UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ CENTRO DE TECNOLOGIA DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

MARCOS ABÍLIO MEDEIROS DE SABÓIA

DESENVOLVIMENTO DE MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS COM VISTAS A AVALIAÇÃO CUSTO-EFETIVIDADE DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA

FORTALEZA 2011

MARCOS ABÍLIO MEDEIROS DE SABÓIA

DESENVOLVIMENTO DE MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS COM VISTAS A AVALIAÇÃO CUSTO-EFETIVIDADE DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Recursos Hídricos Orientador: Prof. Dr. Francisco de Assis de Souza Filho

FORTALEZA 2011

MARCOS ABÍLIO MEDEIROS DE SABÓIA

DESENVOLVIMENTO DE MODELO QUALIDADE DA ÁGUA EM RIOS COM VISTAS A AVALIAÇÃO CUSTO-EFETIVIDADE DO ENQUADRAMENTO DOS CORPOS DE ÁGUA

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração: Recursos Hídricos

Aprovada em ___/__/___

BANCA EXAMINADORA

Professor Francisco de Assis de Souza Filho (Orientador), Doutor Universidade Federal do Ceará – UFC

> Professor Raimundo Oliveira de Souza, Doutor Universidade Federal do Ceará – UFC

Professor José Sérgio dos Santos, Doutor Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

FORTALEZA 2011

A Deus

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a Deus por tudo de bom que já aconteceu na minha vida e por dar-me forças nos momentos mais complicados.

Minha família foi de fundamental importância para que eu conseguisse desenvolver o meu trabalho, mais especificamente, minha mãe Gilka, meu pai Hélder, minha irmã Ticiana e meu irmão Carlos Henrique que sempre me ajudaram e sempre estarão ao meu lado quando eu precisar. Essas pessoas são os alicerces da minha vida, certamente, sem elas não teria conseguido alcançar o nível intelectual e moral que tenho hoje.

Minha namorada Thaiany sempre me apoiou e esteve me dando suporte emocional quando não conseguia desenvolver o meu trabalho, devido aos mais diversos empecilhos da vida. Serei eternamente grato ao seu amor e carinho incondicionais.

Além dessas pessoas que são essenciais na minha vida, gostaria de agradecer:

Ao professor Francisco de Assis de Souza Filho por ter me orientado e ajudado em absolutamente tudo que precisei durante o meu curso de mestrado.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental que também foram essenciais no meu aprendizado.

Aos meus amigos do laboratório de Gerenciamento do Risco Climático e Sustentabilidade Hídrica, GRM-SII, pela companhia e ajuda durante a pesquisa.

A todos os meus amigos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento do meu trabalho.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro durante esses dois anos de auxílio.

"Temos o destino que merecemos. O nosso destino está de acordo com os nossos méritos." (Albert Einstein)

RESUMO

O lançamento de efluentes em rios é um grande problema a ser estudado, pois existe a necessidade de que os corpos hídricos possuam padrões de qualidade correspondentes aos seus respectivos usos. A modelagem da qualidade da água surge como uma forte ferramenta para auxiliar no gerenciamento dos recursos hídricos, pois através dela é possível determinarmos os inúmeros parâmetros de qualidade da água existentes, sendo de fundamental importância para a concessão de outorga e lançamento de efluentes nos corpos hídricos. Para realizar a modelagem da qualidade da água em rios, foi desenvolvido um programa computacional baseado na estrutura do software QUAL2E. Além disso, foi realizado um estudo no sentido de analisar o enquadramento dos rios em classes, que visa assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas, utilizando-se vários cenários de simulações na Bacia do Jaguaribe que é a maior do Estado do Ceará. Também foi realizada a quantificação dos custos de instalações das estações de tratamento de água e esgoto, com o objetivo de manter os corpos hídricos em padrões de qualidade das gua em nosso Estado, que ainda se encontra em estágio inicial.

Palavras-chave: modelagem, qualidade, água.

ABSTRACT

The discharge of sewage into rivers is a major problem to be studied, because there is a need for water bodies that have quality standards corresponding to their respective uses. The water quality modeling emerges as a strong tool to help manage water resources, because through it is possible to determine the numerous existing parameters of water quality, being of fundamental importance for the grant award and release of effluents into water bodies. To accomplish the modeling of water quality in rivers, we developed a computer program based on the structure of the software QUAL2E. Furthermore, a study was conducted in order to analyze the framework of the rivers in classes, which aims to ensure water quality compatible with the most demanding uses to which they are intended, using various scenarios of simulations in the Jaguaribe Basin which is the largest in the state of Ceara. It was also performed a quantification of the costs of station facilities for water treatment and sewage, in order to keep the bodies in water quality standards desired. This work aims to contribute to the development of modeling water quality in our state, which is still in its early stages.

Keywords: modeling, quality, water.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 2-1 Evolução dos modelos de qualidade da água (adaptado de PARK et al., 2002)23
Figura 3-1 Sistema urbano de água-esgoto41
Figura 3-2 Bacia Hidrográfica do Jaguaribe43
Figura 4-1 Comportamento do oxigênio dissolvido após o lançamento de esgoto no rio
(adaptado de CHAPRA, 1997)55
Figura 4-2 Taxa de reaeração versus velocidade e profundidade (adaptado de CHAPRA,
1997)
Figura 4-3 Ciclo do nitrogênio em águas naturais (adaptado de CHAPRA, 1997)61
Figura 4-4 Fluxograma do programa computacional65
Figura 4-5 Custos de implantação de ETE com lagoas de estabilização no Brasil. (SALES,
2010)
Figura 4-6 Diagrama unifilar
Figura 5-1 Gráfico dos níveis de OD calculados pelo QUAL2E e pelo QUAL2BR77
Figura 5-2 Gráfico dos níveis de DBO calculados pelo QUAL2E e pelo QUAL2BR77
Figura 5-3 Gráfico dos níveis de coliformes calculados pelo QUAL2E e pelo QUAL2BR78
Figura 5-4 Gráfico dos níveis de OD devido ao lançamento de esgoto in natura
Figura 5-5 Gráfico dos níveis de DBO devido ao lançamento de esgoto in natura
Figura 5-6 Gráfico da concentração de algas devido ao lançamento de esgoto in natura84
Figura 5-7 Gráfico dos níveis de nitrogênio devido ao lançamento de esgoto in natura84
Figura 5-8 Gráfico dos níveis de fósforo devido ao lançamento de esgoto in natura
Figura 5-9 Gráfico da concentração de coliformes devido ao lançamento de esgoto in natura85
Figura 5-10 Enquadramento do rio
Figura 5-11 Gráfico dos níveis de OD relativos a cada vazão inicial
Figura 5-12 Gráfico dos níveis de DBO relativos a cada vazão inicial
Figura 5-13 Gráfico das concentrações de algas relativos a cada vazão inicial
Figura 5-14 Gráfico das concentrações de nitrogênio orgânico relativos a cada vazão inicial 89
Figura 5-15 Gráfico das concentrações de nitrogênio amoniacal relativos a cada vazão inicial
Figura 5-16 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrito relativos a cada vazão inicial 90
Figura 5-17 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrato relativos a cada vazão inicial90
Figura 5-18 Gráfico das concentrações de fósforo orgânico relativos a cada vazão inicial91

Figura 5-19 Gráfico das concentrações de fósforo inorgânico relativos a cada vazão inicial91
Figura 5-20 Gráfico das concentrações de coliformes relativos a cada vazão inicial
Figura 5-21 Gráfico dos níveis de OD relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de
esgoto tratado
Figura 5-22 Gráfico dos níveis de DBO relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de
esgoto tratado94
Figura 5-23 Gráfico das concentrações de algas relativos a cada vazão inicial, após o
lançamento de esgoto tratado95
Figura 5-24 Gráfico das concentrações de nitrogênio orgânico relativos a cada vazão inicial,
após o lançamento de esgoto tratado95
Figura 5-25 Gráfico das concentrações de nitrogênio amoniacal relativos a cada vazão inicial,
após o lançamento de esgoto tratado96
Figura 5-26 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrito relativos a cada vazão inicial,
após o lançamento de esgoto tratado96
Figura 5-27 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrato relativos a cada vazão inicial,
após o lançamento de esgoto tratado97
Figura 5-28 Gráfico das concentrações de fósforo orgânico relativos a cada vazão inicial, após
o lançamento de esgoto tratado97
Figura 5-29 Gráfico das concentrações de fósforo inorgânico relativos a cada vazão inicial,
após o lançamento de esgoto tratado
Figura 5-30 Gráfico das concentrações de coliformes relativos a cada vazão inicial, após o
lançamento de esgoto tratado
Figura 5-31 Enquadramento do rio99
Figura 5-32 Comparação entre os níveis de OD, após o lançamento de esgoto sem tratamento
e com tratamento
Figura 5-33 Comparação entre os níveis de DBO, após o lançamento de esgoto sem
tratamento e com tratamento
Figura 5-34 Comparação entre as concentrações de algas, após o lançamento de esgoto sem
tratamento e com tratamento
Figura 5-35 Comparação entre as concentrações de nitrogênio orgânico, após o lançamento de
esgoto sem tratamento e com tratamento
Figura 5-36 Comparação entre as concentrações de nitrogênio amoniacal, após o lançamento
de esgoto sem tratamento e com tratamento104

Figura 5-37 Comparação entre as concentrações de nitrogênio nitrito, após o lançamento de
esgoto sem tratamento e com tratamento104
Figura 5-38 Comparação entre as concentrações de nitrogênio nitrato, após o lançamento de
esgoto sem tratamento e com tratamento
Figura 5-39 Comparação entre as concentrações de fósforo orgânico, após o lançamento de
esgoto sem tratamento e com tratamento
Figura 5-40 Comparação entre as concentrações de fósforo inorgânico, após o lançamento de
esgoto sem tratamento e com tratamento
Figura 5-41 Comparação entre os níveis de coliformes, após o lançamento de esgoto sem
tratamento e com tratamento
Figura 5-42 Enquadramento do rio sem tratamento e com tratamento107

LISTA DE TABELAS E QUADROS

Tabela 1 - Lançamento de efluentes	27
Tabela 2 - Classe 1 (águas doces)	
Tabela 3 - Classe 3 (águas doces)	
Tabela 4 - Vazões médias de esgoto (Bacia do Jaguaribe)	44
Tabela 5 - Valores de $\boldsymbol{\theta}$	63
Tabela 6 - Topologia do sistema	67
Tabela 7 - Lançamentos de cabeceira	70
Tabela 8 - Lançamentos incrementais	70
Tabela 9 - Comparação entre os resultados simulados e os obtidos pelo QUAL2E	72
Tabela 10 - Lançamentos de cabeceira	79
Tabela 11 - Lançamentos incrementais	79
Tabela 12 - Lançamentos incrementais (continuação)	80
Tabela 13 - Níveis de tratamento	92
Tabela 14 - Custos de tratamento dos lançamentos	100
Quadro 1 - Parâmetros	71
Quadro 2 - Parâmetros	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ETE	Estação de tratamento de esgoto
ETA	Estação de tratamento de água
USEPA	United States Environmental Protection Agency
SSD	Sistema de suporte à decisão
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
UTM	Universal Transversal de Mercator

LISTA DE SÍMBOLOS

OD	Oxigênio dissolvido	mg/l
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio	mg/l
Q	Vazão	m ³ /s
A _c	Área da seção transversal	m^2
у	Profundidade do escoamento	m
g	Aceleração da gravidade	m/s^2
<i>S</i> ₀	Declividade do fundo do canal	m/m
S_f	Declividade devido ao efeito de atrito	m/m
n	Coeficiente de rugosidade	$m^{-1/3}.s$
R	Raio hidráulico	m
S _e	Declividade da linha de energia do	m/m
	canal	
V	Volume	m ³
С	Concentração do constituinte	mg/L
Ε	Coeficiente de dispersão	m^2/s
U _c	Velocidade média na seção	m/s
S	Fontes externas (positivo) ou	mg/s
	sumidouros (negativo) do constituinte	
Α	Concentração de biomassa algal	mg/L
μ	Taxa de crescimento algal	dia ⁻¹
ρ	Taxa de respiração algal	dia ⁻¹
σ_1	Taxa de sedimentação das algas	m/dia
d	profundidade média	m
μ_{MAX}	taxa máxima de crescimento algal	dia ⁻¹
FL	Fator limitante de crescimento das	adimensional
	algas devido à intensidade de luz solar	
FN	Fator limitante de crescimento das	adimensional
	algas devido ao nitrogênio	
FP	Fator limitante de crescimento das	adimensional
	algas devido ao fósforo	

L	Concentração da última DBO	mg/l
<i>K</i> ₁	Coeficiente de decomposição da DBO	dia ⁻¹
<i>K</i> ₃	Taxa de perda de DBO devido à	dia ⁻¹
	sedimentação	
v_s	Velocidade de sedimentação	m/dia
Н	Profundidade da água	m
0	Concentração do oxigênio dissolvido	mg/l
0*	Concentração do oxigênio dissolvido	mg/l
	na saturação	
α ₃	Taxa de produção de oxigênio por	mg-O/mg-A
	unidade de alga decorrente da	
	fotossíntese	
α_4	Taxa de consumo de oxigênio por	mg-O/mg-A
	unidade de alga devido à respiração	
α_5	Taxa de consumo de oxigênio por	mg-O/mg-A
	unidade nitrogênio amoniacal devido à	
	oxidação	
α ₆	Taxa de consumo de oxigênio por	mg-O/mg-N
	unidade nitrogênio nitrito devido à	
	oxidação	
<i>K</i> ₂	Coeficiente de reaeração	dia ⁻¹
K_4	Demanda de oxigênio pelo sedimento	g/m ² -dia
β_1	Taxa constante de oxidação biológica	dia ⁻¹
	do nitrogênio amoniacal	
β_2	Taxa constante de oxidação do	dia ⁻¹
	nitrogênio/nitrito	
<i>N</i> ₁	Concentração de nitrogênio amoniacal	mg-N/l
<i>N</i> ₂	Concentração de nitrogênio nitrito	mg-N/l
Т	Temperatura	celsius
E _c	Concentração de coliformes	colônias/100ml
<i>K</i> ₅	Taxa de perda de coliformes	dia ⁻¹
S	Salinidade	g/l
α	Constante de proporcionalidade	adimensional

I ₀	Energia luminosa na superfície	cal cm ⁻² d ⁻¹
K _e	Coeficiente de extinção	m^{-1}
F_p	Fração das bactérias que estão ligadas	adimensional
	a outras partículas	
<i>P</i> ₁	Concentração de fósforo orgânico	mg-P/l
<i>P</i> ₂	Cconcentração de fósforo inorgânico	mg-P/l
α2	Teor de fósforo das algas	mg-P/mg-A
σ_2	Taxa da fonte bentônica de fósforo	mg-P/m ² -dia
	dissolvido	
σ_5	Taxa de sedimentação do fósforo	dia ⁻¹
	orgânico	
eta_4	Taxa de decaimento do fósforo	dia ⁻¹
	orgânico	
<i>N</i> ₃	Concentração de nitrogênio nitrato	mg-N/l
N_4	Concentração de nitrogênio orgânico	mg-N/l
α ₁	Fração de biomassa algal que é	mg-N/mg-A
	nitrogênio	
β_3	Taxa constante para hidrólise do	dia ⁻¹
	nitrogênio orgânico para o nitrogênio	
	amoniacal	
σ_3	Taxa de produção bentônica de	mg-N/m ² -dia
	nitrogênio amoniacal	
σ_4	Taxa de sedimentação do nitrogênio	dia ⁻¹
	orgânico	
F	Fração de retirada de nitrogênio	dia ⁻¹
	amoniacal via algas	
Κ	Variável dependente da temperatura	adimensional
θ	Fator de correção de temperatura	adimensional
H_N	Radiação líquida de energia	W/m^2
H _{SW}	Radiação de ondas curtas provenientes	W/m^2
	do sol	
H_H	Radiação de ondas longas emitidas	W/m ²
	pela atmosfera	

H_B	Radiação de ondas longas emitidas	W/m^2
	pela água	
H_L	Perda de energia devido à evaporação	W/m^2
H _S	Transferência de energia devido à	W/m^2
	condução/convecção	
H_0	Quantidade de radiação que atinge a	W/m^2
	atmosfera exterior	
a _t	Termo de transmissão atmosférica	adimensional
R _S	Coeficiente de refletividade	adimensional
C _a	Fração de radiação solar não absorvida	adimensional
	pelas nuvens	
H _{SC}	Constante solar	W/m ²
r	Distância relativa entre o sol e a terra	adimensional
θ	Latitude local	graus
δ	Inclinação do sol	radianos
h_e	Ângulo horário solar no fim do	radianos
	período em que H_0 está sendo	
	calculado	
h_b	Ângulo horário solar no começo do	radianos
	período em que H_0 está sendo	
	calculado	
F _c	Fator de correção para a exposição	adimensional
	diurna ao fluxo de radiação	
D_y	Dia Juliano	adimensional
h_r	Hora local	adimensional
t _{ss}	Horário de pôr do sol	adimensional
t _{su}	Horário de nascer do sol	adimensional
C _d	Coeficiente de poeira	adimensional
R_{g}	Refletividade do solo	adimensional
θ_{am}	Massa ótica do ar	adimensional
P_{wc}	Teor médio de umidade precipitável	adimensional
	diariamente	
Ζ	Elevação local	m

T_d	Temperatura do ponto de orvalho	celsius
α	Altitude do sol	radianos
ω	Ângulo horário	radianos
R_S	Fração de radiação solar refletida pela	adimensional
	superfície da água	
C_l	Fração do céu coberto por nuvens	adimensional
ε _a	Emissividade do ar	adimensional
T_a	Temperatura do ar medida 2 metros	celsius
	acima da superfície da água	
σ_s	Constante de Stefan-Boltzmann	$W m^{-2} K^{-4}$
$lpha_0$	Constante de proporcionalidade do ar	adimensional
T_s	Temperatura da superfície da água	celsius
\mathcal{E}_W	Emissividade da água	adimensional
$ ho_a$	Densidade da água	Kg/m ³
E_{v}	Taxa de evaporação	m/s
L_w	Calor latente de evaporação da água	J/Kg
e_s	Pressão de vapor saturado na	mb
	temperatura da superfície da água	
e _a	Pressão de vapor saturado na	mb
	temperatura do ar	
u_w	Velocidade do vento	m/s
C_B	Coeficiente de transferência de energia	mb °C ⁻¹
P_a	Pressão atmosférica	mb
P_m	Pressão ao nível do mar	mb
A_s	Área da superfície	m^2
T_w	Temperatura da água	celsius
t	Tempo	segundos
C_p	Calor específico da água	J/Kg/°C

SUMÁRIO

1	INT	ſRODUÇ	ÂO	20
	1.1 Objetivos			21
		1.1.1	Objetivo geral	21
		1.1.2	Objetivos específicos	21
2	RE	VISÃO E	BIBLIOGRÁFICA	22
	2.1	Modelo	s de qualidade da água	22
	2.2	Utilizaç	ão dos modelos de qualidade da água na gestão dos recursos hídricos	24
		2.2.1	Pacotes computacionais existentes	24
		2.2.2	Sistemas de suporte à decisão	25
		2.2.3	Outorga e cobrança	26
		2.2.4	A Resolução Conama 357	27
3	FO	RMULA	ÇÃO DO PROBLEMA E LOCAL DE APLICAÇÃO	41
	3.1	Formula	ação do problema	41
	3.2	Local de	e aplicação	42
4	METODOLOGIA			
	4.1	Compor	nente hidrodinâmica do modelo	45
	4.2	Transpo	rte de constituinte	48
		4.2.1	Equação geral	48
		4.2.2	Modelo numérico	48
		4.2.3	Algas	51
		4.2.4	Demanda bioquimica de oxigênio (DBO)	53
		4.2.5	Oxigênio dissolvido (OD)	54
		4.2.6	Coliformes	58
		4.2.7	Fósforo	59
		4.2.8	Nitrogênio	60
		4.2.9	Correção das variáveis para diferentes temperaturas	63
	4.3	Estrutur	a do programa computacional desenvolvido	65
	4.4	Curva d	e custo de ETE´s	66
	4.5	Topolog	gia do sistema modelado	67
5	RE	SULTAE	OOS	69
	5.1	Simulaç	ão em rios da carga orgânica, oxigênio dissolvido e coliformes	69

		5.1.1	Descrição das cargas a serem modeladas	69
		5.1.2	Parâmetros utilizados para o modelo	71
		5.1.3	Resultados obtidos	71
	5.2	Simulaç	ão do lançamento do esgoto in natura no rio Jaguaribe	78
		5.2.1	Descrição das cargas a serem modeladas	78
		5.2.2	Parâmetros utilizados para o modelo	81
		5.2.3	Resultados obtidos	82
		5.2.4	Enquadramento do rio de acordo com as classes definidas pela Res	olução
		CONAN	1A 357	86
	5.3	Simulaç	ão do lançamento de esgoto no rio Jaguaribe, com diferentes vazões in	iciais
	de d	liluição (v	vazões de referência)	86
		5.3.1	Resultados obtidos	87
	5.4	Simulaç	ão do lançamento do esgoto no rio Jaguaribe depois do tratamento con	1
	lago	oas de est	abilização, através de diferentes vazões de diluição	92
		5.4.1	Resultados obtidos	93
		5.4.2	Enquadramento do rio de acordo com as classes definidas pela Res	olução
		CONAN	1A 357	99
		5.4.3	Custo de tratamento dos lançamentos	100
	5.5	Compara	ação dos parâmetros de qualidade da água, após o lançamento de esgot	o sem
	trata	amento e	com tratamento	101
6	CO	NCLUSÕ	DES E RECOMENDAÇÕES	108
RE	FER	ÊNCIAS	BIBLIOGRÁFICAS	109
AP	ÊND	ICE - CĆ	DIGO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA DESENVOLVI	DO
AP	LICA	ADO A R	IOS	112
AN	EXC) - TEMP	ERATURA	162

1 INTRODUÇÃO

A água abrange grande parte da superfície terrestre, sendo que 97% desse total está contido nos mares e 2,7% são formadas por geleiras, vapor de água e lençóis existentes em grandes profundidades, não sendo economicamente viável seu aproveitamento para o consumo humano.

Apenas 0,3% do volume total de água do planeta pode ser aproveitado para nosso consumo, sendo 0,01% encontrada em fontes de superfície como rios e lagos. Ou seja, a água proveniente de rios e lagos é extremamente escassa, devendo ser tomadas providências para que essas fontes hídricas possam continuar exploradas para o consumo.

Normalmente, a água não é encontrada pura na natureza, quando ocorre a precipitação a água já carrega impurezas tanto do ar como do solo. O controle da qualidade da água para consumo humano é o conjunto de atividades, exercidas de forma contínua na operação de sistemas ou solução de alternativas de abastecimento de água, destinadas a verificar se a água fornecida à população é potável, assegurando a manutenção desta condição.

A poluição da água atinge diretamente a vida do homem, pois a água é utilizada para vários fins, tais como: irrigação de plantações (representando quase 70% da demanda hídrica mundial); setor industrial; abastecimento humano e dessedentação de animais. Ou seja, a poluição das fontes hídricas pode ocasionar fortes impactos na cadeia produtiva e na vida de todos os seres vivos.

Um dos ramos de estudo da engenharia moderna é a modelagem da qualidade da água que consiste em determinar matematicamente, através de simulações computacionais, os níveis de parâmetros que estão presente em corpos hídricos, tais como: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, concentração de coliformes, concentração de nitrogênio, concentração de fósforo e entre outros. Esses parâmetros são essenciais para sabermos se a água é adequada para o consumo humano ou outros fins.

Neste trabalho foi desenvolvido um programa computacional de modelagem de qualidade da água baseado no software QUAL2E. O programa é capaz de calcular os mais diversos parâmetros de qualidade da água em rios. Foi feita a aplicação desse modelo de qualidade no rio Jaguaribe, por se tratar do mais importante rio do estado do Ceará, em seguida, foi realizado o enquadramento do corpo hídrico em diversas classes. Além disso, também foi realizada a quantificação dos custos de tratamento dos lançamentos de efluentes no trecho do rio modelado.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

 O objetivo geral desse trabalho é desenvolver e aperfeiçoar um programa computacional de modelagem de qualidade da água que realize simulações de poluições em rios e reservatórios devido ao lançamento de efluentes, e em seguida, aplicá-lo no cenário hídrico do Estado do Ceará com vistas a instrumentalizar a gestão de qualidade da água, notadamente a outorga de lançamento e o enquadramento.

1.1.2 Objetivos específicos

- Desenvolver programa computacional baseado nas equações de transporte de constituintes do modelo QUAL2E que simule oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes, nitrogênio, fósforo e algas e um constituinte arbitrário conservativo que possibilite a determinação dos serviços ambientais do rio e sua capacidade de suporte.
- Integrar em programa computacional a simulação do balanço térmico em curso de água e a modelagem de qualidade da água.
- Desenvolver modelo que possibilite a identificação do impacto de lançamento de resíduos líquidos e o custo da mitigação deste impacto com a construção de ETA's (estação de tratamento de água) contribuindo desta forma para uma definição da rede ótima de ETE's (estação de tratamento de esgoto).

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Modelos de qualidade da água

A modelagem da qualidade da água tem evoluído desde o início do século XX. Naquela época a capacidade de processamento dos computadores ainda era muito baixa isso significa que os modelos eram aplicados a cenários bastante simples com algumas características rudimentares, tais como: geometria das seções bem simples; fluxo no estado permante; reações cinéticas lineares e entre outros. (CHAPRA, 1997)

O primeiro trabalho no campo da modelagem foi desenvolvido por Streeter e Phelps aplicado no rio Ohio. Esse trabalho e seus sucessores forneceram um meio capaz de determinar os níveis de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de um determinado rio. (CHAPRA, 1997)

Depois do surgimento do modelo de Streeter e Phelps, começaram a surgir modelos computacionais direcionados às fontes pontuais de poluição, voltados ao projeto de estações de tratamento de água e esgoto, focados principalmente em parâmetros como temperatura, OD e DBO. (SOUZA, 2006)

A partir da década de 60, os computadores se tornaram ferramentas mais acessíveis e também avançaram quanto à sua capacidade de processamento, fazendo com que os pesquisadores pudessem modelar problemas de maior complexidade, como: sistemas com geometrias que não eram prismáticas; fluxo no estado transiente. Os modelos saíram do ambiente unidimensional e foram capazes de realizar simulações em ambientes bidimensionais. (CHAPRA, 1997)

Já na década de 70, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) passou a desenvolver modelos de qualidade da água bastante conhecidos até hoje. O primeiro deles foi QUALI (1970), seguido pelo QUALII (1973), QUAL2E (1985) e pelo QUAL2K (2000). A partir de cada atualização, os modelos foram se tornando cada vez mais detalhados, complexos e com a capacidade de calcular um maior número de parâmetros, como é apresentado na figura 2-1.





