

Análise crítica da calibração do modelo de qualidade de água QUAL2E – estudo de caso da bacia do Alto Iguaçu

Heloise Garcia Knapik, Marianne Schaefer França,
Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes,
Letícia Santos Masini, Maria Cristina Frisch Carvalho Marin,
Monica Ferreira do Amaral Porto

RESUMO: A utilização de ferramentas computacionais para a implementação dos instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos representa um importante desafio conceitual, dada a necessidade de uma representação consistente da realidade física, química e biológica, através da calibração de um modelo matemático. Evidentemente, a etapa de calibração não é simples, pois depende de uma combinação de dados hidráulicos, hidrológicos e de qualidade da água. Por estas atividades demandarem tempo e uma certa estrutura de apoio de campo e laboratorial, é muito pouco representativa a descrição destas etapas em artigos na literatura, em especial no que concerne às etapas de implementação dos instrumentos de gestão de Recursos Hídricos. Neste artigo, apresenta-se uma análise crítica sobre a calibração do modelo QUAL2E, destacando como critérios distintos podem produzir resultados absolutamente diferentes para a reprodução da realidade física, química e biológica, utilizando como estudo de caso o Rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba.

PALAVRAS-CHAVE: QUAL2E, calibração, qualidade de água.

ABSTRACT: The Water Resources Management instruments as defined by the Brazilian Federal Law requires an overall conceptual assessment towards a better water quality representation of a river system. The calibration requires a better attempt to represent the physical, chemical and biological nature of a water body, just to assure a consistent representation for future water quality forecast. This is not an obvious activity. It relies on a better combination of field data (hydrology, hydraulics and water quality). Considering that these activities are time consuming and requiring structure for field and laboratorial activities, is not common a consistent representation and explanation of these activities in the literature. This paper presents a critical analysis of the calibration experience at the Iguaçu River in the metropolitan area of Curitiba, highlighting those distinct criteria that significantly can induce to different results.

KEYWORDS: QUAL2E, fitting, water quality.

INTRODUÇÃO

A modelagem matemática da qualidade da água em rios, reservatórios e lagos deve ser entendida como uma importante ferramenta de apoio ao processo de tomada de decisões em especial quando da implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. A perspectiva de se poder prever o impacto de medidas de controle ainda é uma motivação para muitos pesquisadores. Neste âmbito, os critérios para o estabelecimento de estratégias de enquadramento da Bacia do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba, através do conceito de metas progressivas (Porto et al., 2007), pretendem estabelecer elementos para uma análise mais minuciosa de metas de despoluição hídrica a serem alcançadas, a partir de medidas a serem implementadas

em bacias críticas como a do Alto Iguaçu. Um dos aspectos relevantes da pesquisa não é apenas o enfoque em termos de melhoria de qualidade ambiental, mas também, suas implicações em termos econômicos e financeiros. Evidentemente, um modelo matemático de qualidade da água é a ferramenta metodológica básica. Por conseguinte, a calibração do modelo é vital para as simulações a serem realizadas.

Contudo, modelar um ambiente natural, respeitando todos os processos físicos, químicos e biológicos existentes, não é uma tarefa trivial. Da realidade à representação numérica, muitas simplificações são necessárias em vista da limitação do conhecimento e da dificuldade em adequar os mecanismos. Neste contexto, conhecendo-se as formas de interação existentes

entre os processos que ocorrem na bacia, os processos físico-químicos que ocorrem nos rios e a modelagem de determinados parâmetros de qualidade de água, pode-se estimar a capacidade de autodepuração desses rios em função do uso a que eles se destinam.

O objetivo principal deste artigo é de proporcionar uma reflexão crítica sobre a calibração de um modelo de qualidade da água (QUAL2E), para as variáveis demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). A motivação para a descrição desta experiência reside no fato de que pouca atenção tem sido dada ao tema na literatura e, mais preocupante, com as muitas ações previstas e pretendidas para a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos no Brasil.

O MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA QUAL2E

O modelo QUAL2E é um modelo unidimensional de estado permanente, baseado na solução de equações diferenciais finitas de advecção-dispersão, aplicável a rios dendríticos e de boa mistura, desenvolvido e aperfeiçoado pela USEPA (Brown e Barnwell, 1987), sendo capaz de simular 15 constituintes, com o cálculo de ciclos detalhados de OD, DBO e nutrientes, suportando entradas de descargas por fontes pontuais e difusas. Possui uma interface gráfica que permite ao usuário entrar com diferentes valores aos parâmetros envolvidos no balanço de massa dos constituintes, bem como dados climatológicos, geográficos, fatores de correção de temperatura, entre outros.

Na Bacia do Alto Iguaçu, autores como Bizzoni (2000), Bäumlé (2005) e Knapik (2006) utilizaram o modelo QUAL2E na simulação de OD e DBO. Em estudos de abrangência nacional, Bárbara (2006) utilizou o modelo para avaliação da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari, na região amazônica; Oppa (2007) simulou OD, DBO, coliformes termotolerantes, nitrito, nitrato e fósforo dissolvido no modelo QUAL2E para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim, RS. No entanto, cabe destacar que, o foco das pesquisas não evidenciou as questões de calibração com uma base de dados mais consistentes.

No presente trabalho, optou-se por simular a concentração de dois constituintes, OD e DBO, com um maior detalhe para o esforço de calibração do modelo

de qualidade da água. A escolha destes constituintes baseou-se na existência de dados já coletados dessas duas variáveis na bacia em estudo e na possibilidade de medição destes durante os meses de execução do projeto em questão (Projeto Bacias Críticas, Porto et al., 2007). A simulação do OD e da DBO também permite uma boa representação da situação em que se encontram os corpos hídricos e são referenciadas na Resolução 357/05 do CONAMA.

No que concerne à escolha do modelo matemático adotado nesta pesquisa, o principal argumento se deve ao fato do órgão gestor de recursos hídricos do Estado do Paraná (SUDERHSA) ter optado por utilizá-lo como parte de suas atribuições institucionais para a implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos.

Características do modelo QUAL2E

O modelo QUAL2E permite a incorporação de descargas pontuais, tributários, captações, incrementos de vazão e poluentes relacionados às fontes difusas. Hidraulicamente, limita-se à simulação de períodos de tempo em que tanto a vazão ao longo do curso principal, quanto às entradas e retiradas sejam essencialmente constantes.

A discretização espacial de uma bacia, por exemplo, é realizada com a segmentação do rio em trechos, ou tramos, sendo estes subdivididos em elementos computacionais. Os tramos podem ter tamanhos (quilometragem) variados, de acordo com as características da bacia. O critério para a divisão dos tramos é feito agrupando-se trechos com características hidráulicas semelhantes.

Cada tramo pode ser segmentado de 1 a até 20 elementos computacionais, todos com a mesma extensão. Os elementos computacionais funcionam como volumes de controle, e são nesses volumes que o balanço de massa, tanto para a vazão, como para a concentração dos constituintes, é equacionado.

