



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

ADA AMELIA SANDERS LOPES

**DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA,
COM BASE NA TEORIA *FUZZY*, APLICADA A
MODELOS DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE
OXIGÊNIO (DBO) E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD),
PARA CALCULAR O RISCO DE DEGRADAÇÃO
AMBIENTAL EM RIOS NATURAIS.**

**FORTALEZA – CE
2009**

ADA AMELIA SANDERS LOPES

**DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA,
COM BASE NA TEORIA *FUZZY*, APLICADA A
MODELOS DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE
OXIGÊNIO (DBO) E OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD),
PARA CALCULAR O RISCO DE DEGRADAÇÃO
AMBIENTAL EM RIOS NATURAIS.**

Tese submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, pela Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor.

Área de Concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza

**FORTALEZA – CE
2009**

DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA, COM BASE NA TEORIA *FUZZY*, APLICADA A MODELOS DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD), PARA CALCULAR O RISCO DE DEGRADAÇÃO AMBIENTAL EM RIOS NATURAIS.

Esta Tese foi apresentada como parte integrante dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Civil, na área de Concentração em Saneamento Ambiental, outorgado pela Universidade Federal do Ceará, a qual encontrar-se-á à disposição dos interessados na Biblioteca Central da referida Universidade. A citação de qualquer trecho desta tese é permitida, desde que seja feita em conformidade com as normas da ética científica.

Aprovada em 23 de outubro de 2009.

Ada Amélia Sanders Lopes

Prof. Raimundo Oliveira de Souza, Dr. (orientador)
Universidade Federal do Ceará

Prof. Francisco Suetônio Bastos Mota, Dr.
Universidade Federal do Ceará

Profa. Marisete Dantas de Aquino, Dra.
Universidade Federal do Ceará

Prof. Antônio Clécio Fontelles Thomas, Dr.
Universidade Estadual do Ceará

Profa. Maria Aleksandra de Sousa Rios, Dra.
Universidade Federal do Piauí

Dedico à minha família:

*Meus queridos pais, Edna e Augusto e
aos meus irmãos, Ivana e Celso.*

*Vocês constituem a base de tudo
e serão sempre os alicerces
de todas as minhas conquistas.*

*Ao meu marido Saulo Studart por
propiciar viver o amor em plenitude.*

AGRADECIMENTO ESPECIAL

Agradeço imensamente o meu grande amigo e orientador Prof. Raimundo Oliveira de Souza, por me acolher, apoiar e incentivar a seguir sempre em frente. Um grande exemplo na minha vida, uma referência de ser humano por sua conduta e sensibilidade.

Agradeço a Deus pela força, amor e proteção em todos os momentos de minha vida.

A Nossa Senhora de Fátima pela vida, doçura e esperança.

*Aos meus pais pelo exemplo de vida, pela minha educação e pelo meu amor profundo e
infundável.*

Aos meus irmãos, Ivana e Celso, porque nos amamos.

*Ao meu marido Saulo Studart, pelo amor que sempre flui e às vezes se materializa e me dá
força e coragem para caminhar.*

*Ao Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza, pelos incentivos acadêmicos e as incansáveis
orientações, tornando possível a realização deste trabalho.*

A Profa. Sandra Tédde Santaella agradeço pela forma carinhosa que sempre me apoiou.

*A minha querida amiga Profa. Dra. Maria Alexsandra de Sousa Rios, pelo seu espírito de
doação, pela nossa amizade resultante do nosso bom convívio e acima de tudo por todos os
momentos bons em que estivemos juntas.*

*Aos membros da banca de defesa: Profa. Dra. Maria Alexsandra de Sousa Rios;
Prof. Dr. Antônio Clécio Fontelles Thomas; Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota e
Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino.*

*Aos membros da banca de qualificação: Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino;
Prof. Dr. Antônio Idivan Vieira Nunes; Prof. Dr. Silvrano Adonias Dantas Neto e
Prof. Dr. Horst Frischkorn*

*As amigas de pesquisa e desenvolvimento, Silvia Santos e Vanessa Ueta, pelos bons
momentos de cumplicidades que tornaram esta jornada mais leve.*

Ao Cleto Baratta, Elisângela Rocha e Socorro Vale, por serem verdadeiros parceiros na consolidação deste sonho.

Aos colegas do DEHA: Carlos Henrique, Germana Paiva, Ari Clécio, Neyliane Costa, Ionete Nogueira, Mayara Carantino, Igor Firmino, Roberto Holanda, Eliezer Abdala, Roger Bastos e Fernando Silva.

Aos bons amigos: Andréa Girão, Tássio Nascimento, Flora Borges, Marcilon Maia e Telmo Castro, pelos momentos de alegria, incentivo, compreensão e carinho.

Mes chères, Talita Felipe, Alane Rimena e Ceciliana Cavalcante, amigas de tantos anos, pelo companheirismo, pela troca de conhecimento e ajuda em diversas etapas deste e de tantos outros projetos que trilhei.

Aos professores do curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, e aos funcionários Gilberto Junior, Shirley Gomes e Erivelton Ferreira, tenho muita gratidão por todos.

Externo meus agradecimentos a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo financiamento desta pesquisa.

*“Ontem um menino que brincava me falou,
Que hoje é semente do amanhã.*

*Para não ter medo que este tempo vai passar,
Não se desespere não,
Nem pare de sonhar.*

*Nunca se entregue,
Nasça sempre com as manhãs,
Deixe a luz do sol brilhar no céu do seu olhar!*

*Fé na vida,
Fé no homem,
Fé no que virá!*

*Nós podemos tudo,
Nós podemos mais.*

Vamos lá fazer o que será.”

(Semente do Amanhã – Gonzaguinha)

RESUMO

Com base nos Princípios de Transporte de Massa, o modelo matemático desenvolvido neste estudo estabelece as relações entre a Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) e o Oxigênio Dissolvido (OD), para diferentes fontes de lançamentos. A aplicação da teoria *fuzzy* neste modelo de transporte de poluente permite que as incertezas existentes nas variáveis envolvidas nestes processos, especificamente na solução da equação da difusão advectiva, sejam capazes de avaliar os riscos de contaminação de um sistema hídrico diante dos lançamentos de substâncias poluentes. A metodologia *fuzzy* foi desenvolvida com o objetivo de transformar o modelo matemático de DBO/OD em um conjunto de equações diferenciais *fuzzy*, onde os principais parâmetros, contidos neste modelo, foram representados como funções de pertinência. Um programa computacional foi desenvolvido para este estudo codificado em linguagem FORTRAN 90, que permite construir modelos de simulações para qualidade da água, com base na metodologia proposta. Foram propostos alguns cenários distintos que descrevem as alterações na qualidade da água em rios naturais, com base na investigação dos parâmetros hidráulicos, nas formações das funções de pertinência da concentração e na propagação de uma nuvem poluente. Os resultados apresentam as análises do risco de degradação ambiental, e da garantia, que são influenciadas pelos parâmetros hidráulicos e hidrológicos, ressaltando as vazões para qualquer tipo de lançamento, a declividade e rugosidade. Em síntese, a metodologia *fuzzy* mostrou-se uma ferramenta para o planejamento e para gestão dos recursos hídricos, e um procedimento alternativo quando aplicado aos processos de transporte de poluente.

ABSTRACT

On the basis of the Principles of the Mass Transport, the mathematical model developed in this study establishes the relations between the Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Dissolved Oxygen (DO), for different sources of launchings. The application of the fuzzy theory in this model of pollutant transport allows that the existing uncertainties in the variable involved in these processes, specifically in the solution of the advective diffusion equation, is able to evaluate the risks of contamination of a water system ahead of the pollutant substance launching. The fuzzy methodology was developed with the objective to transform the mathematical model of DBO/OD into a set of fuzzy differential equations, where the main parameters in this model had been represented as Membership functions. A computational program was developed for this study, codified in language FORTRAN 90, that allows us to construct models of simulation of water quality, on the basis of the methodology proposed. Some distinct scenes had been considered that describe the alterations in the quality of the water in natural rivers, on the basis of the investigation of the hydraulics parameters, in the formations of the membership functions of the concentration and in the propagation of a pollutant cloud. The results present the analyses of the risk of environmental degradation, and the analyses of the guarantee, that are influenced by the hydraulics and hydrologics parameters, standing out the outflows for any type of launching, the bed slope and the roughness. In synthesis, the fuzzy methodology is a tool of planning and management of water resources and, an alternative procedure when applied to the processes of pollutant transport.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 -	Fluxo de massa associado a um volume de fluido.	32
FIGURA 2.2 -	Representação do transporte de um poluente pelo processo de Advecção.	35
FIGURA 2.3 -	Representação do transporte de um poluente pelo processo de Difusão.	35
FIGURA 2.4 -	Representação do transporte de um poluente por difusão turbulenta.	38
FIGURA 2.5 -	Representação de uma série temporal.	40
FIGURA 2.6 -	Balanco de Oxigênio Dissolvido (OD).	48
FIGURA 2.7 -	Sistema Liquido – Gás.	50
FIGURA 2.8 -	Esquematização da divisão do segmento em duas camadas (aeróbia e anaeróbia) e os processos atuantes no sedimento.	53
FIGURA 2.9 -	Coefficientes <i>fuzzy</i> para a função de pertinência: (a) Coeficiente de Dispersão, D_x ; (b) Taxa de crescimento da clorofila-a, $\mu_{20, \max}$; (c) Fração de biomassa para nitrogênio, α_1 e (d) Coeficiente da oxidação biológica do nitrogênio amoniacal, $\beta_{1,20}$.	60
FIGURA 2.10 -	Diagrama de Euler: (A) União, (B) Intersecção e (C) Complemento.	62
FIGURA 2.11 -	Função característica dos conjuntos <i>crisp</i> e função de pertinência dos conjuntos <i>fuzzy</i> , respectivamente.	64
FIGURA 2.12 -	Função de pertinência triangular.	66
FIGURA 2.13 -	Função de pertinência trapezoidal.	66
FIGURA 2.14 -	Função de pertinência Gaussiana.	66
FIGURA 3.1 -	Comparações entre os modelos matemáticos.	80
FIGURA 3.2 -	Malha de discretização.	87
FIGURA 3.3 -	Molécula computacional do método explícito.	88
FIGURA 3.4 -	Molécula computacional do método implícito.	88
FIGURA 3.5 -	Molécula computacional do método Crank-Nicolson.	89
FIGURA 3.6 -	Fluxograma completo do programa computacional.	95

FIGURA 3.7 -	A nascente (Serra de Aratanha) e a foz(na praia do Caça e Pesca) do Rio Cocó, respectivamente	96
FIGURA 3.8 -	Bacia do Rio Cocó em Fortaleza.	96
FIGURA 3.9 -	Urbanização do Rio Cocó.	97
FIGURA 3.10 -	Inundações Ocasionadas por Enchentes.	97
FIGURA 4.1 -	Distribuição da DBO /OD para 8 horas a 5 Km da origem.	100
FIGURA 4.2 -	Distribuição da DBO para diferentes tempos ao longo do canal.	101
FIGURA 4.3 -	Distribuição da OD para diferentes tempos ao longo do canal.	101
FIGURA 4.4 -	Distribuição da DBO para diferentes concentrações no lançamento.	102
FIGURA 4.5 -	Distribuição da OD para diferentes concentrações no lançamento.	102
FIGURA 4.6 -	Distribuição da DBO para diferentes concentrações e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	103
FIGURA 4.7 -	Distribuição da OD para diferentes concentrações e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	103
FIGURA 4.8 -	Distribuição da DBO para diferentes tempos, para um lançamento instantâneo, localizado a 5 Km da origem.	104
FIGURA 4.9 -	Distribuição da OD para diferentes tempos, para um lançamento instantâneo, localizado a 5 Km da origem.	104
FIGURA 4.10 -	Distribuição da OD para diferentes temperaturas ao longo do canal e $C = 300 \text{ mg/L}$.	105
FIGURA 4.11 -	Distribuição da OD para diferentes temperaturas ao longo do canal e $C = 400 \text{ mg/L}$.	105
FIGURA 4.12 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes seções, no tempo de 4 horas.	106
FIGURA 4.13 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes seções, no tempo de 8 horas.	106
FIGURA 4.14 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes seções, no tempo de 12 horas.	107
FIGURA 4.15 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas, localizado a 5 Km da origem.	107
FIGURA 4.16 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas, localizado a 10 Km da origem.	108

FIGURA 4.17 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas, localizado a 20 Km da origem.	108
FIGURA 4.18 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas e $T = 20^{\circ}\text{C}$.	109
FIGURA 4.19 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes tempos e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	109
FIGURA 4.20 -	Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes tempos para $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$ e $T = 20^{\circ}\text{C}$.	110
FIGURA 4.21	Intervalo de números <i>fuzzy</i> para o nível de pertinência 0.75 e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	110
FIGURA 4.22 -	Intervalo de números <i>fuzzy</i> para o nível de pertinência 0.75 e $Q = 20 \text{ m}^3/\text{s}$.	111
FIGURA 4.23 -	Comparação entre os números <i>fuzzy</i> com nível de pertinência 0.75 para diferentes vazões.	111
FIGURA 4.24 -	Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas.	112
FIGURA 4.25 -	Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas com $C = 400 \text{ mg/L}$.	113
FIGURA 4.26 -	Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	113
FIGURA 4.27 -	Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas e $C = 400 \text{ mg/L}$.	114
FIGURA 4.28 -	Risco de degradação para diferentes tempos e $C = 300 \text{ mg/L}$.	115
FIGURA 4.29 -	Garantia contra degradação para diferentes tempos e $C = 300 \text{ mg/L}$.	115
FIGURA 4.30 -	Risco de degradação para diferentes tempo e $C = 400 \text{ mg/L}$.	116
FIGURA 4.31 -	Garantia contra degradação para diferentes tempos e $C = 400 \text{ mg/L}$.	116
FIGURA 4.32 -	Risco de degradação para diferentes tempos e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	117
FIGURA 4.33 -	Garantia contra a degradação para diferentes tempos e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.	117
FIGURA 4.34 -	Risco de degradação para diferentes vazões no tempo de 8 horas.	118

FIGURA 4.35 -	Garantia contra a degradação para diferentes vazões, no tempo de 8 horas.	118
FIGURA 4.36 -	Risco de degradação para diferentes tempos e $Q = 1 \text{ m}^3/\text{s}$.	119
FIGURA 4.37 -	Garantia contra a degradação para diferentes tempos e $Q = 1 \text{ m}^3/\text{s}$.	119
FIGURA 4.38 -	Risco de degradação para diferentes tempos e função de pertinência na forma [2;5;6].	120
FIGURA 4.39 -	Garantia contra a degradação para diferentes tempos e função de pertinência na forma [2;5;6].	120
FIGURA 4.40 -	Risco de degradação para diferentes concentrações de decaimento, no tempo de 6 horas.	121
FIGURA 4.41 -	Garantia contra a degradação para diferentes concentrações de decaimento, no tempo de 6 horas.	121
FIGURA 4.42 -	Risco de degradação para diferentes declividades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.	122
FIGURA 4.43 -	Garantia contra degradação para diferentes declividades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.	122
FIGURA 4.44 -	Risco de degradação para diferentes rugosidades, no tempo de 8 horas ao longo do canal	123
FIGURA 4.45 -	Garantia contra a degradação para diferentes rugosidades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.	123
FIGURA 4.46	Risco de degradação para uma carga pontual e instantânea.	124
FIGURA 4.47 -	Garantia contra a degradação para uma carga pontual e instantânea.	124
FIGURA 4.48 -	Risco de degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo.	125
FIGURA 4.49 -	Garantia contra a degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo.	125
FIGURA 4.50	Risco de degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo e $C = 200 \text{ mg/L}$.	126
FIGURA 4.51 -	Garantia contra a degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo e $C = 200 \text{ mg/L}$.	126
FIGURA 4.52 -	Risco de degradação para diferentes concentrações ao longo do canal.	127

- FIGURA 4.53** - Garantia de degradação para diferentes concentrações ao longo do canal, a 5 Km de origem. 128
- FIGURA 4.54** - Risco de degradação para diferentes concentrações ao longo do tempo, a 10 Km de origem. 128
- FIGURA 4.55** - Garantia contra a degradação para diferentes concentrações ao longo do tempo, a 10 Km de origem. 129

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 -	Parâmetros DBO e OD permissíveis segundo a Resolução CONAMA 357/2005.	31
TABELA 2.2 -	Exemplos de conjuntos <i>crisp</i> .	61
TABELA 3.1 -	Classificação das Águas do Rio Cocó segundo a Resolução CONAMA 357/2005.	96
TABELA 3.2 -	Parâmetros estimados para as simulações computacionais para o Rio Cocó.	98

LISTA DE SÍMBOLOS

$t =$ Representa o tempo: $[T]$.

$\bar{q} =$ Representa o fluxo de massa por unidade de área: $[MT^{-1}L^{-2}]$.

$D =$ Representa o coeficiente de difusão molecular: $[L^2T^{-1}]$.

$V =$ Representa a velocidade característica do escoamento: $[LT^{-1}]$.

$Di =$ Representa a dimensão característica do escoamento: $[L]$.

$\nu =$ Representa a viscosidade cinemática do fluido: $[L^2T^{-1}]$.

$\frac{\partial}{\partial x} =$ Representa a derivada parcial em relação a x : $[L^{-1}]$

$\frac{\partial}{\partial t} =$ Representa a derivada parcial em relação a t : $[T^{-1}]$

$x =$ Representa a distancia longitudinal ao longo do canal: $[L]$.

$\frac{\partial u}{\partial x} =$ Representa a derivada da componente de u em relação a x : $[L/L]$.

$\frac{\partial v}{\partial y} =$ Representa a derivada da componente de v em relação a y : $[L/L]$.

$\frac{\partial w}{\partial z} =$ Representa a derivada da componente de w em relação a z : $[L/L]$.

$\bar{\nabla} =$ Representa o operador diferencial vetorial: $[L^{-1}]$.

$\nabla^2 =$ Representa o operador Laplaciano: $[L^{-2}]$.

$\rho =$ Representa a massa específica do fluido: $[ML^{-3}]$.

- $Re =$ Representa o número de Reynolds.
- $E =$ Representa o coeficiente de dispersão longitudinal: $[L^2T^{-1}]$.
- $E_x, E_y, e E_z$ Representa os coeficientes de dispersão longitudinal nas direções x, y, z : $[L^2T^{-1}]$.
- $A =$ Representa a área da seção transversal: $[L^2]$.
- $U =$ Representa a velocidade média em cada seção do rio: $[LT^{-1}]$.
- $Sa =$ Representa a fonte ou sumidouro de um lançamento de substância poluente em um rio: $[ML^{-3}]$.
- $DBO =$ Representa a demanda bioquímica de oxigênio: $[ML^{-3}]$.
- $DBO_C =$ Representa a demanda bioquímica de oxigênio carbonácea: $[ML^{-3}]$.
- $DBO_N =$ Representa a demanda bioquímica de oxigênio nitrogenada: $[ML^{-3}]$.
- $OD =$ Representa o oxigênio dissolvido: $[ML^{-3}]$.
- $P_p =$ Representa a pressão parcial do oxigênio: $[ML^{-1}T^{-2}]$.
- $H =$ Representa a constante de Henry: $[ML^{-3}]$.
- $C_s =$ Representa a concentração de saturação do oxigênio dissolvido: $[ML^{-3}]$.
- $C_w =$ Representa a concentração química na água: $[ML^{-3}]$.
- $C_a =$ Representa a concentração química na atmosfera: $[ML^{-3}]$.

- $C_0 =$ Representa a concentração química na água no tempo $t = 0$: $[ML^{-3}]$.
- $k =$ Representa o coeficiente de transferência de massa: $[T^{-1}]$.
- $k_1 =$ Representa o coeficiente de desoxigenação: $[T^{-1}]$.
- $k_d =$ Representa o coeficiente de desoxigenação efetivo de um rio: $[T^{-1}]$.
- $k_2 =$ Representa o coeficiente de reaeração: $[T^{-1}]$.
- $k_3 =$ Representa o coeficiente de re-suspensão: $[T^{-1}]$.
- $B =$ Representa a concentração de oxigênio no processo bentônico: $[ML^{-3}]$.
- $L =$ Representa a concentração de DBO: $[ML^{-3}]$.
- $C =$ Representa a concentração de OD: $[ML^{-3}]$.
- $\tilde{A} =$ Representação *fuzzy* de um conjunto A.
- $\tilde{\mu}_A =$ Representação *fuzzy* de uma função de pertinência.
- $\tilde{L} =$ Representação *fuzzy* da carga poluente lançada no ambiente aquático: $[ML^{-3}]$.
- $\tilde{C} =$ Representação *fuzzy* da concentração de OD: $[ML^{-3}]$.
- $\tilde{R} =$ Representação *fuzzy* da capacidade de um sistema hídrico em receber esta carga poluente: $[L]$.
- $\tilde{M} =$ Representação *fuzzy* para a margem de segurança: $[L]$.

- $R_c =$ Representa o índice *fuzzy* de confiabilidade.
- $R_f =$ Representa o índice *fuzzy* de falha.
- $\tilde{U} =$ Representação *fuzzy* para velocidade média longitudinal do escoamento: $[LT^{-1}]$.
- $\tilde{S}_a =$ Representação *fuzzy* da fonte ou sumidouro de um lançamento de substância poluente em um rio: $[ML^{-3}]$.
- $\tilde{k}_1 =$ Representação *fuzzy* do coeficiente de desoxigenação: $[T^{-1}]$.
- $\tilde{k}_2 =$ Representação *fuzzy* do coeficiente de reaeração: $[T^{-1}]$.
- $\tilde{k}_3 =$ Representação *fuzzy* do coeficiente de re-suspensão: $[T^{-1}]$.
- $\tilde{B} =$ Representação *fuzzy* da concentração de oxigênio no processo bentônico: $[ML^{-3}]$.
- $\tilde{E} =$ Representação *fuzzy* do coeficiente de dispersão longitudinal: $[L^2T^{-1}]$.
- $S_0 =$ Representa a declividade do fundo do rio: $[L/L]$.
- $n =$ Representa o coeficiente de rugosidade de *Manning* para rios naturais.
- $Q =$ Representa a vazão: $[L^3T^{-1}]$.
- $\tilde{S}_0 =$ Representação *fuzzy* da declividade *fuzzy* do fundo do rio: $[L/L]$.
- $C_i =$ Representa o valor da variável de controle na seção i .
- $C_{i+j} =$ Representa o valor da variável de controle na seção $i + 1$.

$C_{i+1}^j =$ Representa o valor da variável de controle na seção $i + 1$ e na linha do tempo j .

$C_i^j =$ Representa o valor da variável de controle na seção i e na linha do tempo j .

$C_{i+1}^{j+1} =$ Representa o valor da variável de controle na seção $i + 1$ e na linha do tempo $j + 1$.

$C_i^{j+1} =$ Representa o valor da variável de controle na seção i e na linha do tempo $j + 1$.

$\Delta x =$ Representa o incremento no espaço para a solução numérica: $[L]$.

$\Delta t =$ Representa o incremento no tempo para a solução numérica: $[T]$.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE SÍMBOLOS

1. INTRODUÇÃO	25
1.1. Objetivos da Pesquisa	26
1.2. Detalhamento do Trabalho	27
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	29
2.1. Aspectos Introdutórios	29
2.2. Teoria do Transporte	31
2.2.1. Equações de Conservação de Massa	31
2.2.2. Transporte de Massa	34
2.2.2.1. Difusão Molecular	36
2.2.2.2. Difusão Turbulenta	38
2.3. Modelos Matemáticos para Qualidade Hídrica	42
2.3.1. Modelos Streeter-Phelps	44
2.3.2. Modelos de Biodegradação e Nitrificação	46
2.3.3. Modelos de Eutrofização	46
2.3.4. Modelos de Ecossistemas	46
2.4. Modelos de DBO/OD para Avaliação da Qualidade Hídrica	47
2.4.1. Fontes e Sumidouros para Oxigênio Dissolvido	49
2.4.1.1. Fontes de Oxigênio Dissolvido	49
2.4.1.2. Sumidouros de Oxigênio Dissolvido	51
2.5. Formulação dos Processos de Decaimento para Substâncias Não - Conservativas	54
2.5.1. Processos de DBO e OD	55
2.5.1.1. Cinética de Desoxigenação	55
2.5.1.2. Cinética da Reaeração	57
2.6. Teoria <i>fuzzy</i>	58
2.6.1. Aspectos Introdutórios	58
2.6.2. Conjuntos <i>crisp</i>	60
2.6.3. Conjuntos <i>fuzzy</i>	63

2.6.4. Função de Pertinência	63
2.6.5. Operações entre Conjuntos <i>fuzzy</i>	67
2.6.6. Números <i>fuzzy</i>	67
2.6.6.1. Normalização e Convexidade	68
2.6.6.2. Suporte (Supp (\tilde{A}))	68
2.6.6.3. Cardinalidade $ \tilde{A} $	69
2.6.7. Lógica <i>fuzzy</i>	69
2.7. Análise de Risco	71
2.7.1. Cálculo do risco <i>fuzzy</i>	74
3. METODOLOGIA	76
3.1. Transporte de Poluentes em Rios Naturais	76
3.1.1. Solução do modelo de transporte de poluentes	76
3.1.2. Solução do modelo de DBO e OD	77
3.2. Formulação dos Processos de Decaimento	78
3.3. Análise de Risco	79
3.3.1. Cálculo do Risco <i>fuzzy</i>	81
3.3.2. Composição das Funções de Pertinência	83
3.3.3. Funções de Pertinência para o Modelo de Transporte de Poluentes	84
3.4. Método Numérico para a Solução do Modelo	86
3.4.1. Método das Diferenças Finitas	86
3.4.2. Solução do Modelo	89
3.4.2.1. Discretização das Equações do Modelo	89
3.5. Programa Computacional	94
3.6. Estudo de caso: Rio Cocó	95
3.6.1. Aplicação do Modelo para o Rio Cocó	98
4. ANÁLISES DOS RESULTADOS	99
4.1. Modelo Determinístico	100
4.2. Modelo <i>fuzzy</i> de DBO/OD	105
4.3. Risco e Garantia <i>fuzzy</i>	114
4.3.1. Resultado da Aplicação do Modelo para o Rio Cocó	127

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	130
5.1. Conclusões	130
5.2. Recomendações	132
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	134

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

O estudo da qualidade de água em rios, reservatórios ou estuários tem se tornado um dos mais importantes temas de interesse de pesquisadores e cientistas que tratam no campo dos Recursos Hídricos ou da Engenharia Ambiental. Este aumento pelo interesse neste tema é causado pelo crescente processo de degradação das águas desses corpos hídricos, causado, principalmente, pela intervenção direta do homem e suas atividades.

Atualmente, com o aumento das demandas pelo uso da água, os indicadores de qualidade têm mostrado uma degradação considerável nestes corpos hídricos. Rios urbanos com baixa presença de vida, reservatórios com alto risco de eutrofização, estuários com qualidade ambiental duvidosa, são alguns exemplos do quadro atual que se encontra nos mais diversos ambientes aquáticos ao redor do mundo.

Por outro lado, o estudo da qualidade da água tem permitido o desenvolvimento de duas metodologias que merecem destaque. A primeira diz respeito a um processo de monitoramento direto, em busca de formação de bancos de dados que permitirão uma análise criteriosa com respeito ao estado atual de um corpo hídrico. Esta metodologia, de grande importância para a gestão dos recursos hídricos, permite que se faça um diagnóstico atual do estado em que se encontra aquele sistema hídrico. Entretanto, a mesma não tem uma boa capacidade de previsão, quando se pretende conhecer tendências com respeito ao estado futuro do mesmo, fato este que limita suas aplicações para longo prazo.

Realizada com esta metodologia é bem mais barato do que uma pesquisa de campo e os resultados podem ser, quando as simulações são bem escolhidas, de melhor alcance. Atualmente, com o aumento da capacidade dos computadores digitais, os modelos matemáticos tornaram-se uma ferramenta muito forte nos estudos de qualidade ambiental, tanto no que diz respeito aos meios líquidos quanto aos meios gasosos.

Desta forma, hoje é possível acoplar os mais diversos detalhes que ocorrem em determinados processos, nas formulações dos modelos e, assim, estabelecer um completo estudo das várias etapas do mesmo.

Um dos mais importantes temas que se encontra em desenvolvimento nos dias presentes diz respeito à avaliação do Risco de falha de um sistema hídrico sujeito a lançamentos de efluentes. Esse estudo, normalmente lança mão dos métodos probabilísticos

para determinar e avaliar as incertezas que se encontram presentes nas mais variadas classes de medidas de quantificação das variáveis determinantes na qualidade ambiental do mesmo. Entretanto, esta metodologia, normalmente, necessita de robustos bancos de dados, para a determinação das funções densidades de probabilidades. Como esses dados, quase sempre, não são disponíveis, a metodologia fica comprometida.

Com o surgimento da Teoria *fuzzy*, nos anos 60, onde um processo pode ser modelado segundo a mesma, ainda que haja uma escassez de dados, a Análise de Risco vem se tornando uma técnica viável no campo dos recursos hídricos, auxiliando seus gestores na avaliação quantitativa e qualitativa deste recurso natural.

Esta teoria consiste na formulação de um parâmetro qualquer, em forma de funções de pertinências, onde cada valor deste parâmetro possui um grau de pertinência que varia de zero a um. Em consequência, esta concepção exige uma formulação nova, com operações pertinentes aos intervalos de confiança, que permite que incertezas possam ser avaliadas dentro de um processo qualquer de quantificação.

Este trabalho desenvolveu uma metodologia, onde foram combinados os modelos de transporte de poluentes, notadamente o Modelo de DBO/OD, em rios, com a Teoria *fuzzy*, de modo a calcular o campo de concentração como funções de pertinências e, com isso, determinar o campo de risco, causado pela presença de cenários de lançamentos de efluentes. O estudo *fuzzifica* os parâmetros contidos nas equações diferenciais parciais que compõem o modelo, na sua forma determinística, de modo que o risco e a garantia possam ser determinados.

Os resultados mostram que o emprego da Teoria *fuzzy* nos Modelos de Transporte de Poluentes para avaliar as incertezas e, com isso, avaliar o risco e a garantia nos sistemas hídricos, constitui-se em uma significativa alternativa para os Programas de Gestão de Recursos Hídricos.

1.1 Objetivos da Pesquisa

❖ Geral

Este trabalho tem como objetivo desenvolver um Ambiente Matemático Computacional, com base no Modelo de DBO/OD, combinado com a Teoria *fuzzy* para estudar o risco de falha ou a garantia, em um rio natural, sujeito a lançamentos de efluentes.

❖ Específicos

1. Formular o Modelo de DBO/OD em sua forma *fuzzy*;
2. Desenvolver uma metodologia para calcular as equações diferenciais que compõem o modelo *fuzzy* e determinar as funções de pertinências para as concentrações, no tempo e no espaço;
3. Determinar as funções marginais de segurança, com base na respostas do rio sob vários cenários dos lançamentos de efluentes;
4. Desenvolver uma metodologia de cálculo para determinar os campos de risco e da garantia, como função do tempo e do espaço;
5. Desenvolver um programa computacional capaz de calcular os vários elementos determinantes da pesquisa;
6. Aplicar o modelo proposto em um rio real e verificar o comportamento dos campos de risco e garantia como função dos principais parâmetros hidráulicos do rio, bem como para vários tipos de lançamentos.

1.2 Detalhamento do Trabalho

Para atender os objetivos da pesquisa, confirmar o risco e a garantia de degradação ambiental oriunda de fontes poluidoras e enfatizar a qualidade de água como resultado de um conjunto complexo de fatores antrópicos e naturais, este trabalho foi composto em um documento apresentado em 6 capítulos, os quais abordam os seguintes tópicos:

Capítulo 2 – Apresenta a fundamentação teórica na qual ressalta-se a descrição dos seguintes tópicos: (1) Teoria do transporte, enfatizando a conservação e transporte de massa; (2) Modelos matemáticos para qualidade hídrica, apresentando, de forma breve, os principais modelos e dados da literatura existente; (3) Modelos de DBO e OD, destacando as principais fontes e sumidouros responsáveis pela produção e o decaimento do Oxigênio Dissolvido (OD); (4) Teoria *fuzzy*, onde são discutidos as teorias dos conjuntos crisp e nebulosos e da

lógica *fuzzy*; (5) Análise de risco, ressaltando uma nova ferramenta como instrumento de planejamento e gestão dos recursos hídricos.

Capítulo 3 – É dedicado a metodologia desenvolvida para este trabalho e descreve a estrutura do software desenvolvido para este trabalho.

Capítulo 4 – São apresentados os resultados de simulações para diferentes cenários realizadas para este estudo. Apresentam-se também os resultados de uma aplicação do modelo desenvolvido para o Rio Cocó, localizado na cidade de Fortaleza.

Capítulo 5 – Abordam-se as conclusões e recomendações deste estudo.

Capítulo 6 – Apresenta as referências bibliográficas citadas neste trabalho.

CAPÍTULO 2 – FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. Aspectos Introdutórios

O crescimento populacional tem acarretado, ao longo dos anos, um comportamento ascendente nas estatísticas de demanda da água doce. Tal procedimento se consubstancia, de certa forma, pelo desenvolvimento socioeconômico, em contrapartida à ausência de saneamento básico (Randall, 1987; Peters *et al.*, 2000).

A junção destes prós e contras acarreta na escassez da água no mundo em decorrência da degradação e/ou depreciação do meio ambiente. Outro fator importante é a falta de manejo e uso sustentável dos recursos naturais, potencializando ainda mais a falta deste bem. Neste contexto, atenção especial é dada às fontes industriais emissoras de poluentes.

Apesar das preocupações e envolvimento das Organizações das Nações Unidas, ONGs, bancos internacionais e alguns governos, a saúde humana ainda está dependente do acesso de água de boa qualidade. No século XIX, doenças de veiculação hídricas eram responsáveis por inúmeros casos de morte e, ainda hoje, século XXI, essas doenças atingem índices consideravelmente elevados acarretando em milhares de casos de óbitos.

Na área dos recursos hídricos, existe uma relação diretamente proporcional entre o aumento dos problemas de poluição e o surgimento de novas leis de proteção destes ecossistemas aquáticos (Mcintyre e Wheeler, 2004), dentre os quais incluem-se os rios naturais. Tais cursos de águas naturais têm sofrido, ao longo dos últimos anos, impactos ou restrições ambientais preocupantes, decorrentes da expansão das atividades humanas. Desta forma, a Organização Mundial de Saúde (OMS) vem ditando padrões de monitoramento para água potável.

Quanto às características das águas dos rios, as mesmas são consequência do tipo de solo que atravessam suas bacias de drenagem, do clima, da cobertura vegetal e principalmente, pelos diversos tipos de ação antrópica. Segundo Linkens (1974), para uma avaliação mais acurada do ecossistema aquático, é necessário reconhecer a grandeza da bacia hidrográfica onde está inserido o corpo d'água, integrando e interagindo, simultaneamente, o ambiente aquático ao terrestre.

Os impactos ambientais, mais especificamente o desmatamento, podem gerar modificações nos balanços hídricos devidas ao aumento da temperatura no solo e, conseqüentemente, à erosão do mesmo. Desta forma, ocorrerá alteração no transporte de matéria orgânica e/ou sedimentos para os ecossistemas aquáticos (Hunsaker e Levine, 1995; Meyer *et al.*, 1988; Peters *et al.*, 2000).

Diante do exposto, tais ecossistemas, de forma direta ou indiretamente, acabam tornando-se grandes reservatórios de diferentes poluentes, frutos da ação antrópica, como a poluição dos solos, ar e até mesmo lançamentos em corpos hídricos (Meybeck *et al.*, 1996; Vanrolleghem *et al.*, 2005).

De acordo com Braga (2005), existem três fatores que avaliam o efeito do lançamento de um poluente no meio aquático: 1) Uso que se faz do corpo d'água; 2) Caminho percorrido e 3) Natureza do poluente; os quais podem ser introduzidos das seguintes formas:

Cargas Pontuais: por lançamentos localizados, como os realizados, por exemplo, pelos despejos de esgotos;

Cargas Difusas: que, ao contrário das pontuais, têm seus lançamentos incorporados ao corpo d'água, distribuídos ao longo de sua extensão.

Para ter-se conhecimento da qualidade da água, é necessário que o indivíduo possua conhecimento dos parâmetros que a representam e a definem como: *potável ou não*. Os padrões de **potabilidade** limitam a tolerância de algumas substâncias químicas, tais quais: *Orgânicas* (Ex: Benzeno); *Inorgânicas* (Ex: Mercúrio); *Cianotoxinas* (Ex: Microcistina); *Desinfetante e produtos secundários da desinfecção* (Ex: Clorito) e *Agrotóxicos* (Ex: Glifosato), e o padrão **microbiológico** (Ex: *E.coli*), (Mota, 2008).

As impurezas presentes na água também precisam ser limitadas em função dos seus destino, como: abastecimento de água, lazer, irrigação, dentre outros. As características da água podem ser divididas em três categorias: características físicas, químicas e biológicas, como por exemplo: Oxigênio Dissolvido (OD) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), nutrientes (N e P) e bactérias. (von Sperling, 1996).

Os parâmetros físicos envolvem aspectos de ordem estética e afetam os sentidos humanos. Os parâmetros químicos correspondem à solução de substâncias químicas dissolvidas, avaliadas por meios analíticos. Os parâmetros biológicos são avaliados por meio de exames microbiológicos e hidrobiológicos.

Diante deste estudo hídrico, é imprescindível salientar um importante parâmetro que qualifica a vida aquática: Oxigênio. Esta importante informação decorrente deste parâmetro é utilizada no gerenciamento dos recursos hídricos para a determinação dos impactos oriundos dos lançamentos de efluentes (Tchobanoglous, 1981).

