

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA
UTILIZANDO COEFICIENTES BIBLIOGRÁFICOS
E EXPERIMENTAIS – APLICAÇÃO AO RIO
VACACAÍ MIRIM**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Lauren Cortezia Ávila

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO
COEFICIENTES BIBLIOGRÁFICOS E EXPERIMENTAIS
– APLICAÇÃO AO RIO VACACAÍ MIRIM**

Lauren Cortezia Ávila

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM,RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Civil**

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Maria do Carmo Cauduro Gastaldini

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Tecnologia
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil**

**A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação de
Mestrado**

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO
COEFICIENTES BIBLIOGRÁFICOS E EXPERIMENTAIS –
APLICAÇÃO AO RIO VACACAÍ MIRIM**

elaborada por
Lauren Cortezia Ávila

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil

COMISSÃO EXAMINADORA:

Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, Dr^a (UFSM)
(presidente/Orientador)

Alexandre Swarowsky, Ph.D (UNIFRA)

Elvis Carissimi, Dr (UFSM)

Santa Maria, 17 de janeiro de 2014

Dedico este trabalho aos meus pais que são meus grandes incentivadores e, também, ao meu irmão Jader que, com sua perda, aprendi a superar as barreiras da vida e seguir em frente. Amo vocês!

AGRADECIMENTO

Primeiramente, gostaria de agradecer as duas pessoas que são as principais responsáveis por cada conquista em minha vida: meus pais. Muito obrigada mãe e pai, ofereço a vocês toda minha gratidão pelo incansável esforço de me proporcionar o melhor. Amo vocês.

A minha vó Maria de Lourdes e as minhas tias Giovana e Maristela pelo apoio incondicional.

A toda minha família que é minha base de respeito e dignidade.

A minha segunda família, tia Néri, tio Chico e Luana pela nossa grande amizade e amor.

À minha orientadora, Maria do Carmo Cauduro Gastaldini, pela sua paciência pelos meus descuidos e, principalmente, pelos seus ensinamentos a mim repassados com tanto cuidado. Obrigada, também, pela sua amizade.

As minhas amigas assisenses, de infância, que estão comigo em todos os momentos, me incentivando e tornando meus dias mais alegres.

Aos bolsistas de iniciação científica que dedicaram um pouco do seu tempo a meu favor: Vinicius Kuchinski, Taiane Conteratto, Glaucio Souza e Luciane Calheiro; ao servidor técnico Alcides Sartori, do mesmo modo a minha amiga e colega Marielle Medeiros pelo seu grande apoio.

A todos os professores do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental pelos conhecimentos transmitidos.

A CAPES pela bolsa de apoio técnico.

A todos a minha gratidão e a certeza da amizade!

“O estabelecimento de ensino, propriamente do mundo, podem instruir, mas só o instituto da família pode educar. É por essa razão que a universidade poderá fazer o cidadão mas somente o lar pode edificar o homem.”

Chico Xavier

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Universidade Federal de Santa Maria

MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO COEFICIENTES BIBLIOGRÁFICOS E EXPERIMENTAIS – APLICAÇÃO AO RIO VACACAÍ MIRIM

AUTORA: LAUREN CORTEZIA ÁVILA

ORIENTADORA: MARIA DO CARMO CAUDURO GASTALDINI

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 17 de janeiro de 2014

O uso do coeficiente de reaeração é na quantificação do processo de reaeração atmosférica para utilização em modelos de qualidade da água e pode ser determinado através de diversos métodos de determinação experimental ou através de fórmulas que descrevem o comportamento do escoamento através de seu regime hidráulico. O método Delta Aproximado é um método experimental de simples aplicação. Os modelos matemáticos de qualidade da água são instrumentos desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas, no entanto a sua utilização depende de resultados experimentais. Esta pesquisa objetivou-se avaliar a importância da determinação experimental do parâmetro cinético, coeficiente de reaeração superficial K_2 , na modelagem da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim. Para o cálculo do coeficiente de reaeração, o método Delta Aproximado, usado nos experimentos, demonstrou-se uma técnica de fácil obtenção de dados a campo, de cálculos simples e com um aparato experimental de baixo custo. Porém, esse método possui limitação no cálculo em locais com despejos de esgoto, como foi observada nos dados obtidos dos pontos de monitoramento 1 e 2. Nesses locais, em áreas urbanas, nota-se o despejo de esgoto no rio Vacacaí Mirim modificando os valores de oxigênio dissolvido e provocando uma oscilação em sua curva. No ponto de monitoramento 3, onde não há presença de aporte de esgoto no rio, o método Delta Aproximado apresentou resultados bastante favoráveis e uniformes. A obtenção do coeficiente de reaeração através dos cálculos de equações propostas na literatura e pelo próprio modelo QUAL2E, apresentou grandes variações em suas respostas, confirmando a afirmativa de limitação do uso das mesmas para obtenção do K_2 , sendo essas equações restringidas ao uso onde foram desenvolvidas. Na comparação de dados de coeficiente de reaeração entre a metodologia experimental através do método Delta Aproximado e as respostas das equações, verificou-se que a proposta de Formentini (2010) resultou em bons ajustes com os dados observados. As informações coletadas experimentalmente foram usadas como dados de entrada no modelo QUAL2E para simulação do oxigênio dissolvido no rio Vacacaí Mirim. O modelo QUAL2E demonstrou-se uma ferramenta eficaz para obtenção do OD em rios.

Palavras-chave: coeficiente de reaeração; modelagem; oxigênio dissolvido; qualidade da água.

ABSTRACT

Master's Essay
Graduation Program in Civil Engineering
Federal University of Santa Maria

WATER QUALITY MODELLING USING BIBLIOGRAPHICAL AND EXPERIMENTAL COEFFICIENTS – APPLICATION TO RIVER VACACAÍ MIRIM

AUTHOR: LAUREN CORTEZIA ÁVILA
ADVISOR: MARIA DO CARMO CAUDURO GASTALDINI
Date and Place of Defense: Santa Maria, January 17th, 2014

The use of the coefficient of reaeration and quantification of atmospheric reaeration templates for use in process water quality and can be determined by various methods or determined experimentally using formulas that describe the behavior of flow through its hydraulic system. The Approximate Delta method is a experimental method of the simple application. Mathematical models of water quality are instruments developed to assist in problem solving, however their use depends on experimental results. This research aimed to evaluate the importance of experimental determination of kinetic parameters, surface reaeration coefficient K_2 , in modeling of water quality of the river Vacacaí Mirim. To calculate the coefficient of reaeration, Delta Approximate method, used in the experiments, it was shown a technique to obtain easy field data, simple calculations and experimental apparatus with a low cost. However, this method has limitations in the calculation in places with sewage dumps, as was observed in the data obtained from monitoring points 1 and 2. In these places, in urban areas, there is the discharge of untreated wastewater into the river Vacacaí Mirim modifying the values of dissolved oxygen and causing a wobble in her bow. In monitoring point 3, where there is no presence of inflow of sewage into the river, the Delta Approximate method showed very favorable and consistent results. Obtaining the coefficient of reaeration through calculations of equations proposed in the literature and by the model QUAL2E exhibited large variations in their responses, confirming the claim limitation of using them for obtaining K_2 , being restricted to using these equations where been developed. When comparing data reaeration coefficient between the experimental methodology by Delta Approximate method and the responses of the equations, it was found that the proposed Formentini (2010) resulted in good fits to the observed data. The information collected experimentally were used as input data in QUAL2E model for simulation of dissolved oxygen in the river Vacacaí Mirim. The QUAL2E model has proved to be an effective tool for obtaining OD in rivers.

Keywords: coefficient of reaeration; modeling; dissolved oxygen; water quality

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Balanço de oxigênio dissolvido por sistemas aquáticos.....	19
Figura 2 – Definição das variáveis para estimativa da taxa de reaeração, produção primária e taxa de respiração.....	30
Figura 3 – Localização da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim.....	48
Figura 4 – Mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim.....	49
Figura 5 – Bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim – pontos de monitoramento.....	51
Figura 6 – Pontos de monitoramento para determinação do K_2 no rio Vacacaí Mirim..	52
Figura 7 – Oxímetro para medição de oxigênio dissolvido.....	56
Figura 8 – Segmentação do sistema fluvial utilizado para a calibração.....	60
Figura 9 – Valores de oxigênio dissolvido durante o fotoperíodo – ponto de monitoramento 1.....	66
Figura 10 – Valores de oxigênio dissolvido durante o fotoperíodo – ponto de monitoramento 2.....	67
Figura 11 – Valores de oxigênio dissolvido durante o fotoperíodo – ponto de monitoramento 3.....	68
Figura 12 – Comparação de K_2 observado e calculado com a vazão – ponto de monitoramento 1.....	73
Figura 13 – Comparação de K_2 observado e calculado com a velocidade – ponto de monitoramento 1.....	73
Figura 14 – Comparação de K_2 observado e calculado com a profundidade – ponto de monitoramento 1.....	74
Figura 15 – Comparação de K_2 observado e calculado com a vazão – ponto de monitoramento 2.....	75
Figura 16 – Comparação de K_2 observado e calculado com a velocidade – ponto de monitoramento 2.....	75
Figura 17 – Comparação de K_2 observado e calculado com a profundidade – ponto de monitoramento 2.....	76
Figura 18 – Comparação de K_2 observado e calculado com a vazão – ponto de monitoramento 3.....	77
Figura 19 – Comparação de K_2 observado e calculado com a velocidade – ponto de monitoramento 3.....	77
Figura 20 – Comparação de K_2 observado e calculado com a profundidade – ponto de monitoramento 3.....	78
Figura 21 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 1.....	80
Figura 22 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 2.....	81
Figura 23 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 3.....	81

Figura 24 – Ajuste do coeficiente de reaeração para os pontos de monitoramento 1, 2 e 3.....	82
Figura 25 – Relação entre K_2 observado e calculado – ponto de monitoramento 1 e 2..	84
Figura 26 – Relação entre K_2 observado e calculado – ponto de monitoramento 3.....	85
Figura 27 – Simulação de OD através do modelo QUAL2E.....	88
Figura 28 – Simulação de OD com coeficientes bibliográficos e experimentais.....	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Equações de determinação do K_2	32
Tabela 2 – Fases do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água.....	35
Tabela 3 – Coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento.....	52
Tabela 4 – Velocidade média nas verticais de acordo com a profundidade.....	54
Tabela 5 – Recomendação de distância entre as verticais para cálculo da velocidade....	54
Tabela 6 – Características hidrodinâmicas do corpo hídrico.....	62
Tabela 7 – Valores de declividade dos pontos de monitoramento.....	63
Tabela 8 – Valores de OD e K_2 determinados experimentalmente.....	64
Tabela 9 – Valores de K_2 obtidos através de fórmulas da literatura – ponto de monitoramento 1.....	69
Tabela 10 – Valores de K_2 obtidos através de fórmulas da literatura – ponto de monitoramento 2.....	70
Tabela 11 – Valores de K_2 obtidos através de fórmulas da literatura – ponto de monitoramento 3.....	71
Tabela 12 – Porcentagem de variação entre K_2 observado e calculado.....	85
Tabela 13 – Valores de K_1 usados na calibração.....	86
Tabela 14 – Valores de K_2 usados na calibração.....	87
Tabela 15 – Valores de K_3 usados na calibração.....	87
Tabela 16 – Valores de K_4 usados na calibração.....	88
Tabela 17 – Oxigênio dissolvido calculado pelo modelo e observados.....	89

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

OD	Concentração de oxigênio dissolvido
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
C	Concentração do gás dissolvido
T	Tempo
K_2	Coefficiente de reaeração
Po	Pressão sonora
SL	Nível sonoro
K_T	Coefficiente de desorção do gás traçador gasoso
R	Razão obtida entre coeficientes
^{85}Kr	Criptônio-85
^3H	Água tritiada
K_{Kr}	Coefficiente de desorção do Criptônio-85
Δt	Tempo de viagem do traçador entre as estações de amostragem
C_{Kr}	Concentração do Criptônio-85
C_{H}	Concentração de água tritiada
H	Fator de correção do fotoperíodo
F	Duração do fotoperíodo
\emptyset	Tempo entre o mínimo déficit de oxigênio e o meio-dia solar
K_2^T	Coefficiente de reaeração na temperatura T
Θ	Constante = 1,047
K_2^{20}	Coefficiente de reaeração na temperatura de 20°C
U	Velocidade média
H	Profundidade média
I	Declividade
Q	Vazão
C_s	Concentração de saturação do oxigênio dissolvido na temperatura e pressão locais
α_3	Taxa de produção de oxigênio por unidade de algas, devido à fotossíntese
α_4	Taxa de produção de oxigênio por unidade de algas em função do balanço entre fotossíntese e respiração
M	Taxa de crescimento de algas

P	Taxa de respiração de algas
A	Concentração da biomassa de algas
K_1	Coefficiente de desoxigenação
L	Concentração da DBO carbonácea última
K_4	Demanda bentônica em função da temperatura
α_5	Taxa de consumo de oxigênio por unidade de amônia na oxidação biológica
β_1	Coefficiente de oxigenação de amônia para nitrito em função da temperatura
N1	Concentração de amônia
α_6	Taxa de consumo de oxigênio por unidade de nitrito na oxidação biológica
β_2	Coefficiente de oxidação biológica de nitrito para nitrato em função da temperatura
N2	Concentração de nitrito
β_3	Taxa de hidrólise do nitrogênio orgânico
K_3	Taxa de decaimento da DBO
PM1	Ponto de monitoramento 1
PM2	Ponto de monitoramento 2
PM3	Ponto de monitoramento 3
V_s	Velocidade de dissolução

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	JUSTIFICATIVA.....	17
3	OBJETIVOS.....	17
3.1	Objetivo geral.....	17
3.2	Objetivos específicos.....	18
4	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
4.1	Balanco de Oxigênio dissolvido em sistemas aquáticos.....	18
4.1.1	Consumo de oxigênio dissolvido.....	20
4.1.2	Produção de oxigênio dissolvido.....	21
4.2	Reaeração atmosférica.....	21
4.3	Coefficiente de reaeração.....	23
4.3.1	Metodologias para determinação do coeficiente de reaeração.....	23
4.3.1.1	Método da Sonda Solúvel.....	23
4.3.1.2	Método da Pressão Sonora.....	24
4.3.1.3	Técnica dos Traçadores Gasosos.....	26
4.3.1.4	Método Delta Aproximado.....	28
4.3.1.5	Outras técnicas para determinação do coeficiente de reaeração.....	31
4.3.2	Equações de previsão do coeficiente de reaeração.....	32
4.4	Modelagem da qualidade da água.....	34
4.4.1	Modelos de qualidade da água em rios.....	35
4.4.2	Modelo QUAL2E.....	37
4.4.3	Cinética do oxigênio dissolvido.....	38
4.4.4	Limitações do Modelo.....	39
4.4.5	Aplicações do Modelo.....	40
5	ÁREA DE ESTUDO.....	47
5.1	Localização dos pontos para determinação do K_2	50
6	METODOLOGIA.....	53
6.1	Determinação das características hidrodinâmicas.....	53
6.2	Estimativa experimental do coeficiente de reaeração.....	55
6.3	Comparação entre metodologias.....	56
6.4	Desenvolvimento de modelo empírico.....	57
6.5	Calibração do Modelo QUAL2E.....	58
6.6	Simulação do oxigênio dissolvido utilizando coeficientes experimentais....	61
7	RESULTADOS.....	61
7.1	Características hidrodinâmicas do corpo hídrico.....	61
7.1.1	Vazão, velocidade e área da seção transversal.....	61
7.1.2	Declividade da linha d'água.....	63
7.2	Coefficiente de reaeração.....	63
7.2.1	Coefficiente de reaeração através do método Delta.....	63
7.2.2	Coefficiente de reaeração através de equações.....	69
7.3	Comparação de valores de coeficiente de reaeração entre metodologias.....	72
7.4	Modelo empírico para o coeficiente de reaeração.....	79
7.5	Calibração do Modelo.....	86
7.6	Simulação do oxigênio dissolvido através do Modelo QUAL2E.....	88
8	CONCLUSÕES.....	90
	REFERÊNCIAS.....	92

1 INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos é assunto essencial a todos os usuários da água. A busca por alternativas viáveis, para a solução dos problemas quali-quantitativos dos recursos hídricos, sem impedir o desenvolvimento econômico de uma região, é a rota para garantir às atuais e futuras gerações o acesso à água com quantidade e qualidade suficientes.

Para auxiliar na gestão, controle e proteção dos corpos hídricos podem ser utilizadas ferramentas que possibilitem a análise e o prognóstico dos mesmos. Os modelos matemáticos de qualidade da água são utilizados para esses fins, permitindo a simulação dos processos de autodepuração dos corpos hídricos e, conseqüentemente, auxiliando na tomada de decisões referentes ao gerenciamento desses recursos.

Modelos matemáticos são ferramentas desenvolvidas para auxiliar na solução de problemas. Possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-lo integrado, devido sua capacidade de englobar os processos hidrológico, físico, químico e biológico de forma simplificada e prática, ainda que esses processos sejam complexos. Para que tais ferramentas sejam eficientes e confiáveis, deve-se dispor de resultados confiáveis de monitoramento, além de seguir as etapas da modelagem: análise de sensibilidade, calibração e validação (GASTALDINI *et al.*, 2002, CHAPRA, 1997, SILVA, 2006).

A avaliação do processo de formação ou extinção das substâncias num corpo hídrico é de fundamental importância para a calibração do modelo matemático. A maioria das reações bioquímicas e físicas que ocorrem num corpo hídrico pode ser descrita por cinéticas de primeira ordem. A taxa de reação, taxa de formação ou extinção da substância em estudo, deve ser avaliada de forma eficiente para que as respostas do modelo sejam confiáveis.

Modelos de qualidade da água de rios visam descrever as alterações espaciais e temporais de constituintes selecionados. Desde o desenvolvimento do clássico modelo de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de Streeter e Phelps, em 1925, vários componentes ou variáveis de estado foram gradualmente incorporadas nos modelos seguindo a evolução dos problemas de qualidade da água. Estes modelos podem caracterizar oxigênio dissolvido/carga orgânica, nutrientes/eutrofização, materiais tóxicos, entre outros. Incluem extensa faixa dos mais

simples, tipo Streeter-Phelps com duas variáveis de estado até o QUAL2E, QUAL2K e semelhantes que descrevem ciclos de oxigênio, nitrogênio e fósforo, modelos de ecossistemas, que podem considerar sólidos suspensos, várias espécies de algas zooplâncton, invertebrados, plantas e peixes.

Gastaldini e Oppa (2011) analisaram propostas de enquadramento para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando o modelo matemático de qualidade da água QUAL2E como ferramenta de apoio. Para a calibração do modelo foram utilizados coeficientes cinéticos propostos na literatura.

O modelo QUAL2E foi utilizado na simulação da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim por Oppa, Gastaldini e Missio (2007). No estudo da autodepuração, a análise de sensibilidade do modelo QUAL2E aplicado ao rio demonstrou grande influência do coeficiente de reaeração nas respostas do modelo.

Formentini (2010) determinou experimentalmente os dois coeficientes mais importantes na modelagem do oxigênio dissolvido em corpos d'água: o coeficiente de reaeração superficial K_2 , e o coeficiente de desoxigenação K_1 em trechos do rio Vacacaí Mirim. O coeficiente de reaeração superficial foi determinado utilizando a metodologia dos traçadores inertes, com o emprego de propano como traçador gasoso e Rodamina WT como traçador de referência.

O método dos traçadores mostra-se o mais confiável na determinação experimental do coeficiente de reaeração superficial. No entanto, o aparato experimental sofisticado e a necessidade de uma numerosa equipe de trabalho, implica em um custo elevado. O método delta aproximado, proposto por Mc Bride e Chapra (2005) possui a notoriedade de ser um método de simples aplicação, especialmente por necessitar de apenas uma seção para realização das medições.

Dessa forma, a proposta desse trabalho foi determinar o coeficiente de reaeração do rio Vacacaí Mirim através do método delta aproximado e, com os resultados experimentais, realizar a comparação com as respostas de equações disponíveis na literatura e com os valores obtidos através da técnica dos traçadores modificada feita por Formentini (2010). Espera-se, com as comparações entre as metodologias, avaliar a importância da determinação experimental dos parâmetros cinéticos: coeficiente de reaeração superficial K_2 e coeficiente de desoxigenação K_1 na modelagem da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim, além de possibilitar previsões mais precisas do oxigênio dissolvido.

2 JUSTIFICATIVA

No estudo da autodepuração, a análise de sensibilidade do modelo QUAL2E aplicado ao rio Vacacaí Mirim, realizada por Oppa, Gastaldini e Missio (2007), demonstrou grande influência do coeficiente de reaeração nas respostas do modelo.

Existe, na literatura, grande quantidade de fórmulas para prever o coeficiente de reaeração, baseadas nas características hidráulicas dos escoamentos. Estas fórmulas, embora sejam normalmente utilizadas nos modelos de qualidade da água, não passam de formulações semi-empíricas válidas para as condições particulares dos escoamentos onde foram obtidas, além de seus resultados divergirem significativamente. Com a incerteza gerada, torna-se recomendável a avaliação experimental do coeficiente de reaeração.

O método dos traçadores mostra-se o mais confiável na determinação experimental do coeficiente de reaeração superficial. Trata-se de uma medida direta, na qual o fenômeno envolvido na realização dos experimentos é o mesmo que rege o próprio mecanismo de reoxigenação superficial, ou seja, a transferência gasosa através de uma superfície líquida. No entanto, o aparato experimental sofisticado e a necessidade de uma numerosa equipe de trabalho implicam em um custo elevado.

Já, o método delta aproximado é de fácil obtenção e tratamento dos dados. Não há nenhum tipo de alusão à comparação com outros métodos experimentais de determinação de K_2 .

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Esta pesquisa objetivou avaliar a importância da determinação experimental dos parâmetros cinéticos: coeficiente de reaeração superficial K_2 e coeficiente de desoxigenação K_1 na modelagem da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim. Foram

utilizados os dados de qualidade da água e hidrológicos utilizados por Gastaldini e Oppa (2011), os parâmetros cinéticos determinados por Formentini (2010), e avaliados os coeficientes de reaeração pelo método delta aproximado.

3.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram:

1. Determinar as características hidrodinâmicas do corpo hídrico como; velocidade média, profundidade, declividade da linha d'água, em três seções de monitoramento do rio Vacacaí Mirim.
2. Determinar o coeficiente de reaeração utilizando o método delta aproximado.
3. Comparar valores de K_2 obtidos experimentalmente através da técnica dos traçadores modificada e do método delta aproximado e dos resultados das equações propostas na bibliografia.
4. Desenvolver modelo empírico para o coeficiente de reaeração em função das características hidrodinâmicas do escoamento como: velocidade média, declividade da linha d'água, profundidade do escoamento.
5. Calibrar modelo de qualidade da água QUAL2E, utilizando resultados experimentais dos parâmetros cinéticos e compará-la com a proposta por Gastaldini e Oppa (2011).

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 Balanço de oxigênio dissolvido em sistemas aquáticos

O oxigênio dissolvido é um parâmetro importante na análise da poluição de um rio. O oxigênio necessário para manter as condições de vida de alguns organismos na

água e para a decomposição aeróbica do despejo poluidor. Quando o despejo é grande e o oxigênio se esgota, inicia-se o processo de decomposição anaeróbica.

A matéria orgânica presente nos corpos d'água é a causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo de oxigênio dissolvido pelos microorganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica.

No processo de autodepuração de um rio há um balanço entre as fontes de consumo e as fontes de produção de oxigênio. Quando a taxa de consumo é superior à taxa de produção, a concentração de oxigênio tende a decrescer, ocorrendo o inverso quando a taxa de consumo é inferior à taxa de produção.

Os principais fatores interagentes no balanço do oxigênio dissolvido (OD) em um corpo d'água encontram-se apresentados no quadro 1 e na figura 1.

Consumo de OD	Produção de OD
-Oxidação da matéria orgânica (respiração)	-Reaeração atmosférica
-Demanda bentônica (lodo de fundo)	-Fotossíntese
-Nitrificação (oxidação da amônia)	

Quadro 1 – Principais fenômenos interagentes no balanço de OD

Fonte: Brown, 1986

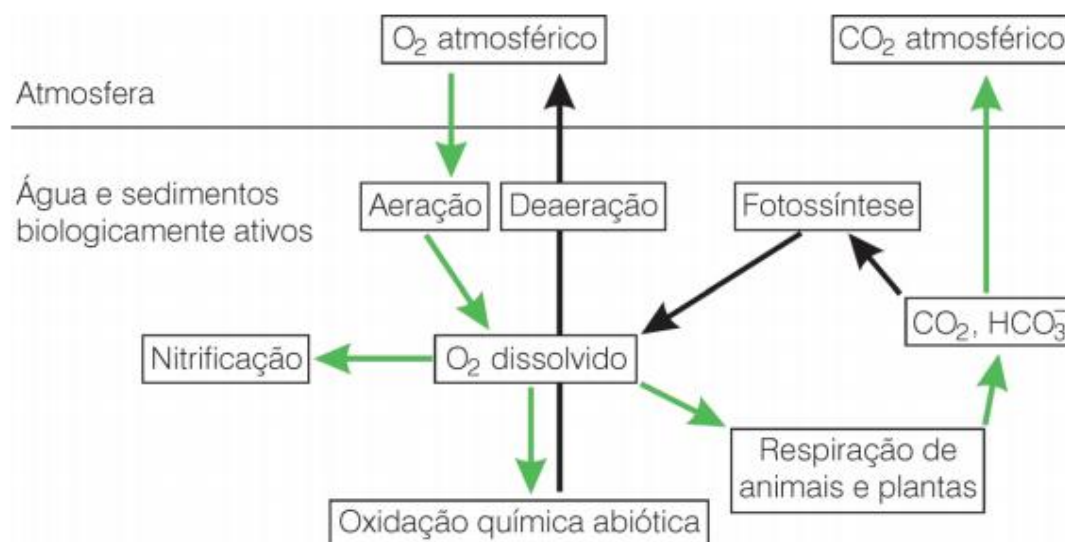


Figura 1 – Balanço de Oxigênio dissolvido nos sistemas aquáticos; os processos acelerados ou aumentados pela descarga de materiais orgânicos são indicados por setas verdes.

