



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA



**CONDIÇÕES DE OXIGENAÇÃO E DESOXIGENAÇÃO DE UM
TRECHO DO RIO UBERABINHA NO MUNICÍPIO DE UBERLÂNDIA.**

JULIANO DA SILVA MARTINS DE ALMEIDA

Uberlândia – MG

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA



**CONDIÇÕES DE OXIGENAÇÃO E DESOXIGENAÇÃO DE UM TRECHO
DO RIO UBERABINHA NO MUNICÍPIO DE UBERLÂNDIA.**

Juliano da Silva Martins de Almeida

Orientador: Prof. Dr. Moilton Ribeiro Franco Jr

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Química, área de concentração: Desenvolvimento de Processos Químicos, linha de pesquisa: Engenharia Ambiental.

Uberlândia – MG

2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG - Brasil

A447c Almeida, Juliano da Silva Martins de, 1981-
2013 Condições de oxigenação e desoxigenação de um trecho do Rio
Uberabinha no município de Uberlândia / Juliano da Silva Martins de
Almeida. - 2013.
80 p. : il.

Orientador: Moilton Ribeiro Franco Jr.

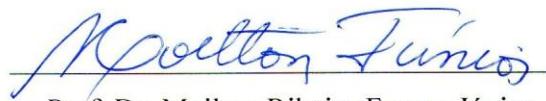
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Uberlândia, Pro-
grama de Pós-Graduação em Engenharia Química.
Inclui bibliografia.

1. Engenharia química - Teses. 2. Uberabinha, Rio, Bacia (MG) -
Teses. 3. Oxigênio - Teses. I. Franco Júnior, Moilton Ribeiro. II.
Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Química. III. Título.

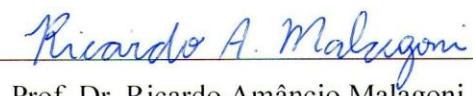
CDU: 66.0

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
UBERLÂNDIA COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE
MESTRE EM ENGENHARIA QUÍMICA, EM 22 /02/2013.

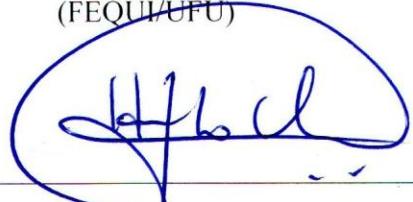
BANCA EXAMINADORA:



Prof. Dr. Moilton Ribeiro Franco Júnior
Orientador (FEQUI/UFU)



Prof. Dr. Ricardo Amâncio Malagoni
(FEQUI/UFU)



Prof. Dr. Hamilton Cesar de Oliveira Charlo
(IFTM/UBERABA)

DEDICATÓRIA

A minha família, em especial meus pais Armando e Hilda,
Aos meus irmãos Amanda e Luciano,
À minha sobrinha Giovanna,
Ao Prof. Welson como maior incentivador,
E a todos aqueles que, de forma direta ou indireta, tem visto nas minhas conquistas razão para
também lutarem pelos seus sonhos.

Agradecimentos,

A Deus, pela capacidade de superação nos momentos de dificuldades e sentimento de impotência.

Aos meus pais, pela educação, pelo amor, compreensão e por acreditarem que eu seria capaz de me tornar uma pessoa melhor.

Ao Prof. Dr. Moilton, pela confiança, comprometimento e contribuição para o meu crescimento pessoal e profissional durante o desenvolvimento de um trabalho acadêmico.

Ao Prof. Welson, pelo apoio incondicional durante os momentos de angústia, pelas palavras amigas, encorajadoras e de superação para com meus sentimentos de incapacidade.

Aos profissionais da Secretaria de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Química da Universidade Federal de Uberlândia, pelo exemplo ético de conduta e apoio.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo financiamento deste trabalho de pesquisa.

Ao Prof. Dr. Hamilton, pelo exemplo de profissionalismo, seriedade e amizade.

Aos colegas de Pós-Graduação: Arley, Marinês, Cida Barros, Bruna e Nattácia, pelos momentos e conhecimentos partilhados.

À amiga Vanessa Frasson, pelas conversas e pela dedicação em ajudar quando solicitei.

À Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia – FEC, por disponibilizar seu Laboratório de Saneamento para realização de análises.

Aos professores Márcio Sallas e Carlos Eugênio da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, pela disponibilização de equipamentos usados em campo.

À Aline, técnica do Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia, pelo suporte durante a realização de análises.

Aos meus tios Evandro e Abadia, as minhas primas Mariele e Fernanda, pelo carinho e acolhida.

A Pollyana e Lourenço por partilharem desse sonho e em momentos específicos terem sido bons amigos e disponibilizado alguns de seus recursos.

A todos os demais, que por ventura eu tenha me esquecido e que de uma forma ou de outra tenham contribuído para a realização deste trabalho.

A vida me ensinou...

A dizer adeus às pessoas que amo, sem tirá-las do meu coração;

Sorrir às pessoas que não gostam de mim,

Para mostrá-las que sou diferente do que elas pensam;

Fazer de conta que tudo está bem quando isso não é verdade, para que eu possa

acreditar que tudo vai mudar;

Me ensinou e está me ensinando a aproveitar o presente,

como um presente que da vida recebi, e usá-lo como um diamante que eu mesmo

tenha que lapidar, lhe dando forma da maneira que eu escolher.

Charles Chaplin

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iv
LISTA DE SIGLAS	vi
LISTA DE SÍMBOLOS	vii
RESUMO	ix
“ABSTRACT”	x
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA	5
2.1 – Contextualização.....	9
2.2 - A oxigenação e desoxigenação de corpos d’água	9
2.2.1 - A cinética de desoxigenação	11
2.2.2 - O coeficiente de desoxigenação (k_1)	13
2.2.3 - A cinética de reaeração	16
2.2.4 - O coeficiente de reaeração superficial (k_2)	16
2.2.5 - Métodos alternativos para determinação de k_2	21
2.2.5.1 - Método Delta (1991)	21
2.2.5.2 - Método da pressão sonora (2007)	22
2.2.5.3 - Método da sonda solúvel (1983)	23
2.3 - O modelo de Streeter e Phelps (1925)	24
CAPÍTULO 3 - A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA	28
3.1 - Problemática do Rio Uberabinha	28
CAPÍTULO 4 - MATERIAL E MÉTODOS	33
4.1 - Área de estudo	33
4.2 - As campanhas amostrais	34
4.3 - Análise estatística	34
4.4 - Características geométricas: profundidade e largura	35
4.5 - Vazão e velocidade	35
4.6 - Declividade	36
4.7 - Oxigênio dissolvido (OD) e temperatura	36
4.8 - DBO e DQO	37
4.9 - Modelagem Matemática	37
CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1 - Coeficiente de reaeração (k_2)	41

5.1.1 - Seção 1: Ponte Br 050	41
5.1.2 - Seção 2: Ponte do Arame	45
5.1.3 - Seção 4: Ponte Caça e Pesca	48
5.1.4 - Seção 5: Ponte Cidade Jardim	51
5.1.5 - Seção 6: Ponte Silvio Rugani	54
5.1.6 - Seção 8: Ponte Br 365	58
5.2 - Análise de Variação Percentual	61
5.3 - Coeficiente de Desoxigenação (k_1)	64
5.3.1- Determinação dos coeficientes de desoxigenação: modelo Streeter e Phelps (1925)	64
5.3.2 - Determinação dos coeficientes de desoxigenação por Balan- ço de Massa.....	68
CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	72
6.1 - Conclusões	72
6.2 - Sugestões para trabalhos futuros	72
CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Bacia Hidrográfica.....	6
Figura 2.2 - DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo.....	11
Figura 2.3 - Progressão temporal da concentração e déficit do oxigênio dissolvido.....	14
Figura 2.4 - Balanço de oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos.....	15
Figura 3.1 - Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha no Estado de Minas Gerais.....	31
Figura 3.2 - Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha	32
Figura 4.1 - Visão superficial da área de estudo para determinação dos coeficientes de oxigenação e desoxigenação.....	34
Figura 4.2 - Hidromolinete modelo, MLN-5, fabricado pela Hidrologia S.A.....	35
Figura 4.3 - Amostrador de água.....	36
Figura 4.4 - DBO observada em função do tempo em dias, para o período de agosto de 2012.....	37
Figura 4.5 - Área superficial das seções de estudo para determinação de k_2	38
Figura 4.6 - Visão superficial da Seção 7 - Córrego São Pedro - utilizada para determinar k_1 pela Equação de Streeter e Phelps (1925).....	39
Figura 4.7 - Visão superficial da Seção 8 – Ponte BR 365 - utilizada na determinação de k_1 pela Equação de Streeter e Phelps (1925).....	39
Figura 4.8 - Visão superficial das áreas de entrada ($e1, e2, e3$) e saída ($s1$) de massa utilizadas na determinação de k_1 através de balanço de massa.....	40
Figura 5.1 - Seção 1: Ponte BR 050	42
Figura 5.2 - Seção transversal da ponte BR 050.....	42
Figura 5.3 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins.....	43
Figura 5.4 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 em função da vazão no período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores.....	44

Figura 5.5 - Seção 2: Ponte do Arame	45
Figura 5.6 - Seção transversal da Ponte do Arame.....	45
Figura 5.7 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Owens <i>et al.</i>	46
Figura 5.8 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 em função da vazão no período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores.....	47
Figura 5.9 - Seção 4: Ponte Clube Caça e Pesca	48
Figura 5.10 - Área da seção transversal do Clube Caça e Pesca	48
Figura 5.11 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 A3, A4, A5 e A6 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins.....	49
Figura 5.12 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 em função da vazão, no período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores.....	50
Figura 5.13 - Seção 5: Ponte Cidade Jardim	51
Figura 5.14 - Seção transversal da Ponte Cidade Jardim.....	52
Figura 5.15 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 A3, A4, A5 e A6 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins.....	53
Figura 5.16 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 em função da vazão, no período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores.....	54
Figura 5.17 - Seção 6: Ponte Silvio Rugani.....	55
Figura 5.18 - Seção transversal da Ponte Silvio Rugani.....	55
Figura 5.19 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 A3 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Owens <i>et al.</i>	56
Figura 5.20 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A4, A5 A6 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins.....	57
Figura 5.21 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 em função da vazão, para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores.....	58

Figura 5.22 - Seção 8: Ponte BR 365	59
Figura 5.23 - Seção transversal da Ponte BR 365.....	59
Figura 5.24 - Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins.....	60
Figura 5.25 - Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 em função da vazão, para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores.....	61
Figura 5.26 - Representação da área de aplicação do modelo de Streeter e Phelps	65
Figura 5.27 - Valores de k_1 nas posições A1, A2, A3 e A4 para o período de abril a Outubro de 2012 utilizando a Equação de Streeter e Phelps.....	67
Figura 5.28 - Distribuição de Resíduos em função do Valor Preditivo.....	67
Figura 5.29 - Representação da área de aplicação do Balanço de Massa	68
Figura 5.30 - Valores de k_1 nas posições A1, A2, A3 e A4 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando Balanço de Massa.....	70
Figura 5.31 - Distribuição de Resíduos em função do Valor Preditivo.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Valores típicos de k_1 a 20°C (FAIR <i>et al.</i> , 1973; ARCEIVALA, 1981).....	11
Tabela 2.2 - Valores típicos de k_1 a 20°C (CHIN, 2006).....	12
Tabela 2.3 - Valores típicos de k_1 a 20°C (GRAY, 2004).....	12
Tabela 2.4 - Valores típicos de k_2 a 20°C (FAIR <i>et al.</i> , 1973; ARCEIVALA, 1981).....	16
Tabela 2.5 - Equações empíricas para determinação de k_2 (SPERLING, 2007).....	17
Tabela 2.6 - Equações de Tsivoglou e Wallace, 1972 (SPERLING, 2007).....	18
Tabela 2.7 - Equações para determinação de k_2 (MELCHING e FLORES, 1999).....	18
Tabela 2.8 - Outras equações empíricas para determinação de k_2	20
Tabela 3.1 - Precipitação anual (mm) de chuvas na cidade de Uberlândia no ano de 2012 (Laboratório de Climatologia e Recursos Hídricos - UFU).....	29
Tabela 4.1 - Coordenadas geográficas das Seções de amostragem	33
Tabela 5.1 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins.....	42
Tabela 5.2 - Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de Melching e Flores.....	44
Tabela 5.3 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Owens <i>et al.</i>	46
Tabela 5.4 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Melching e Flores	47
Tabela 5.5 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins.....	49
Tabela 5.6 - Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de Melching e Flores	50
Tabela 5.7 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins	52
Tabela 5.8 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Melching e Flores	53
Tabela 5.9 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Owens <i>et al.</i>	55
Tabela 5.10 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins	56
Tabela 5.11 - Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de Melching e Flores	57
Tabela 5.12 - Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de O'Connor e Dobbins	59
Tabela 5.13 - Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de Melching e Flores	60

Tabela 5.14 - Variação percentual dos valores médios observados em função dos valores preditos.....	62
Tabela 5.15 - Valores de k_1 determinados através da Equação de Streeter e Phelps	65
Tabela 5.16 - Dados de entrada para cálculo de k_1 utilizando a Equação de Streeter e Phelps.....	66
Tabela 5.17 - Valores estimados para k_1 através de Balanço de Massa.....	69

LISTA DE SIGLAS

ANOVA - Análise de Variância

BOD - Biochemical Oxygen Demand

CO₂ . Gás carbônico

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio [mg/L]

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio no tempo de 5 dias [mg/L]

DBO₂₀ - Demanda Bioquímica de Oxigênio no tempo de 20 dias [mg/L]

DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgoto

DQO - Demanda Química de Oxigênio [mg/L]

EUA - Estados Unidos da América

H₂O - Água

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IPMCA - Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática

IQA - Índice de Qualidade das Águas

IT - Índice de Toxicidade

NBR – Norma Brasileira

NO₃⁻ - Ânion Nitrato

OD - Oxigênio Dissolvido [mg/L]

OMS - Organização Mundial da Saúde

UFU - Universidade Federal de Uberlândia

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

UNICAMP – Universidade Estadual de Campinas

LISTA DE SÍMBOLOS

k_1 - Coeficiente de desoxigenação [dia $^{-1}$]

k_2 - Coeficiente de oxigenação ou reaeração superficial [dia $^{-1}$]

L - Concentração de DBO remanescente [mg/L]

t - Tempo (dia)

L_t - DBO remanescente num tempo t qualquer [mg/L]

L_0 - DBO remanescente em $t = 0$ [mg/L]

y - DBO exercida em um tempo t [mg/L]

k_{1T} - k_1 a uma temperatura T qualquer [dia $^{-1}$]

$k_{1,20}$ - k_1 a uma temperatura $T = 20^{\circ}\text{C}$ [dia $^{-1}$]

T - Temperatura do líquido [°C]

θ - Coeficiente de temperatura [-]

dD/dt - Taxa de absorção de oxigênio

D - Déficit de oxigênio dissolvido [mg/L]

C_s - Concentração de saturação [mg/L]

D_o - Déficit de oxigênio inicial [mg/L]

C - Concentração de OD em um tempo [mg/L]

v - Velocidade do curso d'água [m/s]

H - Altura da lâmina d'água [m]

Fr - Número de Froude

u^* - Velocidade de atrito

g - Gravidade

i - Declividade do curso [m/km]

Q - Vazão [m 3 /s]

B - Largura [m]

C_e - Concentração de OD efluente da cascata [mg/L]

C₀ - Concentração de OD afluente à cascata [mg/L]

k - Coeficiente de eficiência [-]

a - Coeficiente em função do nível de poluição

b - Coeficiente empírico da represa

k_a - Coeficiente de reaeração [dia⁻¹]

n - Fator de correção do fotoperíodo (adimensional)

f - Duração do fotoperíodo (h)

dL/dt - Taxa de degradação da matéria orgânica

Cd - Cádmio

Pb - Chumbo

Co - Cobalto

Cu - Cobre

Cr - Cromo

Ni - Níquel

Zn - Zinco

L - Distância [km]

h - Altitude [m]

M - Número de voltas da hélice (rps)

S - Seção

A - Área de amostragem

VC - Volume de controle [litros]

e - entrada de massa

s - saída de massa

RESUMO

As condições de vida e preservação da fauna e flora de um ambiente aquático estão relacionadas às concentrações de oxigênio dissolvido no meio. Assim, o uso de modelos matemáticos na avaliação da qualidade das águas tornam-se ferramentas importantes para o estudo neste campo. O presente trabalho propôs a quantificação dos coeficientes de reaeração superficial (k_2) e desoxigenação (k_1) através da modelagem matemática e de medidas experimentais associadas às correlações presentes na literatura em um trecho de 20,85 km do rio Uberabinha, no município de Uberlândia-MG. Para isso foram realizadas campanhas amostrais entre o período de abril a outubro de 2012, para a obtenção de valores de oxigênio dissolvido e temperatura. Foram obtidos ainda valores de velocidade, altitude, declividade, largura, profundidade e Demanda Bioquímica de Oxigênio no tempo de 20 dias. Os coeficientes de reaeração superficial foram estimados no trecho total de estudo, sendo o mesmo subdividido em 6 seções distintas. Em cada seção foram selecionadas áreas de amostragens diferentes e aplicados testes estatísticos para verificar possíveis diferenças de k_1 e k_2 em função das posições de amostragens e variação sazonal. Foram utilizadas as equações empíricas de O'Connor e Dobbins, Owens e *et al.* e Melching e Flores. Observou-se que a equação de O'Connor e Dobbins ajustou-se melhor as seções de profundidade elevada, apresentando pouca variação com os resultados publicados em outros trabalhos. Já as equações de Melching e Flores e Owens *et al.* ajustaram-se melhor às seções que apresentaram velocidade elevada do curso d'água e escoamento raso da lâmina. Os coeficientes de desoxigenação foram obtidos em um trecho urbano de 3000 metros, através do ajuste das variáveis de entrada: temperatura da água, déficit de oxigênio dissolvido inicial, DBO_{20} , valor de k_2 , tempo e déficit de oxigênio dissolvido final na equação de Streeter e Phelps. Como suporte matemático adicional efetuou-se o balanço de oxigênio dissolvido num volume de controle, desprezando-se as taxas de evaporação e infiltração no solo para aquele setor. Para o modelo de Streeter e Phelps observou-se o aumento dos valores de k_1 com o aumento da vazão, para o balanço de oxigênio dissolvido, verificou-se a elevação dos valores de k_1 com a redução do volume de controle, sendo observado ainda um ponto de mínimo no mês de julho.

Palavras Chaves: rio, Uberabinha, Streeter e Phelps, oxigenação, desoxigenação.

ABSTRACT

The conditions of life and preservation of fauna and flora of an aquatic environment are related to the concentrations of dissolved oxygen in the medium. Thus, the use of mathematical models in evaluating water quality become important tools for the study in this field. The present study aimed to quantify the surface reaeration coefficients (k_2) and deoxygenation (k_1) through mathematical modeling and experimental measurements associated with correlations in the literature in an urban stretch of 20.85 km of river Uberabinha, in Uberlândia -MG. For this sampling campaigns were carried out between April-October period of 2012 to obtain values of dissolved oxygen and temperature. Values were obtained even speed, altitude, slope, width, depth and Biochemical Oxygen Demand in time for 20 days. The surface reaeration coefficients were estimated total study excerpt, the same being divided into six distinct sections. In each section were selected for sampling different areas and applied statistical tests to compare blocks. The aim was to investigate possible differences in function of the positions of sampling and seasonal variation. We used the empirical equation of O'Connor and Dobbins, Owens *et al.*; Melching and Flores. It was observed that equation O'Connor and Dobbins set of sections better depth high, with little variance with results from the literature. Already equations Melching and Flores and Owens *et al.* adjusted better to the high speed sections showed that the stream flow and shallow blade. Deoxygenation coefficients were obtained in a urban stretch of 3000 meters, by adjusting the input variables: water temperature, dissolved oxygen deficit initial DBO_{20} , k_2 value, time and dissolved oxygen deficit in the final equation Streeter and Phelps. As additional mathematical support made up the balance of oxygen dissolved in a volume control, ignoring the rates of evaporation and infiltration into the soil to that sector. For the model of Streeter and Phelps observed the increase in the values of k_1 with increasing flow rate and the balance of dissolved oxygen has been observed to increase the values of k_1 with the volume reduction control, a point still being observed minimum in July.

Keywords: river, Uberabinha, Streeter and Phelps, oxygenation, deoxygenation.

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

A estreita relação do homem com a água está ligada a manutenção e a critérios de sobrevivência da vida terrestre. A simbologia da água como fonte de vida é mencionada em muitas teorias da criação do Universo, desde o mitológico Gênesis bíblico até o Alcorão, ou mesmo nos escritos gregos descritos pelo filósofo Aristóteles, que menciona Thales de Mileto (624-546 a.C) ao intuir que a água seria o elemento original ou o princípio de todas as coisas. Numa abordagem ampla, a Terra não seria ambiente apropriado para a vida sem a água, pois no surgimento do planeta os elementos hidrogênio e oxigênio combinaram-se para dar origem a este fluido (FORTES, 2006).

A nível histórico, a presença ou escassez de água tem sido associada a fracassos e sucessos de diversas culturas, a ocupação e desocupação de territórios, a derrota e a vitória de batalhas ou mesmo a expansão ou extinção de espécies. Ainda, no campo das discussões ambientais recentes, há uma reforçada argumentação de que a diminuição de disponibilidade da água no ambiente poderá comprometer o futuro das gerações (BACCI e PATACA, 2008). Sinônimo da vida e de progresso, a água está distribuída desigualmente pela crosta terrestre e é motivo de disputas e conflitos em algumas nações do planeta como Sudão, Líbia e Etiópia. Encontrada nos três estados físicos da matéria, três quartos da superfície terrestre estão cobertos por ela e apenas uma fração de 3% desse montante é própria ao consumo. Da porcentagem adequada para uso, 2% formam as geleiras e apenas 1% estão disponíveis ao consumo humano e animal, estando armazenadas subterraneamente na forma de lençóis freáticos e aquíferos (GRASSI, 2001).

A água entre todas as substâncias que compõem a massa de uma estrutura viva, apresenta uma variação percentual de 65% a 98% para diferentes espécies. Utilizada para diversos fins na sociedade, seu consumo em maior ou menor quantidade, está associado a hábitos culturais de cada região. Um ser humano, que vive no agreste brasileiro, consome menos água que outro residente na região amazônica e isto está associado à disponibilidade do produto no meio. De forma generalizada, dados estatísticos da Organização Mundial da Saúde (OMS) referentes ao consumo de água, afirmam que o ser humano adulto gasta o equivalente a 150 litros de água diariamente, sendo 2,5 litros deste montante, gastos na reposição corporal. A água ainda é utilizada na sociedade para diversas funções como no

preparo de alimentos, na higiene pessoal, em irrigação de plantações, lazer, transporte humano ou de produção agrícola, dentre outros (IDEC, 2008).

Observa-se que a degradação ambiental, o descuido dos poderes públicos e da sociedade, somam-se aos fatores que interferem numa qualidade de vida melhor para o homem. Nas cidades, o processo de urbanização desordenado, juntamente com atividades agrícolas e pecuárias, tornam-se os principais causadores de poluição em corpos hídricos (BRANDÃO e LIMA, 2002).

Dentre os municípios brasileiros, Uberlândia é uma cidade que vem sofrendo crescimento urbano acelerado desde 1960, apresentando problemas de preservação do meio ambiente, principalmente em relação às Áreas de Preservação Permanentes (BRANDÃO e LIMA, 2002). Localizado no Triângulo Mineiro e com população estimada em 619.536 habitantes (IBGE, 2011), o município é banhado pela bacia hidrográfica do rio Uberabinha, cujas nascentes estão ao norte do município de Uberaba e atravessam todo o município de Uberlândia, até desaguar no rio Araguari, sendo de grande importância para o abastecimento e fornecimento público de água. O ribeirão Bom Jardim, torna-se o seu principal afluente, recebendo ainda volumes menores de massa na zona urbana pelos afluentes Cajubá, São Pedro, Tabocas, do Óleo, Lagoinha, Salto, Guaribas, Lobo e Estiva.

Com o crescimento acelerado da cidade, houve o aumento de áreas urbanas ao longo do rio, o que contribuiu para o nível de degradação do mesmo. Tal degradação é ocasionada pela deposição de matéria orgânica em seu leito, fator observado pelo lançamento clandestino de efluentes não tratados, influenciando na redução dos níveis de oxigênio dissolvido em suas águas.

Segundo MAIA (1996), um parâmetro indicador da boa qualidade da água, caracteriza-se pela quantidade de oxigênio dissolvido (OD) nela, sendo este o fator que implica diretamente na manutenção e na proliferação da vida aquática que faz o uso de oxigênio no processo de respiração. As quantidades de OD em um ambiente aquático condizem os níveis de poluição ou preservação, influenciando também nas espécies encontradas no habitat hídrico.

Embásado nas descrições e afirmativas supracitadas, este estudo teve como objetivo, quantificar através de medidas experimentais associadas às correlações da literatura e modelagem matemática, os coeficientes de desoxigenação (k_1) e de reaeração superficial (k_2) em alguns setores do rio Uberabinha. Para alcançar tais objetivos foram utilizadas equações semi-empíricas como a de STREETER e PHELPS (1925), como suporte matemático adicional. O pressuposto é que tais coeficientes possam auxiliar nos trabalhos de avaliação da

qualidade físico-química do rio, na avaliação temporal desses parâmetros de indicação, bem como nas análises de influências na variação dos parâmetros encontrados em virtude da vazão do rio e da posição ou profundidade.

Outro aspecto positivo no desenvolvimento deste estudo são sugestões que podem surgir quanto à tomada de decisões por parte dos órgãos públicos, na tentativa de recuperar os pontos de maior degradação ambiental identificados ao longo do rio. Em adição, será possível auxiliar no esclarecimento dos órgãos municipais, que um estudo detalhado sobre os impactos a serem causados no licenciamento de novos empreendimentos é fundamental, visando os aspectos de preservação do meio ambiente.

O objetivo geral deste trabalho foi elaborar uma planificação do setor urbano de uma linha fluida (rio) desde sua entrada até sua saída em perímetro urbano selecionado, desse modo realizar medidas de temperatura e oxigênio dissolvido locais, que permitiram estimar os coeficientes de desoxigenação e de reaeração superficial, tendo como objetivos específicos:

- Quantificar valores de oxigênio dissolvido e temperatura em diferentes posições e níveis de profundidades;
- Realizar ensaios de Demanda Bioquímica de Oxigênio no tempo de 20 dias - DBO₂₀, para o cálculo do coeficiente de desoxigenação (k_1) nos trechos selecionados;
- Utilizar a Equação de STREETER e PHELPS (1925) para determinar valores de coeficiente de desoxigenação (k_1);
- Utilizar a Equação de Balanço de Massa Global como suporte adicional para estimativa do coeficiente de desoxigenação (k_1);
- Determinar medidas de vazões e profundidades em períodos de chuva e estiagem, para o cálculo do coeficiente de oxigenação (k_2);
- Utilizar as equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958), OWENS *et al.* (1964) e MELCHING e FLORES (1999) na determinação do coeficiente de reaeração superficial;
- Comparar os valores obtidos para k_1 e k_2 com as médias publicadas para outros sistemas hídricos.