Os padrões de qualidade de água de corpos receptores e de lançamentos de efluentes são apresentados pela Resolução CONAMA 357/2005 que substituiu a Resolução CONAMA 020/86. As águas do território nacional por meio desta resolução são classificadas em três tipos: Doces (salinidade ≤ 0.5 ‰), Salobras (salinidade entre 0.5 e 30 ‰) e Salinas (salinidade ≥ 30 ‰) e classificadas segundo seus usos, em treze classes de qualidade. Destacam-se na Tabela 2.1., os valores permissíveis da classe no corpo receptor, enfatizando os parâmetros de DBO e OD, segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

Tabela 2.1: Parâmetros DBO e OD permissíveis segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

Parâmetro	Doces				Salinas				Salobras				
	Esp.	1	2	3	4	Esp.	1	2	3	Esp.	1	2	3
DBO ₅ (mg O ₂ / L)	-	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OD (mg O ₂ / L)	-	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2	-	≥ 6	≥ 5	≥ 4	-	≥ 5	≥ 4	≥ 3

Nesse contexto, insere-se a importância do estudo do comportamento das relações entre a Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) e o Oxigênio Dissolvido (OD) em rios naturais, visando à metodologia *fuzzy* como um instrumento que avaliará o risco de profundas alterações ambientais decorrentes das atividades antrópicas em corpos d'água.

2.2– Teoria do Transporte.

2.2.1. – Equações de Conservação de Massa

As equações da continuidade permitem analisar de forma pontual os fenômenos de transferência de massa pela distribuição de concentrações de uma determinada amostra em razão do tempo e espaço (Bird, 2001). No caso específico deste estudo, a concentração da amostra será do poluente analisado.

O balanço de massa para uma determinada espécie A com concentração C_A é baseado na lei da conservação de massa que, através de um volume de controle apropriado, pode-se representar matematicamente por termos globais ou parciais, através de componentes (Incropera, 1990).

Dado um volume de controle com concentração fixa no espaço, como mostra a Figura 2.1.

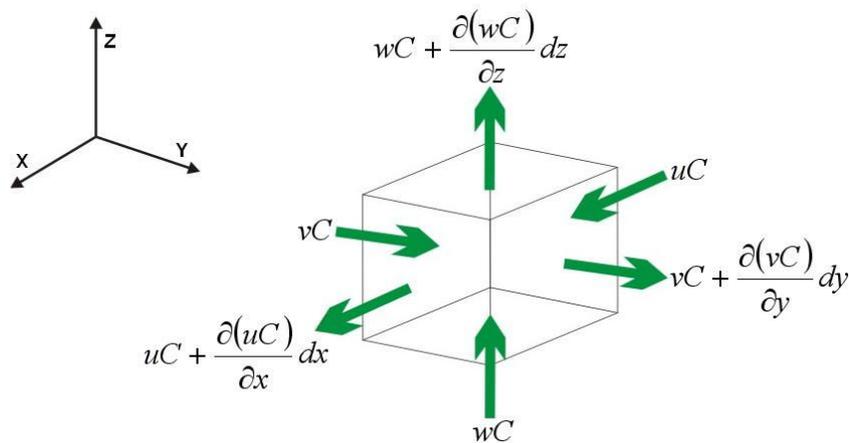


FIGURA 2.1 - Fluxo de massa associado a um volume de fluido.

Aplicando o princípio da conservação de massa e fazendo uma análise da sua concentração através das faces do volume de controle da figura, obtém-se para cada dimensão.

❖ Na direção X

$$\left[-uC + uC + \frac{\partial(uC)}{\partial x} dx \right] dydz$$

❖ Na direção Y

$$\left[-vC + vC + \frac{\partial(vC)}{\partial y} dy \right] dx dz$$

❖ Na direção Z

$$\left[-wC + wC + \frac{\partial(wC)}{\partial z} dz \right] dx dy$$

Somando essas parcelas tem-se

$$\left(\frac{\partial uC}{\partial x} + \frac{\partial vC}{\partial y} + \frac{\partial wC}{\partial z} \right) dx dy dz$$

Isto é igual à variação de massa no interior do volume de controle.

$$(\text{Taxa da variação de massa}) = \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) dx dy dz \quad (2.1)$$

Logo, igualando a soma da equação (2.1), tem-se a equação diferencial da continuidade:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} = 0 \quad (2.2)$$

Onde:

C representa a concentração da substância em análise: $[ML^{-3}]$;

u, v, w representam as componentes da velocidade do escoamento: $[LT^{-1}]$;

t representa o tempo: $[T]$.

Por outro lado sabe-se que a segunda parte desta equação é um produto escalar entre dois vetores.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \left(\frac{\partial}{\partial x} i + \frac{\partial}{\partial y} j + \frac{\partial}{\partial z} k \right) \circ (uC_i + vC_j + wC_k) = 0 \quad (2.3)$$

Onde:

$$\vec{\nabla} = \left(\frac{\partial}{\partial x} i + \frac{\partial}{\partial y} j + \frac{\partial}{\partial z} k \right) \quad (2.4)$$

$$\vec{V} = u_i + v_j + w_k \quad (2.5)$$

E assim:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ (\vec{v}C) = 0 \quad (2.6)$$

A equação (2.6) é a representação do princípio da conservação de massa e poderá ser representada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ (\vec{q}) = 0 \quad (2.7)$$

Onde:

\vec{q} representa o fluxo de massa por unidade de área: $[MT^{-1}L^{-2}]$

Pode-se observar que na equação (2.7), o seu segundo termo é igual à divergência do fluxo de massa que atravessa as faces do volume de controle da Figura 2.1. Desta forma pode-se explicar fisicamente o segundo termo da equação (2.3) que representa o balanço do fluxo de massa através da superfície de controle.

2.2.2. – Transporte de Massa

O transporte de uma espécie química, em um meio por difusão molecular, resulta dos movimentos aleatórios de suas moléculas da região de maior para a de menor concentração, cessando apenas sob condições de equilíbrio, e resultando na completa uniformização da concentração no meio. Desta forma, a difusão dependerá apenas de gradientes de concentração e não de gradientes hidráulicos, ou seja, a variação da vazão ao longo do rio não irá influenciar no fenômeno da difusão molecular.

Em um sistema hídrico as concentrações, tais como: Oxigênios dissolvidos, matérias orgânicas, nutrientes e sólidos, são alterados devido a dois processos (von Sperling, 2007): (1) Processos Físicos: Advecção e Difusão e (2) Processos Bioquímicos: Conversão.

Advecção: O transporte de massa ocorre principalmente devido ao movimento do fluido, ou seja, caracteriza-se pela direção preferencial que o escoamento segue, devido a algum fator

externo, Figura 2.2. Quanto maior a instabilidade gerada pelos efeitos advectivos, maior será o grau de turbulência.

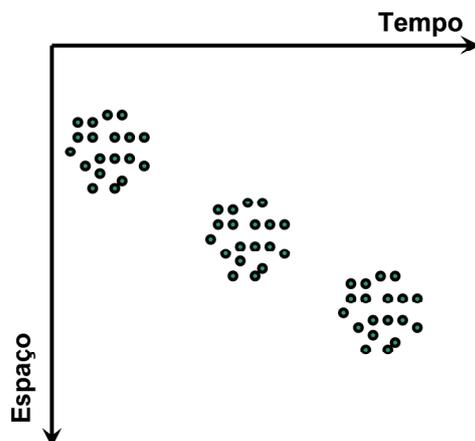


FIGURA 2.2 - Representação do transporte de um poluente pelo processo de Advecção. (Fonte: von Sperling, 2007)

Difusão: Atua no equilíbrio das diferenças das quantidades de movimentos entre as regiões de escoamento, distribuindo a quantidade de movimento das regiões de elevadas concentrações para setores de baixas concentrações, Figura 2.3. Em escalas diferentes é possível observar que a *Difusão Molecular* causada pelo movimento browniano das moléculas que compõem o fluido e já a *Difusão Turbulenta* atua em escalas maiores e ocorre pelo movimento aleatório do fluido. (Chapra, 1997).

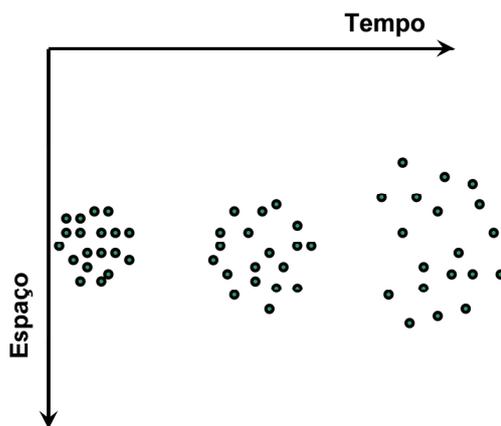


FIGURA 2.3 - Representação do transporte de um poluente pelo processo de Difusão. (Fonte: von Sperling, 2007)

2.2.2.1. Difusão Molecular

A Difusão Molecular é o transporte de massa determinada pela *Lei de Fick* que descreve o fluxo unidimensional de massa, onde a taxa de transporte na direção x é dada por: (Welty, 2001).

$$\bar{q} = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.8)$$

Onde:

- \bar{q} representa o fluxo de massa por unidade de área [$MT^{-1}L^{-2}$];
- D representa o coeficiente de difusão molecular [L^2T^{-1}];
- C representa a concentração da amostra [ML^{-3}]

A equação (2.8) poderá ser generalizada para o espaço tridimensional, tornando-se:

$$\bar{q} = -D\vec{\nabla}C \quad (2.9)$$

Aplicando desta forma a *Lei de Fick* no sistema representado na Figura 2.1 tem-se:

$$\bar{q} = \vec{V}C + [-D\vec{\nabla}C] \quad (2.10)$$

Combinando as equações (2.7) e (2.4)

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ [\vec{V}C - D\vec{\nabla}C] = 0 \quad (2.11)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ (\vec{V}C) - D\vec{\nabla} \circ (\vec{\nabla}C) = 0 \quad (2.12)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ (\vec{V}C) = D(\vec{\nabla} \circ \vec{\nabla})C \quad (2.13)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ (\vec{V}C) = D\nabla^2 C \quad (2.14)$$

A equação (2.14) é conhecida como *Equação da Difusão Advectiva* em três dimensões. Onde o operador Laplaciano (∇^2) é definido por:

$$\nabla^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2}{\partial z^2} \quad (2.15)$$

Desenvolvendo a equação (2.15), obtém-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + C\vec{\nabla} \circ \vec{V} + \vec{V} \circ \vec{\nabla} C = D\nabla^2 C \quad (2.16)$$

Vale ressaltar que a equação que descreve a conservação de massa de um fluido é definida como:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \vec{\nabla} \circ [\vec{V}\rho] = 0 \quad (2.17)$$

Para fluidos incompressíveis, onde a massa específica (ρ) do fluido permanece invariante no tempo e no espaço, a equação da continuidade ficará:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = 0 \quad (2.18)$$

$$\vec{\nabla} \circ \vec{V} = 0 \quad (2.19)$$

Logo a equação (2.16) pode ser escrita como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \vec{V} \circ \vec{\nabla} C = D\nabla^2 C \quad (2.20)$$

Em componentes:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = D \left[\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] \quad (2.21)$$

Nesta equação o coeficiente de difusividade D foi considerado uma constante. Na prática isto não ocorre com tanta frequência. Entretanto, como o parâmetro D é desenvolvido para um escoamento bem comportado (Laminar) e os escoamentos em rios são irregulares, o mesmo precisa ser modificado. Isto é feito por meio da aplicação de características de escoamento turbulento na equação do transporte de massa.

2.2.2.2. Difusão Turbulenta

A difusão é definida como turbulenta quando as grandezas que as caracterizam como, por exemplo, a velocidade, concentração e a pressão apresentam valores instantâneos com o comportamento aleatório em forma de pulsos (Bird, 2001).

Na busca por uma definição completa deste fenômeno, alguns pesquisadores como Lesieur (1997) e Silveira Neto (1993), afirmam que a caracterização da turbulência em vez de defini-la proporcionaria um maior entendimento e, por consequência, uma definição mais objetiva. Algumas características foram destacadas, tais como:

Imprevisibilidade: esta característica é a primeira idéia que se tem sobre a turbulência, ou seja, a incapacidade de obter resultados analiticamente exatos, tornando-se restrita. Assim, por exemplo, se duas partículas são lançadas, bem próximas uma da outra em um escoamento turbulento no tempo zero ($t_0=0$), a trajetória distintas será determinada pelas interações não lineares ao longo do tempo. ($t_0=t$). Figura 2.4.

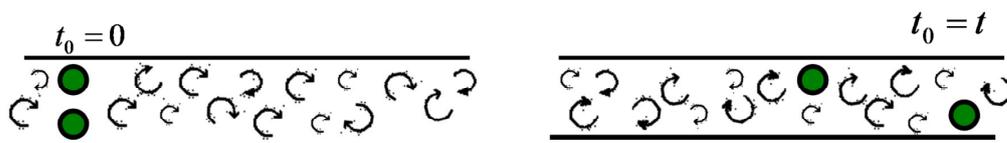


FIGURA 2.4 - Representação do transporte de um poluente por difusão turbulenta.

Capacidade de Mistura: a presença de forte gradiente de concentração resulta em uma mistura mais eficaz quando comparada a um escoamento laminar. Neste escoamento percebe-se, macroscopicamente, que ocorre uma mistura nas camadas adjacentes do fluido.

Advecção: conforme já informado anteriormente, um fluido é composto por dois mecanismos de transporte por difusão turbulenta: *advectivos* e *difusivos*. E a relação entre os

efeitos destes mecanismos resultam em um critério numérico que verifica se um escoamento é ou não turbulento: *Número de Reynolds*.

$$R_e = \frac{VDi}{\nu} \quad (2.22)$$

Onde:

- V representa a velocidade característica do escoamento [LT^{-1}];
 Di representa a dimensão característica do escoamento [L];
 ν representa a viscosidade cinemática do fluido [L^2T^{-1}].

Os estudos sobre este fenômeno permitem prever os níveis de concentração de poluentes em águas e também no ar, alertando assim, a riscos ambientais (Fisher, 1979).

Efeitos da Turbulência

A modelagem clássica na turbulência utiliza o princípio de separação por escalas, sendo estas representadas pela média temporal e pelas flutuações em torno desta média. (Fisher, 1979).

A função f , considerada turbulenta, pode ser escrita como:

$$f = \bar{f} + f' \quad \text{Onde:} \quad \bar{f} = \frac{1}{T} \int_t^{t+T} f dt \quad (2.23)$$

De acordo com a Figura 2.5 podem-se observar que a função f é dividida em duas escalas: as médias (\bar{f}) e suas flutuações (f').

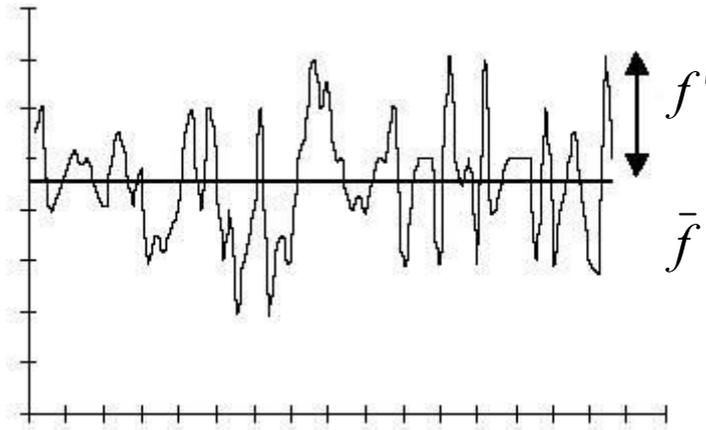


FIGURA 2.5 - Representação de uma série temporal.

Desta forma, adotando como referência o sistema cartesiano de coordenadas e trabalhando com as três componentes da velocidade no espaço (James, 1993).

$$u = \bar{u} + u' \quad ; \quad v = \bar{v} + v' \quad ; \quad w = \bar{w} + w' \quad (2.24)$$

$$C = \bar{C} + C' \quad (2.25)$$

Aplicando estes novos conceitos na equação (2.2), tem-se:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\bar{C} + C') + \frac{\partial}{\partial x} [(\bar{u} + u')(\bar{C} + C')] + \frac{\partial}{\partial y} [(\bar{v} + v')(\bar{C} + C')] + \frac{\partial}{\partial z} [(\bar{w} + w')(\bar{C} + C')] = 0 \quad (2.26)$$

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \frac{\partial C'}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} [(\bar{u}\bar{C}) + (\bar{u}C') + (u'\bar{C}) + (u'C')] + \frac{\partial}{\partial y} [(\bar{v}\bar{C}) + (\bar{v}C') + (v'\bar{C}) + (v'C')] + \dots \quad (2.27)$$

$$\frac{\partial}{\partial z} [(\bar{w}\bar{C}) + (\bar{w}C') + (w'\bar{C}) + (w'C')] = 0$$

Tirando a média temporal da equação acima e considerando algumas propriedades de média de funções tais como

$\overline{f'.g'} = 0$, tem-se:

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \frac{\partial \bar{u}\bar{C}}{\partial x} + \frac{\partial \bar{u}'C'}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}\bar{C}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{v}'C'}{\partial y} + \frac{\partial \bar{w}\bar{C}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{w}'C'}{\partial z} = 0 \quad (2.28)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = -\frac{\partial}{\partial x}(\overline{u'C'}) - \frac{\partial}{\partial y}(\overline{v'C'}) - \frac{\partial}{\partial z}(\overline{w'C'}) \quad (2.29)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} + C \left[\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right] = -\frac{\partial}{\partial x}(\overline{u'C'}) - \frac{\partial}{\partial y}(\overline{v'C'}) - \frac{\partial}{\partial z}(\overline{w'C'}) \quad (2.30)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = -\frac{\partial}{\partial x}(\overline{u'C'}) - \frac{\partial}{\partial y}(\overline{v'C'}) - \frac{\partial}{\partial z}(\overline{w'C'}) \quad (2.31)$$

Comparando as equações (2.30) com a (2.14) tem-se por analogia que:

$$-\overline{u'C'} \cong D_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.32)$$

$$-\overline{v'C'} \cong D_y \frac{\partial C}{\partial y} \quad (2.33)$$

$$-\overline{w'C'} \cong D_z \frac{\partial C}{\partial z} \quad (2.34)$$

Desta forma, a equação (2.29) pode ser escrita:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (2.35)$$

Onde E_x, E_y, E_z são conhecidos como coeficientes de *Difusão Turbulenta*.

Como o estudo deverá se desenvolver em um rio natural, a equação (2.35) poder ser escrita:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (2.36)$$

Tirando a média de u e C em cada seção do rio, a equação final se transforma em:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} (EA \frac{\partial C}{\partial x}) \quad (2.37)$$

Onde:

- C representa a concentração média em cada seção: $[ML^{-3}]$;
- U representa a velocidade média em cada seção do rio: $[LT^{-1}]$;
- A representa a área da seção transversal: $[L^2]$;
- E representa a coeficiente de dispersão longitudinal: $[L^2T^{-1}]$.

Se a substância em estudo for considerada *não conservativa*, há a necessidade de colocar termos de decaimento cinético na equação (2.37).

Assim, a equação final se transformará em:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial X} \left(EA \frac{\partial C}{\partial x} \right) + Sa \quad (2.38)$$

Onde:

Sa representa a fonte ou sumidouro de um lançamento de substância poluente em um rio [ML^{-3}].

Essa fonte de lançamento de matéria é considerada normalmente como sendo uma fonte positiva neste processo de avaliação.

2.3– Modelos Matemáticos para Qualidade Hídrica

O gerenciamento da qualidade de água prevê a avaliação dos efeitos gerados pelas ações antropogênicas sobre o meio ambiente e, a modelagem matemática de qualidade hídrica surgiu como uma técnica solucionadora, que visa à proteção, conservação e controle dos problemas de gestão ambiental. (Tchobanoglous, 1981).

De acordo com Van Waveren (1999), a grande e promissora ferramenta para gestão de recursos hídricos é a utilização de modelos matemáticos para a simulação da qualidade de água.

Rauch *et al.*, (1998) disseram que estes modelos buscam descrever as alterações temporais e espaciais de constituintes de referências, sendo assim uma alternativa para o corpo d'água.

As questões de lançamentos e migrações de poluentes em corpos hídricos apresentadas neste trabalho, bem como suas avaliações, são ferramentas constantemente utilizadas para as soluções de engenharia de recursos hídricos. Segundo Lima (1997) há vários exemplos da utilização e/ou aplicação deste sistema para gestão destes recursos, como: *atendimentos dos padrões de qualidades definindo os controles de fontes existentes na instalação em uma bacia hidrográfica; trechos críticos delimitados pela poluição; as medidas mitigadoras para a alocação de empreendimentos potencialmente geradores de poluição hídricas e da qualidade ambiental.*

O grande destaque destes processos é a complexidade dos parâmetros da qualidade da água (Chapra, 1997) que representam variáveis a serem determinadas por equacionamentos matemáticos, visando à busca da melhor correlação que represente o comportamento físico do problema. O sucesso deste gerenciamento se deve às avaliações quantitativas e qualitativas do corpo d'água, com intuito de reconhecimento do potencial, dos problemas de contaminação e poluição, em síntese, do verdadeiro estado dos recursos hídricos. (Baldochi 2002; Tundisi, 2005)

Neste sentido a utilização de um modelo matemático apresenta-se como alternativa versátil e barata quando comparada à modelagem física. As vantagens de um modelo matemático frente ao físico se devem à possibilidade de trabalhar com diferentes variações nas características e entradas de um sistema, sem que nenhuma estrutura física seja construída.

Os modelos matemáticos podem ser definidos como a variação do tempo e espaço, referente às suas variáveis. Podendo ser classificados como:

Regime Permanente: neste regime as propriedades do escoamento não se alteram ao decorrer da variável tempo. Fischer *et al.* (1979) afirmam que o transporte de poluentes no corpo d'água, neste regime, despreza o termo da dispersão longitudinal, devido a concentração ser pequena neste tipo de escoamento.

Regime Não Permanente: permitem a análise destas variáveis, ou classificados de acordo com as reações no sistema hídrico (Jorgensen, 1988) em:

1. *Conservativos*: no qual não há mudanças das reações químicas e biológicas internas. Exemplo: os sais dissolvidos;
2. *Não Conservativos*: em que podem ser modificados por processos químicos e biológicos. Exemplo: o parâmetro Oxigênio Dissolvido.

A escolha de qual modelo utilizar depende, entretanto, de fatores como: análises, tempo e dados disponíveis (Rauch *et al.*, 1998). Por exemplo, na presença de sistemas complexos e de grandes incertezas, os modelos mais usados para descrevê-los são os Determinísticos. Segundo Christofletti (2000), estes modelos estão relacionados com a matemática clássica de forma previsível entre as variáveis dependentes e independentes.

Já os modelos Estocásticos (Probabilísticos) tornam-se muito úteis para a análise de processos em que seja possível o acesso a dados repetitivos, ou seja, de caráter aleatório (Ahmad *et al.*, 2001).

Segundo Stamou (1992), as soluções destas equações compõem: modelos numéricos e analíticos, sendo este último muito limitado devido à complexidade das equações diferenciais, as quais necessitam de condições de contornos específicas. Na ausência desta solução, o modelo numérico é utilizado, sendo formulado a partir de modelos físicos.

As grandes complexidades das equações que cercam a modelagem da qualidade de água buscam nas soluções numéricas, uma técnica bastante utilizada e com bons resultados. (Fletcher, 1989). Os maiores avanços nestes modelos de qualidade ocorreram em virtude das soluções numéricas e das utilizações dos computadores.

Os modelos matemáticos de propagação de poluentes, em água, são importantes para a determinação dos parâmetros da qualidade de água. (James, 1978). Estes modelos podem ser classificados segundo o transporte de massa, condições de escoamento e pelas características dos parâmetros da qualidade de água (Tucci, 1998).

Isso se deve também à diferença do tipo de corpo d'água como: lagos e reservatórios; rios e estuários. Ou seja, diferenças decorrentes da variação espacial e temporal dos fenômenos surgidos. Em rios os transportes dominantes ocorrem no sentido longitudinal, sendo denominados modelos unidimensionais.

Chapra (1997) já afirmava que era cada vez mais crescente o desenvolvimento de novos softwares com o objetivo de avaliar os ecossistemas aquáticos especificamente, relacionados à poluição. A aplicação destes modelos iniciou-se com os estudos de depleção de oxigênio devido à poluição por matéria orgânica (Rauch *et al.*, 1998).

A modelagem clássica representado pelo trabalho pioneiro de *Streeter – Phelps* foi publicado em 1925, o qual relacionou o decaimento da matéria orgânica medido pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), como decréscimo do *déficit* de oxigênio dissolvido. (OD) em rios (von Sperling, 2007; Chapra, 1997; Orlob, 1983; Thomann & Mueller, 1987). No trabalho de Benedetti *et al.*, (2007) foi desenvolvido um histórico de quatro categorias de modelos para qualidade de água, como será descrito a seguir:

2.3.1. Modelos *Streeter-Phelps*

Modelo precursor de qualidade de água; há o cálculo da concentração do oxigênio dissolvido (OD) em função da desoxigenação e da reaeração. A complexidade deste modelo

dependerá do número de fontes e sumidouros de OD e também da forma de modelar o ciclo do nitrogênio. (Lopez, 1999).

- *Modelo Streeter-Phelps com DBO_C .*

Este modelo distingue-se entre a Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea ($DBO_C, mg/L$), Demanda Bioquímica de Oxigênio Nitrogenada ($DBO_n, mg/L$) e a Demanda de Oxigênio pelo Sedimento ($S, mg/L/dia$). As demandas de oxigênio (DBO_C , e DBO_n) são modeladas com reações de primeira ordem e taxas de decomposição constantes, K_C e K_n (1/dia), respectivamente. As taxas de decomposição são corrigidas pelas temperaturas, cerca de 20 °C, usando θ_C e θ_n , a demanda pelo sedimento é expressa pela a reação de ordem zero.

- *Modelo Streeter-Phelps com Ciclo de Nitrogênio.*

O ciclo de nitrogênio pode ser representado por um modelo de vários passos, incluindo a transformação de nitrogênio orgânico ($N_o, mg/L$), amônia ($N_a, mg/L$), nitrito e nitrato ($N_n, mg/L$). As expressões (2.39) são componentes do modelo de nitrogênio incorporado no modelo de *Streeter-Phelps* para DBO/OD.

$$\begin{aligned} \frac{dOD}{dt} &= -K_d \theta_d^{(T-20)} L - 4,57 K_{an} \theta_{an}^{(T-20)} N_a + K_a \theta_a^{(T-20)} (O_s - O) - S \\ \frac{dL}{dt} &= -K_C \theta_C^{(T-20)} L \\ \frac{dN_o}{dt} &= -K_o \theta_o^{(T-20)} N_o \\ \frac{dN_a}{dt} &= K_{oa} \theta_a^{(T-20)} N_o - K_{aa} \theta_{aa}^{(T-20)} N_a \\ \frac{dN_n}{dt} &= K_{an} \theta_{an}^{(T-20)} N_a - K_{nn} \theta_{nn}^{(T-20)} N_n \end{aligned} \quad (2.39)$$

Onde:

K_{oa} representa o coeficiente de decomposição do nitrogênio orgânico (1/dia);

- K_{an} representa o coeficiente de decomposição da amônia em nitrito (1/dia);
 K_{nn} representa o coeficiente de decomposição do nitrito-nitrato (1/dia);
 θ representa a correção de temperatura do componente i em $T = 20^{\circ}\text{C}$ ($^{\circ}\text{C}$).

2.3.2. Modelos de Biodegradação e Nitrificação

Este modelo tem como objetivo o cálculo da degradação da matéria orgânica, por processo de oxidação, considerando as reações de nitrificação. Os principais modelos que contêm o detalhamento dos processos relacionados ao nitrogênio são: da série QUAL (QUAL I e QUAL II) e o TOMCAT.

2.3.3. Modelos de Eutrofização

Modelo com base nos processos de biodegradação e nitrificação apresentados anteriormente, descrevendo também o ciclo do fósforo. O crescimento e o decaimento do fitoplâncton são avaliados, pois, dependem da disponibilidade de nutrientes como o fósforo e o nitrogênio. O modelo mais utilizado neste processo é o QUAL2E, que consiste na degradação da matéria orgânica, nitrificação, crescimento e decaimento de algas dentre outros (Rauch, 1998).

2.3.4. Modelos de Ecossistemas

Este modelo inclui os organismos como o zooplâncton, peixes e algas bentônicas, ou seja, diferentes níveis tróficos de ecossistemas. O modelo utilizado neste processo é o WQRRS para simulação da qualidade da água em sistemas de rios e reservatórios.

Há uma associação formada por uma base científica e tecnológica IAWQ4 - *Task Group on River Water Quality Modelling*, no qual o objetivo é a padronização de modelos de qualidades de rios. Com base nesta associação, foi escrita uma série de três artigos em 1998: (1) Rauch *et al.*, escreveram “State of the Art”, que aborda o estado da arte em modelagem de qualidade em rios; (2) Shanahan *et al.*, escreveram “Problems of the Art”, que descrevem os problemas e limitações dos modelos; (3) Somlyódy *et al.*, escreveram “Future of the Art”, especifica e padroniza os processos e as variáveis de estado.

Em síntese, estes autores apresentaram modelos para a avaliação da qualidade de água e rios, e os modelos mais utilizados simulam os parâmetros sanitários: Oxigênio dissolvido (OD); Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e Amônia (NH₄⁺).

Cox (2003) demonstrou que a literatura sobre o universo da modelagem da qualidade de água é extenso; nos últimos cinco anos foram produzidos pela academia mais de 100 artigos científicos, os quais utilizaram o modelo **QUAL2E** em sua grande maioria. Esse modelo foi desenvolvido pela *United States Environmental Agency* (USEPA) e é bastante utilizado em vários países, inclusive no Brasil, devido a sua disponibilidade gratuita e suas aplicações em literaturas.

O trabalho desenvolvido por Park *et al.*, (2002) utiliza o **QUAL2E** em um estudo de caso na Coreia, mais especificamente, no rio Nakdong. Neste rio há um extenso ecossistema aquático no qual os processos de nitrificação exercem influência na dinâmica de nitrogênio e na DBO.

Outro modelo bastante utilizado em programas de pesquisas de gerenciamento de poluição urbana é o **MIKE-II**, desenvolvido pelo *Danish Hydraulics Institute* (DHI) (Cox, 2003). Existem alguns programas pouco utilizados, seja pela formulação estocástica, ou pela falta de divulgação, tendo-se como exemplos têm-se o **SIMCAT** e o **TOMCAT**.

Para a simulação do oxigênio dissolvido em águas doces, Whitehead *et al.*, (1997) descreveram o modelo **QUASAR**, que faz parte do programa LOIS – *The Land Ocean Interaction Study* (Whitehead *et al.*, 1997; Neal *et al.*, 1998; Eatherall *et al.*, 1998; Boorman, 2003; Sincock *et al.*, 2003). Este trabalho Whitehead *et al.*, (1997) foi aplicado nos rios Tamisa, Ouse, Pelenna e Rheidol, os modelos da série **QUASAR** com o objetivo de fornecer as informações da distribuição da qualidade de água destes rios, os quais foram submetidos a descargas de efluentes.

2.4– Modelos de DBO/OD para Avaliação da Qualidade Hídrica.

Um dos principais indicadores ou parâmetros da qualidade de água é o *Oxigênio Dissolvido* (OD), pois este é fundamental para a manutenção da vida aquática, permitindo condições de crescimento e reprodução de populações (Wetzel *et al.*, 1991).

O consumo de OD está relacionado com os lançamentos de resíduos poluentes de natureza orgânica em corpos d'água. Esta relação é devido às bactérias decompositoras que utilizam OD para a sua respiração, resultando, na depleção do OD e no aumento da concentração de nutrientes (Martinelli *et al.*, 1999; Daniel *et al.*, 2002; Ribeiro, 2001).

2.4.1. Fontes e Sumidouros para Oxigênio Dissolvido

Foi visto anteriormente que as concentrações das espécies responsáveis pela qualidade de água, sofrem modificações físicas (ex: decantação de partículas), químicas (ex: reações químicas) e biológicas (ex: proliferação de algas) no percurso de um corpo d'água. Especificamente para o parâmetro OD, o maior problema é a demanda desta concentração em quaisquer corpos d'água, sejam eles: rios, lagos ou estuários (Martin & McCutcheon, 1999; Thomann & Mueller, 1987). Neste capítulo serão apresentadas as principais fontes e sumidouros relacionados a este parâmetro.

Principais fontes de OD:

- *Reaeração Atmosférica;*
- *Fotossíntese.*

Principais Sumidouros de OD:

- *Demanda Bioquímica de Oxigênio- Nitrogenada (DBOn);*
- *Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea (DBOc);*
- *Demanda Bentônica;*
- *Respiração.*

2.4.1.1. – Fontes de Oxigênio Dissolvido

Reaeração Atmosférica

Como já foi mencionado anteriormente o oxigênio dissolvido na água é primordial para que haja vida no corpo hídrico. Por este motivo a reaeração busca minimizar os impactos dos despejos no corpo hídrico. A reaeração, a partir de oxigênio atmosférico, ocorre de maneira natural pelos mecanismos de transportes, como a difusão turbulenta e molecular, Figura 2.7. (Tomann & Mueller, 1987).

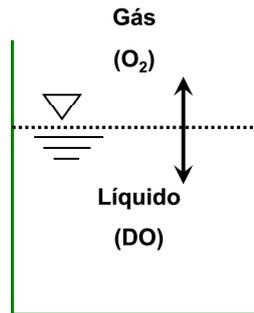


FIGURA 2.7 - Sistema Líquido - Gás

Segundo Sawyer *et al.*, (2003), todos os gases da atmosfera possuem uma solubilidade em água considerável, destacando o oxigênio considerado pouco solúvel. A sua concentração é estimada entre 14,6 mg/L a 0 °C até 7,6 mg/L a 30 °C em águas isentas de poluição, já para águas poluídas esta concentração equivale a 80 % do valor da concentração de saturação para águas naturais. Porto *et al.*, (1991).

Neste processo há uma interligação molecular da fase gasosa com a fase líquida e vice-versa. Esta transferência ocorre até o equilíbrio dinâmico ser atingido. Em outras palavras, a concentração de saturação (C_S) é diretamente proporcional à pressão parcial do oxigênio na fase gasosa, explicada pela lei de Henry:

$$P_p = H * C_S \quad (2.40)$$

Onde:

P_p representa a pressão parcial do oxigênio [$ML^{-1}T^{-2}$];

H representa a constante de Henry [ML^{-3}]

C_S representa a concentração de saturação do oxigênio dissolvido [ML^{-3}].

A constante de Henry é a relação entre a pressão parcial do oxigênio na fase gasosa com a solubilidade do oxigênio na fase líquida, representado por:

$$H = 16 \frac{M}{T} \frac{P_p}{C_S} \quad (2.41)$$

Onde:

T representa a temperatura [T];

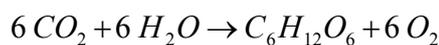
M representa a massa molecular [Kg/mol].

Quando ocorre o consumo de OD, na estabilização da matéria orgânica, há um *déficit* na concentração de OD do meio líquido, resultando um maior transporte de oxigênio atmosférico para a massa líquida. A concentração de saturação do oxigênio é um parâmetro bastante utilizado para estimar a transferências de oxigênio entre a atmosfera e a água, que será apresentado no próximo capítulo.

Fotossíntese

A presença de plantas aquáticas sejam elas: fitoplâncton, algas ou macrófitas, no corpo d'água, tem um papel importante na taxa de produção de oxigênio dissolvido (Tomann & Mueller, 1987). Dependendo das condições do meio aquático, a concentração destas espécies poderá variar consideravelmente, ocasionando um aumento de teor de OD superior ao da saturação, devido à presença de nutrientes (ex: fósforo e nitrogênio), resultando no processo de eutrofização.

Outro aspecto importante é a habilidade do processo de fotossíntese que estas plantas aquáticas possuem, convertendo dióxido de carbono e água em glicose e na liberação do oxigênio para o meio. Esta reação é devida a presença da clorofila e da energia radiante do sol.



A quantificação do aumento da concentração de OD em um corpo d'água, devido ao processo de fotossíntese, pode ser estimado usando alguns métodos, como apresentado por Chapra *et al.*, (1997), no qual a taxa de oxigenação é quantificada em função da taxa de crescimento das plantas aquáticas.

2.4.1.2. – *Sumidouros de Oxigênio Dissolvido*

Demanda Bioquímica de Oxigênio – Nitrogenada (DBOn)

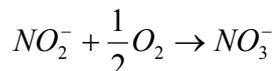
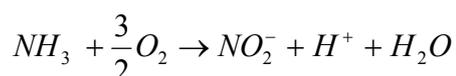
No ciclo de nitrogênio na natureza ocorre à conversão de todas as formas deste elemento encontradas em um corpo d'água, desde a fórmula orgânica até a molecular, tais: Nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato.

Os detritos, oriundos da decomposição da massa vegetal e/ou animal, são fontes de nitrogênio orgânico, além das *fontes naturais*: chuva, matéria orgânica e inorgânica e *fontes antrópicas*: esgoto doméstico e industrial.

Desta forma, corpos d'água podem trocar nitrogênio por adsorção/dessorção com o sedimento por meio da troca de íons, perder por sedimentação ou ganhar por mineralização no nitrogênio particulado e/ou dissolvido e também receber por reaeração ($N_2 \leftrightarrow \text{atmosfera}$).