Fonte: Fiorucci; Benedetti Filho, 2005

4.1.1 Consumo de oxigênio dissolvido

O consumo de oxigênio é causado pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), por perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos, nitrificação e oxidação química abiótica de substâncias como íons metálicos (FIORUCCI; BENEDETTI FILHO, 2005).

A matéria orgânica nos corpos d'água se apresenta em duas formas: em suspensão e dissolvida. A matéria em suspensão (ou particulada) tende a sedimentar, formando o lodo de fundo. A matéria dissolvida (ou solúvel), conjuntamente com a matéria suspensa de pequenas dimensões (dificilmente sedimentável) permanece na massa líquida. A oxidação desta matéria orgânica corresponde ao principal fator de consumo de oxigênio. O consumo de oxigênio dissolvido se deve à respiração dos microorganismos decompositores.

A matéria orgânica em suspensão que se sedimentou, formando o lodo de fundo, é convertida principalmente em condições anaeróbias, em virtude da dificuldade da penetração do oxigênio na camada de lodo. No entanto, a camada superior do lodo que tem ainda acesso ao oxigênio é estabilizada aerobicamente resultando em consumo de oxigênio. Ademais, alguns subprodutos parciais da decomposição anaeróbia podem dissolver-se, atravessar a camada aeróbia do lodo e se difundir na massa líquida, exercendo uma demanda de oxigênio. A demanda de oxigênio originada por este conjunto de fatores gerados pelo lodo de fundo é denominada demanda bentônica.

A quantidade de oxigênio consumido é função da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) que caracteriza o despejo, podendo ocorrer em todos os pontos do escoamento, inclusive no leito, demanda bentônica (BRANCO, 1991).

Outro fator que pode causar consumo de oxigênio é a reintrodução na massa líquida da matéria orgânica anteriormente sedimentada, causada pelo revolvimento da camada de lodo. Este revolvimento ocorre em ocasiões de aumento de vazão e da velocidade de escoamento das águas. O lodo, ainda não estando totalmente estabilizado representa uma nova fonte de demanda de oxigênio.

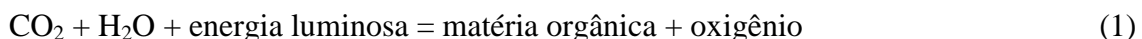
Outro processo de consumo de oxigênio é o referente às formas nitrogenadas, responsáveis pela transformação da amônia em nitritos e estes em nitratos, no fenômeno denominado nitrificação. Este consumo é referido como demanda nitrogenada.

4.1.2 Produção de oxigênio dissolvido

A principal fonte de introdução de oxigênio no meio líquido é a reaeração atmosférica. A transferência de gases é um fenômeno físico através do qual moléculas de gases são intercambiadas entre o líquido e o gás pela sua interface. Este intercâmbio resulta em um aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com o gás (VON SPERLING, 2005).

Isto é o que ocorre em um curso d'água, cuja concentração de oxigênio dissolvido reduziu-se, devido aos processos de estabilização da matéria orgânica. Assim, os teores de OD são inferiores aos de saturação, que são ditados pela solubilidade do gás, dadas condições de temperatura e pressão. Nesta situação há um déficit de oxigênio. Desta forma, desde que haja um déficit, há uma busca para uma nova situação de equilíbrio, permitindo que haja uma maior absorção de oxigênio pela massa líquida.

Outra fonte de introdução de oxigênio no meio líquido é a fotossíntese, que é o principal processo utilizado pelos seres autotróficos para a síntese da matéria orgânica, sendo característica dos organismos clorofilados. O processo se realiza somente em presença de energia luminosa, segundo a equação simplificada:



4.2 Reaeração atmosférica

A reaeração é uma das fontes de oxigênio da água de um rio. O processo de reaeração é função da temperatura da água, turbulência, velocidade e profundidade (TUCCI, 2005).

Reaeração é a transferência de gás que ocorre na fronteira entre a superfície da água em escoamento e o ar atmosférico. A absorção do oxigênio atmosférico pela água é controlada pela fina camada de água na superfície do escoamento. Essa transferência ocorre por uma reação de difusão em que a taxa de transferência depende da concentração relativa do oxigênio no ar e na água (BRAGA *et al.*, 2002). Essa dinâmica é modelada por uma reação de primeira ordem cujo mecanismo é descrito pela equação 2:

$$\frac{Dc}{Dt} = -K_2 \cdot C \quad (2)$$

Sendo:

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

t = tempo (T)

K_2 = coeficiente de reaeração que depende da turbulência do meio. (T^{-1})

Se os teores de oxigênio dissolvido na massa líquida forem inferiores aos de saturação, haverá um déficit de oxigênio e, desta forma, há uma busca para uma nova situação de equilíbrio, permitindo que haja uma maior absorção de oxigênio pela massa líquida.

A transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida se dá basicamente através de dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta.

Em um corpo d'água com a massa líquida praticamente parada predomina a difusão molecular. Esta pode ser descrita como a tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente por todo o espaço disponível. No entanto, este mecanismo é bastante lento, requerendo muito tempo para que um gás atinja as camadas mais profundas do corpo d'água.

O mecanismo da difusão turbulenta é bem mais eficiente, pois envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interface e renovação destas interfaces. O primeiro é importante, pois é através das interfaces que ocorrem os intercâmbios gasosos. O segundo é também significativo, pois a pronta renovação das interfaces permite que se evitem pontos de saturação localizada, além de conduzir o gás para as várias profundidades da massa líquida, devido a maior mistura.

A condição de difusão a predominar é função das características hidrodinâmicas do corpo d'água. Um rio de menor profundidade, com corredeiras, apresenta excelentes condições para uma eficiente turbulência. Nestas condições, a difusão molecular é desprezível. Por outro lado, em lagos, tende a predominar a difusão molecular, a menos que o vento promova uma maior mistura e renovação da interface.

Então, a reposição de oxigênio dissolvido nos escoamentos de água naturais ocorre, principalmente, através da absorção física do oxigênio contido na atmosfera em

função da movimentação turbulenta na superfície livre do escoamento. Este fenômeno é conhecido como reaeração e é quantificado através do coeficiente de reaeração (K_2).

4.3 Coeficiente de reaeração

O principal uso do coeficiente de reaeração é na quantificação do processo de reaeração atmosférica para utilização em modelos de qualidade da água baseados no oxigênio dissolvido.

O coeficiente de reaeração de um escoamento pode ser determinado através do método da sonda solúvel flutuante, método da pressão sonora, técnica dos traçadores gasosos, método Delta Aproximado, Técnica do balanço de oxigênio dissolvido, Técnica da perturbação do equilíbrio e Método da campânula flutuante. Pode também ser obtido através de diversas fórmulas presentes na bibliografia que descrevem o comportamento do escoamento através de seu regime hidráulico. Essas fórmulas são usadas pelos modelos de qualidade da água.

4.3.1 Metodologias para determinação do coeficiente de reaeração

4.3.1.1 Método da sonda solúvel flutuante

Foi desenvolvido por Giorgetti e Giansanti (1983) e posteriormente aperfeiçoado por Schulz (1985), Giansanti (1986) e Schulz (1989).

O método faz estimativa indireta do coeficiente de transferência do oxigênio em água a partir de medidas da taxa de dissolução de uma sonda sólida solúvel. Está fundamentado numa metodologia mais simples e econômica quando comparado com as demais técnicas.

Baseia-se na observação que a velocidade de dissolução de sólido é tanto maior quanto mais intensa for a turbulência do escoamento próximo a superfície livre. Portanto, os dois processos de transferência de massa dependem do nível de agitação, devendo-se estabelecer relação entre eles.

Especula-se a existência de uma relação entre as velocidades de reação dos dois processos, sendo que o segundo processo pode ser empregado para determinação indireta do coeficiente de reaeração (GIORGETTI; SCHULZ, 1990)

Costa (2000), aplicou o método da sonda solúvel usando sondas planas de ácido oxálico para determinar o coeficiente de reaeração nos rios Ribeirão de Caldas (Poços de Caldas, MG), Jacaré-Guaçu (Ribeirão Bonito, SP), Ribeirão do Feijão (São Carlos, SP) e Laranja-Azeda (São Carlos, SP). Trezentos e cinquenta e uma sondas de ácido oxálico foram induzidas à dissolução unidimensional em testes de laboratório e de campo. As velocidades de dissolução (V_s) foram determinadas a partir das dissoluções das sondas e os coeficientes de reaeração estimados pelo método dos traçadores. O conjunto de dados obtidos em laboratório foi similar ao conjunto dos dados obtidos em campo, diferindo apenas pela translação desse conjunto o que significa a existência de um coeficiente multiplicativo nos valores de V_s quando determinados em campo. Verificou-se que os dois processos de transferência de massa (reaeração e dissolução do sólido) sofrem influências diferentes a partir do aumento da escala física e consequente mudança na estrutura da turbulência e na macro estrutura do escoamento (turbilhões e estrutura correlatas).

Bicudo e James (1989) identificaram que os principais fatores que controlam os processos de reaeração superficial e dissolução e distribuição de um sólido em um líquido sob agitação são: agitação do líquido em contato com a superfície sólida, a temperatura que afeta a cinética da reaeração, o coeficiente de difusão do sólido para um determinado líquido, a concentração do sólido dissolvido e a natureza química do sólido e do líquido.

4.3.1.2 Método da Pressão Sonora

Esse método foi sugerido por Morse et al (2007) com a intenção de ser uma técnica de avaliação do K_2 pouco trabalhosa e de rápida resposta.

Baseia-se em duas hipóteses: de que a pressão sonora média (ruído) de um trecho de água em escoamento e o coeficiente de reaeração são fortemente dependentes da turbulência e, logo, existe uma relação confiável entre ambos e que há um aumento na pressão sonora com o aumento da cora (novamente atribuída ao aumento da turbulência gerado pela elevação na cora e consequentemente na vazão).

A equação 3 demonstra os valores de pressão sonora expressos, transformando as leituras do aparelho medidor de nível de pressão sonora, usualmente expressas em Decibéis, para Pascal.

$$P = P_o [10^{(SL/20)}] \quad (3)$$

Sendo:

$$P_o = 2 \times 10^{-5}$$

SL = nível sonoro (dBA).

Para cada avaliação, foram medidos o comprimento, o nível sonoro e o ruído em cada trecho de característica geomórfica distinta, dentro de um trecho mais amplo em estudo. Esses dados foram utilizados para computar a pressão sonora de cada trecho característico e ponderá-los de acordo com a fração do comprimento total do trecho que a característica geomórfica representa. A classificação geomórfica dos escoamentos foi feita em: pools, runs, chutes, riffles, cascades, de acordo com o quadro 2.

Característica Geomórfica	Características superficiais
Pools	Água transparente, superfície vítrea
Runs	Movimentos superficiais irregulares e aleatórios; frequentemente ondulada; alta probabilidade de formação de turbilhões
Chutes	Padrão de choque cruzado ou formação em V; traços de “água branca” podem aparecer; possibilidade de formação de turbilhões
Riffles	Sem padrão de ondas regulares; mais que traços de “água branca”, porém menos que 30% da superfície coberta por “água branca”; substrato altamente influente, e com frequência emerge à superfície
Cascades	Mais que 30% da superfície coberta por “água branca”

Quadro 2 – Classificação geomórfica dos escoamentos para estimativa de K_2 por meio da pressão sonora.

Fonte: Morse et al., 2007

Os autores encontraram uma relação linear significativa entre os dados obtidos de pressão sonora ponderada e o coeficiente de reaeração medido utilizando a técnica de dessorção do traçador gasoso propano. O valor do coeficiente de determinação ficou em

0,94, considerado satisfatório, já que o coeficiente de reaeração variou entre zero e 300dia^{-1} , para análises feitas em três anos distintos.

A concordância entre as medidas de pressão sonora e cota variou significativamente para diferentes trechos do mesmo rio, sugerindo a dependência de outros fatores geomórficos e características físicas. De um modo geral, o aumento na cota gerou aumento nos níveis de pressão sonora, devido ao aumento na turbulência.

Apesar de os primeiros resultados terem sido satisfatórios, à medida que os autores comprovaram a relação existente entre o coeficiente de reaeração e os níveis de pressão sonora, esse método é novo e ainda precisa de mais estudos para desenvolver melhor os resultados e testá-los.

4.3.1.3 Técnica dos traçadores gasosos

Baseia-se na relação constante existente entre a velocidade de absorção de um gás traçador injetado na água e a velocidade de absorção do oxigênio atmosférico pela mesma água (RATHBUN; GRANT, 1978). A equação 4 descreve essa relação.

$$K_2 = K_T/R \quad (4)$$

Sendo:

K_2 = coeficiente de absorção de oxigênio ou coeficiente de reaeração (dia^{-1})

K_T = coeficiente de dessorção do traçador gasoso (dia^{-1})

R = razão obtida entre os coeficientes

Embora a relação entre a taxa de dessorção do traçador gasoso e a taxa de absorção do oxigênio pela água deve permanecer constante numa faixa de temperatura de trabalho, tanto a solubilidade do oxigênio quanto o coeficiente de reaeração são funções da temperatura (HAMPSON; COFFIN, 1989).

Esta técnica foi empregada, primeiramente, utilizando-se um traçador gasoso radioativo criptônio-85 (^{85}Kr) com água tritiada (^3H) para o oxigênio e uma substância fluorescente, a Rodamina-WT, para monitorar a nuvem de traçador através do chamado Método do Criptônio.

De acordo com Roldão (1990), pode-se expressar matematicamente a relação entre o emprego de um traçador gasoso radioativo (^{85}Kr) e um traçador de referência (^3H), como descreve a equação 5.

$$K_{Kr} = \frac{1}{\Delta t} \ln \frac{(C_{Kr}/C_H)_j}{(C_{Kr}/C_H)_m} \quad (5)$$

Sendo:

K_{Kr} = coeficiente de dessorção do Criptônio-85 (dia^{-1});

Δt = tempo de viagem do traçador entre as estações de amostragem (dias);

C_{Kr}/C_H = razão entre a concentração de ^{85}Kr e ^3H na estação de amostragem;

j e m são as seções de jusante e montante do trecho.

Então, de acordo com a equação 5, a velocidade de dessorção de uma nuvem móvel de ^{85}Kr injetada instantaneamente em um rio é descrita por uma reação com cinética de primeira ordem, na qual foi implementada uma correção, que leva em conta a dispersão. Essa correção é baseada assumindo que as características de dispersão de um gás são as mesmas do traçador conservativo (^3H) que é injetado simultaneamente.

Posteriormente, para evitar riscos de exposição dos corpos d'água à radiação, o traçador gasoso radioativo foi substituído pelo etileno ou propano, técnica esta conhecida como dos traçadores gasosos modificada ou método do propano. Este método vem sendo o mais utilizado, pois independente das condições de vazão e possui a vantagem de não necessitar a determinação de outras fontes e sumidouros de oxigênio dissolvido.

O método foi desenvolvido por Rathbun et al (1975) que usaram traçadores inertes para a determinação experimental do coeficiente de reaeração. Consistindo basicamente na injeção de um gás hidrocarboneto de leve peso molecular (propano) e a utilização de Rodamina-WT como traçador de referência.

A técnica dos traçadores gasosos modificada tem sido empregada utilizando-se dois procedimentos de campo: o método de injeção de curta duração do gás, em que o gás e o traçador conservativo são injetados simultaneamente a taxa constante com idêntica duração; e o método de injeção de longa duração do gás, em que o traçador conservativo é injetado instantaneamente no início da injeção do gás.

Ambas as técnicas, dos traçadores radioativos e dos traçadores modificada, podem se utilizar de duas metodologias para sua realização: método do pico e método da área. O método do pico, proposto por Tsivoglou et al. (1968), utiliza o traçador de referência para a correção da concentração de pico do gás traçador por dispersão. O método da área utiliza a massa total de gás traçador que passa pelas seções de monitoramento (HAMPSON; COFFIN, 1989).

Barbosa Jr. (1997) e Barbosa Jr. e Giorgetti (1995) determinaram o coeficiente de reaeração em corpos hídricos do estado de São Paulo. Utilizaram o gás propano como traçador para o oxigênio e traçador fluorescente, Rodamina WT. Desenvolveram modelo empírico para o coeficiente de reaeração em função da velocidade média, da declividade da linha d'água e da profundidade do escoamento.

Lico e Taylor (2000) determinaram o coeficiente de reaeração, utilizando a técnica dos traçadores, em dois trechos do rio Truckee em Nevada. Empregaram o gás propano como traçador para o oxigênio e um corante, Rodamina WT. O coeficiente de reaeração médio foi de 15,6/dia, para uma temperatura de 20°C. A vazão média foi de 570 ft³/s e a temperatura média da água foi de 14,8°C.

Formentini (2010), determinou o coeficiente de reaeração superficial K_2 em dois trechos do rio Vacacaí Mirim, através do método dos traçadores. O coeficiente de reaeração foi determinado utilizando o emprego de propano como traçador gasoso e Rodamina WT como traçador de referência. O autor obteve o valor de K_2 de 30,30 dia⁻¹ para o primeiro trecho q 24,77 dia⁻¹ para o segundo trecho, no primeiro experimento. No segundo experimento o valor para o primeiro trecho foi de 14,91 dia⁻¹ e 12,73 dia⁻¹ para o segundo trecho.

4.3.1.4 Método Delta Aproximado

O método delta para a determinação do coeficiente de reaeração foi originalmente proposto por Chapra e Di Toro (1991), a partir de uma proposta de Di Toro (1981), que utilizou um procedimento orientado graficamente para estimar a taxa fotossintética baseado na variação diária de oxigênio dissolvido num corpo d'água.

A função de Chapra e Di Toro (1991) possui forma transcendental implícita, não permitindo uma expressão analítica simples. Por isso, foram avaliadas numericamente e os resultados apresentados na forma de gráficos.

Para simplificar a abordagem, Mc Bride e Chapra (2005) fizeram uma proposta a qual chamaram de “método delta aproximado”, evitando a necessidade de solução numérica dos gráficos propostos originalmente por Chapra e Di Toro (1991).

O método delta aproximado baseia-se na estimativa da taxa de reaeração, produção primária e taxa de respiração basicamente através de medições diurnas do oxigênio dissolvido, utilizando três características desta curva para obtenção dos resultados: o tempo de déficit mínimo de oxigênio (relativo ao meio-dia solar) é usado para estimar a taxa de reaeração. Uma vez obtido o coeficiente de reaeração, a variação de déficit é utilizada para prever a produção fotossintética. Finalmente, o déficit médio pode ser utilizado em conjunto com as taxas de reaeração e produção para computar a respiração. A figura 2 ilustra estas determinações.

Este modelo é uma aproximação através da relação entre parâmetros do modelo original e manipulação de equações para construção de curvas semelhantes. A solução encontrada é obtida através da equação 6:

$$K_2 = 7,5 \cdot \left(\frac{5,3 \cdot \eta - \emptyset}{\eta \cdot \emptyset} \right)^{0,85} \quad (6)$$

Sendo:

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

η = fator de correção do fotoperíodo (adimensional);

f = duração do fotoperíodo (h);

$\emptyset = t^* - f/2$ = tempo entre o mínimo déficit de oxigênio e o meio-dia solar (h).

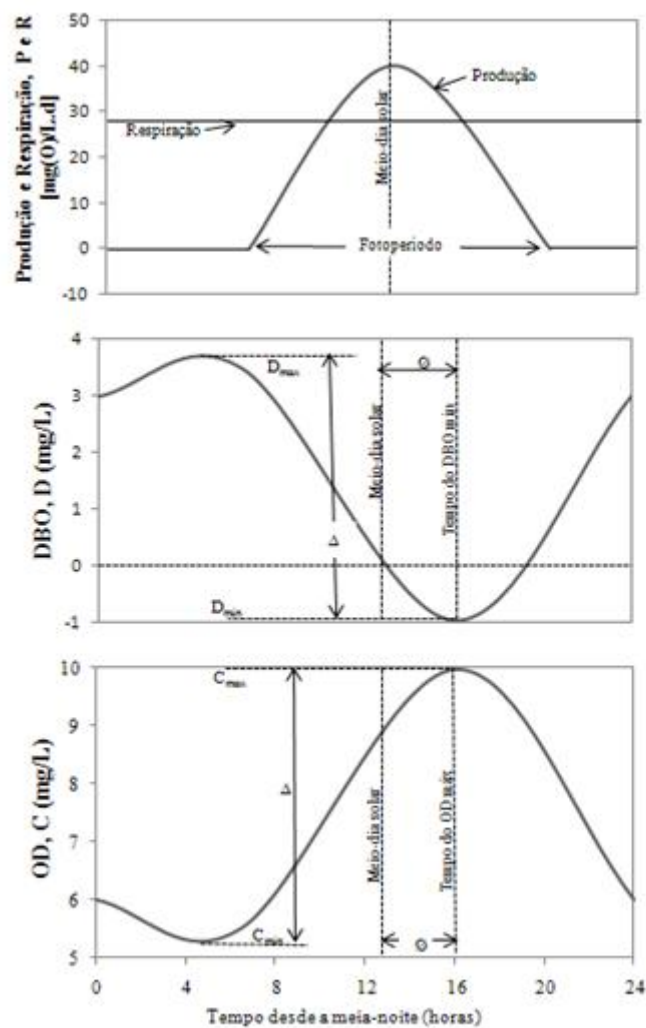


Figura 2 – Definição das variáveis para estimativa da taxa de reaeração, produção primária e taxa de respiração.

Fonte: Mc Bride e Chapra, 2005

Mc Bride e Chapra (2005) obtiveram valores muito semelhantes aos encontrados por Chapra e Di Toro no método delta tradicional, porém com a limitação de seu modelo ser adequado apenas para escoamentos com coeficiente de reaeração baixo a moderado ($K_2 < 10d^{-1}$) e fotoperíodos moderados (10 – 14h). Segundo os autores, esta limitação é puramente matemática, uma vez que não foi encontrada uma equação de forma simples que se adaptasse a curva original.

O método delta aproximado possui a notoriedade de ser um método de simples aplicação, especialmente por necessitar de apenas uma seção para realização das medições. Incertezas na estimativa da reaeração podem ser compensadas por outros ajustes dentro do próprio método, que ainda leva em consideração a determinação da

produção primária de oxigênio e a respiração, de modo a manter fixos os valores de déficit de oxigênio.

Wang et al. (2003), afirmaram que o método Delta poderia propagar erros computacionais pois um parâmetro é utilizado para estimar outro parâmetro. Por exemplo, a taxa de respiração é calculada através do coeficiente de reaeração. Os autores propuseram um método para estimar taxas de metabolismo (fotossíntese e respiração) chamado de Método do Valor Extremo (Extreme Value Method – EVM). O método é baseado no fato de que o valor extremo de oxigênio dissolvido (déficit de OD) faz a inclinação da curva do oxigênio dissolvido ser zero. Além disso, eles assumem que o mínimo valor de oxigênio dissolvido ocorre durante a noite, quando a fotossíntese é zero. O Método de Valor Extremo produz resultados similares quando comparados aos do Método Delta.

4.3.1.5 Outras técnicas para determinação do coeficiente de reaeração

Além dos métodos citados acima, existem outras metodologias para determinação do coeficiente de reaeração, que são citadas abaixo.

Técnica do balanço de oxigênio dissolvido:

Consiste em determinar a reaeração pela diferença entre a variação do oxigênio dissolvido num trecho e as outras fontes e sumidouros no trecho, que deverão ser conhecidas.

Técnica da perturbação do equilíbrio:

Determina a reaeração pela medida do oxigênio dissolvido no início e final de um trecho em dois níveis diferentes. Estes dois níveis são usualmente obtidos pela injeção de sulfito de sódio e um catalizador de cobalto dentro do escoamento. Se a fotossíntese, a respiração, o coeficiente de reaeração e a velocidade média forem constantes, determina-se K_2 .

Método da campânula flutuante:

Consiste no uso de campânula flutuante onde a transferência superficial gasosa é determinada a partir de medidas de variações da quantidade de oxigênio aprisionado entre a superfície líquida e a campânula.

4.3.2 Equações de previsão do coeficiente de reaeração

Existe, na literatura, grande quantidade de fórmulas para prever o coeficiente de reaeração, baseadas nas características hidráulicas dos escoamentos. Estas fórmulas, embora sejam normalmente utilizadas nos modelos de qualidade da água, não passam de formulações semi-empíricas válidas para as condições particulares dos escoamentos onde foram obtidas, além de seus resultados divergirem significativamente. As mais utilizadas são mostradas na tabela 1.

O valor de K_2 é afetado pela temperatura de acordo com a equação 7:

$$K_2^T = K_2^{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (7)$$

Sendo:

K_2^T e K_2^{20} = coeficiente de reaeração na temperatura T e a 20° C (dia⁻¹)

θ = constante $\theta = 1,047$

Tabela 1 – Equações de determinação de K_2

Autor(es)	K_2 (d ⁻¹ a 20°C)	Faixa de aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,95 \cdot \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,05m/s \leq U < 0,8m/s$
Churchill <i>et al.</i> (1962)	$5,03 \cdot \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$	$0,6m \leq H < 4,0m$ $0,8m/s \leq U < 1,5m/s$
Owens <i>et al.</i> (1964)	$5,34 \cdot \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$	$0,1m \leq H < 0,6m$ $0,05m/s \leq U < 1,5m/s$
Langbien e Durum (1967)	$5,13 \frac{U}{H^{1,33}}$	-
Tsivoglou & Wallace (1972)	$31,6 \cdot U \cdot (1000 \cdot i)$ $15,4 \cdot U \cdot (1000 \cdot i)$	$0,03m^3/s < Q < 0,3m^3/s$ $0,3m^3/s < Q < 8,5m^3/s$
Parker e Gay (1987)	$312,85 \cdot H^{-0,176} \cdot U^{0,355} \cdot I^0$	$0,1m < H < 2,0m$ $0,05m/s < U < 0,7m^3/s$
Smoot (1988)	$5,43 \cdot i^{0,6236} \cdot U^{0,5325} \cdot H^{-0,7}$	-
Melching e Flores (1999)	$517 \cdot (U \cdot i)^{0,524} \cdot Q^{-0,242}$ $596 \cdot (U \cdot i)^{0,528} \cdot Q^{-0,136}$	$Q < 0,556m^3/s$ $Q > 0,556m^3/s$
Formentini (2010)	$836 \cdot (U \cdot i)^{0,524} \cdot Q^{-0,015}$	$0,1m^3/s < Q < 1,5m^3/s$ $0,08m/s < U < 0,3m/s$

U = velocidade média; H = profundidade média; i = declividade (m/m); Q = vazão.

