgN.L ⁻¹	0,12 a 1,49	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mgN.L ⁻¹	0,56 a 3,27	-	<2,0*
Total				
Nitrito	mgN.L ⁻¹	0,04 a 0,13	0,01 a 0,36	<1,0
Nitrato	mgN.L ⁻¹	0,82 a 1,26	0,12 a 0,62	<10,0
Nitrogênio Total	mgN.L ⁻¹	2,3 a 6,05	-	-

*Considerando a faixa de pH do presente estudo.

A **Tabela 2.3** apresenta as leituras da temperatura da água com variação de aproximadamente 7°C. Para Mendonça (2007), a variação da temperatura foi menor, aproximadamente 2°C, em função do período menor de estudo e única estação climatológica (seca). O pH apresentou uma variação maior que os valores de Mendonça (2007), que realizou seu estudo nos meses predominantemente secos. As concentrações de OD foram baixas, Mendonça (2007) obteve uma faixa mais ampla de valores maiores de OD, pois o trecho de estudo foi maior, incluindo regiões pouco antropizadas à regiões muito poluídas, evidenciado por concentrações maiores de DQO. Mendonça (2007), obteve valores de cor aparente e verdadeira próximos ao do presente estudo e os valores de alcalinidade inferiores. As concentrações de nitrito e nitrato apresentaram-se dentro dos padrões, nos dois estudos.

Segundo a resolução CONAMA 357, para rios de classe II, todos os valores de OD apresentaram-se fora do padrão, com exceção ao do mês de março de 2007 que apresentou-se em conformidade com a legislação vigente, indicando que a carga orgânica lançada no Rio nos períodos de seca está acima da capacidade de assimilação ou de autodepuração do corpo hídrico. Os valores de turbidez e pH não ultrapassaram os limites da legislação vigente, os valores de cor verdadeira encontraram-se acima do padrão em praticamente todos os meses estudados. Os

parâmetros de nitrito e nitrato apresentaram-se dentro dos padrões. Quanto ao nitrogênio amoniacal, que depende da faixa de pH, a concentração padrão CONAMA para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ é de até $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$, que corresponde à variação no Rio Meia Ponte de $7,1 \leq \text{pH} \leq 8,2$, sendo observado valores de nitrogênio amoniacal fora dos padrões em alguns meses, predominantemente meses de clima seco, onde a matéria orgânica apresentou-se mais concentrada na água.

CAPÍTULO 3

REAERAÇÃO

A reposição de OD consumido em um curso d'água natural ocorre, principalmente, pela absorção física do oxigênio da atmosfera através da movimentação turbulenta sofrida pela água em escoamento. Este fenômeno é conhecido como reaeração ou reoxigenação. A capacidade de reaeração está diretamente relacionada com o nível de turbulência na superfície da água, e é quantificada pelo parâmetro cinético conhecido com coeficiente de reoxigenação ou reaeração (COSTA, 1998).

O processo de transferência de oxigênio ocorre em três fases distintas. Inicialmente, o oxigênio é transferido da atmosfera para o filme da superfície, resultando em uma rápida saturação desse filme. Na segunda fase há transferência do filme para a massa líquida por meio de difusão. Nos sistemas estagnados ou de baixo nível de mistura, o processo de difusão é muito lento. A terceira fase é a mistura de oxigênio no seio da massa líquida por difusão e convecção. Com altos níveis de turbulência, o filme da superfície é continuamente quebrado e repostado, e essa renovação do filme é responsável pela transferência de oxigênio ao líquido. Então o mais eficiente meio de aeração é o mecanismo que produza a mais efetiva renovação do filme da superfície. Rios, lagos e córregos continuamente sofrem o processo de aeração natural (AQUA AEROBIC SYSTEMS, 1985).

Para Sperling (1996), entre outros autores, quando a água é exposta a um gás, ocorre um contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa, quando há um déficit do gás na água. Tão logo a concentração de solubilidade na fase líquida seja atingida, ambos os fluxos passam a ser de igual magnitude, de modo a não ocorrer uma mudança global das concentrações do gás em ambas as fases. Este equilíbrio dinâmico define a Concentração de Saturação (C_s) do gás na fase líquida. No entanto, caso haja algum consumo do gás dissolvido na fase líquida, o principal fluxo de transferência é na direção gás-líquido, atuando no sentido de restabelecer o equilíbrio. O processo da reaeração atmosférica se desenvolve segundo este conceito. O consumo do oxigênio nos processos de estabilização da matéria orgânica em sistemas aquáticos naturais faz com que as concentrações deste meio líquido estejam abaixo da saturação.

Os gases da atmosfera apresentam solubilidade em água. O oxigênio, por exemplo, é pouco solúvel em água e sua solubilidade é diretamente proporcional à pressão e inversamente proporcional a temperatura. A baixa solubilidade do oxigênio é fator limitante da capacidade de purificação das águas naturais e no tratamento de efluentes (SAWYER e McCARTY, 1978).

O oxigênio é pouco solúvel, sob padrão de pressão e temperatura (20°C e 1 atm), somente 0,91 kg de oxigênio podem ser dissolvidos em 100.000 kg de água. Esta é a condição saturada, isto é, não tem dissolução de mais oxigênio na água, mesmo criando-se grandes turbulências artificialmente. Na condição de saturação, o oxigênio dissolvido não poderá ser aumentado, a menos que a temperatura seja abaixada ou haja um aumento de pressão no sistema (AQUA AEROBIC SYSTEMS, 1985).

A solubilidade do oxigênio em água doce é de 14,6 mg.L⁻¹ à 0°C para 7 mg. L⁻¹ à 35°C sob condições de 1 atm. Essa solubilidade varia com a pressão e o aumento da temperatura e salinidade. A oxidação biológica, com o aumento da temperatura onde o oxigênio dissolvido é menos solúvel, está relacionado à engenharia ambiental (SAWYER e McCARTY, 1978).

O nível de saturação do oxigênio é determinado pela Lei de Henry: a massa de qualquer gás dissolvido em um determinado volume do líquido à temperatura constante é diretamente proporcional a pressão que o gás exerce sobre o líquido, representado pela **Equação 3.1** (THOMANN e MUELLER, 1987).

$$p = H_c \cdot C_s \quad (3.1)$$

sendo,

p = pressão parcial de O₂ (mmHg)

H_c = 16 - constante de Henry's (mmHg/ mg.L⁻¹)

C_s = concentração de saturação de OD no líquido (mg.L⁻¹)

As áreas de aplicação dos processos interfaciais de transferência têm-se ampliado, atingindo o campo de estudo em Saneamento e Engenharia Ambiental. Assim, processos de aeração em rios ou estações de tratamento de águas residuárias, e processos de dessorção de gases voláteis nocivos passaram a utilizar a base do conhecimento gerada, por exemplo, a

Engenharia Química, no estudo dos processos de extração em operações unitárias (CUNHA, 1993).

No ecossistema aquático natural, o nível de oxigênio dissolvido deve-se basicamente aos processos de reaeração e fotossíntese como fontes de oxigênio; e a demanda de oxigênio nos processos químicos e bioquímicos, como sumidouros de oxigênio (THOMANN e MUELLER, 1987).

Conforme Siqueira (1996), entre outros autores, a reaeração é modelada como um processo com cinética de primeira ordem. Segundo Leite (2004), na reação de primeira ordem, a taxa depende de um único reagente elevado à primeira potência. A remoção de matéria orgânica e o decaimento de microrganismos são exemplos de processos que também têm este comportamento.

A reaeração de corpos d'água receptores de despejos de esgotos é um processo de transferência de massa. Há uma demanda por oxigênio, resultante da ação bacteriológica sobre a matéria orgânica biodegradável a ser suprida. Quantitativamente, a transferência de massa superficial pode ser definida pelas equações de transporte que utilizam o coeficiente de transferência gasosa, no caso de transferência de oxigênio, pelo coeficiente de reaeração K_a . Esse coeficiente é influenciado por diversos fatores, como temperatura, pressão, umidade do ar e especialmente a turbulência na superfície (SZÉLIGA e ROMA, 2004).

Nos processos de tratamento biológico aeróbio em efluentes, a solubilidade limitada do oxigênio é de grande importância, pois limita a disponibilidade do mesmo para os decompositores (SAWYER e McCARTY, 1978).

Várias técnicas são empregadas na estimativa do coeficiente de reaeração: por meio de traçadores radioativos, distúrbio de equilíbrio, balanço de massa e outras. Pesquisadores tentam correlacionar o coeficiente de reaeração K_a com variáveis hidráulicas do curso d'água. A literatura relata várias fórmulas, conceituais e empíricas, relacionando K_a com a profundidade e a velocidade do curso d'água (SPERLING, 1996).

A taxa de reação r é o termo usado para descrever o desaparecimento ou formação de um composto ou espécie. A relação entre a taxa de reação, a concentração do reagente e a ordem da reação é dada pela expressão representada na **Equação 3.2** (SPERLING, 1996). Esta equação aplica-se às reações cinéticas de maneira geral.

$$r = K.C^n \quad (3.2)$$

sendo,

r = taxa de reação ($\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$)

K = constante da reação (T^{-1})

C = concentração do reagente (ML^{-3})

n = ordem da reação

Thomann e Muller (1987), entre outros vários autores, mostram que a cinética da reaeração pode ser caracterizada como uma reação de primeira ordem conforme descreve a **Equação 3.3**.

A solução da equação 3.3 é apresentada na **Equação 3.4** (SPERLING, 1996).

$$\frac{dD_t}{dt} = -K_a.D_t \quad (3.3)$$

$$D_t = D_o.e^{-K_a.t} \quad (3.4)$$

sendo,

D_t = déficit de OD, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração existente em um tempo $t(C)$ ($= C_s - C_t$) (mg.L^{-1})

t = tempo (d)

K_a = coeficiente de reaeração, na base e (d^{-1})

D_o = déficit de oxigênio inicial (mg.L^{-1})

C_s = concentração de saturação (mg.L^{-1})

C_t = concentração em um tempo (t)

3.1 Turbulência

O estudo da transferência de gases em interfaces ar-água não é recente. Desde as primeiras décadas do século passado, os pesquisadores da área têm procurado formas de

quantificar convenientemente o processo. A dificuldade está associada ao fato dos sistemas estudados geralmente estarem sujeitos à agitação turbulenta. A turbulência é, por si só, um problema cujo equacionamento ainda não é completo (CUNHA, 1993).

O estudo da turbulência ou de escoamentos nos quais se manifesta um comportamento turbulento, principiou com os trabalhos de Boussinesq, em 1877, e Reynolds em 1893. O fato de os escoamentos turbulentos terem como características a rápida flutuação das grandezas físicas envolvidas, talvez tenha induzido Boussinesq a rejeitar a formulação determinística para o fenômeno. Desde então, os pesquisadores se atêm a descrever a turbulência a partir de modelos estatísticos (SCHULZ, 1989).

Considerando o efeito da turbulência sobre a reaeração, Higbie (1935) e Dankwerts (1951) *apud* Schulz (1989), supõe que os turbilhões existentes no meio líquido provocam continuamente a ascensão e exposição ao ar de parte da área envolvente de volume de água com baixa concentração de oxigênio. Do mesmo modo, retiram da superfície volumes de água que já tiveram parte de sua área envolvente exposta.

3.2 Temperatura

O efeito da temperatura sobre a reaeração, pode ser observado em dois diferentes aspectos: o aumento da temperatura reduz a solubilidade (concentração de saturação) do oxigênio no meio líquido e o aumento da temperatura acelera os processos de absorção do oxigênio (aumento de K_a). Estes dois aspectos atuam em sentidos opostos, o aumento de K_a implica numa relação na taxa de reaeração. No entanto, a redução da concentração de saturação equivale à redução no déficit de oxigênio, resultando numa diminuição na taxa de reaeração (SPERLING, 1996), ente outros autores.

A temperatura tem influência nos processos de transformação das substâncias e quase todos os modelos usam a relação exponencial de Arrhenius para descrever esses efeitos, tendo como referência a temperatura de 20°C (BOWIE *et al*, 1985). Para obtenção deste coeficiente, utiliza-se a **Equação 3.5**. Esta equação também pode ser aplicada para outros processos além da reaeração, como desoxigenação e nitrificação com modificações nos valores de θ .

$$K = K_{20} \cdot \theta^{T-20} \quad (3.5)$$

sendo,

K = coeficiente (d^{-1})

K_{20} = coeficiente à 20°C(d^{-1})

θ = fator de correção da temperatura

T = temperatura(°C)

O objetivo do estudo foi estimar o coeficiente de reaeração. Com base nesta estimativa utilizando-se as equações da literatura da **Tabela 3.1**, para as condições locais no trecho em estudo, procurou-se aproximar as condições de reaeração em laboratório, das do Rio Meia Ponte, para estudos de cinética em equipamento de *Jar Test* modificado.

3.3 Metodologia da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) para o Rio Meia Ponte no Local de Estudo

Com o intuito de estimar as condições de reaeração no Rio Meia Ponte, foi solicitada à Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (CPRM) a série histórica de dados, que consta do **Anexo 2**, valores relacionados à vazão correspondentes aos anos de 1975 a 2005. Usando as equações de previsão de K_a da literatura, foi determinada uma faixa de valores de K_a para o período de chuva (meses dezembro a maio) e uma faixa de valores de K_a para o período de seca (meses junho a novembro). Os períodos de seca e chuva foram estabelecidos tendo como base os estudo de Siqueira (1996), deste mesmo corpo hídrico.

Posteriormente, os valores estimados em laboratório foram comparados com os estimados no Rio.

Estimativa do K_a

As equações de Churchill *et al.* (1962) e O'Connor e Dobbins (1958) foram selecionadas para a estimativa dos coeficientes de reaeração no Rio Meia Ponte (**Tabela 3.1**). A seleção se deu de acordo com as faixas de variação da profundidade média e velocidade média do escoamento

de água. Nestas equações, a oxigenação está diretamente relacionada com a turbulência de um corpo d'água, diretamente proporcional à velocidade e inversamente proporcional à profundidade.

Tabela 3.1 – Equações de reaeração (base e , 20°C).

Autor	Equação (SI)	Faixa de aplicação da equação	Faixa do Rio Meia Ponte no local
CHURCHILL <i>et al.</i> , (1962)	$5,03(v^{0,969} / h^{1,673})$	$0,60\text{m} \leq h < 4,00\text{m}$ $0,80\text{m/s} \leq v < 1,50\text{m/s}$	$2,09\text{m} \leq h \leq 3,06\text{m}$ $0,80\text{m/s} \leq v \leq 0,96\text{m/s}$
O'CONNOR; DOBBINS (1958)	$3,93(v^{0,5} / h^{1,5})$	$0,60\text{m} \leq h < 4,00\text{m}$ $0,05\text{m/s} \leq v < 0,80\text{m/s}$	$0,88\text{m} \leq h \leq 3,08\text{m}$ $0,17\text{m/s} \leq v \leq 0,78\text{m/s}$

Fonte: Siqueira; Cunha (2001) e Sperling (1996).

A faixa de variação de velocidade média (v) e profundidade média (h) do Rio Meia Ponte na Estação Montante de Goiânia (**Tabela 3.1**), é apresentada conforme os dados históricos, que não ultrapassasse os valores das equações da literatura. Valores considerados para a temperatura padrão de 20°C.

3.4 Metodologia da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) no Laboratório com Equipamento de *Jar Test*, Modificado

Em princípio não se sabia qual rotação seria a mais adequada para se simular o nível de turbulência do rio, no ponto de medição da Estação Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte. Então, diferentes rotações foram testadas no equipamento de *Jar Test* (22, 47, 54, 58, 68, 76 e 83 rpm). Para isto utilizou-se os métodos de estimativa de K_a , mas desta vez para as condições laboratoriais. O *Jar Test* modificado é composto de impulsores rotativos de 7,5 cm de diâmetro, caixa de vidro, jarros circulares de 13 cm de diâmetro e 16 cm de altura (altura da lâmina d'água), representado na **Figura 3.1**. Os dois jarros ficaram inseridos na caixa de vidro que foi acoplada ao *Jar Test*, com o objetivo de uniformizar a temperatura da água nos jarros.

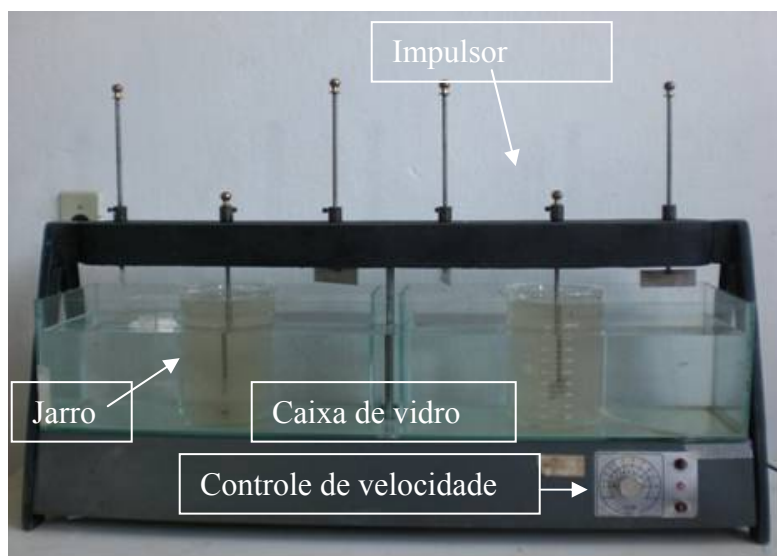


Figura 3.1 – Equipamento de *Jar Test*, modificado.

As rotações indicadas no equipamento (25 à 100 rpm) foram verificadas com medições utilizando-se cronômetro e contagem visual e o mesmo foi calibrado para todas as rotações do experimento, os histogramas de cada nível de rotação apresentam-se na **Figura 3.2**. Observa-se uma variação nas leituras porém com tendência à normalidade. Os valores médios calculados foram utilizados na curva de calibração (**Figura 3.3**).

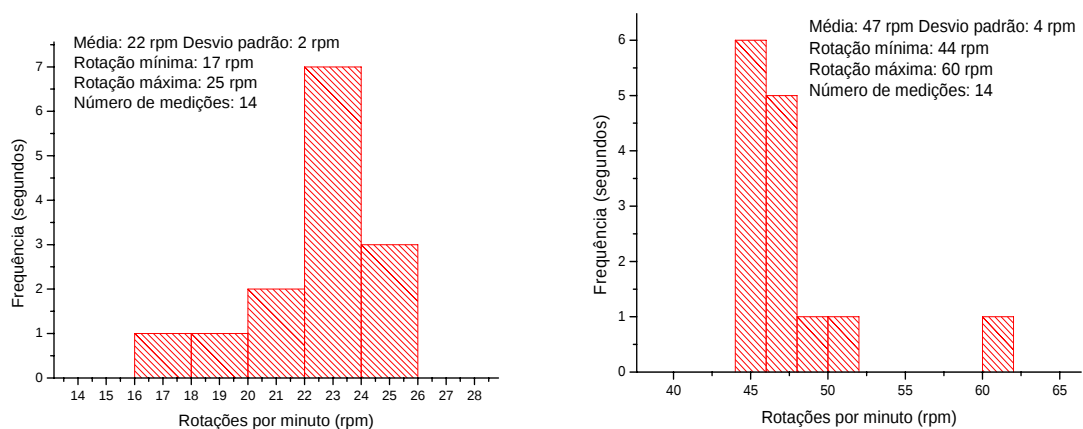


Figura 3.2 – Calibração do equipamento de *Jar Test* para todos os níveis de rotação.

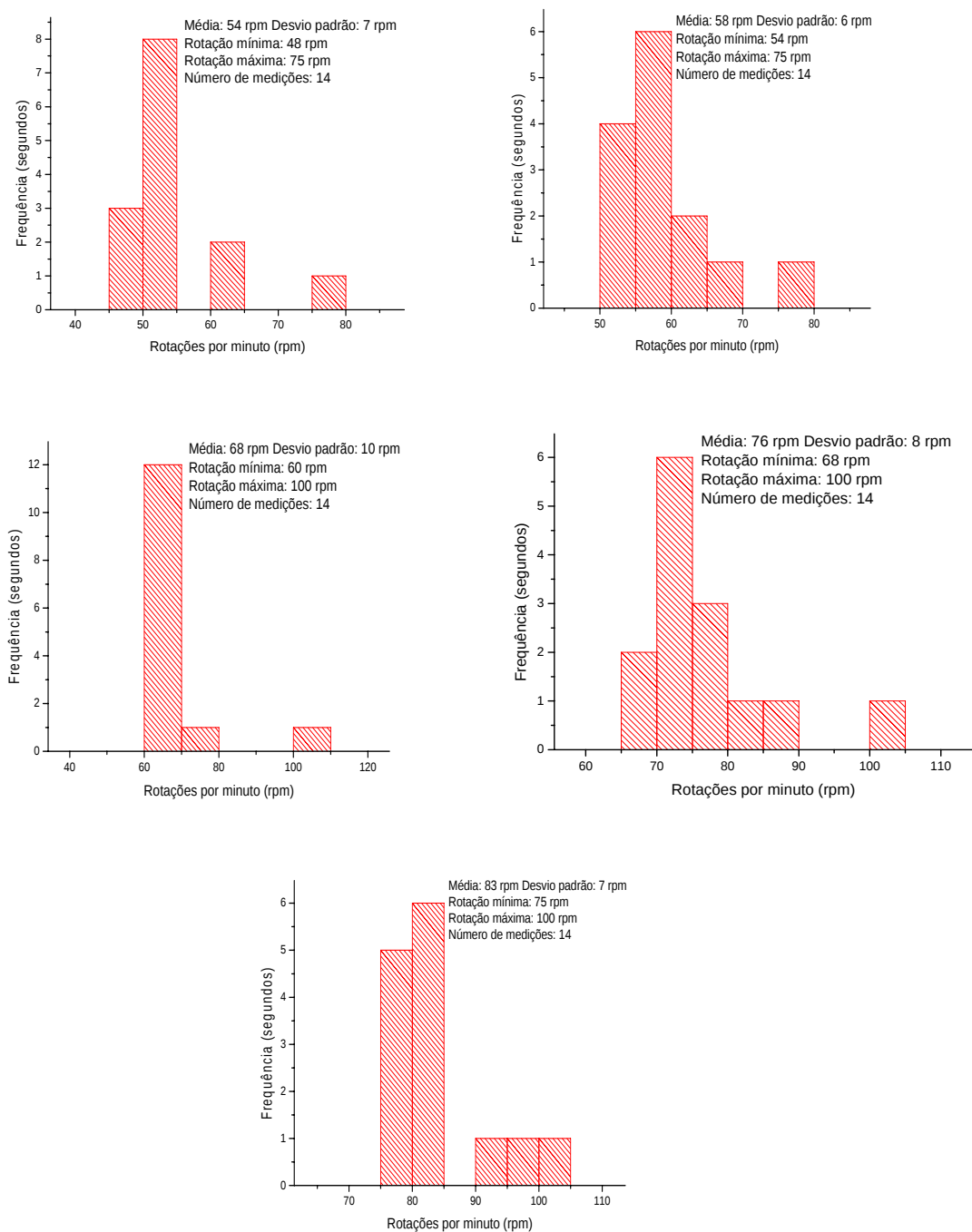


Figura 3.2 – Calibração do equipamento de *Jar Test* para todos os níveis de rotação.

Observou-se uma certa oscilação das rotações, possivelmente devido às oscilações na tensão da rede elétrica do laboratório.

A curva de calibração da rotação do equipamento de *Jar Test* modificado é apresentada na **Figura 3.3**, onde há uma correlação entre as rotações medidas indicadas pelo equipamento. Em geral, o equipamento indicou valores superiores aos medidos.

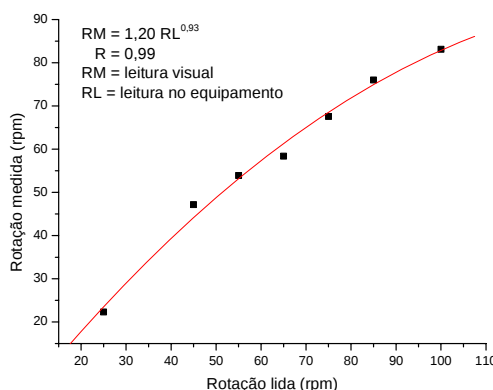


Figura 3.3 - Correlação entre as leituras das rotações lidas e medidas.

Estimativa do K_a

As amostras foram coletadas em campo conforme local e procedimento descritos no **item 2.2.1** (*Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água*), página 26, no **Capítulo 2**. As coletas foram realizadas entre os meses de novembro de 2006 e julho de 2007, período em que foram realizados os ensaios de reaeração nos diferentes níveis de rotação. Em cada ensaio foi testado apenas um nível de rotação. As amostras de água foram deaeradas fisicamente antes do início do experimento. A deaeração visa a diminuição do oxigênio dissolvido do meio e foi realizada com elevação de temperatura ao ponto de fervura por 3 minutos aproximadamente. As amostras foram então resfriadas em banho-maria com água e gelo até a temperatura ambiente para o início do experimento. Fez-se as leituras de oxigênio dissolvido e temperatura a cada uma hora regularmente, após o processo de deaeração. Os dados de tempo (x) e OD (y) foram dispostos em gráficos (**Figura 3.5**). Ajustou-se o modelo conforme a **Equação 3.4**, página 47, aos dados experimentais obtidos, onde foi feita a regressão não linear dos dados utilizando-se um programa estatístico. Fez-se a correção para a temperatura padrão de 20°C, utilizando-se a **Equação 3.5**, página 49. O valor de θ utilizado foi de 1,024, conforme Sperling (1996).

3.5 Resultados da Estimativa dos Coeficientes de Reaeração (K_a) para o Rio Meia Ponte no Local de Estudo

Estimativa do K_a

Os valores de K_a em função da vazão para o período de seca (junho a novembro) e chuva (dezembro a maio), são apresentados nas **Figura 3.4(a)** e **Figura 3.4(b)**, respectivamente. Os resultados individuais dos cálculos encontram-se no **Anexo 2**.

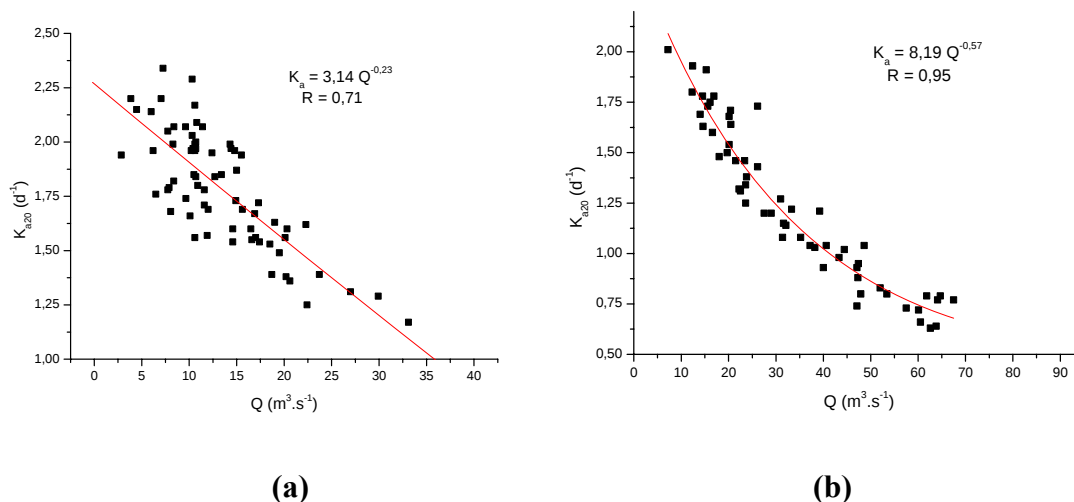


Figura 3.4 – Relação entre vazão e K_a no período de seca (junho a novembro) (a) e período de chuva (dezembro a maio) (b). Histórico de 1975 a 2005 da Estação Montante de Goiânia.