Nas próximas seções desta dissertação são apresentados:

- Capítulo 1: comprehende a Introdução;
- Capítulo 2: comprehende a Revisão Bibliográfica, que aborda a importância do oxigênio dissolvido para ambientes aquáticos, bem como os modelos de qualidade da água utilizados na avaliação dos processos de autodepuração em corpos hídricos. São apresentadas também equações empíricas para determinação do coeficiente de reaeração (k_2) e métodos

para determinação do coeficiente de desoxigenação (k_1), destacando-se o modelo matemático de STREETER e PHELPS (1925) e sua contribuição para a modelagem matemática brasileira.

• Capítulo 3: comprehende levantamentos referentes à Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, suas características regionais e a contribuição de alguns trabalhos acadêmicos de enfoque ambiental.

• Capítulo 4: refere-se à área de estudo com suas respectivas seções de amostragens, procedimentos metodológicos para coletas de dados e equações empíricas utilizadas para previsão de k_1 e k_2 .

• Capítulo 5: é apresentado os resultados estimados para os coeficientes de oxigenação (k_2) nas seções de amostragem S1, S2, S4, S5, S6 e S8 utilizando as Equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958), MELCHING e FLORES (1999) e OWENS *et al.* (1964). São expressos, os resultados obtidos para os coeficientes de desoxigenação (k_1) utilizando o modelo de STREETER e PHELPS (1925) e Balanço de Massa Global. Todos os resultados foram submetidos a testes de variância (ANOVA) para verificar diferenças significativas entre as posições de amostragens nas seções de coleta e a influência da variação sazonal na região.

• Capítulo 6: refere-se às Conclusões e Sugestões para trabalhos futuros.

• Capítulo 7: lista as Referências Bibliográficas para o desenvolvimento deste trabalho

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA

Neste capítulo é apresentada a revisão bibliográfica que contextualiza e fundamenta o presente trabalho, incluindo a importância do oxigênio dissolvido para ambientes aquáticos, os modelos de qualidade da água utilizados na avaliação dos processos de autodepuração, a oxigenação e desoxigenação de corpos d'água e o modelo de STREETER e PHELPS (1925). Cada assunto foi enfocado em tópicos específicos que serão apresentados a seguir.

2.1. Contextualização

No século XVI, quando René Descartes impulsionou a revolução científica, não havia uma preocupação com as consequências da exploração do meio, do desenvolvimento científico ou da aplicabilidade desses avanços sobre o ambiente. Cinco séculos à frente, o que se observa é uma constante preocupação com o esgotamento dos recursos naturais e a inserção de poluentes no meio. Etimologicamente, a palavra poluição significa sujeira, do latim *polluere* - sujar. Assim, a palavra poluição ganhou importância devido à crise ambiental vivida pelo planeta.

A orientação da Lei 6.938/81, Art.3, Inciso III, define que poluição refere-se à degradação da qualidade ambiental, consequente de atividades que direta ou indiretamente tragam danos à saúde, a segurança e ao bem-estar da população; criem condições prejudiciais à sociedade e economia; afetem desfavoravelmente a biota; comprometam as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente e joguem matérias ou energia em desacordo com os padrões estabelecidos. Sendo assim, a poluição das águas pode ser definida como a adição de quaisquer matérias ou energia que altere as características naturais das águas de modo a limitar o uso e aplicabilidade da mesma.

Nesse sentido, é importante diferenciar poluição e contaminação. Assim, quando a poluição de um dado recurso hídrico resulta em prejuízos à saúde humana, afirma-se ter ocorrido um tipo de contaminação, portanto, contaminação é um caso particular de poluição. O despejo de esgotos não tratados em corpos hídricos é um exemplo de poluição.

O observado é que o crescimento demográfico de algumas regiões metropolitanas sem planejamento adequado, acompanhado do aumento de culturas agrícolas próximas às áreas urbanas, tem afetado a qualidade dos ecossistemas aquáticos e contribuído para

significativa degradação ambiental. Atividades domésticas, comerciais e industriais, geram poluentes químicos ou físicos, característicos e independentes, que implicam na qualidade das bacias hidrográficas e geram inúmeros problemas ao seu aproveitamento (PEREIRA, 2004).

Toda atividade antrópica gera resíduos, entre eles cita-se os esgotos sanitários e industriais. Os esgotos sanitários são de origem doméstica, comercial ou institucional e compõem-se basicamente de água de banho, urina, fezes, restos de comida e detergentes. Os esgotos industriais já apresentam composição diversa e dependem do seu processo gerador. Independentemente da procedência, o mesmo tem o ambiente físico-natural, ou seja, as bacias hidrográficas como destino, sendo necessário adotar medidas que amenizem os impactos ambientais decorrentes do despejo desses efluentes.

Para BACCI e PATACA (2008), as bacias hidrográficas são espaços que se caracterizam pelos fatores físicos que apresentam, embora sejam influenciadas diretamente pela ocupação humana e pela ação de diversos grupos sociais que nela se instalaram. Seja em meio rural ou urbano, o uso de água de uma bacia hidrográfica é determinada pelos grupos que a ocupam e as interferências nela ocorrem em detrimento de interesses desses grupos. Sendo assim, as bacias são ecossistemas onde ocorrem processos naturais e ao mesmo tempo modificações devido à ação do homem. A Figura 2.1 exemplifica a área de uma bacia hidrográfica, cuja área é drenada por um rio principal, seus afluentes e subafluentes.

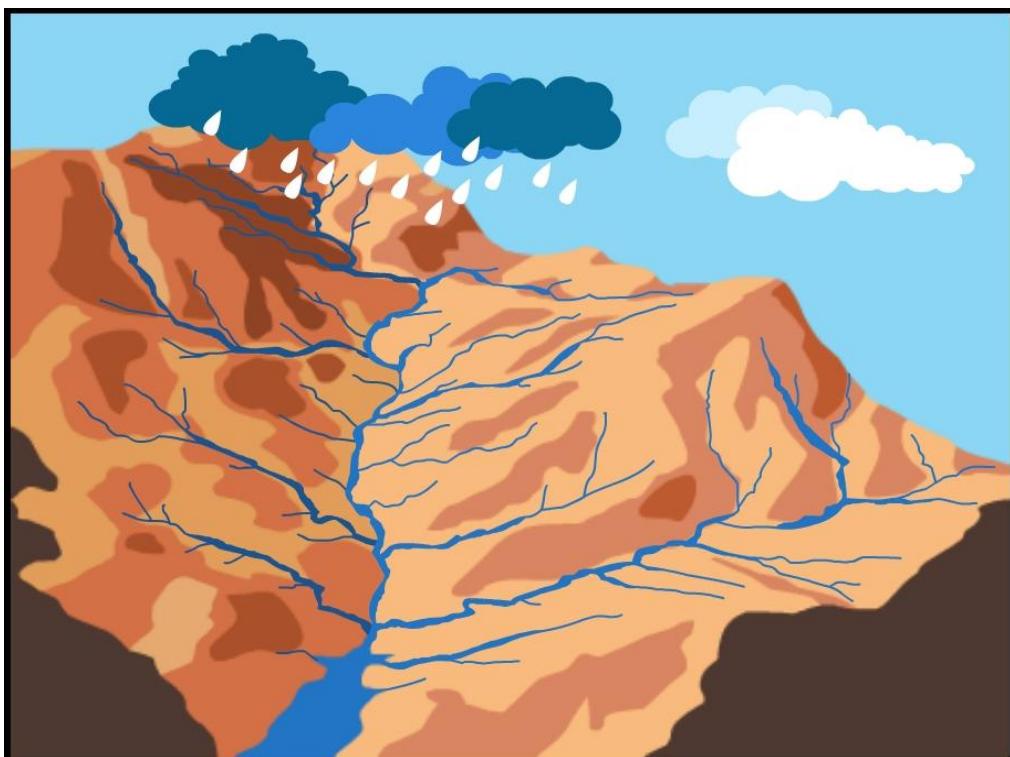


Figura 2.1 – Bacia Hidrográfica (Fonte: UNICAMP, 2006).

O ocorrido é que a vida aquática nos ecossistemas depende diretamente da taxa de oxigênio dissolvido (OD) na água, seja para realizar processos de decomposição de matéria orgânica ou para manter a condição de vida de outros seres vivos. Segundo FORMENTINI (2010), corpos hídricos são ambientes pobres em oxigênio, devido à baixa solubilidade do gás.

Na água em condições normais de temperatura e pressão, são encontrados valores médios de O.D. iguais a 9,0 mg/L, o que traz sensíveis danos à massa líquida quando o consumo ocorre em maior quantidade. Referenciado no Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática, IPMCA (CETESB, 2007), valores de O₂ dissolvido entre 3,0 a 5,0 (mg/L), apresentam características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém, a reprodução dos mesmos pode ser afetada a longo prazo.

Para SPERLING (2007), a queda nos níveis de oxigênio dissolvido em um corpo d'água, está associada à respiração de microorganismos envolvidos no processo de depuração de esgotos. Estudos de GIANSANTE (1998), BRANDELERO *et al.* (2010) e SIQUEIRA (1998), mostraram que massas lóticas ou águas correntes possuem a capacidade de autodepuração e tal fenômeno pode ser avaliado pelos valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) no corpo hídrico. A matéria orgânica, ao ser lançada no rio por uma fonte poluidora, é oxidada por bactérias aeróbicas de vida livre, pertencentes ao ecossistema aquático. O percebido é que o processo de degradação da matéria orgânica citado consome parte do oxigênio dissolvido que está na água e diminui o mesmo.

Nesse sentido, a DBO mede a quantidade de oxigênio necessária para a biodegradação dos componentes orgânicos presentes no esgoto. A análise é feita através de microrganismos naturalmente presentes ou adicionados a uma amostra diluída de esgoto. Assim, as bactérias usam a matéria orgânica presente na amostra de esgoto como fonte de energia e a convertem em gás carbônico - CO₂, água - H₂O, ânion nitrato - NO₃⁻ entre outros resíduos inorgânicos. O teste é realizado em frascos fechados, mantidos à temperatura constante de 20°C, em incubadora tipo Biochemical Oxygen Demand (BOD), sem a presença de luz e ar no frasco. O procedimento exige que seja medida a concentração inicial de oxigênio e ao longo dos cinco dias. A diferença entre a concentração inicial e final de oxigênio dissolvido (OD) é o valor estimado para a Demanda Bioquímica de Oxigênio no tempo de 5 dias - DBO₅ COLLISCHONN e TASSI (2011).

Nesse sentido, os parâmetros de OD e DBO são utilizados para avaliar as condições de preservação da fauna e flora de um ambiente aquático, assim como para verificar os níveis de poluição presentes em tais ambientes. Importante frisar que os teores de oxigênio

dissolvido são expressos em miligramas por litro - mg/L e sua fácil medição possibilita passível modelagem matemática.

SPERLING (1996), explica que na análise do fenômeno de autodepuração existem formulações matemáticas como a Equação de STREETER e PHELPS (1925). Essa modelagem é utilizada para diagnosticar a quantificação do impacto ocasionado pelo lançamento de efluentes em um corpo hídrico. A modelagem matemática é uma importante ferramenta para a avaliação da qualidade da água. Através da escolha de um modelo adequado é possível estimar as condições da qualidade da água ao longo do percurso de estudo.

Como pioneiros na construção de modelos numéricos de qualidade da água, STREETER e PHELPS (1925), desenvolveram uma formulação matemática sobre o estudo dos fenômenos de oxidação e reaeração no rio Ohio. Esse estudo estabeleceu as bases matemáticas da curva de oxigênio dissolvido em um curso d'água. Segundo BÁRBARA (2006), a modelagem realizada pelos pesquisadores citados anteriormente possui aplicabilidade a rios que possuam regime de escoamento permanente uniforme, considerando apenas o efeito do transporte de massa e a fase carbonácea na degradação da matéria orgânica.

Posteriormente, ao modelo desenvolvido por STREETER e PHELPS (1925), algumas contribuições para a modelagem hídrica têm sido apresentadas no campo da Engenharia Sanitária Ambiental. São versões aprimoradas e complexas que analisam diversas variáveis envolvidas no balanço de oxigênio. Entre os modelos computacionais utilizados, SPERLING (2007) cita: QUAL2E (1987), WASP5 (1988), CE-QUAL-ICM (1995), HEC5Q (1986), MIKE11 (1992), ATV Model (1996), Salmon-Q (1994), DUFLOW (1995), AQUASIM (1994), DESERT (1996), dentre outros. Dos modelos citados, o mais utilizado é o QUAL2E (1972), modelo sucessor ao QUAL1 (1970) que incorporava os processos de nitrificação à modelagem de STREETER e PHELPS (1925).

Um dado importante nessa discussão é feito por BÁRBARA (2006). O referido autor afirma que a empresa Water Resources Engineering foi contratada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos -USEPA- em 1972, com o objetivo de adicionar os ciclos do fósforo e das algas à formulação do QUAL1. Esse novo programa foi denominado de Sistema de Modelagem da Qualidade da Água QUAL2E. Inclusive, esse modelo é o mais utilizado na modelagem hídrica no Brasil e no mundo, segundo os levantamentos bibliográficos realizados por BÁRBARA até o ano de 2006. Assim, com o objetivo de ampliar os levantamentos feitos pelo autor, será apresentado a seguir um breve levantamento dos trabalhos brasileiros realizados nos anos seguintes:

- SILVA (2007): Desenvolveu um estudo sobre a utilização do modelo QUAL2E na modelagem da qualidade da água em um trecho de vazão reduzida no Rio Araguari (MG), devido à instalação do reservatório hidrelétrico da Capim Branco I.
- OPPA (2007): Avaliou a qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim, em Santa Maria – RS, através da criação de cenários utilizando o modelo QUAL2E. Para este estudo a autora realizou simulações dos parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes, nitrito, nitrato e fósforo dissolvido.
- SABIÁ (2008): Utilizou o programa QUAL2E para determinar o padrão de emissão de poluentes adequado à capacidade de autodepuração de rios intermitentes na Bacia Hidrográfica do Rio Salgado, CE.
- GONÇALVES (2009 a): Desenvolveu um modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios no estado de São Paulo, utilizando o software Vensim PLE. O autor ainda mencionou a criação de vários cenários para simulações matemáticas utilizando o modelo QUAL2E, QUAL2K.
- REIS (2009): Usou o modelo QUAL2E na modelagem matemática da qualidade da água para o Alto Rio das Velhas, principal afluente do rio São Francisco, MG. Para este estudo, os dados quantitativos, qualitativos e hidráulicos foram utilizados na calibração do modelo e na simulação dos parâmetros de OD e DBO.
- KNAPIK (2009): Desenvolveu um estudo de monitoramento em campo na Bacia do Alto Iguaçu, região de Curitiba. A autora implementou e calibrou o modelo QUAL2E para definição e simulação de metas progressivas de remoção de carga tendo em vista o enquadramento de corpos hídricos.
- SABÓIA (2011): No desenvolvimento de um programa computacional baseado na estrutura do modelo QUAL2E e na criação de vários cenários para simulações na Bacia do Jaguaribe (CE), visando o enquadramento dos rios em classes.

2.2 - A OXIGENAÇÃO E DESOXIGENAÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA

2.2.1 - A cinética de desoxigenação

Para SPERLING (2007), a cinética de desoxigenação da matéria orgânica remanescente ou DBO remanescente, se dá através de uma reação de primeira ordem, na qual

a taxa de mudança da concentração de uma substância é simétrica à primeira potência da concentração, sendo a equação de progressão expressa na forma diferencial:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (2.1)$$

sendo:

L = concentração de DBO remanescente (mg/L)

t = tempo (dia)

k_1 = coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹)

Através da Equação 2.1, nota-se que a taxa de oxidação da matéria orgânica (dL/dt) é proporcional à matéria orgânica ainda remanescente (L), em um tempo t qualquer. Logo, quanto maior a concentração de DBO, mais rápido ocorrerá o processo de desoxigenação. Posteriormente, após a estabilização da DBO, em certo tempo, a taxa de reação será menor em função da menor quantidade de matéria orgânica presente em determinada substância. Nesse sentido SPERLING (2007), afirma que integrando a Equação 2.1, entre os limites de $L = L_0$ e $L = L_t$, e $t = 0$ e $t = t$, obtém-se a Equação 2.2.

$$L_t = L_0 e^{-k_1 t} \quad (2.2)$$

em que:

L_t = DBO remanescente num tempo t qualquer (mg/L)

L_0 = DBO remanescente em $t = 0$ (mg/L)

Para obter a DBO exercida em termos de consumo de oxigênio dissolvido, utiliza-se a Equação 2.3.

$$y = L_0 (1 - e^{-k_1 t}) \quad (2.3)$$

em que:

y = DBO exercida em um tempo t (mg/L), nota-se que: $y = L_0 - L$

L_0 = DBO remanescente, em $t = 0$, ou comumente conhecida como DBO última.

A Figura 2.2 expressa a progressão da DBO ao longo do tempo:

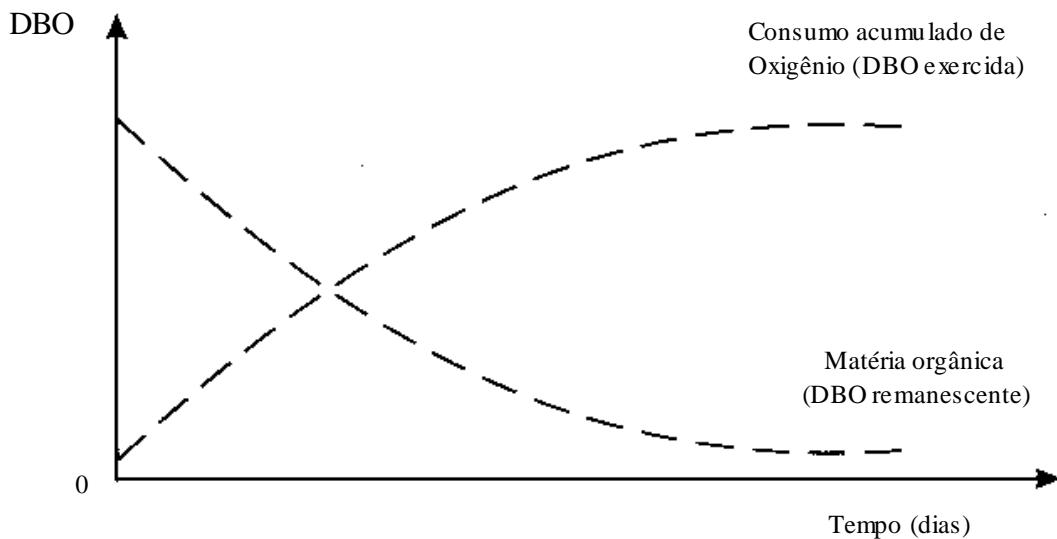


Figura 2.2 – DBO exercida (oxigênio consumido) e DBO remanescente (matéria orgânica remanescente) ao longo do tempo (SPERLING, 2007).

2.2.2 - O coeficiente de desoxigenação (k_1)

SPERLING (2007), afirma que o coeficiente de desoxigenação (k_1) é um parâmetro importante na modelagem matemática do oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos. Este dependerá das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Segundo esse autor, efluentes tratados apresentam menor taxa de degradação em virtude da maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável ter sido removida, restando apenas à parcela de estabilização mais lenta. Dessa forma, valores médios de k_1 obtidos em laboratório podem ser observados nas Tabelas 2.1 a 2.3.

Tabela 2.1 – Valores típicos de k_1 a 20°C (FAIR *et al.*, 1973; ARCEIVALA, 1981).

Origem	k_1 (dia ⁻¹)
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08 – 0,20

Tabela 2.2 – Valores típicos de k_1 a 20°C (CHIN, 2006).

Tipo de Água	k_1 (dia ⁻¹)
Água resíduária não tratada	0,35 – 0,70
Água resíduária tratada	0,10 – 0,35
Rio poluído	0,10 – 0,25
Rio não poluído	< 0,05

Tabela 2.3 – Valores típicos de k_1 a 20°C (GRAY, 2004).

Corpo d'água	k_1 (dia ⁻¹)
Rios de baixa poluição	0,04 – 0,08
Efluentes tratados biologicamente	0,06 – 0,10
Efluentes parcialmente tratados	0,12 – 0,22
Resíduos não tratados	0,15 – 0,28

Estudos de SPERLING (2007), descrevem processos matemáticos e estatísticos utilizados na determinação dos coeficientes de desoxigenação (k_1) em laboratório, caso haja amostras de água a serem analisadas. Os dados utilizados para esses métodos são os valores de DBO exercidos há vários dias. Os métodos de determinação de k_1 comumente utilizados no passado são:

- Método dos mínimos quadrados de REED-THERIAULT (citado por BARNWELL, 1980);
- Método da inclinação, de THOMAS (1937);
- Método dos momentos, de MOORE, THOMAS e SNOW (1950) (citado por METCALF e EDDY, 1981);
- Método da diferença de logaritmos, de FAIR (1936).

Nos dias de hoje, o método de regressão não linear é o mais utilizado na determinação de k_1 . Nesse sentido, segundo NUNES (2008), a curva teórica é ajustada aos vários pontos experimentais de t e DBO observados num período de 20 dias. Como já descrito no texto anteriormente, k_1 dependerá da temperatura, com base na influência que a mesma exerce sobre o metabolismo microbiano. Assim, a relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação pode ser expressa pela Equação 2.4.

$$k_{1,T} = k_{1,20} \theta^{(T-20)} \quad (2.4)$$

em que:

$k_{1,T} = k_1$ a uma temperatura T qualquer (dia $^{-1}$)

$k_{1,20} = k_1$ a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (dia $^{-1}$)

T = temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$)

θ = coeficiente de temperatura (-)

Referenciado na Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - USEPA - (1987), o valor usualmente adotado para θ é 1,047. A interpretação desse valor se dá em relação a elevação de 4,7% nos valores de k_1 , a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água. Dessa forma, observa-se que embora ocorra a elevação dos valores de k_1 , com o aumento da temperatura, a mesma não influencia no valor da demanda última de oxigênio ou DBO última (L_0).

2.2.3 - A cinética de reaeração

Para SPERLING (2007) e PENTEADO (2009), a cinética de reaeração pode ser descrita como uma reação de primeira ordem, conforme a Equação 2.5.

$$\frac{dD}{dt} = -k_2 D \quad (2.5)$$

em que:

D = déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração de oxigênio existente em um tempo t (C) (mg/L); t = tempo (dia); k_2 = coeficiente de reaeração (dia $^{-1}$)

Através da Equação 2.5, percebe-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. Assim, quanto maior o déficit, maior será a taxa de transferência de oxigênio. Integrando a Equação 2.5, com $D = D_0$ em $t = 0$, obtém-se as Equações 2.6 e 2.7, respectivamente.

$$D = D_0 e^{-k_2 t} \quad (2.6)$$

$$C = C_s - (C_s - C_0) e^{-k_2 t} \quad (2.7)$$

em que: D_0 = déficit de oxigênio inicial (mg/L); C = concentração de OD em um tempo t (mg/L)

A Figura 2.3 apresenta a progressão temporal da concentração e do déficit de oxigênio dissolvido.

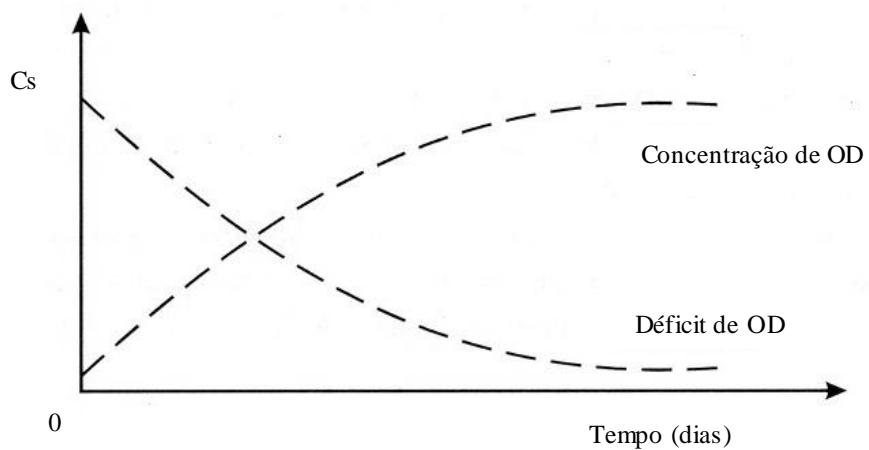


Figura 2.3 – Progressão temporal da concentração e do déficit do oxigênio dissolvido (SPERLING, 2007).

Como demonstrado na Figura 2.3, percebe-se que, na proporção em que a concentração de oxigênio aumenta por reaeração atmosférica, o déficit de oxigênio diminui.

O mecanismo de reaeração pode acontecer através da difusão molecular ou turbulência. A difusão molecular acontece em ambientes tranquilos sem correntezas, em que há um incessante movimento aleatório (movimento térmico) das moléculas de O_2 , do meio concentrado para o de menor concentração. Pelas descrições de HEMOND e FECHNER-LEVY (1994), este tipo de mistura é denominado de difusão molecular, como descreve a primeira lei de Fick. Como lei, ela distingue o processo pelo qual a matéria é conduzida de uma parte a outra do sistema em função dos movimentos moleculares randômicos. O observado é que, a difusão não demonstra grande importância em termos ambientais, com exceção à escala microscópica das reações químicas e biológicas. No entanto, problemas ambientais ligados à dispersão de poluentes podem ser descritos por ações fortemente análogas à difusão molecular, segundo as descrições de FISCHER *et al.* (1979).

Nesse sentido, para NUNES (2008), os principais fatores que afetam a difusão molecular são a temperatura, o gradiente de concentração e a área da seção transversal onde ocorre a difusão.

Referente à difusão turbulenta, ela é mais rápida que a molecular, pois envolve a criação de interfaces e a renovação destas interfaces. Para SPERLING (1996), a criação de interfaces é de extrema importância, pois é onde ocorrem os intercâmbios gasosos. Assim, o segundo fator permite que não haja a formação de pontos de saturação conduzindo o gás a várias profundidades do curso d'água, em função da maior mistura.

De acordo com SPERLING (2007), comprehende-se que, no balanço de oxigênio aquático as fontes de produção são a atmosfera e a atividade algal. A Figura 2.4 representa os fenômenos que interagem no balanço de oxigênio dissolvido, na qual, as setas negras indicam o consumo de oxigênio dissolvido e as verdes a produção.

