

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA AMBIENTAL - PROCAM**

**RENAN BRAGA RIBEIRO**

**MODELAGEM NUMÉRICA DA INFLUÊNCIA DAS FONTES DE NUTRIENTES  
SOBRE A VARIABILIDADE DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA NO  
SISTEMA ESTUARINO DE SANTOS-SÃO VICENTE**

**São Paulo  
2012**

RENAN BRAGA RIBEIRO

MODELAGEM NUMÉRICA DA INFLUÊNCIA DAS FONTES DE NUTRIENTES  
SOBRE A VARIABILIDADE DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA NO  
SISTEMA ESTUARINO DE SANTOS-SÃO VICENTE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciência Ambiental.

Orientadora:

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sônia Maria Flores Giancesella

Co-orientador:

Prof. Dr. Joseph Harari

Versão Original

(versão original disponível na Biblioteca da Unidade que aloja o programa e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP)

São Paulo  
2012

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

#### FICHA CATALOGRÁFICA

RIBEIRO, Renan Braga

Modelagem numérica da influência das fontes de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica no sistema estuarino de Santos-São Vicente. Renan Braga Ribeiro; orientadora Sônia Maria Flores Giancesella; co-orientador Joseph Harari. – São Paulo, 2012.

179 f.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental / PROCAM da Universidade de São Paulo.

1. Modelagem Numérica    2. Fitoplâncton    3. Nutrientes  
4. Qualidade da Água    5. Eutrofização.    6. Estuário de Santos-São Vicente

**RIBEIRO, R. B. Modelagem numérica da influência das fontes de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica no sistema estuarino de Santos-São Vicente.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciência Ambiental. São Paulo, 2012.

Julgada em: \_\_\_\_\_

Banca Examinadora:

\_\_\_\_\_  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sônia Maria Flores Giancesella  
Instituição: Instituto Oceanográfico (IOUSP) /  
PROCAM - USP

\_\_\_\_\_  
Conceito

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr.  
Instituição:

\_\_\_\_\_  
Conceito

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr.  
Instituição:

\_\_\_\_\_  
Conceito



*Aos meus pais  
Rui e Marlene  
Por tudo*

## AGRADECIMENTOS

A Biól. Paula R. Aguiar, meu grade amor, por tudo. Sem sua ajuda nada disso teria se tornado realidade. Não há como agradecer com palavras.

A Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sônia M. F. Giancesella, pela orientação e principalmente pela confiança, paciência, incentivo e motivação durante todos esses anos de convivência e trabalho.

Ao Prof. Joseph Harari pela co-orientação e ensinamentos ao longo do curso de mestrado. Pela disponibilização dos dados hidrodinâmicos que muito enriqueceram esse trabalho.

A Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Monica F. do A. Porto pela participação no Comitê de Orientação, por sua compreensão e pelos valorosos ensinamentos durante suas aulas.

Ao Dr. Eduardo A. Yassuda por todos os conhecimentos transmitidos durante a realização de diversos projetos, que muito contribuíram para meu enriquecimento profissional e acadêmico.

A Dr.<sup>a</sup> Flávia M. P. Saldanha-Corrêa, sempre prestativa ajudando com os dados nos momentos mais oportunos e pelas valorosas conversas ao longo desses anos.

A toda a equipe da ASA Latin America, companheiros do dia-a-dia, pelo apoio durante o desenvolvimento do trabalho, nesse ambiente de constante aprendizado.

A Prof.<sup>a</sup> M. Sc. Alexandra F. P. Sampaio por todo apoio, incentivo e conhecimento transmitido durante os valiosos anos de trabalho no NPH.

A UNISANTA pela oportunidade e incentivo em realizar o mestrado, sendo o início da minha carreira profissional e acadêmica. Sempre serei eternamente grato.

Ao Dr. Marcos D. Mateus pela grande ajuda no início dos trabalhos do projeto ECOMANAGE com a até então desconhecida modelagem ecológica. Certamente sem sua ajuda este trabalho não se tornaria realidade.

Aos ventos por proporcionarem diversos momentos de alegria a bordo do *Leija*, *Votu* e *Chrispin II*, essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

E por último, porém não menos importante, ao meu “pequeno” amor, minha princesa, Izabela.

## RESUMO

RIBEIRO, Renan Braga. **Modelagem numérica da influência das fontes de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica no sistema estuarino de Santos-São Vicente**, 2012. 179f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental (PROCAM) Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

A contaminação das águas marinhas pelo aumento das concentrações de nutrientes de origem antrópica é um problema global com reflexos não só no meio ambiente como também na economia e na sociedade. A região da Baixada Santista representa um dos mais significativos exemplos brasileiros de degradação ambiental por poluição hídrica em regiões costeiras, seja por esgotos domésticos como de origem portuária e industrial. O presente trabalho teve por objetivo verificar a influência da variabilidade das concentrações de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente, da qualidade da água do sistema estuarino de Santos - São Vicente através da aplicação de um modelo numérico. A ferramenta selecionada foi o sistema de modelos MOHID, um sistema robusto, capaz de integrar diversos processos físicos, químicos e biológicos. Para validação do modelo ecológico foi utilizado um conjunto de dados de campo bem mais consistente do que até então havia sido utilizado em trabalhos similares na região. Os resultados indicaram que o modelo foi capaz de reproduzir as principais características do sistema, observadas por diversos autores que estudaram a região. Através desta simulação foram observadas situações de concentrações elevadas de biomassa fitoplanctônica (como clorofila-a). As concentrações de nutrientes apresentaram-se acima do estabelecido pela legislação em algumas situações. A disponibilidade de luz na coluna d'água apresentou-se como o principal fator limitante para a produção primária nesse ecossistema, principalmente nas regiões mais internas. Devido às concentrações elevadas de nutrientes o modelo apresentou o estuário como um sistema exportador de nutrientes e fitoplâncton e importador de oxigênio, indicativos de um ecossistema eutrofizado, como reportado por diversos autores ao longo das últimas três décadas. Foram observadas algumas discrepâncias entre os resultados do modelo e os dados de campo, que podem estar relacionadas a algumas características assumidas nas simulações, destacando-se a utilização de um modelo integrado na vertical e de um modelo ecológico mais simplificado. Mesmo com essas limitações e incertezas no processo, a utilização da modelagem numérica MOHID se mostrou uma ferramenta importante no auxílio a tomadas de decisão na região, apontando áreas críticas de contaminação que devem ter foco prioritário de atenção, sob a perspectiva da gestão integrada dos recursos.

Palavras-chave: Modelagem numérica, fitoplâncton, nutrientes, qualidade da água, eutrofização, estuário de Santos-São Vicente.