A rota de conversão do nitrogênio orgânico em amônia é denominada *Amonificação*; neste processo não ocorre o consumo de oxigênio. Este nitrogênio amoniacal encontra-se na forma de íon amônio (NH_4^+) e na forma livre (NH_3), dependendo o pH do meio.

Em seguida o nitrogênio amoniacal oxida-se e converte em nitrito, realizado por um grupo de bactérias nitrificadoras, denominadas *Nitrosomonas*, e a conversão, logo em seguida, em nitrato, realizado pelas bactérias conhecidas por *Nitrobacter*. Estas etapas oxidativas são denominadas *Nitrificação* e utilizam o oxigênio dissolvido como aceptor de elétrons.



O estágio de degradação no manancial é avaliado de acordo com as formas que o nitrogênio se apresenta no meio. (Rodrigues, 2005). Assim, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises resultarem em nitrogênio orgânico e amoniacal, a mesma estará associada a uma poluição recente, visto que a presença de formas oxidadas, nitrito e nitrato, indicam uma poluição mais antiga (Piveli e Kato, 2005).

Demanda Bioquímica de Oxigênio – Carbonácea (DBO_c)

O processo de oxidação da matéria orgânica pode gerar sérias depleções nos níveis de OD no corpo d'água, sendo este, o principal fator de consumo de oxigênio. A estabilização desta matéria orgânica é realizada pelas bactérias decompositoras que, em condições aeróbias, utilizam o oxigênio disponível no meio líquido em sua respiração, (Chapra, 1997; von Sperling, 2007), e quantificada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Esta estabilização da matéria orgânica tem como objetivo oxidar o nitrogênio amoniacal e espécies minerais reduzidas e também estabilizar produtos oriundo dos compostos orgânicos, do qual resultam, basicamente, três elementos: amônia, água e gás

carbônico. A DBO pode ser dividida em *Demanda Bioquímica de Oxigênio Nitrogenada* (DBOn) e *Demanda Bioquímica de Oxigênio Carbonácea* (DBOc).

As bactérias nitrificantes, oxidadoras do nitrogênio amoniacal discutidas na seção anterior, levam até 10 dias para atingir uma significativa população e exercer a demanda mensurável de oxigênio (Saywer *et al.*, 2003). Desta forma a demanda carbonácea é exercida antes da nitrogenada. A DBO carbonácea é exercida na presença de organismos heterotróficos os quais oxidam o carbono orgânico. (Thomann & Mueller, 1987).

Demanda Bentônica

Definimos *demanda bentônica* ou *demanda de oxigênio pelo sedimento*, como o consumo de OD originado pelo lodo do fundo. A sedimentação representa a matéria orgânica em suspensão, resultando na formação do lodo de fundo.

A conversão desta matéria orgânica na forma oxidada (CO_2) e na forma reduzida (CH_4) ocorre em condições anaeróbias, ou seja, nesta etapa de conversão não há o consumo de OD.

O lodo de fundo é composto por duas fases: (1) Superior – pequena camada aeróbia e (2) Inferior – camada anaeróbia, Figura 2.8. A demanda de oxigênio ocorre nesta fina camada (milímetros de espessura) e pela presença de subprodutos da decomposição anaeróbia.

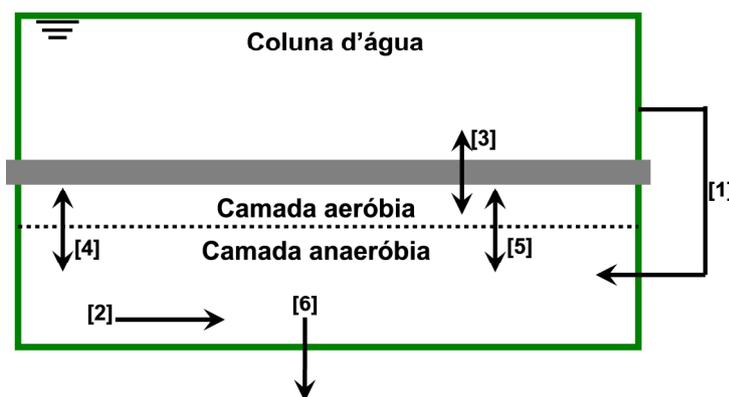


FIGURA 2.8 - Esquematização da divisão do segmento em duas camadas (aeróbia e anaeróbia) e os processos atuantes no sedimento.

Di Toro (2001) realizou um estudo sobre a demanda bentônica de oxigênio e o fluxo de nutrientes no sedimento, no qual dividiu a coluna d'água por duas camadas: aeróbia (1mm) e anaeróbia (10 cm). Os processos atuantes no sedimento são:

- [1]: Deposição da matéria orgânica particulada (MOP);
- [2]: Processo Diagenesis de MOP;
- [3]: Transporte difuso entre a camada aeróbia e coluna d'água;
- [4]: Transporte difuso de substância solúvel: camadas - anaeróbia e aeróbia;
- [5]: Transporte difuso de substância particulada: camadas - anaeróbia e aeróbia;
- [6]: Sumidouro de massas das substâncias particuladas e dissolvidas.

Respiração

A respiração é o processo no qual os microrganismos e/ou os fitoplânctons oxidam seu carbono orgânico em dióxido de carbono, ou seja, um processo oposto ao da fotossíntese.



2.5. Formulação dos Processos de Decaimento para Substâncias Não-Conservativas

A cinética de decaimento estuda a velocidade com que os compostos orgânicos e inorgânicos são degradados. A equação do balanço de massa é:

$$V \frac{dC}{dt} = -kA(C_w - C_a) \quad (2.42)$$

Pode-se reescrevê-la:

$$\frac{dC}{dt} = -k \frac{C}{d} \quad (2.43)$$

A sua solução:

$$C = C_0 \exp\left(-k \frac{t}{d}\right) \quad (2.44)$$

Onde:

C_w representa a concentração química na água [ML^{-3}];

C_a representa a concentração química na atmosfera [ML^{-3}];

- C_0 representa a concentração química na água no tempo $t = 0$ [ML^{-3}];
 k representa o coeficiente de transferência de massa [T^{-1}].

A diferença entre as concentrações químicas ($C_w - C_a$) é que irá indicar o sentido do movimento. James (1993) cita um exemplo de um despejo em uma lagoa por poluente químico (sintético). Neste caso a concentração química na água será maior que a concentração química na atmosfera ($C_w > C_a$), resultando no sentido: da água para o ar. Ainda neste exemplo, se o produto químico fosse o oxigênio e a lagoa não estivesse em saturação, haveria outro sentido no movimento, do ar para água. Neste último exemplo, ocorrerá a reaeração, onde o coeficiente de transferência de massa (k) se transforma em coeficiente de reaeração, que será representado por k_L .

Desta forma a equação (2.42) poderá ser expressa por:

$$V \frac{dc}{dt} = -k_L A (c_s - c) \quad (2.45)$$

2.5.1.- Processos de **DBO** e **OD**

Os aspectos de potabilidade e qualidade da água estão diretamente ligados à oxigenação do corpo hídrico. O oxigênio supre as demandas biológicas e químicas, oxidando compostos tóxicos e desta forma, diminuindo a toxicidade dos mesmos. O despejo da matéria orgânica no corpo hídrico resultará no consumo direto do oxigênio dissolvido, devido à estabilização da matéria orgânica presente realizada por bactérias decompositoras. Após o consumo deste oxigênio dissolvido no meio, o seu decréscimo será compensado, devido a dois processos: (1) Desoxigenação; (2) Reaeração.

2.5.1.1. Cinética da Desoxigenação

O *déficit* nos teores de oxigênio dissolvido é diretamente proporcional a DBO, que é o parâmetro indicativo da quantidade de matéria orgânica presente no lançamento. Vale ressaltar que a DBO não é quantidade de matéria orgânica e sim a concentração de oxigênio

consumida, ou seja, a quantidade necessária para a biodegradação dos compostos orgânicos presente.

A cinética da DBO remanescente, matéria orgânica remanescente na massa líquida, é caracterizada pela reação de primeira ordem. E pode ser expressa como:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (2.46)$$

Onde:

L representa a concentração de DBO remanescente [ML^{-3}];

t representa o tempo [T];

k_1 representa o coeficiente de desoxigenação [T^{-1}].

Pode-se observar na equação (2.46) que quanto maior a concentração de DBO, mais rapidamente se processará a desoxigenação. O coeficiente de desoxigenação (k_1) é influenciado pelas características da matéria orgânica que será degradada, pela temperatura e substâncias inibidoras. Alguns pesquisadores apresentam valores k_1 em função do grau de tratamento de esgoto e pode variar de 0,05 até 0,5 d^{-1} . (Von Sperling, 2007; Chapra, 1997; Gastaldini, 1998).

Para a determinação deste coeficiente é necessário que se conheça o valor da DBO exercida (oxidada). Usando este dado de entrada é possível obter uma curva capaz de descrever matematicamente a progressão da DBO em função do tempo.

Vale ressaltar que k_1 , ao ser analisado e calculado em escala piloto (laboratório), poderá apresentar falhas devido à ausência de componentes externos como: luz solar e a difusão. Diante desta situação, define-se o coeficiente de desoxigenação efetivo de um rio (k_d) o qual atuará na decomposição da matéria orgânica pela biomassa suspensa e pela biomassa do lodo do fundo.

Thomann & Mueller (1997) apresentam estimativas de k_d em função de parâmetros hidráulicos como: vazão, velocidade ou profundidade. von Sperling, (2007) afirma que haverá semelhança entre os valores destes coeficientes no seguinte cenário: Águas profundas e lentas, pois rios mais rasos são passíveis à influência da demanda de sedimentos.

- (k_d) em função da profundidade:

$$k_d = 0,3 \left(\frac{H}{2,5} \right)^{-0,434} \quad \text{Para: } H = 2,5m \quad (2.47)$$

$$k_d = 0,3 d^{-1} \quad \text{Para: } H < 2,5m$$

- (k_d) em função da vazão:

$$k_d = 1,8(Q)^{-0,49} \quad \text{Para: } H \text{ entre } 0,3 \text{ e } 10m \quad (2.48)$$

$$Q \text{ entre } 0,15 \text{ e } 250m^3/s$$

2.5.1.2. Cinética da Reaeração

A concentração de saturação (C_s), visto na seção anterior, é um parâmetro bastante utilizado e estimado por fórmulas empíricas (regressões). Por volta da década de 60 esta concentração era correlacionada apenas com a temperatura. Hoje vários pesquisadores a correlacionam, também, com a salinidade e efeitos de pressão atmosférica. O processo da cinética de reaeração, também, é caracterizado por uma reação de primeira ordem, e pode ser escrita:

$$\frac{dD}{dt} = k_2 [C_s - C] \quad (2.49)$$

Onde:

C_s representa a concentração de saturação do oxigênio dissolvido [ML^{-3}];

C representa a concentração inicial do oxigênio dissolvido [ML^{-3}];

t representa o tempo [T];

k_2 representa o coeficiente de reaeração [T^{-1}].

Desta forma a taxa de absorção do oxigênio é diretamente proporcional ao *déficit*, resultando em uma maior atração da massa líquida pelo oxigênio. O coeficiente de reaeração (k_2) define a quantidade de resíduos consumidores de OD que poderão ser lançado ao corpo d'água sem a devida alteração na qualidade da água.

Segundo os autores Atkinson (1995) e Gualtieri (2002), a determinação do K_2 é um grande desafio a ser enfrentado pela modelagem do OD em águas superficiais. Há duas

maneiras bastante utilizadas para esta obtenção: (a) por meio de formas empíricas e semi-empíricas vinculadas a dados hidráulicos; (b) técnicas de medição de campo; (c) valores médios tabelados.

Outra forma de escrita desta equação de reaeração é utilizada por *Streeter e Phelps*, que expressa o oxigênio dissolvido (OD) em termos de *déficit* (D), como:

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D \quad (2.50)$$

Em termos de tempo de deslocamento, tem-se:

$$D_t = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + [D]_0 e^{-k_2 t} \quad (2.51)$$

O tempo crítico do deslocamento é o tempo onde a concentração de OD é mínima e é determinado com a integralização da equação (2.51), obtendo:

$$t_c = \frac{1}{k_2 - k_1} \log_e \left[\frac{k_2}{k_1} \left(1 - \frac{[D]_0 (k_2 - k_1)}{k_1 L} \right) \right] \quad (2.52)$$

2.6.-Teoria *fuzzy*

2.6.1- Aspectos Introdutórios

Quando opina-se sobre algo, inevitavelmente, correm-se o risco de errar ou acertar tal argumentação. Para um engenheiro, a exposição de uma opinião necessita inferir em um conjunto de dados (informações), que seja apropriado e suficiente para mitigar todas as incertezas envolvidas em um processo de avaliação.

A segurança contida em uma informação dependerá de dois aspectos, ligados e opostos entre si: a *Imprecisão* e a *Incerteza*. Quando o intuito é modelar um sistema, quanto maior nível de incerteza menor o nível de imprecisão, resultando assim, em um modelo matemático que descreverá o sistema, com maior credibilidade e menor complexidade, tornando- mais manipulável e útil.

Toma-se, por exemplo, a concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) em um rio natural. Se a segurança da informação está contida no intervalo de 4 e 8 mg/L, e necessita-se de uma informação mais precisa, o gestor poderá aumentar a incerteza desta informação afirmando que a margem de contribuição é 6 mg/L. Assim, uma informação de caráter vago poderá ser fornecida, por exemplo: *A margem de contribuição é em torno de 7 mg/L.*

Em 1965 foi introduzida pelo Engenheiro Eletricista Lotfi Asker Zadeh, a Lógica *fuzzy*, por meio da publicação do artigo *fuzzy sets* (Zadeh, 1965), com o intuito de dar aos termos linguísticos subjetivos, um tratamento matemático. Diante desta possibilidade, esta teoria tem-se tornado uma promissora ferramenta contemporânea, principalmente, nas aplicações de Engenharia Ambiental visto que as informações utilizadas no processo de decisão são incertas.

Os autores Dubois e Prade (1998) têm dado grande contribuição no desenvolvimento da teoria *fuzzy* como ferramenta de modelagem. Os autores mostram que a teoria *fuzzy* naturalmente aparece quando descreve o significado de palavras de linguagem natural pertencente a uma escala quantitativa. Segundo os autores, as principais semânticas da teoria *fuzzy* são: *similaridade*, *preferência* e *incertezas*. A noção de similaridade é aplicada nos controladores *fuzzy*; a incerteza é aplicada na teoria das redes de possibilidades.

Mpimpas *et al.*, (2001) aplicaram o modelo com base na teoria *fuzzy* para estimar parâmetros imprecisos, os quais são usados nos modelos de qualidades de água. Os coeficientes físicos e químicos e as fontes de descarga de poluição foram expressos em forma de números *fuzzy* triangulares, Figura 2.9. Um algoritmo bidimensional de elementos finitos, combinado com a lógica *fuzzy* é usado para solução da equação dispersão-advectiva, para 10 variáveis de controle para a qualidade de água. As técnicas de Galerkin foram empregadas para a discretização temporal, onde os intervalos são conduzidos para a solução do sistema algébrico de equações com coeficientes *fuzzy*. O modelo foi aplicado para estudo de poluição de Golfo de Thermaikos, localizado no norte da Grécia. A distribuição das concentrações da qualidade de água consideradas é obtida em forma de números *fuzzy* e foram apresentados na forma de relevantes diagramas.

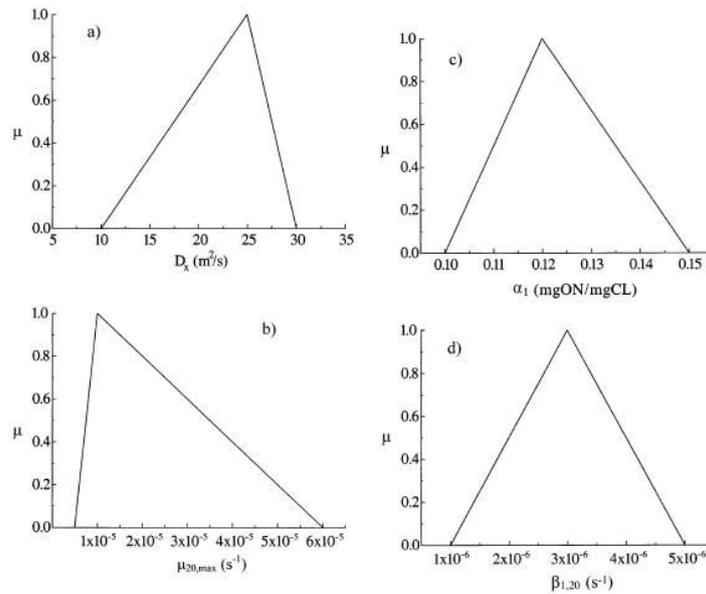


FIGURA 2.9 - Coeficientes *fuzzy* para a função de pertinência: (a) Coeficiente de Dispersão, D_x ; (b) Taxa de crescimento da clorofila-a, $\mu_{20,max}$; (c) Fração de biomassa para nitrogênio, α_1 e (d) Coeficiente da oxidação biológica do nitrogênio amoniacal, $\beta_{1,20}$. (Fonte: Mpimpas, 2001).

Mouton *et al.*, (2009) apresentam um estudo onde eles aplicam modelos para estudar sistemas ecológicos relacionados com condições ambientais, onde algumas espécies são tratadas de forma quantitativa em seus habitats. Nesse trabalho, os dados dos habitats são modelados através da teoria *fuzzy* e o estudo é aplicado em bacias Zwalm localizado na Bélgica. Esses modelos têm uma importante aplicação em conhecimentos específicos em estudos ecológicos, especialmente na extrapolação entre áreas permitindo assim que se sirva de base para modelos de recuperação de áreas degradadas.

E levando em consideração a importância dos problemas a serem tratados neste estudo e tendo em vista as incertezas associadas aos transportes de poluentes, bem como a avaliação da maneira sistematizada e racional dos riscos de uma degradação em meio aquático, devido a lançamentos de cargas poluentes, a teoria *fuzzy* (teoria nebulosa) será utilizada. Antes de entendermos a Teoria dos Conjuntos nebulosos (*fuzzy*) é válida uma breve revisão dos conceitos da Teoria dos Conjuntos Tradicionais (*crisp*).

2.6.2 – Conjuntos *crisp*

Na teoria clássica, os conjuntos são denominados *crisp* quando apresentam elementos e fronteiras claramente definidas. Dado um conjunto *crisp* A de um universo X . Sua função características χ_A pode ser definida como: $\chi_A : X \rightarrow \{0,1\}$

$$\chi_A(x) = \begin{cases} 1 & \text{se } x \in A \\ 0 & \text{se } x \notin A \end{cases} \quad (2.53)$$

Podemos verificar que nos conjuntos *crisp* há uma limitação entre os elementos que *pertencem* ou não *pertencem* a um conjunto, ou seja, neste exemplo indica que se x pertence a \mathbf{A} , χ_A é igual a $\mathbf{1}$, e χ_A é igual a $\mathbf{0}$ se não pertencer a \mathbf{A} . Se o conjunto não contiver nenhum elemento, será denominado um *Conjunto Vazio*, representado por ϕ .

A lógica do filósofo grego Aristóteles (384 – 322 a.C.), pai da ciência lógica, é aplicada a uma linha de raciocínio baseado em premissas e conclusões. Por exemplo:

- 1) Todos os números racionais podem ser expressos como quociente de dois números inteiros;
- 2) π (pi) não pode ser expresso como quociente de dois números inteiros;
- 3) Portanto, π (pi) não é um número racional.

Esta lógica é aplicada na teoria dos conjuntos *crisp*, onde estabelece regras severas para que conclusões possam ser feitas e logicamente válidas. A Tabela 2.2 apresenta alguns exemplos de conjuntos *crisp*.

TABELA 2.2: Exemplos de conjuntos *crisp*.

Conjuntos	Elementos	Descrições
IR	$\{1, 2, \sqrt{2}, 0,04\dots\}$	Conjunto dos números reais
IN	$\{0, 1, 2, 3, 4,\dots\}$	Conjunto dos números naturais
Z	$\{\dots, -4, -3, -2, -1, 0, 1, 2, 3, 4,\dots\}$	Conjunto dos números inteiros

Para uma maior compreensão da lógica dos conjuntos *fuzzy* é necessário uma breve revisão das relações e operações nos conjuntos *crisp*. Sejam \mathbf{A} e \mathbf{B} como subconjuntos do universo \mathbf{X} , a representação das principais operações algébricas aplicadas na teoria dos conjuntos *crisp* são:

- ❖ União dos conjuntos *crisp* A e B, notada pelo símbolo “ \cup ”

$$A \cup B = \{x / x \in A \text{ ou } x \in B\} \quad (2.54)$$

- ❖ Intersecção dos conjuntos A e B, representada pelo símbolo “ \cap ”

$$A \cap B = \{x / x \in A \text{ e } x \in B\} \quad (2.55)$$

- ❖ Complemento do conjunto *crisp* A, notada por “ \neg ”

$$\neg A = \{x / x \in X \text{ e } x \notin A\} \quad (2.56)$$

As representações das operações por diagrama de Euler, Figura 2.10.

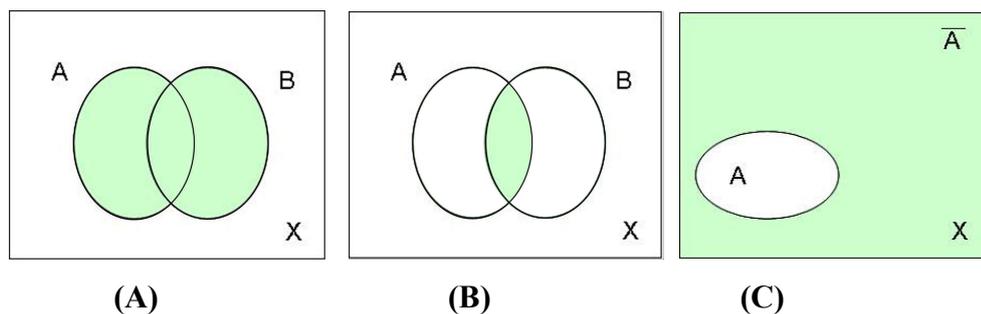


FIGURA 2.10 - Diagrama de Euler: (A) União, (B) Intersecção e (C) Complemento

De acordo com Santos (2008) a lógica dos conjuntos *crisp* trata de forma binária os dados, sintetizada por: “tudo” ou “nada”, “falso” ou “verdadeiro”, etc., tratando a informação de maneira vaga e muito restringida.

Chiu e Park (1994), afirmam que conforme o grau de incerteza de um problema aumenta ou decresce com a capacidade de descrição de um modelo para resolução do mesmo. Para ampliar esta lógica e passar a ser um referencial teórico para os conhecimentos imprecisos e para a representação das incertezas das informações, surgiu à lógica dos conjuntos *fuzzy* que será apresentada a seguir.

2.6.3.- Conjuntos *fuzzy*

A teoria *fuzzy* (nebulosa) fornece um meio de analisar sistemas imperfeitamente imprecisos. Os conjuntos *fuzzy* têm por base uma lógica com ferramentas mais apropriadas para a descrição qualitativa, sugerindo a obtenção de menores erros em um processo investigatório.

Esogbue, et al. (1992) aplicaram a teoria dos conjuntos *fuzzy* em uma bacia da região de Atlanta apresentando vários problemas pertinentes a sistema de recursos hídricos. O problema do planejamento ótimo de enchentes através de uma apropriada integração de medidas estruturais e não estruturais com o objetivo da redução dos distúrbios causado pelas enchentes é modelado via metodologia dos conjuntos *fuzzy*. Dois níveis de modelo de otimização são apropriados para planos de decisão: primeiro em um nível regional e segundo por nível nacional é proposto. Os autores aplicaram também um processo de programação dinâmica *fuzzy* na busca da otimização dos processos.

Desta forma a lógica *fuzzy*, ao contrário da lógica *crisp*, reconhece as variáveis (numericamente ou simbolicamente) em termo de grau de pertinência, de forma gradual, em categorias pré-estabelecidas e não utiliza a forma dualística, apresentada anteriormente, característica da lógica *crisp*.

Seja como exemplo, um subconjunto *fuzzy* **A** do universo **X**, definido pela pertinência que será chamado de *u* que a cada elemento *u* de **X** associará um número $u(x)$ entre $[0,1]$. O elemento do universo **X** pertencerá ao subconjunto *fuzzy* **A** de acordo com o grau de pertinência, isto é, um dado elemento pode apresentar a seguinte interpretação: Não pertencer ao conjunto (pertinência 0), pertencer ao conjunto (pertinência 1) ou até pertencer de forma parcial ($0 < \text{valor} < 1$).

2.6.4. Função de Pertinência

Pode-se expressar, simbolicamente, o conjunto *fuzzy* por sua função de pertinência.

$$\tilde{u}_A : X \rightarrow [0,1] \quad (2.57)$$

O grau de compatibilidade entre *x* e *A* é expresso pela função de pertinência de modo gradativo como será visto a seguir:

$$\begin{aligned}
 u_A(x) = 0 &\rightarrow x \text{ não é compatível com } A \\
 u_A(x) = 1 &\rightarrow x \text{ é compatível com } A \\
 0 < u_A(x) < 1 &\rightarrow x \text{ é parcialmente compatível com } A
 \end{aligned}
 \tag{2.58}$$

Dubois e Prade (1998), afirmam que as funções de pertinência dos conjuntos *fuzzy* são muitas vezes definidas como um tipo de função que representa a flexibilização das restrições nos problemas de decisão.

Karmakar e Mujumdar (2006) desenvolveram o modelo de otimização *fuzzy* para estudar e gerenciar a qualidade de água em sistema de rios de um modo que fosse permitido à incorporação de incertezas através de função de pertinência para diferentes objetivos da agência de controle de poluição (PCA-pollution control agency). O modelo tem a capacidade de incorporar objetivos de conflitos desta agência, modelado através de um sistema de matemática *fuzzy*. As funções de pertinências foram tratadas como variáveis do modelo e as funções de pertinência dos parâmetros foram expressas com o intervalo de *números grey*, o intervalo fechado limitado por dois valores a e b com $b > a$ conhecidos, mas com a distribuição de informação desconhecida. O modelo permite uma flexibilidade para PCA de modo a especificar suas aspirações como parâmetros *fuzzy*. A aplicação deste modelo foi ilustrado como estudo de caso no sistema de RioTunga-Bhadra na Índia.

Outra pesquisa realizada na Índia foi apresentada por Suresh e Mujumdar (2004) que desenvolveram o modelo *fuzzy* para aperfeiçoar operações de reservatórios para fins de irrigação. Basicamente o que eles buscaram era um controle de operação ótima tentando minimizar os riscos de falha do sistema, Figura 2.11. Incertezas causadas por processos aleatórios, principalmente, provenientes das variáveis hidrológicas, como entrada no reservatório e processos de chuvas, foram considerados. Incertezas causadas por efeitos *fuzzy* presente nos vários fatores relacionados com as atividades agrícolas, tipo variáveis climáticas foram considerados também.

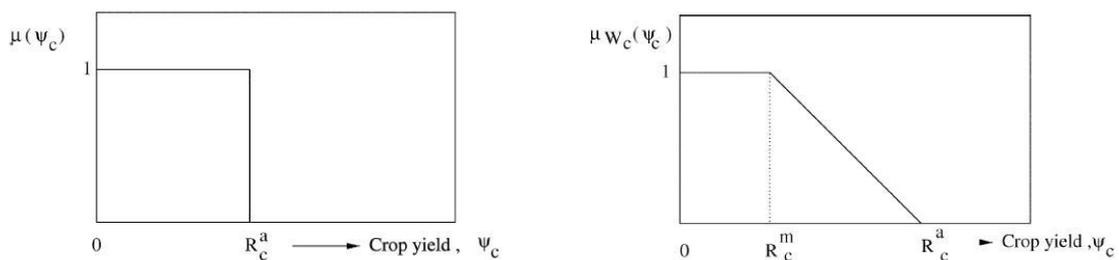


FIGURA 2.11 - Função característica dos conjuntos *crisp* e função de pertinência dos conjuntos *fuzzy*, respectivamente. (Fonte: Suresh, 2004).

Liou *et al.*, (2003) propuseram um modelo indicador para avaliar tendências de qualidade de água usando a teoria *fuzzy*. Os autores usam esta teoria para construir dois diferentes tipos de funções de pertinências para a produção de um indicador agregado a qualidade de água. Primeiro, a função de pertinência de indicador de *Índice de Poluição de Rios* (RPI) padronizados (OD, BOD e SS) foi construído como uma distribuição linear em um intervalo de $[0,1]$, com variáveis críticas normalizada em 4 graus de pertinência (0; 0,33; 0,67 e 1). Em seguida a extensão de convergência de uma metodologia da media *C fuzzy* (FCM), é então usada para construir o segundo grupo de função de pertinência a partir da mesma variável avaliada anterior. Uma soma ponderada com o mesmo grau de similaridade derivados a partir da FCM é usada para construir um novo índice, denominado *Índice de Qualidade do Rio* (RQI). Os resultados mostraram que os RQIs apresentam uma lógica mais consistente em suas análises do que a RPIs, resultando em uma melhor sistematização com menos ambiguidade no trabalho da integração de dados e interpretação. Finalmente, um estudo de caso foi aplicado no rio Keeling para ilustrar a aplicação do método do estudo da qualidade de água.

Nota-se que a função de pertinência é um valor normalizado entre $[0,1]$, ou seja, indica a exclusão ou inclusão total no conjunto. A forma expressa de uma função de pertinência é dada por:

$$\tilde{A} : X \rightarrow [0,1] \quad (2.59)$$

Forma matemática de um conjunto *fuzzy* é expressa:

$$\tilde{A} = \{(x, u_{\tilde{A}}(x)) \mid x \in X; u_{\tilde{A}}(x) \in [0,1]\} \quad (2.60)$$

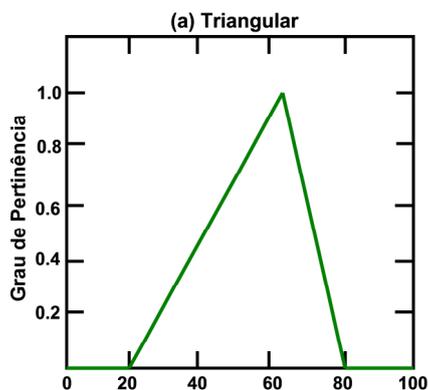
Onde:

$$\tilde{\mu}_{\tilde{A}}(x) \rightarrow \text{Grau de Pertinência}$$

Pode-se classificar as funções de pertinência como:

(a) *Funções Triangulares*, (b) *Funções Trapezoidais* ou (c) *Funções Gaussianas*.

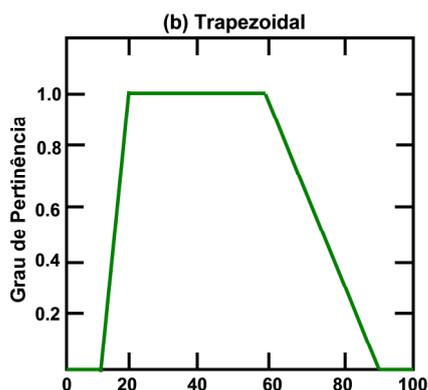
(a) Funções Triangulares



$$A(x) = \begin{cases} 0, & \text{se } x \leq a \\ \frac{x - a}{m - a}, & \text{se } x \in [a, m] \\ \frac{b - x}{b - m}, & \text{se } x \in [m, b] \\ 0, & \text{se } x \geq b \end{cases} \quad (2.61)$$

FIGURA 2.12 - Função de pertinência triangular.

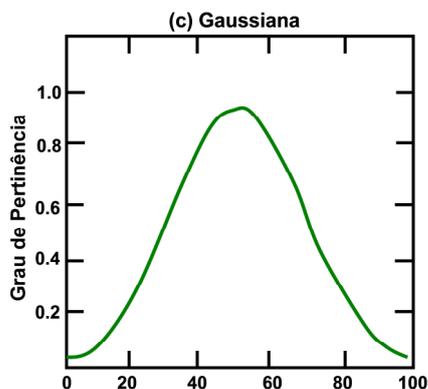
(b) Funções Trapezoidais



$$A(x) = \begin{cases} 0, & \text{se } x < a \\ \frac{x - a}{m - a}, & \text{se } x \in [a, m] \\ 1 & \text{se } x \in [m, n] \\ \frac{b - x}{b - n}, & \text{se } x \in [n, b] \\ 0, & \text{se } x > b \end{cases} \quad (2.62)$$

FIGURA 2.13 - Função de pertinência trapezoidal

Funções Gaussianas



$$A(x) = e^{-k(x - m)^2}, k > 0 \quad (2.63)$$

FIGURA 2.14 - Função de pertinência Gaussiana.

2.6.5. Operações entre Conjuntos *fuzzy*

Sejam A e B subconjuntos *crisp* do universo X representado pelas funções características $\mu_A(x)$ e $\mu_B(x)$ respectivamente. As principais operações algébricas aplicadas nos conjuntos *fuzzy* são as mesmas aplicadas nos conjuntos *crisp*. O grande diferencial é a substituição da função de pertinência.

❖ União dos conjuntos *fuzzy* A e B:

$$\mu_{A \cup B} = \mu_A(x) \vee \mu_B(x) = \max\{\mu_A(x), \mu_B(x)\} \quad (2.64)$$

$$\text{Onde } \mu_A(x) \vee \mu_B(x) \begin{cases} \mu_A(x) & \mu_A(x) \geq \mu_B(x) \\ \mu_B(x) & \mu_A(x) < \mu_B(x) \end{cases}$$

❖ Intersecção dos conjuntos *fuzzy* A e B:

$$\mu_{A \cap B} = \mu_A(x) \wedge \mu_B(x) = \min\{\mu_A(x), \mu_B(x)\} \quad (2.65)$$

$$\text{Onde } \mu_A(x) \wedge \mu_B(x) \begin{cases} \mu_A(x) & \mu_A(x) \leq \mu_B(x) \\ \mu_B(x) & \mu_A(x) > \mu_B(x) \end{cases}$$

❖ Complemento do conjunto *fuzzy* A:

$$\mu_{\bar{A}}(x) = 1 - \mu_A(x) \quad (2.66)$$

2.6.6. - Números *fuzzy*

As principais condições necessárias para que os conjuntos *fuzzy* sejam definidos como números *fuzzy* é que os mesmos estejam definidos dentro dos números reais. Desta forma podemos definir duas importantes propriedades para os conjuntos *fuzzy*:

2.6.6.1. Normalização e Convexidade

Um conjunto *fuzzy* é considerado *normal* quando $\mu_{\tilde{A}}(x) = 1$, ou seja, o grau máximo de pertinência será 1. Caso contrário será denominado *Subnormal*. Segundo Santos (2008) um conjunto subnormal passará a ser normal se os graus de pertinência forem divididos pelo maior grau encontrado no conjunto:

$$\mu'_A = \frac{\mu_A(x)}{\sup \mu_{\tilde{A}}(x)} \quad (2.67)$$

Onde $\sup \mu_{\tilde{A}}(x)$ é o *Supremo* de um conjunto *fuzzy*, no qual podemos defini-lo como o maior grau de pertinência encontrado no conjunto *fuzzy* \tilde{A} , também conhecido como *Altura* ($h(\tilde{A})$)

$$h(\tilde{A}) = \sup_{x \in X} \tilde{A}(x) \quad (2.68)$$

Onde:

$$\begin{aligned} h(\tilde{A}) &= \textit{altura} \\ \tilde{A} &= \textit{conjunto fuzzy} \end{aligned}$$

A condição de convexidade significa que $\forall x, x \in X, \lambda \in [0,1]$, tem-se:

$$\mu_{\tilde{A}}(\lambda x_1 + (1 - \lambda)x_2) \geq \min(\mu_{\tilde{A}}(x_1), \mu_{\tilde{A}}(x_2)) \quad (2.69)$$

Outras propriedades importantes para os conjuntos *fuzzy* são:

2.6.6.2. Suporte (*Supp* (\tilde{A}))

Suporte (*supp*) é definido como um conjunto que contém todos os elementos do universo X que possuem grau de pertinência diferente de 0 no conjunto *fuzzy* \tilde{A} :

$$\textit{Supp}(\tilde{A}) = \{x \in X / \mu_{\tilde{A}}(x) > 0\} \quad (2.70)$$

2.6.6.3. Cardinalidade $|\tilde{A}|$

Podemos definir esta propriedade como o somatório de todos os graus de pertinência de todos os elementos do universo X no conjunto *fuzzy* \tilde{A} , como:

$$|\tilde{A}| = \sum_{x \in X} \mu_{\tilde{A}}(x) > 0 \quad (2.71)$$

2.6.7. – Lógica *fuzzy*

Como apresentado anteriormente, o grau de incertezas envolvido em um problema é inversamente proporcional a descrição do modelo para a sua resolução. (Chiu e Park, 1994). Para tal relação, fez-se necessário uma teoria inovadora que tivesse a resolução deste tipo de problemas sem exigir um rico banco de dados (Chang *et. al.*, 2001).

Segundo Kaufmann e Gupta (1988), a imprecisão e o equívoco são características do processo intuitivo do homem, desta forma, a lógica *fuzzy*, com seus conceitos e técnicas dá a forma matemática a estas limitações.

De acordo com alguns cientistas (CHO *et. al.*, 2002; Lu e Lo, 2002; Serguivera e Hunter, 2003), esta nova teoria (lógica *fuzzy*), tem subsídios para uma avaliação clara de possíveis riscos a falhas em qualquer sistema.

Para a lógica *fuzzy*, as experiências do cotidiano não podem ser definidas com um grau de respostas incompletas, como exemplo, o simples “sim” e o “não”. (Saavedra, 2003).