FENÔMENOS INTERAGENTES NO BALANÇO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO EM AMBIENTES AQUÁTICOS

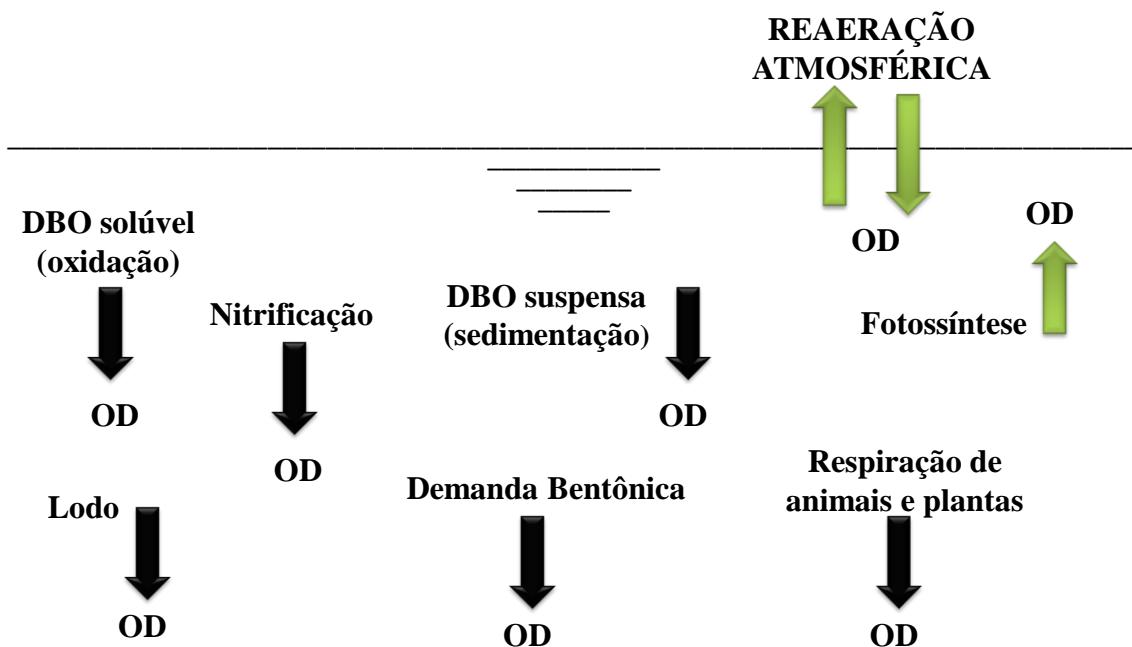


Figura 2.4 – Balanço de oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos (SPERLING, 2007).

Na transferência atmosférica, nota-se que o meio aquoso possui maiores concentrações quando não se encontra poluído. No processo de transferência, observa-se que a pressão atmosférica local e a temperatura irão atuar diretamente nas concentrações de OD,

sendo a primeira em função da altitude. Em lagos e rios de baixa velocidade a atividade fotossintética é a maior fonte de entrada de oxigênio dissolvido. É importante observar que a produção fotossintética de oxigênio apresenta relação com temperatura, profundidade, quantidade de algas e duração da presença de luz.

2.2.4 - O coeficiente de reaeração superficial (k_2)

Os coeficientes de reaeração superficial dependem das características geométricas do rio e da profundidade. Corpos d'água que possuem baixa profundidade e elevada velocidade, apresentam valores elevados para k_2 , devido à presença de turbulências na superfície, ocasionando uma melhor mistura ao longo da profundidade. Entretanto, corpos d'água com valores elevados de profundidade e baixa velocidade d'água, apresentam valores baixos para k_2 . Existem vários métodos para a estimativa dos coeficientes de reaeração em um curso d'água e entre eles, o balanço de oxigênio dissolvido, a utilização de traçadores inertes e a análise de produtividade de oxigênio, através de valores tabelados ou através do ajuste dos dados de entrada na equação de STREETER e PHELPS (1925). Nesse sentido, na literatura são encontrados os seguintes valores de k_2 (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Valores Típicos de k_2 a 20°C (FAIR *et al.*, 1973; ARCEIVALA, 1981).

Corpo d'água	k_2 (dia ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	>1,15	>1,61

Os coeficientes de reaeração superficial podem ainda ser estimados através da aplicabilidade de equações empíricas que relacionam os coeficientes com as características hidráulicas do curso d'água e também através de valores correlacionados com a vazão do curso. Segundo SPERLING (2007), para o modelo de STREETER e PHELPS (1925), k_2

apresenta usualmente maior influência nos resultados do balanço de oxigênio dissolvido que o coeficiente de desoxigenação (k_1).

Diversas equações empíricas foram desenvolvidas para auxiliar em estudos de reaeração superficial, relacionando os valores de k_2 com a profundidade e velocidade d'água. Entre as mais utilizadas destacam-se as equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958), CHURCHILL *et al.* (1962), OWENS *et al.* (1964), como podem ser observadas na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 - Equações empíricas para determinação de k_2 (SPERLING, 2007).

Pesquisador	Modelo	Faixa de aplicação aproximada	Equação
O'Connor e Dobbins (1958)	$k_2 = 3,93.v^{0,5}.H^{1,5}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 0,8 \text{ m/s}$	(2.8)
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$k_2 = 5,0.v^{0,97}.H^{1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,8 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$	(2.9)
Owens <i>et al.</i> (1964)	$k_2 = 5,3.v^{0,67}.H^{1,85}$	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m/s} \leq v < 1,5 \text{ m/s}$	(2.10)

em que: v é a velocidade do curso d'água (m/s) e H é a altura da lâmina d'água (m).

Segundo PENTEADO (2009), o modelo de O'CONNOR e DOBBINS (1958), baseia-se na teoria de penetração e renovação de superfície para o oxigênio dissolvido. A velocidade de transferência de massa pode ser obtida a partir da taxa de renovação superficial e do coeficiente de difusão no meio líquido. Após a obtenção de diversos resultados, os pesquisadores concluíram que a taxa de renovação superficial é igual à razão entre a velocidade do curso d'água e sua profundidade.

No que se refere ao modelo de CHURCHILL *et al.* (1962), ele foi desenvolvido com base na saturação de oxigênio dissolvido em águas armazenadas num reservatório do vale do Tenesse - EUA. Após realizarem medidas de oxigênio dissolvido à jusante deste reservatório, eles calcularam a taxa de oxigenação associando a mesma à profundidade e a velocidade da água. Referente à equação de OWENS *et al.* (1964), a mesma foi desenvolvida através da combinação dos resultados obtidos pelo modelo de CHURCHILL (1962) no rio Tenesse, com a introdução do conceito de depleção de oxigênio em função da maioria dos rios da Grã Bretanha apresentarem concentrações de sulfeto.

Posteriormente aos modelos descritos nos parágrafos anteriores, foram desenvolvidas novas equações empíricas levando em consideração outros parâmetros, como: declividade (i)

e número de Froud (Fr). Assim, THACKSTON e KRENKEL (1969), propuseram uma equação de reaeração utilizando o número de Froud, conforme mostra a Equação 2.11.

$$k_2 = 24,9 \frac{(1 + \sqrt{Fr})u^*}{H} \quad (2.11)$$

$$Fr = \frac{u^*}{\sqrt{gH}} \quad (2.12)$$

em que: Fr = número de Froude ; u^* = velocidade de atrito; H = altura da lâmina d'água; g = gravidade.

Encontra-se nos estudos de TSIVOGLOU e WALLACE (1972), equações desenvolvidas para cursos d'água pequenos e rasos. Nota-se que na Tabela 2.6, ambas fazem o uso da declividade.

Tabela 2.6 – Equações de Tsivoglou e Wallace, 1972 (SPERLING, 2007).

Curso d'água	Modelo	Faixa de aplicabilidade	Equação
Rios pequenos	$k_2 = 31,6.v.i$	Q entre 0,03 e 0,3 m^3/s	2.13
Rios médios	$k_2 = 15,4.v.i$	Q entre 0,03 e 8,5 m^3/s	2.14

em que: v = velocidade (m/s); i = declividade do curso (m/km); Q = vazão (m^3/s)

Nesse sentido, observa-se que MELCHING e FLORES (1999), obtiveram novas formulações após a análise de regressão de valores de k_2 obtidos por técnicas de traçador (gás) em 166 rios nos EUA, com as características morfométricas e hidráulicas dos 371 trechos estudados, que resultaram nas equações descritas na Tabela 2.7.

Tabela 2.7 – Equações para determinação de k_2 (MELCHING e FLORES, 1999).

Curso d'água	Vazão (m^3/s)	Modelo	Equação
Rios com poços e corredeiras	$Q < 0,556 \text{ m}^3/\text{s}$	$k_2 = 517.(v.i)^{0,524}.Q^{-0,242}$	2.15
	$Q > 0,556 \text{ m}^3/\text{s}$	$k_2 = 596.(v.i)^{0,528}.Q^{-0,136}$	2.16
Rios com controle de canal	$Q < 0,556 \text{ m}^3/\text{s}$	$k_2 = 88.(v.i)^{0,313}.Q^{-0,353}$	2.17
	$Q > 0,556 \text{ m}^3/\text{s}$	$k_2 = 142.(v.i)^{0,333}.H^{0,660}.B^{-0,243}$	2.18

sendo v a velocidade (m/s); i a declividade (m/km); Q a vazão do rio (m^3/s); B a largura do rio (m); H a altura da lâmina d'água (m)

Para cursos d'água que apresentam cascateamentos e quedas d'água, SPERLING (2007), sugere que se adotem outras formulações para o cálculo da reaeração atmosférica no trecho em questão. Essa proposta pode ser observada nas Equações 2.19 e 2.20, obtidas através de estudos em algumas cataratas na região metropolitana de Belo Horizonte.

$$C_e = C_0 + k(C_s - C_0) \quad (2.19)$$

$$k = 1 - 1,09H^{-0,128} \quad (2.20)$$

onde:

C_e = concentração de OD no efluente da catarata (mg/L)

C_0 = concentração de OD no afluente à catarata (mg/L)

k = coeficiente de eficiência (-)

C_s = concentração de saturação de OD (mg/L)

H = altura da lâmina d'água em queda livre (m) – $H > 4,0$ m

No caso de aeração em vertedores de barragens, GAMESON *et al.* (citado por USEPA, 1987), fazem o uso da Equação 2.21 para determinação do coeficiente de eficiência (k).

$$k = 1 - \left(\frac{1}{(1 + 0,38abH(1 - 0,11H).(1 + 0,046T))} \right) \quad (2.21)$$

sendo que:

a = coeficiente em função do nível de poluição: = 0,65 (elevado); 1,0 (moderado); 1,6 (pequeno); 1,8 (limpo)

b = coeficiente empírico da represa: = 0,70 a 0,90 (vertedor contínuo e largo); 1,05 (vertedor delgado com face inclinada); 0,80 (vertedor delgado com face vertical); 0,05 (comporta com descarga submersa)

T = temperatura (°C)

H = altura da lâmina d'água (m)

Contudo, existem na literatura, outras equações que podem ser empregadas para a obtenção dos coeficientes de reaeração superficial, como mostra a Tabela 2.8.

Tabela 2.8 – Outras equações empíricas para determinação de k_2 .

Pesquisadores	Modelo	Faixa de aplicação	Eq.
Krenkel e Orlob (1962)	$k_2 = 173.i.v^{0,404}.H^{0,66}$...	2.22
Langbein e Durum (1967)	$k_2 = 5,134.(v/H^{1,33})$...	2.23
Isaacs e Gaudy (1968)	$k_2 = 4,7531.v^{1,5}$...	2.24
Cadwallader e McDonnell (1969)	$k_2 = 186.(i.v)^{0,5}.H^1$	$0,07 < v > 0,65$	2.25
Bennett e Rathburn (1972)	$k_2 = 5,5773.(v^{0,607}/H^{1,689})$...	2.26
Parkhurst e Pomeroy (1972)	$k_2 = 23.(1+0,17.Fr^2).(i.v)^{0,375}.H^1$...	2.27
Tsivoglou e Neal (1976)	$k_2 = 31200.i.v$	$Q > 0,28$	2.28
Tsivoglou e Neal (1976)	$k_2 = 15200.i.v$	$Q > 0,28$	2.29
Thyssen <i>et al.</i> (1987)	$k_2 = (8784.v^{0,734}.i^{0,93}).H^{0,42}$...	2.30
Moog e Jirka (1998)	$k_2 = 1740.v^{0,46}.i^{0,79}.H^{0,74}$...	2.31
Moog e Jirka (1998)	$k_2 = 5,59.i^{0,16}.H^{0,73}$...	2.32
Jha <i>et al.</i> (2004)	$k_2 = 0,603286.v^{0,4}i^{-1}.H^{0,154}$	$Fr < 1$	2.33
Jha <i>et al.</i> (2004)	$k_2 = 866,307.v^{1,393}.i^{-0,173}.H^{0,8}$	$Fr > 1$	2.34

em que: v é a velocidade média no trecho (m/s); H é a altura média da lâmina d'água no trecho (m); Fr é o número de “Froude” (adimensional) e i é a declividade (m/km). Fonte: Adaptado de SIQUEIRA e CUNHA (1997) de JHA *et al.* (2001) de COX (2003 a) de JHA *et al.* (2004) e de SPERLING (2007).

Com o intuito de auxiliar no campo da modelagem de reaeração, pesquisadores brasileiros têm contribuído nesse campo, ao utilizarem algumas das metodologias citadas anteriormente. Nesse sentido, seguem em ordem cronológica, alguns trabalhos relevantes nessa área.

SOUZA (2010) e THOMAZ *et al.* (2011), utilizaram a Equação de OWENS *et al.* (1964) no estudo da cinética de reaeração no córrego do Cedro, no município de Presidente Prudente (SP), nos períodos de cheia e seca em quatro pontos distintos. O primeiro autor obteve valores de k_2 no período de seca entre 33,75 a 117,59 dia⁻¹. Para o período de cheia, os demais autores observaram a variação de 50,99 a 104,87 dia⁻¹.

MATOS *et al.* (2011) ao avaliarem o potencial de autodepuração em três trechos do Rio Pomba (MG), obtiveram valores de k_2 através da Equação de STREETER e PHELPS (1925), entre 0,4 a 2,0 dia⁻¹ no período seco e entre 0,6 a 0,9 dia⁻¹ no período chuvoso,

observando que os maiores valores foram obtidos nos trechos montanhosos, onde o rio é mais raso e turbulento.

FORMENTINI (2010), em estudo desenvolvido no rio Vacacaí Mirim (RS), estimou a reaeração em dois trechos, através da metodologia dos traçadores inertes, utilizando o gás propano como traçador gasoso e Rodamina WT como traçador de referência. Para a metodologia empregada o autor encontrou valores entre 12,73 a 30,30 dia⁻¹.

No trabalho de BARROS *et al.* (2011), foram estimados os coeficientes de reaeração em um trecho do Rio Turvo Sujo (MG), em períodos distintos do ano através do ajuste dos dados de entrada na equação de STREETER e PHELPS (1925). Nesse trabalho foi possível observar a variação dos valores de k_2 entre 0,60 a 0,75 dia⁻¹. Para o estudo, os autores ainda determinaram os coeficientes, através das Equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958): 4,97 a 6,64 dia⁻¹, BENNETT e RATHBURN (1972): 7,04 a 9,68 dia⁻¹ e OWENS *et al.* (1964): 8,32 a 11,34 dia⁻¹.

SOARES (2011), em um estudo desenvolvido nos ribeirões Garcia, Fortaleza, Velha, Concórdia, Braço do Concórdia e arroio Dona Lúcia, pertencentes à Bacia Hidrográfica do rio Itajaí (SC), estimou os coeficientes de reaeração utilizando a técnica dos traçadores gasosos e percebeu a variação dos valores de k_2 entre 30,1 a 313,1 dia⁻¹. Com base nas características geométricas e velocidade do rio, o autor utilizou ainda as Equações de OWENS *et al.* (1964), CADWALLADER e MCDONNELL (1969), TSIVOGLOU e WALLACE (1972), TSIVOGLOU e NEAL (1976), MELCHING e FLORES (1999), com as quais, obteve-se a variação dos valores entre 9,0 à 221,5 dia⁻¹.

2.2.5 - Métodos alternativos para determinação dos coeficientes de reaeração

Com a inovação de aparelhos instrumentais, diversos métodos de pesquisa têm sido desenvolvidos para auxiliar a estimativa dos coeficientes de reaeração. Embora ainda se utilizem comumente equações empíricas e técnicas de traçador (gás), novas metodologias são apresentadas, disponibilizando alternativas na determinação dos coeficientes de reaeração. Nesse sentido serão apresentadas a seguir novas metodologias experimentais.

2.2.5.1 - Método Delta (1991)

Este método foi proposto por CHAPRA e DI TORO (1991), mediante a utilização de um procedimento gráfico descrito por Di Toro (1981). O objetivo do último autor foi estimar a velocidade fotossintética, tomando por base a variação cotidiana dos teores de oxigênio dissolvido em um corpo d'água.

Segundo FORMENTINI (2010), o método Delta fundamenta-se no cálculo da reaeração superficial, produção primária e respiração através de medidas diurnas dos teores de oxigênio dissolvido, utilizando três características desta curva para obtenção dos resultados. Para estimar a velocidade da reaeração, calcula-se o tempo do déficit mínimo de oxigênio, relacionado ao meio-dia solar. Com a obtenção do coeficiente de reaeração, a variação de déficit de oxigênio é aplicada na estimativa da produção fotossintética. Por se tratar de uma função que possui forma transcendental implícita, o método Delta não permite uma expressão analítica simples, sendo seus resultados expressos em gráficos e isso proporciona uma melhor avaliação numérica.

Assim, com a finalidade de simplificar a abordagem anterior, MCBRIDE e CHAPRA (2005), desenvolveram um novo método conhecido como “Método Delta aproximado”. O procedimento utiliza a relação entre parâmetros do modelo original, manipula as equações de construção das curvas e torna possível descartar a solução numérica dos gráficos do modelo de CHAPRA e DI TORO (1991). A solução encontrada pelo método de McBride e Chapra é:

$$k_a = 7,5 \left(\frac{5,3n - \phi}{n\phi} \right) \quad (2.35)$$

$$n = \left(\frac{f}{14} \right)^{0,75} \quad (2.36)$$

em que: k_a = coeficiente de reaeração; n = fator de correção do fotoperíodo (adimensional); f = duração do fotoperíodo (h); $\phi = t^* - f/2$ = tempo entre o mínimo déficit de oxigênio e o meio-dia solar (h).

2.2.5.2 - Método da pressão sonora (2007)

Como nova metodologia, MORSE *et al.* (2007), publicaram um método comparativo, pouco oneroso e de rápida resposta, na estimativa dos coeficientes de reaeração. Este está fundamentado na hipótese segura de que há uma afinidade entre a pressão sonora

média – ruído de um escoamento com o coeficiente de reaeração, levando em consideração que ambos são dependentes da turbulência. Nesse sentido, os autores consideraram ainda a hipótese de que há um aumento na pressão sonora com a elevação da cota. Com a utilização de um aparelho medidor de pressão sonora, os pesquisadores converteram as leituras do aparelho expressas em Decibéis para Pascal, utilizando a Equação 2.37.

$$P = P_0 \left[10^{\left(\frac{SL}{20} \right)} \right] \quad (2.37)$$

sendo:

P = pressão sonora

$P_0 = 2 \times 10^{-5}$ Pa

SL = nível sonoro (dBA).

Observa-se que em cada trecho com características geomórficas distintas, foi avaliado o comprimento, o nível sonoro e o ruído. A obtenção dos dados possibilitou que os mesmos fossem utilizados para computar a pressão sonora em cada trecho de estudo, viabilizando a avaliação de acordo com o coeficiente de reaeração obtido através da técnica de dessorção do traçador gasoso propano. É importante frisar que após a avaliação, os pesquisadores descobriram uma relação linear significativa entre os dados obtidos de pressão sonora e k_2 .

FORMENTINI (2010), baseado em MORSE *et al.* (2007), afirma que conhecendo a relação estabelecida entre os valores de pressão sonora ponderada e o coeficiente de reaeração em diferentes vazões é possível criar curvas de reaeração em intervalos de tempo, conferidos às leituras de OD e temperatura.

2.2.5.3 - Método da sonda solúvel (1983)

Baseado no mesmo princípio de determinação indireta de k_2 pelo método da sonda solúvel, GIORGETTI e GIANSONTI (1983), citados por BICUDO e JAMES (1991), propuseram um método em que se relaciona a reaeração à velocidade de dissolução de uma pastilha fina de ácido benzóico. Posteriormente, BICUDO e JAMES (1991) identificaram os fatores fundamentais de controle envolvidos nos processos de reaeração superficial e dissolução. Segundo FORMENTINI (2010), para um sistema sólido-líquido sob agitação são

considerados os principais fatores: a) agitação do fluido em contato com a fase sólida; b) a temperatura envolvida na cinética da reação; c) o coeficiente de difusão do sólido para um determinado líquido; d) a concentração do soluto dissolvido em solução; e) as naturezas químicas do fluido e sólido.

Em estudos experimentais GIORGETTI e GIANSANTI (1983), citados por BICUDO e JAMES (1991), utilizaram pastilhas de ácido benzóico por compressão em molde metálico de 6,5 cm de diâmetro por 0,5 cm de espessura, afixadas em uma bóia de polipropileno sobre a água, avaliando-se através do método de traçadores modificados, os coeficientes de reaeração, cuja correlação entre estes parâmetros foi de 0,957.

2.3 - O MODELO DE STREETER e PHELPS (1925)

Referenciado no início deste capítulo, é possível afirmar que o oxigênio dissolvido (OD) é fator preponderante para a manutenção de vida em um ambiente aquático. Assim, com a finalidade de descrever o déficit de oxigênio à montante de um despejo, STREETER e PHELPS em 1925 desenvolveram as primeiras equações para simular o perfil de OD e DBO, aplicando-as em um estudo de autodepuração no rio Ohio - EUA.

Nos estudos de BEZERRA *et al.* (2008), percebe-se que a modelagem de STREETER e PHELPS (1925) é constituída por duas equações diferenciais ordinárias. A primeira equação (Eq. 2.1) molda a oxidação de parte da matéria orgânica biodegradável e outra (Eq. 2.5), modela o fluxo de oxigênio natural da dinâmica da reaeração atmosférica. Com a integração das Equações 2.1 e 2.5, obtém-se a Equação 2.38, que expressa à taxa de variação do déficit de oxigênio em função do tempo.

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D \quad (2.38)$$

Integrando a Equação 2.38, obtém-se o modelo de STREETER e PHELPS (1925).

$$D_t = \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_a (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_a e^{-k_2 t} \quad (2.39)$$

em que:

D_t = déficit final de oxigênio dissolvido (mg/L)

L_a = DBO remanescente em $t = 0$ (mg/L)

D_a = Déficit de oxigênio inicial após a fonte poluidora (mg/L)

k_1 = Coeficiente de desoxigenação (dia $^{-1}$)

k_2 = Coeficiente de oxigenação (dia $^{-1}$)

t = tempo (dia $^{-1}$)

O déficit de oxigênio é estimado através da Equação 2.40.

$$D = C_s - C_0 \quad (2.40)$$

em que:

D = déficit (mg/L)

C_s = conc. saturação (mg/L)

C_0 = conc. inicial (mg/L)

Segundo SPERLING (2007), o que torna o modelo de STREETER e PHELPS (1925) bastante utilizado em estudos de qualidade da água brasileira é a sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada. Então, serão descritos a seguir alguns trabalhos de pesquisa, de forma cronológica, para observar a utilização do modelo como referência na modelagem de autodepuração em cursos d'água e também na determinação do coeficiente de desoxigenação (k_1).

NUNES (2008), realizou um estudo sobre o Índice de Qualidade da Água (IQA) em 10 pontos do rio Turvo Sujo-MG e observou a variação dos valores de k_1 através da equação de STREETER e PHELPS (1925) entre 0,07 a 0,10 dia $^{-1}$ no período seco e entre 0,08 a 0,42 dia $^{-1}$ no período chuvoso.

Em trabalho realizado por BEZERRA *et al.* (2008), foi desenvolvido um programa com o uso do Matlab e Object Pascal, para o modelo de STREETER e PHELPS (1925) de autodepuração. Nele, foram incorporadas condições de contorno, sugeridas por CHAPRA (1997), que propiciaram a simulação do perfil de OD e DBO₅. O trabalho dos autores permitiu considerar várias entradas de efluentes ao longo do curso d'água e a correção para condições de anaerobiose.

No trabalho desenvolvido por FREIRE *et al.* (2009), foi possível avaliar a capacidade de atuodepuração de um trecho do rio Pirapó-PR, após receber as águas do ribeirão Maringá-PR. Os pesquisadores utilizaram a modelagem matemática proposta por STREETER e PHELPS (1925) e observaram a variação dos valores de k_1 entre 0,10 a 0,35 dia⁻¹ para o período de chuvas, referente aos meses de Outubro de 2008 a Abril de 2009.

Em pesquisa desenvolvida por BRANDELERO *et al.* (2010), avaliaram-se os processos de transformação temporal do oxigênio na água superficial em ambiente lótico. O estudo foi desenvolvido no rio Meia Ponte de Goiás, localizado no município de Goiânia-GO e utilizou-se a modelagem matemática de STREETER e PHELPS (1925), onde foi observado a variação dos valores de k_1 em 0,12 a 1,05 dia⁻¹.

As pesquisas de COUTO *et al.* (2011), aplicaram o modelo de STREETER e PHELPS (1925), em um estudo de comparação experimental sobre o consumo de oxigênio dissolvido em função do tempo (dias), para águas do Rio Doce (MG). Os autores realizaram duas simulações, uma com valores de k_1 tabelado e outra obtida experimentalmente. Verificou-se que para o coeficiente de desoxigenação tabelado, as simulações apresentaram valores divergentes entre os valores de oxigênio dissolvidos reais. Para a simulação com k_1 obtido experimentalmente, o mesmo apresentou uma análise mais sensível, ajustando-se melhor a simulação dos teores de oxigênio dissolvido reais.

Ao observar o trabalho de LIMA (2011), nota-se que ele desenvolveu um estudo sobre a aplicação do modelo de STREETER e PHELPS (1925) na análise das relações pertinentes entre a vazão de um rio natural e sua capacidade em receber poluentes. O referido ocorre em função de um enquadramento de qualidade das águas nos rios do Estado do Ceará.

As referências de pesquisa de RICCIARDONE *et al.* (2011), apresentaram uma simulação matemática da capacidade de autodepuração do Rio das Mortes no município de Vassouras/RJ, utilizando o modelo de STREETER e PHELPS (1925). A simulação do modelo foi confrontada com os dados de OD e da DBO medidos em campo. Mediante os resultados encontrados, os autores apresentaram o grau de poluição do corpo d'água e a distância necessária para que o rio se autodepurasse.

Ao trabalharem as questões de modelagem hídrica, ZUNTINI *et al.* (2012), utilizaram o modelo de STREETER e PHELPS (1925), na determinação do perfil de oxigênio dissolvido e na progressão temporal de oxidação da matéria orgânica no Rio do Campo, localizado na cidade de Campo Mourão – PR. Para tal estudo, os valores de k_1 foram obtidos através da variação da DBO exercida há vários dias, utilizando o método de regressão não

linear para ajustar a curva estimada aos valores observados. Assim, a variação dos valores de k_I para três pontos de amostragem foram respectivamente de 1,04; 1,07 e 2,08 dia⁻¹.

CAPÍTULO 3 – A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UBERABINHA

Este capítulo apresenta levantamentos referentes à Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha, suas características regionais e a contribuição de alguns trabalhos acadêmicos de enfoque ambiental.

3.1 - Problemática do Rio Uberabinha

Este capítulo inicia-se com as palavras de um poeta anônimo sobre a Bacia do Rio Uberabinha. O pensador assim declara:

“Ele nos fornece um dos mais preciosos bens do Planeta. Das nascentes, que se espalham por um vasto tabuleiro, à foz, entre vales encaixados, suas águas generosas fomentam a vida em toda a sua diversidade. Ao longo de milhões de anos, como um artista, ele vem moldando e esculpindo a rocha lentamente, criando em seu caminho paisagens de rara beleza. Em outro ritmo, muito mais veloz, o homem tem promovido mudanças profundas no rio e em seu entorno. Este rio, cujas águas abastecem uma população superior a meio milhão de habitantes, é o Uberabinha.”