Nos últimos anos, a evolução dos modelos de qualidade da água permitiu que a simulação dos parâmetros de qualidade como OD, DBO, coliformes totais, nitrogênio, fósforo e entre outros, conseguisse obter valores bastante satisfatórios e próximos da realidade.

2.2 Utilização dos modelos de qualidade da água na gestão dos recursos hídricos

A simulação da qualidade da água em rios e bacias hidrográficas é utilizada diretamente na implantação de projetos de aproveitamentos dos recursos hídricos de determinada região, além de serem utilizados na análise de impactos de usos alternativos desses recursos. (TEIXEIRA, 2004)

Os modelos de qualidade da água são cada vez mais utilizados na gestão dos recursos hídricos devido a diversos fatores, tais como: baixo custo operacional; resultados satisfatórios; fácil interface entre usuário e máquina e entre outros. (SOUZA, 2006)

Um modelo de qualidade da água, aplicado em sistemas naturais, deve ser ajustado e calibrado para que possa representar o ecossistema de interesse com relação aos seus aspectos hidráulicos e ao comportamento químico e biológico das variáveis envolvidas. Existe uma grande diversidade de aplicações dos modelos de qualidade da água, nesse trabalho, foi desenvolvido um modelo que calcula os vários parâmetros de qualidade da água em rios, após o lançamento de efluentes. (SOUZA, 2006)

2.2.1 Pacotes computacionais existentes

Existem inúmeros modelos de qualidade da água, tanto de rios como reservatórios. A seguir serão citados alguns desses principais modelos:

• CE-QUAL-W2 (United States Army Corps Of Engineers)

O CE-QUAL-W2, lançado em 1995, é um modelo de qualidade da água bidimensional e que pode ser aplicado a rios, estuários, lagos e reservatórios. O modelo simula elevações na superfície da água, velocidade e temperatura. Além disso, é capaz de calcular 21 constituintes que possam interagir entre si em qualquer proporção.

• WESTEX (United States Army Corps Of Engineers)

Criado em 1993, o Westex é um modelo unidimensional que é capaz de calcular a estratificação térmica e de densidade em um determinado reservatório, sendo também capaz de determinar alguns parâmetros de qualidade da água do corpo hídrico. Uma das suas desvantagens, devido ao fato de ser unidimensional, é que modelo só pode calcular a

estratificação na direção vertical e o seu passo de tempo é diário o que impossibilita a análise da estratificação e desestratificação durante o dia.

• QUAL 2E (United States Environmental Protection Agency)

O QUAL 2E foi desenvolvido, aproximadamente, em 1985. É um modelo de qualidade da água em rios capaz de simular até 15 constituintes de qualidade em qualquer combinação que o usuário desejar, tais como: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, algas, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrito, nitrogênio nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, coliformes, constituinte arbitrário não conservativo e três constituintes conservativos.

• QUAL 2K (United States Environmental Protection Agency)

O modelo é o sucessor do QUAL 2E, e foi lançado por volta do ano 2000, possuindo muitas similaridades com seu antecessor, podendo calcular todos os constituintes do modelo anterior, porém possui algumas vantagens, como por exemplo: vários lançamentos podem ser realizados no mesmo trecho de rio; o modelo simula as algas presas ao fundo; a alcalinidade pode ser simulada e entre outros.

2.2.2 Sistemas de suporte à decisão

Os modelos de qualidade da água são cada vez mais utilizados por autoridades fiscalizadoras do meio ambiente, como uma forte ferramenta de apoio de tomada de decisão no planejamento e gerenciamento de recursos hídricos. (SOUZA, 2006)

A escolha de que modelo matemático usar para determinada região depende basicamente dos seguintes fatores: características do sistema a ser simulado; nível de precisão desejada; quantidade de dados disponíveis; disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados. (OPPA, 2007)

Existem inúmeros modelos de modelagem de qualidade da água, a escolha de qual modelo utilizar depende da escolha mais apropriada para cada situação. A correta escolha tem sempre o mesmo objetivo primordial que é auxiliar a pesquisa e a gestão do recursos hídricos. (OPPA, 2007)

Um sistema de suporte à decisão (SSD) consiste na aplicação de sistemas computacionais, como os modelos de qualidade, que geram informações no processo de

tomada de decisão, dando condições para que os especialistas possam optar por soluções mais racionais e coerentes em problemas complexos. Embora um SSD seja extremamente importante diante da complexidade de certos problemas, vale ressaltar que a decisão final é sempre tomada pelo homem. (TEIXEIRA, 2004)

2.2.3 Outorga e cobrança

A lei federal 9.433 de 8 de janeiro de 1997 trata da outorga para diluição de efluentes no Brasil, sendo complementada pela Resolução nº 16 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), de 08 de maio de 2001. (ROQUES, 2006)

De acordo com o artigo 11, da lei 9.433/97, "o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água".

O lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final são um dos usos de recursos de hídricos que estão sujeitos a outorga pelo Poder Público, devendo sempre preservar os seus usos múltiplos.

Um fato interessante é que a lei 9.433/97 não considera os processos de diluição e autodepuração do corpo de água na análise de outorga para diluição de efluentes. (ROQUES, 2006)

Caso haja necessidade de se prevenir ou reverter grave degradação ambiental, em muitos casos, causados pelo lançamento indevido de efluentes, a outorga de direito de uso de recursos hídricos poderá ser suspensa, parcial ou totalmente, em definitivo ou por prazo determinado.

De acordo com o artigo 19, da lei 9.433/97, "a cobrança pelo uso de recursos hídricos objetiva: reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; incentivar a racionalização do uso da água e obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos".

Na fixação dos valores a serem cobrados pelo uso dos recursos hídricos nos lançamentos de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, deverão ser observados os seguintes itens: volume lançado e seu regime de variação; características físico-químicas, biológicas e de toxidade do afluente. A resolução Nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é de fundamental importância para o nosso estudo, pois estabelece as as condições e padrões de lançamento de efluentes de acordo com a classe dos corpos de água.

O artigo 24 da resolução 357/2005 estabelece que "os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis". Sendo vedado o lançamento e a autorização de lançamento de efluentes em desacordo com as condições e padrões estabelecidos na resolução citada. A tabela 1 mostra alguns valores máximos de concentração para o lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Parâmetros inorgânicos	Valor Máximo
Arsênio total	0,5 mg/L
Bário total	5,0 mg/L
Boro total	5,0 mg/L
Cádmio total	0,2 mg/L
Chumbo total	0,5 mg/L
Cianeto total	0,2 mg/L
Cobre dissolvido	1,0 mg/L
Cromo total	0,5 mg/L
Estanho total	4,0 mg/L
Ferro dissolvido	15,0 mg/L
Fluoreto total	10,0 mg/L
Manganês dissolvido	1,0 mg/L
Mercúrio total	0,01 mg/L
Níquel total	2,0 mg/L
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg/L

Tabela 1	-	Lançamento	de	efluentes
----------	---	------------	----	-----------

Prata total	0,1 mg/L
Selênio total	0,30 mg/L
Sulfeto	1,0 mg/L
Zinco total	5,0 mg/L
Parâmetros orgânicos	Valor Máximo
Clorofórmio	1,0 mg/L
Clorofórmio Dicloroeteno	1,0 mg/L 1,0 mg/L
Clorofórmio Dicloroeteno Fenóis totais	1,0 mg/L 1,0 mg/L 0,5 mg/L
Clorofórmio Dicloroeteno Fenóis totais Tetracloreto de Carbono	1,0 mg/L 1,0 mg/L 0,5 mg/L 1,0 mg/L

Fonte: Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005

Os corpos hídricos do Território Nacional podem ser classificados em águas doces, salinas ou salobras, sendo que cada tipo possui subdivisões, totalizando 13 classes de qualidade da água. Essa classificação pode ser feita da seguinte forma:

Águas Doces

Classe especial

São águas destinadas ao:

- ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;
- à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.

Classe 1

Alguns de seus usos são referentes:

- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- à proteção das comunidades aquáticas;

- à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

Nas águas de classe 1 deverão ser observados os seguintes padrões e condições.

I - condições de qualidade de água:

 a) não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.

b) materiais flutuantes, inclusive espumas nao naturais: virtualmente ausentes;

c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;

d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;

e) corantes provenientes de fontes antrópicas: virtualmente ausentes;

f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;

g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A E. Coli poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo orgao ambiental competente;

h) DBO 5 dias a 20°C até 3 mg/L O2;

i) OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/L O2;

j) turbidez ate 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT);

l) cor verdadeira: nível de cor natural do corpo de agua em mg Pt/L; e

m) pH: 6,0 a 9,0.

II - Padrões de qualidade da água:

Tabela 2 - Classe 1 (águas doces)

Parâmetros	Valor Máximo
Clorofila <i>a</i> (algas)	10 μg/L
Densidade de cianobactérias	20000 cel/mL ou 2 mm ³ /L
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
Parâmetros inorgânicos	Valor Máximo
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L
Antimônio	0,005 mg/L
Arsênio total	0,01 mg/L
Bário total	0,7 mg/L
Berílio total	0,04 mg/L
Boro total	0,5 mg/L
Cádmio total	0,001 mg/L
Chumbo total	0,01 mg/L
Cianeto livre	0,005 mg/L
Cloreto total	250 mg/L
Cloro residual total	0,01 mg/L
Cobalto total	0,05 mg/L
Cobre dissolvido	0,009 mg/L
Cromo total	0,05 mg/L
Ferro dissolvido	0,3 mg/L
Fluoreto total	1,4 mg/L
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg/L
Fósforo total (ambiente intermediário,	
com tempo de residência entre 2 e 40 dias,	0,025 mg/L
e tributários diretos de ambiente lêntico)	
Fósforo total (ambiente lótico e tributários	0.1
de ambientes intermediários)	0,1 mg/L
Lítio total	2,5 mg/L
Manganês total	0,1 mg/L
Mercúrio total	0,0002 mg/L
Níquel total	0,025 mg/L
Nitrato	10,0 mg/L

Nitrito	1,0 mg/L
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L, para pH \leq 7,5
	2,0 mg/L, para 7,5 < pH \leq 8,0
	1,0 mg/L, para 8,0 < pH ≤ 8,5
	0,5 mg/L, para pH > 8,5
Prata total	0,01 mg/L
Selênio total	0,01 mg/L
Sulfato total	250 mg/L
Sulfeto (H ₂ S não dissociado)	0,002 mg/L
Urânio total	0,02 mg/L
Vanádio total	0,1 mg/L
Zinco total	0,18 mg/L
Parâmetros orgânicos	Valor Máximo
Acrilamida	0,5 µg/L
Alacloro	20 µg/L
Aldrin + Dieldrin	0,005 µg/L
Atrazina	2 µg/L
Benzeno	0,005 mg/L
Benzidina	0,001 µg/L
Benzo(a)antraceno	0,05 µg/L
Benzo(a)pireno	0,05 µg/L
Benzo(b)fluoranteno	0,05 µg/L
Benzo(k)fluoranteno	0,05 µg/L
Carbaril	0,02 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,02 µg/L
2-Clorofenol	0,1 µg/L
Criseno	0,05 µg/L
2,4–D	4,0 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dibenzo(a,h)antraceno	0,05 µg/L
1,2-Dicloroetano	0,01 µg/L
1,1-Dicloroeteno	0,003 mg/L
2 4-Diclorofenol	0.3 µg/L

Diclorometano	0,02 mg/L
DDT (p,p '-DDT + p,p '-DDE + p,p '-	0.002
DDD)	0,002 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan ($\alpha + \beta$ + sulfato)	0,056 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Estireno	0,02 mg/L
Etilbenzeno	90,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com	0.002
4-aminoantipirina)	$0,003 \text{ mg/L } C_6H_5OH$
Glifosato	65,0 μg/L
Gution	0,005 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,01 µg/L
Hexaclorobenzeno	0,0065 µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pireno	0,05 µg/L
Lindano (γ-HCH)	0,02 µg/L
Malation	0,1 µg/L
Metolacloro	10,0 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Paration	0,04 µg/L
PCBs - Bifenilas policloradas	0,001 µg/L
Pentaclorofenol	0,009 mg/L
Simazina	2,0 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o	0.5 mg/I
azul de metileno	0,5 mg/L
2,4,5–T	2,0 µg/L
Tetracloreto de carbono	0,002 mg/L
Tetracloroeteno	0,01 mg/L
Tolueno	2,0 µg/L
Toxafeno	0,01 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,063 µg/L
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-	0,02 mg/L

TCB)		
Tricloroeteno	0,03 mg/L	
2,4,6-Triclorofenol	0,01 mg/L	
Trifluralina	0,2 μg/L	
Xileno	300,0 µg/L	

Fonte: Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005

Classe 2

Águas que podem ser destinadas:

- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- à proteção das comunidades aquáticas;
- à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;
- à aquicultura e à atividade de pesca.

Aplicam-se às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1 citados anteriormente, à exceção do seguinte:

a) não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

b) coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com freqüência bimestral. A E. coli poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

- c) cor verdadeira: até 75 mg Pt/L;
- d) turbidez: até 100 UNT;
- e) DBO 5 dias a 20°C até 5 mg/L O2;
- f) OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O2;

g) clorofila *a*: até 30 µg/L;

h) densidade de cianobactérias: até 50000 cel/mL ou 5 mm³/L;

i) fósforo total: até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e, até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

Classe 3

São águas que podem ser destinadas:

- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- à pesca amadora;
- à recreação de contato secundário;
- à dessedentação de animais.

As águas doces de classe 3 observarão as seguintes condições e padrões.

I - condições de qualidade de água:

 a) não verificação de efeito tóxico agudo a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;

b) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;

c) óleos e graxas: virtualmente ausentes;

d) substâncias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausentes;

e) não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

f) resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;

g) coliformes termotolerantes: para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com freqüência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com freqüência bimestral. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 4000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano, com periodicidade bimestral. A E. Coli poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

 h) cianobactérias para dessedentação de animais: os valores de densidade de cianobactérias não deverão exceder 50000 cel/ml, ou 5mm³/L;

- i) DBO 5 dias a 20°C até 10 mg/L O2;
- j) OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/L O2;
- l) turbidez até 100 UNT;
- m) cor verdadeira: até 75 mg Pt/L; e,
- n) pH: 6,0 a 9,0.

II - Padrões de qualidade de água:

Tabela 3 - Classe 3 (águas doces)

Parâmetros	Valor Máximo		
Clorofila <i>a</i> (algas)	60 μg/L		
Densidade de cianobactérias	100000 cel/mL ou 10 mm ³ /L		
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L		
Parâmetros inorgânicos	Valor Máximo		
Alumínio dissolvido	0,2 mg/L		
Arsênio total	0,033 mg/L		
Bário total	1,0 mg/L		
Berílio total	0,1 mg/L		
Boro total	0,75 mg/L		
Cádmio total	0,01 mg/L		
Chumbo total	0,033 mg/L		
Cianeto livre	0,022 mg/L		
Cloreto total	250 mg/L		
Cobalto total	0,2 mg/L		
Cobre dissolvido	0,013 mg/L		
Cromo total	0,05 mg/L		
Ferro dissolvido	5,0 mg/L		
Fluoreto total	1,4 mg/L		
--	--------------------------------------	--	--
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,05 mg/L		
Fósforo total (ambiente intermediário,			
com tempo de residência entre 2 e 40 dias,	0,075 mg/L		
e tributários diretos de ambiente lêntico)			
Fósforo total (ambiente lótico e tributários	0.15 mg/I		
de ambientes intermediários)	0,13 lllg/L		
Lítio total	2,5 mg/L		
Manganês total	0,5 mg/L		
Mercúrio total	0,002 mg/L		
Níquel total	0,025 mg/L		
Nitrato	10,0 mg/L		
Nitrito	1,0 mg/L		
	13,3 mg/L, para pH \leq 7,5		
Nitrogânia amoniagal total	5,6 mg/L, para 7,5 < pH \leq 8,0		
Nittogenio anomacai totai	2,2 mg/L, para 8,0 $<$ pH \leq 8,5		
	1,0 mg/L, para pH > 8,5		
Prata total	0,05 mg/L		
Selênio total	0,05 mg/L		
Sulfato total	250 mg/L		
Sulfeto (H ₂ S não dissociado)	0,3 mg/L		
Urânio total	0,02 mg/L		
Vanádio total	0,1 mg/L		
Zinco total	5 mg/L		
Parâmetros orgânicos	Valor Máximo		
Aldrin + Dieldrin	0,03 µg/L		
Atrazina	2 µg/L		
Benzeno	0,005 mg/L		
Benzo(a)pireno	0,7 µg/L		
Carbaril	70,0 µg/L		
Clordano (cis + trans)	0,3 μg/L		
2,4-D	30,0 µg/L		
DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDE + p,p'-	1,0 µg/L		

DDD)	
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	14,0 µg/L
1,2-Dicloroetano	0,01 mg/L
1,1-Dicloroeteno	30 µg/L
Dodecacloro pentaciclodecano	0,001 µg/L
Endossulfan ($\alpha + \beta + $ sulfato)	0,22 μg/L
Endrin	0,2 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com	0.01 mg/ C H OH
4-aminoantipirina)	0,01 mg/L C6n50n
Glifosato	280,0 μg/L
Gution	0,005 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,03 µg/L
Lindano (γ-HCH)	2,0 µg/L
Malation	100,0 µg/L
Metoxicloro	20 µg/L
Paration	35 µg/L
PCBs - Bifenilas policloradas	0,001 µg/L
Pentaclorofenol	0,009 mg/L
Substâncias tensoativas que reagem com o	0.5 ma/I
azul de metileno	0,3 mg/L
2,4,5–T	2,0 µg/L
Tetracloreto de carbono	0,003 mg/L
Tetracloroeteno	0,01 mg/L
Toxafeno	0,21 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	2,0 µg/L
Tricloroeteno	0,03 mg/L
2,4,6-Triclorofenol	0,01 mg/L

Fonte: Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005

Classe 4

São águas que podem ser destinadas:

a) à navegação;

b) à harmonia paisagística.

As águas doces de classe 4 observarão as seguintes condições e padrões.

a) materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes;

b) odor e aspecto: não objetáveis;

c) óleos e graxas: toleram-se iridescências;

d) substâncias facilmente sedimentáveis que contribuam para o assoreamento de canais

de navegação: virtualmente ausentes;

e) fenóis totais (substâncias que reagem com 4 - aminoantipirina) até 1,0 mg/L de C₆H₅OH;

f) OD, superior a 2,0 mg/L O₂ em qualquer amostra; e,

g) pH: 6,0 a 9,0.

Águas Salinas

Classe especial

Águas destinadas:

- à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
- à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

Classe 1

Águas que podem ser destinadas:

- à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- à proteção das comunidades aquáticas;
- à aquicultura e à atividade de pesca.

39

Classe 2

São destinadas:

- à pesca amadora;
- à recreação de contato secundário.

Classe 3

Águas destinadas:

- à navegação;
- à harmonia paisagística.

Águas Salobras

Classe especial

São águas destinadas:

- à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral;
- à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas.

Classe 1

São águas que se destinam:

- à recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;
- à proteção das comunidades aquáticas;
- à aquicultura e à atividade de pesca;
- ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional ou avançado;
- à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e à irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto.

Classe 2

Águas destinadas:

- à pesca amadora;
- à recreação de contato secundário.

Classe 3

São aguas destinadas:

- à navegação;
- à harmonia paisagística.

3 FORMULAÇÃO DO PROBLEMA E LOCAL DE APLICAÇÃO

3.1 Formulação do problema

Inicialmente, o esgoto bruto das cidades era despejado em rios, lagos e estuários, sem qualquer tipo de tratamento. Logo, percebeu-se que essas ações transformariam esses corpos hídricos em grandes esgotos a céu aberto, causando inúmeras consequências, tais como: morte da biota e destruição do ecossistema; impacto negativo na saúde das populações ribeirinhas, causando um elevado custo social e ambiental. A partir daí, passaram a ser construídas as estações de tratamento de esgoto. (CHAPRA, 1997)

Na figura 3-1 temos o caminho que a água percorre quando é captada até retornar ao rio.



Figura 3-1 Sistema urbano de água-esgoto

Existia uma grande variedade de tipos de tratamento de esgoto, desde sedimentação simples a caros tratamentos físico-químicos. O método de tratamento mais simples era inaceitável, pois a água continuaria com concentrações de poluentes acima do máximo tolerado, enquanto que o tratamento que deixaria a água mais pura do que na sua própria nascente, era demasiadamente oneroso. Então, precisava-se encontrar um ponto de equilíbrio nessa relação. (CHAPRA, 1997)

Ou seja, precisava-se tratar a água de forma que o nível dos poluentes ficasse abaixo do máximo permitido, mas que ao mesmo tempo, não fosse tão caro. Essa foi a motivação principal do desenvolvimento do modelo de qualidade da água em rios e reservatórios, determinar as concentrações dos parâmetros de qualidade da água e verificar se os mesmos atendem às concentrações máximas toleráveis. (CHAPRA, 1997)

3.2 Local de aplicação

O local de aplicação do modelo de qualidade da água será a Bacia Hidrográfica do Jaguaribe por englobar o maior rio do Estado do Ceará. O Jaguaribe percorre um trajeto de mais de 600 km's, nascendo na Serra da Joaninha, no Município de Tauá, até a sua foz no Oceano Atlântico, como descrito na figura 3-2.



Figura 3-2 Bacia Hidrográfica do Jaguaribe

A tabela 4 apresenta os lançamentos de esgoto ao longo da Bacia do Jaguaribe.

	Contrib. VAZÃO ATUAL-1998 (Hs		AL-1998 (I/s)	1998 (I/s) VAZÃO - 2010 (I/s)		VAZÃO -	2025 (l/s)			
BACIA HIDROGRÁFICA	MICRO-REGIÃO GEOGRÁFICA	MUNICÍPIO	SEDE E DISTRITO	per Capita (I/hab x dia)	Pop. 1998 (hab)*	Vazão média Diária (I/s)	Pop. 2010 (hab)*	Vazão média Diária (I/s)	Pop. 2025 (hab)*	Vazão média Diária (l/s)
		Aurora	Aurora	103	7,905	7.54	9,501	9.06	9,635	9.19
		Sub-total	Ingazenas	-	9,374	8.83	10,688	10.11	10,215	9.70
	Barro	Barro Sub-total	Barro	103	8,083	7.71	11,447	10.92	13,042	12.44
		Mauriti	Mauriti	103	9,150	8.73	13,057	12.45	13,334	12.72
		Sub-total	Palestina do Cariri	95	2,729	2.40	6,951	6.11	13,157	11.57
	Sub-total micro-região	500-1018/		-	29,336	27.67	42,143	39.59	49,748	46.43
		Abaiara Sub toto/	Abaiara	95	2,493	2.19	2,803	2.47	2,803	2.47
	Breio Santo	Brejo Santo	Brejo Santo	- 103	18,956	18.08	19,892	18.97	2,003	19.10
	Diejo Ganto	Sub-total Milograp	Milogroo	- 103	18,956	18.08	19,892	18.97	20,029	19.10
		Sub-total	winagres	-	9,361	8.93	10,835	10.33	11,038	10.53
	Sub-total micro-região	Barbalba	Barbalba	- 112	30,811	29.20	33,530 35,609	31.77	33,870	32.09
		Sub-total	Daibailia	-	28,598	29.66	35,609	36.93	39,227	40.68
		Crato	Crato	112	74,263	77.01	81,290	84.30	87,184	90.41
	Cariri		Muriti	103	6,524	6.22	2,322	2.21	1,997	1.90
		Sub-total Juazeiro do Norte	Juazeiro do Norte	- 150	86,789 185,713	88.96 257.94	86,585 216,869	89.35 301.21	92,476 241.559	95.46 335.50
Rio Salgado		Sub-total		-	185,713	257.94	216,869	301.21	241,559	335.50
		Missão Velha Sub-total	Missão Velha	- 103	10,373	9.89	11,999	11.44	13,638	13.01
	Sub-total micro-região			-	311,473	386.44	351,062	438.93	386,900	484.65
	Caririaçu	Caririaçu Sub-total	Caririaçu	103	7,605	7.25	11,221	10.70	16,983	16.20
	Sub-total micro-região	040 1010		-	7,605	7.25	11,221	10.70	16,983	16.20
		Cedro Sub-total	Cedro	103	11,189	10.67	13,981	13.33	16,634	15.86
	lguatu	lcó	lcó	103	19,584	18.68	22,880	21.82	23,131	22.06
		Sub-total	Lima Campos	95	2,363	2.08	2,375	2.09	2,385	2.10
	Sub-total micro-região	Cup lotar		-	33,135	31.43	39,236	37.24	42,150	40.02
		Ipaumirim Sub-total	lpaumirim	103	5,756 5,756	5.49 5.49	11,477	10.95	18,956	18.08
		Lavrae da Mangah	Lavras da Mangab.	103	9,463	9.02	14,467	13.80	15,516	14.80
	Lavras da Mangab.	Sub-total	Amaniutuba	95	2,347	2.06	2,371	2.09	2,497	2.20
		Umari	Umari	95	2,422	2.13	2,691	2.37	2,802	2.46
	Sub-total micro-região	Sub-total		-	2,422	2.13	2,691	2.37	2,802	2.46
	Várzea Alenre	Várzea Alegre	Várzea Alegre	103	16,478	15.72	21,583	20.58	27,019	25.77
	Sub-total micro-região	Sub-total		-	16,478	15.72	21,583	20.58	27,019	25.77
Sub-total Bacia	a			-	448,825	516.41	529,781	608.01	596,441	682.69
		Orós Sub-total	Orós	103	10,155	9.68 9.68	14,156	13.50	14,157	13.50
Alto Jaguaribe	Quixelô	Quixelô	95	2,910	2.56	3,350	2.95	3,424	3.01	
Sub-total micro-região		Sub-total		-	2,910	2.56	3,350	2.95	3,424	3.01
Sub-total Bacia	a			-	13,065	12.24	17,506	16.45	17,581	16.51
		Alto Santo Sub-total	Alto Santo	- 95	3,939	3.46	5,711	5.02	6,990 6,990	6.15
Bai	Baixo Jaguaribe	S. João do Jaguaribe	S. João do Jaguaribe	95	2,737	2.41	2,841	2.50	2,880	2.53
	Sub-total micro-região	Sub-total		-	2,737	2.41	2,841	2.50	2,880 9,870	2.53
Médio Jaquaribe		Jaquaribe	Jaguaribe	103	15,700	14.97	19,820	18.90	21,691	20.69
	Médio Jaguaribe	Sub-total	Mapuá	- 95	1,057	0.93	1,228	1.08	1,290 22,981	1.13
	Sub-total micro-região			-	16,757	15.90	21,048	19.98	22,981	21.82
	Serra do Pereiro	Iracema Sub-total	Iracema	103	7,339	7.00	9,292	8.86	11,122	10.61
	Sub-total micro-região	040 1010		-	7,339	7.00	9,292	8.86	11,122	10.61
Sub-total Bacia	a 	Morada Nova	Morada Nova	- 112	30,772 24,846	28.77	38,892	36.37	43,973	41.11
	Baixo Jaguaribe	Sub-total	Morada Nova	-	24,846	25.77	32,159	33.35	37,009	38.38
Rio Banabuiú Sertão de Quixeramo	Sub-total micro-região	Banabujú	Banahujú	- 103	24,846	25.77	32,159	33.35	37,009	38.38
	Sertão de Quixeramobim	Sub-total	Danabulu	-	5,576	5.32	6,650	6.34	6,652	6.34
Sub total Pacie	Sub-total micro-região				5,576	5.32	6,650 20,000	6.34	6,652	6.34
Sub-lutai Datia		Jaguaruana	Jaguaruana	- 103	11,649	11.11	14,387	13.72	14,908	14.22
		Sub-total	Lincesius de Neute	- 113	11,649	11.11	14,387	13.72	14,908	14.22
		Sub-total	Limbeiro do Norte	- 112	27,342	28.35	31,178	32.33	32,460 32,468	33.67
		Palhano Sub toto/	Palhano	95	3,775	3.32	5,072	4.46	6,349 6,240	5.58
	Baixo Jaquaribe	Quixeré	Quixeré	- 95	3,775 4,433	3.32	9,861	4.4b 8.67	ь,з49 10,433	<u>5.58</u> 9.18
		Sub-total	Duecoo	- 110	4,433	3.90	9,861	8.67	10,433	9.18
		nussas	Russas Flores	95	20,076	29.12	42,399	43.97	3,442	3.03
Baixo Jaguaribe		Sub-total Tabulaira da Norta	Tabulaire de Neur	- 400	31,216	31.88	45,780	46.94	58,169	59.78
		Sub-total	rapuleiro do Norte	- 103	13,395	12.77	18,105	17.27	22,740 22,740	21.69
	Sub-total micro-região	Aracati	A rer - +:	- 110	91,808	91.34	124,383	123.40	145,067	144.12
		Sub-total	Aracati	- 112	35,203 35,203	36.51	40,935	42.45	42,994	44.59
	Litoral de Aracati	Fortim Sub total	Fortim	103	7,613	7.26	4,055	3.87	4,995	4.76
		Itaiçaba	Itaiçaba	- 95	7,613 3,823	7.26 3.36	4,055 3,994	3.87	4,995	4.76
	Sub-total miore regifi-	Sub-total		-	3,823	3.36	3,994	3.51	4,276	3.76
Sub-total Bacia	a			-	40,039	47.13	40,964	49.63	197,332	197.23
TOTAL DACIA	CEADÁ				664 624	726.00	700 266	072 76		002.27

