

Integração de um Modelo Hidrológico a um SIG para Avaliação da Qualidade da Água na Bacia do Rio Doce

Regina Camara Lins, Carlos André B. Mendes

*Instituto de Pesquisas Hidráulicas - Universidade Federal do Rio Grande do Sul
reginacamaralins@hotmail.com, mendes@iph.ufrgs.br*

Sidnei Gusmão Agra, Alexandre E. de Carvalho

*ECOPLAN Engenharia
sgagra@gmail.com, alexandre@ecoplan.com.br*

Carlos Ruberto Fragoso Júnior

*Centro de Tecnologia - Universidade Federal de Alagoas
crubertojf@hotmail.com*

Recebido: 17/08/11 – revisado: 22/02/12 – aceito: 03/07/12

RESUMO

A crescente produção de carga orgânica e de nutrientes em bacias hidrográficas tem levado, historicamente, rios a significativas mudanças nos padrões de qualidade da água, na diversidade e riqueza biológica e nos usos nobres de suas águas. Neste trabalho avaliamos a qualidade da água na bacia do rio Doce através de um modelo hidrológico integrado a um SIG, denominado SGAG. O sistema foi capaz de analisar o efeito de lançamentos múltiplos de efluentes na qualidade da água do rio Doce no período de estiagem. O modelo foi calibrado satisfatoriamente utilizando os dados de monitoramento ao longo do curso do rio Doce. Cenários de planejamento também foram estabelecidos, simulados e avaliados. As simulações mostraram que as medidas propostas para os cenários de planejamento promovem uma significativa redução das concentrações dos poluentes em comparação com o cenário atual, principalmente o cenário de tratamento universal. O modelo hidrológico em ambiente SIG proposto mostrou ser uma ferramenta promissora e simples para investigação da qualidade da água de bacias hidrográficas sujeita a lançamentos pontuais de efluentes.

Palavras-chave: Modelos hidrológicos. Rios. Qualidade da água. Sistema de Informação Geográfica.

INTRODUÇÃO

Existe uma crescente preocupação relacionada a degradação da qualidade da água em rios promovida pelo aumento gradual da produção de carga orgânica e de nutrientes por atividades antrópicas, as quais geram fontes de poluição pontuais (e.g. lançamentos de esgotos domésticos e industriais) e difusas (e.g. cargas agrícolas) nas bacias hidrográficas (CHAPRA, 1997). Uma estratégia bem conhecida que visa simplificar as interações e processos em rios para obter entendimento sobre seu comportamento quando sujeito a perturbações é a modelagem matemática (TUCCI, 1998). Esta técnica permite avaliar a reação do sistema frente a diferentes forçantes, auxiliando o gestor na tomada de decisões e no gerenciamento.

Modelos hidrológicos unidimensionais são largamente empregados para quantificar o efeito do impacto de efluentes na qualidade da água de rios (e.g. HEC-RAS, QUAL2E, SWAT, KINEROS, WASP, SALMANQ e SIMCAT). Uma revisão geral do estado da arte da modelagem de qualidade da água em rios pode ser encontrada em Rauch et al. (1998). Dentre esta variedade de modelos, destacam-se os desenvolvimentos mais recentes que buscam utilizar um ambiente altamente automatizado e um sistema de informações inteligente, tal como um Sistema de Informação Geográfica (SIG). Esta tecnologia permite reunir informações espacialmente fragmentadas e, principalmente, auxiliar gestores no processo de tomada de decisão, uma vez que ela admite: (a) uma maior facilidade no compartilhamento de informações; (b) uma análise mais objetiva e um maior entendimento dos resultados; (c) um menor custo para elaboração de saídas gráficas; (d) uma maior faci-

lidade na identificação de padrões; dentre outros (LEE; WHITE, 1992; SRINIVASAN; ARNOLD, 1994; SUI; MAGGIO, 1999).

A avaliação da qualidade da água em rios requer a identificação de todas as fontes de poluição a montante de um determinado trecho. Além disso, uma série de procedimentos de geoprocessamento é necessária, o que pode tornar o processo de análise pouco ágil e razoavelmente penoso. Isto significa que diante de um novo lançamento, praticamente é realizado um novo estudo de disponibilidade hídrica e de qualidade da água, o qual pode demandar muito esforço aos órgãos gestores. Desta forma, identifica-se um alto potencial de sistematização deste processo no próprio ambiente de SIG, utilizando ferramentas já disponíveis e complementando estas com algumas funções programadas especificamente para os estudos de qualidade da água em bacias hidrográficas (CORREIA et al., 1998).

O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água na bacia do rio Doce através da integração de um modelo hidrológico a um SIG, com a finalidade de facilitar as análises técnicas prévias necessárias para tomada de decisões, considerando o enquadramento proposto no Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia do rio Doce (INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS, 2010). Neste estudo avaliamos e discutimos a aplicabilidade do modelo SGAG na bacia do rio Doce.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Bacia do Rio Doce, localizada entre os paralelos 17° 45' e 21° 15' de latitude ao sul do Equador e 39° 30' e 43° 45' de longitude a oeste do meridiano de Greenwich, possui área de drenagem de 86.715 km² compreendidos entre os Estados de Minas Gerais (aproximadamente 65%) e Espírito Santo abrangendo um total de 229 municípios (Figura 1).

As Nascentes do rio Doce situam-se nas serras da Mantiqueira e Espinhaço (MG) onde percorrem 850 km até o deságüe no oceano Atlântico, junto ao povoado de Regência (ES).

No Estado de Minas Gerais, a bacia do rio Doce é subdividida em seis Unidades de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos (UPGRHs), as quais correspondem ao Comitê da Bacia do Rio Piranga (DO1); ao Comitê da Bacia do Rio Piracicaba (DO2); ao Comitê da Bacia do Rio Santo Antônio (DO3); ao Comitê da Bacia do Rio Suaçuí Grande (DO4); ao Comitê da Bacia do Rio Caratin-

ga (DO5); e ao Comitê da Bacia do Rio Manhuaçu (DO6). Já na parte da bacia situada no Espírito Santo, não existem subdivisões administrativas, entretanto têm-se os Comitês da Bacia do Rio Guandu, do Rio Santa Maria do Doce e do Rio São José (Figura 1).