Na linguagem Tupi-guarani, Uberabinha significa “rio com águas límpidas”. O conceito foi dado às águas dessa bacia hidrográfica por comunidades de índios caiapós que utilizavam o recurso natural para a subsistência de seu povo. Inclusive, esse grupo tinha também por hábito cultivar o solo nas imediações da referida bacia. Porém, a partir do ano de 1800, os caiapós e demais comunidades indígenas que viviam nas margens do rio, entraram em extinção por ação do homem branco. Vindos do estado de São Paulo e em nome da coroa portuguesa, o movimento de migração e ocupação da região, que a partir de então, passou a ser denominada de Sertão da Farinha Podre, trouxe consideráveis mudanças nos aspectos físicos, ambientais e regionais dessas terras.

Segundo BERNARDES (2007), a bacia hidrográfica do Rio Uberabinha está localizada na região do Triângulo Mineiro e sua área estimada é de 2.191,76 km². As nascentes da bacia situam-se ao norte da cidade de Uberaba-MG, a uma altitude de 1000 metros e em um local conhecido como Fanecos. Com extensão de 118 km e 49 afluentes, suas

águas banham os municípios de Uberaba, Uberlândia, Tupaciguara e deságua no Rio Araguari a 550 metros de altitude.

Segundo SOARES *et al.* (2010), a região é de clima tipicamente tropical e apresenta estações bem definidas, marcada por um inverno seco e verão chuvoso. A Tabela 3.1 apresenta a média anual de chuvas no município de Uberlândia no ano de 2012. Os autores ainda descrevem que a vegetação natural da bacia em questão foi bastante modificada, apresentando em sua maior extensão áreas de coberturas reflorestadas com pinus e eucalipto ou com culturas anuais como soja, milho, cana-de-açúcar. Observa-se ainda grande influência de áreas de pastagens na região.

Tabela 3.1 – Precipitação anual (mm) de chuvas na cidade de Uberlândia no ano de 2012 (Laboratório de Climatologia e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Uberlândia – UFU).

Meses	Precipitação (mm)
Janeiro	259,2
Fevereiro	178,7
Março	178,7
Abril	125,8
Maio	53,0
Junho	42,9
Julho	15,0
Agosto	0,0
Setembro	0,0
Outubro	87,2
Novembro	258,6
Dezembro	262,8

A cidade de Uberlândia apresenta uma população estimada de 619.536 habitantes (IBGE, 2012) e faz uso das águas do Rio Uberabinha para seu abastecimento público. O município conta com duas estações de tratamento de água: a Estação de Sucupira, localizada a montante do município e a Estação do Bom Jardim, localizada entre as porções Sudeste do mesmo. Como descrito no Capítulo 1, o crescimento acelerado e sem planejamento do

município tem contribuído na degradação ambiental do Uberabinha. Essas questões podem ser observadas nos trabalhos de pesquisadores referentes à qualidade da água e os impactos ambientais causados pela ocupação humana nessa região. Inclusive, observa-se que há uma constante preocupação com a preservação e a adoção de medidas e ações para a recuperação deste recurso hídrico. Nesse sentido, de forma cronológica, serão apresentados a seguir alguns trabalhos presentes na literatura que discutem a preocupação ambiental nesse campo.

As pesquisas de HARTER (2007), comprovam através de análises físico-químicas e microbiológicas em períodos de seca e chuva, que a qualidade das águas do rio Uberabinha no município de Uberlândia-MG está comprometida pela poluição. O autor também verificou na área de estudo a presença de desmatamento, o uso e ocupação desordenada do solo, a poluição do solo por disposição de resíduos sólidos e poluição por lançamentos clandestinos de esgoto.

O trabalho de COSTA e NISHIYAMA (2007), apresenta avaliações sobre a influência dos diferentes usos do solo sobre a recarga freática no Rio Uberabinha. Em seus estudos, os pesquisadores avaliaram a compactação do solo com a utilização de Penetrômetro de Impacto e a capacidade de infiltração da água com o Permeâmetro Guelph e concluíram que há uma significativa diferença nos valores de compactação e de infiltração da água entre as áreas ocupadas por atividades agrícolas e de pecuária e as áreas que apresentam aspectos de preservação natural.

Nos estudos de CARDOSO *et al.* (2008), o objetivo foi avaliar o estado de conservação das nascentes da bacia hidrográfica do Rio Uberabinha, e para isso realizaram análises qualitativas e quantitativas da comunidade zooplânctônica, bem como análises de temperatura, pH e turbidez da água. A conclusão dos autores foi de que há falta de diversidade biológica no Rio ocasionada pela ação antrópica.

COSTA (2009), avaliou os diferentes tipos de solo e suas ocupações na região em questão. A autora buscou compreender o comportamento da infiltração da água em cada unidade de solo analisada em função da cobertura vegetal e atividade agropecuária desenvolvida. O levantamento da condutividade hidráulica de tipos do uso do solo especificados foi importante para diagnosticar a relação entre o manejo da atividade agropecuária desenvolvida e a percolação de águas pluviais, sendo perceptível a diferença entre as áreas que ainda mantêm a cobertura vegetal natural e as que hoje são ocupadas pela atividade antrópica.

Nas pesquisas de GONÇALVES (2009 b), foi analisada a qualidade da água do rio Uberabinha e para isso o pesquisador utilizou dados de monitoramento realizados pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE), nos anos de 2007 e 2008. O autor

determinou o Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o Índice de Toxicidade (IT), de acordo com a metodologia utilizada pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM). Nesse trabalho, a conclusão foi de que o Rio Uberabinha apresenta classes diferentes ao longo do mesmo.

FERREIRA e ROSOLEN (2011), avaliaram as concentrações de Cádmio - Cd, Chumbo - Pb, Cobalto - Co, Cobre - Cu, Cromo - Cr, Níquel - Ni e Zinco - Zn em efluente tratado originário de aterro sanitário, em solo de contato com o efluente tratado antes do despejo no rio e no sedimento da planície de inundação do rio que recebe o efluente. Tal estudo visou à comparação entre as concentrações relativas em cada tipo de material, estabelecendo as possíveis relações de impactos gerados entre o aterro sanitário e o rio Uberabinha, no município de Uberlândia.

OLIVEIRA (2011), em seus estudos realizou medidas de condutividade, pH, oxigênio dissolvido, temperatura e índice de refração em três pontos distintos do rio, com intuito de identificar possíveis alterações na qualidade de água por ações antrópicas. A autora concluiu que alguns parâmetros como sólidos dissolvidos e concentrações de oxigênio dissolvido não estão de acordo com a legislação vigente, recomendando novos estudos.

As Figuras 3.1 e 3.2 apresentam respectivamente a localização da Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha no estado de Minas Gerais e a área urbana ocupada pelo município de Uberlândia na respectiva bacia.

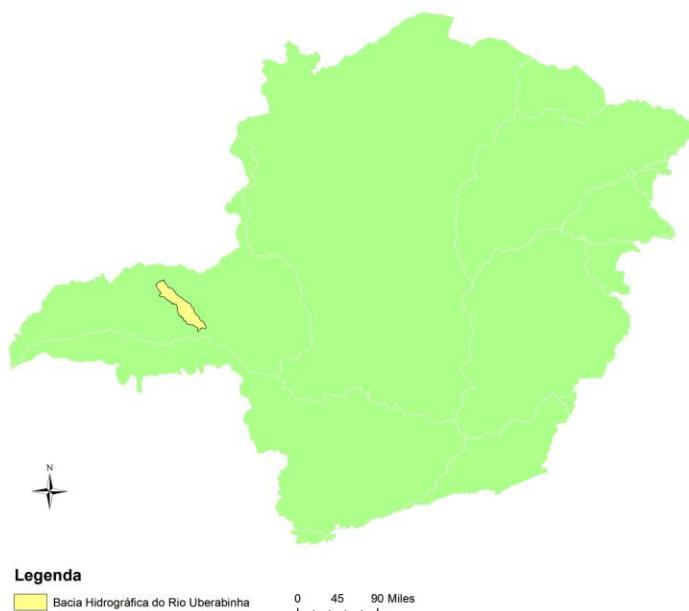


Figura 3.1 – Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha no Estado de Minas Gerais (FRASSON, 2013).

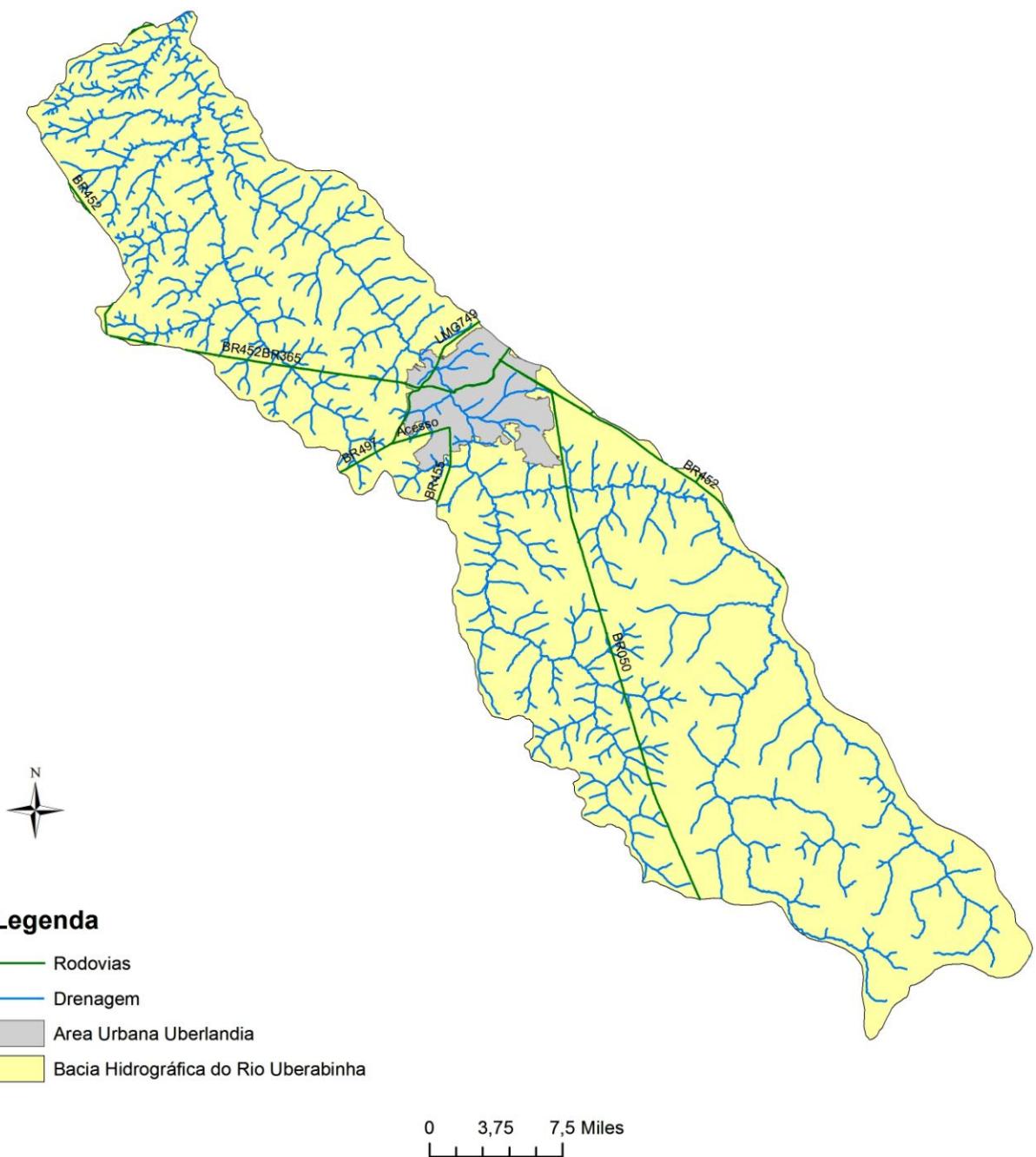


Figura 3.2 – Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha (FRASSON, 2013).

CAPÍTULO 4 - MATERIAL E MÉTODOS

Este capítulo apresenta a área de estudo e suas respectivas seções de amostragens. São descritos os procedimentos metodológicos adotados para obtenção de dados em campo e as equações utilizadas para a estimativa dos coeficientes de oxigenação (k_2) e desoxigenação (k_1).

4.1 - Área de estudo

A área de estudo deste trabalho compreendeu um trecho de 20,85 km do Rio Uberabinha, no município de Uberlândia-MG, dividido em oito seções. Nas seções selecionadas foram estimados valores médios de OD, temperatura, velocidade média do curso d'água, vazão, profundidade, largura, declividade. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) utilizada na estimativa de k_1 e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram obtidas apenas na Seção 8. A Tabela 4.1 apresenta as coordenadas geográficas das seções, sendo “ L ” a distância (km) do ponto inicial e “ h ” a altitude (m) em relação ao nível do mar. A Figura 4.1 apresenta a área de estudo e suas respectivas seções.

Tabela 4.1 - Coordenadas geográficas das Seções de amostragem.

Seção	Local	Latitude	Longitude	h (m)	L (km)
S1	Ponte BR 050	18°59'14,39" S	48°12'42.46"O	809	0,00
S2	Ponte do Arame	18°59'32,74" S	48°14'53.58"O	805	5,27
S3	Ribeirão Bom Jardim	18°59'33,60" S	48°14'52.68"O	794	8,73
S4	Ponte Clube Caça e Pesca	18°58'30,41" S	48°17'26.77"O	791	11,86
S5	Ponte Cidade Jardim	18°56'58,27" S	48°17'12.23"O	786	15,36
S6	Ponte Silvio Rugani	18°55'45,40" S	48°17'35.72"O	781	17,85
S7	Córrego São Pedro	18°55'45,41" S	48°17'35.75"O	781	17,85
S8	Ponte BR 365	18°54'37,03" S	48°18'21.61 "O	774	20,85

sendo: h = altitude (m), L = distância (m)



Figura 4.1 – Visão superficial da área de estudo para determinação dos coeficientes de oxigenação e desoxigenação (GOOGLE EARTH, 2012).

4.2 - As campanhas amostrais

As campanhas amostrais para obtenção dos dados de entrada para cálculo de k_1 e k_2 compreenderam o período de abril a outubro de 2012, sendo realizadas 4 campanhas mensais em diferentes datas, para obtenção das medidas de OD e temperatura. Com o intuito de facilitar a obtenção dos dados de entrada, todas as medidas geométricas, hidráulicas e amostragens de água foram realizadas sobre pontes nas áreas descritas na Tabela 4.1, exceto na Seção S3, cujo local era de fácil acesso e de baixa profundidade.

4.3 - Análise estatística

A avaliação das diferenças significativas em relação a estimativa mensal de k_1 e k_2 para as seções selecionadas, foi feita através de teste estatístico de Comparação entre Blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% em todas as seções de amostragem. Este teste, avaliou os resultados obtidos em função, da posição de amostragem ao longo da seção transversal e da influência sazonal da região.

4.4 - Características geométricas: profundidade e largura

A determinação das características geométricas do rio se deu no período de abril a outubro. A profundidade foi determinada através de método Batimétrico (FRASSON, 2013), nas 8 (oito) seções de estudo. Inicialmente, mediu-se a largura das seções transversais com a utilização, de uma trena ($\pm 1\text{ mm}$), posteriormente, utilizou-se uma régua gigante denominada “mira” ($\pm 1\text{ mm}$) para a obtenção dos valores de profundidade. A profundidade do canal foi medida em cotas de 2,5 metros de largura. Mediante os resultados obtidos, determinou-se o perfil da calha para cada seção de estudo.

4.5 - Vazão e velocidade

As medidas de velocidade e vazão foram obtidas através do método de integração do diagrama de velocidades, como sugerido por HARTER (2007). Em vários pontos da seção transversal, a velocidade da água foi estimada a 20% e 80% de profundidade, utilizando-se hidromolinete, modelo MLN-5, fabricado pela Hidrologia S.A (Figura 4.2), provido por uma hélice calibrada e display de contagem de rotações. Ao final do tempo de 20 segundos, um sinal sonoro foi ativado informando a quantidade de rotações para cada ponto. Para o cálculo da velocidade, utilizou-se a Equação 4.1.

$$v = ((0,258 * M) \div 20) + 0,022 \quad (4.1)$$

em que:

M : n° de voltas da hélice (rps);

v : velocidade (m/s);

20 : tempo de rotação da hélice (s).



Figura 4.2 - Hidromolinete modelo, MLN-5, fabricado pela Hidrologia S.A. (Hidrologia S.A)

4.6 – Declividade

A declividade local para cada seção foi determinada a partir do perfil longitudinal em função das distâncias horizontais, como sugerido por SPERLING (2007). Os valores de altitude locais e distâncias horizontais foram obtidos com a utilização de GPS Tomtom.

4.7 - Oxigênio dissolvido (OD) e Temperatura

As medidas de oxigênio dissolvido e temperatura necessárias para a estimativa de k_1 e k_2 , foram obtidas em campo, utilizando-se oxímetro modelo DO 5519, com precisão de $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ para temperatura e $\pm 0,1 \text{ mg/L}$ para Oxigênio Dissolvido. Para a obtenção das medidas, dividiu-se cada seção transversal entre 3 a 6 áreas de amostragens, dependendo da facilidade de coleta em cada trecho, obtendo-se as amostras na superfície líquida. Inicialmente, coletou-se em triplicata a massa líquida com auxílio de amostrador de fabricação própria (Figura 4.3). Mediante as amostragens, fez-se a homogeneização do becker utilizado para acondicionamento das amostras. Entornou-se com cuidado o líquido para evitar sua oxigenação e inseriu-se a sonda para obtenção dos teores de oxigênio e temperatura. Como medida preventiva para evitar alterações nos valores de temperatura em função do contato da superfície do solo com o becker, posicionou-se o mesmo sobre uma maleta utilizada para transporte de equipamentos. Após a obtenção dos valores de temperatura, agitou-se levemente o líquido a fim de eliminar possíveis bolhas decorrentes do processo de transferência. Aguardou-se a estabilização do aparelho entre 2 a 5 minutos, obtendo-se os valores locais de O_2 dissolvido.



Figura 4.3 - Amostrador de água (Instrumento técnico desenvolvido pelo próprio autor para o trabalho) (Foto do autor).

4.8 - DBO e DQO

As análises de DQO e DBO foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Federal de Uberlândia - UFU. A análise de DQO foi realizada de acordo com procedimento descrito no Kit AlfaParf. Importante frisar que esta análise foi realizada com o objetivo de minimizar possíveis erros quanto a diluição da amostra de água destinada a análise de DBO. O valor estimado para a DQO foi 30,00 mg/L.

A DBO remanescente foi estimada através do método de incubação a 20°C pelo período de 20 dias, segundo os procedimentos descritos na literatura (NBR 12614, 1992). A Figura 4.4 apresenta o comportamento dos valores de DBO observados ao longo de 20 dias. O valor encontrado para a DBO_{20} foi de 17,78 mg/L e a equação para a reta: $y = -0,0034x^2 + 0,6811x + 6,0218$

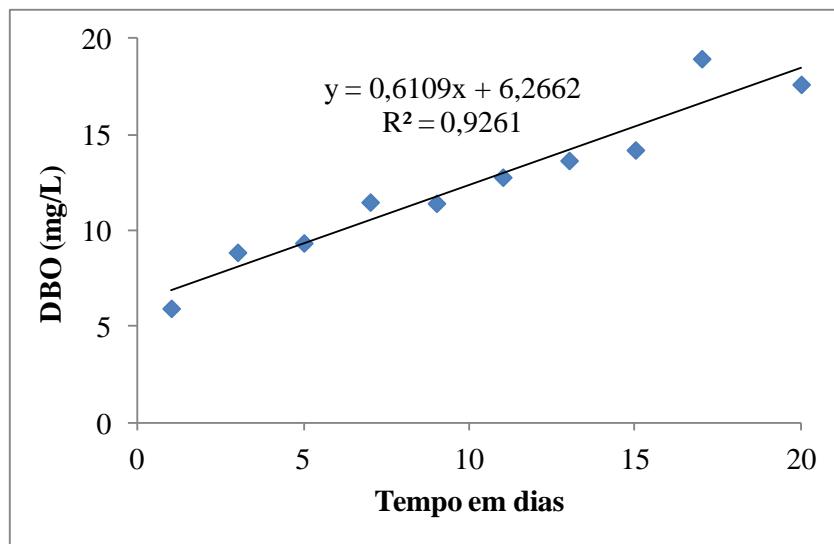


Figura 4.4 – DBO observada em função do tempo em dias, para o período de agosto de 2012.

4.9 - Modelagem Matemática

Os coeficientes de oxigenação ou reaeração superficial (k_2) foram estimados numa área total de 20,85 km², sendo a mesma subdividida em 6 seções: S1, S2, S4, S5, S6 e S8. As seções S1 e S2 encontram-se a montante da cidade de Uberlândia e as demais em perímetro urbano. Todos os trechos apresentaram características de preservação ambientais e hidrológicas diferentes, sendo observado o escoamento raso da lâmina nas seções S2 e S6, fator ocasionado pela declividade do terreno. Foram utilizadas as equações empíricas de

O'CONNOR e DOBBINS (1958), OWENS *et al.* (1964) e MELCHING e FLORES (1999). Cada equação foi empregada de acordo com as características hidrológicas de cada seção, respeitando suas devidas faixas de aplicabilidade. A Figura 4.5 indica a área superficial de estudo para determinação de k_2 .

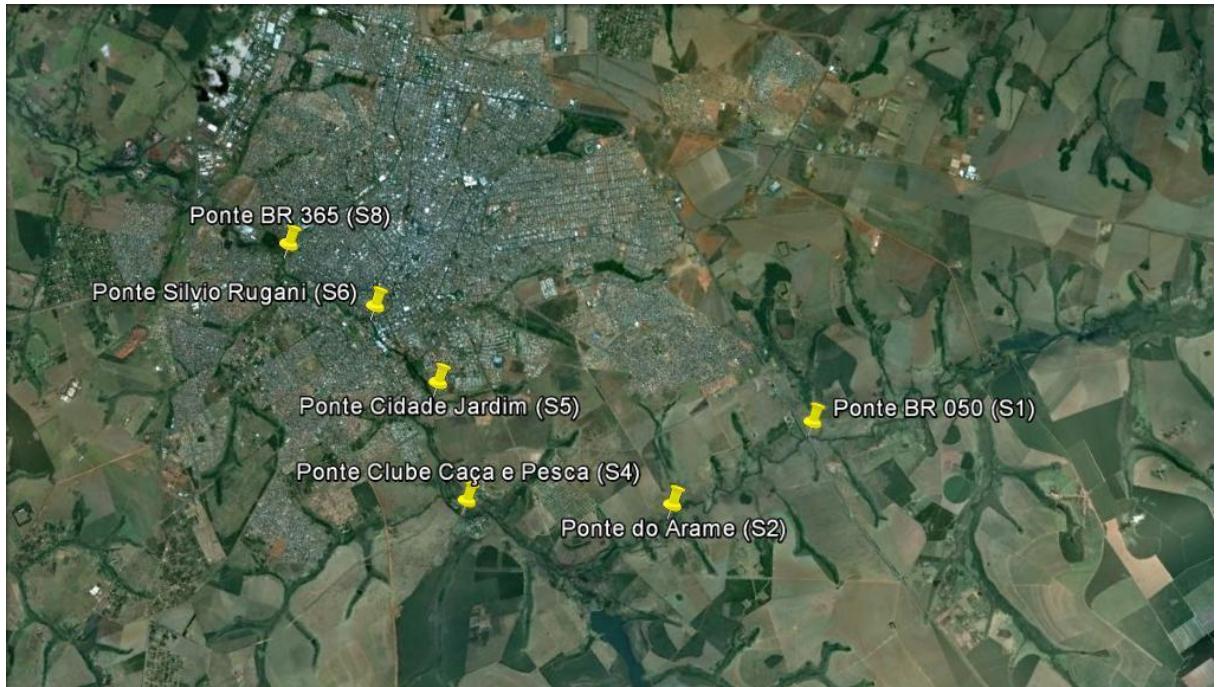


Figura 4.5 – Área superficial das seções de estudo para determinação de k_2 (GOOGLE EARTH, 2012).

Para o estudo da cinética de desoxigenação, utilizaram-se duas modelagens matemáticas: o modelo de STREETER e PHELPS (1925) e a determinação de k_1 através de balanço de massa, desconsiderando os processos de evaporação, infiltração e consumo de oxigênio dissolvido envolvido na respiração aeróbica.

O modelo de STREETER e PHELPS (1925) foi aplicado em um trecho urbano de 3000 metros, entre as Seções S6 e S8, considerando-se S7, como único lançamento pontual a jusante da Ponte Silvio Rugani. Para a determinação de k_1 através de balanço de massa, foram selecionadas quatro seções distintas ao longo da área de estudo, considerando $e1$, $e2$ e $e3$ como seções de entrada e $s1$ como saída de massa. A Seção $e1$ – Ponte BR 050 - encontra-se a montante do município e a Seção $e2$ - Ribeirão Bom Jardim - é um afluente urbano de importância no abastecimento público de água, cuja foz encontra-se à margem esquerda do rio em perímetro urbano. As Seções $e3$ e $s1$ representam, respectivamente, o Córrego São Pedro localizado à margem direita do rio e a Ponte da BR 365, ambas inseridas em regiões

urbanizadas, nas quais são verificadas sinais de poluição. As Figuras 4.6 a 4.8 representam respectivamente as áreas de estudo para as 2 metodologias propostas.



Figura 4.6 – Visão superficial da Seção 7 (Córrego São Pedro) utilizada na determinação de k_1 pela Equação de STREETER E PHELPS (1925) (GOOGLE EARTH, 2012).



Figura 4.7 – Visão superficial da Seção 8 – Ponte BR 365 – utilizada na determinação de k_1 pela Equação de STREETER e PHELPS (1925) (GOOGLE EARTH, 2012).

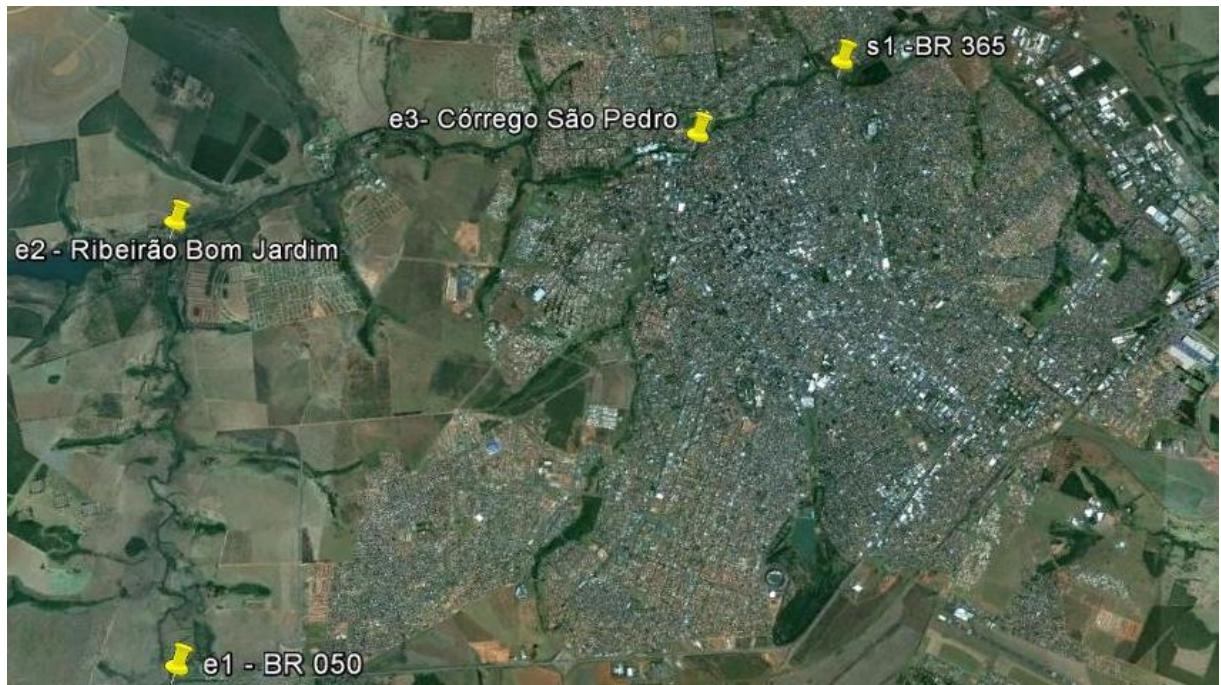


Figura 4.8 – Visão superficial das áreas de entrada de massa ($e1$, $e2$, $e3$) e saída de massa ($s1$) utilizadas na determinação de k_1 através do Balanço de Massa (GOOGLE EARTH, 2012).