## ABSTRACT

RIBEIRO, Renan Braga. **Numerical modeling of the influence of nutrients sources on the phytoplankton biomass variability in the estuarine system of Santos-São Vicente**, 2012. 179f. Thesis Master's Dissertation - Graduate Program of Environmental Science, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

The marine water contamination by increasing the anthropogenic concentrations of nutrients is a global problem with consequences not only on the environment but also on the economy and society. The region of Santos represents one of the most significant Brazilian examples of environmental degradation by water pollution in coastal areas, either by domestic sewage as well as from port activities and industry. This study aimed to investigate the influence of the variability of nutrient concentrations on the variability of phytoplankton biomass and, consequently, on the water quality of the estuarine system of Santos-São Vicente by applying a numerical model. The tool selected was the MOHID system, a robust model able to integrate several physical, chemical and biological processes. To validate the ecological model a wide set of field data was used, as had not been done yet in similar studies in the area. The results indicated that the model was able to reproduce the main features of the system observed by several authors who have studied the region. This simulation showed high phytoplankton biomass (as chlorophyll-a) concentrations. The nutrients presented concentrations above the established by legislation in some occasions. The light availability in the water column was the main limiting factor for primary production in this ecosystem. Due to the high nutrient concentrations the model presented the estuarine system as a nutrient and phytoplankton exporter and oxygen importer, indicating an eutrophic condition of the ecosystem, as reported by several authors over the last three decades. Some discrepancies between the model and the field data set were found, probably related to some characteristics assumed in the simulations, as the use of a vertically integrated model and a simplified ecological model. Even with these limitations and uncertainties in the process, the use of the MOHID numerical modeling proved to be an important tool in decision-making, pointing out critical areas of contamination, that should be the priority focus of attention, under the perspective of integrated resources management.

**Keywords:** Numerical modeling, phytoplankton, nutrients, water quality, eutrophication, Santos-São Vicente estuary.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais módulos do MOHID Water (adaptado de MOHID, 2011). .....	31
Tabela 2. Constantes harmônicas para a estação localizada na Ilha da Moela. (fonte: FEMAR, 2000). .....	39
Tabela 3. Condições iniciais, impostas na fronteira aberta bem como em alguns rios da área de estudo, definidas para as simulações.....	40
Tabela 4. Vazão e carga de nitrogênio e fósforo das descargas, referentes às áreas sem tratamento de esgoto, utilizadas no modelo.....	52
Tabela 5. Valores de parâmetros físicos e numéricos utilizados nas simulações. ....	55
Tabela 6. Fluxo de massa, em toneladas por ano (ton/ano), entre as caixas de integração definidas. Valores positivos indicam o transporte de uma caixa para a outra, enquanto que valores negativos o transporte contrário. A caixa zero representa a área costeira.....	97

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Quadro conceitual de variações na distribuição da luz disponível e entradas de nutrientes entre diferentes tipos de ecossistemas com base na geomorfologia. Hipóteses sobre as quantidades relativas de sedimentos e de nutrientes, incluindo a fixação de nitrogênio, são indicadas com quantidades crescentes de ocorrência na direção das setas. (adaptado de Downing et al.,1999). ..... 20
- Figura 2. Localização da área de estudo, sistema estuarino de Santos-São Vicente e baía de Santos. .... 29
- Figura 3. Estrutura modular do MOHID Water (fonte: <http://www.mohid.com>). Nome dos módulos como denominado no modelo. .... 30
- Figura 4. Fluxo de informação entre o módulo Hidrodinâmico e os outros módulos (adaptado de MOHID, 2011). .... 32
- Figura 5. Fluxo de informação entre o módulo de Propriedades da Água e os outros módulos (adaptado de MOHID 2011). .... 34
- Figura 6. Fluxo de informação entre o módulo de Qualidade da Água e os outros módulos (adaptado de MOHID, 2011). .... 35
- Figura 7. Malha do modelo do sistema estuarino de Santos-São Vicente, com dimensão horizontal de  $0.0025^\circ$  (aproximadamente 260m). .... 37
- Figura 8. Batimetria associada à grade do modelo numérico do sistema estuarino de Santos-São Vicente. A escala de cor representa a profundidade em metros, conforme legenda. .... 38
- Figura 9. Temperatura do ar ( $^\circ\text{C}$ ) para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, dados obtidos do modelo NCEP/CFRS,  $dt = 1$  hora. .... 41
- Figura 10. Porcentagem de cobertura de nuvens para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, dados obtidos do modelo NCEP/CFRS  $dt = 1$  hora. Em branco o período sem cobertura. .... 41
- Figura 11. Pressão atmosférica (Pa) para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, dados obtidos do modelo NCEP/CFRS,  $dt = 1$  hora. .... 42
- Figura 12. Rosa dos ventos para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, a escala de cor indica a intensidade em m/s e os círculos concêntricos a porcentagem de observações. A direção segue a convenção meteorológica, ou seja, representa a direção de onde o vento vem. Dados obtidos do modelo NCEP/CFRS,  $dt = 1$  hora. .... 42
- Figura 13. Série temporal da componente U (painel superior) e da componente V (painel inferior) do vento (em m/s). Dados obtidos do modelo NCEP/CFRS ( $dt = 1$  hora), no período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005. .... 43
- Figura 14. Média mensal da umidade relativa do ar (%) para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 1997, da estação meteorológica da CODESP ( $24,9213^\circ\text{S}$  e  $46,3752^\circ\text{W}$ ). .... 44
- Figura 15. Localização dos principais rios da região utilizados no modelo. .... 45
- Figura 16. Vazão média mensal ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) dos principais rios da região. (fonte: CODESP, 2008). .... 46

Figura 17. Temperatura média mensal (°C) usada como forçante para os principais rios da região.....	47
Figura 18. Concentrações médias mensais (mg/l) de diferentes variáveis usadas como forçantes no Rio Cubatão (mais descarga da Usina Henry Borden) e Rios Moji e Piaçaguera.....	47
Figura 19. Localização de pontos de descargas de esgoto utilizadas no modelo. Descarga dos bairros e submoradias sem coleta e tratamento de esgoto (em vermelho), ETEs (cano com efluente) e emissário submarino (em amarelo).	48
Figura 20. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga do emissário submarino (dados fornecidos pela SABESP).....	49
Figura 21. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga da ETE de Cubatão (dados fornecidos pela SABESP).....	50
Figura 22. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga da ETE do Samaritá (dados fornecidos pela SABESP).....	50
Figura 23. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga da ETE do Humaitá (dados fornecidos pela SABESP).....	51
Figura 24. Localização dos pontos de coleta utilizados para validação do modelo ecológico e das estações da FEMAR, utilizadas para validação da maré e dos pontos onde foram coletados dados de corrente, utilizados para validação. ..	54
Figura 25. Localização das caixas de integração utilizadas para análise dos resultados do modelo (baseado em Mateus et al., 2008).....	57
Figura 26. Comparação entre os resultados de elevação do modelo (em vermelho) e dados das previsões harmônicas para a estação da Ilha das Palmas (em preto), período de simulação 18 dias (22 de junho a 10 de julho de 2001). .....	58
Figura 27. Comparação entre os resultados de elevação do modelo (em vermelho) e dados das previsões harmônicas para a estação da Torre Grande (em preto), período de simulação 18 dias (22 de junho a 10 de julho de 2001). .....	59
Figura 28. Comparação entre os resultados de elevação do modelo (em vermelho) e dados das previsões harmônicas para a estação da Ilha Barnabé (em preto), período de simulação 18 dias (22 de junho a 10 de julho de 2001). .....	59
Figura 29. Comparação entre os resultados de correntes obtidos com a modelagem (em vermelho) e os dados coletados (em preto) na região do Canal de Piaçaguera durante o período de 22 de junho a 10 de julho de 2001, período de simulação 18 dias. ....	60
Figura 30. Resultados do modelo para as correntes em 16 de setembro de 2005 às 11:00, escala de cores representa a intensidade em m/s.....	61
Figura 31. Resultados de velocidade e direção das correntes nas oito estações da campanha de setembro de 2005 (fonte: HARARI et al., 2008). Dados não sinóticos.....	62
Figura 32. Resultados do modelo para as correntes em 13 de março de 2006 às 15:00, escala de cores representa a intensidade em m/s.....	63
Figura 33. Resultados de velocidade e direção das correntes nas oito estações da campanha de março de 2006 (fonte: HARARI et al., 2008). Dados não sinóticos.....	64