Pôde-se observar que os valores de K_{a20} para o período de seca variam de 1,17 a 2,34 d^{-1} e para o período de chuva de 0,63 a 2,01 d^{-1} . Na seca os valores foram maiores, entretanto, próximos aos valores do período de chuva. Leite (2004), assim como neste estudo, utilizou a equação de O'Connor e Dobbins (1958).

Siqueira (1996), determinou o K_a no Rio Meia Ponte utilizando as mesmas equações do presente estudo, mas em um trecho a montante de 19 km, caracterizado por apresentar maior velocidade e menor profundidade. O autor encontrou valores de K_a maiores, numa faixa de 2,25 a 3,50 d^{-1} , valores ligeiramente superiores ao presente estudo, o que era de se esperar.

Bárbara (2006), em estudo do Rio Araguari, Estado do Amapá, um rio mais profundo e mais lento que o Rio Meia Ponte, encontrou valores de K_a variando de 0,02 a 1,40 d^{-1} ,

utilizando uma das equações deste estudo, do Rio Meia Ponte, O'Connor e Dobins (1958). Sendo que no Meia Ponte os coeficientes de reaeração foram maiores.

3.6 Resultados da Determinação dos Coeficientes de Reaeração (K_a) no Laboratório com Equipamento de *Jar Test*, Modificado

É necessário considerar que os resultados obtidos são para as condições experimentais do presente estudo, levando em conta a velocidade de rotação, o tamanho dos impulsores rotativos, a altura e diâmetro do jarro do equipamento de *Jar Test*, modificado.

Estimativa do K_a

Foram realizados ensaios para determinar os coeficientes de reaeração (K_a). Buscou-se obter uma rotação que se aproximasse às condições de reaeração do Rio, com as da água nos jarros. Os resultados dos testes apresentam-se na **Figura 3.5**. Como os testes foram realizados em duplicata, nos gráficos o desvio padrão é indicado. Em alguns casos, o desvio padrão não é perceptível, pois as leituras dos valores de OD foram muito próximas. Os valores de K_a foram obtidos por meio de uma regressão exponencial dos dados com o auxílio de um programa estatístico, no qual foi calculado também a concentração de saturação (C_s) e a concentração inicial (C_o). A equação utilizada para a regressão não linear foi a **Equação 3.4**, página 47.

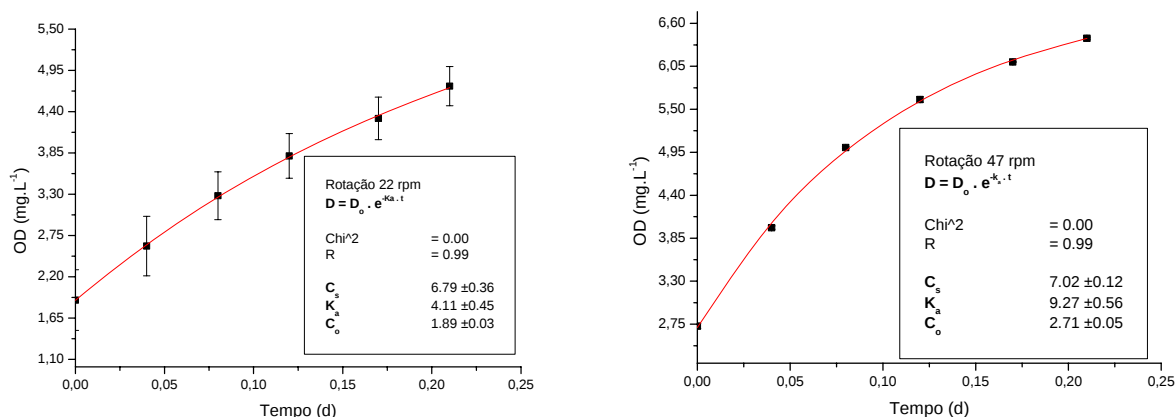


Figura 3.5 – Testes de reaeração.

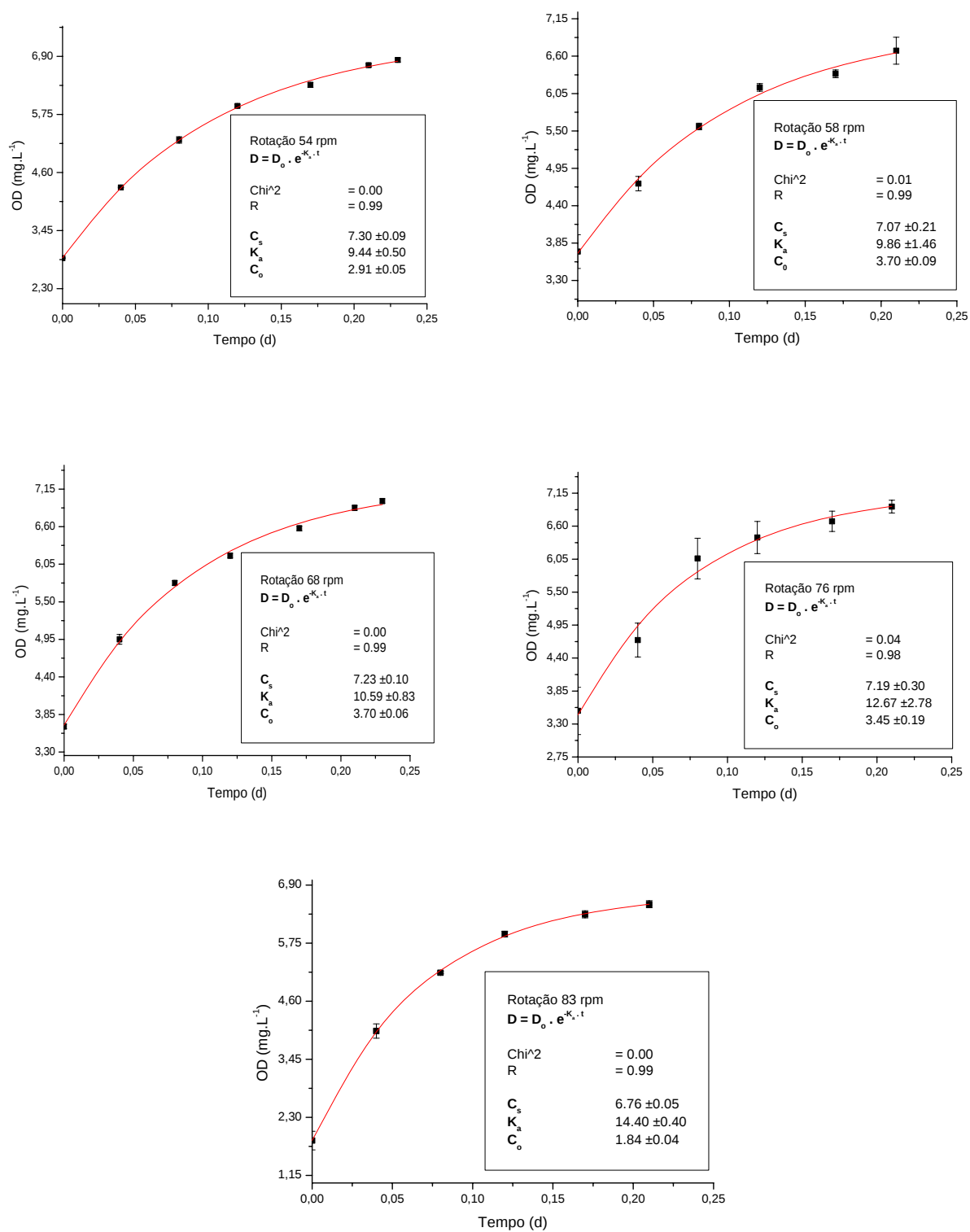


Figura 3.5 – Testes de reaeração.

A **Tabela 3.2** é uma síntese dos resultados dos experimentos de reaeração nos diversos níveis de rotações, com os respectivos valores médios de concentração de saturação, concentração inicial, coeficiente de reaeração à temperatura experimental e corrigido para a temperatura de 20°C. A temperatura experimental esteve em $26,9 \pm 1,2$ °C.

Tabela 3.2 – Resultados dos experimentos de reaeração.

Rotação (rpm)	C_s (mg.L ⁻¹)	C_o (mg.L ⁻¹)	Temperatura experimental (°C)	K_a (d ⁻¹)	$K_{a\ 20}$ (d ⁻¹)
22,32	6,79	1,89	25,60	4,11	3,60
47,18	7,02	2,71	26,65	9,27	7,93
53,89	7,30	2,91	25,85	9,44	8,23
58,38	7,07	3,70	26,25	9,86	8,50
67,58	7,23	3,70	27,85	10,59	8,79
76,01	7,19	3,45	27,25	12,67	10,67
83,12	6,76	1,84	29,45	14,40	11,51

A relação K_a e rotação pode ser observada na **Figura 3.6**. Os valores de K_a variam de 3,60 a 11,51 d⁻¹, mostrando um aumento do K_a com o aumento do nível de rotação, considerando as condições experimentais propriamente. Esta relação é importante no planejamento de estudo de cinética com *Jar Test* modificado, na escolha da rotação dos impulsos rotativos.

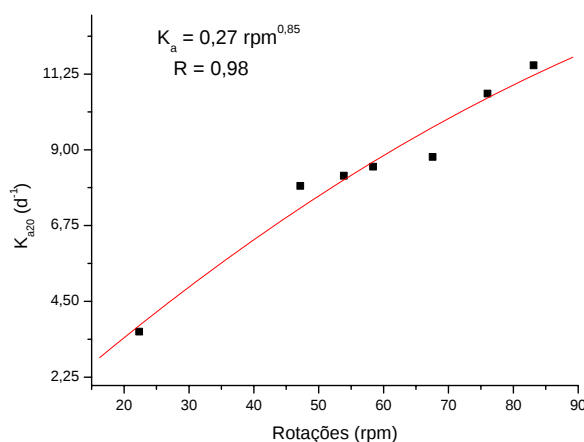


Figura 3.6 – Relação rotação e coeficiente de reaeração (K_a)

Na **Figura 3.7** são apresentados os valores de K_a no Rio Meia Ponte e em condições experimentais em laboratório. Os valores de K_a no laboratório foram superiores aos calculados para o Rio. A rotação mínima (22rpm) do equipamento de *Jar Test* modificado foi a que mais se aproximou às condições do rio.

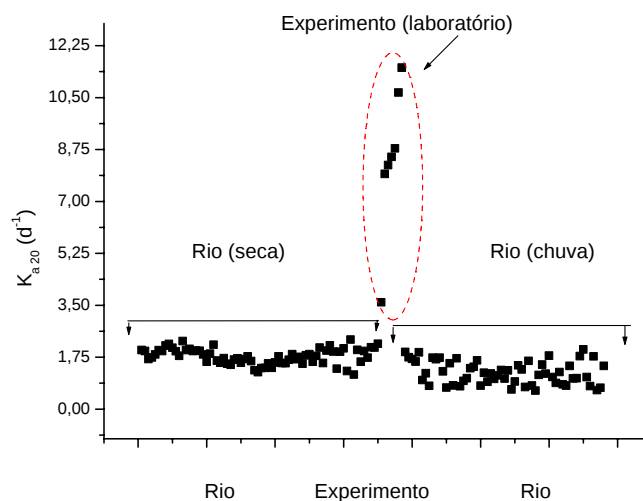


Figura 3.7 – Valores de K_a para as condições do rio e condições experimentais de laboratório.

CAPÍTULO 4

DESOXIGENAÇÃO

O oxigênio dissolvido é importante no controle de poluição, manutenção de condições favoráveis de crescimento e reprodução de populações normais de peixes e outros organismos, mantendo níveis de oxigênio dissolvido adequados à vida aquática. Todos os organismos vivos dependem do oxigênio para a manutenção dos processos metabólicos que produz energia para seu crescimento e reprodução (SAWYER e McCARTY, 1978).

Em todos os ecossistemas ocorrem processos biológicos que implicam no consumo de oxigênio, este consumo se dá por meio de oxidações da matéria carbonácea, da matéria nitrogenada e do sedimento pela respiração, processos denominados desoxigenação. (SPERLING, 1996).

Os corpos d'água correntes possuem uma capacidade natural de autodepuração, a matéria orgânica, quando lançada no rio, é oxidada pela ação de microrganismos, especialmente bactérias. Em presença de oxigênio, bactérias aeróbias e facultativas na degradação da matéria orgânica utilizam-se do oxigênio molecular como aceptor de elétrons, retirando-o do meio. A quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para decompor aerobicamente uma quantidade de matéria orgânica em um dado período de tempo e em determinada temperatura, denomina-se DBO (SIQUEIRA, 1996).

Para Bárbara (2006), entre outros autores, a matéria orgânica em excesso provoca a proliferação das bactérias decompositoras aeróbicas e facultativas, o que faz com que o oxigênio dissolvido existente no perfil d'água seja consumido em quantidades acima do que o sistema consegue repor, isso causa impactos diretos nos seres aquáticos aeróbios, principalmente os de vida superior, que desaparecem, empobrecendo a biodiversidade local. No caso de baixos níveis de oxigênio, passam a existir condições que favorecem os organismos anaeróbios. Assim, é comum a existência de corpos hídricos com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, ou mesmo em condições de total anaerobiose, em rios situados nas proximidades das grandes cidades, onde a poluição é mais acentuada.

A distinção entre demanda de oxigênio para o material carbonáceo e demanda de oxigênio para o material nitrogenado tem relação com a composição da água. A demanda

carbonácea geralmente ocorre primeiro, normalmente como resultado de um retardo no crescimento de bactérias nitrificantes necessárias para a oxidação das formas nitrogenadas. A demanda carbonácea é exercida por organismos heterotróficos que são capazes de derivar a energia para a oxidação do carbono orgânico. Efluentes, rios, estuários e lagos contêm grande número de organismos heterotróficos, exceto para casos aonde substâncias químicas tóxicas estão presentes. A demanda carbonácea evolui quase que imediatamente (THOMANN e MUELLER, 1987). A **Figura 4.1** representa a fase carbonácea e a fase nitrogenada. Em corpo d'água depende do estágio que os efluentes são lançados (tratados ou não).

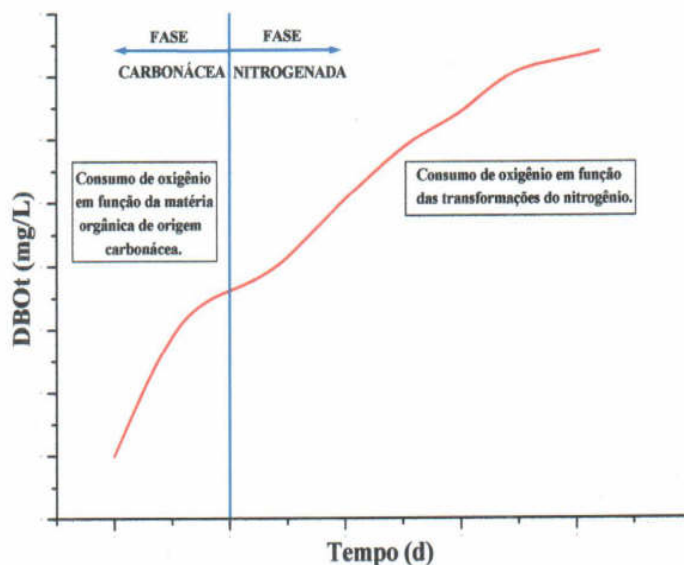


Figura 4.1 – Curva de progressão teórica da DBO (BÁRBARA, 2006).

O consumo de oxigênio livre na nitrificação é referido como demanda nitrogenada ou demanda de segundo estágio, por ocorrer numa fase posterior à das reações de desoxigenação carbonácea. Isto se deve ao fato de que as bactérias nitrificantes têm uma taxa de crescimento mais lenta do que as bactérias heterotróficas, fazendo com que a nitrificação ocorra mais lentamente (SPERLING, 1996).

O esgoto doméstico apresenta considerável parcela de compostos orgânicos, isto é, moléculas de alta estrutura e elevado potencial energético que podem constituir alimento de seres heterotróficos como peixes, protozoários e bactérias. Ao assimilar estes alimentos, bactérias e outros seres aeróbios transformam compostos orgânicos de cadeias mais complexas, como

proteínas e gorduras em aminoácidos, amônia, ácidos graxos e outros. Estes processos aeróbios se fazem à custa de oxigênio existente no meio, o qual pode se extinguir por completo. Na sequência, a comunidade aeróbia é substituída por seres anaeróbios, que prosseguem na degradação do material poluidor em ausência de oxigênio. Nestas condições, também pode ocorrer a remoção de compostos de nitrogênio do meio aquático pela desnitrificação (LEITE, 2004).

Quando as condições hídricas possibilitam a autodepuração equilibrada, as concentrações de oxigênio dissolvido raramente decaem a valores que possam ser prejudiciais aos seres vivos. As condições anaeróbicas provocam o surgimento de maus odores, originados de gases como o sulfídrico. Como a capacidade de autodepuração varia de um corpo hídrico para outro, torna-se necessário que estudos específicos sejam desenvolvidos, visando conhecer a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber e diluir sem que suas características naturais sejam prejudicadas (BÁRBARA, 2006).

4.1 Metodologia

Este estudo teve por objetivo quantificar a taxa de desoxigenação (K_d) e a quantidade de DBO (L_t) das águas do Rio Meia Ponte, no local de coleta do presente estudo. Também avaliar a variação temporal destes parâmetros, bem como a variação conforme a vazão.

Mensalmente as amostras de água foram coletadas em um balde, de onde eram recolhidas alíquotas em 11 frascos de OD, de aproximadamente 300 mL em cada frasco, conforme método e local de coleta descritos no **Item 2.2.1** (*Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água*), página 26, no **Capítulo 2**. A cada campanha amostral, durante os 11 dias de experimento, as amostras foram incubadas à temperatura de 20°C e submetidas à análise de oxigênio dissolvido (referência no **quadro 2.1**, página 29, no **Capítulo 2**), diariamente.

Durante a análise de DBO, condições de luminosidade são sempre mantidas controladas a fim de evitar a produção de oxigênio por organismos fotossintéticos que eventualmente existam na amostra analisada (LEITE, 2004).

Das alíquotas dos frascos de OD incubados à 20°C, foi realizada a análise de OD e calculados os valores de DBO (L_t), onde esses valores foram dispostos em gráficos de L_t (y) em

função do tempo (x). A solução da **Equação 4.1** é a **Equação 4.2** que foi ajustada por regressão não linear dos dados experimentais, pela qual foram estimados os coeficientes de desoxigenação (K_d) e quantidade de matéria orgânica (L_t) ao final dos 11 dias. Os coeficientes foram corrigidos para a temperatura padrão de 20°C, quando ocorreram variações da temperatura de incubação das amostras, utilizando a **Equação 3.5**, página 49, **Capítulo 3**. Foi utilizado um coeficiente de correção da temperatura, (θ) de 1,047, conforme Siqueira (1996).

$$\frac{dL_t}{dt} = -K_d \cdot L_t \quad (4.1)$$

$$L_t = L_o \cdot (1 - e^{-K_d \cdot t}) \quad (4.2)$$

sendo:

L_t = DBO exercida em um tempo (t) (mg.L⁻¹)

L_o = DBO remanescente em t=0, igual a zero (mg.L⁻¹)

t = tempo (d)

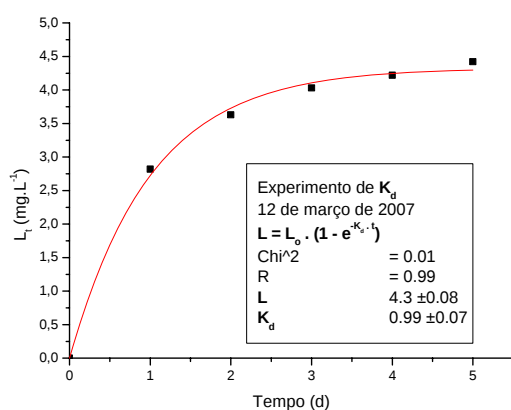
K_d = coeficiente de desoxigenação (d⁻¹)

Em geral, não houve necessidade de diluição das amostras, porém nos meses de julho, agosto e setembro as amostras foram diluídas em água de diluição para DBO, diluição 1/3 (METCALF e EDDY, 1991), em função do aumento da matéria orgânica e consumo de todo o OD disponível nos frascos.

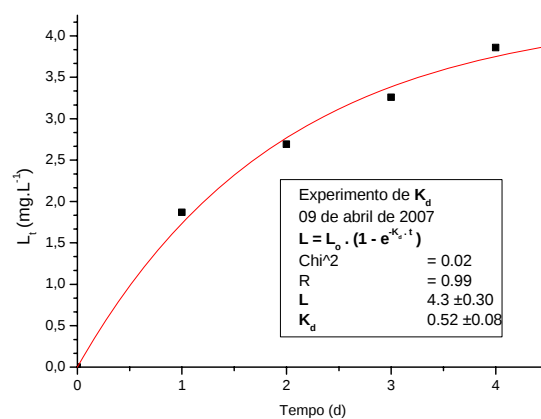
4.2 Resultados e Discussão

Os valores de DBO (L_t) e K_d são apresentados na **Figura 4.2**. Como não foi utilizado inibidor da nitrificação, considerou-se que as fases carbonáceas e nitrogenada possam ocorrer de maneira simultânea.

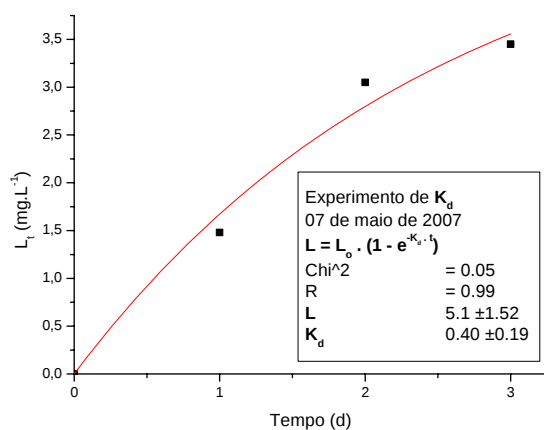
No mês de agosto/2007 não foi possível determinar os valores de K_d e L_t , sugerindo que alguma substância tóxica, proveniente de efluentes de ETEs possa ter inibido a atividade das bactérias. Os dados completos utilizados para estes ajustes constam do **Anexo 3**.



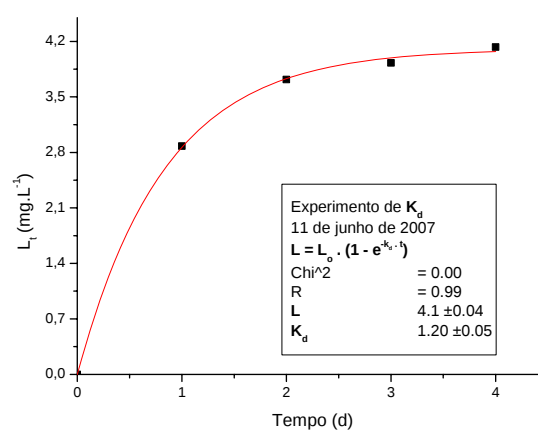
Março (a)



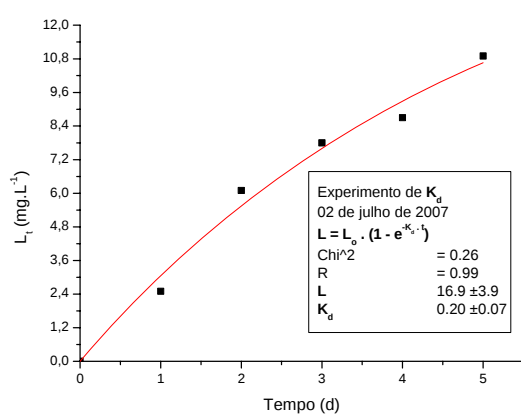
Abril (b)



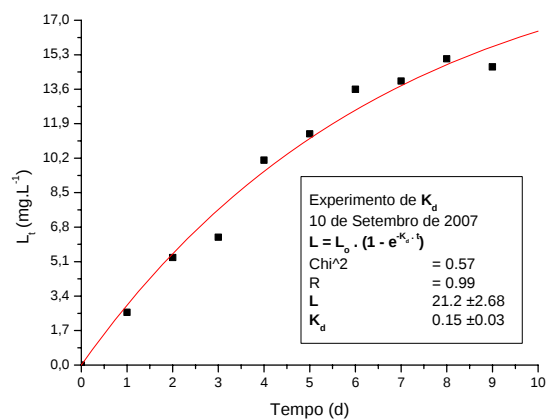
Maio (c)



Junho (d)



Julho (e)



Setembro (f)

Figura 4.2 – Curvas de progressão da DBO para os meses de março (a), abril (b), maio (c), junho (d), julho (e) e setembro (f).

A síntese dos resultados de L e K_d é apresentada na **Tabela 4.1**, juntamente com a temperatura média de incubação, medida com termômetro colocado no interior da incubadora de DBO.

Tabela 4.1 – Síntese dos resultados dos experimentos de L e K_d .

Mês	$L_t(\text{DBO})$ (mg.L ⁻¹)	K_d (d ⁻¹)	$K_{d\ 20}$ (d ⁻¹)	DBO_5 (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C) média de incubação
Março/2007/Chuva	4,3	0,99	0,99	4,3	20,0
Abril/2007/Chuva	4,3	0,52	0,52	4,0	20,0
Maió/2007/Chuva	5,1	0,40	0,40	4,4	20,0
Junho/2007/Seca	4,1	1,20	1,05	4,1	23,0
Julho/2007/Seca	16,9	0,20	0,15	8,9	25,7
Setembro/2007/Seca	21,2	0,15	0,12	9,6	25,5

A **Figura 4.2** e a **Tabela 4.1** mostram o aumento da concentração L_t (DBO) com valores maiores nos meses de clima mais seco (julho e setembro) indicando um aumento da matéria orgânica biodegradável. Os valores de K_d apresentaram uma variação na velocidade de reação sendo maior nos meses de março e junho; e menor nos meses de julho e setembro. Considerando os valores de DBO_5 , para Rios de Classe II, o limite aceitável é até 5 mg.L⁻¹, verificou-se valores fora do padrão para os meses de Julho e setembro (maior seca).

Logo, os valores do presente estudo e de outros autores são apresentados na **Tabela 4.2**.

Tabela 4.2 – Valores de K_d e L do presente estudo e de outros autores.

Referência	Rio	$K_{d\ 20}$ (d ⁻¹)	L_t (mg.L ⁻¹)
Presente estudo	Rio Meia Ponte	0,12 a 1,05	4,1 a 21,2
Siqueira (1996)	Rio Meia Ponte	0,05 a 0,75	5,0 a 14,0
Lima, Siqueira e Costa (2006)	Rio Meia Ponte	0,13*	3,77*
Mendonça (2007)	Rio Meia Ponte	0,39 a 1,95	0,79 a 11,15
Bárbara (2006)	Rio Araguari, AP	0,20 a 0,29	8,17 a 11,43

Legenda: *Valor médio.