CAPÍTULO 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

O capítulo 5 apresenta os resultados obtidos para os coeficientes de oxigenação (k_2) e desoxigenação (k_1) através das equações propostas no trecho selecionado.

5.1 - COEFICIENTE DE REAERAÇÃO (k_2)

A seguir serão descritos, os resultados obtidos para os coeficientes de reaeração utilizando as equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958), MELCHING e FLORES (1999) e OWENS *et al.* (1964). São apresentados valores médios de quatro campanhas mensais para oxigênio dissolvido e temperatura, como também, valores mensais do coeficiente de reaeração superficial, da profundidade, da velocidade média do curso d'água, da vazão, da declividade e variações percentuais para os valores estimados. São apresentados ainda, testes de variância para verificar a existência de diferenças significativas entre os pontos de amostragem ao longo da seção transversal, como a influência da variação sazonal.

5.1.1 - SEÇÃO 1 - PONTE BR 050

A seção 1 situa-se a montante do município de Uberlândia, localizando-se às margens da BR 050. Neste ponto, o rio não recebeu despejos de efluentes, apresentando uma água com bons parâmetros de qualidade, como mostra os estudos de HARTER (2007). Observou-se ainda a presença de pastagens com pequenas áreas de matas ciliares acima do local, profundidade elevada do leito e baixa velocidade do curso d'água. Para esta seção foram empregadas as Equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958) e MELCHING e FLORES (1999). As Figuras 5.1 e 5.2 apresentam, respectivamente, a seção de estudo e o perfil da seção transversal.



Figura 5.1 – Seção 01: Ponte da BR 050 (Foto do autor).

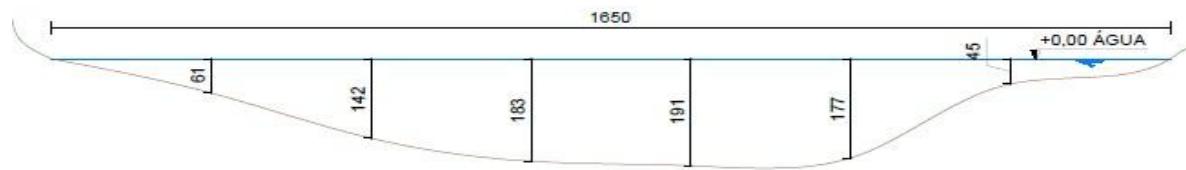


Figura 5.2 – Seção transversal da ponte BR 050 (Foto do autor)

Tabela 5.1 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia $^{-1}$)	OD (mg/L)	Meses
24,0	0,42	1,83	$1,07 \pm 0,06$	4,6	Abr/12
20,7	0,40	1,80	$1,00 \pm 0,06$	4,9	Mai/12
20,8	0,39	1,78	$1,00 \pm 0,06$	5,0	Jun/12
19,1	0,36	1,75	$0,95 \pm 0,06$	4,9	Jul/12
21,1	0,30	1,70	$0,94 \pm 0,05$	4,7	Ago/12
21,9	0,24	1,64	$0,91 \pm 0,06$	4,5	Set/12
25,4	0,25	1,66	$0,99 \pm 0,07$	4,3	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m),
OD: oxigênio dissolvido (mg/L)

Pelos resultados descritos na Tabela 5.1, observa-se que k_2 variou entre 1,07 a 0,99 dia⁻¹ e que há uma redução nos valores dos coeficientes com a diminuição da profundidade e velocidade d'água, fator relacionado com a estiagem da região. Com o aumento do período de seca, a velocidade do curso d'água em setembro/12 apresentou um decaimento de 42,85% em relação ao mês de abril/12, resultando no abaixamento de 14,95% dos valores de k_2 . Entretanto, com o início das chuvas no final do mês de outubro/12, o coeficiente de reaeração sofreu um aumento de 8,79% em relação ao mês de setembro. Nota-se que para os meses de maio e junho/12, a velocidade d'água manteve-se quase constante em função das precipitações na região (Tabela 3.1), o que influenciou nos resultados semelhantes para k_2 nestes meses. Observou-se ainda que, com o aumento da temperatura da água, os níveis de oxigênio dissolvido diminuíram gradativamente para os meses de julho a outubro de 2012.

A análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de estudo, revelou que existem diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragens A1, A2 e A3 ($p = 0,000004$) e para os meses de amostragem ($p = 0,000025$). Percebe-se pela Figura 5.3, a variação de k_2 em função da sazonalidade da região e que a área A2 apresentou os menores valores para k_2 em virtude da profundidade local.

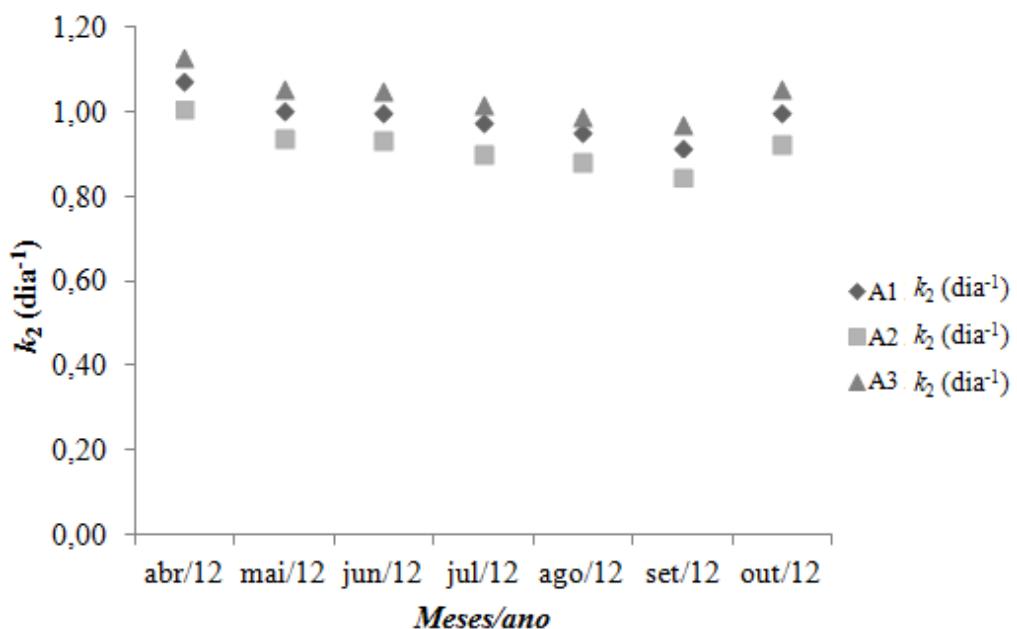


Figura 5.3 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

Realizando um comparativo entre os resultados de k_2 descritos nas Tabelas 5.1 e 5.2, observou-se um aumento significativo dos mesmos com base nas características hidrológicas de cada equação. Enquanto a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) utiliza apenas profundidade (m) e velocidade do curso d'água (m/s), a Equação de MELCHING e FLORES (1999) faz o uso da declividade (mm), da vazão (m^3/s) e da velocidade do curso d'água (m/s), tornando-se uma equação de maior complexidade. São encontradas diferenças percentuais de 111,21% para os meses de abril e 95,95% para os meses de outubro.

Tabela 5.2 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Melching e Flores (1999).

T (°C)	v (m/s)	i (m/km)	Q (m^3/s)	k_2 (dia^{-1})	OD (mg/L)	Meses
24,0	0,42	0,1	12,70	$2,27 \pm 0,05$	4,6	Abr/12
20,7	0,40	0,1	11,88	$2,06 \pm 0,05$	4,9	Mai/12
20,8	0,39	0,1	11,45	$2,04 \pm 0,04$	5,0	Jun/12
19,1	0,36	0,1	10,40	$1,95 \pm 0,05$	4,9	Jul/12
21,1	0,30	0,1	8,41	$1,87 \pm 0,03$	4,7	Ago/12
21,9	0,24	0,1	6,50	$1,76 \pm 0,05$	4,5	Set/12
25,4	0,25	0,1	6,84	$1,94 \pm 0,07$	4,3	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); i : declividade (m/km); Q : vazão (m^3/s); OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Nota-se que os coeficientes variaram de 2,27 a 1,94 dia^{-1} e que os meses de maio e junho apresentaram os mesmos valores. É observado ainda na Tabela 5.2, a relação direta dos valores de k_2 com a vazão local, como pode ser visto na Figura 5.4.

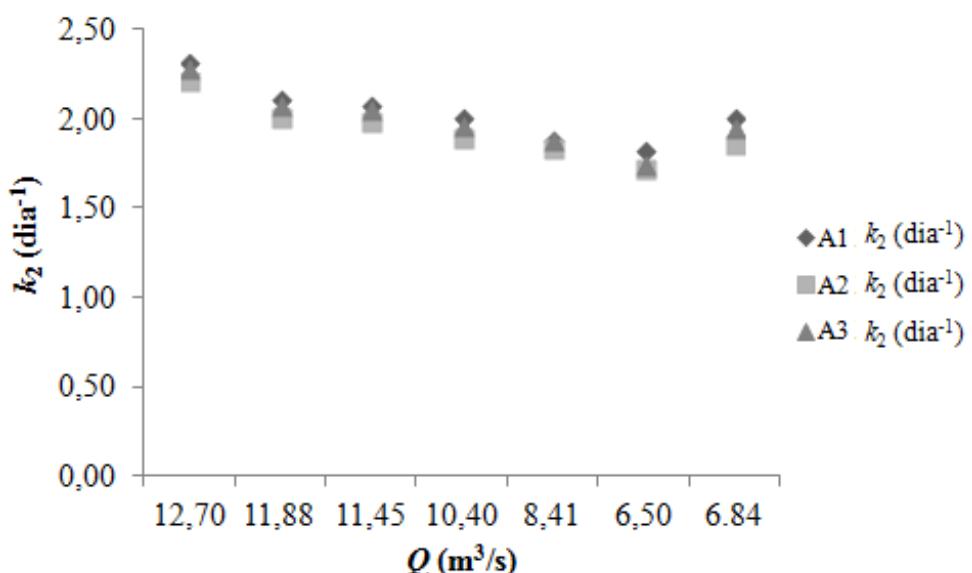


Figura 5.4 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 em função da vazão, no período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores (1999).

A análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de estudo, revelou que existem diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragens A1, A2 e A3 ($p = 0,000001$) e para os meses de amostragem ($p = 0,0$).

5.1.2 - SEÇÃO 2 – PONTE DO ARAME

A Seção 2 localiza-se a uma distância de 5,7 km da Seção 1. Neste trecho, observou-se forte turbulência d'água, escoamento raso da lâmina e matas ciliares a montante e jusante locais. A estimativa dos coeficientes de reaeração deu-se através das Equações de OWENS *et al.* (1964) e MELCHING e FLORES (1999). As Figuras 5.5 e 5.6 apresentam a seção de estudo e o perfil da seção transversal, respectivamente.



Figura 5.5 – Seção 2: Ponte do Arame (Foto do autor).

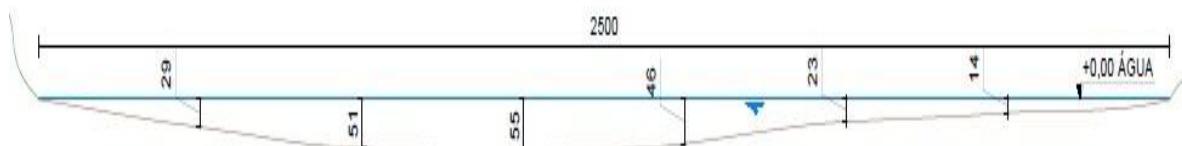


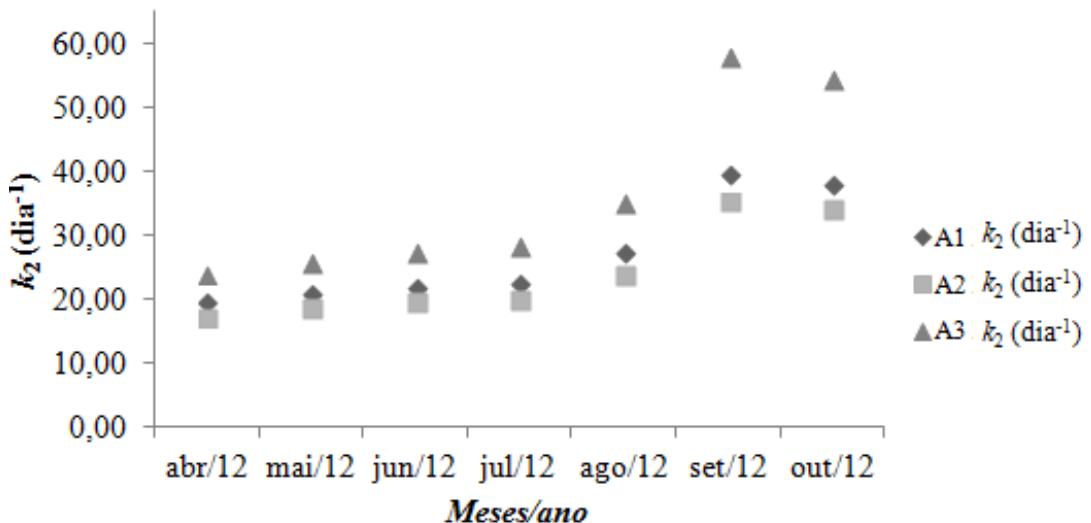
Figura 5.6 – Seção transversal da Ponte do Arame (Foto do autor).

Tabela 5.3 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Owens *et al.* (1964).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia $^{-1}$)	OD (mg/L)	Meses
23,8	0,96	0,50	20,17 ± 3,38	4,9	Abr/12
21,2	0,92	0,46	21,70 ± 3,61	5,0	Mai/12
20,7	0,89	0,44	22,79 ± 3,97	5,2	Jun/12
19,0	0,88	0,42	23,63 ± 4,32	5,2	Jul/12
20,6	0,84	0,38	28,77 ± 5,83	5,0	Ago/12
21,3	0,79	0,34	44,09 ± 12,03	4,9	Set/12
25,2	0,80	0,32	42,19 ± 10,75	4,4	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m), OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Na Tabela 5.3 observa-se valores de k_2 entre 20,17 a 42,19 dia $^{-1}$ e o aumento de 109,17% para os valores estimados durante os meses de campanha. Com a aproximação do período de estiagem, observou-se tanto a diminuição da velocidade d'água quanto da profundidade, o que contribuiu diretamente na elevação dos valores de k_2 . Neste trecho em estudo, notou-se grande turbulência de água, o que contribuiu para bons níveis de oxigênio. Embora a temperatura da água tenha apresentado algumas variações com a sazonalidade, o menor valor de OD foi registrado durante o mês de Outubro. Percebe-se pela Figura 5.7, que a área A3 apresentou os maiores valores para k_2 decorrentes da menor profundidade local.

**Figura 5.7** – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Owens *et al.* (1964).

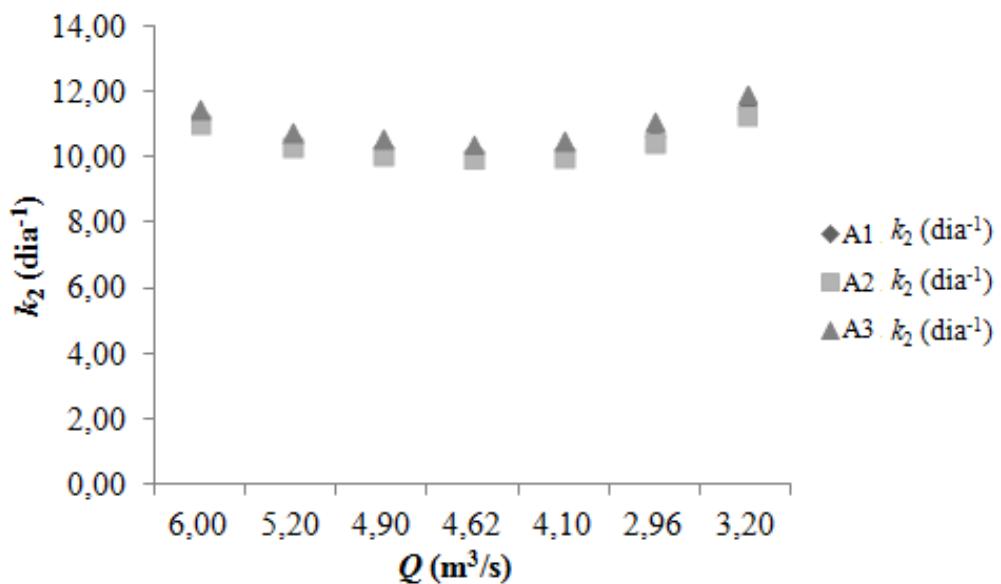
A análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de estudo revelou que existem diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragens A1, A2 e A3 ($p = 0,000130$) e entre os meses de amostragem ($p = 0,000007$).

Tabela 5.4 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Melching e Flores (1999).

T (°C)	v (m/s)	i (m/km)	Q (m ³ /s)	k_2 (dia ⁻¹)	OD (mg/L)	Meses
23,8	0,96	0,76	6,00	11,28 ± 0,23	4,9	Abr/12
21,2	0,92	0,76	5,20	10,53 ± 0,22	5,0	Mai/12
20,7	0,89	0,76	4,90	10,36 ± 0,22	5,2	Jun/12
19,0	0,88	0,76	4,62	10,21 ± 0,22	5,2	Jul/12
20,6	0,84	0,76	4,10	10,31 ± 0,24	5,0	Ago/12
21,3	0,79	0,76	3,40	10,77 ± 0,34	4,9	Set/12
25,2	0,80	0,76	3,20	11,59 ± 0,31	4,4	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); i : declividade (m/km); Q : vazão (m³/s); OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Como pode ser observado na Tabela 5.4, os coeficientes de reaeração variaram de 11,28 a 11,59 dia⁻¹ sofrendo reduções de 11,95% em seus valores entre os meses de abril a julho de 2012. Tal redução associou-se às características temporais da seção, como também, a aplicação da equação selecionada, visto que, para os meses seguintes houve um aumento de 16,11%. Observa-se ainda que a variação de temperatura da água influenciou nos resultados de OD para o mês de outubro. Na Figura 5.8, nota-se que houve uma relação direta dos coeficientes de reaeração com a vazão ao longo dos meses.

**Figura 5.8** – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 e A3 em função da vazão, no período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores (1999).

A análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de amostragens, revelou que existem diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragens A1, A2 e A3 ($p = 0,0$) e entre os meses de amostragem ($p = 0,0$).

5.1.3 - SEÇÃO 4 - PONTE CAÇA E PESCA

A jusante da Seção 2, a Ponte Caça e Pesca encontra-se localizada em perímetro urbano, cujas águas provavelmente já recebem algum tipo de efluentes sem tratamento. Para esta seção, observou-se a presença de pequenas áreas de matas ciliares a montante local, baixa velocidade d'água e profundidades elevadas, aplicando-se as Equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958) e MELCHING e FLORES (1999) para a obtenção dos coeficientes de reaeração superficial. As Figuras 5.9 e 5.10 apresentam, respectivamente, a seção de estudo e a área da seção transversal.



Figura 5.9 – Seção 04: Ponte Clube Caça e Pesca (Foto do autor).

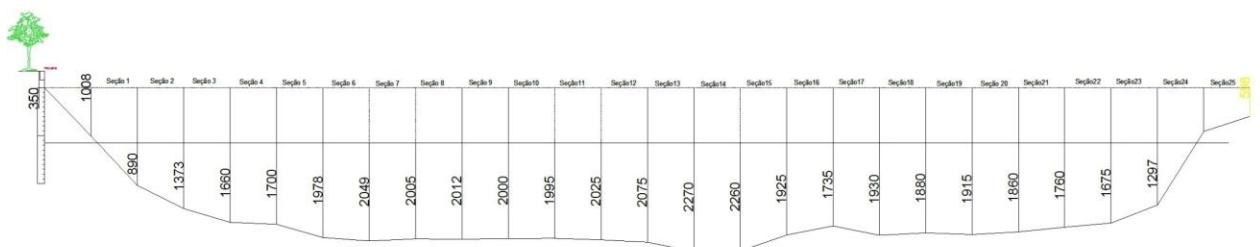


Figura 5.10 – Área da seção transversal do Clube Caça e Pesca (FRASSON, 2013).

Tabela 5.5 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia $^{-1}$)	OD (mg/L)	Meses
23,8	0,61	1,98	1,16 ± 0,23	4,0	Abr/12
21,5	0,57	1,96	1,09 ± 0,22	4,8	Mai/12
20,8	0,54	1,93	1,06 ± 0,22	5,0	Jun/12
19,2	0,51	1,90	1,02 ± 0,21	5,0	Jul/12
20,8	0,46	1,86	1,04 ± 0,22	4,7	Ago/12
22,4	0,40	1,79	1,07 ± 0,24	4,5	Set/12
26,6	0,41	1,81	1,17 ± 0,26	4,2	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m), OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Verifica-se na Tabela 5.5 que k_2 variou entre 1,16 a 1,17 dia $^{-1}$, apresentando um decréscimo de 12,06 % entre os meses de abril a julho de 2012. Percebeu-se a elevação dos coeficientes de reaeração com a diminuição do leito do rio entre os meses de agosto a outubro (Tabela 3.1). Nesta área observou-se as menores taxas de oxigênio dissolvido para os meses de abril e outubro, em consequência das maiores temperaturas registradas. É percebido ainda que, nesta seção a velocidade do curso d'água sofreu um decaimento de 32,78% para os meses de estudo.

Através da Figura 5.11, percebe-se que o perfil de comportamento de k_2 se assemelha a uma parábola, passando por um ponto de mínimo no período mais frio do ano. Além disso, a área A1 apresentou os maiores valores para k_2 , decorrentes da menor profundidade e as áreas A2 e A3 exibem valores próximos para k_2 .

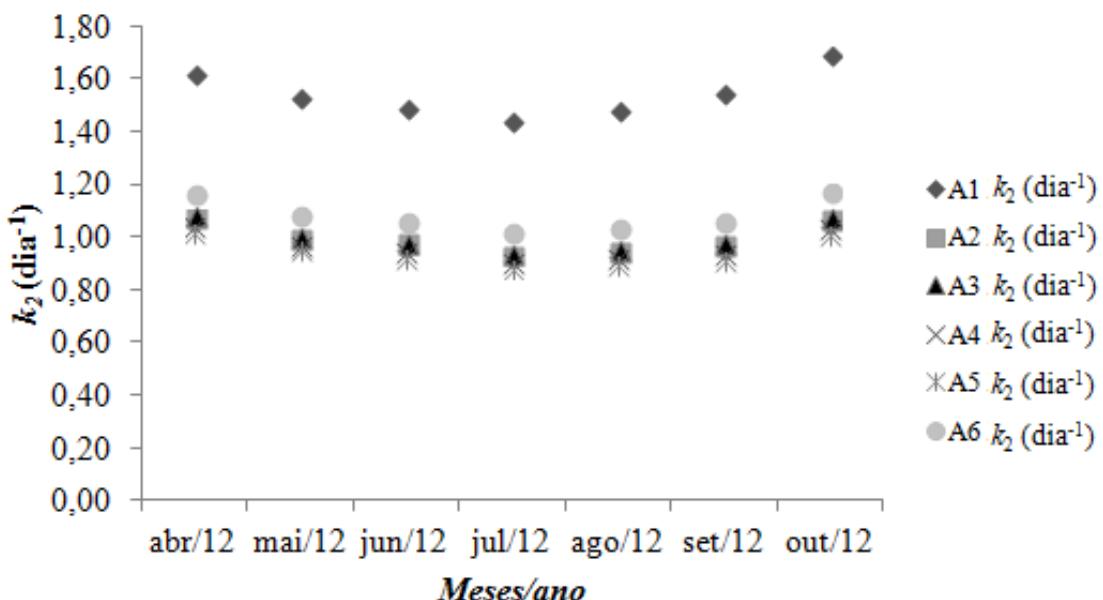


Figura 5.11 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 A3, A4, A5 e A6 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

Mediante os resultados obtidos, efetuou-se a análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de amostragens, através da qual verificou-se que existem diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragem A1, A2, A3, A4, A5, A6 ($p = 0,00$) e diferenças sazonais ($p = 0,00$).

Tabela 5.6 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Melching e Flores (1999).

T (°C)	v (m/s)	i (m/km)	Q (m ³ /s)	k_2 (dia ⁻¹)	OD (mg/L)	Meses
23,8	0,61	1,51	28,51	$10,26 \pm 0,17$	4,0	Abr/12
21,5	0,57	1,51	26,81	$9,48 \pm 0,16$	4,8	Mai/12
20,8	0,54	1,51	25,47	$9,15 \pm 0,15$	5,0	Jun/12
19,2	0,51	1,51	23,25	$8,79 \pm 0,15$	5,0	Jul/12
20,8	0,46	1,51	20,53	$8,63 \pm 0,15$	4,7	Ago/12
22,4	0,40	1,51	17,18	$8,53 \pm 0,15$	4,5	Set/12
26,6	0,41	1,51	17,81	$9,50 \pm 0,17$	4,2	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); i : declividade (m/km); Q : vazão (m³/s); OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Nota-se com os resultados da Tabela 5.6, que os valores de k_2 são proporcionais às características hidráulicas da seção. Entre os meses de abril a setembro, os coeficientes de reaeração variaram entre 10,26 dia⁻¹ e 8,53 dia⁻¹, sofrendo uma redução de 17,02% em seus valores, observando em outubro, um aumento de 11,37% com o início do período de chuvas na bacia. Observou-se ainda o decaimento de 37,53% nos valores de vazão para o período de abril a outubro de 2012. A Figura 5.12 apresenta a variação de k_2 em função da vazão.