Figura 34. Comparação entre os resultados de correntes obtidos com a modelagem (em vermelho) e os dados coletados (em preto) na região da Baía de Santos durante o período de 08 de julho a 10 de agosto de 2010, período de simulação 33 dias.....	65
Figura 35. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (circulo preto) e ECOMANAGE 01 (asterisco preto).....	67
Figura 36. Resultados do modelo para a temperatura da água em um instante de verão, escala de cores representa a temperatura em graus Celsius.....	68
Figura 37. Resultados do modelo para a temperatura da água em um instante de inverno, escala de cores representa a temperatura em graus Celsius.....	68
Figura 38. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem na região do Canal de Santos (em azul) e na região do Canal de Piaçaguera (em preto).....	70
Figura 39. Resultados do modelo para a salinidade em um instante de verão, escala de cores representa a salinidade em psu.....	70
Figura 40. Resultados do modelo para a salinidade em um instante de inverno, escala de cores representa a salinidade em psu.....	71
Figura 41. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Santos (em azul) e na região do Canal de Piaçaguera (em preto).....	72
Figura 42. Resultados do modelo para sedimentos coesivos em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l. ....	73
Figura 43. Resultados do modelo para sedimentos coesivos em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l. ....	74
Figura 44. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em azul) e na região do Canal de Piaçaguera (em preto).....	75
Figura 45. Resultados do modelo para oxigênio dissolvido em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l. ....	76
Figura 46. Resultados do modelo para oxigênio dissolvido em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l. ....	76
Figura 47. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul). ....	78
Figura 48. Resultados do modelo para amônia em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.....	79
Figura 49. Resultados do modelo para amônia em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.....	79
Figura 50. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul). ....	80



Figura 51. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul). .....	81
Figura 52. Resultados do modelo para nitrato em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.....	81
Figura 53. Resultados do modelo para nitrato em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.....	82
Figura 54. Resultados do modelo para nitrito em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.....	82
Figura 55. Resultados do modelo para nitrito em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.....	83
Figura 56. Resultados do modelo para fósforo inorgânico em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l. ....	85
Figura 57. Resultados do modelo para fósforo inorgânico em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l. ....	85
Figura 58. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul). ....	86
Figura 59. Comparação entre os resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).....	87
Figura 60. Comparação entre os resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).....	87
Figura 61. Comparação entre os resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).....	88
Figura 62. Comparação entre os resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).....	88
Figura 63. Resultados do modelo para biomassa fitoplanctônica em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mgC/l. ....	90
Figura 64. Resultados do modelo para biomassa fitoplanctônica em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mgC/l.....	91
Figura 65. Comparação entre os resultados de biomassa fitoplanctônica (mgC/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de São Vicente (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul). ....	92
Figura 66. Resultado do modelo para a caixa de integração 2 (região do Canal de Santos), a limitação por temperatura é apresentada em vermelho, por	

nutrientes em azul e por luz em preto. O valor 0 indica limitação total, enquanto que 1 indica nenhuma limitação.....	93
Figura 67. Limitação por luz como resultado do modelo para as caixas de integração 2 (Canal de Santos) e 5 (Largo da Pompeba e Rio Boturoca). Detalhe para um período de 3 dias (painel inferior). .....	94
Figura 68. Radiação solar na coluna d'água ( $W/m^2$ ) calculada pelo modelo (2D) em um instante de verão. ....	95
Figura 69. Resultado dos testes de sensibilidade para radiação solar na coluna d'água em $W/m^2$ em função da profundidade (referente à parametrização usada no presente trabalho). Comparação entre a solução analítica, e estimativas feitas com diferentes números de camadas no modelo (adaptado de Kenov et al., 2011).....	96
Figura 70. Transporte de amônia (ton/ano) entre as caixas de integração no sistema estuarino de Santos-São Vicente. ....	98
Figura 71. Transporte de oxigênio (ton/ano) entre as caixas de integração no sistema estuarino de Santos-São Vicente. ....	99
Figura 72. Transporte de fitoplâncton (ton/ano) entre as caixas de integração no sistema estuarino de Santos-São Vicente. ....	100

## LISTA DE SIGLAS

ADI	Alternate Direction Implicit
ANSI	American National Standards Institute
ASA	Applied Science Associates
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CFSR	Climate Forecast System Reanalysis
CODESP	Companhia Docas do Estado de São Paulo
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DHI	Danish Hydraulic Institute
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação
DON <sub>nr</sub>	Non Refractory Dissolved Organic Nitrogen
DON <sub>r</sub>	Refractory Dissolved Organic Nitrogen
DOP <sub>nr</sub>	Non Refractory Dissolved Organic Phosphorus
DOP <sub>r</sub>	Refractory Dissolved Organic Phosphorus
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FEMAR	Fundação de Estudos do Mar
FORTRAN	Formula Translation
GOTM	General Ocean Turbulence Model
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IST	Instituto Superior Técnico
MARETEC	Marine Environment Technology Center
MEA	Millennium Ecosystem Assessment

NCEP	National Centers for Environmental Prediction
PON	Particulate Organic Nitrogen
POP	Particulate Organic Phosphorus
PRIMAHD	Plano Regional de Identificação e Monitoramento de Áreas de Habitações Desconformes
PSU	Practical Salinity Unit
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
UHB	Usina Henry Borden
UNEP	United Nations Environmental Programme
US	United States

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	18
1.1. OBJETIVOS .....	24
1.2. JUSTIFICATIVA .....	24
2. ÁREA DE ESTUDO .....	26
3. DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE MODELOS MOHID.....	30
3.1. Módulo Hidrodinâmico .....	32
3.2. Módulo de Propriedades da Água.....	33
3.3. Módulo de Qualidade da Água .....	34
4. METODOLOGIA.....	36
4.1. Grade numérica e batimetria .....	36
4.2. Condições iniciais e de fronteira.....	38
4.3. Forçantes meteorológicas .....	40
4.4. Descarga dos rios .....	44
4.5. Descargas de esgoto.....	48
4.6. Avaliação do modelo .....	52
4.7. Períodos de simulação e considerações.....	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	58
5.1. Modelo Hidrodinâmico .....	58
5.2. Modelo Ecológico.....	66
5.2.1. Temperatura .....	66
5.2.2. Salinidade .....	69
5.2.3. Sedimentos coesivos.....	71
5.2.4. Oxigênio dissolvido .....	74
5.2.5. Nutrientes .....	77
5.2.6. Fitoplâncton.....	89
5.2.7. Transporte.....	97
5.3. Considerações gerais .....	101
6. CONCLUSÕES .....	104
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	106
APÊNDICE A - DESCRIÇÃO DO MÓDULO DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	116
A.1. Fitoplâncton.....	116
A.2. Zooplâncton.....	118
A.3. Ciclo do Nitrogênio .....	119
A.4. Ciclo do Fósforo .....	120
A.5. Ciclo do Oxigênio.....	121
APÊNDICE B – RESULTADOS DO MODELO ECOLÓGICO .....	123