Fonte: Adaptado de Chapra, 1997

A prática usual para a estimativa de K_2 é amplamente discutida por Melching e Flores (1999). As fórmulas semi-empíricas têm validade para as condições particulares de escoamento onde foram geradas. Como contribuição neste aspecto, os autores apresentam uma estimativa baseada na compilação de um banco de dados do *U.S. Geological Survey*, de 166 rios localizados em 23 estados norte-americanos.

Os autores, ainda ressaltam problemas no uso de equações para previsão do coeficiente de reaeração. Relatam que a maioria das equações foi derivada de conjuntos pequenos de dados de laboratório ou de campo e para um grupo localizado de escoamento e, ainda, as equações foram obtidas através de avaliações de K_2 obtidas pelos métodos do balanço de OD ou pelo método de perturbação do equilíbrio que são metodologias que incluem erros potencialmente elevados.

Grant e Skavroneck (1980) compararam coeficientes de reaeração determinados pelo método dos traçadores com aqueles avaliados por 20 equações da literatura em três pequenos escoamentos em Wisconsin. Concluíram que a melhor previsão foi da equação de Tsivoglou-Neal com erro de 18%. A equação de Thackston-Krenkel, a de Langbein-Durum, a de Churchill *et. al.* e a de O'Connor e Dobbins produziram erros de 29, 34, 88 e 118%, respectivamente.

Von Sperling (2005-a) realizou uma comparação entre algumas das equações mais empregadas na modelagem de oxigênio dissolvido, que utilizam como parâmetros de entrada a velocidade e a profundidade do rio. São elas: O'Connor e Dobbins (1958), Churchill *et al.* (1962) e Owens *et al.* (1964), que segundo o autor possuem faixas de aplicabilidade complementares. O autor resalta que a avaliação experimental dos coeficientes, principalmente para corpos d'água rasos, é fundamental, dada a grande incerteza gerada pelas equações e a alta sensibilidade ao parâmetro de reaeração dos modelos de oxigênio dissolvido.

Formentini (2010) comparou resultados do coeficiente de reaeração obtidos através de determinação experimental, através do método dos traçadores, com os resultados previstos pelas principais equações presentes na literatura. O valor estimado pelas equações apresentou grande discrepância entre as mesmas, sendo que as equações mais recentes, propostas a partir da regressão de dados de K_2 obtidos pela própria metodologia dos traçadores inertes, apresentaram as menores variações, entre -32,95% e 14,51%.

4.4 Modelagem da qualidade da água

Os modelos matemáticos são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. Não obstante, além de serem utilizados para ajudar na minimização de problemas de poluição, eles possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-lo integrado, pois os modelos matemáticos associam as informações físicas, químicas e biológicas (CHAPRA, 1997).

Segundo Gastaldini et al. (2002) modelos de qualidade da água de rios visam descrever as alterações espaciais e temporais de constituintes selecionados. Os processos de conversão descrevem alterações nas concentrações dos constituintes que são devidos a processos biológicos, químicos, bioquímicos e físicos.

Costa (2000), relata que os modelos matemáticos são empregados para avaliar a capacidade de autodepuração natural dos rios. Este conhecimento permite a harmonização de usos aparentemente conflitantes, como por exemplo, abastecimento de água (captação) e recepção de efluentes (emissão).

Os modelos de qualidade da água são largamente usados pelos órgãos ambientais e companhias de serviços públicos de água em todo mundo. O uso dos modelos é, em grande parte, impulsionado pelas legislações, regulamentações e práticas ambientais variando entre os países. (COX, 2003)

A modelagem da qualidade da água teve origem com o desenvolvimento de um modelo por Streeter e Phelps (1925) que considera o escoamento permanente uniforme e simula DBO e OD. Esse modelo representa um marco na modelagem que, desde então, vem sendo aperfeiçoada.

A evolução do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água foram apresentados por Chapra (1997) apresentando quatro fases que relacionam-se com assuntos sociais e quanto à capacidade computacional que é disponível durante cada período. Essas fases são apresentadas na tabela 2.

A primeira fase compreende o período de 1925 a 1960, marcada pelo modelo de Streeter Phelps e com ênfase na simulação dos parâmetros oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio.

A segunda fase, nos anos 60, com a disponibilidade de computadores foi possível estudar e aplicar modelos com sistemas mais complexos. Foi nessa época, também, que se começou a pensar nos problemas considerando a bacia de drenagem.

A fase seguinte, anos 70, foi marcada por um novo pensamento da sociedade em relação ao meio ambiente. O principal problema focado nessa época, em relação a qualidade da água, era a eutrofização (pois começaram a pensar além do OD). Assim, foi expandido o estudo sobre os processos biológicos.

A fase mais recente da modelagem da qualidade da água se desenvolveu sob a importância das substâncias tóxicas. Dessa forma, começaram os estudos sobre o acúmulo dessas substâncias e sua atuação na cadeia alimentar. (SILVA, 2003).

Tabela 2 – Fases do desenvolvimento dos modelos de qualidade da água

Fase	Problema	Parâmetros analisados	Sistema	Cinética
1925-1960 (Streeter e Phelps)	Esgoto sem tratamento e efluente primário	OD/DBO	Unidimensional	Linear
1960-1970 (Computadores)	Efluente primário e secundário	OD/DBO	Unidimensional e bidimensional	Linear
1970-1977 (Biologia)	Eutrofização	Nutrientes	Unidimensional, bidimensional e tridimensional	Não Linear
1977-presente (Tóxicos)	Elementos tóxicos	Elementos orgânicos e metais	Interações água – sedimentos	Linear

Fonte: Chapra, 1997

A evolução da modelagem de qualidade de água resultou em uma estrutura teórica unificada, abrangendo poluentes convencionais e tóxicos. E junto a essa evolução está a disponibilidade dos mais variados programas de computador para a implementação da teoria (CHAPRA, 1997)

4.4.1 Modelos de qualidade da água em rios

A modelagem matemática da qualidade da água em rios deve ser entendida como uma importante ferramenta de apoio ao processo de tomada de decisões. A escolha de um determinado modelo depende de muitos fatores, que devem atender ao

planejamento da bacia inteira e não apenas a trechos isolados de um curso d'água, tais como: os objetivos da análise, a disponibilidade de dados e o tempo de resposta.

No quadro XX estão descritos alguns modelos importantes na simulação da qualidade da água em rios.

MODELO	AUTOR/ ANO	PARÂMETROS ANALISADOS/ DIFERENCIAL
AQUASIM	Instituto Suíço de Ciência Ambiental e Tecnologia/1991	Revela se suposições modelares são compatíveis com dados medidos
AQUATOX	USEPA	Descreve o destino de vários poluentes, nutrientes e produtos orgânicos, bem como os seus efeitos nos peixes, invertebrados e plantas aquáticas
BASINS	USEPA/1996	Capaz de simular rapidamente grandes quantidades de dados de fontes não pontuais e pontuais em um formato de fácil uso
CE-QUAL-R1V1	US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Environmental Laboratory/1990	Temperatura, coliformes, nitrogênio, DBO, algas, fósforo, OD e metais. É recomendado para vazões não permanentes.
CE-QUAL-W2	US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station Environmental Laboratory/1995	Capaz de simular 21 constituintes além da temperatura/ capaz de modelar bacias de rios inteiras interligando rios a lagos, reservatórios e/ou estuários
DAFLOW	US Geological Survey (USGS)	Conveniente para simular o fluxo em sistemas com maior declividade
MIKE 11	Danish Hydraulic Institute	OD, DBO, coliformes, Nitrogênio, Fósforo, metais, fitoplâncton, zooplâncton e demanda bentônica
WASP7	USEPA/2006	Nitrogênio, Fósforo, OD, DBO, algas, produtos químicos orgânicos, metais, Mercúrio, agentes patogênicos e temperatura
Qual2K	USEPA/2003	18 diferentes variáveis, de regime permanente e não uniforme; É implementado em planilhas de trabalho do programa <i>Excel</i>

Quadro 3 – Modelos matemáticos importantes na simulação da qualidade da água.

Fonte: OPPA, 2007

A escolha adequada do modelo que irá ser utilizado depende de cada circunstância, que deverá ser avaliada para que o objetivo de usar um modelo como uma ferramenta de apoio seja alcançado.

Além dos modelos citados no quadro 3, ainda existe o modelo QUAL2E desenvolvido pela USEPA em 1987, sendo o modelo mais conhecido e utilizado para simular a qualidade da água em rios. Nesse trabalho foi dada ênfase ao modelo QUAL2E no parágrafo 4.4.2, a seguir, pois foi o modelo utilizado nas simulações.

4.4.2 Modelo QUAL2E

O modelo QUAL2E tem sua origem no QUAL-I. Em 1972, o QUAL-I foi modificado pela USEPA (US Environmental Protection Agency), sendo criada a primeira versão do QUAL-II (ARAÚJO, 2005).

Em 1976, foram feitas novas modificações para melhorias nas características das versões existentes de QUAL-II em um modelo único. Em 1983, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) prosseguiu o processo de modificação do QUAL-II para refletir o estado da arte da modelagem de qualidade da água (BROWN; BARNWELL, 1986).

A partir do uso extensivo do QUAL-II, foram descobertas dificuldades que necessitaram correções nas interações de algas, nutrientes e luminosidade. Esse modelo passou por aperfeiçoamentos e foi renomeado QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1986) (CHAPRA, 1997).

QUAL2E é um dos modelos de qualidade da água em sistemas fluviais mais conhecidos, devido à sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação. Foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) na década de 80, e ainda é amplamente utilizado.

Ele pode simular mais de 15 constituintes da qualidade da água com qualquer combinação desejada pelo usuário. Os constituintes que podem ser simulados são: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, algas como clorofila a, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes termotolerantes, constituinte arbitrário não-conservativo e três constituintes conservativos.

O modelo é aplicável para rios dentríticos que estão bem misturados. Assume que a maioria dos mecanismos de transporte, advecção e dispersão, sejam importantes apenas ao longo da direção principal de fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal).

Permite múltiplas descargas de esgoto, retiradas de água, afluentes tributários e outras afluências e efluências. Tem, também, a capacidade de calcular vazões de diluição exigidas para o aumento do fluxo, para encontrar um nível de oxigênio dissolvido pré-especificado.

Hidraulicamente o QUAL2E está limitado a simulação de períodos de tempo durante os quais as vazões do rio e as vazões de efluentes de esgoto são essencialmente constantes. O modelo pode operar tanto em regime permanente como em regime dinâmico, tornando-o uma ferramenta de planejamento da qualidade da água muito útil. Quando operado como um modelo de regime permanente, ele pode ser usado para estudar o impacto de despejos (magnitude, qualidade e localização) na qualidade da água afluente e também pode ser usado em conjunto com um programa de amostragem de campo para identificar a magnitude e as características de qualidade da fonte não pontual de despejos. Pela operação do modelo dinâmico, o usuário pode estudar variações de oxigênio dissolvido diurnas devidas ao crescimento das algas e pela sua respiração. Contudo, os efeitos das funções dinâmicas de força, como vazões de cabeceiras ou descargas pontuais, não podem ser modelados no QUAL2E.

4.4.3 Cinética do oxigênio dissolvido

O cálculo da concentração de oxigênio dissolvido (OD) em rios feito pelo modelo QUAL2E inclui as mais importantes interações como: reaeração atmosférica, fotossíntese, respiração de plantas e animais, demanda sedimentar, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrificação, salinidade e temperatura (equação 8). Quanto maior for o número de interações consideradas no balanço de oxigênio, mais acurado será o modelo.

$$\frac{dOD}{dt} = K_2(C_S - OD) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{h} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2 \quad (8)$$

Sendo:

OD = concentração de oxigênio dissolvido (mg/L);

t = tempo (dia);

K_2 = coeficiente de reaeração de acordo com a lei da difusão de Fick, em função da temperatura (dia^{-1});

C_S = concentração de saturação do oxigênio dissolvido na temperatura e pressão locais (mg/L);

α_3 = taxa de produção de oxigênio por unidade de algas, devido a fotossíntese, (mg-O/mg-A);

α_4 = taxa de produção de oxigênio por unidade de algas, em função do balanço entre fotossíntese e respiração (mg-O/mg-A);

μ = taxa de crescimento de algas (dia^{-1});

ρ = taxa de respiração de algas (dia^{-1});

A = concentração da biomassa de algas (mg-A/L);

K_1 = coeficiente de desoxigenação da matéria orgânica, função da temperatura (dia^{-1});

L = concentração da DBO carbonácea última (mg/L);

K_4 = demanda bentônica, em função da temperatura ($\text{g/m}^2 - \text{dia}$);

h = profundidade do rio (m);

α_5 = taxa de consumo de oxigênio por unidade de amônia na oxidação biológica, (mg-O/mg-N);

β_1 = coeficiente de oxigenação biológica de amônia para nitritos, função da temperatura (dia^{-1});

N_1 = concentração de amônia (mg-N/L);

α_6 = taxa de consumo de oxigênio por unidade de nitrito, na oxidação biológica, (mg-O/mg-N);

β_2 = coeficiente de oxidação biológica de nitritos para nitratos, função da temperatura (dia^{-1});

N_2 = concentração de nitrito (mg-N/L).

4.4.4 Limitações do Modelo

Sabe-se que os modelos matemáticos são simplificações aproximadas dos fenômenos reais e, portanto, torna-se muito comum a geração de erros em suas respostas. Além deste aspecto, outros fatores podem ser responsáveis pela introdução de incertezas nos trabalhos envolvendo a modelagem, quais sejam: erros nas variáveis e

nos parâmetros de entrada, erros nas calibrações, erros nas análises laboratoriais, erros na transcrição e transferência de resultados (Beck, 1991).

Em um trabalho sobre os problemas dos modelos de qualidade da água, Shanahan *et al* (1998), abordou que na calibração, um parâmetro significativo é o coeficiente de reaeração K_2 . As previsões apresentam alta sensibilidade a esse parâmetro. Na maioria das vezes, K_2 é tido como função da temperatura, profundidade do canal e velocidade. Todavia, as fontes não pontuais interferem no fluxo do rio e no valor de K_2 , não sendo este tipo de ocorrência admitida pelo modelo.

O modelo não prevê as cargas não pontuais, e que quase sempre estão presentes na bacia a ser modelada, sendo este aspecto o mais relevante das limitações do QUAL2E. O usuário considera as cargas não pontuais calculando separadamente o balanço hidráulico do modelo e introduzindo esses resultados nas vazões incrementais.

Além disso, o QUAL2E incorpora certas simplificações e aproximações, reduzindo a representatividade do modelo nos processos de qualidade da água básicos. O modelo trata o sistema como unidimensional, mascarando o fato de que a mistura transversal é muitas vezes um processo lento.

Apesar dos problemas, o modelo de qualidade da água QUAL2E é uma excelente ferramenta de estudo para uma bacia. As respostas calculadas pelo modelo podem auxiliar nas tomadas de decisões.

4.4.5 Aplicações do Modelo

Vários autores utilizaram o modelo QUAL2E como uma ferramenta de auxílio para simular a qualidade da água.

Drolc e Koncan (1996) averiguaram a qualidade da água do Rio Sava, Eslovênia, através do modelo QUAL2E que foi aplicado para estimar o impacto do esgoto na qualidade da água. Foi feita análise de sensibilidade para determinar os fatores mais importantes que afetam a concentração de oxigênio dissolvido na água. O modelo foi calibrado e validado segundo medições dos parâmetros de qualidade os autores concluíram, com as previsões feitas pelo modelo, que no verão, período de vazão baixa, o esgoto deve ser tratado para manter o valor da DBO abaixo de 30mg/L, para que os padrões de qualidade de água não sejam ultrapassados.

O modelo QUAL2E foi calibrado e validado para o rio Blackstone, no nordeste dos EUA, utilizando dados coletados em 1991 e uma abordagem detalhada de cada fonte e sumidouro foi envolvido. A comparação dos resultados simulados pelo modelo QUAL2E e dos dados observados foram apresentados em um trabalho por Chaudhury *et al* (1997), que mostraram através de um teste estatístico um erro relativo médio de aproximadamente 10%, ou seja, o modelo QUAL2E foi bem sucedido em prever condições antecedentes de fontes de poluição.

Ghosh e McBean (1998) calibraram o QUAL2E para o Rio Kali, na Índia, no período de seca. Os parâmetros analisados e monitorados foram: demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, pH e temperatura. Foram monitorados treze pontos ao longo do rio. As limitações dos dados são as principais dificuldades associadas ao uso do modelo em rios como o Rio Kali. Os dados gerados pelo modelo mostraram grande proximidade com os dados observados na estiagem.

Campos (2000), realizou uma análise de erros de primeira ordem, para os resultados das simulações referentes ao oxigênio dissolvido no rio das Velhas em Minas Gerais, utilizando a sub-rotina QUAL2E-UNCAS do modelo QUAL2E, com o objetivo de verificar entre todos os dados de entrada do modelo quais seriam aqueles de maior relevância para a sensibilidade do modelo. A maior sensibilidade do modelo QUAL2E para a variável de saída oxigênio dissolvido, segundo a autora, esteve associada às seguintes variáveis de entrada: temperatura inicial, concentração de oxigênio dissolvido nas cabeceiras dos trechos dos rios simulados e pressão atmosférica. Além dessas, também influenciaram na sensibilidade do modelo, a vazão das cabeceiras, o coeficiente de reaeração e o coeficiente de correlação da velocidade com a vazão.

Ning et al. (2001), usaram o modelo QUAL2E para simular os parâmetros OD, DBO, amônia e fósforo total para o rio Kao-Ping, Taiwan. Foram usados dados do período de estiagem e de cheia para calibração e validação do modelo. Os autores constataram que a qualidade da água na área a jusante não pode ser garantida mesmo com a eliminação das atividades da fazenda de criação de suínos e a construção de sistemas de canalização de esgoto na área a montante do Rio Kao-Ping.

Milanezi et al. (2001) automatizaram o modelo QUAL2E com o objetivo de visualizar os impactos ocasionados por diferentes vazões de lançamento no rio Doce e fazer comparações desses resultados com os padrões estabelecidos pela legislação. Um programa em Delphi5 foi desenvolvido para a utilização dos modelos QUAL2E e

GWLF de forma automatizada. O programa GWLF (Generalized Watershed Loading Functions) simula poluição difusa e foi empregado para estimar cargas de nutrientes para o controle do processo de eutrofização. Os autores concluíram que a ferramenta desenvolvida auxilia na solução dos problemas, para a determinação da qualidade e vazões outorgáveis de lançamento e captação de água de forma fácil e rápida, tendo a garantia da qualidade do rio e a adequação à legislação vigente.

Lima (2001), em estudo da qualidade da água na bacia do Rio Cuiabá, simulou OD, DBO e coliformes fecais, com as características hidráulicas do rio estabelecidas a partir de alguns parâmetros obtidos através dos dados de medições de descargas das estações fluviométricas ao longo do trecho simulado.

Ribeiro e Araújo (2002) simularam temperatura, OD, DBO, nitrato, amônia, fosfato e coliformes termotolerantes através do modelo QUAL2E. O objetivo foi prever a qualidade da água para cenários do crescimento demográfico para 20 anos. Também foi usado outro modelo, MUDLARK, que é um modelo unidimensional e simula temperatura, salinidade, OD, DBO, nitrito, amônia, fosfato e coliformes termotolerantes. O QUAL2E foi empregado na seção fluvial do sistema enquanto que o MUDLARK usado na jusante do rio. Os resultados de modelagem mostraram que o tratamento de esgoto proposto para a bacia Beberibe não será capaz de trazer a qualidade de água até níveis aceitáveis, principalmente durante os meses de verão. Esta situação pode ser mais crítica em anos de El Niño, quando as chuvas de inverno são drasticamente reduzidas.

Em 2002, Park e Lee, aplicaram os modelos QUAL2E e QUAL2K em um trecho do rio Nakdong, na Coreia, para simular a qualidade da água. Os coeficientes foram ajustados conforme experimentos a campo e usados os mesmos valores para os dois modelos. Os autores concluíram que ambos os modelos representaram os dados de campo muito bem porém QUAL2K representou melhor alguns parâmetros devido a sua capacidade em simular a conversão de morte das algas para DBO, a fixação de oxigênio dissolvido pelas plantas e a desnitrificação.

Gastaldini et al (2002), utilizou o modelo QUAL2E para prever o diagnóstico da qualidade das águas do rio Ibicuí, utilizando como parâmetros o oxigênio dissolvido e a demanda bioquímica de oxigênio. O modelo foi calibrado para as condições de vazão próximas à média. Os resultados mostraram baixo conteúdo orgânico com elevados valores de OD e baixos valores de DBO. Para um diagnóstico futuro, os autores

concluíram que as concentrações de OD, DBO e coliformes fecais mostraram uma sensível dependência dos esgotos domésticos lançados nos afluentes do rio.

Azzelino et al. (2003), usou o modelo QUAL2E para combiná-lo com o fator de análise VARIMAX objetivando aumentar o entendimento na divisão das fontes de poluição da água. O estudo foi feito em duas bacias: na bacia do Rio Adda, com pouca atividade agrícola e na bacia do Rio Cherio, uma das áreas agrícolas mais produtivas na Itália. Foram comparados os resultados das simulações pelo QUAL2E com as medições nos cursos d'água, em condições de estação seca e chuvosa. Concluíram que as simulações no QUAL2E combinadas com a análise de fator podem mostrar as trocas das águas subterrâneas com o sistema de água superficial, dando discernimentos sobre o efeito de fontes não pontuais na qualidade da água na bacia.

Luca et al. (2003) diagnosticaram os impactos dos aproveitamentos hidrelétricos sobre os múltiplos usos da água na bacia do Rio Ijuí, RS, através da modelagem pelo QUAL2E. Foram calculadas as cargas potenciais poluidoras de acordo com a população urbana e rural, a drenagem pluvial urbana, as fontes difusas rurais, a contribuição dos animais de pequeno e grande porte, a poluição da água subterrânea, irrigação e efluentes industriais e usadas como dados de entrada na simulação do modelo. Foram simulados os seguintes constituintes: DBO, OD, fósforo dissolvido e orgânico, nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato e coliformes termotolerantes. Foi constatado que a presença de pequenas centrais hidrelétricas aumenta a oxigenação das águas, sendo benéfico para o ecossistema. Foi verificado que os resultados apresentados de fósforo orgânico e dissolvido estão acima do recomendado, demonstrando a necessidade de tratamento do esgoto sanitário.

Cox (2003), realizou uma revisão sobre os principais modelos em uso atualmente para descrever a qualidade da água. Os modelos revisados foram: SIMCAT, TOMCAT, QUAL2E, QUASAR, MIKE-11 e ISIS. O potencial de cada modelo foi examinado em relação a simulação do oxigênio dissolvido. SIMCAT e TOMCAT, como modelos de complexidade simples são incapazes de determinar que processos são dominantes no controle de concentrações de oxigênio dissolvido em um rio. MIKE-11 e ISIS, que são modelos complexos, exigem muitos dados devido ao grande número de processos envolvidos na modelagem, além de serem modelos de alto custo. Então, modelos de complexidade intermediária, como QUAL2E e QUASAR, são os que oferecem melhor estrutura para investigar oxigênio dissolvido em rios.

McAvoy et al. (2003), determinaram experimentalmente as taxas de decaimento de DBO (K_1) e as taxas de hidrólise do nitrogênio orgânico (β_3), amônia (β_1) e nitrito (β_2), através de ensaios de DQO, nitrogênio orgânico, amônia e nitrito para intervalos de 30 minutos em amostra representativa do rio Balatuin, Filipinas. A demanda de oxigênio foi determinada *in situ*, através de sonda específica. Para a simulação da concentração de nitrato, os autores utilizaram o modelo QUAL2E admitindo o valor máximo admitido pelo mesmo para o parâmetro β_2 , visto a limitação do modelo face aos intervalos de dados de entrada para os parâmetros envolvidos na modelagem.

Bäunle (2005), em estudo na bacia do Alto Iguaçu, analisou os erros de calibração de modelos de qualidade da água, com simulação no modelo QUAL2E, para avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica. Nesse estudo, a autora comparou valores de calibração para o coeficiente K_1 , com dados de literatura.

Rodrigues (2005), calibrou os parâmetros K_1 (coeficiente de desoxigenação), K_2 (coeficiente de reaeração) e K_3 (taxa de decaimento da DBO) com dados de monitoramento de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, levando em consideração a capacidade autodepuração, o enquadramento em classes de uso, o regime de vazão do corpo hídrico a qualidade da água captada e os prejuízos em termos de qualidade da água ocasionados pelos usuários-poluidores aos usuários de jusante. A autora usou um Sistema de Suporte a Decisão (SSD) como ferramenta de auxílio e aplicou à Bacia em estudo, realizando uma análise comparativa dos vários cenários, relativos a classe de uso. A autora concluiu que o QUAL2E é uma ferramenta de auxílio bastante eficiente para aplicação do SSD e também como instrumento para a prática da Política Nacional de Recursos Hídricos.

Paliwal et al. (2006), aplicou o modelo QUAL2E com o objetivo de determinar as cargas de poluição no rio Yamuna durante o seu curso pela capital da Índia, Deli. Os autores simularam quatro cenários de poluição que mostraram a necessidade de tratamento do esgoto que deságua no rio Yamuna. Foi concluído nesse trabalho que era necessário estabelecer uma vazão maior que $10\text{m}^3/\text{s}$ para que fosse mantida a qualidade da água do rio. Foi feita, também, uma interface entre os resultados do modelo e o Sistema de Informações Geográficas (SIG) para produzir resultados cartográficos, visualizar os resultados do modelo e demarcar trechos poluídos.

