



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**PEDRO SANTANA CASSINI**

**Aplicação do modelo EPA-Aquatox à Baía de Vitória  
(Vitória/ES)**

**VITÓRIA  
2011**

PEDRO SANTANA CASSINI

**APLICAÇÃO DO MODELO EPA-AQUATOX À BAÍA DE VITÓRIA  
(VITÓRIA – ES)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental na área de concentração Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo

VITÓRIA  
2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

C345a Cassini, Pedro Santana, 1986-  
Aplicação do modelo EPA-Aquatox à Baía de Vitória (ES) /  
Pedro Santana Cassini. – 2011.  
121 f. : il.

Orientador: Daniel Rigo.  
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Esgotos. 2. Água - Qualidade. 3. Estuários. 4. Vitória, Baía  
de (ES). I. Rigo, Daniel. II. Universidade Federal do Espírito  
Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus;

À minha família: meu pai, minha mãe e minha irmã;

Ao professor Dr. Daniel Rigo por sua orientação e incentivo ao longo de toda a pesquisa;

Aos professores Dr. David Marques e Dr. Antonio Sérgio por participarem como avaliadores da banca, e contribuírem com questões importantes nesse trabalho;

Aos meus colegas e amigos da pós graduação pela ajuda na pesquisa, e pelos momentos alegres que passamos juntos;

Ao IEMA, e à FACITEC, ao GEARH, e aos professores Gilberto Barroso e Renato Neto pela disponibilização de trabalhos e dados que foram fundamentais para essa pesquisa;

Aos desenvolvedores do modelo EPA-Aquatox, Dr. Richard Park e Jonathan Clough, pela ajuda e respostas a todos os questionamentos com relação ao software;

A Universidade Federal do Espírito Santo e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade e pela estrutura de aula e pesquisa disponibilizada;

Ao CNPQ pela concessão da bolsa de estudo;

À minha namorada Kássia por me fazer tão feliz e me servir de inspiração.

“Deus quer, o homem sonha, a obra nasce”  
**Fernando Pessoa**

## RESUMO

Os estuários são ambientes nos quais as atividades humanas têm causado diversas alterações e impactos negativos. Uma delas está relacionada com o lançamento de esgoto doméstico não tratado, que na Baía de Vitória (ES) gera um aporte muito significativo de nutrientes e matéria orgânica, ocasionando distúrbios no equilíbrio do ecossistema. Modelos computacionais têm sido utilizados como ferramenta de gerenciamento ambiental da qualidade da água e alterações ocasionadas por esse aporte orgânico. Entretanto modelos que utilizam conceitos biológicos, denominados de modelos ecológicos, para avaliar conseqüências físico-químicas e também biológicas no estuário Têm sido pouco utilizados. O presente estudo tem como meta utilizar um modelo ecológico, o EPA-Aquatox, para análise de aspectos de qualidade da água na Baía de Vitória, e conseqüências da poluição orgânica no ambiente estuarino. Foi feita uma busca bibliográfica de dados ecológicos, referentes a aspectos físicos, químicos, e biológicos da Baía de Vitória para a implementação do modelo. A análise de sensibilidade demonstrou que, para as variáveis fósforo total, DBO, nitrogênio amoniacal e clorofila *a*, as variáveis de entrada mais sensíveis foram obtidas com o uso de dados mais confiáveis, o que era esperado, de acordo com a literatura. A calibração do modelo demonstrou que o melhor ajuste para o aporte da carga orgânica pontual urbana é de 55% do valor estimado que pode chegar à Baía de Vitória. Através das simulações de cenários para os anos de 2009 e 2010, observou-se que o aporte orgânico urbano tem uma contribuição muito mais significativa na Baía de Vitória do que o relacionado com o aporte orgânico fluvial, e que depois de concluído o objetivo do programa de tratamento de boa parte dos efluentes domésticos da grande Vitória, através do Projeto Águas Limpas, ocorrerá uma melhora significativa na qualidade da água. Entretanto, em algumas situações esta qualidade ainda não estará em boas condições no que diz respeito à concentração de fósforo total e nitrogênio amoniacal de acordo com a resolução CONAMA 357.

## ABSTRACT

Estuaries are environments in which human activities have caused several changes and negative impacts. One example is the release of untreated sewage, which in Vitoria Bay generates a very significant input of nutrients and organic matter, resulting in disturbances in the ecosystem. Computational models have been used as a tool for environmental management of water quality related with organic input, but models that use biological concepts, called ecological models, to evaluate consequences in estuarine chemical-physical and biology have not been used. The present study aimed to use an ecological model, the EPA-Aquatox, to assess its effectiveness, through simulations, for reproduction of water quality in Vitoria Bay, and analysis of consequences of organic pollution in the estuarine environment. It was conducted a literature search of ecological data relating physics, chemistry, and biology to implement the model. Sensitivity analysis showed that, the most sensitive state variables were obtained by using detailed studies and historical series of measurements, as expected, according to literature, for the parameters phosphorus, BOD, ammonia and chlorophyll. The calibration of the model showed that the best adjustment is to use 55% of the total estimated for the contribution of urban organic load. Through simulations of scenarios for the years 2009 and 2010, it was observed that the contribution of urban organic is much more significant to the Vitoria Bay than river organic loading contribution. After the conclusion of "Águas Limpas" civil works, there will be a significant improvement in water quality, however, at times it's quality will not be in good condition, considering parameters like phosphorus and ammonia according to the CONAMA resolution 357.

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama de como Aquatox modela o oxigênio dissolvido .....	27
Figura 2 – Diagrama de como o Aquatox modela os nutrientes.....	29
Figura 3 – Diagrama de como o Aquatox modela fitoplâncton .....	30
Figura 4 – Imagem de satélite da área de estudo .....	36
Figura 5 – Domínio utilizado no modelo .....	41
Figura 6 – Localização das principais fontes de poluição pontual.....	52
Figura 7 – Localização dos pontos de coleta de Pasini (2010) .....	53
Figura 8 – Pontos de monitoramento de Barroso & Neto (2011).....	55
Figura 9 - Comparação da altura de maré simulada pelo modelo e fornecida pelo DHN .....	62
Figura 10 – Simulação da concentração de fósforo total evidenciando o período de estabilização dos resultados .....	67
Figura 11 - Simulação da concentração de fósforo com resultados já estabilizados	67
Figura 12 – Comparação entre a concentração de fósforo total simulada e a medida em campo.....	76
Figura 13 - Comparação entre a concentração de nitrogênio amoniacal simulada e a medida em campo.....	77
Figura 14 – Resultados das simulações de DBO e Nitrato .....	78
Figura 15 – Relação do aporte fluvial com nutrientes e DBO simulados.....	82
Figura 16 - Clorofila a simulada e observada, sem modificações em valores da matriz de interação trófica .....	83
Figura 17 – Clorofila a observada e simulada, após as modificações na matriz de interação trófica.....	85
Figura 18 – Dados simulados de clorofila a e tempo de residência fitoplanctônica...	86



Figura 19 – Relação entre a altura da maré e o tempo de residência no estuário ....	87
Figura 20 – Relação entre o aporte fluvial e o tempo de residência no estuário .....	88
Figura 21 – Profundidade do disco de Secchi simulada e observada em campo .....	90
Figura 22 - Concentração de DBO com e sem os aportes pontuais urbanos .....	92
Figura 23 – Diferença percentual entre as simulações com e sem os aportes pontuais urbanos.....	92
Figura 24 - Concentração de fósforo com e sem os aportes pontuais urbanos .....	93
Figura 25 - Diferença percentual entre as simulações com o sem os aportes pontuais urbanos .....	93
Figura 26 - Concentração de nitrogênio amoniacal com e sem os aportes pontuais urbanos .....	94
Figura 27 - Diferença percentual entre as simulações com o sem os aportes pontuais urbanos .....	94
Figura 28 – Concentração de clorofila a com e sem os aportes pontuais urbanos ...	95
Figura 29 – Diferença percentual entre as simulações com o sem os aportes pontuais urbanos.....	95
Figura 30 – Localização dos pontos de lançamento pontual de carga de DBO e nutrientes após a implementação do Projeto Águas Limpas.....	98
Figura 31 - Concentração de DBO com o aporte urbano atual e reduzido.....	101
Figura 32 - Concentração de fósforo com o aporte urbano atual e reduzido .....	102
Figura 33 - Concentração de nitrogênio amoniacal com aporte urbano atual e reduzido .....	102
Figura 34 - Concentração de clorofila a com aporte urbano atual e reduzido .....	103

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Tensores de origem antrópica e respectivos impactos sobre o sistema estuarino do Rio Santana, Ilhéus, Bahia .....	19
Tabela 2 – Área, Volume e comprimento calculados .....	41
Tabela 3 – Concentração inicial dos organismos fitoplanctônicos .....	43
Tabela 4 – Concentração média inicial dos organismos zooplanctônicos.....	45
Tabela 5 – Concentração inicial dos organismos bentônicos.....	45
Tabela 6 – Organismos nectônicos inseridos no modelo .....	46
Tabela 7 – Matriz de interação trófica dos organismos inseridos no modelo .....	48
Tabela 8 – Concentrações iniciais dos nutrientes .....	49
Tabela 9 – Resultados do monitoramento do rio Santa Maria (IEMA, 2009) .....	50
Tabela 10 – Concentração do aporte marinho de nutrientes e gases dissolvidos para o estuário.....	50
Tabela 11 – Valores de DBO e nutrientes possíveis de chegar à Baía de Vitória.....	52
Tabela 12 - Concentração média de fósforo total e nitrogênio amoniacal medida em campo (Pasini, 2010) .....	53
Tabela 13 – Concentração média de clorofila <i>a</i> medida em campo (PASINI, 2010; BARROSO & NETO, 2011).....	54
Tabela 14 – Valores médios mensais da velocidade do vento utilizado no modelo (LUCAS, 2002).....	56
Tabela 15 – Constantes harmônicas da Baía de Vitória .....	56
Tabela 16 – Temperatura superficial média diária (PASINI, 2010) .....	57
Tabela 17 – Valores de ph inseridos no modelo (PASINI, 2010) .....	57
Tabela 18 – Dados de incidência solar .....	58
Tabela 19 – Tempos de residência gerados pelo modelo.....	64

Tabela 20 – Sensibilidade da variável Clorofila a.....	68
Tabela 21- Sensibilidade da variável Fósforo Total.....	68
Tabela 22 – Sensibilidade da variável Nitrogênio Amoniacal.....	69
Tabela 23- Sensibilidade da variável DBO.....	69
Tabela 24 – Valores de entrada de nutrientes e DBO após as modificações .....	75
Tabela 25 – Valores comparativos da concentração de nutrientes.....	78
Tabela 26 – Correlação de Pearson das variáveis avaliadas em relação à vazão fluvial.....	81
Tabela 27 – Matriz de interação trófica com as modificações evidenciadas.....	84
Tabela 28 – Correlação de Pearson das variáveis analisadas em relação aos tempos de residência simulados.....	88
Tabela 29 – Volumes transportados na maré de sizígia e na maior vazão fluvial registrada .....	89
Tabela 30 – Diferenças das simulações com e sem aporte de poluição urbana.....	96
Tabela 31 – Carga de DBO e nutrientes do aporte atual e reduzido, considerando um sistema bem eficiente de tratamento, de cada ponto de lançamento após a implementação do Projeto Águas Limpas.....	100
Tabela 32 - Carga de DBO e nutrientes do aporte atual e reduzido, considerando um sistema convencional de tratamento, de cada ponto de lançamento após a implementação do Projeto Águas Limpas.....	100
Tabela 33 - Diferenças das simulações com aporte normal e reduzido para as quatro variáveis analisadas.....	103

# SUMÁRIO

<b>ABSTRACT.....</b>	<b>7</b>
<b>ÍNDICE DE TABELAS .....</b>	<b>10</b>
<b>1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....</b>	<b>12</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1. OBJETIVO GERAL .....	14
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	14
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>15</b>
3.1 ESTUÁRIOS .....	15
3.1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	15
3.1.2 POLUIÇÃO E IMPACTOS EM ESTUÁRIOS .....	16
3.2 A MODELAGEM ECOLÓGICA.....	20
3.2.1 DEFINIÇÕES E CARACTERÍSTICAS .....	20
3.2.2 HISTÓRICO E CLASSIFICAÇÕES.....	20
3.2.3 CARACTERÍSTICAS DOS MODELOS.....	21
3.4 O MODELO EPA-AQUATOX .....	24
3.4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	24
3.4.2 ESTRUTURA CONCEITUAL E MATEMÁTICA .....	26
3.4.3 MÓDULO ESTUARINO.....	31
3.4.3.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS .....	31
3.4.3.2 ESTRUTURA MATEMÁTICA.....	32
3.5 BAÍA DE VITÓRIA.....	35
3.5.1 DESCRIÇÃO GERAL.....	35
3.5.2 ESTUDOS ECOLÓGICOS REALIZADOS NA BAÍA DE VITÓRIA .....	37
<b>4. METODOLOGIA .....</b>	<b>39</b>
4.1 USO DO MODELO .....	39
4.2 AQUISIÇÃO DOS DADOS.....	39
4.2.1 DOMÍNIO MODELADO .....	39
4.2.2 APORTE DE ÁGUA DOCE.....	42
4.2.3 FITOPLÂNCTON.....	43
4.2.4 ZOOPLÂNCTON .....	44

4.2.5 ORGANISMOS BENTÔNICOS .....	45
4.2.6 PEIXES .....	46
4.2.7 ESTRUTURA TRÓFICA .....	46
4.2.8 SEDIMENTO.....	49
4.2.9 NUTRIENTES E CARGA ORGÂNICA .....	49
4.2.10 CLOROFILA A.....	54
4.2.11 VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICOS.....	55
4.2.11.1 VENTO.....	55
4.2.11.2 CONSTANTES HARMÔNICAS.....	56
4.2.11.3 TEMPERATURA .....	57
4.2.11.4 SÓLIDOS SUSPENSOS .....	57
4.2.11.5 PH .....	57
4.2.11.6 INCIDÊNCIA SOLAR.....	58
4.2.11.7 SALINIDADE.....	58
4.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO .....	59
4.4 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	60
4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	61
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>62</b>
6.1 FORÇANTES HIDRODINÂMICAS .....	62
6.1.1 MARÉ .....	62
6.1.2 TEMPO DE RESIDÊNCIA.....	63
6.2 TEMPO DE ESTABILIZAÇÃO.....	66
6.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DO MODELO .....	68
6.4 AJUSTE DE NUTRIENTES E DBO .....	74
6.5 CLOROFILA A.....	82
6.6 CENÁRIOS DE SIMULAÇÕES .....	91
6.6.1 SEM APORTE DE CARGA URBANA DE NUTRIENTES E DBO .....	91
6.6.2 CENÁRIOS FUTUROS DE APORTE DE NUTRIENTES E DBO .....	97
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>107</b>
<b>8. RECOMENDAÇÕES FUTURAS.....</b>	<b>109</b>
<b>9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>110</b>
<b>ANEXO A – TABELAS DE SENSIBILIDADE COMPLETAS .....</b>	<b>118</b>

## 1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

Modelos matemáticos tem sido por muito tempo uma parte importante da prática científica em ciências exatas como física e química e aplicações na engenharia. Seu sucesso inquestionável se deve principalmente no número limitado de leis universais e constantes que governam a maior parte das interações de matéria e energia. O poder de descrição e previsão de modelos matemáticos atraiu pesquisadores ecológicos, que criaram a modelagem ecológica (RICHARDSON & JORGENSEN, 1996). Durante as últimas décadas, a modelagem ecológica tem se tornado uma parte essencial na pesquisa ecológica (JORGENSEN, 2008).

Por ser entidades muito complexas, ecossistemas necessitam de uma organização e assimilação de muitos dados detalhados para que possa ser feita a investigação de sua dinâmica. Como consequência, o desenvolvimento de teorias e um entendimento melhor dos fatores e processos que governam essa dinâmica devem contar com os princípios da modelagem ecológica (BRAVO & POGIALE, 2005).

Embora modelos ecológicos sejam considerados ferramentas poderosas para pesquisa, seu uso está crescendo na área do manejo de recursos naturais e predição de efeitos e distúrbios, como por exemplo, a contaminação e eutrofização de corpos d'água (KOELMANS, 2001).

Um exemplo de ambiente que sofre grandes pressões de uso devido à disponibilidade e riqueza de recursos naturais que possui é a zona costeira, e em particular a zona costeira brasileira. Devido à atual gravidade dos problemas ambientais e sociais na área costeira, há a necessidade de gerenciar tal sistema de forma adequada. A eutrofização e contaminação de estuários com poluentes têm sido um grande problema no gerenciamento da qualidade de água costeira nas últimas décadas. Ambos os problemas têm, sido tema de estudos e modelagens, mas tradicionalmente são tratados de forma separada (MORAES, 1999). Em vários países, estuários são caracterizados como corpos hídricos de entrada de elevada concentração de nutrientes e contaminantes advindos de fontes urbanas e da agricultura.

A região estuarina é de extrema importância física e biológica, e proporciona, especialmente à população local, um meio rico onde tradicionalmente vem sendo realizada uma variedade de atividades que sustentam as populações tradicionais; desta forma, sua grande importância social e econômica deve ser considerada por todos os segmentos da sociedade. Apesar da importância desse ecossistema, ainda são poucos os modelos ecológicos criados para o gerenciamento de estuários. Isso porque há uma complexidade de interações entre os fatores bióticos e abióticos muito maiores que em rios e lagos, que são os ecossistemas onde mais se aplica a modelagem ecológica (RICHARDSON & JORGENSEN, 1996). Portanto, existe a necessidade de um estudo mais detalhado das formulações teóricas e matemáticas, assim como um estudo da sua dinâmica, para aplicação da modelagem ecológica na avaliação de respostas do ecossistema a fatores de stress ambiental em estuários, e em particular na Baía de Vitória.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

- Avaliar a aplicabilidade de um modelo ecológico para o sistema estuarino da Baía de Vitória-ES.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- Realizar um levantamento de dados ecológicos para a Baía de Vitória visando à aplicação em modelos ecológicos;
- Analisar resultados de modelagens quanto a nutrientes e produtividade primária ao longo do tempo na Baía de Vitória;
- Analisar a sensibilidade dos resultados do modelo com relação a diversas variáveis de entrada;
- Simular e avaliar cenários de poluição por carga de DBO e nutrientes na Baía de Vitória;



## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Estuários

#### 3.1.1 Considerações Gerais

O termo “estuário” provém da palavra latina “aestuarium”, que significa maré ou onda abrupta de grande altura, fazendo referência a um ambiente altamente dinâmico, com mudanças constantes em resposta a forçantes naturais. Essa definição, no entanto é mais restritiva, já que estuários também ocorrem em condições sem marés (WOLANSKI, 2007).

Existem várias outras definições para estuários, dependendo do ponto de vista de cada autor. Dalrymple et al. (1992) propôs uma definição de um estuário sob o ponto de vista das fontes marinhas e fluviais de sedimento. Um estuário também pode ser definido como a região que se alonga desde o limite da energia da maré até a borda da pluma estuarina no oceano aberto (MIRANDA et al., 2002). Outras definições foram recentemente apresentadas, enfatizando a natureza ecológica desses ambientes costeiros, dentre as quais pode ser mencionado Perillo (1995):

“Estuário é um corpo de água costeiro semifechado, estendendo-se até o limite efetivo da influência da maré. Dentro dele a água do mar, ou de qualquer outro corpo costeiro salino de água entrando por uma ou mais conexões com o oceano aberto, é diluída significativamente com a água fluvial proveniente da drenagem continental, podendo sustentar espécies biológicas eurihalinas por uma parte ou por todo o seu ciclo de vida.”

Segundo Miranda et al. (2002), os estuários podem ter classificações de acordo com a sua geomorfologia, e de acordo com a estratificação de salinidade. De acordo com a geomorfologia os estuários são divididos em: planície costeira, fiorde, construído por barra, e estuários restantes. A divisão de acordo com a estratificação são: cunha salina, moderadamente ou parcialmente misturado, verticalmente bem misturado, lateralmente estratificado, e bem misturado.

### 3.1.2 Poluição e Impactos em estuários

Uma característica marcante das áreas estuarinas é de serem pólos de desenvolvimento e concentração de numerosas atividades humanas. O fator inicial determinante para esta situação é a sua posição estratégica para implantação de sítios portuários, os quais são favorecidos por serem vias de penetração privilegiada para o interior do continente, área de trocas e intersecção entre os transportes marítimos, fluviais e terrestres. Esta tem sido a causa principal do estabelecimento de edificações de aglomerados urbanos associados a zonas de produção industrial. Desta forma, a implantação e o desenvolvimento de atividades sobre áreas estuarinas podem provocar perturbações no meio. Dentre as atividades mais comuns, destacam-se o desenvolvimento urbano e industrial, e as instalações portuárias, que além de lançarem uma carga numerosa de rejeitos, causam modificações na geometria dos canais e das margens (dragagens e aterros), implicando assim em importantes perturbações da qualidade do meio natural, ocasionado em poluição do meio (FONSECA, 2005).

Para Maciel & Filho (1997), poluição da água constitui-se em toda alteração artificial das características físicas, químicas e biológicas naturais de uma água ou, mais precisamente, uma deterioração pejorativa que a distancie das normas regulamentatórias.

Conforme citado por Von Sperling (2005), existem duas formas em que a fonte de poluentes pode atingir o corpo d'água de um estuário: poluição pontual, e poluição difusa.

As cargas pontuais se devem aos efluentes da indústria e ao esgoto cloacal e pluvial, e as cargas difusas se devem ao escoamento rural e urbano, distribuído ao longo das bacias hidrográficas. As cargas podem ser de origem orgânica ou inorgânica, sendo que as cargas orgânicas têm origem nos restos e dejetos humanos e animais e na matéria orgânica vegetal, enquanto as cargas inorgânicas têm origem nas atividades humanas, no uso de pesticidas, nos efluentes industriais e na lavagem pelo escoamento de superfícies contaminadas, como áreas urbanas (TUCCI et al., 2001).

Tomaz (2006) diferencia claramente a poluição pontual e difusa, afirmando que uma cidade que lança o seu efluente num curso de água através de uma única tubulação constitui uma poluição pontual. Entretanto, uma poluição difusa, ocorre quando a poluição não pode ser identificada e cobre uma área extensa, como aquela provinda das chuvas, molhando os telhados, os jardins, as ruas, etc. e levando consigo uma infinidade de poluentes para os cursos de água.

A adição de matéria orgânica extra em estuários através do aporte de rios e efluentes domésticos e industriais é conhecido como enriquecimento orgânico, e o aumento de nutrientes (nitrogênio, fósforo) das mesmas fontes, é chamada de hipernutrição (“hypernutrition”). O enriquecimento orgânico e a hipernutrição podem levar a vários efeitos adversos sob certas condições ambientais, e esses efeitos são conhecidos como eutrofização. A eutrofização pode ser natural ou antrópica. Grande aporte de nutrientes requer condições favoráveis de longo tempo de residência e boas condições de luz para crescimento de algas. Em estuários com elevada turbidez, os nutrientes podem ocorrer em níveis elevados, mas não levam a um crescimento excessivo de algas devido à limitação da luz. Se existe boas condições para o uso de nutrientes então os sintomas de eutrofização podem ocorrer (McLUSKY & ELLIOT, 2004). Estes são:

- Blooms de microalgas planctônicas, que podem ser tóxicas (MOTA, 2003);
- diminuição da transparência da água como resultado dos blooms (MOTA, 2003);
- condições anaeróbias no fundo do corpo d’água e na corpo d’água como um todo.
- Deposição de espumas na costa marítima. As grandes florações de microalgas planctônicas podem causar uma espécie de espuma nas praias. Estas espumas não são tóxicas, porem aborrecem pessoas com intenção de se banhar (FRAGOSO JUNIOR, 2005);
- Geração de sedimentos ricos em matéria orgânica, causados pela sedimentação de algas mortas, e conseqüente mudança na comunidade bentônica do substrato.

O aumento produtividade causa uma elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam de matéria orgânica das algas e de outros microorganismos mortos, consumindo oxigênio dissolvido do meio líquido. No fundo

do corpo d'água predominam condições anaeróbias, devido à sedimentação da matéria orgânica, e à reduzida penetração de oxigênio em camadas inferiores, bem como diminuição da fotossíntese (FRAGOSO JUNIOR, 2005);

As conseqüências do enriquecimento orgânico de estuários são variáveis, e são necessários vários tipos de avaliações para interpretação dos efeitos. O entendimento do funcionamento dos ecossistemas de estuários é a base da compreensão da poluição orgânica. O enriquecimento orgânico em pequena quantidade pode produzir mudanças “aceitáveis” nos sistemas estuarinos, e grandes quantidades podem produzir mudanças “catastróficas” resultando em mortalidade em massa (McLUSKY & ELLIOT, 2004).

Uma pequena quantidade de matéria orgânica, bem dispersada, pode ser utilizada no ecossistema estuarino para melhorar os níveis de produção biológica. O problema está, entretanto, se um grande volume de efluente orgânico é descarregado no estuário com baixa hidrodinâmica, ou muito efluente é descarregado em um único ponto, ou seja, a capacidade de assimilação da área de recepção é excedida (WOLANSKI, 2007).

Os impactos promovidos pelo descarte de efluentes em regiões estuarinas são reportados por diversos autores como Pereira-Filho et. al (2001), que afirmaram que o aumento nas concentrações de nutrientes em sistemas estuarinos é intensificada em regiões de elevada concentração populacional, em função do aporte de efluentes domésticos e industriais e do escoamento urbano, além de efluentes agrícolas. Niencheski & Window (1994), a partir do balanço de massa no estuário da lagoa dos Patos, numa região ocupada por refinaria de petróleo e indústrias de fertilizantes, entre outras, demonstraram o aporte antropogênico associado a estas instalações foi o principal responsável pelas altas concentrações de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvido na área. Pereira-Filho et al. (2001), determinaram os fluxos de entrada e saída de nutrientes no estuário do Rio Camboriú, no estado de Santa Catarina, e concluíram que para explicar a discrepância entre estes fluxos, um grande aporte de origem antrópica seria necessário. Este aporte poderia estar associado à entrada direta de esgotos clandestinos e do efluente da estação de tratamento de esgotos do município, que desemboca no estuário.

Em se tratando de impactos antrópicos de uma forma mais geral em estuários, Fidelman (1999) destacou os principais tensores de origem antrópica sobre o sistema estuarino do Rio Santana, e verifica-se que as modificações impostas sobre esse sistema são semelhantes as que ocorreram e ocorrem na Baía de Vitória. A tabela 1 demonstra as modificações e impactos.

**Tabela 1** – Tensores de origem antrópica e respectivos impactos sobre o sistema estuarino do Rio Santana, Ilhéus, Bahia

<b>TENSOR</b>	<b>IMPACTOS</b>	<b>PREJUÍZOS</b>
Efluentes domésticos e resíduos sólidos	-paisagem -coluna d'água -biota -comunidade local	Qualidade da água para usos múltiplos; contaminação de organismos aquáticos; produtividade do manguezal; perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, pesca, proliferação de vetores patogênicos, sócio-economia
Remoção da cobertura vegetal	-paisagem -solo -coluna d'água - cursos d'água	Erosão; perda de valores estéticos e paisagísticos; potencial turístico; recreação e turismo; navegação; qualidade da água; produção primária; sócio-economia
Redução do aporte fluvial	-paisagem -biota manguezal -circulação estuarina	Ciclos de vida de espécies aquáticas, produção primária, biodiversidade, pesca, qualidade da água, perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, usos tradicionais, sócio-economia
Redução do aporte de nutrientes de origem continental (runoff)	-produtores primários - fitoplâncton, algas, manguezal	Produção primária, pesca, habitat de espécies aquáticas, sócio-economia
Edificação/estrutura de concreto	-paisagem -fauna aquática	Perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, ciclo reprodutivo da fauna aquática, pesca, sócio-economia

## **3.2 A modelagem ecológica**

### **3.2.1 Definições e características**

Segundo Fragoso Junior et al. (2009), um modelo ecológico é aquele que considera em sua estrutura conceitual processos relacionados à biota do ecossistema. A modelagem ecológica usa conceitos matemáticos, análise de sistemas e programação computacional para simular a dinâmica de ecossistemas. Estes modelos têm sido desenvolvidos para diferentes tipos de ecossistemas, como populações de vida selvagem, ecossistema aquático, florestas naturais ou artificiais, pântanos, e áreas urbanas.