A modelagem é realizada com base em dois componentes básicos: equações para representar o escoamento, e equações de transporte de massa, que retratam a variação da concentração da variável de qualidade de água. O balanço de massa que o modelo utiliza para calcular as concentrações das variáveis de qualidade de água simuladas é apresentado na Equação 1:

$$\underbrace{V \frac{\partial c}{\partial t}}_{\text{Acumulação}} = \underbrace{\frac{\partial \left(A_x D_L \frac{\partial c}{\partial x} \right)}{\partial x}}_{\text{Dispersão}} dx - \underbrace{\frac{\partial (A_x \bar{U} c)}{\partial x}}_{\text{Advecção}} dx + \underbrace{V \frac{dc}{dt}}_{\text{Cinética}} \pm \underbrace{F_e}_{\text{Fontes externas}} \tag{1}$$

Transporte

em que V refere-se ao volume; C é a concentração da variável; A_x é a área da seção transversal de cada elemento computacional; D_L é o coeficiente de dispersão longitudinal; U é a velocidade média do escoamento; F_e refere-se às fontes externas (entradas ou retiradas).

O modelo utiliza dois mecanismos para a parte de transporte dos poluentes: advecção e dispersão. A equação de transporte unidimensional é resolvida com todos os seus termos por um esquema implícito de diferenças finitas. Esta solução utiliza condições de contorno constante, praticamente desprezando as variações temporais das concentrações. A equação de transporte é utilizada para cada variável simulada, de acordo com os termos internos e externos que interagem na mesma, em função da contribuição lateral, retirada de fluxo e reações químicas internas do modelo (Brown e Barnwell, 1987).

Modelagem da concentração de Oxigênio Dissolvido

A variação na concentração de oxigênio dissolvido na água ocorre em função de diversas variáveis, sendo as principais: características dos resíduos líquidos lançados, associada à fração da matéria orgânica biodegradável; características do corpo d'água, associada ao processo de mistura do poluente; e à produção de oxigênio, através da atividade fotossintética e reaeração atmosférica. De acordo com Chapra (1997), diferentes constituintes interferem no balanço do oxigênio dissolvido, como a matéria orgânica, o nitrogênio e o fósforo. As inter-relações entre estes constituintes e o balanço do oxigênio dissolvido são mostradas na Figura 1, segundo esquema apresentado por Brown e Barnwell (1987).

Na Figura 1, os parâmetros F , K , α , β , σ , ρ e μ representam as taxas nas quais ocorrem as reações

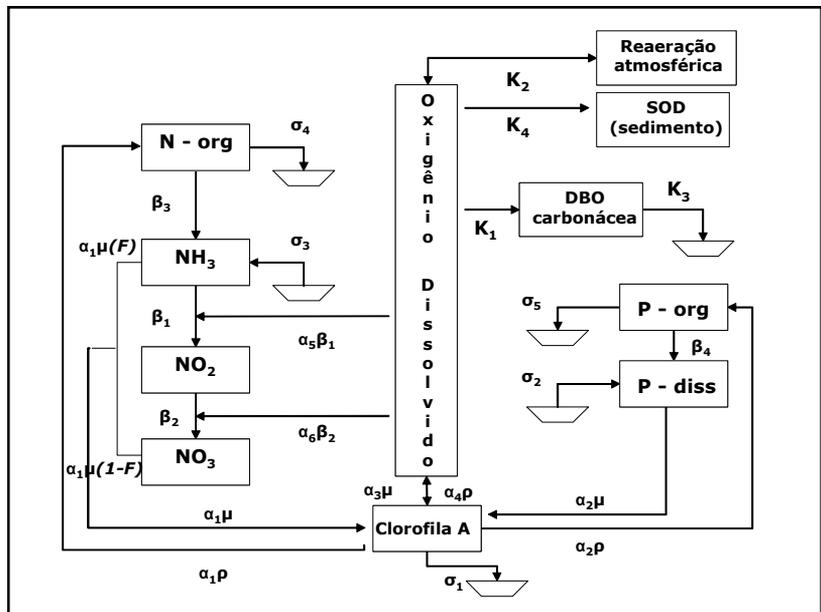


FIGURA 1. Esquema das inter-relações entre o ciclo do nitrogênio, fósforo, clorofila-a e matéria orgânica na concentração de oxigênio dissolvido. FONTE: Adaptado de Brown e Barnwell (1987).

de estabilização e sedimentação da matéria orgânica, conversão do nitrogênio de sua forma orgânica para as formas inorgânicas (amoniaco, nitrito e nitrato), decaimento do fósforo, reaeração atmosférica e respiração/ fotossíntese de algas. Estes parâmetros são referentes à calibração dos diferentes processos, e precisam ser ajustados às condições físicas, químicas e biológicas do rio em estudo.

Conforme apresentado, ao ser simulado o balanço completo para o oxigênio dissolvido, a equação utilizada no modelo QUAL2E é:

$$\frac{dO}{dt} = K_2 (O_S - O) - K_1 [DBO_R] -$$

$$- \frac{K_4}{H} - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A$$

em que: N_1 representa a concentração de nitrogênio amoniacal (mg/l); N_2 representa a concentração de nitrito (mg/l); A é a concentração de biomassa algal (representado por clorofila A – mg/l); α_3 é a taxa de produção de oxigênio por unidade de algas (mg O_2 /mg A); α_4 é a taxa de consumo de oxigênio por unidade de algas (mg O_2 /mg A); α_5 é a taxa de consumo de oxigênio por oxidação do nitrogênio amoniacal (mg O_2 /mg A); α_6 é a taxa de consumo de O_2 por oxidação de nitrito (mg O_2 /mg N_2); β_1 é o parâmetro de oxidação da amônia (d^{-1}); β_2 é o parâmetro de oxidação do nitrito (d^{-1}); μ é a taxa de crescimento de algas (d^{-1}); ρ é a taxa de respiração algal (d^{-1}).

Na simulação da concentração de OD e DBO, ou seja, apenas a contribuição dos processos de reaeração, desoxigenação e sedimentação da matéria orgânica e demanda de oxigênio pelo sedimento, sem as variações das frações nitrogenadas, da concentração de fósforo e da interferência de algas, apenas os três primeiros termos do lado direito da Equação 2 são considerados.

No processo de reaeração, fatores como as características hidráulicas do canal, como profundidade e declividade, que interferem no escoamento, a presença de surfactantes, partículas suspensas, ação do vento e a temperatura da água podem interferir na troca de oxigênio na interface ar-água (Bowie et al., 1985). O processo de reaeração é modelado como o produto de um coeficiente de transferência de massa pela diferença entre a concentração de saturação de oxigênio e a concentração observada de oxigênio.

A combinação entre o coeficiente de transferência de massa e a profundidade é chamada de taxa de reaeração, K_2 .