Segundo Chagas (2005), existem nesta inovadora lógica, infinitos graus de incerteza fazendo-a essa imperfeição, na representação de uma linguagem natural onde a teoria probabilística prevaleça, ou seja, na ausência de um tratamento matemático. Na maioria dos casos onde há dados insuficientes para caracterizar as incertezas, evidencia-se a aplicação da teoria *fuzzy*.

A modelagem matemática em ecologia evoluiu e com esta ascensão, a aplicação da teoria *fuzzy* tem a cada ano um crescimento científico na área de qualidade de água proporcionando assim, uma análise do risco ambiental, mais especificamente, na degradação dos ecossistemas aquáticos.

Uma metodologia com base na lógica *fuzzy* para classificar condições ambientais e para descrever mudanças naturais e antropogênicas foi apresentada por Silvert (2000).

Enquanto índices tradicionais são baseados em um conjunto *crisp* com fronteiras descontínuas, ou através de variáveis contínuas cujos valores medem a media esperada, conjuntos *fuzzy* permitem a possibilidade de combinar essas metodologias. Conceitualmente, o uso da lógica *fuzzy* segundo o autor é simples, mas as possibilidades desta metodologia veem da habilidade de integrar diferentes tipos de observações de certa forma que permita um bom balanço entre as condições favoráveis e não favoráveis e entre incomensuráveis efeitos sociais, econômicos e impactos biológicos. Mais ainda a lógica *fuzzy* pode ser usada para qualificar e quantificar efeitos ambientais de natureza subjetiva: mau odor, e ainda permite um formalismo para tratar com dados vagos. Silvert aplicou esta teoria em uma pesquisa para avaliar os efeitos da cultura de peixes na qualidade da água de uma zona costeira.

Liou e Lo (2005) desenvolveram uma metodologia similar anterior com base na teoria *fuzzy* para estabelecer um modelo de índice para qualidade de água. Nesse caso os autores buscaram estudar a evolução trófica do reservatório para demonstrar uma aplicação pratica deste índice. Cada medida destas variáveis é padronizada através de uma função de pertinência no intervalo de [0,1], tomando como referencia o estado trófico do reservatório. As análises sensitivas foram estudadas tomando como base este modelo proposto. O modelo foi aplicado no reservatório Feitsui tomando como bases os anos: 1987 a 2003. Como anteriormente os autores mostram a facilidade de aplicar tais metodologias.

Giordani *et al.*,(2009) desenvolveram, como anteriormente, um índice para o estado trófico de qualidade de água em ecossistemas aquáticos no sul do oeste da Europa. Esse foi desenvolvido a partir do índice de qualidade de água da Fundação Nacional de Saneamento dos EUA e, integram fatores causais (nutrientes inorgânicos), elementos biológicos (produtores primários), indicadores de efeitos de eutrofização (Oxigênio Dissolvido). Seis variáveis foram usadas: espécies de micro-algas, concentração de OD, fitoplâncton, clorofila-a, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo. Funções não lineares foram usadas para transforma cada variável em seus valores de qualitativos. Todos os valores qualitativos são multiplicados pelo fator de ponderação, levando em conta a relativa contribuição de cada variável no cenário da qualidade de água como um todo. Finalmente o valor do índice é calculado como a soma dos valores ponderados, variando de 0 até 100. Este índice foi testado e válido em 6 diferentes ecossistemas, para diferentes níveis de eutrofização. Ao final este índice foi comparado com outra metodologia que são no momento usado no monitoramento de água de lagoas. Os autores baseados neste estudo sugeriram o uso deste índice para monitorar a qualidade nas águas de transição em uma região costeira, onde a vegetação bentônica controla a produtividade primária.

O grande diferencial desta teoria é apresentar a inovação em suas aplicações devida o manuseio da imprecisão. Através da modelagem *fuzzy* as informações imprecisas são incorporadas em modelos de sistemas hídricos no qual é possível, a quantificação do risco e falhas (Ganoulis *et. al.* 1991; Liou *et. al.* 2003).

Icaga (2007) utilizou a lógica *fuzzy* para estabelecer o modelo de índices para classificação da evolução da qualidade de água superficial, neste método, classes de qualidades tradicionais são transformadas em formas contínuas e depois os valores de concentrações dos diferentes parâmetros são somados utilizando regras *fuzzy*. Os autores aplicaram este modelo para parâmetros físicos e químicos nas águas do lago Eber na Turquia, para demonstrar a forma prática e as facilidades deste modelo.

Ganoulis *et. al.*, (1994) analisaram através da lógica *fuzzy*, as incertezas no processo de modelagem de um sistema ecológico onde a solução da Equação da Difusão Advectiva é obtida de forma *fuzzy*.

O cálculo dos níveis de pertinência das concentrações é realizado através do Princípio da Extensão *fuzzy* e, neste trabalho, pôde-se calcular ao longo de um determinado sistema hídrico as funções de pertinência para cada seção do corpo hídrico.

O processo de eutrofização em um reservatório foi analisado com a aplicação da teoria *fuzzy* no trabalho de Lu *et. al.*, (1999) no qual o autor utilizou números *fuzzy* sintéticos para análise dos nutrientes (fósforo e nitrogênio), resultando em um estudo que permitiu uma melhor base no gerenciamento do reservatório.

No risco de enchentes foi aplicado à lógica *fuzzy* por Bogardi e Duckstein (2002) em um sistema com alto grau de incerteza. Para modelar o problema proposto pelos autores, foram identificados quatro elementos como: exposição do sistema (L); resistência do sistema (C); falha no sistema ($L > C$) e a consequência da falha. A ação preferencial para evitar as possíveis consequências do ponto de vista econômico e ecológico foi identificada.

2.7. – Análise de Risco

A palavra risco é definida como: “perigo ou possibilidade de perigo”. Vieira (2005); define os riscos como produto das incertezas, sendo as incertezas, fontes geradoras dos riscos.

A análise de risco de uma degradação ou depreciação ambiental causado por uma poluição hídrica gera uma grande diversidade de fatores que levam as incertezas e aos riscos. Apesar do problema em questão ser analisado e relacionado às ações antrópicas e ao crescimento econômico, existirão decisões baseadas em suposições e até mesmo em

simplificações. Desta forma, fazem-se necessários os corretos entendimentos destas incertezas (dúvidas) e de suas quantificações. (Kite, 1978, Tartakovsky, 2007).

McAvoy et al., (2003) desenvolveram uma metodologia para calcular o risco de consumo de produtos de rios que recebem o esgoto não tratado. A metodologia utiliza o modelo de qualidade de água QUAL2E para as suas simulações, com o objetivo de estudar o impacto causado por lançamento de poluentes convencionais. Da mesma maneira a metodologia estabelece uma determinação para cálculo da exposição de ingredientes e produtos disponível para consumo deste rio. A metodologia utiliza o conceito de zona de impacto. Nesta pesquisa foi usado para a validação do modelo de dados do rio Balatuin que é localizado nas Filipinas. Os resultados mostram que o uso do QUAL2E para calcular o risco em sistemas hídricos é pertinente.

Como confirmado por Collins (1998), o processo para o gerenciamento do risco poderá ser dividido em quatro etapas (isoladas ou combinadas):

1. Reduzir o perigo;
2. Deslocar o perigo (pessoas e das estruturas);
3. Reduzir a vulnerabilidade (pessoas e das estruturas);
4. Diminuir o número (pessoas, valor ou conteúdo das estruturas).

Segundo Chagas (2005), a idéia de risco envolve a incerteza, o prejuízo e as perdas. Desta forma, poderá ser definida como:

$$Risco = f (perda, perigo, incerteza)$$

A pesquisa ativa de teoria e risco deixa claro o quanto promissor é esta metodologia de análise, percebida pela riqueza científica publicada (Ganoulis *et al.*, 1991; Esogbue *et al.*, 1992; Duckstein *et al.*, 1987).

A qualidade da água é uma questão sempre avaliada e pesquisada pela relação do risco com as incertezas presentes nas variáveis, como: 1) lançamento de poluente; 2) padrões de qualidade de água; 3) sazonalidade; 4) modelagem matemática e 5) variabilidade, temporal e espacial, de chuvas.

Segundo Andrade (2006) existem duas teorias para a quantificação do risco: 1) Teoria Probabilística (variáveis estocásticas) e 2) Teoria *fuzzy*. Estas ferramentas fazem-se essenciais

para o gerenciamento do risco e são bastante estudadas para a representação das incertezas em diversos tipos de problemas.

Mohamed e Cote (1999) desenvolveram um modelo de análise de precisão para sistemas poluentes tentando avaliar o risco que locais poluídos podem proporcionar à saúde humana. Poluentes presentes nos solos e nos sedimentos podem imigrar para fontes receptoras via diferentes caminhos. Neste modelo os caminhos são simulados via modelo de transporte (modelos de transporte subterrâneos, difusivos, sedimentológicos entre outro). Neste contexto, a saúde humana poderá ser afetada pela migração da poluição através do uso do solo ou da água. O risco à saúde pode surgir dos consumos destes meios; neste sentido os autores estimam o risco tomando como bases poluentes carcinogênicos e não carcinogênicos, mostrando assim o grande avanço que a teoria *fuzzy* tem dado as diversas metodologias de riscos.

A minimização de risco para gestão da qualidade de água em rios foi apresentada por Ghosh e Mujumdar (2006). Um modelo de minimização de risco foi desenvolvido para reduzir o risco de baixa qualidade de água ao longo do rio diante dos conflitos de vários usuários. O modelo consiste em três partes: (1) *Modelo de Simulação de Qualidade de Água*, (2) *Modelo de Avaliação do Risco com Análise de Incertezas* e (3) *Modelo de Otimização*. A análise de sensibilidade da simulação de Monte Carlo é aplicada para avaliar o risco *fuzzy* de baixa qualidade de água. Programação multi-objetiva *fuzzy* é usada para simular modelos multi-objetivos. Modelos probabilístico são usados para resolver os problemas de otimização não lineares. Outro modelo é desenvolvido para minimizar o risco o qual trata com os momentos das funções de densidade de probabilidade dos indicadores de qualidade de água. Os resultados destes modelos são comparados com os resultados determinístico da alocação de recarga de esgoto *fuzzy*, quando as duas metodologias são aplicadas em caso de estudo Tunga-Bhadra, no sul do oeste da Índia, com um modelo permanente de DBO/OD.

De acordo com Chagas (2005), para que haja um possível risco de poluição, três perguntas devem ser respondidas: *Quanto do sistema irá falhar? Qual a frequência que a falha ocorrerá? Quais as consequências dessa falha?* Para Ganoulis *et al.*, (1991), é necessário o emprego de alguns passos para aplicação desta análise de risco em Engenharia, a saber:

Passo 1: Identificação do risco;

Passo 2: Quantificação do risco;

Passo 3: Consequência do risco;

Passo 4: Percepção das consequências;

Passo 5: Gerenciamento do risco.

2.7.1. – Cálculo do risco *fuzzy*

O cálculo do risco é definido por dois números *fuzzy*: 1) Carga poluente lançada no ambiente aquático (\tilde{L}); 2) capacidade de um sistema hídrico em receber esta carga poluente sem ficar poluído (\tilde{R}).

Segundo Ganoulis (1994), a medida marginal de segurança é definida pela diferença entre esses dois números *fuzzy*:

$$\tilde{M} = \tilde{R} - \tilde{L} \quad (2.72)$$

Tem-se para cada função um intervalo de nível h :

$$\tilde{M} = \tilde{R}(h) - \tilde{L}(h) \quad (2.73)$$

Onde:

$$\tilde{R}(h) = [\tilde{R}_1(h), \tilde{R}_2(h)] \quad (2.74)$$

$$\tilde{L}(h) = [L_1(h), L_2(h)] \quad (2.75)$$

A medida marginal de segurança (\tilde{M}) tem as seguintes condições possíveis:

$$(1) \text{ Falha: } \tilde{M}(h) < 0 \quad (2.76)$$

$$(2) \text{ Confiabilidade: } \tilde{M}(h) \geq 0 \quad (2.77)$$

Segundo Chagas (2005), as medidas ou índices *fuzzy* de confiabilidade (R_c) e de falha (R_f) são funcionais e dependem de várias funções como variáveis independentes que podem ser definidas como:

❖ O índice *fuzzy* de confiabilidade é definido como:

$$R_c = \frac{\int_{Z>0} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_Z \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (2.78)$$

❖ O índice *fuzzy* de falha, ou risco *fuzzy*, é dado por:

$$R_f = \frac{\int_{Z<0} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_Z \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (2.79)$$

Onde:

$\mu_{\tilde{M}}$ representa a função de pertinência

m representa um número real associado à função de pertinência marginal de segurança.

Matematicamente a relação do risco e da confiabilidade poderá ser expressa como:

$$R_{f,c} = f(x, t, C(x, t), Q(x, t), E(x, t), n, S_0, \dots) \quad (2.80)$$

Onde:

C representa a concentração [ML^{-3}];

Q representa a vazão [L^3T^{-1}];

E representa o coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}];

n representa o coeficiente de rugosidade de Manning;

S_0 representa a declividade [L/L].

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

O presente trabalho baseia-se no estudo da qualidade hídrica em rios naturais, mediante a dinâmica do oxigênio dissolvido (OD), a partir de uma abordagem em diferentes cenários de lançamentos de compostos poluentes. A degradação ambiental será avaliada através do Risco e Garantia *fuzzy*, em termos da junção da teoria *fuzzy* com os processos de transporte de poluentes.

Para tal, esta metodologia científica abordará os procedimentos usados para o estudo do transporte de substâncias poluentes em rios naturais e do cálculo de risco de degradação ambiental, sob os aspectos determinísticos e *fuzzy*.

3.1. – Transporte de Poluentes em Rios Naturais

3.1.1. – Solução do modelo de transporte de poluentes

Através da equação da difusão advectiva, o comportamento das concentrações de substâncias poluentes no rio natural pode ser avaliado (James, 1993).

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(EA \frac{\partial C}{\partial x} \right) + Sa \quad (3.1)$$

Onde:

- C representa a concentração média em cada seção [ML^{-3}];
- U representa a velocidade média em cada seção do rio [LT^{-1}];
- A representa a área da seção transversal [L^2];
- E representa a coeficiente de dispersão longitudinal [L^2T^{-1}];
- Sa representa a fonte ou sumidouro de lançamento de substância poluente em um rio [ML^{-3}].

As condições de contorno são:

$$C(0,t) = C(t) \quad (3.2)$$

$$\frac{\partial C}{\partial x}(L,t)=0 \quad (3.3)$$

Condições iniciais são:

$$C(x,0)=C(x) \quad (3.4)$$

Desenvolvendo a equação da difusão advectiva, tem-se:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \Psi \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - Sa \quad (3.5)$$

Onde:

$$\Psi = \left[U - \frac{E}{A} \frac{\partial A}{\partial x} - \frac{\partial E}{\partial x} \right] \quad (3.6)$$

3.1.2. – Solução do modelo de DBO e OD

Após o desenvolvimento da equação da Difusão Advectiva, equação (3.5), o estudo em desenvolvimento constará da aplicação das equações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e do Oxigênio Dissolvido (OD) em um corpo hídrico. Estes modelos foram definidos através das seguintes equações:

(1) Equação de DBO:

$$\frac{\partial L}{\partial t} + U \frac{\partial L}{\partial x} = E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - (k_1 + k_3)L + Sa \quad (3.7)$$

(2) Equação de OD:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - k_1 L + k_2 (C_s - C) - B \quad (3.8)$$

Onde:

- L representa a concentração de DBO [ML^{-3}];
 U representa a velocidade média longitudinal do escoamento [LT^{-1}];
 Sa representa a fonte ou sumidouro [ML^{-3}];
 k_1 representa a coeficiente de desoxigenação [T^{-1}];
 k_2 representa a coeficiente de reaeração [T^{-1}];
 k_3 representa a coeficiente de re-suspensão [T^{-1}];
 B representa a concentração de oxigênio no processo bentônico [ML^{-3}];
 E representa a coeficiente de difusão longitudinal [L^2T^{-1}];
 C representa a concentração de oxigênio dissolvido [ML^{-3}].

3.2. – Formulação dos Processos de Decaimento

Sabe-se que haverá fluxo de massa de uma região de maior a outra de menor concentração de uma determinada substância. A diferença desta concentração traduz-se em força motriz necessária ao movimento da substância analisada de uma região a outra.

A reação deste movimento, em virtude desta ação da força, está associada à resistência oferecida pelo meio. Esta resistência estará relacionada com a interação do meio com a massa e ações externas.

$$MOVIMENTO = \frac{(area)(força)}{resistência}$$

Como apresentado no capítulo anterior a cinética de desoxigenação representada pela equação (2.46) e a cinética de reaeração pela equação (2.49), compõem a cinética dos processos de decaimento da DBO e OD, respectivamente.

Para esta pesquisa os valores dos coeficientes cinéticos k_1 e k_2 foram calculados através da distribuição *fuzzy* triangular, tomando como base os valores mínimos, médios e máximos para as variáveis em questão. Esses números *fuzzy* triangulares foram obtidos do trabalho de Lopez (1999). Trabalhou-se com os valores médios para k_1 e k_2 .

3.3. – Análise de Risco

Um corpo hídrico que recebe um determinado lançamento de poluente terá o comportamento desta concentração representada por algumas funções (Chagas, 2005), tais quais:

❖ Funções Determinísticas:

Neste caso a concentração, em questão, será avaliada em um ponto (x, y, z) e no tempo t qualquer. São essenciais para o resultado desta avaliação as condições do sistema hídrico (hidráulicos, hidrológicos e hidrodinâmicos) e as condições do lançamento. Considerando os parâmetros estatísticos eliminados desta análise, não há como ter as incertezas no processo físico e nem como se fazer uma análise de risco ambiental para tal sistema.

❖ Funções Estocásticas:

No segundo caso, a capacidade de autodepuração do corpo hídrico e a sua concentração podem ser representadas por distribuições de probabilidades, com a definição dos parâmetros físicos, as incertezas no processo físico poderão ser analisadas. Diferentemente das funções determinísticas, esta metodologia é bastante freqüente para análise do risco ambiental em sistemas hídricos.

❖ Funções de Pertinências:

Essas funções representam os níveis de pertinências dos parâmetros físicos, em um processo físico bem definido. Assim, as incertezas e os riscos ambientais poderão ser analisados e quanto maior for o seu grau de pertinência desta variável, maior será o valor da função.

O cálculo dessas funções é desenvolvido ao longo do trecho do rio, em cada seção, para diferentes tempos, e assim, deixa de ser de um valor único, para se tornar um conjunto de valores *fuzzy* representando uma função de pertinência.

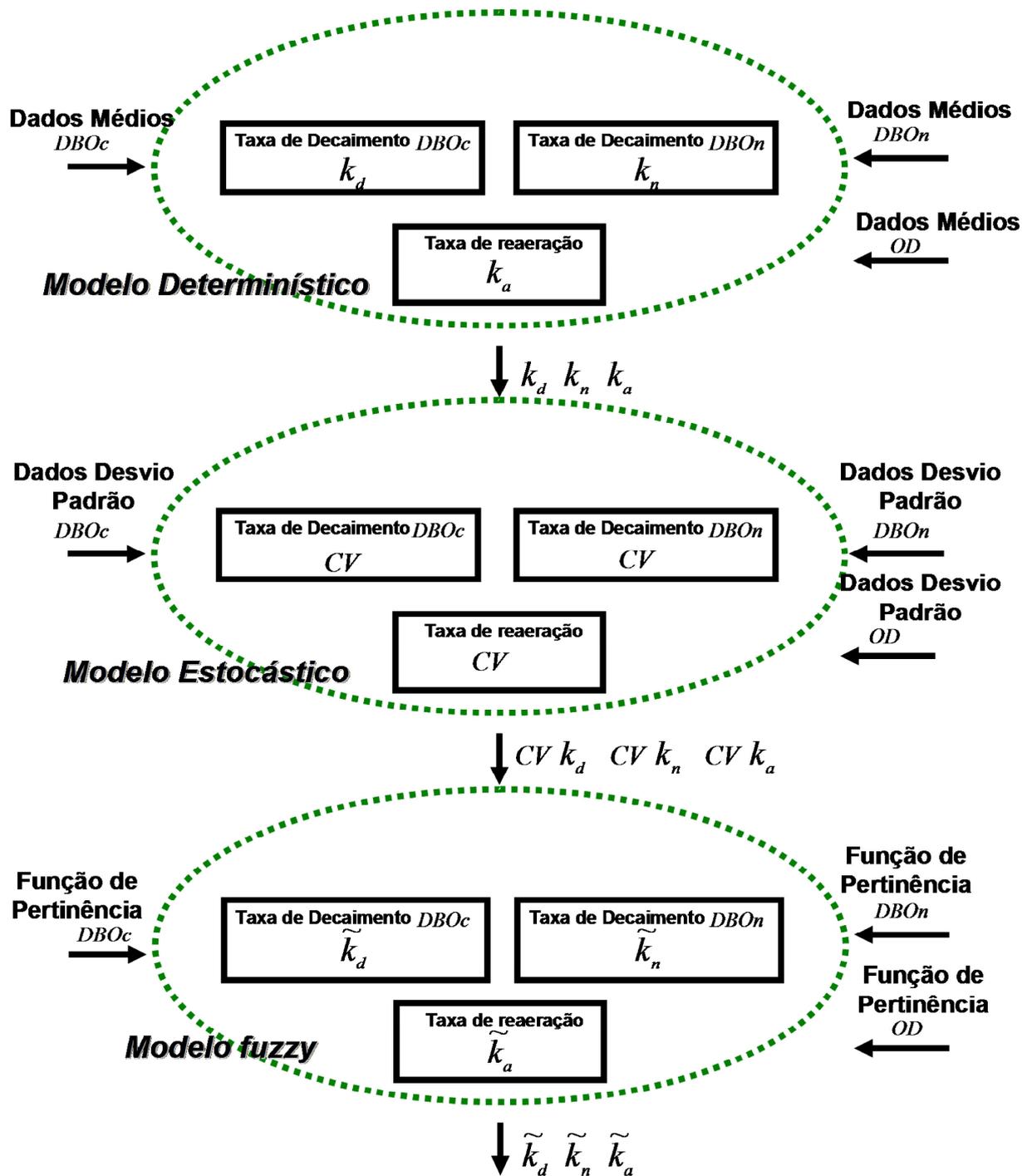


FIGURA 3.1 – Comparações entre os modelos matemáticos. Fonte: Adaptado de Lopez (1999)

3.3.1. - Cálculo do Risco *fuzzy*

A concentração e o poder de autodepuração (assimilação) do corpo hídrico são utilizados como números *fuzzy* na formulação desta pesquisa, representados pelas funções de pertinências com valores definidos no intervalo $[0, 1]$.

O desenvolvimento desta modelagem *fuzzy* necessita que as Equações de DBO e OD sejam reescritas na forma *fuzzy*, transformando as variáveis de controle em variáveis *fuzzy*. Para expressar as novas variáveis *fuzzy* é necessário colocar o sinal \sim sobre as mesmas. Sua representação matemática pode ser descrita por:

❖ Modelos de DBO e OD na forma *fuzzy*:

Os parâmetros desses modelos e os cálculos das concentrações de DBO e OD são definidos em forma de funções de pertinências:

(1) Equação de DBO:

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial t} + \tilde{U} \frac{\partial \tilde{L}}{\partial x} = \tilde{E} \frac{\partial^2 \tilde{L}}{\partial x^2} - (\tilde{k}_1 + \tilde{k}_3) \tilde{L} + \tilde{S}_a \quad (3.9)$$

(2) Equação de OD:

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \tilde{U} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \tilde{E} \frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial x^2} - \tilde{k}_1 \tilde{L} + \tilde{k}_2 (\tilde{C}_s - \tilde{C}) - \tilde{B} \quad (3.10)$$

Onde:

- \tilde{L} representação *fuzzy* para concentração de DBO $[ML^{-3}]$;
- \tilde{U} representação *fuzzy* para velocidade média longitudinal do escoamento $[LT^{-1}]$;
- \tilde{S}_a representação *fuzzy* para fonte ou sumidouro $[ML^{-3}]$;
- \tilde{k}_1 representação *fuzzy* para coeficiente de desoxigenação $[T^{-1}]$;
- \tilde{k}_2 representação *fuzzy* para coeficiente de reaeração $[T^{-1}]$;
- \tilde{k}_3 representação *fuzzy* para coeficiente de re-suspensão $[T^{-1}]$;
- \tilde{B} representação *fuzzy* para concentração de OD no processo bentônico $[ML^{-3}]$;

\tilde{E} representação *fuzzy* para coeficiente de difusão longitudinal [L^2T^{-1}];

\tilde{C} representação *fuzzy* para concentração de oxigênio dissolvido [ML^{-3}].

Têm-se ainda, para completar o modelo, as correspondentes condições de contorno e condições iniciais.

❖ Condição de contorno para a concentração:

$$\tilde{C} = \tilde{C}_0(t) \text{ em } x = 0 \quad (3.11)$$

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \tilde{C}_1(L) \text{ em } x = L$$

❖ Condição inicial para a concentração:

$$\tilde{C} = \tilde{C}_0(x) \text{ em } t = 0 \quad (3.12)$$

❖ Coeficiente de dispersão (Fischer, 1979):

$$\tilde{E} = 0,05937 \frac{\tilde{U}A}{\tilde{S}_0 B} \quad (3.13)$$

Onde:

\tilde{S}_0 = declividade *fuzzy* do fundo do rio [L/L]

B = largura do rio [L]

Esse conjunto de equações permite determinar as variáveis dependentes, na forma de funções de pertinências. A metodologia usada para calcular o risco e a garantia *fuzzy* exige uma comparação entre duas funções de pertinências: 1) *Função de Pertinência de Concentração* (\tilde{C}); 2) *Função de Pertinência de Resistência* (\tilde{R}).

A primeira função, de concentração (\tilde{C}), representa o campo de concentração ao longo do trecho do rio, para diferentes tempos de exposição a um lançamento. O campo de concentração é calculado pela Equação *fuzzy* do Transporte de Massa. Assim, para cada seção do rio há uma função de pertinência.

Este campo de concentração representa a resposta do sistema hídrico ao lançamento. Em outras palavras, é a capacidade de um determinado corpo hídrico de receber cargas poluentes (pontual ou difusa) e de assimilar ou não esta carga. Conclui-se que este campo de concentração é extremamente importante no cálculo e avaliação do risco.

A segunda função de pertinência, de resistência (\tilde{R}), também é necessária para a avaliação do risco de contaminação de um sistema hídrico. Essa função representa os níveis máximos de concentrações permitidos para determinados usos e diferentes substâncias presentes no lançamento de esgotos.

A diferença entre essas duas funções de pertinências, resistência e de concentração, define a margem de segurança (\tilde{M}) deste corpo hídrico, como definida anteriormente no capítulo 2. (Ganoulis, 1994).

O índice *fuzzy* de falha e de confiabilidade é definido como sendo, Chagas (2005):

$$R_f = \frac{\int_{Z < 0} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_Z \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (3.14)$$

$$R_c = \frac{\int_{Z > 0} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_Z \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (3.15)$$

Tanto o R_f e R_c são funções reais que assumem valores no intervalo $[0,1]$ e depende dos parâmetros hidráulicos / hidrológicos, natureza, da capacidade de escoamento e do tempo.

3.3.2.- Composição das Funções de Pertinência

Esta composição é realizada através da distribuição *fuzzy* triangular a partir de valores máximos, médios e mínimos das variáveis consideradas. Para rios naturais os números *fuzzy* triangulares foram determinados de acordo com a faixa de variação encontrada na literatura.

Para os *modelos de transporte de poluentes*, as funções de pertinência utilizadas como dados de entrada são:

- (1): Condições iniciais;
- (2): Condições de contorno;
- (3): Declividade do canal (S_0);
- (4): Dispersão;
- (5): Decaimento.

Desta forma, é possível a determinação do campo da concentração distribuído ao longo do trecho do rio em função do tempo e do espaço.

3.3.3. - Funções de Pertinência para o Modelo de Transporte de Poluentes

❖ *Função de pertinência para a condição de contorno*

A condição de contorno usada, nesta pesquisa, para a concentração foi representada por uma função constante que descreve a chegada da nuvem poluente. Foram definidos os valores dos lançamentos para diferentes cenários.

A função de pertinência é definida para $C(0, t)$, para o lançamento de um poluente no ponto $x=0$:

$$(1) \text{ Para } C_{0L} \leq C_0 \leq C_{0m}, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_{C_0} = \frac{C_0 - C_{0L}}{C_{0m} - C_{0L}} \quad (3.16)$$

$$(2) \text{ Para } C_{0m} \leq C_0 \leq C_{0u}, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_{C_0} = \frac{C_0 - C_{0u}}{C_{0m} - C_{0u}} \quad (3.17)$$

Onde:

C_{0L} e C_{0u} = valores dos parâmetros com o menor grau de pertinência = 0.8;

C_{0m} = valor do parâmetro de maior grau de pertinência = 1.2

❖ *Função de pertinência para a condição inicial*

A função de pertinência é definida para $C(x, 0)$ para o lançamento de um poluente no ponto $t = 0$:

$$(3) \text{ Para } C_L \leq C \leq C_m, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_C = \frac{C - C_L}{C_m - C_L} \quad (3.18)$$

$$(4) \text{ Para } C_m \leq C \leq C_u, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_C = \frac{C - C_u}{C_m - C_u} \quad (3.19)$$

Onde:

C_L e C_u = valores dos parâmetros com o menor grau de pertinência = 0.8;

C_m = valor do parâmetro de maior grau de pertinência = 1.2

❖ *Função de pertinência para substâncias com decaimento*

O maior grau de pertinência será considerado como o valor do decaimento, valor esse para uma determinada substância presente nos lançamentos de poluentes.

$$(5) \text{ Para } k_L \leq k \leq k_m, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_K = \frac{k - k_L}{k_m - k_L} \quad (3.20)$$

$$(6) \text{ Para } k_m \leq k \leq k_u, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_K = \frac{k - k_u}{k_m - k_u} \quad (3.21)$$

Onde:

k_L e k_u = valores dos parâmetros com o menor grau de pertinência = 0.8;

k_m = valor do parâmetro de maior grau de pertinência = 1.2

❖ *Função de pertinência para a resistência (\tilde{R})*

Como foi apresentada anteriormente, essa função de pertinência de resistência representa os níveis de tolerância (limite máximo) para as principais substâncias que determinam a qualidade do curso d'água.

$$(7) \text{ Para } CR_L \leq CR \leq CR_m, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_R = \frac{CR - CR_L}{CR_m - CR_L} \quad (3.22)$$

$$(8) \text{ Para } CR_m \leq CR \leq CR_u, \text{ teremos: } \tilde{\mu}_R = \frac{CR - CR_u}{CR_m - CR_u} \quad (3.23)$$

Onde:

CR_L e CR_u = valores dos parâmetros com o menor grau de pertinência = 0.8;

CR_m = valor do parâmetro de maior grau de pertinência = 1.2

3.4. – Método Numérico para a Solução do Modelo

A seguir, é explicitado o método numérico que foi utilizado para solucionar a equação para o modelo de DBO e OD. Será usado o método clássico das *Diferenças Finitas* para a solução das equações diferenciais, para tal, terá o método de *Crank-Nicolson*. Esta técnica de discretização é muito utilizada, tendo em vista a convergência no processo de solução.

3.4.1. – Método das Diferenças Finitas

Para exemplificar considerem-se as equações (3.7) e (3.8) que representam as equações de DBO e OD, respectivamente.

Equação de DBO:

$$\frac{\partial L}{\partial t} + U \frac{\partial L}{\partial x} = E \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - (k_1 + k_3)L + Sa$$

Equação de OD:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - k_1 L + k_2 (C_s - C) - B$$

Esta equação foi escrita sob a forma de diferenças finitas. As variáveis são discretizadas no espaço e no tempo através de uma malha ortogonal bidimensional. Esta é composta por linhas paralelas a variável espacial x , e é dividida em n partes de comprimento Δx . A variável temporal t é dividida pela a integração dos passos no tempo Δt , como mostra a Figura 3.2. (Chapra, 1988).

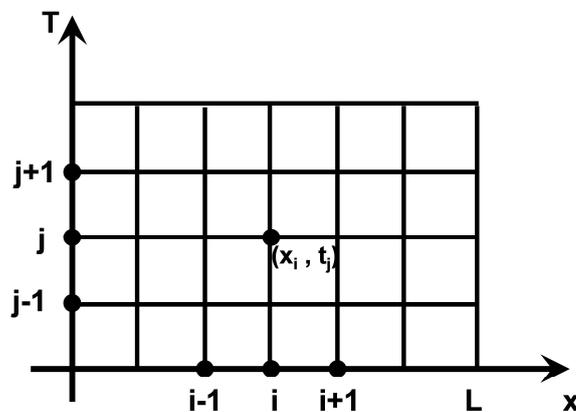


FIGURA 3.2 - Malha de discretização.

Como se pode observar na Figura 3.2, os *pontos nodais* são produtos das interseções entre pontos da malha e podem ser representadas por pares de índices, identificando desta forma, as posições inferiores e superiores ao longo dos eixos x (posição) e y (tempo), respectivamente.

$$\text{Onde } \begin{cases} i = \text{Índice espacial} \\ j = \text{Índice temporal} \end{cases}$$

Há duas formas de discretizar pelo método das diferenças finitas: (1): Método Explícito e (2) Método Implícito.

1. Método Explícito

Neste método a incógnita é calculada de forma direta e seqüenciada ao longo da linha do tempo, ou seja, são calculadas em um instante qualquer a partir dos seus valores no instante anterior, como mostra a Figura 3.3:

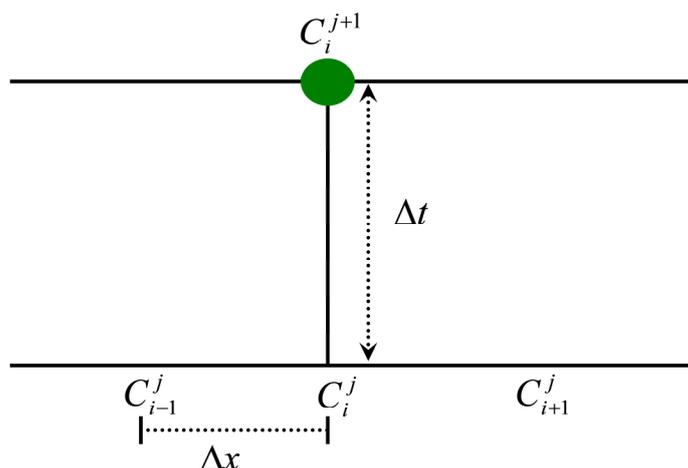


FIGURA 3.3: Molécula computacional do método explícito.

A grande limitação deste método está relacionada ao tempo máximo de discretização para que a estabilidade numérica seja atingida.

2. Método Implícito

Os valores das incógnitas, neste método, são calculados de forma simultânea em uma dada linha (seções vizinhas) de tempo. Como podemos observar na Figura 3.4.

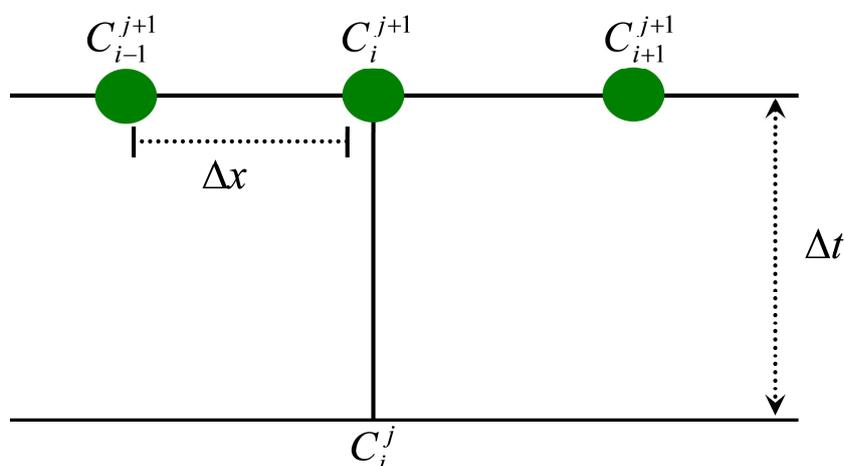


FIGURA 3.4: Molécula computacional do método implícito.

3.4.2. – Solução do Modelo

O conjunto de equações que definem o modelo DBO/OD é formado por um par de equações diferenciais lineares de segunda ordem que precisam ser resolvidas simultaneamente. Por outro lado, encontrar solução analítica para esse par de equações não representa uma missão fácil, a não ser para casos especiais, onde as condições de contorno são funções simples.

Para outros casos mais genéricos, como a maioria dos problemas de lançamentos de efluentes em rios naturais, há a necessidade de se buscar uma solução numérica para o modelo em questão.

Nesta pesquisa escolheu-se o método das diferenças finitas por ser um método simples e que tem apresentado bons resultados para este tipo de equação.

Considerando que o modelo matemático é um modelo transiente, o esquema de discretização numérica que deve ser usado é o esquema de *Crank-Nicolson*. Este esquema usa como técnica semi-implícita para calcular as variáveis de controle segundo o esquema mostrado na Figura 3.5, abaixo.