A bacia tem uma população superior a 3,5 milhões de habitantes. O Vale do Aço tem o maior adensamento populacional da bacia e constata-se a existência de um fluxo migratório que se direciona, sobretudo, para as maiores cidades, como Ipatinga e Governador Valadares (Figura 1). Em decorrência, há uma tendência de diminuição populacional nos municípios com população de até 20.000 habitantes, que representam mais de 85% dos municípios da bacia do rio Doce.

A população urbana representa mais de 70% da população total. Entretanto, os mesmos dados mostram que mais de 100 municípios possuem população rural maior que a urbana, evidenciando que a população rural ainda é significativa, absorvidos pela exploração agropecuária. No Médio Doce, essas atividades constituem o principal gerador de renda, emprego e ocupação de mão-de-obra em municípios de menor porte, principalmente onde a população rural predomina.

Descrição do modelo

O modelo hidrológico, denominado SGAG (Sistema Georeferenciado de Apoio ao Gerenciamento), constitui-se num sistema de suporte à decisão para gerenciamento de bacias hidrográficas, que inclui em suas rotinas modelos hidrológicos simples de determinação de quantidade (PESSOA, 2010) e qualidade da água. Todas as ferramentas de análise foram programadas utilizando os componentes do ArcObjects que usa a linguagem *Visual Basic for Applications* (VBA) dentro do próprio ambiente ArcGIS. Os componentes ArcObjects são os pilares do software ArcGIS, de maneira a otimizar e automatizar trabalhos e tarefas organizacionais de modo personalizado.

Pré-processamento e dados de entrada

A primeira etapa para utilização do modelo consiste na discretização do domínio. Esta etapa foi realizada no próprio ArcMapTM 9.2 utilizando o pacote hidrológico ArcHydro (MAIDMENT, 2002). A estrutura de dados ArcHydro é utilizada para automatizar os processos de extração de informações hidrológicas e preparação de dados em modelos hidrológicos, tais como HEC-HMS (US ARMY CORPS

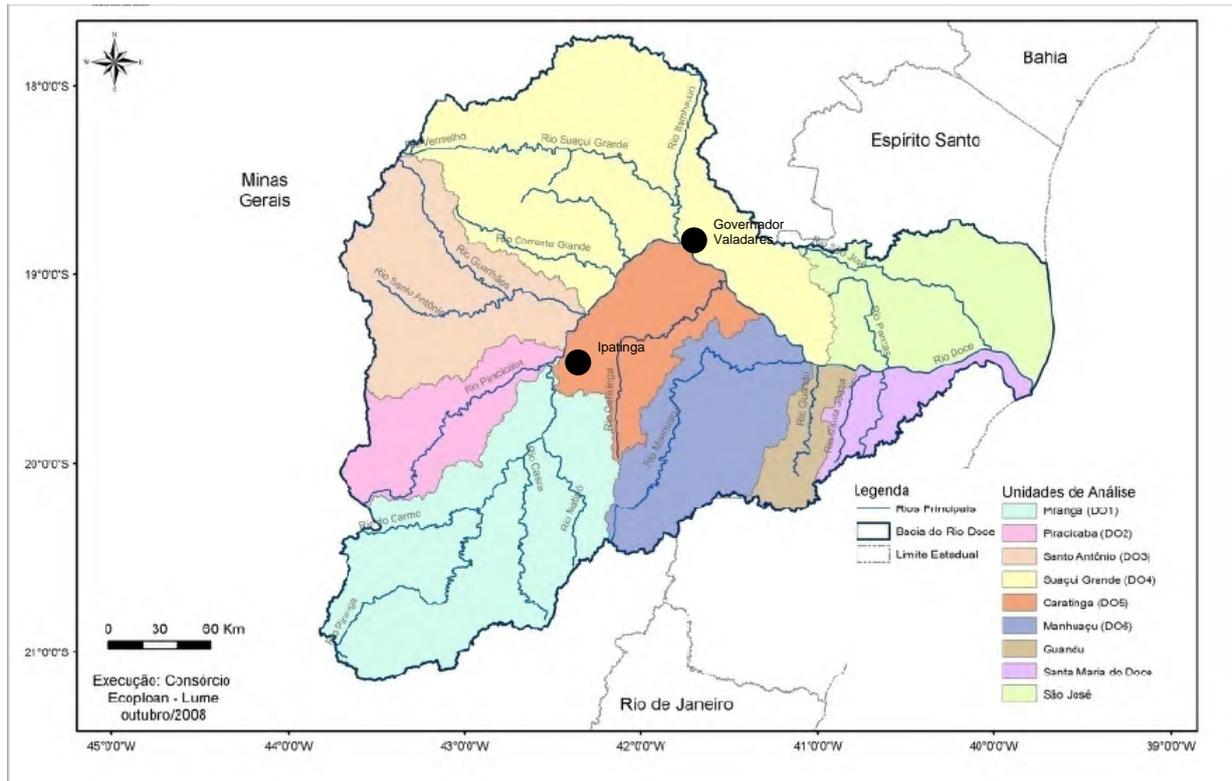


Figura 1 - Localização e unidades de análise (sub-bacias) da Bacia do rio Doce. Os municípios de Ipatinga e Governador Valadares são duas maiores cidades localizadas na bacia do rio Doce

Fonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2010).

OF ENGINEERS, 2001) e SWAT (NEITSCH et al., 2002). A utilização das ferramentas ArcHydro inicia com um Modelo Digital de Elevação, a partir do qual são obtidas informações como direções de escoamento; área de drenagem; rede de drenagem; definição de trechos de rios; e definição de bacias hidrográficas. Foi utilizado o MNT do SRTM disponível na base de dados do TOPODATA, que realiza uma análise de consistência desses dados. Como resultado, a bacia hidrográfica do rio Doce foi dividida em 4.355 mini-bacias, onde cada mini-bacia tem um trecho de rio associado. Em cada trecho de rio, informações fisiográficas foram estabelecidas tais como área de drenagem a montante, comprimento do trecho de rio e declividade do trecho.