Em ecossistemas aquáticos, um modelo ecológico tenta reproduzir os processos relativos à cadeia alimentar aquática, para avaliar a dinâmica dos organismos e a sua influência nos aspectos físicos e químicos do meio ambiente. Esses modelos podem ser considerados como ferramentas de planejamento integradas, usadas para identificar: os estressores antrópicos em sistemas naturais; os efeitos ecológicos desses estressores; e os atributos biológicos relevantes ou indicadores dessas respostas ecológicas. Dessa forma, modelos ecológicos representam uma boa alternativa para avaliações integradas de ecossistemas aquáticos, uma vez que possuem uma abordagem mais interdisciplinar e sistemática, e podem fornecer uma aproximação mais fiel dos danos causados por uma determinada atividade no ambiente (FRAGOSO JUNIOR et al., 2009).

### **3.2.2 Histórico e classificações**

Segundo Jorgensen (2008), a evolução da modelagem ecológica como uma disciplina científica nas décadas recentes tem sido associada com o trabalho pioneiro de Jay W. Forrester na análise da dinâmica de sistemas. A expansão do uso da modelagem ecológica se deu no começo dos anos setenta, quando modelos ecológicos foram usados cada vez mais como ferramentas no manejo ambiental. Existiam três principais tipos de modelos usados na época, classificados primariamente de acordo com os aspectos filosóficos e metodológicos da

modelagem: modelo de dinâmica populacional com ou sem estrutura de idade; modelos da dinâmica biogeoquímica ou bioenergética baseados em equações diferenciais e modelos estáticos. O último tipo foi aplicado principalmente para descrever situações médias e extremas.

Foram surgindo vários novos tipos de modelos comparados com os dos anos setenta, chegando a um total de 13 tipos: modelos estocásticos, modelos de dinâmica estrutural, modelos estatísticos, modelos fuzzy, modelos baseados no uso da teoria catastrófica, modelos de dinâmica populacional, modelos biogeoquímicos, modelos de distribuição espacial, modelos baseado em indivíduos, modelos de rede neural artificial, modelos desenvolvidos pelo uso de inteligência artificial, modelos usando a teoria do caos, e modelos estáticos (JORGENSEN, 2008).

Gertsev (2004) propôs uma classificação para os modelos estritamente matemáticos na ecologia, com suas características específicas, termos e definições: linear e não linear; contínuo e discreto; estático e dinâmico; concentrado e distribuído; estocástico e determinístico; conceitual e empírico.

Koelmans (2001) por sua vez, propôs uma classificação mais abrangente e simples, classificando apenas os modelos que tratam de eutrofização e contaminação de corpos d'água, sendo portanto uma classificação mais interessante para o uso no gerenciamento ambiental. Os modelos foram classificados como: modelos de eutrofização; modelos de destino químico; modelos de cadeia alimentar; modelos de bioacumulação trófica; e modelos integrados de ecossistemas aquático.

### **3.2.3 Características dos modelos**

O modelo de eutrofização tradicionalmente descreve a ciclagem de nutrientes e o crescimento de algas. São desenvolvidos para estimar os níveis de nutrientes e biomassa de algas na coluna d'água, sendo aplicados principalmente para simular os efeitos de medidas de controle para diminuir os impactos da eutrofização. Modelos de eutrofização são baseados tanto em uma proporção estequiométrica de elementos de fitoplâncton ou outras proporções de variáveis de elementos. A

maioria dos modelos de eutrofização não descreve o ciclo completo do carbono. Entretanto, como os modelos geralmente incluem uma descrição de oxigênio dissolvido, a matéria orgânica é expressa em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (KOELMANS, 2001). Ainda que muitos modelos também incluem zooplâncton, a interação entre fitoplâncton e zooplâncton é usualmente descrita de forma bem simples por uma função de forçante externa ou uma taxa constante de perda de fitoplâncton (FRAGOSO JUNIOR et al., 2009).

O modelo de destino químico descreve a distribuição e o destino de contaminantes no ecossistema aquático. O principal objetivo é avaliar as concentrações de compostos orgânicos hidrofóbicos para permitir a comparação entre os critérios de qualidade de água e sedimento. Processos importantes são o transporte, a degradação, volatilização, adsorção, sedimentação e ressuspensão. A maioria dos modelos de destino químico tem como foco o ambiente abiótico, mas em alguns casos um ou mais compartimentos biológicos são incluídos. Entretanto, os efeitos de nutrientes, relações presa-predador, e de toxicidade, não são levados em conta na abundância dos compartimentos biológicos (KOELMANS 2001).

O modelo de cadeia alimentar descreve as relações de alimentação ou de presa-predador entre as espécies no ecossistema aquático. O comportamento desses modelos simples e não lineares, baseados em equações diferenciais acopladas, têm sido estudados intensivamente. Nas últimas décadas, a atenção dada a esse tipo de modelo foi renovada com a aplicação de biomanipulação para reabilitação de cursos d'água. Scheffer (1999) utilizou modelos simples para investigar a dinâmica da cadeia alimentar em um ecossistema de água doce, e demonstrou que, fora de uma faixa de concentrações de nutrientes, existe um equilíbrio alternativo. Embora esses modelos simples sejam ferramentas valiosas no estudo de mecanismos cíclicos que se estabelecem, eles carecem de formulações de processos necessárias para ligar os modelos de eutrofização e de contaminantes. Com isso, modelos de cadeia alimentar cada vez mais complexos têm sido criados. São modelos de eutrofização estendidos, e incluem o nível trófico mais elevado como os peixes predadores, e em alguns casos as macrófitas. O maior problema desse tipo de modelo é que a estrutura da cadeia trófica modelada permanece fixa, o que não é real. Nenhuma



teoria geral de estrutura de cadeia trófica existe, o que torna muito difícil a modelagem da cadeia alimentar utilizando espécies individuais (KOELMANS, 2001).

Modelos de bioacumulação trófica descrevem os processos de assimilação, depuração, e transformação do contaminante em organismos aquáticos, e transferência do contaminante através de uma cadeia alimentar determinada. Esses modelos incluem uma estrutura de cadeia alimentar fixa, e uma descrição do destino químico de um composto entre os compartimentos biológicos. Uma parte importante da modelagem da cadeia alimentar é a descrição da estrutura da cadeia alimentar (GLASER & CONOLLY, 1995). Com o objetivo de simplificar, muitos modelos usam a descrição de grupos funcionais como detritívoros, herbívoros, invertebrados herbívoros, peixes carnívoros, etc; enquanto outros descrevem organismos específicos. Devido à idade do organismo afetar o padrão de alimentação, em alguns casos classes de idades são definidas. Os modelos se diferem na aproximação em descrever as relações de alimento entre os componentes do ecossistema ou no modo que espécies são agregadas nas categorias tróficas. Portanto, a completa complexidade da cadeia alimentar é levada em consideração, o que fornece uma melhora significativa na predição de concentrações de contaminantes nos organismos. Entretanto, os modelos de bioacumulação trófica não visam o ciclo do carbono e nutrientes, o crescimento de algas em função da intensidade de luz e concentração de nutriente, e funções de dose e efeito para simular efeitos tóxicos. A massa da biota é geralmente introduzida como um depósito externo. Por fim, nenhuma simulação direta dessas interações entre eutrofização e contaminação é possível por esses modelos (KOELMANS, 2001).

Os modelos integrados de ecossistemas aquáticos, como o próprio nome diz são os modelos que integram características de todos esses modelos, e portanto unem destino e efeito de nutrientes e contaminantes nos corpos hídricos. Um desses modelos é o Aquatox, que já foi implementado para rios, lagos, reservatórios e recentemente para estuários (PARK & CLOUGH, 2008).

### 3.4 O modelo EPA-AQUATOX

#### 3.4.1 Considerações Gerais

O Aquatox é um modelo generalista desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA), que representa a combinação de destino e efeito de poluentes convencionais, como compostos químicos tóxicos, nutrientes, efluentes domésticos não tratados, e temperatura, em ecossistemas aquáticos como estuários. Esse modelo representa o ecossistema simulando as mudanças nas concentrações de organismos, nutrientes, sedimento em uma unidade de volume ou área (PARK & CLOUGH, 2010).

Foi desenvolvido na técnica de Pascal orientada a objetos, usando a programação Delphi para Windows. O objeto é a unidade de um código de computador que pode ser estruturada uma hierarquia. A hierarquia pode ser montada, por exemplo, descrevendo primeiramente populações, depois plantas, depois algas, e finalmente, por exemplo, *Scenedesmus* representando as espécies. Isso gera uma hierarquia de quatro classes, cada uma baseada naquela de cima. As plantas podem incluir dois parâmetros além desses compartilhados por toda a população, por exemplo, taxa de crescimento e respiração. As algas então compartilham essas propriedades, mas também possuem limitação a nutrientes caracterizada por uma constante de saturação, então o crescimento tem que ser redefinido nas algas. A classe das espécies pode dar informações de taxa de sedimentação, que nesse caso será diferente nas várias espécies, enquanto todas as espécies de algas compartilham as propriedades de algas, de plantas e das populações (JORGENSEN & BENDORICCHIO, 2001). A vantagem desse método consiste na sua grande flexibilidade, incluindo a habilidade de adicionar e apagar variáveis de estado interativamente (PARK & CLOUGH, 2010).

O modelo utiliza equações diferenciais para representar a mudança nos valores de uma variável de estado. São usadas rotinas de integração de quarta e quinta ordem pelo método de Runge-Kutta para solucionar simultaneamente as equações diferenciais incluídas no modelo. Para agilizar o tempo de processamento, o passo

de tempo é diminuído para 15 minutos ou menos quando rápidas mudanças no sistema ocorrem, e aumentado para um dia quando a mudança é mais lenta (PARK & CLOUGH, 2010).

Os processos biológicos simulados incluem consumo alimentar, crescimento, reprodução, mortalidade, interações tróficas, toxicidade crônica e aguda, enquanto que as considerações ambientais consistem na ciclagem de nutrientes e dinâmica do oxigênio, transformações químicas de compostos orgânicos, e bioacumulação via respiração e alimentação (HAWKINGS, 2005).

É um modelo pontual adimensional, que representa situações médias diárias em um corpo d'água bem misturado, sem representar resolução horizontal do ambiente, apenas temporal e vertical, no caso de ambientes estratificados. Embora o passo de tempo do modelo seja normalmente de um dia, esse valor é variado para manter um nível aceitável de acurácia (HAWKINGS, 2005).

O Aquatox é apropriado para simular situações onde a interação entre componentes biológicos de um sistema possuem grande importância no que se deseja modelar. Um potencial usuário deve considerar a utilização do Aquatox quando tem-se a necessidade de entender os processos relacionando os ambientes químicos e físicos com a comunidade biológica (HAWKINGS, 2005).

O modelo contém uma base de dados de parâmetros referentes a diversas espécies de organismos planctônicos, bentônicos e nectônicos. Nessa base, existem dados da relação trófica entre esses organismos, e efeitos desses em relação a compostos químicos, nutrientes, sólidos suspensos, salinidade, radiação solar. Com isso, se existem dados suficientes de um ecossistema aquático, é possível a sua utilização adicionando estes organismos (PARK & CLOUGH, 20010).

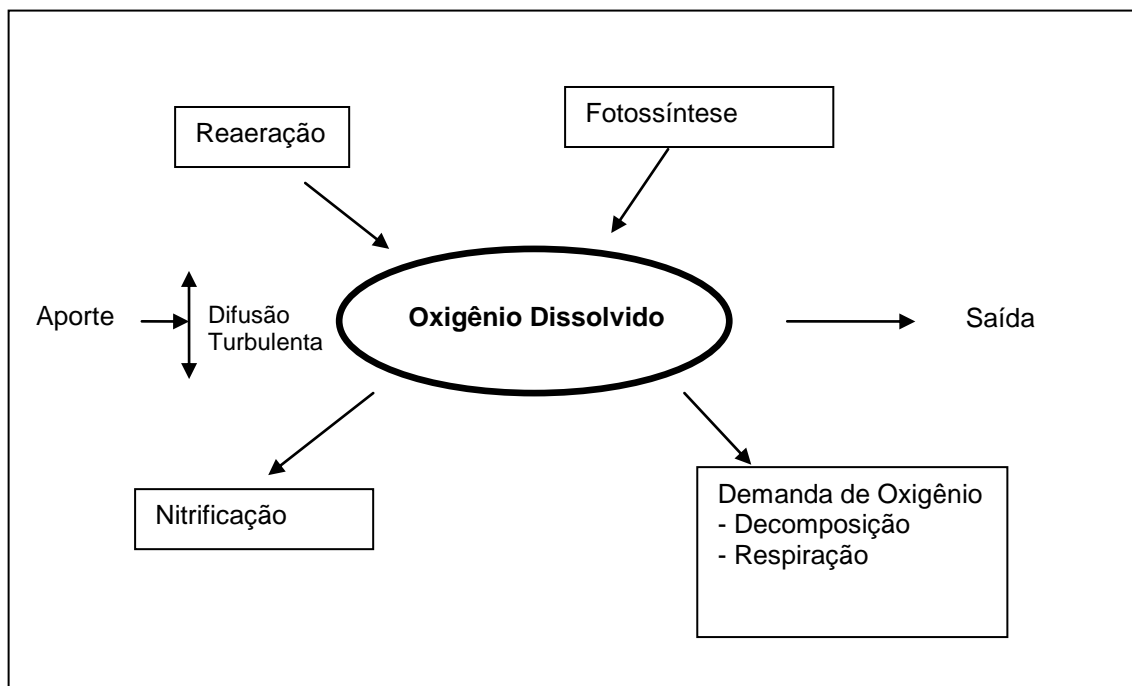
Devido à sua complexidade, o modelo exige diversas variáveis de entradas para sua execução. De acordo com o objetivo de uso do modelo, algumas variáveis devem requerer um grau de precisão maior que outros. A lista completa de parâmetros e variáveis utilizados no Aquatox pode ser conferida na referencia técnica do modelo

(PARK & CLOUGH, 2010). De maneira geral estão descritos abaixo os tipos de parâmetros e variáveis que são necessários no emprego do modelo:

- Variáveis pontuais estimados, descrevendo concentrações e características biológicas de animais e plantas; concentração inicial e aporte de compostos químicos, características físicas do ambiente (comprimento, largura, profundidade média). Valores padrões de parâmetros referentes a características biológicas de cada organismo estão disponíveis para uso e podem ser modificados.
- Séries temporais (ou valores constantes) para aporte (difuso e pontual) de nutrientes, e matéria orgânica , assim como suas condições iniciais
- Série temporal de aporte de água, ph, luz, e temperatura
- Uma matriz de interação trófica deve ser especificada para descrever a cadeia alimentar da simulação. Valores padrão de preferências alimentares de cada organismo podem ser incluídas, e posteriormente alteradas de acordo com o interesse.

### **3.4.2 Estrutura conceitual e matemática**

Exemplos de análises que o Aquatox pode realizar incluem aquelas de nutrientes e eutrofização, ligação entre a qualidade da água e a vida aquática, e efeitos ecológicos de poluentes. Seguem nas Figuras 1,2, e 3 alguns diagramas esquemáticos do modelo, com suas respectivas equações, com as quais são possíveis as análises. Foram demonstradas aqui as equações básicas para essas simulações, entretanto são utilizadas mais 450 equações que podem ser verificadas no termo de referência do modelo (PARK & CLOUGH, 2010).



**Figura 1** – Diagrama de como Aquatox modela o oxigênio dissolvido

---

(1)

(2)

(3)

(4)

---

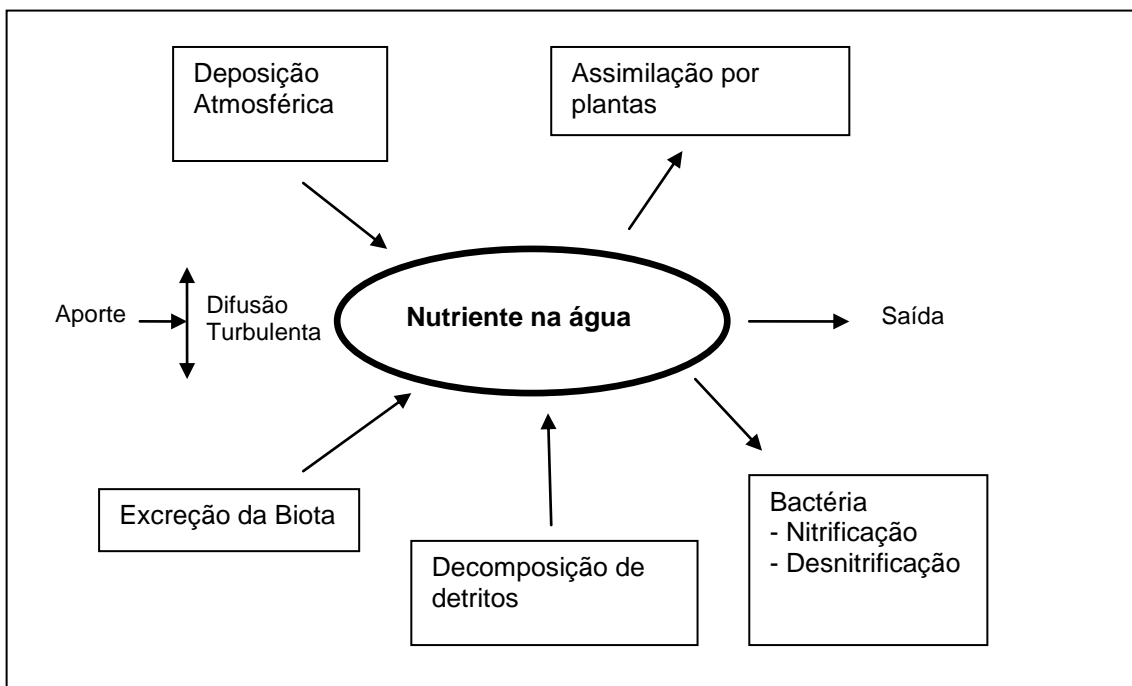
(5)

---

---

Onde:

---



**Figura 2** – Diagrama de como o Aquatox modela os nutrientes

\_\_\_\_\_

(8)

\_\_\_\_\_

(9)

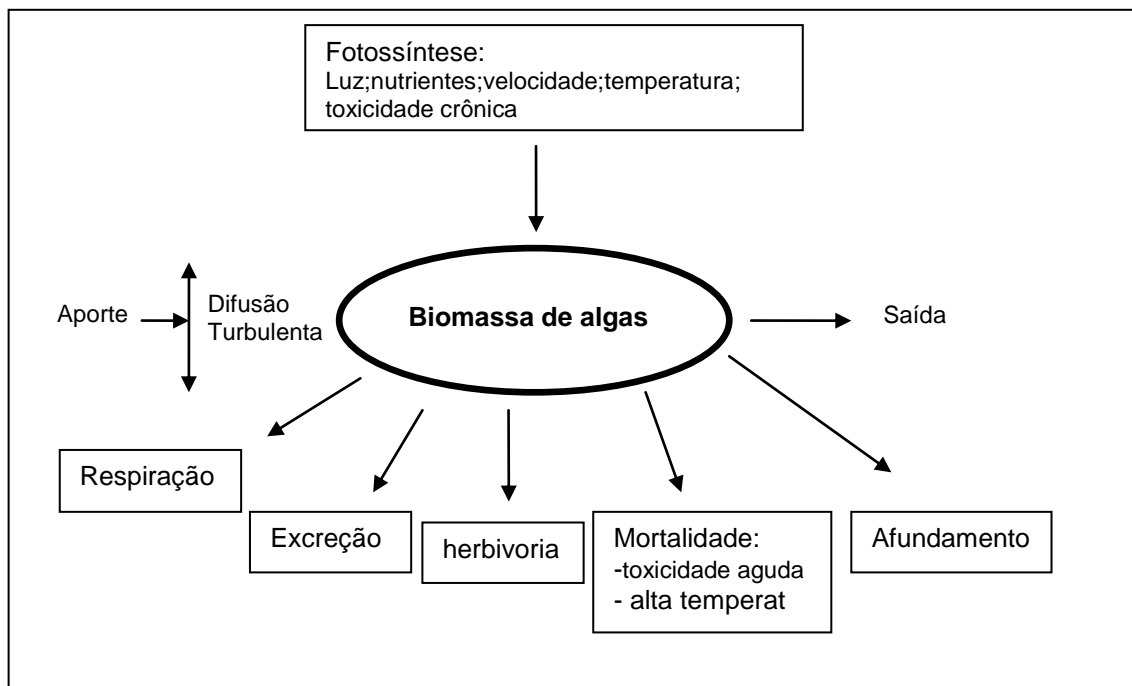
\_\_\_\_\_

(10)

(11)

Onde:

\_\_\_\_\_



**Figura 3** – Diagrama de como o Aquatox modela fitoplâncton

(12)

Onde:



A clorofila *a* não é simulada diretamente. Entretanto, como a clorofila *a* é comumente usada para medições em ambientes aquáticos, sendo uma das variáveis usadas para avaliação de qualidade da água, o modelo converte a estimativa de biomassa fitoplânctonica em valores aproximados de clorofila *a*. A razão de carbono para clorofila *a* possui uma ampla gama de valores dependendo do estado nutricional das algas. O Aquatox utiliza o valor de 45  $\mu\text{gC}/\mu\text{g}$  de clorofila *a* para as algas azuis, e um valor de 28 para outros organismos fitoplanctônicos (PARK & CLOUGH, 2010). Os valores são representados como clorofila *a* total em  $\mu\text{g}/\text{l}$ . A formulação matemática é:

---

Onde:

### **3.4.3 Módulo estuarino**

#### **3.4.3.1 Considerações gerais**

Para o módulo estuarino deste modelo, algumas simplificações são consideradas (PARK & CLOUGH, 2010):

- O estuário é um segmento único que possui sempre duas camadas bem misturadas
- O estuário possui aporte de água doce a montante e aporte de água salgada a jusante
- Fluxo horário da maré não é modelado (possui um passo de tempo de um dia)

- Volume médio diário do estuário é considerado constante
- Aporte de nutrientes do oceano para o estuário é constante.
- A área superficial da camada inferior é a mesma da camada superior
- Possível efeito da salinidade na degradação microbológica, hidrólise, e fotólise são ignorados

### 3.4.3.2 Estrutura matemática

Por ter um regime hidrodinâmico mais complexo que rios, lagos e reservatórios, o módulo estuarino do modelo traz equações numéricas distintas dos demais ambientes. Aqui serão tratados das equações básicas referentes a estuários para estratificação, balanço de água, e mistura advectiva. Os detalhes de todas as equações se encontram na referência do modelo (PARK & CLOUGH, 2010).

Na simulação da estratificação são utilizadas as seguintes fórmulas:

$$\frac{h_1}{h_2} = \left( \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2 - \rho_1} \right)^{1/3}$$

Onde:

A espessura das duas camadas, e conseqüentemente seus volumes, podem ser calculadas em função da

Onde:

Para o cálculo da maré necessita-se da entrada de dados de amplitude e fase de 8 constituintes harmônicas, são eles:

- M2 – constituinte semi-diurno principal lunar
- S2 - Constituinte semi-diurno solar principal
- N2 – Maior constituinte semi-diurno elíptico lunar
- K1 – Constituinte diurno lunar
- O1 – Constituinte diurno lunar
- SSA – Constituinte semi-anual solar
- SA – Constituinte anual solar
- P1 – Constituinte diurno solar

O balanço de água é calculado utilizando a aproximação de balanço salino:

$$\frac{dS}{dt} = \sum_{i=1}^n \frac{dS_i}{dt} + \sum_{j=1}^m \frac{dS_j}{dt}$$

Onde:

O aporte de água salgada ocorre para substituir a água que é misturada de uma camada (geralmente a inferior) para a outra camada, gerando a salinidade observada nas duas camadas na boca do estuário. Essa circulação é muito maior que qualquer mistura longitudinal. As equações que representam esse processo estão demonstradas abaixo:

---

---

Onde:

### **3.5 Baía de Vitória**

#### **3.5.1 Descrição Geral**

A Baía de Vitória faz parte do sistema estuarino do Rio Santa Maria da Vitória (SERSM), e possui grande importância social e econômica principalmente, para a população que vive às margens do estuário. Devido as suas características particulares este meio proporciona atividades econômicas, como por exemplo extrativismo animal; de lazer e harmonia, como para natação; pesca esportiva e para apreciação de suas belezas naturais únicas (BORGES, 2009).

Esse estuário possui manguezais em uma área total de 18 km<sup>2</sup> e representam cerca de 20% da área de manguezais de todo o estado do Espírito Santo. Estes têm a sua sobrevivência condicionada à adequada manutenção da água doce, função da vazão dos rios e da qualidade de suas águas. Sua importância como berçário de espécies e como centro de alimentação pode ser evidenciado avaliando a produtividade da pesca artesanal na Grande Vitória (HABITEC, 1997).

A Baía de Vitória sofreu e ainda sofre com agressões ambientais, tais como o desmatamento e o aterro de manguezais, a emissão de esgoto doméstico não tratado e de poluentes industriais, o lançamento de lixo, a contaminação por agrotóxico, e a pesca predatória (CHAGAS et al., 2006).

O aporte de efluentes domésticos e industriais sem tratamento em estuários pode provocar contaminação de organismos aquáticos, decréscimo na produtividade do manguezal, perda de valores estéticos e paisagísticos, diminuição do potencial turístico e da pesca, aumento da proliferação de vetores patogênicos, e prejuízos sócio-econômicos (FIDELMAN, 1999). Mais de um milhão de pessoas habitam a Grande Vitória, produzindo esgoto doméstico e industrial contribuindo com a carga de material orgânico, e segundo dados da Companhia Espírito Santense de Saneamento (CESAN) cerca de apenas 38% do efluente doméstico total recebe algum tipo de tratamento (acesso em 14 de mai. 2010).

Quanto ao aspecto físico da baía de Vitória, o processo de interação com o mar ocorre por penetração da água salgada por baixo da água menos densa do rio. O processo hidrodinâmico desse estuário gera uma mistura entre as duas camadas caracterizando-o como “bem misturado”. O alcance desta penetração é que limita a extensão da região estuarina. É abrigado da ação das ondas e tem extensas planícies de maré, com orientação SW-NE que favorece a ação dos ventos sobre o espelho d’água. A maré na região atravessa toda a baía, subindo até acima do delta do rio Santa Maria da Vitória (VERONEZ, 2009).

A baía é influenciada por um conjunto de tributários de grande porte (rio Santa Maria) e pequeno porte (rio Bubu, Itanguá, Marinho, Aribiri), alguns canais pluviais caracterizados por grande despejo de esgoto não tratado (canal da costa, canal dos escravos), além de diversas pequenas galerias pluviais também com grande despejo de esgoto doméstico (HABITEC, 1997). A Figura 4 demonstra a área de estudo com os rios e canais mais importantes que aportam. A ilha de Vitória contribui principalmente com pequenas galerias pluviais.



**Figura 4** – Imagem de satélite da área de estudo

### **3.5.2 Estudos ecológicos realizados na Baía de Vitória**

O ambiente estuarino de Vitória vem sendo objeto de estudos e pesquisas há mais de 25 anos. Para a Baía de Vitória, esses estudos auxiliam na compreensão do comportamento das respostas ambientais nesse ecossistema.