Bárbara (2006), utilizou o modelo QUAL2E para avaliação da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari, na região amazônica, desenvolvendo um modelo de oxigênio dissolvido e de demanda bioquímica de oxigênio. Para isso, o

autor procedeu durante um ano e meio com análises de campo para caracterizar os parâmetros hidráulicos, cinéticos e de qualidade da água do rio Araguari. Os resultados das campanhas e da modelagem demonstraram que alguns parâmetros de qualidade da água se apresentaram alterados quando comparados com a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

Palmieri e Carvalho (2006), com o objetivo de prever a qualidade da água do Rio Corumbataí (São Paulo, SP), aplicaram o modelo QUAL2E. Foi construído um banco de dados georeferenciados sobre a qualidade da água do rio Corumbataí através das medições em campo da vazão, profundidade, temperatura, cargas, posição de fontes de poluição e concentrações de oxigênio dissolvido e demanda química de oxigênio. O modelo foi calibrado com dados de 1999 e validado com dados de 2002. Os autores concluíram que a validação dos parâmetros calibrados com outros dados constitui a boa correlação entre as variáveis calculadas e observadas. Também foi concluído que na região de estudo é necessária a instalação de uma nova estação de tratamento de esgoto ou que sejam aumentadas as capacidade das estações existentes.

Yuceer, Karadurmus e Berber (2007), usaram um software chamado RSD (River Stream Dynamics and Simulation) para aplicação da técnica sugerida e, também, realizaram a modelação da qualidade da água pelo modelo QUAL2E. Dados experimentais foram coletados ao longo da bacia do rio Yesilirmak, na Turquia e os resultados dos dois programas foram comparados com os dados experimentais. A comparação revelou que as previsões a partir do software RSD são melhores do que os do QUAL2E provavelmente pois esse tem procedimento de simulação estática. Porém, em relação ao parâmetro oxigênio dissolvido, a previsão foi praticamente a mesma para os dois programas.

Knapik et al (2008), calibraram o modelo QUAL2E para o rio Iguaçu, localizado na região metropolitana de Curitiba, para as variáveis demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD) com o objetivo de proporcionando uma reflexão crítica sobre a calibração do modelo. Para calibração foram realizadas tentativas de ajustes das curvas simuladas de vazão, DBO e OD num intervalo de 25 a 75% de permanência dos dados coletados a campo. Os autores concluíram que comparações com curvas calibradas de DBO e OD de duas literaturas diferentes usando os mesmos dados de monitoramento produziram resultados diferentes. Ressaltaram, também, que muitas simplificações são adotadas nos processos de modelagem, não considerando ciclos de nitrogênio, fósforo e nutrientes.

Kondageski (2008), desenvolveu rotinas de algoritmo genético para a calibração do modelo de qualidade da água QUAL2E, no qual considera geometria unidimensional e movimento permanente, onde estão inseridos termos referentes à degradação e sedimentação da matéria orgânica, demanda bentônica de oxigênio e reaeração atmosférica, para o cálculo de DBO e OD. O modelo foi calibrado para 3 rios hipotéticos, para os quais se conheciam as soluções analíticas. Os testes indicaram a estabilidade, consistência e robustez das soluções produzidas pelo algoritmo de calibração.

Em um estudo no rio Sapgyo, na Coreia, Song e Kim (2009) apresentaram um índice de carga de qualidade da água baseado na modelagem pelo QUAL2E. O índice pode ser usado para simular a qualidade da água refletindo níveis de carga de poluentes. O índice avalia e classifica os resultados da simulação feita pelo QUAL2E indicando qual poluente tem maior ou menor carga, ajudando na tomada de decisões para projetar ações de melhoria da qualidade da água. A conclusão apresentada no trabalho descreve que a modelagem da qualidade da água pelo QUAL2E possibilitou avaliar quais os parâmetros que são os mais importantes no problema de poluição das águas assim, foram usados esses parâmetros para criar o índice proposto.

Em 2011, Mannina, utilizou o QUAL2E para aplicar uma metodologia de análise de incertezas do modelo de qualidade da água. O objetivo do trabalho foi obter ideias sobre as abordagens de modelagem de pequenos rios. Após a calibração, a incerteza do modelo foi avaliada por meio da estimativa da probabilidade de incerteza generalizada (Generalized Likelihood Uncertainty Estimation – GLUE). Os resultados mostraram que o processo biológico relacionado com a remoção de oxigênio (DBO) é influenciado, principalmente, pelos parâmetros que caracterizam a desoxigenação e a remoção de nitrogênio. A aplicação do método GLUE mostrou que o modelo de qualidade da água é considerado adequado para a simulação de importantes processos envolvidos.

Gastaldini e Oppa (2011), avaliaram propostas de enquadramento para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim, utilizando como ferramenta de apoio o modelo matemático QUAL2E. Os parâmetros simulados foram: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes. Na calibração verificou-se que a qualidade da água do rio Vacacaí Mirim apresenta boas condições, exceto nos trechos iniciais considerados na modelagem, onde os valores das concentrações ultrapassam os limites estabelecidos para a classe 2 e 3 da Resolução nº

357/05 do CONAMA, para todos os parâmetros. As alternativas de enquadramento sugeridas em função dos usos da água na bacia e simulações do modelo foram: classe 3 para os três primeiros trechos do rio, indicando como principal medida o tratamento de esgoto nesses trechos, e classe 2 para o restante do rio; ou classe 2 para todo o rio.

Kanapik et al (2011), realizaram uma análise crítica na modelagem da qualidade da água do rio Iguaçu, Curitiba, através da abordagem conceitual dos modelos QUAL2E e QUAL2K. Foi dada uma ênfase às diferenças conceituais entre os dois modelos, principalmente em relação às equações para o balanço de massa na simulação da concentração de oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo e matéria orgânica. Os resultados da simulação de nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total e fósforo total, para ambos os modelos, foram semelhantes (não foi considerada a interação entre algas). Na simulação do processo de nitrificação os resultados para concentração de nitrito foram diferentes nos dois modelos, uma vez que o modelo QUAL2K reproduz as concentrações de nitrito juntamente com as de nitrato, diferentemente do QUAL2E. A concentração de oxigênio dissolvido apresentou diferenças entre os resultados dos dois modelos, o QUAL2K resultou em valores maiores, pois considera as duas fases de nitrificação em uma única etapa, bem como simula a demanda de oxigênio pelo sedimento em um módulo específico e não como um coeficiente do balanço de massa conforme o QUAL2E. Os autores concluem, por fim, que o modelo QUAL2E, mesmo com suas limitações, é bastante eficaz para as estratégias requeridas para atividades de gestão de recursos hídricos, em detrimento do modelo QUAL2K que, embora com uma interface mais amigável, requer mais parâmetros para sua utilização.

5 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim está localizada na região central do Estado do Rio Grande do Sul, conforme a figura 3. Possui área total de 1120 Km², abrangendo cinco municípios: Santa Maria, Restinga Seca, Itaara, São João do Polesine e Silveira Martins.

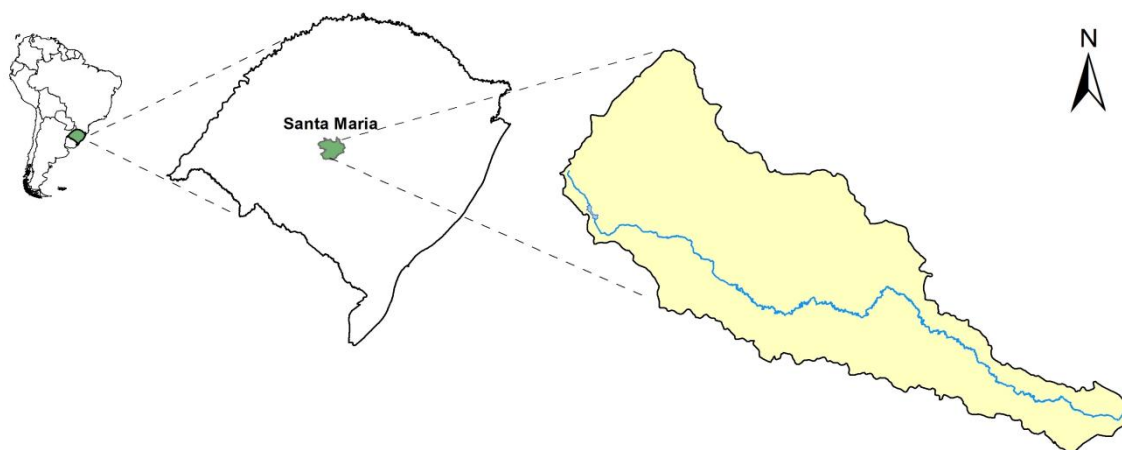


Figura 3 – Localização da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim

Segundo Toniolo (2011), esses municípios têm sua renda provinda principalmente da atividade agropecuária. Na região que compõe a campanha há predominância do latifúndio, pois são onde os solos são mais frágeis necessitando maior área para produção, mas também destaca-se a criação de bovinos e ovinos.

A bacia está situada entre as coordenadas geográficas $53^{\circ}06'21''$ a $53^{\circ}50'44''$ de longitude Oeste e $29^{\circ}31'33''$ a $29^{\circ}54'35''$ de latitude Sul (figura 3). Faz parte da bacia G60 – Vacacaí – Vacacaí Mirim, Região Hidrográfica do Guaíba, do Sistema Estadual de Recursos Hídricos, instituído nos termos da lei 10350/1994 e do decreto número 37034/1996, que regulamentam o Artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul.

À montante da bacia, está localizado o reservatório da bacia do rio Vacacaí Mirim, com área inundada de $0,74 \text{ km}^2$, volume de $3,8 \times 10^6 \text{ m}^3$, com bacia contribuinte de aproximadamente 29 km^2 .

O reservatório da sub-bacia do rio Vacacaí-Mirim (chamada de Barragem do DNOS), também é responsável pelo abastecimento de água equivalente a 40% dos domicílios comerciais e residenciais da cidade de Santa Maria (FERREIRA, 2009b).

Paiva *et al.* (2006) estimaram que o consumo total de água na bacia do rio Vacacaí Mirim, no ano de 2005, foi de cerca de 142 milhões m^3 , considerando apenas abastecimento público e irrigação. Do total consumido, 92,47% foram destinados para irrigação das lavouras de arroz e somente 7,53% para abastecimento público.

A área do reservatório é caracterizada pela mata nativa, agricultura de cultivos anuais e permanentes, pecuária (em menor escala) e balneários. Há uma pequena, porém

crecente, área em fase de urbanização. Abaixo do reservatório, a bacia é característica de área urbana em sua margem direita e de área rural, com campo nativo e agricultura irrigada em sua margem esquerda. Na parte baixa da bacia, há predominância do cultivo de arroz irrigado por inundação, com elevadas taxas de consumo de água (GASTALDINI et al., 2001).

A bacia do Rio Vacacaí Mirim sofre os efeitos da expansão urbana e da atividade agrícola, ocasionando sérios problemas de qualidade e quantidade da água. A maior parte da população presente na bacia ocupa a área urbana. A parcial disponibilidade de rede coletora e tratamento de esgoto na região aumentam a poluição das águas. A falta de conscientização da população e de fiscalização por parte das prefeituras faz com que a população descarte o esgoto, sem tratamento prévio, em córregos e no rio, resultando em problemas qualitativos. Outro fator, que afeta qualitativamente as águas e que deve ser citado, é a poluição difusa oriunda do meio rural. Substâncias presentes em agrotóxicos e fertilizantes e que estão em excesso nas plantações de arroz vão parar no rio devido ao escoamento superficial (OPPA, 2007). A figura 4 mostra o mapa de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim.

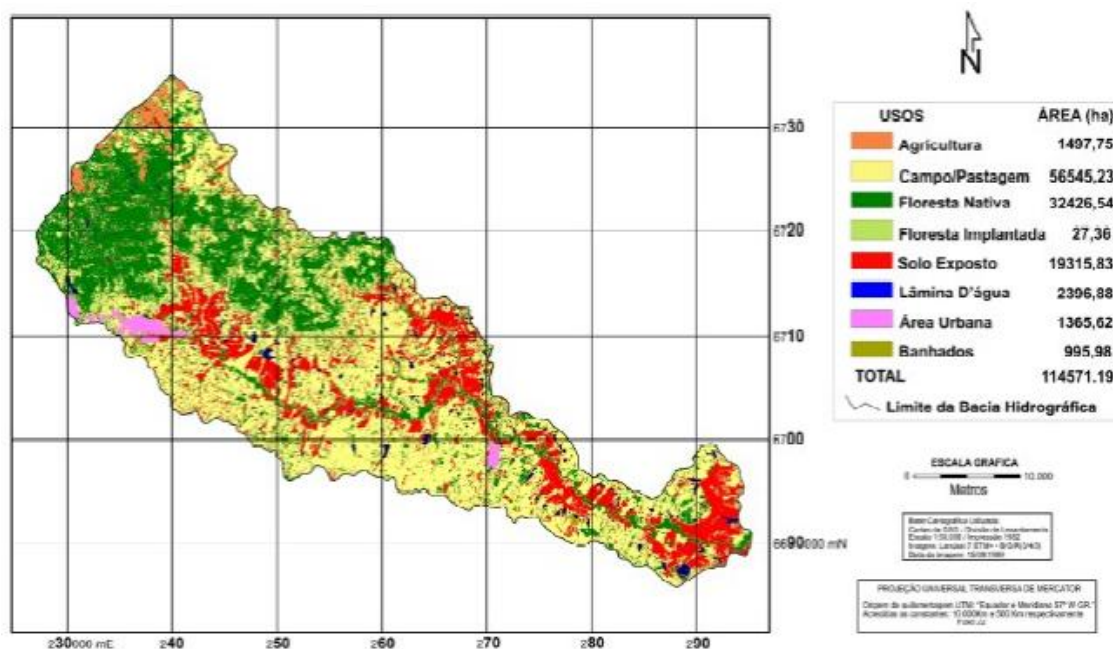


Figura 4. Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim
Fonte: Paiva et al., (2006)

Segundo Ferreira (2009a), a sub-bacia possui uma declividade relativamente alta a montante, fato pelo qual ainda se tem grande área preservada. Nas áreas de baixa declividade são encontradas áreas de pasto e agricultura, que ocupam pouco mais de 21% da área total da sub-bacia. Por possuir declividade média relativamente alta (18,70%) e um elevado coeficiente de rugosidade (25,22), se apresenta mais susceptível aos processos erosivos.

O clima é subtropical úmido, constituído por invernos com temperaturas bastante rigorosas, com a ocorrência de geadas, com mínima absoluta que pode chegar a 0°C, e verões quentes, com temperaturas superiores a 30°C. Segundo o sistema de classificação de Köppen o clima é subtropical Cfa, ou seja, com estações bem definidas e precipitação média anual superior a 1.600 mm. Apesar de as chuvas serem bem distribuídas durante o ano, eventos de estiagem são recorrentes e frequentes em toda a região, e principalmente na porção da Campanha (TONIOLO, 2011)

Quanto à geomorfologia, na depressão central o relevo é suave ondulado a ondulado com altitudes que variam aproximadamente de 40 a 200 metros, ultrapassando 300 metros no rebordo do planalto, ao norte da bacia. Há ainda a ocorrência de planícies aluviais e coxilhas sedimentares. Na porção que compreende a Campanha do estado, as altitudes médias são de 100 metros com o predomínio de campos em coxilhas de baixo declívio na região de São Gabriel (REINERT *et al.*, 2007).

5.1 Localização dos pontos para determinação do K₂

Os pontos de monitoramento para de terminação do K₂ foram escolhidos visando buscar a melhor representatividade dos dados para a comparação com resultados de trabalhos anteriores. Assim, foram escolhidos três pontos de qualidade (PM1, PM2, PM3), localizados no rio Vacacaí Mirim, conforme figura 5.

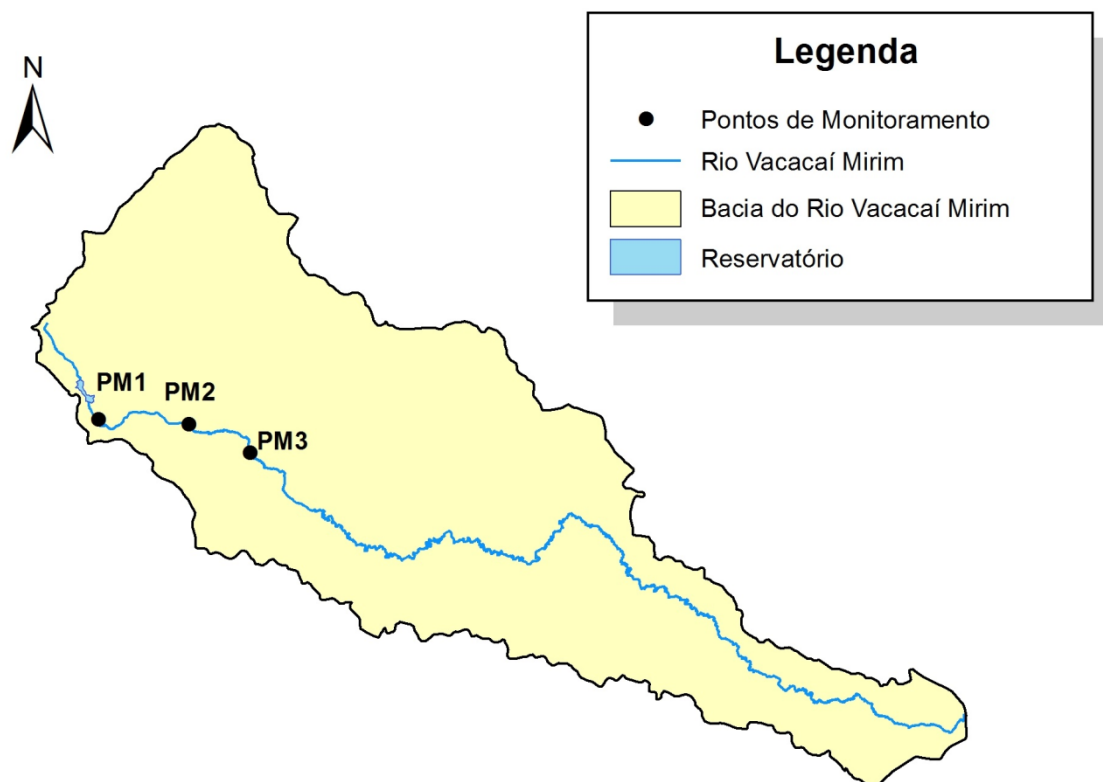


Figura 5 – Bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim - pontos de monitoramento

O ponto de monitoramento PM1 está localizado imediatamente após o reservatório numa área em expansão urbana e sem infra-estrutura para coleta e tratamento de esgoto. O ponto PM2 está localizado em uma região considerada mista, com moderada ocupação urbana e próxima a áreas de plantação de arroz. E o último ponto de monitoramento, PM3, está localizado em uma região essencialmente rural, com predominância de plantações de arroz na parte baixa da bacia. Na figura 6 estão ilustrados os pontos de monitoramento nos trechos dos rios, onde pode-se visualizar as condições de contorno do ambiente.



Figura 6 – Pontos de monitoramento para determinação do K_2 no rio Vacacaí Mirim

Na tabela 3 estão apresentadas as coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento experimental do coeficiente de reaeração.

Tabela 3 – Coordenadas geográficas dos pontos de monitoramento.

Pontos de monitoramento	Latitude	Longitude
PM1	29°40'54.54"S	53°46'53.51"O
PM2	29°41'51.23"S	53°42'31.91"O
PM3	29°42'36.53"S	53°39'39.80"O

6 METODOLOGIA

6.1 Determinação das características hidrodinâmicas

As vazões foram determinadas nas seções de amostragem por meio da medição da velocidade, utilizando-se um molinete. Posteriormente, foram calculadas as vazões correspondentes, utilizando o método da seção média.

Esse tipo de medição consiste em traçar a área da seção transversal e determinar a velocidade média do fluxo nessa seção. Medindo a largura do canal e a profundidade em diversos pontos, formando várias verticais no decorrer da seção, obtém-se a área transversal. Em cada vertical, medindo-se com o molinete determinam-se várias velocidades em diferentes profundidades correspondentes (SANTOS *et al.*, 2001).

O molinete utilizado para medição da velocidade da água nos pontos 1 e 2 foi um molinete com haste a vau para medições em profundidades de até 1,5 metros com baixa velocidade, da marca OTT, modelo C2. Já, para o ponto 3, o molinete foi utilizado com guincho fluviométrico e lastro que é usado quaisquer profundidade e com velocidade mais altas, da marca OTT, modelo C31. Esse equipamento ainda possui três tamanhos de hélices para ser utilizadas para diferentes velocidades. Para cada tamanho de hélice tem-se uma equação diferente para o cálculo da velocidade. As equações estão descritas na figura abaixo:

Hélice 1

$$n \leq 0,62 \rightarrow v = 0,2442 \times n + 0,014 \quad (8)$$

$$0,62 \leq n \leq 9,59 \rightarrow v = 0,2604 \times n + 0,004 \quad (9)$$

Hélice 3

$$n \leq 0,67 \rightarrow v = 0,2380 \times n + 0,020 \quad (10)$$

$$0,67 \leq n \leq 9,67 \rightarrow v = 0,2558 \times n + 0,008 \quad (11)$$

Hélice 6

$$n \leq 5,52 \rightarrow v = 0,1060 \times n + 0,035 \quad (12)$$

$$5,52 \leq n \leq 18,9 \rightarrow v = 0,1031 \times n + 0,051 \quad (13)$$

Sendo,

n = número de rotações

v = velocidade

Os critérios de número de verticais e profundidades para medição de velocidade em cada vertical foram seguidos de acordo com o recomendado por DNAEE (1977, apud PAIVA, 2001, pg. 541), apresentados nas tabelas 4 e 5.

Tabela 4 – Velocidade média nas verticais de acordo com a profundidade

Nº pontos	Posição na vertical em relação a velocidade (m)	Cálculo da velocidade média na vertical (m/s)	Profundidade (m)
1	0.6p	$V_m = V_{0.6}$	0.15 – 0.6
2	0.2 e 0.8p	$V_m = (V_{0.2} + V_{0.8}) / 2$	0.6 – 1.2
3	0.2; 0.6 e 0.8p	$V_m = (V_{0.2} + 2V_{0.4} + V_{0.8}) / 4$	1.2 – 2.0
4	0.2; 0.4; 0.6 e 0.8p	$V_m = (V_{0.2} + 2V_{0.4} + 2V_{0.6} + V_{0.8}) / 6$	2.0 – 4.0
5	Superfície; 0.2; 0.6; 0.8p e fundo	$V_m = [V_s + 2(V_{0.2} + V_{0.4} + V_{0.6} + V_{0.8}) + V_f] / 10$	> 4.0

Fonte: DNAEE (1977, apud Paiva, 2001)

Tabela 5 – Recomendação de distância entre as verticais para cálculo da velocidade

Largura do rio (m)	Distância entre as verticais
≤ 3	0,3
3 – 6	0,5
6 – 15	1
15 – 30	2
30 – 50	3
50 – 80	4
80 – 150	6
150 – 250	8
≥ 250	12

Fonte: DNAEE (1977, apud Paiva, 2001)

A profundidade média de uma seção foi calculada pelo quociente da área molhada da seção pela largura superficial. Como o valor da profundidade deve representar a média no trecho, foram selecionadas seções representativas dentro do trecho e suas respectivas profundidades foram ponderadas de acordo com a fração que cada uma representa.

A declividade média de cada trecho foi determinada com a utilização de uma estação total da marca Zeiss, modelo Elta R55.

6.2 Estimativa experimental do coeficiente de reaeração

A literatura disponibiliza equações para estimativa do coeficiente de reaeração (K_2) que levam em consideração as características hidrodinâmicas do corpo hídrico. Foi calculado o coeficiente de reaeração, para cada ponto de monitoramento, utilizando as equações apresentadas na tabela 1, usando os valores de vazão, velocidade, profundidade e declividade obtidos experimentalmente.

Estas equações, no entanto, muitas vezes proporcionam resultados divergentes dos experimentais. Com a incerteza gerada, torna-se recomendável a avaliação experimental do coeficiente de reaeração e, assim, foi utilizado o método Delta Aproximado proposto por Mc Bride e Chapra (2005) para a determinação experimental do coeficiente de reaeração, para cada ponto de monitoramento. Esse método evita a necessidade de solução numérica dos gráficos propostos originalmente por Chapra e Di Toro (1991), no método Delta original.

Foram o total de dezesseis experimentos a campo para obtenção do coeficiente de reaeração, seis para o ponto de monitoramento 1, seis para o ponto de monitoramento 2 e quatro para o ponto de monitoramento 3, ao longo dos anos de 2012 e 2013.

Para desenvolvimento do método, foi necessário fazer a avaliação da concentração de oxigênio dissolvido no rio, desde o nascer até o pôr do sol (fotoperíodo).

Nas seções selecionadas para determinação do coeficiente de reaeração (PM1, PM2 e PM3) foram monitoradas as concentrações de oxigênio dissolvido a cada tempo (intervalos de 15 minutos), durante o fotoperíodo, utilizando-se um oxímetro (figura 7).

O intervalo de monitoramento da concentração do oxigênio foi de quinze minutos pois verificou-se que era o tempo ideal para monitorar a variação do OD, que poderá ter valores alterados rapidamente.

A duração do fotoperíodo e o horário do meio dia solar, necessários para calcular o K_2 através do método delta aproximado, foram obtidos da estação meteorológica pertencente ao 8º Distrito de Meteorologia (8º DISME) do Ministério da

Agricultura (Instituto Nacional de Meteorologia - INMET), localizada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM).

Com os valores das concentrações de oxigênio dissolvido obtidas pelo oxímetro e com os dados da estação meteorológica, foi calculado o coeficiente de reaeração através da equação 2 descrita no item 4.3.1.



Figura 7 – Oxímetro para medição de oxigênio dissolvido

6.3 Comparação entre metodologias

Com os resultados do coeficiente de reaeração através do método delta aproximado, foi feita uma comparação com os resultados de K_2 obtidos por Formentini (2010) através da Técnica dos Traçadores Modificada.