A próxima etapa consiste em definir as vazões em cada trecho de rio que são características do período de estiagem. Admitiu-se a vazão de referência Q_{95} como sendo o volume disponível para diluição dos efluentes representativo do período de estiagem. A Q_{95} representa uma vazão mínima intermediária, sendo mais conservadora do que a $Q_{7,10}$ e mais restritiva do que a Q_{90} . Vazões de referência

específicas ($L s^{-1} km^{-2}$) foram estabelecidas para cada unidade de análise (sub-bacias) utilizando as séries de vazões de 187 estações fluviométricas localizadas na da bacia do rio Doce. Desta forma, para cada trecho de rio a disponibilidade hídrica foi calculada multiplicando-se a área de drenagem da bacia a montante do trecho pela vazão específica de cada sub-bacia

Baseado nos dados de monitoramento, foram selecionados para modelagem os três poluentes mais críticos de contaminação por esgoto humano na bacia do rio Doce: Coliformes Termotolerantes (CT); Fósforo Total (FT) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Para cada município foram estimadas a vazão efluente de esgoto e a concentração dos poluentes, os quais foram utilizados como dados de entrada para o modelo. A vazão efluente por município adotada foi 80% da vazão de abastecimento (quantidade de água que se transforma em esgoto), sendo uma vazão *per capita* de abastecimento adotada de $150 L dia^{-1} hab^{-1}$ (TUCCI, 1998). As cargas de cada poluentes por município foram estimadas baseadas nos valores de carga *per capita* en-

contrados na literatura (VON SPERLING, 1997). A faixa de valores das cargas *per capita*, bem como os valores adotados desta faixa, são apresentadas na tabela 1. Pode-se observar que existe uma faixa de variação dos valores de carga *per capita* para cada variável, indicando que pode existir uma significativa incerteza no cálculo das cargas por município. As concentrações dos poluentes foram estimadas multiplicando-se a carga pela vazão efluente de cada município.

Tabela 1 - Valores de carga *per capita* das variáveis de qualidade da água

Parâmetro	Unidade	Faixa	Típico	Adotado
DBO ₅	g.hab ⁻¹ .d ⁻¹	40-60	50	54
Fósforo Total	g.hab ⁻¹ .d ⁻¹	1,0-4,5	2,5	3
Coliformes T.	org.hab ⁻¹ .d ⁻¹	10 ⁸ -10 ¹¹	10 ⁹	10 ¹⁰

Fonte: von Sperling (1997)

Uma vez que no período de estiagem a vazão de base prevalece em relação ao escoamento superficial, as cargas difusas não são significativas em relação as cargas pontuais. Desta forma as cargas difusas foram desprezadas na modelagem.

Módulo de qualidade da água

O módulo de qualidade da água foi baseado no modelo QUAL2E (BROWN; BARNWELL, 1987), o qual estabelece que a variação da concentração do poluente remanescente (P) em um infinitésimo de tempo (dt) é igual a concentração do poluente multiplicada por uma constante de decaimento (K), podendo ser escrita como:

$$\frac{dP}{dt} = -K \cdot P \quad (1)$$

A equação diferencial tem solução analítica, considerando a variação da concentração do espaço e regime permanente, dada por:

$$P_{i+1} = P_i \cdot \exp\left(\frac{-K \cdot L_i}{U_i}\right) \quad (2)$$

onde P_i e P_{i+1} são as concentrações do poluente nos trechos i (montante) e $i+1$ (jusante), respectivamente; L_i é o comprimento em metros do trecho de rio i

e U_i é a velocidade média, em m.s⁻¹, no trecho i . A velocidade média foi estimada pela seguinte relação:

$$U_{i+1} = \frac{Q_i}{A_i} \quad (3)$$

onde Q_i é a vazão em m³.s⁻¹ e A_i é a área da seção transversal em m². A área da seção transversal em cada trecho foi estimada através de uma relação potencial com a área de drenagem. Esta relação foi construída a partir dos dados de área da seção transversal encontrados nas estações fluviométricas.

Calibração do modelo

O modelo de qualidade da água em ambiente SIG foi calibrado considerando o cenário atual de disponibilidade hídrica (regime permanente), produção de efluentes e de tratamento de esgoto no período de estiagem.

Existem duas fontes de monitoramento da qualidade da água na bacia do rio Doce: (a) o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM/MG), que monitora regulamente (em média quatro levantamentos por ano, desde 1997) diversos parâmetros de qualidade da água em vários pontos do lado Mineiro da bacia do rio Doce; e (b) o Instituto Estadual de Meio Ambiente do Estado do Espírito Santo (IEMA/ES), o qual monitorou entre 2006 e 2007 (três levantamentos por ano) alguns parâmetros de qualidade da água para alguns pontos do lado Capixaba da bacia do rio Doce.

Para a calibração do modelo, foram selecionados 12 pontos de monitoramento ao longo do rio Doce (7 pontos do IGAM e 5 pontos do IEMA). As localizações dos pontos selecionados podem ser observadas na figura 2. Para a comparação com a saída do modelo apenas os dados observados no período de estiagem foram selecionados, uma vez que o modelo simula a qualidade da água para uma vazão mínima de referência (Q_{95}) e em uma condição de regime permanente.

Os valores observados são apresentados como *boxplot* e foram posicionados no gráfico de acordo com a sua localização no rio Doce. O *boxplot* é um elemento gráfico que possibilita representar a distribuição de um conjunto de dados com base em alguns de seus parâmetros descritivos, quais sejam: a mediana, o quartil inferior, o quartil superior e do intervalo interquartil.

Para a calibração do modelo, utilizou-se o seguinte procedimento: primeiramente os valores dos parâmetros do modelo foram predefinidos de

acordo com a faixa de variação estabelecida na literatura (TUCCI, 1998); subsequentemente, os parâmetros do modelo foram manualmente e gradativamente alterados até que se atingisse uma correspondência satisfatória entre a saída do modelo e os *boxplots*, os quais representam uma síntese dos dados observados em uma determinada seção transversal na calha do rio Doce.