Siqueira (1996): calculou L_t (DBO) entre o 5° e 14° dia.

Lima, Siqueira e Costa (2006) e Mendonça (2007): calcularam L_t (DBO) entre o 5° e 6° dia.

Bárbara (2006): calculou L_t (DBO) entre o 5° e 7° dia.

Na **Tabela 4.2**, o presente estudo mostra uma faixa mais ampla nos valores de L (quantidade de matéria orgânica) encontrados do Rio Meia Ponte. Siqueira (1996) estudou um trecho de 19 km a montante do local do presente estudo, no Município de Inhumas, Estado de Goiás, em período de baixas vazões. Lima, Siqueira e Costa (2006), estudaram um trecho urbano de aproximadamente 36 km, que inclui o ponto de coleta Goiânia 2, do presente estudo, em período de baixas vazões. Mendonça (2007), também estudou o trecho urbano, em período de baixas vazões.

Leite (2004), utilizou um K_d de $0,38 \text{ d}^{-1}$ na simulação numérica do lançamento de esgoto doméstico em rios, utilizando vários cenários. Este é um valor intermediário na faixa dos valores encontrados no presente estudo do Meia Ponte.

Na **Figura 4.3** é apresentada a variação dos valores de K_d e L conforme a vazão, mas é necessário considerar que, a vazão do lançamento de efluentes no rio praticamente não muda, enquanto que, a vazão do rio muda nos períodos de seca e chuva, ou seja, as condições de diluição do rio oscilam.

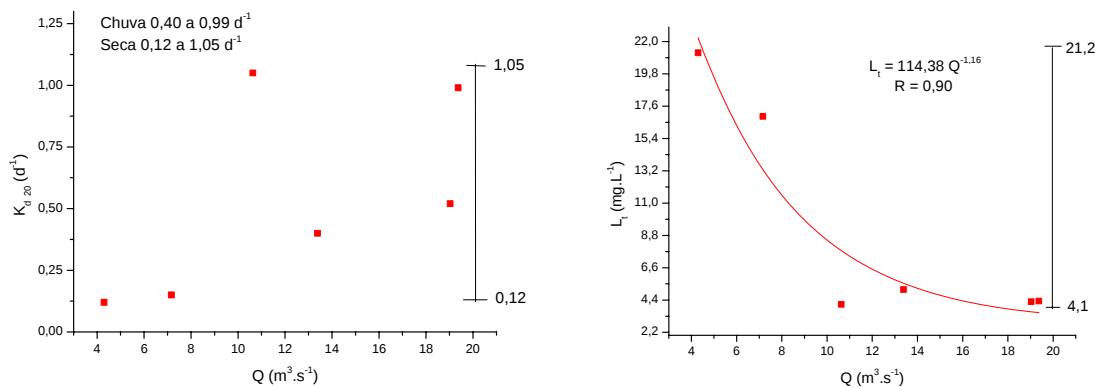
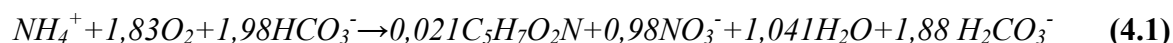


Figura 4.3 – Variação do K_d e L conforme vazão.

Na **Figura 4.3** observa-se uma tendência de aumento dos valores de K_d e diminuição nos valores de L conforme aumento da vazão. Isto implicando em um aumento da concentração da matéria orgânica no período de seca e uma diminuição da velocidade desoxigenação.

A oxidação da amônia para nitrato durante o processo de nitrificação também consome oxigênio e pode representar significativa porção na DBO total. (BOWIE *et al*, 1985)

Wezernak e Gannon (1967); Sharma e Ahlert (1977), *apud* Chen *et al.* (2006), apresentam a relação entre nitrificação e concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) na **Reação 4.1**. Para cada grama de amônia total oxidada para nitrato, aproximadamente 4,18 g de oxigênio e 7,07 g de alcalinidade (como CaCO_3) são consumidos e 0,17 g de biomassa de bactéria é produzido. Fracionando, seria necessário 3,43 mg O_2 para oxidar 1 mg $\text{NH}_3\text{-N}$ e 1,14 mg O_2 para oxidar 1 mg $\text{NO}_2\text{-N}$.



Todos os coeficientes cinéticos de desoxigenação obtidos e as características da água apresentadas no **Capítulo 2** constam do **Anexo 7**.

Siqueira (1996), ao modelar um trecho do Rio Meia Ponte na região de Inhumas, a montante do trecho do presente estudo, observou também um aumento da matéria orgânica (L) do início para o final do trecho, apresentado como reflexo do incremento das cargas poluidoras do município. As cargas poluidoras chegam ao Meia Ponte, em geral, pelos seus afluentes.

CAPÍTULO 5

A CINÉTICA BIOQUÍMICA DO NITROGÊNIO

A cinética estuda a velocidade com que as reações acontecem em um período de tempo. No estudo da cinética do nitrogênio é preciso considerar processos bioquímicos, ou seja, as transformações que ocorrem predominantemente pela ação de microrganismos específicos (autótrofos e quimiossintetizantes), de compostos nitrogenados. O nitrogênio é um nutriente do meio aquático e pode apresentar-se em níveis e formas variadas na água de acordo com as particularidades e dinâmica de cada ambiente. Para Esteves (1988), entre outros autores, as formas de nitrogênio presentes nos ambientes aquáticos são: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas e aminoácidos) e nitrogênio particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos).

Para Ricklefs (1983), entre outros autores, durante os processos de oxidação do nitrogênio, o átomo de nitrogênio libera muito da sua energia química potencial. As oxidações são executadas somente por bactérias especializadas. A amonificação é um processo de transformação bioquímica que implica no consumo de oxigênio para a oxidação do nitrogênio orgânico à forma mineralizada de nitrogênio amoniacal. Os processos oxidativos precisam da ação de microrganismos quimiossintetizantes autótrofos, predominantemente, alguns grupos de bactérias participam desses processos. As bactérias amonificantes convertem o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, oxidação denominada amonificação. A conversão do nitrogênio amoniacal para nitrito é denominada nitrificação ou nitrosação e ocorre pela ação de bactérias do gênero *Nitrosomonas* predominantemente em água doce e no solo e *Nitrosococcus* nos sistemas marinhos. Por fim, a conversão do nitrito a nitrato, denominada nitratação, pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* também predominantemente em água doce e no solo e *Nitrococcus* nos sistemas marinhos.

Fatores essenciais para a nitrificação são: (1) oxigênio, (2) fosfatos e a (3) alcalinidade do ambiente para neutralizar ácidos resultantes. Bactérias nitrificantes são muito susceptíveis à substâncias tóxicas, assimilam carbono, dióxido de carbono ou bicarbonato, mas geralmente não assimilam carbono orgânico. Os organismos nitrificantes apresentam um

crescimento muito mais lento do que organismos heterotróficos. Bactérias nitrificantes estão presentes em efluentes e em corpos d'água naturais. Em um efluente sem tratamento a quantidade é baixa, mas para um efluente tratado a quantidade aumenta significativamente (THOMANN e MUELLER, 1987).

Sob condições de baixa concentração de OD ocorre a desnitrificação, que é a redução do nitrato ao nitrogênio gasoso. O nitrato também pode ser reduzido em função de sua utilização pelas plantas aquáticas (THOMANN e MUELLER, 1987).

5.1 Fontes e Origem do Nitrogênio

Para Paiva (2004), entre outros autores, o nitrogênio é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância se deve principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos.

Os compostos de nitrogênio são de grande interesse para a engenharia ambiental porque são importantes compostos na atmosfera e nos processos de vida de todas as plantas e animais. A química do nitrogênio é complexa porque vários estados de oxidação são assumidos pelo oxigênio e as mudanças no estado de oxidação conseguem ser importantes para a vida de organismos. A mudança dos estados de oxidação é realizada por bactérias e podem ser negativas ou positivas, dependendo das condições se anaeróbias ou aeróbias (SAWYER e McCARTY, 1978).

O conhecimento da cinética das reações de nitrificação e desnitrificação é muito útil e necessário também para projetos de Estações de Tratamento de Efluentes Líquidos. Sua importância se dá ao se dimensionar as estruturas de tratamento (FERREIRA, 2000).

Testes bacteriológicos evidenciaram a necessidade de higiene e segurança da água, bem como monitoramento com análises de nitrogênio para as águas de abastecimento. Em 1940, altas concentrações de nitrato na água causaram metahemoglobinemia em crianças (SAWYER e McCARTY, 1978)

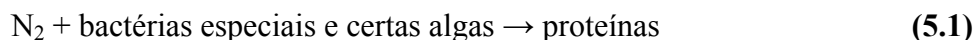
Nas águas naturais os compostos nitrogenados provêm da decomposição de plantas e animais ou ainda por contribuições de fezes e urina de animais. Esses compostos são introduzidos

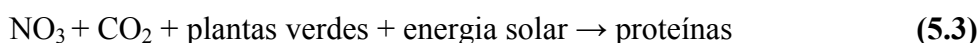
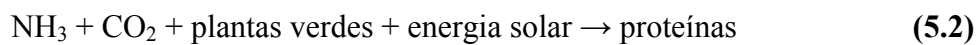
nos corpos d'água por infiltração no solo ou pelo escoamento superficial. As fontes antropogênicas abrangem atividades industriais, drenagem de centros urbanos, uso de fertilizantes no meio rural e despejo de resíduos em corpos d'água sem tratamento completo. A drenagem urbana pode colaborar com o acréscimo de nitrogênio para os corpos d'água carreando resíduos sólidos mal acondicionados ou não coletados (FERRETTI, 2005).

No esgoto doméstico, os compostos nitrogenados estão presentes principalmente na forma de nitrogênio orgânico, notadamente proteínas, aminoácidos e uréia. Outras fontes de nitrogênio em sistemas aquáticos são os dejetos de animais, os fertilizantes utilizados na agricultura e efluentes industriais. O nitrogênio oriundo dessas fontes pode ser lançado diretamente nos corpos receptores ou pode entrar neles pelo escoamento superficial. As atividades industriais que mais contribuem para poluição com compostos nitrogenados são as indústrias de fumo, de produtos farmacêuticos, de produtos alimentícios e fábricas de desinfetantes. O chorume, líquido proveniente da decomposição dos resíduos orgânicos, é um exemplo de poluente com altíssimo teor de amônia, embora tenha uma contribuição em volume descartado nos corpos hídricos relativamente pequena em comparação com outros efluentes (LEITE, 2004).

Para Paiva (2004), entre outros autores, a atmosfera é uma fonte de nitrogênio, o qual é fixado por bactérias especiais e certas algas para a produção de proteínas (**Reação 5.1**). A fixação do nitrogênio é a transformação do nitrogênio no seu estado gasoso à amônia (não ionizável) ou a nitrato. Em ecossistemas aquáticos continentais, as algas cianofíceas são consideradas como os principais organismos fixadores de nitrogênio.

A amônia (popular uréia) e compostos amônio são aplicados ao solo para o suprimento de plantas, juntamente ao gás carbônico e a energia solar, formam as proteínas (**Reação 5.2**). Nitratos são produzidos pela oxidação direta do nitrogênio ou amônia na produção de fertilizantes comerciais. Os nitratos servem para fertilizar plantas e juntamente à energia solar são convertidos em proteínas (**Reação 5.3**). A proteína (nitrogênio orgânico) dos corpos de animais e plantas mortos é convertida em amônia pela ação de bactérias saprófitas, sob condições aeróbias ou anaeróbias, reação dos processos de amonificação, representada na **Reação 5.4** (SAWYER e McCARTY, 1978).





5.2 Transformações de Compostos Nitrogenados

O ciclo do nitrogênio no meio aquático está representado na **Figura 5.1**. Bowie *et al.*, (1985) citam que os nutrientes inorgânicos dissolvidos são removidos da coluna d'água por algas e plantas aquáticas durante a fotossíntese e que esses nutrientes retornam à água pela excreção solúvel de todos os organismos, pela decomposição de detritos orgânicos e sedimentos, e pela hidrólise de nutrientes orgânicos dissolvidos. Gases como o CO_2 e o N_2 , dissolvidos, podem provir da troca com a atmosfera. Nutrientes particulados são originados da excreção de animais aquáticos e da morte de organismos planctônicos, compondo os nutrientes orgânicos.

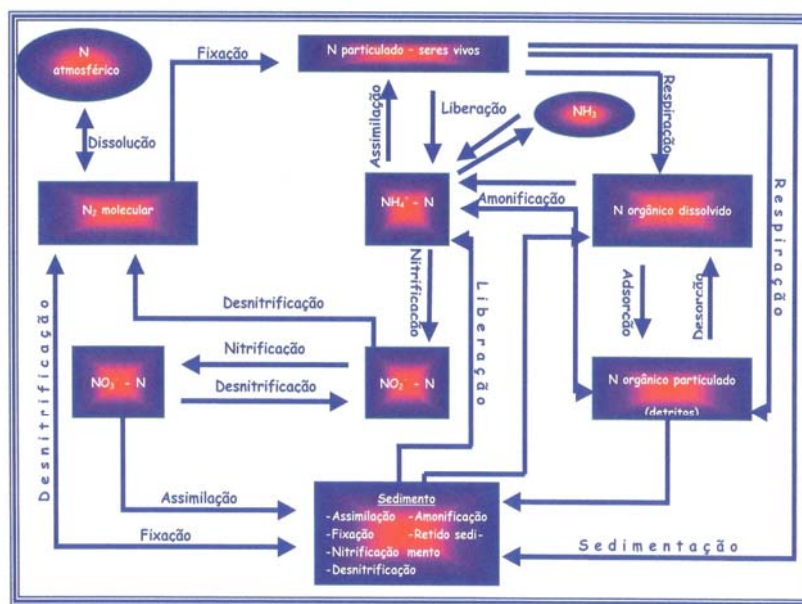


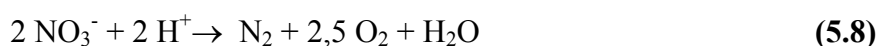
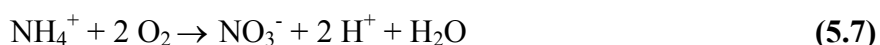
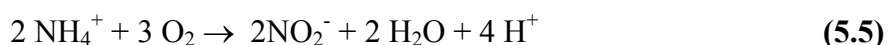
Figura 5.1 – Ciclo do Nitrogênio – Fonte: Baca e Arnett (1976) *apud* Bowie *et al.* (1985), modificado.

O desenvolvimento de cianofíceas fixadoras de nitrogênio é característico de sistemas desequilibrados, como em lagos eutróficos. O elemento limitante do crescimento e reprodução é o fósforo, mas em certas condições, o atraso do ajuste da concentração de nitrogênio e do fósforo pode favorecer o desenvolvimento desses organismos, as cianofíceas. Com base nos equilíbrios

químicos, pode-se dizer que a maior reserva de nitrogênio está na forma de nitrato (NO_3) e nitrogênio gasoso (N_2) (MARGALEF, 1983).

As algas são autotróficas, usando nos processos metabólicos dióxido de carbono ou bicarbonatos, como fonte de carbono e nutrientes inorgânicos como os fosfatos e nitrogênio, este na forma de amônia ou nitrato. Certas espécies de algas azul-esverdeadas podem fixar o nitrogênio gasoso, se os sais nitrogenados inorgânicos não estiverem disponíveis. Em um ambiente propício e com nutrientes, as algas crescem e se multiplicam em abundância (HAMMER, 1979).

O processo de oxidação das formas nitrogenadas é responsável pela transformação da amônia em nitritos **Reação 5.5**, reação realizada predominantemente por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, processo denominado nitrificação ou nitrosação. A reação de oxidação dos nitritos a nitratos **Reação 5.6**, é realizada predominantemente por bactérias do gênero *Nitrobacter*, processo denominado nitratação. A reação global da nitrificação pode ser representada pela **Reação 5.7**. Em condições anóxicas (ausência de oxigênio, mas presença de nitratos), os nitratos são utilizados por microrganismos heterotróficos como aceptor de elétron, em substituição ao oxigênio. Neste processo, denominado desnitrificação na **Reação 5.8**, 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 , **Reação 5.9** (RIOS, 1994).



O íon nitrato é muito móvel, sendo removido das camadas superiores do solo para a água, representa o estágio final da oxidação da matéria orgânica e teores acima de 5 mg.L^{-1} podem ser indicativos de contaminação antrópica (esgotos, fossas sépticas, depósitos de lixo, cemitérios, adubos nitrogenados) (ARAÚJO *et al.*, 2005).

A amônia não ionizável (NH_3^+) pode ser tóxica aos peixes e outros organismos aquáticos, mesmo em baixas concentrações (BOWIE *et al*, 1985).

Ecossistemas costeiros e de água doce recebem grande aporte de nitrogênio por ações antropogênicas nas bacias hidrográficas. O gerenciamento da entrada de nutrientes para ecossistemas não requer somente saber a origem e magnitude do nitrogênio, mas também a taxa de remoção do nitrogênio durante sua movimentação (SEITZINGER, *et al.*, 2002).

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 valores reportados na literatura referem-se principalmente a rios norte-americanos e europeus e poucos estudos existem em corpos d'água corrente brasileiros.

5.3 Cinética dos Processos e Coeficiente de Correção da Temperatura (θ)

Segundo Thomann e Muller (1987), a descrição da cinética básica da nitrificação, considera uma mistura completa e define a variação do nitrogênio em suas várias formas, 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 considera uma reação de primeira ordem, representada nas **Equações 5.1 (a)** variação do nitrogênio orgânico, **5.1 (b)** variação do nitrogênio amoniacal e **5.1 (c)** variação do nitrito e do nitrato.

$$\frac{dNOrg}{dt} = -K_{NOrg} \cdot NOrg \quad (5.1) \text{ (a)}$$

$$\frac{dNH_4^+ e NH_3}{dt} = K_{NH_4^+} \cdot NOrg - K_{NH_4^+} \cdot NH_4^+ e NH_3 \quad (5.1) \text{ (b)}$$

$$\frac{dNO_2^- e NO_3^-}{dt} = K_{NO_2^- e NO_3^-} \cdot NH_4^+ e NH_3 - K_{NO_2^- e NO_3^-} \cdot NO_2^- e NO_3^- \quad (5.1) \text{ (c)}$$

sendo,

$NOrg$ = nitrogênio orgânico

$NH_4^+ e NH_3$ = nitrogênio amoniacal

$NO_2^- e NO_3^-$ = nitrito e nitrato

t = tempo

K_{NOrg^-} = coeficiente de desaparecimento do nitrogênio orgânico

$K_{NH_4^+}$ = coeficiente de formação do nitrogênio amoniacal

$K_{NH_4^-}$ = coeficiente de desaparecimento do nitrogênio amoniacal

$K_{NO_2^+ e NO_3^+}$ = coeficiente de formação de nitrito e nitrato

$K_{NO_2^- e NO_3^-}$ = coeficiente de desaparecimento de nitrito e nitrato

Ainda, a nitrificação pode ser representada numa série de equações de primeira ordem, para o nitrogênio orgânico (**Equação 5.2 (a)**), o nitrogênio amoniacal (**Equação 5.2 (b)**) e nitrito e nitrato (**Equação 5.2 (c)**).

$$NOrg = N_1 \cdot e^{-K_{NOrg^-} \cdot t} \quad (5.2) \text{ (a)}$$

$$NH_4^+ e NH_3 = \frac{K_{NH_4^+} \cdot N_1}{K_{NH_4^-} - K_{NOrg^-}} \left(e^{-K_{NOrg^-} \cdot t} - e^{-K_{NH_4^-} \cdot t} \right) + N_2 \cdot e^{-K_{NH_4^-} \cdot t} \quad (5.2) \text{ (b)}$$

$$NO_2^- e NO_3^- = \frac{K_{NH_4^+} \cdot K_{NO_2^+ e NO_3^+}}{K_{NH_4^-} - K_{NOrg^-}} \left(\frac{e^{-K_{NOrg^-} \cdot t} - e^{-K_{NO_2^- e NO_3^-} \cdot t}}{K_{NO_2^- e NO_3^-} - K_{NOrg^-}} - \frac{e^{-K_{NH_4^-} \cdot t} - e^{-K_{NO_2^- e NO_3^-} \cdot t}}{K_{NO_2^- e NO_3^-} - K_{NH_4^-}} \right) \\ N_1 + \frac{K_{NO_2^+ e NO_3^+}}{K_{NO_2^- e NO_3^-} - K_{NH_4^-}} \left(e^{-K_{NH_4^-} \cdot t} - e^{-K_{NO_2^- e NO_3^-} \cdot t} \right) N_2 + N_3 \cdot e^{-K_{NO_2^- e NO_3^-} \cdot t} \quad (5.2) \text{ (c)}$$

sendo,

N_1 = concentração inicial do nitrogênio orgânico no tempo zero

N_2 = concentração inicial de nitrogênio amoniacal

N_3 = concentração inicial de nitrito e nitrato

Os valores de (θ) , segundo Zison *et al.* (1978) *apud* Thomann e Mueller (1987), têm uma média de valor de 1,08 para a nitrificação. Scott e Abumoghli (1995) recomendam o valor de 1,035 para o decaimento da amônia e 1,118 para a produção de nitrato. Jing e Ling (2004)

apresentaram um valor médio para a nitrificação de 1,07. No **Quadro 5.1** são apresentados valores de θ para vários autores.

Quadro 5.1 – Coeficientes de temperatura (θ) para as transformações de nitrogênio.

<i>Coeficiente (θ) de Nitrito</i>	<i>Coeficiente (θ) de Nitrato</i>	<i>Autor</i>
1,02	1,02	Chen e Orlob (1972, 1975)
1,047	1,047	Tetra Tech (1980)
1,047	1,047	Porcella et al. (1983)
NI	NI	Baca et al. (1973)
1,02-1,09	1,02-1,09	Baca e Arnett (1976)
1,047	1,047	Duke e Masch (1973)
1,047	1,047	Roesner et al. (1978)
1,02-1,03	1,02-1,03	Smith (1978)
1,02	1,02	Brandes (1976)

Legenda:

NI – Não informado

θ – coeficiente de correção da temperatura

Fonte: Bowie *et al* (1985)

Sheibley *et al.* (2003), estudaram a nitrificação no Rio Shingobee, Estados Unidos, aonde denominaram de K_1 , o coeficiente de conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato e obtiveram valores médios de $0,4 \pm 0,2 \text{ d}^{-1}$ à $7,5^\circ\text{C}$; $5,6 \pm 1,5 \text{ d}^{-1}$ à $17,5^\circ\text{C}$ e $12,5 \pm 1,9 \text{ d}^{-1}$ à $22,0^\circ\text{C}$. Observa-se uma correlação positiva entre a temperatura e os coeficientes cinéticos.

5.4 Modelos Ambientais

Leenen *et al.* (1997) estudaram a influência da temperatura no desenvolvimento de *Nitrobacter agilis* utilizando aeração. As temperaturas testadas foram 30, 15, 11 e 6°C . Na temperatura de 30°C , o consumo máximo de oxigênio ocorreu depois dos 10 dias de cultivo, à 15°C o consumo máximo de oxigênio alcançado foi depois de aproximadamente 70 dias e à 11 e 6°C ocorreu aproximadamente com 230 dias. Logo, observa-se que a velocidade do consumo de oxigênio aumenta conforme aumenta a temperatura.

Schoberl e Engel (1964), *apud* Chen *et al.* (2006), estudaram o efeito da concentração de oxigênio dissolvido em culturas puras das bactérias. Eles encontraram a taxa de crescimento de *Nitrosomonas* independente da concentração de oxigênio dissolvido, acima de 1 mg.L^{-1} ,

enquanto que a taxa de crescimento de *Nitrobacter* foi independente acima de 2 mg.L^{-1} , ou seja, o OD só limita o crescimento em baixas concentrações.

Xia *et al.* (2004), em estudo da nitrificação no Rio Amarelo, na China, contendo alta concentração de sólidos suspensos, observaram o crescimento de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. A concentração de bactérias do gênero *Nitrosomonas* variou de aproximadamente 250 a 150 cel/100mL e do gênero *Nitrobacter* houve uma variação de aproximadamente 200 a 600 cel/mL, do primeiro ao décimo dia, depois mantendo-se nesta faixa. Observaram que a presença de sólidos suspensos na água pode aumentar as taxas de nitrificação.

Cébron e Garnier (2005), estudaram a presença de *Nitrobacter* e *Nitrospira* no Rio Sena, França. Os autores concluíram que os dois gêneros coexistem no efluente doméstico e no Rio, em dois de seus principais tributários, bem como no sedimento de rios de bacias a montante. Houve predominância do gênero *Nitrobacter*.

Abreu (1994), *apud* Mendonça (2002), as bactérias nitrificantes utilizam CO_2 como fonte de carbono e a oxidação de compostos nitrogenados como fonte de energia. A fração de organismos nitrificantes decresce à medida que a relação carbono/nitrogênio cresce.

Okpokwasili e Odokuma (1996), estudaram a toxicidade de substâncias químicas para o desenvolvimento das bactérias do gênero *Nitrobacter*. Ocorreu a inibição da oxidação do nitrito para nitrato e mortalidade de células, devido a óleos lubrificantes, alcalinizantes, substâncias viscosas e emulsificantes.

Okpokwasili e Odokuma (1996), também estudaram a tolerância das *Nitrobacter* a hidrocarbonetos e concluíram que os mesmos inibem a nitrificação pelas *Nitrobacter*, a tolerância foi na ordem de maior para menor do óleo diesel, gasolina e querosene. Visto que o rio em estudo, Meia Ponte, pode estar sujeito a estes poluentes.

Lipponen, Suutari, Martikainen (2002), em estudo da ocorrência de bactérias nitrificantes e nitrificação em um sistema de distribuição de água na Finlândia, concluíram que a nitrificação ocorre também em águas tratadas, porém em menor proporção. Analisando-se amostras de água em diferentes locais do sistema de distribuição, de origem subterrânea. Porém predominantemente superficial, entre maio e dezembro de 1996 e agosto e setembro de 1997, encontraram uma quantidade média de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* de 52 e 9 NPM/100mL, respectivamente.

5.5 Metodologia

Em cada experimento mensal, de março a setembro de 2007, 4 L de amostra foi coletada em campo conforme descrito no **Item 2.2.1** (*Determinação de Parâmetros Físico-Químicos de Qualidade da Água*), página 26, no **Capítulo 2** e encaminhada ao laboratório, aonde a mesma foi homogeneizada em um balde e distribuída com volume uniforme em dois jarros do *Jar Test*, modificado, de 2 L cada jarro, ilustrado na **Figura 3.1**, página 51, no **Capítulo 3**. As amostras dos dois jarros foram submetidas à agitação com impulsores rotativos, numa velocidade de rotação de 22 rpm, com valor de $K_{a\ 20}$ de $3,60\ d^{-1}$, para aproximar às condições do Rio Meia Ponte (valores observados no **Capítulo 3**).

O método compreendeu ensaios experimentais em laboratório do monitoramento microbiológico, bem como o estudo da cinética bioquímica do nitrogênio.

O monitoramento microbiológico foi realizado utilizando o método do Número Mais Provável (NMP), para dois gêneros de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, da família *Nitrobacteriaceae*, oxidadoras de nitrogênio amoniacal e nitrito, respectivamente. Esta estimativa foi relacionada com o processo de nitrificação. A quantidade de microrganismos *Nitrosomonas* (NMP/100mL) foi relacionada com a concentração de nitrito ($mg.L^{-1}$) e a quantidade de *Nitrobacter* (NMP/100mL) foi relacionada com a concentração de nitrato ($mg.L^{-1}$). Foi relacionada também a quantidade das bactérias no início de cada ensaio mensal em laboratório, ou seja, condições do Rio Meia Ponte, dos meses de estudo e também conforme variação da vazão. A concentração máxima de *Nitrosomonas* também pôde ser avaliado nos meses de estudo e conforme vazão.

