

APLICAÇÃO DE MODELOS DE ONDAS DE CHEIA E DE TRANSPORTE DE MASSA, PARA ESTUDAR ASPECTOS DE QUALIDADE DE ÁGUA EM RIOS NATURAIS, EM FUNÇÃO DE SEUS PARÂMETROS HIDRÁULICOS

Patrícia Freire Chagas¹; Carla Freitas de Andrade² & Raimundo Oliveira de Souza³

RESUMO - Este trabalho apresenta uma metodologia para determinar o efeito do lançamento de esgotos domésticos em rios urbanos, com base nos modelos hidrodinâmico e de transporte de poluentes. Para tal foi desenvolvido um modelo matemático de transporte de poluentes, sujeito à entrada de uma onda dinâmica, para estudar o campo de concentração ao longo do rio. O programa computacional, escrito em linguagem Fortran, soluciona as equações diferenciais parciais da hidrodinâmica e da difusão advectiva, pelo método das diferenças finitas. Através do programa, foi possível realizar algumas simulações, com o objetivo de estudar o comportamento da distribuição espacial do campo de concentração, para diferentes cenários de lançamentos, em função dos parâmetros hidráulicos de um rio natural. Os resultados indicaram que o comportamento das concentrações sofre forte influência das condições hidráulicas dos rios naturais.

ABSTRACT – This work presents a methodology to determine the effect of the release of domestic sewers in urban rivers, with base in the hydrodynamics model and of transport of pollutant model. For such, a mathematical model of pollutant transport was developed, subject to the entrance of a dynamic wave, to study the concentration field along the river. A computer program, written in Fortran language, solves the partial differential equations of the hydrodynamic and of the advection and diffusion models, through the finite differences method. It was possible to accomplish some simulations, with the objective of studying the behavior of the space distribution of the concentration field, for different sceneries of releases, in function of the hydraulic parameters of a natural river. The results indicated that the behavior of the concentrations suffers strong influence of the hydraulic conditions of the natural rivers.

Palavras-chaves: Modelos de Qualidade de Água, modelos hidrodinâmicos, propagação de ondas de cheias.

1) Doutora em Recursos Hídricos – Instituto de Gestão de Água do Rio Grande do Norte – IGARN - Rua São João 1233 – apto 1901 – Bl A – Lagoa Seca – Natal – RN. Fone: (84) 3213-4870 **Email:** pfchagas@yahoo.com

2) Doutora em Recursos Hídricos - Depto de Engenharia Hidráulica e Ambiental - UFC – Campus do Pici – Bloco 713 – Fortaleza, Ceará – Brasil – CEP 60.451-970 – Fone: (85) 3366.9771, (85) 32625464.– e-mail: engenheiracarla@yahoo.com Professora da Faculdade Christus.

3) Professor PHD - Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - Universidade Federal do Ceará – Campus do Pici – Bloco 713 – Fortaleza, Ceará – Brasil – CEP 60.451-970 – Fone: (85) 3366.9771. Fax: (85) 3366.9627 – e-mail: rsouza@ufc.br

1 - INTRODUÇÃO

Em tempos modernos, os corpos d'água superficiais têm recebido grandes cargas de materiais poluentes, provenientes de grandes cidades, fazendo com que a qualidade da água do mesmo passe por um processo de deterioração. Dentre esses corpos d'água, merecem destaque os rios naturais, por suas proximidades com áreas urbanas, que se comportam como importantes fontes de poluição.

Através dos estudos de qualidade de água é possível avaliar o comportamento de um campo de concentração em um sistema hídrico, após o lançamento de uma carga poluente. Para tal, deve-se entender os fenômenos físicos, químicos e biológicos responsáveis pelo movimento e dispersão dos contaminantes nesse sistema. Os fenômenos físicos relacionados com a hidrologia são regidos por leis fundamentais da física, tais como: conservação de massa, leis da dinâmica newtoniana, e leis da termodinâmica. Essas leis, quando aplicadas a meios contínuos, são representadas por equações diferenciais parciais que assumem diferentes formas, de acordo com o fenômeno a ser estudado (DIAS, 2003).