A cinética da desoxigenação, em rios, envolve duas considerações importantes: a DBO remanescente (concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um dado instante) e a DBO exercida (oxigênio consumido para estabilizar a matéria orgânica até esse instante). No instante inicial, a matéria orgânica se apresenta em sua concentração total, enquanto que o oxigênio consumido é nulo. Com o passar do tempo, a matéria orgânica remanescente vai se reduzindo, implicando no aumento do consumo acumulado de oxigênio. Depois de vários dias, a DBO remanescente será igual a zero, pois a matéria orgânica vai se estabilizar, e o consumo de oxigênio estará praticamente todo exercido (Von Sperling, 2006). Esse processo é modelado por uma reação de primeira ordem, no qual a DBO remanescente pode ser expressa de acordo com a Equação 3.

$$\frac{d[DBO_R]}{dt} = -K_1 [DBO_R] - K_3 [DBO_R] \quad (3)$$

em que: $[DBO_R]$ é a concentração de DBO remanescente (mg/L); K_1 é o parâmetro de desoxigenação (d^{-1}); K_3 é o parâmetro de sedimentação (d^{-1}); t é o tempo (d).

Segundo Von Sperling (2006), o parâmetro K_1 depende das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Efluentes tratados, por exemplo, possuem uma taxa de degradação mais lenta, visto que a maior parte da matéria orgânica mais facilmente assimilável já ter sido removida, restando apenas a parcela mais difícil de ser estabilizada. Pode ser determinado através de métodos matemáticos e estatísticos quando há dados de concentração de DBO consecutivos por no mínimo 5 dias.

Já o parâmetro K_3 está relacionado à retirada da matéria orgânica da coluna d'água através de processos de sedimentação. De acordo com Chapra (1997), os efeitos da sedimentação podem ser particularmente significativos para lançamentos de esgotos *in natura* em corpos hídricos rasos, ou seja, com profundidades menores que 1 m. Nesses sistemas, há uma maior perda de matéria orgânica por sedimentação, visto que o perfil vertical da coluna d'água favorece a sedimentação das partículas. No entanto, a dinâmica da sedimentação se torna mais complexa, e significativa, ao ser considerado os processos advecti-

vos. Nas regiões mais rasas, há uma maior facilidade, ou rapidez, da sedimentação ocorrer, mas ao mesmo tempo o regime de escoamento, que se torna mais turbulento em regiões rasas, faz com que haja um processo de mistura e/ou carreamento do material particulado (Bowie et al., 1985). Numericamente, a taxa de sedimentação (K_3) pode ser derivada da velocidade de sedimentação da partícula (função das características físicas da partícula) e da profundidade média da coluna d'água.

Outro processo que pode representar uma grande fração do consumo de oxigênio em águas superficiais é a demanda de oxigênio por sedimentos e organismos bentônicos (Bowie et al., 1985). Os depósitos bentônicos nos sistemas aquáticos são resultado do transporte e deposição de material orgânico, que tanto pode ser originário de fontes externas ao sistema, como efluentes de esgotos domésticos, como também de fontes internas, a exemplo do que ocorre com o crescimento de plantas aquáticas. Ainda segundo Bowie et al. (1985), e de acordo com Bowman e Delfino (1980), os seguintes fatores afetam a demanda de oxigênio pelo sedimento: temperatura, concentração de oxigênio na interface sedimento-água (oxigênio disponível), disposição da comunidade biológica, profundidade da camada de sedimento, características orgânicas e físicas do sedimento e velocidade de escoamento acima do sedimento, entre outros fatores decorrentes dos diferentes processos que ocorrem no sistema aquático. A modelagem da demanda de oxigênio pelo sedimento se torna complicada, uma vez que os diferentes fatores citados anteriormente não ocorrem isoladamente, mas sim em conjunto, ou combinados, podendo tornar o sistema ainda mais complexo. No modelo QUAL2E, a demanda de oxigênio pelo sedimento é representada pelo parâmetro K_4 , expresso em $gO_2/m^2.d$, e, juntamente com os demais parâmetros citados, faz parte do balanço de massa para o oxigênio dissolvido.

ASPECTOS GERAIS DE CALIBRAÇÃO: UM OLHAR PARA A REVISÃO DA LITERATURA

A calibração do modelo consiste na definição de parâmetros de aspectos hidrológicos, hidráulicos e de qualidade da água que reproduzem cenário de informações obtidas no campo. Consiste em variar parâmetros do modelo para obter um resultado ótimo entre os cálculos do modelo e os cenários de dados de campo. Os dados de calibração são estabelecidos visando a maior semelhança possível entre a realidade

e as simulações para a condição de projeto estudada. Apesar da importância notória do processo de calibração de modelos, boa parte de estudos similares ao presente não apresenta a metodologia de forma clara, em geral, havendo falta de dados de campo para estabelecer a relação entre os resultados do modelo e os dados medidos em campo. Além disso, a calibração é feita visando acertos com os dados de laboratório, produzindo alterações artificiais de constantes que representam as realidades físicas, químicas e biológicas. A metodologia de calibração pressupõe tempo e requer investimentos, que muitas vezes é mais alto que o capital disponível. Desta maneira, é muito comum, não investir muito na calibração e no treinamento de pessoas para realização de tais tarefas visando minimizar os gastos nesta fase do projeto.

Com relação ao modelo utilizado, QUAL2E, autores como Lima (2001), Palmiere (2003), McAvoy et al. (2003), Bäumle (2005), Rodrigues (2005) e Kondageski (2008) propuseram diferentes metodologias para a calibração dos parâmetros referentes à simulação de OD e DBO.

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 dos parâmetros a , b , α e β obtidos através dos dados de medições de descargas das estações fluviométricas ao longo do trecho simulado. Palmieri (2003) calibrou o modelo QUAL2E para o Rio Corumbataí, SP, em que estimou os parâmetros a , b , α e β pela velocidade, profundidade e vazão, com simulação de OD e DBO. Esse autor fez 16 tentativas de combinação dos parâmetros K_1 , K_2 , K_3 e K_4 até a definição da curva mais compatível com os dados observados.

McAvoy et al. (2003), determinaram experimentalmente as taxas de decaimento de DBO (K_1), e as taxas de hidrólise do nitrogênio orgânico (β_2), 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 valor máximo admitido pelo modelo para o parâmetro β_2 , visto a limitação do modelo face aos intervalos de dados de entrada para os parâmetros envolvidos na modelagem.

Bäumle (2005), em estudo na Bacia do Alto Iguaçu, analisou os erros de calibração de modelos de qualidade de 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 , utilizado no desenvolvimento do Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000), com dados de literatura. Em estudo desenvolvido na Bacia do Rio Jundiá, Rodrigues (2005), calibrou os parâmetros K_1 , K_2 e K_3 com utilização de estruturas do tipo *Box plots* com dados de monitoramento de OD e DBO. Mais recentemente, Kondageski (2008) aprofundou estas questões desenvolvendo rotinas computacionais para calibração de modelo de qualidade da água utilizando a técnica de algoritmos genéticos, com resultados bastante promissores.

Todos estes artigos partem do pressuposto que é possível estabelecer a calibração de um modelo de qualidade da água baseada em uma hiper-simplificação da realidade física, química e biológica. A razão defendida por todos os autores se refere à limitação da base de dados. Neste artigo se oferece uma alternativa a este fato exemplificando as complexidades de um caso real, como o do rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Para a realização desta pesquisa esforço foi dispendido para não só entender os diferentes aspectos de gestão territorial de uma bacia crítica como a do Alto Iguaçu, mas também a de consolidar um banco de dados consistente e que permita a utilização de modelos matemáticos de qualidade da água com o firme propósito de investigar a viabilidade da implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos para a bacia em questão, com ênfase especial para a implementação e calibração do modelo QUAL2E.