Tratando da poluição orgânica no estuário advinda de despejo de esgoto doméstico, Morais (2008) utilizou, além das análises laboratoriais e de campo, ferramentas de sistemas de informação visando auxiliar o gerenciamento ambiental da região estuarina de Vitória. Através de dados populacionais, imagens de satélite e análises de amostras em campo, foi estimada a quantidade de carga orgânica e nutrientes possíveis de chegar à Baía de Vitória, caso o esgoto gerado na região fosse integralmente lançado na Baía de Vitória.

Visando auxiliar o gerenciamento ambiental em derramamentos de óleo na Baía de Vitória, Chacaltana (2007) mapeou as regiões mais sensíveis e com isso caracterizou diversas regiões dentro do sistema estuarino da Baía de Vitória.

Com relação à qualidade da água, Pasini (2010) elaborou um monitoramento durante o ano hidrológico de 2009 dentro da Baía de Vitória, e analisou os parâmetros que compõe o IQA (Índice de Qualidade de Água), visando verificar possíveis locais para a piscicultura no local. Barroso & Neto (2011) também realizaram uma avaliação de aspectos de qualidade da água no estuário ao longo dos anos de 2009 e 2010.

Com uma abordagem mais específica, Dias (2005) analisou a distribuição de fósforo e nitrogênio numa secção transversal do manguezal da baía de Vitória. Esses são parâmetros importantes para mensuração no estado de eutrofização da água estuarina, em grande quantidade, esses nutrientes provocam uma explosão populacional de algas que utilizam o nitrogênio da água, prejudicando a respiração de organismos aquáticos, causando mortes de milhares de peixes todos os anos (DIAS, 2005).

Sobre a ictiofauna, Chagas (2006) determinou seus padrões de distribuição de espécies e estrutura em função dos gradientes ambientais da Baía de Vitória, destacando a problemática ambiental tais como o desmatamento e o aterro de manguezais, a emissão de esgoto doméstico e de poluentes industriais, o lançamento de lixo, a contaminação por agrotóxicos, e a pesca predatória. Para isso também analisou parâmetros como temperatura, oxigênio dissolvido e salinidade.

Quanto ao estudo sedimentológico, Borges (2009) avaliou a concentração de matéria orgânica e fósforo total no sedimento da porção norte do estuário, e Veronez et al. (2009) descreveu a morfologia e a distribuição sedimentar da região.

Em relação aos organismos zooplanctônicos, Sterza & Fernandes (2006), coletaram ao longo de todo o sistema estuarino da Baía de Vitória, amostras durante 3 anos de estudo, e fizeram a descrição quantitativa e qualitativa desses organismos. O mesmo tipo de estudo foi feito por Nalesso et al. (2005) com relação aos organismos bentônicos na Baía de Vitória; e por Lucas (2002) com relação aos organismos fitoplanctônicos.

Sobre a hidrodinâmica estuarina, Rigo (2004), Barros Filho (2002), e Castro (2001), demonstraram o comportamento do escoamento na região, possibilitando assim uma visualização de processos de mistura que tem conseqüências na aplicabilidade de modelos de qualidade de água e ecológicos.



## **4. METODOLOGIA**

### **4.1 Uso do modelo**

Para cumprir os objetivos deste trabalho utilizou-se de dados ecológicos do ambiente aplicados ao modelo EPA-Aquatox. Esse modelo foi escolhido por ser um modelo ecológico com vasta avaliação crítica pela literatura; por ser de fácil acesso; por ter sido desenvolvido por uma organização de grande credibilidade; pela assistência que os desenvolvedores proporcionam, e ainda, para ser feita uma avaliação do seu uso em um ambiente estuarino brasileiro.

As etapas da pesquisa consistiram em: aquisição de dados ecológicos; análise de sensibilidade; calibração e discussão dos resultados gerados com o modelo; cenários de poluição de nutrientes e matéria orgânica na Baía de Vitória.

### **4.2 Aquisição dos dados**

Para elaboração do levantamento de dados relatados a fatores ambientais ecológicos referentes à Baía de Vitória foram utilizadas informações pretéritas provenientes de relatórios técnicos, além de trabalhos científicos, como relatórios, monografias, dissertações de mestrado e teses de doutorado realizadas na região.

As informações foram obtidas através buscas em sites científicos especializados de busca; livros e dissertações obtidos na biblioteca central e setorial da UFES; e trabalhos de estudo de impacto ambiental das bibliotecas da Semam (secretaria estadual de meio ambiente) e do IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente).

#### **4.2.1 Domínio Modelado**

Para o uso do modelo Aquatox necessita-se dos dados de área superficial e volume do corpo d água, que no caso é a Baía de Vitória.

Por ser tratar de um modelo onde não existe resolução espacial nos resultados, é gerado um único resultado dos fatores biológicos, físicos e químicos para todo o estuário.

Sendo assim, segundo Clough & Park (2010), as principais características para a escolha da região modelada pelo Aquatox, são: que tenha uma área bem representativa do corpo d'água, com uma hidrodinâmica que possibilite uma mistura transversal e horizontal completa, e que possua uma certa uniformidade dos parâmetros biológicos

Ainda de acordo com Park & Clough (2010), o modelo não inclui áreas de mangue para simulação, logo essas áreas não foram contempladas na modelagem. Com isso, para a escolha do volume e área foi utilizado como nível de referência o nível médio do mar.

Segundo Rigo (1993), na região do Canal da Passagem, existe um encontro de águas fluindo em direções opostas durante o ciclo da maré, denominada “tombo da maré”, gerando uma característica hidrodinâmica diferente do restante da Baía de Vitória. Isto faz com que, a presença de certos estressores ambientais sejam distintos quantitativamente e qualitativamente em relação ao restante da Baía de Vitória, e conseqüentemente seus efeitos na qualidade da água e sobre a biota também serão diferentes. Portanto, se a inclusão da área e das variáveis dessa região fosse feita, a generalização dos resultados poderia não retratar o que acontece na maior parte da Baía de Vitória. Com isso a região do Canal da Passagem também foi excluída do domínio modelado.

As regiões de desembocaduras dos rios afluentes à Baía de Vitória também não foram consideradas para o cálculo de área e volume, apenas como regiões de contorno aberto do modelo.

Apesar das características físicas e químicas da Baía de Vitória terem influência mais distantes mar adentro, o fechamento do domínio modelado foi feito perpendicularmente às bordas laterais terminais do continente, antes da conexão

com a Baía do Espírito Santo, de modo a preservar as características mais confinadas da Baía de Vitória.

Com isso, a área da região modelada foi calculada utilizando-se o software ArcGis, e o volume foi obtido através do software Surfer, utilizando dados batimétricos cedidos pelo Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH). A extensão foi calculada utilizando o software ArcGis. A figura representando o domínio modelado, e os valores encontrados estão ilustrados na Figura 5 e Tabela 2, respectivamente.



- Áreas de mangue
- Região modelada

**Figura 5** – Domínio utilizado no modelo

**Tabela 2** – Área, Volume e comprimento calculados

Área (m <sup>2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )	Extensão (km)
15.107.742	70.051.493	19,1

#### 4.2.2 Aporte de água Doce

Para os dados de aporte de água doce à Baía de Vitória, foram utilizados valores de vazão média diária, cedidos por GEARH - UFES, do Rio Santa Maria da Vitória, referente ao ano de 2009 e 2010, em um ponto localizado a cerca de 40 km a montante da Baía de Vitória. Para a correção dos valores de vazão medidos nesse ponto para a região da Baía de Vitória, foi utilizado o método da vazão específica. De acordo com os dados fornecidos por GEARH, a área do rio Santa Maria até o ponto de monitoramento de vazão é de 1399 Km<sup>2</sup>, e assim a vazão específica dessa bacia foi obtida através da seguinte equação:

—

Onde “Q” é a vazão específica diária, “ ” é a vazão diária (m<sup>3</sup>/d) e “A” é a área da bacia em Km<sup>2</sup>.

Segundo dados do Instituto Estadual de Meio Ambiente e recursos hídricos - IEMA (acesso em 15 ago. 2010), a área total da bacia do Santa Maria é de 1810 Km<sup>2</sup>. Utilizando a vazão específica obtida, foi encontrada a vazão estimada que chega à Baía de Vitória por esse rio

Foram utilizados ainda dados de vazão do Rio Bubu e Marinho pelo mesmo método indireto de vazão específica. Por estarem localizados em regiões próximas, com regimes pluviométricos muito semelhantes, a vazão específica das duas bacias foram considerada nesse trabalho equivalentes.

A vazão final que chega à Baía de Vitória calculada foi então obtida pelo somatório das vazões dos rios Santa Maria, Bubu, e Marinho. Os demais aportes fluviais na Baía de Vitória não foram considerados por apresentarem vazões muito inferiores às demais.

### 4.2.3 Fitoplâncton

Para os dados iniciais de fitoplâncton, foi utilizado como fonte de dados o trabalho feito por Lucas (2002), no ano de 2001, e trabalhos de EIA/RIMA na Baía de Vitória da empresa Transmar (2001). O trabalho de Lucas (2001) descreveu e detalhou a concentração e composição dos organismos fitoplânctônicos ao longo de 1 ano. Entretanto a autora analisou somente o canal da Passagem, que não foi incluído como domínio modelado no trabalho, e a região mais interna da Baía de Vitória, que foi incluída no domínio de estudo. O trabalho de Transmar incluiu análises de composição e quantificação fitoplânctônicas na região média do estuário. Estudos mais recentes detalhando as características dos organismos fitoplânctônicos na região não foram encontrados.

Como simplificação, os organismos foram divididos em 4 grupos: Diatomáceas, Dinoflagelados, Algas Verdes, e Cianofíceas (algas azuis). Foram utilizados os valores médios encontrados para cada um destes nos trabalhos consultados, no período do mês de Janeiro, que corresponde ao mês inicial utilizado no modelo.

Os valores utilizados estão expressos em concentração do peso úmido (mg/l). O modelo exige como dado de entrada concentração na unidade mg/l seco. O fator de conversão da concentração do peso úmido para concentração do peso seco foi feita utilizando valores sugeridos por Park & Clough (2010), que é 0,2. Assim, o valor da concentração do peso úmido foi multiplicada por esse fator, sendo obtida a concentração do peso seco inicial.

Os resultados obtidos estão ilustrados na Tabela 3.

**Tabela 3** – Concentração inicial dos organismos fitoplanctônicos

Organismo	Concentração inicial (mg/l seco)
Diatomácea marinha	1,97
Algas Verdes marinha	0,2
Dinoflagelado marinho	0,2
Cianofíceas (Cryptomonas)	0,1

Como aporte de organismos fitoplanctônicos, foi utilizado o valor padrão do modelo que é de  $1,0 * 10^{-5}$  mg/l. Esse mesmo valor padrão foi utilizado para os outros organismos inseridos no modelo. Segundo Park & Clough (2010), o aumento nesse valor torna as respostas ecológicas dentro do sistema dominadas pelo aporte fluvial, não representando o que ocorre na Baía de Vitória, por ser um estuário dominado por mecanismos forçantes da maré.

#### **4.2.4 Zooplâncton**

Como principal fonte de dados para a obtenção dos dados iniciais de peso seco da concentração zooplanctônica, foi utilizado o trabalho de Sterza & Fernandes (2006), que realizaram um monitoramento durante 3 anos, ao longo de toda extensão da baía de Vitória, e trabalhos de EIA/RIMA, realizados na Baía de Vitória. Outras publicações também foram encontradas, porém apenas com análises pontuais e sem avaliações temporais. O trabalho de Sterza & Fernandes foi bem completo, no sentido que abrangeu 10 estações e descreveu a composição e concentração dos organismos dentro do domínio de estudo, e, por isso, foi escolhido para ser utilizado como base de dado.

Foi inserido apenas o grupo mais abundante e representativo dos organismos zooplanctônicos na baía de Vitória, que se refere ao grupo dos copépodos. Dentro desse grupo, ainda, foi dividido em copepodos “Arcatia” e demais copépodos.

Foi utilizada a concentração média observada pelo trabalho publicado. No trabalho de Sterza & Fernandes (2006), os resultados de concentração estão expressos em número de indivíduos por volume ( $\text{ind}/\text{m}^3$ ). Para a conversão dessa unidade em concentração de peso seco (mg/l), necessária para a entrada de dados do modelo, foi utilizado o trabalho de Sendacz et al.(2004), onde os autores definiram o peso seco médio individual de organismos zooplanctônicos, 0,015 mg. Os resultados estão expressos na Tabela 4.

**Tabela 4** – Concentração média inicial dos organismos zooplanctônicos

<b>Organismo</b>	<b>Concentração (mg/l seco)</b>
Copepodo “arcatia”	0,33
Demais copepodos	0,24

#### 4.2.5 Organismos bentônicos

Foi utilizado o trabalho de Nalesso et al. (2005), que analisou e quantificou os organismos bentônicos presentes no sedimento ao longo de toda extensão da Baía de Vitória, durante 1 ano. Foi utilizado o dado médio obtido para os organismos.

Os dados fornecidos pelo trabalho utilizado referem-se a número de indivíduos por área ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ), entretanto o modelo exige como dado de entrada unidades de peso seco por área ( $\text{g}/\text{m}^2$ ). Para fazer essa conversão, utilizou-se o trabalho de Santi & Tavares (2009), onde os autores quantificaram os organismos bentônicos coletados na Baía de Guanabara, e posteriormente determinaram o peso seco. Da razão do peso seco pelo número de organismos, chegou-se ao peso seco médio de cada indivíduo,  $22,23 * 10^{-4}$  g. Esse valor foi adotado para os organismos da Baía de Vitória.

Foram considerados os organismos: poliquetos, ostras, mexilhões, gastrópodos, crustáceos.

Os resultados aproximados da quantificação estão demonstrados na Tabela 5.

**Tabela 5** – Concentração inicial dos organismos bentônicos

<b>Organismo</b>	<b>Concentração (<math>\text{g}/\text{m}^2</math>)</b>
Poliquetos	1
Ostras	0.005
Mexilhões	0.025
Gastrópodos	0.020
crustáceos	2

#### 4.2.6 Peixes

Foram verificadas todas as espécies de peixes estuarinas disponíveis para o modelo, e através dos trabalhos de Fonseca (2003); Fonseca (2005); Chagas et al. (2004); Joyeux et al. (2004), observou-se quais organismos realmente ocorrem na Baía de Vitória para serem inseridos no modelo. Não foram encontrados estudos e trabalhos publicados com relação à concentração desses organismos, e, portanto, como simplificação, foram utilizados dados de concentração inicial ( $\text{g/m}^2$ ) referentes ao estudo da baía de Galvestone nos Estados Unidos. O foco no presente estudo está nas respostas na produtividade primária e nutrientes e, portanto, não foram avaliadas as respostas na comunidade nectônica.

Os organismos nectônicos inseridos no modelo, e suas respectivas concentrações estão mostradas na Tabela 6.

**Tabela 6** – Organismos nectônicos inseridos no modelo

Organismos Inseridos	Espécies que ocorrem, e nome popular	Concentração Inicial ( $\text{g/m}^2$ )
Anchoa	<i>Anchoa tricolor</i> , <i>Anchoa lyolepis</i> – “Manjuba”	12,7
Micropogonias	<i>Micropogonias furnieri</i> – “Corvina”	0,4
Mugil	<i>Mugil incilis</i> , <i>Mugil Liza</i> – “Tainha”	59
Cynoscion	<i>Cynoscion leiarchus</i> – “Pescada”	0,20
Arius	<i>Arius spixxi</i> – “Bagre Amarelo”	0,88

#### 4.2.7 Estrutura Trófica

Ao ser inserido um organismo, também é inserida a matriz de interação trófica padrão daquele organismo pelo modelo. Contudo, como as interações tróficas em cada região possuem particularidades, o ajuste da matriz trófica do modelo é um passo crítico no processo de calibração.



O quadro da matriz de interação trófica gerada demonstra as preferências de alimentação de cada organismo, onde estas são normalizadas para 100%, ou seja, as preferências alimentares de cada organismo somados devem totalizar 100%. A Tabela 7 mostra a matriz de interação trófica padrão gerada para o estudo da Baía de Vitória, onde as colunas superiores representam os organismos e as colunas da esquerda representam suas preferências alimentares. Essas preferências alimentares são compostas pelos organismos inseridos no modelo, e por material orgânico refratário e lábil do sedimento e em suspensão, representado respectivamente por “R detr sed”, “Ldetr sed”, “R detr part”, “L detr part”.

Foi utilizada, portanto, a matriz de interação trófica padrão gerada pelo modelo e, posteriormente, essa matriz pode ser modificada para que os resultados de clorofila *a* e nutrientes simulados, aproximassem com os observados, caracterizando o processo de calibração do modelo.

Segundo Park & Clough (2010), essas modificações podem ser feitas diminuindo ou aumentando a pressão de predação sobre alguns organismos de interesse de acordo com o resultado a que se pretende observar.

**Tabela 7** – Matriz de interação trófica dos organismos inseridos no modelo

	Poli- queto	Arcatia	Copé- podo	Mexi- lhões	Ostra	Gastró- podes	Crustá- ceos	Anchoa	Mugil	Micro- pogonias	Arius	Cynoscion
<b>R detr sed</b>												
<b>L detr sed</b>	100					5.0	16.7		28.6	56.1	48.8	13
<b>R detr part</b>					20			17.8				
<b>L detr part</b>		18.3	10	41.7	20			17.8	28.6			
<b>Diatom Mar</b>		26.8			20	55		4.5			4.1	
<b>Algas Verdes</b>		24.4			20	40					4.1	
<b>Cryptomonas</b>				58.3				4.6				
<b>Dinoflag. Mari.</b>					20							
<b>Poliqueto</b>							66.7		42.9	15.6	33.9	
<b>Arcatia</b>							13.3	44.9		18.7		
<b>Copépodo</b>		18.3	90					10.4				
<b>Mexilhões</b>												
<b>Ostras</b>												
<b>Gastrópodos</b>		12.2										
<b>Crustáceos</b>											9.1	9.1
<b>Anchoa</b>									4.7			26
<b>Micropogonias</b>												26
<b>Mugil</b>												13
<b>Arius</b>												6.5
<b>Cynoscion</b>							3.3			5.0		6.5

#### 4.2.8 Sedimento

O sedimento é usado, no modelo, como fonte de matéria orgânica para a coluna de água logo acima dele. Para isso, é necessário como dado inicial a concentração de matéria orgânica do sedimento na unidade de grama por metro quadrado seco ( $\text{g/m}^2$ ).

Foram obtidos diversos trabalhos descrevendo a concentração da matéria orgânica no sedimento da Baía de Vitória, como os de Borges (2008) e Veronez (2009), que citam que o sedimento possui em média 20% de matéria orgânica nessa região. Entretanto não foi possível obter o dado no formato que o modelo exige como entrada, grama por metro quadrado de sedimento seco, e assim não pôde ser calculada a concentração na unidade que o modelo exige. Com isso, foi utilizado o valor padrão sugerido por Park & Clough (2010) para sedimentos estuarinos, que é de  $10000 \text{ g/m}^2$  de matéria orgânica.

#### 4.2.9 Nutrientes e carga orgânica

Como condições iniciais de nutrientes, foram utilizados os valores médios obtidos por Pasini (2010) para o mês de Janeiro de 2009 na baía de Vitória. Os resultados aproximados estão ilustrados na Tabela 8.

**Tabela 8** – Concentrações iniciais dos nutrientes

Variável	Concentração (mg/l)
$\text{NH}_3$	1
$\text{NO}_3$	0,1
$\text{PO}_4$	0,1

Para o aporte pelos rios dos nutrientes nitrogênio amoniacal, fósforo total, nitrato e DBO no modelo, foram utilizados valores obtidos pelo monitoramento do IEMA na bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória, no ano de 2009, que analisa dados de nutrientes e DBO. Foram utilizados os dados do ponto localizado na captação de

água da CESAN para o Rio Santa Maria da Vitória, situada a cerca de 7 quilômetros da entrada da Baía de Vitória

Na Tabela 9 estão os resultados dos monitoramentos do Rio Santa Maria da Vitória.

**Tabela 9** – Resultados do monitoramento do rio Santa Maria (IEMA, 2009)

Data	Concentração (mg/l)				Vazão (m <sup>3</sup> /d)
	DBO	Ptotal	NH <sub>3</sub>	NO <sub>3</sub>	
20/05/2009	1,0	0,02	0,05	0,664	1180224
08/07/2009	2,0	0,09	0,1	0,14	1006262
26/08/2009	2,0	0,02	0,2	0,696	1282688
11/11/2009	2,0	-	0,5	0,854	2860959

Com relação à concentração de nutrientes que chega da região marinha para o estuário, foi utilizado o trabalho de Oliveira (2006), que fez avaliação de concentração de nutrientes, pH, CO<sub>2</sub>, durante um período de 5 anos, em diversas estações da Baía do Espírito Santo, incluindo uma próxima à desembocadura da Baía de Vitória. Foi utilizado, portanto, a média obtida na estação mais próxima à Baía de Vitória como referência para os valores de aporte marinho de nutrientes, e CO<sub>2</sub> para o estuário. A Tabela 10 ilustra os valores utilizados no modelo.

**Tabela 10** – Concentração do aporte marinho de nutrientes e gases dissolvidos para o estuário

Variável	Concentração (mg/l)
Nitrogênio Amoniacal	0,02
Nitrato	0,05
Fosfato	0,03
Oxigênio	7
Dioxido de Carbono	90

No modelo, também é possível inserir o valor do aporte de fontes pontuais e difusas de nutrientes e matéria orgânica. Esses valores devem ser inseridos em unidades de

massa por dia (g/d). Para a poluição pontual urbana de carga orgânica, utilizou-se o trabalho de Moraes (2008), onde a autora estimou, a partir de dados populacionais, os valores da carga de  $\text{DBO}_5$  e nutrientes, possíveis de chegar na Baía de Vitória através das principais galerias pluviais e rios. Foram inseridos apenas os valores estimados de galerias pluviais e rios situados dentro da área modelada.

Moraes (2008) não realizou estimativas com relação a galerias do município de Vitória que atingem regiões mais internas da Baía de Vitória, que são afetados por bairros da região que não possuem sistema de coleta para tratamento do efluente doméstico. Por isso, utilizou-se da metodologia citada pela autora para a estimativa dessa carga a partir dos dados populacionais do município de Vitória. Por essa metodologia, tem-se que cada habitante produz 54g de  $\text{DBO}$ , 1g de fósforo, e 4,5g de nitrogênio amoniacal por dia. Para estimativa populacional da região, foi somada a população total dos bairros de Vitória abrangidos pelas galerias e pelas estações de tratamento estimadas pela autora, e subtraído da população total do município de Vitória, em relação ao ano de 2006. A diferença entre os dois valores resultou na estimativa do valor da população desses bairros da região de interesse, que não são abrangidos pelas principais galerias e pelas estações de tratamento de esgoto. Foi considerado inicialmente que todo efluente produzido nos bairros atingem as galerias pluviais daquela região.

Os resultados estimados, por cada fonte de poluição pontual urbana, e suas descrições, estão mostrados na Tabela 11. A Figura 6 demonstra a localização dessas fontes de poluição pontual dentro do domínio. Os pontos amarelos se referem aos dados fornecidos por Moraes (2008), e os pontos em vermelho representam a região onde existem galerias pluviais que aportam cargas orgânicas, e que foram estimados conforme explicado no parágrafo anterior. A localização dos pontos em vermelho foi verificada por observação direta em campo.

**Tabela 11** – Valores de DBO e nutrientes possíveis de chegar à Baía de Vitória

Bacias de Drenagem	População (dados de 2006)	Carga de DBO (kg/d)	Carga de Fósforo (kg/d)	Carga de N – Amoniacal (kg/d)
1 - Galeria da EBAP da CESAN	21.962	1.185,9	21,9	98,8
2 - Galeria da Av. Paulino Muller	11.920	642,7	11,9	53,6
3 - Galeria da rua Duarte Ferreira	6.602	356,5	6,6	29,7
4 - Canal afluente à baía de Vitória	33.349	1.800,8	33,3	150
5 - Canal dos Escravos	36.384	1.964,7	36,3	163,7
6 - Rio Bubu	97.974	5.263,6	97,4	438,6
7 - Rio Itanguá	54.848	2.961,8	54,8	246,8
8 - Rio Marinho	262.138	14.155,5	262,1	1179,6
9 - Rio Aribiri	158.415	8.554,4	158,4	712,8
10 - Canal da Costa	135.850	7.335,9	135,8	611,3
11- Galerias da região interna da Baía de Vitória	44.124	2.382,7	44,1	198,5
<b>Total</b>	<b>863.566</b>	<b>46.605</b>	<b>863,6</b>	<b>3.883,4</b>

**Figura 6** – Localização das principais fontes de poluição pontual

Para a verificação dos resultados, quanto as variáveis de saída fósforo total e nitrogênio amoniacal do modelo, foram utilizados resultados obtidos por Pasini (2010) durante seis campanhas, ao longo do ano de 2009. A autora realizou monitoramento, dentre outras variáveis, de fósforo e nitrogênio amoniacal, em quatro pontos distintos, e espalhados na região média e interior do estuário, e dentro do domínio utilizado para o presente estudo. Portanto, para a utilização de um único resultado referente aos quatro pontos, utilizou-se da média diária ocorrida dentro do mesmo ponto, e entre os quatro pontos. Os resultados são mostrados na Tabela 12. A localização dos pontos medidos pela autora e mostrada na Figura 7.

**Tabela 12** - Concentração média de fósforo total e nitrogênio amoniacal medida em campo (Pasini, 2010)

Data	Fósforo Total (mg/l)	Nitrogênio Amoniacal (mg/l)
20/01/2009	0,0575	1,15
27/01/2009	0,1	2,73
02/07/2009	0,1875	1,11
27/07/2009	0,245	1,75
12/11/2009	0,0104	1,3
19/11/2009	0,0925	2,5



**Figura 7** – Localização dos pontos de coleta de Pasini (2010)

#### 4.2.10 Clorofila a

Utilizaram-se dados observados de clorofila, visando a comparação de dados gerados pelo modelo, sendo que para isso foram utilizados os resultados gerados por Pasini (2010) ao longo do ano de 2009, e Barroso & Neto (2011) no ano de 2009 (16/09/2009) e início de 2010 (21/01/2010). Para análise laboratorial, esses autores utilizaram da metodologia proposta por APHA (2005): extração com clorofórmio-metanol com medição de adsorção espectrofotométrica.

Os resultados médios estão demonstrados na Tabela 13. Os resultados gerados por Barroso & Neto (2011) foram obtidos a partir do monitoramento na mesma região da Baía de Vitória monitorada por Pasini, porém com um número maior de estações (9). A Figura 8 demonstra as estações de coleta de Barroso & Neto (2011).

**Tabela 13** – Concentração média de clorofila a medida em campo (PASINI, 2010; BARROSO & NETO, 2011)

<b>Data</b>	<b>Concentração (µg/l)</b>
20/01/2009	73
27/01/2009	20
02/07/2009	14
27/07/2009	5,5
16/09/2009	7,4
12/11/2009	67
19/11/2009	38
21/01/2010	18,8





**Figura 8** – Pontos de monitoramento de Barroso & Neto (2011)

#### **4.2.11 Variáveis Físico-Químicas**

##### **4.2.11.1 Vento**

Para dados de vento foi utilizado o trabalho de Lucas (2002), que obteve dados médios mensais da velocidade do vento para o município de Vitória.

Os valores estão demonstrados na Tabela 14.

**Tabela 14** – Valores médios mensais da velocidade do vento utilizado no modelo (LUCAS, 2002)

Data (mm/aaaa)	Velocidade (m/s)
01/2001	3,61
02/2001	3,21
03/2001	2,9
04/2001	3,4
05/2001	3,5
06/2001	3,2
07/2001	4,6
08/2001	4,4
09/2001	4
10/2001	5,2
11/2001	3,7
12/2001	4,2

#### 4.2.11.2 Constantes Harmônicas

O módulo estuarino do modelo Aquatox exige a inserção de dados relativos à amplitude e fase de até 8 constituintes harmônicos. Esses dados foram obtidos no sítio da FEMAR (acesso em 10 Mai. 2010), com relação à estação maregráfica do Porto de Vitória. Os valores estão demonstrados na Tabela 15.