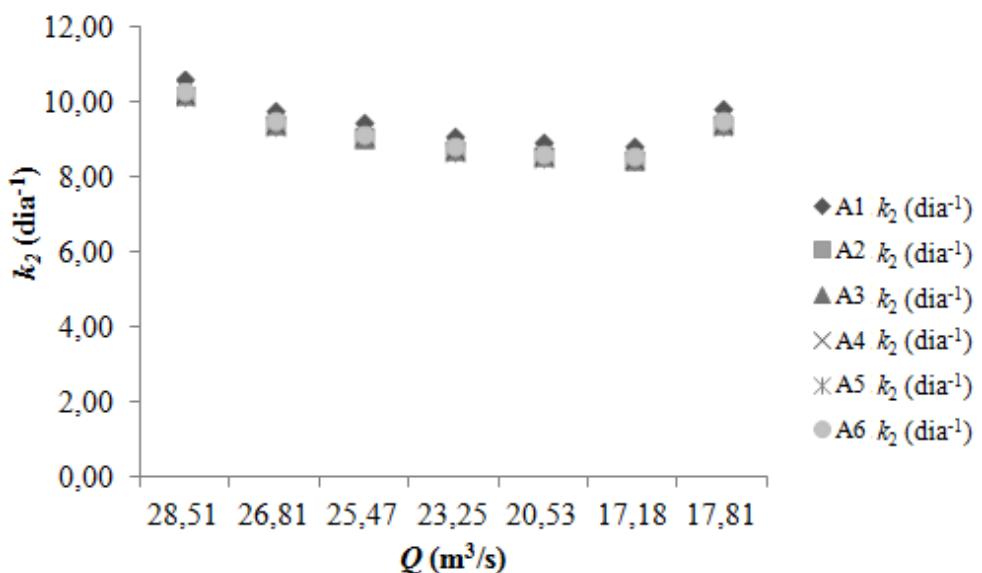


Figura 5.12 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 em função da vazão, no período de abril à outubro de 2012 utilizando a Equação de Melching e Flores (1999).

Mediante os resultados obtidos, efetuou-se a análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de estudo, através da qual verificou-se a existência de diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragem A1, A2, A3, A4, A5, A6 ($p = 0,00$) e diferenças sazonais ($p = 0,00$).

5.1.4 - SEÇÃO 5 – PONTE CIDADE JARDIM

A Seção 5 está localizada em uma área que apresenta sinais antrópicos de poluição, construções civis ao longo das margens e pequenas quantidades de matas ciliares a montante, observando-se para este local, baixa velocidade do curso d'água e profundidade elevada do leito. Para a determinação dos coeficientes de reaeração, utilizou-se as Equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958) e MELCHING e FLORES (1999). As Figuras 5.13 e 5.14 apresentam a seção de estudo e o perfil da seção transversal, respectivamente.



Figura 5.13 – Seção 5: Ponte Cidade Jardim (Foto do autor).

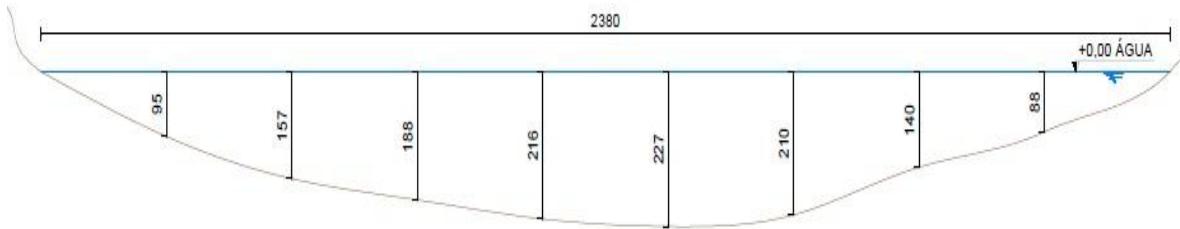


Figura 5.14 – Seção transversal da Ponte Cidade Jardim (Foto do autor).

Tabela 5.7 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia $^{-1}$)	OD (mg/L)	Meses
23,9	0,34	1,89	$0,97 \pm 0,30$	4,0	Abr/12
21,9	0,31	1,85	$0,92 \pm 0,29$	5,0	Mai/12
20,8	0,30	1,83	$0,89 \pm 0,28$	5,0	Jun/12
19,3	0,27	1,81	$0,85 \pm 0,27$	4,8	Jul/12
20,3	0,24	1,76	$0,83 \pm 0,28$	4,5	Ago/12
22,5	0,18	1,69	$0,83 \pm 0,29$	4,2	Set/12
25,8	0,20	1,71	$0,92 \pm 0,32$	4,1	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m), OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Na Tabela 5.7 observa-se que os valores de k_2 variaram entre 0,97 a 0,92 dia $^{-1}$. Os coeficientes sofreram reduções de 14,43% entre os meses de abril a setembro de 2012 e aumento de 10,84% para o mês de outubro. Nesta seção, observou-se que os valores de oxigênio dissolvido decresceram a partir do mês de julho em função das variações da temperatura e que a velocidade do curso, sofreu redução de 41,17% no decorrer dos meses.

A análise estatística de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0% ($\alpha = 0,05$) entre as áreas de estudo, revelou que existem diferenças significativas entre os valores de k_2 para as posições de amostragem A1, A2, A3, A4, A5 e A6 ($p = 0,00$) e entre os meses de amostragem ($p = 0,00$). Percebe-se pela Figura 5.15, que as áreas A1 e A6 apresentaram os maiores valores para k_2 em função de serem áreas próximas às margens.

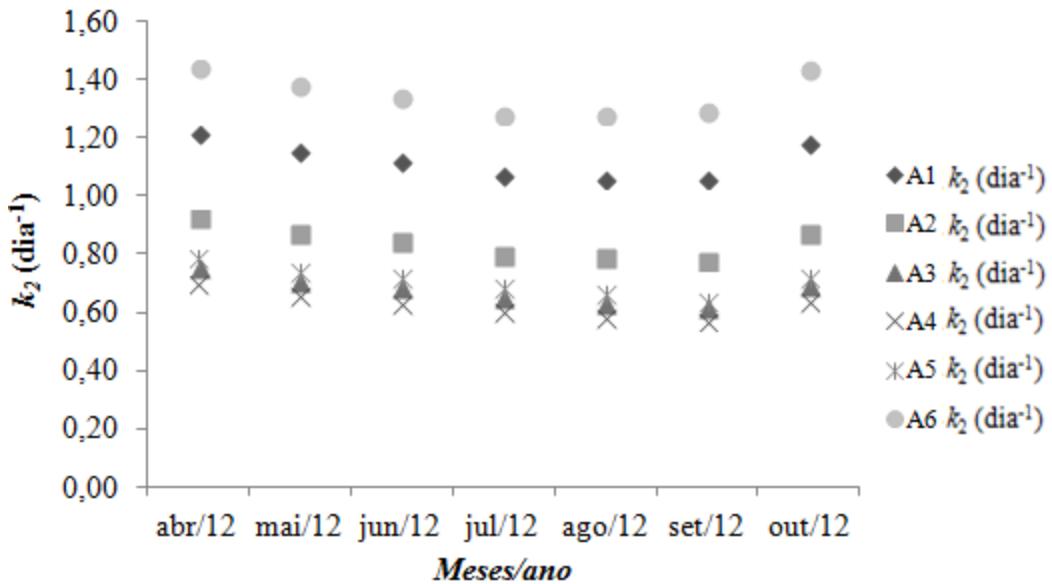


Figura 5.15 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 A3, A4, A5 e A6 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

Tabela 5.8 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Melching e Flores (1999).

T (°C)	v (m/s)	i (m/km)	Q (m ³ /s)	k_2 (dia ⁻¹)	OD (mg/L)	Meses
23,9	0,34	1,49	15,42	8,24 ± 0,22	4,0	Abr/12
21,9	0,31	1,49	13,76	7,65 ± 0,21	5,0	Mai/12
20,8	0,30	1,49	13,17	7,33 ± 0,20	5,0	Jun/12
19,3	0,27	1,49	11,73	7,02 ± 0,27	4,8	Jul/12
20,3	0,24	1,49	10,13	6,77 ± 0,24	4,5	Ago/12
22,5	0,18	1,49	7,30	6,35 ± 0,18	4,2	Set/12
25,8	0,20	1,49	8,20	7,06 ± 0,28	4,1	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); i : declividade (m/km); Q : vazão (m³/s); OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Como pode ser observado na Tabela 5.8, os coeficientes de reaeração variaram de 8,24 a 7,06 dia⁻¹ sofrendo reduções de 14,32% com o período de estiagem. Ao final do mês de outubro, nota-se a elevação de 12,32% para os valores de k_2 em relação ao mês de setembro, fator ocasionado pelo aumento da velocidade e vazão com o início das precipitações na região da bacia. Nota-se ainda o decaimento de 46,82% na vazão local. A Figura 5.16 apresenta a variação de k_2 em função da vazão, através da qual percebe-se que a área A6 apresentou os maiores valores para k_2 .

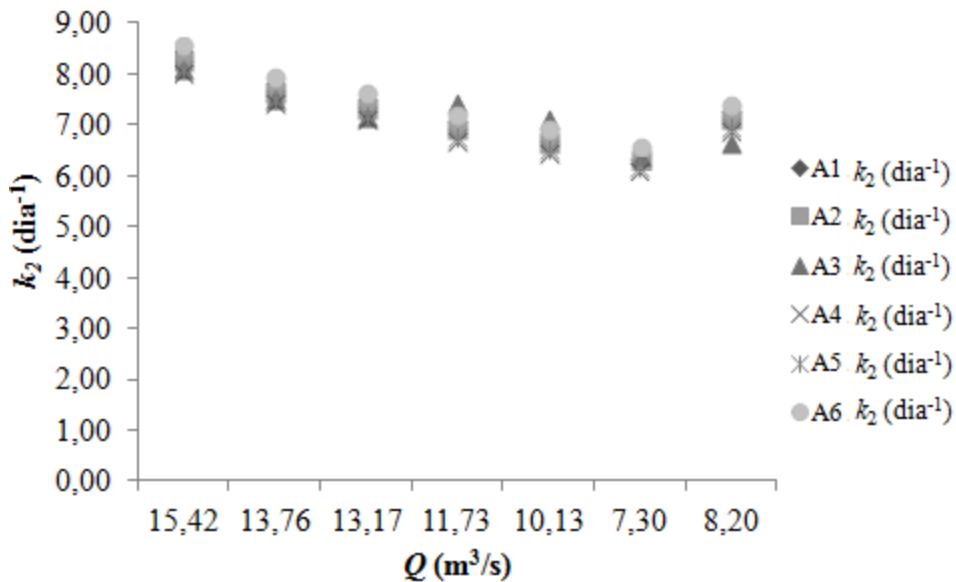


Figura 5.16 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 em função da vazão, no período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores (1999).

Através do teste estatístico de comparação de blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95%, verificou-se que existem diferenças significativas entre as posições de amostragem A1, A2, A3, A4, A5 e A6 ($p = 0,00002$) e diferença sazonal ($p = 0,00$).

5.1.5 - SEÇÃO 6 – PONTE SILVIO RUGANI

Na Seção 6 foram empregadas 3 equações para predizer k_2 . Para cada área de amostragem percebeu-se a influência das características hidrológicas para a utilização das Equações de OWENS *et al.* (1964), O'CONNOR e DOBBINS (1958) e MELCHING e FLORES (1999). Observou-se que, para as áreas A1, A2 e A3 há grande presença de turbulência e escoamento raso da lámina d'água. Para as áreas A4, A5 e A6, notou-se o aumento das medidas de profundidade e temperaturas locais, ocasionado pela entrada de correntes do Córrego São Pedro. A seguir serão discutidos os resultados obtidos individualmente para cada metodologia utilizada. As Figuras 5.17 e 5.18 apresentam a seção de estudo e o perfil da seção transversal respectivamente.



Figura 5.17 – Seção 6: Ponte Silvio Rugani (Foto do autor).

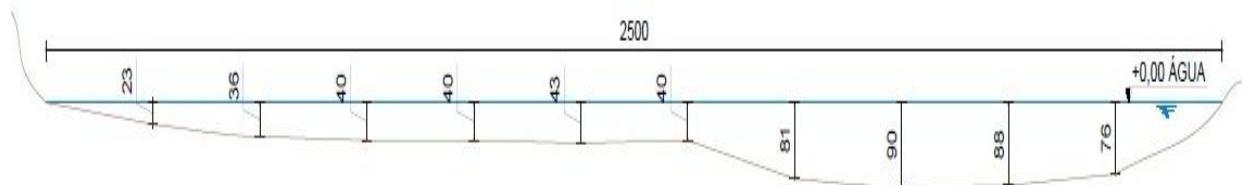


Figura 5.18 – Seção transversal da Ponte Silvio Rugani (Foto do autor).

Tabela 5.9 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de Owens *et al.* (1964).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia $^{-1}$)	OD (mg/L)	Meses
24,0	0,70	0,39	$25,77 \pm 4,31$	4,2	Abr/12
21,6	0,68	0,35	$29,14 \pm 5,43$	4,5	Mai/12
21,5	0,66	0,33	$31,77 \pm 6,28$	4,4	Jun/12
20,2	0,63	0,30	$34,95 \pm 3,29$	4,4	Jul/12
21,0	0,61	0,26	$45,21 \pm 4,92$	4,2	Ago/12
22,8	0,56	0,22	$60,33 \pm 7,76$	4,0	Set/12
26,9	0,58	0,24	$58,14 \pm 6,85$	4,1	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m), OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Como pode ser observado na Tabela 5.9, os coeficientes variaram entre 25,77 a 58,14 dia⁻¹. Com a redução da profundidade e velocidade d'água, nota-se a elevação dos valores de k_2 em 115,61% para o período de abril a setembro. Para o mês de outubro, k_2 sofreu um decréscimo de 3,63% em vista da ocorrência de precipitações na região da bacia. Percebeu-se ainda, a redução de 17,14% na velocidade do curso d'água e a média de oxigênio dissolvido neste período foi de 4,2 mg/L. A análise estatística de comparação de blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95%, revelou que existem diferenças significativas para as áreas de amostragens A1, A2 e A3 ($p = 0,00001$) e para a variação sazonal ($p = 0,0$). A Figura 5.19 apresenta a variação sazonal em função das posições de amostragem.

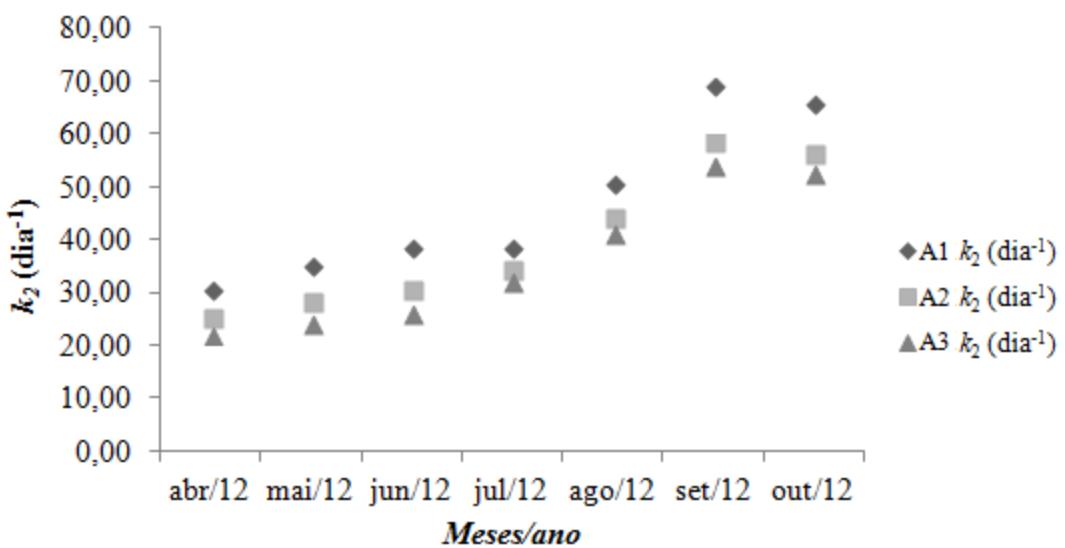


Figura 5.19 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2 A3 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de Owens *et al.* (1964).

Tabela 5.10 - Valores médios de k_2 estimados pela Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia ⁻¹)	OD (mg/L)	Meses
24,0	0,70	0,86	$4,30 \pm 0,16$	4,2	Abr/12
21,6	0,68	0,82	$4,29 \pm 0,38$	4,5	Mai/12
21,5	0,66	0,77	$4,49 \pm 0,77$	4,4	Jun/12
20,2	0,63	0,72	$4,57 \pm 0,92$	4,4	Jul/12
21,0	0,61	0,68	$4,88 \pm 1,07$	4,2	Ago/12
22,8	0,56	0,64	$5,35 \pm 1,29$	4,0	Set/12
26,9	0,58	0,65	$5,83 \pm 1,06$	4,1	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m), OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Na Tabela 5.10 verifica-se os valores de k_2 em relação à profundidade e velocidade d'água. Nota-se que os coeficientes de reaeração variaram entre 4,30 a 5,83 dia⁻¹,

representando um aumento de 25,11% no decorrer dos meses. A Figura 5.20 apresenta a variação sazonal para k_2 nas posições de amostragens A4, A5 e A6.

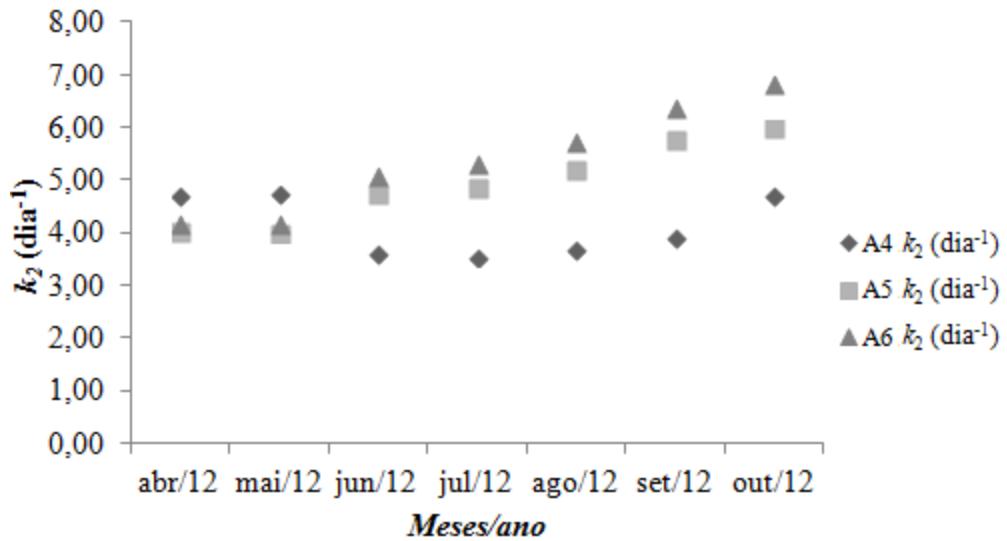


Figura 5.20 - Valores de k_2 nas posições de amostragens A4, A5 A6 para o período de abril à outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

Mediante os resultados encontrados pela Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958), verificou-se através da análise estatística de comparação de blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95%, a existência de diferenças significativas entre as posições de amostragens A4, A5 e A6 ($p = 0,015874$), porém, não houve diferenças significativas entre os meses de amostragens ($p = 0,122122$).

Tabela 5.11- Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de Melching e Flores (1999).

T (°C)	v (m/s)	i (m/km)	Q (m ³ /s)	k_2 (dia ⁻¹)	OD (mg/L)	Meses
24,0	0,70	1,56	11,03	12,80 ± 0,75	4,2	Abr/12
21,6	0,68	1,56	10,00	12,08 ± 0,76	4,5	Mai/12
21,5	0,66	1,56	8,84	12,01 ± 0,75	4,4	Jun/12
20,2	0,63	1,56	7,95	11,55 ± 0,74	4,4	Jul/12
21,0	0,61	1,56	7,00	11,79 ± 0,83	4,2	Ago/12
22,8	0,56	1,56	5,78	12,08 ± 0,95	4,0	Set/12
26,9	0,58	1,56	8,52	13,41 ± 0,98	4,1	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); i : declividade (m/km); Q : vazão (m³/s); OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Através da Tabela 5.11 percebe-se que os coeficientes de reaeração variaram de 12,80 a 13,41 dia⁻¹, representando um aumento de 4,76% em seus valores para o período de estudo. Observa-se que para os meses de maio e setembro, k_2 apresentou os mesmos resultados com vazões distintas. Nota-se ainda que os coeficientes decresceram entre o

período de abril a julho, ocorrendo a elevação de seus valores, a partir do mês de agosto. A Figura 5.21 apresenta a variação sazonal de k_2 em função da vazão.

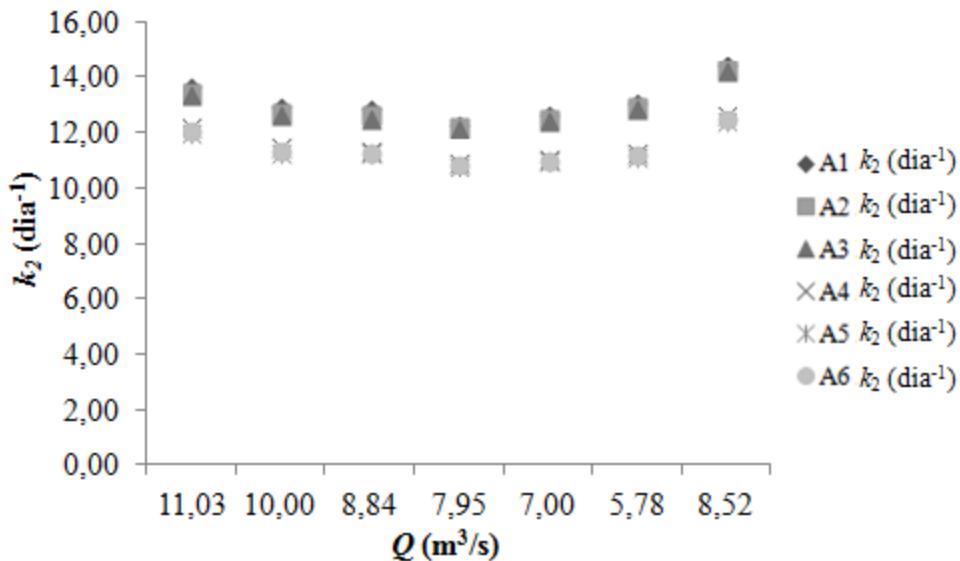


Figura 5.21 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 em função da vazão, para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de MELCHING e FLORES (1999).

Mediante os resultados estimados pela equação de MELCHING e FLORES (1999), verificou-se através da análise estatística de comparação de blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95%, a existência de diferenças significativas entre as posições de amostragens A1, A2, A3, A4, A5 e A6 ($p = 0,0$) e diferenças significativas entre os meses de amostragens ($p = 0,0$).

5.1.6 - SEÇÃO 8 – PONTE BR 365

A Seção 8 localiza-se em uma área que apresenta sinais de poluição urbana e construções civis próximas as margens, observando-se para esta seção, baixa velocidade do curso d'água e profundidade elevada. Para a determinação dos coeficientes de reaeração, utilizou-se as Equações de O'CONNOR e DOBBINS (1958) e MELCHING e FLORES (1999). As figuras 5.22 e 5.23 apresentam a seção de estudo e a seção transversal do rio, respectivamente.



Figura 5.22 – Seção 08: Ponte BR 365 (Foto do autor).

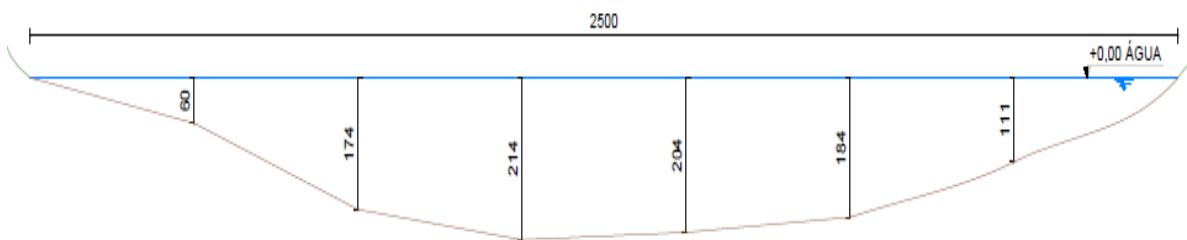


Figura 5.23 – Seção transversal da Ponte BR 365 (Foto do autor).

Tabela 5.12- Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

T (°C)	v (m/s)	H (m)	k_2 (dia $^{-1}$)	OD (mg/L)	Meses
23,7	0,48	1,92	$1,07 \pm 0,15$	4,4	Abr/12
21,8	0,44	1,87	$1,02 \pm 0,15$	4,7	Mai/12
20,9	0,42	1,85	$0,99 \pm 0,14$	5,1	Jun/12
20,6	0,38	1,83	$0,95 \pm 0,14$	5,0	Jul/12
21,2	0,35	1,80	$0,95 \pm 0,14$	4,6	Ago/12
23,1	0,29	1,70	$0,98 \pm 0,13$	4,1	Set/12
26,2	0,31	1,72	$1,07 \pm 0,15$	4,0	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); H : altura da lâmina d'água (m), OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

A análise da Tabela 5.12 indica a variação de k_2 entre 1,07 a 0,98 dia⁻¹ para o período de abril a setembro, elevando-se para 1,07 dia⁻¹ em outubro. Para o período de abril a agosto observou-se a redução de 11,21% em seus valores, em função das mudanças temporais na seção. A velocidade d'água decresceu 35,41% entre os meses de abril a outubro, observando-se ainda decréscimo de 10,41% para a profundidade média do canal. Os níveis de oxigênio dissolvido decresceram com aumento da temperatura a partir do mês de julho, observando-se uma acentuada queda para os meses de setembro e outubro.

O teste estatístico de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95%, revelou que existem diferenças significativas entre as posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 ($p = 0,00$) e diferença significativa entre os meses de amostragem ($p = 0,00$). Percebe-se pela Figura 5.24 que as áreas A1 e A4 apresentaram os maiores valores para k_2 , em função de serem áreas próximas às margens.

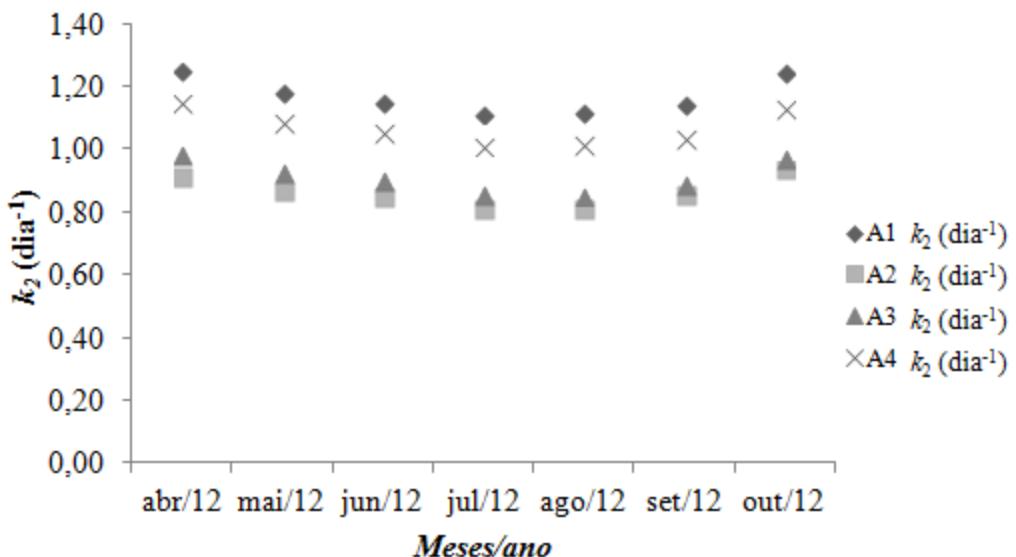


Figura 5.24 – Valores de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de O'Connor e Dobbins (1958).