B.1.	Temperatura .....	123
B.2.	Salinidade .....	128
B.3.	Sedimentos coesivos.....	132
B.4.	Oxigênio Dissolvido.....	136
B.5.	Amônia .....	141
B.6.	Nitrato.....	145
B.7.	Nitrito .....	149
B.8.	Nitrogênio orgânico dissolvido.....	154
B.9.	Nitrogênio orgânico particulado .....	158
B.10.	Fósforo inorgânico.....	162
B.11.	Fósforo orgânico dissolvido.....	167
B.12.	Fósforo orgânico particulado .....	171
B.13.	Fitoplâncton.....	175

## 1. INTRODUÇÃO

As atividades humanas produzem cerca de 120 milhões de toneladas de nitrogênio reativo a cada ano, muitos dos quais (cerca de dois terços) acabam poluindo o ar, água, solo, zonas costeiras e marinhas, e adicionando gases nocivos à atmosfera (UNEP, 2011).

A contaminação da água atravessa um vasto espectro de agressões desde pequena escala, por exemplo, resto de solventes despejados pelo ralo até escalas cada vez mais largas, por exemplo, descargas de efluentes municipais e industriais, ou escoamentos de nutrientes decorrentes das práticas da agricultura e de desmatamentos (GIANESELLA & SALDANHA-CORRÊA, 2010).

De acordo com Nixon (1995) a eutrofização é o aumento dos fluxos de matéria orgânica nos ecossistemas aquáticos. O fenômeno da eutrofização é um fenômeno natural que, englobando um conjunto de processos, permite aumentar a quantidade de biomassa à custa do consumo de nutrientes, não sendo, necessariamente negativo para o ecossistema.

O aumento antropogênico das concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos é denominado de “eutrofização artificial” (SMITH et al., 1999). Esse aumento funciona como um estímulo imediato para o crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas, o que leva a uma depleção do oxigênio pela morte e decomposição desses organismos e pode provocar um desequilíbrio no ecossistema, por exemplo, mortalidade de peixes, maior prevalência ou frequência de florações de algas nocivas. Além disso, este processo também pode causar expressivos prejuízos à sociedade humana, como problemas de saúde pública, em função de ocorrências de florações tóxicas ou pela associação da introdução de matéria orgânica com organismos patogênicos de veiculação hídrica, redução na produtividade pesqueira, interferências na balneabilidade e nas inúmeras outras possibilidades de uso pela sociedade.

De acordo com a UNEP (2011), a perda global de serviços ambientais, devido à eutrofização das águas costeiras causada por excesso de nutrientes, é estimada em US \$ 200 bilhões por ano. Em todo o mundo, o número de áreas costeiras impactadas

pela eutrofização causada por excesso de nutrientes passou de 10 casos em 1960 para 500 casos em 2010.

Segundo o relatório do Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005) é esperado que as cargas de nutrientes excessivas transformem-se em uma ameaça crescente aos rios, aos lagos, aos pântanos, as zonas costeiras, e aos recifes corais. Desde 1950, aumentos nas cargas de nutrientes de origem antrópica, como o nitrogênio, fósforo, enxofre, e outros poluentes nutriente-associados, surgiram como uma das forças mais importantes da mudança nos ecossistemas tanto de água doce como ecossistemas costeiros, e é projetado um aumento substancial desta força para o futuro.

Ainda de acordo com este relatório, os métodos destrutivos de pesca e a poluição, entre outros impactos humanos, resultaram na alteração ou mesmo destruição dos ecossistemas costeiros mundiais. Quanto à qualidade da água, esta diminuiu consideravelmente, como demonstra o aumento cada vez maior de florações de algas tóxicas e ausência de oxigênio, indicando que alguns ecossistemas costeiros excederam a sua capacidade de absorver nutrientes e outros poluentes face às quantidades recebidas, incluindo a destruição de zonas úmidas costeiras. Entre as principais causas apontadas para o nível atual das pressões que ocorrem nas zonas costeiras está o aumento da densidade populacional e o estabelecimento de indústrias e atividades de serviços associados ao desenvolvimento socioeconômico da população.

De acordo com Fragoso et al. (2009) existem mais de 200 anos de registros de ecossistemas aquáticos que sofreram contínuas mudanças em sua estrutura trófica, a maioria relativa ao processo de eutrofização causado pela adição de matéria orgânica e carga de nutrientes provenientes de fontes de poluição pontuais e difusas.

Geralmente é considerado que a disponibilidade de nutrientes e luz são os principais fatores que regulam a produção primária em ambientes marinhos costeiros. A suscetibilidade dos ecossistemas costeiros tropicais para a eutrofização irá variar, entretanto, com a sua configuração geomorfológica (DOWNING et al., 1999) (Figura 1). Modelos conceituais que integram geomorfologia e tempo de residência da água (processos geofísicos), com processos biogeoquímicos permitem a compreensão dos modos com que os ecossistemas costeiros irão responder a entrada de nutrientes. Variações da disponibilidade de luz e nutrientes são dois fatores chave que limitam a produtividade primária entre os tipos geomorfológicos. Por exemplo, os recifes estão



entre os ambientes marinhos mais suscetíveis aos impactos sobre perturbações no ciclo de nitrogênio, esses ambientes têm baixas concentrações de nutrientes, águas muito claras e a produção de fitoplâncton é baixa. No outro extremo, os deltas têm luz muito limitada, mas são ricos em nutrientes, e a alta produtividade está associada com as comunidades localizadas na região entremarés.