**Tabela 15** – Constantes harmônicas da Baía de Vitória

Constante Harmônica	Amplitude (m)	Fase (°)
M2	0,462	089
S2	0,204	099
N2	0,068	097
K1	0,052	158
O1	0,088	098
SSA	0,007	074
SA	0,055	002
P1	0,018	150

#### 4.2.11.3 Temperatura

Foram obtidos os dados de temperatura média diária superficial, a partir do trabalho de Pasini (2010), que fez monitoramento da Baía de Vitória ao longo de 2009. Os dados são mostrados na Tabela 16.

**Tabela 16 – Temperatura superficial média diária (PASINI, 2010)**

<b>Data</b>	<b>Temperatura</b>
20/01/2009	26,96
27/01/2009	26,79
02/07/2009	25,1
23/07/2009	23,57
12/11/2009	25,34
19/11/2009	26,05

#### 4.2.11.4 Sólidos suspensos

Para sólidos suspensos, utilizou-se a média dos resultados de um monitoramento anual feito pela empresa Cepemar (2009) ao longo de 4 campanhas no ano de 2008, que foi de 7,0 mg/l.

#### 4.2.11.5 pH

Foram utilizados os valores médios obtidos por Pasini (2010). A Tabela 17 mostra os valores utilizados.

**Tabela 17 – Valores de ph inseridos no modelo (PASINI, 2010)**

<b>Data</b>	<b>PH</b>
20/01/2009	6,93
27/01/2009	7,38
02/07/2009	8,65
23/07/2009	8,18
12/11/2009	6,87
19/11/2009	7,09

#### 4.2.11.6 Incidência Solar

Foi selecionado o modo de fotoperíodo, baseado na latitude inserida no modelo.

Para a incidência solar, foram usados dados coletado por Lucas (2002), para o ano de 2001, no município de Vitória. Os dados adquiridos foram referentes à média de cada mês e a unidade foi watts por metro quadrado ( $w/m^2$ ). O modelo, no entanto, exige que a unidade de entrada seja langleys/dia (ly/d). De acordo com Prates et al. (2001)  $1 w/m^2$  é igual a 2,064 ly/d, e com esse fator de conversão chegou-se aos resultados utilizados no modelo, mostrados na Tabela 18.

**Tabela 18 – Dados de incidência solar**

<b>Data</b>	<b>Incidência Solar (<math>W/m^2</math>)</b>	<b>Incidência Solar (Ly/d)</b>
01/01/2001	248	511,8
01/02/2001	376	776
01/03/2001	290	598,5
01/04/2001	261	538,7
01/05/2001	207	427,2
01/07/2001	223	460,2
01/08/2001	223	460,2
01/09/2001	208	429,3
01/10/2001	294	606,8
01/11/2001	223	460,2
01/12/2001	190	392,1

#### 4.2.11.7 Salinidade

Foram utilizados dados de salinidade e monitoramento diário superficial ao longo de todo o ano de 2009, feito por Pasini (2010), no ponto 3 da 7, que demonstraram variação de acordo com o aporte fluvial. Em períodos de maior vazão fluvial foram obtidas as menores salinidades, e em períodos de menor vazão foram obtidas as maiores salinidade.

### 4.3 Calibração do Modelo

Foi efetuada calibração relacionando a concentração de clorofila *a*, fósforo total, e nitrogênio amoniacal simulados e observados, de forma que fossem modificadas algumas variáveis de entrada que possuísem um grande grau de incerteza, visando aproximação dos dados de saída. Como foram poucos os dados dessas variáveis obtidas em campo, foi utilizado também, além dos dados observados, um embasamento bibliográfico na qual as respostas modeladas pudessem ser avaliadas quanto à distribuição e grandeza ao longo do ano, e relacionadas com outros fatores ecológicos, para que assim pudesse ser dada uma maior credibilidade aos resultados obtidos. Com isso foram também utilizadas outras variáveis para calibração, mesmo estes não contando com dados observados em campo, que são: DBO, e nitrato.

As variáveis de entrada modificadas para a calibração foram: interações tróficas entre os organismos; e aporte estimado da carga urbana de matéria orgânica e nutriente. A interação trófica foi editada para calibração, pois como o modelo forneceu interações tróficas padrões, estas são características específicas de cada ambiente estuarino e portanto devem ser ajustadas.

Os dados estimados da carga urbana orgânica também foram modificados para calibração, já que, de acordo com Morais (2008), essas são estimativas do total da carga de nutrientes e DBO possível de se chegar à Baía de Vitória. Contudo, sabe-se que alguma parcela desse material não chega à baía, por diversos motivos, principalmente por infiltrações no solo e processos biológicos nas galerias pluviais e nos rios. Sendo assim, a incerteza dessa variável é grande.

Todos os resultados discutidos e mostrados nesse estudo foram referentes ao segmento superior da coluna d'água, uma vez que os resultados observados em campo foram obtidos nesse segmento.

#### 4.4 Análise de sensibilidade

A sensibilidade em um modelo se refere à variação nos dados de saída com relação a mudanças nos valores de entrada (SALTELLI, 2001), que fornece um “ranking” das hipóteses de entrada com relação a suas contribuições relativa para a variabilidade dos dados de saída ou incertezas (USEPA, 2009).

Para a análise de sensibilidade, foi utilizada a função “Sensitivity Analysis” do modelo. Através dela, foram selecionadas as variáveis de entrada que se deseja modificar, e quais variáveis de estado se quer analisar como resultado. Os resultados utilizados para análise foram concentração de clorofila *a* e nutrientes. O modelo modifica a variável por uma dada percentagem nas direções positiva e negativa e aplica nos resultados selecionados. A interação trófica entre os organismos não é usada como variável no teste de sensibilidade.

A sensibilidade estatística pode então ser calculada. Quando uma modificação de 10% na variável resulta em uma mudança de 10% no resultado do modelo, tem-se uma sensibilidade calculada de 100%. A equação abaixo demonstra como é feito o cálculo:

---

Onde:

Sensibilidade = sensibilidade estatística normalizada

$Result_{Pos}$  = Resultado médio através de uma variação positiva da variável selecionada

$Result_{Neg}$  = Resultado médio através de uma variação negativa da variável selecionada

$Result_{Base}$  = Resultado médio sem modificação da variável selecionada

PctModificado = percentagem na qual a variável selecionada é modificada nas direções positivas e negativas.

#### 4.5 Análise Estatística

Para avaliação de correlação dos resultados gerados pelo modelo, e consequentemente, um maior entendimento das respostas, foi utilizado o teste estatístico de Pearson. O coeficiente de correlação de Pearson é dado pela seguinte equação:

$$\frac{\sum (X - \bar{X})(Y - \bar{Y})}{\sqrt{\sum (X - \bar{X})^2 \sum (Y - \bar{Y})^2}}$$

Onde “X” e “Y” representam os valores de determinadas variáveis nas quais se deseja realizar o teste. O coeficiente igual a 1 representa uma correlação perfeita e direta; um coeficiente igual a -1 representa uma correlação perfeita e inversa.

No que se refere à avaliação do ajuste do modelo, foi utilizado o coeficiente de eficiência de Nash & Sutcliffe, que segundo Baltokoski et al. (2010), é um dos mais importantes para modelos hidrológicos. Sua equação é dada por:

$$1 - \frac{\sum (O - M)^2}{\sum (O - \bar{O})^2}$$

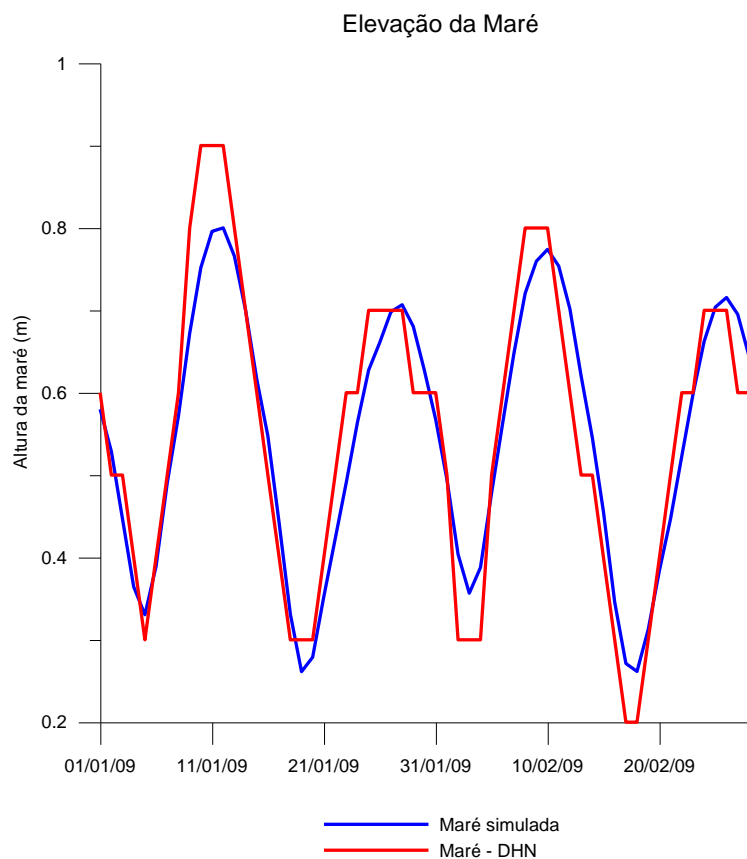
Onde  $O$  é o valor observado,  $M$  é o valor calculado pelo modelo, e  $\bar{O}$  é a média dos valores observados. O coeficiente pode variar entre negativo infinito a 1, sendo o valor 1 indicativo de um perfeito ajuste (BALOKOSKI et al., 2010).

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 6.1 Forçantes Hidrodinâmicas

#### 6.1.1 Maré

Para verificar se os valores de elevação diária da maré modelados pelo Aquatox são próximos à realidade, foram utilizados os valores de elevação diária de maré fornecidos pela Diretoria de Hidrografia e navegação (DHN) para comparação. Para isso foi utilizado o maior valor de preamar do dia fornecido pela DHN, e subtraído pelo nível médio da Baía de Vitória, que é de 0,80 m, e comparados com os valores fornecidos pelo modelo, para os meses de janeiro e fevereiro. Os resultados estão mostrados na Figura 09, sendo possível observar que houve compatibilidade entre as duas respostas.



**Figura 9** - Comparação da altura de maré simulada pelo modelo e fornecida pelo DHN



### 6.1.2 Tempo de residência

O tempo de residência estuarino é uma variável de grande importância, que define o tempo que os constituintes, tanto nutrientes quanto organismos planctônicos, ficarão dentro do domínio estuarino simulado.

Segundo Park & Clough (2010), o tempo de residência no estuário é calculado pelo modelo através da seguinte fórmula:

$$\frac{\text{Volume do segmento superior}}{\text{Vazão fluvial} + \text{Descarga estuarina}}$$

De acordo com as equações 15 e 16 (seção 3.4.3.2), o volume do segmento superior no estuário se dá em função direta da vazão fluvial e da amplitude da maré.

O volume de descarga estuarina total é calculado de uma maneira bem simplificada, através da equação 17:

$$\text{Volume do segmento superior} \times \text{Razão de estratificação}$$

O fluxo residual, que é uma variável dependente da vazão fluvial, está relacionado tanto com a descarga estuarina quanto com o volume do segmento superior, e esse dado foi obtido através de medições diárias de vazão pelo Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH). A elevação da maré está relacionada somente com o volume do segmento superior (equação 15) e, conforme mostrado na figura 09, também é um dado com resposta significativa precisão gerada pelo modelo. Com isso, a variável com significativa interferência no tempo de residência que precisa ser ajustado é a estratificação salina média do estuário, que é representada na equação 17 pela razão da salinidade superior e inferior, e está relacionado com a descarga estuarina. No modelo é adotado um valor único espacial e temporal para essa razão de estratificação.

Foram feitos vários testes utilizando diferentes razões de estratificações (salinidade superior/salinidade inferior), e analisado as respostas do tempo de residência médio, máximo, e mínimo, para tentar encontrar um bom valor para ser aplicado no estuário da Baía de Vitória, com base nos trabalhos pesquisados. Todos os resultados são referentes à simulação do ano de 2009. A tabela 19 abaixo demonstra esses valores.

**Tabela 19 – Tempos de residência gerados pelo modelo**

Razão de Estratificação	Tempos de residência médio (dias)	Tempo de residência máximo (dias)	Tempo de residência mínimo (dias)
0,1	10,46	20,12	5,85
0,2	9,28	20,01	5,11
0,3	8,14	15,78	4,65
0,4	6,97	13,42	4,02
0,5	5,81	11,15	3,36
0,6	4,66	8,93	2,68
0,7	3,45	6,71	1,99
0,8	2,32	4,50	1,29
0,9	1,15	2,48	0,65
1,0	0,11	0,24	0,064

Nos trabalhos de Jesus (2004), Joyeux et al.(2004) e Nalesso et al. (2005) não foi encontrada estratificação salina na desembocadura do estuário da Baía de Vitória. Com isso, utilizando-se a razão de estratificação entre o segmento superior e inferior igual a 1, a resposta do tempo de residência fornecido pelo modelo é de 0,11 dias, ou 2,64 horas em média.

Santiago (2007), realizou uma simulação de dispersão de partículas conservativas na região do porto, e encontrou uma dispersão à jusante de cerca de 1,5 km das partículas no final de um ciclo de maré de quadratura (12,33 horas de duração). Considerando o tempo de residência como o tempo para remoção de uma fração específica de partículas localizadas em um ponto a montante dentro de uma sub-

região estuarina (MILLER & McPHEARSON, 1991), pode-se dizer que, tomando como base o trabalho de Santiago (2007), o uso de um valor de 2,64 horas como média de tempo de residência para toda a Baía de Vitória torna-se um valor muito baixo, e foi descartada a razão de estratificação de 1.

Saldanha (2007) simulou a dispersão de um constituinte conservativo com lançamento contínuo em um ponto a montante da Baía de Vitória, dentro do rio Santa Maria da Vitória. Em uma simulação em período de cheia fluvial, a autora observou que somente após cerca de 22 dias era observado concentrações do constituinte na desembocadura do estuário. Com base nesse trabalho, nem mesmo utilizando uma razão de estratificação muito forte (e não existe na Baía de Vitória), no valor de 0,1, chega-se a esses valores de tempo de residência tão elevados. Isso pode ser explicado pela simplificação das equações de tempo de residência que o modelo utiliza, e também pelo fato da autora ter iniciado o lançamento do constituinte na simulação em um ponto a montante da Baía de Vitória, dentro do rio Santa Maria da Vitória.

Fazendo uma estimativa a partir do trabalho de Santiago (2007), e extrapolando os valores encontrados para todo o domínio da Baía de Vitória (19 km), encontra-se um tempo de dispersão das partículas de 5,56 dias para períodos de maré de quadratura. Utilizando-se uma razão de estratificação salina de 0,6, o modelo forneceu dados de tempo de residência, durante a quadratura, de 6,7 dias em média, sendo, portanto um valor acima ao estimado a partir do estudo de Santiago (2007), e inferior ao de Saldanha (2007). Sabe-se que no trabalho de Santiago, foi feito o estudo de dispersão de partículas próximo a área portuária, região com profundidades e velocidades maiores, e conseqüentemente com menores tempos de residência. Portanto, considerando-se toda a Baía de Vitória, espera-se valores maiores do tempo de residência, já que a porção mais interior do estuário possui um tempo de residência maior em relação à área portuária, sendo com isso apropriado o uso do tempo de residência médio na quadratura um pouco superior, como é o caso do valor de 6,7 dias.

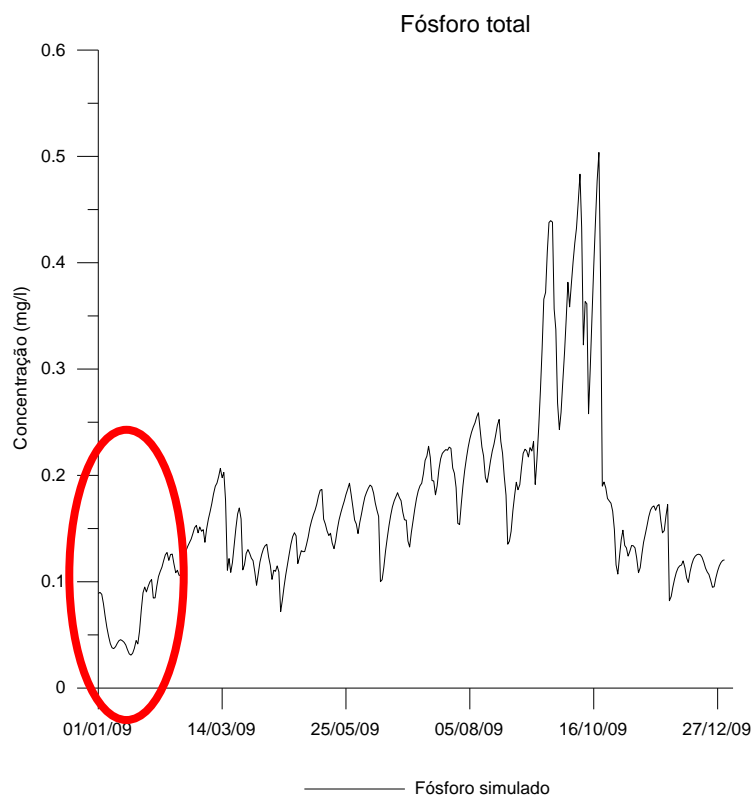
Com isso foi utilizado a razão de estratificação salina de 0,6, e dados de salinidade superficiais fornecidos por Pasini (2010) em uma área média do estuário. Esse valor

de estratificação já foi encontrado na porção média do estuário por Rigo (2004) durante um período de quadratura, mas é importante frisar que a estratificação salina da Baía de Vitória é um processo dinâmico, variando de acordo com a maré, vazão fluvial e localização no estuário, e na maior parte do tempo não possui essa razão de estratificação que foi utilizada. Esse valor está sendo utilizado como um valor médio durante todo o tempo, devido à simplificação da hidrodinâmica estuarina pelo modelo.

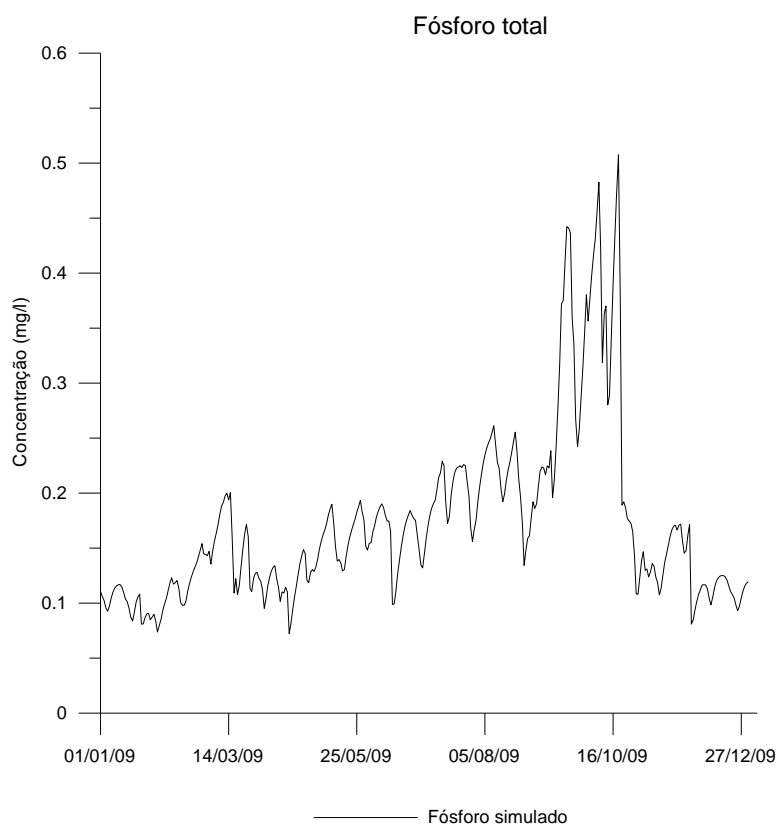
## **6.2 Tempo de estabilização**

Para este estudo, foi estipulado o início das avaliações dos resultados simulados a partir da data de 01/01/2009. Foram feitos testes para determinar quanto tempo antes dessa data era necessário iniciar a simulação para que a partir do dia 01/01/2009 fossem obtidos resultados já estáveis.

Para todos as variáveis, o modelo demonstrou um tempo de estabilização dos resultados de cerca de 2 meses e meio. As Figuras 10 e 11 demonstram esse tempo para fósforo total. Com isso, para observação de resultados com boa estabilidade a partir da data estipulada, foram iniciadas as simulações em 01/09/2008.



**Figura 10 –** Simulação da concentração de fósforo total evidenciando o período de estabilização dos resultados



**Figura 11 -** Simulação da concentração de fósforo com resultados já estabilizados

### 6.3 Análise de Sensibilidade do modelo

Foi efetuada análise de sensibilidade do modelo, com variação de 10% dos valores de 50 variáveis de entrada, e observada as respostas na concentração de Clorofila a, fósforo total, nitrogênio amoniacal e DBO. As Tabelas 20, 21, 22, e 23 mostraram os resultados relativos à sensibilidade das variáveis de saída com relação às dez variáveis de entrada mais sensíveis. As tabelas completas, com todas as variáveis de entrada utilizadas e a sensibilidade das variáveis de saída com relação a estas, podem ser observadas no Anexo A.

**Tabela 20 – Sensibilidade da variável Clorofila a**

<b>Variável de Entrada</b>	<b>Sensibilidade (%)</b>
Salinidade superficial	272
Vazão Fluvial	73,1
Aporte pontual de Fósforo	65,6
Aporte de Sólidos Suspenso Totais	45,8
Volume inicial de água	43,7
Concentração inicial: <i>anchoa</i>	7,92
Concentração inicial: mexilhão	7,46
Concentração inicial: Nitrogênio Amoniacal	7,29
Concentração inicial: Poliqueto	7,14
Aporte pontual de Matéria Orgânica	6,74

**Tabela 21- Sensibilidade da variável Fósforo Total**

<b>Variável de Entrada</b>	<b>Sensibilidade (%)</b>
Salinidade superficial	90,9
Vazão Fluvial	86,5
Aporte pontual de Fósforo	76,1
Volume de água inicial	42,1
Aporte de Sólidos Suspensos Totais	4,8
Aporte Fluvial de Fósforo	3,7
Aporte Fluvial de Matéria Orgânica	3,38
pH	2,67
Concentração inicial: <i>Cynoscion</i>	2,57
Concentração inicial: Copépodo	2,54

**Tabela 22 – Sensibilidade da variável Nitrogênio Amoniacal**

<b>Variável de Entrada</b>	<b>Sensibilidade (%)</b>
Vazão Fluvial	85,4
Aporte pontual de Nitrogênio Amoniacal	81,5
Salinidade	64,6
pH	55,3
Volume de água inicial	53
Aporte pontual de Fósforo Total	7,1
Aporte Fluvial de Nitrogênio Amoniacal	4,57
Concentração inicial: <i>Cynoscion</i>	3,96
Concentração inicial: Copépodos	3,68
Concentração inicial: gastrópoda	3,6

**Tabela 23- Sensibilidade da variável DBO**

<b>Variável de Entrada</b>	<b>Sensibilidade (%)</b>
Aporte pontual de matéria orgânica	90,2
Vazão Fluvial	85,8
Volume de água inicial	66
Salinidade Superficial	48,6
Aporte Fluvial de Matéria Orgânica	8,36
Concentração inicial: <i>Cynoscion</i>	4,28
Aporte pontual de Fósforo	4,18
Concentração inicial: Copépodo	4,07
Concentração inicial: Gastrópoda	3,73
Concentração inicial: <i>mugil</i>	3,57

A salinidade superficial foi a variável de entrada mais sensível para as variáveis clorofila a e fósforo total; a terceira mais sensível para nitrogênio amoniacal, e ainda a quarta mais sensível para DBO. A variação na salinidade superficial interfere diretamente na razão de estratificação salina do estuário e, conforme analisado pelas equações 25 e 17, conseqüentemente, interfere no tempo de residência dos

constituintes dentro do domínio estudado. Esta é a principal justificativa para valores de sensibilidade tão elevados dessa variável nessas variáveis de saída.

A maior sensibilidade com relação a essa variável de entrada encontrada foi em relação a clorofila *a*, com uma sensibilidade de 272%. Segundo as equações demonstradas no termo de referência (PARK & CLOUGH, 2010), a salinidade afeta diretamente a mortalidade, a respiração, o afundamento, processo fotossintético, e a saída do domínio dos organismos fitoplanctônicos, pois a saída está relacionada ao tempo de residência do estuário. Retomando a equação 12, percebe-se então que a salinidade está relacionada com cinco variáveis, de um total de oito que compõem a equação de variação de biomassa algal no tempo. Portanto a elevada sensibilidade para essa variável é justificável no que se refere à concentração final clorofila *a*.

---

Após a variável salinidade, as variáveis mais significativas para clorofila *a* foram respectivamente: vazão fluvial, aporte pontual de fósforo total e aporte de sólidos suspensos totais (SST).

De acordo com McLusky & Elliot (2004), os principais fatores que interferem na concentração de clorofila *a* no estuário são: tempo de residência do fitoplâncton; concentração de nutrientes dissolvidos no estuário, principalmente nitrogênio e fósforo; transparência da coluna d'água; e pressão de predação sobre organismos fitoplanctônicos. Com relação à vazão fluvial, esta afeta a diluição do corpo d'água e também o tempo de residência do estuário, conforme foi demonstrado pela equação 17. O aporte de SST afeta diretamente a transparência da coluna d'água, e o aporte de fósforo altera a concentração do nutriente dentro do estuário. A predação é uma variável de grande sensibilidade, entretanto no teste de sensibilidade essa variável de entrada não é utilizada. Sendo assim, o resultado das variáveis de entrada mais sensíveis para a clorofila *a* demonstraram que estão de acordo com McLusky & Elliot (2004).



O fósforo é a principal fonte de nutriente para organismos fitoplanctônicos, e o aporte de SST interfere diretamente na transparência da coluna d'água, e conseqüentemente interfere no processo de fotossíntese. O volume inicial do estuário também representa grande sensibilidade (43,7%), pois é o principal responsável pela diluição dos constituintes dentro do domínio.

Dessas cinco variáveis de entrada mais sensíveis, apenas para uma, que é o aporte de SST, não foi possível a obtenção de dados medidos com mais consistência, tendo sido utilizado um valor constante médio obtido por Cepemar (2009). Pode-se afirmar então que essa simplificação feita pode ter proporcionado uma fonte de erro para os resultados modelados, já que a clorofila *a* possui uma sensibilidade de 45,8% com relação a esta variável. Para as demais variáveis de entrada, a sensibilidade não passou de 8%. Portanto a utilização de valores com maior incerteza é mais apropriado para estes do que para os cinco primeiros.

Para a concentração de fósforo total, as quatro variáveis mais sensíveis são respectivamente: salinidade superficial (90,9%), vazão fluvial (86,5%), aporte pontual de fósforo (76,1%), e volume inicial de água (42,1%). A salinidade superficial possui uma sensibilidade inferior para o fósforo em relação à clorofila *a*, já que para essa variável, irá interferir somente no tempo de residência desse constituinte. O aporte pontual de fósforo também é de grande sensibilidade, por inserir a maior parte do fósforo no modelo; a vazão fluvial age como um diluidor de fósforo e outros constituintes, além de regular o tempo de residência no modelo; e o volume inicial de água irá definir a capacidade de diluição do corpo d'água, logo essas três variáveis também são bastante significativas. Após essas quatro primeiras variáveis, as demais não atingiram a marca de 5% de sensibilidade, sendo portanto muito menos significativas. Dentre as quatro variáveis de entrada mais sensíveis para o fósforo total, três delas foram obtidos através de medições diárias, e o volume foi obtido através de dados batimétricos fornecidos por GEARH (2003).