Parte significativa e substancial deste esforço de consolidar este banco de dados está compilada em Porto et al. (2007). A abordagem aqui sintetiza os principais aspectos conceituais relativos à metodologia utilizada.

A Bacia do Alto Iguaçu

O estudo de caso desenvolveu-se a partir da dinâmica da realidade de uso e ocupação do solo na bacia do Alto Iguaçu, na Região Metropolitana de Curitiba. A bacia do Alto Iguaçu tem suas nascentes junto a Serra do Mar, cujo rio principal estende-se por aproximadamente 90 km até o limite da Região Metropolitana de Curitiba, com uma área de drena-

gem de cerca de 2.800 km², conforme apresentado na Figura 2. Na presente pesquisa, 26 sub-bacias foram utilizadas para a caracterização da Bacia do Alto Iguaçu. Os tributários principais das respectivas bacias são: Atuba, Belém, Cambuí, Cotia, Despique, Divisa, Faxinal, Iraí, Iraizinho, Isabel Alves, Itaquí, Mascate, Maurício, Miringuava, Miringuava Mirim, Padilha, Palmital, Passaúna, Pequeno, Pianduva, Piraquara, Ressaca, Rio das Onças e Verde.

A população pertencente à bacia é de aproximadamente 3 milhões de habitantes distribuídos em 14 municípios. A bacia em estudo concentra cerca de 25% da população total e 30% da população urbana do estado, com baixos índices de atendimento e tratamento de esgoto. Por ser uma região altamente urbanizada, vem passando por um processo de ocupação irregular de várzeas e áreas de mananciais, em especial na margem direita do Rio Iguaçu. Como consequência deste processo, têm sido constatados problemas acerca dos sistemas de abastecimento de água, do tratamento de esgotos sanitários e dos sistemas de drenagem urbana, os quais não acompanham o crescimento das cidades, afetando negativamente o meio ambiente e a qualidade de vida das pessoas.

Implementação e calibração do modelo QUAL2E para o rio Iguaçu

Para a entrada de dados no modelo, foram utilizadas matrizes de fontes de poluição (Cavichiolo et al., 2005), baseadas no Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu (SUDERHSA, 2000), atualizadas e adequadas às simplificações estruturais existentes do modelo QUAL2E pelo Projeto Bacias Críticas (Porto et al., 2007). As matrizes de fontes de poluição elaboradas para esse estudo caracterizam-se por estarem divididas em quatro grandes grupos de dados. O primeiro corresponde aos dados característicos da bacia em análise, o segundo corresponde às vazões, o terceiro às cargas e o quarto aos dados de entrada no modelo de qualidade de água.

A matriz foi construída dividindo-se cada bacia analisada em tramos, correspondentes às áreas de contribuição existentes em cada sub-bacia. Esse procedimento foi realizado para cada uma das 26 sub-bacias consideradas e para as áreas de drenagem relativas à bacia do rio Iguaçu. Para cada rio foi elaborado um diagrama topológico contendo extensão, divisão por tramos, pontos de captação e efluentes industriais e afluentes, conforme apresentado para o rio Iguaçu na Figura 3, (Porto et al., 2007).

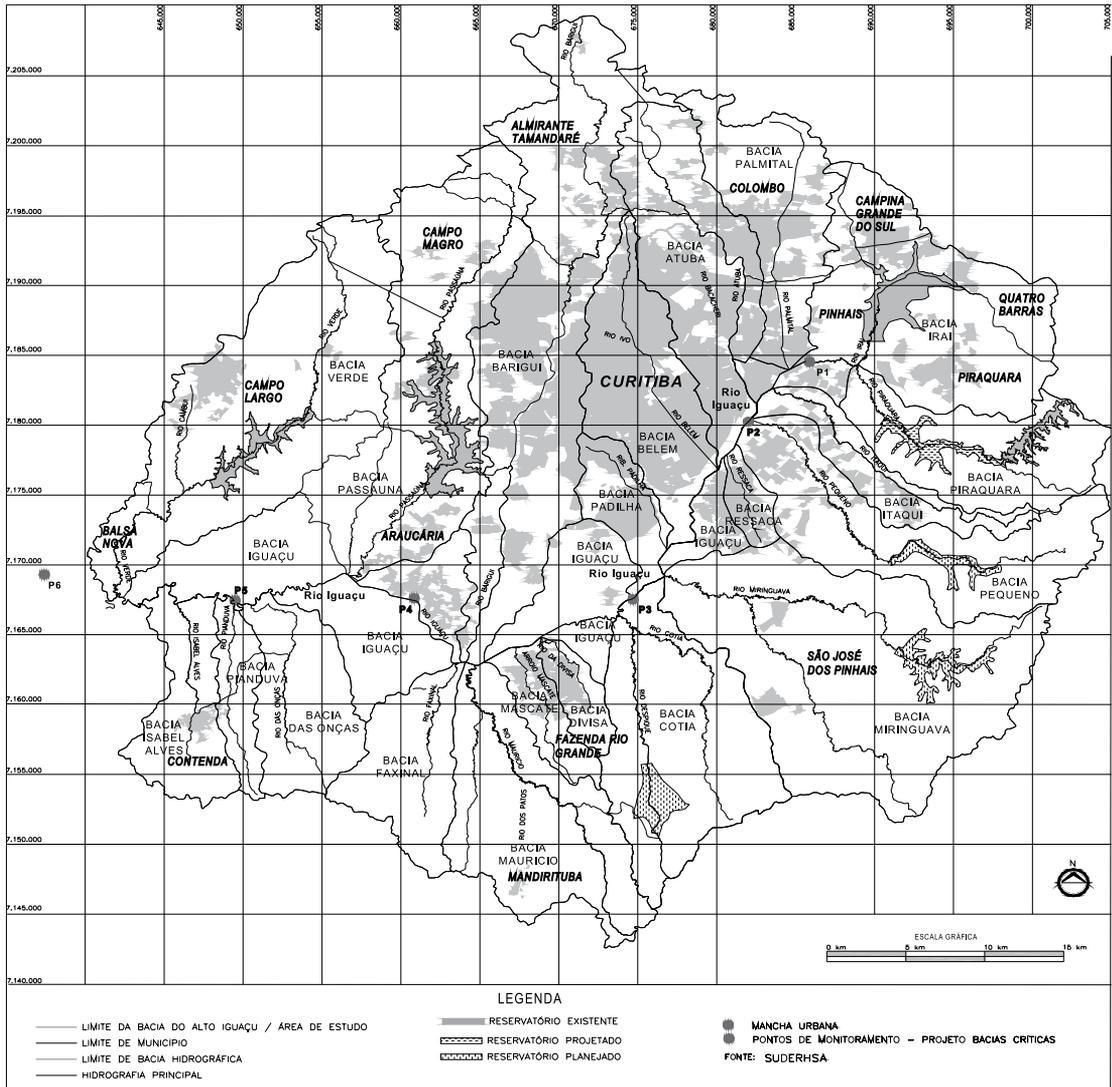


FIGURA 2. Mapa da Bacia do Alto Iguaçu, com as principais sub-bacias. Fonte: Adaptado de Porto et al. (2007)