Foi feita, também, uma comparação dos resultados obtidos experimentalmente com as equações propostas pela literatura. Assim, com os dados hidrodinâmicos que foram avaliados (vazão, velocidade, profundidade e declividade), fez-se os cálculos das equações (discutidas no item 4.3.2).

Foi calculado a porcentagem de variação entre os valores de coeficiente de reaeração observado e calculado (equação 14) e apresentado na forma de tabela para comparação dos resultados.

$$\%variação = \frac{K_2\text{observado} - K_2\text{calcula do}}{K_2\text{observado}} \times 100 \quad (14)$$

Para cada ponto de monitoramento, produziu-se um gráfico com as curvas do coeficiente de reaeração observado e obtidos pelas equações para melhor comparação dos resultados. Os dados de K_2 foram plotados com os valores hidrodinâmicos de vazão, velocidade e profundidade, obtidos experimentalmente. Com isso, verificou-se os melhores ajustes de equações.

Uma análise crítica dos valores obtidos foi feita, objetivando-se identificar as variáveis hidrodinâmicas que justifiquem os resultados.

6.4 Desenvolvimento de modelo empírico

Através dos valores determinados experimentalmente e calculados pela equação do método Delta Aproximado, foi proposta uma equação de estimativa do coeficiente de reaeração superficial para cada ponto de monitoramento e uma para equação para todo trecho do rio Vacacaí Mirim.

O modelo QUAL2E utiliza uma equação para calcular o K_2 que necessita para seu cálculo apenas da vazão. Para testar a resposta do modelo para simulação do oxigênio dissolvido, foi ajustado, através do método dos mínimos quadrados, uma equação utilizando somente a vazão como dado hidrodinâmico. O ajuste foi feito com a ajuda de uma planilha eletrônica, onde foi definida uma equação para cada ponto de monitoramento.

Com a análise da comparação dos dados de coeficiente de reaeração observados e calculados pelas equações da literatura, encontrou-se aquela equação que melhor se ajustou aos valores experimentais.

Com essa equação que melhor representou os dados experimentais, foi feito um ajuste de coeficientes e índices que melhor se enquadrasse com os valores de campo, utilizando-se o método dos mínimos quadrados

Essa equação proposta relaciona o coeficiente de reaeração com a vazão, velocidade e declividade. Para o ponto de monitoramento 1 e 2 foi encontrada uma equação e para o ponto de monitoramento 3 foi encontrada outra. Isso porque o ponto 1 e 2 tem características hidrodinâmicas muito parecidas porém diferentes do ponto 3.

Para cada equação obtida, obteve-se o R^2 , que é uma correlação que mostra o percentual da variação de uma das variáveis que pode ser explicada a partir do valor da outra variável.

6.5 Calibração do modelo QUAL2E

Para utilização de um modelo é considerado necessário realizar a calibração do mesmo. A calibração permite ao usuário ajustar os parâmetros das equações matemáticas à realidade física, química e biológica dos recursos hídricos, para que a simulação desejada seja feita com precisão satisfatória. O processo de calibração consiste em variar parâmetros do modelo para obter um resultado satisfatório entre os dados calculados pelo modelo e os dados observados (dados de campo).

Utilizou-se os resultados do monitoramento quali-quantitativo realizado por Gastaldini e Oppa (2011) para calibrar o modelo QUAL2E.

Foi adotado os valores de coeficientes de desoxigenação da matéria orgânica (K_1) obtidos experimentalmente por Formentini (2010), que obteve seus dados no mesmo trecho do rio Vacacaí Mirim.

Para o coeficiente de reaeração (K_2) foi usado a opção 1 do modelo que refere-se em inserir diretamente o valor de K_2 . Esse valor do coeficiente de reaeração que foi inserido na calibração do modelo foi o resultado do cálculo das equações referentes aquelas propostas pelo método dos mínimos quadrados que relaciona vazão, velocidade e declividade. Para o ponto de monitoramento 1 e 2 foi usado um valor de K_2 e para o ponto de monitoramento 3 foi usados outro valor.

A sedimentação da matéria orgânica em suspensão forma o chamado lodo de fundo. Parte significativa do lodo é estabilizada anaerobiamente, porém na parte superior do lodo ocorre estabilização aeróbia, resultando na remoção da DBO e no consumo de oxigênio. Para o coeficiente de sedimentação (K_3), foram calibrados valores um pouco mais elevados aos de Gastaldini e Oppa (2011) pois essas autoras usaram um valor de K_1 menor, ou seja, para haver um equilíbrio na calibração, optou-se por usar valores mais altos.

A demanda de oxigênio originada pelo lodo de fundo é denominada demanda bentônica ou demanda de oxigênio pelo sedimento. Os valores de coeficiente de

demanda bentônica do oxigênio (K_4) usados na calibração foram altos devido a presença de camada de fundo.

O parâmetro K_3 é o coeficiente de decaimento da DBO devido à sedimentação (dia^{-1}) e o parâmetro K_4 avalia o consumo de oxigênio conforme a demanda bentônica. Esses dois coeficientes estão interligados. No primeiro momento, com a sedimentação, ocorre o decaimento de DBO devido a formação de lodo de fundo. Uma vez ocorrida a sedimentação, uma parcela desses sedimentos passa a não consumir oxigênio, sendo apenas a parte superior do lodo responsável pela demanda de oxigênio. O consumo de oxigênio devido à demanda bentônica é avaliado pelo coeficiente K_4 .

A segmentação do sistema fluvial utilizado na calibração do modelo foi aquele utilizado por Gastaldini e Oppa (2011), com extensão de 118km, dividido em 14 trechos, obedecendo aos limites do modelo e considerando os dados hidrológicos e de qualidade da água (figura 8). Cada trecho possui número inteiro de elementos computacionais, suficiente para não exceder os limites impostos pelo programa. Cada um dos 236 elementos computacionais deste estudo tem comprimento de 0,5 Km.

O ponto de monitoramento 1 está inserido no trecho 1 do sistema fluvial, o ponto de monitoramento 2 coincide com o trecho 2 e o ponto de monitoramento 3 está localizado no trecho 3 da segmentação fluvial.

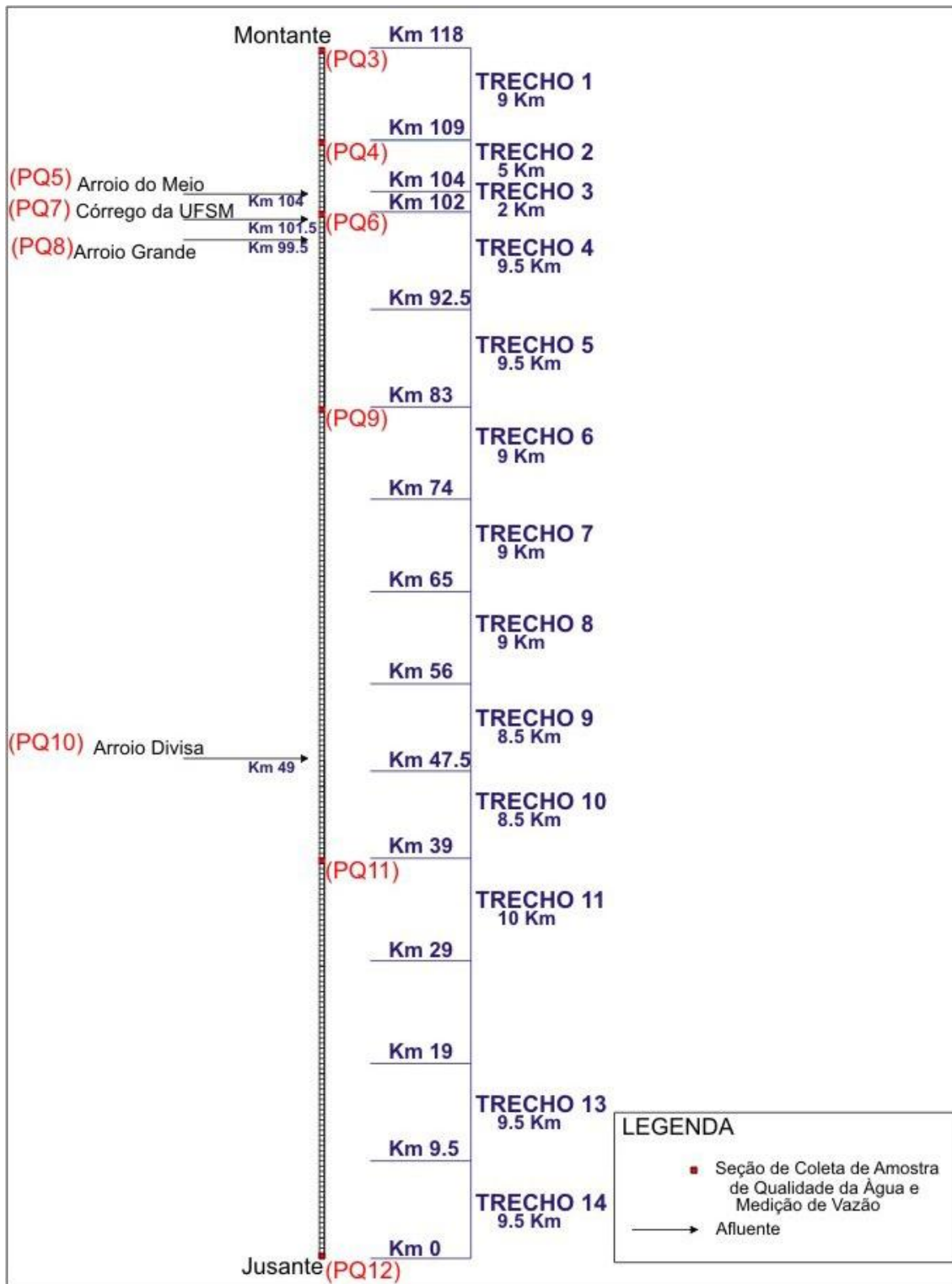


Figura 8 – segmentação do sistema fluvial utilizado para a calibração
 Fonte: Oppa, 2007.

6.6 Simulação do oxigênio dissolvido utilizando coeficientes experimentais

Através do modelo QUAL2E, com o uso do coeficiente de reaeração experimental foi feita uma simulação do comportamento do oxigênio dissolvido ao longo do trecho estudado do rio Vacacaí Mirim, através dos dados hidrodinâmicos obtidos a campo e da calibração dos coeficientes.

Comparou-se a calibração realizada por Gastaldini e Oppa (2011), que utilizaram coeficientes bibliográficos com a obtida utilizando-se resultados experimentais dos coeficientes de reaeração.

Para avaliar o ajuste do modelo foi encontrado o coeficiente de determinação referentes a relação dos valores de coeficientes de reaeração obtidos experimentalmente com aqueles simulados pelo modelo QUAL2E. Foi comparado o valor do coeficiente de determinação com o encontrado por Gastaldini e Oppa (2011), com o intuito de verificar o uso do coeficiente de reaeração experimental e bibliográfico.

7 RESULTADOS

7.1 Características hidrodinâmicas do corpo hídrico

As características hidrodinâmicas foram avaliadas experimentalmente para serem usadas como dados de entrada nos cálculos dos métodos para encontrar o coeficiente de reaeração e também para relacioná-los com os dados de K_2 .

7.1.1 Vazão, velocidade e área da seção transversal

Os dados de vazão, velocidade, profundidade e largura, referente às características hidrodinâmicas do rio Vacacaí Mirim, estão inseridos na tabela 6.

Tabela 6 – Características hidrodinâmicas do corpo hídrico

Ponto de monitoramento	Data	Vazão (m ³ /s)	Velocidade (m/s)	Profundidade (m)	Largura (m)
1	24/04/2012	0,0292	0,2513	0,068	1,7
	04/06/2012	0,0230	0,1178	0,097	2
	22/08/2012	0,0253	0,1362	0,077	2,4
	25/10/2012	1,0507	0,8683	0,275	4,4
	18/04/2013	0,1733	0,2750	0,210	3,0
	25/07/2013	0,9339	0,8301	0,280	4,0
2	25/07/2012	0,0579	0,3014	0,088	2,4
	23/08/2012	0,0727	0,1821	0,114	3,5
	04/09/2012	0,0435	0,1225	0,142	2,5
	25/04/2013	0,0810	0,2250	0,133	2,7
	26/07/2013	0,0869	0,2995	0,116	2,5
	11/09/2013	0,1196	0,3067	0,130	3,0
3	26/07/2012	0,5297	0,0618	0,857	10
	05/09/2012	0,3549	0,0437	0,739	11
	19/04/2013	0,3360	0,0405	0,823	10
	19/08/2013	0,5545	0,0505	0,8453	13

A média da área da seção transversal do ponto de monitoramento 1 é 0,57m², do ponto de monitoramento 2 é 0,33m² e a do ponto de monitoramento 3 é 8,97m².

As medidas da seção transversal do ponto 1 e 2 são muito parecidas, ou seja, as características de largura, profundidade de lâmina d'água e área da seção transversal são uniformes nesses pontos, com larguras pequenas e baixas profundidades. Já no ponto 3, as medidas da seção são maiores, o rio nesse ponto torna-se cerca de quatro vezes mais largo do que os pontos a montante, porém a velocidade da água nesse ponto é menor, o que torna a vazão ter valores baixos.

No ponto de monitoramento 1 obteve-se vazões altas e baixas, o que não aconteceu nos pontos de monitoramento 2 e 3 nos quais trabalhou-se apenas com vazões baixas. Esse fato deve-se pois o ponto de monitoramento 1 está mais a montante e conforme nos aproximamos dos pontos mais a jusante, acontece um amortecimento das cheias, outro explicação é que no ponto de monitoramento 2 e 3 existem bastante retiradas de água.

No dia 25/07/2013, para o ponto de monitoramento 1 obteve-se uma vazão alta e um dia depois (26/07/2013), no ponto de monitoramento 2, obteve-se uma vazão baixa. Explica-se esse fato pela razão de a cheia não ter chegado até o dia do experimento no PM2 e o pico da cheia aconteceu no dia do experimento no PM1.

Os pontos de monitoramento 1 e 2 por serem localizados em áreas de fácil acesso, conseguiu-se obter seis experimentos, dois a mais do que no ponto 3 que está localizado

em uma área próximo a uma rodovia federal, com trânsito intenso o que dificultava o trabalho.

7.1.2 Declividade da linha d'água

A declividade da linha d'água nos pontos de monitoramento 1, 2 e 3 estão inseridas na tabela 7.

Tabela 7 – Valores de declividade dos pontos de monitoramento

Pontos de monitoramento	PM1	PM2	PM3
Declividade (%)	5,81	3,98	3,57

A declividade média do trecho do rio estudado é de 4,45% o que significa uma baixa declividade.

7.2 Coeficiente de reaeração

Os dados de coeficiente de reaeração foram encontrados experimentalmente pelo método Delta aproximado e calculado pelas equações disponíveis na literatura através dos dados hidrodinâmicos.

7.2.1 Coeficiente de reaeração através do Método Delta

Os dados relativos à determinação experimental do oxigênio dissolvido, através do oxímetro e os dados de coeficiente de reaeração através do método Delta, estão descritos na tabela 8.

Tabela 8 – Valores de OD e K_2 determinados experimentalmente

Pontos de monitoramento	Data	OD médio (mg/L)	K_2 (dia ⁻¹)
1	24/04/2012	2,82	81,17
	04/06/2012	4,60	44,38
	22/08/2012	2,21	28,34
	25/10/2012	8,88	77,10
	18/04/2013	9,14	31,28
	25/07/2013	8,17	59,20
2	25/07/2012	3,91	31,38
	23/08/2012	1,21	39,10
	04/09/2012	3,38	22,41
	25/04/2013	3,42	26,37
	26/07/2013	3,66	33,61
	11/09/2013	3,56	28,04
3	26/07/2012	6,23	15,92
	05/09/2012	5,22	13,53
	19/04/2013	4,40	11,15
	19/08/2013	6,40	22,23

Através dos valores apresentados na tabela 8, percebe-se que embora o fenômeno de reaeração atmosférica seja o principal mecanismo de absorção de oxigênio dissolvido em um corpo hídrico, existem outros mecanismos que também afetam seu valor, como a fotossíntese. Nota-se essa influência de outro mecanismo, quando há uma diminuição no valor do K_2 , porém um aumento do valor de oxigênio dissolvido. Como é verificado no dia 18/04/2013, no ponto de monitoramento 1, onde o OD médio obtido foi de 9,14mg/L, o que se refere a um índice alto segundo a resolução 357/2005 do CONAMA que diz que o parâmetro de OD para água doce, de classe 1 é de 6mg/L (padrão de qualidade). E nesse dia verificou-se que o coeficiente de reaeração teve um valor baixo, 31,28dia⁻¹.

Também é verificado que os pontos de monitoramento 1 e 2 possuem valores de coeficiente de reaeração bastante variados. Essa ausência de uniformidade entre os valores de um mesmo ponto deve-se ao fato desses locais serem localizados em áreas urbanas, logo, há presença de descarga de esgoto o que provoca uma alteração no oxigênio dissolvido da água. Ou seja, durante o dia apesar de haver a presença da luz solar e, assim, haver a fotossíntese com produção de oxigênio dissolvido para o rio, há também o aporte de DBO pela matéria orgânica depositada o que afeta diretamente no consumo desse OD. Por outro lado, os valores observados no ponto de monitoramento 3 são bastante uniformes pois o mesmo localiza-se em uma área rural sem a presença de grandes fontes de descargas de efluentes orgânicos.

Sendo assim, a aplicação do método Delta aproximado é limitada pois o mesmo avalia em conjunto os efeitos da reaeração, fotossíntese e respiração, tornando seu uso inadequado em locais onde a carga de esgoto diurna afeta na concentração de oxigênio dissolvido, diminuindo seu valor.

Nas figuras 9, 10 e 11 são apresentados os valores de oxigênio dissolvido observados durante o fotoperíodo, através de um oxímetro, para os pontos de monitoramento 1, 2 e 3, respectivamente.

No ponto de monitoramento 1, onde obteve-se vazões altas e baixas, verificou-se que a vazão pode interferir nos valores finais de OD, ou seja, com uma vazão maior haverá uma maior capacidade de autodepuração do rio refletindo em variações menores de OD ao longo do dia.

Essas variações menores de oxigênio dissolvido podem ser verificadas nos dias que se obtiveram maiores vazões como, por exemplo, no dia 25/10/2012 com variação de 0,5mg/L e vazão de 1,05m³/s.

Do contrário, nos dias de vazões baixas verificou-se uma maior variação de oxigênio dissolvido durante o dia, como por exemplo no dia 24/04/2012, que a variação de OD foi de 2,0mg/L e a vazão foi de 0,0292m³/s.

Pode-se notar que nos dias em que os monitoramentos de oxigênio dissolvido começaram, no início do dia, com valores baixos resultaram em uma maior variação de OD ao longo do dia em relação aqueles dias em que os valores de OD já começaram com índices altos. Como, por exemplo, no dia 24/04/2012 em que o OD inicial era de 2,0mg/L e a variação diurna de OD foi de 2,0 mg/L e no dia 22/08/2012 que o OD inicial foi de 2,0mg/L e a variação foi de 1,5mg/L.

Esse fato pode ser explicado pois nos locais de monitoramento há descargas de esgoto e também descargas fluviais, se o OD inicial for menor que o OD das descargas acontece um pico no OD, conforme as horas vão passando, juntamente com a atividade fotossintética que provoca também um aumento de OD, fazendo com que a variação diurna tenha valores maiores em relação aqueles dias em que eu já começo trabalhando com valores maiores de OD e as descargas e a atividade fotossintética não alteram muito esse valor.

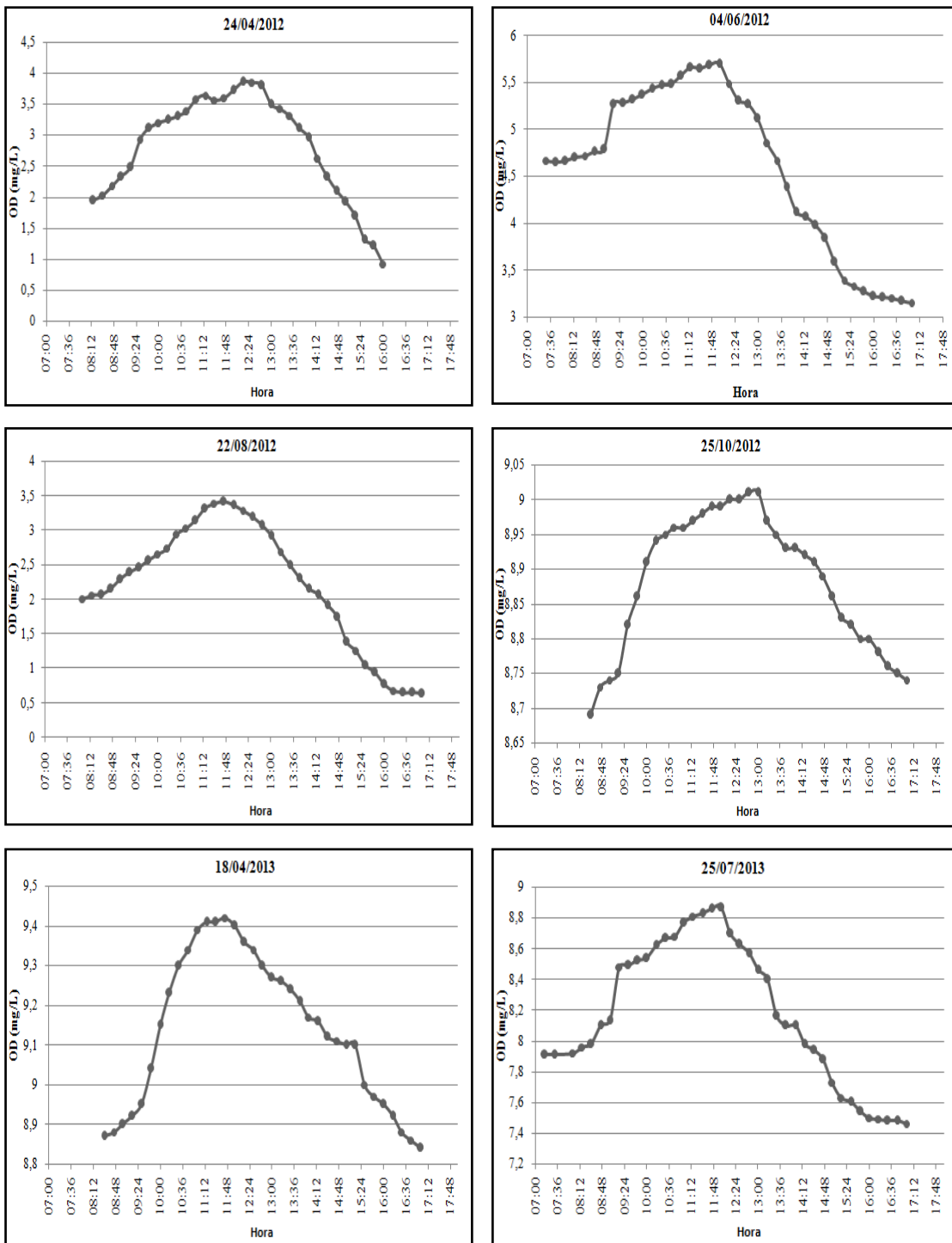


Figura 9 – Valores de Oxigênio dissolvido durante o fotoperíodo – ponto de monitoramento 1

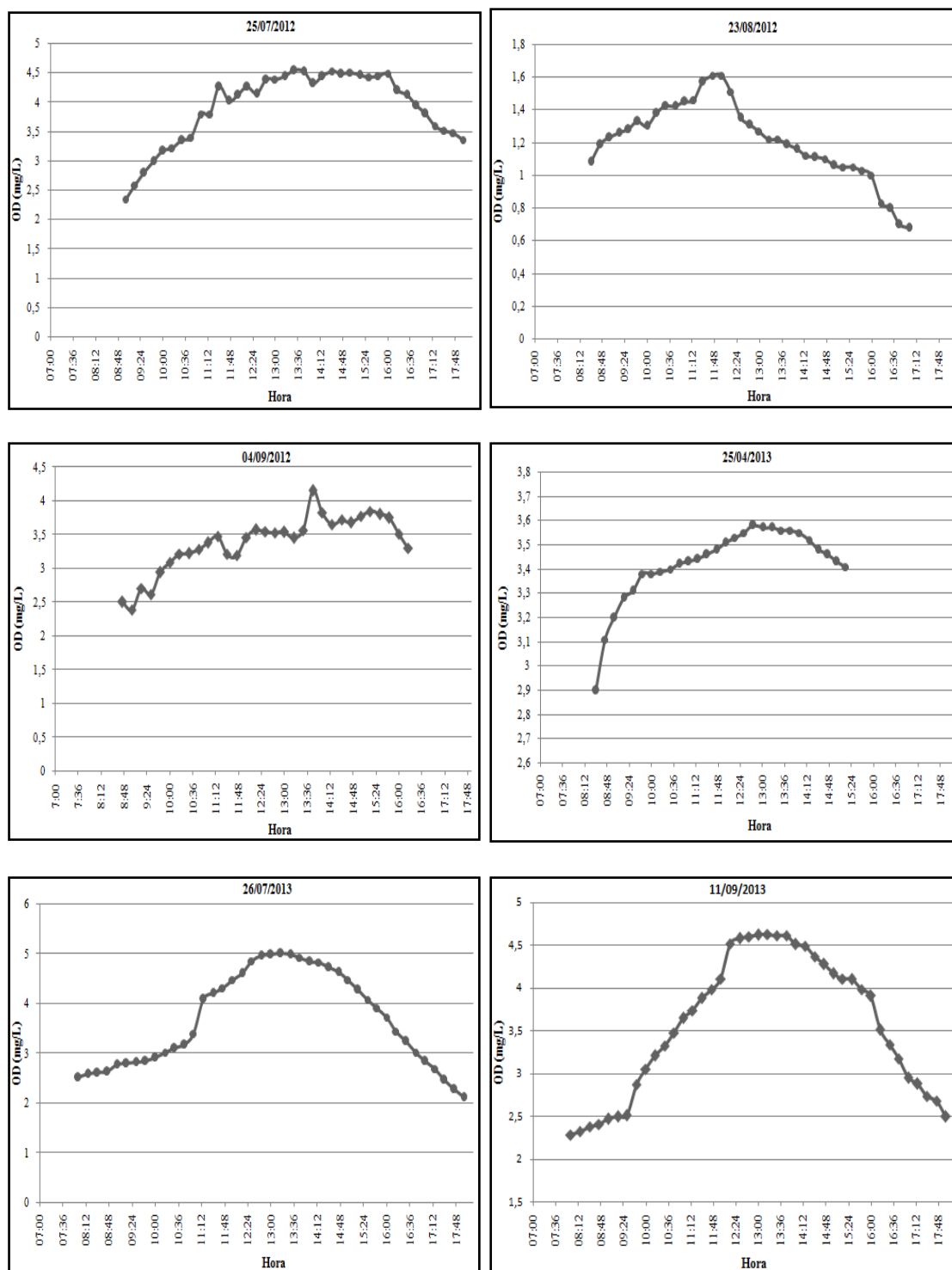


Figura 10 – Valores de OD durante o fotoperíodo – ponto de monitoramento 2

No ponto de monitoramento 2, onde trabalhou-se apenas com vazões baixas e os valores de OD iniciais também foram baixos, verificou-se que a variação diurna de oxigênio dissolvido foi mais alta, ficando na média de 2,0mg/L.