Tabela 5.13 - Valores médios de k_2 encontrados pela Equação de Melching e Flores (1999).

T (°C)	v (m/s)	i (m/km)	Q (m ³ /s)	k_2 (dia ⁻¹)	OD (mg/L)	Meses
23,7	0,48	1,67	14,74	$10,24 \pm 0,13$	4,4	Abr/12
21,8	0,44	1,67	13,16	$9,49 \pm 0,12$	4,7	Mai/12
20,9	0,42	1,67	12,43	$9,13 \pm 0,12$	5,1	Jun/12
20,6	0,38	1,67	11,12	$8,71 \pm 0,12$	5,0	Jul/12
21,2	0,35	1,67	10,08	$8,60 \pm 0,12$	4,6	Ago/12
23,1	0,29	1,67	7,88	$8,42 \pm 0,10$	4,1	Set/12
26,1	0,31	1,67	8,53	$9,28 \pm 0,11$	4,0	Out/12

T : temperatura; v : velocidade do curso d'água (m/s); i : declividade (m/km); Q : vazão (m³/s); OD : oxigênio dissolvido (mg/L).

Observando-se a Tabela 5.13, percebe-se que os coeficientes de reaeração variaram de 10,24 a 8,42 dia⁻¹ apresentando um decaimento de 17,69% entre os meses de abril a setembro. Com o início do período de chuvas ao final do mês de outubro, observou-se o aumento de 10,21% para os valores de k_2 em relação ao mês de setembro e decaimento de 42,13% para a vazão local entre abril a outubro. Notou-se ainda, certa tendência para os valores de k_2 em função da velocidade e vazão. A Figura 5.25 apresenta a variação de k_2 em função da vazão.

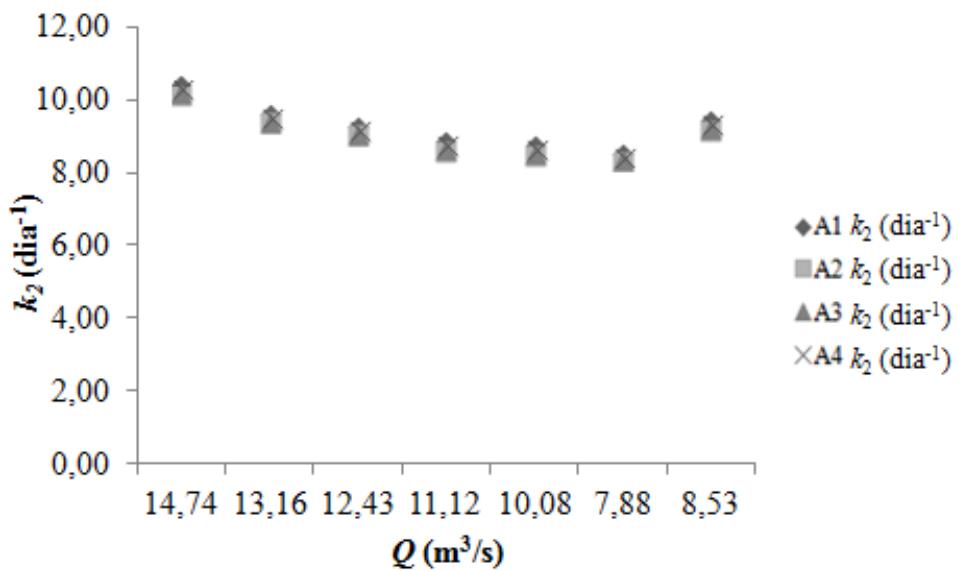


Figura 5.25 – Valores médios de k_2 nas posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 em função da vazão, para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Melching e Flores (1999).

5.2 - ANÁLISE DE VARIAÇÃO PERCENTUAL

Com o intuito de verificar a variação percentual para os valores médios estimados em cada equação, compararam-se os resultados obtidos com valores advindos das equações utilizadas, seguindo o procedimento descrito por FORMENTINI (2010). A Equação 5.1 descreve a variação percentual. Os resultados comparativos para a média de cada seção são apresentados na Tabela 5.14.

$$Variação(%) = ((k_2 \text{ previsto} - k_2 \text{ observado}) \div (k_2 \text{ observado}) * 100) \quad (5.1)$$

Tabela 5.14 – Variação percentual dos valores médios observados em função dos valores preditos.

	k_2		k_2		k_2		
Seção	O'Connor e Dobbins (1958)	Variação %	Owens <i>et al.</i> (1964)	Variação %	Melching e Flores (1999)	Variação %	Período
S1	1,07	-6,54	2,27	1,32	Abr/12
	1,00	0,00	2,06	11,65	Mai/12
	1,00	0,00	2,04	12,74	Jun/12
	0,95	5,26	1,95	15,21	Jul/12
	0,94	-4,25	1,87	-25,13	Ago/12
	0,91	1,09	1,76	-9,09	Set/12
	0,99	-9,09	1,94	-17,52	Out/12
	20,17	33,37	11,28	-1,60	Abr/12
S2	21,70	23,96	10,53	5,41	Mai/12
	22,79	18,03	10,36	5,11	Jun/12
	23,63	13,84	10,21	8,72	Jul/12
	28,77	-13,45	10,31	7,66	Ago/12
	44,09	-43,52	10,77	3,06	Set/12
	42,19	-40,98	11,59	-4,23	Out/12
	1,16	-5,17	10,26	-23,00	Abr/12
	1,09	0,92	9,48	-16,67	Mai/12
S4	1,06	-5,66	9,15	-13,66	Jun/12
	1,02	-1,96	8,79	-10,13	Jul/12
	1,04	-3,85	8,63	-8,46	Ago/12
	1,07	-6,54	8,53	-7,39	Set/12
	1,17	-14,53	9,50	-16,84	Out/12
	0,97	-7,21	8,24	-4,12	Abr/12
	0,92	-2,17	7,65	3,26	Mai/12
	0,89	1,12	7,33	7,77	Jun/12
S5	0,85	5,88	7,02	12,53	Jul/12
	0,83	8,43	6,77	16,69	Ago/12
	0,83	32,53	6,35	-22,83	Set/12
	0,92	19,56	7,06	-30,59	Out/12
	4,30	6,97	25,77	-11,91	12,80	-21,09	Abr/12
	4,29	7,22	29,14	-22,10	12,08	-16,39	Mai/12
	4,49	2,44	31,77	-35,47	12,01	-16,65	Jun/12
	4,57	0,65	34,95	-41,34	11,55	-31,60	Jul/12
S6	4,88	35,24	45,21	-54,65	11,79	-26,20	Ago/12
	5,35	23,36	60,33	8,40	12,08	-27,98	Set/12
	5,83	13,20	58,14	12,48	13,41	-41,08	Out/12
	1,07	-6,54	10,24	-22,85	Abr/12
	1,02	-1,96	9,49	-16,75	Mai/12
	0,99	1,01	9,13	-13,47	Jun/12
	0,95	5,26	8,71	-9,29	Jul/12
	0,95	-5,26	8,60	-8,13	Ago/12
S8	0,98	2,04	8,42	-6,17	Set/12
	1,07	-6,54	9,28	-14,80	Out/12

Para a Seção 1, observa-se que O'CONNOR e DOBBINS (1958) apresentou as maiores variações percentuais para os meses de abril (-6,54%) e outubro (-9,09%) e MELCHING e FLORES (1999), para os meses de agosto (-25,13%) e outubro (-17,52%). Por se tratar de uma seção que apresenta elevada profundidade e baixa velocidade d'água, a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) comportou-se melhor as características hidrológicas da seção.

Comparando-se as equações utilizadas na Seção 2, percebe-se que OWENS *et al.* (1964) apresenta variações entre -40,98% a 33,37%, já MELCHING e FLORES (1999) mostra variações entre -4,23% a 8,72%. Referenciado nos trabalhos de SPERLING (2007) e FORMENTINI (2010), nessa área de estudo, a Equação de OWENS *et al.* (1964) não mostrou-se satisfatória para as características hidrológicas, em função do escoamento raso na seção.

Na Seção 4 nota-se que as maiores variações para O'CONNOR e DOBBINS (1958), ocorreram entre os meses de setembro (-6,54%) e outubro (-14,53%). Para MELCHING e FLORES (1999), percebe-se nos meses de abril, maio e outubro variações de -23,0%, -16,67% e -16,84%, respectivamente. Considerada uma seção que apresenta elevada profundidade e baixa velocidade d'água, a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) ajustou-se melhor as características hidrológicas.

Os resultados para a Seção 5, expressam as maiores variações percentuais para O'CONNOR e DOBBINS (1958) e MELCHING e FLORES (1999), entre os meses setembro e outubro (32,53% e 19,56%) e (-22,83% e -30,59%). Sendo uma seção com elevada profundidade e baixa velocidade d'água, percebe-se que a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) apresentou melhor concordância entre os valores estimados e previstos.

Para a Seção 6 a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) exibe as maiores variações percentuais entre os meses de agosto e setembro (35,24% e 23,36%). Para OWENS *et al.* (1964) as maiores variações são registradas em julho e agosto (-41,34% e 54,65%), MELCHING e FLORES (1999), nos meses de julho e outubro (-31,60% e 41,08%). Mediante o enfoque comparativo, percebe-se que todas as equações apresentaram valores próximos a literatura consultada (SPERLING, 2007). No entanto, por se tratar de uma seção que apresenta escoamento raso no centro e margem esquerda, com entrada de correntes à margem direita (Córrego São Pedro), nota-se que a Equação de MELCHING e FLORES (1999), ajusta-se melhor às características hidrológicas da seção, como sugerido nos trabalhos de SPERLING (2007) e FORMENTINI (2010).

Na Seção 8 verifica-se que a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) apresentou as maiores variações para os meses de abril e outubro (-6,54%) e agosto (-5,26%). Para a Equação de MELCHING e FLORES (1999) nota-se que as maiores variações ocorreram entre os meses de abril e maio (-22,85% e -16,75%). Adotando-se o mesmo enfoque comparativo realizado nas seções S1, S4 e S5, a Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) ajustou-se melhor as características hidrológicas da seção, em função da profundidade elevada e baixa velocidade d'água, o que condiz com os valores descritos na literatura (SPERLING, 2007).

Através da Tabela 5.14, observa-se também o perfil de comportamento dos coeficientes de reaeração ao longo do trecho de estudo. Nota-se que há uma forte relação dos coeficientes com as características geométricas do rio e velocidade, como descrito anteriormente no início deste capítulo. As Seções S1, S4, S5, S8 apresentaram as menores taxas de reaeração em função da baixa velocidade e elevada profundidade do leito, sendo consideradas seções lênticas. No entanto, as Seções S2 e S6 apresentaram elevada taxa de reaeração, caracterizando-se como seções lóticas.

5.3 - COEFICIENTE DE DESOXIGENAÇÃO (k_1)

5.3.1 - Determinação dos coeficientes de desoxigenação utilizando a Equação de STREETER e PHELPS (1925).

Os coeficientes de desoxigenação determinados através da Equação de STREETER e PHELPS (1925), foram obtidos em um trecho de 3000 metros, entre as Seções 06 e 08, entre o período de abril a outubro de 2012, conforme representa a Figura 5.26. A Seção 07 – Córrego São Pedro – foi caracterizada como uma fonte poluidora, apresentando valores médios de oxigênio dissolvido (OD) entre 3,0 a 4,1 mg/L, grande quantidade de matéria orgânica suspensa e temperaturas que variaram entre 23,5 à 26,8°C. Obteve-se o déficit inicial (D_a) de OD nesta seção logo após a mistura das massas líquidas do Córrego São Pedro e a jusante da Ponte Silvio Rugani (S6).

Na Seção 08 - Ponte BR 365 – foram obtidos os valores médios para o cálculo de k_1 , déficit de oxigênio final (D_t), DBO remanescente (L_a) e t (tempo de percurso em dias). Em função das condições de preservação do Córrego São Pedro, utilizou-se o valor da DBO duplicada para a estimativa de k_1 . Os coeficientes de reaeração superficial (k_2) utilizados no

ajuste da Equação de STREETER e PHELPS (1925), foram obtidos a partir dos valores estimados pela Equação de O'CONNOR e DOBBINS (1958) na mesma seção (Tabela 5.12), em função da melhor concordância dos valores observados com os previstos na literatura (SPERLING, 2007).

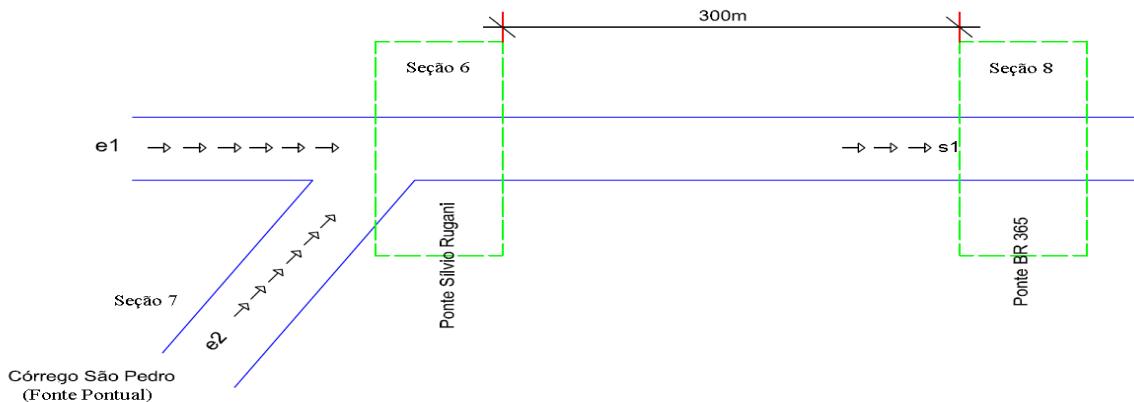


Figura 5.26 - Representação da área de aplicação do modelo de Streeter e Phelps (1925) (Foto do autor).

Mediante a obtenção dos valores de entrada descritos anteriormente, estimou-se k_1 na Seção 8 para as áreas de amostragens A1, A2, A3, A4 ao longo da seção transversal, através do ajuste dos dados na equação de STREETER e PHELPS (1925), com a utilização da ferramenta SOLVER do Excel. A Tabela 5.15 apresenta os valores médios mensais de 4 campanhas amostrais, por área de amostragem, temperatura, período de estudo e oxigênio dissolvido.

Tabela 5.15 – Valores de k_1 determinados através da Equação de Streeter e Phelps (1925).

Mês/ano	A1- $k_1(\text{dia}^{-1})$	A2- $k_1(\text{dia}^{-1})$	A3 - $k_1(\text{dia}^{-1})$	A4 - $k_1(\text{dia}^{-1})$	OD (mg/L)	T (°C)
abr/12	0,07 ± 0,02	0,04 ± 0,02	0,15 ± 0,02	0,07 ± 0,02	4,4	23,7
mai/12	0,13 ± 0,02	0,34 ± 0,04	0,15 ± 0,03	0,28 ± 0,03	4,7	21,8
jun/12	0,14 ± 0,04	0,21 ± 0,04	0,27 ± 0,06	0,18 ± 0,03	5,1	20,9
jul/12	0,23 ± 0,04	0,12 ± 0,03	0,39 ± 0,06	0,11 ± 0,04	5,0	20,6
ago/12	0,03 ± 0,03	0,19 ± 0,03	0,02 ± 0,01	0,04 ± 0,02	4,6	21,3
set/12	0,01 ± 0,02	0,03 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,04 ± 0,03	4,1	23,1
out/12	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,04 ± 0,02	0,04 ± 0,01	4,2	24,5

Analisando a Tabela 5.15 nota-se que k_1 variou entre 0,04 a 0,39 dia^{-1} para o período de abril a julho e para o período de agosto a outubro a variação foi de 0,02 a 0,05 dia^{-1} , observando um ponto de máximo no mês de setembro, 0,06 dia^{-1} . Observa-se que estes valores apresentaram comportamentos distintos entre os períodos de precipitações (Tabela 3.1) e de estiagem. Os maiores resultados para k_1 foram encontrados entre os meses

de abril a julho de 2012, período compreendido por chuvas. Isso também pode ser observado nos trabalhos de COUTO *et al.* (2011), BARROS *et al.* (2011), BRANDELERO *et al.* (2010) e NUNES (2008), nos quais há uma relação direta de k_1 com os períodos sazonais. Os índices de OD nesta seção apresentaram ponto máximo no mês de junho e valores decrescentes a partir do mês de agosto.

Realizando uma análise comparativa na Tabela 5.16 para os D_t (déficits de oxigênio finais), observou-se o aumento razoável dos mesmos, cujos valores variaram de 3,40 a 4,45 mg/L para o período de abril à setembro/2012. Para os D_a (déficits de oxigênio iniciais) verificou-se a variação de 4,18 a 5,32 mg/L para o período de abril à maio de 2012. Para o período de agosto a outubro observa-se a variação dos valores entre 4,72 a 4,18 dia⁻¹. Pela Figura 5.27 nota-se a variação de k_1 em função da sazonalidade.

Tabela 5.16 – Dados de entrada para cálculo de k_1 utilizando a Equação de Streeter e Phelps.

D_t (mg/L)	k_2 (dia ⁻¹)	L_a (mg/L)	t (dia ⁻¹)	D_a (mg/L)	k_1 (dia ⁻¹)	Área	Meses
3,40	1,25	35,66	0,07233	4,18	0,23	A1	Abril
4,00	0,91	35,66	0,07233	4,27	0,23	A2	Abril
3,80	0,98	35,66	0,07233	4,43	0,23	A3	Abril
4,00	1,15	35,66	0,07233	4,19	0,23	A4	Abril
3,70	1,19	35,66	0,07895	4,12	0,34	A1	Maio
4,10	0,87	35,66	0,07895	5,32	0,43	A2	Maio
3,90	0,93	35,66	0,07895	4,60	0,41	A3	Maio
3,80	1,05	35,66	0,07895	4,89	0,37	A4	Maio
4,10	1,15	35,66	0,08267	4,52	0,29	A1	Junho
3,70	0,85	35,66	0,08267	4,60	0,37	A2	Junho
4,00	0,90	35,66	0,08267	5,12	0,36	A3	Junho
3,80	1,06	35,66	0,08267	4,66	0,31	A4	Junho
3,80	1,12	35,66	0,09137	4,97	0,46	A1	Julho
4,40	0,81	35,66	0,09137	5,13	0,47	A2	Julho
3,60	0,86	35,66	0,09137	5,22	0,46	A3	Julho
4,00	1,01	35,66	0,09137	4,76	0,42	A4	Julho
4,30	1,12	35,66	0,0992	4,92	0,15	A1	Agosto
3,80	0,81	35,66	0,0992	4,77	0,14	A2	Agosto
4,40	0,85	35,66	0,0992	4,72	0,15	A3	Agosto
4,50	1,02	35,66	0,0992	4,82	0,15	A4	Agosto
4,30	1,14	35,66	0,11973	4,87	0,08	A1	Setembro
4,38	0,85	35,66	0,11973	4,98	0,10	A2	Setembro
4,26	0,89	35,66	0,11973	4,95	0,10	A3	Setembro
4,45	1,04	35,66	0,11973	4,62	0,07	A4	Setembro
3,50	1,25	35,66	0,112	4,18	0,07	A1	Outubro
3,85	0,93	35,66	0,112	4,41	0,12	A2	Outubro
3,95	0,97	35,66	0,112	4,28	0,11	A3	Outubro
4,08	1,14	35,66	0,112	4,78	0,09	A4	Outubro

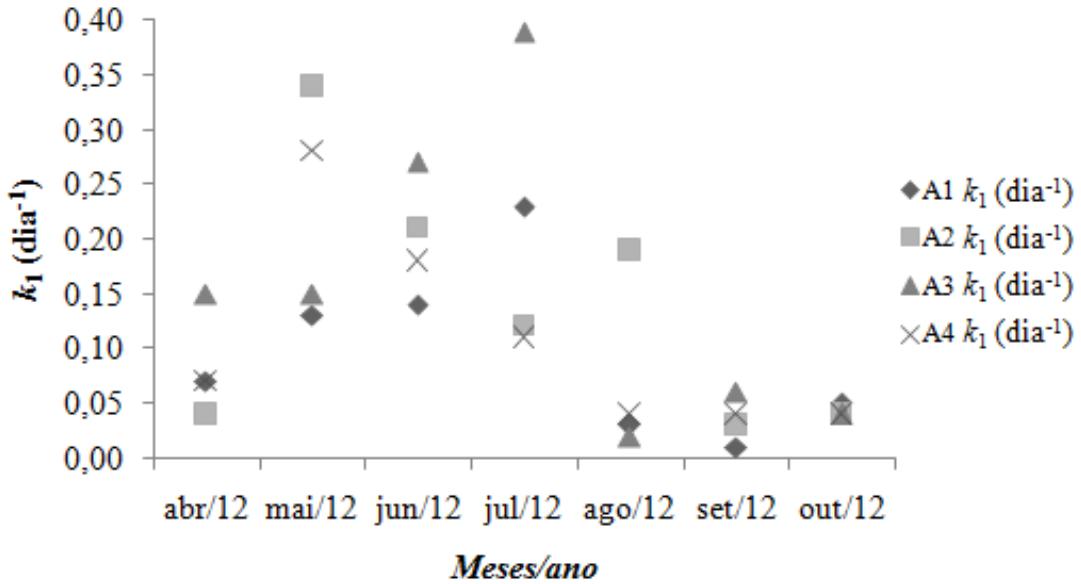


Figura 5.27 – Valores de k_1 nas posições A1, A2, A3 e A4 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando a Equação de Streeter e Phelps (1925).

Com intuito de verificar a existência de diferenças para k_1 em relação às posições de amostragens e variação sazonal, realizou-se um teste estatístico de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95%, através do qual constatou-se que não existem diferenças significativas para as posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 ($p = 0,45$) ao longo da seção transversal e diferenças significativas para a variação sazonal ($p = 0,003422$). Através da Figura 5.28 nota-se que os resíduos estão distribuídos aleatoriamente, independentes entre si e bem próximos do eixo das abscissas, ou seja, da média nula.

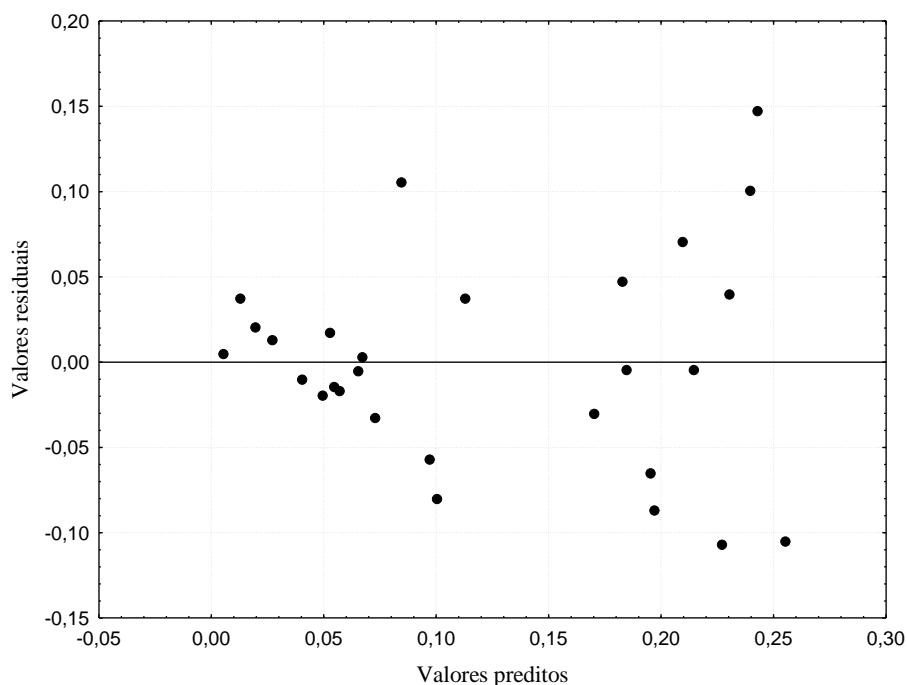


Figura 5.28 – Distribuição de Resíduos em função do Valor Predito

Comparando-se os resultados de k_1 obtidos na Tabela 5.15 com os valores típicos desses coeficientes presentes na literatura (SPERLING, 2007), observou-se que, para o Rio Uberabinha os coeficientes de desoxigenação estão dentro dos valores esperados, classificando o mesmo como curso d'água com águas limpas e rio de baixa poluição.

5.3.2 - Determinação dos coeficientes de desoxigenação (k_1) por Balanço de Massa

Como metodologia alternativa para estimativa de k_1 , efetuou-se o balanço de oxigênio, num volume de controle, no trecho correspondente a 20,85 km. A Figura 5.29 representa a área correspondente à aplicação do balanço de massa, com suas respectivas entradas e saídas de massa.

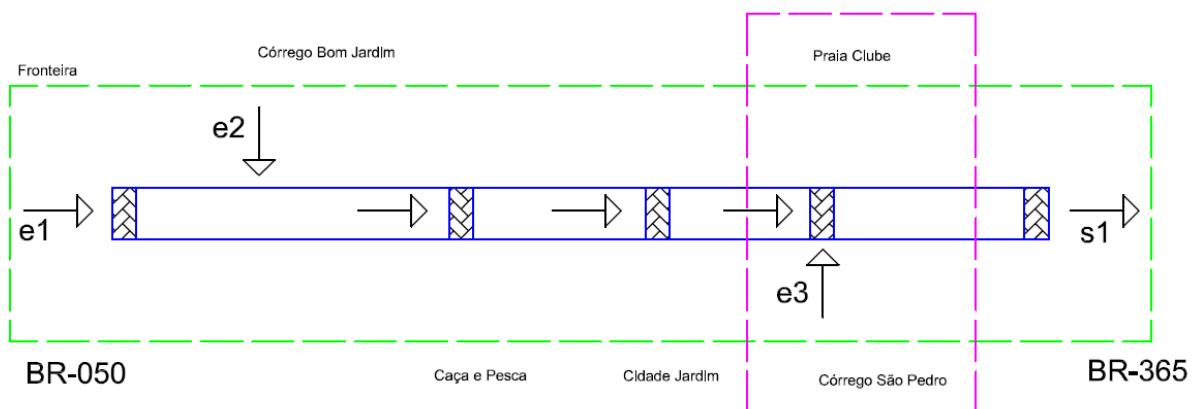


Figura 5.29 – Representação da área de aplicação do Balanço de Massa (Foto do autor).

De acordo com a Equação da Continuidade (BIRD, 1980), na sua forma integral, para um sistema em regime permanente, levando-se em consideração as taxas de oxigenação e reoxigenação e desprezando-se a evaporação e infiltração no solo, para aquele setor, a equação resulta conforme mostrada a seguir:

$$Q_{H_2O}^{e_1} \cdot C_{O_2}^{e_1} + Q_{H_2O}^{e_2} \cdot C_{O_2}^{e_2} + Q_{H_2O}^{e_3} \cdot C_{O_2}^{e_3} - M_{H_2O}^{e_s} \cdot C_{O_2}^{e_s} = k_1 L_o \cdot VC - k_2 D \cdot VC \quad (5.2)$$

em que:

Q : vazão de água (litros)

e1; e2; e3: entradas de água ao longo do rio

C: concentração de oxigênio dissolvido (mg/L)

M: massa de água (litros)

*k*₂: coeficiente de oxigenação (dia⁻¹)

D: déficit de oxigênio dissolvido (mg/L)

VC: volume de controle (litros)

*k*₁: coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹)

s: saída de água

*L*_o: DBO última (mg/L).