As considerações com relação às cargas foram feitas através da divisão destas em domésticas, industriais e difusas, cada qual identificando sua origem, vazão do efluente, carga de DBO, entre outros usos. Para simulação da carga difusa, presente como dados de entrada do modelo QUAL2E, foram utilizados como base a área de drenagem de cada sub-bacia, segundo coeficientes sugeridos em literatura quanto ao uso de solo da respectiva área (Porto et al. 2007). A carga pontual foi estimada tanto para captações e efluentes

industriais e para efluentes provenientes de esgoto doméstico. No caso do esgoto doméstico, foi utilizada a metodologia apresentada por Von Sperling (2006), sendo linearmente distribuído ao longo de cada tramo com presença de população sem coleta e tratamento de esgoto. Foram realizadas simulações para os 26 afluentes principais, sendo estes posteriormente lançados como fontes pontuais na simulação do rio Iguaçu, com os respectivos valores finais de (referentes ao último quilômetro) de vazão, concentração de DBO e OD.

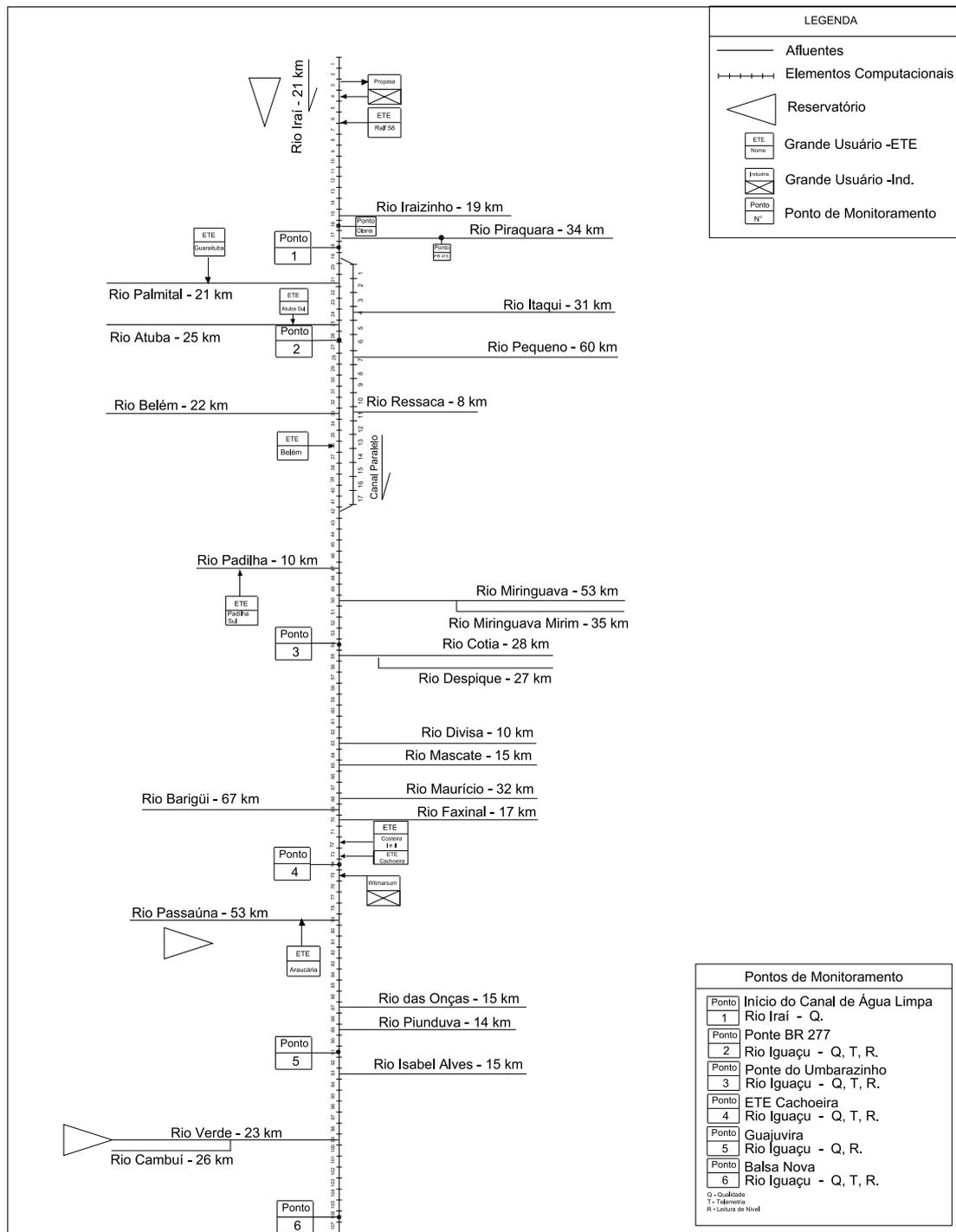


FIGURA 3. Diagrama Topológico da Bacia do Alto Iguaçu, com localização dos principais afluentes e dos pontos de monitoramento

Isto posto, convém destacar que a metodologia deste projeto é a de agrupar os dados de campo em valores de máximo, mínimo, mediana, 1º e 3º quartil, organizando-os em *Box plots*, fazendo com que a curva simulada resultante da aplicação do modelo QUAL2E esteja, no mínimo, entre o 1º e 3º quartil para o ponto de monitoramento analisado. O uso de estruturas tipo *Box plots* dá uma idéia da posição, dispersão, assimetria, caudas e existência de dados discrepantes.

A utilização dos *Box plots* foi realizada para as variáveis vazão, OD e DBO, com comparação aos respectivos valores simulados para o trecho de 110 km dos rios Iraí e Iguaçu. Para a calibração do modelo, a exemplo do que foi realizado por Rodrigues (2005), foram realizadas tentativas de ajuste das curvas simuladas de vazão, concentração de OD e DBO num intervalo de 25 a 75 % de permanência dos respectivos dados coletados em campo, com valor ótimo próximo à mediana. As campanhas de campo tiveram início em maio de 2005, realizadas aproximadamente a cada 15 dias, com coleta de amostras de água em 6 pontos de monitoramento, 5 deles localizados no trecho de 86 km do rio Iguaçu, e um a montante da nascente, no rio Iraí, conforme apresentado na Figura 3. Nas campanhas, além da determinação da vazão (leitura de régua e telemetria) e das concentrações de OD e DBO, também foram determinados uma série de variáveis de qualidade de água, como DQO, série de sólidos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrato, nitrito, fósforo, TOC, turbidez, pH, temperatura, condutividade e profundidade Secchi (transparência), seguindo procedimentos analíticos descritos em APHA (1998) e realizados no laboratório de Engenharia Ambiental Francisco Borsari Netto da UFPR.