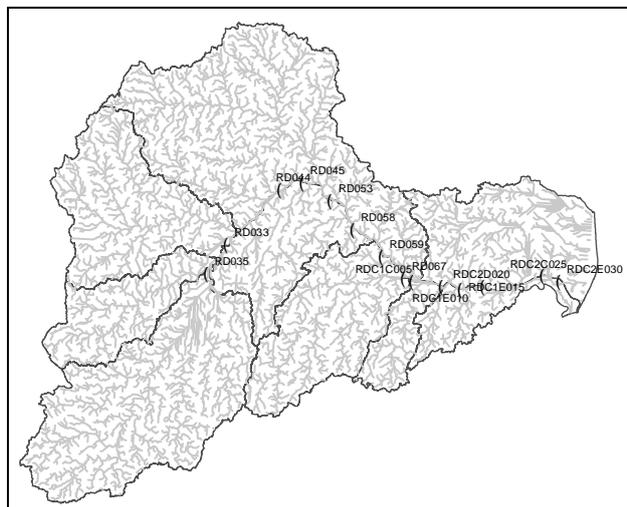


Figura 2 - Localização dos pontos de monitoramento ao longo do rio Doce utilizados para a calibração do modelo hidrológico. O código de cada ponto de monitoramento apresentado na figura segue nomenclatura atribuída pelo IGAM

Cenários de simulação

Foram simulados 02 (dois) cenários de qualidade de água visando o enquadramento proposto no âmbito do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS, 2010) para as metas de qualidade da água. Foram simulados os seguintes cenários:

- Cenário de tratamento futuro, considerando o nível de funcionamento atual das ETE's já instaladas e a implementação das ETE's previstas (indicadas pela proposta de enquadramento), acrescidas da implantação de ETE's nas grandes cidades, considerando um nível de 100% de atendimento e tratamento de esgoto;
- Cenário de tratamento universal, considerando o funcionamento das ETE's em um

nível de atendimento e tratamento de 100% para todas as sedes municipais da bacia do rio Doce (cenário de enquadramento do PIRH).

A localização das ETE's atualmente em funcionamento e as ETE's com implantação prevista e indicada no enquadramento podem ser observadas na figura 3.

Estas simulações levaram em conta ainda: (a) a vazão de referência como sendo a Q_{95} , para avaliar o efeito da diluição nos efluentes em uma condição desfavorável em termos de vazões; e (b) uma eficiência de remoção das concentrações dos poluentes que corresponde a um sistema de tratamento secundário (remoção de 80% para DBO, 30% para Fósforo Total e 99% para a concentração de Coliformes Termotolerantes).

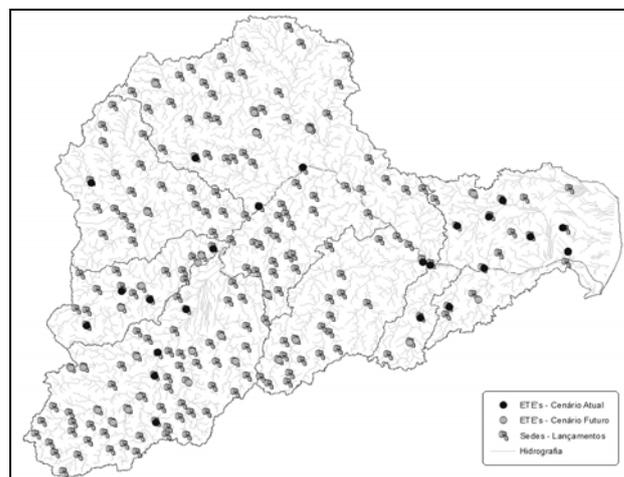


Figura 3 - Localização das sedes municipais e das ETE's para o cenário atual e futuro

Cada trecho de rio foi classificado, considerando os limites de classe estabelecidos na Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente do CONAMA (BRASIL, 2005) para os parâmetros Coliformes Termotolerantes, Fósforo Total e DBO.

RESULTADOS

Calibração do modelo

Os resultados da calibração do modelo para as variáveis simuladas estão apresentados na figura 4.

Pode-se observar uma boa correspondência, em termos médios, entre os valores estimados pelo modelo e os *boxplots*, os quais representam um resumo estatístico dos dados observados. O modelo representou razoavelmente a redução das concentrações dos poluentes ao longo da extensão do rio Doce (de montante para jusante) em função de dois fatores: (a) efeito de diluição da vazão e (b) decaimento de primeira ordem das concentrações no tempo (esse decaimento foi mais acentuado para Coliformes Termotolerantes).

O modelo também conseguiu representar bem os picos de concentração, observados a montante do perfil longitudinal, referentes ao lançamento de efluentes dos dois maiores centros urbanos (Ipatinga e Governador Valadares). Alguns afluentes do rio Doce contribuem positivamente para a qualidade da água tais como rio Santo Antônio, rio Suaçuí Grande e rio Santa Maria do Doce, reduzindo significativamente as concentrações dos poluentes imediatamente a jusante destas confluências.

A elevação das concentrações na parte final do rio Doce também foi bem representada. Esta elevação de concentrações ocorreu principalmente devido ao lançamento de efluentes nos municípios de Colatina e Linhares, ambos localizados no Espírito Santo. No entanto, no trecho final do rio Doce o modelo tendeu a superestimar dos valores de Coliformes Termotolerantes, em termos médios.

Os valores dos coeficientes de decaimento (K) encontrados após o processo de calibração para Coliformes Termotolerantes, Fósforo Total e DBO, foram, respectivamente, $0,90 \text{ dia}^{-1}$; $0,12 \text{ dia}^{-1}$; e $0,23 \text{ dia}^{-1}$.

Após a calibração dos parâmetros, foram gerados mapas contendo a classificação dos poluentes por trecho de rio para o cenário atual (mapas não apresentados). Os mapas indicam que as sub-bacias localizadas mais a montante da bacia (e.g. DO1, DO2, DO3 e DO4) contribuem mais significativamente para elevação das concentrações dos poluentes. O parâmetro de qualidade da água mais crítico é Coliformes Termotolerantes. Para este parâmetro a Bacia do rio Doce apresenta 28,64% dos trechos acima do limite estabelecido para Classe 2, sendo 18,05% dos trechos considerados como Classe 4. Fósforo Total é o segundo parâmetro mais crítico com 23,08% dos trechos considerados Classe 3. Em relação a DBO a situação é menos crítica, porém preocupante. Pouco mais de 12% dos trechos estão acima da Classe 2, sendo os trechos mais críticos os de cabeceiras que apresentam menores volumes para diluição de poluentes.