Os modelos matemáticos de qualidade de água são capazes de representar um processo físico qualquer através da formulação de um conjunto de equações matemáticas. Como todo sistema natural, os sistemas hídricos são bastante complexos e envolvem a interação entre diversos ramos da ciência, tais como hidrologia, hidráulica, geomorfologia e transporte de massa. A diversidade de parâmetros que são necessários para descrever o ecossistema aquático, os processos físicos e a variabilidade espacial e temporal aumentam as dificuldades da modelagem. Assim, modelar um processo físico, presente em um sistema hídrico qualquer, não representa uma tarefa simples (CHAGAS, 2005).

Este trabalho estuda os processos de transporte de poluente, em rios naturais, na presença de uma onda de cheia, para verificar de que forma parâmetros como declividade de fundo e coeficiente de rugosidade influenciam o processo de dispersão de uma nuvem poluente. O estudo permite desenvolver uma série de simulações, para diferentes cenários, para verificar o comportamento do campo de concentração para diferentes formas de lançamentos. Os resultados mostram que a presença de uma onda de cheia provoca, ao longo do rio, uma onda de diluição com as mesmas características da onda em questão.

2 – METODOLOGIA

O estudo em desenvolvimento requer a combinação de um modelo hidrodinâmico e do modelo advectivo difusivo, aplicados convenientemente, de modo que todos os objetivos, propostos na pesquisa, sejam alcançados.

2.1 - Modelo Matemático de Qualidade de Água em Rio

A metodologia proposta tem como princípio básico as seguintes etapas:

- Solução do campo de velocidade através da teoria da hidrodinâmica. Isto implica em resolver as equações de Saint-Venant, através de métodos numéricos, para um corpo hídrico formado por um rio natural. Nesta fase, os parâmetros hidráulicos e hidrológicos, como vazão, seção transversal molhada, profundidade e escoamento, são determinados.
- Determinação do comportamento do campo de concentração, no rio natural, sujeito ao campo de velocidade, calculado através da equação da hidrodinâmica. Este campo de concentração é obtido a partir da solução da equação diferencial da difusão advectiva. Neste processo, um esquema numérico implícito, com base no método das diferenças finitas, é usado. Este campo de concentração serve para avaliar possíveis riscos de contaminação deste corpo hídrico.

Neste processo são observadas algumas condições fundamentais. Considera-se o escoamento unidimensional, ao longo de todo o campo de estudo considerado. Assim, a equação do movimento é calculada, apenas na direção x, ao longo do eixo longitudinal do canal principal. A pressão tem uma distribuição hidrostática. O fluido é incompressível e a densidade constante. As equações de Saint-Venant são descritas pela equação da continuidade e pela equação do movimento.

- **Equação da continuidade**

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial t} = q \quad (1)$$

- **Equação da quantidade de movimento**

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(Q^2/A)}{\partial x} + gA\left(\frac{\partial y}{\partial x} - S_0\right) + gAS_f = 0 \quad (2)$$

Onde:

x – distância longitudinal ao longo do canal;

t – tempo;

A – área da seção transversal do escoamento;

q – entrada lateral de vazão por unidade de comprimento do canal;

y – profundidade da água no canal;

S_0 – declividade de fundo do canal;

S_f – declividade de linha de energia;

B – largura do canal, na superfície da água;

g – aceleração da gravidade.

Simplificações nas equações (1) e (2) permitem escrever a equação da hidrodinâmica na forma:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \alpha \frac{\partial Q}{\partial x} + \beta = 0 \quad (3)$$

onde,

$$\alpha = 2 \frac{Q}{A} + \frac{\frac{gA}{B} - \frac{Q^2}{A^2}}{\frac{Q}{A} \left(\frac{5}{3} - \frac{4R}{3B} \right)} \quad (4)$$

e

$$\beta = gA(S_f - S_0) \quad (5)$$

O campo de velocidade calculado pela hidrodinâmica é usado, como dado de entrada, para avaliar o comportamento das concentrações de substâncias poluentes no rio, através da equação da difusão advectiva (JAMES, 1993):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(AE \frac{\partial C}{\partial x} \right) - KC + S_D$$

(6)

onde,

C é a concentração da substância ao longo do canal, em kg/m^3 ;

u é a velocidade ao longo do canal, em m/s ;

A é a área da seção transversal do canal, em m^2 ;

E é o coeficiente de dispersão longitudinal;

K é o coeficiente de decaimento da substância, em T^{-1} ;

S_D representa o lançamento distribuído ao longo do canal.