Para as análises microbiológicas, foram coletadas alíquotas dos jarros em intervalos de tempo regulares (a cada dois dias) por um período de aproximadamente 10 dias, para as análises de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*.

O método de análise microbiológica empregado para estimar a presença de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* foi o de Número Mais Provável (NMP). A escolha do método do presente estudo deu-se com a realização de testes experimentais, adequando este às amostras analisadas. Para a aplicação do método, foram utilizadas quatro referências bibliográficas: o meio de cultura para *Nitrosomonas* (XIA *et al.*, 2004), o meio de cultura para

Nitrobacter (KIELING, 2004), os indicadores para a leitura de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (Assumpção e Morita, 1968) e a água de diluição das amostras para incubação (CETESB, 1993).

O método compreendeu o preparo do meio de cultura, água de diluição e reagente indicador (*Griess-Romijin*). O procedimento analítico envolveu a inoculação da amostra numa série de tubos de ensaio nas devidas diluições, seguida de incubação à 28°C, por três semanas no escuro (**Anexo 5**). O princípio do método considera o número mais provável (NMP) para estimar populações de bactérias, aonde foram cultivadas em meio específico para cada gênero.

Montuelle *et al.* (1996) estudaram a biodiversidade, ou seja, sorotipos de *Nitrobacter*, utilizando duas metodologias, uma de NMP pelo método de *Griess* (indicador por coloração) e pelo método de Imunofluorescência, *Fluorescent Antibodies (FA)*. Eles observaram que os sorotipos estudados NMP-FA não garantem quantificar o total de *Nitrobacter* como encontrado no método NMP-*Griess*.

O método *FA* também foi utilizado por Bonnet *et al.* (1997) para 5 sorotipos de *Nitrobacter* e não conseguiram representar toda a população de *Nitrobacter*, como conseguiram utilizando o método NMP-*Griess*.

Brion e Billen (2000) utilizando a técnica de NMP, relataram que esta técnica utilizada por décadas para quantificar bactérias nitrificantes, subestima o real tamanho da população dessas bactérias.

Xia *et al.* (2004) observaram o crescimento de bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* com 10-14 dias de incubação à 28°C.

Lipponen, Suutari e Martikainen (2002) também utilizaram a técnica de NMP, com placas nas variadas diluições e incubação por 9 semanas no escuro à 20°C.

Também foram quantificados os coeficientes cinéticos de nitrogênio (amonificação, nitrificação e nitratação) e observado a variação destes coeficientes durante o período experimental e conforme a vazão. Parâmetros como temperatura e pH foram monitorados durante cada ensaio.

Nas alíquotas colocadas no primeiro e segundo jarro do *Jar Test*, foi realizado também o estudo das transformações dos compostos de nitrogênio. Amostras para determinação de nitrogênio nas formas de nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato foram tomadas em intervalos regulares de tempo (diariamente).

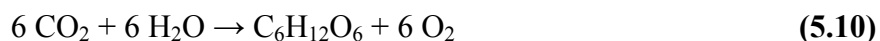
As análises do estudo da cinética do nitrogênio compreenderam: a determinação de coeficientes cinéticos de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. O sumário das análises, métodos

e equipamentos de análises foi apresentado no **Quadro 2.1**, página 29, no **Capítulo 2**. Nos jarros um e dois, conforme **Capítulo 3, Figura 3.1**, página 51, foram retiradas alíquotas diariamente para realização das análises, por um período de aproximadamente 10 dias. Deve-se considerar que volume das amostras dos jarros ao final deste período, considerando a retirada das alíquotas e evaporação, foi de aproximadamente 1 L.

Wiesche e Wetzel (1998) utilizaram um tempo de incubação variando de seis à doze dias, pH ajustado entre 7,5 e 8,0 e concentração de oxigênio mantida entre 4 e 9 mg.L⁻¹. O tempo de ocorrência das transformações de nitrogênio aconteceram em até doze dias em pH próximo ao neutro tendendo para o básico e manutenção da concentração de oxigênio.

O *Jar Test* permaneceu coberto durante os experimentos para evitar o efeito da fotossíntese nas amostras.

A fotossíntese é o fenômeno pelo qual os vegetais, as algas e algumas espécies de bactérias produzem os compostos orgânicos que formam a base da cadeia alimentar a partir do gás carbônico (CO₂) e da água (H₂O) (**Reação 5.10**). Neste processo, os organismos autótrofos convertem a luz solar em energia própria para realizar a reação, sendo o oxigênio molecular (O₂) um subproduto que é liberado no meio aquático (LEITE, 2004).



Pauer e Auer (2000) observaram um predomínio da ocorrência da nitrificação no sedimento em relação à coluna d'água, com incubação das amostras até oito dias, com temperatura controlada de 20°C, com aeração e sem luz para minimizar o efeito da fotossíntese sobre as amostras.

Cinética dos Processos e Efeito de Temperatura

Mesmo que o processo de nitrificação seja considerado de mistura completa, ou seja, as transformações do nitrogênio ocorrem de maneira simultânea, os coeficientes de nitrogênio foram quantificados separadamente. Para a formação dos compostos nitrito e nitrato, foi utilizado o modelo representado na **Equação 5.3 (a)** e para o desaparecimento do composto nitrito, foi

utilizado o modelo representado na **Equação 5.3 (b)** (SPERLING, 1996), entre outros vários autores.

No ajuste dos modelos de formação e desaparecimento de nitrogênio amoniacal, aos dados experimentais, foram utilizadas as **Equações 5.3 (c) e 5.3 (d)**, respectivamente.

$$C_t = C_o \cdot e^{K \cdot t} \quad (5.3) \text{ (a)}$$

$$C_t = C_o \cdot e^{-K \cdot t} \quad (5.3) \text{ (b)}$$

$$C_t = \frac{C_o}{e^{-K \cdot t^2}} \quad (5.3) \text{ (c)}$$

$$C_t = \frac{C_o}{e^{K \cdot t^2}} \quad (5.3) \text{ (d)}$$

sendo,

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

C_o = concentração inicial (mg.L⁻¹)

K = coeficiente cinético (d⁻¹)

t = tempo (d)

Todos os coeficientes obtidos foram corrigidos para a temperatura padrão de 20°C, utilizando-se a **Equação 3.5**, página 49, do **Capítulo 3**, utilizando um valor de θ de 1,046, que é uma média global de todos valores citados no item **5.3**, página 73.

Neste trabalho os 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. Verificou-se variação dos parâmetros e cinética nos processos meses de estudo e conforme vazão. Os resultados também foram comparados com estudos de outros corpos d'água.

5.6 Resultados e Discussão

Os resultados são apresentados na seguinte ordem: a microbiologia dos processos de nitrificação e a quantificação de coeficientes cinéticos de nitrogênio. É preciso considerar que todos os resultados obtidos são para as condições experimentais do presente estudo.

5.6.1 Microbiologia dos Processos de Nitrificação

A relação entre a quantidade das bactérias do gênero *Nitrosomonas* e a concentração de nitrito é apresentado na **Figuras 5.2**. Os dados de cada experimento mensal constam do **Anexo 3**.

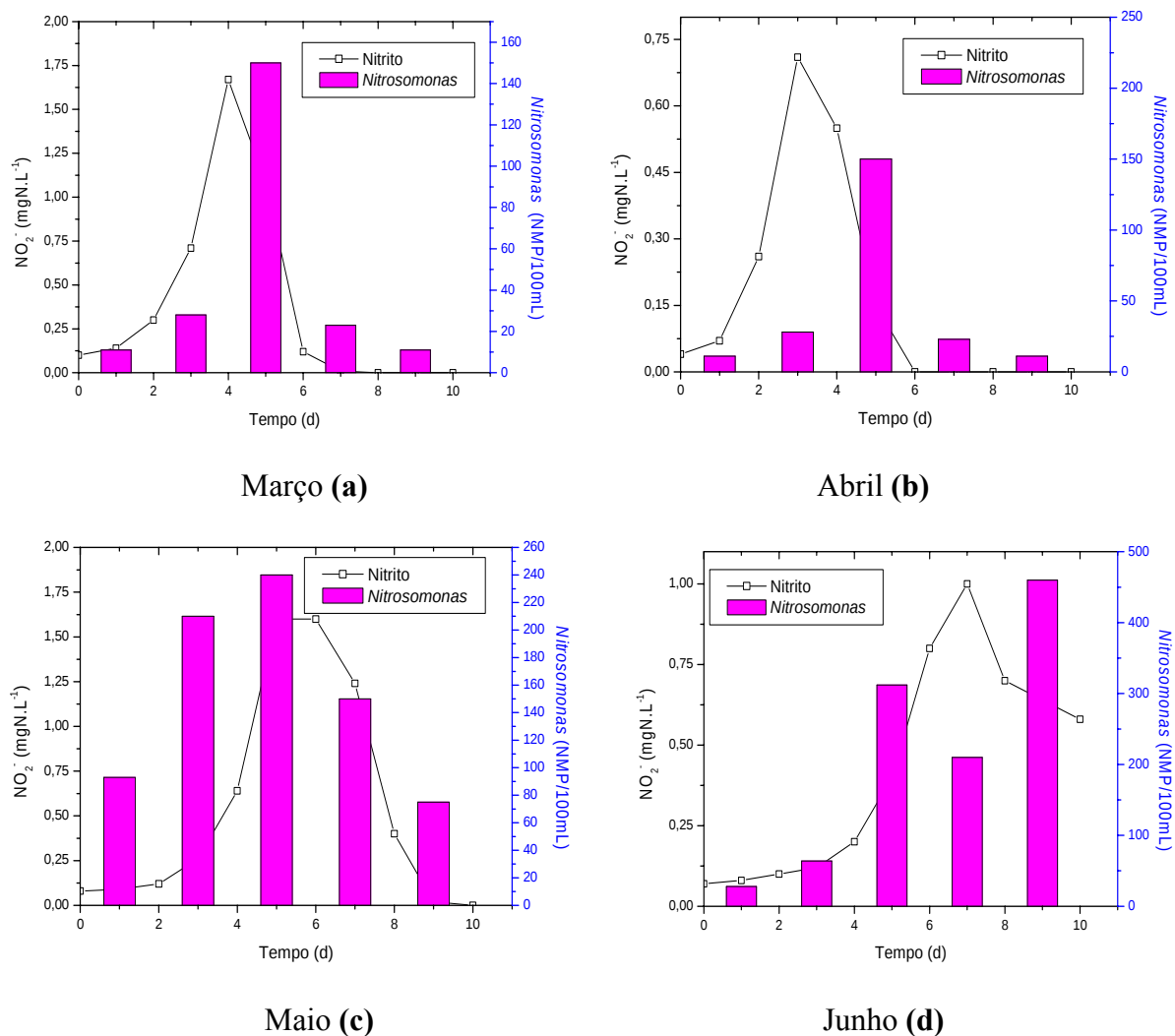
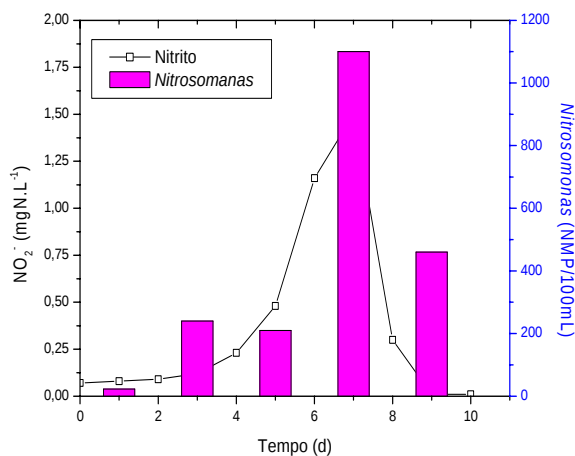
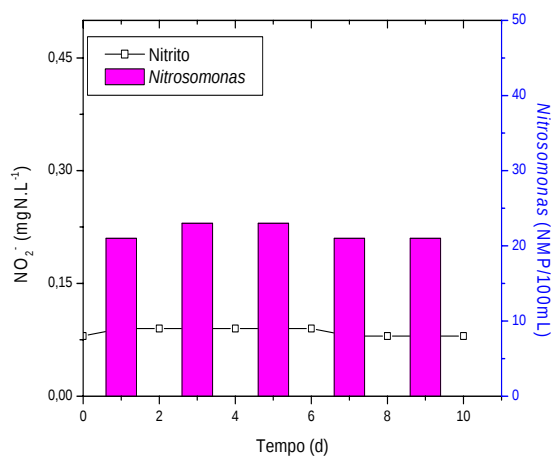


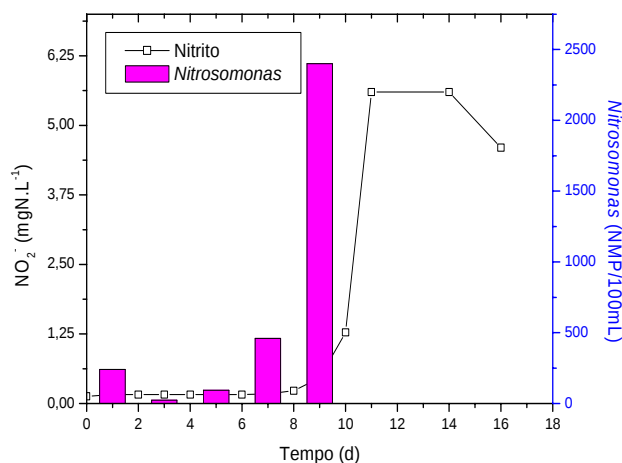
Figura 5.2 – Relação entre a quantidade de *Nitrosomonas* e a concentração de nitrito, março (a), abril (b), maio (c) e Junho (d).



Julho (e)



Agosto (f)



Setembro (g)

Figura 5.2 – Relação entre a quantidade de *Nitrosomonas* e a concentração de nitrito, julho (e), agosto (f) e setembro (g).

Na **Figura 5.2** o perfil de comportamento da quantidade de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e da concentração de nitrito foi o mesmo. A variação da quantidade destas bactérias foi de 11 a 2400 NMP/100mL e da concentração do nitrito foi de 0,04 a 5,60 mg.L⁻¹. As observações confirmam que o aumento da concentração de nitrito decorre do processo de nitrificação sob a ação de bactérias nitrificantes. Na amostra do mês de agosto a presença dessas bactérias e a concentração de nitrito foi menor do que nos outros meses, além dos valores não

terem variado. Acredita-se que o crescimento desses microrganismos foi inibido pela presença de alguma substância tóxica na água em um mês típico, em que há uma maior concentração de compostos na água. O que se deve considerar também é a presença de outros microrganismos interferindo neste processo, bem como outras substâncias.

Ferretti (2005), em estudo sobre as bactérias nitrificantes, considera a sensibilidade dessas bactérias extremamente importante, visto que as bactérias nitrificantes realmente são muito susceptíveis a variações de toxidez no meio relacionadas à presença de compostos inibidores e à carga de substrato a que esta biomassa é exposta. O autor sugere a ampliação do estudo sobre compostos inibidores encontrados em efluentes que são tratados utilizando sistemas nitrificantes.

Os maiores valores de concentração de bactérias e de nitrito foram encontrados no mês de setembro, mês de seca intensa, em que ocorre uma maior concentração da matéria orgânica disponível.

A nitrificação (nitritação) atingiu seu máximo entre 3 e 11 dias. A nitrificação é um importante fator no consumo de oxigênio em rios e deve ser considerada em estudos de modelagem de OD.

A **Figura 5.2** mostra a variação da concentração máxima de *Nitrosomonas*, nos meses de estudo e conforme a vazão, mas é necessário considerar que, a vazão do lançamento de efluentes no rio praticamente não muda, enquanto que, a vazão do rio muda nos períodos de seca e chuva, ou seja, as condições de diluição do rio oscilam.

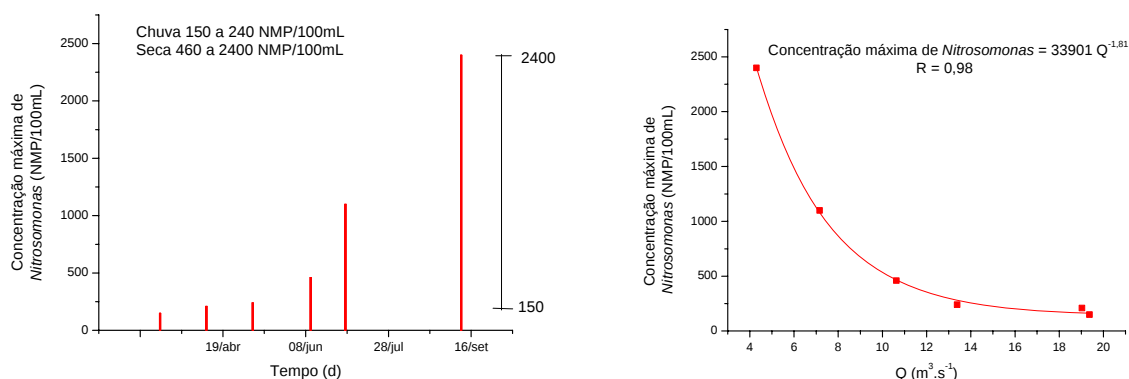


Figura 5.3 – Variação da concentração máxima de *Nitrosomonas* dos meses de estudo e conforme a vazão.

Houve uma correlação clara entre a vazão e o número de bactérias *Nitrosomonas* (**Figura 5.3**). Quanto menor a vazão (período seco) maior a concentração de bactérias e por consequência, maior a intensidade de nitrificação.

A variação de bactérias *Nitrosomonas* no início de cada experimento mensal, ou seja, condições do Rio, dos meses de estudo e em relação à vazão pode ser observada na **Figura 5.4**. O NMP de *Nitrosomonas* variou entre 11 e 240 NMP/100mL, predominou valores abaixo de 25 NMP/100mL.

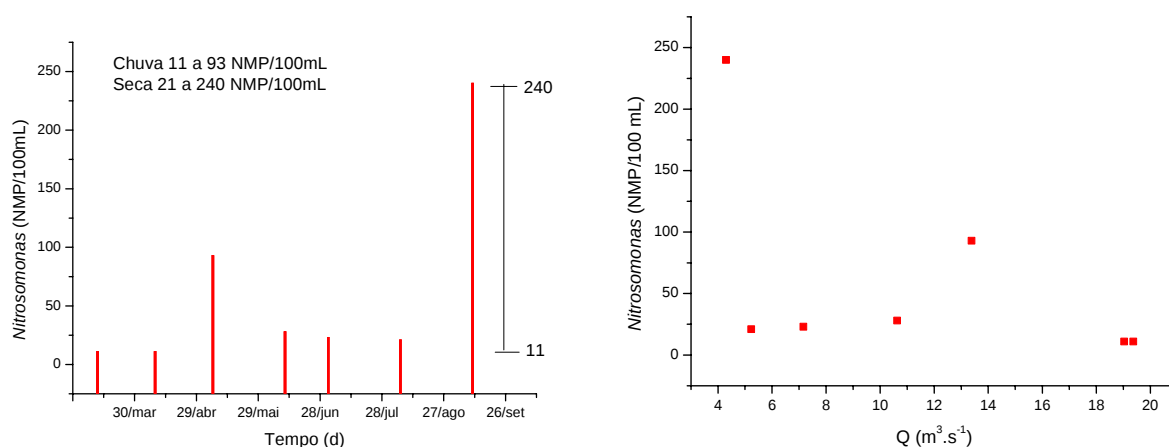


Figura 5.4 – Variação de bactérias do gênero *Nitrosomonas* nos meses de estudo e conforme vazão.

A relação entre a quantidade de bactérias do gênero *Nitrobacter* e a concentração de nitrato, pode ser observada na **Figura 5.5**. Os dados de cada experimento mensal constam do **Anexo 3**.

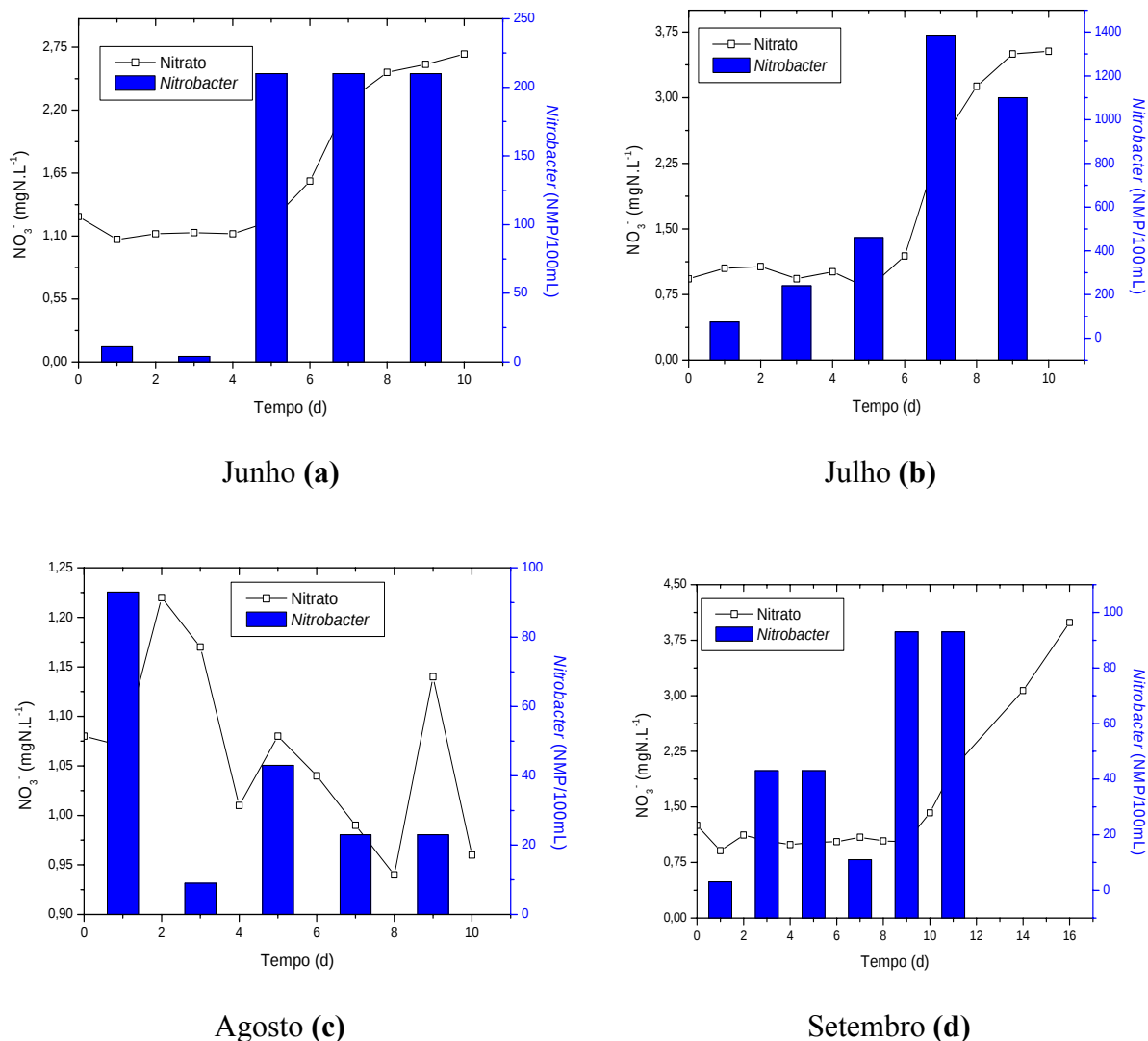


Figura 5.5 – Relação entre a quantidade de *Nitrobacter* e a concentração de nitrato, junho (a), julho (b), agosto (c) e setembro (d).

A **Figura 5.5** mostra que o perfil de comportamento da quantidade de bactérias do gênero *Nitrobacter* e da concentração de nitrato também é o mesmo. As *Nitrobacter* apareceram em menor quantidade que as *Nitrosomonas*, porém predominou o seu crescimento (aumento) durante o experimento. Somente no mês de agosto a quantidade de bactérias decresceu, mesmo mês experimental em que não houve crescimento das *Nitrosomonas*.

A quantidade de *Nitrobacter* variou entre 4 e 1386 NMP/100mL e a variação na concentração de nitrato ficou entre 0,82 e 3,99 mg.L⁻¹. As maiores concentrações de nitrato apareceram no mês de julho e setembro, sendo que a quantidade das bactérias foi maior em junho e julho. Os experimentos para o gênero *Nitrobacter* são apresentados somente para quatro meses de experimento, nos outros meses as bactérias não foram detectadas pelo método utilizado, sendo necessário a utilização do método citado, o qual teve como mudança a composição do meio de cultura utilizado.

Madigan *et al.* (2000), *apud* Mendonça (2002) relatam em seu estudo com efluente, o gênero *Nitrobacter* apresenta uma concentração menor (10^5 a 10^7 NMP/100mL) que o gênero *Nitrosomonas* e *Nitrosococcus* (10^6 a 10^8 NMP/100mL), sendo que os dois gêneros mais conhecidos e envolvidos nos processos da nitrificação são *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Entretanto as quantidades destas bactérias são significativamente menores no Rio Meia Ponte, aonde a quantidade máxima foi até 10^3 NMP/100mL.

Montuelle *et al.* (1996), em estudo de *Nitrobacter*, observaram que conforme aumenta a distância do ponto de lançamento de efluentes, em um corpo d'água ocorre um decréscimo no número total dessas bactérias, bem como um decréscimo da biodiversidade. Os sorotipos apresentaram variação espacial e temporal. Foi observado que a presença dos sólidos suspensos contribuem para o processo de nitrificação. A presença das *Nitrobacter* no efluente torna-se ameaçada quando misturadas às condições do. Os autores sugerem mais estudos sobre sorotipos de *Nitrobacter* para se conhecer o mecanismo de ação de cada sorotipo em ambiente natural e efluente, e consideram as *Nitrobacter* como um bom indicador para estudo em ambientes como rios.

A variação das bactérias *Nitrobacter* no início de cada experimento mensal, ou seja, condições do Rio, é apresentada na **Figura 5.6**, nos meses de estudo e conforme vazão. Os valores variaram entre 3 e 93 NMP/100mL.