Com relação à concentração de nitrogênio amoniacal existem 5 variáveis de entrada com mais de 50% de sensibilidade, e as demais não passam de 7,1% de sensibilidade. As 5 mais sensíveis são respectivamente: vazão fluvial (85,4%),

aporte pontual de nitrogênio amoniacal (81,5%), salinidade (64,6%), pH (55,3%), e volume de água inicial (53%).

A equação da concentração final de nitrogênio amoniacal engloba um processo mais complexo em relação ao fósforo, que é a nitrificação. De acordo com a equação 8, a concentração final de nitrogênio amoniacal é dada por:

---

Segundo Fragoso Junior et al. (2009), a nitrificação é o processo realizado por bactérias, de oxidação do amoníaco ( $\text{NH}_3$ ), e que produz nitratos. A nitrificação é um processo diretamente dependente do pH da água, conforme demonstrado pelas equações abaixo, o que explica a elevada sensibilidade dessa variável de entrada para nitrogênio amoniacal.

**(26)**

Onde:

A correção para pH subótimo é dada pela seguinte equação:

**(27)**

Onde:

A DBO apresentou quatro variáveis na qual possui significativa sensibilidade: aporte pontual da matéria orgânica (90,2%), vazão Fluvial (85,8%), volume de água inicial (66%), e salinidade superficial (48,6%). A equação 28 define a concentração de detritos, que é utilizado na equação de cálculo da DBO:

---

Onde:

---

Essa equação confirma o resultado de sensibilidade obtido. O aporte pontual de matéria orgânica é a principal fonte para o sistema, a vazão fluvial interfere tanto no aporte quanto na saída, e a salinidade superficial interfere na saída de DBO do sistema, pois influi diretamente no tempo de residência.

A vazão fluvial teve uma sensibilidade bastante semelhante para os nutrientes e DBO. Outra variável de entrada que possui sensibilidade significativa para as quatro variáveis de saída foi o volume inicial de água. Para o cálculo do volume foi considerado o nível médio do mar e, portanto, qualquer outra referência do nível do mar que for utilizada irá fornecer resultados diferentes destes, para as quatro variáveis analisadas.

Observa-se que, em todas as tabelas das dez variáveis de entrada mais sensíveis, foram obtidos dados provenientes de trabalhos técnicos da área de estudo, exceto pela concentração inicial de peixes, na qual foram obtidos valores a partir dos dados

da Baía de Galvestone nos Estados Unidos. Essas variáveis, no entanto, obtiveram baixa sensibilidade para as variáveis de saída, chegando a, no máximo, 7,92% para a concentração inicial do peixe “*anchoa* (manjuba)” referente a clorofila *a*. Esse organismo possui essa importância superior em relação aos demais peixes, devido ao fato de ser a principal espécie predadora de organismos zooplânctônicos na matriz trófica montada. As demais concentrações iniciais de organismos nectônicos chegaram a, no máximo, 4,28% de sensibilidade para a DBO.

#### **6.4 Ajuste de Nutrientes e DBO**

O aporte da carga de nutrientes e DBO proveniente da área urbana é a variável de maior incerteza para os resultados de qualidade de água do modelo, e portanto essa foi a principal variável de calibração para as respostas de nutrientes dentro da área do domínio.

Com isso foi utilizado como principal variável de referência para essa calibração, a concentração de fósforo total e nitrogênio amoniacal média, observada por Pasini (2010). A Figura 12 mostra a melhor aproximação dos dados simulados e observados da concentração de fósforo total, que foi obtida com um aporte de 55% da carga de nutrientes e DBO possível de se chegar à Baía de Vitória, estimados com base nos dados de Morais (2008) (Tabela 11).

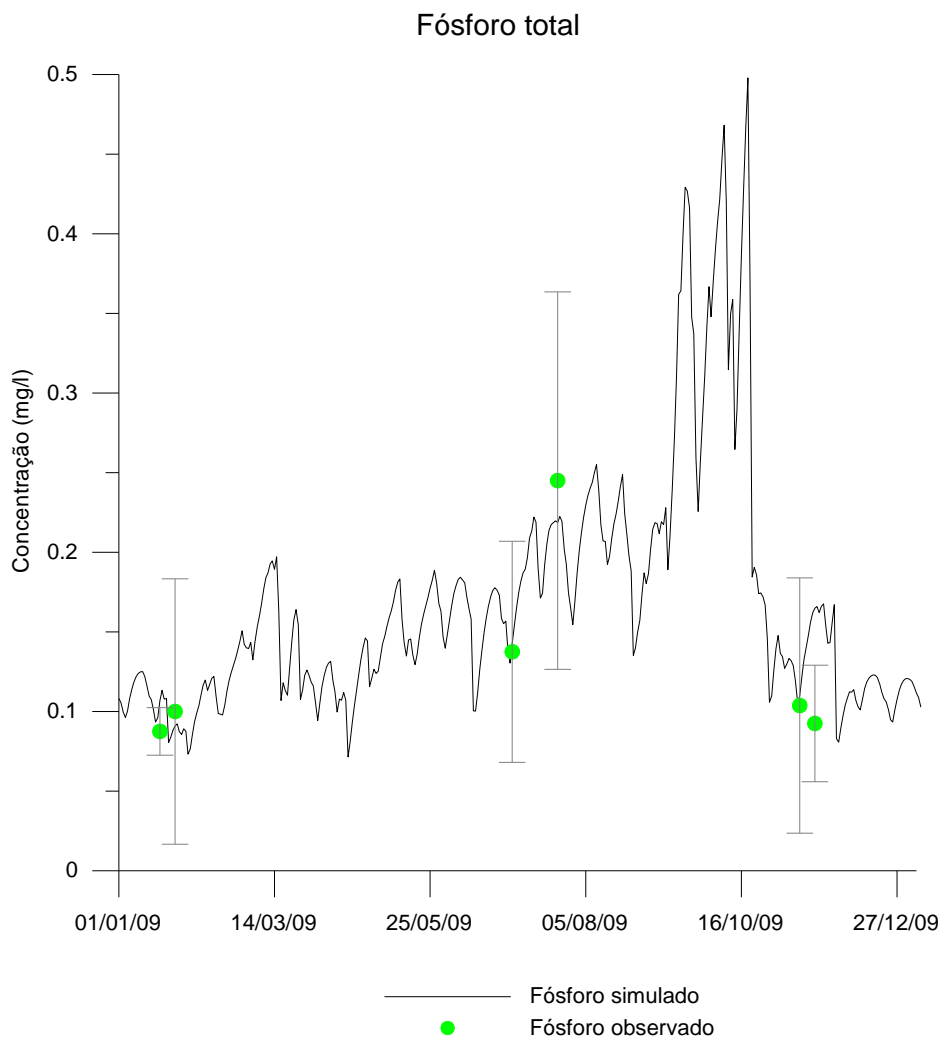
Era esperado uma diminuição desse valor, devido ao fato de que provavelmente a totalidade do aporte estimado pela autora não chega à Baía de Vitória por alguns motivos, como por exemplo, infiltrações no solo, processos biológicos nas galerias pluviais e nos rios. Além disso, percebe-se, pela Figura 7, que a localização das estações amostrais de referência para os dados observados estão distribuídos na porção interior e média do estuário e, pela Figura 6, observa-se que existem fontes pontuais significativas próximas à desembocadura do estuário e, sendo assim, pelo fato do modelo não possuir resolução espacial horizontal, o uso do valor total da carga das fontes pontuais é sobrevalorizado, pois parte dessa carga não atinge diretamente a porção média e interior do estuário.

A Tabela 24 demonstra os valores de aporte pontual de nutrientes e DBO após esse ajuste.

**Tabela 24** – Valores de entrada de nutrientes e DBO após as modificações

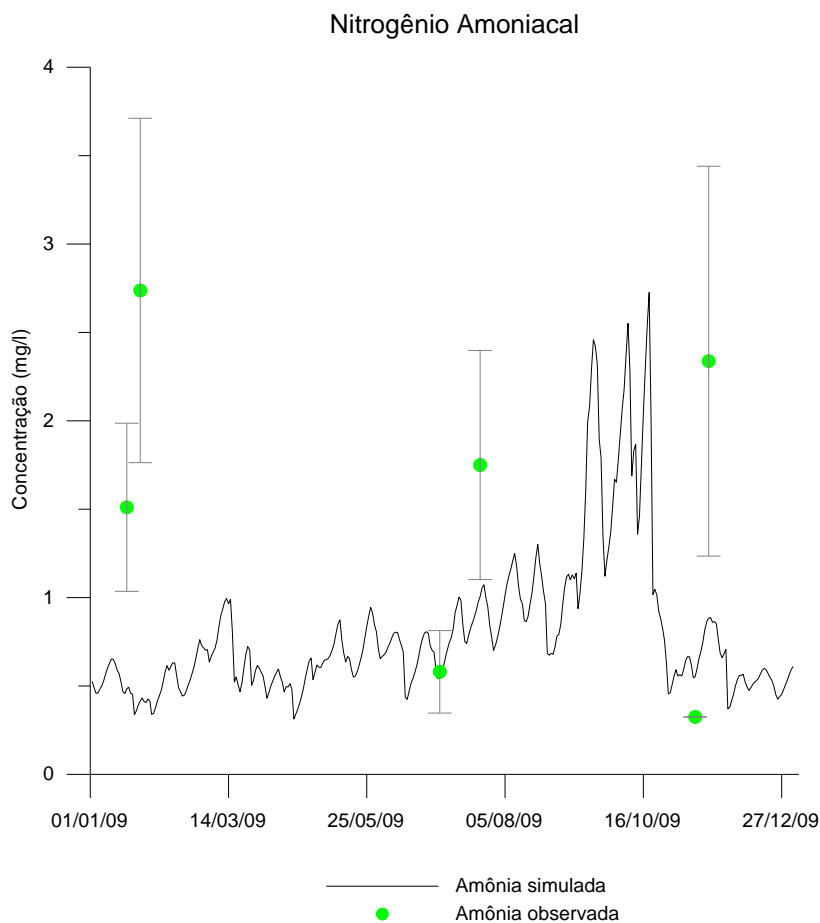
Variável (mg/l)	Concentração (g/d)
DBO	25825680
Nitrogênio Amoniacal	2151945
Fósforo Total	480795

Utilizando o coeficiente de eficiência de Nash & Sutcliffe, foi obtido um valor de correlação dos valores simulados e observados de 0,91, para a concentração de fósforo total, que é considerado de significativa compatibilidade para modelos hidrológicos, de acordo com Baltokoski et al. (2010). As barras de erro representam o desvio padrão dos resultados observados com relação à média das medições. Os valores de erro estão relacionados principalmente com a oscilação da maré, já que as amostras foram analisadas na maré enchente e vazante nos dias de campanha; e também as variações nas características espaciais, pois o resultado final foi obtido através da média aritmética de quatro estações amostrais distintas, conforme demonstrado pela Figura 7.



**Figura 12** – Comparação entre a concentração de fósforo total simulada e a medida em campo

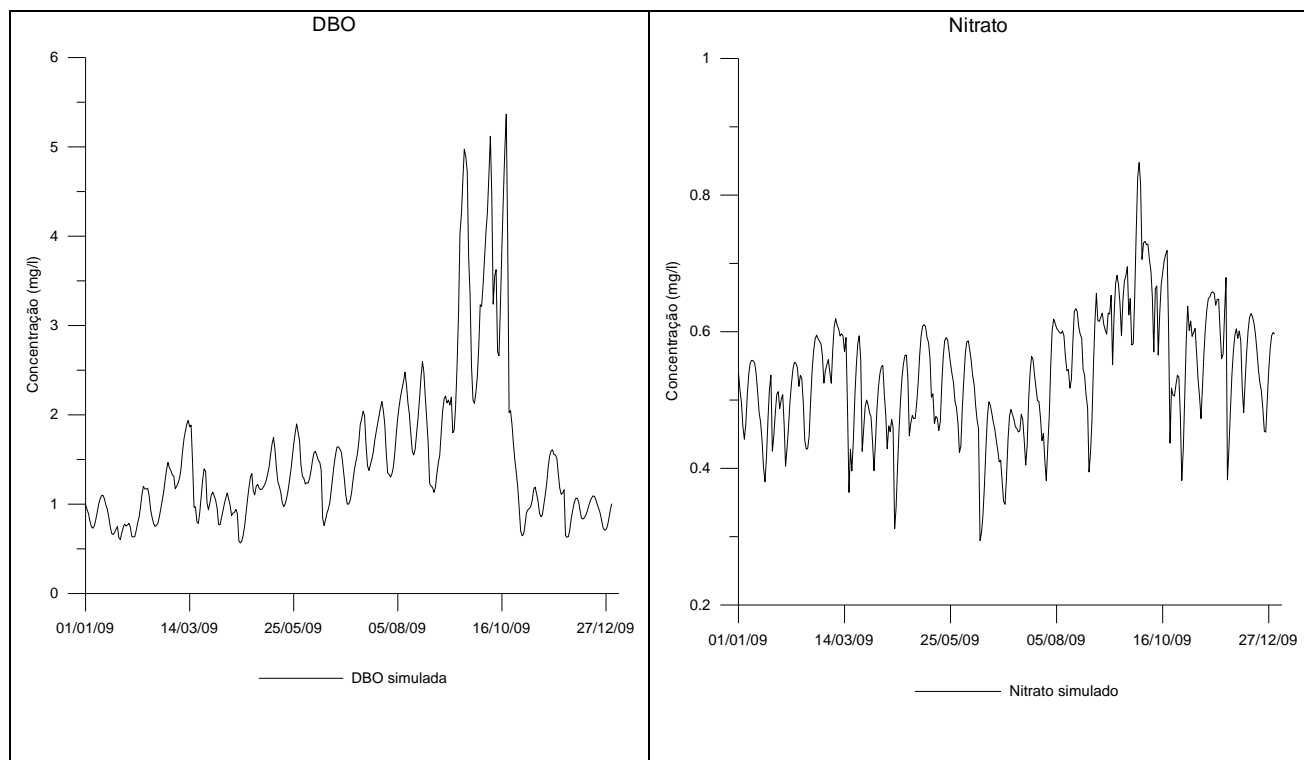
Outra variável utilizada para comparação dos resultados simulados e observados em campo foi a concentração de nitrogênio amoniacal. Entretanto, essa variável não apresentou correlação tão significativa como para o fósforo total, em relação aos dados observados (Figura 14).



**Figura 13** - Comparação entre a concentração de nitrogênio amoniacal simulada e a medida em campo

Conforme citado previamente, na análise de sensibilidade, a equação da concentração final de nitrogênio amoniacal engloba um processo mais complexo em relação ao fósforo total, que é a nitrificação (equação 8). A análise de sensibilidade demonstrou que, como consequência disso, essa variável possui dependência mais significativa em um número maior de variáveis de entrada. Essa maior dependência pode ser a justificativa pela qual os valores simulados não foram tão bem correlacionados com os observados em campo.

Foram simulados também duas outras variáveis: DBO e nitrato. A Figura 14 representa os resultados das simulações.



**Figura 14** – Resultados das simulações de DBO e Nitrate

Não foi possível obter dados dessas variáveis para o ano de 2009 e, portanto, não foi possível observar a correlação dos dados observados e simulados. Foi feita comparação com os valores obtidos por outros trabalhos para todas as variáveis simuladas, com o intuito de observar se os valores simulados estiveram dentro da faixa de valores de outros trabalhos na Baía de Vitória, conforme mostrado na pela Tabela 25. Os resultados obtidos com a simulação estão descritos como “simulação” na tabela.

**Tabela 25** – Valores comparativos da concentração de nutrientes

Variável (mg/l)	STERZA (2002)	HABITEC (1997)	CEPEMAR (2009)	PASINI (2010)	Simulação
P Total	0,06 – 0,09	0,02– 0,52	0,02 – 0,07	0,05– 0,25	0,07 –0,57
N amoniacal	0,03 – 1,4	0,001-0,23	0,47 – 2,7	0,4 – 2,8	0,18 –1,6
DBO	-	-	0,8 – 5,29	-	0,77 – 6,07
Nitrate	0,02 – 0,55	<0,1	0,01 – 0,15	-	0,34 – 0,80



No que se refere aos valores de DBO, em trabalho de monitoramento realizado pela empresa CEPEMAR (2009) na Baía de Vitória, foi encontrado uma média de 2,5 mg/l para a DBO, com uma máxima 5,29 e mínima de 0,9 ao longo de 4 pontos e 4 campanhas do ano de 2008. Tais resultados se aproximam bastante dos valores modelados quando utilizado o aporte de carga de orgânica na simulação, já que foram observados máximo de 5,1 mg/l em 19/10/2009, mínimo de 0,67 em 17/04/2009, e média de 1,9 mg/l.

Com relação ao fósforo total, percebe-se, observando a Figura 12, que os resultados simulados foram próximos aos obtidos por Pasini (2010) ao longo do ano de 2009. O intervalo de valores obtido na simulação foi maior do que o encontrado por Pasini. Tal situação pode ser explicada pelo fato de não ter sido feito um monitoramento em campo no período na qual foram obtidos os maiores valores de fósforo total simulados, nos meses de setembro e outubro de 2009. Pelos dados obtidos por HABTEC (2003), foi verificado valores de máxima concentração de fósforo no estuário próximos ao valor simulado.

Os valores de nitrogênio amoniacal ficaram dentro dos intervalos de valores observados por Pasini (2010), CEPEMAR (2009), HABITEC (1997), e Sterza (2002). Entretanto a sua distribuição ao longo do ano de 2009 não se aproximou dos valores obtidos por Pasini (2010).

A única variável para o qual resultaram valores simulados acima da faixa de valores observados pela literatura foi o nitrato. Conforme citado previamente, a principal fonte de entrada no modelo foi o aporte fluvial, observado nos dados de monitoramento realizado pelo IEMA (Tabela 9) .

Segundo Park & Clough (2010), a concentração final do nitrato simulado no modelo é dado por:

---

De acordo com Fragoso Junior et al. (2009), a desnitrificação é o processo pelo qual o nitrogênio volta à atmosfera sob a forma de gás quase inerte. Esse processo ocorre por meio de algumas espécies de bactérias em ambientes anaeróbios.

A desnitrificação é dada pela seguinte equação (PARK & CLOUGH, 2010):

Onde:

$$\begin{aligned} & \text{;} \\ & \text{;} \\ & \text{;} \end{aligned}$$

Comparando a equação 29 com a equação 8 (concentração final de nitrogênio amoniacal), percebe-se que a formação do nitrato é dependente do processo de nitrificação na equação do nitrogênio amoniacal. Foi verificado (Figura 14), que os dados simulados de nitrogênio amoniacal não tiveram boa resposta. Além disso, na equação 8 existe o processo de desnitrificação que, conforme, mostrado pela equação 30, é dependente de várias variáveis de entrada, e também bastante complexa. Sendo assim, esses dois fatores podem contribuir para que os resultados de nitrato simulados tenham sido menores que os de fósforo e nitrogênio amoniacal, quando comparados com a literatura da área de estudo.

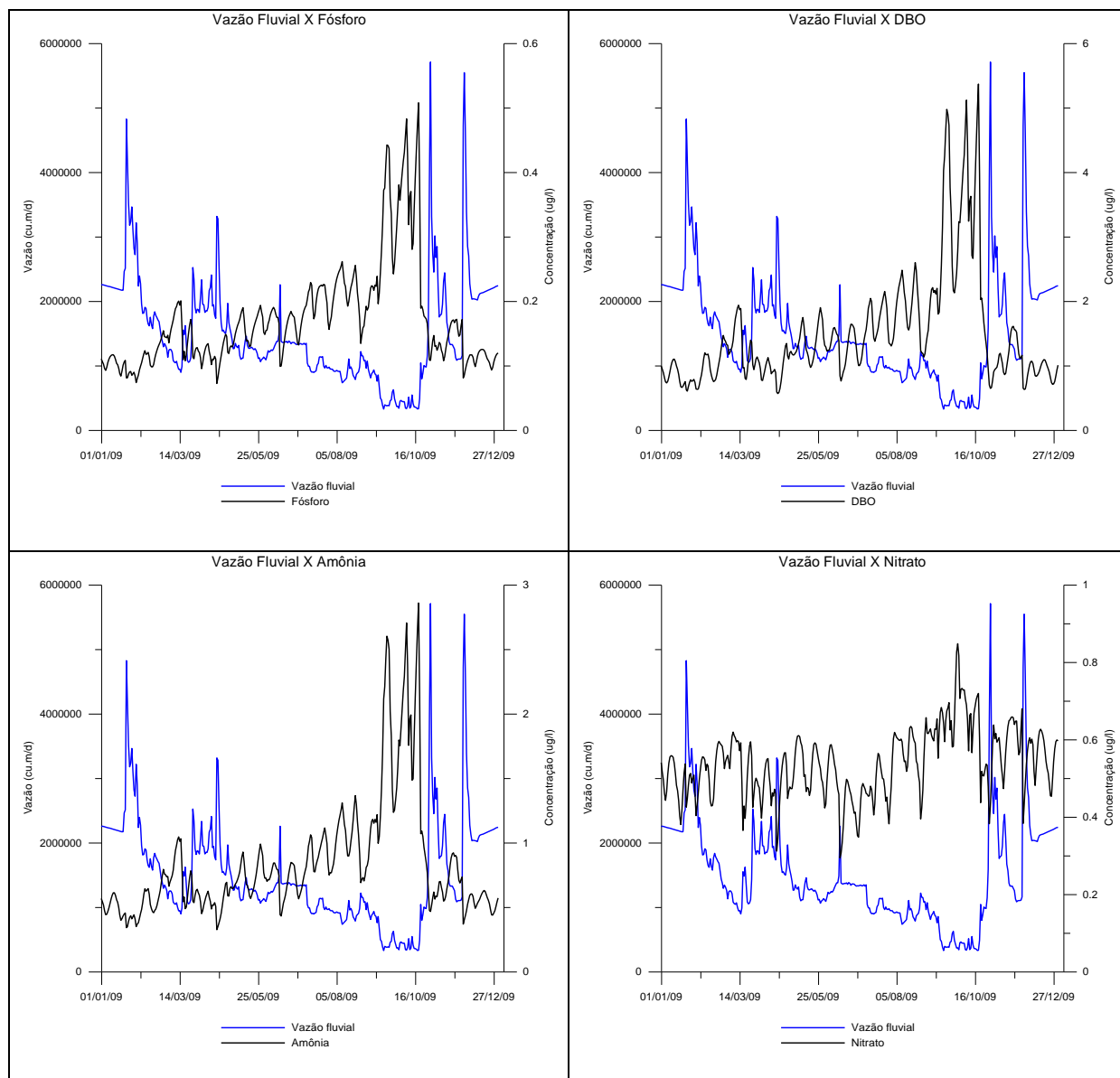
Fazendo análise dos padrões de distribuição dos nutrientes e DBO simulados ao longo do ano, percebe-se que somente o nitrato não possui um padrão semelhante às outras variáveis. Segundo Von Sperling (2005), o nitrato não faz parte da composição do efluente doméstico e, portanto, a sua concentração no estuário será

função do aporte fluvial, do processo de nitrificação, e do consumo das algas. As demais variáveis de saída têm como principal contribuição no estuário, o aporte urbano de efluentes, contendo uma carga de DBO e nutrientes, inseridos no modelo como aportes pontuais, e que foram utilizados a partir dos dados de Morais (2008).

Sendo assim, para os nutrientes e DBO, utilizando-se o coeficiente de correlação de Pearson, que varia em uma escala de -1 a 1, foi possível observar correlação inversa dessas variáveis simuladas com relação ao aporte fluvial, exceto para o nitrato. A Tabela 26 mostra os valores dos coeficientes de Pearson obtidos para cada variável de saída, e a Figura 15 ilustra essa situação. Nos casos do fósforo total, amônia e DBO, quanto maior o aporte fluvial, menor será a concentração do nutriente no estuário, pois a grande carga de nutrientes advinda de fontes pontuais urbanas será diluída pela vazão do rio. O nitrato possui uma relação inversa também com o aporte fluvial, porém bem menos intenso, devido ao fato de não ter um aporte pontual urbano direto para essa variável.

**Tabela 26** – Correlação de Pearson das variáveis avaliadas em relação à vazão fluvial

<b>Variável</b>	<b>Correlação de Pearson (r)</b>
Fósforo Total	-0,71
Nitrogênio Amoniacal	-0,69
DBO	-0,68
Nitrato	-0,51

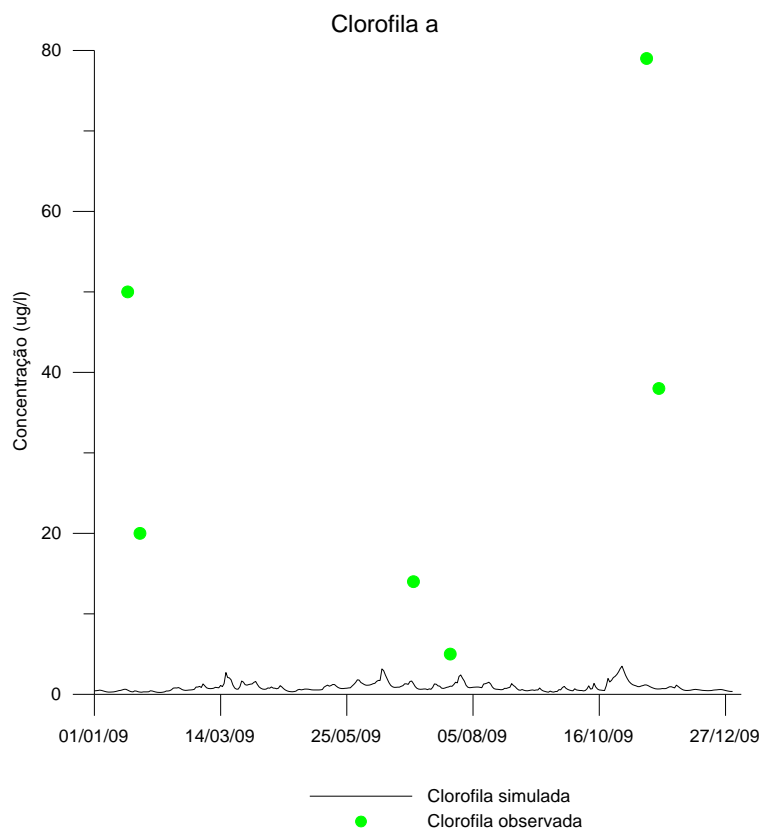


**Figura 15** – Relação do aporte fluvial com nutrientes e DBO simulados

## 6.5 Clorofila a

Concomitantemente à calibração dos nutrientes e DBO foi feita a calibração da clorofila a.

Com o uso da matriz trófica padrão e os dados de aporte de carga orgânica e nutrientes de Moraes (2008), os resultados de clorofila a ficaram inferiores aos observados em campo, conforme pode ser observado na Figura 16.