3 – RESULTADOS

Vários cenários foram definidos. Dentre os principais pode-se destacar o lançamento de uma carga puntiforme instantânea para uma substância conservativa; propagação de uma onda despoluída que chega num rio poluído; verificação do decaimento de uma substância não conservativa e do lançamento de uma carga puntiforme e, por último, a análise de um cenário com uma carga difusa para substâncias com e sem decaimento.

Nas simulações seguintes, considerou-se um canal retangular com comprimento de 50.000 m, que foi discretizado em 50 trechos de 1000 m de comprimento cada, na direção longitudinal do rio. Com relação ao tempo foram definidos 500 intervalos de tempo de 150 seg, perfazendo um tempo máximo de, aproximadamente, 21 horas. A vazão inicial do rio é de $50 \text{ m}^3/\text{s}$. Os valores da declividade do canal, da rugosidade e da vazão inicial são definidos de acordo com a simulação desejada.

A simulação numérica mostrada na Figura 1 analisa a distribuição da concentração ao longo do tempo, após o lançamento instantâneo de uma substância poluente com concentração igual a 200mg/l , no ponto x igual 5km da seção de referência do canal. Considerou-se o canal com declividade igual a $0,0001\text{m/m}$, rugosidade igual a $0,06$ e concentração inicial igual a 10mg/l . Pode-se verificar, através da figura, não só o efeito do processo advectivo, conduzindo a nuvem poluente rio abaixo, como também o efeito difusivo, causado pelo coeficiente de difusão. Este coeficiente faz com que as larguras dos perfis de concentração aumentem com o tempo.

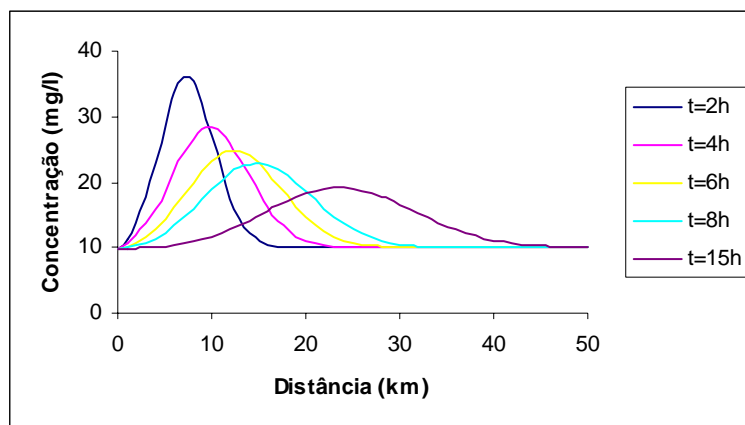


Figura 1 – Distribuição da concentração para o lançamento de uma carga pontual, 200 mg/l, lançada no ponto $x=5\text{km}$.

Observa-se ainda, na figura acima, o processo de redução dos picos de concentração, ao longo do tempo. Estes resultados são semelhantes aos resultados obtidos a partir da solução analítica da equação da difusão advectiva, no sistema aquático em estudo.

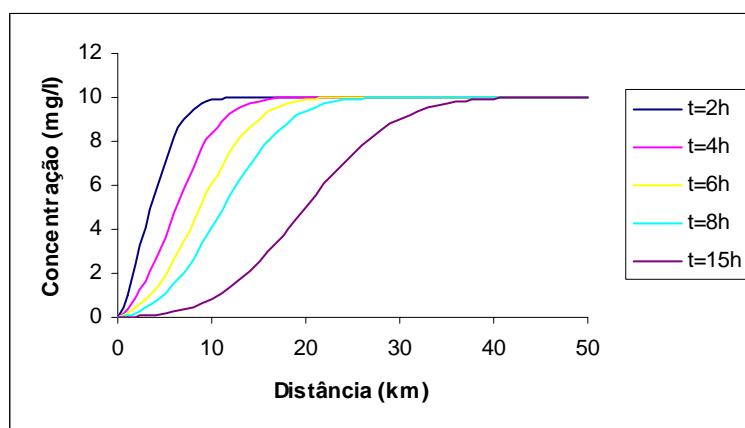


Figura 2 - Distribuição da concentração para uma condição de contorno a montante cuja concentração é igual a zero.

A Figura 2 mostra o resultado da simulação, para $S_0=0,0001\text{m/m}$ e $n=0,06$. Neste caso o cenário proposto induz à presença de uma condição de contorno à montante cuja concentração é igual a zero. Verifica-se a evolução do processo de despoluição do rio no tempo, para diferentes seções. Para um tempo de 15 horas a concentração inicial do rio, de 10 mg/l, só aparece depois de 35km. Isto quer dizer, que as concentrações nos pontos anteriores a este estão com valores menores.