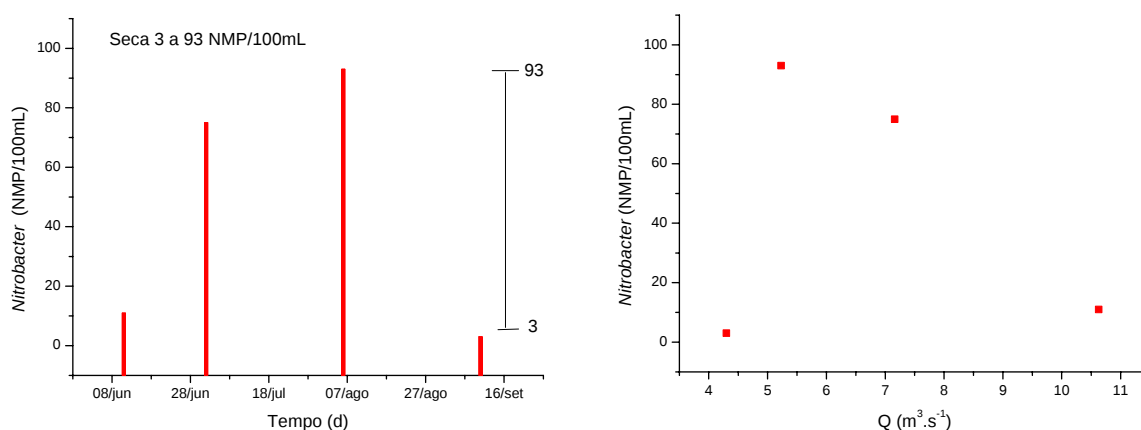
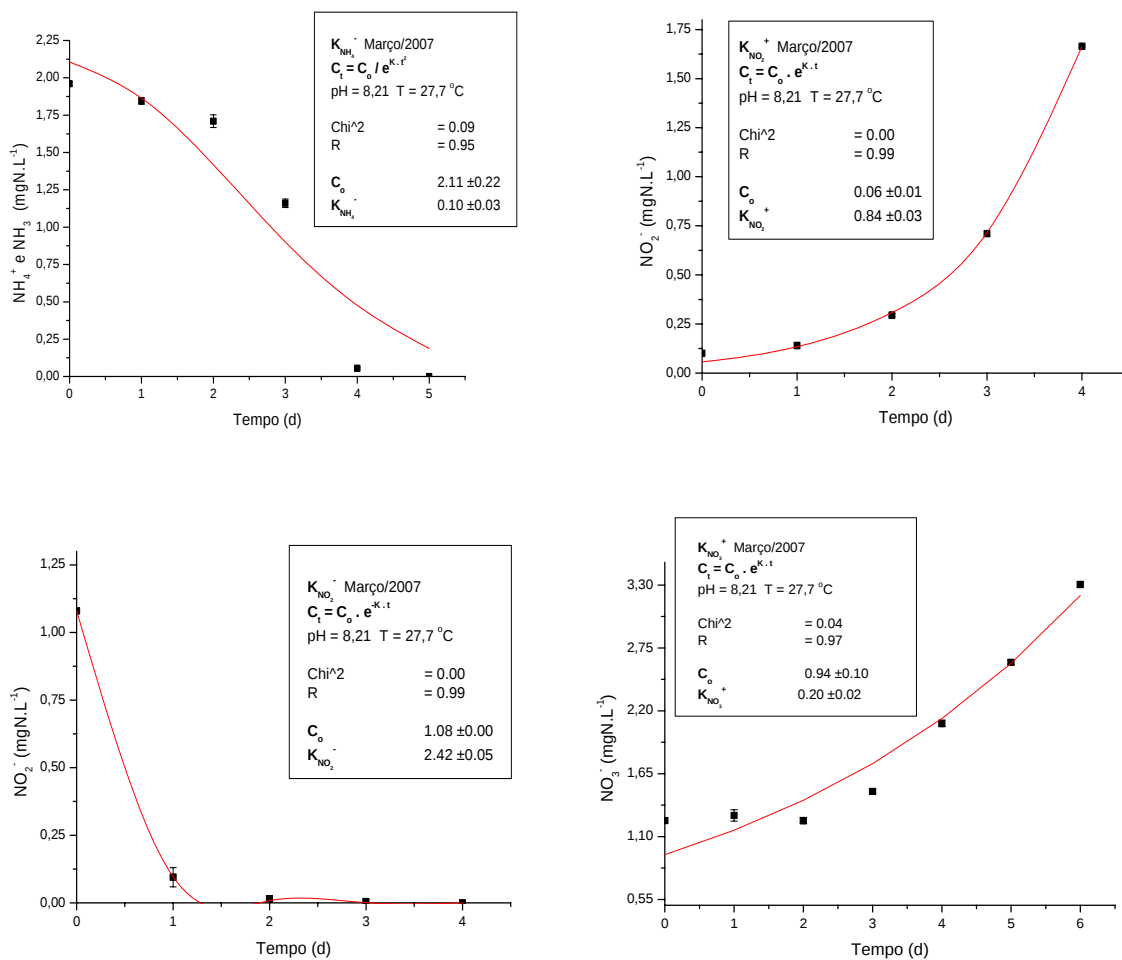


Figura 5.6 – Variação das bactérias do gênero *Nitrobacter* nos meses de estudo e conforme vazão.

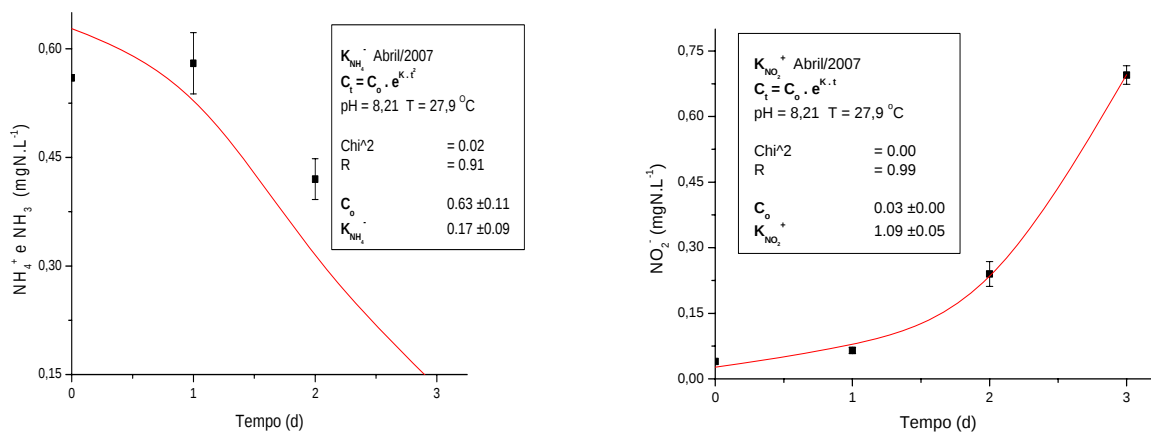
5.6.2 Quantificação do Coeficientes Cinéticos de Nitrogênio

Os gráficos de ajuste dos coeficientes de nitrogênio são apresentados na seguinte ordem: (1) gráficos de ajuste para os coeficientes de nitrogênio amoniacal, (2) nitrito e (3) nitrato. Posteriormente os valores dos coeficientes foram corrigidos para a temperatura padrão de 20°C. Todos os dados constam do **Anexo 3**, no qual foram dispostos no gráfico para o ajuste a média da duplicata com seu desvio padrão. Em cada ensaio ocorreu predominantemente o desaparecimento do nitrogênio amoniacal total, a formação seguida do desaparecimento do nitrito e a formação do nitrato.

Os ajustes para obtenção dos coeficientes cinéticos de nitrogênio do formação do nitrogênio amoniacal (amonificação), desaparecimento do nitrogênio amoniacal e formação do nitrito (nitritação ou nitrosação) e formação do nitrato (nitratação) são apresentados na **Figura 5.2**, os dados foram agrupados por mês de estudo, março (**a**), abril (**b**), maio (**c**), junho (**d**), julho (**e**) e setembro (**f**).

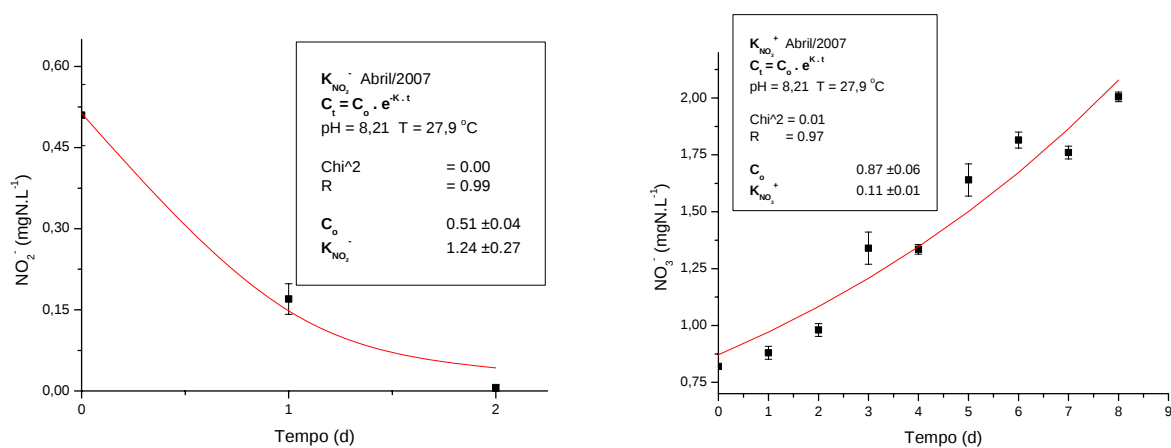


Março (a)

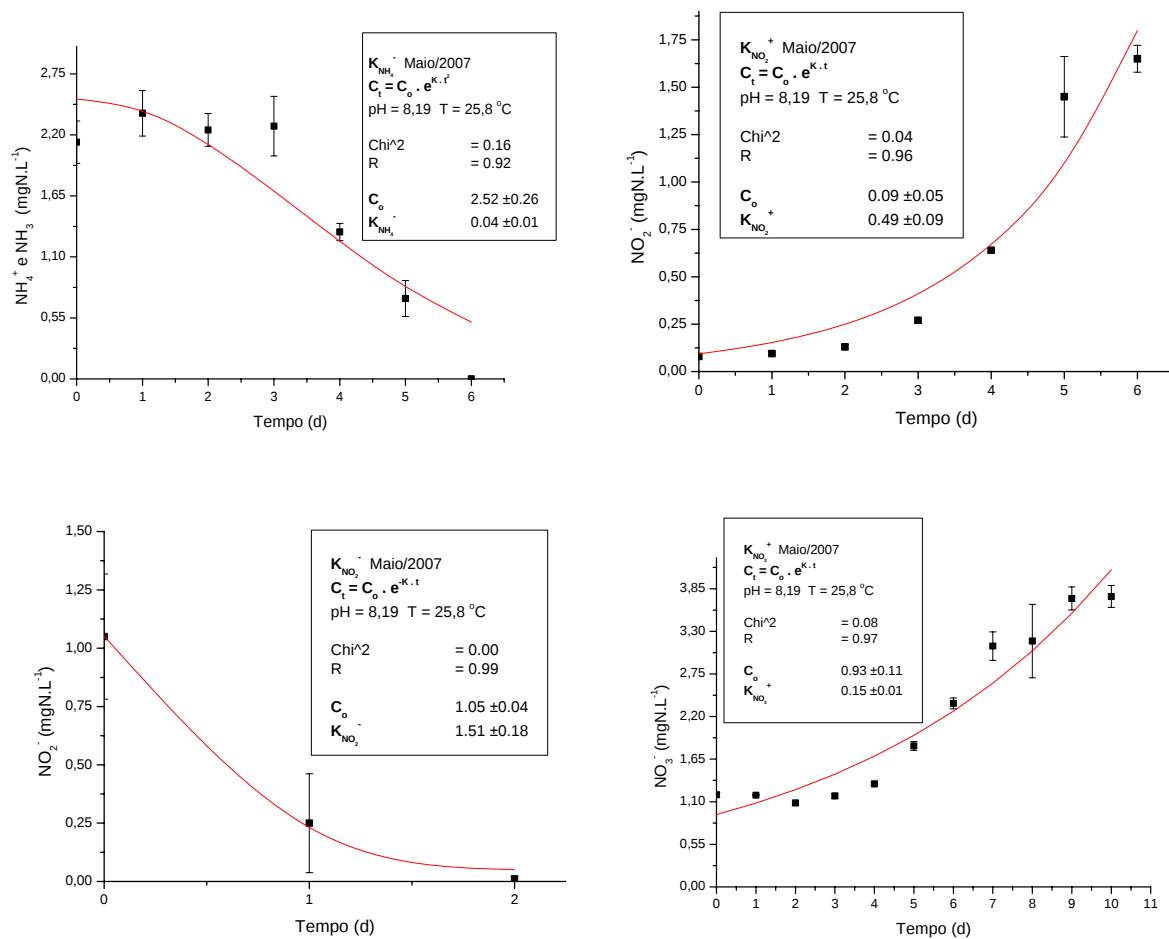


Abril (b)

Figura 5.7 – Curvas de progressão da nitrificação para a determinação de coeficientes cinéticos, meses de março (a) e abril (b).



Abril (b)



Maio (c)

Figura 5.7 – Curvas de progressão da nitrificação para a determinação de coeficientes cinéticos, meses de abril (b) e maio (c).

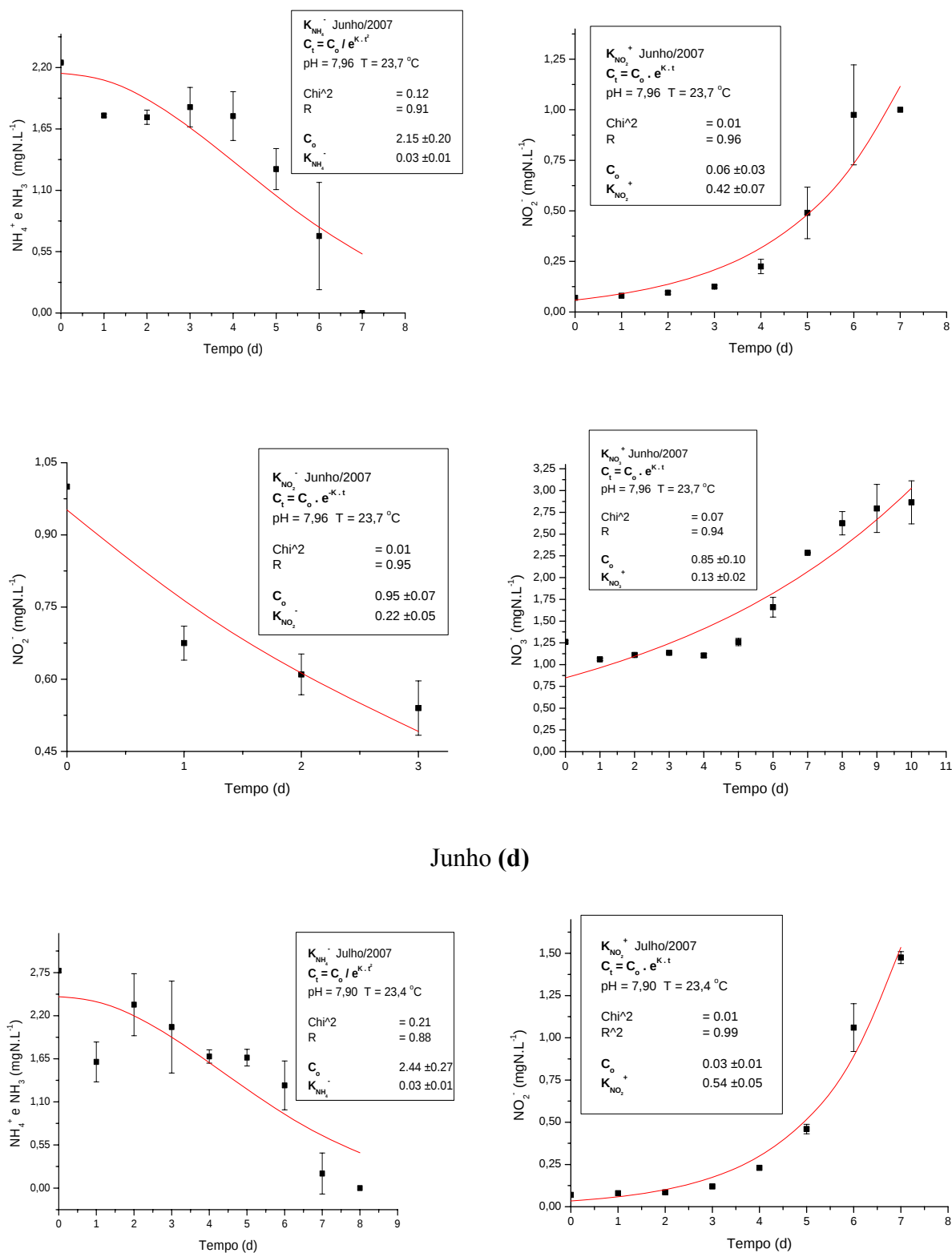
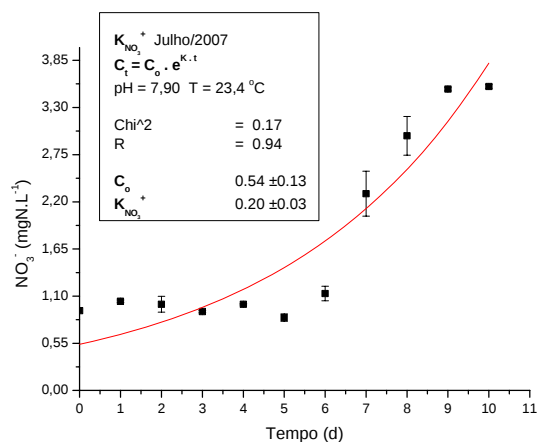
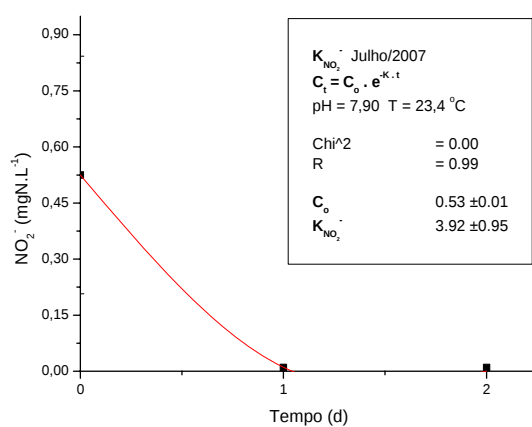
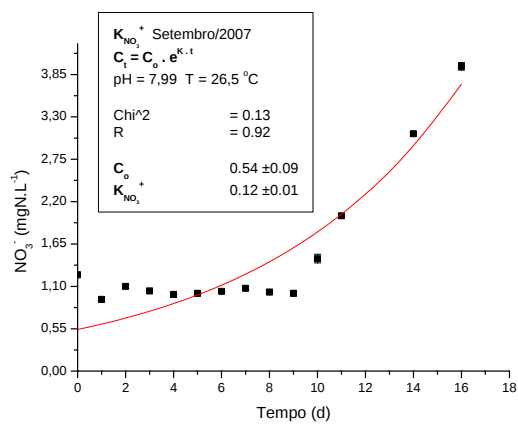
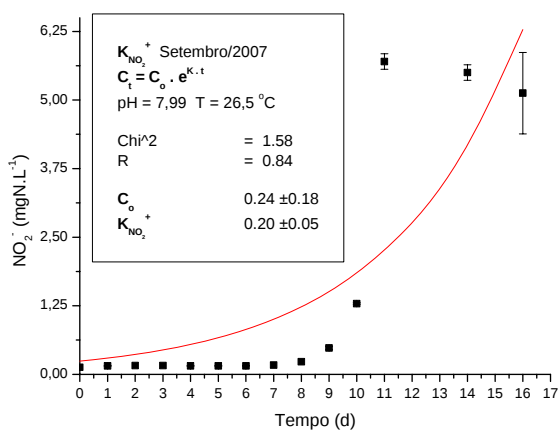
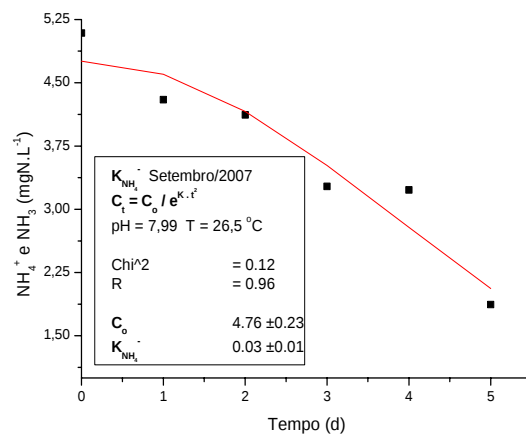
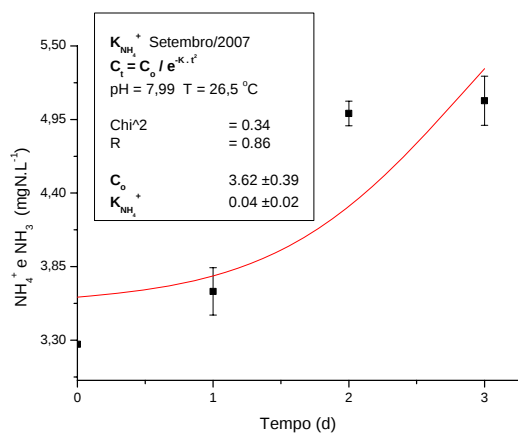


Figura 5.7 – Curvas de progressão da nitrificação para a determinação de coeficientes cinéticos, meses de (d) e julho (e).



Julho (e)



Setembro (f)

Figura 5.7 – Curvas de progressão da nitrificação para a determinação de coeficientes cinéticos, meses de julho (e) e setembro (f).

Os coeficientes de formação e desaparecimento do nitrogênio amoniacal ($K_{\text{NH}_4^+ 20}$ e $K_{\text{NH}_4^- 20}$) apresentaram valores entre 0,02 e 0,12 d⁻¹. Houve o desaparecimento do nitrogênio amoniacal (entre o 2° e 8° dia), período em que se observa formação de nitrito. Foi observada a ocorrência da amonificação ($K_{\text{NH}_4^+ 20} = 0,03 \text{ d}^{-1}$), até o 3° dia do ensaio, somente no mês de setembro (formação do nitrogênio amoniacal), seguido de seu desaparecimento.

As maiores concentrações iniciais são do nitrogênio amoniacal que ocorreram no mês de setembro, 3,62 mg.L⁻¹ para formação do nitrogênio amoniacal (amonificação) e 4,76 mg.L⁻¹ para o desaparecimento do nitrogênio amoniacal (mês de clima mais seco e menor vazão do tempo experimental).

Os coeficientes de nitrificação ($K_{\text{NO}_2^+ 20}$) variaram entre 0,15 e 0,76 d⁻¹, a nitrificação ocorreu entre o 1° e 16° dia. Um comportamento diferente foi observado no mês de setembro, onde o nitrito permaneceu quase constante até o 8° dia de ensaio, coincidindo com o período de ocorrência da amonificação deste mês, seguido do aumento de nitrito do 8° ao 16° do ensaio.

O coeficiente de decaimento do nitrito ($K_{\text{NO}_2^- 20}$) variou entre 0,19 e 3,36 d⁻¹ e ocorreu entre o 4° e 10° dia. Isto decorre do processo de nitratação, pois neste mesmo período se observava a formação de nitrato. Com exceção ao mês de setembro que não pôde ser observado o desaparecimento do nitrito até os 16 dias de ensaio.

O coeficiente de nitratação ($K_{\text{NO}_3^+ 20}$) variou entre 0,08 e 0,17 d⁻¹. A formação do nitrato ocorreu entre o 3° e o 16 dia. A nitratação é o último estágio de oxidação do nitrogênio.

Em geral, o tempo necessário para a amonificação e nitrificação foi maior no período de baixas vazões, subentende-se também a nitrificação ocorrendo mais lentamente.

No ensaio do mês de agosto não foi possível quantificar os coeficientes cinéticos de nitrogênio, pois não ocorreram as transformações de seus compostos. Suspeita-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 à variações de toxidez do meio, tem suas limitações quando opera com cargas variáveis e com choques de toxidez.

Na **Tabela 5.1** 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 ambiente, posterior correção dos mesmos para a temperatura padrão de 20°C e temperatura e pH em cada mês de experimento.

Tabela 5.1 – Resultados dos experimentos de estudo da cinética do nitrogênio.

Coefficientes-Mês do ano 2007	C₀ (mg.L⁻¹)	K (d⁻¹)	K₂₀ (d⁻¹)	Temperatura (°C)	pH
K _{NH4} ⁻ – Março	2,11	0,10	0,07	27,7	8,21
K _{NH4} ⁻ – Abril	0,63	0,17	0,12	27,9	8,21
K _{NH4} ⁻ – Maio	2,52	0,04	0,03	25,4	9,19
K _{NH4} ⁻ – Junho	2,15	0,03	0,02	23,7	7,96
K _{NH4} ⁻ – Julho	2,44	0,03	0,02	23,4	7,90
K _{NH4} ⁺ – Setembro	3,62	0,04	0,03	26,5	7,99
K _{NH4} ⁻ - Setembro	4,76	0,03	0,02	26,5	7,99
K _{NO2} ⁺ – Março	0,06	0,84	0,59	27,7	8,21
K _{NO2} ⁺ - Abril	0,03	1,09	0,76	27,9	8,21
K _{NO2} ⁺ - Maio	0,09	0,49	0,38	25,4	8,19
K _{NO2} ⁺ - Junho	0,06	0,42	0,35	23,7	7,96
K _{NO2} ⁺ - Julho	0,03	0,54	0,47	23,4	7,90
K _{NO2} ⁺ - Setembro	0,24	0,20	0,15	26,5	7,99
K _{NO2} ⁻ - Março	1,08	2,42	1,71	27,7	8,21
K _{NO2} ⁻ - Abril	0,51	1,24	0,87	27,9	8,21
K _{NO2} ⁻ - Maio	1,05	1,51	1,19	25,4	8,19
K _{NO2} ⁻ - Junho	0,95	0,22	0,19	23,7	7,96
K _{NO2} ⁻ - Julho	0,53	3,92	3,36	23,4	7,90
K _{NO3} ⁺ - Março	0,94	0,20	0,14	27,7	8,21
K _{NO3} ⁺ - Abril	0,87	0,11	0,08	27,9	8,21
K _{NO3} ⁺ - Maio	0,93	0,15	0,12	25,4	8,19
K _{NO3} ⁺ - Junho	0,85	0,13	0,11	23,7	7,96
K _{NO3} ⁺ - Julho	0,54	0,20	0,17	23,4	7,90
K _{NO3} ⁺ - Setembro	0,54	0,12	0,09	26,5	7,99

Legenda: K_{NH4}⁺ coeficiente de formação do nitrogênio amoniacal total, K_{NH4}⁻ coeficiente de desaparecimento do nitrogênio amoniacal total, K_{NO2}⁺ coeficiente de formação do nitrito, K_{NO2}⁻ coeficiente de desaparecimento do nitrito e K_{NO3}⁺ coeficiente de formação do nitrato.

Jing e Lin (2004), em estudo de remoção da amônia em efluente industrial e doméstico, observaram um coeficiente de remoção de 0,159 a 1,081 d⁻¹, em uma temperatura variando entre 18 e 31°C, indicando que aumento da remoção ocorre em função do aumento da temperatura. À temperatura padrão de 20°C encontraram valores desses coeficientes que denominaram K_v (denominação do coeficiente de remoção da amônia) de 0,321 e 0,208 d⁻¹. Os

valores observados no Rio Meia Ponte do ($K_{\text{NH}_4^- 20}$), variaram entre 0,01 e 0,12 d^{-1} , não superando a velocidade de reação do efluente.

Taxas de transformação do nitrogênio, obtidos por outros autores são apresentadas no **Quadro 5.2**.

Quadro 5.2 – Taxas de coeficientes para as transformações de nitrogênio.