Tabela 4 - Vazões médias de esgoto (Bacia do Jaguaribe)

Fonte: VBA CONSULTORES (1998/1999)

4 METODOLOGIA

4.1 Componente hidrodinâmica do modelo

A componente hidrodinâmica pode simular o escoamento permanente e uniforme através da equação de Manning ou o transiente hidráulico através da onda cinemática que é uma simplificação das equações de Saint Venant.

Os modelos de equações de escoamento em rios e canais são baseados nas equações de Saint Venant. Eles levam em conta o balanço de massa e momento em um dado fluxo unidimensional. Nesse trabalho, foram omitidos os seguintes termos: fluxo lateral, cisalhamento devido à força do vento e perdas por turbulência. As equações de balanço de massa e momento serão explicitadas através da equações (1) e (2).

Balanço de Massa

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial A_c}{\partial t} = 0 \tag{1}$$

Balanço de Momento

$$\frac{1}{A_c}\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{1}{A_c}\frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{Q^2}{A_c}\right) + g\frac{\partial y}{\partial x} - g(S_0 - S_f) = 0$$
(2)

Onde

 $Q = vazão, m^3/s$ $A_c = área da seção transversal, m^2$ y = profundidade do escoamento, m $g = aceleração da gravidade, m/s^2$ $S_0 = declividade do fundo do canal, m/m$

 S_f = declividade devido ao efeito de atrito, m/m

A equação de balanço de massa tenta exprimir a idéia de que quando a área da seção transversal está aumentando no tempo em um determinado ponto no espaço, a vazão afluente é maior que a vazão efluente. A forma simplificada da equação do momento é obtida quando a mesma é reduzida ao termo de gravidade (S_0) e a força de atrito (S_f) . Esta simplificação leva à equação de manning.

$$Q = \frac{A_c}{n} R^{2/3} S_f^{1/2}$$
(3)

Onde

n =coeficiente de rugosidade, m^{-1/3}.s

R = raio hidráulico, m

 S_f = declividade da linha de energia do canal devido à dissipação da força, m/m

A equação de Manning pode ser reescrita, substituindo $S_f = S_0$, hipótese de escoamento permanente e uniforme, e sabendo que o raio hidráulico é a razão entre a área molhada (A_c) e o perímetro molhado (P), temos:

$$Q = \frac{1}{n} \frac{A_c^{5/3}}{P^{2/3}} S_0^{1/2} \tag{4}$$

A área molhada pode ser aproximada por:

$$A_c = \alpha Q^\beta \tag{5}$$

Onde

$$\alpha = \left(\frac{nP^{\frac{2}{3}}}{\sqrt{S_0}}\right)^{\frac{3}{5}} \tag{6}$$

$$\beta = \frac{3}{5} \tag{7}$$

A equação (5) pode ser derivada em relação tempo:

$$\frac{\partial A_c}{\partial t} = \alpha \beta Q^{\beta - 1} \frac{\partial Q}{\partial t} \tag{8}$$

Podemos então substituir a equação (8) na equação do balanço de massa (1), então obtemos:

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \alpha \beta Q^{\beta - 1} \frac{\partial Q}{\partial t} = 0 \tag{9}$$

Pode-se utilizar uma solução numérica para resolver a equação (9), aplicando o método das diferenças finitas tanto para o espaço como para o tempo, chegamos a seguinte equação:

$$\frac{Q_i^t - Q_{i-1}^t}{\Delta x} + \alpha \beta (Q_i^t)^{\beta - 1} \frac{Q_i^{t+1} - Q_i^t}{\Delta t} = 0$$
(10)

Após algumas manipulações, obtemos a equação final para o cálculo de vazões em um canal prismático.

$$Q_i^{t+1} = Q_i^t + \left\{ \left[\frac{(Q_i^t)^{1-\beta}}{\alpha\beta\Delta x} \right] (Q_{i-1}^t - Q_i^t) \right\} \Delta t$$
(11)

Essa formulação é denominada de equação de onda cinemática discretizada por diferenças finitas com esquema de discretização progressiva no tempo e regressiva no espaço.

4.2 Transporte de constituinte

4.2.1 Equação geral

O software QUAL2E é um dos modelos computacionais mais usados para simular a qualidade da água em rios. Esse modelo trata um rio como uma coleção de trechos, cada um com as mesmas propriedades geométricas. Cada trecho é dividido em vários elementos computacionais ou volumes de controle. (CHAPRA, 1997)

O balanço de massa é utilizado para medir a concentração dos vários constituintes, esse balanço pode ser descrito através da seguinte equação geral.

$$V \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial (A_c E \frac{\partial c}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_c U_c)}{\partial x} dx + V \frac{dc}{dt} + s$$
(12)

 $V = volume, m^3$

- c = concentração do constituinte, mg/L
- A_c = área da seção, m²
- $E = \text{coeficiente de dispersão, m}^2/\text{s}$
- U_c = velocidade média na seção, m/s
- s = fontes externas (positivo) ou sumidouros (negativo) do constituinte, mg/s

4.2.2 Modelo numérico

A equação (12) pode ser dividida pelo volume e ser escrita da seguinte forma:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial (A_c E \frac{\partial c}{\partial x})}{A_c \partial x} - \frac{\partial (A_c U_c)}{A_c \partial x} + \frac{dc}{dt} + \frac{s}{V}$$
(13)

Assume-se que as reações serão de primeira ordem, de forma que:

$$\frac{dc}{dt} = rc + p \tag{14}$$

Onde r é o coeficiente (1/t) e p é o termo independente (c/t). Através da substituição de (14) em (13), obtemos:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial (A_c E \frac{\partial c}{\partial x})}{A_c \partial x} - \frac{\partial (A_c U_c)}{A_c \partial x} + rc + p + \frac{s}{V}$$
(15)

Aplicando o método das diferenças finitas regressiva na equação (15) ela pode ser novamente reescrita:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = \frac{-(A_c E \frac{\partial c}{\partial x})_{i-1} + (A_c E \frac{\partial c}{\partial x})_i}{V_i} + \frac{(A_c U_c)_{i-1} - (A_c U_c)_i}{V_i} + r_i c_i + p_i + \frac{s_i}{V_i}$$
(16)

Depois disso, aplica-se novamente o método das diferenças finitas regressiva, obtendo-se:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} = \frac{(A_c E)(c_{i+1} - c_i)}{V_i \Delta x_i} + \frac{(A_c E)(c_{i-1} - c_i)}{V_i \Delta x_i} + \frac{Q_{i-1}c_{i-1} - Q_i c_i)}{V_i} + r_i c_i + p_i + \frac{s_i}{V_i}$$
(17)

Finalmente, aplica-se o método das diferenças finitas regressiva em relação ao tempo.

$$\frac{c_{i}^{t+1} - c_{i}^{t}}{\Delta t} = \frac{(A_{c}E)_{i,i+1}(c_{i+1}^{t+1} - c_{i}^{t+1})}{V_{i}\Delta x_{i}} + \frac{(A_{c}E)_{i-1,i}(c_{i+1}^{t+1} - c_{i}^{t+1})}{V_{i}\Delta x_{i}} + \frac{Q_{i-1}c_{i-1}^{t+1} - Q_{i}c_{i}^{t+1}}{V_{i}} + r_{i}c_{i}^{t+1} + p_{i} + \frac{S_{i}}{V_{i}}$$
(18)

Com isso, os termos da equação anterior podem ser reordenados da seguinte forma:

$$e_i c_{i-1}^{t+1} + f_i c_i^{t+1} + g_i c_{i+1}^{t+1} = d_i$$
(19)

Onde

$$e_i = -\left[(A_c E)_{i-1} \frac{\Delta t}{V_i \Delta x_i} + \frac{Q_{i-1} \Delta t}{V_i} \right]$$
(20)

$$f_{i} = 1 + [(A_{c}E)_{i-1} + (A_{c}E)_{i}]\frac{\Delta t}{V_{i}\Delta x_{i}} + \frac{Q_{i}\Delta t}{V_{i}} - r_{i}\Delta t$$
(21)

$$g_i = -\left[\left(A_c E \right)_i \frac{\Delta t}{V_i \Delta x_i} \right]$$
(22)

$$d_i = c_i^{t-1} + \frac{s_i \Delta t}{V_i} + p_i \Delta t$$
(23)

Essas equações formam um sistema tridiagonal que pode ser resolvido pelo algoritmo de Thomas da seguinte maneira.

$$\begin{pmatrix} f_1 & g_1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ e_2 & f_2 & g_2 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & e_3 & f_3 & g_3 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & e_4 & f_4 & g_4 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & e_5 & f_5 & g_5 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & \ddots & \ddots & \ddots & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & e_n & f_n \end{pmatrix} x \begin{pmatrix} c_1 \\ c_2 \\ c_3 \\ c_4 \\ c_5 \\ \vdots \\ \vdots \\ c_n \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} d_1 \\ d_2 \\ d_3 \\ d_4 \\ d_5 \\ \vdots \\ \vdots \\ d_n \end{pmatrix}$$

$$g'_{i} = \begin{cases} \frac{g_{1}}{f_{1}} \text{ se } i = 1\\ \frac{g_{i}}{f_{i} - g'_{i-1}e_{i}} \text{ se } i = 2,3, \dots, n-1 \end{cases}$$
(24)

$$d'_{i} = \begin{cases} \frac{d_{1}}{f_{1}} se \ i = 1\\ \frac{d_{i} - d'_{i-1}e_{i}}{f_{i} - g'_{i-1}e_{i}} se \ i = 2,3, \dots, n \end{cases}$$
(25)

$$c_n = c'_n \tag{26}$$

$$c_i = d'_i - g'_i d_{i+1} para \ i = n - 1, n - 2, ..., 1$$
 (27)

4.2.3 Algas

A concentração de biomassa de algas é um fator muito importante no estudo da modelagem da água de rios e reservatórios, pois ele interage com diversos outros componentes orgânicos, sendo imprescindível a sua determinação. Essa concentração depende de vários tipos de fatores relacionados ao transporte como a sedimentação, dispersão e difusão. Outros fatores também são levados em conta no estudo da biomassa de algas como a respiração e taxa de crescimento das algas, que por sua vez são dependentes da temperatura local, da quantidade de nutrientes e da intensidade de luz solar. (CHAPRA, 1997)

O modelo QUAL2E utiliza a seguinte a equação diferencial de governo para o crescimento e produção de biomassa de algas, levando em consideração os fatores já citados anteriormente. (BROWN; BARNWELL, 1987)

$$\frac{dA}{dt} = \mu A - \rho A - \frac{\sigma_1}{d}A \tag{28}$$

Onde

A =concentração de biomassa algal, mg-A/l

 μ = taxa de crescimento algal, dependente da temperatura, dia⁻¹

 ρ = taxa de respiração algal, dependente da temperatura, dia⁻¹

- σ_1 = taxa de sedimentação das algas, dependente da temperatura, m/dia
- d = profundidade média, m

A taxa de respiração algal é um parâmetro que representa três processos: 1) respiração endógena das algas. 2) conversão de fósforo das algas para fósforo orgânico. 3) conversão de nitrogênio das algas para nitrogênio orgânico. (BROWN; BARNWELL, 1987)

Já a taxa de crescimento das algas está relacionada com a disponibilidade de alguns nutrientes como o nitrogênio e o fósforo, além de relacionar-se com a intensidade de luz solar. O software qual2E cita três maneiras de calcular essa taxa, são elas:

1) Multiplicativa

$$\mu = \mu_{MAX} (FL)(FN)(FP) \tag{29}$$

Onde

 μ = taxa de crescimento algal, dia⁻¹ μ_{MAX} = taxa máxima de crescimento algal, dia⁻¹ FL = fator limitante de crescimento das algas devido à intensidade de luz solar FN = fator limitante de crescimento das algas devido ao nitrogênio FP = fator limitante de crescimento das algas devido ao fósforo

2) Limitação de nutrientes

$$\mu = \mu_{MAX} (FL) Min (FN, FP)$$
(30)

3) Média Harmônica

$$\mu = \mu_{MAX} \left(FL \right) \left(\frac{2}{\frac{1}{FN} + \frac{1}{FP}} \right)$$
(31)

4.2.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

No começo da era da modelagem computacional havia muitas restrições para se conseguir boas aproximações devido às sérias limitações tecnológicas para a caracterização de componentes orgânicos. Devido a esse fato, os primeiros a analisar a qualidade da água usavam aproximações empíricas e não consideravam a composição do esgoto. Esses analistas introduziram água proveniente de esgoto em um reator de batelada e simplesmente mediram quanto de oxigênio foi consumido, essa quantidade consumida foi definida como sendo a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). (CHAPRA, 1997)

Ou seja, o conceito de DBO é definido como sendo a quantidade necessária de oxigênio necessária para que os microorganismos presentes na amostra oxidem a matéria orgânica para uma forma inorgânica estável. (TEIXEIRA, 2004)

Outro conceito importante a ser definido é o que se refere a DBO₅ que consiste na quantidade de oxigênio dissolvido que será consumido pelos organismos aeróbios ao degradarem a matéria orgânico em um período de cinco dias e a temperatura de 20°C. O período de cinco dias foi escolhido por permitir que o experimento seja viável, pois se forem feitos experimentos em períodos muito longos, a experiência pode se tornar inviável economicamente e bastante complexa. Além disso, com os dados de 5 dias, podemos extrapolar esses valores para períodos maiores. (TEIXEIRA, 2004)

O modelo QUAL2E assume que a variação da demanda bioquímica de oxigênio é uma reação de primeira ordem. Essa função utilizada no modelo também considera a remoção da DBO por sedimentação, erosão e floculação, os quais não exercem demanda por oxigênio. A equação diferencial usada no QUAL2E para descrever a taxa de variação da DBO será mostrada a seguir. (BROWN; BARNWELL, 1987)

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L \tag{32}$$

Onde

L = concentração da última DBO, mg/l

 K_1 = coeficiente de decomposição, dependente da temperatura, dia⁻¹

 K_3 = taxa de perda de DBO devido à sedimentação, dependente da temperatura, dia⁻¹

Existem equações para determinar o valor aproximado da variável K₁: (BROWN; BARNWELL, 1987)

$$K_1 = 0.3 \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434} para \quad 0 \le H \le 8 p \acute{es}$$
 (33)

$$K_1 = 0.3 \ para H > 8 \ pés$$
 (34)

Já para K₃ a equação aproximada do seu valor é: (CHAPRA, 1997)

$$K_3 = \frac{v_s}{H} \tag{35}$$

Onde

 v_s = velocidade de sedimentação (m/dia) H = profundidade da água (m)

4.2.5 Oxigênio dissolvido (OD)

Quando um rio está completamente despoluído seus níveis de oxigênio dissolvido (OD) estarão bem próximos da saturação. Porém, quando ocorre a introdução de esgoto que não foi tratado no curso do rio, os níveis de matéria orgânica tenderão a aumentar, essa ação irá ocasionar dois impactos.

Primeiramente, a matéria orgânica sólida deixará a água turva fazendo com a luz solar não consiga penetrar, ocasionando a morte de parte das plantas aquáticas. O segundo impacto é que a matéria orgânica servirá de alimento para organismos heterotróficos. Grandes populações de organismos decompositores crescerão e consumirão o oxigênio dissolvido, fazendo que os níveis de OD caiam, chegando perto de níveis mínimos. Como o OD está diminuindo, o oxigênio proveniente da atmosfera entra na água para compensar o déficit de oxigênio. Contudo, como a matéria orgânica é assimilada e os níveis de OD continuam caindo, haverá um momento que o consumo de OD e a reaeração se tornarão equivalentes, nesse momento o nível "crítico" de OD será atingido.

Depois desse momento, o processo de reaeração se tornará predominante e os níveis de oxigênio dissolvido começarão a aumentar. Nessa chamada zona de recuperação a água se tornará mais clara devido à sedimentação da matéria sólida. Além disso, os nutrientes inorgânicos liberados durante o processo de decomposição estarão em grande quantidade. Devido a esse fato, costuma-se chamar a zona de recuperação de "crescimento das plantas". Todo esse processo descrito anteriormente pode ser entendido através da figura 4-1.



Figura 4-1 Comportamento do oxigênio dissolvido após o lançamento de esgoto no rio (adaptado de CHAPRA, 1997)

Além das mudanças químicas, o esgoto lançados nos rios também causa efeitos significantes na biota. As bactérias são fontes de alimentos para vários organismos, tais como: ciliados, rotíferos e crustáceos. A diversidade de organismos superiores diminui drasticamente na degradação e ativa zonas de decomposição próximos dos locais de lançamento, ao mesmo tempo, o número total de organismos aumenta. (CHAPRA, 1997)

O balanço do oxigênio em um rio depende da sua capacidade de reaeração. Essa capacidade é função dos processos de advecção e de difusão que ocorrem no fluxo e das fontes de oxigênio. As principais fontes de oxigênio, além da reaeração atmosférica, são o oxigênio produzido pelo processo da fotossíntese e o oxigênio contido no fluxo a montante. Os dissipadores do oxigênio dissolvido incluem a DBO, matéria orgânica nitrogenada,

demanda bentônica de oxigênio e o oxigênio utilizado pela respiração das algas. Abaixo será mostrada a equação diferencial usada no QUAL2E para descrever a taxa de variação do oxigênio dissolvido. (BROWN; BARNWELL, 1987)

$$\frac{dO}{dt} = K_2(O^* - O) + (\alpha_3\mu - \alpha_4\rho)A - K_1L - \frac{K_4}{d} - \alpha_5\beta_1N_1 - \alpha_6\beta_2N_2$$
(36)

0 = concentração do oxigênio dissolvido, mg/L

 O^* = concentração do oxigênio dissolvido na saturação, levando em conta a temperatura e pressão locais, mg/l

 α_3 = taxa de produção de oxigênio por unidade de alga decorrente da fotossíntese, mg-O/mg-A

 α_4 = taxa de consumo de oxigênio por unidade de alga devido à respiração, mg-O/mg-A

 α_5 = taxa de consumo de oxigênio por unidade nitrogênio amoniacal devido à oxidação, mg-O/mg-N

 α_6 = taxa de consumo de oxigênio por unidade nitrogênio nitrito devido à oxidação, mg-O/mg-N

 μ = taxa de crescimento das algas, dependente da temperatura, dia⁻¹

 ρ = taxa de respiração das algas, dependente da temperatura, dia⁻¹

A = concentração de biomassa algal, dependente da temperatura, mg-A/l

L = concentração da última DBO, mg/l

d = profundidade média, m

 K_1 = coeficiente de decomposição, dependente da temperatura, dia⁻¹

 K_2 = coeficiente de reaeração, dependente da temperatura, dia⁻¹

 K_4 = demanda de oxigênio pelo sedimento, dependente da temperatura, g/m²-dia

 β_1 = taxa de oxidação da amônia, dependente da temperatura, dia⁻¹

 β_2 = taxa de oxidação de nitrito, dependente da temperatura, dia⁻¹

 N_1 = concentração de nitrogênio amoniacal, mg-N/l

 N_2 = concentração de nitrogênio nitrito, mg-N/l

O coeficiente K₂ possui várias fórmulas pelas quais pode ser calculado, baseadas na profundidade e velocidade do escoamento, dentre elas existem: (CHAPRA, 1997)

1) O'Connor and Dobbins

$$K_2 = 3.95 \ \frac{U_c^{0.5}}{H^{1.5}} \tag{37}$$

2) Churchill et al.

$$K_2 = 5.03 \ \frac{U_c^{0.969}}{H^{1.673}} \tag{38}$$

3) Owens et al.

$$K_2 = 5.34 \ \frac{U_c^{0.67}}{H^{1.85}} \tag{39}$$

Onde

 U_c = velocidade média do escoamento (m/s) H = profundidade média do escoamento (m)

A figura 4-2 mostra a variação do coeficiente de reaeração (K_2) de acordo com a velocidade e profundidade do escoamento, utilizando-se as três fórmulas citadas anteriormente.



Figura 4-2 Taxa de reaeração versus velocidade e profundidade (adaptado de CHAPRA, 1997)

O modelo QUAL2E usa a seguinte expressão para calcular o valor do oxigênio dissolvido na saturação (O^*) .

$$lnO^{*} = -139.34410 + \left(1.575701 x \frac{10^{5}}{T}\right) - \left(6.642308 x \frac{10^{7}}{T^{2}}\right) + \left(1.243800 x \frac{10^{10}}{T^{3}}\right) - \left(8.621949 x \frac{10^{11}}{T^{4}}\right)$$
(40)

Onde

T = temperatura em Kelvin

4.2.6 Coliformes

A água contaminada é responsável pela disseminação de muitas doenças contagiosas. Os organismos causadores dessas doenças são chamados de patogênicos, eles crescem e se multiplicam dentro do hospedeiro. Alguns organismos patogênicos entram no corpo humano através da pele, muitas vezes invadem o corpo humano através da ingestão de água contaminada. (CHAPRA, 1997)

Como os níveis de organismos patogênicos são difíceis e/ou caros de serem medidos, o estudo da qualidade da água tem focado sua atenção aos níveis dos organismos indicadores. Eles são grupos de organismos que são mais convenientes de serem medidos e são abundantes nos dejetos humanos e animais. Se eles estão presentes, entende-se que organismos patogênicos também estejam presentes. (CHAPRA, 1997)

Os coliformes são usados como indicadores de contaminação patogênica em águas superficiais. As expressões para estimar a concentração de coliformes são de primeira ordem, que só leva em consideração a taxa de perda desses organismos. O modelo QUAL2E usa a seguinte expressão: (BROWN; BARNWELL, 1987)

$$\frac{dE_c}{dt} = -K_5 E_c \tag{41}$$

Onde

 E_c = concentração de coliformes, colônias/100ml

 K_5 = taxa de perda de coliformes, dependente da temperatura, dia⁻¹

O coeficiente K_5 representa a perda total de coliformes, devido a três fatores: mortalidade natural, intensidade de luz solar e sedimentação. Essa perda total pode ser expressa através da seguinte fórmula:

$$K_5 = (0.8 + 0.02S)1.07^{T-20} + \frac{\alpha I_0}{K_e H}(1 - e^{-K_e H}) + F_p \frac{v_s}{H}$$
(42)

Onde

- S = salinidade, g/l
- T = temperatura, Celsius
- α = constante de proporcionalidade
- I_0 = energia luminosa na superfície, cal cm⁻² d⁻¹
- K_e = coeficiente de extinção, m⁻¹
- H =profundidade, m
- F_p = fração das bactérias que estão ligadas a outras partículas
- v_s = velocidade de sedimentação (m/dia)

4.2.7 Fósforo

O fósforo é utilizado no metabolismo e na estrutura de todos os organismos, podendo estar presente na forma de fósforo orgânico ou fósforo dissolvido (inorgânico). O fósforo orgânico é gerado pela excreção e morte das algas, em seguida as bactérias transformam o fósforo orgânico em inorgânico através da decomposição dessa matéria orgânica. Sendo a fotossíntese dos fitoplânctons a maior responsável pela captação desse fósforo inorgânico dissolvido. (BROWN; BARNWELL, 1987) O software QUAL2E realiza a simulação das interações entre o fósforo orgânico e inorgânico. Abaixo serão apresentadas as equações diferenciais que regem a transformação do fósforo nas suas duas formas.