Primeiramente foi calibrada a vazão simulada, visto ser esta diretamente relacionada com a resposta das concentrações de OD e DBO. Das vazões obtidas em campo, foi ajustado, para cada ponto de monitoramento, um coeficiente médio entre as vazões simuladas para um cenário de vazão de 95% de permanência (Q_{95}), e as vazões observadas em campo, agrupando-se estas em valores máximos, mínimos, 1º, 2º e 3º quartis. A média desses coeficientes foram utilizados na correção das vazões incrementais do modelo, respectivamente a cada ponto de monitoramento e à sua área de influência (ponto médio entre o trecho de dois pontos de monitoramento consecutivos, respeitando a quilometragem entre ambos, bem como nos afluentes pertencentes aos trechos).

A variável DBO depende dos parâmetros de desoxigenação carbonácea K_1 , e de sedimentação da matéria orgânica, K_3 . Nas simulações, em uma primeira etapa, foram adotados valores entre 0,1 e 0,45 d^{-1} para K_1 , citados na literatura por Von Sperling (2006). Para a calibração do parâmetro K_3 , foram utilizados os dados de profundidade do canal para o trecho em estudo e valores de velocidade de sedimentação da matéria orgânica. Esses valores foram testados em diferentes combinações, até ser encontrada uma curva que melhor se ajustasse ao intervalo admissível proveniente dos dados de campo.

Com relação à variável OD, influenciada pelo coeficiente de reaeração K_2 e pelo parâmetro K_4 , referente à demanda de oxigênio pelo sedimento, duas etapas de calibração foram desenvolvidas. O procedimento adotado para a calibração do K_2 , responsável pela reaeração do sistema, foi através de diferentes combinações das equações internas do modelo. As combinações foram realizadas através de tentativas, com avaliação da resposta da curva de OD para as diferentes equações testadas, respeitando a faixa de aplicabilidade de cada equação. Para a verificação da faixa de intervalo de velocidade, declividade e profundidade indicada para cada equação, foram criadas rotinas de cálculo, com determinação das melhores equações para cada tramo simulado. No modelo utilizado, há a possibilidade de escolha de diferentes equações que calculam o valor do K_2 de acordo com as características hidráulicas apresentadas. Dessas equações, seis foram testadas para as simulações já calibradas de vazão e DBO, sendo elas: Churchill, O'Connor & Dobbins, Langbien & Durum, Owens, Thackston e Tsivoglou & Wallace. Para a calibração do parâmetro K_4 , foram utilizados valores intermediários de literatura, adotando-se como característica leito tipo arenoso.

CALIBRAÇÃO E RESULTADOS

O desafio de calibração do modelo QUAL2E (Brown e Barnwell, 1987), para DBO e OD, baseou-se na solução das equações de quantidade de movimento e conservação de energia integradas com as equações de transporte de poluentes, assumindo como representação simplificada do ciclo da matéria orgânica apenas pelos parâmetros de desoxigenação (K_1), reaeração (K_2), sedimentação (K_3) e demanda de oxigênio do sedimento (K_4) (Chapra, 1997).

Na Figura 4 é apresentada a curva de vazão, nos cenários de 95% de permanência, e a vazão de campo

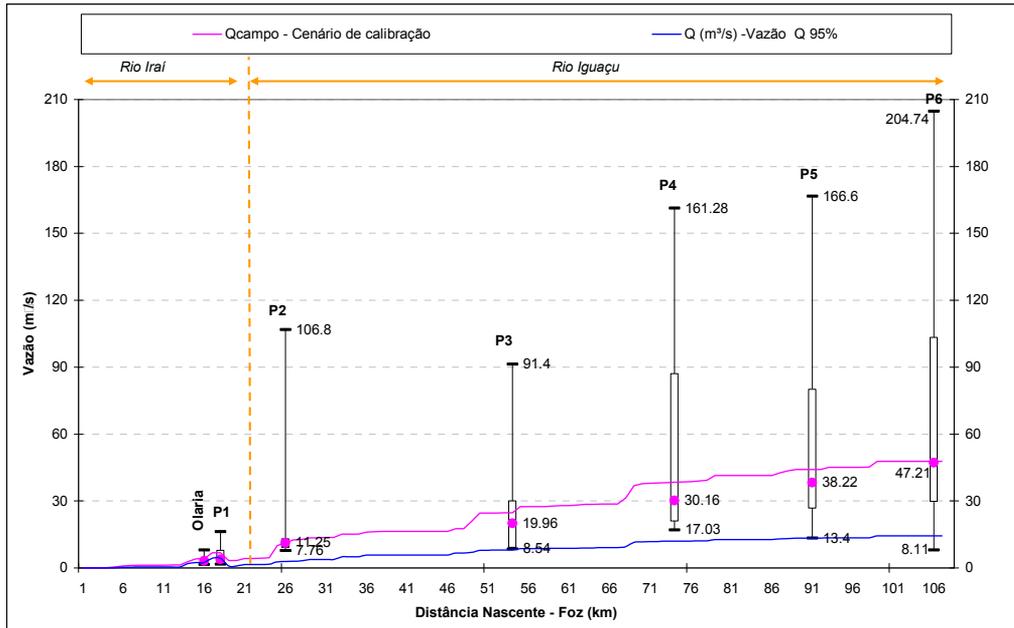


FIGURA 4. Perfil de vazão ao longo dos rios Irai e Iguaçu, para o cenário $Q_{95\%}$ e Q_{campo}

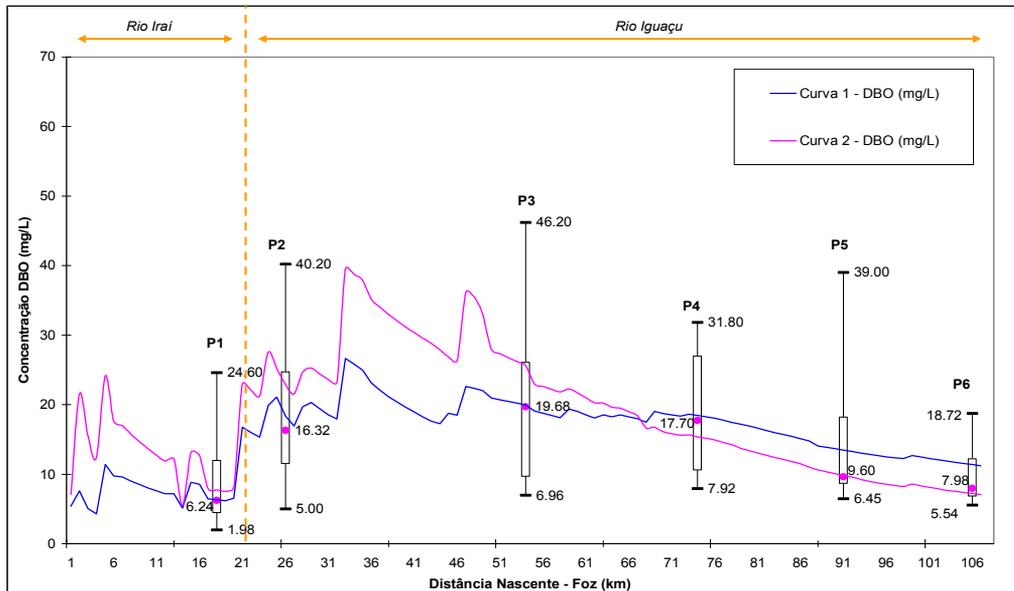


FIGURA 5 – Curvas calibradas para os parâmetros K_1 e K_3 , com os Box plots dos dados de monitoramento, para vazão Q_{campo}

(resultado do ajuste com os dados de monitoramento). É com o cenário de vazão de campo (Q_{campo}) que foram realizados os testes para calibração dos parâmetros do modelo.