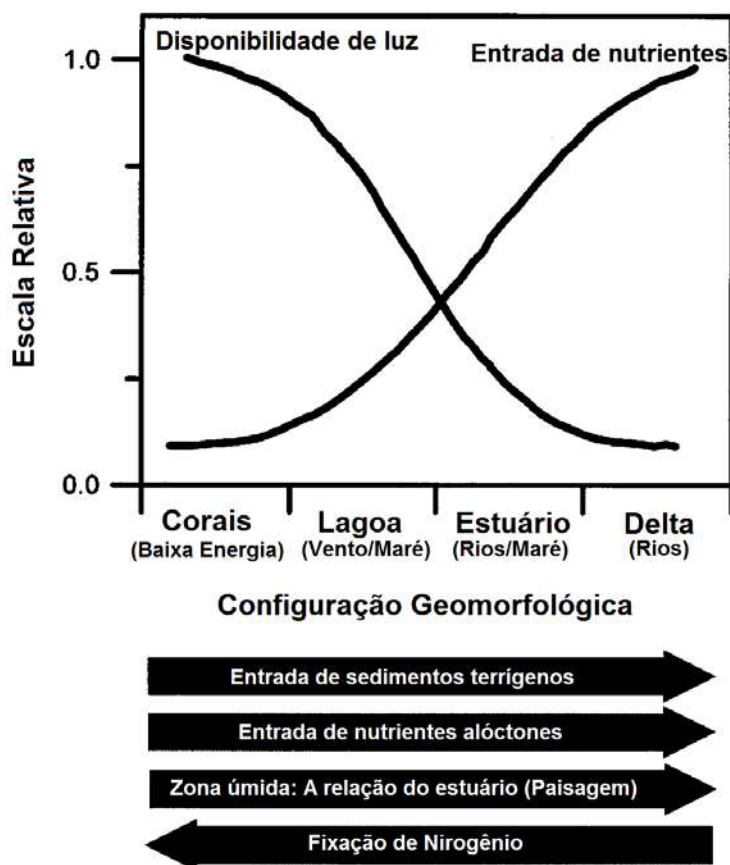


Figura 1. Quadro conceitual de variações na distribuição da luz disponível e entradas de nutrientes entre diferentes tipos de ecossistemas com base na geomorfologia. Hipóteses sobre as quantidades relativas de sedimentos e de nutrientes, incluindo a fixação de nitrogênio, são indicadas com quantidades crescentes de ocorrência na direção das setas. (adaptado de Downing et al., 1999).

Os ecossistemas estuarinos são ambientes dinâmicos, de alta complexidade, bioticamente ricos e regidos predominantemente por fenômenos físicos, como maré, vento e chuva (DAY et al., 1989). Sua elevada produtividade se deve ao abundante aporte de nutrientes oriundos de bacias hidrográficas, ao movimento da água resultante da ação da maré, à rápida regeneração e conservação de nutrientes devido à atividade microbiana e de organismos filtradores, além da presença de vários grupos de

produtores primários representados pelo fitoplâncton, marismas, manguezais, pradarias de macrófitas submersas e macroalgas (DAY et al., 1989).

Os ecossistemas são sistemas ecológicos complexos e grandes, às vezes incluindo muitos milhares de diferentes tipos de organismos vivendo numa grande variedade de meios individuais (RICKLEFS, 2003). Uma alternativa para a compreensão dos ecossistemas é a formulação de modelos que simulem os principais processos que ali se desenvolvem, sejam eles físicos, químicos ou biológicos.

Os modelos de simulação são ferramentas para síntese integrativa de estudos multidisciplinares ao nível de ecossistemas, podendo ser usados para planejar pesquisas, identificar lacunas de informação e avaliar alternativas de manejo (MITSCH et al., 1988 apud CUNHA, 1994). Embora os modelos sejam abstrações imperfeitas de sistemas reais, eles representam para o ecólogo instrumentos poderosos, pois as tentativas de respostas e as previsões provisórias referentes a questões importantes, em longo prazo, pesam mais que o tratamento específico de detalhes com menor importância (WALTERS, 1988).

Os modelos matemáticos são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas. No caso de problemas ambientais, além de serem utilizados para contribuir na minimização de problemas de poluição, possibilitam compreender o meio ambiente e visualizá-lo de forma integrada, pois os modelos matemáticos associam as informações físicas, químicas e biológicas (CHAPRA, 1997).

Atualmente existem diversos modelos capazes de simular os processos físicos, químicos e biológicos em corpos de água. Por exemplo, (1) QUAL2K: modelo unidimensional de qualidade da água utilizado em rios e córregos, desenvolvido pela EPA (Environmental Protection Agency, dos EUA); (2) WASP: também desenvolvido pela EPA, é um modelo 3D capaz de simular a dispersão de diversos tipos de poluentes; (3) ECOLab: módulo de qualidade da água do modelo numérico MIKE3D, desenvolvido pela DHI (Danish Hydraulic Institute); (4) WQMAP: é um sistema de modelagem integrada projetado para o estudo de questões relacionadas a qualidade da água, foi desenvolvido pela ASA - Applied Science Associates, empresa norte americana; (5) DELFT3D: foi desenvolvido pela Deltares (instituto independente de pesquisa aplicada, com sede na Holanda), é um sistema de modelos integrados e flexível, capaz de simular fluxos, transporte de sedimentos, qualidade da água e processos ecológicos.

Dentre estes se destaca o sistema MOHID, Water Modelling System, desenvolvido pelo MARETEC - Instituto Superior Tecnico de Lisboa. É um programa numérico 3D, utilizado para simular processos físicos, químicos e biológicos em corpos d'água (oceanos, estuários, reservatórios). Em linhas gerais, este modelo calcula a evolução de dois tipos de propriedades: as propriedades hidrodinâmicas (velocidades de corrente, nível da água, fluxos de água e viscosidade turbulenta) e as propriedades da água, tais como a salinidade, temperatura, densidade, concentração de nutrientes, material em suspensão e plâncton. Para o cálculo destas propriedades, o modelo baseia-se no conceito de volume finito, onde as equações são aplicadas macroscopicamente a cada volume de controle, isto é, a cada célula da malha, sob forma de um fluxo divergente.

Leitão et al., (2008) apresenta uma retrospectiva da evolução desse modelo desde sua elaboração em 1985 (NEVES, 1985), em formato ainda bidimensional, até suas incorporações mais recentes em formato 3D de módulos de transporte, inclusive sedimentos (CANCINO e NEVES, 1999), módulos de qualidade da água (PORTELA, 1996; MIRANDA, 1999; PINA, 2001, SARAIVA et al., 2007) que permitiram uma vasta variedade de aplicações do modelo bem como aumentaram sua robustez, transformando-o numa ferramenta integrada completa e com uma linguagem (ANSI FORTRAN 95) que permite o estudo e programação objeto-orientado. Este programa numérico vem sendo aplicado em diversos estudos, sejam eles de circulação hidrodinâmica, dispersão de poluentes e qualidade de água (COELHO, 2001; FERNANDES, 2001; BERNARDES, 2007; SARAIVA et al., 2007). Considerando regiões estuarinas, tem sido utilizado no estuário do rio Sado em Portugal (MARTINS et al., 2001); estuário do Tejo em Portugal (LEITÃO et al., 2003; BRAUNSCHWEIG et al., 2003; MATEUS, 2006); estuário do Guadiana em Portugal (SARAIVA et al., 2007).

Segundo Miranda et al. (2002), os estuários são ecossistemas naturalmente estressantes aos organismos, devido à grande variação da ação de agentes locais e remotos gerados pela ação de eventos climáticos, oceanográficos, geológicos, hidrológicos, biológicos e químicos que ocorrem na bacia de drenagem e no oceano adjacente, estando sujeitos a constantes flutuações em suas características funcionais. Aliados a esses tensores naturais estão as atividades humanas, que concentradas nessa área geram vários outros tipos de estresse que podem alterar completamente as condições naturais do meio (Bonetti, 2000).