Fósforo Orgânico

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1 \tag{43}$$

Fósforo Inorgânico

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \frac{\sigma_2}{d} - \alpha_2 \mu A \tag{44}$$

Onde

- P_1 = concentração de fósforo orgânico, mg-P/l
- P_2 = concentração de fósforo inorgânico, mg-P/l

 α_2 = teor de fósforo das algas, mg-P/mg-A

- σ_2 = taxa da fonte bentônica de fósforo dissolvido, mg-P/m²-dia
- σ_5 = taxa de sedimentação do fósforo orgânico, dependente da temperatura, dia⁻¹
- β_4 = taxa de decaimento do fósforo orgânico, dependente da temperatura, dia⁻¹
- ρ = taxa de respiração das algas, dia⁻¹
- A = concentração de biomassa das algas, mg-A/l
- d = profundidade média, m
- μ = taxa de crescimento das algas, dia⁻¹

4.2.8 Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio é bastante complexo, e sua importância não se restringe apenas à vida aquática, sendo importante também para o meio ambiente em geral e para a saúde humana. O nitrogênio pode se apresentar de várias formas: nitrogênio orgânico; amônia, podendo estar na forma de íon (NH_4^+) ou na forma gasosa (NH_3) ; nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) .

Inicialmente, o nitrogênio orgânico é decomposto na forma de amônia, em seguida, através do processo de nitrificação é transformado em nitrito e logo depois em nitrato. Todo esse processo consome oxigênio, o que pode diminuir drasticamente os níveis de oxigênio do corpo hídrico. Caso o meio se torne anaeróbio ocorrerá o processo inverso de desnitrificação, onde o nitrato será reduzido a nitrito e em seguida será convertido a nitrogênio livre, que pode escapar para a atmosfera ou ser utilizado por organismos fixadores. A figura 4-3 mostra todo o processo já descrito, onde as linhas pontilhas indicam que a desnitrificação ocorre sob condições anaeróbicas. (CHAPRA, 1997)



Figura 4-3 Ciclo do nitrogênio em águas naturais (adaptado de CHAPRA, 1997)

As equações diferenciais de governo utilizadas pelo QUAL2E para modelar o ciclo do nitrogênio serão mostradas a seguir: (BROWN; BARNWELL, 1987)

Nitrogênio Orgânico

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4 \tag{45}$$

Nitrogênio Amoniacal

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \frac{\sigma_3}{d} - F \alpha_1 \mu A \tag{46}$$

Nitrito

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2 \tag{47}$$

Nitrato

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F)\alpha_1 \mu A$$
(48)

Onde

 N_1 = concentração de nitrogênio amoniacal, mg-N/l

 N_2 = concentração de nitrogênio nitrito, mg-N/l

 N_3 = concentração de nitrogênio nitrato, mg-N/l

 N_4 = concentração de nitrogênio orgânico, mg-N/l

 α_1 = fração de biomassa algal que é nitrogênio, mg-N/mg-A

 β_1 = taxa constante de oxidação biológica do nitrogênio amoniacal, dependente da temperatura, dia⁻¹

 β_2 = taxa constante de oxidação do nitrogênio/nitrito, dependente da temperatura, dia⁻¹

 β_3 = taxa constante para hidrólise do nitrogênio orgânico para o nitrogênio amoniacal, dependente da temperatura, dia⁻¹

 σ_3 = taxa de produção bentônica de nitrogênio amoniacal, mg-N/m²-dia

 σ_4 = taxa de sedimentação do nitrogênio orgânico, dependente da temperatura, dia⁻¹

A =concentração de biomassa algal, mg-A/l

 ρ = taxa de respiração das algas, dia⁻¹

F = fração de retirada de nitrogênio amoniacal via algas, dia⁻¹

 μ = taxa de crescimento das algas, dia⁻¹

d = profundidade média, m

4.2.9 Correção das variáveis para diferentes temperaturas

Quando é obtido o valor de qualquer variável dependente da temperatura, deve-se realizar uma conversão de valores, pois o valor encontrado, normalmente, será para a temperatura de 20 graus Celsius. Para obtermos os valores corretos dessas variáveis para qualquer temperatura, devemos utilizar a seguinte fórmula: (CHAPRA, 1997)

$$K = K_{(20 \, graus)} \,\theta^{(T-20)} \tag{47}$$

Onde

K = variável dependente da temperatura

 θ = fator de correção de temperatura

T = temperatura em graus celsius

A tabela 5 mostra os valores que o programa QUAL2E utiliza para a determinação de θ de acordo com cada variável.

	Tabela	5 -	Valores	de θ
--	--------	-----	---------	-------------

Coeficiente	Símbolo	Valor usado pelo QUAL2E
Coeficiente de decomposição da DBO	<i>K</i> ₁	1,047
Taxa de perda de DBO devido à sedimentação	<i>K</i> ₃	1,024
Taxa de reaeração	<i>K</i> ₂	1,024
Demanda de oxigênio pelo sedimento	K_4	1,060
Taxa constante para hidrólise do nitrogênio	P	1.047
orgânico para o nitrogênio amoniacal	ρ_3	1,047
Taxa de sedimentação do nitrogênio orgânico	σ_4	1,024
Taxa constante de oxidação biológica do nitrogênio	ß	1 083
amoniacal	$ ho_1$	1,005
Taxa de produção bentônica de nitrogênio	đ	1.074
amoniacal	03	1,074
Taxa constante de oxidação do nitrogênio/nitrito	β_2	1,047

Taxa de decaimento do fósforo orgânico	eta_4	1,047
Taxa de sedimentação do fósforo orgânico	σ_5	1,024
Taxa da fonte bentônica de fósforo dissolvido	σ_2	1,074
Taxa de crescimento algal	μ	1,047
Taxa de respiração algal	ρ	1,047
Taxa de sedimentação das algas	σ_1	1,024
Taxa de perda de coliformes	K_5	1,047

Fonte: BROWN; BARNWELL, 1987

4.3 Estrutura do programa computacional desenvolvido

O programa computacional desenvolvido baseia-se na estrutura do software QUAL2E, utilizando-se das mesmas equações diferencias que regem o comportamento dos parâmetros de qualidade da água, como: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes, nitrogênio, fósforo e algas.

A figura 4-4 mostra como funciona o fluxograma computacional desenvolvido baseado nessas equações, que são interdependentes.



Figura 4-4 Fluxograma do programa computacional

4.4 Curva de custo de ETE's

A região nordeste utiliza lagoas de estabilização em boa parte da sua rede de tratamento de esgotos isso se deve sim a operação e manutenção simplificados em relação aos outros tipos de tratamento, mas também pela vocação da região a esse tipo de tratamento. Lagoas de estabilização necessitam de grandes áreas para as suas implantações e em geral na região nordeste por ser economicamente menos desenvolvida permite valores de terreno menores que os de outras regiões como a sul e sudeste, além disso, a disponibilidade de insolação na imensa maioria do ano potencializa a eficiência das lagoas.

No presente trabalho também foram realizadas as quantificações de custos de instalações de estações de tratamento de esgoto, utilizando-se lagoas de estabilização, que terão o objetivo de manter o padrão desejado de qualidade da água.

Esses custos de instalações serão baseados nas equações de SALES (2010), na figura 4-5 temos o gráfico que mostra o custo de implantação de ETE's com lagoas de estabilização no Brasil de acordo com suas respectivas vazões.



Figura 4-5 Custos de implantação de ETE com lagoas de estabilização no Brasil. (SALES, 2010)

4.5 Topologia do sistema modelado

O modelo numérico de qualidade da água implementado no código computacional foi aplicado à bacia do Jaguaribe, num trecho de 304 km. Nesse trecho, o rio recebe cargas de diversos afluentes, como mostrado na tabela 6 e no diagrama unifilar mostrado na figura 4-6.

Número do trecho	Nome	Começo (KM)	Fim (KM)	Cabeceira
1	Açude Orós	304	292	Sim
2	Sem nome	292	256	Não
3	Mapuá	256	242	Não
4	Jaguaribe	242	232	Não
5	Sem Nome	232	224	Não
6	Açude Castanhão	224	184	Não
7	Sem nome	184	160	Não
8	Iracema	50	30	Sim
9	Sem nome	30	0	Não
10	Alto Santo	160	146	Não
11	S. J. Jaguaribe	146	132	Não
12	Tabuleiro do Norte	6	0	Sim
13	Sem nome	132	118	Não
14	Banabuiú	104	66	Sim
15	Sem nome	66	30	Não
16	Morada Nova	30	0	Não
17	Limoeiro do Norte	118	104	Não
18	Flores	104	98	Não
19	Russas	98	84	Não
20	Quixeré	16	0	Sim
21	Sem nome	84	58	Não
22	Jaguaruana	58	34	Não
23	Itaiçaba	34	18	Não
24	Aracati	18	6	Não
25	Fortim	6	0	Não

Tabela 6 - Topologia do sistema



Figura 4-6 Diagrama unifilar

5 RESULTADOS

O modelo QUAL2E realizou a simulação dos níveis de OD, DBO e coliformes neste trecho da bacia, considerando um ΔX de 2 km, ou seja, o programa realizou a simulação de 152 trechos do rio, cada um com 2 km de extensão. O modelo desenvolvido QUAL2BR realizou a simulação da mesma forma, sendo que considerou nós, ao invés de seções como no QUAL2E, dando um total de 153 nós simulados. A simulação foi realizada no estado permanente.

5.1 Simulação em rios da carga orgânica, oxigênio dissolvido e coliformes

A topologia usada foi a mesma já descrita no item 4.6, também foi considerado o escoamento no estado permanente. Foram simulados os níveis de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes, os resultados serão então comparados com os obtidos pelo QUAL 2E. A seguir, serão descritos os lançamentos de cabeceira e os incrementais da bacia.

Foram realizadas simulações dos parâmetros de qualidade da água, utilizando-se diferentes vazões de referências, com e sem tratamento do efluente lançado.

5.1.1 Descrição das cargas a serem modeladas

Para efeito de simulação dos parâmetros foram considerados os lançamentos de cabeceira e os lançamentos incrementais ao longo do rio, como mostrados nas tabelas 7 e 8.

Cabeceira	Vazão (m ³ /s)	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	DBO(mg/L)	COLIFORMES (Nº/100ml)
Açude Orós	5,0	28	7	4	100
Iracema	0,1	28	7	2	100
Tabuleiro do Norte	0,1	28	7	2	100
Banabuiú	0,1	28	7	2	100
Quixeré	0,1	28	7	2	100

Tabela 7 - Lançamentos de cabeceira

Tabela 8 - Lançamentos incrementais

Número do	$\mathbf{x} \sim (3)$	Temperatura			COLIFORMES
trecho	Vazao (m [*] /s)	(°C)	OD (mg/L)	DBO(mg/L)	(N ^o /100ml)
1	0	28	0	60	100000
2	0	28	0	60	100000
3	0,001	28	0	60	100000
4	0,015	28	0	60	100000
5	0	28	0	60	100000
6	0	28	0	60	100000
7	0	28	0	60	100000
8	0,007	28	0	60	100000
9	0	28	0	60	100000
10	0,003	28	0	60	100000
11	0,002	28	0	60	100000
12	0,013	28	0	60	100000
13	0	28	0	60	100000
14	0,005	28	0	60	100000
15	0	28	0	60	100000
16	0,025	28	0	60	100000
17	0	28	0	60	100000
18	0,003	28	0	60	100000
19	0,03	28	0	60	100000
20	0,004	28	0	60	100000
21	0	28	0	60	100000
22	0,011	28	0	60	100000
23	0,0033	28	0	60	100000
24	0,036	28	0	60	100000
25	0,007	28	0	60	100000

5.1.2 Parâmetros utilizados para o modelo

A simulação foi feita considerando os parâmetros apresentados no Quadro 1.

n (rugosidade) = 0,02 b0 (largura de fundo do canal) = 5 metros s (declividade lateral do canal) = 1 se (declividade de fundo do canal) = 0,005 $K_1 = 0,3 \text{ dia}^{-1}$ $K_3 = 0$ $K_4 = 0$ $K_5 = 0,8 \text{ dia}^{-1}$ Temperatura = 28 graus E (dispersão) = 60 m²/s

Todos esses parâmetros foram considerados constantes em todos os trechos simulados, já o coeficiente K_2 foi recalculado para cada intervalo.

5.1.3 Resultados obtidos

A tabela 12 mostra os valores dos parâmetros calculados pelo QUAL2E e pelo modelo desenvolvido (QUAL2BR), considerando que o modelo QUAL2E utilizou-se de seções, enquanto que o modelo desenvolvido utilizou-se de nós, por isso a diferença de 1 unidade de trechos e nós simulados.

Quadro 1 - Parâmetros
QUAL2E			QUAL2BR				
	OD	DBO	COLIFORMES	Νά	OD	DBO	COLIFORMES
TRECHOS	(mg/L)	(mg/L)	(Nº/100ml)	NO	(mg/L)	(mg/L)	(No/100ml)
1	7,18	3,98	98,51	1	7,00	4,00	100,00
2	7,32	3,96	97,05	2	7,16	3,98	98,75
3	7,43	3,93	95,60	3	7,28	3,96	97,51
4	7,52	3,91	94,18	4	7,38	3,94	96,29
5	7,58	3,89	92,78	5	7,46	3,92	95,09
6	7,65	3,87	91,39	6	7,52	3,91	93,90
7	7,69	3,84	90,03	7	7,57	3,89	92,72
8	7,73	3,82	88,69	8	7,61	3,87	91,56
9	7,76	3,80	87,37	9	7,64	3,85	90,42
10	7,78	3,78	86,07	10	7,67	3,83	89,29
11	7,80	3,76	84,79	11	7,69	3,81	88,17
12	7,81	3,74	83,53	12	7,70	3,80	87,07
13	7,83	3,72	82,29	13	7,71	3,78	85,98
14	7,83	3,70	81,06	14	7,72	3,76	84,90
15	7,84	3,67	79,86	15	7,73	3,74	83,84
16	7,85	3,65	78,67	16	7,74	3,73	82,79
17	7,85	3,63	77,50	17	7,74	3,71	81,75
18	7,86	3,61	76,34	18	7,75	3,69	80,73
19	7,86	3,59	75,21	19	7,75	3,67	79,72
20	7,86	3,57	74,09	20	7,75	3,66	78,72
21	7,87	3,55	72,98	21	7,75	3,64	77,74
22	7,87	3,53	71,90	22	7,76	3,62	76,76
23	7,87	3,51	70,83	23	7,76	3,60	75,81
24	7,87	3,49	69,78	24	7,76	3,59	75,13
25	7,87	3,47	71,55	25	7,76	3,58	93,64
26	7,87	3,46	73,30	26	7,76	3,56	92,47
27	7,87	3,44	75,02	27	7,76	3,55	91,32
28	7,87	3,42	76,71	28	7,76	3,53	90,17
29	7,87	3,40	78,38	29	7,76	3,51	89,05
30	7,88	3,39	80,03	30	7,76	3,50	87,99
31	7,88	3,37	81,71	31	7,76	3,48	90,91
32	7,87	3,38	139,50	32	7,74	3,63	380,69

Tabela 9 - Comparação entre os resultados simulados e os obtidos pelo QUAL2E

33	7,87	3,40	196,37	33	7,75	3,62	375,93
34	7,87	3,41	252,32	34	7,75	3,60	371,24
35	7,87	3,43	307,37	35	7,75	3,58	366,60
36	7,86	3,44	361,48	36	7,76	3,56	362,02
37	7,87	3,42	356,11	37	7,76	3,55	357,49
38	7,87	3,40	350,81	38	7,76	3,53	353,02
39	7,87	3,38	345,60	39	7,76	3,51	348,61
40	7,87	3,36	340,46	40	7,76	3,50	344,26
41	7,87	3,35	335,40	41	7,76	3,48	339,95
42	7,88	3,33	330,41	42	7,76	3,46	335,71
43	7,88	3,31	325,40	43	7,76	3,45	331,51
44	7,88	3,29	320,66	44	7,76	3,43	327,37
45	7,88	3,27	315,89	45	7,76	3,42	323,28
46	7,88	3,25	311,19	46	7,76	3,40	319,24
47	7,88	3,23	306,57	47	7,77	3,38	315,25
48	7,88	3,22	302,01	48	7,77	3,37	311,31
49	7,88	3,20	297,52	49	7,77	3,35	307,42
50	7,88	3,18	293,09	50	7,77	3,34	303,58
51	7,88	3,16	288,74	51	7,77	3,32	299,78
52	7,88	3,14	284,44	52	7,77	3,30	296,04
53	7,88	3,13	280,21	53	7,77	3,29	292,34
54	7,88	3,11	276,05	54	7,77	3,27	288,68
55	7,88	3,09	271,94	55	7,77	3,26	285,08
56	7,88	3,07	267,90	56	7,77	3,24	281,51
57	7,88	3,06	263,92	57	7,77	3,23	278,00
58	7,88	3,04	259,99	58	7,77	3,21	274,52
59	7,88	3,02	256,13	59	7,77	3,20	271,09
60	7,89	3,01	252,32	60	7,77	3,18	267,70
61	7,89	2,99	248,57	61	7,77	3,17	264,36
62	7,89	2,97	244,87	62	7,77	3,15	261,06
63	7,89	2,95	241,23	63	7,77	3,14	257,79
64	7,89	2,94	237,64	64	7,77	3,12	254,57
65	7,89	2,92	234,11	65	7,77	3,11	251,39
66	7,89	2,91	230,63	66	7,77	3,09	248,25
67	7,89	2,89	227,20	67	7,77	3,08	245,15
68	7,89	2,87	223,82	68	7,77	3,06	242,08

69	7,89	2,86	220,49	69	7,77	3,05	239,06
70	7,89	2,84	217,22	70	7,77	3,03	236,07
71	7,89	2,82	213,99	71	7,77	3,02	233,14
72	7,89	2,81	210,85	72	7,77	3,01	231,38
73	7,91	2,82	250,95	73	7,77	3,03	312,27
74	7,91	2,80	255,47	74	7,77	3,02	308,40
75	7,90	2,79	259,92	75	7,77	3,00	304,58
76	7,90	2,78	264,30	76	7,77	2,99	300,81
77	7,90	2,77	268,62	77	7,77	2,98	297,08
78	7,90	2,76	272,87	78	7,77	2,96	293,41
79	7,89	2,75	277,05	79	7,77	2,95	290,29
80	7,89	2,74	278,44	80	7,77	2,96	324,57
81	7,89	2,73	279,81	81	7,77	2,94	320,54
82	7,89	2,71	281,15	82	7,77	2,93	316,57
83	7,89	2,70	282,48	83	7,77	2,91	312,65
84	7,89	2,69	283,79	84	7,77	2,90	308,77
85	7,89	2,68	285,07	85	7,77	2,89	304,99
86	7,89	2,67	286,55	86	7,77	2,88	303,97
87	7,91	2,78	496,61	87	7,77	2,97	501,44
88	7,91	2,76	489,33	88	7,77	2,96	495,28
89	7,90	2,75	482,17	89	7,77	2,95	489,19
90	7,90	2,73	475,10	90	7,77	2,93	483,18
91	7,90	2,72	468,15	91	7,77	2,92	477,25
92	7,90	2,70	461,29	92	7,77	2,91	471,42
93	7,90	2,69	454,83	93	7,77	2,89	468,37
94	7,91	2,87	742,56	94	7,77	3,05	664,52
95	7,91	2,86	731,78	95	7,77	3,03	656,43
96	7,90	2,84	721,15	96	7,77	3,02	648,44
97	7,90	2,83	710,68	97	7,77	3,00	640,55
98	7,90	2,81	700,36	98	7,77	2,99	632,75
99	7,90	2,80	690,19	99	7,77	2,98	625,06
100	7,90	2,78	680,18	100	7,77	2,96	618,18
101	7,89	2,78	688,52	101	7,77	2,98	664,72
102	7,89	2,77	696,74	102	7,77	2,97	656,73
103	7,89	2,77	704,90	103	7,77	2,96	655,98
104	7,88	2,80	722,64	104	7,73	3,26	1185,43

105	7,88	2,83	839,29	105	7,74	3,24	1171,04
106	7,88	2,86	904,86	106	7,75	3,23	1156,82
107	7,87	2,89	969,37	107	7,75	3,21	1142,78
108	7,87	2,92	1032,84	108	7,75	3,20	1128,90
109	7,87	2,94	1095,28	109	7,76	3,18	1115,20
110	7,87	2,97	1156,67	110	7,76	3,17	1102,01
111	7,90	2,98	1179,18	111	7,76	3,16	1114,69
112	7,90	2,96	1162,20	112	7,76	3,15	1101,26
113	7,89	2,94	1145,47	113	7,76	3,13	1087,99
114	7,89	2,93	1128,98	114	7,76	3,12	1074,88
115	7,89	2,91	1112,72	115	7,77	3,10	1061,93
116	7,89	2,89	1096,70	116	7,77	3,09	1049,14
117	7,89	2,88	1080,91	117	7,77	3,07	1036,50
118	7,89	2,86	1065,34	118	7,77	3,06	1024,01
119	7,89	2,85	1050,01	119	7,77	3,05	1011,67
120	7,89	2,83	1034,89	120	7,77	3,03	999,48
121	7,89	2,82	1019,99	121	7,77	3,02	987,44
122	7,89	2,80	1005,30	122	7,77	3,01	975,57
123	7,89	2,79	990,84	123	7,77	2,99	966,39
124	7,89	2,78	992,82	124	7,76	3,09	1147,13
125	7,89	2,77	994,76	125	7,76	3,08	1133,32
126	7,88	2,77	996,67	126	7,76	3,06	1119,67
127	7,88	2,76	998,55	127	7,76	3,05	1106,19
128	7,88	2,76	1000,40	128	7,76	3,03	1092,87
129	7,88	2,75	1002,23	129	7,77	3,02	1079,71
130	7,88	2,75	1004,02	130	7,77	3,01	1066,71
131	7,88	2,74	1005,79	131	7,77	2,99	1053,86
132	7,88	2,74	1007,53	132	7,77	2,98	1041,17
133	7,88	2,73	1009,24	133	7,77	2,97	1028,64
134	7,88	2,73	1010,93	134	7,77	2,95	1016,26
135	7,88	2,72	1012,58	135	7,77	2,94	1004,79
136	7,88	2,71	1005,30	136	7,77	2,96	1050,35
137	7,88	2,70	998,13	137	7,77	2,95	1037,71
138	7,88	2,69	991,06	138	7,77	2,93	1025,21
139	7,89	2,68	984,09	139	7,77	2,92	1012,87
140	7,89	2,67	977,23	140	7,77	2,91	1000,68

141	7,89	2,66	970,46	141	7,77	2,89	988,63
142	7,89	2,65	963,79	142	7,77	2,88	976,84
143	7,89	2,64	957,32	143	7,77	2,87	973,41
144	7,88	2,68	1049,51	144	7,73	3,22	1586,90
145	7,87	2,73	1140,16	145	7,74	3,21	1567,84
146	7,87	2,78	1229,30	146	7,74	3,19	1549,01
147	7,87	2,83	1316,97	147	7,75	3,18	1530,40
148	7,86	2,87	1403,17	148	7,75	3,16	1512,04
149	7,86	2,92	1487,87	149	7,75	3,15	1495,49
150	7,86	2,92	1507,27	150	7,75	3,21	1598,31
151	7,86	2,93	1526,36	151	7,75	3,19	1579,13
152	7,86	2,94	1545,12	152	7,75	3,18	1560,19
				153	7,76	3,16	1541,95

Nota-se que os resultados obtidos pelo QUAL2BR foram bastante próximos dos valores obtidos através do QUAL2E. Dessa forma, pode-se utilizar o software desenvolvido para realizar a simulação de outros parâmetros de qualidade da água utilizando-se diversos cenários, visto que o programa apresentou resultados confiáveis quando comparados ao software QUAL2E.

O coeficiente de correlação linear dos níveis de oxigênio dissolvido calculados pelos dois modelos foi de 0,99, para a demanda bioquímica de oxigênio foi de 0,98 e para os níveis de coliformes foi de 0,98. Isso mostra a eficiência do modelo desenvolvido.

Os resultados obtidos podem ser melhores observados através dos gráficos comparativos do níveis de DBO, OD e coliformes, que mostra que o modelo QUAL2BR possui resultados satisfatórios comparados com o QUAL2E.



Figura 5-1 Gráfico dos níveis de OD calculados pelo QUAL2E e pelo QUAL2BR



Figura 5-2 Gráfico dos níveis de DBO calculados pelo QUAL2E e pelo QUAL2BR



Figura 5-3 Gráfico dos níveis de coliformes calculados pelo QUAL2E e pelo QUAL2BR

5.2 Simulação do lançamento do esgoto in natura no rio Jaguaribe

A seguir será explicitada a análise da simulação do lançamento de esgoto in natura na região já descrita anteriormente da bacia do Jaguaribe, foi utilizada a mesma topologia já descrita no item 4.6. Serão avaliados os seguintes parâmetros: DBO, OD, coliformes, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrito, nitrogênio nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e algas.

5.2.1 Descrição das cargas a serem modeladas

A descrição das cargas modeladas no trecho pode ser entendida através das tabelas 10, 11 e 12.