No dia 04/09/2012, no ponto 2, verificou-se uma pequena alteração na curva, não seguindo a tendência que é de uma curva ascendente. Esse fato pode ser explicado,

pois o ponto 2 está localizado em uma área urbana e tem muita influência humana. Como, por exemplo, descargas de esgoto, o que faz aumentar a demanda bioquímica de oxigênio e, conseqüentemente, diminuir o oxigênio dissolvido pelo seu consumo.

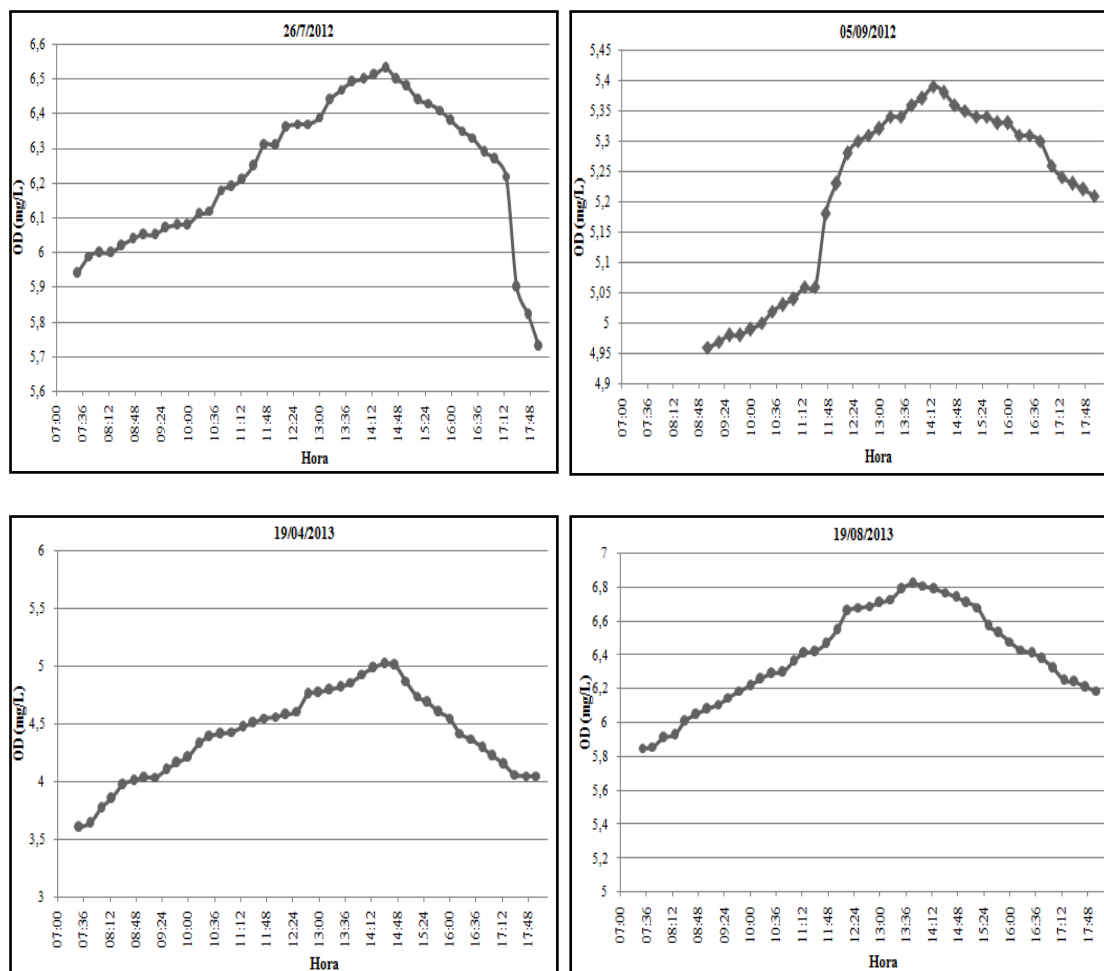


Figura 11 – Valores de OD durante o fotoperíodo – ponto de monitoramento 3

No ponto de monitoramento 3 trabalhou-se somente com vazões baixas mas os valores de OD iniciais foram maiores do que os obtidos no ponto de monitoramento 2 então a variação de OD diurna foi menor do que as do ponto de monitoramento 2, ficando em torno de 1,0mg/L porém maiores dos que as obtidas com vazões altas.

Conforme análise dos gráficos verifica-se que o oxigênio dissolvido comportou-se de maneira esperada, tendo em vista a teoria do método Delta. Ou seja, nos primeiros horários do dia o valor de OD é menor e esse valor vai subindo até chegar ao seu pico, perto do meio dia, e novamente decai, obtendo-se uma curva ascendente. Essa curva deve-se ao fato de que nos primeiros horários do dia a incidência solar é menor e, conseqüentemente, a produção aquática de oxigênio é menor (pois o fator solar afeta

diretamente na produção aquática, pela fotossíntese). Conforme vai aumentando a incidência solar, a produção de oxigênio pelas plantas aumenta até o pico solar que é perto do meio dia. A respiração das plantas (consumo de oxigênio) não tem alteração durante o dia.

7.2.2 Coeficiente de reaeração através de equações

Nas tabelas 9, 10 e 11 estão apresentados os valores do coeficiente de reaeração calculados através de algumas fórmulas presentes na literatura, para o ponto de monitoramento 1, 2 e 3, respectivamente. Novamente, são mostrados os valores de K_2 obtidos experimentalmente, para melhor visualização e comparação de resultados. É apresentada, também, a porcentagem de variação entre os valores de coeficiente de reaeração observados e calculados (equação 14).

Tabela 9 – Valores de K_2 obtidos através de fórmulas da literatura – ponto de monitoramento 1

Ponto de monitoramento 1							
Equações	K_2						% Variação
	24/04/12	04/06/12	22/08/12	25/10/12	18/04/13	25/07/13	
O'Connor & Dobbins (1958)	111,66	44,53	67,56	25,52	21,52	24,28	55,56
Churchill et al (1962)	118,45	31,11	52,57	38,03	19,59	35,32	48,28
Owens et al (1964)	305,86	94,52	159,30	52,92	40,34	49,67	154,72
Langbein e Durum (1967)	46,03	13,36	20,96	24,80	11,24	23,14	55,33
Tsivoglou e Wallace (1972)	46,13	21,62	25,01	159,41	50,48	152,40	71,96
Parker e Gay (1987)	32,25	23,13	25,36	39,16	27,30	38,42	35,94
Smoot (1988)	54,86	28,21	36,01	38,51	25,39	37,11	33,68
Melching e Flores (1999)	39,71	28,29	29,83	36,26	27,06	35,98	33,04
Formentini (2010)	28,79	19,43	20,93	52,26	29,39	51,13	33,13
Observado (dia ⁻¹)	81,17	44,37	28,34	77,10	31,28	59,21	

Os resultados observados no ponto 1 quando comparados com os resultados obtidos pelas equações da literatura obtiveram uma grande diferença de valores, com variações muito grandes, podendo observar que o uso de equações para calcular o coeficiente de reaeração nesse trecho do rio poderá criar erros. Assim, recomenda-se a avaliação experimental do K_2 .

A média da porcentagem da variação entre os valores de K_2 observados e calculados, demonstra que para o ponto de monitoramento 1 a equação que melhor se ajustou aos dados experimentais foi a de Melching e Flores (1999), com 33,04% de erro médio.

Porém analisando os dados, percebe-se que a equação proposta por Formentini (2010) teve bons ajustes, com erro médio de 33,13%, principalmente no dia 18/04/2013 com coeficientes de reaeração observado de $31,28\text{dia}^{-1}$ e calculado de $29,39\text{dia}^{-1}$ e 25/07/2013 com K_2 observado de $59,21\text{dia}^{-1}$ e calculado de $51,13\text{dia}^{-1}$.

As equações de Smoot e Parker e Gay (1987) também obtiveram bons ajustes com erros médios de 33,68% e 35,94%, respectivamente.

Tabela 10 – Valores de K_2 obtidos através de fórmulas da literatura – ponto de monitoramento 2

Ponto de monitoramento 2							
Equações	K_2						% Variação
	25/07/12	23/08/12	04/09/12	25/04/13	26/07/13	11/09/13	
O'Connor & Dobbins (1958)	83,07	43,79	25,83	39,97	52,00	46,67	46,77
Churchill et al (1962)	91,77	36,52	17,22	35,99	54,29	48,59	49,99
Owens et al (1964)	214,42	94,77	48,40	85,64	120,29	105,40	205,08
Langbein e Durum (1967)	39,18	16,77	8,42	17,40	25,77	23,72	31,75
Tsivoglou e Wallace (1972)	37,90	22,90	15,40	28,29	37,66	38,57	19,23
Parker e Gay (1987)	27,85	22,25	18,60	23,44	26,31	26,17	15,26
Smoot (1988)	50,12	31,76	21,93	32,32	39,88	38,11	19,93
Melching e Flores (1999)	30,36	22,06	20,30	24,01	27,42	23,03	12,72
Formentini (2010)	25,71	19,67	16,11	21,95	25,47	25,66	20,52
Observado (dia^{-1})	31,38	39,10	22,41	26,37	33,61	28,04	

Os resultados observados no ponto de monitoramento 2 obtiveram menor variação em relação aos resultados das equações dos que os obtidos pelo ponto de monitoramento 1.

Através da comparação feita pela porcentagem de variação entre os valores observados e calculados, percebe-se que a fórmula que melhor se ajustou aos valores do ponto de monitoramento 2 foi a de Melching e Flores (1999), com erro médio de 12,72%. A equação proposta por Parker e Gay (1987) também produziu bom ajuste com erro médio de 15,26%.

Em torno de 80% dos valores calculados pela fórmula de Formentini (2010) obtiveram ajustes ótimos com os valores observados.

Tabela 11 – Valores de K_2 obtidos através de fórmulas da literatura – ponto de monitoramento 3.

Ponto de monitoramento 3					
Equações	K_2				
	26/07/12	05/09/12	19/04/13	19/08/13	% Variação
O'Connor & Dobbins (1958)	1,16	1,29	1,06	1,14	92,11
Churchill et al (1962)	0,43	0,40	0,31	0,36	97,47
Owens et al (1964)	1,10	1,14	0,89	0,98	93,06
Langbein e Durum (1967)	0,38	0,33	0,26	0,32	97,83
Tsivoglou e Wallace (1972)	10,87	4,92	4,56	5,69	57,19
Parker e Gay (1987)	12,32	9,20	8,78	9,46	33,33
Smoot (1988)	4,13	3,82	3,39	3,74	74,64
Melching e Flores (1999)	9,23	6,72	6,54	6,51	51,09
Formentini (2010)	12,93	8,59	8,26	9,20	34,96
Observado (dia^{-1})	15,92	13,53	11,15	22,22	

Através da análise dos valores apresentados na tabela 11, percebe-se que os valores observados no ponto de monitoramento 3 não possuem grandes variações em relação aos observados nos pontos de monitoramento 1 e 2, sendo bastante uniforme.

Na comparação entre os valores observados e calculados nota-se que a equação da literatura que melhor se ajustou aos dados experimentais foi a de Parker e Gay (1987),

com um erro médio de 33,33%, obtendo menor variação para todos dias de monitoramento exceto para o dia 26/07/2012 que melhor se ajustou à equação proposta por Formentini (2010).

O modelo de Formentini (2010) também produziu um bom ajuste, com erro médio de 34,96% em relação aos dados observados.

Conforme verificou-se com as comparações de coeficientes de reaeração obtidos pelas equações, apresentados na tabela 9,10 e 11, verificou-se que as fórmulas obtidas mais recentes (Parker e Gay, 1987; Smoot, 1988; Melching e Flores, 1999 e Formentini, 2010) resultaram em melhores comparações com os valores observados produzindo menores valores de ajustes. Esse fato deve-se pois conforme os anos foram passando, as formulações foram evoluindo juntamente com o desenvolvimento da tecnologia e de maiores informações do processo de reaeração.

7.3 Comparação de valores de coeficiente de reaeração entre metodologias

A representação gráfica dos valores permite avaliar a melhor equação que se ajusta aos dados observados para cada ponto de monitoramento e não de forma isolada, como nas tabelas.

Para cada ponto de monitoramento, foi feito um gráfico relacionando o coeficiente de reaeração com os dados experimentais de vazão, velocidade e profundidade para avaliar qual desses parâmetros hidrodinâmicos melhor se relaciona com o K_2 .

Os dados de coeficientes de reaeração que foram usados para a produção dos gráficos comparativos foram apenas os valores calculados pelas fórmulas que melhor se ajustaram aos valores observados experimentalmente, ou seja, os valores de K_2 calculados pelas fórmulas de Formentini (2010), Melching e Flores (1999) e Parker e Gay (1987).

Para o ponto de monitoramento 1, foi excluído o experimento do dia 24/04/2012 pois, apesar de os dados hidrodinâmicos obtidos nesse dia estarem de acordo com os outros experimentos, o valor de coeficiente de reaeração encontrado para esse dia não estava condizente, produzindo um desvio padrão nos resultados.

Nas figuras 12, 13 e 14, estão apresentados graficamente os dados de comparação de coeficientes de reaeração observado e calculados em função da vazão, velocidade e profundidade, respectivamente, do ponto de monitoramento 1.

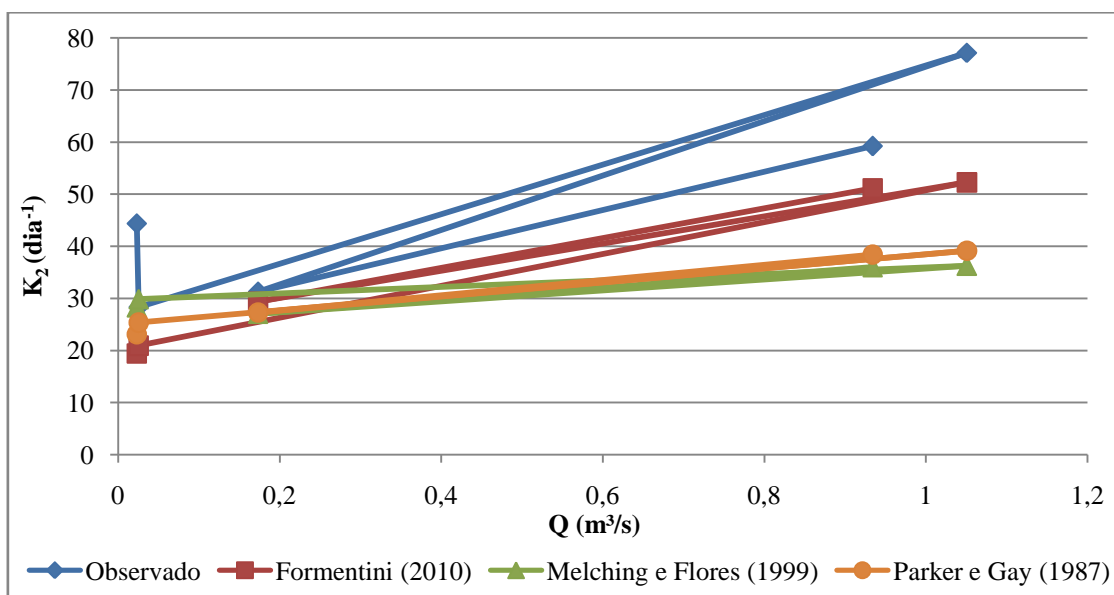


Figura 12 – Comparação de K_2 observado e calculado com a vazão – ponto de monitoramento 1

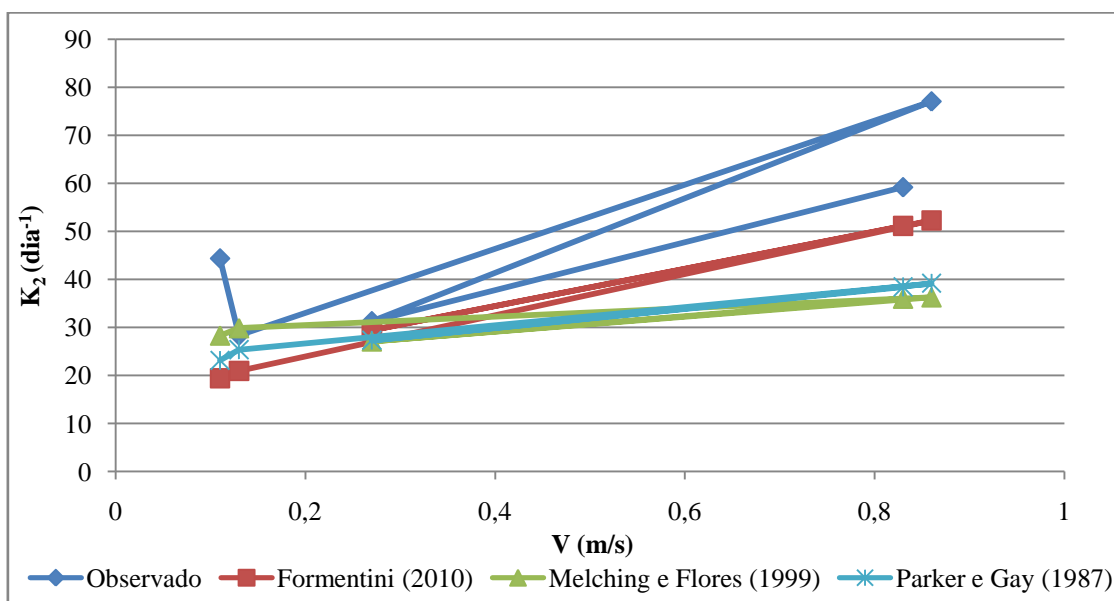


Figura 13 – Comparação de K_2 observado e calculado com a velocidade – ponto de monitoramento 1

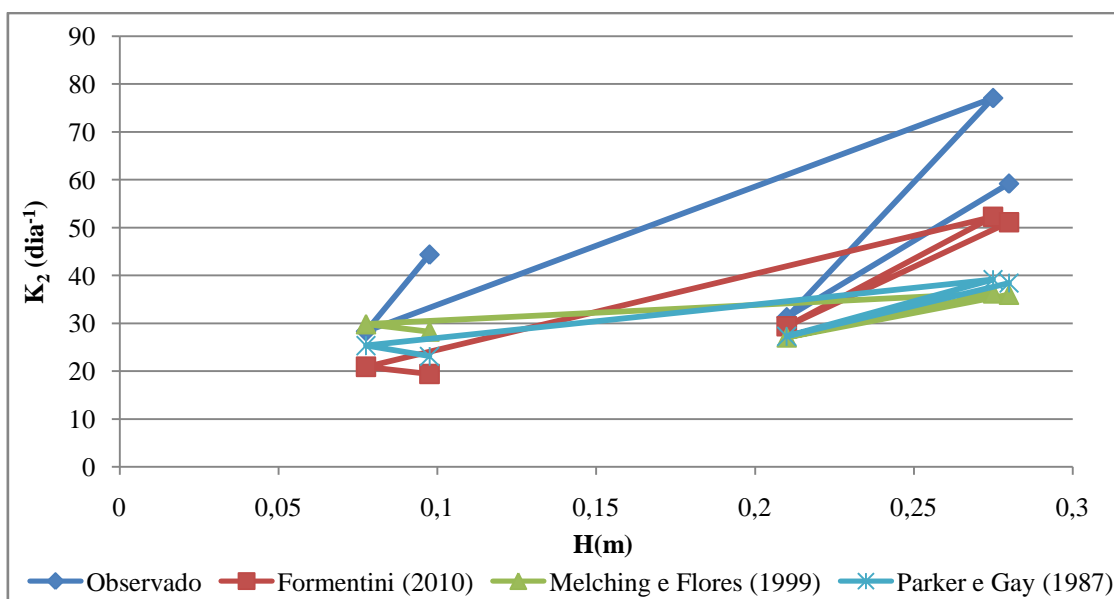


Figura 14 – Comparação de K_2 observado e calculado com a profundidade – ponto de monitoramento 1

A vazão obtida no experimento do dia 11/09/2013 para o ponto de monitoramento 2 foi muito alta em relação aos outros experimentos devido ter sido obtida em um período de chuvas intensas. Assim, os dados desse experimento foram excluídos da representação gráfica.

Nas figuras 15, 16 e 17, os dados de coeficiente de reeração observados e calculados foram demonstrados através dos gráficos em função da vazão, velocidade e profundidade, respectivamente, do ponto de monitoramento 2.

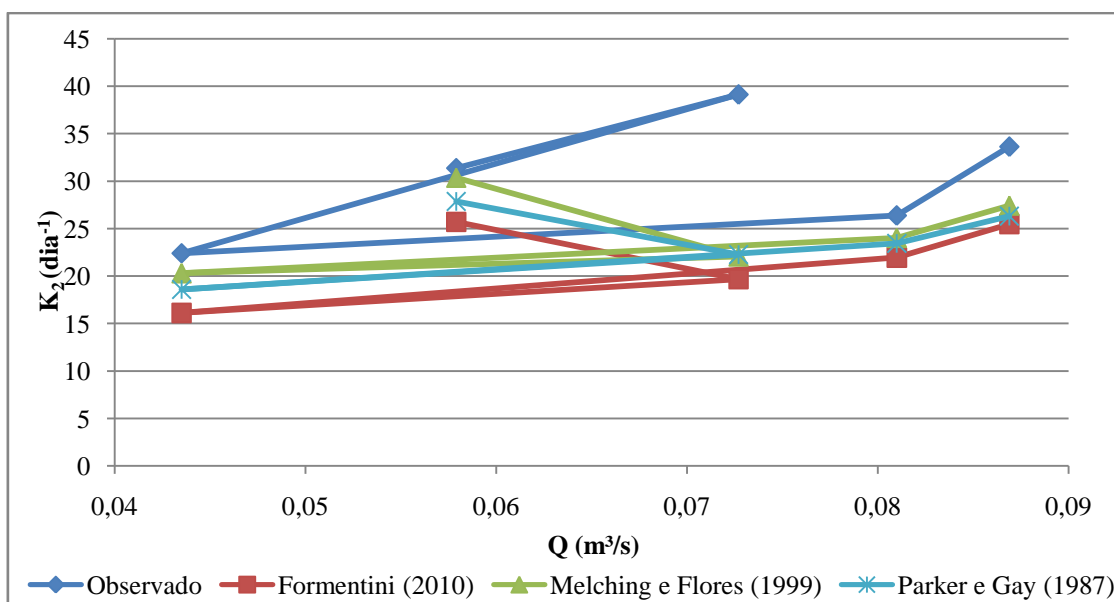


Figura 15 – Comparação de K_2 observado e calculado com a vazão – ponto de monitoramento 2.

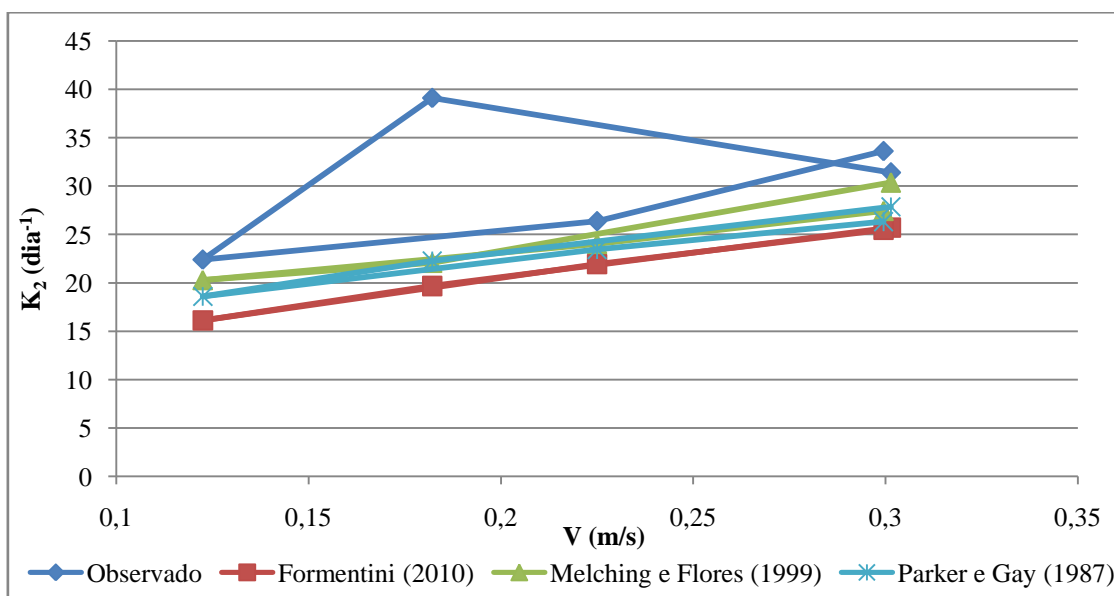


Figura 16 – Comparação de K_2 observado e calculado com a velocidade – ponto de monitoramento 2

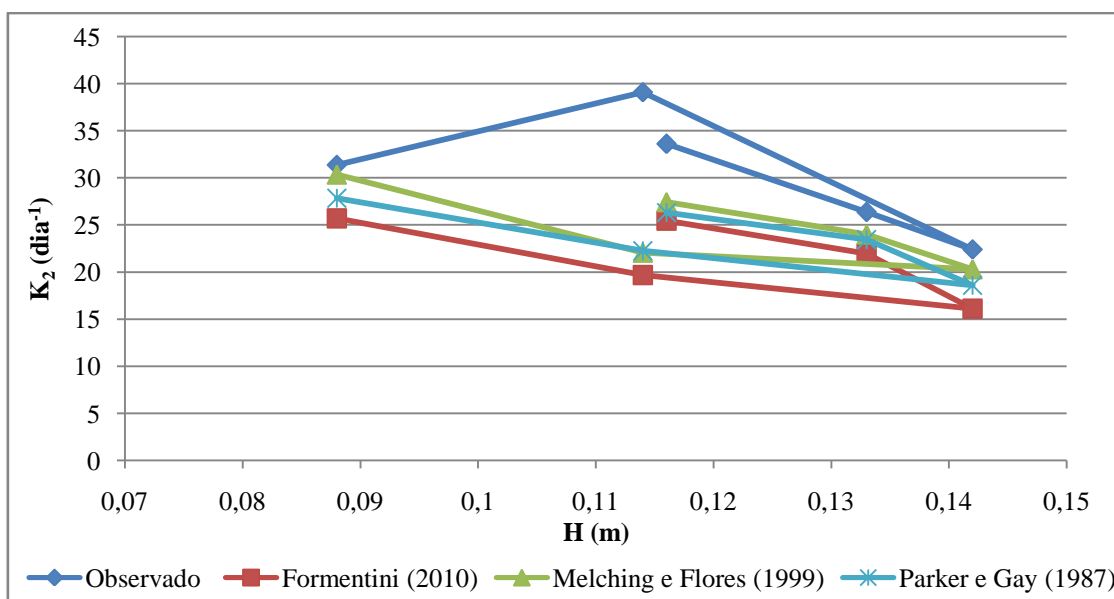


Figura 17 – Comparação de K_2 observado e calculado com a profundidade – ponto de monitoramento 2

Para obter os gráficos do ponto de monitoramento 3 foram usados todos os dados que foram obtidos experimentalmente uma vez que os mesmos tiveram uniformidade em seus valores.