O sistema estuarino de Santos-São Vicente, inserido na região metropolitana da Baixada Santista, Estado de São Paulo, representa o mais importante exemplo brasileiro de degradação ambiental por poluição hídrica e atmosférica de origem industrial em ambientes costeiros (CETESB, 2001). Segundo estudo da CETESB (2001), com a implantação, na década de 50, de diversas indústrias de base (siderúrgica, petroquímica, fertilizantes) nas margens dos canais estuarinos, sobre áreas de manguezais, que lançaram por muito tempo efluente com pouco controle de qualidade, juntamente com resíduos e esgoto do porto de Santos e das cidades da região, fizeram do sistema estuarino de Santos e São Vicente grandes receptores de resíduos tóxicos e efluentes líquidos e aéreos contaminados, provocando um grave quadro de degradação ambiental, com significativos reflexos na área social e de saúde pública. Outro grande problema enfrentado pela região tem sido a ocupação desordenada de áreas de manguezal por submoradias de famílias de baixa renda, que desmatam essas áreas de proteção permanente e também colaboram para o comprometimento da qualidade da água com o lançamento direto de esgoto e resíduos sólidos nas águas do estuário.

A modelagem numérica no sistema estuarino de Santos-São Vicente vem sendo aplicada principalmente em modelos hidrodinâmicos e de transporte de sedimentos (HARARI & GORDON, 2001; HARARI et al., 2002 e HARARI & CAMARGO, 2003), sendo alguns utilizando o sistema MOHID (BERZIN et al., 1997; BERZIN et al., 1999; LEITÃO et al., 2001; BERZIN & SAMPAIO, 2003). Ultimamente, através do projeto ECOMANAGE, desenvolveram-se alguns estudos como o de Chambel-Leitão et al. (2008), para estimativas de carga e de fluxos na bacia, de modelagem da qualidade da água (MATEUS et al., 2008; SAMPAIO et al., 2008a); distribuição de contaminação fecal (SAMPALIO et al., 2008b, SAMPAIO, 2010).

## **1.1. OBJETIVOS**

Verificar a influência da variabilidade das concentrações de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente, da qualidade da água do sistema estuarino e Baía de Santos através da aplicação de um modelo ecológico quantitativo, o sistema MOHID, representando os principais fatores físicos (temperatura, salinidade), químicos (concentração de nutrientes) e biológicos (fitoplâncton), bem como, avaliar e validar os resultados do modelo através de dados de campo encontrados na literatura.

## **1.2. JUSTIFICATIVA**

Segundo Leitão (2002) o avanço do conhecimento dos ecossistemas marinhos depende da interação entre equipes multidisciplinares e para que esta interação gere frutos não basta juntar diversos saberes na mesma sala, é necessário desenvolver ferramentas multidisciplinares que sistematizem e quantifiquem as diferentes perspectivas do problema.

A utilização de modelos matemáticos, que descrevem de forma aproximada os processos envolvidos no complexo ecossistema estuarino, tem um papel importante na construção de cenários e, portanto na prevenção de uma evolução indesejada dos processos que comprometem a qualidade da água. Da análise dos comportamentos do sistema podem resultar algumas conclusões que se revelam fundamentais para o estabelecimento de um diagnóstico do estuário, assegurando uma base científica para uma adequada gestão do recurso (SARAIVA, 2005), além disso, modelos matemáticos permitem realizar previsões em função de alternativas de gestão propostas.

A expansão demográfica desordenada nas cidades da região de estudo acabou gerando diversos problemas ambientais, destacando a contaminação dos corpos hídricos. Essa contaminação vem sendo reportada há mais de 30 anos (CETESB, 1978; GIANESELLA-GALVÃO, 1982; CETESB, 1985; BRAGA et al., 2000; FRAZÃO , 2001; MOSER, 2002; CETESB, 2005b; ANCONA, 2007) e é demonstrada pelas altas

concentrações de clorofila-a que ocorreram na região, apontando para um elevado grau de eutrofização desse ecossistema.

Como citado anteriormente, o sistema de modelos MOHID foi aplicado em diversos estudos no sistema estuarino de Santos-São Vicente pela equipe do projeto ECOMANAGE, porém grande parte destes relacionados à hidrodinâmica e transporte de sedimentos. Apenas ultimamente (MATEUS et al., 2008; SAMPAIO et al., 2008a, 2008b; SAMPAIO, 2010) o MOHID vem sendo utilizado para simular processos de qualidade de água e produção primária no sistema estuarino de Santos-São Vicente.

Uma diferença entre o presente estudo e o trabalho de Mateus et al. (2008) foi a utilização de uma base de dados mais robusta para validação dos dados, visando uma melhoria do modelo.

Devido a sua natureza empírica, a pouca informação disponível para o desenvolvimento, configuração, calibração e validação dos modelos ecológicos tende a limitar a desejável consistência de seus resultados. Portanto, de forma a minimizar essa deficiência foram utilizados dados atmosféricos com escala de tempo horária, bem como dados mensais das propriedades da água, abrangendo não só o Canal de Santos como também a Baía de Santos, para validação do modelo. Outra diferença, em relação ao trabalho de Mateus et al. (2008), foi a utilização de uma grade numérica com maior resolução espacial, visando a melhoria dos processos hidrodinâmicos, importantes no cálculo de transporte das propriedades pelo modelo.

Enfim, o sistema de modelos MOHID permite prever a condição nutricional e de biomassa fitoplanctônica em curta escala temporal (horária). A maior parte dos dados da literatura existentes (GIANESELLA-GALVÃO, 1978; BRAGA et al., 2000; MOSER, 2002; GIANESELLA et al., 2000; GIANESELLA et al., 2005; entre outros) fornece informação sobre as condições do estuário e Baía de Santos em situação de inverno e verão ou no máximo em quatro épocas do ano. Apenas Ancona (2007) apresenta dados de coletas mensais. Neste sentido, a modelagem ecológica do sistema estuarino e Baía de Santos torna-se uma ferramenta extremamente interessante, pois permite fornecer informações em escala espacial e temporal mais reduzidas, auxiliando o gerenciamento adequado dos recursos que afetam a qualidade da água nesse ecossistema.

## 2. ÁREA DE ESTUDO

O sistema estuarino de Santos-São Vicente está situado na Região Metropolitana da Baixada Santista, criada através da Lei Complementar Estadual 815 de 30 de julho de 1996. Localiza-se no embaiamento São Paulo, mais precisamente na porção centro-sul do litoral do estado de São Paulo, abrangendo os municípios de Peruíbe, Itanhaém, Mongaguá, Praia Grande, São Vicente, Cubatão, Santos, Guarujá e Bertioga.

No estado de São Paulo, a presença marcante da Serra do Mar constitui-se em um divisor natural entre a drenagem atlântica e o sistema hidrográfico do planalto, configurando uma zona costeira estreita com pequena planície sedimentar, só alargada ao sul, no vale do único rio costeiro de maior porte o rio Ribeira de Iguape (AFONSO, 2006).