Na Figura 3, com $S_0=0,0001\text{m/m}$ e $n=0,06$, considerou-se o lançamento contínuo de uma substância poluente com concentração de 200 mg/l que, ao diluir-se com a vazão do rio, resultou

numa concentração final de entrada, em $x=0$, de 5,8 mg/l. Verifica-se que ao longo do tempo a concentração do rio tende a se estabilizar em 5,8 mg/l.

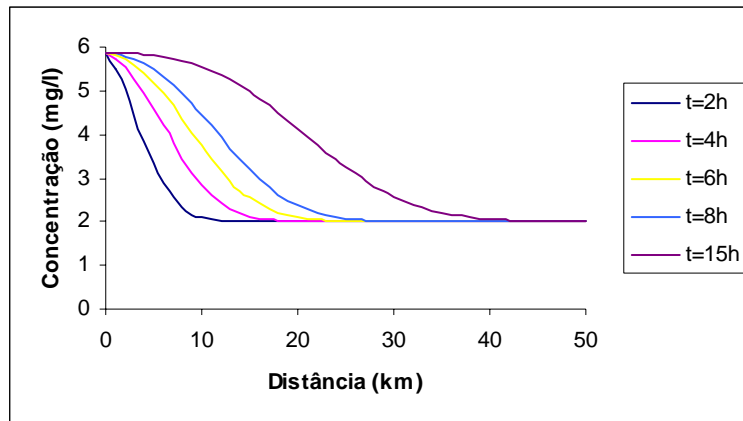


Figura 3 - Distribuição da concentração para um lançamento contínuo na origem.

A Figura 4 apresenta os resultados obtidos a partir de um cenário um pouco diferente do anterior, mas com $n=0,06$; $S_0=0,0001$ m/m e $C_0=10$ mg/l. Nesta simulação avalia-se a influência da propagação de uma onda dinâmica com concentração $C_0/2$, onde C_0 é a concentração inicial do rio. Neste caso, verifica-se que a propagação de uma onda de cheia ao longo do rio influencia na capacidade de diluição do mesmo, criando assim um trem de ondas de despolição em fase com a onda de cheia.

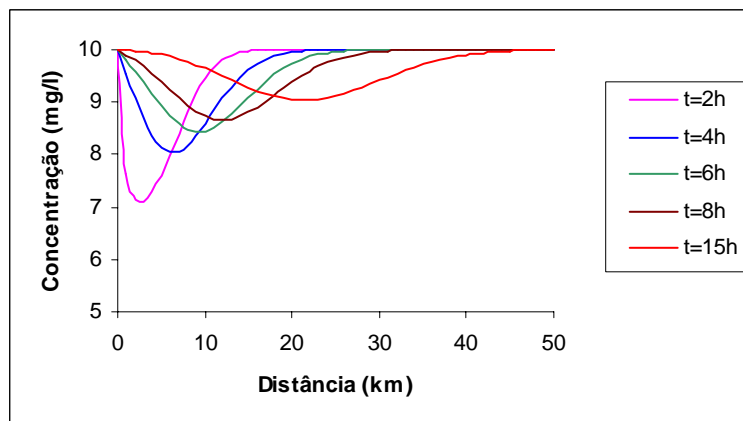


Figura 4 – Distribuição da concentração sob o efeito da entrada de uma onda de cheia com $C=5$ mg/l, em um canal com $C_0=10$ mg/l.

A Figura 5, para $n=0,06$ e $S_0=0,0001$ m/m, mostra a distribuição da concentração para um cenário no qual uma substância não conservativa é lançada em um canal. A condição de contorno

da concentração é igual a 10mg/l e a taxa de decaimento usada foi de $0,0001/T$, com T em seg. Assim, verifica-se que o processo de decaimento é significativo para a concentração, tendo a mesma seus valores reduzidos ao longo do tempo. Pode-se verificar que esses resultados estão de acordo com a solução analítica da equação da difusão advectiva para uma substância não conservativa (THOMANN; MUELLER, 1987).