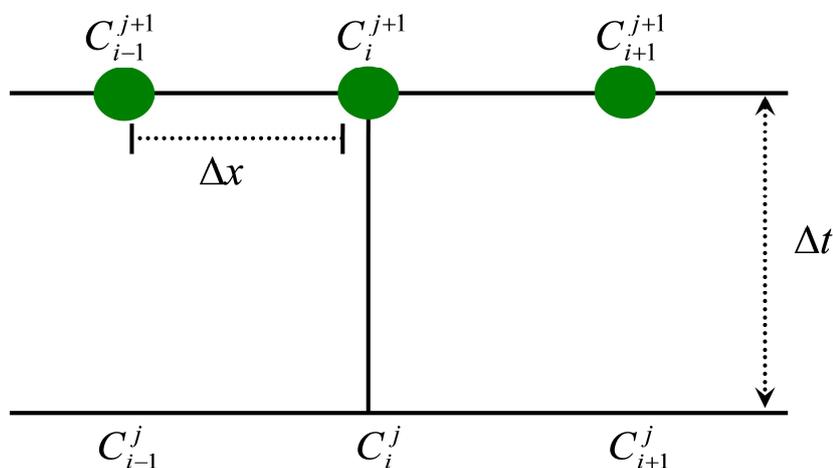


FIGURA 3.5: Molécula computacional do método Crank-Nicolson.

3.4.2.1 – Discretização das Equações do Modelo

Nesta seção será apresentada uma equação de transporte de massa que representa a equação diferencial do modelo e que deve ser discretizada. Assim será usada a equação da Difusão Advectiva em uma dimensão, na sua forma *fuzzy*.

Sua formulação é a seguinte:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - KC \quad (3.24)$$

Onde K representa os parâmetros de decaimento como apresentada anteriormente.

Em sua forma *fuzzy*, essa equação transforma-se em:

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \tilde{U} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \frac{1}{\tilde{A}} \frac{\partial}{\partial x} \left[\tilde{E} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} \right] - \tilde{K} \tilde{C} \quad (3.25)$$

Onde:

\tilde{C} representa a função de pertinência para a concentração: $[ML^{-3}]$

\tilde{U} representa a função de pertinência para a velocidade advectiva: $[LT^{-1}]$

\tilde{K} representa a função de pertinência para os parâmetros de decaimento: $[ML^{-3}]$

\tilde{E} representa a função de pertinência para o coeficiente dispersão longitudinal: $[L^2T^{-1}]$

\tilde{A} representa a função de pertinência para a da seção transversal: $[L^2]$

Aplicando o esquema em discretização descrita na seção anterior, tem-se:

$$\frac{\partial \tilde{C}(h)}{\partial t} = \frac{\tilde{C}(h)_i^{J+1} - \tilde{C}(h)_i^J}{\Delta t} \quad (3.26)$$

$$\frac{\partial \tilde{C}(h)}{\partial x} = \frac{1}{2} \left[\frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^{J+1} - \tilde{C}(h)_{i-1}^{J+1}}{2\Delta x} + \frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^J - \tilde{C}(h)_{i-1}^J}{2\Delta x} \right] \quad (3.27)$$

$$\frac{\partial^2 \tilde{C}(h)}{\partial x^2} = \frac{1}{2} \left[\frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^{J+1} - 2\tilde{C}(h)_i^{J+1} + \tilde{C}(h)_{i-1}^{J+1}}{\Delta x^2} + \frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^J - 2\tilde{C}(h)_i^J + \tilde{C}(h)_{i-1}^J}{\Delta x^2} \right] \quad (3.28)$$

O termo KC foi aproximado tomando a media das concentrações nos tempos J e $J + 1$.

Assim:

$$\tilde{K}\tilde{C} = \tilde{K} \left[\frac{C(h)_i^{J+1} + C(h)_i^J}{2} \right] \quad (3.29)$$

Colocando estes valores na equação diferencial de Difusão Advectiva, e considerando escoamento permanente, qual área é constante tem-se:

$$\begin{aligned} & \frac{\tilde{C}(h)_i^{J+1} + \tilde{C}(h)_i^J}{\Delta t} + \frac{\tilde{U}}{2} \left[\frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^{J+1} - \tilde{C}(h)_{i-1}^{J+1}}{2\Delta x} + \frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^J - \tilde{C}(h)_{i-1}^J}{2\Delta x} \right] = \dots \\ & = \frac{E}{2} \left[\frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^{J+1} - 2\tilde{C}(h)_i^{J+1} + \tilde{C}(h)_{i-1}^{J+1}}{\Delta x^2} + \frac{\tilde{C}(h)_{i+1}^J - 2\tilde{C}(h)_i^J + \tilde{C}(h)_{i-1}^J}{\Delta x^2} \right] - \frac{K}{2} [\tilde{C}(h)_i^{J+1} + \tilde{C}(h)_i^J] \quad (3.30) \end{aligned}$$

Organizando a equação (3.30), tem-se:

$$\begin{aligned} & (-\gamma - \phi)\tilde{C}(h)_{i-1}^{J+1} + (1 + 2\phi + \Delta tK)\tilde{C}(h)_i^{J+1} - (\gamma - \phi)\tilde{C}(h)_{i+1}^{J+1} = \dots \\ & = (\gamma + \phi)\tilde{C}(h)_{i-1}^J + (1 - 2\phi - \frac{\Delta t\tilde{K}}{2})\tilde{C}(h)_i^J - (\gamma - \phi)\tilde{C}(h)_{i+1}^J \quad (3.31) \end{aligned}$$

Ou ainda:

$$\tilde{P}\tilde{C}(h)_{i+1}^J + \tilde{Q}\tilde{C}(h)_i^{J+1} + \tilde{R}\tilde{C}(h)_{i-1}^{J+1} = \tilde{S}_i^J \quad (3.32)$$

Onde:

$$\tilde{P} = \tilde{\gamma} + \tilde{\phi} \quad (3.33)$$

$$\tilde{Q} = (1 - 2\tilde{\phi} - \frac{\Delta t\tilde{K}}{2}) \quad (3.34)$$

$$\tilde{R} = \tilde{\gamma} - \tilde{\phi} \quad (3.35)$$

$$\tilde{S}_i^J = (\tilde{\gamma} + \tilde{\phi})\tilde{C}(h)_i^J + (1 - 2\tilde{\phi} - \frac{\Delta t\tilde{K}}{2})\tilde{C}(h)_i^J + (-\tilde{\gamma} + \tilde{\phi})\tilde{C}(h)_{i-1}^J \quad (3.36)$$

$$\tilde{\gamma} = \frac{\tilde{U}}{4} \frac{\Delta t}{\Delta x} \quad (3.37)$$

$$\tilde{\phi} = \frac{\tilde{E}}{2} \frac{\Delta t}{\Delta x^2} \quad (3.38)$$

A equação (3.32) representa a forma discretizada da equação da Difusão Advectiva a partir da aplicação do método das diferenças finitas. Deve ficar claro que se trata de uma equação matricial com n linhas e n colunas, onde n representa o numero de seções que deve ser calculada em funções de pertinências para a concentração.

❖ Condições de Contorno:

$$\text{Para } \begin{cases} x = 0 \\ x = L \end{cases} \Rightarrow \begin{cases} c(0,t) = f(t) \\ \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=L} = 0 \end{cases} \quad (3.39)$$

❖ Condições Iniciais:

$$t = 0 \Rightarrow C(x,0) = g(x) \quad (3.40)$$

As funções $f(t)$ e $g(x)$ serão definidas em cada cenário do lançamento de efluente. Este esquema de discretização será usado nas equações da DBO e OD, na forma *fuzzy* para determinar o comportamento das funções de pertinência da DBO e do OD para cada seção do canal natural e para cada tempo que for definido. As referidas equações na sua forma são:

❖ Equação da DBO

$$\frac{\partial \tilde{L}}{\partial t} + \tilde{U} \frac{\partial \tilde{L}}{\partial x} = \tilde{E} \frac{\partial^2 \tilde{L}}{\partial x^2} - (\tilde{k}_1 + \tilde{k}_3) \tilde{L} + \tilde{S}_a \quad (3.41)$$

❖ Equação de OD

$$\frac{\partial \tilde{C}}{\partial t} + \tilde{U} \frac{\partial \tilde{C}}{\partial x} = \tilde{E} \frac{\partial^2 \tilde{C}}{\partial x^2} - \tilde{k}_1 \tilde{L} + \tilde{k}_2 (\tilde{C}_s - \tilde{C}) - \tilde{B} \quad (3.42)$$

Onde:

\tilde{L} representação *fuzzy* para concentração de DBO [ML^{-3}];

\tilde{U}	representação <i>fuzzy</i> para velocidade média longitudinal do escoamento [LT^{-1}];
\tilde{S}_a	representação <i>fuzzy</i> para fonte ou sumidouro [ML^{-3}];
\tilde{k}_1	representação <i>fuzzy</i> para coeficiente de desoxigenação [T^{-1}];
\tilde{k}_2	representação <i>fuzzy</i> para coeficiente de reaeração [T^{-1}];
\tilde{k}_3	representação <i>fuzzy</i> para coeficiente de re-suspensão [T^{-1}];
\tilde{B}	representação <i>fuzzy</i> para concentração de O ₂ no processo bentônico [ML^{-3}];
\tilde{E}	representação <i>fuzzy</i> para coeficiente de difusão longitudinal [L^2T^{-1}];
\tilde{C}	representação <i>fuzzy</i> para concentração de oxigênio dissolvido [ML^{-3}].
\tilde{C}_s	representação <i>fuzzy</i> para concentração de saturação [ML^{-3}].

Através da solução destas equações será possível determinar o risco *fuzzy* de um sistema hídrico qualquer de se tornar contaminado sob a ação de um lançamento de efluente.

$$\tilde{A}\tilde{C}_{i-1}^{j+1} + \tilde{B}\tilde{C}_i^{j+1} + \tilde{D}\tilde{C}_{i+1}^{j+1} = \tilde{G}_i^j \quad (3.43)$$

Assim, a equação acima pode ser representada por:

$$[M][C] = [N] \quad (3.44)$$

Onde: $\begin{cases} [M] = \text{Matriz dos coeficientes de cada equação} \\ [C] = \text{Vetor solução do modelo} \\ [N] = \text{Vetor que representa os termos conhecidos de cada iteração} \end{cases}$

3.5. – Programa Computacional

Para o desenvolvimento desta pesquisa foi desenvolvido um programa computacional em linguagem *Fortran* composto de cinco subrotinas, com a capacidade de calcular o risco *fuzzy* em várias seções de um rio natural e para diferentes cenários de lançamento de efluentes. É importante salientar que o problema proposto neste estudo trata-se de um modelo de transporte de massa não permanente.

O programa tem a capacidade de calcular o campo de risco para diferentes seções em diferentes tempos, permitindo, assim, que se tenha uma idéia global de distribuição da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e do Oxigênio Dissolvido (OD) ao longo do rio natural.

A primeira subrotina tem como objetivo fazer a leitura dos dados hidrológicos e hidráulicos do canal principal, bem como, das fontes de lançamento. Esta subrotina permite ainda que toda a estrutura de condição de contorno e condição inicial seja desenvolvida.

A segunda subrotina calcula as funções de pertinência dos parâmetros envolvidos no processo. A terceira subrotina calcula o campo de concentração de DBO para cada seção do rio e em cada intervalo de tempo. Vale ressaltar que este campo de concentração é determinado em forma de função de pertinência, ou seja, na sua forma *fuzzy* para diferentes níveis de pertinência. A saída desta subrotina trás os dados necessários para o cálculo de concentração de OD.

A quarta subrotina calcula as concentrações de OD em sua forma *fuzzy* como explicada anteriormente. Esta utiliza como a subrotina da DBO, outra subrotina para o cálculo da inversão de uma matriz oriunda da equação matricial que compõe o modelo proposto.

A quinta subrotina calcula o risco *fuzzy* a partir de um processo de integração com base nas funções de pertinência do OD em um parâmetro de resistência, assim, o resultado da subrotina representa o campo de risco para cada cenário de lançamentos de efluentes.

A quinta e ultima subrotina tem como objetivo a impressão dos resultados de acordo com o interesse da pesquisa.

A Figura 3.6 apresenta o diagrama da distribuição destas subrotinas discutidas anteriormente.

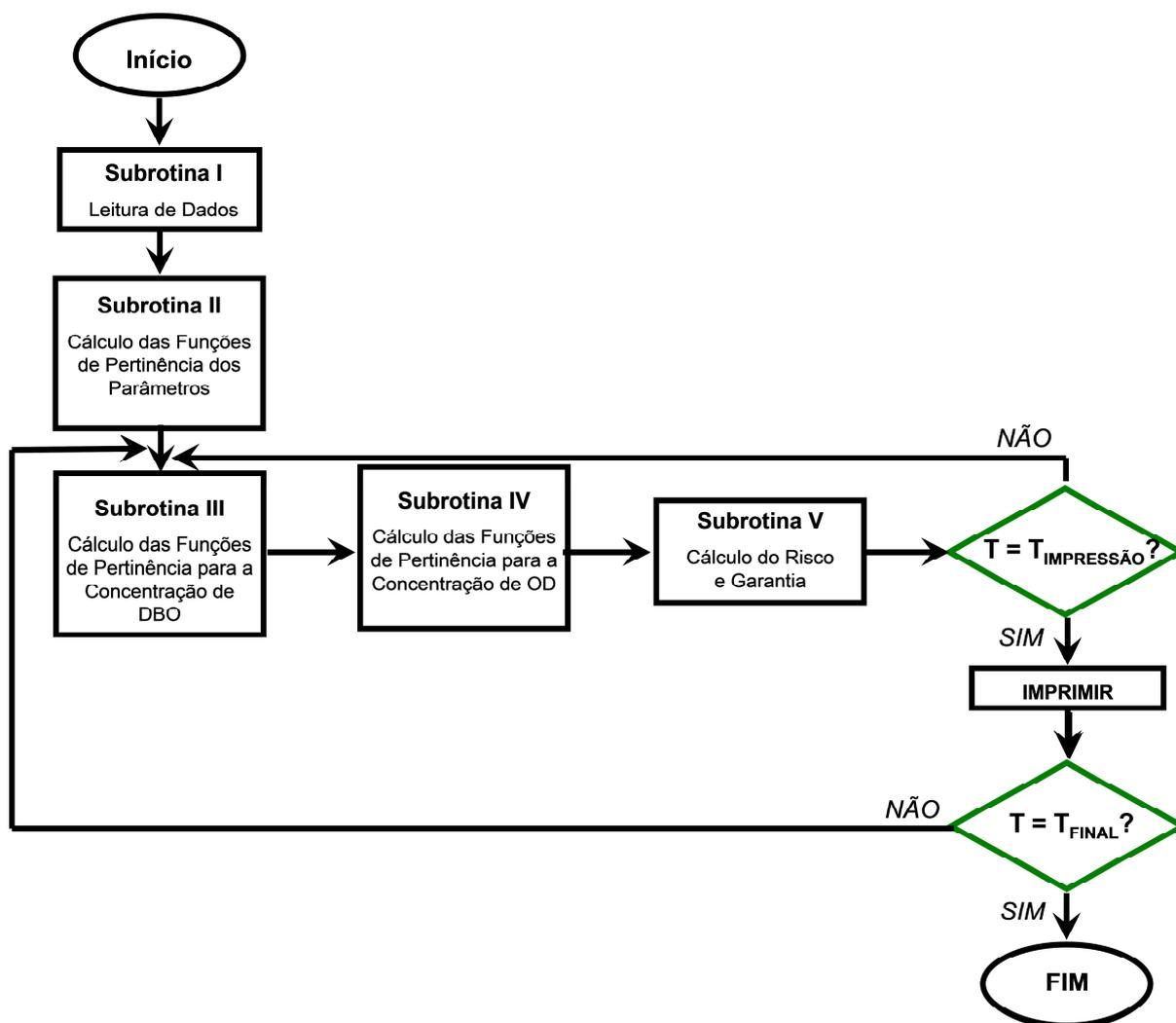


FIGURA 3.6: Fluxograma completo do programa computacional.

3.6. – Estudo de Caso: Rio Cocó

Considerando os problemas ambientais e os ecossistemas presentes na cidade de Fortaleza, insere-se a importância da aplicação deste modelo na Bacia do Rio Cocó, cuja área está inserida na faixa litorânea da capital cearense.

Esta bacia está localizada na região leste cearense e compõe uma área aproximada de 518 Km² e um percurso a cerca de 50 Km (SEMACE, 2008). Sua nascente localiza-se em Pacatuba (Serra da Aratanha) e a sua foz na costa leste de Fortaleza (Praia da Caça e Pesca), Figura 3.7.

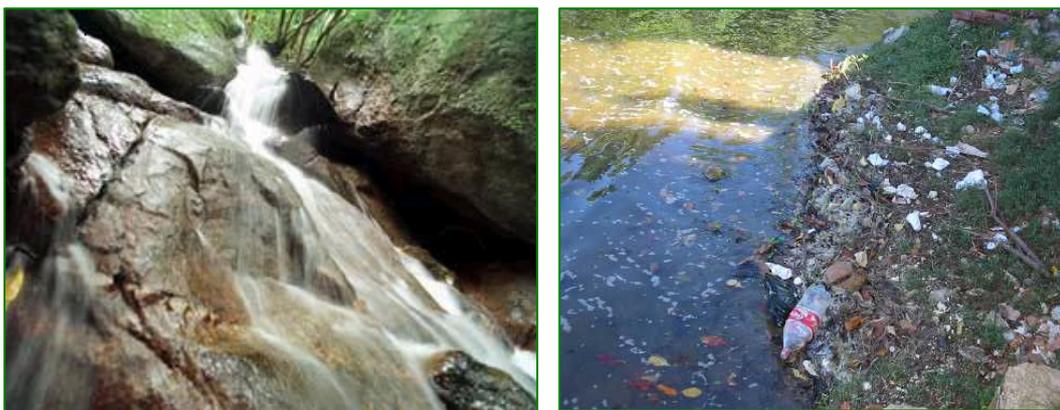


FIGURA 3.7: A nascente (Serra de Aratanha) e a foz(na praia do Caça e Pesca) do Rio Cocó, respectivamente. (Fotografia: Cid Barbosa, 2003).

A Figura 3.8 apresenta a rica biodiversidade do Rio Cocó, ameaçada pelos altos níveis de poluição decorrentes das atividades humanas. Isto decorre do desenvolvimento da cidade de Fortaleza, destinando os esgotos domésticos e industriais e ainda o assoreamento que acarreta a diminuição do leito do rio, Figura 3.8.



FIGURA 3.8: Bacia do Rio Cocó em Fortaleza. (Fonte Eduardo Queiroz, 2003)

As águas do Rio Cocó são classificadas de acordo com a resolução CONAMA 357/2005, Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Classificação das Águas Rio Cocó, segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

	Doços	Salobras
Classificação	Salinidade $\leq 0.5 \text{ ‰}$	Salinidade entre 0.5 e 30 ‰
Localização	Nascente até o Km 8	Km 8 até a Foz

Fonte: Souza (2008).

De acordo com Souza (2008), a ação antrópica é a principal causa das alterações sofridas por este ecossistema. Destacando o processo de urbanização desordenado e o uso e ocupação do solo, como apresenta a Figura 3.9.

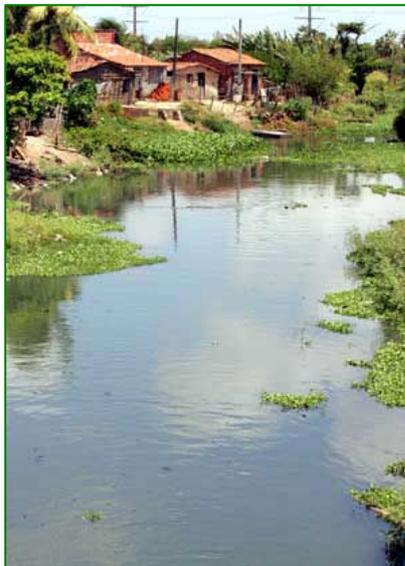


FIGURA 3.9: Urbanização do Rio Cocó. (Fonte: Fábio Lima, 2008.)

Este tipo de intervenção antrópica, com base na proliferação de favelas a margens do Rio Cocó, acarreta um alto risco de inundações periódicas, Figura 3.10. Há um projeto governamental que visa a construção de um barragem para a contenção das cheias, dragagem e construção de equipamentos sociais.



FIGURA 3.10: Inundações ocasionadas por enchentes. (Fonte Gomes, 2006).

Destaca-se também, neste contexto, o lixão do Jangurussu que fica as margens do Rio Cocó. Atualmente, o mesmo está desativado e foi considerado como uma das principais fontes de poluição devido ao chorume, líquido formado pela decomposição do lixo.

3.6.1. - Aplicação do Modelo para o Rio Cocó

Para este estudo de caso, os dados do Rio Cocó foram usados no modelo para a avaliação do risco de degradação ambiental e a garantia que seja analisada, Tabela 3.2.

Tabela 3.2: Parâmetros estimados para as simulações computacionais para o Rio Cocó

Parâmetro	Nomenclatura	Valor estimado
Largura	B	10.0 m
Campo de observação	XL	20.0 Km
Vazão do rio	Q_0	3.0 m ³ /dia
Vazão do efluente	Q_w	0.5 m ³ /dia
Concentração da DBO do rio	C_0	1.0 mg/L
Concentração da DBO do efluente	C_w	300.0 mg/L
Constante de reaeração	k_2	2.1 dia ⁻¹
Constante de decaimento	k_1	0.6 dia ⁻¹
Declividade	S_0	0.00005 m/m
Coeficiente de rugosidade de Manning	n	0.04

CAPÍTULO 4 – ANÁLISES DOS RESULTADOS

Como este estudo trata do desenvolvimento de uma metodologia para estudar os modelos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) / Oxigênio Dissolvido (OD) em rios naturais, sob o ponto de vista *fuzzy*, um conjunto de simulações foi realizado, tomando como base diferentes cenários de lançamentos de poluentes, de modo que o programa computacional desenvolvido para esta pesquisa fosse testado.

Nestas condições, tomou-se como base um rio natural de seção retangular com declividade 0.00005 m/m, rugosidade 0.01, largura 20 m e vazão 20 m³/s. Para o estudo foi considerado um canal de 50 km, com lançamentos, inicialmente, na origem desse trecho.

Os resultados do conjunto de simulações foram desenvolvidos de tal maneira que primeiramente, foi observado o comportamento do modelo em sua forma determinística. Em outras palavras, foi realizado o cálculo do campo de concentração da DBO e OD para o lançamento contínuo de um efluente ocorrido na origem.

Em seguida o modelo foi “fuzzificado” e novos cálculos foram realizados, dando como resultados funções de pertinência de OD para diferentes situações ao longo de todo canal. Este resultado é de fundamental importância para o cálculo do risco. Neste caso foram considerados diferentes cenários de lançamentos de poluentes, diferentes vazões do rio e diferentes temperaturas.

Em um terceiro estágio foram calculadas funções marginais de pertinência, tomando como base limites de tolerância definida através da resolução CONAMA 357/2005, que trata do enquadramento dos corpos d’água e dos padrões de lançamento de efluentes. Como foram apresentadas na metodologia, essas funções marginais são usadas na determinação do campo de risco ao longo do canal. Ao final, o modelo foi aplicado no Rio Cocó, tomando em conta sua vazão real, de modo a verificar a capacidade receptora desses rios, para diferentes cenários de lançamentos.

4.1. - Modelo Determinístico

Primeiramente serão apresentados os resultados das simulações considerando o modelo DBO /OD com natureza determinística. Neste caso foram realizados vários estudos para diferentes situações e os resultados são apresentados a seguir.

A Figura 4.1 mostra o resultado de uma simulação para um lançamento de uma concentração de DBO $C = 300$ mg/L lançado continuamente no ponto $x = 0$ (origem). Os resultados apresentados foram calculados para o tempo de 8 horas. Através dos resultados apresentados na figura verifica-se a eficiência do programa computacional para o cálculo de um campo de concentração como este que se desenvolve no cenário apresentado.

Pode se observar o desenvolvimento da curva de DBO com o seu decaimento característico e a curva da concentração de OD se ajustando de acordo com a DBO do rio. Este resultado mostra que o comportamento deste gráfico está de acordo com os resultados de campo mostrado na literatura. A Figura 4.1 mostra ainda o ponto crítico do OD e o trecho de recuperação da qualidade ambiental deste rio. Em outras palavras o ponto crítico se situa, para esta simulação, a 7 Km da origem e sua recuperação ocorre a partir deste ponto até o Km 20.

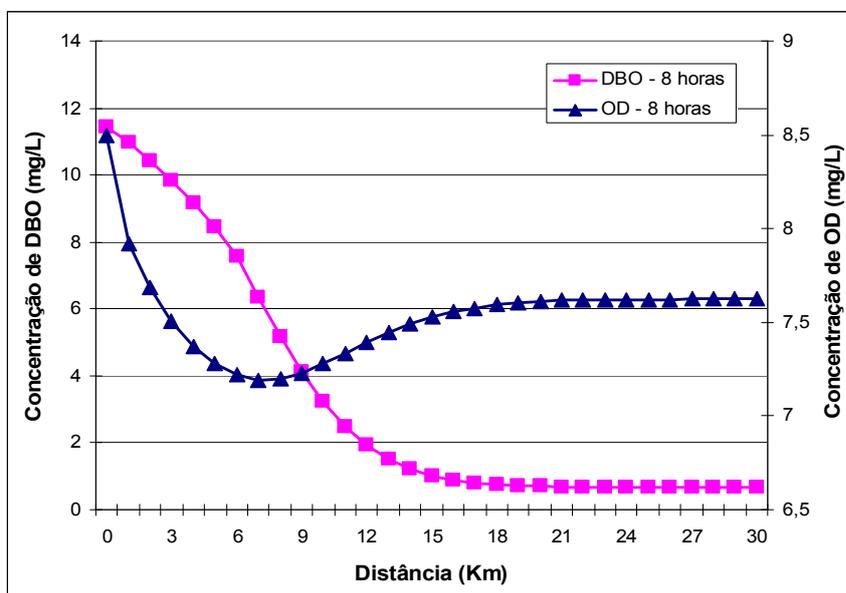


FIGURA 4.1 - Distribuição da DBO /OD para 8 horas.

As Figuras 4.2 e 4.3 mostram os resultados da simulação anterior para diferentes tempos, iniciando às 2 horas e finalizando em 12 horas. A Figura 4.2 mostra o comportamento da DBO enquanto a Figura 4.3 o comportamento de OD. Nestas figuras podem ser perfeitamente observadas as concentrações ao longo do rio, e a influência do DBO sob o OD.

Para 2 horas, como a DBO cai rapidamente, as concentrações de OD praticamente não se alteram. À medida que o tempo passa, mais lançamento ocorre aumentando, assim, a presença de DBO no rio. Com isso o consumo de OD aumenta e as suas concentrações caem rapidamente. Por exemplo, para um tempo de 12 horas, a concentração mínima de OD atingiu valor em torno de 6,5 mg/L.

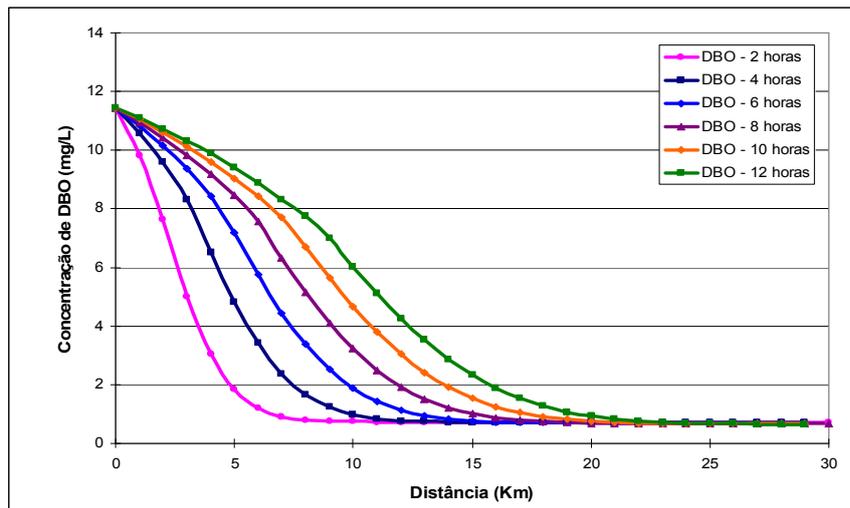


FIGURA 4.2 - Distribuição da DBO para diferentes tempos ao longo do canal.

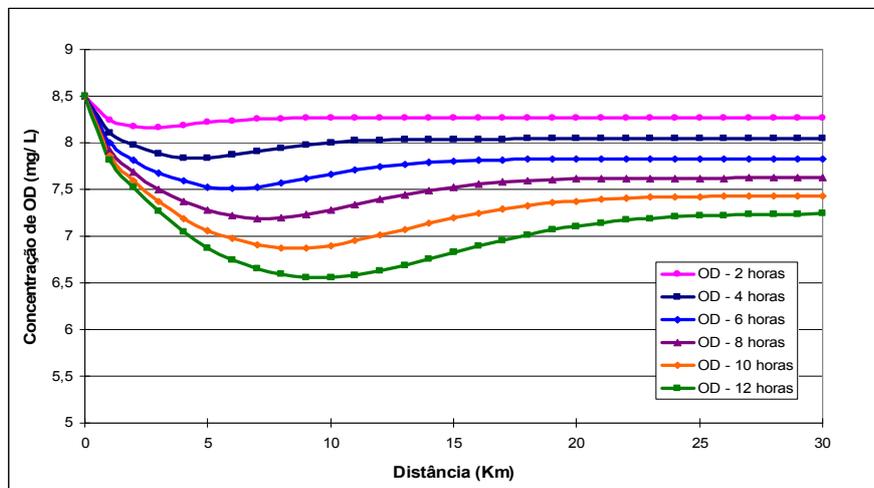


FIGURA 4.3: Distribuição da OD para diferentes tempos ao longo do canal.

As Figuras 4.4 e 4.5 mostram os resultados das simulações para diferentes lançamentos de efluentes. Neste caso as concentrações de DBO foram de 300 e 400 mg/L. Os demais parâmetros permaneceram como anteriormente. Esta simulação foi realizada apenas para mostrar a capacidade do modelo para diferentes tipos de lançamentos. Os resultados apresentados mostram que, como era de se esperar, para maiores concentrações, maior a presença de DBO no rio e menor o OD disponível no corpo d'água. O resultado indica ainda

que após 6 horas de lançamento, o efeito do mesmo é sentido a cerca de 35 Km da origem, mostrando, assim, que há um tempo de residência estabelecido pela hidrologia do rio que controla a distribuição das concentrações na direção longitudinal do mesmo.

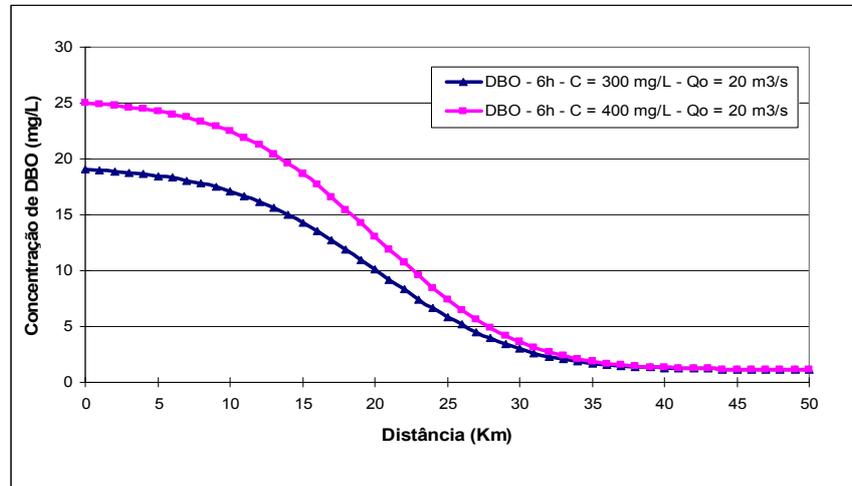


FIGURA 4.4 - Distribuição da DBO para diferentes concentrações no lançamento.

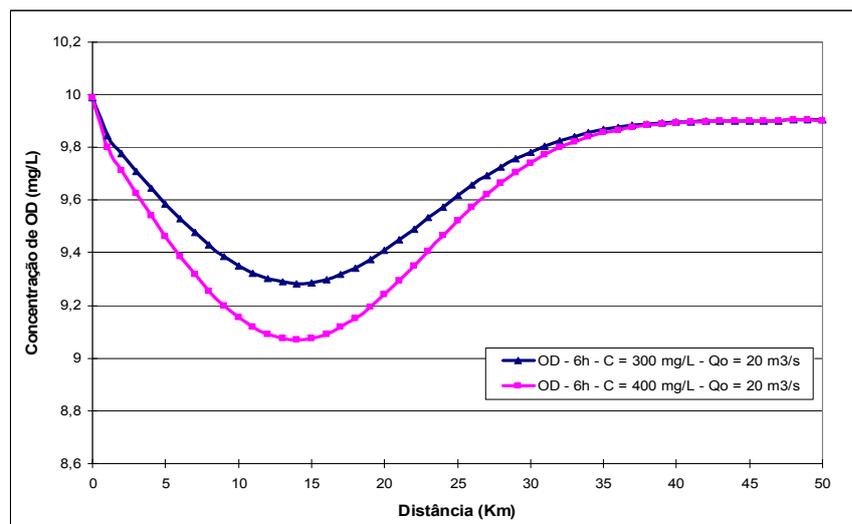


FIGURA 4.5 - Distribuição da OD para diferentes concentrações no lançamento.

As Figuras 4.6 e 4.7 mostram as análises para uma vazão de $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Os resultados mostram que a concentração diluída de DBO aumentou bastante, provocando uma redução nas concentrações de OD. Os resultados indicam ainda que como a vazão diminui, a velocidade do rio também diminui e, como consequência, o tempo de residência aumenta, fazendo com que, em 6 horas, o efeito deste lançamento esteja chegando próximo à seção a 30 Km do rio. Este resultado permite mostrar a importância do tempo de residência neste tipo de estudo.

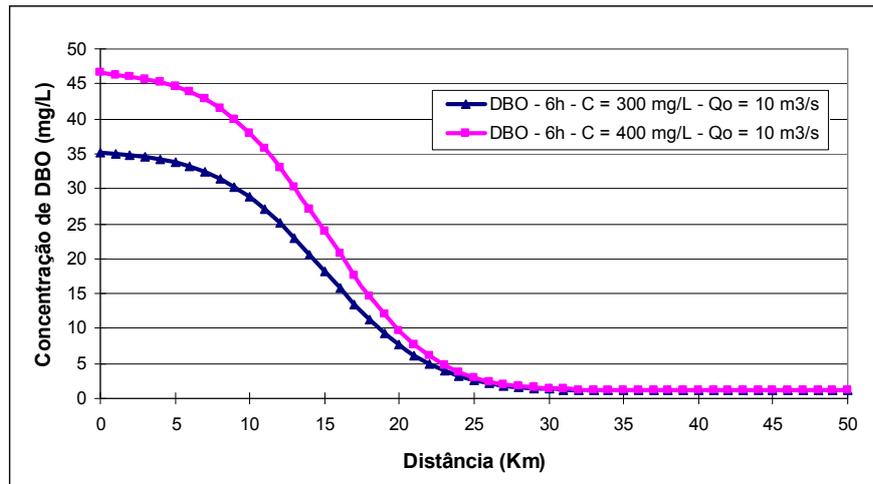


FIGURA 4.6 - Distribuição da DBO para diferentes concentrações e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

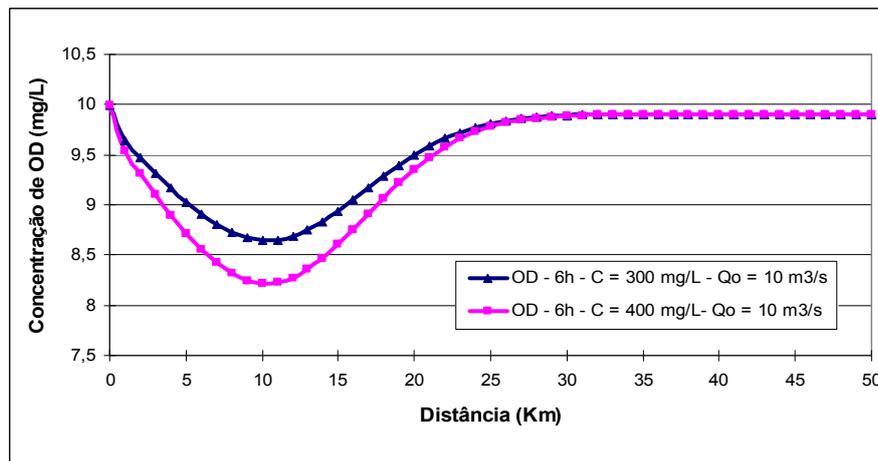


FIGURA 4.7 - Distribuição da OD para diferentes concentrações e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

As Figuras 4.8 e 4.9 mostram os resultados de uma simulação para um lançamento instantâneo localizado a 5 km da origem e com a intensidade tal, que a concentração de diluição final é igual a 50 mg/L. Os resultados mostram o efeito do processo advectivo na nuvem poluente, como também o efeito da difusão turbulenta na direção longitudinal. Neste caso, o resultado mostra, para tempos maiores, que cai o pico da concentração e aumenta a largura da nuvem poluente. Por outro lado, através da Figura 4.9 pode-se observar que o OD não depende apenas da intensidade da concentração da DBO, mas sim do tempo em que esta DBO permanece no corpo hídrico. Por exemplo, através da Figura 4.8 observa-se que, em 12 horas, a concentração de DBO tem o seu menor pico. Entretanto na Figura 4.9 pode-se observar que neste mesmo tempo o OD atinge o seu menor valor. Este resultado explica a análise anterior.