Coeficiente Nitrito (d^{-1})	Coeficiente Nitrato (d^{-1})	Autor
0,003-0,03	0,09	Chen e Orlob (1972, 1975)
0,02	0,25	Tetra Tech (1980)
0,02	0,25	Porcella et al. (1983)
0,1-0,5	5-10	Baca et al. (1973)
0,1-0,5	3-10	Baca e Arnett (1976)
0,1-0,5	0,5-2,0	Duke e Masch (1973)
0,1-0,5	0,5-2,0	Roesner et al. (1978)
0,05-0,2	0,2-0,5	Smith (1978)
0,05-0,2	0,2-0,5	Brandes (1976)

Fonte: Bowie *et al* (1985)

Ao se comparar os valores apresentados no **Quadro 5.2** com aos obtidos para o Rio Meia Ponte, nota-se que as faixas dos valores dos coeficientes de nitrito são inferiores às faixas do Meia Ponte. Já para os valores de nitrato são superiores aos do Meia Ponte. De um modo geral identificam-se diferenças, entre rios estrangeiros e brasileiros, aonde a nitrosação é mais intensa e a nitratação menos intensa no Meia Ponte.

A variação dos coeficientes cinéticos de nitrogênio dos meses de estudo, nas condições de laboratório é apresentada na **Figura 5.8** a seguir.

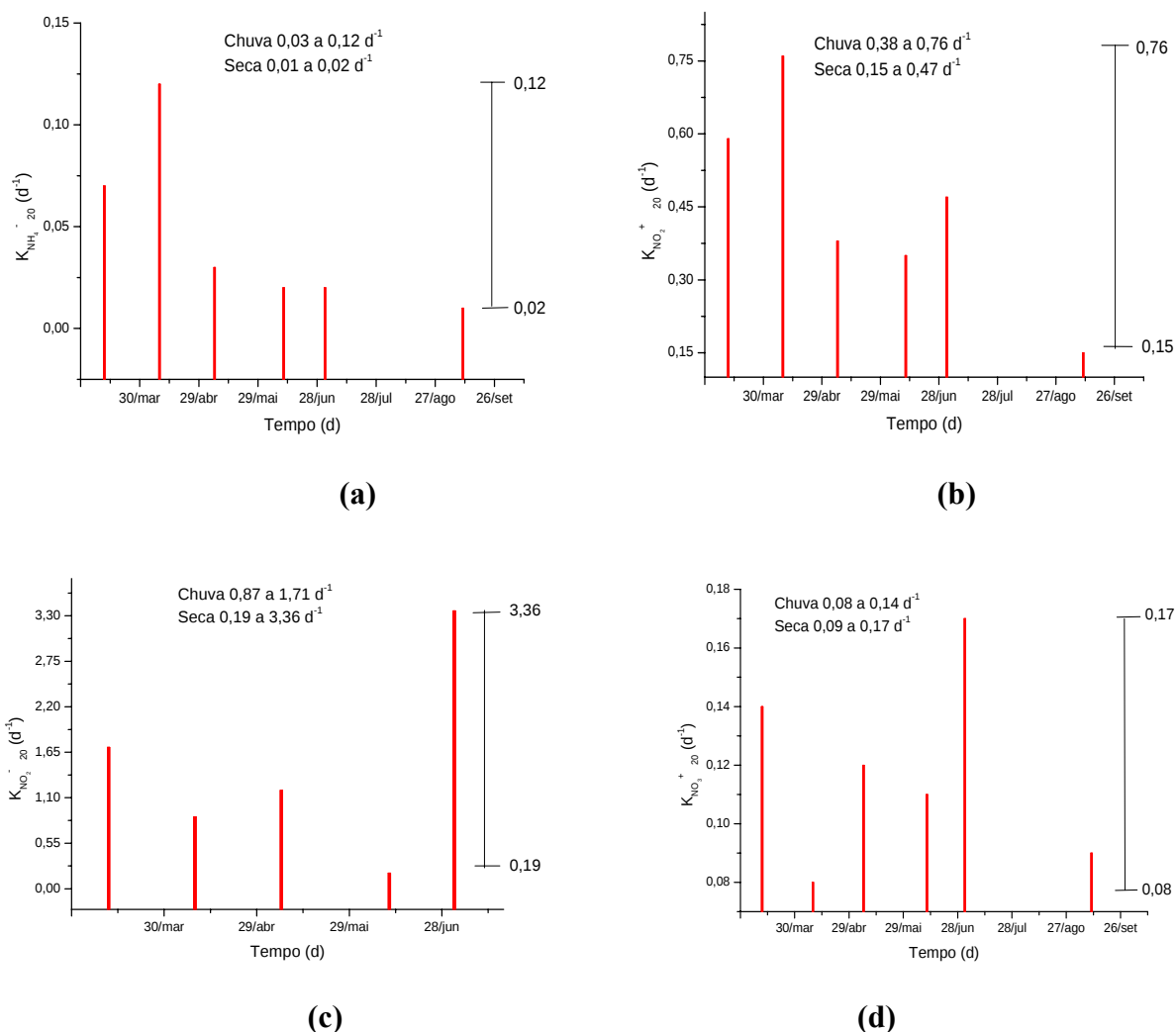


Figura 5.8 - Comportamento dos coeficientes cinéticos nos meses de estudo, desaparecimento do nitrogênio amoniacal **(a)**, formação do nitrito **(b)**, desaparecimento do nitrito **(c)** e formação do nitrato **(d)**.

Para os valores de $(K_{NH_4^- 20})$ e $(K_{NO_2^+ 20})$, conforme **Figura 5.8**, houve um decaimento nos meses de estudo, em ambos os processos considera-se a nitrificação. Os valores de $(K_{NO_2^- 20})$ aumentaram e os valores $(K_{NO_3^+ 20})$ oscilaram nos meses, tendendo a um aumento dos valores dos coeficientes, decaindo no mês de setembro, característico de seca extrema. Em ambos os processos $(K_{NO_2^- 20}$ e $K_{NO_3^+ 20})$ considera-se a nitratação.

Já para a relação com a vazão, os coeficientes que apresentaram alguma tendência foram os $K_{NH_4^- 20}$ e $K_{NO_2^+ 20}$, como mostra a **Figura 5.9**. A intensidade de nitrosação (nitrificação)

aumenta nos meses de altas vazões, mas é necessário considerar que, a vazão do lançamento de efluentes no rio praticamente não muda, enquanto que, a vazão do rio muda nos períodos de seca e chuva, ou seja, as condições de diluição do rio oscilam.

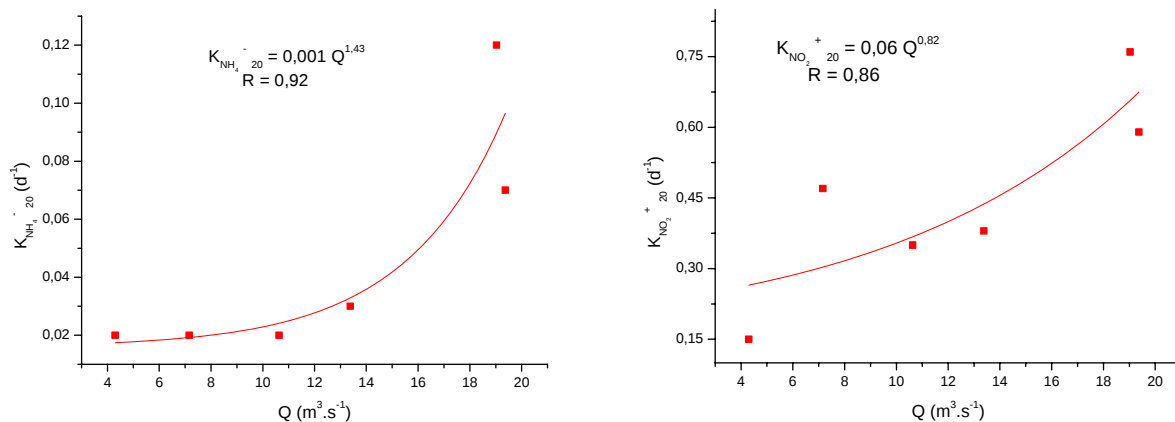


Figura 5.9 – Relação dos coeficientes de nitrogênio com a vazão.

Todos os coeficientes cinéticos de nitrogênio obtidos e as características da água apresentadas no **Capítulo 2** constam do **Anexo 7**.

Em estudo da nitrificação na coluna d'água e no sedimento do Rio Seneca, nos Estados Unidos, Pauer e Auer (2000) observaram que há predominância da nitrificação no sedimento em relação à coluna d'água.

A variação de temperatura e pH no equipamento de *Jar Test* modificado é apresentada na **Figura 5.10**.

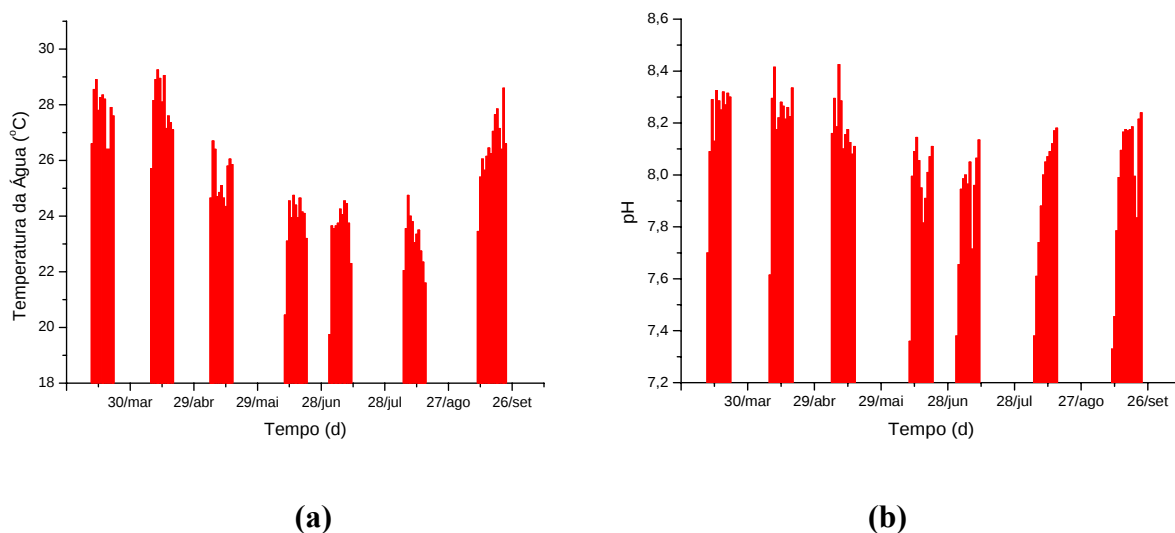


Figura 5.10 – Variação nos meses de estudo, no experimento em laboratório, da temperatura **(a)** e pH **(b)**.

A temperatura média experimental variou de 23,43°C a 27,93°C. As temperaturas médias foram utilizadas para a correção à temperatura padrão de 20°C na determinação dos coeficientes cinéticos.

O pH médio variou de 7,90 a 8,21, levemente alcalino. O pH e temperatura médios foram utilizados para a determinação das proporções do íon amônio (NH_4^+) e da amônia (NH_3), conforme **Anexo 4**.

A relação entre NH_4^+ e NH_3 pode variar em função da temperatura, do pH e a da constante de equilíbrio. Os valores de concentração de NH_3 foram calculados utilizando 3 referências bibliográficas, Nagy (1988), *apud* Macedo (2003), Pereira e Mendonça (2005) e Ferretti (2005). Os valores calculados constam do **Anexo 4**. Observou-se que a concentração de NH_3 apresenta concentrações bastante baixas para as condições experimentais, sendo considerado então para este estudo o nitrogênio amoniacal total determinado pela análise química da água (análise convencional).

A volatilização da amônia é quase insignificante para pH abaixo de 9,3 (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), estudaram a volatilização da amônia em lagoas, observaram que quando as concentrações do íon amônio eram altas o pH estava acima de 8,0 apropriado para o crescimento algal, oportunizando um rápido equilíbrio de forma não-ionizada NH_3 . A concentração do íon amônio foi maior quando o pH esteve abaixo de 8,0.

Bowie *et al* (1985), observou também a influência do pH nas taxas de nitrificação, com uma variação de 7,0 para 9,8, sendo que o melhor pH para a nitrificação é de aproximadamente 8,5, e que as taxas de nitrificação para rios apresentam variações de zero para nove dias. O valor de pH médio para os ensaios do Meia Ponte foi de 8,05, ficou próximo ao pH ideal para a nitrificação e o tempo de ensaio de aproximadamente 10 dias parece ser o período em que as transformações podem ser observadas.

Mendonça (2002), valores ótimos de pH para as bactérias nitrificantes, gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* predominantemente, estão na faixa de 7 a 9. O pH influencia na concentração do íon amônio, afetando a nitrificação.

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

1. Houve boa correlação positiva entre cota e vazão (curva-chave) na Estação Fluviométrica a Montante de Goiânia no Rio Meia Ponte. A variação de vazão no período experimental foi de $48,65 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ a $2,89 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, de fevereiro (período de chuva) a outubro (período de seca) de 2007, variando aproximadamente 16 vezes. Em novembro ocorreram as primeiras chuvas, em período um pouco tardio para ocorrência das primeiras chuvas para as características climáticas locais.
2. Nos períodos de chuva há aumento das vazões, propiciando condições de diluição, diminuindo concentração de vários constituintes nas águas do Rio Meia Ponte.
3. Foram analisadas 15 características da água, cujas faixas de variação durante o período experimental são apresentadas a seguir: (1) temperatura 18,3 a 25,1 °C, (2) pH 7,11 a 8,16, (3) oxigênio dissolvido 0,74 a 5,04 mg.L^{-1} , (4) turbidez 13,3 a 41,7 UNT, (5) cor aparente 99,0 a 496,0 mg Pt.L^{-1} , (6) cor verdadeira 58,0 a 203,0 mg Pt.L^{-1} , (7) alcalinidade 91 a 174 $\text{mg.L}^{-1}\text{CaCO}_3$, (8) DQO 9,6 a 76,0 mg.L^{-1} , (9) nitrogênio orgânico 0,12 a 1,49 mg.L^{-1} , (10) nitrogênio amoniacal total 0,56 a 3,27 mg.L^{-1} , (11) nitrito 0,04 a 0,13 mg.L^{-1} , (12) nitrato 0,82 a 1,26 mg.L^{-1} , (13) nitrogênio total 2,30 a 6,05 mg.L^{-1} , (14) DBO_5 4,0 a 9,6 mg.L^{-1} e (15) L_t (DBO) 4,1 e 21,2 mg.L^{-1} .
4. Os seguintes parâmetros de caracterização que apresentaram-se fora do padrão, segundo a resolução CONAMA nº 357 de 2005 no período indicado: (1) oxigênio dissolvido, somente no mês de março ficou dentro do padrão, (2) cor verdadeira, somente no mês de junho ficou dentro do padrão, (3) nitrogênio amoniacal total, somente nos meses de março e abril ficou dentro do padrão, (4) DBO_5 , nos meses de julho e setembro ficou fora do padrão.
5. Houve um aumento da matéria orgânica em geral, no período de seca, observado pelo aumento de: (1) nitrogênio orgânico, (2) DQO e (3) matéria orgânica biodegradável- L_t (DBO) e DBO_5 .
6. Os procedimentos metodológicos foram detalhadamente descritos para a obtenção dos coeficientes cinéticos e servem de referência para estudos futuros.

7. Foram obtidos parâmetros de modelagem de qualidade das águas para os processos de nitrificação, amonificação, desoxigenação bacteriana e reaeração.
8. O coeficiente de reaeração (K_a) calculados utilizando as equações da literatura indicaram valores maiores no período de seca e menores no período de chuva, variando de 1,17 a 2,34 d⁻¹ para 0,63 a 2,01 d⁻¹, respectivamente, entretanto, faixas bastante próximas. Nas condições experimentais em laboratório, o coeficiente de reaeração ($K_{a\ 20}$) variou entre 3,60 e 11,51 d⁻¹, testando da mínima à máxima rotação do equipamento, 22 à 83 rpm.
9. O coeficiente de reaeração foi ligeiramente superior em laboratório. Utilizou-se a rotação mínima de 22 rpm para estudo da cinética do nitrogênio.
10. Sugere-se testar diâmetros menores dos impulsores rotativos utilizados, menores velocidades de rotação ou uso de recipientes com diferentes formas e tamanhos, para uma melhor aproximação às condições do rio, considerando as condições experimentais do presente estudo.
11. Sugere-se continuidade dos estudos com comparação das condições de turbulência no corpo d'água e laboratório com base na potência dissipada e no gradiente de velocidade.
12. Em laboratório, o coeficiente de desoxigenação ($K_{d\ 20}$) variou entre 0,12 e 1,05 d⁻¹.
13. Em laboratório, o perfil de comportamento da quantidade de bactérias do gênero *Nitrosomonas* e da concentração de nitrito foi o mesmo. A quantidade de bactérias variou de 11 a ≥ 2400 NMP/100mL e a concentração de nitrito de 0,04 a 5,60 mg.L⁻¹. A concentração máxima de *Nitrosomonas* aumentou entre 150 e 2400 NMP/100mL, da maior para a menor vazão. O perfil de comportamento da quantidade de bactérias do gênero *Nitrobacter*, variação entre 4 e 1386 NMP/100mL e a concentração de nitrato, variação entre 0,82 e 3,99 mg.L⁻¹, também foi o mesmo, considerando as condições experimentais do presente estudo.
14. Considerando as condições experimentais de laboratório e os modelos de quantificação do coeficientes cinéticos, a amonificação foi observada somente no mês de setembro. Nos outros meses experimentais foi observado somente o desaparecimento do nitrogênio amoniacal, ou seja, a ocorrência da nitrificação, pois neste mesmo tempo o nitrito estava aumentando. As faixas de variação foram: (1) os coeficientes de nitrogênio amoniacal ($K_{NH_4^- \ 20}$ e $K_{NH_4^+ \ 20}$) 0,01 a 0,12 d⁻¹, (2) nitrificação ($K_{NO_2^+ \ 20}$) 0,15 a 0,76 d⁻¹, (3) o

coeficiente de desaparecimento do nitrito ($K_{\text{NO}_2^- 20}$) 0,19 a 3,36 d^{-1} , tempo de formação do nitrato, (4) nitratação ($K_{\text{NO}_3^+ 20}$) 0,08 a 0,17 d^{-1} .

15. No Rio, a quantidade de bactérias *Nitrosomonas* aumentou conforme diminuição da vazão de 11 a 240 NMP/100mL. Já a quantidade de bactérias *Nitrobacter* variou de 3 a 93 NMP/100mL, sem relação clara com a vazão.
16. Suspeitou-se que alguma substância tóxica na água possa ter inibido a atividade dos microrganismos no ensaio do mês de agosto, pois não foi possível determinar os coeficientes cinéticos de nitrogênio e de desoxigenação. A montante do ponto de coleta do estudo ocorre o lançamento de efluentes.
17. A concentração alguns parâmetros de caracterização da água tiveram correlação com o regime hidrológico. No período de chuva houve: (1) aumento de vazão, pH, OD e coeficiente de nitratação; (2) diminuição de alcalinidade, DQO, nitrogênio amoniacal total, nitrito e quantidade de *Nitrosomonas*. Na período de seca houve: (1) diminuição de vazão, pH, OD e coeficiente de nitratação; (2) aumento de alcalinidade, DQO, nitrogênio amoniacal total, nitrito e quantidade de *Nitrosomonas*.
18. Os coeficientes cinéticos obtidos neste estudo, comparados com os obtidos por outros autores, em geral, foram superiores para a desoxigenação e nitratação, e inferiores para a reaeração e nitratação.
19. Foi possível constatar que o Rio Meia Ponte sofre interferência antrópica no ambiente natural, aonde a qualidade da água é mais comprometida no período de seca. O lançamento de efluentes da ETE Goiânia entre outros efluentes, ainda não tem garantido o cumprimento dos padrões da legislação vigente a jusante do lançamento do efluente para os parâmetros de OD, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal total e DBO.
20. Sugere-se a análise de variância dos coeficientes cinéticos com a qualidade da água e características físicas como vazão (Q), velocidade (V) e cota (H).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standart methods for the examination of water and wastewater*. 20th edition, Washington D.C., AWWA/APHA/WEF, 1998.

ASSUMPÇÃO, R.M.V.; MORITA, T. *Manual de soluções, reagentes & solventes: padronização, preparo e purificação*. Editora Edgard Blücher, USP, 1968.

AQUA AEROBIC SYSTEMS. *Tratamento de Água e Esgoto*. FMC – FILSAN. Equipamentos para Saneamento S/A . Catálogo 4-77 B, 1985.

ARAÚJO, E.S.; MAMEDE, L.; BARBERI, M.; SOUZA, C.F.; FARIA, F.P. *Geoquímica, aspectos geomorfológicos e paleontológicos no alto curso do Meia Ponte*. In: III Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-oeste, Goiânia, 2005.

BÁRBARA, V. F. *Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari-AP(Amazônia)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente, 2006, 174p.

BELLOS, D.; SAWIDIS, T. *Chemical pollution monitoring of the River Pinios (Thessalia-Greece)*. In: Journal of Enviromental Management, Elsevier, v.76, 2005, p.282-292.

BONNET, C.; VOLAT, B.; BARDIN, R.; DEGRANGES, V.; MONTUELLE, B. *Use of immunofluorescence technique for studying a Nitrobacter population from wastewater treatment plant following discharge in river sediments: first experimental data*. In: Water Research, Pergamon, v.31, n.3, 1997, p.661-664.

BOWIE, G.L.; MILLS, W.B.; PORCELLA, D.B.; CAMPBELL, C.L.; PAGENKOPF, J.R.; RUPP, G.L.; JOHNSON, K.M.; CHAN, P.W.H.; GHERINI, S.A. *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling*. In: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/3-85/040, Athens, Georgia, 1985.

BRASIL, Política Nacional dos Recursos Hídricos. *Lei 9433*, de 08 de janeiro de 1997.

BRION, N.; BILLEN, G. *Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of river Seine downstream from Paris*. In: Water Research, Pergamon, v.34, n.12, 2000, p. 3213-3221.

CÉBRON, A.; GARNIER, J. *Nitrobacter and Nitrospira genera as representatives of nitrite-oxidizing bacteria: detection, quantification and growth along the lower Seine River (France)*. In: Water Research, Elsevier, v.39, 2005, p.4979-4992.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Clostridium perfringens: determinação em amostras de água pela técnica de tubos múltiplos*. Método de Ensaio - L5/213. CETESB, São Paulo, 1993.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J.P. *Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors*. In: Aquacultural Engineering, Elsevier, v.34, 2006, p.179-197.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução 357*, de 17 de março de 2005.

CORREA, A.C.S.; MONTEIRO, M.P. *Interface entre saúde humana e qualidade de águas: estudo de caso na bacia dos rios Verdão e Meia Ponte (GO)*. In: III Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-oeste, Goiânia, 2004.

COSTA, O.S. da. *Contribuição à metodologia para determinação indireta do coeficiente de reaeração dos escoamentos naturais da água com emprego do método da sonda solúvel*. Tese de

Doutorado. Universidade de São Carlos-USP/Escola de Engenharia de São Carlos-EESC, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, 1998.

CPRM - Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais. *Dados históricos de medição da estação fluviométrica a montante de Goiânia, Goiás, no Rio Meia Ponte*. 2006.

CUNHA, A. C. da. *Transferência de gases em sistemas líquidos altamente agitados induzidos por hélices do tipo turbina em tanques cilíndricos*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Carlos-USP/Escola de Engenharia de São Carlos-EESC, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, 1993, 176p.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência, 1988.

FERREIRA, E.S. *Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica*. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), 2000, 25p.

FERRETTI, E.C. *Estudo da influência da relação S_0/X_0 na determinação da atividade específica de bactérias nitrificantes*. Dissertação de Mestrado. Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, UFSC, 2005, 123P.

GOOGLE EARTH. Acesso em 25/06/2008.

HAMMER, M.J. *Sistemas de abastecimento de água e esgoto*. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos, 1979.

JING, S.R.; LIN, Y.F. *Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan*. In: Environmental Pollution, Elsevier, v.127, 2004, p.291-301.

KIELING, D.D. *Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas*. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, UFSC, 2004.

LEITE, A.E.B. *Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando o modelo de qualidade d'água, SisBAHIA*. Dissertação de mestrado. Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz, Rio de Janeiro, 2004, 94p.

LEENEN, E.J.T.M.; BOXTEL, A.M.G.A.; ENGLUND, G.; TRAMPER, J.; WIJFFELS, R.H. *Reduced temperature sensitivity of immobilized Nitrobacter agilis cells caused by diffusion limitation*. In: Enzyme and Microbial Technology, Elsevier, v.20, 1997, p.573-580.

LIMA, A.C. de B.; SIQUEIRA, E.Q. de; COSTA, O.S. da. *Avaliação de método experimental para quantificação de desoxigenação e demanda bioquímica última de oxigênio no Rio Meia Ponte, Goiás*. In: I Simpósio de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Oeste, 2006.

LIPPONEN, M.T.T.; SUUTARI, M.H.; MARTIKAINEN, P.J. *Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in finnish drinking water distribution systems*. In: Water Research, Pergamon, v.36, 2002, p.4319-4329.

MACÊDO, J.A.B. *Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas*, 2.ed., Belo Horizonte, 2003, 450p.

MAIA, Y.L.M.; ARAÚJO, E.S.; PFRIMER, I.A. *Análises de elementos traço e de metais em águas da bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte na região metropolitana de Goiânia e sua correlação com padrões de consumo humano*. In: III Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-oeste, Goiânia, 2004.

MARGALEF, R. *El agua y las sustancias que lleva en solución*. In: Limnologia Geral. Barcelona, Omega, 1983.

MENDONÇA, L.C. *Microbiologia e cinética dos sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio e leito expandido*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo-USP/Escola de Engenharia São Carlos-EESC, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, 2002, 240p.

MENDONÇA, B. C. de SÁ e. *Variabilidade dos processos de autodepuração biológica do Rio Meia Ponte, Goiás, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente, 2007, 93p.

METCALF; EDDY, INC. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3th. Singapore, McGraw-Hill, 1991, 1334p.

MONTUELLE, B.; VOLAT, B.; TORIO-FERNANDEZ, M.M.; NAVARRO, E. *Changes in Nitrobacter serotypes biodiversity in a river: impact of a wastewater treatment plant discharge*. In: Water Research, Pergamon, v.30, 1996, n.5, p.1057-1064.

OKPOKWASILI, G.C.; ODOKUMA, L.O. *Response of Nitrobacter to toxicity of drilling chemicals*. In: Journal of Petroleum Science & Engineering, Elsevier, v.16, 1996, p.81-87.

OKPOKWASILI, G.C.; ODOKUMA, L.O. *Tolerance of Nitrobacter to toxicity of hydrocarbon fuels*. In: Journal of Petroleum Science & Engineering, Elsevier, v.16, 1996, p.89-93.

PAIVA, A.B. de. *Avaliação de risco ambiental utilizando parâmetros físico-químicos e biológicos no rio Canoas/SC*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC, 2004, 109p.

PAUER, James J.; AUER, Martin T. *Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system*. In: Pergamon, Elsevier, v.34, n.4, 2000, p.1247-1254.

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: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa, 2005.

PERES, A. C. *Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água no Rio Monjolinho, São Carlos, estado de São Paulo*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2002, 116p.

RICKLEFS, R.E. *A economia da natureza*. 3.ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 1983.

RIOS, E.G. *Química inorgânica*. 2.ed. Reverte, AS, Barcelona, 1994, 875p.