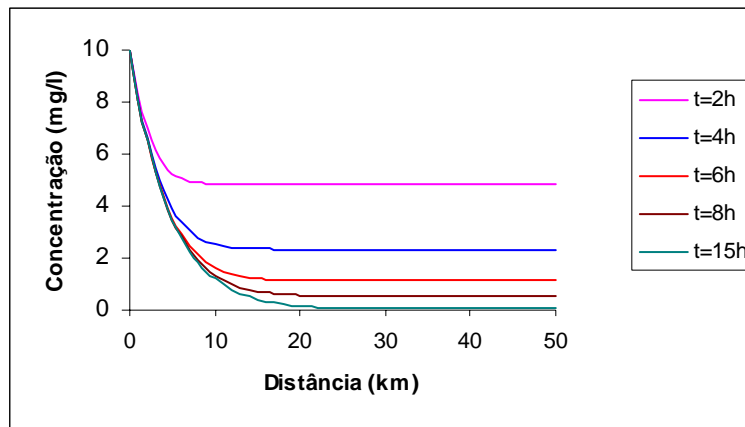


Figura 5 – Distribuição da concentração ao longo do canal para uma substância não conservativa.

A simulação da Figura 6 mostra a distribuição da concentração em 3 seções diferentes do canal, x igual a 10, 15 e 20 km, após o lançamento pontual de 400 mg/l, em $x=5$ km. A concentração inicial do canal é de 2 mg/l, a rugosidade é igual a 0,05 e a declividade é igual a 0,0001 m/m.

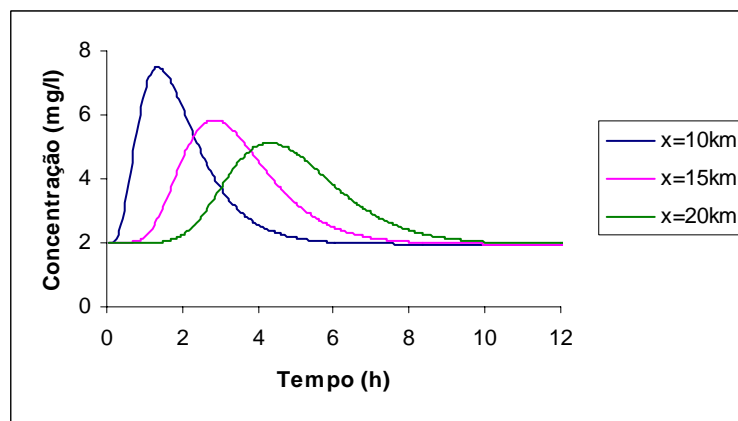


Figura 6 – Distribuição da concentração ao longo do tempo para um lançamento pontual em $x=5$ km.

Na Figura 6 percebe-se que há uma diminuição, temporal e espacial, dos níveis de concentração, onde os valores máximos são 7,5; 6,0; 5,0 mg/l, para x igual a 10, 15 e 20 km e ocorrem para t igual a 1:30, 3:00 e 4:30 horas. Verifica-se que quanto mais distante a seção maior o

tempo para a chegada do pico da onda de poluição. Observa-se, também, que a taxa de redução do pico de concentração é mais intensa no início do processo ficando mais suave com o passar do tempo. Este resultado está de acordo com os princípios que governam os processos de transporte de massa. Segundo a Lei de Fick, o fluxo de massa entre duas seções qualquer de um domínio é proporcional ao gradiente de concentração entre as duas seções. Neste caso, o gradiente de concentração é maior no início do processo.

Nas Figuras 7 e 8 verifica-se a distribuição da concentração para o lançamento de uma carga difusa, com $S_D=0,0005$ mg/m/seg, ao longo de todo o canal. A concentração inicial é igual a zero, a rugosidade é igual a 0,05 e a declividade é igual a 0,0001 m/m. Entretanto, essas simulações são diferentes porque na primeira a substância considerada é conservativa, enquanto que na segunda a substância é não conservativa com decaimento igual a $0,0001/T$.