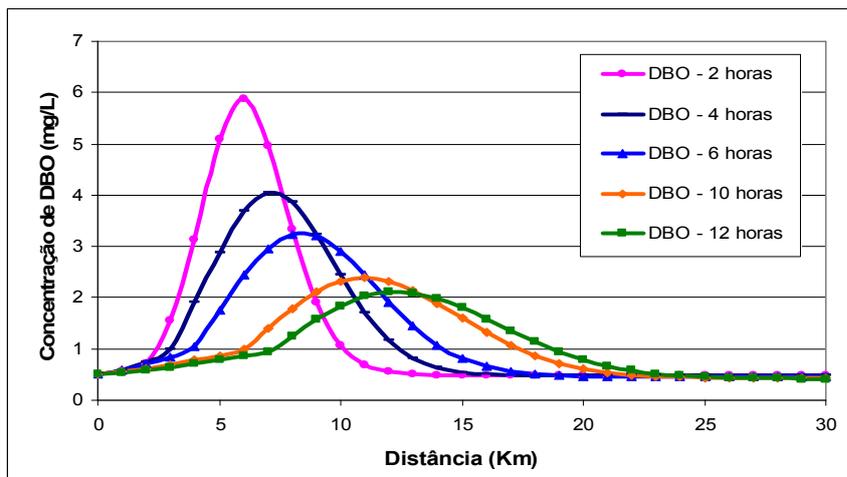


FIGURA 4.8 - Distribuição da DBO para diferentes tempos, para um lançamento instantâneo, localizado a 5 Km da origem.

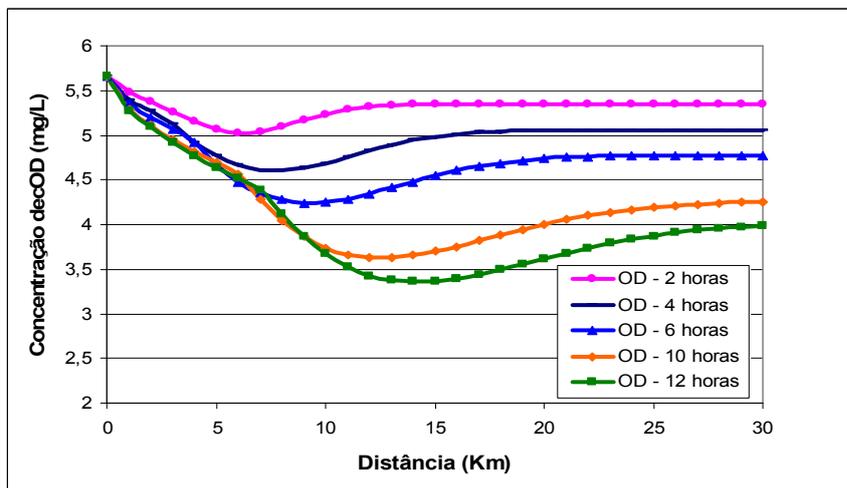


FIGURA 4.9 - Distribuição da OD para diferentes tempos, para um lançamento instantâneo, localizado a 5 Km da origem.

As Figuras 4.10 e 4.11 mostram o efeito da temperatura da água nas concentrações de OD. Foram feitas duas simulações para as temperaturas de 20 e 27 °C e os resultados estão apresentados a seguir.

Uma simples análise mostra que quanto maior a temperatura, menor é o OD disponível, fazendo com que rios em climas tropicais e equatoriais tenham menos capacidade receptora que os rios de zona temperada.

Este resultado mostra que rios de regiões mais quentes são mais vulneráveis a lançamentos de efluentes.

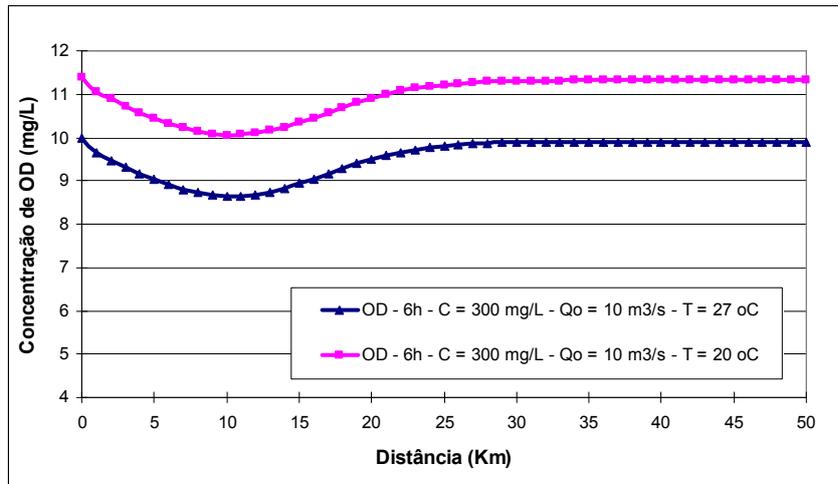


FIGURA 4.10 - Distribuição da OD para diferentes temperaturas ao longo do canal e $C = 300 \text{ mg/L}$.

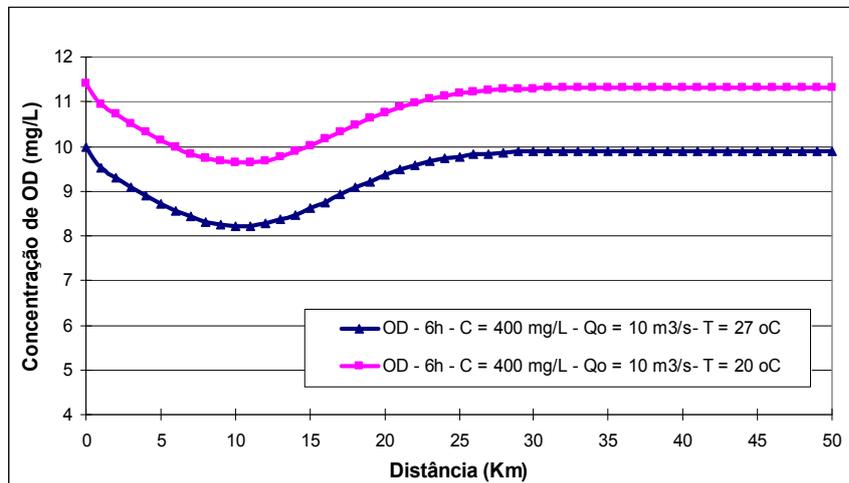


FIGURA 4.11 - Distribuição da OD para diferentes temperaturas ao longo do canal e $C = 400 \text{ mg/L}$.

4.2. – Modelo *fuzzy* de DBO/OD

Como foi discutida na metodologia, a modelagem *fuzzy* implica na transformação dos parâmetros das equações diferenciais do modelo em funções de pertinências. Em consequência, as soluções das equações diferenciais terão que ser realizadas respeitando os fundamentos da teoria *fuzzy*. Os próximos resultados foram oriundos desse tipo de simulação e a resposta do modelo são funções de pertinências das concentrações de DBO e OD para diferentes cenários.

Desta forma, procurou-se estudar a dinâmica das funções de pertinências para diferentes seções e para diferentes tempos. Como se sabe, essas funções de pertinências são

dinâmicas, se deslocam no tempo e no espaço de acordo com o comportamento do corpo hídrico, respondendo a cada lançamento de poluente.

As Figuras 4.12, 4.13 e 4.14 mostram as funções de pertinências para três seções (6, 11 e 21), em diferentes tempos, 4, 8 e 12 horas. A temperatura utilizada foi de 30 °C e a concentração inicial de DBO 300 mg/ L. A vazão foi tomada como 20 m³/s.

Os resultados mostram que as bases das funções de pertinência variam de seção para seção, em função do tempo. Por exemplo, para simulação apresentada, a concentração com maior grau de pertinência, na seção 6, variou entre 5,5 e 9,6 mg/L para 5 e 10 mg/L na seção 21 que corresponde a 20 Km da origem. Por outro lado, quando se analisa a Figura 4.14, para o tempo de 12 horas, na seção 21, a base desta função de pertinência cresce entre 3 e 10,5 mg/L, mostrando, assim, a dinâmica que os campos de riscos podem esta submetidos.

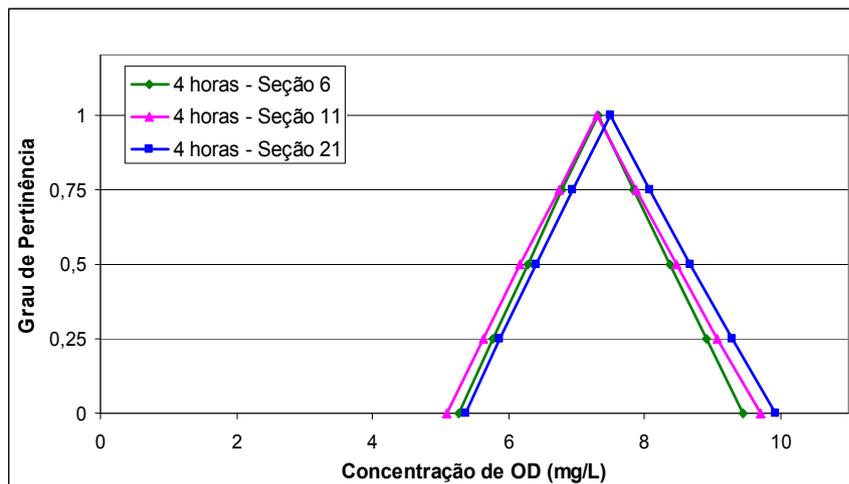


FIGURA 4.12 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes seções, no tempo de 4 horas.

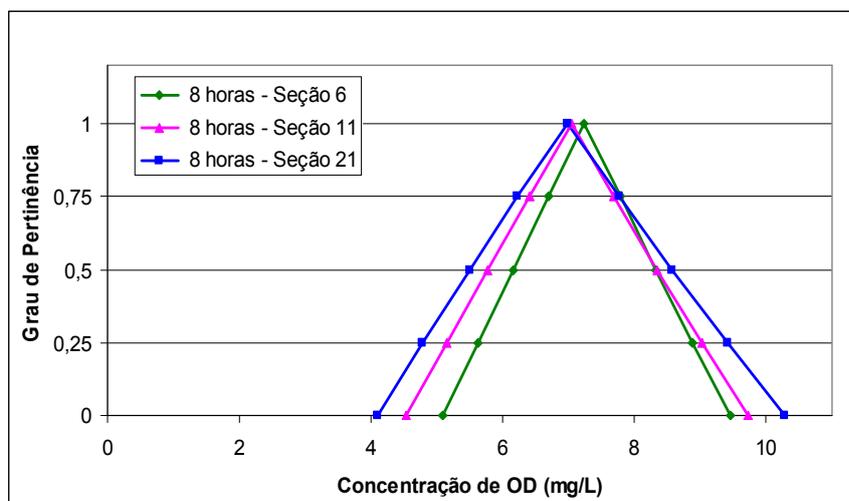


FIGURA 4.13 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes seções, no tempo de 8 horas.

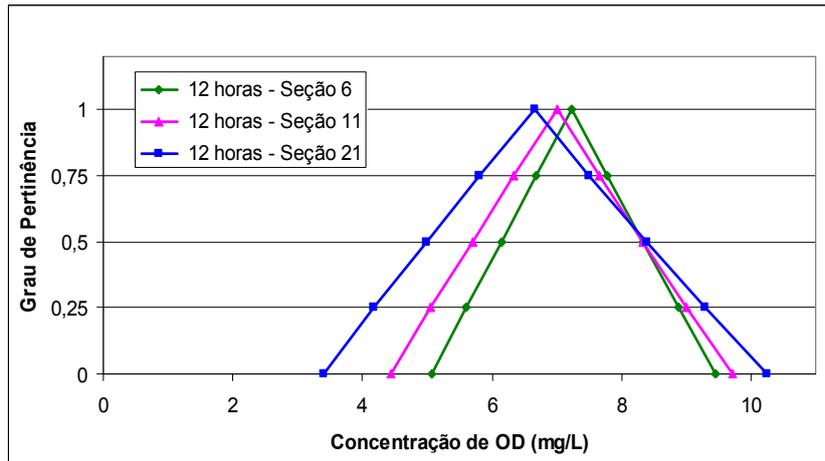


FIGURA 4.14 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes seções, no tempo de 12 horas.

As Figuras, 4.15, 4.16 e 4.17 fazem uma comparação destas funções de pertinência, em cada seção, para diferentes horas. Os resultados mostram que essas funções se comportam de acordo com a resposta do corpo hídrico ao tipo de lançamento. Por exemplo, na Figura 4.15 as funções são praticamente iguais. Isto ocorre porque, nesta seção 6, já está havendo uma consolidação das concentrações de OD naquela específica seção para o lançamento usado na simulação. O mesmo não ocorre quando se observa a seção 21, pois a função de pertinência para 4 horas é bem diferente da função de pertinência às 12 horas. Isto é causado pela presença da nuvem poluente na seção, fazendo com que a dinâmica destas funções de pertinência seja mais significativa. Como o risco é um funcional que depende de várias funções, tanto no ponto de vista hidrológico como no ambiental, seu comportamento dependerá, como será apresentado a diante, da capacidade de assimilação do rio em sua autodepuração.

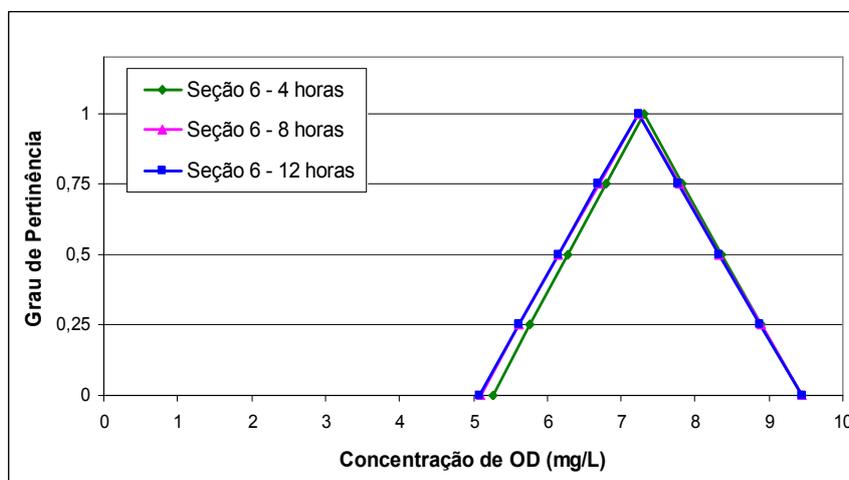


FIGURA 4.15 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas, localizado a 5 Km da origem.

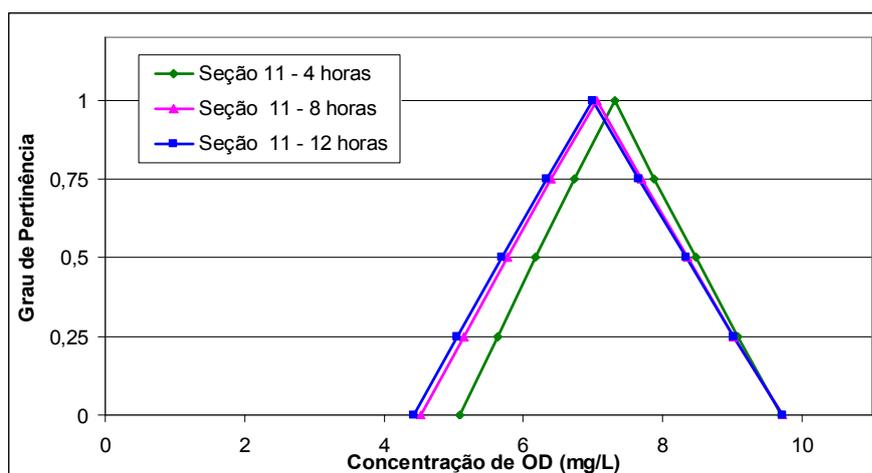


FIGURA 4.16 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas, localizado a 10 Km da origem.

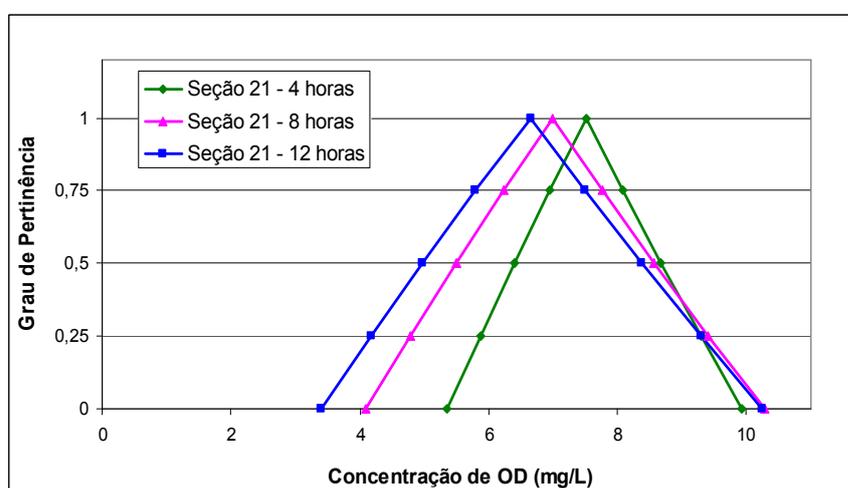


FIGURA 4.17 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas, localizado a 20 Km da origem.

A Figura 4.18 mostra o resultado da mesma simulação tomando como base uma temperatura de 20 °C. Como foi dito anteriormente, para menores temperaturas, há um aumento na disponibilidade de OD, que pode ser comprovado por este resultado. Comparando as Figura 4.17 e 4.18, pode-se verificar que as bases das funções de pertinência aumentaram. Por exemplo, para 12 horas o intervalo de concentração obtido varia de 4,5 a 12 mg/L. Este resultado é significativo e comprova a maior capacidade de assimilação dos corpos hídricos em regiões de baixas temperaturas.

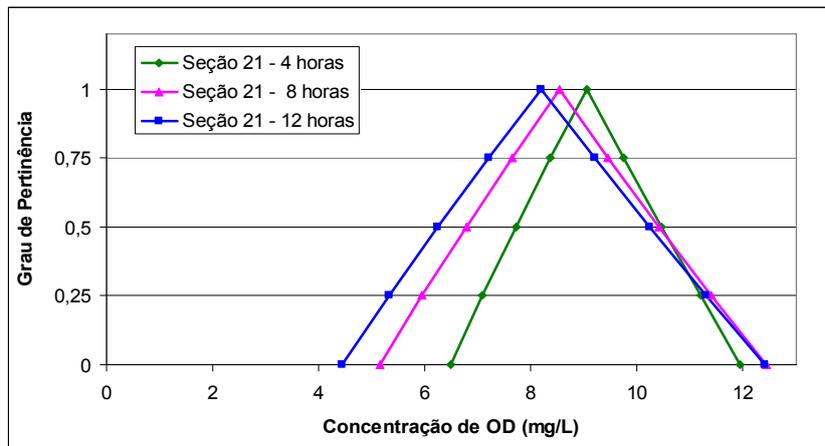


FIGURA 4.18 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes horas e $T = 20^{\circ}\text{C}$.

Outra simulação realizada foi para testar o comportamento da concentração como função de pertinência para vazões mais baixas, Figura 4.19. Neste caso, verifica-se que a capacidade de diluição diminui, aumentando as concentrações de DBO. Com isso aumenta o consumo de OD, fazendo com que suas concentrações caiam. Por exemplo, em 4 horas a concentração com maior grau de pertinência está próximo de 8 mg/L, enquanto que para 12 horas esta concentração cai aproximadamente para 5 mg/L.

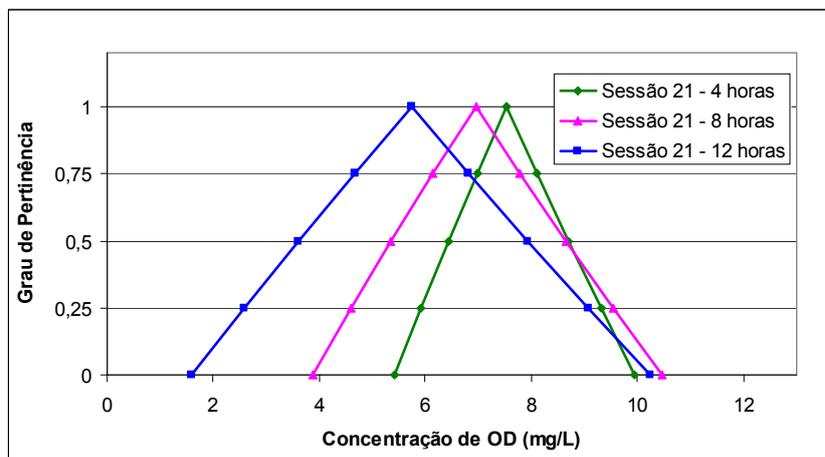


FIGURA 4.19 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes tempos e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

A Figura 4.20 mostra a simulação anterior para uma nova temperatura de 20°C , e o resultado, uma vez mais comprova o que foi dito anteriormente, ou seja, rios com baixas temperaturas têm uma maior capacidade de assimilação de poluentes, quando se trata da análise de DBO/OD.

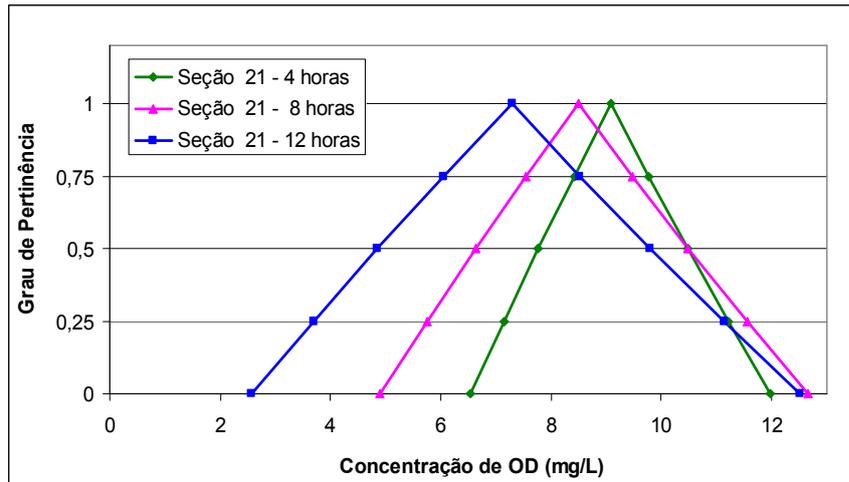


FIGURA 4.20 - Função de Pertinência da concentração de OD, em diferentes tempos para $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$ e $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$.

A avaliação interessante relacionado, com a teoria *fuzzy*, é estudar os números *fuzzy* em uma faixa de níveis de pertinência preestabelecidos. As Figuras 4.21 e 4.22 mostram o comportamento destes números *fuzzy* em uma seção a 5 Km da origem ao longo do tempo, por vazões de 10 e 20 m³/s.

De acordo com o exposto nestas figuras, todas as concentrações entre esses dois gráficos têm níveis de pertinência superior e/ou igual a 0.75, mostrando que para este conjunto de simulações, a concentração neste intervalo tem maior possibilidade de ocorrência. Uma observação interessante que pode ser feita é que quando reduz a vazão, a faixa de concentração com esses graus de pertinência aumenta, fazendo com que a faixa dos números *fuzzy* com este nível de pertinência aumente.

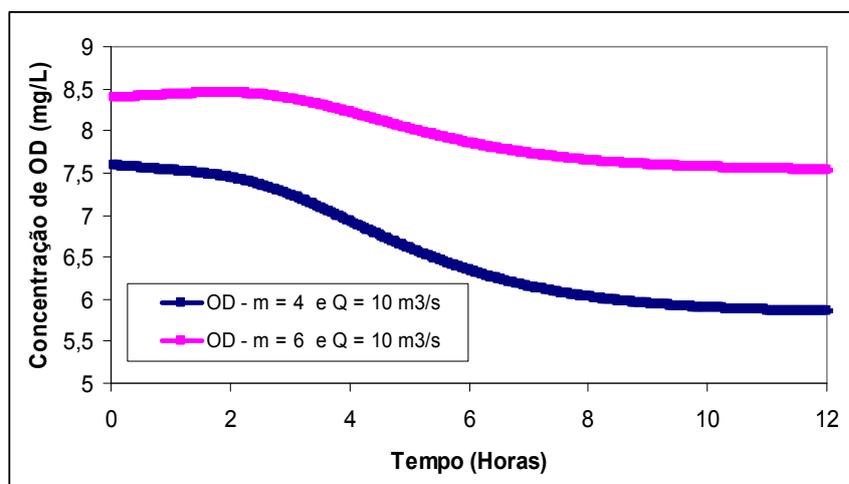


FIGURA 4.21 - Intervalo de números *fuzzy* para o nível de pertinência 0.75 e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

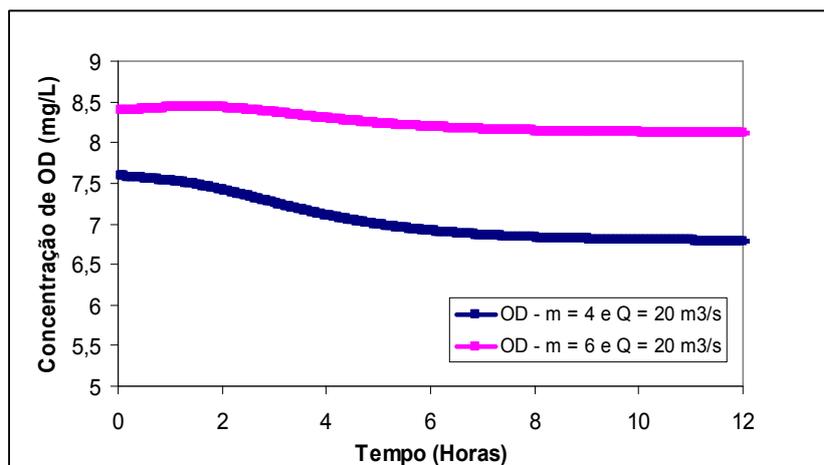


FIGURA 4.22 - Intervalo de números *fuzzy* para o nível de pertinência 0.75 e $Q = 20 \text{ m}^3/\text{s}$.

A Figura 4.23 mostra o resultado da mesma situação para a concentração de 400 mg/L, para as duas vazões de 10 e 20 m³/s. Os gráficos mostram a chegada do efluente lançado a 5 km da origem, ao longo do tempo. Como pode ser observada, a evolução da chegada da DBO na seção faz com que o consumo de OD se intensifique na seção e, em consequência, a queda do OD ao longo do tempo. A figura abaixo mostra ainda que o consumo de OD ocorre com maior intensidade entre 3 e 7 horas, estabilizando após 8 horas. Este resultado comprova a capacidade da modelagem *fuzzy* e o programa computacional desenvolvido para este estudo.

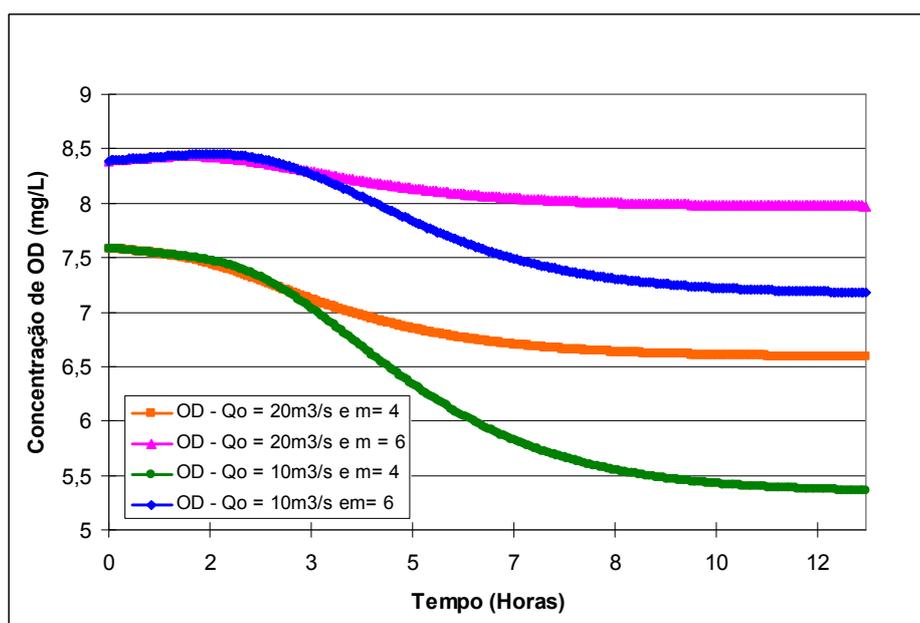


FIGURA 4.23 - Comparação entre os números *fuzzy* com nível de pertinência 0.75 para diferentes vazões.

De acordo com a metodologia, o cálculo do risco necessita do cálculo de uma função marginal de segurança que, segundo a equação (2.72), representa a diferença entre a função de pertinência da concentração de OD ao longo do rio e a resistência estabelecida em norma para cada tipo de uso. Assim, conhecendo a distribuição do campo de concentração para cada seção do rio, e para cada intervalo de tempo, é possível determinar a função marginal de segurança.

A Figura 4.24 mostra o comportamento dessas funções para uma simulação, tomando como base, para a resistência, os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para rios de classe 1 e 3. Os gráficos apresentados são para as seções 5 e a 10 Km do ponto de lançamento. Como podem ser observadas, as simulações tomando como base os rios de classe 1, têm funções marginais deslocadas para a esquerda, e as seções de classe 3 têm as suas funções marginais deslocadas para direita. E que o risco para os rios de classe 1 são maiores do que os rios de classe 3. Desta forma, está simulação esta de acordo com as observações, tendo em vista que quanto mais nobre o uso do rio, maior o risco do mesmo em não atender os limites estabelecidos. As figuras mostram a eficiência da metodologia proposta para o cálculo de risco *fuzzy*, tomando como base o modelo de DBO/OD “fuzzificado”.

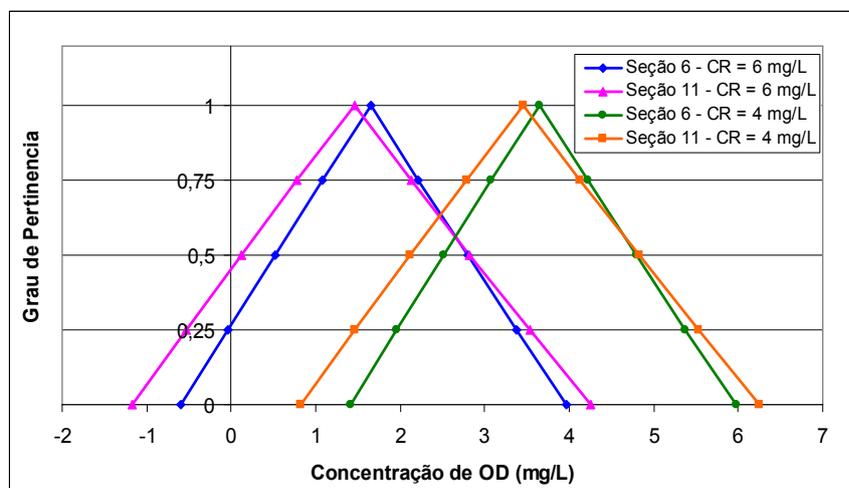


FIGURA 4.24 - Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas.

A Figura 4.25 mostra a mesma simulação anterior para uma concentração de 400 mg/L. Os resultados mostram que quando aumenta a concentração, as funções marginais tendem a se deslocar para a esquerda, aumentando o risco de falha.

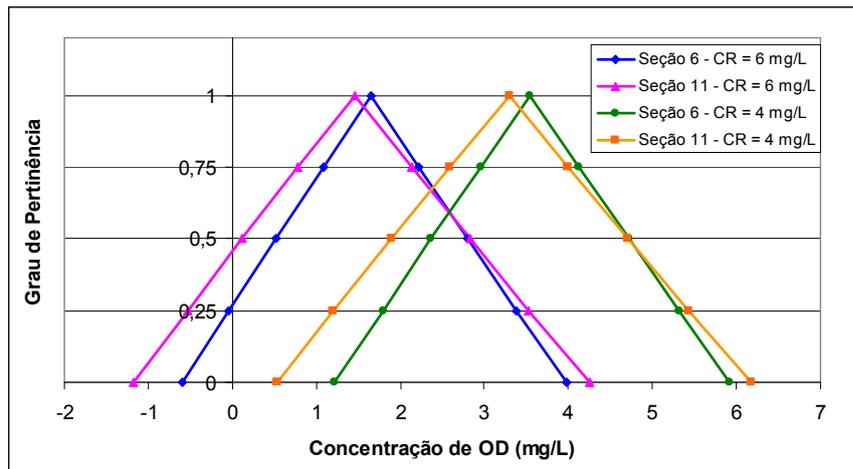


FIGURA 4.25 - Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas com $C = 400$ mg/L.

A Figura 4.26 mostra as mesmas simulações anteriores para uma vazão de $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Neste caso, os resultados mostram os deslocamentos consideráveis para a esquerda, fazendo com que o risco esperado aumente na mesma proporção. A tendência é observada na Figura 4.27 quando a simulação considerou um lançamento de 400 mg/L . Esse resultado mostra que com a redução de vazão e o aumento do lançamento das concentrações de DBO aumenta o *déficit* de oxigênio no corpo hídrico, fazendo com que o risco aumente. Desta forma, considerando que a metodologia é capaz de estabelecer essas tendências para os campos de concentração e as suas funções de pertinência, o risco de falha de um sistema ambiental como esse pode ser mensurável.

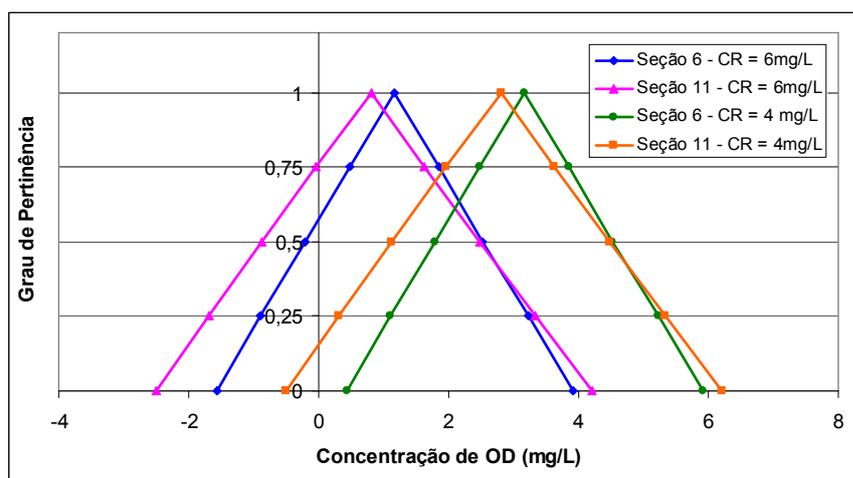


FIGURA 4.26 - Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

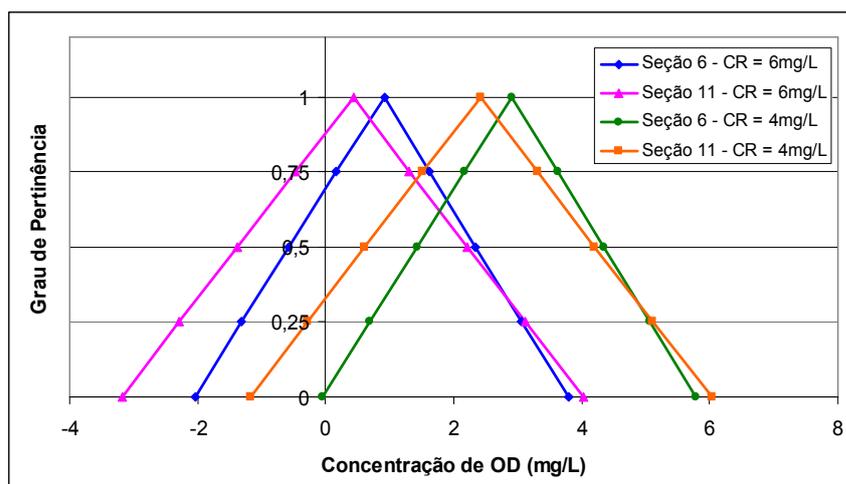


FIGURA 4.27 - Função Marginal para diferentes seções e resistências, no tempo de 8 horas.

4.3. – Risco e Garantia *fuzzy*

Nesta seção serão mostrados os resultados das simulações para o cálculo do risco e da garantia, com base na metodologia proposta. No estudo foram tomados diferentes cenários, de modo que se possa se fazer uma análise do comportamento dos campos de risco e da garantia sob a influência desses cenários.

As Figuras 4.28 e 4.29 mostram os resultados de uma simulação, tomando como base um lançamento de uma concentração de 300 mg/L de DBO, ocorrido de forma contínua, na seção da origem do trecho do rio estudado.

Foram considerados uma vazão do rio de 20 m³/s; uma declividade do rio de 0,00005 m/m; e um coeficiente de rugosidade de 0,01. Os resultados mostram que o campo de risco se comporta de forma semelhante com o comportamento do campo de concentração de OD, para diferentes horas. Como pode ser observado, nas primeiras horas, o risco é zero e a garantia é 1. Com o passar do tempo, aumenta o tempo de exposição do corpo hídrico ao processo de lançamento, aumentando, assim, a presença de DBO no mesmo. Isto faz com que as concentrações de OD caiam, aumentando, assim, o *déficit* na curva de OD, o mesmo ocorrendo, o risco de falha do rio atender as condições ambientais propostas pela resolução CONAMA 357/2005, para os rios de classe 1. Os resultados mostram ainda que, para este cenário o risco aumenta até 20% em 10 horas, momento em que o OD se encontra no ponto mais baixo de sua curva. Neste momento a garantia atinge seu valor mínimo que é de, aproximadamente, 80%.