Os valores de coeficientes de reeração calculados e observado estão apresentados nas figuras 18, 19 e 20, através de gráficos em função da vazão, velocidade e profundidade, respectivamente, do ponto de monitoramento 3.

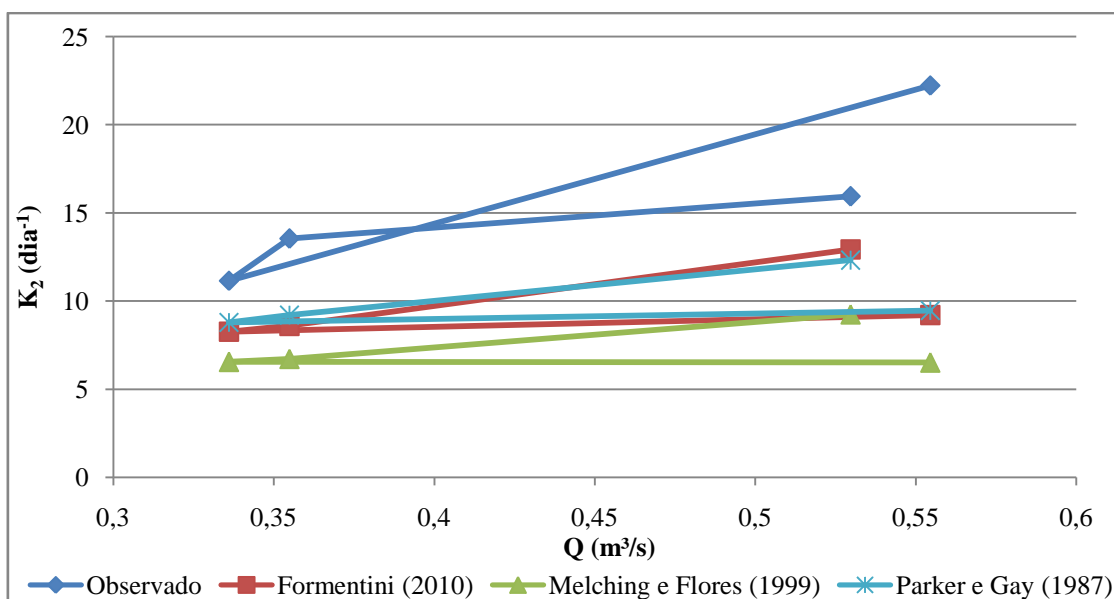


Figura 18 – Comparação de K_2 observado e calculado com a vazão – ponto de monitoramento 3.

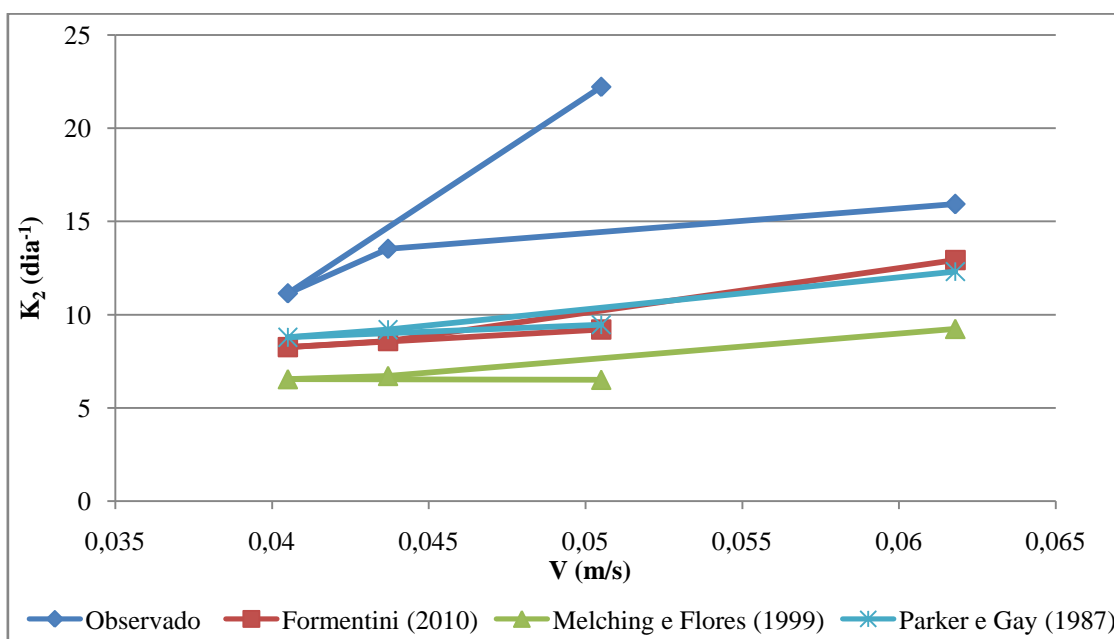


Figura 19 – Comparação de K_2 observado e calculado com a velocidade – ponto de monitoramento 3.

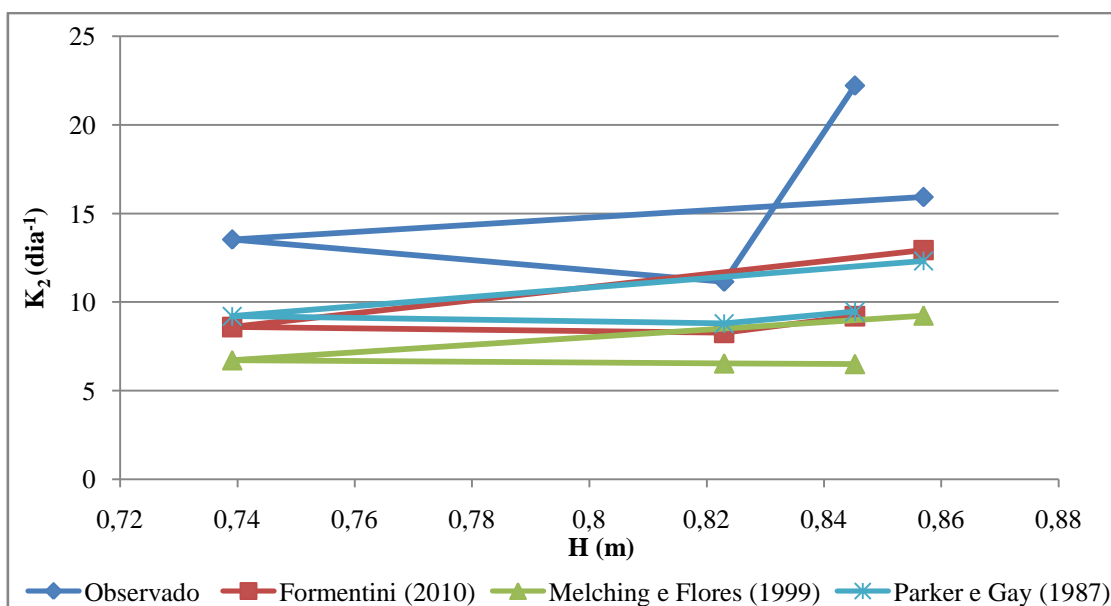


Figura 20 – Comparação de K_2 observado e calculado com a profundidade – ponto de monitoramento 3.

Para cada ponto de monitoramento, obteve-se uma melhor equação de ajuste de dados para os coeficientes de reeração obtidos experimentalmente através do método Delta Aproximado, como foi demonstrado através do cálculo da porcentagem de variação entre os dados calculados e observados. A representação gráfica reafirmou os caçulos, apresentando que as três propostas de equações – Formentini (2010), Melching e Flores (1999) e Parker e Gay (1987) – resultaram em um bom ajuste para os três os pontos de monitoramento.

Através da análise das figuras acima nota-se que os parâmetros hidrodinâmicos que melhor se relacionaram com os dados de coeficiente de reeração foram a vazão e a velocidade.

Observa-se que há uma variação muito grande entre os valores de K_2 obtidos através das equações com os valores observados. A variação confirma que essas formulações devem ser usadas com muita cautela, observando-se as características dos corpos hídricos, pois as equações são semi-empíricas válidas para as condições particulares dos escoamentos onde foram obtidas e se essas condições forem diferentes os resultados iram divergir significativamente.

Apesar da grande discrepância entre os valores obtidos pelas equações em relação aos valores observados a campo, a proposta de Formentini (2010) obteve boa resposta, com valores semelhantes aos obtidos, podendo ser utilizado para cálculo do coeficiente

de reaeração para o trecho de rio estudado. Essa semelhança de valores pode ser explicada devido à equação de Formentini (2010) ser desenvolvida para o mesmo rio e para um trecho com características parecidas com os observados. A equação porposta por Formentini (2010) foi obtida através do ajuste da equação de Melching e Flores (1999), e assim, essa equação também obteve bons ajustes com os valores observados.

7.4 Modelo empírico para o coeficiente de reaeração

Para calcular o coeficiente de reaeração, o modelo QUAL2E permite utilizar uma equação, descrita abaixo (15), através da inserção de valores para os coeficientes a e b dessa equação.

$$K_2 = a \times Q^b \quad (15)$$

Sendo,

K_2 = coeficiente de reaeração (dia^{-1})

Q = vazão (m^3/dia)

a e b = coeficientes

Para encontrar esses valores dos coeficientes a e b, utilizou-se um ajuste com os dados observados através do método dos mínimos quadrados, para cada ponto de monitoramento. Com o ajuste, obteve-se um modelo empírico que pode ser usado para calculo do coeficiente de reaeração.

Para construção do gráfico utilizou-se os valores de coeficiente de reaeração obtidos experimentalmente através do método Delta e os valores de vazão também obtidos experimentalmente, através de um molinete.

Nas equações de ajuste, o coeficiente de reaeração está representado por y e a vazão por x. A curva de ajuste dos dados e as equações ajustada para cada ponto de monitoramento estão descritas nas figuras 21, 22 e 23.

Para o ponto de monitoramento 1, foi excluído o experimento do dia 24/04/2012 pois o coeficiente de reaeração obtido teve uma grande discrepância em relação aos outros dados de K_2 .

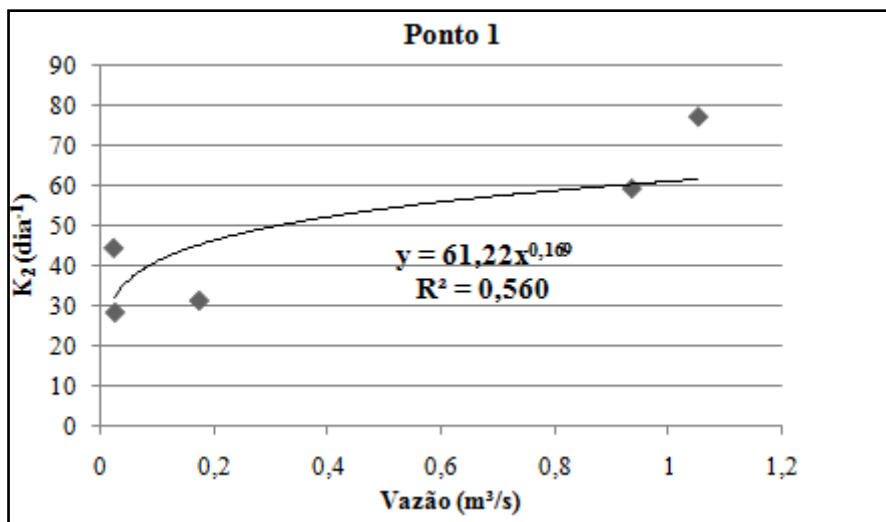


Figura 21 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 1

Através do ajuste da curva pelo método dos mínimos quadrados, obteve-se para o ponto de monitoramento 1 a seguinte equação foi:

$$K_2 = 61,22 \times Q^{0,169} \quad (16)$$

A equação de ajuste dos dados experimentais produziu um correlação de 56,0%, ou seja, 56% da variação dos dados de coeficiente de reaeração pode ser explicada pela variação da vazão.

Para o ponto de monitoramento 2, não foi considerado os dados experimentais referentes ao dia 11/09/2013 pois a vazão nesse dia estava alterada em relação aos outros experimentos, devido a grandes intensidades de chuvas nesse período.

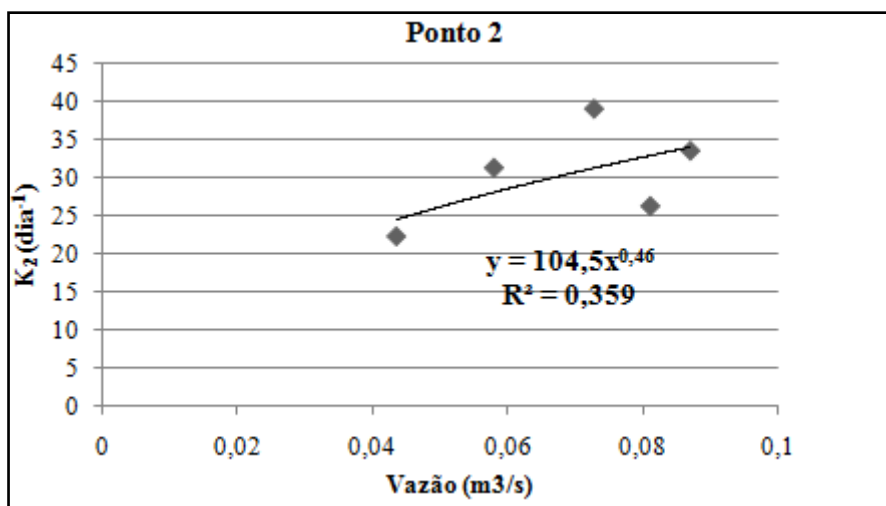


Figura 22 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 2

Com a análise da tendência a equação ajustada para o ponto de monitoramento 2 foi a descrita abaixo:

$$K_2 = 104,5 \times Q^{0,46} \quad (17)$$

A variação dos dados de coeficientes de reaeração do ponto de monitoramento 2 tem correlação de 35,9% em relação a variação dos dados de vazão.

No ponto de monitoramento 3, usou-se todos os dados experimentais obtidos pois os valores obtiveram grande uniformidade entre si.

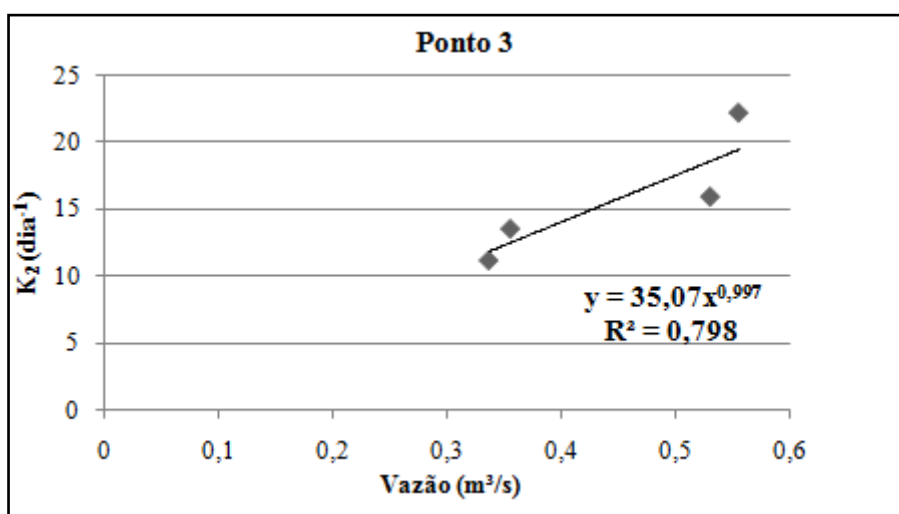


Figura 23 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 3

O ajuste dos dados experimentais do ponto de monitoramento 3 resultou na equação descrita abaixo:

$$K_2 = 35,07 \times Q^{0,997} \quad (18)$$

Através do ajuste dos mínimos quadrados para o ponto de monitoramento 3, tem-se que 79,8% da variação dos dados de K_2 é explicada pela variação de vazão.

Com os dados dos três pontos de monitoramento foi feito um novo ajuste para verificar a equação que resultaria de todo trecho estudado. A análise da tendência entre os dados experimentais de todo trecho do rio está descrita na figura 24.

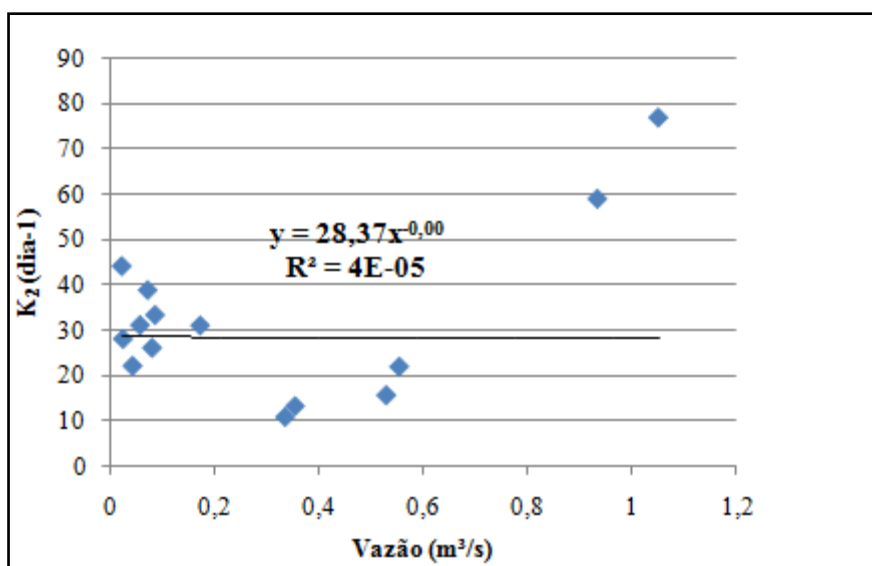


Figura 24 – Ajuste do coeficiente de reaeração para o ponto de monitoramento 1, 2 e 3

Através do gráfico de ajuste verifica-se que a equação produzida não obteve bom resultado, com uma correlação muito baixa, não podendo ser usada como dado de entrada para simulação do OD no modelo QUAL2E.

Os dados demonstram que para cada ponto de monitoramento deve-se ser usada uma equação diferente. Isso porque os dados hidrodinâmicos, como vazão, profundidade e velocidade, são alterados ao longo do rio. Cada equação específica de um ponto de monitoramento carrega em si os dados hidrodinâmicos daquele ponto em que foi produzida.

Como os modelos empíricos obtidos através da equação (15) usada pelo modelo QUAL2E não obteve resultados confiáveis, buscou-se através da comparação entre as metodologias, discutidas no item 7.3 a equação que melhor se ajustasse com os dados experimentais. O modelo proposto por Formentini (2010), além de resultar em valores com pouca variação com os observados, foi obtido no mesmo trecho de monitoramento do rio Vacacaí Mirim.

Então, a partir da equação desse autor (descrita na tabela 1), foi feito um ajuste através do método dos mínimos quadrados para encontrar os coeficientes que melhor se enquadrasse com os dados observados.

Para o ponto de monitoramento 1 foi excluído dos ajustes os dados experimentais referentes ao dia 24/04/2012 e do ponto de monitoramento 2 o experimento do dia 11/09/2013 também foi excluído.

Inicialmente, objetivou-se encontrar um modelo para cada ponto de monitoramento e outro modelo para todo trecho estudado. Porém, devido as diferenças dos dados hidrodinâmicos do ponto de monitoramento 1 e 2 com os dados do ponto 3, foi proposta uma equação para o trecho referente ao ponto de monitoramento 1 e 2 e outra equação para o ponto de monitoramento 3.

O modelo empírico ajustado para o ponto de monitoramento 1 e 2 está apresentado na equação 19, abaixo.

$$K_2 = 748 \times (u \times i)^{0,47} \times Q^{-0,058} \quad (19)$$

A relação entre os dados de coeficientes de reaeração observados com os dados calculados, do ponto de monitoramento 1 e 2, bem como o R^2 referente a correlação entre os dados, está apresentado na figura 25.

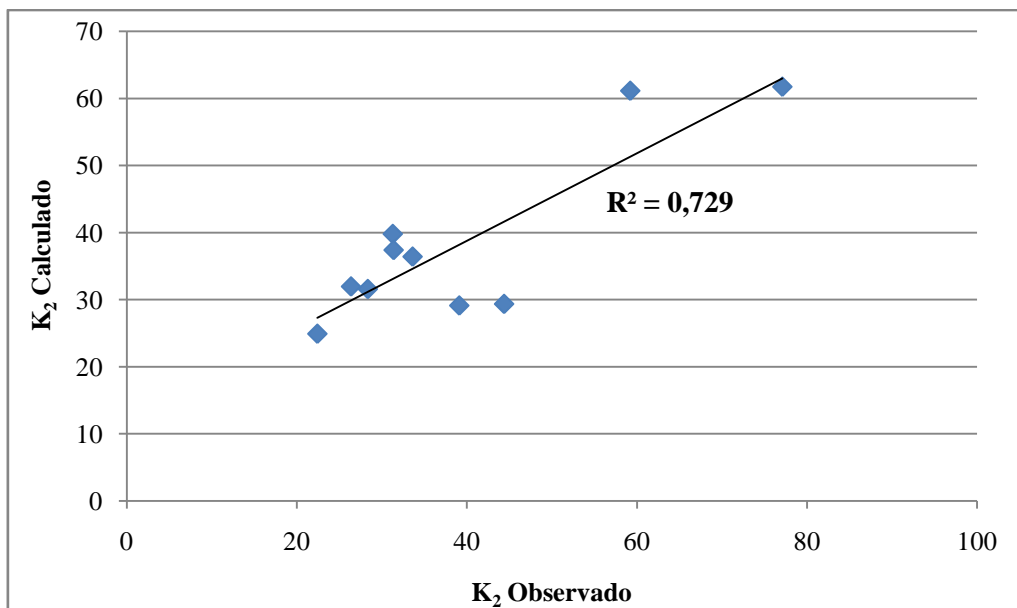


Figura 25 – Relação entre K₂ observado e calculado – ponto de monitoramento 1 e 2.

Para o ponto de monitoramento 3, o modelo empírico proposto está apresentado na equação 20, abaixo.

$$K_2 = 0,00469 \times (u \times i)^{-1,105} \times Q^{1,6698} \quad (20)$$

O gráfico demonstrativo da relação entre os valores de K₂ observados com os calculados, do ponto de monitoramento 3, está apresentado na figura 26, assim como o valor do R² da tendência correlativa entre os dados.