Cabeceira	Vazão (m ³ /s)	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	DBO(mg/L)	ALGAS (mg/L)
Açude Orós	5,0	28	7,8	2	0.005
Iracema	0,1	28	7,8	2	0.005
Tabuleiro do Norte	0,1	28	7,8	2	0,005
Banabuiú	0,1	28	7,8	2	0.005
Quixeré	0,1	28	7,8	2	0,005

Tabela 10 - Lançamentos de cabeceira

Tabela 11 - Lançamentos incrementais

Número	Vazão	Temperatura	OD		COLIFORMES	ALGAS
do trecho	(m ³ /s)	(°C)	(mg/L)	DBO (mg/L)	(N ^o /100ml)	(mg/L)
1	0,0000	28	0	337	10000000	0
2	0,0000	28	0	337	10000000	0
3	0,0010	28	0	337	10000000	0
4	0,0150	28	0	337	10000000	0
5	0,0000	28	0	337	10000000	0
6	0,0000	28	0	337	10000000	0
7	0,0000	28	0	337	10000000	0
8	0,0070	28	0	337	10000000	0
9	0,0000	28	0	337	10000000	0
10	0,0030	28	0	337	10000000	0
11	0,0020	28	0	337	10000000	0
12	0,0130	28	0	337	10000000	0
13	0,0000	28	0	337	10000000	0
14	0,0050	28	0	337	10000000	0
15	0,0000	28	0	337	10000000	0
16	0,0250	28	0	337	10000000	0
17	0,0000	28	0	337	10000000	0
18	0,0030	28	0	337	10000000	0
19	0,0300	28	0	337	10000000	0
20	0,0040	28	0	337	10000000	0
21	0,0000	28	0	337	10000000	0
22	0,0110	28	0	337	10000000	0
23	0,0033	28	0	337	10000000	0
24	0,0360	28	0	337	10000000	0
25	0,0070	28	0	337	10000000	0

Número	Nitrogênio	Nitrogênio	Nitrogênio	Nitrogênio	Fósforo	Fósforo
do	Orgânico	Amoniacal	Nitrito	Nitrato	Orgânico	Inorgânico
trecho	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
1	15,6	40	0	0	6,3	0
2	15,6	40	0	0	6,3	0
3	15,6	40	0	0	6,3	0
4	15,6	40	0	0	6,3	0
5	15,6	40	0	0	6,3	0
6	15,6	40	0	0	6,3	0
7	15,6	40	0	0	6,3	0
8	15,6	40	0	0	6,3	0
9	15,6	40	0	0	6,3	0
10	15,6	40	0	0	6,3	0
11	15,6	40	0	0	6,3	0
12	15,6	40	0	0	6,3	0
13	15,6	40	0	0	6,3	0
14	15,6	40	0	0	6,3	0
15	15,6	40	0	0	6,3	0
16	15,6	40	0	0	6,3	0
17	15,6	40	0	0	6,3	0
18	15,6	40	0	0	6,3	0
19	15,6	40	0	0	6,3	0
20	15,6	40	0	0	6,3	0
21	15,6	40	0	0	6,3	0
22	15,6	40	0	0	6,3	0
23	15,6	40	0	0	6,3	0
24	15,6	40	0	0	6,3	0
25	15,6	40	0	0	6,3	0

Tabela 12 - Lançamentos incrementais (continuação)

5.2.2 Parâmetros utilizados para o modelo

A simulação foi feita considerando os parâmetros apresentados no Quadro 2.

n (rugosidade) = 0.02b0 (largura de fundo do canal) = 5 metross (declividade lateral do canal) = 1se (declividade de fundo do canal) = 0,005 $K_1 = 0,3 \text{ dia}^{-1}$ $K_{3} = 0$ $K_{4} = 0$ $K_5 = 0.8 \text{ dia}^{-1}$ $\alpha_1 = 0.09 \text{ mg-N/mg-A}$ $\alpha_2 = 0.02 \text{ mg-N/mg-A}$ $\alpha_3 = 1.8 \text{ mg-N/mg-A}$ $\alpha_4 = 2,3 \text{ mg-N/mg-A}$ $\alpha_5 = 4.0 \text{ mg-N/mg-A}$ $\alpha_6 = 1,14$ mg-N/mg-A $\sigma_1 = 1,8 \text{ m/dia}$ $\sigma_2 = 0$ $\sigma_3 = 0$ $\sigma_4 = 0,1 \text{ dia}^{-1}$ $\sigma_5 = 0.1 \text{ dia}^{-1}$ $\beta_1 = 1 \text{ dia}^{-1}$ $\beta_2 = 2 \operatorname{dia}^{-1}$ $\beta_3 = 0.4 \text{ dia}^{-1}$ $\beta_4 = 0,7 \text{ dia}^{-1}$ $\mu_{MAX} = 3 \text{ dia}^{-1}$ $\rho = 0.5 \, \text{dia}^{-1}$ Temperatura = 28 graus E (dispersão) = $60 \text{ m}^2/\text{s}$

Quadro 2 - Parâmetros

Todos esses parâmetros foram considerados constantes em todos os trechos simulados, já o coeficiente K_2 foi recalculado para cada intervalo.

5.2.3 Resultados obtidos

O modelo desenvolvido simulou o cenário descrito anteriormente, os resultados obtidos referentes às concentrações dos parâmetros de qualidade da água que foram modelados podem entendidos pelos gráficos a seguir.

Através dos gráficos foi possível observar como a qualidade da água do rio muda ao receber as diversas cargas de esgoto in natura. Os níveis de OD, que encontravam-se na saturação, caem para valores próximos de 7,40 mg/l, a concentração de biomassa algal também caiu, de 0,005 mg/l para quase zero. A DBO que no início do trecho apresentava-se a 2 mg/l, no fim do rio está a uma alta concentração de aproximadamente 9 mg/l. Nos níveis de nitrogênio, vemos uma predominância do nitrogênio amoniacal que no fim do curso do rio simulado encontra-se a uma concentração de 0,60 mg/l.

Os níveis de nitrogênio orgânico e inorgânico apresentam valores no fim do rio de aproximadamente 0,11 mg/l e 0,07 mg/l, respectivamente. A concentração de coliformes foi a mais intrigante, pois no começo do rio apresentava-se nula e no fim do trecho do rio apresentou valores próximos de 180000 N°/100ml.



Figura 5-4 Gráfico dos níveis de OD devido ao lançamento de esgoto in natura



Figura 5-5 Gráfico dos níveis de DBO devido ao lançamento de esgoto in natura



Figura 5-6 Gráfico da concentração de algas devido ao lançamento de esgoto in natura



Figura 5-7 Gráfico dos níveis de nitrogênio devido ao lançamento de esgoto in natura



Figura 5-8 Gráfico dos níveis de fósforo devido ao lançamento de esgoto in natura



Figura 5-9 Gráfico da concentração de coliformes devido ao lançamento de esgoto in natura

5.2.4 Enquadramento do rio de acordo com as classes definidas pela Resolução CONAMA357

A figura 5-11 mostra como a classe do rio muda ao receber os diferentes tipos de efluentes que são lançados sem nenhum tratamento.



Figura 5-10 Enquadramento do rio

Essa brusca mudança na classe do rio ocorreu devido ao rápido crescimento da concentração de coliformes, que após os lançamentos de esgoto in natura, aumentou fortemente a sua concentração.

5.3 Simulação do lançamento de esgoto no rio Jaguaribe, com diferentes vazões iniciais de diluição (vazões de referência)

Foram serão realizadas simulações das concentrações dos parâmetros de qualidade da água do trecho do rio Jaguaribe descrito no item anterior. Dessa vez, serão alteradas as vazões iniciais do trecho para que a variação do comportamento desses parâmetros sejam analisados. Com exceção da vazão inicial do trecho que era 5m³/s, todos os outros lançamentos e características do trecho serão mantidos inalterados.

5.3.1 Resultados obtidos

Foi realizada a simulação aumentando-se a vazão inicial do rio de 5m³/s para 10m³/s, 15m³/s e 20m³/s. Em seguida, serão apresentados os gráficos relativos aos parâmetros de qualidade da água para cada vazão inicial.

Pode-se observar através dos gráficos a seguir que a concentração de todos os parâmetros mudou com a alteração da vazão inicial. Sendo que, a concentração de OD e da biomassa algal aumentaram quando se aumenta a vazão de diluição, enquanto que todos os outros parâmetros apresentaram comportamento inverso, quando se aumenta a vazão suas concentrações tendem a diminuir.



Figura 5-11 Gráfico dos níveis de OD relativos a cada vazão inicial



Figura 5-12 Gráfico dos níveis de DBO relativos a cada vazão inicial



Figura 5-13 Gráfico das concentrações de algas relativos a cada vazão inicial



Figura 5-14 Gráfico das concentrações de nitrogênio orgânico relativos a cada vazão inicial



Figura 5-15 Gráfico das concentrações de nitrogênio amoniacal relativos a cada vazão inicial



Figura 5-16 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrito relativos a cada vazão inicial



Figura 5-17 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrato relativos a cada vazão inicial



Figura 5-18 Gráfico das concentrações de fósforo orgânico relativos a cada vazão inicial



Figura 5-19 Gráfico das concentrações de fósforo inorgânico relativos a cada vazão inicial



Figura 5-20 Gráfico das concentrações de coliformes relativos a cada vazão inicial

5.4 Simulação do lançamento do esgoto no rio Jaguaribe depois do tratamento com lagoas de estabilização, através de diferentes vazões de diluição

A seguir será analisado o comportamento dos parâmetros de qualidade da água após o lançamento de esgoto tratado através de lagos de estabilização. Os lançamentos considerados são os mesmos do item 5.2.1, sendo que após o tratamento houve redução em vários parâmetros como mostra a tabela 13.

Tabela 13 - Níveis de tratamento

Parâmetros	Nível de tratamento
DBO	85%
Fósforo Total	34%
Nitrogênio Total	59%
Coliformes	99.99%

Fonte: SALES, 2010

Após o tratamento, esses efluentes são lançados no rio, e as suas concentrações serão calculadas para as seguintes vazões de diluição inicial: 5m³/s, 10m³/s, 15m³/s, 20m³/s. Em seguida, de acordo com os níveis dos parâmetros do corpo hídrico, o rio será classificado de acordo com a Resolução CONAMA 357.

5.4.1 Resultados obtidos

Foi realizada a simulação do lançamento de esgoto tratado no rio, utilizando-se diferentes vazões de diluição, os resultados são apresentados graficamente a seguir.

Nota-se que com o tratamento do esgoto, os níveis de OD para diferentes vazões de diluição permanecem bem próximos, apresentando pequenas variações percentuais.



Figura 5-21 Gráfico dos níveis de OD relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado

Os níveis de DBO, que já estão baixos após o tratamento dos efluentes, podem ser reduzidos ainda mais se alterarmos as vazões de referência. No gráfico 5-22 podemos ver que ocorrem variações superiores a 50% apenas com a alteração da vazão.



Figura 5-22 Gráfico dos níveis de DBO relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado

A concentração de biomassa algal não sofreu influência do tratamento, pois consideramos a taxa de crescimento algal constante. A sua concentração foi alterada apenas pela mudança da vazão de referência, onde foi possível constatar mudanças significativas.



Figura 5-23 Gráfico das concentrações de algas relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado

Os níveis de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato apresentam comportamento semelhante quando se altera a vazão de diluição. As suas concentrações tendem a diminuir quando a vazão é aumentada.



Figura 5-24 Gráfico das concentrações de nitrogênio orgânico relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado



Figura 5-25 Gráfico das concentrações de nitrogênio amoniacal relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado



Figura 5-26 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrito relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado



Figura 5-27 Gráfico das concentrações de nitrogênio nitrato relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado

As concentrações de fósforo orgânico e inorgânico apresentam grandes variações percentuais quando se altera a vazão inicial. Seus níveis tendem a diminuir quando aumentamos a vazão.



Figura 5-28 Gráfico das concentrações de fósforo orgânico relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado



Figura 5-29 Gráfico das concentrações de fósforo inorgânico relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado

Os níveis de coliformes são reduzidos drasticamente após o tratamento dos efluentes, pois o nível de tratamento é da ordem 99,99%. Dessa forma, a alteração das vazões iniciais são irrelevantes após lançamento do esgoto tratado.



Figura 5-30 Gráfico das concentrações de coliformes relativos a cada vazão inicial, após o lançamento de esgoto tratado

5.4.2 Enquadramento do rio de acordo com as classes definidas pela Resolução CONAMA357

Após o tratamento dos lançamentos dos efluentes do rio, pode-se perceber que para o cenário simulado, toda a extensão do rio foi classificada como classe 1 para qualquer vazão de diluição adotada. Os parâmetros de qualidade da água simulados apresentam os seguintes valores máximos, referentes à classe 1, de acordo com a Resolução Conama 357:

- Clorofila α (algas) = 0.01 mg/L
- Oxigênio dissolvido (OD) = 6.0 mg/L
- $DBO_5 = 3mg/L$
- Nitrogênio Amoniacal Total = 3.7 mg/L
- Nitrogênio Nitrito = 1.0 mg/L
- Nitrogênio Nitrato = 10.0 mg/L
- Fósforo Total = 0.1 mg/L
- Coliformes = 200 / 100mL

Após as simulações, pode-se concluir que todo o trecho simulado será classificado como classe 1, baseando-se nos valores máximos estabelecidos na Resolução Conama 357 citados acima. A figura 5-31 exemplifica esse fato.



Figura 5-31 Enquadramento do rio

5.4.3 Custo de tratamento dos lançamentos

De acordo com as equações de SALES (2010) pode-se calcular o custo de implantação das ETE's onde houver lançamento ao longo do trecho do rio, como mostrado na tabela 14.

Número do trecho	Vazão (m ³ /s)	Custo (R\$)
1	0	0,00
2	0	0,00
3	0,001	133.576,00
4	0,015	572.392,00
5	0	0,00
6	0	0,00
7	0	0,00
8	0,007	321.640,00
9	0	0,00
10	0,003	196.264,00
11	0,002	164.920,00
12	0,013	509.704,00
13	0	0,00
14	0,005	258.952,00
15	0	0,00
16	0,025	885.832,00
17	0	0,00
18	0,003	196.264,00
19	0,03	1.042.552,00
20	0,004	227.608,00
21	0	0,00
22	0,011	447.016,00
23	0,0033	205.667,20
24	0,036	1.230.616,00
25	0,007	321.640,00
TOT	6.714.643,20	

Tabela 14 - Custos de tratamento dos lançamentos

O custo total de implantação de estações de tratamento de esgoto (ETE) para o tratamento de todos os lançamentos ao longo do trecho do rio seria de aproximadamente R\$ 6.714.643,20. Lembrando que seriam implantadas ETE's com lagoas de estabilização.

5.5 Comparação dos parâmetros de qualidade da água, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

Novamente, considerando-se a topologia do item 4.5 e os lançamentos do item 5.2.1 e os parâmetros do item 5.2.2, será realizada a comparação dos níveis dos parâmetros de qualidade da água admitindo-se lançamentos brutos e lançamentos tratados antes de serem despejados no rio. Os resultados serão apresentados através dos gráficos a seguir.

Percebe-se que os níveis de OD possuem um leve aumento após o tratamento dos efluentes lançados. Em termos percentuais a mudança é bastante pequena.



Figura 5-32 Comparação entre os níveis de OD, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

Após o tratamento dos efluentes pode-se constatar a forte queda da concentração da DBO que no fim do rio era quase 9 mg/l e após o tratamento foi reduzida a menos de 2 mg/l.



Figura 5-33 Comparação entre os níveis de DBO, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

A concentração de biomassa algal permanece inalterada mesmo após o lançamento de efluentes, pois considerou-se que a taxa de crescimento algal é constante para qualquer cenário.



Figura 5-34 Comparação entre as concentrações de algas, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

Os níveis de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato apresentam fortes quedas percentuais das suas concentrações após o tratamento dos efluentes.



Figura 5-35 Comparação entre as concentrações de nitrogênio orgânico, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento



Figura 5-36 Comparação entre as concentrações de nitrogênio amoniacal, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento



Figura 5-37 Comparação entre as concentrações de nitrogênio nitrito, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento



Figura 5-38 Comparação entre as concentrações de nitrogênio nitrato, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

As concentrações de fósforo orgânico e inorgânico apresentam quedas pouco acentuadas, mas significativas após o tratamento dos efluentes lançados ao longo do curso do rio.



Figura 5-39 Comparação entre as concentrações de fósforo orgânico, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento



Figura 5-40 Comparação entre as concentrações de fósforo inorgânico, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

Através do gráfico 5-41 podemos observar como os níveis de coliformes caem drasticamente após o tratamento do esgoto in natura. O nível de tratamento para os coliformes é da ordem 99,99%, fazendo com que a sua concentração seja reduzida a valores próximos de zero.



Figura 5-41 Comparação entre os níveis de coliformes, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento

De acordo com esses resultados, pode-se realizar o enquadramento do rio, após o lançamento de esgoto sem tratamento e com tratamento como mostrado na figura 5-42.



Figura 5-42 Enquadramento do rio sem tratamento e com tratamento
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivos principais: desenvolver um modelo de qualidade da água em rios e aplicá-lo a vários cenários na bacia do Jaguaribe; realizar o enquadramento do corpo hídrico em diversas classes existentes; obter a quantificação do custo de implantação de estação de tratamento de esgoto com o objetivo de manter o rio na qualidade desejada. Todos esses objetivos foram alcançados com êxito.

Os resultados obtidos através do modelo de qualidade da água em rios (QUAL2BR) foram considerados bastante satisfatórios, levando em consideração os resultados obtidos através do software QUAL2E. O software desenvolvido possui algumas limitações se comparado com o QUAL2E, como por exemplo, o fato de operar somente em regimes permanentes. Mas, possui muitas vantagens tais como: maior liberdade na escolha do número de trechos, o QUAL2E só permite até 250 elementos computacionais; maior flexibilidade na escolha das seções; possui uma maior quantidade de locais de lançamento e etc.

Vários parâmetros de qualidade de água, que são essenciais ao enquadramento dos corpos hídricos em classes, foram calculados em vários cenários de simulação na Bacia do Jaguaribe. O estudo do comportamento desses parâmetros é de fundamental importância para que saibamos se é possível a concessão de outorga de lançamento de efluentes em determinados trechos.

A realização do estudo da quantificação do custo de implantação de estações de tratamento de esgoto, de forma a permitir que o rio mantenha a qualidade da água necessária para os seus usos mais preponderantes, também foi objeto de estudo nesse trabalho. Contudo, recomenda-se que seja implementado no programa uma rotina de otimização de redes de estações de tratamento, para que a qualidade da água desejada seja alcançada através do menor custo de tratamento possível.

A modelagem da qualidade da água é uma forte ferramenta que pode ser utilizada pelos gestores para o melhor aproveitamento possível dos recursos hídricos, sendo corretamente utilizada pode gerar grande economia de capital ao nosso Estado. Contudo, ainda não é amplamente utilizada, pois a área da modelagem computacional ainda se encontra em estágio embrionário no Ceará. Tendo em vista esse fato, o presente trabalho visou contribuir para o desenvolvimento científico da modelagem da qualidade da água no estado do Ceará.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRITES, A. P. Z. Enquadramento dos corpos de água através de metas progressivas: Probabilidade de ocorrência e custos de despoluição hídrica. 2010. 172f. Tese (Doutorado em Engenharia, área de concentração: hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

BROWN, L.C; BARNWELL Jr., T.O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and Users Manual.** Environmental Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia, 1987. 189p.

CAMPOS, J. N. B; STUDART, T. M. C. Gestão de águas: princípios e práticas. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2001. 197p.

CHAPRA, S. C; PELLETIER, G. J. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and Users Manual.** Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA., 2003. 121p.

CHAPRA, S. C. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill, 1997. 844p.

CHAPRA, S. C; RECKHOW, K.H. **Engineering approaches for lake management.** Volume 2: Mechanistic Modeling. Butterworth publishers, 1983. 492p.

FRAGOSO, JÚNIOR, C.R; MARQUES, D.M; FERREIRA, T.F. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos.** Oficina de textos, 2009. 304p.

GONÇALVES, J. C. S. I. **Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE**[®]. 2009. 226f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas – RS.** 2004. 177f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

LEVIN, H. M. Cost-effectiveness analysis: Methods and applications. Second edition. Sage Publications, Inc, 2001. 308p.

MARTIN, J. L; MCCUTCHEON, S. C. Hydrodynamics and transport for water quality modeling. Lewis Publishers, 1999. 794p.

NAS, T. F. **Cost-benefit analysis: Theory and application.** Sage Publications, Inc, 1996. 220p.

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

PARK, S. S; LEE, Y. S. A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. **Ecological modeling**, N. 152, p. 65-75, 2002.

RODRIGUES, R. B. <u>SSD RB</u> – Sistema de suporte a decisão proposto para a gestão quali-quantitativa dos processos de outorga e cobrança pelo uso da água. 2005. 179f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ROQUES, T. V. P. Aplicação de modelos computacionais na análise de outorga para diluição de efluentes em corpos de água – Fontes pontuais e difusas. 2006. 208f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.

SALES, F. A. T. C. **Análise econômica de estações de tratamento de esgoto**. 2010. 89f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Centro de tecnologia, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

SOUZA, R. S. **Simulação Hidrodinâmica da qualidade da água. Estudo de caso: Ajuste do modelo CE-QUAL-W2 à sub-bacia do Arroio Demétrio, bacia hidrográfica do Rio Gravataí/RS.** 2006. 156f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

TEIXEIRA, C. A. **Gerenciamento integrado de quantidade e qualidade de água.** 2004. 273f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

THOMANN, R.V; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control.** Harper & Row, 1987. 644p.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** Volume 4. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1993. 943p.

ZI, Z.G. **Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries.** John Wiley & Sons, Inc, 2008. 676p.

APÊNDICE - CÓDIGO DO MODELO DE QUALIDADE DA ÁGUA DESENVOLVIDO APLICADO A RIOS

#include <stdio.h>
#include <math.h>
#include <stdlib.h>

```
//Função que calcula a altura do escoamento
float manning (float Q, float n, float b0, float s, float se)
{
  float a,b,m,fy,y,aux;
  a=0;
  b=50;
  aux = 50;
  while (aux > 0.0001)
   {
  m=(a+b)/2;
  y=m;
  fy = (
     (1/n)
      *
      (pow (((b0 + (2*y))* y), (5.0/3.0)))
     pow ( (b0 + (2* y * pow (((s*s)+1), (1.0/2.0)))), (2.0/3.0))
     pow (se, (1.0/2.0))
      )
      Q;
  if (fy < 0)
   {
       a = m;
       b = b;
  if (fy > 0)
   ł
       a = a;
       b = m;
   }
  aux = (fabs (b - a));
```

```
}
y=m;
return (y);
}
// Fim da função que calcula a altura do escoamento
```

```
// Função que calcula a área da seção
float area (float b0, float s, float streamdepth)
{
    float Ac;
    Ac = ((b0 + (s*streamdepth))*streamdepth);
    return (Ac);
}
// Fim da função que calcula a área da seção
```

int main () ł FILE *arquivok2; FILE *arquivoredes; FILE *arquivodados; FILE *arquivoDBO; FILE *arquivoOD; FILE *arquivoCOL; FILE *arquivoPORG; FILE *arquivoPING; FILE *arquivoNORG; FILE *arquivoNAMO; FILE *arquivoNATO; FILE *arquivoNNIT; FILE *arquivoARCO; FILE *arquivoALGA; FILE *arquivolanc; FILE *arquivolancinc;

char aux1[18], aux2[15], aux3[15], aux4[15], aux5[15], aux6[15], aux7[15], aux8[15], aux9[15];

int i, j, k, opcaok2, nada, nada2;

int cabeca[100];

int bracoinicio[100], bracofim[100];

float noinicio[100], nofim[100];

float ajuda, ajuda1;

float eiALGA[180], fiALGA[200], dilinhaALGA[200], diALGA[200], sALGA[200], gilinhaALGA[200], giALGA[200];

float eiDBO[200], fiDBO[200], dilinhaDBO[200], diDBO[200], sDBO[200], gilinhaDBO[200], giDBO[200];

float eiOD[200], fiOD[200], dilinhaOD[200], diOD[200], sOD[200], gilinhaOD[200], giOD[200];

float eiCOL[200], fiCOL[200], dilinhaCOL[200], diCOL[200], sCOL[200], gilinhaCOL[200], giCOL[200];

float eiPORG[200], fiPORG[200], dilinhaPORG[200], diPORG[200], sPORG[200], gilinhaPORG[200], giPORG[200];

float eiPING[200], fiPING[200], dilinhaPING[200], diPING[200], sPING[200], gilinhaPING[200], giPING[200];

float eiNORG[200], fiNORG[200], dilinhaNORG[200], diNORG[200], sNORG[200], gilinhaNORG[200], giNORG[200];

float eiNAMO[200], fiNAMO[200], dilinhaNAMO[200], diNAMO[200], sNAMO[200], gilinhaNAMO[200], giNAMO[200];

float eiNNIT[200], fiNNIT[200], dilinhaNNIT[200], diNNIT[200], sNNIT[200], gilinhaNNIT[200], giNNIT[200];

float eiNATO[200], fiNATO[200], dilinhaNATO[200], diNATO[200], sNATO[200], gilinhaNATO[200], giNATO[200];

float eiARCO[200], fiARCO[200], dilinhaARCO[200], diARCO[200], sARCO[200], gilinhaARCO[200], giARCO[200];

float Q[160], streamdepth[160], Ac[160], U[160], V[160], q[160], q0[160];

float ciALGA[160][2], ctALGA[160], ct0ALGA[160];

float ciOD[160][2], ctOD[160], ct0OD[160];

float ciDBO[160][2], ctDBO[160], ct0DBO[160];

float ciCOL[160][2], ctCOL[160], ct0COL[160];

float ciPORG[160][2], ctPORG[160], ct0PORG[160];

float ciPING[160][2], ctPING[160], ct0PING[160];

float ciNORG[160][2], ctNORG[160], ct0NORG[160];

float ciNAMO[160][2], ctNAMO[160], ct0NAMO[160];

float ciNNIT[160][2], ctNNIT[160], ct0NNIT[160];

float ciNATO[160][2], ctNATO[160], ct0NATO[160];

float ciARCO[160][2], ctARCO[160];

float rDBO, pDBO, rOD, pOD, rCOL, pCOL, rPORG, pPORG, rPING, pPING, rARCO, pARCO;

float rNORG, pNORG, rNAMO, pNAMO, rNNIT, pNNIT, rNATO, pNATO, rALGA, pALGA;

float deltat, deltax, Pi, k1, k2, k3, k4, k5, k6, O, Oasterisco, auxOasterisco, E;

float alfa1, alfa2, alfa3, alfa4, alfa5, alfa6, beta1, beta2, beta3, beta4, F1;

float sigma1, sigma2, sigma3, sigma4, sigma5, sigma6, sigma7;

float algalrespiration, algalgrowth, temperatura, temperaturakelvin;

float pi,t, constante;

float n, b0, s, se;

int tamanhoespaco, tamanhotempo, tipodeestado, kdarede, locais[100], kcabeca, kdolanc;

float auxOD, auxDBO, auxCOL, auxq, auxPORG, auxPING;

float auxNORG, auxNAMO, auxNNIT, auxNATO, auxALGA;

pi = 3.1415926535897932384626433832795;