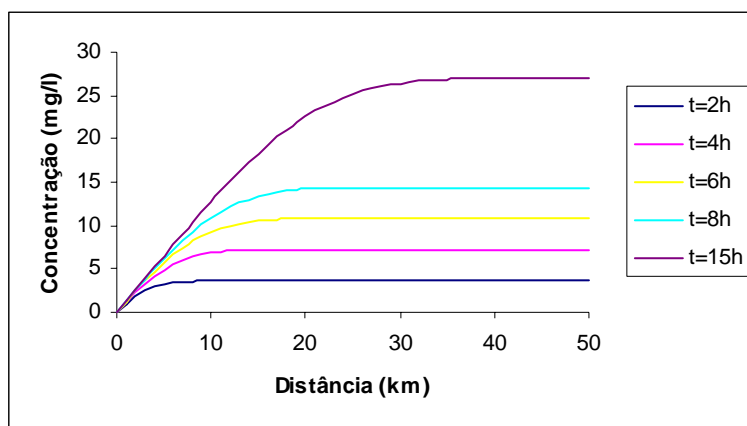


Figura 7 - Distribuição da concentração para o lançamento de uma carga difusa ao longo do canal para uma substância conservativa.

Como na Figura 7 não há decaimento verifica-se que para um tempo igual a 15 horas o valor da concentração chega próximo de 30 mg/l. Já para a figura 8 a influência do decaimento faz com que a concentração para o mesmo tempo não ultrapasse à 5 mg/l.

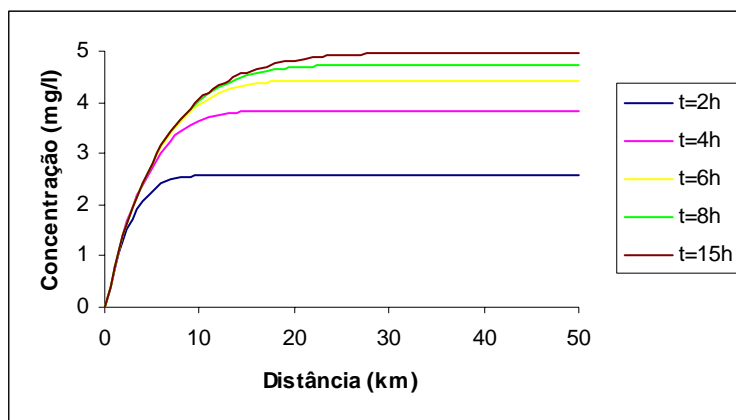


Figura 8 – Distribuição da concentração para o lançamento de uma carga difusa ao longo do canal para uma substância não conservativa com $K=0,0001/T$.

A Figura 8 mostra, ainda, que para longos tempos de observação a concentração se estabiliza no valor S_D/K , onde S_D representa a taxa de lançamento lateral, ou difuso, e K a taxa de decaimento. Este resultado está perfeitamente de acordo com os resultados obtidos a partir da solução analítica da equação da difusão advectiva, mostrando, portanto, a capacidade do modelo em estudo.

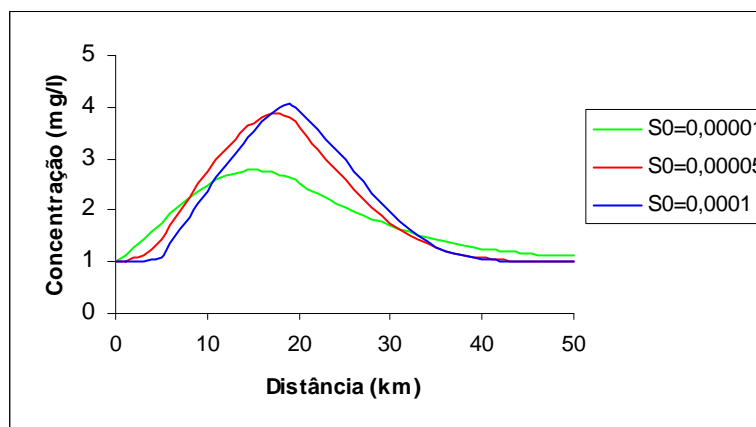


Figura 9 – Distribuição da concentração para o lançamento de uma carga difusa num trecho parcial do canal, entre 5 e 20 km, para uma rugosidade de 0,01.

A Figura 9 mostra um cenário onde uma carga difusa é lançada num trecho parcial do rio, cuja rugosidade é 0,01. Este trecho corresponde a um intervalo de 15 km, compreendido entre 5 e 20 km. Para pequenos valores da declividade predomina o processo da difusão, mas à medida que se aumenta esses valores começa a prevalecer o processo advectivo. Por exemplo, para a declividade de 0,00001 m/m a variância da concentração é maior que a variância da concentração para a declividade de 0,0001 m/m, indicando que a difusão no primeiro caso foi mais intensa que no segundo caso. Com isso, percebe-se que nos campos de velocidades menos intensos, mas ainda com

a presença de turbulência, a difusão é mais significativa como processo de transporte. Para campos de velocidades maiores, prevalece o modelo advectivo.