A calibração dos parâmetros K_1 , K_2 , K_3 e K_4 foi realizada em duas etapas para o trecho dos rios Iraí e Iguaçú. Primeiramente foram calibrados os parâmetros relativos ao balanço de massa da DBO, ou seja, os parâmetros K_1 (desoxigenação) e K_3 (sedimentação). Após ter sido obtida uma curva que melhor se ajustasse aos dados de monitoramento, foram calibrados os parâmetros relativos ao equacionamento do OD, com os parâmetros K_2 (reaeração) e K_4 (demanda de oxigênio pelo sedimento).

Na Figura 5 são apresentadas duas curvas calibradas para a DBO. A curva 1 foi calibrada de acordo com metodologia apresentada por Knapik (2006), com variação do valor de K_1 , e K_3 calculado de acordo com a profundidade para a vazão de campo, com velocidade de sedimentação igual a 0,235 m/dia. A curva 2 foi calibrada de acordo com Porto et al. (2007), definida no Projeto Bacias Críticas, com K_1 igual a 0,1 d^{-1} e K_3 igual a 1,2 d^{-1} .

A calibração inicial para K_1 igual a 0,1 d^{-1} (curva 1), com posterior mudança dos valores de acordo

com as faixas de 0,09 a 0,45 d^{-1} (Von Sperling, 2006) resultou em uma curva com menores valores de DBO, visto a reação de desoxigenação ser mais rápida com valores mais elevados de K_1 .

De acordo com a Figura 5, pode-se observar que ambas as curvas respeitaram os limites de aceitação de 25 a 75% dos *Box plots*. No entanto, mesmo as duas curvas calibradas, ainda há uma diferença significativa entre os quilômetros 26 a 51, indicando, claramente, que a representação da realidade química e biológica ainda é preliminar. Eventualmente, o monitoramento mais detalhado deste trecho pode permitir uma calibração mais representativa.

Na seqüência foram calibrados os parâmetros K_2 e K_4 . A calibração obtida é apresentada na Figura 6, sendo a curva 1 calibrada com um olhar mais crítico na combinação das equações para o K_2 , e a curva 2 calibrada de acordo com Porto et al. (2007).

A diferença observada entre as duas curvas calibradas (Figura 5) não é tão relevante no trecho em estudo, com valores bem próximos da mediana para ambas as curvas. Contudo, a partir do km 91, a diferença se torna mais significativa, mesmo com as duas curvas convergindo para a mediana do ponto P6.

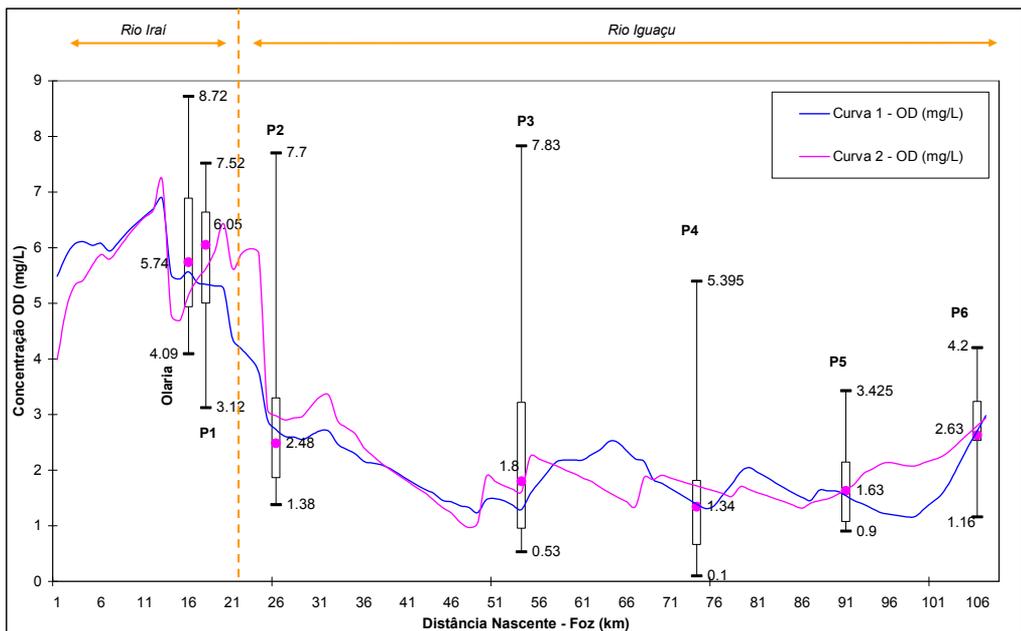


FIGURA 6. Curvas calibradas para os parâmetros K_2 e K_4 , com os *Box plots* dos dados de monitoramento, para vazão Q_{campo}

Com relação ao parâmetro K_4 , a calibração realizada por Porto et al. (2007), curva 2, obteve um valor de $1,5 \text{ gO}_2/\text{m}^2\text{d}$. Já para a curva 1 (Knapik, 2006), o valor que melhor se ajustou à calibração proposta foi igual a $0,5 \text{ gO}_2/\text{m}^2\text{d}$, referente a leito tipo arenoso.

CONCLUSÃO

Esta análise de sensibilidade, desenvolvida a partir da modelagem da qualidade da água em um rio com grande aporte de matéria orgânica, destaca a importância do monitoramento e a necessidade de avaliação e calibração de modelos de qualidade da água. Complementarmente, mesmo que ainda com uma quantidade significativa de dados, neste caso, fica implícito que o trecho de maior aporte de matéria orgânica não foi devidamente monitorado (trecho entre os quilômetros 26 e 51), visto que as duas curvas calibradas apresentaram variações distintas entre dos dois pontos de monitoramento (P2 e P3) para a concentração de DBO.

A calibração obtida para os parâmetros K_1 , K_2 , K_3 e K_4 atendeu aos requisitos propostos, visto a correspondência entre as curvas de vazão, DBO e OD dentro dos intervalos previstos de 25 a 75% de permanência dos dados observados em campo. Contudo, os parâmetros obtidos refletem uma condição mediana dos dados observados, com amplitudes consideráveis de valores de máximo e de mínimo. Dessa maneira, a extrapolação dos valores obtidos para diferentes cenários de vazão pode não resultar em valores significativos, visto a existência de características particulares, tanto nos processos advectivos, como da cinética do modelo.

Outra questão relevante quanto à calibração, quando comparadas as duas curvas calibradas obtidas (Knapik, 2006 e Porto et al., 2007), para DBO e OD, é qual das duas curvas deve ser considerada, visto que ambas foram obtidas com informações de literatura para os mesmos dados de monitoramento. Ressalta-se também a simplificação adotada, com consideração apenas do ciclo da matéria orgânica (DBO e OD), não levando em conta as demais fontes e sumidouros existentes, como por exemplo, os ciclos de nitrogênio, fósforo e nutrientes. Esses processos merecem ser estudados com o devido detalhamento, a fim de se diagnosticar o quá-

significativos são, ou seja, qual o tamanho do erro que pode estar sendo cometido ao deixar de simulá-los.