// LER AS VARIAVEIS DE ENTRADA

arquivodados = fopen ("VARIAVEIS DE ENTRADA.txt", "r"); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &n); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &b0); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &s); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &se); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &k1); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &k3); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &k4); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &k5); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &k6); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &alfa1); fscanf (arguivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &alfa2); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &alfa3); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &alfa4); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &alfa5); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &alfa6); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &F1); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma1); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma2); fscanf (arquivodados, "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma3); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma4); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma5); fscanf (arquivodados, "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma6); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &sigma7); fscanf (arquivodados, "%s" "%f", aux1, aux2, &beta1); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &beta2); fscanf (arquivodados, "%s" "%f", aux1, aux2, &beta3); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &beta4); fscanf (arquivodados, "%s" "%f", aux1, aux2, &algalrespiration); fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &algalgrowth);

fscanf (arquivodados, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &E);

fscanf (arquivodados, "%s" "%f", aux1, aux2, &temperatura);

fclose (arquivodados);

// FECHA O ARQUIVO DAS VARIAVEIS DE ENTRADA

// LER O ARQUIVO DAS REDES

arquivoredes = fopen ("REDES.txt", "r");

fscanf (arquivoredes, "%s" "%s" "%d", aux1, aux2, &kdarede);

fscanf (arquivoredes, "%s" "%s" "%f", aux1, aux2, &deltax);

fscanf (arquivoredes, "%s" "%s" "%s" "%s" "%s" "%s" "%s" , aux1, aux2, aux3, aux4, aux5, aux6, aux7);

```
for (i=0;i<=kdarede-1;i=i+1)
    {
    fscanf (arquivoredes, "%d" "%s" "%f" "%s" "%f" "%s" "%d", &nada, aux1,
    &noinicio[i], aux2, &nofim[i], aux3, &cabeca[i]);
    // printf ("\nnofim[%d] = %f", i, nofim[i] );
    }
</pre>
```

fclose (arquivoredes); // FECHA O ARQUIVO DAS REDES

// CÁLCULO DOS LOCAIS DE LANÇAMENTO

```
j=0;
  for (i=1; i < kdarede-1; i++)
     ł
         if (nofim[i] == 0)
         ł
                bracofim[j] = i;
               // printf ("\nbracofim[%d] = %d", j, bracofim[j]);
               j=j+1;
         }
     }
  locais[0] = 0;
  for (i=1; i<kdarede; i++)
      locais[i] = int ((noinicio[0] - noinicio[i])/deltax);
      //printf ("\nlocais[%d] = %d", i, locais[i]);
      }
  for (k=0; k<=j-1; k++)
  for (i=bracoinicio[k]; i<=bracofim[k]; i++)
     locais[i] = int ((noinicio[0] - noinicio[bracofim[k]+1])/deltax);
     //printf ("\nlocais[%d] = %d", i, locais[i]);
     }
   }
  for (i=0; i \le kdarede - 1; i++)
     // printf ("\nlocais[%d] = %d", i, locais[i]);
// FIM DO CALCULO DOS LOCAIS DE LANÇAMENTO
```

// LEITURA DOS LANÇAMENTOS

//printf ("j = %d", j);

arquivolanc = fopen ("HEADWATER.txt", "r");

fscanf (arquivolanc, "%s" "%s"

"%s" "%s", aux1, aux1); fscanf (arquivolanc, "%d" "%s" "%f" "%s", &nada2, aux1, &q0[0], aux1, &ct0OD[0], aux1, &ct0DBO[0], aux1, &ct0COL[0], aux1, &ct0PORG[0], aux1, &ct0PING[0], aux1, &ct0NORG[0], aux1, &ct0NAMO[0], aux1, &ct0NNIT[0], aux1, &ct0NATO[0], aux1,

```
&ct0ALGA[0], aux1
);
//printf ("%d", nada2);
//printf ("\nct0OD = %f", ct0OD[0]);
//printf ("\nct0DBO = %f", ct0DBO[0]);
//printf ("\nct0PORG = %f", ct0PORG[0] );
//printf("\nctOPING = %f", ctOPING[0]);
for (i=0; i <= j-1; i=i+1)
  {
  fscanf
  (arquivolanc,
  "%d" "%s"
  "%f" "%s".
  &nada, aux1,
  &q0[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0OD[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0DBO[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0COL[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0PORG[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0PING[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0NORG[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0NAMO[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0NNIT[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0NATO[locais[bracoinicio[i]]], aux1,
  &ct0ALGA[locais[bracoinicio[i]]], aux1
  );
  //printf ("\nbracoinicio[%d] = %d", i, bracoinicio[i]);
  //printf ("\nlocais[%d] = %d", i, locais[bracoinicio[i]]);
  //printf ("\nq0[%d] = %f", i, q0[i] );
  //printf ("\nct0OD[%d] = %f", i, ct0OD[locais[bracoinicio[i]]]);
  //printf ("\nct0DBO[%d] = %f", i, ct0DBO[locais[bracoinicio[i]]] );
  //printf ("\nct0PORG[%d] = %f", i, ct0PORG[locais[bracoinicio[i]]]);
  //printf ("\nct0PING[%d] = %f", i, ct0PING[locais[bracoinicio[i]]]);
  fclose (arquivolanc);
```

```
{
// printf ("\nq0[%d] = %f", i, q0[i]);
// printf ("\nct0OD[%d] = %f", i, ct0OD[i]);
// printf ("\nct0DBO[%d] = %f", i, ct0DBO[i]);
// printf ("\nct0COL[%d] = %f", i, ct0COL[i]);
// printf ("\nct0PORG[%d] = %f", i, ct0PORG[i]);
// printf ("\nct0NORG[%d] = %f", i, ct0NORG[i]);
// printf ("\nct0NAMO[%d] = %f", i, ct0NAMO[i]);
// printf ("\nct0NNIT[%d] = %f", i, ct0NAITO[i]);
// printf ("\nct0NATO[%d] = %f", i, ct0ALGA[i]);
// printf ("\nct0ALGA[%d] = %f", i, ct0ALGA[i])
```

// FIM DA LEITURA DOS LANCAMENTOS

// LEITURA DOS LANÇAMENTOS INCREMENTAIS

arquivolancinc = fopen ("INCREMENTAIS.txt", "r");

fscanf

(arquivolancinc, "%s" "%s", aux1, aux1,

```
"%d" "%s"
"%f" "%s".
&nada, aux1,
&q[locais[0]], aux1,
&ctOD[locais[0]], aux1,
&ctDBO[locais[0]], aux1,
&ctCOL[locais[0]], aux1,
&ctPORG[locais[0]], aux1,
&ctPING[locais[0]], aux1,
&ctNORG[locais[0]], aux1,
&ctNAMO[locais[0]], aux1,
&ctNNIT[locais[0]], aux1,
&ctNATO[locais[0]], aux1,
&ctALGA[locais[0]], aux1
);
```

aux1, aux1, aux1, aux1, aux1, aux1, aux1, aux1

);

fscanf

(arquivolancinc,

```
for (i=1;i<=kdarede-1;i=i+1)

{

if (locais[i] != locais[i-1])

{

fscanf

(arquivolancinc,

"%d" "%s"

"%f" "%s"
```

```
"%f" "%s"
"%f" "%s",
&nada, aux1,
&q[locais[i]], aux1,
&ctOD[locais[i]], aux1,
&ctDBO[locais[i]], aux1,
&ctCOL[locais[i]], aux1,
&ctPORG[locais[i]], aux1,
&ctPING[locais[i]], aux1,
&ctNORG[locais[i]], aux1,
&ctNAMO[locais[i]], aux1,
&ctNNIT[locais[i]], aux1,
&ctNATO[locais[i]], aux1,
&ctALGA[locais[i]], aux1
);
}
if (locais[i] == locais[i-1])
fscanf
(arquivolancinc,
"%d" "%s"
"%f" "%s",
&nada, aux1,
&auxq, aux1,
&auxOD, aux1,
&auxDBO, aux1,
&auxCOL, aux1,
&auxPORG, aux1,
&auxPING, aux1,
&auxNORG, aux1,
&auxNAMO, aux1,
&auxNNIT, aux1,
&auxNATO, aux1,
&auxALGA, aux1
);
//printf ("\n i = \%d", i);
q[locais[i]] = q[locais[i-1]] + auxq;
ctOD[locais[i]] = ((ctOD[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxOD*auxq))/(q[locais[i-1]]) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxq) + (auxOD*auxQ) + (auxOD*auxq)) + (auxOD*auxQ) + (auxOD*auxQ) + (auxOD*auxQ) + (auxOD
```

```
1]]+auxq);
```

```
ctDBO[locais[i]] = ((ctDBO[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxDBO*auxq))/ (q[locais[i-1]])
1]]+auxq);
           ctCOL[locais[i]] = ((ctCOL[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxCOL*auxq))/(q[locais[i-1]]) + (auxCOL*auxq)) + (auxCOL*auxq)) + (auxCOL*auxQ) + (auxCOL*au
1]]+auxq);
           ctPORG[locais[i]] = ((ctPORG[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxPORG*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
           ctPING[locais[i]] = ((ctPING[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxPING*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
           ctNORG[locais[i]] = ((ctNORG[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxNORG*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
           ctNAMO[locais[i]] = ((ctNAMO[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxNAMO*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
           ctNNIT[locais[i]] = ((ctNNIT[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxNNIT*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
           ctNATO[locais[i]] = ((ctNATO[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxNATO*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
           ctALGA[locais[i]] = ((ctALGA[locais[i-1]]*q[locais[i-1]]) + (auxALGA*auxq))/
(q[locais[i-1]]+auxq);
      for (i=0; i \le 152; i++)
           // printf ("\nq[%d] = %f", i, q[i]);
           //printf ("\nctOD[%d] = %f", i, ctOD[i] );
           //printf ("\nctDBO[%d] = %f", i, ctDBO[i] );
           //printf ("\nctCOL[%d] = %f", i, ctCOL[i] );
           //printf ("\nctPORG[%d] = %f", i, ctPORG[i] );
           //printf("\nctPING[%d] = \%f", i, ctPING[i]);
           // printf ("\nctNORG[%d] = %f", i, ctNORG[i]);
           // printf ("\nctNAMO[%d] = %f", i, ctNAMO[i] );
           // printf ("\nctNNIT[%d] = %f", i, ctNNIT[i] );
           // printf ("\nctNATO[%d] = %f", i, ctNATO[i]);
           // printf ("\nctALGA[%d] = %f", i, ctALGA[i]);
             }
```

fclose (arquivolancinc);

// ARQUIVO DE LEITURA DE k2

arquivok2 = fopen ("k2.txt", "r");

fscanf (arquivok2, "%s" "%s" "%s" "%s" "%s" "%s" "%d", aux1, aux2, aux3, aux4, aux5, aux6, &opcaok2);

fclose (arquivok2);

// FECHA O ARQUIVO DE K2

//AJUSTE DAS VARIAVEIS

```
tamanhoespaco = int ((noinicio[0] - nofim[kdarede-1])/deltax);
deltat = 5;
deltax = deltax*1000;
//printf ("esp = %d", tamanhoespaco);
//tamanhoespaco = 149;
tamanhotempo = 2;
tipodeestado = 0;
k1=k1/86400;
k3=k3/86400;
k4=k4/86400;
k5=k5/86400;
k6=k6/86400;
algalrespiration=algalrespiration/86400;
algalgrowth=algalgrowth/86400;
beta1=beta1/86400;
beta2=beta2/86400;
beta3=beta3/86400;
beta4=beta4/86400;
sigma1=sigma1/86400;
//printf ("%f", sigma2);
sigma2=sigma2/86400;
sigma3=sigma3/86400;
sigma4=sigma4/86400;
sigma5=sigma5/86400;
sigma6=sigma6/86400;
sigma7=sigma7/86400;
//alfa1 = alfa1/86400;
//alfa2=alfa2/86400;
//alfa3=alfa3/86400;
//alfa4=alfa4/86400;
//alfa5=alfa5/86400;
//alfa6=alfa6/86400;
//Estado permanente
  if (tipodeestado == 0)
    ł
    tamanhotempo = 0;
    deltat = 1;
    constante = 0;
    }
//Estado transiente
  if (tipodeestado == 1)
```

```
{
    constante = 1;
    }
//BALANÇO DE MASSA
/*
for (i=1; i<=tamanhoespaco; i++)
  {
    // printf ("\nct0OD[%d] = %f", i, ct0OD[i]);
    // printf ("\nct0OD[%d] = %f", i, ct0OD[i]);
      if ((ctOD[i]>0) && (ct0OD[i]>0))
        {
               ctOD[i] = ((ctOD[i]*q[i]) + (ctOOD[i]*q0[i]))/(q[i] + q0[i]);
               //printf ("ctOD[%d] = %f", i, ctOD[i]);
        }
      if ((ctDBO[i]>0) && (ct0DBO[i]>0))
        ł
               ctDBO[i] = ((ctDBO[i]*q[i]) + (ct0DBO[i]*q0[i]))/(q[i] + q0[i]);
              // printf ("\nctDBO[%d] = %f", i, ctDBO[i]);
        }
*/
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  {
       //printf ("\n q[%d] = %f", i, q[i]);
  }
// CARREGAR O VETOR S[i] DOS LANÇAMENTOS
for (i=1; i<=tamanhoespaco; i++)
{
  sALGA[i] = (ctALGA[i]*q[i])+(ct0ALGA[i]*q0[i]);
  //printf ("\nsALGA[%d] = %f", i, sALGA[i]);
  sOD[i] = (ctOD[i]*q[i]) + (ctOOD[i]*q0[i]);
  //printf ("\nsOD[%d] = %f", i, sOD[i]);
  sDBO[i] = (ctDBO[i]*q[i]) + (ct0DBO[i]*q0[i]);
  //printf ("\nsDBO[%d] = %f", i, sDBO[i]);
  sCOL[i] = (ctCOL[i]*q[i]) + (ct0COL[i]*q0[i]);
```

```
//printf ("\nsCOL[%d] = %f", i, sCOL[i]);
sNAMO[i] = (ctNAMO[i]*q[i]) + (ct0NAMO[i]*q0[i]);
//printf ("\nsNAMO[%d] = %f", i, sNAMO[i]);
sNNIT[i] = (ctNNIT[i]*q[i]) + (ct0NNIT[i]*q0[i]);
//printf ("\nsNNIT[%d] = %f", i, sNNIT[i]);
sNATO[i] = (ctNATO[i]*q[i]) + (ct0NATO[i]*q0[i]);
//printf ("\nsNATO[%d] = %f", i, sNATO[i]);
sNORG[i] = (ctNORG[i]*q[i]) + (ct0NORG[i]*q0[i]);
//printf ("\nsNORG[%d] = %f", i, sNORG[i]);
sPORG[i] = (ctPORG[i]*q[i]) + (ct0PORG[i]*q0[i]);
//printf ("\nsPORG[%d] = %f", i, sPORG[i];
sPING[i] = (ctPING[i]*q[i]) + (ct0PING[i]*q0[i]);
//printf ("\nsPING[%d] = %f", i, sPING[i]);
sARCO[i] = ctARCO[i]*q[i];
```

```
}
```

```
// CARREGAR O VETOR Q[i] COM A ADIÇÃO DOS LANÇAMENTOS
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    Q[i] = 0;
}
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    if (i<1)
        {
        Q[i] = Q[i] + q[i] + q0[i];
        }
    if (i>0)
        {
        Q[i] = Q[i-1] + q[i] + q0[i];
        }
        //printf ("\nQ = %f", Q[i]);
    }
```

```
// CARREGAR O VETOR DA ALTURA DO ESCOAMENTO
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    streamdepth[i] = manning (Q[i], n, b0, s, se);
    //printf ("\n streamdepth = %f", streamdepth[i]);
    //valor = 2
}</pre>
```

```
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    Ac[i] = area (b0, s, streamdepth[i]);
    //printf ("\n area = %f", Ac[i]);
    // valor = 10;
}</pre>
```

```
//CARREGA O VETOR DA VELOCIDADE
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    U[i] = Q[i]/Ac[i];
    //printf ("\n velocidade = %f", U[i]);
    // valor = 5
}</pre>
```

```
// CARREGA O VETOR DO VOLUME
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    V[i] = Ac[i]*deltax;
    //printf ("\n volume = %f", V[i]);
    // valor = 5
}</pre>
```

```
// CONDIÇÕES DE CONTORNO DE MONTANTE (OD)
 for (k=0;k<=tamanhotempo;k++)
   {
     if ((ctOD[0]>0) && (ct0OD[0]>0))
      {
            ctOOD[0] = ((ctOD[0]*q[0]) + (ctOOD[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
            // printf ("ctOD[%d] = %f", k, ctOD[i]);
     ciOD[0][k] = ctOOD[0];
   }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (OD)
  for (k = 1; k \le tamanhoespaco; k++)
  ł
   ciOD[k][0] = ctOOD[0];
  ł
```

```
{
    if ((ctPORG[0]>0) && (ct0PORG[0]>0))
        {
            ct0PORG[0] = ((ctPORG[0]*q[0]) + (ct0PORG[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
            //printf ("\nctCOL[%d] = %f", 0, ct0COL[0]);
            //printf ("\nciPORG[0];
            // printf ("\nciPORG[%d][0] = %f", k, ciPORG[k][0]);
        }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (P-ORG)
        for (k = 1; k <= tamanhoespaco; k++)
        {
            ciPORG[k][0] = ct0PORG[0];
            //printf ("\nciPORG[%d][0] = %f", k, ciPORG[k][0]);
        }
///printf ("\nciPORG[%d][0] = %f", k, ciPORG[k][0]);
}</pre>
```

```
// CONDIÇÕES DE CONTORNO DE MONTANTE (P-INORG)
 for (k=0;k<=tamanhotempo;k++)
   {
     if ((ctPING[0]>0) && (ct0PING[0]>0))
      {
            ct0PING[0] = ((ctPING[0]*q[0]) + (ct0PING[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
            //printf ("\nctCOL[%d] = %f", 0, ct0COL[0]);
     ciPING[0][k] = ctOPING[0];
     //printf ("\nciPING[%d][0] = %f", k, ciPING[k][0]);
   }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (P-INORG)
  for (k = 1; k <= tamanhoespaco; k++)
  ł
    ciPING[k][0] = ct0PING[0];
   //printf ("\nciPING[%d][0] = %f", k, ciPING[k][0]);
```

```
// CONDIÇÕES DE CONTORNO DE MONTANTE (N-ORG)
for (k=0;k<=tamanhotempo;k++)
{
    if ((ctNORG[0]>0) && (ct0NORG[0]>0))
        {
            ct0NORG[0] = ((ctNORG[0]*q[0]) + (ct0NORG[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
            //printf ("\nctNORG[%d] = %f", 0, ct0NORG[0]);
    }
}
```

```
// CONDIÇÕES DE CONTORNO DE MONTANTE (N-NITRITO)
for (k=0;k<=tamanhotempo;k++)
{
    if ((ctNNIT[0]>0) && (ct0NNIT[0]>0))
        {
            ct0NNIT[0] = ((ctNNIT[0]*q[0]) + (ct0NNIT[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
            //printf ("\nctNNIT[%d] = %f", 0, ct0NNIT[0]);
        }
        ciNNIT[0][k] = ct0NNIT[0];
        // printf ("\nciNNIT[%d][0] = %f", k, ciNNIT[k][0]);
    }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (N-NITRITO)
    for (k = 1; k <= tamanhoespaco; k++)
    {
    }
}</pre>
```

```
ciNNIT[k][0] = ct0NNIT[0];
//printf ("\nciNNIT[%d][0] = %f", k, ciNNIT[k][0]);
}
```

```
// CONDIÇÕES DE CONTORNO DE MONTANTE (N-NITRATO)
 for (k=0;k<=tamanhotempo;k++)
   {
     if ((ctNATO[0]>0) && (ct0NATO[0]>0))
       ł
             ct0NATO[0] = ((ctNATO[0]*q[0]) + (ct0NATO[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
             //printf ("\nctNATO[%d] = %f", 0, ct0NATO[0]);
     ciNATO[0][k] = ct0NATO[0];
     // printf ("\nciNATO[%d][0] = %f", k, ciNATO[k][0]);
   }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (N-NITRATO)
  for (k = 1; k \le tamanhoespaco; k++)
  {
    ciNATO[k][0] = ct0NATO[0];
    //printf ("\nciNATO[%d][0] = %f", k, ciNATO[k][0]);
  }
```

```
// CONDIÇÕES DE CONTORNO DE MONTANTE (ALGA)
for (k=0;k<=tamanhotempo;k++)
{
    if ((ctALGA[0]>0) && (ct0ALGA[0]>0))
        {
            ct0ALGA[0] = ((ctALGA[0]*q[0]) + (ct0ALGA[0]*q0[0]))/(q[0] + q0[0]);
            //printf ("\nctALGA[%d] = %f", 0, ct0ALGA[0]);
        }
        ciALGA[0][k] = ct0ALGA[0];
        // printf ("\nciALGA[%d][0] = %f", k, ciALGA[k][0]);
    }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (N-NITRATO)
for (k = 1; k <= tamanhoespaco; k++)
    {
        ciALGA[k][0] = ct0ALGA[0];
        // printf ("\nciALGA[%d][0] = %f", k, ciALGA[k][0]);
    }
// CONDIÇÃO DE CONTORNO INICIAL (N-NITRATO)
for (k = 1; k <= tamanhoespaco; k++)
    {
        ciALGA[k][0] = ct0ALGA[0];
        // printf ("\nciALGA[%d][0] = %f", k, ciALGA[k][0]);
     }
</pre>
```


for (j=tipodeestado; j<=tamanhotempo; j++) {

temperaturakelvin = (temperatura + 273.15);

//CORREÇÃO DOS K's

```
k1 = k1 * (pow (1.047, (temperatura - 20)));
k3 = k3 * (pow (1.024, (temperatura - 20)));
k4 = k4 * (pow (1.060, (temperatura - 20)));
k5 = k5 * (pow (1.047, (temperatura - 20)));
k6 = k6 * (pow (1.0, (temperatura - 20)));
beta1 = beta1 * (pow (1.083, (temperatura - 20)));
beta2 = beta2 * (pow (1.047, (temperatura - 20)));
beta3 = beta3 * (pow (1.047, (temperatura - 20)));
beta4 = beta4 * (pow (1.047, (temperatura - 20)));
sigmal = sigmal * (pow (1.024, (temperatura - 20)));
sigma2 = sigma2 * (pow (1.074, (temperatura - 20)));
sigma3 = sigma3 * (pow (1.074, (temperatura - 20)));
sigma4 = sigma4 * (pow (1.024, (temperatura - 20)));
sigma5 = sigma5 * (pow (1.024, (temperatura - 20)));
sigma6 = sigma6 * (pow (1.024, (temperatura - 20)));
sigma7 = sigma7 * (pow (1.0, (temperatura - 20)));
```

// ALGAS

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
```

```
rALGA = (algalgrowth - algalrespiration - (sigma1/streamdepth[i]));
pALGA = 0;
//rALGA = 0;
```

```
//printf ("\nrALGA[%d] = %f", i, rALGA);
                    //printf ("\npALGA[%d] = %f", i, pALGA);
                    //printf ("\nsigma1[%d] = %f", i, sigma1);
                    if(i == 0)
                       {
                       //CONTORNO DE MONTANTE
                        eiALGA[i] = 0;
                        fiALGA[i] = 1;
                        giALGA[i] = 0;
                        diALGA[i] = ciALGA[i][j];
                        }
                       if ((i \ge 0) \&\& (i \le tamanhoespaco))
                         ł
                        //INTERMEDIÁRIOS
                        eiALGA[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                        fiALGA[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rALGA*deltat);
                        giALGA[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                        diALGA[i] = (ciALGA[i][j-1]*constante) + (sALGA[i]*deltat/V[i]) + (pALGA*deltat);
                        }
                        if (i == tamanhoespaco)
                          {
                       //CONTORNO DE JUSANTE
                        eiALGA[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                        fiALGA[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rALGA*deltat);
                        giALGA[i] = 0;
                        diALGA[i] = (ciALGA[i][j-1]*constante) + (sALGA[i]*deltat/V[i]) + (pALGA*deltat);
```