A Figura 10 mostra o comportamento da concentração para diferentes rugosidades e declividade do canal igual a $S_0=0,0001$ m/m. O objetivo desta simulação é de verificar como este parâmetro influencia no perfil de concentração ao longo do canal. Nesta simulação, com concentração inicial igual a 2mg/l, foi lançada uma concentração de $20 \times C_0$, em x igual a 5km.

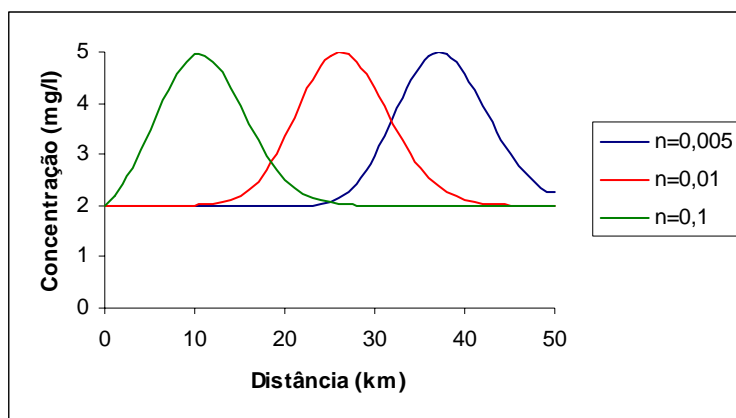


Figura 10 – Comportamento da concentração, ao longo do canal, para diferentes rugosidades.

Através da Figura 10, verifica-se que a rugosidade atua diretamente no processo advectivo do transporte de poluentes. Quanto maior a rugosidade menor é a velocidade de propagação da nuvem poluente, fazendo, assim, com que o tempo de residência do poluente no corpo hídrico aumente bastante. Entretanto, este parâmetro tem uma participação muito pequena, ou quase nenhuma, no processo de redução da concentração, ou seja, a velocidade com que a concentração se dispersa não é alterada. Pode-se notar que tanto a cota do pico da concentração, como as variâncias do processo dispersivo são aproximadamente iguais para as rugosidades, $n=0,005$; $n=0,001$ e $n=0,1$.

A Figura 11 mostra o comportamento da concentração, considerando o mesmo lançamento anterior, para diferentes valores da declividade e rugosidade igual a 0,01. Neste caso, ao variar a declividade, os resultados mostram um comportamento bem diferente do exemplo anterior. Verifica-se que o processo de dispersão é muito sensível à declividade, existindo uma forte dependência deste parâmetro. Por exemplo, para menores valores da declividade a capacidade de diluição do rio aumenta bastante, apesar do tempo de residência dos poluentes no rio tornar-se maior.

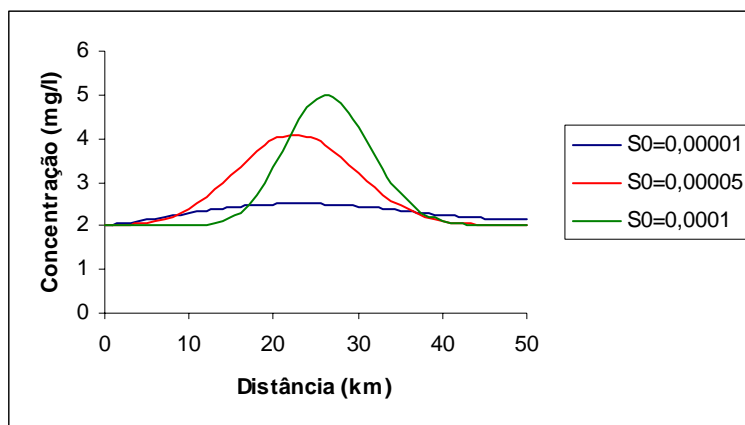


Figura 11 – Comportamento da concentração, ao longo do canal, para diferentes declividades do canal.

Como pôde ser observado, através dos vários cenários propostos, o modelo de transporte de poluente mostrou um desempenho bastante satisfatório. O mesmo pode ser dito para o programa computacional que, em todas as simulações, apresentou resultados compatíveis com as observações de campo e com a solução analítica da equação da difusão advectiva.