De acordo com Suguio e Martin (1978) a formação dessa planície costeira está relacionada às oscilações do nível relativo do mar durante o Quaternário. A primeira fase transgressiva ocorreu no Pleistoceno Superior há 120.000 anos A.P. (antes do presente), denominada Transgressão Cananéia, a segunda ocorreu no Holoceno há 5.100 anos A.P., denominada Transgressão Santos. Segundo os autores a primeira atingiu a Serra do Mar, havendo, em consequência, deposição de cordões arenosos sobre sedimentos argilo-arenosos de origem continental; posteriormente com a regressão (há cerca de 20.000 anos A.P.) esses depósitos foram parcialmente erodidos. Com a segunda transgressão, o mar entrou nessas porções erodidas onde se depositaram sedimentos argilo-arenosos. À medida que o mar recuava para o seu nível atual foi formada uma vasta laguna, parcialmente colonizada pela vegetação de mangue.

Os rios que drenam a Baixada Santista são acidentados em seu curso superior, devido à declividade natural da Serra do Mar, e podem apresentar-se meândricos no curso inferior por atravessarem as planícies sedimentares características dessa parte do litoral (CETESB, 2006). Devido à proximidade da Serra do Mar esses rios são poucos extensos e de alta competência, destacando-se os rios Itapanhaú, Cubatão, Moji, Quilombo e Jurubatuba.

Além dos rios, a região apresenta um sistema de canais, dentre os quais se destacam o canal de Santos, São Vicente (Barreiros), Bertioga e Piaçaguera que

apresentam pontos de alargamento, como Largo do Canéu, Largo de São Vicente, Largo do Candinho e Largo da Pompeba.

O clima da região da Baixada Santista, segundo o sistema internacional de Köppen, é denominado como tipo Af (LAMPARELLI & MOURA, 1998), de clima tropical com temperaturas médias no mês mais frio maiores que 18°C, estação invernal ausente e forte precipitação anual com ocorrência de precipitação em todos os meses do ano.

A proximidade da Serra do Mar associada à influência de frentes frias, é responsável pelos altos índices pluviométricos da região, segundo MONTEIRO (1973) a pluviosidade anual média situa-se entre 2000 - 3000 mm, sendo o verão o período mais chuvoso e o outono o menos chuvoso.

Segundo os dados da estação meteorológica localizada na Base Aérea de Santos durante os anos de 2003 a 2008 a temperatura máxima média foi de 26,3°C e a mínima média de 19,3°C com média anual igual a 23,5°C. A pressão atmosférica média foi de 1.015,6 mb e a umidade relativa média foi de 75,9% (Schmiegelow, 2009).

A maré dos canais estuarinos é irregular, de caráter misto e semidiurna, com período de 12h 42 min. A amplitude média de sizígia é de 1,23 m e a de quadratura 0,24 m (para o Porto de Santos). As frentes frias (frequentemente na região, especialmente no inverno), produzem alterações no nível médio da maré, que podem ultrapassar 0,5 m (HARARI et al., 1999).

Afonso (2006) descreve que o histórico de ocupação na Baixada Santista se deu primeiramente pela fundação de vilas portuárias. No final do século XIX com a construção da ferrovia São Paulo Railway a região se desenvolveu com o incremento das atividades portuárias e a construção do pólo industrial de Cubatão. As características geomorfológicas permitiram que extensas áreas florestadas fossem mantidas, principalmente as localizadas nas porções territoriais mais desfavoráveis à urbanização, como áreas íngremes da Serra do Mar, os manguezais situados junto aos canais estuarinos e as áreas cobertas por vegetação de restinga, situadas no interior da planície litorânea, distantes das praias e da faixa costeira já urbanizada e dos principais eixos de urbanização. Ainda segundo a autora, 40,3% da área da Baixada Santista é coberta por mata atlântica; 10,6% por vegetação de restinga; e 8,8% por manguezais.



Entretanto este modelo de desenvolvimento econômico aliado à falta de planejamento e infraestrutura gerou a ocupação desordenada de áreas periféricas, segundo levantamento do PRIMAHD (2005), todos os municípios da Baixada Santista possuem habitações desconformes dentro de áreas de preservação permanente, sendo que grande parte dessas habitações estão localizadas nas margens dos rios ou sobre áreas de manguezais, assim contribuindo com descargas diretas de esgoto doméstico nos rios e estuários da região.

Segundo os dados do censo demográfico do IBGE (2000), a população da Baixada Santista é de 1.476.820 habitantes, segundo o levantamento realizado por Sampaio (2010) baseado no mesmo censo demográfico, a população residente na bacia hidrográfica que contribui para o sistema estuarino de Santos-São Vicente é de 1.087.273 habitantes. Ainda de acordo com a autora aproximadamente 21% dessa população se utiliza de moradias subnormais em áreas irregulares. No último censo realizado (IBGE, 2010), a população da Baixada Santista mostrou um crescimento de 7,63%, portanto, segundo o censo agora é de 1.589.460 habitantes.

A área de estudo em questão (Figura 2) é constituída pelos canais estuarinos de Santos, São Vicente e parte do canal de Bertioga, juntamente com os principais rios que drenam esses canais, além das áreas de manguezal que margeiam esse sistema estuarino, abrangendo os municípios de Praia Grande, São Vicente, Santos, Cubatão e Guarujá.