```
}
           for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                     if(i==0)
                      {
                            gilinhaALGA[i] = (giALGA[i])/(fiALGA[i]);
                     if (i>0)
                      {
                            gilinhaALGA[i] = (giALGA[i])/((fiALGA[i]) - ((gilinhaALGA[i-1]) * (eiALGA[i])));
                     }
            }
           for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                     if(i==0)
                      {
                            dilinhaALGA[i] = diALGA[i]/fiALGA[i];
                      ł
                     if (i>0)
                      {
                            dilinhaALGA[i] = (diALGA[i] - (dilinhaALGA[i-1]*eiALGA[i])) / (fiALGA[i] - (dilinhaALGA[i])) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i] - (dilinhaALGA[i])) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i] - (dilinhaALGA[i])) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i] - (dilinhaALGA[i])) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i] - (dilinhaALGA[i])) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (fiALGA[i])) / (fiALGA[i]) / (f
 (gilinhaALGA[i-1] * eiALGA[i]));
                     }
            }
           for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
            {
                     if (i<tamanhoespaco)
                      {
                            ciALGA[i][j] = dilinhaALGA[i] - (gilinhaALGA[i] * ciALGA[i+1][j]);
                     if (i==tamanhoespaco)
                             ciALGA[i][j] = dilinhaALGA[i];
                      Ş
            }
//FÓSFORO ORGÂNICO
```

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++) {
```

```
rPORG = (-beta4 - sigma5);
                   pPORG = (alfa2 * algalrespiration * ciALGA[i][j]);
                   //printf ("\npPORG = %f", pPORG);
                   //printf ("\nrPORG = %f", rPORG);
                       if(i == 0)
                        Ł
                      //CONTORNO DE MONTANTE
                       eiPORG[i] = 0;
                       fiPORG[i] = 1;
                       giPORG[i] = 0;
                       diPORG[i] = ciPORG[i][j];
                       }
                      if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco))
                        Ł
                      //INTERMEDIÁRIOS
                       eiPORG[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                       fiPORG[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rPORG*deltat);
                       giPORG[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                       diPORG[i] = (ciPORG[i][j-1]*constante) + (sPORG[i]*deltat/V[i]) + (pPORG*deltat);
                       }
                      if (i == tamanhoespaco)
                       //CONTORNO DE JUSANTE
                       eiPORG[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                       fiPORG[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rPORG*deltat);
                       giPORG[i] = 0;
                       diPORG[i] = (ciPORG[i][j-1]*constante) + (sPORG[i]*deltat/V[i]) + (pPORG*deltat);
                       }
                     //printf ("\n eiPORG[%d] = %f", i, eiPORG[i]);
```

```
//printf ("\n fiPORG[%d] = %f", i, fiPORG[i]);
```

```
//printf ("\n giPORG[%d] = %f", i, giPORG[i]);
    //printf ("\n diPORG[%d] = %f\n", i, diPORG[i]);
 }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    if (i==0)
     {
      gilinhaPORG[i] = (giPORG[i])/(fiPORG[i]);
     }
    if (i>0)
     ł
      gilinhaPORG[i] = (giPORG[i])/((fiPORG[i]) - ((gilinhaPORG[i-1]) * (eiPORG[i])));
     }
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  ł
    if (i==0)
     {
      dilinhaPORG[i] = diPORG[i]/fiPORG[i];
    if (i>0)
      dilinhaPORG[i] = (diPORG[i] - (dilinhaPORG[i-1]*eiPORG[i])) / (fiPORG[i] -
(gilinhaPORG[i-1] * eiPORG[i]));
    }
  }
  for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
  {
    if (i<tamanhoespaco)
     ł
      ciPORG[i][j] = dilinhaPORG[i] - (gilinhaPORG[i] * ciPORG[i+1][j]);
    if (i==tamanhoespaco)
      ciPORG[i][j] = dilinhaPORG[i];
     }
  }
```

```
//FÓSFORO INORGÂNICO
```

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
```

{

```
rPING = 0;
                   pPING = (beta4 * ciPORG[i][j]) + (sigma2/streamdepth[i]) -
(alfa2*ciALGA[i][j]*algalgrowth);
                   //printf ("\nr = %f", rPING);
                   //pPING = 0;
                   //pPING = + (sigma2/streamdepth[i]);
                   //pPING = sigma2;
                   //printf ("\nbeta4 = %f", beta4);
                   //printf ("i = d p = d n ; i, pPING);
                   if(i == 0)
                     {
                     //CONTORNO DE MONTANTE
                      eiPING[i] = 0;
                      fiPING[i] = 1;
                      giPING[i] = 0;
                      diPING[i] = ciPING[i][j];
                      }
                      if ( (i \ge 0) && (i \le tamanhoespaco) )
                       ł
                      //INTERMEDIÁRIOS
                      eiPING[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                      fiPING[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + 
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rPING*deltat);
                      giPING[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                      diPING[i] = (ciPING[i][j-1]*constante) + (sPING[i]*deltat/V[i]) + (pPING*deltat);
                      }
                     if (i == tamanhoespaco)
                       {
                      //CONTORNO DE JUSANTE
                      eiPING[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                      fiPING[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rPING*deltat);
                      giPING[i] = 0;
                      diPING[i] = (ciPING[i][j-1]*constante) + (sPING[i]*deltat/V[i]) + (pPING*deltat);
```

```
//printf ("\n eiPORG[%d] = %f", i, eiPORG[i]);
    //printf ("\n eiPING[%d] = %f", i, eiPING[i]);
    //printf ("\n fiPORG[%d] = %f", i, fiPORG[i]);
    //printf ("\n fiPING[%d] = %f", i, fiPING[i]);
    //printf ("\n giPORG[%d] = %f", i, giPORG[i]);
    //rintf ("\n giPING[%d] = %f", i, giPING[i]);
    //printf ("\n diPORG[%d] = %f", i, diPORG[i]);
    //printf ("\n diPING[%d] = %f", i, diPING[i]);
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  ł
    if(i==0)
     {
      gilinhaPING[i] = (giPING[i])/(fiPING[i]);
    if (i>0)
     ł
      gilinhaPING[i] = (giPING[i])/((fiPING[i]) - ((gilinhaPING[i-1]) * (eiPING[i])));
     }
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  ł
    if (i==0)
     {
      dilinhaPING[i] = diPING[i]/fiPING[i];
     }
    if (i>0)
      dilinhaPING[i] = (diPING[i] - (dilinhaPING[i-1]*eiPING[i])) / (fiPING[i] -
(gilinhaPING[i-1] * eiPING[i]));
    }
  }
  for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
    if (i<tamanhoespaco)
     ł
      ciPING[i][j] = dilinhaPING[i] - (gilinhaPING[i] * ciPING[i+1][j]);
    if (i==tamanhoespaco)
```

```
ciPING[i][j] = dilinhaPING[i];
                  }
          }
//NITROGÊNIO ORGÂNICO
       for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
        {
               rNORG = (-beta3 - sigma4);
               pNORG = (alfa1 * algalrespiration * ciALGA[i][j]);
               if(i == 0)
                 {
                 //CONTORNO DE MONTANTE
                  eiNORG[i] = 0;
                  fiNORG[i] = 1;
                  giNORG[i] = 0;
                  diNORG[i] = ciNORG[i][j];
                  }
                 if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco) )
                   {
                 //INTERMEDIÁRIOS
                  eiNORG[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                  fiNORG[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)
 (Q[i]*deltat/V[i]) - (rNORG*deltat);
                  giNORG[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                  diNORG[i] = (ciNORG[i][j-1]*constante) + (sNORG[i]*deltat/V[i]) + (pNORG*deltat);
                  }
                 if (i == tamanhoespaco)
                  //CONTORNO DE JUSANTE
```

eiNORG[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));

```
140
```

```
fiNORG[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rNORG*deltat);
                giNORG[i] = 0;
                diNORG[i] = (ciNORG[i][j-1]*constante) + (sNORG[i]*deltat/V[i]) + (pNORG*deltat);
                }
      }
        for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
        {
                if (i==0)
                 {
                     gilinhaNORG[i] = (giNORG[i])/(fiNORG[i]);
                if (i>0)
                 ł
                      gilinhaNORG[i] = (giNORG[i])/((fiNORG[i]) - ((gilinhaNORG[i-1]) * (eiNORG[i])));
                 2
        }
        for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
        ł
                if(i==0)
                 {
                     dilinhaNORG[i] = diNORG[i]/fiNORG[i];
                if (i>0)
                      dilinhaNORG[i] = (diNORG[i] - (dilinhaNORG[i-1]*eiNORG[i])) / (fiNORG[i] -
(gilinhaNORG[i-1] * eiNORG[i]));
                }
        }
        for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
         {
                if (i<tamanhoespaco)
                 ł
                      ciNORG[i][j] = dilinhaNORG[i] - (gilinhaNORG[i] * ciNORG[i+1][j]);
                if (i==tamanhoespaco)
                      ciNORG[i][j] = dilinhaNORG[i];
        3
```

```
//NITROGÊNIO AMONIACAL
               for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
                {
                        rNAMO = - beta1;
                        pNAMO = (beta3*(ciNORG[i][j]))
                                                + (sigma3/streamdepth[i])
                                                - (F1 * alfa1 * algalgrowth * ciALGA[i][j]);
                        if(i == 0)
                           ł
                           //CONTORNO DE MONTANTE
                            eiNAMO[i] = 0;
                            fiNAMO[i] = 1;
                            giNAMO[i] = 0;
                            diNAMO[i] = ciNAMO[i][j];
                            }
                           if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco) )
                             {
                           //INTERMEDIÁRIOS
                            eiNAMO[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                            fiNAMO[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)
 (Q[i]*deltat/V[i]) - (rNAMO*deltat);
                            giNAMO[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                            diNAMO[i] = (ciNAMO[i][j-1]*constante) + (sNAMO[i]*deltat/V[i]) + (pNAMO[i]*constante) + (sNAMO[i]*constante) + 
 *deltat);
                             }
                            if (i == tamanhoespaco)
                              {
                           //CONTORNO DE JUSANTE
                           eiNAMO[i] = -1 * ( (((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]) );
```

```
fiNAMO[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rNAMO*deltat);
                giNAMO[i] = 0;
                diNAMO[i] = (ciNAMO[i][j-1]*constante) + (sNAMO[i]*deltat/V[i]) +
(pNAMO*deltat);
                }
      }
     for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                if(i==0)
                 ł
                      gilinhaNAMO[i] = (giNAMO[i])/(fiNAMO[i]);
                if (i>0)
                 ł
                      gilinhaNAMO[i] = (giNAMO[i])/((fiNAMO[i]) - ((gilinhaNAMO[i-1]) *
(eiNAMO[i])));
                }
        }
        for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                if (i==0)
                 ł
                      dilinhaNAMO[i] = diNAMO[i]/fiNAMO[i];
                if (i>0)
                {
                      dilinhaNAMO[i] = (diNAMO[i] - (dilinhaNAMO[i-1]*eiNAMO[i])) / (fiNAMO[i] -
(gilinhaNAMO[i-1] * eiNAMO[i]));
                ł
        }
        for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
        {
                if (i<tamanhoespaco)
                 ł
                      ciNAMO[i][j] = dilinhaNAMO[i] - (gilinhaNAMO[i] * ciNAMO[i+1][j]);
                if (i==tamanhoespaco)
                      ciNAMO[i][j] = dilinhaNAMO[i];
```
}

```
//NITROGÊNIO NITRITO
              for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
               ł
                        rNNIT = - beta2;
                        pNNIT = (beta1*(ciNAMO[i][j]));
                        if(i == 0)
                          ł
                          //CONTORNO DE MONTANTE
                            eiNNIT[i] = 0;
                            fiNNIT[i] = 1;
                            giNNIT[i] = 0;
                            diNNIT[i] = ciNNIT[i][j];
                            }
                           if ((i \ge 0) \&\& (i \le tamanhoespaco))
                          //INTERMEDIÁRIOS
                            eiNNIT[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                            fiNNIT[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E) + (Ac[
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rNNIT*deltat);
                            giNNIT[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                            diNNIT[i] = (ciNNIT[i][j-1]*constante) + (sNNIT[i]*deltat/V[i]) + (pNNIT *deltat);
                            }
                            if (i == tamanhoespaco)
                             {
                           //CONTORNO DE JUSANTE
                            eiNNIT[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                            fiNNIT[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rNNIT*deltat);
```

```
giNNIT[i] = 0;
                   diNNIT[i] = (ciNNIT[i][j-1]*constante) + (sNNIT[i]*deltat/V[i]) + (pNNIT*deltat);
                    }
        }
       for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                    if (i==0)
                     {
                          gilinhaNNIT[i] = (giNNIT[i])/(fiNNIT[i]);
                    if (i>0)
                     {
                          gilinhaNNIT[i] = (giNNIT[i])/((fiNNIT[i]) - ((gilinhaNNIT[i-1]) * (eiNNIT[i])));
                    }
          }
         for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                    if (i==0)
                     {
                          dilinhaNNIT[i] = diNNIT[i]/fiNNIT[i];
                    if (i>0)
                     {
                          dilinhaNNIT[i] = (diNNIT[i] - (dilinhaNNIT[i-1]*eiNNIT[i])) / (fiNNIT[i] - (dilinhaNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i] - (dilinhaNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i] - (dilinhaNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i]) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i]) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i]) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i]) / (fiNNIT[i])) / (fiNNIT[i]))
(gilinhaNNIT[i-1] * eiNNIT[i]));
                    }
          }
          for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
          {
                    if (i<tamanhoespaco)
                     ł
                          ciNNIT[i][j] = dilinhaNNIT[i] - (gilinhaNNIT[i] * ciNNIT[i+1][j]);
                    if (i==tamanhoespaco)
                          ciNNIT[i][j] = dilinhaNNIT[i];
                     ļ
          }
```

//NITROGÊNIO NITRATO

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
             ł
                    rNATO = 0;
                    pNATO = (beta2*(ciNNIT[i][j]))
                                            - ((1 - F1)*(alfa1*ciALGA[i][j]*algalgrowth));
                    if(i == 0)
                       //CONTORNO DE MONTANTE
                        eiNATO[i] = 0;
                        fiNATO[i] = 1;
                        giNATO[i] = 0;
                        diNATO[i] = ciNNIT[i][j];
                        }
                       if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco))
                         Ł
                       //INTERMEDIÁRIOS
                        eiNATO[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                        fiNATO[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rNATO*deltat);
                        giNATO[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                        diNATO[i] = (ciNATO[i][j-1]*constante) + (sNATO[i]*deltat/V[i]) + (pNATO *deltat);
                        }
                        if (i == tamanhoespaco)
                         ł
                       //CONTORNO DE JUSANTE
                        eiNATO[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                        fiNATO[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rNATO*deltat);
                        giNATO[i] = 0;
                        diNATO[i] = (ciNATO[i][j-1]*constante) + (sNATO[i]*deltat/V[i]) + (pNATO*deltat);
                        }
```

```
}
```

```
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  {
    if (i==0)
     {
      gilinhaNATO[i] = (giNATO[i])/(fiNATO[i]);
    if (i>0)
     ł
      gilinhaNATO[i] = (giNATO[i])/((fiNATO[i]) - ((gilinhaNATO[i-1]) * (eiNATO[i])));
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  {
    if(i==0)
     {
      dilinhaNATO[i] = diNATO[i]/fiNATO[i];
    if (i>0)
      dilinhaNATO[i] = (diNATO[i] - (dilinhaNATO[i-1]*eiNATO[i])) / (fiNATO[i] -
(gilinhaNATO[i-1] * eiNATO[i]));
    }
  }
  for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
    if (i<tamanhoespaco)
     {
      ciNATO[i][j] = dilinhaNATO[i] - (gilinhaNATO[i] * ciNATO[i+1][j]);
    if (i==tamanhoespaco)
      ciNATO[i][j] = dilinhaNATO[i];
     }
  }
```

//DBO

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++) {
```

```
rDBO = -(k1+k3);
                       pDBO = 0;
                       if(i == 0)
                         {
                         //CONTORNO DE MONTANTE
                           eiDBO[i] = 0;
                           fiDBO[i] = 1;
                           giDBO[i] = 0;
                           diDBO[i] = ciDBO[i][j];
                           }
                          if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco))
                            ł
                          //INTERMEDIÁRIOS
                           eiDBO[i] = -1 * ( (Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]) );
                           fiDBO[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) 
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rDBO*deltat);
                           giDBO[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                          diDBO[i] = (ciDBO[i][j-1]*constante) + (sDBO[i]*deltat/V[i]) + (pDBO*deltat);
                           }
                           if (i == tamanhoespaco)
                            ł
                          //CONTORNO DE JUSANTE
                           eiDBO[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                           fiDBO[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*E
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rDBO*deltat);
                           giDBO[i] = 0;
                           diDBO[i] = (ciDBO[i][j-1]*constante) + (sDBO[i]*deltat/V[i]) + (pDBO*deltat);
```

}

```
// printf ("\nsDBO[%d] = %f", i, sDBO[i]);
   // printf ("\ndiDBO[%d] = %f", i, diDBO[i]);
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  {
    if (i==0)
     {
      gilinhaDBO[i] = (giDBO[i])/(fiDBO[i]);
     }
     if (i>0)
     {
      gilinhaDBO[i] = (giDBO[i])/((fiDBO[i]) - ((gilinhaDBO[i-1]) * (eiDBO[i])));
     }
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  {
     if (i==0)
     {
      dilinhaDBO[i] = diDBO[i]/fiDBO[i];
     ł
     if (i>0)
      dilinhaDBO[i] = (diDBO[i] - (dilinhaDBO[i-1]*eiDBO[i])) / (fiDBO[i] -
(gilinhaDBO[i-1] * eiDBO[i]));
     }
  }
  for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
  {
     if (i<tamanhoespaco)
     {
      ciDBO[i][j] = dilinhaDBO[i] - (gilinhaDBO[i] * ciDBO[i+1][j]);
     if (i==tamanhoespaco)
      ciDBO[i][j] = dilinhaDBO[i];
     }
  }
```

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
 if (opcaok2==1)
   k2 = 5.03 * (pow (U[i], 0.969))/(pow (streamdepth[i], 1.673));
 if (opcaok2==2)
   k^{2} = 3.95 * (pow (U[i], 0.5))/(pow (streamdepth[i], 1.5));
   }
 if (opcaok 2==3)
   k^2 = 5.34 * (pow (U[i], 0.67))/(pow (streamdepth[i], 1.85));
   }
 k2 = k2 * (pow (1.024, (temperatura - 20)));
 k2=k2/86400;
// printf ("\n k^2 = \%f", k^2);
 auxOasterisco = -139.34410
           + (157570.1/(temperaturakelvin))
           - (66423080.0/(temperaturakelvin*temperaturakelvin))
           + (12438000000.0/(temperaturakelvin*temperaturakelvin*temperaturakelvin))
```

(862194900000.0/(temperaturakelvin*temperaturakelvin*temperaturakelvin*temperaturakelvin);

Oasterisco = pow (2.71828182859045235360287, auxOasterisco);

// printf ("\noasterisco = %f", Oasterisco);

rOD = - k2;

pOD = (k2*Oasterisco) + (((alfa3*algalgrowth) - (alfa4*algalrespiration))* ciALGA[i][j]) - (k1*ciDBO[i][j]) - (k4/streamdepth[i]) - (alfa5*beta1*ciNAMO[i][j]) - (alfa6*beta2*ciNNIT[i][j]);

if (i == 0)
{

//CONTORNO DE MONTANTE

```
eiOD[i] = 0;
                      fiOD[i] = 1;
                      giOD[i] = 0;
                      diOD[i] = ciOD[i][j];
                      }
                      if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco) )
                      //INTERMEDIÁRIOS
                      eiOD[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                      fiOD[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E)) * (Ac[i]*Ac[i]*E)) * (Ac[i]*E)) * (
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rOD*deltat);
                      giOD[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                      diOD[i] = (ciOD[i][j-1]*constante) + (sOD[i]*deltat/V[i]) + (pOD*deltat);
                      }
                      if (i == tamanhoespaco)
                      //CONTORNO DE JUSANTE
                      eiOD[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                      fiOD[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*E
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rOD*deltat);
                      giOD[i] = 0;
                      diOD[i] = (ciOD[i][j-1]*constante) + (sOD[i]*deltat/V[i]) + (pOD*deltat);
                      }
                     //printf ("\n eiPORG[%d] = %f", i, eiPORG[i]);
                     //printf ("\n fiPORG[%d] = %f", i, fiPORG[i]);
                     //printf ("\n giPORG[%d] = %f", i, giPORG[i]);
                      //printf ("\n diPORG[%d] = %f", i, diPORG[i]);
                     //printf ("\n eiOD[%d] = %f", i, eiOD[i]);
                     //printf ("\n fiOD[%d] = %f", i, fiOD[i]);
                     //printf ("\n giOD[%d] = %f", i, giOD[i]);
                      //printf ("\n diOD[%d] = %f", i, diOD[i]);
```

```
}
        for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
             {
                      if (i==0)
                        {
                              gilinhaOD[i] = (giOD[i])/(fiOD[i]);
                       if (i>0)
                        {
                              gilinhaOD[i] = (giOD[i])/((fiOD[i]) - ((gilinhaOD[i-1]) * (eiOD[i])));
                       }
             }
           for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
             {
                      if(i==0)
                        {
                              dilinhaOD[i] = diOD[i]/fiOD[i];
                       if (i>0)
                        ł
                              dilinhaOD[i] = (diOD[i] - (dilinhaOD[i-1]*eiOD[i])) / (fiOD[i] - (gilinhaOD[i-1]*eiOD[i])) / (fiOD[i] - (gilinhaOD[i])) / (fiOD[i] - (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i] - (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i] - (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i] - (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD[i]) / (gilinhaOD[i])) / (gilinhaOD
eiOD[i]));
                        }
             }
            for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
             {
                       if (i<tamanhoespaco)
                        {
                              ciOD[i][j] = dilinhaOD[i] - (gilinhaOD[i] * ciOD[i+1][j]);
                       if (i==tamanhoespaco)
                        ł
                              ciOD[i][j] = dilinhaOD[i];
             }
//COLIFORMES
            for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
             {
```

```
rCOL = -k5;
                       pCOL = 0;
                       if(i == 0)
                         ł
                          //CONTORNO DE MONTANTE
                           eiCOL[i] = 0;
                           fiCOL[i] = 1;
                           giCOL[i] = 0;
                           diCOL[i] = ciCOL[i][j];
                           }
                          if ( (i > 0) && (i < tamanhoespaco))
                           //INTERMEDIÁRIOS
                           eiCOL[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                           fiCOL[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) 
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rCOL*deltat);
                           giCOL[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                           diCOL[i] = (ciCOL[i][j-1]*constante) + (sCOL[i]*deltat/V[i]) + (pCOL*deltat);
                           }
                           if (i == tamanhoespaco)
                            {
                          //CONTORNO DE JUSANTE
                           eiCOL[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                           fiCOL[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*E)) 
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rCOL*deltat);
                           giCOL[i] = 0;
                           diCOL[i] = (ciCOL[i][j-1]*constante) + (sCOL[i]*deltat/V[i]) + (pCOL*deltat);
                           }
           }
         for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
```

```
{
                       if (i==0)
                              gilinhaCOL[i] = (giCOL[i])/(fiCOL[i]);
                       if (i>0)
                        ł
                              gilinhaCOL[i] = (giCOL[i])/((fiCOL[i]) - ((gilinhaCOL[i-1]) * (eiCOL[i])));
                        }
            }
          for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                       if (i==0)
                        {
                              dilinhaCOL[i] = diCOL[i]/fiCOL[i];
                       if (i>0)
                        {
                              dilinhaCOL[i] = (diCOL[i] - (dilinhaCOL[i-1]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i] - (gilinhaCOL[i-1]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i] - (gilinhaCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i]*eiCOL[i])) / (fiCOL[i]*eiCO
1] * eiCOL[i]));
            }
           for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
            {
                       if (i<tamanhoespaco)
                        {
                              ciCOL[i][j] = dilinhaCOL[i] - (gilinhaCOL[i] * ciCOL[i+1][j]);
                       if (i==tamanhoespaco)
                        ł
                              ciCOL[i][j] = dilinhaCOL[i];
            }
```

```
//ARBITRARY CONSTITUENT
```

```
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
{
    rARCO = - k6 - sigma6;
    pARCO = (sigma7/streamdepth[i]);</pre>
```

```
if(i == 0)
                       //CONTORNO DE MONTANTE
                         eiARCO[i] = 0;
                         fiARCO[i] = 1;
                         giARCO[i] = 0;
                         diARCO[i] = ciARCO[i][j];
                         }
                         if ( (i \ge 0) && (i \le tamanhoespaco))
                        //INTERMEDIÁRIOS
                         eiARCO[i] = -1 * ((Ac[i-1]*E*deltat/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                         fiARCO[i] = constante + (((Ac[i-1]*E) + (Ac[i]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i]*E) + (Ac[i]*E)
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rARCO*deltat);
                         giARCO[i] = -1 * ((Ac[i]*E) * (deltat/(V[i]*deltax)));
                         diARCO[i] = (ciARCO[i][j-1]*constante) + (sARCO[i]*deltat/V[i]) + (pARCO*deltat);
                         }
                         if (i == tamanhoespaco)
                        //CONTORNO DE JUSANTE
                         eiARCO[i] = -1 * ((((Ac[i-1]+Ac[i])*E*deltat)/(V[i]*deltax)) + (Q[i-1]*deltat/V[i]));
                         fiARCO[i] = constante + (((Ac[i]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E) + (Ac[i-1]*E)) * (deltat/(V[i]*deltax))) + (Ac[i-1]*E)) * (Ac[i-1]*
(Q[i]*deltat/V[i]) - (rARCO*deltat);
                         giARCO[i] = 0;
                         diARCO[i] = (ciARCO[i][j-1]*constante) + (sARCO[i]*deltat/V[i]) + (pARCO*deltat);
                         }
          }
         for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
                        if(i==0)
                          ł
                                 gilinhaARCO[i] = (giARCO[i])/(fiARCO[i]);
                         if (i>0)
```

```
gilinhaARCO[i] = (giARCO[i])/((fiARCO[i]) - ((gilinhaARCO[i-1]) * (eiARCO[i])));
    }
  }
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
  ł
    if(i==0)
     ł
      dilinhaARCO[i] = diARCO[i]/fiARCO[i];
    if (i>0)
     ł
      dilinhaARCO[i] = (diARCO[i] - (dilinhaARCO[i-1]*eiARCO[i])) / (fiARCO[i] -
(gilinhaARCO[i-1] * eiARCO[i]));
  }
  for (i=tamanhoespaco; i>=0; i=i-1)
  {
    if (i<tamanhoespaco)
     ł
      ciARCO[i][j] = dilinhaARCO[i] - (gilinhaARCO[i] * ciARCO[i+1][j]);
    if (i==tamanhoespaco)
     ł
      ciARCO[i][j] = dilinhaARCO[i];
  }
}
```

```
//FIM DO LAÇO DO TEMPO
```

```
//ABRE ARQUIVO ALGA
arquivoALGA = fopen ("concentracaoALGA.txt", "w");
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
{
for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
{
fprintf (arquivoALGA, "\n%f", ciALGA[i][j]);
}
</pre>
```

```
/*
for (i=0;i<=tamanhoespaco;i++)
{
for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
{
fprintf (arquivoALGA, "\nciALGA[%d][%d] = %f", i, j, ciALGA[i][j]);
}
}
*/
fclose (arquivoALGA);
//FECHA ARQUIVO ALGA
```

```
//ABRE ARQUIVO DBO
arquivoDBO = fopen ("concentracaoDBO.txt", "w");
    /*
    for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            fprintf (arquivoDBO, "\nciDBO[%d][%d] = %f", i, j, ciDBO[i][j]);
            }
        */
        for (i=0; i<=tamanhotempo;i++)
            {
            for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (arquivoDBO, "\n%f", ciDBO[i][j]);
            }
        }
        fclose (arquivoDBO);
//FECHA ARQUIVO DBO</pre>
```

```
//ABRE ARQUIVO OD
arquivoOD = fopen ("concentracaoOD.txt", "w");
    /*
    for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            fprintf (arquivoOD, "\nciOD[%d][%d] = %f", i, j, ciOD[i][j]);
            }
        }
        */</pre>
```

```
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
        {
        fprintf (arquivoOD, "\n%f", ciOD[i][j]);
        }
    }
}</pre>
```

```
fclose (arquivoOD);
// FECHA ARQUIVO OD
```

fclose (arquivoCOL); //FECHA ARQUIVO COL

```
//ABRE O ARQUIVO PORG
arquivoPORG = fopen ("concentracaoPORG.txt", "w");
    /*
    for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
            {
            fprintf (arquivoPORG, "\nciPORG[%d][%d] = %f", i, j, ciPORG[i][j]);
            }
            */
        for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)</pre>
```

```
{
    for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        fprintf (arquivoPORG, "\n%f", ciPORG[i][j]);
        }
        fclose (arquivoPORG);
//FECHA O ARQUIVO PORG</pre>
```

```
//ABRE O ARQUIVO PING
arquivoPING = fopen ("concentracaoPING.txt", "w");
/*
for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
{
    for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
    {
    fprintf (arquivoPING, "\nciPING[%d][%d] = %f", i, j, ciPING[i][j]);
    }
    */
    for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (i=0; i<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (i=0; i<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
        {
        for (i=0; arquivoPING, "\n%f", ciPING[i][j]);
        }
      }
    }
    fclose (arquivoPING);
//FECHA O ARQUIVO PING</pre>
```

```
//ABRE O ARQUIVO NORG
arquivoNORG = fopen ("concentracaoNORG.txt", "w");
    /*
    for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
        {
        for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            fprintf (arquivoNORG, "\nciNORG[%d][%d] = %f", i, j, ciNORG[i][j]);
            }
            */
        for (i=0; i<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
            {
            for (arquivoNORG, "\n%f", ciNORG[i][j]);
            }
        }
        // for (arquivoNORG, "\n%f", ciNORG[i][j]);
        }
    }
    }
    }
    }
}
</pre>
```

```
}
    }
  fclose (arquivoNORG);
//FECHA O ARQUIVO NORG
//ABRE O ARQUIVO NAMO
  arquivoNAMO = fopen ("concentracaoNAMO.txt", "w");
  /*
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
       fprintf (arquivoNAMO, "\nciNAMO[%d][%d] = %f", i, j, ciNAMO[i][j]);
   */
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
       fprintf (arquivoNAMO, "\n%f", ciNAMO[i][j]);
    }
  fclose (arquivoNAMO);
//FECHA O ARQUIVO NAMO
//ABRE O ARQUIVO NNIT
  arquivoNNIT = fopen ("concentracaoNNIT.txt", "w");
  /*
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
       fprintf (arquivoNNIT, "\nciNNIT[%d][%d] = %f", i, j, ciNNIT[i][j]);
   */
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    for (j=0; j<=tamanhotempo; j++)
       fprintf (arquivoNNIT, "\n%f", ciNNIT[i][j]);
       Ş
  fclose (arquivoNNIT);
```