4 - CONCLUSÕES

Após a análise dos resultados, obtidos através da aplicação de um programa computacional, desenvolvido para esta pesquisa, algumas conclusões puderam ser formuladas. Várias simulações foram realizadas, para os mais diferentes cenários de rios naturais, considerando o lançamento de cargas poluentes. Com isso, foi possível analisar os resultados para cada cenário simulado.

Os resultados obtidos permitiram concluir que o comportamento do campo de concentração é bastante influenciado pelas características hidráulicas do canal. Neste caso, a rugosidade afeta a celeridade de propagação da nuvem poluente, mas este parâmetro não tem tanta influência na amplitude da mesma. Ou seja, quanto maior o coeficiente de rugosidade menor é a celeridade de propagação da nuvem poluente. Já para o caso da declividade os resultados mostraram uma significativa influência deste parâmetro no desenvolvimento do perfil de concentração. Para maiores declividades, maiores são os valores da concentração. Também foi possível verificar que a entrada de uma onda de cheia com baixas concentrações, num rio poluído, provoca uma onda de despoluição com as mesmas características da propagação da onda de cheia.

5 – BIBLIOGRAFIA

BAJRACHARYA, K. BARRY, D.A. Accuracy Criteria for Linearised Diffusion Wave Flood Routing. **Journal of Hydrology**, Elsevier Science, 195, p. 200-217, 1999.

BARRY, D. A., BAJRACHARYA, K. On the Muskingum-Cunge Flood Routing Method. **Environmental International**, v. 21, n. 5, p. 485-490, 1995.

CHAGAS, P. F., PERSPECTIVAS DA APLICAÇÃO DA TEORIA *FUZZY* PARA CÁLCULO DE RISCO EM SISTEMAS HIDRODINÂMICOS. Tese defendida no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para a obtenção do título de doutora em Recursos Hídricos, 2005.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. New York: McGraw-Hill, 1997, 844p.

CHOW, V. T. **Applied Hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1988. 572p.

DIAS, N. L. Obtenção de uma Solução Analítica da Equação de Difusão-Advecção com decaimento de 1ª ordem pelo Método da Transformação de Similaridade Generalizada. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n.1, p. 181-188, 2003.

FISCHER, H. B. **Mixing in Inland and Coastal Water**, Academic Press, Inc, 1979.

JAMES, A. **An Introduction to WATER QUALITY MODELLING**. 2nd Edition. By John Wiley & Sons Ltd, 1993, 311p.

KASHEFIPOUR, S. M. and FALCONER, R. A. Longitudinal Dispersion Coefficients in Natural Channels, **Water Research**, 36, p.1596-1608, Pergamon, 2002.

KESKIN, M. E. and AGIRALIOGLU, N. A Simplified Dynamic Model for Flood Routing in Rectangular Channels. **Journal of Hydrology**, 202, p. 302-314, 1997.

MAHAMOOD K., YEVJEVICH, V. Unsteady Flow in Open Channels. **Water Resources Publications**, v. 1 and 2, Fort Collins, Co., 1975.

McKINLEY, J. D. Solving the Advection-Dispersion Equation using the discrete Puff Particle Method. **Computers and Geotechnics**, n. 24, p. 29-39, 1999.

MOUSSA, R.; BOCQUILLON, C. Criteria for the choice of Flood-Routing Methods in Natural Channels. **Journal of Hydrology**, n. 186, p. 1-30, Elsevier 1996.

ORLOB, G. T. **Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs**. New York, USA, John Wiley and Sons, 1983.

RASHID, R. S. M., CHAUDHRY, M. H. Flood routing in channels with flood plains. **Journal of Hydrology**, 171, p. 75-91, Elsevier, 1995.

SILVA, R. C. V. da S.; MASCARENHAS, F. C. B.; MIGUEZ, M. G. **Hidráulica Fluvial**. v. I. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2003.

STAMOU, A. I. Improving the Numerical Modeling of River Water Quality by Using High Order Difference Schemes. **Water Resources Publications**, v. 26, n. 12, p. 1563-1570, 1992. Pergamon.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of Surface Water Quality Modelling and Control**. Harper & Row, Publishers, New York, 1987.

YULIANTI, J. S.; LENCE, B. J.; JOHNSON, G. B. and TAKYI, A. K. Non-point Source Water Quality Management under Input Information Uncertainty, **Journal of Environmental Management**, Ideal, n. 55, p. 199-217, 1999.