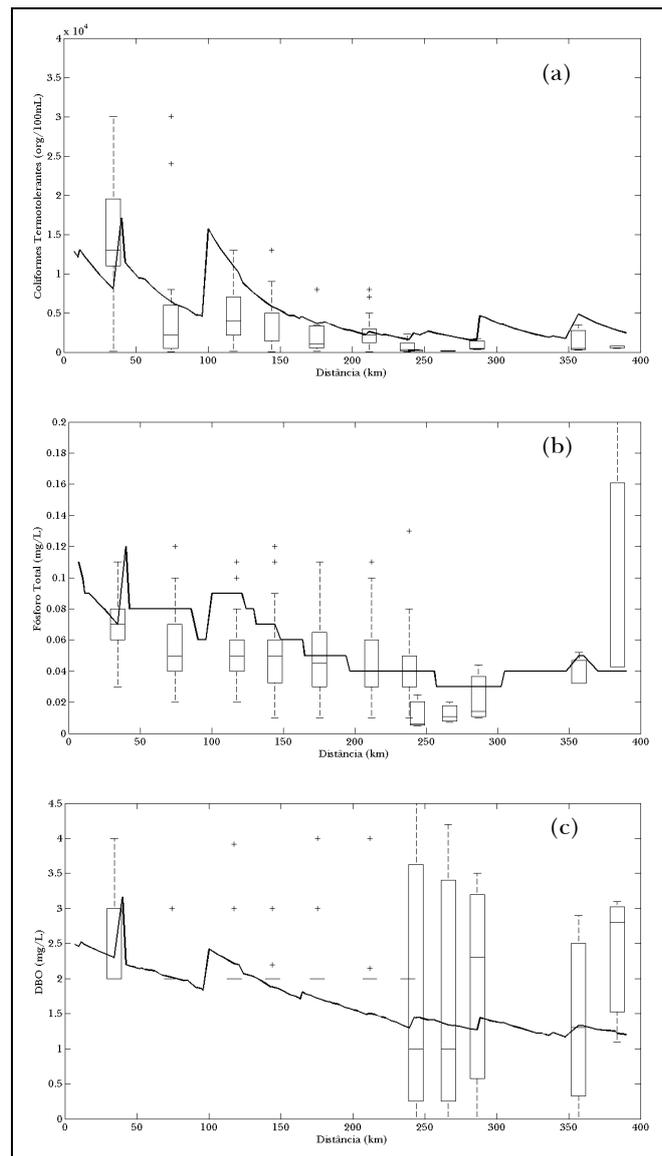


Figura 4 - Comparação das concentrações de Coliformes Termotolerantes (a), Fósforo Total (b) e DBO (c) estimadas pelo modelo (linha contínua) com os dados observados no período de estiagem ao longo da calha do rio Doce (de montante para jusante). Os dados observados são expressos como *boxplot* e foram posicionados no gráfico de acordo com a sua localização no rio Doce

Cenários de simulação

Na sequência, os cenários de planejamento foram simulados e avaliados. Cada trecho de rio foi classificado de acordo com a Resolução CONAMA Nº 357/2005 para cada cenário de planejamento