//FECHA O ARQUIVO NNIT

```
//ABRE O ARQUIVO NATO
  arquivoNATO = fopen ("concentracaoNATO.txt", "w");
  /*
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
       fprintf (arquivoNATO, "\nciNATO[%d][%d] = %f", i, j, ciNATO[i][j]);
    }
   */
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
    for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
       fprintf (arquivoNATO, "\n%f", ciNATO[i][j]);
       }
  fclose (arquivoNATO);
//FECHA O ARQUIVO NATO
//ABRE O ARQUIVO ARCO
  arquivoARCO = fopen ("concentracaoARCO.txt", "w");
  for (i=0; i<=tamanhoespaco; i++)
     {
    for (j=0; j<=tamanhotempo;j++)
       fprintf (arquivoARCO, "\nciARCO[%d][%d] = %f", i, j, ciARCO[i][j]);
       Ş
    Ş
```

```
fclose (arquivoARCO);
//FECHA O ARQUIVO ARCO
```

```
scanf ("%d", &nada);
return (0);
}
```

ANEXO - TEMPERATURA

1 BALANÇO DE ENERGIA

A temperatura é um parâmetro muito importante a ser considerado na modelagem da qualidade da água, pois muitas variáveis são dependentes dela. A simulação da temperatura de um corpo hídrico depende basicamente de cinco variáveis relacionadas às emissões de calor provenientes do sol, da atmosfera terrestre e das massas de água, sendo elas: radiação de ondas curtas emitidas pelo sol; radiação de ondas longas emitidas pela atmosfera terrestre; radiação de ondas longas emitidas pela água; evaporação; condução/convecção térmica. O fluxo líquido de energia térmica é mostrado através da equação (1):

$$H_N = H_{SW} + H_H - H_B - H_L - H_S$$
(1)

Onde

$$\begin{split} H_N &= \text{Radiação líquida de energia, W/m}^2 \\ H_{SW} &= \text{Radiação de ondas curtas provenientes do sol, W/m}^2 \\ H_H &= \text{Radiação de ondas longas emitidas pela atmosfera, W/m}^2 \\ H_B &= \text{Radiação de ondas longas emitidas pela água, W/m}^2 \\ H_L &= \text{Perda de energia devido à evaporação, W/m}^2 \\ H_S &= \text{Transferência de energia devido à condução/convecção, W/m}^2 \end{split}$$

1.1 Radiação de ondas curtas emitidas pelo sol (H_{SW})

A intensidade dessa radiação é proporcional à distância do sol a terra, que varia durante o dia e no decorrer do ano, sendo dependente também da quantidade de nuvens na atmosfera e do nível de refletividade da superfície da água. O nível de radiação de ondas curtas que atinge a superfície terrestre é medida através de equações empíricas, mas que apresentam resultados bastante precisos. A quantidade de radiação solar que atinge a superfície terrestre é calculada pela equação (2).

$$H_{SW} = H_0 a_t (1 - R_S) C_a$$
(2)

Onde

 H_{SW} = Radiação de ondas curtas provenientes do sol, W/m² H_0 = Quantidade de radiação que atinge a atmosfera exterior, W/m² a_t = Termo de transmissão atmosférica R_S = Coeficiente de refletividade C_a = Fração de radiação solar não absorvida pelas nuvens

A equação (3) é utilizada para calcular a quantidade de radiação que atinge a atmosfera exterior (H_0).

$$H_{0} = \frac{H_{SC}}{r^{2}} \left\{ \sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right) \sin(\delta) + \frac{12}{\pi} \cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right) \cos(\delta) \left[sin(h_{e}) - \sin(h_{b}) \right] \right\} F_{c}$$
(3)

Onde

 H_{SC} = Constante solar, 1390 W/m²

r = Distância relativa entre o sol e a terra

 θ = Latitude local, graus

 δ = Inclinação do sol

 h_e = Ângulo horário solar no fim do período em que H_0 está sendo calculado, radianos

 $h_b = \hat{A}$ ngulo horário solar no começo do período em que H_0 está sendo calculado, radianos

 F_c = Fator de correção para a exposição diurna ao fluxo de radiação

Utiliza-se a equação (4) para calcular a distância relativa entre a terra e o sol(r) e a equação (5) para estimar a declinação do sol(δ).

$$r = 1,0 + 0,017 \cos\left[\frac{2\pi}{365} \left(186 - D_y\right)\right]$$
(4)

$$\delta = \frac{23,45\pi}{180} \cos\left(\frac{2\pi}{365} (172 - D_y)\right)$$
(5)

 $D_y = \text{Dia juliano}$

O ângulo horário solar no começo e no fim do período em que a radiação solar está sendo calculada é expressa por (6) e (7).

$$h_b = \left[\frac{\pi}{12} \left((h_r - 1) - \Delta t_s + a_{12} \right) \right] + b(2\pi)$$
(6)

$$h_e = \left[\frac{\pi}{12} (h_r - \Delta t_s + a_{12})\right] + b(2\pi)$$
(7)

Onde

 h_r = Hora local, de 0 a 24 a = 1,0 se $h_r \le 12$ e -1,0 se $h_r > 12$ b = 1,0 se o valor numérico dentro dos colchetes [] for < 0, o valor de *b* será igual a -1,0 se o valor numérico dentro dos colchetes [] for > 2 π e o valor de *b* será igual a 0 para qualquer outro valor dentro do colchetes

O parâmetro Δt_s é numericamente equivalente à fração de uma hora necessária para o sol percorrer a distância entre um meridiano padrão e o meridiano local. O valor do meridiano padrão (L_{sm}) é obtido dividindo-se o valor do meridiano local (L_{lm}) por 15, em seguida utilizando-se apenas a parte inteira, multiplica-se por 15. Por exemplo, se o meridiano local (L_{lm}) é 33,7, o valor do meridiano padrão (L_{sm}) é 30. O valor de Δt_s pode ser calculado através de (8).

$$\Delta t_s = \frac{E_a}{15} \left(L_{sm} - L_{lm} \right) \tag{8}$$

 $E_a = -1,0$ se a longitude for oeste e 1,0 se a longitude for leste

Também é necessário sabermos o horário de pôr do sol (t_{ss}) e nascer do sol (t_{su}) que são calculados por (9) e (10).

$$t_{ss} = \frac{12}{\pi} \cos^{-1} \left(-\frac{\sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\sin(\delta)}{\cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right)\cos(\delta)} \right) + \Delta t_s + 12$$
(9)

$$t_{su} = -t_{ss} + 2\Delta t_s + 24 \tag{10}$$

Depois que esses dois parâmetros são obtidos é possível calcular o fator de correção F_c que possui valor 1 se está ocorrendo exposição à radiação solar e 0 se não estiver ocorrendo exposição à radiação solar. Ou seja, se $t_{su} < h_r < t_{ss}$ o valor de F_c será igual a 1, e o valor de F_c será 0 para qualquer outra hora do dia.

Para sabermos a fração de radiação solar que efetivamente atinge a superfície da água depois do amortecimento da atmosfera terrestre é necessário calcularmos o valor do termo de transmissão atmosférica (a_t) que pode ser estimado pela equação (11).

$$a_t = \frac{a_2 + 0.5(1 - a_1 - c_d)}{1 - 0.5 R_g (1 - a_1 - c_d)}$$
(11)

Onde

 c_d = coeficiente de poeira, assumindo valores entre 0,0 e 0,13, normalmente utiliza-se 0,06 R_g = refletividade do solo que varia de acordo com o tipo de cobertura do solo. Os valores da refletividade do solo são utilizados de acordo com a tabela (1).

Tabela 1 - Valores de R_g

Tipo de cobertura	R _g
Campos e prados	0,14
Floresta de coníferas	0,07-0,09
Floresta diversificada	0,045
Solo coberto de grama	0,25-0,33
Terreno rochoso	0,12-0,15
Vegetação no início do verão, folhas com alto teor de água	0,19
Vegetação no fim do verão, folhas com baixo teor de água	0,29
Neve limpa	0,83
Neve antiga	0,42-0,70

Fonte: MARTIN; MCCUTCHEON, 1997.

Os termos a_1 e a_2 são coeficientes médios de transmissão atmosférica e podem ser calculados por (12) e (13).

$$a_1 = \exp\left[-(0,465 + 0,134P_{wc})(0,129 + 0,171\exp\left(-0,88\theta_{am}\right))\theta_{am}\right]$$
(12)

$$a_2 = exp \left[-(0,465 + 0,134P_{wc}) (0,179 + 0,421 exp (-0,721 \theta_{am})) \theta_{am} \right]$$
(13)

A variável θ_{am} representa a massa ótica do ar, enquanto que P_{wc} representa o teor médio de umidade precipitável diariamente e podem ser estimados por (14) e (15).

$$\theta_{am} = \frac{\left(\frac{288 - 0,0065Z}{288}\right)^{5,256}}{\sin(\alpha) + 0,15\left(\frac{\alpha 180}{\pi} + 3,855\right)^{-1,253}}$$
(14)

$$P_{wc} = 0.85 \exp\left(0.11 + 0.0614T_d\right) \tag{15}$$

Z = Elevação local, metros

 T_d = Temperatura do ponto de orvalho, graus celsius

 α = Altitude do sol, radianos

A altitude solar (α) é estimada pela expressão (16).

$$\alpha = \tan^{-1} \left(\frac{\alpha_1}{\sqrt{1 - \alpha_1^2}} \right) \tag{16}$$

Sabendo que:

$$\alpha_1 = \left| \sin\left(\frac{\pi\theta}{180}\right) \sin(\delta) + \cos\left(\frac{\pi\theta}{180}\right) \cos(\delta) \cos(\omega) \right|$$
(17)

Onde

 $\omega = \hat{A}$ ngulo horário, pode ser igual a h_e ou $(h_e + h_b)/2$

Além de sabermos a fração de radiação solar que efetivamente atinge a superfície da água depois do amortecimento da atmosfera terrestre, também é necessário calcularmos a fração de radiação solar refletida pela superfície da água representada por R_S , coeficiente de refletividade, que pode ser estimado por (18).

$$R_s = \alpha (\frac{180}{\pi} \alpha)^b \tag{18}$$

Os coeficientes *a* e *b* são dependentes do nível de cobertura de nuvens do local e podem ser extraídos da tabela 2.

Tabela 2 - Valores de C_l

Descrição	Fração de cobertura de nuvens (C_l)	a	b
Carregado de nuvens	$C_l \ge 0.9$	0,33	-0,45
Nuvens se dispersando	$0.5 \le C_l < 0.9$	0,95	-0,75
Nuvens dispersas	$0,1 \le C_l < 0,5$	2,20	-0,97
Céu claro	$C_{l} < 0,1$	1,18	-0,77

Fonte: MARTIN; MCCUTCHEON, 1997.

A fração do céu coberto por nuvens (C_l) também é utilizado na equação (19) para sabermos a fração de radiação solar não absorvida pelas nuvens (C_a).

$$C_a = 1 - 0.65C_l^2 \tag{19}$$

1.2 Radiação de ondas longas emitida pela atmosfera (H_H)

Normalmente, a radiação de ondas longas emitida pela atmosfera é a maior fonte de calor para a superfície da água em dias nublados. A magnitude dessa radiação varia diretamente com a umidade atmosférica, níveis de ozônio, dióxido de carbono e outros compostos, podendo ser estimada pela equação (20).

$$H_H = \varepsilon_a \sigma_s (T_a + 273, 16)^4 \tag{20}$$

Onde

 H_H = Radiação de ondas longas emitida pela atmosfera, W/m²

 ε_a = Emissividade do ar

 T_a = Temperatura do ar medida 2 metros acima da superfície da água, graus celsius

 σ_s = Constante de Stefan-Boltzmann, 5,67x10⁻⁸ W m⁻² °K⁻⁴

Muitas expressões matemática foram propostas para calcular a emissividade do ar, porém uma das mais usadas até então é a seguinte.

$$\varepsilon_a = \alpha_0 \left(1 + 0.17C_l \right) (T_a + 273.16)^2 \tag{21}$$

 α_0 = Constante de proporcionalidade, 0,937 x 10⁻⁵

1.3 Radiação de ondas longas emitidas pela água (H_B)

Além da atmosfera, a água também emite radiação de ondas longas. Essa radiação é estimada identicamente à H_H , através da seguinte equação.

$$H_B = \varepsilon_w \sigma_s (T_s + 273.16)^4 \tag{22}$$

Onde

 H_B = Radiação de ondas longas emitidas pela água, W/m²

 T_s = Temperatura da superfície da água, graus celsius

 ε_w = emissividade da água, usa-se o valor 0,97, considerando-se a água um corpo negro com refletância de 3%

1.4 Perda de energia devido à evaporação (H_L)

A evaporação da água esta associada à perda de energia, esta é dependente da densidade, do calor latente e da taxa de evaporação da água. A perda de energia devido à evaporação da água pode ser estimada por (23).

$$H_L = \rho_a \, L_w \, E_v \tag{23}$$

 H_L = Perda de energia devido à evaporação, W/m²

 ρ_a = Densidade da água, 997 kg/m³

 E_v = Taxa de evaporação, m/s

 L_w = Calor latente de evaporação da água, 2,4 x 10⁶ J/Kg

A taxa de evaporação é proporcional ao gradiente de pressão parcial de vapor da coluna atmosférica próxima à superfície da água, sendo também função da velocidade do vento próximo à superfície da água, podendo ser estimada por (24).

$$E_v = f(u_w)(e_s - e_a) \tag{24}$$

A variável e_s expressa a pressão de vapor saturado na temperatura da superfície da água, enquanto que e_a representa a pressão de vapor saturado na temperatura do ar. Podendo ser expressas por (25) e (26), respectivamente, ambas calculadas em milibar.

$$e_s = 2,171 \times 10^{-8} \exp\left(\frac{-4157}{T_s + 239,09}\right)$$
 (25)

$$e_a = 2,171 \times 10^{-8} \exp\left(\frac{-4157}{T_d + 239,09}\right)$$
 (26)

Já $f(u_w)$ é uma função dependente da velocidade do vento, podendo ser estimada através da seguinte equação empírica.

$$f(u_w) = a + bu_w \tag{27}$$

Onde

 u_w = Velocidade do vento, m/s

Os coeficientes empíricos a e b podem ter os seus valores extraídos através da tabela 3.

Tabela 3 - Valores de a e b

Fonte	Lagos	$a (\mathrm{mb}^{-1}\mathrm{m}\mathrm{s}^{-1})$	<i>b</i> (mb ⁻¹)	
Meyer (1928)	-	$4,18 \times 10^{-9}$	$0,95 \times 10^{-9}$	
Marciano e Harbeck (1952)	Hefner	0	$1,02 \times 10^{-9}$	
Harbeck, Koberg e Hughes (1959)	Cidade do Colorado	0	1,51 × 10 ⁻⁹	
Morton (1965)	Diversos no Canadá	$3,45 \times 10^{-9}$	$1,26 \times 10^{-9}$	
Brady, Graves and Geyer (1969)	3 no centro-sul dos EUA	2,81 × 10 ⁻⁹	0,14 × 10 ⁻⁹	
Brady, Geyer and Sculley (1971)	1 em Maryland	2,21 × 10 ⁻⁹	0	
Ryan and Harleman (1973)	1 na Austrália	2,83 × 10 ⁻⁹	$1,26 \times 10^{-9}$	
Fonte: MARTIN; MCCUTCHEON, 1997.				

1.5 Transferência de energia devido à condução/convecção (H_S)

A transferência de energia devido à condução e à convecção representam uma pequena parcela do balanço total de energia. Além disso, essa transferência de energia é difícil de ser calculada devido à turbulência, velocidade dos ventos, presença de ondas e entre outros fatores. Porém, a equação (28) tem conseguido estimar o seu valor de maneira satisfatória.

$$H_{s} = \rho_{a} L_{w} (a + bu_{w}) C_{B} \frac{P_{a}}{P_{m}} (T_{s} - T_{a})$$
(28)

Onde

 C_B = Coeficiente de transferência de energia, igual a 0,61 mb °C⁻¹

 P_a = Pressão atmosférica, mb

 P_m = Pressão ao nível do mar, mb

1.6 Simulação da temperatura

Após completado todo o balanço de energia e sabermos o valor de H_N que é a radiação líquida de energia, podemos calcular a temperatura do corpo hídrico completamente misturado através da equação diferencial (29).

$$\frac{\partial (VT_w)}{\partial t} = \frac{H_N A_s}{\rho_a C_p}$$
(29)

Onde

 H_N = Radiação líquida de energia, W/m²

V = Volume, m³

 A_s = Área da superfície, m²

 T_w = Temperatura da água, graus celsius

t = Tempo, segundos

 ρ_a = Densidade da água, igual a 997 kg/m³ a 25 °C

 C_p = Calor específico da água, igual a 4179 J/Kg/°C a 25 °C

Dividindo V por A_s na equação (29), obtemos a seguinte expressão:

$$\frac{\partial T_w}{\partial t} = \frac{H_N}{H\rho C_p} \tag{30}$$

Onde

H = profundidade da água, metros.

Aplicando-se o método das diferenças finitas progressiva na equação (30), obtemos:

$$\frac{T_{w_{N+1}} - T_{w_N}}{\Delta t} = \frac{H_N}{H \times \rho \times C_p}$$
(31)

Após algumas manipulações algébricas, temos:

$$T_{w_{N+1}} = \frac{H_N \times \Delta t}{H \times \rho \times C_p} + T_w$$
(32)

Através da equação (32) é possível sabermos como ocorre a variação da temperatura da água ao longo tempo.

2 SIMULAÇÃO DO BALANÇO TÉRMICO EM RESERVATÓRIO

Também foi desenvolvido um modelo de balanço térmico em reservatórios sendo aplicado a simulação do balanço térmico do Açude Pereira de Miranda, pertencente à Bacia do Curu no Estado do Ceará. Esse reservatório está localizado na longitude 39°15'1.16"O e na latitude 3°48'6.71"S, e a altitude local média é de 56 metros. Foram realizadas medições do balanço térmico desse açude nos dias 2 e 3 de março de 2010, posteriormente esses valores foram comparados com os valores calculados pelo modelo térmico. Na figura 1 temos a localização do referido açude em coordenadas UTM.



Figura 1 Localização do açude Pereira de Miranda

2.1 Resultados Obtidos

O balanço de energia de um reservatório é basicamente função das características geográficas locais como latitude, longitude, altitude, coeficiente de poeira (C_d), refletividade do solo (R_g) e pressão local. Além dessas características invariáveis, o balanço térmico também depende de outros parâmetros variáveis no tempo como o dia juliano, horário local, nível de cobertura de nuvens (Cl), velocidade dos ventos (Uw), temperatura do ponto de orvalho (Td) que é dependente da umidade, temperatura do ar (Ta).

A simulação do balanço térmico do reservatório citado anteriormente levou em conta as características locais citadas na tabela 4.

Tabela 4 - Características Geográficas

Características Geográficas			
Latitude	3°48'6.71"S		
Longitude	39°15'1.16"O		
Altitude	56 metros		
Pressão local	1 atm		
Dia juliano	61		
Coeficiente de poeira (C _d)	0.06		
Refletividade do solo (Rg)	0.2		

Os parâmetros variáveis no tempo tiveram os valores da tabela 5 utilizados durante o período da simulação.

Tabela 5 - Parâmetros Variáveis

		Parâmetros Variáve	is	
Data e hora	Cl	Uw (m/s)	Ta (°C)	Td (°C)
2/3/2010 09:13	0.1	0.80	29.9	22.3
2/3/2010 12:09	0.1	2.3	35.4	19.1
2/3/2010 15:22	0.1	3.7	34.8	20.4
2/3/2010 18:13	0.1	7.0	29.4	20.6
2/3/2010 21:08	0.1	3.5	26.8	22.4
3/3/2010 00:03	0.1	1.0	26.0	22.6
3/3/2010 03:02	0.1	0.4	25.6	22.8
3/3/2010 05:55	0.1	0.4	24.0	22.2

Em seguida, foram calculados os valores da radiação de ondas curtas provenientes do sol (H_{SW}); a radiação de ondas longas emitidas pela atmosfera (H_H); a radiação de ondas longas emitidas pela água (H_B); a perda de energia devido à evaporação (H_L) e a transferência de energia devido à condução/convecção (H_S). Calculados esses 5 parâmetros, é possível calcularmos a radiação líquida de energia (H_N), como é mostrado na tabela 6.

Data e hora	Hn	Hsw	Hh	Hb	Hl	Hs
	(W/m2)	(W/m2)	(W/m2)	(W/m2)	(W/m2)	(W/m2)
2/3/2010	318.28067	427.832001	404.772461	466.463715	46.87767	0.982397
09:13						
2/3/2010	800 120871	081 817688	450 02215	167 733151	178 083353	23 106523
12:09	009.4290/1	901.01/000	430.92213	407.755154	1/0.905555	-25.400525
2/3/2010	500 04541	050 505 450	445 (0200	470 072175	270 050020	20 (000 41
15:22	583.04541	859.595459	445.68399	4/0.9/31/5	279.950928	-28.690041
2/3/2010	181 175122	160 007116	400 770000	172 217/12	547 065222	22 955125
18:13	-464.473433	100.002440	400.7799999	4/3.31/413	547.905552	52.855125
2/3/2010	252 701107	0	200 544100	471 269966	220 201215	22 (65109
21:08	-355./9110/	0	380.344189	4/1.308800	229.301313	33.003108
3/3/2010	160 426264	0	274 401042	460.040760	(2.1202(0	10.040177
00:03	-168.436264	0	3/4.491943	469.949/68	62.130268	10.8481//
3/3/2010	106 04097	0	271 40(022	460 075000	22 000752	4 59001
03:02	-126.24987	0	3/1.496033	469.2/5238	23.880/53	4.58991
3/3/2010	1 40 100005	0	250 511242	460 550150	05 1 40 1 00	5 000011

Tabela 6 - Variações das radiações

Já que foram calculadas as radiações líquidas nos horários observados, podemos calcular a temperatura da água e compará-la com a temperatura medida em campo.

359.711243

468.770172

25.143188

5.898211

Data e hora	Temperatura observada (°C)	Temperatura calculada pelo modelo (°C)
2/3/2010 09:13	30.47	30.47
2/3/2010 12:09	31.5	30.68
2/3/2010 15:22	31.01	31.19
2/3/2010 18:13	30.36	31.55
2/3/2010 21:08	30.92	31.27
3/3/2010 00:03	30.67	31.06
3/3/2010 03:02	30.49	30.95
3/3/2010 05:55	30.2	30.88

Tabela 7 - Temperaturas observadas e calculadas pelo modelo

-140.100327

05:55

0

O modelo de balanço térmico em reservatórios também mostrou resultados razoáveis, porém com algumas inconsistências em relações aos valores reais (obtidos em campo). Isso foi causado, pois o modelo não considerou o efeito das correntes secundárias, do vento e da estratificação térmica, que é bastante acentuada em reservatórios situados a baixa latitude. Recomenda-se que, futuramente, o modelo seja melhorado através da implementação dessas variáveis, que são bastante complexas de serem modeladas, no código do programa computacional.