**Figura 16** - Clorofila a simulada e observada, sem modificações em valores da matriz de interação trófica

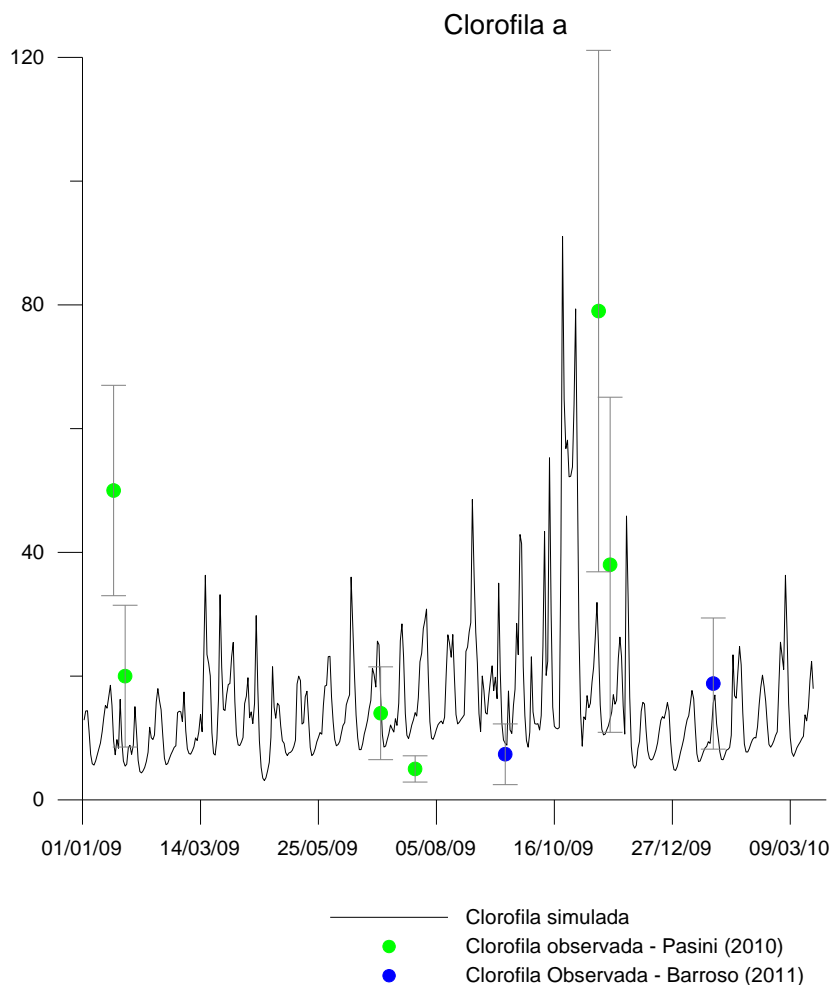
Com isso foram feitas modificações, para que se aproximassem com os dados observados e citados na literatura.

A mudança feita, e que se mostrou bem sensível, foi a retirada dos organismos fitoplanctônicos da alimentação do peixe “manjuba” (anchoa). De acordo com Sergipense et al. (1999) e Branco-Lunardon et al. (2006), a maioria dos organismos do gênero Anchoa que ocorrem na costa brasileira não se alimentam de organismos fitoplanctônicos, e por isso essa modificação é possível. A Tabela 27, a seguir mostra como ficou a matriz de interação trófica, a partir da modificação.

**Tabela 27** – Matriz de interação trófica com as modificações evidenciadas.

	Poli quet o	Arc atia	Cop épo do	Mex ilhõ es	O str a	Gas tróp ode s	Crust áceos	Anchoa	Mugil	Micro pogo nias	Arius	Cynos cion
R detr sed												
L detr sed	100					5.0	16.7	19.5	28.6	56.1	48.8	13
R detr part					20			19.5				
L detr part		18.3	10	41.7	20			19.5	28.6			
Diatom Mar		26.8			20	55					4.1	
Algas Verdes		24.4			20	40					4.1	
Cryptomonas				58.3								
Dinoflag. mari					20							
Poliqueto							66.7		42.9	15.6	33.9	
Arcatia							13.3	49.4		18.7		
Copépodo		18.3	90					11.5				
Mexilhões												
Ostras												
Gastrópodos		12.2										
Crustáceos											9.1	9.1
Anchoa										4.7		26
Micropogonias												26
Mugil												13
Arius												6.5
Cynoscion							3.3			5.0		6.5

Com essa mudança, e com o uso do aporte pontual urbano de nutrientes e DBO ajustados para os valores de nutrientes, o resultado encontrado para clorofila está apresentado na Figura 17.



**Figura 17 – Clorofila a observada e simulada, após as modificações na matriz de interação trófica**

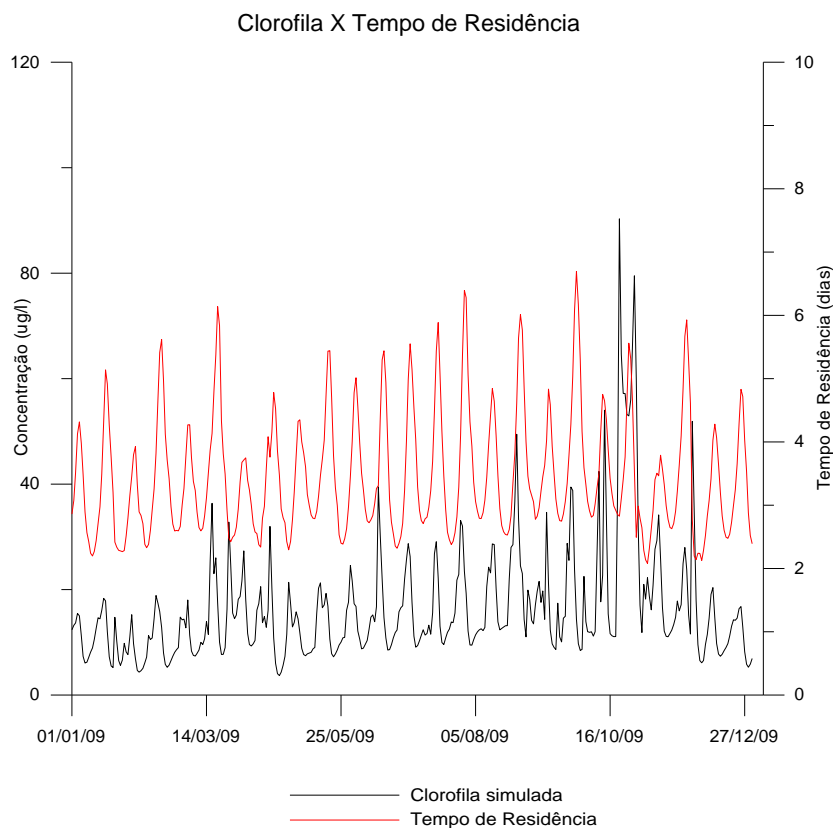
Esse foi o melhor ajuste para os resultados de clorofila *a*. Apesar dos resultados simulados e observados não terem relação tão precisa, ressalta-se que os valores simulados estão dentro da faixa dos valores observados. Levando em consideração que existe uma maior complexidade da simulação dessa variável, em relação aos nutrientes, devido à maior influência de variáveis biológicas, pode-se afirmar que, comparando com os ajustes de fósforo total e nitrogênio amoniacal, o ajuste para a clorofila *a* foi melhor.

Observa-se que a concentração de clorofila *a* no estuário é muito elevada em algumas situações, com pico de 91 µg/l no período de seca, e uma média de 15 µg/l. Tais valores são indicativos de estado de eutrofização do ambiente.

A seguir analisa-se como o modelo simulou a resposta da clorofila *a*, e assim discute-se as possíveis causas das diferenças entre os valores simulados e observados, principalmente com relação às datas que ocorreram as maiores diferenças, que foram: 20/01/2009, 12/11/2009, 19/11/2009.

Retomando o resultado de sensibilidade para a clorofila *a*, demonstrados pela Tabela 20, tem-se que as variáveis de entrada mais sensíveis são: tempo de residência do fitoplâncton; vazão fluvial; aporte pontual de fósforo; aporte de sólidos suspensos totais.

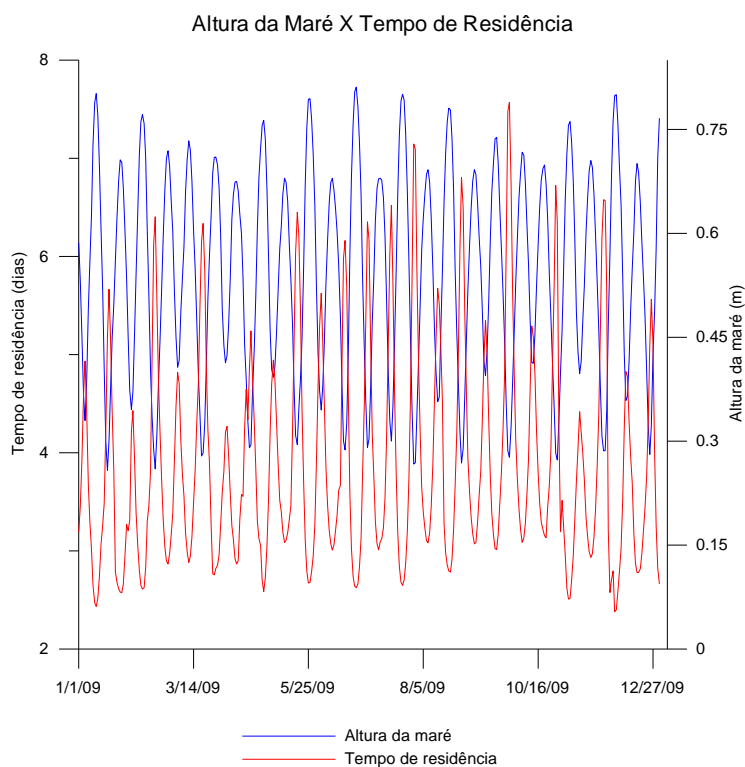
A relação direta entre a clorofila *a* e o tempo de residência dos organismos fitoplanctônicos pode ser observado na Figura 18, onde os picos de concentração de clorofila e do tempo de residência estão muito relacionados. Isso pode ser explicado pelo fato de que com um maior tempo de residência, os organismos poderão ficar mais tempo no estuário para utilizarem nutrientes disponíveis para o seu desenvolvimento (MCLUSKY & ELLIOT, 2004).



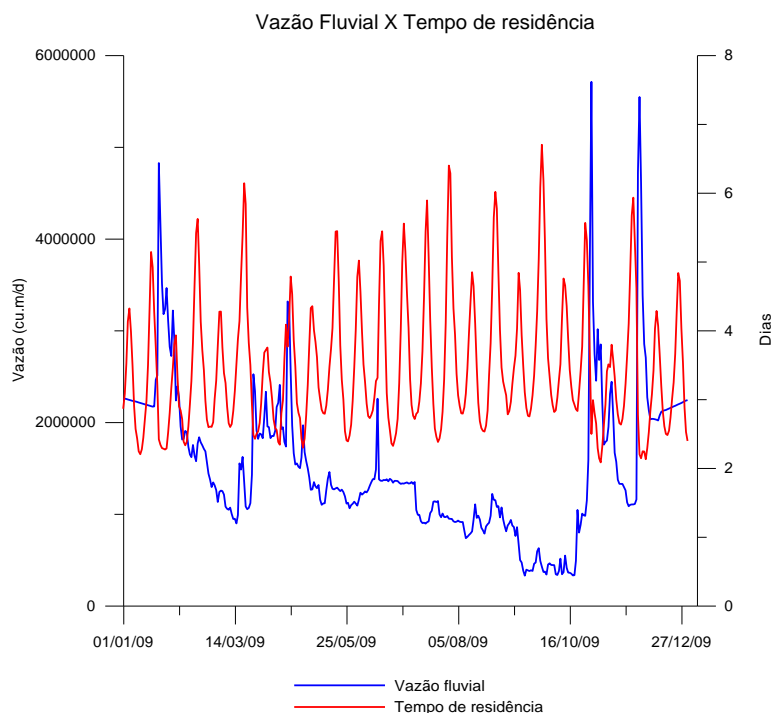
**Figura 18** – Dados simulados de clorofila *a* e tempo de residência fitoplanctônica



Conforme indicado anteriormente, utilizou-se a razão de estratificação das salinidades dos segmentos superior e inferior como 0,6. Com isso, como essa razão de estratificação é constante, períodos com maiores aportes fluviais terão um menor tempo de residência (equação 17); assim como períodos de alturas de marés maiores (equação 15). Pelas figuras 19 e 20, é possível observar a relação inversa entre o tempo de residência e a altura de maré e o aporte fluvial respectivamente. A Tabela 28 mostra o resultado da análise de Pearson da elevação da maré e da vazão fluvial com relação ao tempo de residência simulado.



**Figura 19** – Relação entre a altura da maré e o tempo de residência no estuário



**Figura 20** – Relação entre o aporte fluvial e o tempo de residência no estuário

**Tabela 28** – Correlação de Pearson das variáveis analisadas em relação aos tempos de residência simulados

<i>Variável</i>	<i>Correlação de Pearson (r)</i>
Elevação do nível do mar diário	-0,90
Aporte Fluvial no estuário	-0,29

Os valores dos coeficientes de Pearson resultantes para a elevação da maré e para o aporte fluvial em relação aos tempos de residência simulados demonstram uma relação inversa, com uma correlação muito mais forte da maré do que do aporte fluvial (-0,9 e -0,29 respectivamente). Para confirmar essa situação, foi calculado o volume de água transportado pela maré para o interior do estuário em um período de sizígia (altura máxima de 1,7m), e comparado com a maior vazão obtida pelos aportes fluviais. O resultado está mostrado na Tabela 29, e pode ser percebido que o volume transportado pela maré é muito superior, justificando então a sua maior influência nos resultados de tempo de residência no domínio.

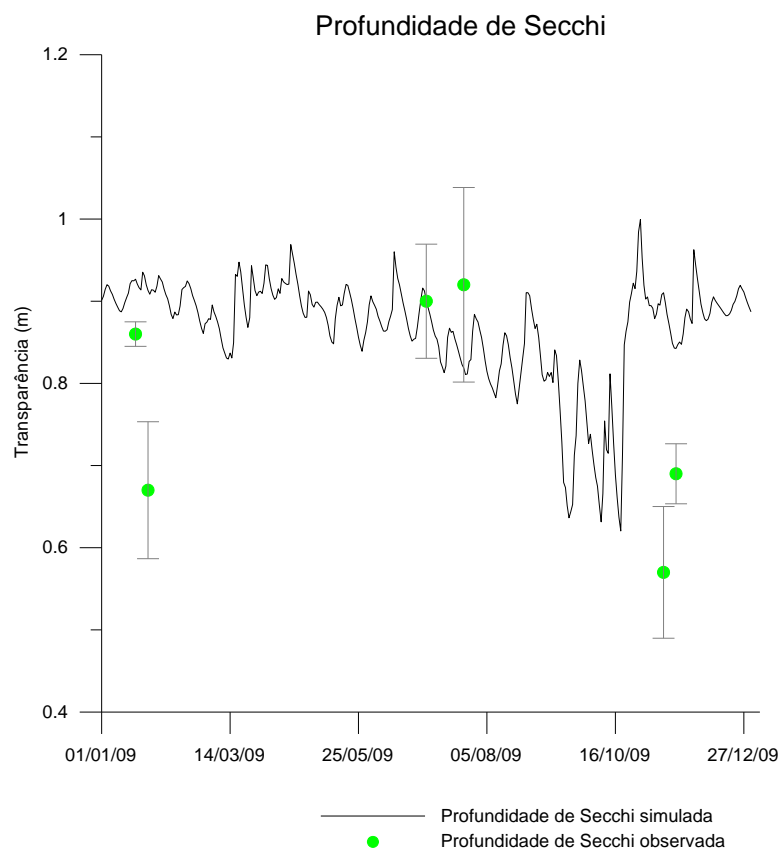
**Tabela 29** – Volumes transportados na maré de sizígia e na maior vazão fluvial registrada

Variável	Volume (m <sup>3</sup> )
Maré (Sizígia)	27193936
Vazão Fluvial (maior valor do período de estudo)	6605934

Portanto, a maré possui um papel fundamental no tempo de residência do estuário da Baía de Vitória e, conseqüentemente, na concentração de clorofila *a*. De acordo com a Figura 9, a elevação da maré simulada e observada teve boa compatibilidade e portanto geram dados confiáveis que servem como base para os resultados de clorofila no estuário.

O aporte de sólidos suspensos totais é mais uma variável de entrada de grande importância para a clorofila *a*, já que possui grande influência na transparência da coluna d'água, e conseqüentemente no desenvolvimento fitoplanctônico no estuário. O principal causador da diminuição da transparência são os sólidos suspensos, que são compostos de minerais inorgânicos e os próprios organismos planctônicos (ESTEVES, 1998). Por não contar com uma série de dados histórica de concentração de sólidos suspensos na Baía de Vitória, foi utilizado o valor fixo de 7 mg/l, que foi o valor médio encontrado por Cepemar (2009) na região. A partir dos dados de concentração de organismos planctônicos e sólidos suspensos, o modelo simula a transparência da coluna d'água, gerando como resultado a variável de profundidade do disco de Secchi (metros). O valor obtido pelo modelo foi comparado à média obtida por Pasini (2010), em cada campanha, e os resultados estão demonstrados na Figura 21. Alguns valores observados em campo ficaram com diferenças de até 20 cm com relação aos valores simulados, e isso se deve, provavelmente, à aproximação ao se fixar o valor do sólidos suspensos.

Observa-se que não ocorreu uma concordância tão significativa entre os dados simulados e observados, para essa variável de entrada que possui grande importância na concentração final da clorofila *a*. Com isso, pode-se afirmar que a simplificação de um uso constante de aporte de sólidos suspensos totais no modelo foi uma fonte de erro para os resultados de clorofila *a*.



**Figura 21** – Profundidade do disco de Secchi simulada e observada em campo

Conforme citado anteriormente, as maiores diferenças entre os dados simulados e observados foram observadas nas datas 20/01/2009, 12/11/2009, 19/11/2009. Pelas Figuras 18 e 19, assim como pelo teste de sensibilidade, ficou demonstrada a relação direta do fitoplâncton com o tempo de residência simulado do modelo, e da dependência do tempo de residência com os valores de elevação de maré simulados.

As datas supracitadas representam períodos de grande vazão fluvial e conseqüentemente, observando a Figura 15, existe uma menor concentração de nutrientes e com isso espera-se uma menor concentração de fitoplâncton. Além disso, a principal fonte de erro para os dados de clorofila *a* observada foi a concentração de sólidos suspensos totais (Figura 21), na qual foi adotado um valor fixo, entretanto se fosse utilizado uma série histórica, de acordo com Esteves (1998), nos períodos de grande vazão fluvial existiria uma maior concentração de sólidos suspensos no estuário, e com isso a concentração de clorofila *a* deveria ser menor,

devida à menor transparência da coluna d'água, e não maior conforme observado em campo.

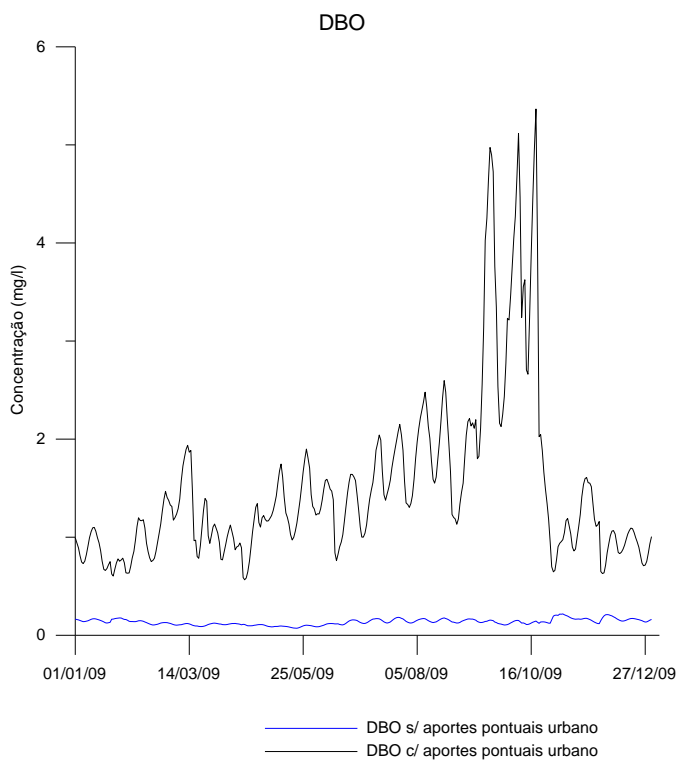
Conclui-se com isso que, o modelo gerou resultados compatíveis com a sua estrutura conceitual e com o embasamento bibliográfico, e que gerou dados compatíveis com os observados em campo em quatro das sete medições. Os dados observados em campo com diferenças significativas com relação aos dados simulados, três no total, demonstram a complexidade de simular com precisão variáveis biológicas.

## **6.6 Cenários de Simulações**

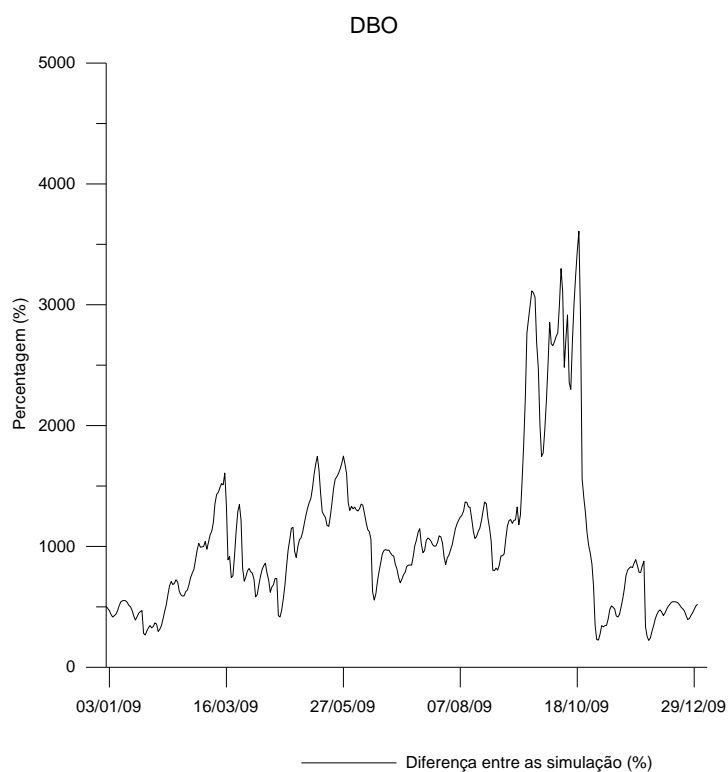
Para verificação da importância da carga orgânica na qualidade da água da Baía de Vitória, foram realizadas simulações com diferentes cenários de poluição, utilizando como referência os resultados das concentrações de DBO, nutrientes (nitrogênio amoniacal, e fósforo), e clorofila.

### **6.6.1 Sem aporte de carga urbana de nutrientes e DBO**

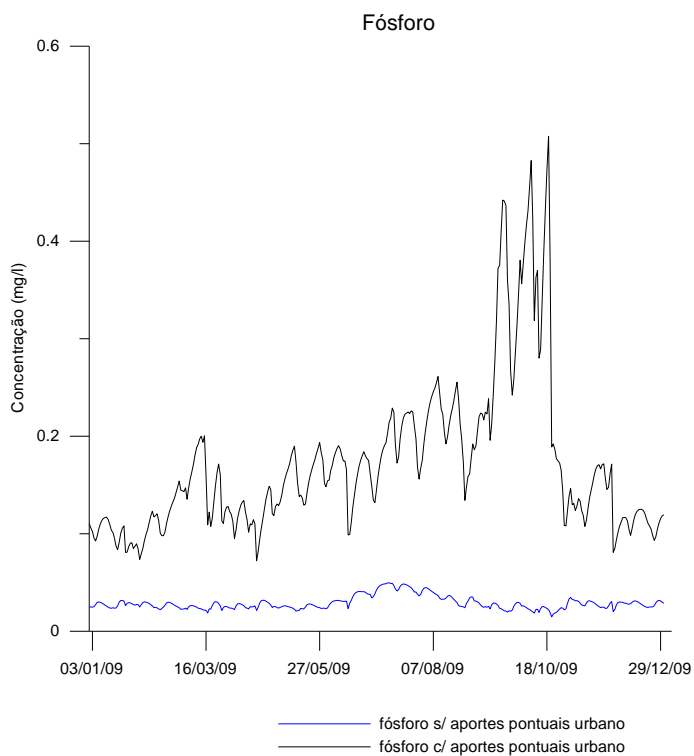
Foi realizada uma simulação com o aporte de matéria orgânica e nutrientes ajustados a partir dos dados da Tabela 11, e outra simulação sem esses aportes, e analisados os resultados de DBO e nutrientes. Para cada variável analisada foram gerados dois resultados comparativos: um demonstrando os resultados das simulações com e sem os aportes pontuais, e outro demonstrando a diferença percentual entre eles. Para uma melhor discussão e visualização das diferenças entre as duas simulações, foi feita uma tabela com a diferença média, máxima e mínima, em termos de porcentagem, para as simulações. Estes resultados estão ilustrados pelas Figuras 22 a 29 abaixo, e pela Tabela 30.