ROCKONE, K.J.; BREZONIK, P.L. *Nutrient removal in a cold-region wastewater stabilization pond: importance of ammonia volatilization*. In: Journal of Environmental Engineering, Asce, abril 2006, p.451-459.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L. *Chemistry for environmental engineering*. 3.ed., McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering, Singapore, 1978.

SCHULZ, H.E. *Investigação do mecanismo de reoxigenação da água em escoamento e sua correlação com o nível de turbulência junto à superfície*. Tese de Doutorado. Universidade de São Carlos-USP/Escola de Engenharia de São Carlos-EESC, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, 1989.

SCOTT, J.A.; ABUMOGHLI, I. *Modelling nitrification in the river Zarka of Jordan*. In: Water Research, Pergamon, v.29, n.4, 1995, p.1121-1127.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS – SEMARH. *Meia Ponte*. Disponível em: http://www.semarh.goias.gov.br/meiaponte_APRESENTACAO.htm. Acesso em: 11/11/2007.

SEITZINGER, S.P.; STYLES, R.V.; BOYER, E.W.; ALEXANDER, R.B.; BILLEN, G.; HOWARTH, R.W.; MAYER, B.; BREEMEN, N.V. *Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern U.S.A.* In: Biogeochemistry, 57/58, 2002, p.199-237.

SHEIBLEY, R.W.; JACKMAN, A.P.; DUFF, J.H.; TRISKA, F.J. *Numerical modeling of coupled nitrification-denitrification in sediment perfusion cores from the hyporheic zone of the Shingobee river, MN.* In: Advances in Water Resources, Elsevier, v.26, 2003, p.977-987.

SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R. *Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias.* Campina Grande, Paraíba, 2001.

SILVA, M.A.L.; CALASANS, C.F.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E. *Dissolved nitrogen and phosphorus dynamics in the lower portion of the Paraíba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil.* In: Brazilian Archives of Biology and Technology, v.44, n.4, 2001, p.365-371.

SIQUEIRA, E.Q. de. *Aplicação do modelo de qualidade de água (QUAL2E) na modelação de oxigênio dissolvido no rio Meia Ponte (GO).* Dissertação de Mestrado. Universidade de São Carlos-USP/Escola de Engenharia de São Carlos-EESC, Departamento de Hidráulica e Saneamento, São Carlos, 1996, 90p.

SIQUEIRA, E.Q.; CUNHA, A.C. da. *Re-oxygenation coefficient in QUAL2E: a prediction methodology.* In: Models and Applications to Urban Water Systems, v.9, 2001, p.153-159.

SOLÁ, M.E.C; COELHO, R.M.P. *Impacto no reservatório de São Simão I e II – efeitos de fontes pontuais (esgotos domésticos) e difusas (atividade agrícola) no aporte de N e P nas sub-bacias de captação.* UFMG (Universidade Federal de Minas Gerais) Disponível em: http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/art_pdf/res_72e73a.pdf. Acesso em: 30/11/2007.

SOUSA JÚNIOR, W.C de. *Gestão das águas no Brasil: reflexões, diagnósticos e desafios*. Instituto Internacional de Educação no Brasil (IEB), São Paulo, Peirópolis, 2004, 163p.

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.

SPOSITO, M. E. B. *Capitalismo e urbanização*. 9.ed. São Paulo, Contexto, 1998, 80p.

SZÉLIGA, M.R.; ROMA, W.N.L. *Sistema de visão computacional para medição de turbulência e correlação com a reaeração de corpos d'água receptores*. In: Engenharia Sanitária e Ambiental, Artigo Técnico, v.9, n.1, jan/mar 2004, p.30-44.

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. *Principles of surface waterquality modeling and control*. New York, Harper & Row, 1987, 644p.

VILELA, L.F. *Mapa de delimitação da Bacia Hidrográfica do Rio Meia Ponte*. Goiânia. UFG, 2007.

XIA, X.H., YANG, Z.F., HUANG, G.H., ZHANG, X.Q., YU^a, H., RONG, X. *Nitrification in natural waters with high suspended-solid content – A study for the Yellow River*. In: Chemosphere, Elsevier, v.57, 2004, p.1017-1029.

WIESCHE, M.V.D.; WETZEL, A. *Temporal and spatial dynamics of nitrite accumulation in the River Lahn*. In: Pergamon, Elsevier, v.32, n.5, 1998, p.1653-1661.

ZHU, S.; CHEN, S. *Impacts of Reynolds number on nitrification biofilm kinetics*. In: Aquacultural Engineering, Elsevier, v.24, 2001, p.213-229.

Anexo 1

Análises de caracterização do ponto de coleta de água, Bairro Novo Goiânia 2.

Parâmetro/Unidade	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Dia da Coleta	12	9	7	11	2	6	10	2	14
Horário de Coleta	10:15	10:00	10:10	8:40	8:30	9:10	9:30	-	-
Temperatura da Água (°C)●	24,8	24,5	22,0	18,3	18,8	19,5	21,8	25,1	24,5
pH	7,70	7,61	8,16	7,36	7,38	7,38	7,33	7,17	7,11
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	102	92	114	93	119	107	144	174	135
OD-Oxímetro (mg.L ⁻¹)●	4,90	4,80	4,70	3,89	3,80	3,08	1,46	0,45	3,20
OD-Winkler (mg.L ⁻¹)	4,4	3,9	3,4	4,1	3,0	2,6	1,0	0,4	2,9
OD-Corrigido (mg.L ⁻¹)	5,04	5,44	4,00	4,73	3,48	3,11	1,34	0,74	3,40
Turbidez (UNT)	30,0	60,9	16,7	14,6	16,5	13,3	13,3	22,0	41,7
Cor Aparente (mg Pt.L ⁻¹)	313,0	496,0	255,0	99,0	158,0	106,0	174,0	300,0	368,5
Cor Verdadeira (mg Pt.L ⁻¹)	178,0	164,0	84,0	58,0	97,0	86,0	144,0	203,0	108,0
DQO (mg.L ⁻¹)	20,8	16,0	22,4	9,6	28,8	34,1	76,0	-	-
N Org (mgN.L ⁻¹)	0,56	-	0,12	1,01	-	0,67	1,49	-	-
NH ₄ ⁺ e NH ₃ (mgN.L ⁻¹)	1,96	0,56	2,13	2,24	2,77	3,24	3,27	-	-
Nitrito (mgN.L ⁻¹)	0,10	0,04	0,08	0,07	0,07	0,08	0,13	-	-
Nitrato (mgN.L ⁻¹)	1,24	0,82	1,19	1,26	0,93	1,08	1,25	-	-
NT (mgN.L ⁻¹)	3,90	-	3,55	4,60	3,75	5,00	6,05	-	-

Legenda:

●Leituras em Campo

Anexo 2

Dados históricos da Estação Montante de Goiânia do Rio Meia Ponte (1975 a 2005), número de Reynolds (R_e) e coeficiente de reaeração (K_a)

Fonte: CPRM (2006)

Período de chuva (dezembro a maio)

Cota (cm)	Cota (m)	Vazão ($m^3.s^{-1}$)	Mês/ano	Área molhada (m^2)	Largura (m)	Profundidade (m)	Perímetro molhado (m)	Velocidade (m/s)	Raio hidráulico (m)	R_e	K_a (d^{-1})
198,00	1,98	12,40	dez/75	25,20	19,80	1,27	22,34	0,49	1,13	556,11	1,93
216,00	2,16	16,10	jan/76	28,30	19,90	1,42	22,74	0,57	1,24	706,88	1,75
206,00	2,06	14,00	fev/76	27,60	19,60	1,40	22,40	0,51	1,23	625,93	1,69
214,00	2,14	16,60	mar/76	29,60	19,70	1,50	22,70	0,56	1,30	731,52	1,60
204,00	2,04	15,30	mai/76	15,70	18,80	1,36	21,52	0,60	0,80	435,54	1,91
317,00	3,17	43,30	dez/76	53,40	22,70	2,35	27,40	0,81	1,95	1580,56	0,98
294,00	2,94	39,20	jan/77	47,70	22,80	2,09	26,98	0,82	1,77	1451,51	1,21
364,00	3,64	64,70	fev/77	70,60	24,50	2,88	30,26	0,92	2,33	2137,13	0,79
242,00	2,42	26,10	mar/77	35,40	22,60	1,56	25,72	0,74	1,38	1014,38	1,73
223,00	2,23	20,10	mai/77	31,20	20,50	1,52	23,54	0,64	1,32	852,23	1,68
208,00	2,08	15,60	dez/77	28,50	20,20	1,41	23,02	0,55	1,24	674,74	1,73
271,00	2,71	31,00	jan/78	42,30	22,10	1,91	25,92	0,73	1,63	1192,95	1,27
375,00	3,75	57,50	mar/78	70,70	25,00	2,82	30,64	0,81	2,31	1875,95	0,73
219,00	2,19	20,10	mai/78	31,70	19,80	1,60	23,00	0,63	1,38	872,44	1,54
337,00	3,37	47,90	mar/79	62,20	23,50	2,65	28,80	0,77	2,16	1662,99	0,80
223,00	2,23	20,40	dez/79	31,20	20,70	1,51	23,72	0,65	1,31	861,55	1,71
395,00	3,95	67,50	jan/80	78,80	28,00	2,81	33,62	0,86	2,34	2006,3	0,77
319,00	3,19	47,40	mar/80	57,40	23,70	2,42	28,54	0,82	2,01	1659,25	0,95
295,00	2,95	40,60	mar/80	50,40	22,30	2,26	26,82	0,80	1,88	1512,75	1,04
241,00	2,41	23,80	mai/80	37,20	21,50	1,73	24,96	0,64	1,49	952,35	1,38
253,00	2,53	26,10	fev/81	38,90	22,60	1,72	26,04	0,67	1,49	1003,87	1,43
231,00	2,31	20,50	mai/81	33,50	22,00	1,52	25,04	0,61	1,34	821,44	1,64
370,00	3,70	61,80	fev/82	71,90	25,90	2,77	31,44	0,86	2,29	1966,73	0,79
267,00	2,67	33,30	mai/82	47,80	24,70	1,93	28,56	0,70	1,67	1168,22	1,22
331,00	3,31	47,10	fev/83	57,10	23,20	2,46	28,12	0,82	2,03	1675,23	0,93
264,00	2,64	29,00	mai/83	42,00	21,50	1,95	25,40	0,69	1,65	1142,60	1,20
311,00	3,11	44,40	fev/84	56,70	25,00	2,27	29,54	0,78	1,92	1500,99	1,02
276,00	2,76	32,10	abr/84	46,60	23,00	2,02	27,04	0,69	1,72	1185,68	1,14
238,00	2,38	22,20	dez/84	38,10	22,00	1,73	25,46	0,58	1,50	873,94	1,32

Dados históricos da Estação Montante de Goiânia do Rio Meia Ponte (1975 a 2005), número de Reynolds (R_e) e coeficiente de reaeração (K_a)

Fonte: CPRM (2006)

Período de chuva (dezembro a maio), continuação.

Cota (cm)	Cota (m)	Vazão ($m^3.s^{-1}$)	Mês/ano	Área molhada (m^2)	Largura (m)	Profundidade (m)	Perímetro molhado (m)	Velocidade (m/s)	Raio hidráulico (m)	R_e	K_a (d^{-1})
297,00	2,97	38,20	mar/85	50,90	22,90	2,22	27,34	0,75	1,86	1398,17	1,03
242,00	2,42	22,50	mai/85	38,00	21,70	1,75	25,20	0,59	1,51	892,70	1,31
371,00	3,71	60,50	dez/85	71,00	23,20	3,06	29,32	0,85	2,42	2063,16	0,66
313,00	3,13	40,00	mar/86	55,40	23,70	2,34	28,38	0,72	1,95	1409,40	0,93
225,00	2,25	18,00	mai/86	33,70	21,60	1,56	24,72	0,53	1,36	729,35	1,48
243,00	2,43	23,60	dez/86	39,20	22,70	1,73	26,16	0,60	1,50	902,08	1,34
341,00	3,41	47,10	mar/87	61,80	22,30	2,77	27,84	0,76	2,22	1693,73	0,74
209,00	2,09	14,60	mai/87	29,80	21,00	1,42	23,84	0,49	1,25	613,75	1,63
465,00	4,65	84,50	dez/87	117,00	45,10	2,60	50,30	0,72	2,33	1674,75	0,80
369,00	3,69	62,60	mar/88	77,10	25,00	3,08	31,16	0,81	2,47	2009,15	0,63
274,00	2,74	31,60	mai/88	46,70	23,50	1,99	27,48	0,68	1,70	1148,81	1,15
222,00	2,22	19,70	dez/88	34,90	22,30	1,57	25,44	0,57	1,37	776,47	1,50
266,00	2,66	27,50	mar/89	43,00	22,60	1,90	26,40	0,64	1,63	1039,17	1,20
195,00	1,95	12,30	mai/89	28,00	21,80	1,28	24,36	0,44	1,15	506,90	1,80
287,00	2,87	31,40	mai/91	47,40	23,00	2,06	27,12	0,66	1,75	1158,78	1,08
333,00	3,33	47,30	abr/94	60,70	24,40	2,49	29,38	0,78	2,07	1607,37	0,88
248,00	2,48	23,60	dez/94	39,20	21,70	1,81	25,32	0,60	1,55	930,46	1,25
349,00	3,49	52,00	mar/95	64,30	24,80	2,59	29,98	0,81	2,14	1737,26	0,83
366,00	3,66	53,40	dez/95	70,00	26,40	2,65	31,70	0,76	2,21	1682,65	0,80
241,00	2,41	21,50	abr/96	34,20	20,60	1,66	23,92	0,63	1,43	897,89	1,46
333,00	3,33	48,60	mai/97	57,30	24,50	2,34	29,18	0,85	1,96	1667,16	1,04
307,00	3,07	37,20	fev/98	51,20	23,50	2,18	27,86	0,73	1,84	1334,21	1,04
203,00	2,03	14,50	fev/99	29,90	22,40	1,33	25,06	0,48	1,19	578,67	1,78
171,00	1,71	7,20	mai/99	22,40	21,20	1,06	23,32	0,31	0,96	299,69	2,01
301,00	3,01	35,20	fev/00	49,60	23,50	2,11	27,72	0,71	1,79	1268,63	1,08
400,00	4,00	64,10	fev/00	74,80	26,70	2,80	32,30	0,86	2,31	1984,63	0,77
220,00	2,20	16,90	abr/01	30,70	22,10	1,39	24,88	0,55	1,23	677,42	1,78
414,00	4,14	63,80	mar/02	82,70	26,90	3,07	33,04	0,77	2,50	1932,34	0,64
385,00	3,85	60,10	fev/03	73,40	25,70	2,85	31,40	0,82	2,34	1916,81	0,72
241,00	2,41	23,40	abr/03	37,20	22,40	1,66	25,72	0,63	1,45	908,30	1,46
Médias											
283,61	2,84	34,90		48,12	23,17	2,04	27,24	0,69	1,71	1222,74	1,11

Dados históricos da Estação Montante de Goiânia do Rio Meia Ponte (1975 a 2005), número de Reynolds (R_e) e coeficiente de reaeração (K_a)

Fonte: CPRM (2006)

Período de seca (junho a novembro)

Cota (cm)	Cota (m)	Vazão ($m^3.s^{-1}$)	Mês/ano	Área molhada (m^2)	Largura (m)	Profundidade (m)	Perímetro molhado (m)	Velocidade (m/s)	Raio hidráulico (m)	R_e	K_a (d^{-1})
209,00	2,09	14,30	jun/75	26,00	20,00	1,29	22,58	0,55	1,15	634,45	1,99
208,00	2,08	14,80	jun/75	26,40	20,00	1,31	22,62	0,56	1,17	652,41	1,96
210,00	2,10	15,60	jul/75	28,90	20,20	1,43	23,06	0,54	1,25	675,50	1,69
181,00	1,81	9,65	set/75	23,90	18,80	1,27	21,34	0,40	1,12	450,22	1,74
190,00	1,90	10,70	nov/75	23,70	18,60	1,27	21,14	0,45	1,12	504,49	1,84
180,00	1,80	8,29	jul/76	21,80	19,10	1,14	21,38	0,38	1,02	386,44	1,99
172,00	1,72	6,20	ago/76	20,40	18,90	1,07	21,04	0,30	0,97	294,75	1,96
172,00	1,72	5,99	set/76	18,90	18,50	1,02	20,54	0,32	0,92	290,77	2,14
176,00	1,76	7,05	out/76	20,10	19,10	1,04	21,18	0,35	0,95	333,10	2,20
194,00	1,94	11,40	nov/76	23,20	19,00	1,21	21,42	0,49	1,08	532,88	2,07
194,00	1,94	12,40	jul/77	25,10	19,80	1,26	22,32	0,49	1,12	554,40	1,95
182,00	1,82	10,90	ago/77	25,40	19,90	1,27	22,44	0,43	1,13	484,46	1,80
182,00	1,82	10,30	ago/77	22,10	19,90	1,11	22,12	0,46	1,00	464,58	2,29
182,00	1,82	10,60	ago/77	24,00	19,90	1,20	22,30	0,44	1,08	477,85	1,99
184,00	1,84	10,30	ago/77	23,50	19,90	1,18	22,26	0,44	1,05	463,45	2,03
183,00	1,83	10,60	ago/77	24,10	19,90	1,21	22,32	0,44	1,08	475,09	1,96
183,00	1,83	10,40	ago/77	23,90	19,90	1,20	22,30	0,43	1,07	466,21	1,97
183,00	1,83	10,70	ago/77	24,20	19,90	1,21	22,32	0,44	1,08	480,31	1,97
196,00	1,96	12,70	set/77	26,40	20,20	1,30	22,80	0,48	1,16	558,10	1,84
231,00	2,31	20,30	nov/77	32,40	20,70	1,56	23,82	0,63	1,36	851,49	1,60
198,00	1,98	15,00	jul/78	28,70	21,80	1,32	24,44	0,52	1,17	612,99	1,87
184,00	1,84	10,60	set/78	23,40	20,50	1,14	22,78	0,45	1,03	464,30	2,17
220,00	2,20	19,00	nov/78	31,90	21,10	1,51	24,12	0,59	1,32	786,92	1,63
224,00	2,24	20,10	jun/79	32,30	20,50	1,58	23,66	0,62	1,36	850,50	1,56
212,00	2,12	17,30	set/79	30,20	21,00	1,44	23,88	0,57	1,26	723,38	1,72
217,00	2,17	18,50	nov/79	32,90	21,20	1,55	24,30	0,56	1,35	762,25	1,53
217,00	2,17	19,50	nov/79	33,60	21,20	1,59	24,38	0,58	1,38	800,72	1,49
217,00	2,17	16,90	nov/79	30,80	21,20	1,45	24,10	0,55	1,28	702,90	1,67
189,00	1,89	11,60	nov/79	27,20	20,70	1,31	23,32	0,43	1,17	498,04	1,71
189,00	1,89	10,60	nov/79	27,80	20,70	1,34	23,38	0,38	1,19	451,84	1,56
197,00	1,97	12,00	set/80	27,60	20,80	1,33	23,46	0,43	1,18	510,59	1,69
189,00	1,89	11,60	ago/81	27,20	21,10	1,28	23,66	0,43	1,15	492,04	1,78

Dados históricos da Estação Montante de Goiânia do Rio Meia Ponte (1975 a 2005), número de Reynolds (R_e) e coeficiente de reaeração (K_a)

Fonte: CPRM (2006)

Período de seca (junho a novembro), continuação.

Cota (cm)	Cota (m)	Vazão ($m^3.s^{-1}$)	Mês/ano	Área molhada (m^2)	Largura (m)	Profundidade (m)	Perímetro molhado (m)	Velocidade (m/s)	Raio hidráulico (m)	R_e	K_a (d^{-1})
239,00	2,39	22,30	nov/81	36,00	21,35	1,54	24,43	0,62	1,47	912,16	1,62
253,00	2,53	27,00	jun/82	40,30	22,20	1,82	25,84	0,67	1,56	1043,37	1,31
253,00	2,53	22,40	jun/82	39,50	22,20	1,78	25,76	0,57	1,53	867,90	1,25
226,00	2,26	20,20	ago/82	36,20	22,00	1,65	25,30	0,56	1,43	795,54	1,38
249,00	2,49	23,70	nov/82	37,70	22,00	1,71	25,42	0,63	1,48	929,89	1,39
214,00	2,14	17,40	ago/83	31,20	20,30	1,54	23,38	0,56	1,34	745,97	1,54
225,00	2,25	18,70	nov/83	35,00	21,60	1,62	24,84	0,53	1,41	752,41	1,39
192,00	1,92	11,90	jul/84	29,00	21,20	1,37	23,94	0,41	1,21	497,87	1,57
177,00	1,77	7,75	out/84	23,60	20,20	1,17	22,54	0,33	1,05	343,42	1,78
217,00	2,17	17,00	jul/85	32,20	21,50	1,50	24,50	0,53	1,31	695,26	1,56
220,00	2,20	16,60	out/85	31,80	21,20	1,50	24,20	0,52	1,31	687,25	1,55
193,00	1,93	10,10	jul/86	27,00	21,10	1,28	23,66	0,37	1,14	427,94	1,66
196,00	1,96	13,40	out/86	27,40	21,00	1,30	23,60	0,49	1,16	566,58	1,85
180,00	1,80	8,05	ago/87	25,40	21,20	1,20	23,60	0,32	1,08	340,10	1,68
181,00	1,81	6,48	out/87	21,30	18,50	1,15	20,80	0,30	1,02	312,33	1,76
206,00	2,06	14,60	ago/88	30,60	21,00	1,46	23,92	0,47	1,28	607,65	1,54
181,00	1,81	8,37	set/89	25,10	21,70	1,16	24,02	0,33	1,04	347,97	1,82
191,00	1,91	10,50	ago/94	26,20	21,40	1,22	23,84	0,40	1,10	441,79	1,85
206,00	2,06	14,60	jun/95	30,80	21,75	1,42	24,59	0,47	1,25	593,70	1,60
177,00	1,77	7,89	out/95	24,30	21,05	1,16	23,37	0,32	1,04	337,93	1,79
183,00	1,83	9,62	jul/96	23,30	20,50	1,14	22,78	0,41	1,02	421,40	2,07
302,00	3,02	39,40	nov/96	41,10	22,50	1,83	26,16	0,96	1,57	1508,25	1,76
207,00	2,07	14,40	ago/97	28,00	22,00	1,27	24,54	0,51	1,14	587,61	1,97
165,00	1,65	4,47	ago/98	18,50	20,00	0,93	21,86	0,24	0,85	203,96	2,15
150,00	1,50	2,84	ago/99	17,10	19,50	0,88	21,26	0,17	0,80	133,52	1,94
250,00	2,50	20,60	nov/99	36,70	22,00	1,67	25,34	0,56	1,45	811,05	1,36
206,00	2,06	15,50	jun/00	28,40	21,60	1,31	24,22	0,54	1,17	639,06	1,94
177,00	1,77	7,75	ago/00	22,00	20,30	1,09	22,48	0,35	0,98	344,48	2,05
278,00	2,78	29,90	nov/00	42,60	22,80	1,87	26,54	0,70	1,60	1125,19	1,29
173,00	1,73	7,24	ago/01	21,60	22,00	0,98	23,96	0,33	0,90	302,00	2,34
285,00	2,85	33,10	nov/01	46,30	23,00	2,01	27,02	0,71	1,71	1225,18	1,17
193,00	1,93	10,70	jul/02	25,20	21,30	1,18	23,66	0,42	1,06	451,60	2,00

Dados históricos da Estação Montante de Goiânia do Rio Meia Ponte (1975 a 2005), número de Reynolds (R_e) e coeficiente de reaeração (K_a)

Fonte: CPRM (2006)

Período de seca (junho a novembro), continuação.