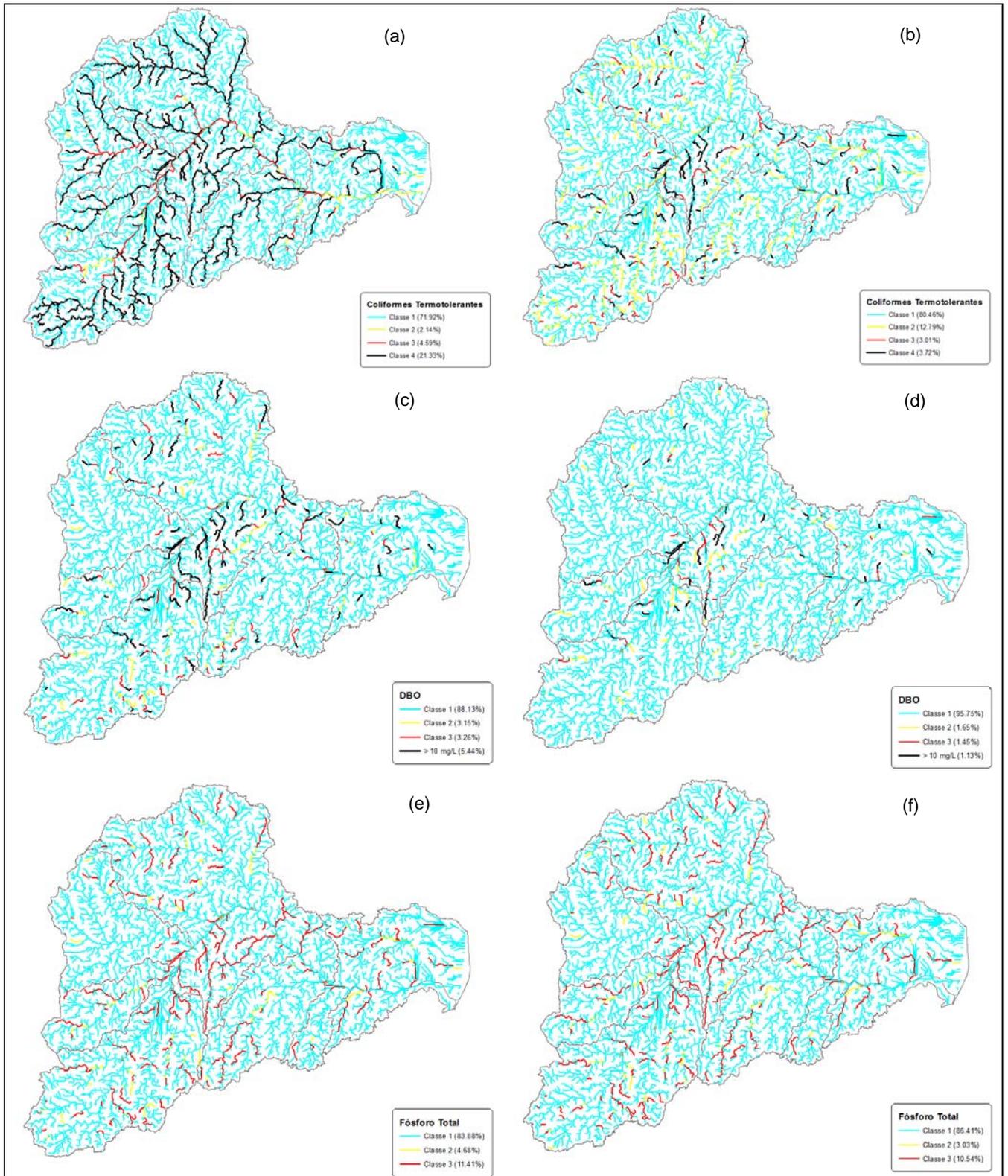


Figura 5- Classificação da qualidade da água por trecho de rio de acordo com a resolução CONAMA nº 357 para os poluentes Coliformes Termotolerantes, DBO e Fósforo Total considerando o cenário de tratamento futuro (coluna da esquerda); e de tratamento universal (coluna da direita)

(Figura 5). Também foi apresentado um comparativo entre os perfis longitudinais, ao longo da extensão do rio Doce, das concentrações dos poluentes para cada cenário (Figura 6).

No geral, as medidas propostas para o cenário futuro e universal promovem uma significativa redução das concentrações dos poluentes em comparação com o cenário atual.

Com relação ao parâmetro Coliformes Termotolerantes, o cenário futuro apresenta 25,92% dos trechos acima do limite estabelecido para Classe 2 (Figura 5a), o que representa apenas uma leve melhoria em relação ao cenário atual. O cenário universal indicou uma mudança substancial na classificação dos trechos (apenas 6,73% dos trechos seriam qualificados como Classe 3 e 4, Figura 6b). Uma comparação entre os perfis longitudinais de concentrações de Coliformes Termotolerantes ao longo do rio Doce mostra uma forte redução das concentrações no cenário futuro com relação ao cenário atual (Figura 7a). No entanto, esta redução não foi suficiente para que as concentrações atingissem valores abaixo do limite para Classe 2, principalmente na parte alta e média do rio Doce. Considerando o nível de tratamento universal, as concentrações de Coliformes Termotolerantes são bastante amortizadas e praticamente todo o trecho do rio Doce pode ser considerado como Classe 1 (Figura 6a).

Considerando o parâmetro Fósforo Total, o cenário futuro apresentou um significativo aumento de número de trechos de Classe 1 (83,88% dos trechos, Figura 5c) em relação ao cenário atual (66,29% dos trechos). A simulação indicou pequena diferença na classificação dos trechos entre o cenário futuro e o universal para Fósforo Total (diferença menor que 1% de trechos na Classe 3 entre os cenários de planejamento, figuras 5c e 5d). Este mesmo padrão também pode ser observado nos perfis longitudinais de Fósforo Total no rio Doce (Figura 6c). Para ambos cenários de planejamento, as concentrações estariam abaixo do limite estabelecido para Classe 1 (0,15 mg L⁻¹).

Em termos de DBO, a simulação indicou que apenas 8,7% dos trechos estariam acima da Classe 2 para o cenário futuro (Figura 5e), que representa uma leve melhoria em relação ao cenário atual (12,08% dos trechos). Já o tratamento universal produz uma forte redução do número de trechos acima da Classe 2 (apenas 2,58% dos trechos, Figura 5f). Os perfis longitudinais no rio Doce sugerem que as concentrações de DBO nos cenários de planejamento estariam sempre abaixo do limite estabelecido para Classe 1 (Figura 6b).

DISCUSSÃO

O modelo hidrológico integrado a um SIG foi útil para avaliar as consequências de múltiplos fatores (e.g. baixa disponibilidade da água para diluição, fontes pontuais de poluição e reações cinéticas) na qualidade da água da bacia do rio Doce.

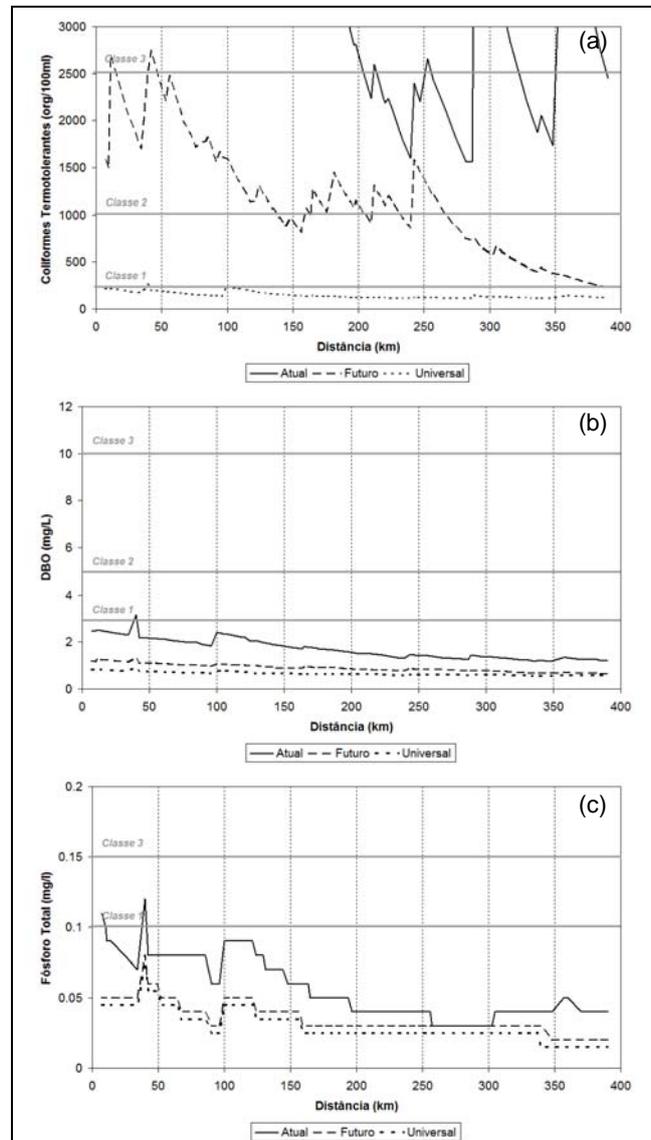


Figura 6 - Comparativo entre os perfis longitudinais da concentração dos poluentes (a) Coliformes Termotolerantes em org 100mL⁻¹; (b) DBO em mg L⁻¹ e (c) Fósforo Total em mg L⁻¹ ao longo do rio Doce (de montante para jusante), para os cenários analisados. As faixas indicam as classes de concentrações estabelecidas na resolução CONAMA n° 357