As simulações para os ciclos de DBO e OD, bem como as variáveis analisadas durante o monitoramento, refletem bem a condição precária em que se encontram a maioria dos rios da Bacia do Alto Iguaçu. Essa “resposta” deve-se, principalmente, às baixas taxas de coleta de esgoto, que se situam entre 0 e 64 %, em média. A carga remanescente nos primeiros 40 km a jusante da foz do Rio Irai é decorrente de um total aproximado de 1,3 milhões de habitantes sem tratamento de esgoto. Os picos observados nesse trecho são justamente os afluentes com maiores índices de poluição, sendo eles os rios Palmital, Atuba, Belém, Padilha e Barigüi. Esses rios drenam a parte mais urbanizada de Curitiba e Região Metropolitana, com uma porcentagem de tratamento de esgoto entre 20 e 47 %.

O que precisa ser destacado, no entanto, é a complexidade da questão relativamente a pouca preocupação nos artigos de literatura sobre esta questão. Entende-se que o impacto da calibração de qualquer modelo matemático, como sendo a fundação da implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, é notadamente desprezada, ou na melhor das hipóteses hiper-simplificada. Assim, a real utilidade de modelos matemáticos de qualidade da água só se concretizará se os seus resultados forem comparados a uma base de dados confiáveis resultante de uma boa rede de monitoramento, e ser processo de calibração ser feito considerando uma base de monitoramento consistente e sistemática.

AGRADECIMENTOS

Este artigo não seria possível sem o apoio financeiro através do Edital HidroGRH01/2004 da FINEP/CNPq/CT-Hidro no projeto Bacias Críticas: Bases Técnicas para a Definição de Metas Progressivas para seu enquadramento e a integração com os demais instrumentos de Gestão. Este trabalho compila um conjunto de informações de campo do período 2005-2006. Luiz Carlos Barbosa e Cristiane do Rocio Antunes tiveram um papel significativo nas atividades de campo de laboratório.

Referências

- APHA. 1998. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20. ed. Washington.
- BÁRBARA, V. F. 2006. **Uso do modelo QUAL2E no estudo da qualidade da água e da capacidade de autodepuração do rio Araguari – AP (Amazonas)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 174 f.

- BÄUMLE, A. M. B. 2005. **Avaliação de Benefícios Econômicos da Despoluição Hídrica: Efeitos de Erros de Calibração de Modelos de Qualidade da Água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 285 f.
- BIZZONI, M. 2000. **Análise e Modelagem Numérica da Qualidade da Água na Região do Alto Iguaçu**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 170 f.
- BOWIE, G. L.; MILLS, W. B.; PORCELLA, D. B.; CAMPBELL, C. L.; PAGENKOPF, J. R.; RUPP, G. L.; JOHNSON, K. M.; CHAN, P. W. H.; GHERINI, S. A. 1985. **Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. 2. ed. Athens: United States Environmental Protection Agency. 455 p.
- BOWMAN, G. T.; DELFINO, J. J. 1980. Sediment oxygen demand techniques: A review and comparison of laboratory and in situ systems. **Water Research**, v. 14, p. 491-499.
- BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. Jr. 1987. **The Enhanced Stream Water Quality Model QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Computer Program Documentation and User Manual**. USEPA, Athens GA.
- CAVICHIOLO, G.; FERNANDES, C. V. S.; KNAPIK, H. G.; FRANÇA, M. S.; BRAGA, M. C. B.; PORTO, M. F. A. 2005. A Importância da Matriz de Fonte de Poluição na Implementação do Enquadramento com Metas Progressivas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais**. João Pessoa: ABRH.
- CHAPRA, S. C. 1997. **Surface Water Quality Modeling**. McGraw-Hill, 844 p.
- CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Relator: Marina Silva. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005.
- KNAPIK, H. G. 2006. **Modelagem da Qualidade da Água na Bacia do Alto Iguaçu: Monitoramento e Calibração**. Monografia de conclusão de curso (Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 130 f.
- KONDAGESKI, J. H. 2008. **Calibração de Modelo de Qualidade de Água para Rio utilizando Algoritmo Genético**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 163 f.
- LIMA, E. B. N. R. 2001. **Modelação integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiaba**. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 206 f.
- MCAVOY, D.C.; MASSCHELEYN, P.; PENG, C.; MORRAL, S. W.; CASILLA, A. B.; LIM, T. M. U.; GREGORIO, E. G. 2003. Risk assessment approach for untreated wastewater using the QUAL2E water quality model. **Chemosphere**, v. 52, n. 04, p. 55-66.
- OPPA, L. F. 2007. **Utilização de modelo matemático de qualidade de água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 130 f.
- PALMIERE, V. 2003. **Calibração do Modelo QUAL2E para o Rio Corumbataí (SP)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 91 f.
- PORTO, M. F. et al.. 2007. **Bacias Críticas: Bases Técnicas para a definição de Metas Progressivas para seu Enquadramento e a Integração com os demais Instrumentos de Gestão**. Curitiba: UFPR – Departamento de Hidráulica e Saneamento. (FINEP/CT-HIDRO). Projeto concluído.
- RODRIGUES, R. B. 2005. **SSD RB – Sistema de Suporte a Decisão proposto para a Gestão Quali-Quantitativa dos Processos de Outorga e Cobrança pelo Uso da Água**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, 179 f.
- SUDERHSA. 2000. **Plano de Despoluição Hídrica da Bacia do Alto Iguaçu. Programa de Saneamento Ambiental da Região Metropolitana de Curitiba** – Relatórios Finais. Curitiba: SUDERHSA. Projeto concluído.
- VON SPERLING, M. 2006. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 3. ed. Minas Gerais: DESA/ UFMG. 452 p.

Heloise Garcia Knapik Aluna de mestrado - Departamento de Hidráulica e Saneamento – Setor de Tecnologia – Universidade Federal do Paraná - Curitiba, Brasil (heloise.dhs@ufpr.br)

Marianne Schaefer França Aluna de mestrado - Departamento de Hidráulica e Saneamento – Setor de Tecnologia – Universidade Federal do Paraná - Curitiba, Brasil (marianne.dhs@ufpr.br)

Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes Professor Adjunto - Departamento de Hidráulica e Saneamento – Setor de Tecnologia – Universidade Federal do Paraná - Curitiba, Brasil (cris.dhs@ufpr.br)

Leticia Santos Masini Pesquisadora - Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - São Paulo, Brasil (leticia.masini@gmail.com)

Maria Cristina Frisch Carvalho Marin Pesquisadora - Departamento de Hidráulica e Saneamento – Setor de Tecnologia – Universidade Federal do Paraná - Curitiba, Brasil (crismarin@ufpr.br)

Monica Ferreira do Amaral Porto Professora Titular - Departamento de Hidráulica e Saneamento – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo - São Paulo, Brasil (mporto@usp.br)