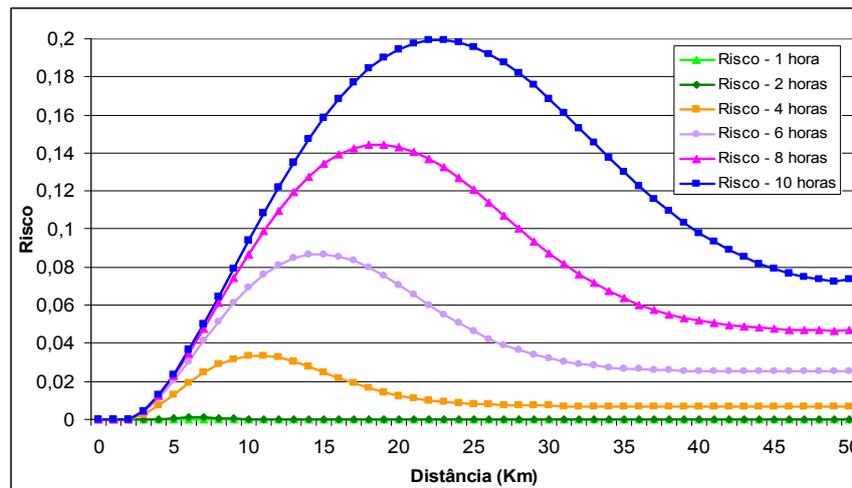


FIGURA 4.28 - Risco de degradação para diferentes tempos e $C = 300$ mg/L.

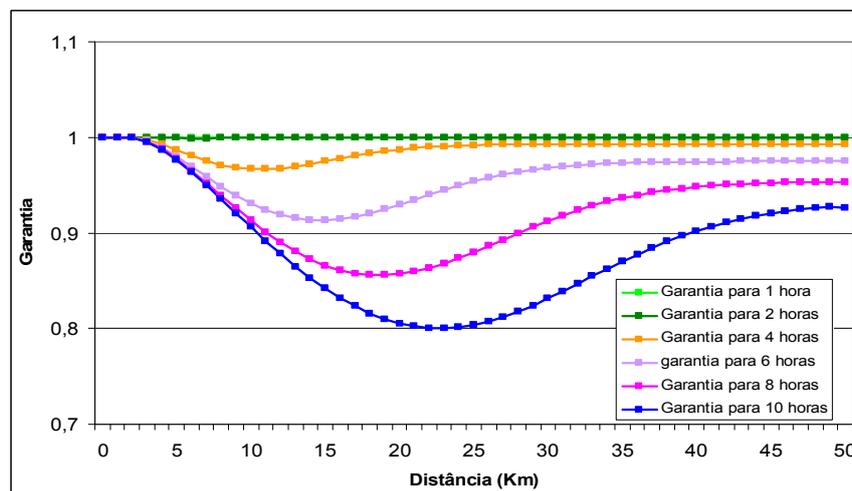


FIGURA 4.29 - Garantia contra degradação para diferentes tempos e $C = 300$ mg/L.

As Figuras 4.30 e 4.31 mostram os resultados da mesma simulação anterior para um lançamento de 400 mg/L de DBO, no mesmo ponto anterior do rio. Os resultados mostram que os comportamentos do risco e da garantia são semelhantes aos resultados anteriores. Contudo, percebe-se que seus valores não se modificam com a intensidade da concentração lançada. Neste caso, o risco atinge um valor máximo, para 10 horas de observação, de 25% a uma posição de 24 Km da origem, onde o OD possui seu menor valor. Já para a garantia, seus valores atingem um mínimo de 75% neste mesmo ponto. Esses resultados mostram que o risco depende, sistematicamente, das condições de lançamento de efluentes. Isto não é nenhuma novidade, do ponto de vista observacional.

A novidade neste resultado é a capacidade da metodologia proposta de quantificar o risco em cada seção do rio, para cada intervalo de tempo, mostrando, assim, o comportamento

quantitativo dos campos de risco e da garantia, ao longo de todo o corpo hídrico analisado, para diferentes tempos.

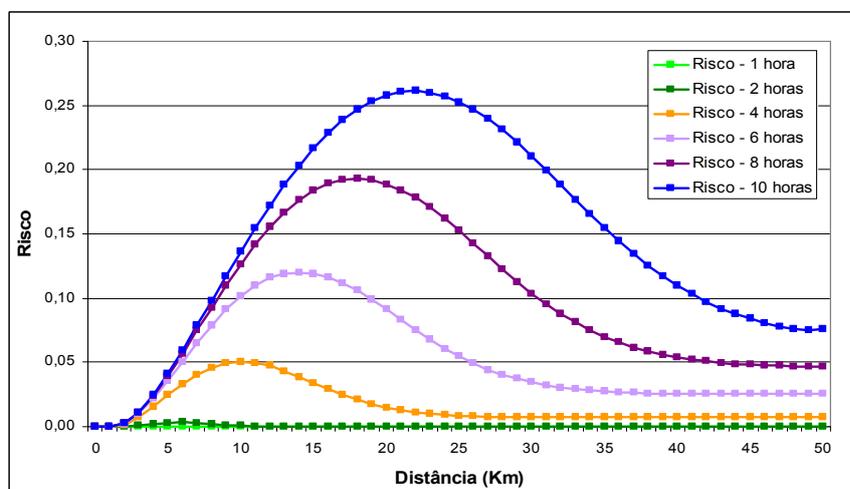


FIGURA 4.30 - Risco de degradação para diferentes tempo e $C = 400$ mg/L.

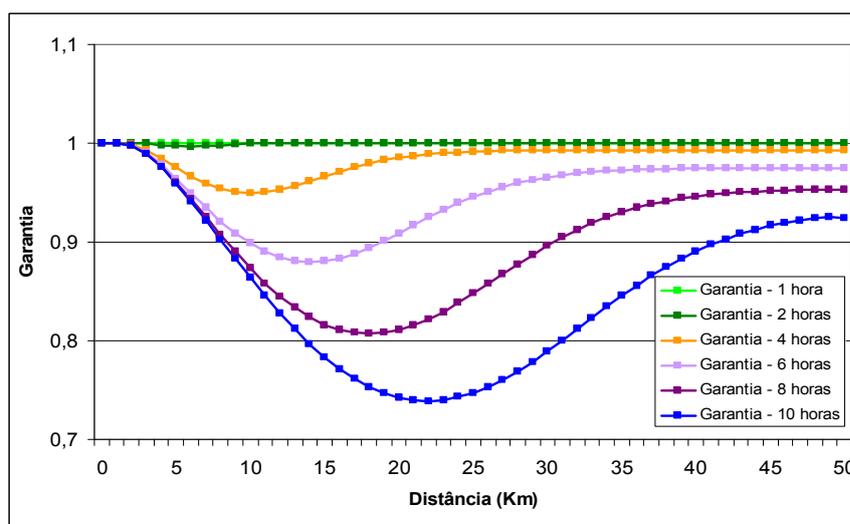


FIGURA 4.31 - Garantia contra degradação para diferentes tempos e $C = 400$ mg/L.

As Figuras 4.32 e 4.33 mostram os resultados da mesma simulação anterior, considerando um rio com uma vazão de $10 \text{ m}^3/\text{s}$, e para um lançamento de 400 mg/L de DBO, lançados no mesmo ponto anterior. Os gráficos mostram que, neste caso, onde a vazão do rio é menor, o risco aumenta consideravelmente. Para um tempo de exposição de 10 horas, o risco atinge um valor superior a 50%, o que é um risco alto para os padrões ambientais de um corpo hídrico. Estes resultados mostram que efluentes domésticos, que têm concentrações de DBO próximos de 300 ou 400 mg/L, precisam de um tratamento inicial, de modo que sua

concentração final chegue ao rio, com valores mais baixos. Do contrário o risco de contaminação do meio aquático será muito grande.

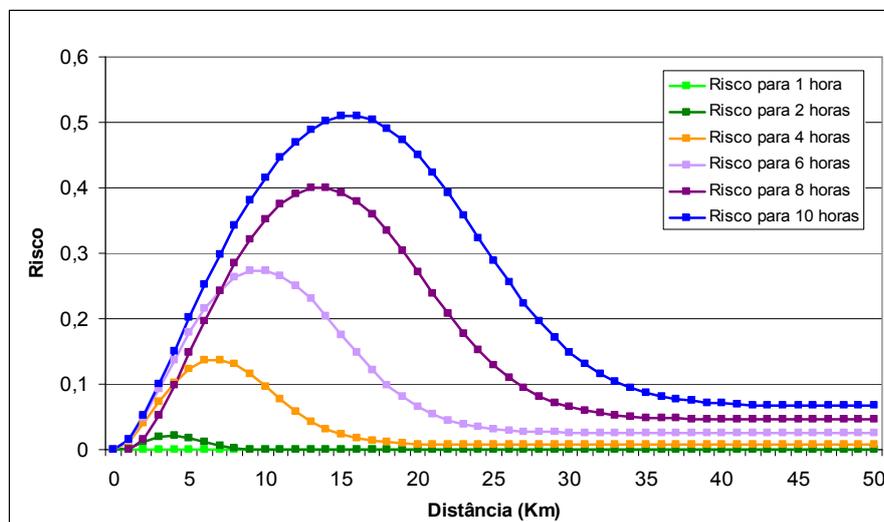


FIGURA 4.32 - Risco de degradação para diferentes tempos e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

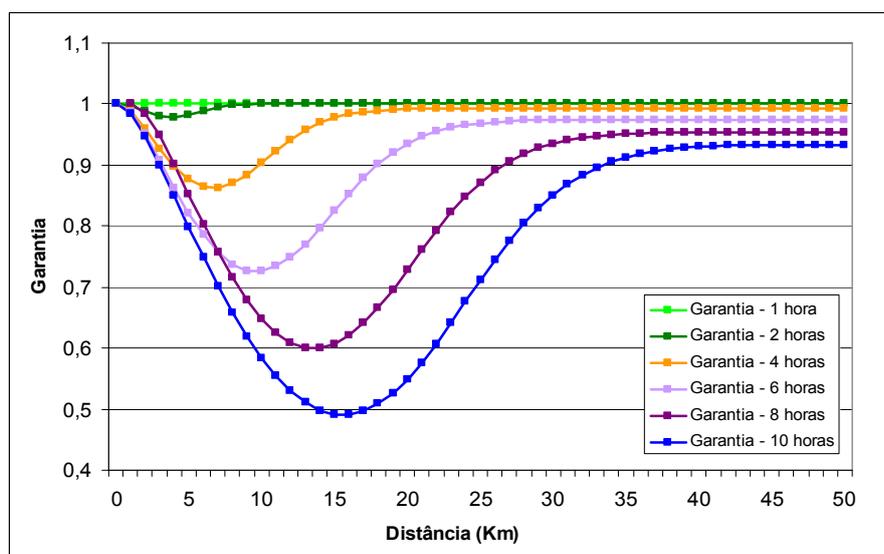


FIGURA 4.33 - Garantia contra a degradação para diferentes tempos e $Q = 10 \text{ m}^3/\text{s}$.

Outra análise que foi considerada levou em conta o cálculo do risco para um rio de classe 3, segundo a Resolução CONAMA 357/2005. As Figuras 4.34 e 4.35 mostram os resultados desta simulação, para diferentes vazões do mesmo rio. Neste caso, o que se tentou foi fazer uma análise, levando em conta diferentes estações do ano, onde as vazões dos rios sofrem consideráveis alterações. Os resultados mostram que o comportamento do risco cai muito, quando se toma como base os rios de classe 3.

Isto era de se esperar, tendo em vista que nos rios de classe 3, a concentração mínima de OD é 4 mg/L. Com isso, o rigor exigido para estas águas é bem menor do que o rigor para um rio de classe 1. Este resultado mostra, uma vez mais, a capacidade da metodologia proposta para o cálculo dos riscos e da garantia em um ambiente aquático.

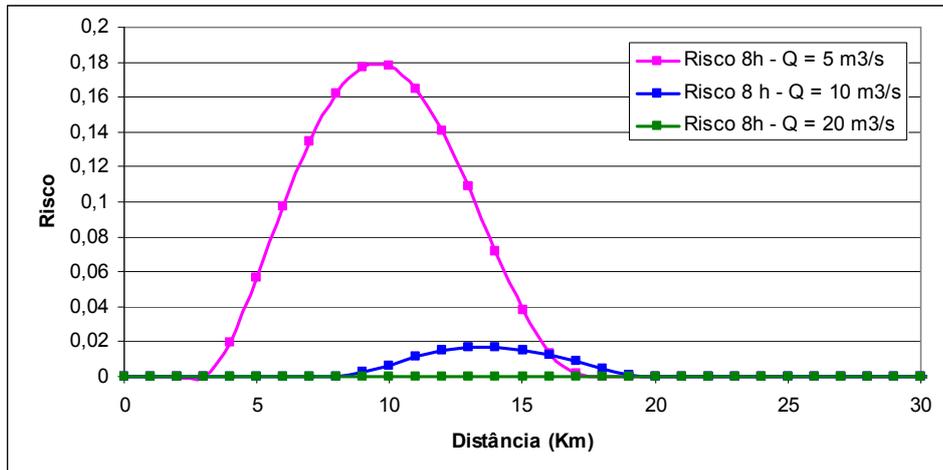


FIGURA 4.34 - Risco de degradação para diferentes vazões no tempo de 8 horas.

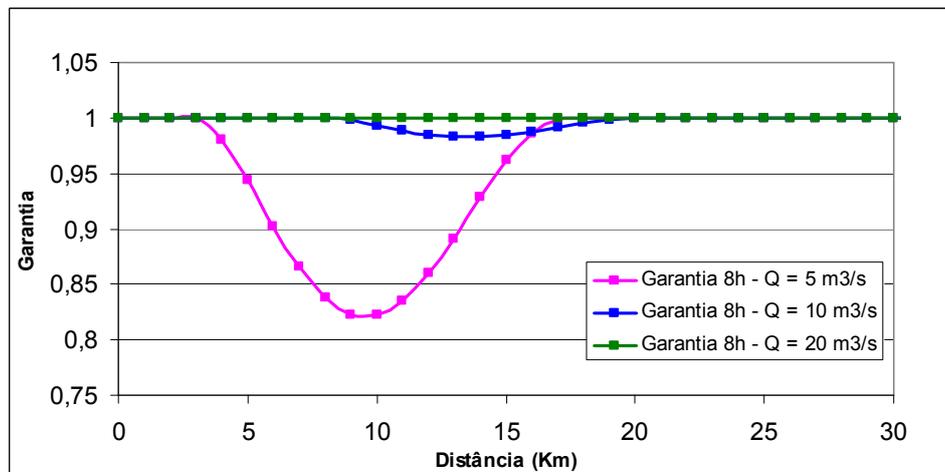


FIGURA 4.35 - Garantia contra a degradação para diferentes vazões no tempo de 8 horas.

Uma análise mais realística foi realizada quando se tomou um rio com vazão de 1 m³/s, recebendo um lançamento de 300 mg/L de DBO. Esta é uma situação típica das regiões semiáridas como é o caso do Nordeste Brasileiro. Nesta região, há muitos rios com vazões bem próximas deste valor.

As Figuras 4.36 e 4.37 mostram os resultados desta simulação para diferentes tempos de exposição do rio a um lançamento de 300 mg/L de DBO. O cenário tomou com base, uma

temperatura do rio de 27 °C e considerou o rio como um rio de classe 1. Os resultados mostram que a situação do rio fica bem crítica para essas condições. O risco atinge valores próximos de 100%, para um tempo de exposição de 10 horas, enquanto que a garantia cai para próximo de 0%.

Esta é uma situação que deve ser evitada, considerando que um corpo hídrico com essas condições estará com suas águas fora dos padrões exigidos pelas normas atuais. Este quadro está presente na maioria dos rios urbanos da Região Nordeste do Brasil.

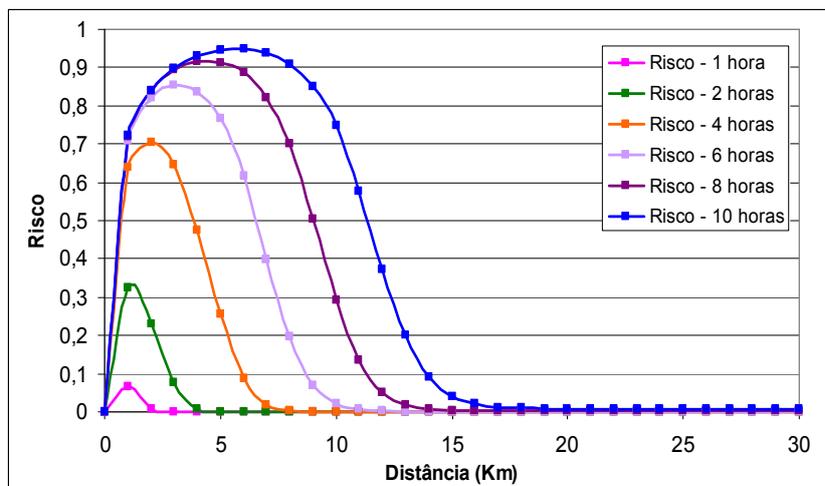


FIGURA 4.36 - Risco de degradação para diferentes tempos e $Q = 1 \text{ m}^3/\text{s}$.

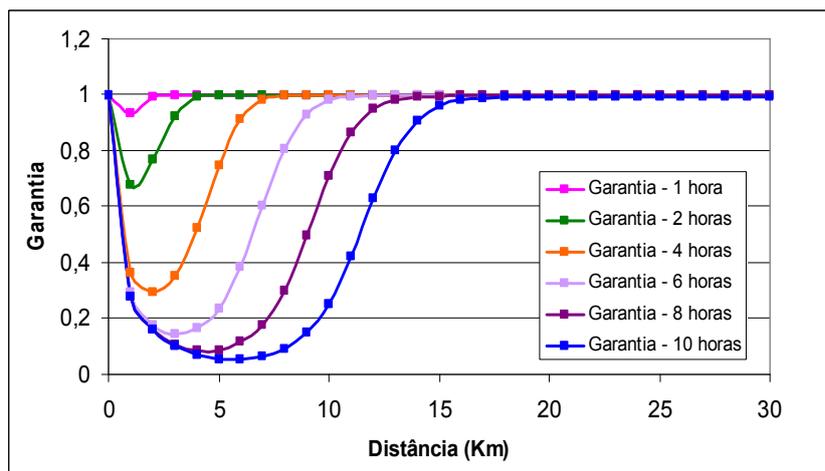


FIGURA 4.37 - Garantia contra a degradação para diferentes tempos e $Q = 1 \text{ m}^3/\text{s}$.

Nas Figuras 4.38 e 4.39 encontram-se os resultados para uma simulação onde a função de pertinência para a resistência foi alterada. Neste caso, foi considerada uma função de pertinência na forma $[2;5;6]$, onde 2 e 6 representam os menores graus de pertinência, enquanto que 5 representa o maior grau de pertinência. Desta forma, buscou-se uma situação onde o rio pode ter vários tipos de uso, com diferentes classificações.

Os resultados mostraram que, para a mesma simulação anterior, o risco aumentou, enquanto que a garantia caiu um pouco mais.

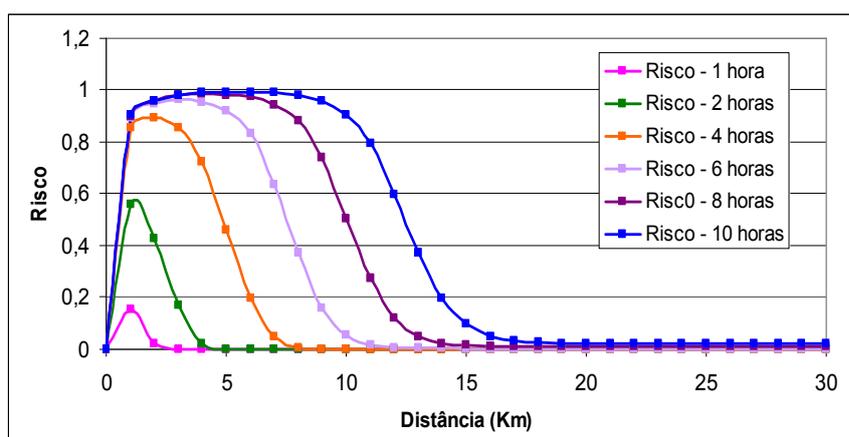


FIGURA 4.38 - Risco de degradação para diferentes tempos e função de pertinência na forma $[2;5;6]$.

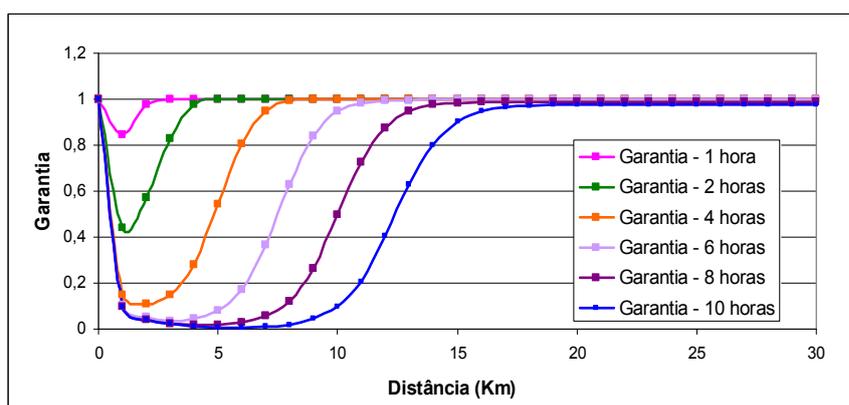


FIGURA 4.39 - Garantia contra a degradação para diferentes tempos e função de pertinência na forma $[2;5;6]$.

As Figuras 4.40 e 4.41 mostram comparações entre essas duas simulações. Entretanto, como pode ser visto, os resultados confirmam que cenários como o apresentado nesta simulação para rios urbanos, devem ser evitados. Rios com baixa vazão, submetidos a lançamentos severos de esgotos domésticos, ou industriais, têm muitas possibilidades de perder sua qualidade ambiental, em curto intervalo de tempo.

Estas Figuras mostram a comparação entre essas duas simulações, tomando como base um tempo de 6 horas. Como pode ser visto, quando se toma a função de pertinência com base em [2;5;6], o risco de degradação ambiental é um pouco maior do que quando se toma um rio de classe 1 como base para avaliar o risco ambiental.

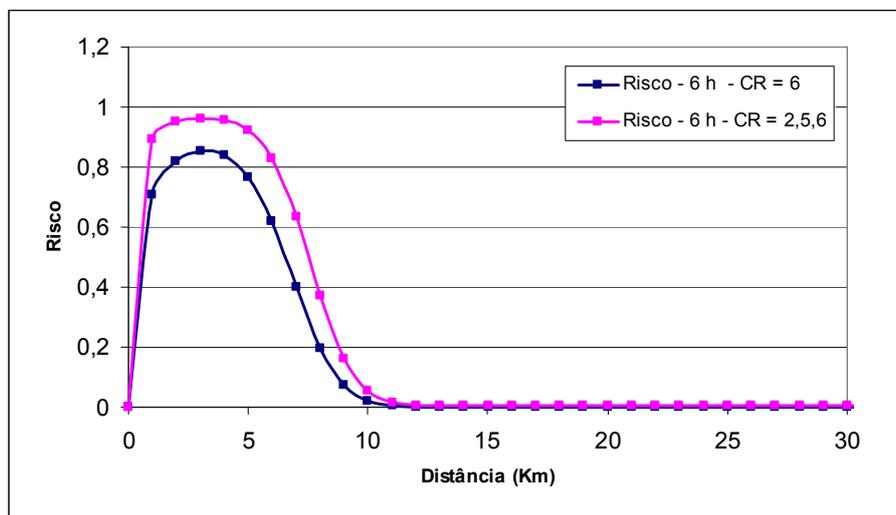


FIGURA 4.40 - Risco de degradação para diferentes concentrações de decaimento, no tempo de 6 horas.

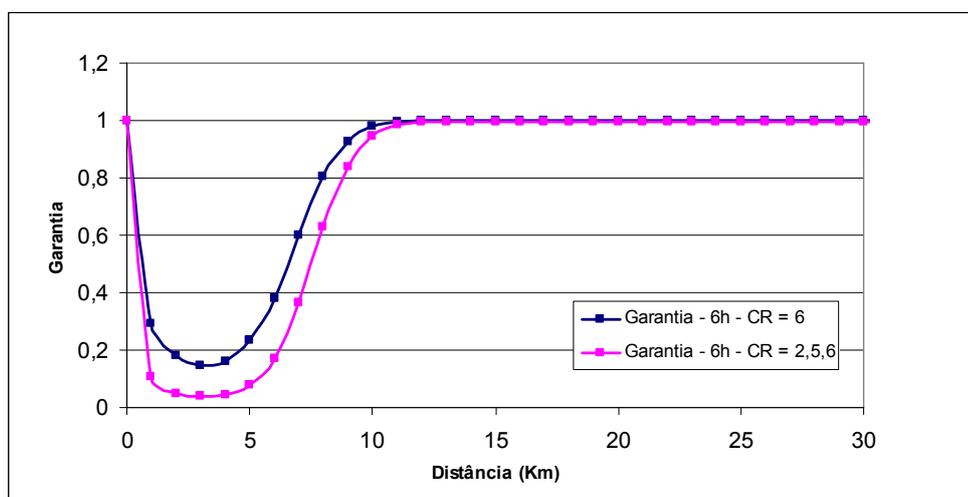


FIGURA 4.41 - Garantia contra a degradação para diferentes concentrações de decaimento, no tempo de 6 horas.

Outra simulação que foi considerada diz respeito ao comportamento do risco em função dos parâmetros hidráulico do rio. Neste caso, foram levadas em conta a declividade e a rugosidade. As Figuras 4.42 e 4.43 mostram os resultados desta simulação tomando como base uma variação da declividade de fundo do rio. Como pode ser observado, quando a declividade é maior o risco de degradação é maior. Isto é explicado pelo fato de que, como a declividade é maior, a velocidade do rio é maior. Assim, a massa poluente sofre uma

advecção mais intensa, fazendo com que o rio fique exposto a concentrações maiores de DBO, ao longo de suas seções de jusante. Assim, o consumo de OD é maior e suas concentrações se tornam menores, resultando no risco de falha aumentar.

Situação inversa ocorre com a garantia. Neste caso, para maiores declividades a garantia diminui como era de se esperar. Outra observação importante é que com o aumento da declividade, o ponto crítico do risco ocorre em seções mais a montante do que no caso de declividades menores. É importante dizer que esses resultados só serão válidos para o tipo de lançamento que está sendo considerado. Em outras situações, como para fontes difusas, há necessidade de novas análises.

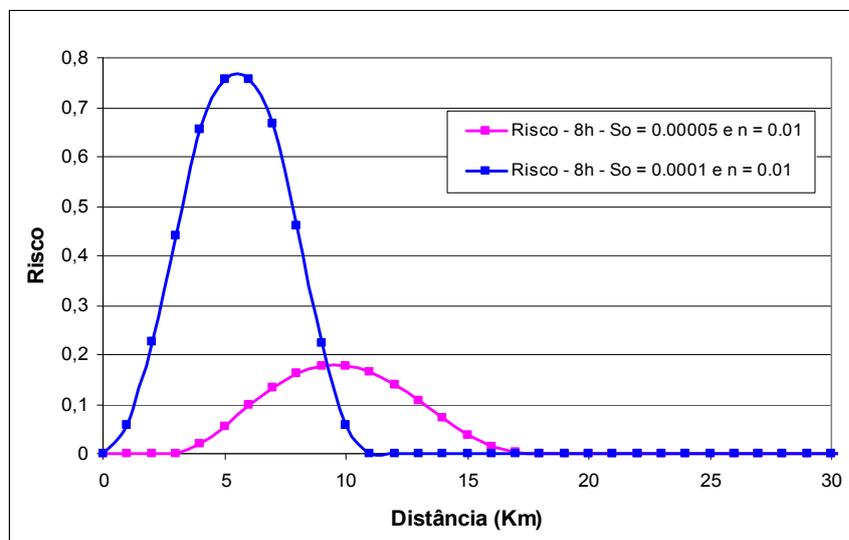


FIGURA 4.42 - Risco de degradação para diferentes declividades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.

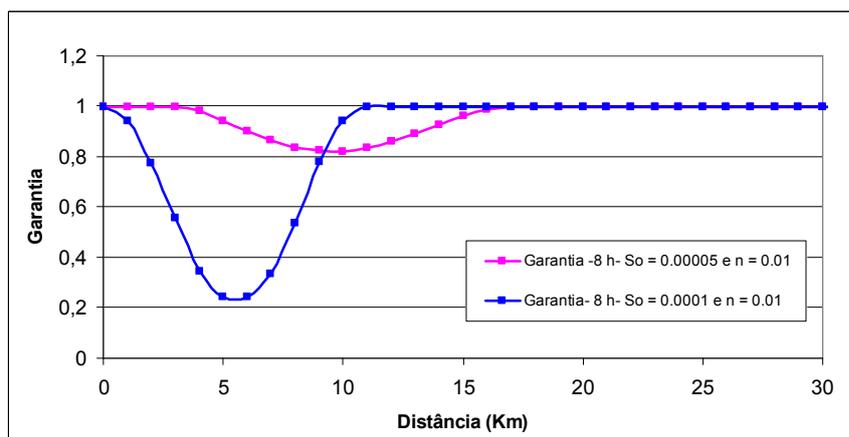


FIGURA 4.43 - Garantia contra degradação para diferentes declividades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.

As Figuras 4.44 e 4.45 mostram semelhante análise para o caso de alteração no valor da rugosidade do canal. Neste caso, o risco é maior para maiores coeficientes de rugosidade e

o seu ponto crítico ocorre muito próximo da origem. Por outro lado, os resultados mostram que, neste caso, o campo de risco é bem menos severo do que no caso anterior. Para os mesmos dados, o risco máximo não ultrapassou a 25%. No caso anterior, esse número chegou a 80%, que é um resultado que permite dizer que o risco em rios naturais é bem mais sensível ao parâmetro da declividade do que ao parâmetro da rugosidade.

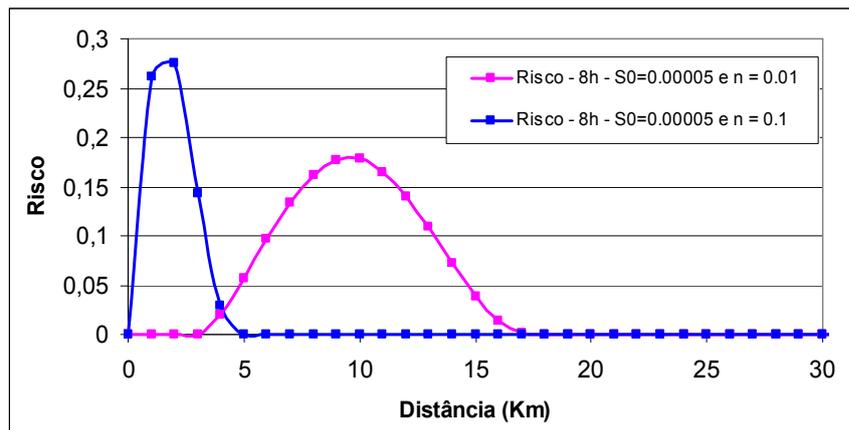


FIGURA 4.44 - Risco de degradação para diferentes rugosidades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.

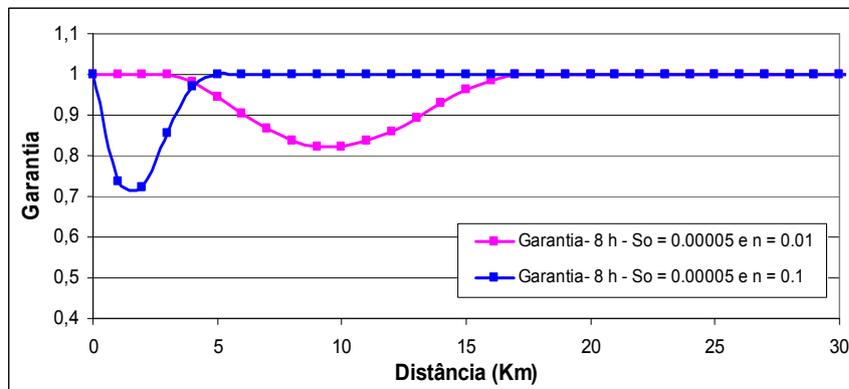


FIGURA 4.45 - Garantia contra a degradação para diferentes rugosidades, no tempo de 8 horas ao longo do canal.

As Figuras 4.46 e 4.47 mostram os resultados de uma simulação para um lançamento de uma concentração de DBO, em uma intensidade tal que a concentração de diluição, no rio, é de 50 mg/L. Este lançamento é instantâneo, localizado a uma seção a 10 Km da origem. Os resultados mostram o risco e a garantia, para diferentes tempos, ao longo do rio. Através destes resultados, pode-se observar a importância desta metodologia, onde o risco e a garantia são mostrados para vários tempos e ao longo do rio. Desta forma, esta metodologia permite que se tenha uma análise da dinâmica dos campos de risco e da garantia, bem como sua quantificação em todo o período de observação.

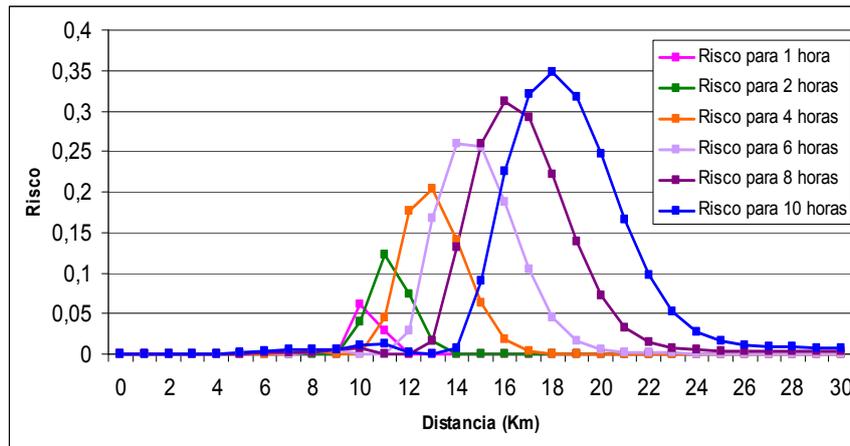


FIGURA 4.46 - Risco de degradação para uma carga pontual e instantânea.

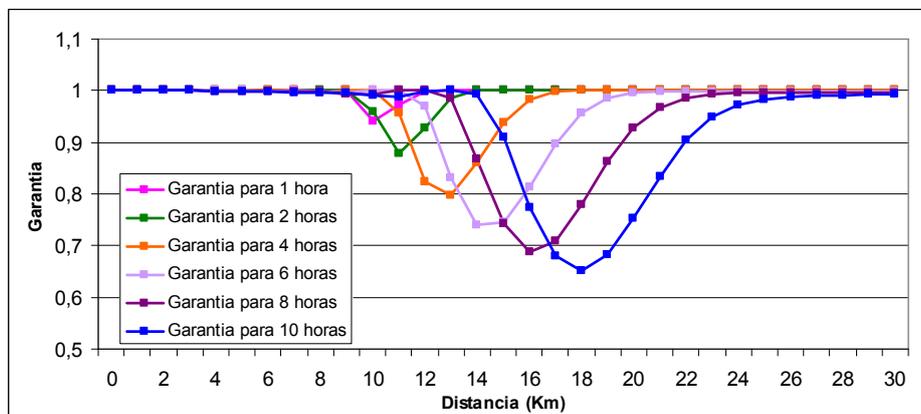


FIGURA 4.47 - Garantia contra a degradação para uma carga pontual e instantânea.

As Figuras 4.48 e 4.49 mostram o risco e a garantia, em uma seção situada a 10 km da origem, em função do tempo. Este resultado serve para mostrar a evolução do campo de risco em uma seção durante um intervalo de tempo de observação. Através das figuras, pode-se ver que o risco é zero durante as primeiras horas. Depois começa a crescer até atingir seu valor máximo, que corresponde no tempo em que o OD atinge seu ponto crítico de concentração mínima.

Isto é explicado considerando que o efeito do lançamento do efluente só atinge a seção observada 2 horas depois do lançamento. Certamente se fosse escolhida outra seção, mais a jusante, este tempo seria maior.

Outra observação que deve ser feita é de que, como foi verificado antes, o efeito da função de resistência escolhida é fundamental para a avaliação do risco. Por exemplo, para uma resistência de um rio de classe 3, o risco é bem menor do que se for considerado o caso da resistência para um rio de classe 2.

Esta simulação considera os dois casos e admite ainda um caso de uma resistência mista onde sua função de pertinência varia entre [2;5;6], com 5 sendo a concentração com maior grau de pertinência.

Como pode ser observado, pela Figura 4.49, que a garantia se comporta de maneira semelhante ao caso do risco. Este resultado mostra uma vez mais a capacidade da metodologia proposta para o cálculo do risco e que, certamente, irá contribuir significativamente nos programas de concessão de outorga para lançamento de efluentes nos rios naturais.