As medidas de oxigênio dissolvido foram obtidas mensalmente em 4 campanhas amostrais, nas seções de entrada de massa: Ponte BR 050 (*e1*), Ribeirão Bom Jardim (*e2*) e Córrego São Pedro (*e3*) e na seção de saída da corrente do rio, Ponte BR 365 (*s1*).

O volume de controle (*VC*) foi calculado, mensalmente, pela relação dos valores médios de profundidade e largura e distância do percurso. As vazões mássicas de entrada e saída foram estimadas mensalmente como descrito anteriormente. Os coeficientes de reaeração (*k*₂) utilizados nesta estimativa foram obtidos através da aplicação da equação empírica de O'CONNOR e DOBBINS (1958) na Seção S8, conforme apresentados anteriormente na Tabela 5.12. Para a DBO remanescente, adotou-se o valor apresentado na Tabela 5.16.

Após a obtenção dos valores de entrada, utilizou-se uma planilha de Excel para organização dos dados e cálculo de *k*₁. A Tabela 5.17 apresenta uma síntese mensal dos valores médios estimados para *k*₁ por áreas de amostragens (A1, A2, A3 A4), como também, valores de oxigênio dissolvido, temperatura e volume de controle.

Tabela 5.17 – Valores estimados para *k*₁ através de Balanço de Massa.

<i>Mês/ano</i>	A1 <i>k</i> ₁ (dia ⁻¹)	A2 <i>k</i> ₁ (dia ⁻¹)	A3 <i>k</i> ₁ (dia ⁻¹)	A4 <i>k</i> ₁ (dia ⁻¹)	<i>OD</i> (mg/L)	<i>VC</i> (litros)	<i>T</i> (°C)
abr/12	0,15 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,14 ± 0,01	4,4	597773,21	23,7
mai/12	0,13 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,12 ± 0,01	4,7	582729,47	21,8
jun/12	0,13 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,12 ± 0,01	5,1	572481,70	20,9
jul/12	0,15 ± 0,06	0,12 ± 0,08	0,13 ± 0,08	0,14 ± 0,07	5,0	561578,07	20,6
ago/12	0,14 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,13 ± 0,01	4,6	544484,78	21,3
set/12	0,16 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,13 ± 0,01	0,15 ± 0,01	4,1	515791,01	23,1
out/12	0,17 ± 0,01	0,13 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,16 ± 0,01	4,2	523989,23	24,5

Nota-se através da Tabela 5.17 que os valores de k_1 variaram entre 0,11 a 0,17 dia⁻¹ e que os meses de maio e junho apresentaram valores semelhantes para k_1 . Percebe-se que, os valores de k_1 elevaram-se cerca de 25,0% entre os meses de agosto a outubro com a redução dos volumes de controle ocasionados pelo período de seca.

Observa-se ainda que, os meses de maio e junho apresentaram ponto de mínimo em função das temperaturas registradas. A Figura 5.30 mostra o comportamento sazonal para os valores de k_1 nas posições de amostragens, onde percebe-se que as áreas A1 e A4 apresentaram os maiores para os coeficientes de desoxigenação.

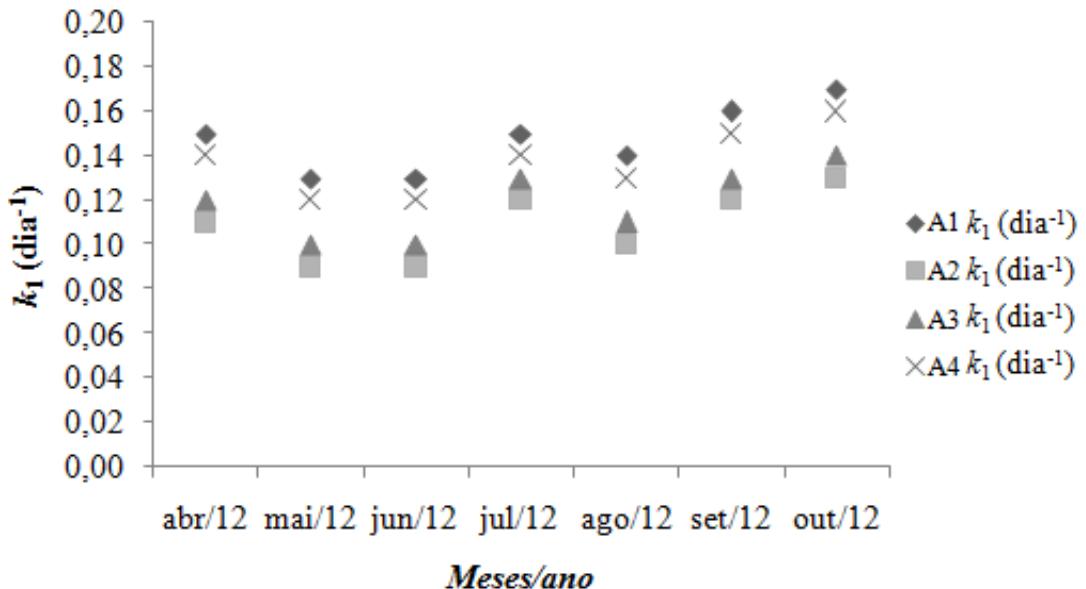


Figura 5.30 – Valores de k_1 nas posições A1, A2, A3 e A4 para o período de abril a outubro de 2012, utilizando o Balanço de Massa.

Com o intuito de verificar a existência de diferenças significativas para k_1 em relação às posições de amostragens e variação sazonal, realizou-se um teste estatístico de comparação entre blocos (ANOVA), com intervalo de confiança de 95,0%, no qual verificou-se que existem diferenças significativas para as posições de amostragens A1, A2, A3 e A4 ($p = 0,0$) e variação sazonal ($p = 0,0$). Através da Figura 5.31 nota-se que os resíduos estão distribuídos aleatoriamente, independentes entre si e próximos da média zero.

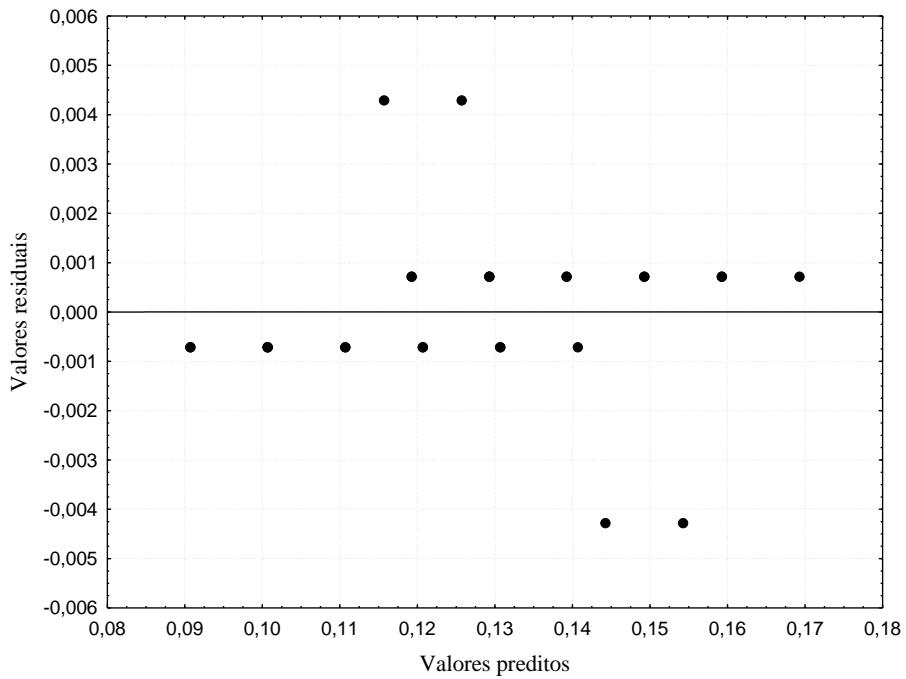


Figura 5.31 – Distribuição de Resíduos em função do Valor Predito.

CAPÍTULO 6 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES

6.1 – Conclusões

- O modelo de Streeter e Phelps mostrou-se satisfatório para o estudo da desoxigenação, observando-se a redução dos valores de k_1 no período de estiagem;
- A estimativa da desoxigenação através da técnica de Balanço de Massa apresentou resultados satisfatórios e coerentes com os valores publicados na literatura (Tabelas 2.1 a 2.3). Entretanto, percebe-se a necessidade de estudos mais aprofundados para esta metodologia, em função dos processos de infiltração e evaporação d'água.
- A equação de O'Connor e Dobbins utilizada para a estimativa do coeficiente de reaeração superficial (k_2), ajustou-se melhor as seções que apresentaram baixa velocidade d'água.
- Para as seções de escoamento raso, as equações de Melching e Flores e Owens *et al.* apresentaram resultados satisfatórios para k_2 , verificando a elevação dos valores nas Seções 2 e 5 com a diminuição da lâmina d'água, como sugerido por Sperling (2007).
- O Córrego São Pedro, comporta-se como linha poluidora, apresentando níveis de OD que variaram entre 2,1 a 3,4 (mg/L), estando abaixo do limite mínimo sugerido pelo IPMCA (CETESB, 2007), valores de O₂ dissolvido entre 3,0 a 5,0 (mg/L).
- Ainda é visto que os valores de oxigênio dissolvido variaram muito ao longo do trecho estudado e estes sofrem influência pela sazonalidade da região e não pela altitude como verificado nos estudos de HARTER (2007) e SHIMIZU (2000).

6.2 - Sugestões para trabalhos futuros

- Implementar réguas para obtenção de medidas de profundidade em diferentes setores do Rio Uberabinha para suporte nos cálculos de vazão.
- Utilizar outras equações presentes na literatura para estimativa dos coeficientes de reaeração superficial.

- Desenvolver e implementar um sistema de qualidade da água online para inserção de dados quantitativos e qualitativos para auxílio de trabalhos acadêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Uberabinha.
- Realizar estudos do perfil de oxigênio dissolvido em diferentes pontos do rio a partir de sua nascente, a fim de identificar os pontos de maior degradação ambiental.
- Realizar estudos de evaporação e infiltração do solo no rio Uberabinha como suporte adicional na estimativa do coeficiente de desoxigenação através da metodologia de balanço de massa.
- Propor uma equação de previsão para o coeficiente de oxigenação (k_2) com base nas características hidrológicas do rio em estudo.

CAPÍTULO 7 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARCEIVALA, S. J. Wastewater treatment and disposal. **Engineering and ecology in pollution control**. New York, Marcel Dekker, 892 p. 1981.

BACCI, D. D. L. C.; PATACA, E. M. **Educação para a água**. Estudos avançados 22 (63), 2008. USP. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/v22n63a14.pdf>. Acessado em: 01/04/2012.

BÁRBARA, V. F. **Uso do Modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do Rio Araguari – AP**. Dissertação de Mestrado. Goiânia: UFG, 2006.

BARNWELL, T. O. Least squares estimates of BOD parameters. **Journal Environmental Engineering systems**. Pitman Publishing Inc. Massachussets, 513 p. 1980.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; ASTONI, D. Balanço de oxigênio no Rio Turvo Tujo-MG em diferentes épocas do ano. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa - MG, v.19, n.1, p.72-80. 2011.

BENNETT, J. P.; RATHBUN, R. E. Reaeration in open-channel flow. **U.S. Geological Survey Professional Paper**, 737, 75 p. 1972.

BERNARDES, M. B. J. **Bacia hidrográfica do rio Uberabinha: A disponibilidade de água e uso do solo sob a perspectiva da educação ambiental**. Tese de Doutorado. Uberlândia: UFU. 2007.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **REM: R. Esc. Minas**, Ouro Preto, 61(2): p. 249-255. 2008.

BICUDO, J. R.; JAMES, A. Measurement of reaeration in streams: comparison of techniques. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, n. 5, September/October p. 992-1010. 1991.

BIRD, R. B.; STEWART, W. E.; LIGHTFOOT, K. N. - **Fenômenos de Transporte** – Editora Reverté S.A. 1980.

BRANDÃO, S. L.; LIMA, S. C. Diagnóstico ambiental das áreas de preservação permanente (APP), margem esquerda do Rio Uberabinha, em Uberlândia (MG). **Caminhos de Geografia - Revista online Programa de Pós-Graduação em Geografia**. 3 (7), Outubro. 2002.

BRANDELERO, S. M.; SIQUEIRA, E. Q.; LIMA, A. C. B. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. **Ambi-água**. Taubaté, v.5, n. 1, p.163-171. 2010.

BRASIL. LEIS. **Lei n° 6.938, de 31 de Agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br>. Acessado em: 02/11/2012.

BRASIL. NBR 12614. **Determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio: método de incubação: 20ºC, cinco dias.** Rio de Janeiro, 1992.

CADWALLADER, T. E.; MCDONNELL, A. J. A multivariate analysis of reaeration data. **Water Research**, v.3, p. 731-742. 1969.

CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D.; MELLO, H. O. O. Composição, densidade e abundância das populações de Cladocera, Copepoda e Rotífera de áreas de proteção permanente do Rio Uberabinha. **Em Extensão**, Uberlândia, v. 7, n. 2, p. 95-106. 2008.

CETESB. **Índices de qualidade das águas.** Secretaria do Meio Ambiente. Governo do Estado de São Paulo. 2007.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling.** McGraw-Hill Science Engineering. Math. 844 p. 1997.

CHAPRA, S. C.; DI TORO, D. M. Delta Method for estimating primary production, respiration, and reaeration in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 117, n. 5, September/October.1991.

CHIN, D. A. **Water-Quality Engineering In Natural Systems.** Wiley. 626 p. 2006.

CHURCHILL, M. A.; ELMORE, H. L.; BUCKINGHAM, R. A. The prediction of stream reaeration rates. **Journal Sanitary Engineering Division**, ASCE, 88 (4). July, p. 1-46. 1962.

COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo Hidrologia.** IPH: UFRGS. 2011.

COSTA, F. P. M.; NISHIYAMA, L. Utilização do Permeâmetro Guelph e Penetrômetro de Impacto em estudos de uso e ocupação dos solos em bacias hidrográficas. **Revista Caminhos de Geografia Uberlândia**, v. 8, p. 131-143. 2007.

COSTA, F. P. M. **Utilização de sistemas de informação geográfica na identificação de áreas vulneráveis à contaminação do lençol freático: o caso da bacia do alto e médio curso do rio Uberabinha.** Dissertação de Mestrado. Uberlândia: UFU, 2009.

COUTO, R. C. A.; MATA, R. A.; ALVARENGA, A. O.; OLIVEIRA, D. C.; VIEIRA, P. C. Avaliação da influência do coeficiente de desoxigenação (k_1) empírico e real no modelo de autodepuração em um corpo hídrico urbanizado. **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre. 2011.

COX, B. A. A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 314-316, p. 335-377. 2003.

FAIR, G. M. The log-difference method of the constants of the first-stage biochemical oxygen demand curve. **Sewage Works Journal**, 8 (3), May, p. 270-307. 1936.

FAIR, G. M.; GEYER, J. C.; OKUN, D. A. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales (**Water and wastewater engineering**). Trad. Salvador Ayanegui j. México, Editorial Limusa,v.2, 764 p. 1973.

FERREIRA, D. A., ROSOLEN, V. S. Análise dos impactos gerados pelo aterro Sanitário no rio Uberabinha (Uberlândia/MG) com foco na concentração de metais pesados. **Caderno Prudentino de Geografia**. Presidente Prudente: n.33, v.2, p.85-100, ago./dez. 2011.

FISCHER, H. B.; LIST, E. J.; KOH, R. C. Y.; IMBERGER, J.; BROOKS, N. H. **Mixing in inland and coastal waters**. San Diego: Academic Press. 1979.

FORMENTINI, T. A. **Coeficientes de desoxigenação e de reaeração superficial em trechos do rio Vacacaí Mirim**. Universidade Federal de Santa Maria Centro de Tecnologia Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Dissertação de Mestrado. UFSM. 2010.

FORTES, H. **Água: significados e simbologias na arte contemporânea**. Instituto de Psicologia. USP. 2006. Disponível em: www.ip.usp.br/laboratorios/lapa/versaoportugues/2c91a.pdf. Acessado em: 01/04/2012.

FRASSON, V. **Determinação do coeficiente de dispersão longitudinal em trechos de rios vulneráveis à poluição superficial localizados nas UPGRH PN1 e PN2 na Bacia Hidrográfica do rio Paranaíba**. Dissertação de Mestrado. Engenharia Civil. Uberlândia: UFU. 2013.

FREIRE, R.; SCHNEIDER, R. M.; FREITAS, F. H.; BONIFÁCIO, C. M.; TAVARES, C. R. G. Avaliação da autodepuração de um trecho do Rio Pirapó – PR após receber as águas do Ribeirão Maringá – PR. **SIMPGEU – Simpósio de Pós-Graduação em Engenharia Urbana**. Maringá - PR. 2009.

GAMESON, A. L. H.; TRUESDALE, G. A., DOWNING, A. L. Reaeration studies in a lakeland beck: **Inst. Water Engineers Journal**, v. 9, n. 7, p. 571-594. 1955.

GIANSANTE, A. E. Avaliação do coeficiente de reaeração do Ribeirão Jacaré, Itatiba, São Paulo. **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, (AIDIS 98)**, Lima. 1998.

GIORGETTI, M. F.; GIANSANTI, A. E. Avaliação do nível de turbulência em águas correntes e sua correlação com o coeficiente de reaeração superficial. In: **Simpósio Internacional Sobre Transferência Gasosa em Superfícies de Água**. Itaca, NY, p.133-38. 1983.

GONÇALVES, J. C. S. I. **Desenvolvimento de um modelo numérico para simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE**. Dissertação de Mestrado. São Carlos: UFSC, 2009 (a).

GONÇALVES, E. M. **Avaliação da qualidade da água do rio Uberabinha – Uberlândia – MG**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: UFRJ, 2009 (b).

GRASSI, M. T. Águas do Planeta Terra. Química Ambiental. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**. Divisão de Ensino de Química da Sociedade Brasileira de Química. Instituto de Química da USP. 2001.

GRAY, N. F. **Biology of wastewater treatment**. Imperial College Press. 1421 p. 2004.

HARTER, L. V. L. **Aspectos físico-químicos e microbiológicos do rio Uberabinha: um diagnóstico da qualidade da água no município de Uberlândia (MG).** Dissertação de Mestrado. Uberlândia: UFU, 2007.

HEMOND, H. F.; FECHNER-LEVY, E. J. **Chemical fate and transport in the environment.** San Diego: Academic Press, 2. ed. 1994.

IBGE. **Censo demográfico município de Uberlândia, 2012.** Disponível em: www.ibge.gov.br. Acessado em: 12/08/2012.

IDEC. **Água.** 2008. Disponível em: http://www.idec.org.br/biblioteca/mcs_agua.pdf. Acessado em 30/03/2012.

ISAACS, W. P.; GAUDY, A. F. Atmospheric oxygenation in a simulated stream. **Am. Soc. Civil Engineers Journal**, v. 94, n. SA-2, p. 319-344. 1968.

JHA, R.; OJHA, C. S. P.; BHATIA, K. K. S. Refinement of predictive reaeration equations for a typical Indian river. **Hydrol. Processes:** 15(6), p.1047-1060. 2001.

JHA, R.; OJHA, C. S. P.; BHATIA, K. K. S. A supplementary approach for estimating reaeration rate coefficients. **Hydrological Processes**, v. 18, p. 65-79. 2004.

KNAPIK, H. G. **Reflexões sobre monitoramento, modelagem e calibração na gestão de recursos hídricos: Estudo de caso da qualidade da água da Bacia do Alto Iguaçu.** Dissertação de Mestrado. Curitiba: UFPR, 2009.

KRENKEL, P. A.; ORLOB, G. T. Turbulent diffusion and the reaeration coefficient. **Journal Sanitary Eng. Div. Am. Soc. Civil Engineers.** v. 88, no. SA 2, p. 53-84. 1962.

LANGBEIN, W. B.; DURUM, W. H. The aeration capacity of streams. **U.S. Geol. Survey Circ.** 542, 6 p. 1967.

LIMA, E. V. A. **Aplicação do modelo matemático de Streeter-Phelps na análise de concessão de outorgas de lançamento de efluentes em rios naturais.** Dissertação de Mestrado. Fortaleza: UFCE, 2011.

MAIA, G. Del N. **Análise dos Parâmetros Cinéticos no Fenômeno da Reoxigenação e Desoxigenação da Água.** Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento. São Carlos: USP. 1996.

MATOS, A. T.; ALMEIDA, T. V.; SILVA, D. D.; FARAGE, J. A. P. Coeficiente de reaeração em três trechos do Rio Pomba (MG), obtidos nos períodos chuvoso e seco. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa - MG, v.19, n.4, p. 361-369. 2011.

MCBRIDE, G. B.; CHAPRA, S. C. Rapid Calculation of Oxygen in Streams: Approximate Delta Method. **Journal of Environmental Engineering.** 2005.

MELCHING, C. S.; FLORES, H. E. Reaeration Equations Derived from U.S. Geological Survey Database. **Journal of Environmental Engineering.** v.125, n. 5. 1999.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse.** 2 ed. New Delhi, Tata Mc Graw-Hil. 920 p. 1981.

MOOG, D.; JIRKA, G. Stream reaeration in nonuniform flow: Macroroughness Enhancement. **J. Hydraul. Eng.** p.11-16. 1998.

MOORE, E. W.; THOMAS, H. A.; SNOW, W. B. Simplified method for analysis of BOD data: Sewage and Indus. **Wastes**, v. 22, n. 12, p. 1343-1353. 1950.

MORSE, N.; BOWDEN, W. B.; HACKMAN, A.; PRUDEN, C.; STEINER, E.; BERGER, E. Using sound pressure to estimate reaeration in streams. **Journal of The North American Benthological Society**, 26 (1): p. 28-37. 2007.

NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio Turvo Sujo.** Dissertação de Mestrado. Viçosa: UFV, 2008.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanisms of reaeration in natural streams. **Trans. Am. Soc. Civ. Eng.**, 123, p. 641-684. 1958.

OLIVEIRA, L. R. **Avaliação de um método para realização de medidas locais num sistema hídrico aberto.** Trabalho de Conclusão de Curso. Uberlândia: UFU, 2011.

OWENS, M.; EDWARDS, R. W.; GIBBS, J. W. Some reaeration studies in streams. **Internat. Jour. Air and Water Pollution**, v. 8, p. 469-486. 1964.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim.** Dissertação de Mestrado. Santa Maria: UFSM, RS, 2007.

PARKHURST, J. D.; POMEROY, R. D. Oxygen absorption in streams. **J. Sanit. Eng. Div.** 98 (SA1), 8701. 1972.

PENTEADO, E. D. **Modelagem da qualidade da água do rio Monjinho utilizando o modelo QUAL2E: ênfase em matéria orgânica.** Trabalho de Conclusão de Curso. São Carlos, UFSC, 2009.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH-UFRGS. v.1, n.1, p. 20-36. 2004.

REIS, J. S. A. **Modelagem matemática da qualidade de água para o Alto Rio das Velhas/MG.** Dissertação de Mestrado. Ouro Preto: UFOP, 2009.

RICCIARDONE, P.; PEREIRA, O. S.; PEREIRA, C. S. S. Avaliação da Capacidade de Autodepuração do Rio das Mortes no Município de Vassouras/RJ. **Revista Eletrônica TECCE**, Vassouras, v. 4, n. 3, p. 63-76, set./dez. 2011.

SABIÁ, R. J. **Estudo do padrão de emissão de poluentes para o enquadramento de rios intermitentes: Estudo de caso do Rio Salgado (CE).** Tese de Doutorado. Ceará, UFCE, 2008.

SABÓIA, M. A. M. **Desenvolvimento de modelo de qualidade da água em rios com vistas à avaliação custo-efetividade do enquadramento dos corpos d'água.** Dissertação de Mestrado. Fortaleza: UFCE, 2011.

SILVA, N. G. M. **Modelagem da qualidade da água no trecho de vazão reduzida (TVR) do aproveitamento hidrelétrico de Capim Branco I do Rio Araguary-MG.** Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. O coeficiente de reoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Foz do Iguaçu. 1997.

SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. Cálculo do Coeficiente de Reaeração no Modelo QUAL2E – Estudo de Caso: Rio Meia Ponte – GO. Vitória: **XII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**. 1998.

SHIMIZU, W. **Oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio no rio Uberabinha: um estudo da poluição orgânica biodegradável.** Dissertação de Mestrado. Uberlândia: UFU, 2000.

SOARES, A. M.; DANTAS, R. A.; SILVA, R. T. S. O uso e ocupação da bacia do alto curso do rio Uberabinha, MG e os reflexos na permeabilidade do solo e na recarga da zona saturada freática. **XVI Encontro Nacional de Geógrafos**. Porto Alegre, 2010.

SOARES, P. A. **Estimativa e aplicação dos coeficientes de dispersão longitudinal e de reaeração em corpos de água naturais.** Dissertação de Mestrado. Blumenau, 2011.

SOUZA, A. **Reaeração e Qualidade da água no córrego do Cedro, Presidente Prudente, SP.** Trabalho de Graduação. Presidente Prudente, UNESP: 2010.

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: UFMG. 2. ed., v.1, 243 p. 1996.

SPERLING, M. V. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte: UFMG, 2 ed., v.7, 588 p. 2007.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A Study of the pollution and natural purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin**, n. 146. 1925.

THACKSTON, E. L.; KRENKEL, P. A. Reaeration Prediction in Natural Streams. **ASCE J. San. Eng. Div.**, 95 (SA1), 6407. 1969.

THYSSEN, N., ERLANDSEN, M., JEPPESEN, E., URSIN, C. Reaeration of oxygen in shallow, macrophyte rich streams: I e determination of the reaeration rate coefficient. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie**, 72, p. 405-429. 1987.

THOMAS, H. A. The slope method of evaluating the constants of the first-stage biochemical oxygen-demand curve. **Sewage Works Journal**, 9 (3), May, p. 425-430. 1937.

THOMAZ, M. B.; MARTINS, E. S.; ARAUJO, R. R.; MATSUMOTO, C. S. **Variação sazonal do coeficiente de reaeração k_2 no córrego do Cedro, Presidente Prudente.** Faculdade de Ciências e Tecnologia – Engenharia Ambiental. USP. 2011.

TSIVOGLOU, E. C.; NEAL, L. A. Tracer measurement of reaeration. III. Predicting the reaeration capacity of inland streams. **J. Water Pollution Control Fedn.**, 48 (12), p. 2669-2689. 1976.

TSIVOGLOU, E. C.; WALLACE, J. R. **Characterizing stream reaeration capacity.** Rep. No. EPA-R3-72-012, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 1972.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS.** Documentation and user model. Athens, 189 p. 1987.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Water quality criteria.** Washington, DC. 1972.

ZUNTINI. A. S.; ARANTES, E. J.; RODRIGUES, C. M. Determinação do perfil de oxigênio e da progressão temporal de oxidação da matéria orgânica do rio do campo utilizando a modelagem de Streeter-Phelps. **XVII SICITE.** UTFPR. 2012.