Apesar da grande quantidade de modelos de qualidade da água aplicados a rios disponíveis, a capacidade de aplicação e interpretação dos resultados da maioria destes modelos é limitada devido a dificuldade de uso e manuseio por grande parte dos usuários (RAUCH et al., 1998). A estratégia de integração de modelos hidrológicos em ambiente SIG permite oferecer um ambiente interativo para o usuário, facilitando no processo de tomada de decisão para planejamento da qualidade da água em rios (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994). Esta abordagem integrada também pode ser replicada e facilmente empregada em outras bacias hidrográficas. Ela também tem um grande potencial de aplicação em Planos Integrados de Recursos Hídricos (PIRH).

No entanto, a integração de modelos hidrológicos em ambiente SIG também requer uma reflexão sobre suas limitações e desafios futuros (LEE; WHITE, 1992). Estas limitações estão relacionadas ao nível ideal de discretização espacial, dificuldade de parametrização dos modelos, calibração do modelo em um contexto espacial, seleção de uma escala apropriada aos propósitos do estudo, migração de erros dos dados de entrada, treinamento de novos usuários, falta de uma conexão entre processos físicos, químicos e biológicos para avaliação da qualidade da água em rios (NOVOTNY; CHESTERS, 1989; ROSE et al., 1990). Futuros trabalhos precisam focar mais estas deficiências e desenvolver ferramentas de planejamento úteis para o planejamento dos usos de recursos hídricos.

A estrutura do modelo consiste de uma simples abordagem matemática para representação do escoamento e simulação dos parâmetros de qualidade da água no período de estiagem. Esta estrutura resultou em apenas um parâmetro por poluente, o que reduziu a complexidade e facilitou no processo de calibração. Apesar das limitações na estrutura do modelo hidrológico, a calibração indicou uma capacidade satisfatória de representação das concentrações dos poluentes ao longo da extensão do rio Doce, sugerindo que a estrutura utilizada foi adequada aos propósitos do estudo. É importante destacar também que além das incertezas envolvendo a estrutura do modelo para representar a qualidade da água ao longo do rio Doce, podem existir também incertezas agregadas (a) aos valores dos parâmetros do modelo; (b) aos dados observados de qualidade da água para o período correspondente às vazões de estiagem; e (c) aos valores das cargas *per capita* atribuída por poluente em cada município.

As taxas de decaimento dos poluentes podem variar ao longo do curso do rio (de montante para jusante). Trechos de cabeceira geralmente a-

presentam maiores declividade e conseqüentemente uma maior turbulência (STREETTER; WRIGHT; KEHR, 1936), promovendo maior oxigenação da coluna d'água e mineração da matéria orgânica. Por uma questão de simplicidade, neste estudo, a heterogeneidade espacial dos parâmetros não foi explorada. Aparte dos parâmetros do modelo, verificou-se uma baixa quantidade de análises dos parâmetros de qualidade da água nos pontos de monitoramento localizados no trecho Capixaba do rio Doce. Como o tamanho da amostra pode fortemente influenciar o cálculo das estatísticas nos *boxplot* (HAAN, 1977), a estimativa do modelo, neste trecho, deve ser interpretada com cautela. Outra limitação se refere aos dados medidos de DBO no trecho mineiro. Observou-se uma uniformidade dos valores em torno de 2 mg L^{-1} , que pode ser uma limitação das análises em laboratório, mas que dificilmente aconteceria na prática. Outra fonte de incerteza pode estar associada às estimativas das cargas por município, de modo que para cada poluente o valor da carga pode variar de acordo com uma faixa recomendada. Foi adotado um valor uniforme para todas as sedes municipais neste estudo que pode não representar bem a realidade local de algum município.

A variabilidade real dos poluentes analisados em rios ainda é bem mais complexa do que a considerada neste estudo. Por exemplo, o oxigênio consumido no processo de mineralização da matéria orgânica (Demanda Bioquímica de Oxigênio) depende não só da quantidade de matéria orgânica disponível para degradação, mas também da concentração de bactérias presentes na água. A mineralização também pode ser limitada pela concentração de oxigênio disponível e pela temperatura (quanto menor for a concentração de oxigênio e quanto menor for a temperatura menor será o fluxo de mineralização, FRAGOSO JR.; FERREIRA; MOTTA MARQUES, 2009). Além da demanda de oxigênio na coluna d'água pode ocorrer também uma significativa demanda de oxigênio por microorganismos bentônicos (ALLAN; CASTILLO, 2007). Outros organismos aquáticos tais como fitoplâncton, micro e macro zooplâncton e a ictiofauna também não foram considerados neste estudo, limitando a representação dos ciclos biogeoquímicos e do *loop* microbiano os quais influenciam diretamente as concentrações dos poluentes analisados.

A simulação dos cenários de planejamento mostrou que a implantação de Estações de Tratamento de Esgoto nas principais sedes municipais da bacia do rio Doce promove uma significativa melhoria na qualidade da água, principalmente no cenário de tratamento universal. Considerando o cenário

futuro, medidas de mitigação adicionais precisariam ser implantadas em diversas sub-bacias principalmente nas Unidades de Planejamento DO1 (rios Casca e Matipó) e DO4 (rio Corrente Grande) onde todos os parâmetros excederam a condição desejável para enquadramento (condição de entrega dos rios afluentes ao rio Doce em Classe 2). Uma destas medidas poderia ser, por exemplo, o aumento da eficiência de remoção dos poluentes no processo de tratamento e a implantação de novas ETE's na proposta de enquadramento, principalmente em outras grandes sedes municipais nas bacias do rio Piranga, Casca, Matipó, Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande, Suaçuí Pequeno, Suaçuí Grande, Caratinga, Manhuaçu, Santa Joana e São José. Estas bacias passam a exigir mais atenção dos órgãos outorgantes para que sejam alcançados os padrões propostos no enquadramento, sobretudo sem que os aportes dos tributários causem restrições ao alcance das metas para o rio Doce. Considerando o tratamento universal, a condição de entrega para todas as fozes é Classe 1 em todas as Unidades de Planejamento, indicando que o tratamento universal pode ser uma medida eficiente para estabelecer o enquadramento proposto no PIRH. No entanto, seria necessário um investimento de grande porte para implementação desta medida.