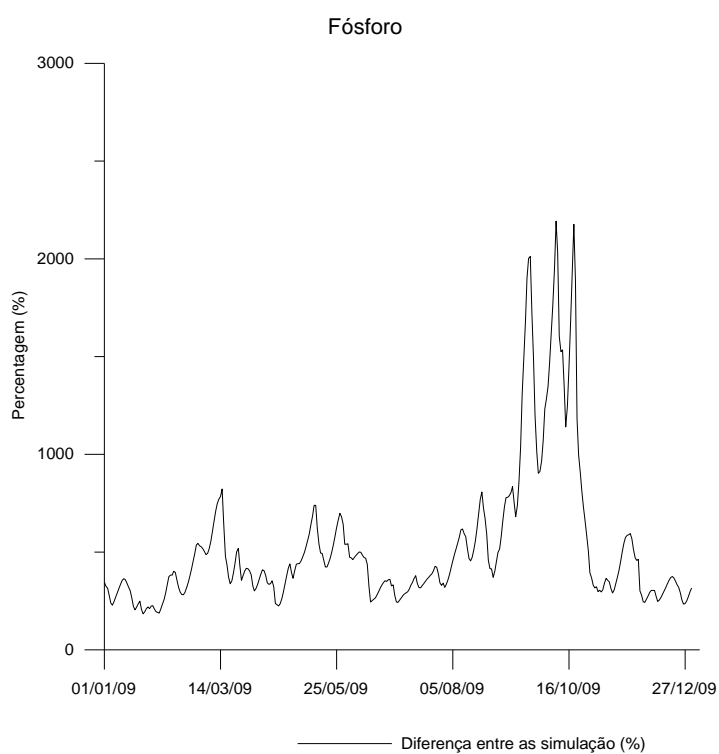
**Figura 22** - Concentração de DBO com e sem os aportes pontuais urbanos



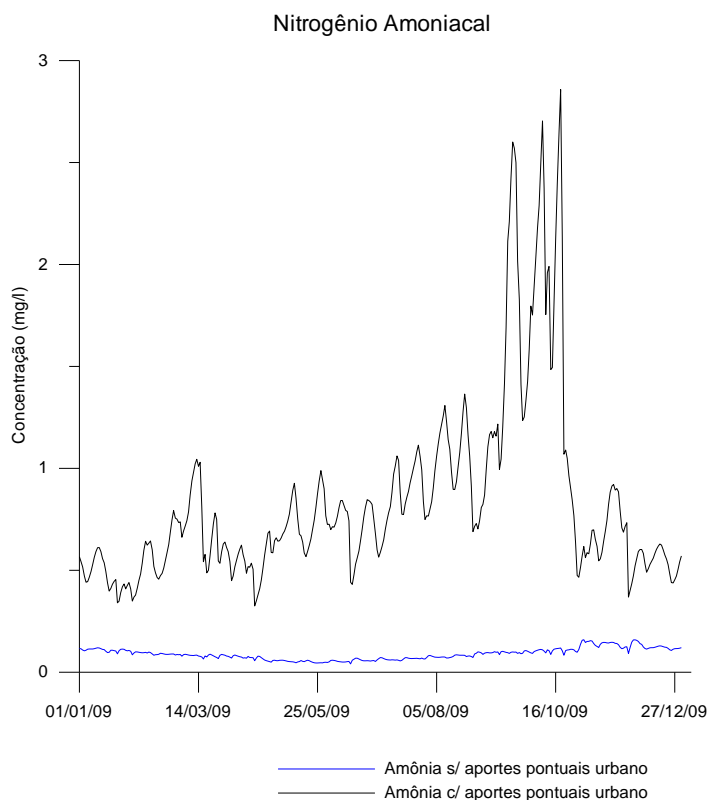
**Figura 23** – Diferença percentual entre as simulações de DBO com e sem os aportes pontuais urbanos



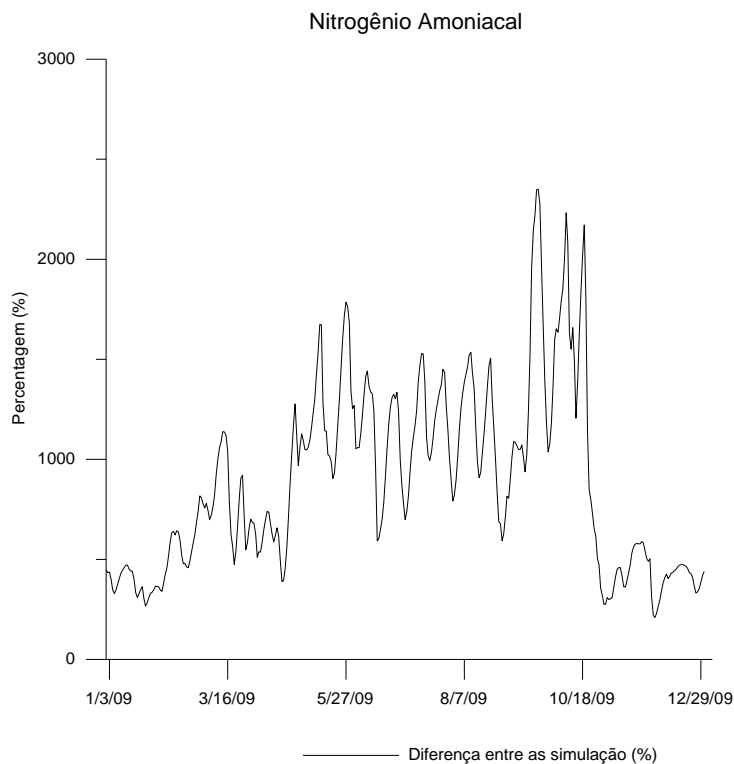
**Figura 24 -** Concentração de fósforo total com e sem os aportes pontuais urbanos



**Figura 25 -** Diferença percentual entre as simulações de fósforo total com o sem os aportes pontuais urbanos

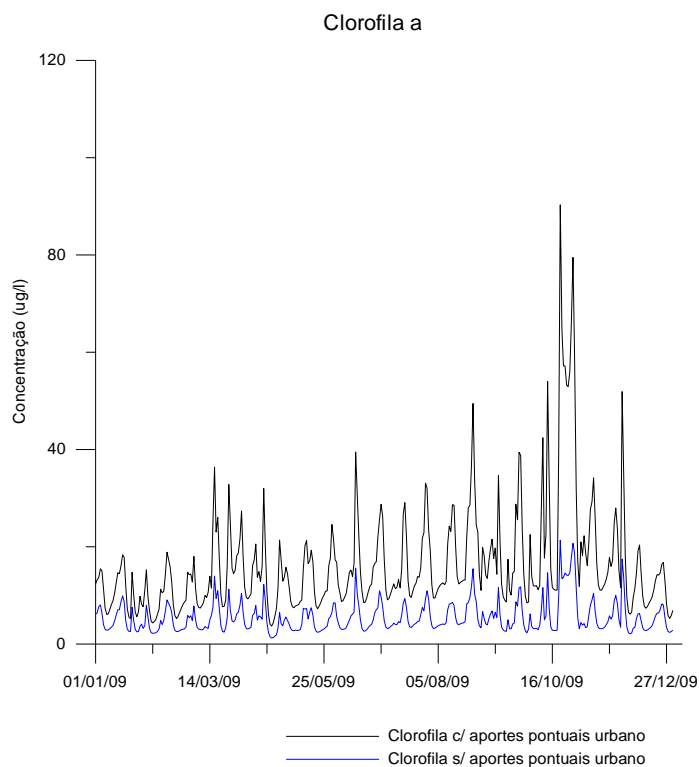


**Figura 26** - Concentração de nitrogênio amoniacal com e sem os aportes pontuais urbanos

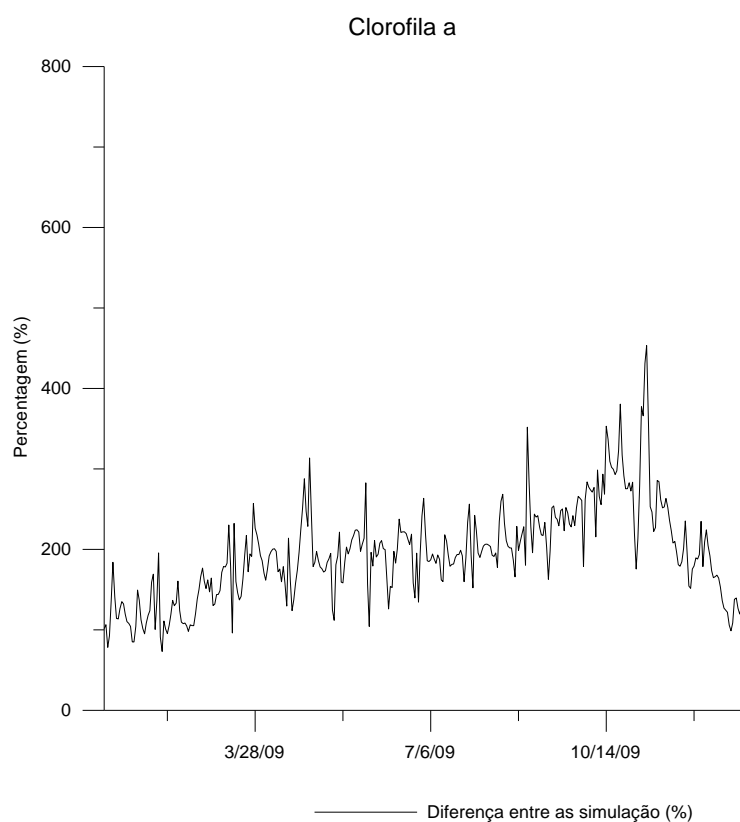


**Figura 27** - Diferença percentual entre as simulações de nitrogênio amoniacal com o sem os aportes pontuais urbanos





**Figura 28** – Concentração de clorofila a com e sem os aportes pontuais urbanos



**Figura 29** – Diferença percentual entre as simulações de clorofila a com o sem os aportes pontuais urbanos

**Tabela 30** – Diferenças das simulações com e sem aporte de poluição urbana

<b>Variável</b>	<b>Diferença média entre as simulações (%)</b>	<b>Diferença máxima entre as simulações (%)</b>	<b>Diferença mínima entre as simulações (%)</b>
Fósforo	526	2193	183
Nit. Amoniacal	912	2512	194
DBO	1049	3608	222
Clorofila a	195	453	73

Em todas as simulações percebe-se claramente a importância dos aportes pontuais urbanos de nutrientes e matéria orgânica para os resultados encontrados. Os valores chegam a uma diferença de até 3608% entre o resultado com aporte urbano pontual e o sem esse aporte. Analisando a Tabela 30, é possível observar que as diferenças médias entre as simulações estão de acordo com os resultados de sensibilidade demonstrados nas Tabelas 20, 21, 22, e 23. A clorofila a foi a que apresentou menor sensibilidade a uma das variáveis do aporte pontual orgânico e de nutrientes, que é o fósforo, e foi também a que demonstrou menores diferenças entre as duas simulações, com uma diferença média de 195%. Na sequência da sensibilidade a uma das variáveis do aporte pontual de carga orgânica e de nutrientes, e da diferença entre as simulações (menores valores para os maiores), estão as variáveis de saída fósforo, nitrogênio amoniacal e DBO.

De forma geral, para as 4 variáveis de saída analisadas, observa-se um padrão semelhante, onde as maiores diferenças entre as simulações foram obtidas nos períodos de seca, e as menores em períodos de maior vazão fluvial. Isso está de acordo com a relação apontada pela Tabela 26 e Figura 15. Para o fósforo total isso ficou mais evidente que em relação ao nitrogênio amoniacal, como é possível observar pelas Figuras 25 e 27. Isso pode ser justificado principalmente pela variação do aporte fluvial dessa variável ao longo do ano, conforme é verificado pela Tabela 9. Para o fósforo total ocorreu um aumento mais intenso de sua concentração no rio Santa Maria no mês de junho, e uma diminuição no mês de outubro. Por outro lado, para o nitrogênio amoniacal ocorreu um aumento menor na sua concentração no mês de Junho, e a concentração do nitrato diminuiu muito

nesse mês, o que conseqüentemente ajuda a diminuir a concentração do nitrogênio amoniacal.

A clorofila *a* também demonstrou maiores diferenças percentuais nos resultados no período de seca, e verificou-se que as diferenças seguem um padrão de altos e baixos, conforme ilustrado pela Figura 28, seguindo a característica de seus resultados simulados, onde foram diretamente correlacionados com a oscilação do tempo de residência, e conseqüentemente com a variação da elevação do nível do mar. Com isso, em momentos de maior tempo de residência, as diferenças entre as simulações aumentam.

Nas simulações sem os aportes urbanos pontuais, todos as variáveis de saída geraram resultados dentro dos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05 para as classes de uso 1,2, e 3 que possuem os mesmos valores restritivos em relação aos nutrientes. Com isso em relação aos nutrientes fósforo e amônia, esse ambiente estaria apto para usos como recreação com contato primário, aqüicultura e pesca, e harmonia paisagística. A legislação CONAMA 357/05 possui valores máximos em diversas variáveis de acordo com o tipo de uso do recurso hídrico, por isso enfatiza-se que os valores simulados estão de acordo apenas com as variáveis, fósforo total e nitrogênio amoniacal, e portanto, para caracteriza-la apta para uma determinada classe de uso seria necessário a avaliação de todas demais variáveis de saída.

### **6.6.2 Cenários futuros de aporte de nutrientes e DBO**

A partir de informações obtidas no Projeto Águas Limpas (CESAN, 2010), e de Moraes (2008), foi realizada uma previsão de cenário futuro para a Baía de Vitória após a implantação e efetivação dos sistemas coletores de esgoto previstos neste plano diretor.

A previsão de conclusão das obras contidas no Projeto Águas Limpas é no final do ano de 2011, entretanto a coleta de todo efluente doméstico previsto no projeto

somente será efetivado quando toda a população fizer a correta ligação com a rede coletora. Essa ligação é de responsabilidade de cada proprietário, e, portanto o tratamento de todos efluentes demandará mais algum tempo para sua concretização.

O Projeto Águas Limpas prevê o recolhimento e tratamento de todo o esgoto urbano do município de Vitória, e de grande parte dos outros municípios da Grande Vitória. Segundo Moraes (2008), com o recolhimento do esgoto, as cargas orgânicas geradas possíveis de chegar dentro do domínio estudado da Baía de Vitória, passam a ter as localizações mostradas na Figura 30.



**Figura 30** – Localização dos pontos de lançamento pontual de carga de DBO e nutrientes após a implementação do Projeto Águas Limpas

Fonte: Moraes (2010)

Comparando a Figura 30 com a Figura 6, verifica-se que, após a conclusão do Projeto Águas Limpas, os pontos de efluentes orgânicos na Baía de Vitória serão modificados, agora com a maior parte dos lançamentos de esgotos tratados. Todos os bairros do município de Vitória terão sistemas de esgotamento sanitário, e seus efluentes domésticos serão recalcados para três estações de tratamento de esgoto, sendo elas: ETE Grande Vitória, ETE Camburi e ETE Mulembá. Na Tabela 15 são descritos os nomes dos bairros e a ETE para onde seus efluentes domésticos serão recalcados.

No município de Serra, os efluentes serão recalcados até a ETE André Carloni e a ETE Jardim Carapina. Os efluentes dessas ETE são lançados no canal afluente à Baía de Vitória.

No município de Vila Velha, os efluentes drenados para o Canal da Costa, situado no município de Vila Velha, serão recalcados para a ETE Araçás, a qual lança seus efluentes em um córrego tributário do rio Jucu. Portanto, de acordo com o Projeto Águas Limpas, nenhum bairro componente da bacia do canal da Costa terá seus efluentes lançados na Baía de Vitória. Os demais bairros também terão parte do efluente doméstico recalcado para a ETE Araçás, diminuindo significativamente a carga orgânica aportada pelo rio Aribiri para a Baía de Vitória.

Para os municípios de Viana e Cariacica, grande parte dos efluentes que chegam à bacia do rio Itanguá, Marinho, e Bubu serão tratados pelas ETE Campo Verde e Bandeirante.

A Tabela 31 mostra os valores de carga orgânica que cada fonte de aporte pontual passa a ter na Baía de Vitória considerando um tratamento de lodo ativado muito eficiente para remoção de matéria orgânica e nutriente. Segundo Chernicharo (2001), esse sistema eficiente possui uma capacidade de remoção de 90% de DBO, amônia e fósforo. Considerando um sistema convencional de tratamento a eficiência de remoção de DBO seria a mesma, porém para os nutrientes seriam distintas. A eficiência para nitrogênio amoniacal seria 75%, e 40% para fósforo (CHERNICHARO, 2001). Com a eficiência de tratamento convencional os valores de aporte de nutrientes passam a ter os valores mostrados na Tabela 32. Nas tabelas

31 e 32 o termo “reduzido” representam respectivamente os valores obtidos com tratamento eficiente e convencional; e o termo “atual” representa se refere ao aporte ajustado total possível de se chegar na Baía de Vitória, cujos os valores estão mostrados na tabela 24.

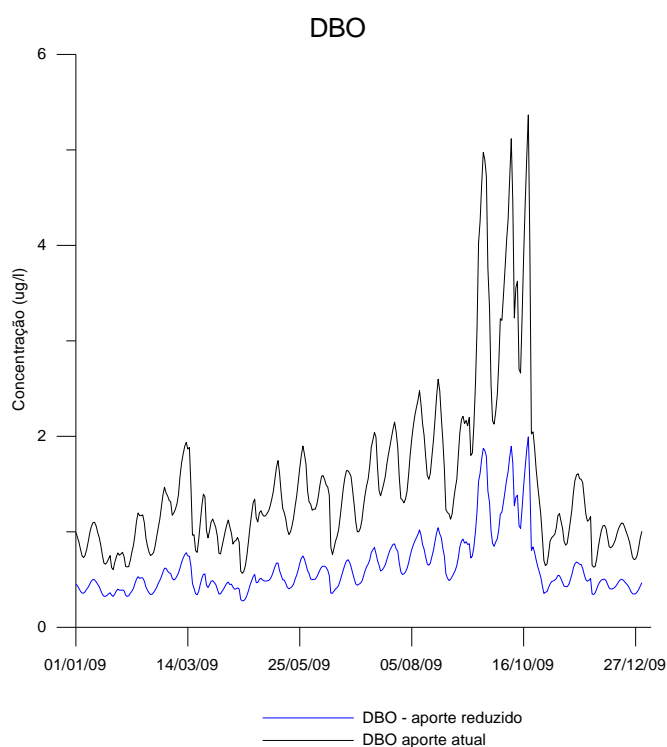
**Tabela 31** – Carga de DBO e nutrientes do aporte atual e reduzido, considerando um sistema bem eficiente de tratamento, de cada ponto de lançamento, após a implementação do Projeto Águas Limpas.

Bacias de Drenagem	DBO - Reduzido (kg/d)	DBO – atual (kg/d)	Fósforo - reduzido (kg/d)	Fósforo – atual (kg/d)	N – Amoniacal - reduzido (kg/d)	N – Amoniacal – atual (kg/d)
1 – ETE Grande Vitória	158,5	370,3	2,9	6,7	13,2	30,8
2 – Canal Afluente à Baía de Vitória	105,7	246,9	1,9	4,4	8,8	20,5
3 – Canal dos Escravos	178,9	417,9	3,3	7,7	14,9	34,8
4 – Rio Bubu	2199,8	5139,3	26,7	62,3	183,2	428
5 – Rio Itanguá	1239,3	2895,3	15	35	103,2	241,1
6 - Rio Marinho	3025	7067	42,5	99,2	252	588,7
7 – Rio Aribiri	4146,8	9688	76,6	178,9	345,4	806,9
<b>Total</b>	<b>11054</b>	<b>25825</b>	<b>169</b>	<b>480</b>	<b>920,9</b>	<b>2152</b>

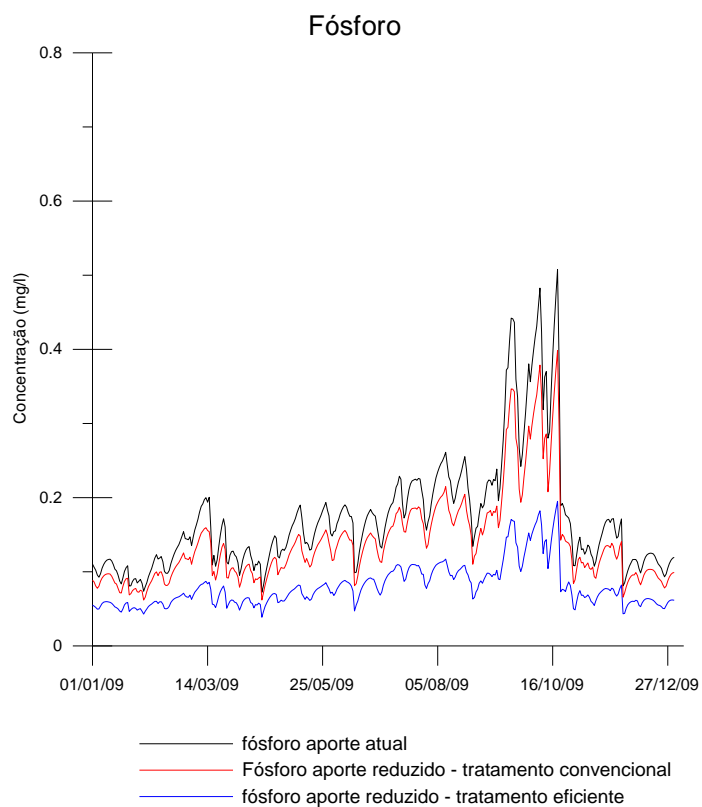
**Tabela 32** - Carga de DBO e nutrientes do aporte atual e reduzido, considerando um sistema convencional de tratamento, de cada ponto de lançamento, após a implementação do Projeto Águas Limpas.

Bacias de Drenagem	DBO - Reduzido (kg/d)	DBO – atual (kg/d)	Fósforo - reduzido (kg/d)	Fósforo – atual (kg/d)	N – Amoniacal - reduzido (kg/d)	N – Amoniacal – atual (kg/d)
1 – ETE Grande Vitória	158,5	370,3	14,6	6,7	32,7	30,8
2 – Canal Afluente à Baía de Vitória	105,7	246,9	9,7	4,4	21,8	20,5
3 – Canal dos Escravos	178,9	417,9	16,5	7,7	36,9	34,8
4 – Rio Bubu	2199,8	5139,3	65,6	62,3	184,9	428
5 – Rio Itanguá	1239,3	2895,3	36,9	35	104,1	241,1
6 - Rio Marinho	3025	7067	147,1	99,2	365,8	588,7
7 – Rio Aribiri	4146,8	9688	107,2	178,9	394,3	806,9
<b>Total</b>	<b>11054</b>	<b>25825</b>	<b>397,8</b>	<b>480</b>	<b>1140,8</b>	<b>2152</b>

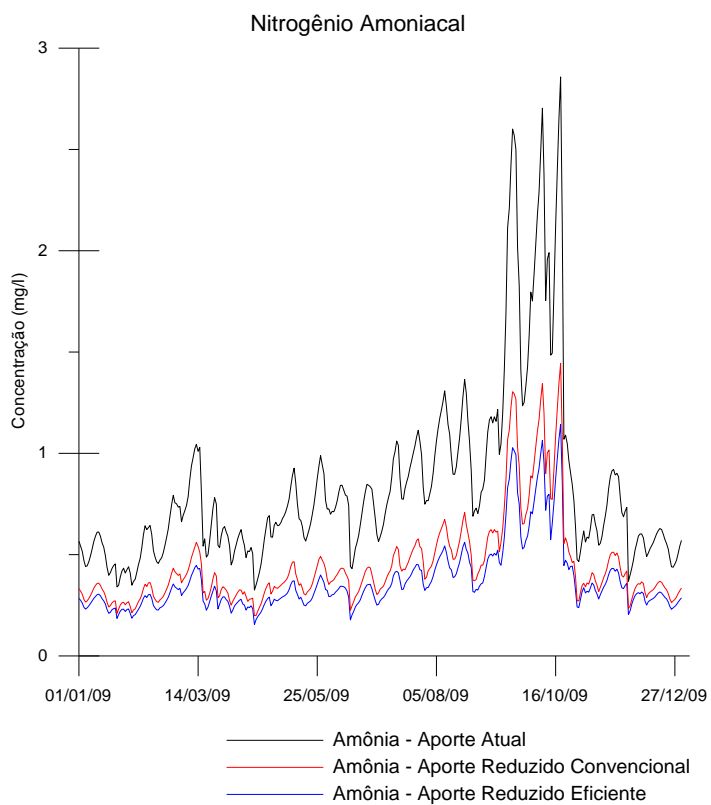
Com esses dados de entrada foram realizadas as simulações, e os resultados estão mostrados nas Figuras 31 a 37 e Tabela 33 abaixo. O “aporte atual” nos resultados se refere ao aporte ajustado total possível de se chegar na Baía de Vitória, cujos os valores estão mostrados na tabela 24. O “aporte reduzido – tratamento convencional” se refere aos valores de aporte considerando um tratamento de lodo ativado convencional; e o “aporte reduzido – tratamento eficiente” se refere aos valores de aporte considerando um tratamento por lodo ativado mais eficiente.



**Figura 31** - Concentração de DBO com o aporte urbano atual e reduzido

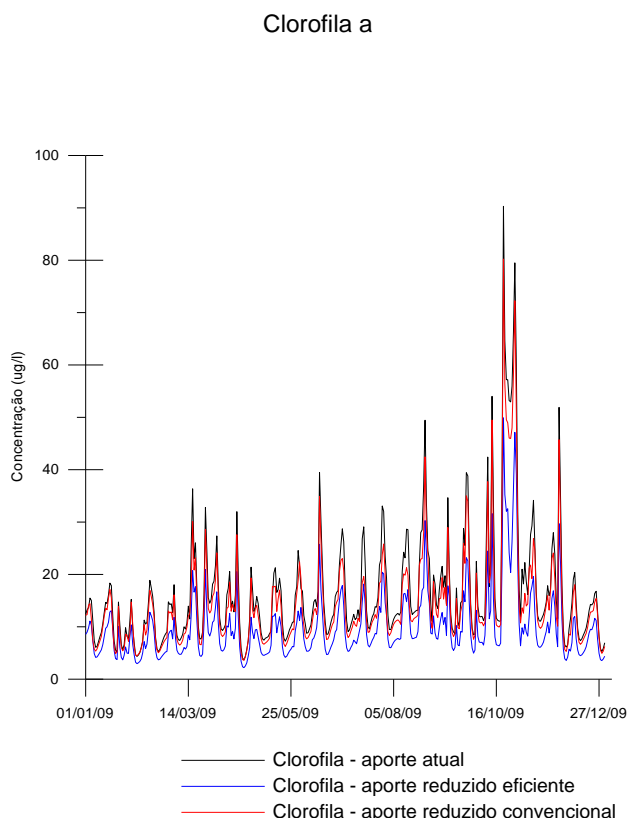


**Figura 32 - Concentração de fósforo com o aporte urbano atual e reduzido**



**Figura 33 - Concentração de nitrogênio amoniacal com aporte urbano atual e reduzido**





**Figura 34** - Concentração de clorofila a com aporte urbano atual e reduzido

**Tabela 33** - Diferenças das simulações com aporte normal e reduzido para as quatro variáveis analisadas

Variável	Diferença média entre as simulações - aporte atual e reduzido mais eficiente (%)	Diferença média entre as simulações - aporte atual e reduzido convencional(%)	Diferença média entre as simulações - reduzido convencional e reduzido mais eficiente(%)
Fósforo	109,4	21,7	41,4
Nit. Amoniacal	120,6	83,2	16,7
DBO	132,2	132,2	0
Clorofila a	65,4	13,8	30,7

Observando a tabela 31 verifica-se que com o tratamento de efluentes proposto pelo Projeto Águas Limpas, será evitado de ser lançado na Baía de Vitória uma carga de 14771 quilogramas/dia de DBO, 311 quilogramas/dia de fósforo, e 1230 quilogramas/dia de Nitrogênio Amoniacal, considerando uma boa eficiência para remoção de nutrientes. Pela Tabela 32 observa-se que considerando uma eficiência

convencional de tratamento, remoção de fósforo passa a ser de 85 quilogramas/dia, e de nitrogênio amoniacal 1011 quilogramas/dia.

Na Tabela 33 observa-se que foram gerados resultados com diferenças significativas entre as simulações, principalmente entre a simulação com aporte atual e com aporte reduzido considerando boa eficiência. Nesse caso os valores da diferença chegaram a uma média máxima de 132,2% para a DBO e um mínimo de 65,4% para a clorofila *a*. Apesar das diferenças serem grandes, comparando com a Tabela 30, percebe-se que as diferenças sem nenhum aporte urbano de DBO e nutrientes são bem maiores, chegando a um máximo de 3608% para a DBO. Ainda comparando os resultados, as diferenças médias da Tabela 32 estão de acordo com as diferenças médias apresentadas pela Tabela 30 e pelos resultados das análises de sensibilidade, com a clorofila *a* com a menor diferença média, seguido do fósforo total, nitrogênio amoniacal e DBO. A DBO é, portanto a variável que apresentará maior diminuição de concentração com a redução dos aportes orgânicos pontuais urbanos.

Para o nitrogênio amoniacal, as diferenças entre a simulação com aporte atual e com os dois tipos de tratamentos citados foram maiores em relação à variável fósforo total, conforme observa-se na Tabela 33. Através da diferença entre o aporte atual e o aporte com tratamento convencional é que se observam as maiores diferenças nos resultados das variáveis analisadas, com uma diferença de 83,3% para o nitrogênio amoniacal, e 21,7% para o fósforo total. Tal fato se deve a eficiência do tratamento convencional citado por Chernicharo (2001), onde ao passo que 75% do nitrogênio amoniacal é removido, apenas 40% do fósforo é retirado. Pela tabela também verifica-se que as diferenças médias entre os dois tipos de tratamento é de 16,7% para o Nitrogênio Amoniacal, e 41,4% para o fósforo, o que corrobora com o argumento discutido da baixa eficiência do tratamento convencional em relação a essa variável.

Considerando a resolução CONAMA 357/05, para o nitrogênio amoniacal, com aporte atual, são 355 dias de concentração acima da estipulada para esse tipo de corpo hídrico, que é de 0,4 mg/l para as classes 1,2 ou 3. Com o tratamento

convencional o número de dias acima do valor passa a ser de 162 dias, e com o tratamento com maior eficiência fica 97 dias acima.

Em relação ao fósforo total, o seu limite pela legislação CONAMA é de 0,124 mg/l, e com o aporte atual, essa variável fica 244 dias acima desse limite. Com o tratamento convencional ele fica 182 dias, e com o tratamento com boa eficiência, ele fica 24 dias acima.