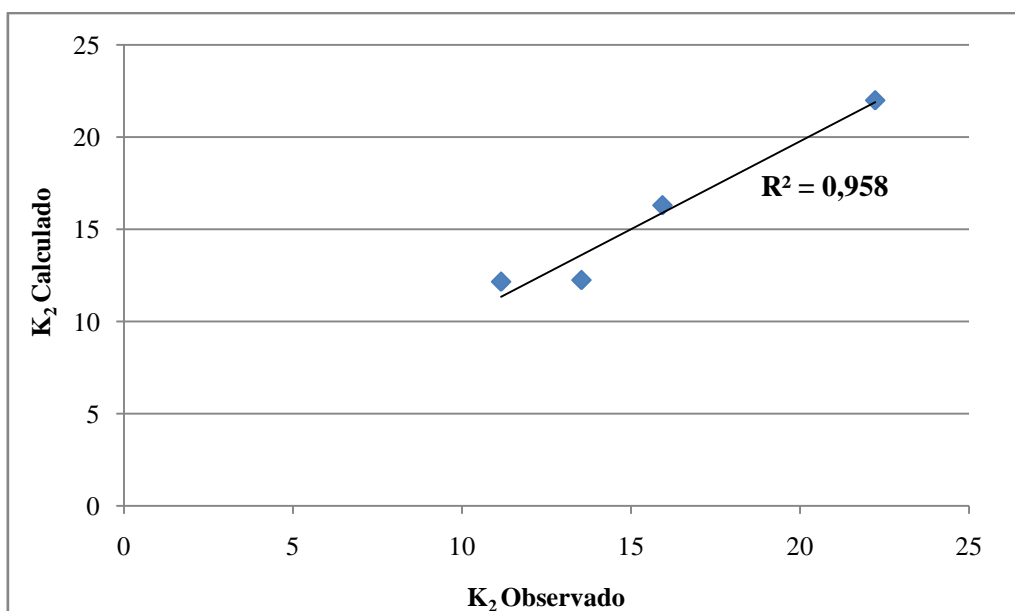


Figura 26 – Relação entre K_2 observado e calculado – ponto de monitoramento 3

Na tabela x, estão apresentados a porcentagem de variação entre os dados de coeficiente de reeração observados e calculados do ponto de monitoramento 1, 2 e 3. A variação foi calculada através da equação 21.

$$\% \text{variação} = \frac{K_2 \text{ observado} - K_2 \text{ calculado}}{K_2 \text{ observado}} \times 100 \quad (21)$$

Tabela 12 – Porcentagem de variação entre K_2 observado e calculado

Ponto de monitoramento	K_2 observado	K_2 Calculado	Porcentagem de Variação
1	44,37	29,33	33,87
	28,34	31,56	-11,36
	77,1	61,73	19,93
	31,28	39,77	-27,16
	59,21	61,12	-3,24
2	31,38	37,37	-19,11
	39,1	29,10	25,56
	22,41	24,88	-11,06
	26,37	31,94	-21,14
	33,61	36,39	-8,28
3	15,92	16,30	-2,35
	13,53	12,25	9,46
	11,15	12,16	-9,03
	22,22	21,99	1,02

7.5 Calibração do Modelo

Para calibração do modelo QUAL2E, os valores do coeficiente de desoxigenação da matéria orgânica (K_1) adotados para calibração foram os valores encontrados experimentalmente por Formentini (2010) que estão apresentados na tabela 13, abaixo.

Tabela 13 – Valores de K_1 usados na calibração

Trecho	K_1 (dia ⁻¹)
1	0,23
2	0,20
3	0,18
4	0,18
5	0,18
6	0,18
7	0,18
8	0,18
9	0,18
10	0,18
11	0,18
12	0,18
13	0,18
14	0,18

Para o coeficiente de reaeração foi usado na calibração a opção permitida pelo modelo para inserir o valor de K_2 . Esse valor de K_2 que foi inserido no modelo para calibração, foi calculado através das equações propostas nesse trabalho. Então, com a equação 19, foi obtido o K_2 do ponto de monitoramento 1 e 2 e através da equação 20 foi calculado o valor para o ponto de monitoramento 3. Os valores dos coeficientes de reaeração utilizados estão mostrados na tabela 14.

Tabela 14 – Valores de K_2 usados na calibração

Trecho	Opção do modelo	K_2 (dia ⁻¹)
1	Opção 1	38,33
2	Opção 1	38,33
3	Opção 1	14,28
4	Opção 1	14,28
5	Opção 1	14,28
6	Opção 1	14,28
7	Opção 1	14,28
8	Opção 1	14,28
9	Opção 1	14,28
10	Opção 1	14,28
11	Opção 1	14,28
12	Opção 1	14,28
13	Opção 1	14,28
14	Opção 1	14,28

Os valores do coeficiente de sedimentação (K_3) usados na calibração estão inseridos na tabela 15.

Tabela 15 – Valores de K_3 usados na calibração

Trecho	K_3 (dia ⁻¹)
1	0
2	0,3
3	0,3
4	0
5	0
6	0
7	0
8	0
9	0
10	0
11	0
12	0
13	0
14	0

Os valores de demanda bentônica do oxigênio (K_4) que utilizou-se na calibração estão apresentados na tabela 16.

Tabela 16 – Valores de K_4 usados na calibração

Trecho	K_4 (g O ₂ /m ² .dia)
1	9,0
2	13,0
3	13,0
4	13,0
5	5,0
6	13,0
7	11,0
8	10,0
9	4,0
10	2,0
11	2,0
12	2,0
13	2,0
14	2,0

7.6 Simulação do Oxigênio Dissolvido através do Modelo QUAL2E

Na figura 27 está apresentada a resposta do modelo QUAL2E para a simulação do oxigênio dissolvido ao longo do rio Vacacaí Mirim utilizando coeficiente de reaeração experimentais.

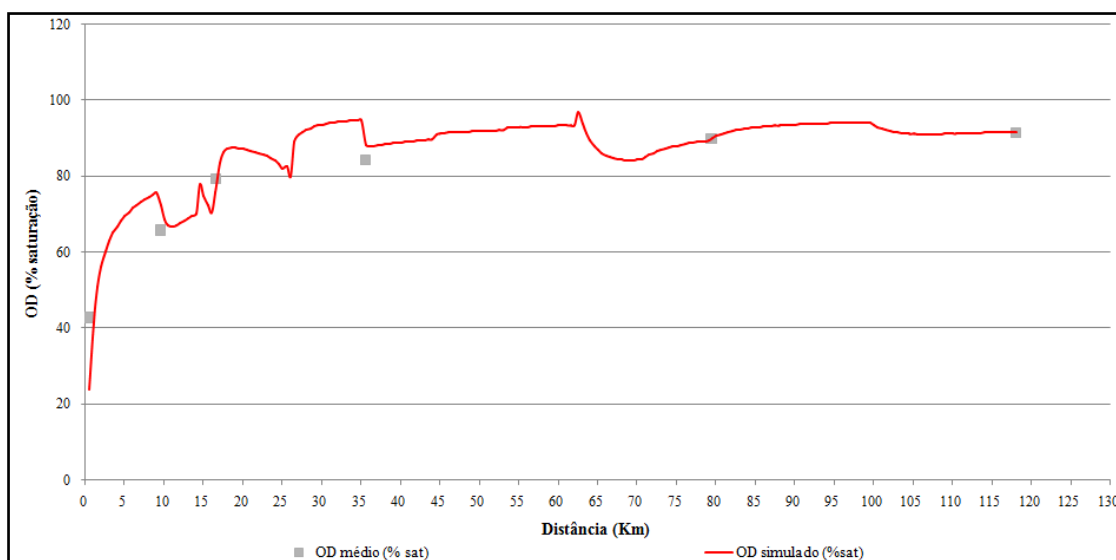


Figura 27 – Simulação do OD através do modelo QUAL2E

Na simulação estão sendo utilizados os dados de oxigênio dissolvido em porcentagem de saturação, pois foram consideradas as diferenças de temperatura da água.

No trecho 1 e 2, nota-se que as concentrações de oxigênio dissolvidos são mais baixas que os demais trechos, isso se explica pelo fato de que esses trechos estão localizados em áreas urbanas com grande presença de lançamento de esgoto sem tratamento do córrego, alterando sua qualidade e fazendo com que o OD tenha valores baixos. Nos demais trechos, o OD está próximo aos valores médios observados.

Na tabela 17, estão apresentados os valores de oxigênio dissolvido em porcentagem de saturação simulados pelo modelo QUAL2E e os valores de OD médio observados experimentalmente.

Tabela 17 – Oxigênio dissolvido calculado pelo modelo e observados

OD simulado (% saturação)	OD médio observado (% saturação)
23,86	42,64
72,28	65,59
75,92	79,37
88,37	84,46
90,04	89,93
91,75	91,53

Na avaliação da resposta do ajuste do modelo, foi calculado o coeficiente de determinação, através da equação 22, com os valores de OD observados e calculados, inseridos na tabela 17.

$$CD = 1 - \frac{\sum(\text{observado} - \text{calculado})^2}{\sum(\text{observado} - \text{media.dos.observados})^2} \quad (22)$$

O coeficiente de determinação entre as concentrações de oxigênio dissolvido calculado e observado (simulado pelo modelo QUAL2E) foi de 0,76. Esse coeficiente é uma medida de proporção da variabilidade entre duas variáveis, indicando uma boa resposta do modelo.

Na figura 28 está ilustrado o gráfico com a resposta do modelo para a simulação do oxigênio dissolvido utilizando coeficientes experimentais em comparação com o gráfico produzido por Gastaldini e Oppa (2011) usando coeficientes bibliográficos e os valores de oxigênio dissolvido mínimo, médio e máximo medido experimentalmente.

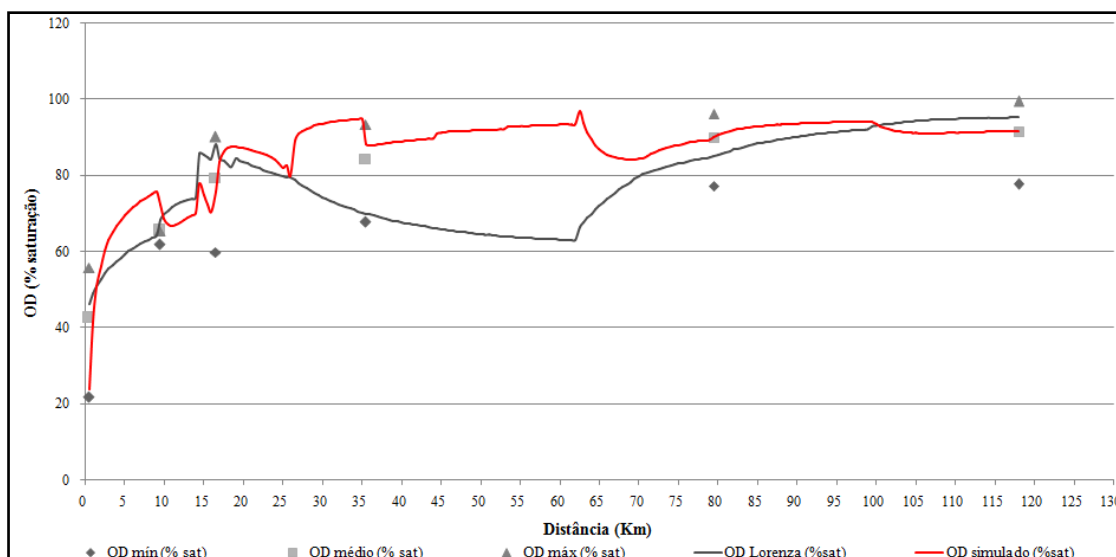


Figura 28 – Simulação do OD com coeficientes bibliográficos e experimentais

Com a comparação entre as simulações do oxigênio dissolvido através modelo QUAL2E usando coeficientes experimentais com aquela feita usando coeficientes bibliográficos, nota-se que no momento de calibrar o modelo com dados experimentais o ajuste é mais dificultoso uma vez que torna-se limitado a mudança desses coeficientes.

8 CONCLUSÃO

O trecho monitorado do rio Vacacaí Mirim apresentou vazões pequenas e declividades baixas. O ponto de monitoramento 1 e 2, por estarem localizados em áreas urbanas, apresentam fontes de descargas de esgoto. O ponto 2 é o mais afetados pela poluição, apresentando baixos valores de oxigênio dissolvido.

O principal aporte de oxigênio dissolvido em rios é através do processo de reaeração (trocas de gases entre os meios) e o coeficiente de reaeração (K_2) que quantifica esse processo. Por isso, o K_2 é um importante parâmetro para a simulação do oxigênio dissolvido em modelos de qualidade da água, demonstrando grande sensibilidade a esse coeficiente.

Para o cálculo do coeficiente de reaeração, o método Delta Aproximado, usado nos experimentos, demonstrou-se uma técnica de fácil obtenção de dados a campo, de

cálculos simples e com um aparato experimental de baixo custo. Porém, esse método possui limitação no cálculo em locais com despejos de esgoto, como foi observada nos dados obtidos dos pontos de monitoramento 1 e 2. Nesses locais, em áreas urbanas, nota-se o despejo de esgoto no rio Vacacaí Mirim modificando os valores de oxigênio dissolvido e provocando uma oscilação em sua curva. No ponto de monitoramento 3, onde não há presença de aporte de esgoto no rio, o método Delta Aproximado apresentou resultados bastante favoráveis e uniformes.

A obtenção do coeficiente de reaeração através dos cálculos de equações propostas na literatura e pelo próprio modelo QUAL2E, apresentou grandes variações em suas respostas, confirmando a afirmativa de limitação do uso das mesmas para obtenção do K_2 . Essas equações são limitadas ao uso onde foram desenvolvidas.

Na comparação de dados de coeficiente de reaeração entre a metodologia experimental através do método Delta Aproximado e as respostas das equações, verificou-se que a proposta de Formentini (2010) resultou em bons ajustes com os dados observados. A equação de Melching e Flores (1999) e Parker e Gay (1987) também obtiveram bons resultados de K_2 em comparação com os valores obtidos experimentalmente.

As informações coletadas experimentalmente foram usadas como dados de entrada no modelo QUAL2E para simulação do oxigênio dissolvido no rio Vacacaí Mirim. O modelo QUAL2E demonstrou-se uma ferramenta eficaz para obtenção do OD em rios.

Para a calibração do modelo QUAL2E foram usados valores de coeficiente de desoxigenação obtidos por Formentini (2010), pois o autor obteve seus dados no mesmo trecho de monitoramento do rio Vacacaí Mirim. Para o coeficiente de reaeração foi usado os valores calculados pelo modelo empírico proposto. O valor do coeficiente de sedimentação (K_3) e de demanda bentônica do oxigênio (K_4) usado na calibração foram altos pois há presença de lodo de fundo e sedimentação.

Na simulação do oxigênio dissolvido pelo modelo QUAL2E, observou-se que o oxigênio dissolvido é mais baixo nos pontos 1 e 2 que estão localizados em áreas urbanas onde há lançamento de esgoto e nos outros trechos o OD simulado ficou próximo ao OD médio observado.

Na avaliação do ajuste do modelo, o coeficiente de determinação calculado foi de 0,76 o que significa um bom ajuste do modelo.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, S. C. S. **Modelos de simulação baseados em raciocínio qualitativo para avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas**. 2005. 218 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

AZZELINO, A.; BONOMO, L.; CALDERARA, E.; DE FINA, A.; SALVETTI, R.; VISMARA, R. Combined use of the EPA-QUAL2E simulation model and factor analysis to assess the source apportionment of point and non point loads to surface waters. **Diffuse Pollution Conference Dublin**, 2003. Disponível em: <http://www.ucd.ie/dipcon/docs/theme09/theme09_01.PDF>. Acesso em 25 out. 2012.

BÁRBARA, V. F. **Uso do Modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari – AP (Amazonas)**. 2006. 174p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2006.

BARBOSA JR, A. R.; GIORGETTI, M. F. Reaeração de corpos de água naturais – uma metodologia para a quantificação com o uso de traçadores. In: XVIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995, Salvador, BA. **Anais...** Salvador: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995 p. 313-324.

BÄUNLE, A. M. B. **Avaliação de benefícios econômicos da despoluição hídrica: efeitos de erros de calibração de modelos de qualidade da água**. 2005. 285p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BARBOSA JR, A. R. **Uso de traçadores na determinação de parâmetros de qualidade em escoamentos naturais da água**. 1997. 457p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 1997.

BECK, M. B. Principles of modelling. **Water Sci Technol**. v.24, n.6, p.1-8, Jun, 1991.

BICUDO, J. R.; JAMES, A. Measurement of reaeration in streams: comparison of techniques. **Journal of Environmental Engineering**. v.115, n.5, p. 998-1010, Sep/Oct, 1989,.

BRAGA, B. *et al.* **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002.

BRANCO, S. M. *et al.* **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH, v.3, 1991.

BROWN, L. C.; BARNWELL, JUNIOR, T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**: US EPA: Athens, 1987, Versão 3.0. Sistema Operacional MS-DOS e manual do usuário. 1986.

CAMPOS, M. C. S. Aplicação da análise de erros de primeira ordem à simulação do oxigênio dissolvido nas águas do rio das Velhas/MG. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.5, n.3, p. 101-107, 2000.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. WCB – McGraw-Hill. Boston, 844p, 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, Sep/Oct, 1991.

CHAUDHURY, R. R., SOBRINHO, J. A. H., WRIGHT, R. M., SREENIVAS, M. Dissolved oxygen modeling of the Blackstone river (northeastern United States). **Water Research**. V.32, N.8, p. 2400-2412, dezembro, 1997.

COSTA, O. S. Determinação indireta do coeficiente de reaeração através de dissolução unidimensional de sondas de ácido oxálico. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

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**, 314 –316 (2003) 335–377. 2003.

DROLC, A.; KONCAN, J. Z. Water quality modeling of the river Sava, Slovenia. **Water Resource**. v.30. n.11, p. 2587-2592, 1996.

FERREIRA, A. B.; *et al.* Análise do meio físico da sub-bacia do rio Vacacaí Mirim – RS – Brasil. **Revista Geográfica Acadêmica**, n.2, p. 28-34, julho 2009. (a)

FERREIRA, A. B.; *ET AL.* Avaliação do impacto ambiental do uso e ocupação da terra na sub-bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim/RS – Brasil. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, Natal. **Anais...** INPE, abril 2009, p. 3769-3776. (b)

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Revista Química Nova na Escola**, n. 22, p. 10-16, novembro 2005.

FORMENTINI, T. A. **Coefficientes de Desoxigenação e de Reaeração Superficial em Trechos do Rio Vacacaí Mirim**. 2010. 90p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

GASTALDINI, M. C. C., BRITES, A. P. Z., SILVA, C. E. da, OPPA, L. F. Diagnóstico da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí Mirim. In: XXX Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2006, Punta del Este. Rescatando Antiguos Principios para los Nuevos Desafios del Milenio. **Anais...** Montevideo: AIDIS, 2006. v.1. p.1-12

GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 16, n. 1, p. 17-27, 2011.

GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F.; MISSIO, D. Modelagem da qualidade da água do rio Vacacaí Mirim. In: 24 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-11. 2007.

GASTALDINI, M. C. C.; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. Inter-relações entre dados de monitoramento de qualidade da água e hidrológico - Aplicação ao reservatório do Arroio Vacacaí-Mirim. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 6, n.1, p. 24-30, 2001.

GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do rio Ibicuí. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.7, p.34 – 43. 2002.

GIORGETTI, M. F.; GIANANTI, A. E. Avaliação do nível de turbulência em águas correntes e sua correlação com o coeficiente de reaeração superficial. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983, Camboriu, SC. **Anais...** Camboriu: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1983

GIORGETTI, M.F.; SCHULZ, H. E. Sobre o método da sonda solúvel flutuante para a determinação indireta do coeficiente de reoxigenação superficial em corpos de água. In:

Encontro Nacional de Ciências Térmicas, 3., Itapema, 1990. **Anais...** Itapema, p.1079-84. 1990.

GHOSH, N. C.; MCBEAN, E. A. Water quality modeling of the Kali river, India. **Water, Air, and Soil Pollution**, p. 91-103, 1998.

GRANT, R. S.; SKAVRONECK, S. **Comparison of racer Methods and Predictive Equations for Determination of Stream-Reaeration Coefficients on Three Small Streams in Wisconsin.** United States Geological Survey. Water-Resources Investigations 80-19, 43p. 1980.

HAMPSON, P. S.; COFFIN, J.E. **Measurements of Reaeration Coefficients for Selected Florida Streams.** United States Geological Survey. Water-Resources Investigations 87-4020. 1989.

KANAPIK, H. G. et al. Análise crítica da calibração do modelo de qualidade de água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu. **Revista de Gestão de Água da América Latina – REGA.** v. 5, n.2, p. 25-37, 2008.

KANAPIK, H. G. et al. Qualidade da água da bacia do rio Iguaçu: diferenças conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. **Revista Brasileira de Recursos hídricos – RBRH.** v. 16, n.2, p. 75-88, 2011.

KONDAGESKI, J. H. **Calibração de modelo de qualidade da água para rio utilizando algoritmo genético.** 2008. 163p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

LICO, M. S.; TAYLOR, R. L. **Reaeration-Rate Coefficients for Two Reaches on the Truckee River Downstream from Reno, Nevada, 1999.** United States Geological Survey. Open-File Report 00-299. 13 p. 2000.

LIMA, E. B. N. R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do rio Cuiaba.** 2001. 206p. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2001.

LUCA, S. J.; SANTOS, Z. S.; FURTADO, R. D.; PEREIRA, D. Impacto nos recursos hídricos. PCHs da bacia hidrográfica do Rio Ijuí. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003, Curitiba. **Anais...** Curitiba: ABRH, 2003. CD-ROM.

MANNINA, G. Uncertainty assessment of a water-quality model for ephemeral rivers using GLUE analysis. **Journal of Environmental Engineering**. V. 137, N. 3, março, 2011.

MCAVOY, D. C. et al. Risk assessment approach for untreated wastewater using the QUAL2E water quality model. **Chemosphere**. v.52, n.4, p.55-66, 2003.

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

MELCHING, C. S.; FLORES, H. E. **Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey Database**. Journal of Environmental Engineering, v.125, n.5, p.407-414, maio 1999.

MILANEZI, G. M. R.; MENDONÇA, A. S. F.; TEIXEIRA, E. C. Automatização do processo de análise de concessão para lançamento e captações em cursos d'água utilizando modelo de simulação de qualidade de água. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa. 2001.

MORSE, N.; BOWDE, 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):28-37, 2007.

NING, S. K.; CHANG, N.; YANG, L.; CHEN, H. W.; HSU, H. Y. Assessing pollution prevention program by QUAL2E simulation analysis for the Kao-Ping River Basin, Taiwan. **Journal of Environmental Management**, p. 61-76, 2001.

OPPA, L. F.; GASTALDINI, M. C. C.; MISSIO, D. Análise da sensibilidade em modelo de qualidade da água aplicado à bacia do Rio Vacacaí Mirim/RS. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - VIII Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 2007, São Paulo, SP. **Anais...** São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, p. 1-16. 2007

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí-Mirim**. 2007. 130p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

PALIWAL, R.; SHARMA, P.; KANSAL, A. Water quality modelling of the river Yamuna (Índia) using QUAL2E-UNCAS. **Journal of Environmental Management**.

Disponível em:
 <http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6WJ7-4JXX9M-2&_user=687358&_coverDate=05%2F11%2F2006&_alid=524547108&_rdoc=2&_fmt=summary&_orig=search&_cdi=6871&_sort=d&_docanchor=&view=c&_acct=C000037899&_version=1&_urlVersion=0&_userid=687358&md5=ac505ede71f014300c17fb5853d34a39> Acesso em 10 out. 2012.

PALMIERI, V.; CARVALHO, R. J. QUAL2E model for the Corumbataí River. **Ecological Modelling**. p. 269-275, 2006.

PAIVA, João B. D.; PAIVA, E. M. C. D. **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 625p.

PAIVA, R. C. D.; PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. Estimativas das vazões nas sub-bacias do Vacacaí Mirim através de modelo simplificado. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, 2006, Curitiba, PR. **Anais...** Curitiba: ABRH, 2006.

PARK, S. S., LEE, Y. S. A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. **Ecological Modelling**, 152 (2002) 65–75. 2002.

RATHBUN, R.E., GRANT, R. S. **Comparison of the radioactive and modified technique for measurement of stream reaeration coefficients**. United States Geological Survey. Water-Resources Investigations. 78-68, 57 p., 1978.

RATHBUN, R. E.; SHULTZ, D. J.; STEPHENS, D. W. **Preliminary experiments with a modified tracer technique for measuring stream reaeration coefficients**. United States Geological Survey. 75-256, 36 p., 1975.

REINERT, D. J.; et al. **Principais Solos da Depressão Central e Campanha do Rio Grande do Sul**. Santa Maria: Departamento de Solos. Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, 2007.

RIBEIRO, C. H. A.; ARAÚJO, M. Mathematical modelling as a management tool for water quality control of the tropical Beberibe estuary, NE Brazil. **Hydrobiologia** 475/476, p. 229-237, 2002.

RODRIGUES, R. B. **Sistema de suporte a decisão proposto para a gestão qualitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água**. 2005. 179p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos). Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005

ROLDÃO, J. S. F. **Appraisal of the ^{85}Kr and Propane Methods to determine reaeration rate coefficients in large rivers.** Advisory Group Meeting on the Application of Artificial Tracers in Hidrology – I.A.E.A., Vienna (Austria), March 1990, pp. 45-49.

SANTOS, I. *et al.* **Hidrometria aplicada.** Curitiba: Instituto de Tecnologia para o desenvolvimento, LACTEC, 2001. 372 p.

SCHULZ, H. E. **Investigação do mecanismo de reoxigenação da água em escoamento e sua correlação com o nível de turbulência junto à superfície.** Tese de doutorado. EESC-USP. 1990.

SHANAHAN, P.; HENZE, M.; KONCSOS, L.; RAUCH, W.; REICHERT, P.; SOMLYÓDY, L.; VANROLLEGHEM, P. **River water quality modeling: II Problems of the art.** In: IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, 1998.

SILVA, A. L. Utilização do modelo WinHSPF no estudo das cargas difusas de poluição da bacia do Ribeirão da Estiva/SP. 2003. 158 p.. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

SILVA, H. L. G. **Modelagem bidimensional do fósforo com vistas a gestão de bacias hidrográficas – estudo de caso:** Reservatório de Fiú, Paraná. 2006. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

SONG, T., KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. **Journal of Environmental Management**, 90 (2009) 1534–1543. 2009.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. **Public Health Bulletin**. v. 3, n. 146, U.S. Public Health Service, 1925.

TONIOLO, G. R. **Análise do escoamento superficial na bacia hidrográfica do Vacacaí - Vacacaí Mirim.** Relatório final de projeto de iniciação científica. INPE, 2011.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos.** Associação Brasileira de Recursos Hídricos/ABRH. 2.ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.

VON SPERLING, M. Determinação do coeficiente de reaeração de cursos d'água (K_2) utilizando fórmulas empíricas. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005-a.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Editora UFMG. 2005. 452 p.

WANG, H.; HONZO, M.; XU, C.; POOLE, A.; SPACIE, A. Dissolved oxygen dynamics of streams draining an urbanized and an agricultural catchment. **Journal Ecological Modeling – Ecol Model.** v.160, n.1, p.145-161, 2003.

YUCEER, M., KARADURMUS, E., BERBER, R. Simulation of river streams: Comparison of a new technique with QUAL2E. **Mathematical and Computer Modelling**, 46 (2007) 292–305. 2007.