O modelo hidrológico em ambiente SIG proposto mostrou ser uma ferramenta promissora para investigação da qualidade da água de bacias hidrográficas para avaliação do cenário atual e de cenários de planejamento. Independente das condições estabelecidas, para um eficiente sistema de controle é importante conhecer o universo das fontes de poluição na bacia hidrográfica, com base em cadastros precisos e atualizados, considerando também a sazonalidade das cargas poluidoras. Além disso, é importante dispor de um sistema de suporte a decisão flexível, conforme apresentado neste estudo, considerando aspectos quali-quantitativos, para avaliar os efeitos de novas medidas sem que seja necessário realizar um novo estudo hidrológico. Os resultados demonstraram que este tipo de modelagem poderia preencher importantes lacunas no conhecimento e subsidiar o processo decisório no planejamento de recursos hídricos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a disponibilização dos dados utilizados na elaboração do Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do rio Doce desen-

volvido pela ECOPLAN Engenharia sob a coordenação do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), em parceria com a Agência Nacional de Águas (ANA) e o Instituto Estadual de Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA).

REFERÊNCIAS

ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. 2nd Boston: Kluwer, 2007.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005*: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005.

BROWN, C. L.; BARNWELL, T. O. Jr. *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual*. Athens, Georgia, U.S: Environmental Protection Agency, 1987. (Environmental Research Laboratory, EPA/600/3-85/040).

CHAPRA, S. C. *Surface water-quality modeling*. New York: McGraw-Hill, 1997. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering).

CORREIA, F. N.; REGO, F. C.; SARAIVA, M. G.; RAMOS, I. Coupling GIS with hydrologic and hydraulic flood modelling. *Water Resources Management*, v. 12, n. 3, p. 229-249, 1998.

FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D. *Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos*. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

HAAN, C. *Statistical methods in hydrology*. Ames: Iowa State University Press, 1977.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS. *Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce*. Belo Horizonte: IGAM, 2010. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/planos-de-recursos-hidricos/planos-diretores-de-bacias>>. Acesso em: 23 jan. 2011.

LEE, M. T.; WHITE, D. C. *Applications of gis databases and water quality modeling for agricultural nonpoint*

source pollution control. Illinois: Water Resources Center, University of Illinois, 1992. (Research report, n. 214).

MAIDMENT D. R. *Arc Hydro: GIS for water resources*. Redlands, CA: ESRI Press, 2002.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, J. R.; WILLIAMS, J. R. *Soil and Water Assessment Tool: user's manual*. Texas: Texas Water Resources Institute, College Station, 2002. (Texas TWRI Report TR-192). Disponível em: <<http://www.brc.tamus.edu/swat/downloads/doc/swatuserman.pdf>>. Acesso em: 23 jan. 2011.

NOVOTNY, V.; CHESTERS, G. Delivery of sediment and pollutants from nonpoint sources: a water quality perspective. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 44, n. 6, p. 568-576, 1989.

PESSOA, M. M. E. P. *Integração de Modelos Hidrológicos e Sistemas de Informação Geográfica na análise de processos de Outorga Quantitativa de uso da água: aplicação na Bacia do Rio dos Sinos - RS*. 2010. 90 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.

RAUCH, W.; HENZE, M.; KONCSOS, L.; REICHERT, P.; SHANAHAN, P.; SOMLYODY, L.; VANROLLEGHEM, P. River water quality modeling: I. State of the art. In: IAWQ BIENNIAL INTERNATIONAL CONFERENCE, 1998, Vancouver. *Proceedings...* Vancouver, 1998.

ROSE, C. W.; DICKINSON, W. T.; GHADIRI, H.; JØRGENSEN, S. E. Agricultural Nonpoint Source Runoff and Sediment Yield Water Quality (NPSWQ) Models - User's Perspective. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WATER MODELING OF AGRICULTURAL NONPOINT SOURCES, 1990, Utah. *Proceedings...* Utah: USDA, Agricultural Research Service, 1990. ARS-81, p. 145-169.

SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Integration of the basin-scale water quality model with GIS. *Water Resources Bulletin*, v. 30, n. 3, p. 453-462, 1994.

STREETER, H. W.; WRIGHT, C. T.; KEHR, R. W. Measures of natural oxidation in polluted streams.

III. An experimental study of atmospheric reaeration under stream-flow conditions. *Sewage Works Journal*, v. 8, n. 2, p. 282-316, 1936.

SUI, D.; MAGGIO, R. Integrating GIS with hydrological modeling: practices, problems and prospects. *Computers, Environment and Urban Systems*, v. 23, p. 33-51, 1999.

TUCCI, C. E. M. *Modelos hidrológicos*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS/ ABRH, 1998.

US ARMY CORPS OF ENGINEERS. *HEC - Hydrological Modeling System*. user's manual. Davis, California: USACE Hydrologic Engineering Center, 2001.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, lodos ativados*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 4, p. 253-268.

Integration of a Hydrological Model to a GIS To Evaluate Water Quality in the River Doce Basin

ABSTRACT

The increase of organic and nutrient loading in watersheds has led to significant changes in water quality patterns in rivers. In this work we evaluated the water quality of the River Doce basin through an hydrologic model integrated with GIS, called SGAG. The model was calibrated using water quality monitoring data throughout course of the River Doce. Moreover planning scenarios were established, simulated and evaluated. Our simulations indicated that the corrective measures in the planning scenarios promoted a significant decrease of the pollutant concentrations compared with the current situation. The hydrological model in the GIS environment proposed proved to be a simple and a promising tool to investigate water quality in basins subject to point sources of pollution

Key-words: Hydrological models; rivers; water quality; GIS