Foram obtidos valores médios de concentração da simulação de fósforo total e nitrogênio amoniacal de 0,079 mg/l e 0,37 mg/l ao longo do ano de 2009 e início de 2010 para o método mais eficiente de tratamento. Segundo McLusky & Elliot (2004), valores a partir de 0,06 mg/l para fósforo total e de 0,3 mg/l já podem ser propícios a formação de ambientes eutrofizados em estuários, e portanto os valores médios encontrados na simulação se encaixam nessa situação, A eutrofização estimula a proliferação de algas, e a sua conseqüente decomposição gera consumo de oxigênio, declinando com isso a sua concentração, podendo então gerar mortandade de organismos como peixes. Ocorre uma perda em diversidade de espécies e aumento da abundância de poucas espécies, modificando com isso a estrutura do ecossistema estuarino (MCLUSKY & ELLIOT, 2004). Outro aspecto importante de ser abordado, é que tais níveis de concentração, além de estimular a formação da eutrofização, propiciam a inibição do desenvolvimento de espécies zooplânctônicas, nectônicas, e bentônicas. Assim como a baixa concentração desses nutrientes é um fator limitante para o desenvolvimento dos níveis tróficos mais baixos, o excesso também é um fator limitante, principalmente a partir do nível trófico secundário, já que de acordo com Nielsen et. al (2004) gera como consequência, principalmente, uma redução do tempo do ciclo de vida desses organismos.

Como resultado da elevada concentração de nutrientes, mesmo com a grande remoção pelos tratamentos, a clorofila *a* apresentou as menores diferenças médias dos tratamentos com relação ao aporte atual, com valores de 65,4% para o tratamento mais eficiente e 13,8% para o convencional. Com isso, mesmo com a redução na concentração de nutrientes no corpo hídrico, ainda não é suficiente para

inibir significativamente o desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos e assim diminuir a concentração da clorofila *a*.

## 7. CONCLUSÕES

O levantamento bibliográfico, referente a informações de aspectos ecológicos publicados em trabalhos científicos já realizados na Baía de Vitória, resultou em uma sistematização de dados para utilização no modelo EPA-Aquatox que poderá ser utilizado como base para trabalhos futuros na área de modelagem ecológica e interpretação ambiental desse ambiente. Uma dificuldade encontrada nessa sistematização foi a conversão de unidades de concentração amplamente usada na literatura para unidades que o modelo exige para dados de entrada, pouco utilizados em trabalhos acadêmicos.

Como principais limitações, o modelo não possui um módulo hidrodinâmico e resolução espacial horizontal, gerando, com isso, respostas que representam dados médios do ambiente. Devido à simplificação hidrodinâmica, foi utilizado um dado fixo de estratificação salina, que não corresponde à Baía de Vitória, mas que gerou um tempo de residência dos constituintes mais coerente. Pela análise da estabilização do modelo, foi observado um tempo de simulação de cerca de 3 meses para gerar resultados estáveis.

A análise de sensibilidade feita utilizando o modelo demonstrou que todas as variáveis de entrada que apresentaram significativa sensibilidade, foram obtidas através de estudos com dados consistentes e com série histórica de entrada quando necessário. A exceção foi a variável sólidos suspensos totais, na qual foi adotado um valor médio, quando o ideal seria o uso de uma série histórica devido sua importância para a clorofila *a*.

Durante o processo de calibração, foi encontrada a melhor concordância entre os dados simulados e observados das variáveis de saída avaliadas, com um aporte de 55% do valor estimado por Moraes (2008) do aporte urbano de nutrientes e DBO que pode chegar a Baía de Vitória. Valor abaixo do estimado por Moraes (2008) era esperado, e pode-se considerar que é o valor do aporte urbano que interfere na porção média e interna da Baía de Vitória. O melhor resultado, entre os dados simulados e observados, foi obtido para as variáveis de saída fósforo total, e para

nitrogênio amoniacal, clorofila *a*, e DBO foram obtidos resultados dentro das faixas de valores observados em campo e citados pela literatura. Os valores de nitrato ficaram muito acima dos observados em trabalhos publicados, o que pode ser atribuído a uma limitação do modelo em simular as etapas do ciclo do nitrogênio.

Com as simulações dos cenários propostos, verificou-se a real importância do aporte urbano de DBO e nutrientes sobre a qualidade de água da Baía de Vitória. Em relação ao aporte fluvial, o aporte urbano desses constituintes é muito mais significativo e, como consequência, em períodos de maior vazão fluvial, ocorre diminuição da concentração destes no estuário. O inverso ocorre em períodos de menor vazão fluvial. No cenário onde foi eliminado o aporte urbano, ocorreu diminuição significativa para DBO, nutrientes analisados, e clorofila *a*. Essas variáveis de saída permaneceram abaixo dos limites da resolução CONAMA 357/05 para as classes de uso 1, 2, e 3 nesse cenário. Para o cenário com aportes urbanos baseados em projeções do Projeto Águas Limpas, verificou-se significativa melhora também para essas variáveis, entretanto as concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal ainda ficam acima do limite da resolução CONAMA 357 em algumas ocasiões, e atingem concentrações médias ao longo do ano propícia a eutrofização e inibição do desenvolvimento de organismos estuarinos. Em todos os cenários, a DBO foi o que apresentou maior redução.

Para o propósito de avaliação de respostas ecológicas com relação a cenários prognósticos de fatores ambientais externos, na qual a importância dos dados gerados se dá através da observação de faixa de valores e tendências, sem a preocupação com exatidão pontual nos resultados, pode-se afirmar que, tomando como base os dados observados em campo e os valores citados na literatura, que o modelo gerou respostas adequadas para fósforo total, nitrogênio amoniacal, DBO, e clorofila *a*. Tendo em vista as limitações do modelo, os objetivos do seu uso devem ser sempre o estudo de estuários de uma forma mais abrangente.

## 8. RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Como sugestões para trabalhos futuros para modelagem ecológica utilizando o modelo EPA-Aquatox recomenda-se:

- Utilizar uma boa base de dados de sólidos suspensos totais já que demonstrou ter significativa importância principalmente para os resultados simulados de clorofila *a*.
- Utilizar um maior número de dados de nutrientes e clorofila *a* obtidos em campo para realizar uma melhor calibração do modelo;
- Estudar os parâmetros biológicos dos organismos para utilizá-los no modelo, e também para melhor modificar as interações da matriz trófica, gerando com isso uma calibração mais precisa de acordo com o ambiente em estudo;
- Estudar a concentração de organismos nectônicos na Baía de Vitória, pois observou-se a carência desse dado em trabalhos publicados;
- Estudar respostas ecológicas ao nível de organismos específicos. Para isso são necessários dados de monitoramento da concentração dos organismos ao longo do ano, para o devido ajuste entre os dados simulados e observados;
- Simular cenários de risco ambiental envolvendo compostos químicos orgânicos sintéticos, como os PCB, e DDT (agrotóxico). O modelo permite a inserção de diversos desses compostos, e a avaliação da sua bioacumulação na cadeia trófica. A análise da concentração em organismos filtradores como mexilhões é aconselhável para calibração do modelo.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – **American Publication Health Association, Standard for the Examination of water and waterwater.** Greenberg, A.; Clesceri, L. & Eaton A.: USA. 2005

BALTOKOSKI, V., TAVARES, M., MACHADO, R. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos rios Conrado e Pinheiro – Pato Branco (PR). **Revista brasileira de Ciências do Solo**, 34:253-261,2010.

BARROS FILHO, G. **Identificação dos Processos Físicos na Hidrodinâmica das Águas do Entorno da Ilha de Vitória – ES.** Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2002.

BARROSO, G., NETO, R. (em desenvolvimento). **Avaliação Ambiental Integrada de Ambientes Estuarinos:** Estudo de Caso do Sistema Estuarino de Vitória (Espírito Santo). Projeto de Pesquisa. Fundo de Apoio à Ciência e Tecnologia – FACITEC/Conselho Municipal de Ciência e Tecnologia de Vitória – CMCT. Edital 2008.

BRANCO-LUNARDON, M.; BRANCO, J.; VERANI, J. **Relações tróficas entre macroinvertebrados e peixes, na Armação do Itapocoroy, Penha SC.** Disponível em <<http://www.avesmarinhas.com.br/rela%e7%f5es%20tr%3ficas.pdf>>. Acesson em 12 de Agosto de 2010.

BRASIL. **Resolução Conama n 357** de 17 de março de 2005.

BORGES, F. **Análise da distribuição sedimentar da matéria orgânica e fósforo total na porção noroeste da Baía de Vitória, ES.** Monografia de graduação em oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

BRAVO DE LA PARRA, R., POGGIALE, J. Theoretical ecology and mathematical modelling: problems and methods. **Ecological Modelling**. 188, 1–2. 2005.



CASTRO, M. **Análise da influência das águas do canal da passagem sobre o padrão de escoamento na Baía de do Espírito Santo**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

CEPEMAR. **Relatório consolidado das 4 campanhas relativas ao monitoramento do canal da Baía de Vitória**. Vitória, RT 021/09., 2009.

CHACALTANA, T. **Mapeamento de áreas de sensibilidade ambiental ao derrame de óleo na Baía de Vitória, ES**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007

CHAGAS, L.; FONSECA, F.; JOYEUX, J. C. Estrutura da comunidade de peixes do estuário da Baía de Vitória-ES. **Anais do VI Simpósio de ecossistemas brasileiros: patrimônio ameaçado**. Publ. ACIESP, v. 110, 2004.

CHAGAS, L.; FONSECA, F.; JOYEUX, J. Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. **Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom**, n. 86, p. 861-875, 2006.

CHERNICHARO, C. (Coordenador). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. PROSAB. Belo Horizonte. 2001.

COMPANHIA ESPIRITO SANTENSE DE SANEAMENTO (CESAN). Projeto Águas Limpas. Disponível em: < <http://www.cesan.com.br/page.php?142>>. Acesso em 14 de Maio de 2010.

DALRYMPLE, R. W. Estuarine facies models; conceptual basis and stratigraphic implications. **Journal of Sedimentary Petrology**, 62, 1130-1146. 1992.

DIAS, M. **Distribuição de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo de uma secção transversal do manguezal no estuário da baía de Vitória**. Monografia de graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

ESTEVEES, F. **Fundamentos de Limnologia**. São Paulo: Interciência, 1998. 601p.

FONSECA, F. **Distribuição espacial e temporal da ictiofauna da baía de Vitória, ES**. Monografia de graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

FONSECA, F. **Análise da Viabilidade da Utilização de Informações a Respeito da Comunidade de Peixes e de Variáveis Ambientais no Monitoramento da Qualidade da Água em Canais de Manguezal da Baía de Vitória**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

FEMAR. **Estação Maregráfica Brasileira**. Disponível em <<http://www.fundacaofemar.org.br/biblioteca/emb/tabelas/163.html>>. Acesso em 10 de mai. 2010..

FRAGOSO JR, C. **Simulações da Dinâmica de Fitoplâncton no Sistema Hidrológico do Taim (RS)**. Dissertação de mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

FRAGOSO JR, C.; FERREIRA, T.; MARQUES, D. **Modelagem Ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

FIDELMAN, P.I. Impactos causados por tensesores de origem antrópica no sistema estuarino do rio Santana, Ilhéus, Bahia. **Anais da XII Semana Nacional de Oceanografia**. Rio de Janeiro – RJ. 405-407, 1999.

GERTSEV, V. Classification of mathematical models in ecology. **Ecological Modelling**. 178, p. 329-334. 2004.

GLASER, D., CONNOLLY, J. Uncertainty in bioaccumulation modeling. **Toxic Substances in Water Environments: Assessment and control**. 19, p.123-128. 1995.

GOLDEN SOFTWARE INC. **Surfer**. Versão 8. Colorado, 2002.

HABITEC Engenharia Sanitária e Ambiental Ltda. **Diagnóstico do Plano Diretor das Bacias dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu**. Relatório Diagnóstico – Vol. 1, 2 e 3, disponível em Consórcio Rio Santa Maria e Jucu, Vitória, 1997.

HAWKINS, T. **Critical Evaluation of the Aquatox Model**. Carnegie Mellon University, 2005. Disponível em [http://www.ce.cmu.edu/~trh/Professional/Research/Hawkins\\_CriticalEvaluationOfTheAquatoxModel.pdf](http://www.ce.cmu.edu/~trh/Professional/Research/Hawkins_CriticalEvaluationOfTheAquatoxModel.pdf). Acesso em 21 nov. 2009.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). Bacia Hidrográfica de Santa Maria de Vitoria. Disponível em: <<http://www.meioambiente.es.gov.br/default.asp>>. Acesso em: 15 ago. 2010.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). **Monitoramento de Águas Interiores no Espírito Santo – 2009**. Subgerência de Análises e Parâmetros Ambientais. Vitória, 2009.

JESUS, H.; COSTA, E.; MENDONÇA, A.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n.3, p. 378-386, 2004.

JOYEUX, J.; PEREIRA, B.; ALMEIDA, H. The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. **Journal of Plankton Research**, v. 26, n. 11, p. 1277-1287, 2004.

JORGENSEN, S. Overview of the model types available for development of ecological models. **Ecological Modelling**. 215. 2008.

JORGENSEN, S.; BENDORICCHIO, G. **Fundamentals of Ecological Modelling**. Amsterdam: Elsevier, 2001.

KOELMANS, A.; VAN DER HEIJDE, A.; KNIJFF, L. Integrated modelling of Eutrophication and organic contaminant fate & effects in Aquatic Ecosystems: A Review. **Water Research**. Vol 35. 2001.

LUCAS, P. **Influência de uma estação de tratamento de esgoto sobre um sub-sistema estuarino: comunidade fitoplânctonica e nutrientes**. Dissertação de mestrado em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Norte Fluminense, Campos de Goytacazes –RJ, 2002.

MACIEL FILHO, C. **Introdução à Geologia de engenharia**. 2 ed. Santa Maria: Editora da UFSM. 1997.

MCLUSKY, D.; ELLIOTT, M. **The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management**. Oxford: Oxford University Press, 2004.

MILLER, R.; McPHERSON, B. Estimating Estuarine Flushing and Residence Times in Charlotte Harbor, Florida, via Salt Balance and a Box Model. **Limnology and Oceanography**. 36(3), 602-6012, 1991.

MIRANDA, L. M.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo: Edusp, 2002.

MORAES, A. **Contribuição para gestão ambiental da zona costeira do Brasil**. São Paulo: Edusp, 1999.

MORAIS, A. **Estimativa de Cargas Poluidoras na Baía de Vitória com Uso de Sistemas de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

MOTA, S. **Introdução À engenharia ambiental**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES,2003.

NALESSO, R.; JOYEUX, J.; QUINTANA, C. Soft-Bottom Macrobenthic Communities of the Vitoria Bay Estuarine System, South-Eastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, **53**: 23-38, 2005.

NIELSEN, S.; BANTA,G.; PEDERSEN, M. **Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers**. Volume 2. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2004.

NIENCHESKI, L.; WINDOM, H. **Nutrient** flux and Budget in Patos Lagoon Estuary. *Science of the Total Environment*, 53-60, 1994.

OLIVEIRA, R. **Avaliação da Qualidade de Água da Baía do Espírito Santo no período de 2000 a 2005**. Monografia de Graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitoria, 2006.

PARK, R., CLOUGH, J. Aquatox. Versão 3.1 Beta. EPA, Atlanta, 2010.

PARK, R., CLOUGH, J., WELLMAN, M. Aquatox: Modelling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* 213, p. 1 – 15. 2008.

PARK, R., CLOUGH, J. AQUATOX (RELEASE 3): Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems. Volume 3: Technical Documentation. U.S Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.

PASINI, R. **Aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) ao Sistema estuarino da Baía de Vitória**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

PEREIRA FILHO J., SCHETTINI, C.; RORIG, L. Intratidal variation and net transport of Dissolved Inorganic Nutrients, POC and Chlorophyll a in the Camboriu River Estuary, Brazil. **Estuarine and, Coastal and shelf Science**., 53- 249-257, 2001.

PERILLO,G. M. **Definition and Geomorfologic Classification of Estuaries**. Berlin: Springer-Verlag, 17-49. 1995.

PRATES, J., ZAICOVSKI, M., GUETTER, A. **Inventário de Energia Solar no Paraná.** Disponível em: <<http://www.cbmet.com/cbm-files/11-5a265ef06586a8756837248033b062c7.pdf>>. Acesso em 21 de mai. 2010.

RICHARDSON, K; JORGENSEN, B. **Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems.** Washington DC: American Geophysical Union, 1996.

RIGO, D. **Análise do Escoamento em Regiões Estuarinas com Manguezais - Medições e Modelagem na Baía de Vitória, ES.** Tese de doutorado em Engenharia Oceânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

RIGO, D.; SARMENTO, R.; GUIMARÃES, M. **Determinação do tombo de maré para o canal da passagem.** Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 1993.

SALTELLI, A. **Sensitivity Analysis for Importance Assessment.** Disponível em:<http://www.ce.ncsu.edu/risk/pdf/saltelli.pdf>. Acesso em 15 de Ago., 2010.

SANTI, L.; TAVARES, M. Polichaete Assemblage of an Impacted Estuary, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57: 287-307, 2009.

SCHEFFER M., BAVECO, J., VAN NES, E. Super-individuals a simple solution for modeling large populations on an individual basis. **Ecological Modelling** 80, p.161-170. 1999.

SENDACZ, S.; CALEFFI, S.; SANTOS-SOARES, J. Zooplankton biomass of reservoirs in different trophic conditions in the state of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 66: 337-350, 2006.

SERGIPENSE, S.; CARAMASCHI, E.; SAZIMA, I. Morphology and feeding habits of two engraulid fish (Teleostei, Clupeiformes) in the Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Oceanography**, 47(2):173-188,1999.

STERZA, J.; FERNANDES, L. Zooplankton community of the Vitoria Bay estuarine system: Characterization during a three-year study. **Brazilian Journal of Oceanography**, 54: 95-105, 2006.

TOMAZ, P. **Poluição Difusa**. São Paulo: Editora Navegar, 450 p.

TUCCI, C.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETO, O. M. **Gestão da água no Brasil**. Brasília, DF: UNESCO. 190p. 2001

TRANSMAR CONSULTORIA LTDA. **Estudos de Impactos Ambientais – EIA da construção da base de apoio Nova Holanda**. Vitória, 2001.

USEPA. **National Center for Environmental Assessment. Ecological Risk Assessment**. Disponível em: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/ecologic.cfm>. Acesso em: 02 dezembro 2009.

VERONEZ, P. **Ecofácies e faciologia dos sedimentos de fundo da Baía de Vitória – ES**. Dissertação de mestrado em Oceanografia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Volume 1: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

WOLANSKI, E. **Estuarine Ecohydrology**. Amsterdam: Elsevier, 2007.

## ANEXO A – Tabelas de Sensibilidade Completas

### Lista de sensibilidade completa – Clorofila a

Variável de Entrada	Sensibilidade (%)
Salinidade superficial	272
Vazão Fluvial	73,1
Aporte pontual de Fósforo	65,6
Aporte de Sólidos Suspenso Totais	45,8
Volume inicial de água	43,7
Concentração inicial: <i>anchoa</i>	7,92
Concentração inicial: mexilhão	7,46
Concentração inicial: Nitrogênio Amoniacal	7,29
Concentração inicial: Poliqueto	7,14
Aporte Pontual de Matéria Orgânica	6,74
Incidência Luminosa	6,7
Condição inicial: crustáceos	6,47
Aporte fluvial de Fósforo	6,07
Aporte Pontual de nitrogênio Amoniacal	5,75
Temperatura	5,7
Concentração inicial: Peixe “Arius”	5,62
Concentração inicial: Algas verdes	5,6
Aporte Fluvial de Matéria Orgânica	5,58
Concentração inicial: Dinoflagelado marinho	5,54
Concentração inicial: Arcatia	5,34
Concentração inicial: Copepodo	5,11
Concentração inicial: Sólidos suspensos totais	4,95
Concentração inicial: Oxigênio Dissolvido	4,04
Aporte Marino de CO2	4,01
Concentração inicial: Ostras	3,9
Concentração inicial: Peixe “Cynoscion”	3,77
Concentração inicial: Nitrato	3,72
Concentração inicial: Peixe “micropogonias”	3,64
Aporte pontual de nitrogênio amoniacal	3,49
Velocidade do vento	3,35
Aporte fluvial de Nitrato	3,22
Concentração inicial: Peixe “mugil”	2,99
Concentração inicial: Diatomácea marinha	2,77
Concentração inicial: CO2	2,76
Aporte constante de PH	2,54
Concentração inicial: Algas Azuis	2,34
Aporte constante de oxigênio	1,71
Concentração inicial: DBO	1,7
Concentração inicial: matéria orgânica do sedimento	1,59
Aporte constante de Diatomácia marinha	0,00195
Aporte constante de dinoflagelado	0,00191
Aporte constante de algas verdes	0,00182
Aporte constante de algas azuis	0,00182
Concentração inicial: PH	0
Condição inicial: temperatura	0
Condição inicial: Intensidade luminosa	0
Condição inicial: velocidade do vento	0



## Lista de sensibilidade completa – Fósforo Total

Variável de Entrada	Sensibilidade (%)
Salinidade superficial	90,9
Vazão Fluvial	86,5
Aporte pontual de Fósforo	76,1
Volume de água inicial	42,1
Aporte de Sólidos Suspensos Totais	4,8
Aporte Fluvial de Fósforo	3,7
Aporte Fluvial de Matéria Orgânica	3,38
PH	2,67
Concentração inicial: Peixe " <i>Cynoscion</i> "	2,57
Concentração inicial: Copépodo	2,54
Concentração inicial: Nitrato	2,35
Concentração inicial: Peixe " <i>mugil</i> "	2,27
Aporte pontual de nitrogênio amoniacal	2,25
Concentração inicial: Diatomácea marinha	2,24
Concentração inicial: Gastropoda	2,23
Condição inicial de volume de água	2,16
Aporte pontual de matéria orgânica	2,1
Concentração inicial: mexilhão	2
Aporte marinho de CO2	1,97
Concentração inicial: oxigênio	1,96
Concentração inicial: nitrogênio amoniacal	1,95
Velocidade do vento	1,8
Aporte fluvial de nitrato	1,77
Concentração inicial: Poliqueto	1,56
Concentração inicial: Peixe " <i>Arius</i> "	1,55
Concentração inicial: ostras	1,53
Concentração inicial: algas azuis	1,5
Concentração inicial: CO2	1,4
Aporte marinho de oxigênio	1,33
Concentração inicial: Peixe " <i>micropogonias</i> "	1,3
Concentração inicial: Peixe " <i>anchoa</i> "	1,3
Concentração inicial: Arcatia	1,27
Concentração inicial: Dinoflagelado marinho	1,22
Concentração inicial: DBO	1,21
Aporte fluvial de nitrogênio amoniacal	1,21
Concentração inicial: crustáceos	1,17
Intensidade luminosa	0,857
Concentração inicial: sólidos suspensos totais	0,6127
Concentração inicial: matéria orgânica do sedimento	0,409
Concentração inicial: algas verdes	0,27
Aporte constante de diatomácea marinha	0,002
Aporte constante de dinoflagelado	0,00193
Aporte constante de algas verdes	0,00191
Aporte constante de algas azuis	0,00191
Concentração inicial: fósforo total	0
Condição inicial: ph	0
Condição inicial: luz	0
Condição inicial: vento	0
Condição inicial: temperatura	0

## Lista de sensibilidade completa – Nitrogênio amoniacal

Variável de Entrada	Sensibilidade (%)
Vazão Fluvial	85,4
Aporte pontual de Nitrogênio Amoniacal	81,5
Salinidade	64,6
PH	55,3
Volume de água inicial	53
Aporte pontual de Fósforo Total	7,1
Aporte Fluvial de Nitrogênio Amoniacal	4,57
Concentração inicial: <i>Cynoscion</i>	3,96
Concentração inicial: Copépodos	3,68
Concentração inicial: gastrópodos	3,6
Concentração inicial: mexilhões	3,45
Concentração inicial: Peixe “mugil”	3,44
Aporte fluvial de matéria orgânica	3,14
Concentração inicial: nitrato	3,09
Concentração inicial: Poliqueto	3,07
Concentração inicial: Peixe “Arius”	3,03
Concentração inicial: Peixe “anchoa”	3,01
Concentração inicial: nitrogênio amoniacal	2,98
Concentração inicial: ostras	2,84
Concentração inicial: CO2	2,8
Concentração inicial: DBO	2,79
Concentração inicial: Diatomacea marinha	2,78
Velocidade do vento	2,71
Concentração inicial: matéria orgânica do sedimento	2,67
Aporte marinho de CO2	2,42
Concentração inicial: oxigênio	2,42
Concentração inicial: algas azuis	2,38
Aporte fluvial de nitrato	2,37
Concentração inicial: Peixe “micropogonias”	2,36
Aporte pontual de matéria orgânica	2,11
Concentração inicial: Crustáceos	2,07
Intensidade luminosa	1,76
Concentração inicial: Arcatia	1,58
Concentração inicial: Dinoflagelado	1,57
Aporte marinho de oxigênio	1,47
Aporte constante de sólidos suspensos totais	1,37
Concentração inicial: algas verdes	0,65
Aporte fluvial de fósforo	0,59
Concentração inicial: sólidos suspensos totais	0,46
Aporte constante de dinoflagelado marinho	0,00011
Aporte constante de algas verdes	0,00011
Aporte constante de algas azuis	0,00011
Aporte constante de diatomácea	0,000108
Concentração inicial: fósforo total	0
Intensidade luminosa	0
Condição inicial: ph	0
Condição inicial: temperatura	0
Condição inicial: vento	0
Condição inicial: luz	0

## Lista de sensibilidade completa – DBO

<b>Variável de Entrada</b>	<b>Sensibilidade (%)</b>
Aporte pontual de matéria orgânica	90,2
Vazão Fluvial	85,8
Volume de água inicial	66
Salinidade Superficial	48,6
Aporte Fluvial de Matéria Orgânica	8,36
Concentração inicial: <i>Cynoscion</i>	4,28
Aporte pontual de Fósforo	4,18
Concentração inicial: Copépodo	4,07
Concentração inicial: Gastrópoda	3,73
Concentração inicial: <i>mugil</i>	3,57
Aporte pontual de nitrogênio amoniacal	3,3
Concentração inicial: mexilhão	3,29
Concentração inicial: CO <sub>2</sub>	3,29
Concentração inicial: peixe “Arius”	3,23
Concentração inicial: peixe “Anchoa”	3,2
Concentração inicial: matéria orgânica no sedimento	3,12
Concentração inicial: DBO	3,15
Concentração inicial: NO <sub>3</sub>	3,11
Concentração inicial: Nitrogênio Amoniacal	3,01
Concentração inicial: poliquetos	3
Concentração inicial: Diatomácea marinha	2,97
Concentração inicial: ostras	2,94
Aporte constante de PH	2,72
Velocidade do vento	2,64
Concentração inicial: Algas Azuis	2,62
Aporte marinho de CO <sub>2</sub>	2,55
Concentração inicial: oxigênio	2,55
Aporte fluvial de Nitrato	2,45
Concentração inicial: micropogonias	2,41
Aporte constante de sólidos suspensos totais	2,08
Intensidade luminosa	2,05
Concentração inicial: crustáceos	1,94
Aporte marinho de oxigênio	1,64
Concentração inicial: Arcatia	1,64
Aporte fluvial de nitrogênio amoniacal	1,63
Concentração inicial: dinoflagelados	1,63
Aporte fluvial de fósforo	0,66
Concentração inicial: Algas verdes	0,519
Concentração inicial: sólidos suspensos totais	0,149
Aporte constante de diatomácea marinha	0,000074
Aporte constante de dinoflagelados	0,00003
Aporte constante de algas verdes	0,000015
Aporte constante de algas azuis	0,000015
Concentração inicial: fósforo	0
Condição inicial: ph	0
Condição inicial: temperatura	0
Condição inicial: intensidade luminosa	0
Condição inicial: velocidade do vento	0