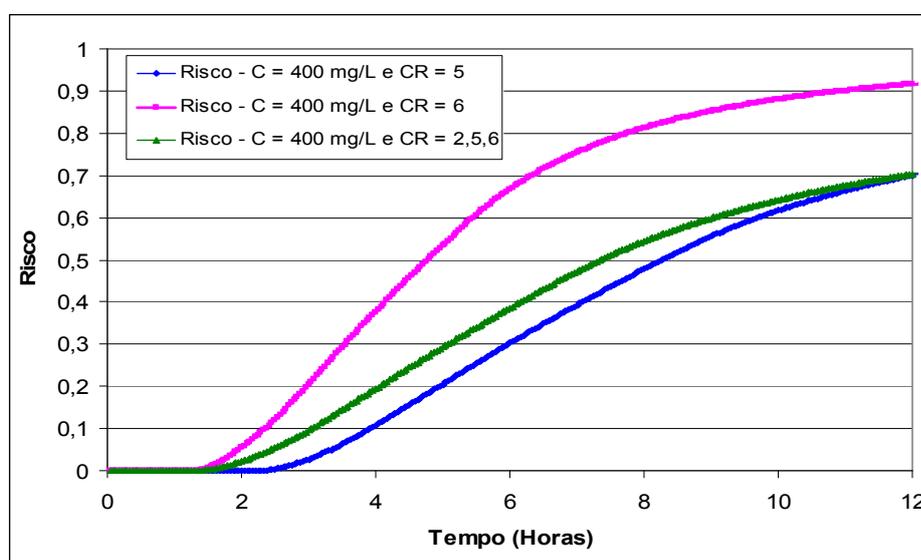


FIGURA 4.48 - Risco de degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo.

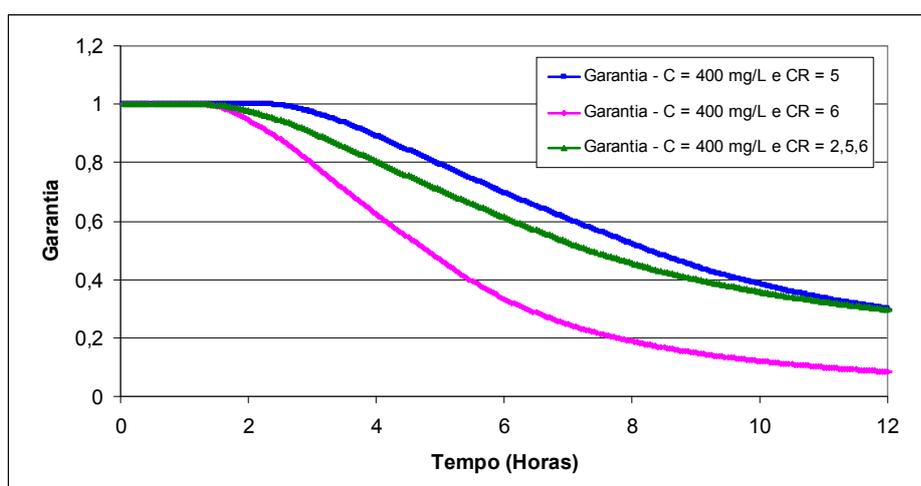


FIGURA 4.49 - Garantia contra a degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo.

As Figuras 4.50 e 4.51 mostram a mesma simulação anterior para o caso de um lançamento com uma menor concentração de DBO. Neste caso, a concentração lançada é de

200 mg/L. Os resultados mostram que, como no caso anterior, o risco atinge uma valor muito alto, o que permite concluir que para rios com baixa vazão, como é o caso dos rios urbanos do nordeste brasileiro, o risco de contaminação e destruição da vida aquática é bem alto. Com isso, a garantia é bem baixa de sucesso de um rio sendo operado neste cenário.

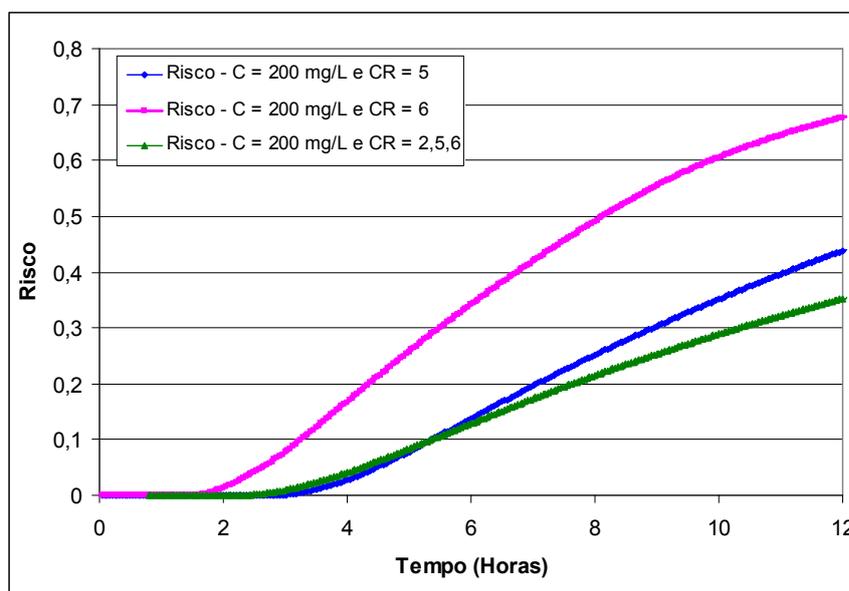


FIGURA 4.50 - Risco de degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo e C = 200 mg/L.

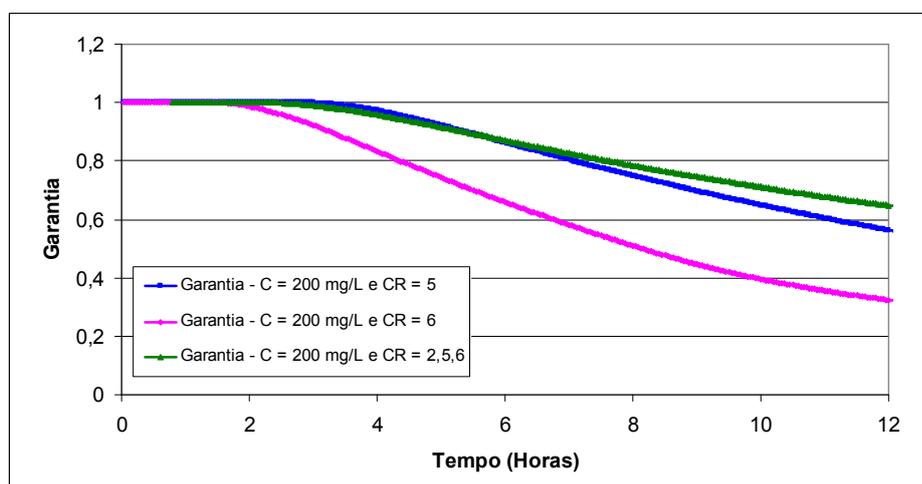


FIGURA 4.51 - Garantia contra a degradação para seção 11 para diferentes resistências ao longo do tempo e C = 200 mg/L.

4.3.1. Resultado da Aplicação do Modelo para o Rio Cocó

Nesta seção serão apresentados os resultados obtidos a partir de uma simulação que foi realizada tomando como base os dados do Rio Cocó, um rio urbano que corta a cidade de Fortaleza, no Estado do Ceará. Esta aplicação mostra também a grande vantagem de se usar a Teoria *fuzzy* para calcular o Risco de Degradação Ambiental em um sistema hídrico para o caso de um rio urbano. Neste caso, poucos foram os dados necessários considerados, o que garante a facilidade do uso desta teoria nos estudos de Análise de Risco.

Para esta simulação foram considerados, o coeficiente de rugosidade, tomado como sendo 0,04, para o número com maior grau de pertinência, a vazão média de $3 \text{ m}^3/\text{s}$, a declividade média como sendo 0,00005, a largura média como sendo de 10 m, e possíveis cargas de lançamentos de DBO, que variam de 200 até 600 mg/L. Todos esses valores foram extraídos de pesquisa de Rocha, 2006. Esses valores foram “fuzzificados” tomando um desvio da média de 20%.

As Figuras 4.52 e 4.53 mostram os resultados dos campos de risco para os diversos lançamentos, como função da distância. O tempo de observação foi de 12 horas. Como pode ser observado, o Rio Cocó, como era de se esperar, com baixa vazão, não tem capacidade de receber cargas poluentes acima de 200 mg/L, mesmo que a resistência considerada seja para um rio de classe 2, uma vez que, neste caso, o risco crítico já atinge um valor próximo de 30%, o que é considerado um quadro de alto risco. Outra observação importante é que, como foi verificado antes, o campo de risco segue o mesmo comportamento da curva de depleção do oxigênio dissolvido. Com isso, pode-se afirmar que este campo é um funcional cujo comportamento depende de várias funções independentes que compõem sua formulação.

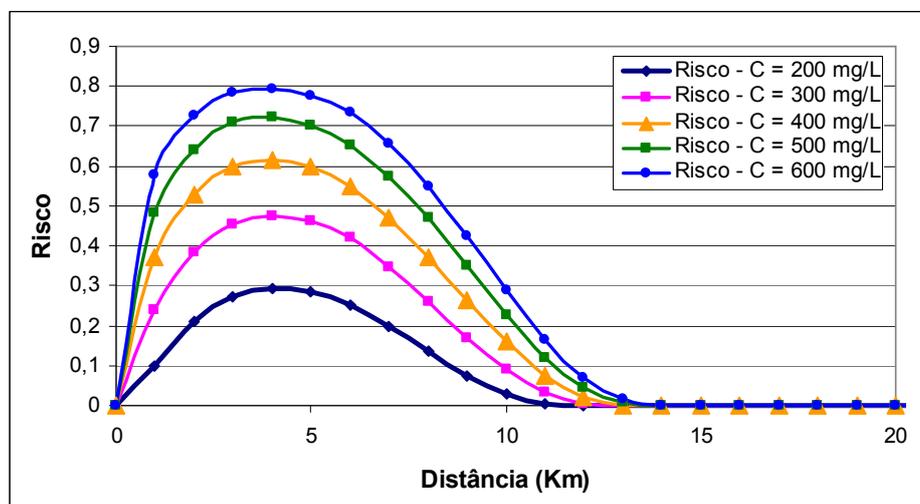


FIGURA 4.52 - Risco de degradação para diferentes concentrações ao longo do canal.

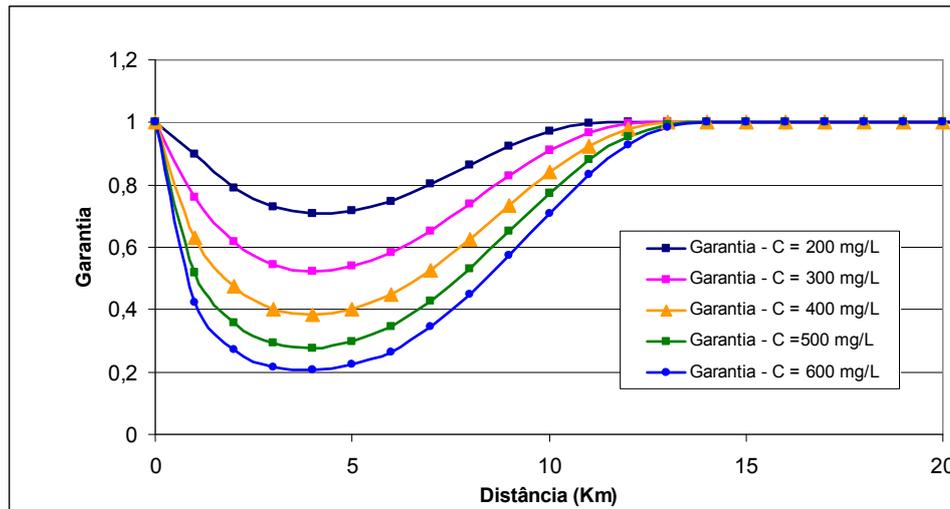


FIGURA 4.53 - Garantia de degradação para diferentes concentrações ao longo do canal, a 5 Km de origem.

As Figuras 4.54 e 4.55 mostram os resultados do risco e da garantia para uma seção tomada a 10 km do ponto de observação. Os resultados mostram que o risco é zero para as primeiras 3 horas. Somente após este momento, o risco começa a aumentar atingindo um valor crescente em 12 horas, para todos os lançamentos. Desta forma, esse resultado mostra, claramente, que para um lançamento de 200 mg/L, o risco pode chegar a valores superiores a 50%, o que é um valor de alto risco, como foi dito anteriormente. Com isso, pode-se concluir, que o Rio Cocó, nas condições apresentadas, de vazão de 3 m³/s não pode receber lançamentos de efluentes sem um devido tratamento.

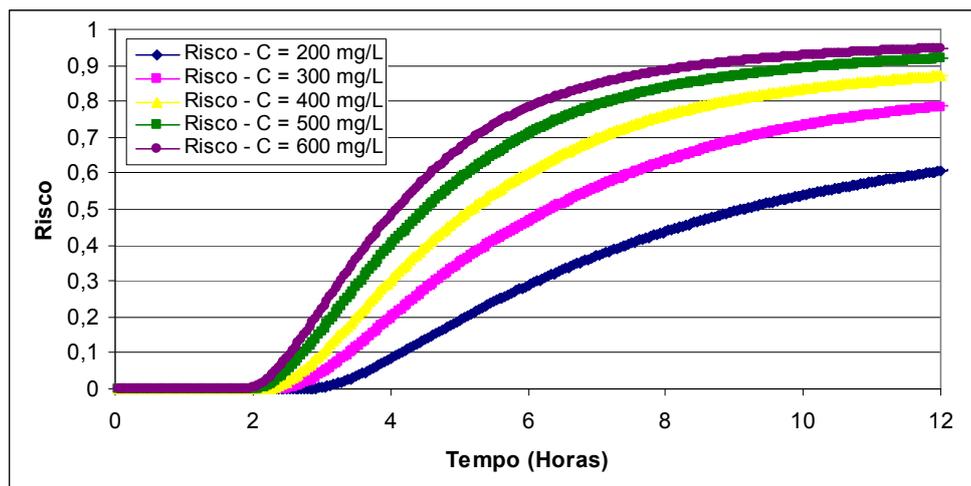


FIGURA 4.54 - Risco de degradação para diferentes concentrações ao longo do tempo a 10 Km de origem.

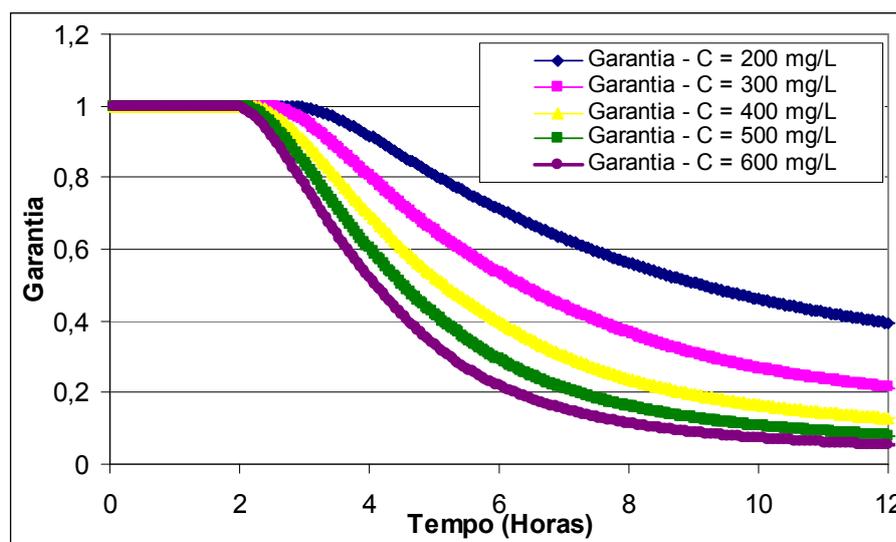


FIGURA 4.55 - Garantia contra a degradação para diferentes concentrações ao longo do tempo, a 10 Km de origem.

Por outro lado, este estudo serviu para mostrar a importância da Teoria *fuzzy*, como uma ferramenta para a Análise de Risco, em ambientes aquáticos. É verdade que a *fuzzificação* das equações diferenciais que determinam os modelos, ainda necessitam de muitos estudos. Ainda há muitos abismos e segredos presentes em cada formulação, tomando como base os diferentes cenários, as condições de contorno, as condições iniciais, enfim, a própria hidrodinâmica presente em cada processo de transporte, que deve ser levada em consideração para o futuro. Mas, não é possível negar que a Teoria *fuzzy*, com sua formulação especial, com sua simplicidade operacional, pode se tornar uma ferramenta consistente no estudo de Análise de Risco, principalmente, nas questões da Gestão dos Recursos Hídricos pertinentes às concessões de outorgas de lançamentos de efluentes.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1. - Conclusões

Após uma série de simulações, onde foram apresentados diferentes cenários que levaram em consideração a hidráulica dos rios, com seus diversos parâmetros determinantes ao processo de transporte, bem como os lançamentos de efluentes, com suas características pertinentes às concentrações de DBO, alguns resultados foram analisados e foi possível tirar as seguintes conclusões:

- ❖ A metodologia proposta para este estudo, com base na aplicação da Teoria *fuzzy*, nos Modelos de DBO/OD, apresentou-se como uma ferramenta adequada para o estudo da Análise de Risco, em Sistemas Hídricos sujeitos aos lançamentos de efluentes domésticos ou industriais;
- ❖ O programa computacional, desenvolvido a partir da formulação do Modelo, Matemático, mostrou-se eficiente e muito eficaz em sua capacidade de produzir resultados. O mesmo permite que diferentes fontes de lançamentos possam ser usadas, bem como, diferentes formas de resultados, tanto do ponto de vista dos modelos determinísticos, como do ponto de vista da modelagem *fuzzy*, possam ser obtidos com igual sucesso;
- ❖ As funções de pertinências encontradas para o Oxigênio Dissolvido têm uma característica dinâmica, onde para cada seção, e cada tempo de observação, seus valores são deslocados hora para a direita do eixo das concentrações, hora para a esquerda, de acordo com a característica ambiental daquela seção, naquele momento. Este fato é determinante no processo do cálculo do risco e da garantia. Os resultados permitiram concluir que essas funções são afetadas pela temperatura, intensidade das concentrações de lançamentos, parâmetros hidráulico e hidrológico do rio, bem como do tipo de fonte que está sendo considerada. Estes resultados eram esperados, considerando os estudos de campo;

- ❖ Na determinação do campo de risco é possível visualizar, a partir das simulações realizadas, diferentes comportamentos para o mesmo. Os estudos permitiram visualizar, por exemplo, que para regiões com baixas temperaturas, o risco é menor, para determinados lançamentos, do que para regiões equatoriais, onde as temperaturas são mais elevadas. Este fato está relacionado com a concentração de saturação do oxigênio dissolvido, que é maior nas regiões de clima frio;
- ❖ Com relação aos parâmetros hidráulicos simulados, os resultados mostraram que o risco calculado, para diferentes declividades, e para o cenário de lançamento usado, é maior quando a declividade é maior. Este fato está relacionado com a capacidade de escoamento do rio que aumenta com a declividade. Com isso, diminui o tempo de residência, fazendo com que a massa de DBO seja transportada em um tempo bem menor do que o tempo necessário para ocorrer o decaimento bacteriano. Com isso, o rio fica exposto por mais tempo com altas concentrações de DBO, aumentando, assim, o consumo de OD. Com isso o risco tende a aumentar, enquanto que a garantia diminui. Este resultado mostra a capacidade da metodologia proposta para este estudo;
- ❖ Da mesma forma, quando o estudo trata da rugosidade, os resultados mostram que o risco e a garantia são afetados por este parâmetro, onde quanto maior a rugosidade, maior o pico do risco. O resultado também pode ser explicado, considerando que a rugosidade atua de forma oposta com a declividade. Assim, quanto maior a rugosidade, menor é a capacidade de transporte do rio. Com isso, aumenta o tempo de residência, fazendo com que as concentrações de DBO fiquem mais tempo nas proximidades da região de lançamento, permitindo assim que o processo de decaimento ocorra antes da massa poluente atingir as seções de jusante do rio. Com isso, o OD consumido é menor e o risco segue esta mesma tendência;
- ❖ Os estudos permitiram ainda concluir que o campo de risco é mais sensível ao parâmetro da declividade do que ao parâmetro da rugosidade do rio. No primeiro caso, o risco chegou a 80% para uma variação da declividade de ordem 10. Entretanto, quando foi realizada uma redução da mesma ordem para a rugosidade, o risco não chegou a 30%. Este resultado é muito importante quando se trata de rios urbanos. Neste caso, as ações antrópicas causam muitas transformações no leito destes corpos

hídricos, alterando, significativamente, a calha do mesmo e, com isso, alterando a declividade do seu leito;

- ❖ Quando a metodologia proposta foi aplicada, de forma simples, ao Rio Cocó, os resultados encontrados foram bastante significativos e permitiram concluir que rios com esta capacidade hídrica, comum na região do nordeste brasileiro, não têm capacidade receptora, tomando como base o nível de concentração de DBO presentes nos esgotos domésticos. Nesta simulação, para as várias concentrações de DBO que foram consideradas, o risco encontrado é muito alto e a garantia muito baixa, o que permite concluir que há necessidade de se fazer um tratamento adequado para esses efluentes, antes de se tentar qualquer tipo de lançamento. Do contrário, certamente, que o rio estará fora dos padrões estabelecidos pelas normas que tratam da qualidade ambiental dos corpos hídricos;
- ❖ Finalmente, os resultados permitiram concluir que a combinação entre a Teoria de Transporte de Massa e a Teoria *fuzzy* pode ser uma significativa ferramenta a ser considerada para o estudo de Análise de Risco em Engenharia Ambiental, tanto do ponto de vista de sistemas hídricos, como também, para sistemas atmosféricos, que trata de sua qualidade.

5.2. - Recomendações

Neste estágio do desenvolvimento científico, a aplicação da Teoria *fuzzy* nos problemas ambientais, pertinentes ao meio contínuo, ainda se encontra em um estágio bem embrionário. Não há muitos estudos relacionados a aplicação desta teoria na solução das equações diferenciais parciais, principalmente, quando essas equações são relacionadas com problemas de escoamento e de transporte. Este trabalho representa um desafio para que esta classe de experiência seja iniciada. Desta forma, as seguintes recomendações podem ser sugeridas para estudos futuros:

- ❖ Que os estudos sejam estendidos para outras substâncias, e não somente para o caso da DBO e do OD;

- ❖ Que o modelo possa ser aplicado em regiões onde a altitude é bem acima do nível do mar, para que seja aferido o efeito dos coeficientes do decaimento, reaeração e suas consequências no comportamento do campo de concentração;
- ❖ Que a metodologia possa ser empregada em reservatórios para que possa ser estudado o risco de eutrofização nesses corpos hídricos;
- ❖ Que o modelo possa ser estendido com a introdução dos processos hidrodinâmicos para avaliar seus efeitos nos estudos de estuários, principalmente, relacionados com a intrusão salina;
- ❖ Otimização do programa computacional.

CAPÍTULO 6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmad, S.; Khan, I.H.; Parida, B.P.; *Performance of stochastic approaches for forecasting river water quality. Water Resources.* (35), 18, 4261-4266, 2001.

Andrade, C.F.; *Estudo de planícies de inundação através da análise dos parâmetros hidráulicos do canal principal e sua influência na avaliação do risco fuzzy de enchentes, Tese de Doutorado* em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

Atkinson, J.F.; Blair, S.; Taylor, S.; Ghosh, U. *Surface Aeration. Journal of Environmental Engineering.* (121), 1, 113 - 118. 1995.

Baldochi, M.A., *Utilização do modelo QUAL2E como apoio ao gerenciamento da qualidade das águas da bacia do córrego dos Bagres. Dissertação de Mestrado.* Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

Benedetti L.; Meirlaen, J; Sforzi, F; Facchi, A; Gandolfi, C; Vanrolleghem, PA.; *Dynamic integrated water quality modeling: A case study of the Lambro river, northern Italy.* Institute of Agricultural Hydraulics, **Water AS**, (33), 5, 2007.

Bird, R. B.; Stewart, W. E; Lightfoot, E. N.; In: *Transport phenomena.* John Wiley, Ney, York, 2001.

Bogardi, I.; Duckestein, L.; *The fuzzy logic paradigm of risk analysis.* In: riskbased decision making in water resources X. Santa Barbara, California. New York, ASCE, 2002.

Boorman, D.B.; *LOIS In-stream water quality modeling. Part 1. Catchments and methods. The Science of the Total Environmental,* 314-316, 2003.

Braga, B.; Em: *Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.* 2ª edição, Prentice Hall, São Paulo, 2005.

Chagas, P. F.; *Perspectivas da aplicação da teoria fuzzy para cálculo de risco em sistemas hidrodinâmicos. Tese de Doutorado* em Engenharia Civil Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

Chang, N.B.; Chen, H.W.; Ning, S.K.; *Identification of river water quality using the fuzzy Synthetic Evaluation approach. Journal of environmental management,* 63, 293-305, 2001.

Chapra, S.C.; Canale, R.P.; In: *Numerical methods for engineers.* 2th edition, McGraw-Hill, New York, 1988.

Chapra, S.C.; In: *Surface Water Quality Modeling.* McGraw-Hill, New York, 1997.

Chiu, C.; Park, C. S.; *Fuzzy cash flow analysis using present worth criterion*. **The Engineering Economist**, (39), 113-137, 1994.

Cho, H.; Choi, H. ; Kim, Y.; *A risk assessment methodology for incorporating uncertainties using fuzzy concepts*. **Reliability Engineering and System**, South Korea, (78), 173–183. 2002.

Christofoletti, A.; *Modelagem de sistemas ambientais*. 1ª edição, Edgard Blücher, São Paulo, 2000.

Collins, J. D.; *Risk analysis methodologies developed for the US Department of Defense*. **Reliability Engineering and System**, (20), 87–115, 1998.

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

Daniel, M.B.; Montebelo, A.A; Martinelli, A.A.; *Effects urban sewage on dissolved oxygen dissolves inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba river basin*. **Water, Air and Soil Pollution**. 136, 189-206, 2002.

Di Toro, D.M., *Sediment Flux Modeling*. Wiley-Interscience. New York, 2001.

Dubois, D., Prade, H., *An introduction to fuzzy systems*. **Clinica Chimica Acta**. 270, 3-29, 1998.

Duckstein, L; Plate, E.J.; Benedini, M.; *Water Engineering Reliability and Risk: a System Framework*. In: Engineering Reliability and Risk in Water Resources. Duckstein and Plate (Eds). Nato ASI Series, Serie E: **Applied Science**., 124, Sordrecht, Nijhoff Publishers, 1987.

Eatherall, A.; Boorman, D.B.; Willians, R.K.; *Modeling in-stream water quality in LOIS*. **The Science of the Total Environmental**. 210/211, 499 – 517, 1998.

Esogbue, A.; Theologidu, M.; Guo, K.; *On the application of fuzzy sets theory to the optimal flood control problem arising in water resources systems*. **Fuzzy Sets and Systems**, (48), 155–172. USA, 1992.

Fisher, H.B.; In: *Mixing in inland and coastal water*. Academic Press, 1979.

Fletcher, C.A.J.; In: *Computational techniques for fluid dynamics*. Vol. 02, Springer Series in Computational, Springer Verlag, 1989.

Ganoulis, J.; Duckstein, L.; Bogardi, I.; *Risk analysis of water quantity and quality problems: The engineering approach*. In: Ganoulis (Ed.), **Water Resources Engineering Risk Assessment**, Nato ASI Series, Serie G: Ecological Sciences, (29), 1991.

Ganoulis, J.G; In: *Engineering risk analysis of water pollution*. Probabilities and fuzzy sets. VCH publishers Inc. Weinheim; New York; Basel; Tokyo, 1994.

Gastaldini, M.C.C., *Análise do mecanismo de autodepuração do rio Jacaré-Guaçu. Dissertação de Mestrado*. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 1982.

Ghosh, S., Mujumdar, P.P., *Risk minimization in water quality control problems of a river system. Advances in Water Resources*. 29, 458-470, 2006.

Giordani, G., Zaldivar, J.M., Viaroli, P., *Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. Ecological Indicators*. 9, 982-991, 2009.

Gualtieri, C.; Gualtieri, P.; Doria, G.P.; *Dimensional analysis of reaeration rate in streams. Journal of environmental engineering*. (28), 1, 12-18, 2002.

Hunsaker, C.T.; Levine, D.A.; *Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. BioScience*. (45), 193-203, 1995.

Icaga, Y., *Fuzzy evaluation of water quality classification. Ecological Indicators*. 7, 710-718, 2007.

Incropera, Frank P.; Dewitt, D. P.; In: *Fundamentals of heat and mass transfer*. 3th. Edition, John Wiley, New York, 1990.

James, A.; In: *An introduction to water quality modeling*, 2nd edition. By John Wiley & Sons, 1993.

Jorgensen, S.E.; In: *Fundamental of Ecological Modeling*. 2nd, Elsevier, Amsterdam, 1988.

Karmakar, S., Mujumdar, P.P., *Grey fuzzy optimization model for water quality management of a river system. Advances in Water Resources*. 29, 1088-1105, 2006.

Kaufmann, A.; Gupta, M. M.; In: *Fuzzy mathematical models in engineering and management science*. Elsevier Science Publishers B, Amsterdam, 1988.

Kite, G. W.; In: *Frequency and risk analyses in Hydrology*. 2th edition, Fort Collins, Water Resources Publ., Colorado, 1978.

Lesieur, M., *Turbulence in fluids*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 1997.

Lima, C.A.A., *O uso do modelo QUAL2E na simulação das qualidades das águas do Rio Jacaré-Guaçu. Dissertação de Mestrado*. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 1997.

Linkens, G.R.; Bormann, F.H.; *Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. Bioscience* 24, 447-456, 1974.

Liou, S-M.; Lo, S-L.; Hu, C-Y.; *Application of two-stages fuzzy set theory to river quality evaluation in Taiwan*. **Water Research**, 37, 1406-1406, 2003.

Liou, Yin-Ting., Lo, Shang-Lien., *A fuzzy index model for trophic status evaluation of reservoir waters*. **Water Research**. 39, 1415-1423, 2005.

López, A., *Stochastic water quality models: solution, calibration and application*. **Dissertation**. Faculty of the graduate school. Cornell University. 1999

Lu, R-S; Lo, S-L.; *Diagnosing Reservoir Water Quality using Self-organizing Maps and Fuzzy Theory*. **Water Research**, 36, 2265–2274. 2002.

Lu, R-S; Lo, S-L.; Hu, J-Y.; *Analysis of reservoir water quality using fuzzy synthetic evaluation stochastic environmental research and risk assessment*. Springer-Verlag, 13, 327-336, 1999.

Martin, J.L., Mccutcheon, S.C., *Hydrodynamics and transport for water quality modeling*. Lewis Publishesrs. 1999.

Martinelli, L.A.; Krusche, A.V.; Victoria, R.L.; De Camargo, P.B.; *Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba river, Brazil*. **Water, Air, and Soil Pollution**, 110, 67-79, 1999.

McAvoy, D.C., Masscheleyn, P., Peng,C., *Risk assessment approach for untreated wastewater using the Qual2E water quality model*. **Chemosphere**. 52, 55-66, 2003.

Mcintyre, N.R.; Wheater, H.S.; *A tool for risk based management of surface water quality*. **Environmental Modeling & Software**. (19), 1131-1140, 2004.

Meybeck, M.; In: *River water quality global ranges, time and space variabilites, proposal for some redefinitions*. Verh. Internat. Verein. 26, 1996.

Meyer, J.L.; McDowell, W.H.; Bott, T.L.; Elwood, J.W.; *Elemental dynamics in streams*. **Journal of the north American Benthological Society**.(7), 4, 410-432, 1988.

Mohamed, A.M.O., Cote, K., *Decision analysis of polluted site – a fuzzy set approach*. **Waste Management**. 19, 519-533, 1999.

Mouton, A.M., De Baets, B., Goethals, P.L.M., *Knowledge-based versus data-driven fuzzy habitat suitability models for river management*. **Environmental Modeling & Software**. 24, 982-993, 2009.

Mpimpas, H., Anagnostopoulos, P., Ganoulis, J., *Modeling of water pollution the Thermaikos Gulf with fuzzy parameters*. **Ecological Modelling**. 142, 91-104, 2001.

Neal, C.; House, W.A.; Whitton, B.A.; Leeks, G.J.L.; *Foreword to especial issue: Water quality and biological of UK rivers entering the North Sea: The Land Ocean Interaction Stud (LOIS) and associated work. The Science of the Total Environmental*, 210/211, 1– 4, 1998.

Orlob, G.T., *Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs*. John Wiley & Sons. 1983.

Park, S.S.; Lee, Y.S. *A water quality modeling study of the Nakdong river. Ecological Modeling*, 152, 65-75, 2002.

Peters, M.E.; Meybeck, M.; *Water Quality degradation effects on freshwater availability: impacts of human activities. Water International*. (20), 2, 185-193, 2000.

Piveli, R.P., Kato, M.T., *Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos*. ABES. São Paulo, 2005.

Porto, F.A., Branco, S.M., Luca, S.J., *Caracterização da qualidade da água*. In: Porto, R.L.L., *Hidrologia Ambiental*. EDUSP/ABRH. São Paulo, 1991.

Randall, A.; In: *Resource Economics: an economic approach to natural resource and environmental policy*. 2nd, John Wiley & Sons, New York, 1987.

Rauch, W.; Henze, M.; Koncsos, L.; Shanahan, P.; *River Water Quality: I – State of the Art. Water Science and Technology*, (11),38, 237–244, 1998.

Ribeiro, M.O.; *Estudo da Poluição e Autodepuração nos Rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF/GO, com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futur. Dissertação de Mestrado* em Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, 2001.

Rocha, P.A.C.; *Estudo da Sustentabilidade do Rio Cocó Através do Método Espectral em Grade Não Uniforme Para os Cálculos da Advecção-Dispersão de Poluentes, Tese de Doutorado* em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

Rodrigues, R.B., *Sistema de suporte à decisão proposto para gestão quali-quantitativa dos processos de outorga e cobrança do uso da água. Tese de Doutorado*. Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

Santos, S.H.L.; *Aplicação da Teoria dos Números Difusos em um Modelo de Operação de Reservatório, para Estudar o Comportamento da Vazão Regularizada e do Rendimento como Variáveis Difusas.*, **Dissertação de Mestrado** em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

Saavedra, O. R. *Introdução aos Conjuntos Difusos* – Notas de aula – Inteligência Artificial. Universidade Federal do Maranhão, 2003.

Sawyer, C.N., *Chemistry for environmental engineering and science*. McGraw-Hill. Boston, 2003.

Serguieva, A.; Hunter, J.; *Fuzzy Interval Methods in Investment Risk Appraisal*. **Fuzzy Sets and Systems**, 142, 443–466, 2003.

Shanahan, P.; Henze, M.; Koncsos, L.; Rauch, W.; *River Water Quality: II – Problems of the Art*. **Water Science and Technology**, (11), 38, 245-252, 1998.

Silveira Neto, A., Grand, D., Métails, O., Lesieur, M., *A numerical investigation of the coherent structures of turbulence behind backward-facing step*. **Journal of Fluid Mechanics**. 256, 1-25, 1993.

Silvert, W., *Fuzzy indices of environmental conditions*. **Ecological Modeling**. 130, 111-119, 2000.

Sincock, A.M.; Wheeler, H.S.; Whitehead, P.G.; *Calibration and sensitivity analysis of a river quality model under unsteady flow conditions*. **Journal of Hydrology**. 277, 214-229, 2003.

Somlyódy, L.; Henze, M.; Koncsos, L.; Rauch, W.; *River Water Quality: III – Future of the Art*. **Water Science and Technology**, (11), 38, 253-260, 1998.

Souza, D.N., *Análise Multivariada por Parâmetros de Qualidade de Água no Parque Ecológico do Rio Cocó*, **Dissertação de Mestrado** em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

Stamou, A.I.; *Improving the numerical modeling of river basin*. **Political Geography**. 18, 437-476, 1999.

Suresh, K.R., Mujumdar, P.P., *A fuzzy risk approach for performance evaluation of an irrigation reservoir system*. **Agricultural Water Management** 69, 159-177, 2004.

Tartakovsky, D.M.; *Probabilistic risk analysis in subsurface hydrology*. **Geophysical Research Letters**. (34), L05404, 2007.

Tchobanoglous, G.; In: *Wastewater engineering: collection and pumping of wastewater*. McGraw-Hill, NY, 1981.

Thomann, R.V., Mueller, J.A., *Principles of surface water quality modeling and control*. Harper & Row. New York, 1987.

Tucci, C.; Em: *Modelos hidrológicos*. Ed. UFRGS; ABRH, Porto Alegre, 1998.

Tundisi, J.G., *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. 2ª edição., São Carlos. 2005.

Gomes, V.U., *Aplicação dos Modelos da Onda Cinemática e da Onda Difusa, em Rios Naturais, para Estudar Propagação de Onda de Cheia.*, **Dissertação de Mestrado** em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

Vanrolleghem, P.A.; Benedetti, L.; Meirlaen, J.; *Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system*. **Environmental Modeling & Software**. 20, 427-442, 2005.

Van Waveren, R.H. *Application of models in water management in the Netherlands: past, present and future*. **Water Science and Technology**. (39), 4, 13-20, 1999.

Vieira, V. P. P. B.; Em: *Análise de risco em recursos hídricos: fundamentos e aplicações*. Porto Alegre: ABRH, 2005.

Von Sperling, M.; Em: *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

Von Sperling, M.; Em: *Estudo e modelagem da qualidade de água de rios*. 1ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

Welty, J. R.; Wilson, R. E.; Wicks, C. E., In: *Fundamental of momentum heat and mass transfer*, 4th edition, John Wiley & Sons, New York, 2001.

Wetzel, R.G.; Likens, G.E.; In: *Limnological analyses*. 2ª edição. Springer-Verlag, New York, 1991.

Whitehead, P.G.; Williams, R.J.; Lewis, D.R. *Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development*. **The Science of the Total Environment**, 194/195, 447–456, 1997.