Cota (cm)	Cota (m)	Vazão (m³.s⁻¹)	Mês/ano	Área molhada (m²)	Largura (m)	Profundidade (m)	Perímetro molhado (m)	Velocidade (m/s)	Raio hidráulico (m)	R_e	K_a (d⁻¹)
217,00	2,17	16,50	nov/02	31,90	21,80	1,46	24,72	0,52	1,29	665,87	1,60
188,00	1,88	10,20	jul/03	25,00	21,20	1,18	23,56	0,41	1,06	433,99	1,96
208,00	2,08	14,90	out/03	30,00	21,90	1,37	24,64	0,50	1,22	609,98	1,73
184,00	1,84	10,80	set/04	25,20	21,90	1,15	24,20	0,43	1,04	446,73	2,09
184,00	1,84	8,38	nov/04	23,20	21,20	1,09	23,38	0,36	0,99	358,22	2,07
157,00	1,57	3,85	set/05	17,90	20,40	0,88	22,16	0,21	0,81	172,86	2,20
Médias											
201,20	2,02	14,37		28,90	20,99	1,35	23,44	0,47	1,20	587,55	1,74

Anexo 3 – Resultados das Análises

Resultados das análises do mês Março/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) (mg.L ⁻¹)	OD (Winkler) (mg.L ⁻¹)	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	31,1	24,8	10:15	4,90	4,4	nº3(32) 19,37

OBS – Leitura da régua Fevereiro/2007, nº4-44cm, 48,65 m³.s⁻¹.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jarro 1(°C)	26,6	28,1	28,8	27,4	27,9	28,0	27,9	26,2	26,2	27,6	27,2
Jarro 1(pH)	7,70	8,08	8,29	8,14	8,35	8,32	8,24	8,34	8,28	8,28	8,31
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,10	0,14	0,29	0,71	1,66	1,08	0,07	0,02	0,01	0,00	-
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,24	1,32	1,26	1,48	2,07	2,64	3,32	3,47	3,50	3,54	3,49
Jarro 1(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	1,97	1,86	1,74	1,18	0,06	0	-	-	-	-	-
Soma Jarro1(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,31	3,32	3,29	3,37	3,79	3,72	3,39	3,49	3,51	3,54	3,49
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	3,00	-	-	-	-	-	-	3,00	3,10	3,00	3,40
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	3,90	-	-	-	-	-	-	4,50	4,50	4,70	4,90
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	20,8	-	19,2	-	19,2	-	16,0	-	-	16,0	-
Jarro 2(°C)	26,6	29,0	29,0	28,2	28,6	28,7	28,5	26,6	26,6	28,2	28,0
Jarro 2(pH)	7,70	8,10	8,29	8,12	8,30	8,25	8,26	8,30	8,26	8,35	8,29
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,10	0,14	0,30	0,71	1,67	1,08	0,12	0,01	0,00	-	-
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,24	1,25	1,22	1,51	2,11	2,61	3,29	3,52	3,52	3,36	3,57
Jarro 2(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	1,95	1,83	1,68	1,14	0,05	0	-	-	-	-	-
Soma Jarro2(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,29	3,22	3,20	3,36	3,83	3,69	3,41	3,53	3,52	3,36	3,57
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N Org (mg.L ⁻¹)	0,56	-	-	-	-	-	-	0,97	0,97	1,23	1,35
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	11	-	28	-	150	-	23	-	11	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0	2,8	3,6	4,0	4,2	4,4	-	-	-	-	-

Resultados das análises do mês Abril/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) mg.L ⁻¹	OD (Winkler) mg.L ⁻¹	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	29,1	24,5	10:00	4,80	3,9	nº3 (28) 19,03

OBS- chuva nas últimas 24 horas.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jarro 1(°C)	25,7	27,8	28,4	28,7	28,4	27,6	28,6	27,0	27,3	26,9	26,8
Jarro 1(pH)	7,61	8,32	8,45	8,16	8,21	8,30	8,25	8,22	8,23	8,19	8,36
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,04	0,06	0,22	0,68	0,47	0,19	0,01	0,00	-	-	-
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,82	0,90	1,00	1,39	1,32	1,59	1,79	1,74	2,02	1,85	1,92
Jarro 1(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	0,56	0,61	0,44	0	-	-	-	-	-	-	-
Soma Jarro1(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	1,42	1,57	1,66	2,07	1,79	1,78	1,80	1,74	2,02	1,85	1,92
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	1,40	1,10	1,10	1,00	1,00	0,90	1,10	1,20	1,80	1,30	1,70
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	<2,00	2,30	<2,00	<2,00	<2,00	2,70	<2,00	2,40	2,60	2,50	2,70
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	16,0	-	19,2	-	19,2	-	16,0	-	-	19,2	-
Jarro 2(°C)	25,7	28,5	29,4	29,8	29,5	28,6	29,5	27,3	27,9	27,8	27,4
Jarro 2(pH)	7,62	8,27	8,38	8,19	8,23	8,26	8,28	8,21	8,29	8,26	8,31
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,04	0,07	0,26	0,71	0,55	0,15	0,00	-	-	-	-
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,82	0,86	0,96	1,29	1,35	1,69	1,84	1,78	1,99	1,80	1,87
Jarro 2(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	0,56	0,55	0,40	0	-	-	-	-	-	-	-
Soma Jarro2(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	1,42	1,48	1,62	2,00	1,90	1,84	1,84	1,78	1,99	1,80	1,87
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	1,10	1,00	0,90	1,20	0,80	0,90	1,20	0,80	1,60	0,80	2,00
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	-	-	2,20	<2,00	<2,00	2,50	-	2,10	2,90	2,80	3,10
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	16,0	-	22,4	-	19,2	-	16,0	-	-	16,0	-
N Org (mg.L ⁻¹)	-	0,57	0,36	-	-	0,61	-	0,30	0,58	0,64	0,83
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	15	-	150	-	210	-	15	-	7	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0,0	1,9	2,7	3,3	3,9	-	-	-	-	-	-

Resultados das análises do mês Maio/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) mg.L ⁻¹	OD (Winkler) mg.L ⁻¹	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	26,9	22,0	10:10	4,70	3,4	nº3 (4) 13,38

OBS- chuvas ocasionais.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jarro 1(°C)	24,6	26,7	26,4	24,7	24,8	25,0	24,6	24,3	25,8	26,1	25,9
Jarro 1(pH)	8,19	8,34	8,18	8,47	8,29	8,14	8,18	8,19	8,11	8,06	8,10
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,08	0,09	0,12	0,26	0,64	1,60	1,60	1,24	0,40	0,02	0,00
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,17	1,19	1,07	1,15	1,32	1,78	2,32	2,98	3,51	3,62	3,65
Jarro 1(NH ₄ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	2,00	2,25	2,14	2,09	1,27	0,61	0,00	-	-	-	-
Soma Jarro1(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,25	3,53	3,33	3,50	3,23	3,99	3,92	4,22	3,91	3,64	3,65
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	2,90	3,10	2,90	2,90	2,90	2,40	2,50	2,90	-	-	-
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	3,50	4,00	<2,00	<2,00	2,30	2,80	3,60	4,00	3,30	2,80	3,20
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	19,2	-	19,2	-	19,2	-	-	32,0	-	19,2	-
Jarro 2(°C)	24,7	26,7	26,4	24,7	24,9	25,2	24,7	24,4	25,8	26,0	25,8
Jarro 2(pH)	8,13	8,25	8,19	8,38	8,28	8,06	8,13	8,16	8,14	8,10	8,12
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,08	0,10	0,14	0,28	0,64	1,30	1,70	0,86	0,10	0,00	-
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,21	1,18	1,10	1,20	1,34	1,86	2,42	3,24	3,84	3,83	3,85
Jarro 2(NH ₄ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	2,27	2,54	2,35	2,47	1,38	0,84	0,00	-	-	-	-
Soma Jarro2(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,56	3,82	3,59	3,95	3,36	4,00	4,12	4,10	3,94	3,83	3,85
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	2,90	3,00	3,10	2,80	2,90	3,00	2,80	3,20	-	-	-
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	3,60	4,30	<2,00	<2,00	<2,00	2,70	2,20	3,50	3,60	3,40	3,30
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	25,6	-	22,4	-	-	-	-	28,8	-	-	-
N Org (mg.L ⁻¹)	0,12	0,47	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	21	-	150	-	93	-	75	-	15	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0	1,5	3,0	3,4	-	-	-	-	-	-	-

Resultados das análises do mês Junho/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) mg.L ⁻¹	OD (Winkler) mg.L ⁻¹	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	21,6	18,3	8:40	3,89	4,1	nº2 (90) 10,63

OBS- chuvas ocasionais.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jarro 1(°C)	20,5	23,1	24,5	23,9	24,7	24,4	23,9	24,6	24,0	24,0	23,1
Jarro 1(pH)	7,35	8,02	8,08	8,14	8,06	8,00	7,85	7,83	8,01	8,00	8,11
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,07	0,08	0,10	0,12	0,20	0,40	0,80	1,00	0,70	0,64	0,58
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,27	1,07	1,12	1,13	1,12	1,23	1,58	2,28	2,53	2,60	2,69
Jarro 1(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	2,25	1,78	1,80	1,97	1,92	1,42	1,03	0,00	-	-	-
Soma Jarro1(NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,59	2,93	3,02	3,22	3,24	3,05	3,41	3,28	3,23	3,24	3,27
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	2,50	-	2,20	-	2,30	-	2,20	-	-	3,30	-
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	4,80	3,30	3,20	3,30	2,70	3,30	2,90	2,50	2,10	3,10	2,80
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	9,6	-	5,2	-	-	5,2	-	-	-	5,2	-
Jarro 2(°C)	20,4	23,1	24,6	24,0	24,8	24,4	24,0	24,7	24,3	24,2	23,3
Jarro 2(pH)	7,37	7,97	8,10	8,15	8,05	7,90	7,78	7,99	8,01	8,14	8,11
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,07	0,08	0,09	0,13	0,25	0,58	0,85	1,00	0,65	0,58	0,50
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,25	1,05	1,10	1,14	1,09	1,29	1,74	2,29	2,72	2,99	3,04
Jarro 2(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	2,24	1,76	1,71	1,72	1,61	1,16	0,35	0,00	-	-	-
Soma Jarro2 (NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,56	2,89	2,90	2,99	2,95	3,03	3,24	3,29	3,08	3,04	3,09
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	2,10	-	2,10	-	2,10	-	2,40	-	-	3,00	-
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	4,40	2,70	2,80	3,90	3,30	3,20	3,70	<2,00	<2,00	3,00	<2,00
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	9,6	-	-	-	-	10,5	-	-	-	10,5	-
N Org (mg.L ⁻¹)	1,01	0,01	-	0,44	-	0,15	-	-	-	-	-
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	28	-	64	-	312	-	210	-	460	-
Nitrobacter (NMP/100mL)	-	11	-	4	-	210	-	210	-	210	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0	2,9	3,7	3,9	4,1	-	-	-	-	-	-

Resultados das análises do mês Julho/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) mg.L ⁻¹	OD (Winkler) mg.L ⁻¹	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	22,1	18,8	8:30	3,80	3,0	nº2 (74) 7,16

OBS- sem chuva.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jarro 1(°C)	19,7	23,6	23,5	23,6	23,7	24,2	24,1	24,4	24,4	23,7	22,3
Jarro 1(pH)	7,37	7,65	7,96	7,99	8,01	7,97	8,04	7,74	7,97	8,03	8,14
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,07	0,08	0,09	0,12	0,23	0,48	1,16	1,50	0,30	0,01	0,01
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,93	1,05	1,07	0,93	1,01	0,82	1,19	2,48	3,13	3,50	3,53
Jarro 1(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	2,79	1,43	2,06	2,47	1,74	1,59	1,09	0	-	-	-
Soma Jarro1 (NO ₂ ⁻ ;NO ₃ ⁻ ;NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,79	2,56	3,22	3,52	2,98	2,89	3,44	3,98	3,43	3,51	3,54
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	2,90	-	3,20	-	2,50	-	2,80	-	-	-	3,30
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	4,00	5,40	4,60	4,95	3,80	3,50	2,30	<2,00	2,70	3,80	3,55
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	31,4	-	26,2	-	26,2	-	-	21,0	-	21,0	-
Jarro 2(°C)	19,8	23,7	23,6	23,7	23,8	24,3	24,0	24,7	24,5	23,8	22,3
Jarro 2(pH)	7,39	7,66	7,93	7,98	7,99	7,96	8,06	7,69	7,95	8,10	8,13
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,07	0,08	0,08	0,12	0,23	0,44	0,96	1,45	0,75	0,01	0,01
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,93	1,03	0,94	0,91	1,00	0,88	1,07	2,11	2,81	3,53	3,56
Jarro 2(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	2,76	1,79	2,62	1,64	1,62	1,74	1,53	0,37	0	-	-
Soma Jarro2 (NO ₂ ⁻ ;NO ₃ ⁻ ;NH ₄ ⁺ /NH ₃)	3,76	2,90	3,64	2,67	2,85	3,06	3,56	3,93	3,56	3,54	3,57
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	2,70	-	3,00	-	2,65	-	2,80	-	-	-	3,20
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	3,50	4,80	3,70	4,00	4,30	2,30	<2,00	<2,00	2,60	-	3,90
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	26,2	-	21,0	-	21,0	-	-	15,7	-	15,7	-
N Org (mg.L ⁻¹)	-	2,28	0,69	1,32	1,06	-	-	-	-	0,26	0,16
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	23	-	240	-	210	-	1100	-	460	-
Nitrobacter (NMP/100mL)	-	75	-	240	-	460	-	1386	-	1100	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0	2,5	6,1	7,8	8,7	10,9	17,8	18,8	-	-	-

Resultados das análises do mês Agosto/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) mg.L ⁻¹	OD (Winkler) mg.L ⁻¹	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	27,5	19,5	9:10	3,08	2,6	nº2 (66) 5,23

OBS- chuva no último mês.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Jarro 1(°C)	22,3	23,5	24,6	23,9	23,6	23,0	23,3	23,5	22,7	22,3	21,6
Jarro 1(pH)	7,37	7,56	7,68	7,87	7,93	8,01	8,05	8,07	8,11	8,17	8,17
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,08	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,08
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,08	1,07	1,22	1,17	1,01	1,08	1,04	0,99	0,94	1,14	0,96
Jarro 1(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	3,24	2,43	2,31	2,10	1,42	2,98	2,68	2,58	1,91	2,47	1,76
Soma Jarro1 (NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	4,40	3,59	3,62	3,36	2,52	4,15	3,81	3,65	2,93	3,69	2,80
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	3,50	-	4,00	-	3,10	-	5,20	-	3,40	-	2,80
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	5,30	3,70	4,20	3,30	3,40	5,00	4,30	4,70	2,70	2,70	2,50
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	31,4	-	-	21,0	-	21,0	-	15,7	-	15,7	-
Jarro 2(°C)	21,8	23,6	24,9	24,1	24,0	23,1	23,4	23,5	22,8	22,4	21,6
Jarro 2(pH)	7,39	7,65	7,80	7,90	8,07	8,09	8,10	8,12	8,14	8,17	8,19
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,08	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,08	1,00	1,15	1,05	0,94	1,01	0,95	0,92	0,91	1,07	0,91
Jarro 2(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	3,24	2,16	2,37	2,70	1,93	2,45	1,85	2,70	2,10	1,80	1,59
Soma Jarro2 (NO ₂ ⁻ ,NO ₃ ⁻ ,NH ₄ ⁺ /NH ₃)	4,40	3,25	3,61	3,84	2,96	3,55	2,89	3,71	3,10	2,96	2,59
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	3,30	-	3,90	-	3,30	-	5,00	-	3,50	-	2,70
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	4,70	3,40	3,40	4,30	3,00	4,40	5,00	4,90	3,50	2,50	2,00
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	36,7	-	-	26,2	-	15,7	-	21,0	-	21,0	-
N Org (mg.L ⁻¹)	0,67	0,10	0,18	0,19	0,37	0,86	1,27	1,12	0,02	-	-
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	21	-	23	-	23	-	21	-	21	-
Nitrobacter (NMP/100mL)	-	93	-	9	-	43	-	23	-	23	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0	1,3	2,4	4,4	5,9	6,7	7,7	11	14,9	-	-

Resultados das análises do mês Setembro/2007

Ponto de coleta	Temperatura ar (°C)	Temperatura água (°C)	Hora de coleta	OD (oxímetro) mg.L ⁻¹	OD (Winkler) mg.L ⁻¹	Nível de régua (cm) Q (m ³ .s ⁻¹)
Bairro Novo Goiânia 2	29,0	21,8	9:30	1,46	1,0	nº2 (58) 4,30

OBS- sem chuva. Régua outubro nº2 (52 cm), 2,89 m³.s⁻¹. Régua novembro nº2 (82 cm), 8,39 m³.s⁻¹.

Dias Jarro / Unidade	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	14	16
Jarro 1(°C)	23,5	25,3	25,9	25,4	26,0	26,4	26,1	27,0	27,6	27,7	27,2	26,2	28,5	26,3
Jarro 1(pH)	7,33	7,44	7,77	7,98	8,08	8,15	8,18	8,18	8,16	8,20	8,01	7,90	8,22	8,24
Jarro 1(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,13	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,17	0,23	0,46	1,28	5,16	5,60	4,60
Jarro 1(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,25	0,91	1,12	1,04	0,99	1,02	1,03	1,09	1,04	1,03	1,42	2,02	3,07	3,99
Jarro 1(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	3,27	3,54	4,93	4,96	3,84	3,91	3,74	4,23	3,00	3,21	1,62	0,37	0	-
Soma Jarro1(NO ₂ ⁻ ;NO ₃ ⁻ ;NH ₄ ⁺ /NH ₃)	4,65	4,61	6,21	6,16	4,99	5,09	4,93	5,49	4,27	4,70	4,32	7,99	8,67	8,59
Jarro 1(NIT) mg.L ⁻¹	7,60	-	8,40	-	5,20	-	4,60	-	4,00	-	3,00	-	3,50	3,70
Jarro 1(NT) mg.L ⁻¹	6,20	5,50	6,70	4,80	5,10	3,9	3,10	4,30	6,50	4,50	2,60	5,00	4,80	6,70
Jarro 1(DQO) mg.L ⁻¹	78,6	-	62,9	-	-	57,6	-	-	-	-	57,6	-	62,9	-
Jarro 2(°C)	23,4	25,5	26,2	25,9	26,3	26,5	26,4	27,1	27,7	28,0	27,1	26,6	28,7	26,9
Jarro 2(pH)	7,33	7,47	7,80	8,00	8,11	8,18	8,17	8,16	8,19	8,17	7,98	7,77	8,21	8,24
Jarro 2(NO ₂ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	0,13	0,15	0,16	0,16	0,15	0,15	0,15	0,17	0,23	0,50	1,30	5,60	5,80	5,65
Jarro 2(NO ₃ ⁻ -N) mg.L ⁻¹	1,25	0,95	1,08	1,04	1,00	1,00	1,04	1,06	1,01	0,99	1,50	2,01	3,09	3,92
Jarro 2(NH ₄ ⁺ e NH ₃ -N) mg.L ⁻¹	3,27	3,79	5,06	5,22	4,51	4,69	4,51	4,74	3,54	3,25	2,12	0,39	0	-
Soma Jarro2(NO ₂ ⁻ ;NO ₃ ⁻ ;NH ₄ ⁺ /NH ₃)	4,65	4,89	6,30	6,42	5,66	5,84	5,70	5,97	4,78	4,74	4,92	8,20	8,49	9,57
Jarro 2(NIT) mg.L ⁻¹	7,40	-	8,30	-	5,30	-	4,70	-	4,00	-	3,30	-	3,60	4,10
Jarro 2(NT) mg.L ⁻¹	5,90	5,60	7,40	5,70	4,80	3,8	2,90	3,70	5,90	4,40	4,10	7,00	5,40	7,20
Jarro 2(DQO) mg.L ⁻¹	73,4	-	57,6	-	-	52,4	-	-	-	-	52,4	-	57,6	-
N Org (mg.L ⁻¹)	1,49	0,90	1,04	-	-	-	-	-	1,75	-	-	-	-	-
Nitrosomonas (NMP/100mL)	-	240	-	23	-	93	-	460	-	-	2400	-	-	-
Nitrobacter (NMP/100mL)	-	3	-	43	-	43	-	11	-	-	93	-	93	-
Frascos(L _t -DBO) mg.L ⁻¹	0	2,6	5,3	6,3	10,1	11,4	13,6	14	15,1	14,7	17,2	-	-	-

Anexo 4

Relação entre a concentração de amônia e amônio segundo três autores.

Nitrogênio Amoniacal Total (mg.L ⁻¹)	NH ₃ (mg.L ⁻¹) *	NH ₃ (mg.L ⁻¹) **	NH ₃ (mg.L ⁻¹) ***
3,270	0,001	0,000	0,036
3,665	0,002	0,001	0,061
4,995	0,013	0,002	0,186
5,090	0,014	0,003	0,296
4,175	0,009	0,003	0,320
4,300	0,010	0,004	0,396
4,125	0,009	0,004	0,383
4,485	0,011	0,004	0,436
3,270	0,006	0,003	0,335
3,230	0,006	0,003	0,344
1,870	0,002	0,001	0,122
0,380	0,000	0,000	0,016
2,775	0,001	0,000	0,026
1,610	0,000	0,000	0,038
2,340	0,003	0,001	0,106
2,055	0,002	0,001	0,102
1,680	0,001	0,001	0,087
1,665	0,001	0,001	0,083
1,310	0,001	0,001	0,078
0,185	0,000	0,000	0,005
2,245	0,001	0,000	0,021
1,770	0,002	0,001	0,087
1,755	0,002	0,001	0,119
1,845	0,002	0,001	0,136
1,765	0,002	0,001	0,112
1,290	0,001	0,001	0,063
0,690	0,000	0,000	0,024
2,135	0,002	0,002	0,171
2,395	0,008	0,003	0,303
2,245	0,003	0,002	0,216
2,280	0,008	0,003	0,337
1,325	0,003	0,001	0,144
0,725	0,000	0,000	0,052
0,560	0,000	0,000	0,014
0,580	0,000	0,001	0,081
0,420	0,000	0,001	0,082
1,960	0,001	0,001	0,063
1,845	0,002	0,002	0,166
1,710	0,004	0,002	0,249
1,160	0,001	0,001	0,108
0,055	0,000	0,000	0,008

Legenda: * Nagy (1988), *apud* Macedo (2003). *** Ferretti (2005).

** Pereira e Mendonça (2005).

Anexo 5

Descrição do Método Microbiológico para Bactérias Nitrificantes

a) Método do Número Mais Provável (NMP) para *Nitrosomonas*

No meio de cultura utilizado, para cada 1000 mL de água destilada foram adicionados: 2g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$; 0,25g KH_2PO_4 ; 0,01g $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$; 0,75g K_2HPO_4 ; 0,03g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 5g CaCO_3 . Os reagentes foram diluídos em água destilada. Foram transferidos 5 mL do meio de cultura em cada tubo de ensaio. Os tubos foram tampados e autoclavados por 30 minutos à temperatura de 120°C. O meio de cultura foi armazenado sob refrigeração à aproximadamente 4°C (XIA *et al.*, 2004).

A água de diluição foi preparada conforme (CETESB, 1993) e distribuída com volumes de acordo com a diluição a ser utilizada, em pequenos frascos com tampa. Posteriormente, os frascos foram autoclavados, por 30 minutos à 120°C. A água de diluição foi armazenada sob refrigeração, aproximadamente 4°C.

O indicador para leitura de *Nitrosomonas* foi o reagente de *Griess-Romijin*, cuja composição inclui a mistura de 1g de alfa-naftilamina, 10g de ácido sulfanílico e 89g de ácido tartárico em pó. (ASSUMPÇÃO E MORITA, 1968)

No procedimento analítico foram transferidas alíquotas para os tubos de ensaio com o meio de cultura e para os frascos de água de diluição. De cada uma das diluições e da própria amostra sem diluição foi transferido 1 mL para os 3 tubos contendo meio estéril. Os tubos inoculados foram incubados por 3 semanas à 28°C no escuro, juntamente, com um tubo não inoculado (branco), utilizado como controle.

Após o período de incubação foi realizada a leitura para se estimar a presença das bactérias oxidadoras de nitrogênio amoniacal (*Nitrosomonas*) acrescentando uma pequena quantidade do reagente de *Griess-Romijin* nos tubos. Se ocorresse, em poucos minutos, o aparecimento da cor rosa ao vermelho, representado na **Figura 5.1 (anexo)**, indicava a presença do nitrito, sendo o teste positivo. Se não ocorresse o desenvolvimento desta coloração o teste (tubo) era considerado negativo.



Figura 5.1 (anexo) – Leitura de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, desenvolvimento da coloração rosa à vermelha quando resultado positivo para *Nitrosomonas* e sem desenvolvimento de coloração quando positivo para *Nitrobacter*.

Após leitura, a combinação dos tubos positivos obtidos foi observada na tabela proposta por Alexander e Clark (1982) *apud* Kieling (2004), **Anexo 6**, onde constam as diluições correspondentes utilizadas. A cada diluição foram utilizados 3 tubos de ensaio.

b) Método do Número Mais Provável (NMP) de *Nitrobacter*

No meio de cultura utilizado para cada 1000 mL de água destilada foram adicionados: 0,006g KNO_2 ; 1g K_2HPO_4 ; 0,3g NaCl ; 0,1g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 0,03g $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$; 1g CaCO_3 ; 0,3g CaCl_2 . Foram transportados 5 mL do meio de cultura para cada tubo de ensaio. Os tubos foram tampados e autoclavados por 30 minutos à temperatura de 120°C . O meio de cultura foi armazenado sob refrigeração, aproximadamente 4°C (KIELING, 2004).

O mesmo procedimento analítico do método para *Nitrosomonas* foi utilizado, usando a mesma água de diluição e o mesmo indicador.

Após o período de incubação foi realizada a leitura para verificar (estimar) a presença das bactérias oxidadoras de nitrito (*Nitrobacter*) acrescentando uma pequena quantidade do reagente de *Griess-Romijn*. Se ocorresse, em poucos minutos, o aparecimento da cor rosa ao vermelho, representado na **Figura 5.1**, indicava a presença do nitrito, sendo o teste (tubo) negativo. Se não ocorresse o desenvolvimento desta coloração o teste (tubo) era considerado positivo, pois as *Nitrobacter* teriam oxidado todo o nitrito presente. Como Bonnet *et al.* (1997) que também identificaram a população de *Nitrobacter* pelo consumo de nitrito pela descoloração de reagente *Griess*.

Após leitura, a combinação dos tubos positivos obtidos foi observada na tabela proposta por Alexander e Clark (1982) *apud* Kieling (2004), **Anexo 6**, onde constam as diluições correspondentes utilizadas. A cada diluição foram utilizados 3 tubos de ensaio.

Quando a combinação de tubos positivos não constava na tabela do **Anexo 6**, foi utilizado a **Equação 5.1 (anexo)** para a quantificação das bactérias (APHA – Standart Methods, 1998).

$$N_b = \frac{N_p \cdot 100}{\sqrt{V_n \cdot V_{p+n}}} \quad \text{(anexo) (5.1)}$$

sendo,

N_b = número de bactérias

N_p = número de tubos positivos

V_n = volume de amostra nos tubos negativos (mL)

V_{p+n} = volume de amostra em todos os tubos (negativos e positivos) (mL)

Anexo 6

Tabela de Número Mais Provável (NMP) e limites de 95% de confiança para várias combinações de resultados positivos quando vários números de tubos são usados por diluição (10^0 , 10^{-1} e 10^{-2} mL)

Combinações de positivos	Tubos por diluição					
	3			5		
	NMP/100mL	Limites 95% Confiança		NMP/100mL	Limites 95% Confiança	
		Inferior	Superior		Inferior	Superior
0-0-0	< 3	-	-	< 2	-	-
0-0-1	3	< 0,5	9	2	< 0,5	7
0-1-0	3	< 0,5	13	2	< 0,5	7
0-2-0	-	-	-	4	< 0,5	11
1-0-0	4	< 0,5	20	2	< 0,5	7
1-0-1	7	1	21	4	< 0,5	11
1-1-0	7	1	23	4	< 0,5	11
1-1-1	11	3	36	6	< 0,5	15
1-2-0	11	3	36	6	< 0,5	15
2-0-0	9	1	36	5	< 0,5	13
2-0-1	14	3	37	7	1	17
2-1-0	15	3	44	7	1	17
2-1-1	20	7	89	9	2	21
2-2-0	21	4	47	9	2	21
2-2-1	28	10	150	-	-	-
2-3-0	-	-	-	12	3	28
3-0-0	23	4	120	8	1	19
3-0-1	39	7	130	11	2	25
3-0-2	64	15	380	-	-	-
3-1-0	43	7	210	11	2	25
3-1-1	75	14	230	14	4	34
3-1-2	120	30	380	-	-	-
3-2-0	93	15	380	14	4	34
3-2-1	150	30	440	17	5	46
3-2-2	210	35	470	-	-	-
3-3-0	240	36	1300	-	-	-
3-3-1	460	71	2400	-	-	-
3-3-2	1100	150	4800	-	-	-
3-3-3	≥ 2400	-	-	-	-	-
4-0-0	-	-	-	13	3	31
4-0-1	-	-	-	17	5	46
4-1-0	-	-	-	17	5	46
4-1-1	-	-	-	21	7	63
4-1-2	-	-	-	26	9	78
4-2-0	-	-	-	22	7	67
4-2-1	-	-	-	26	9	78
4-3-0	-	-	-	27	9	80
4-3-1	-	-	-	33	11	93

Tabela de Número Mais Provável (NMP) e limites de 95% de confiança para várias combinações de resultados positivos quando vários números de tubos são usados por diluição (10^0 , 10^{-1} e 10^{-2} mL), continuação.

Combinações de positivos	Tubos por diluição					
	3			5		
	NMP/100mL	Limites 95% Confiança		NMP/100mL	Limites 95% Confiança	
		Inferior	Superior		Inferior	Superior
5-0-0	-	-	-	23	7	70
5-0-1	-	-	-	31	11	89
5-0-2	-	-	-	43	15	110
5-1-0	-	-	-	33	11	93
5-1-1	-	-	-	46	16	120
5-1-2	-	-	-	63	21	150
5-2-0	-	-	-	49	17	130
5-2-1	-	-	-	70	23	170
5-2-2	-	-	-	94	28	220
5-3-0	-	-	-	79	25	190
5-3-1	-	-	-	110	31	250
5-3-2	-	-	-	140	37	340
5-3-3	-	-	-	180	44	500
5-4-0	-	-	-	130	35	300
5-4-1	-	-	-	170	43	490
5-4-2	-	-	-	220	57	700
5-4-3	-	-	-	280	90	850
5-4-4	-	-	-	350	120	1000
5-5-0	-	-	-	240	68	750
5-5-1	-	-	-	350	120	1000
5-5-2	-	-	-	540	180	1400
5-5-3	-	-	-	920	300	3200
5-5-4	-	-	-	1600	640	5800
5-5-5	-	-	-	≥ 2400	-	-

Fonte: Kieling (2004), *apud* Alexander e Clark (1982).