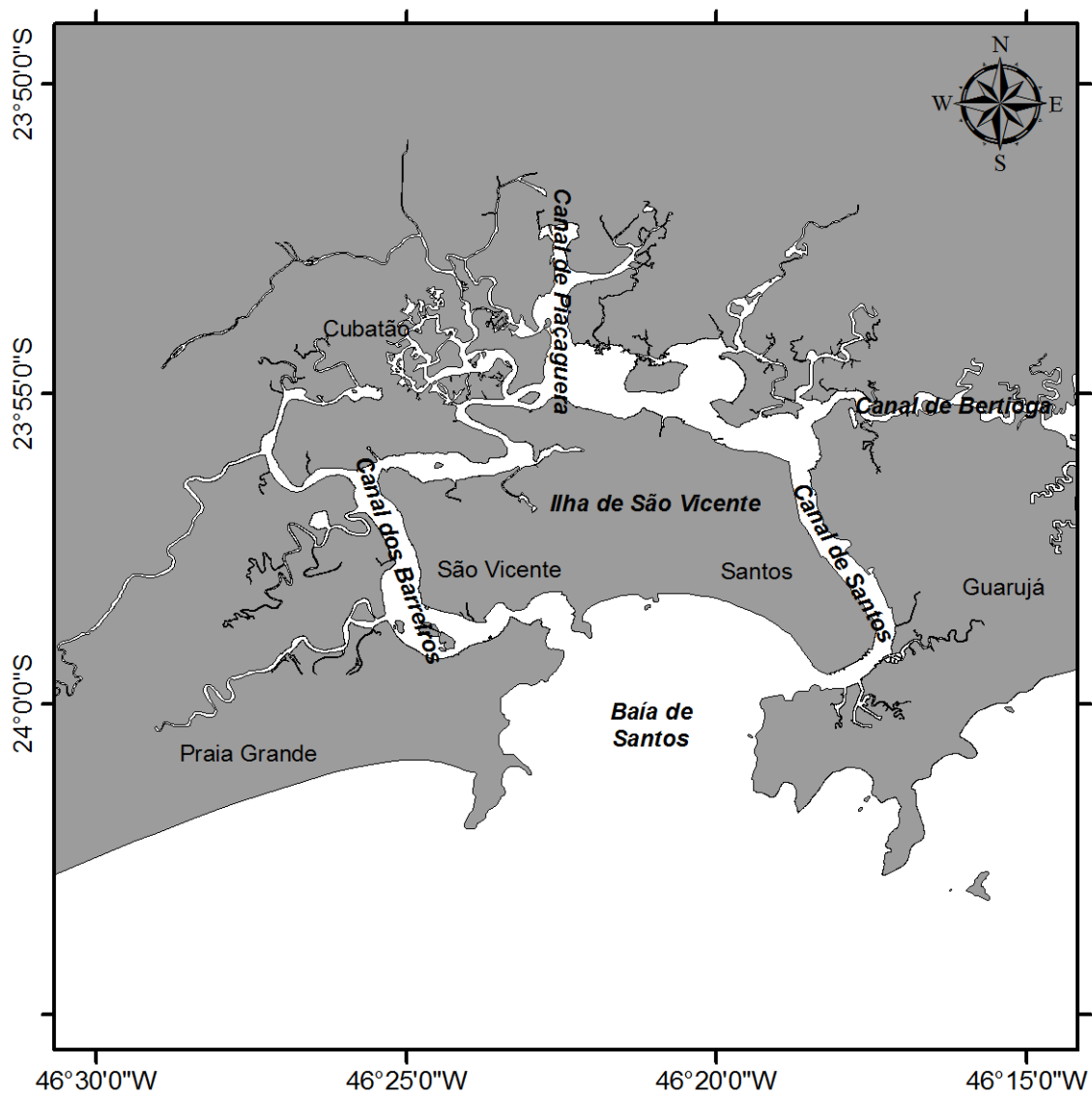


Figura 2. Localização da área de estudo, sistema estuarino de Santos-São Vicente e baía de Santos.

### 3. DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE MODELOS MOHID

Para realização da modelagem numérica do sistema estuarino de Santos-São Vicente foi utilizado o sistema de modelos MOHID - Water Modelling System (<http://www.mohid.com>), desenvolvido pelo Instituto Superior Técnico (IST), Lisboa - Portugal. Este modelo foi projetado para simular corpos d'água superficiais (MOHID Water), infiltração e fluxo em meios porosos (MOHID Soil) e bacias hidrográficas (MOHID Land). Seu código é baseado no conceito de volumes finitos e atualmente encontra-se escrito em ANSI FORTRAN 95, utilizando uma filosofia de programação orientada por objetos (BRAUNSCHWEIG et.al. 2004).

A seguir é apresentada uma breve descrição do modelo obtida de MOHID (2011), bem como do manual do módulo WaterQuality (IST, 2006).

O modelo conta atualmente com mais de 40 módulos integrados e 150.000 linhas de programação. Esta ferramenta de modelagem numérica é capaz de simular processos físicos e biogeoquímicos na coluna d'água e sedimentos, a interação entre esses dois domínios e os processos atmosféricos. A Figura 3 apresenta esquematicamente os diferentes módulos incluídos no MOHID Water, distribuídos ao longo dos diferentes compartimentos ambientais. Adicionalmente na Tabela 1 são apresentados seus principais módulos.

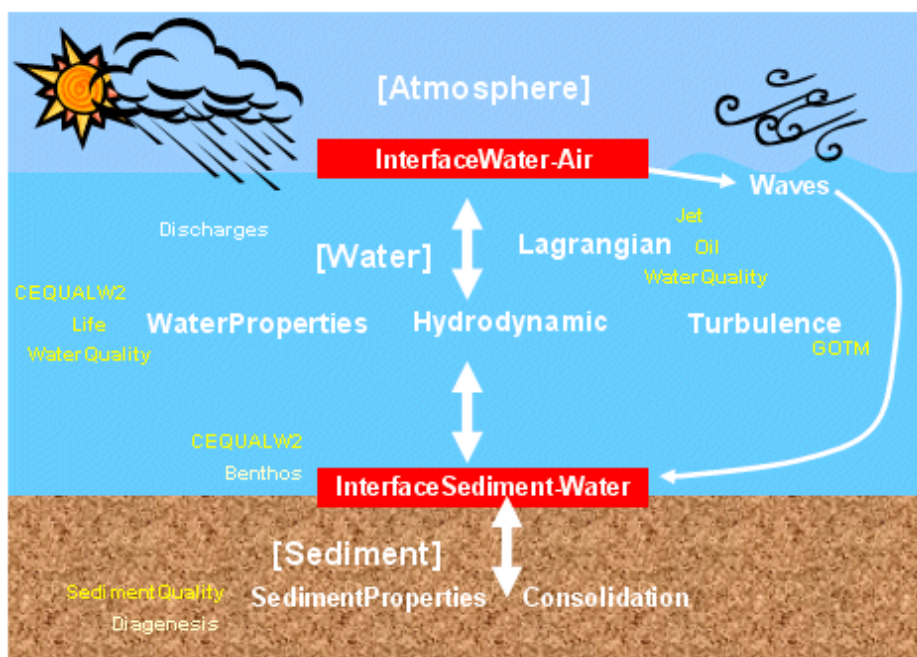


Figura 3. Estrutura modular do MOHID Water (fonte: <http://www.mohid.com>). Nome dos módulos como denominado no modelo.

Tabela 1. Principais módulos do MOHID Water (adaptado de MOHID, 2011).

Nome do módulo	Descrição
Model	Controla o fluxo da informação entre o módulo hidrodinâmico e os dois módulos do transporte bem como a comunicação entre submodelos.
Hydrodynamic	Módulo hidrodinâmico baroclínico 3D: calcula o nível de água, as velocidades e os fluxos da água.
Water Properties (Eulerian Transport)	Módulo de transporte Euleriano: controla a evolução das propriedades da água (temperatura, salinidade, oxigênio, etc.) usando uma aproximação euleriana.
Lagrangian	Módulo de transporte Lagrangiano: controla a evolução das mesmas propriedades que o módulo das propriedades da água usando uma aproximação lagrangiana. Pode também ser usado para simular a dispersão de partículas, óleo, etc..
Water Quality	Modelo de qualidade de água: simula o ciclo do oxigênio, do nitrogênio e do fósforo. É usado pelos módulos euleriano e lagrangiano.
Oil Dispersion	Módulo da dispersão de petróleo: simula processos de espalhamento e processos internos como a evaporação, a emulsificação, a dispersão, a dissolução e a sedimentação.
Turbulence	Modelo 1D de turbulência: usa a formulação do modelo GOTM.
Geometry	Guarda e atualiza a informação sobre os volumes finitos.
Atmosphere	Condições atmosféricas
InterfaceWaterAir	Condições entre a atmosfera e a coluna de água à superfície (tensões de corte)
InterfaceSedimentWater	Condições de fundo.
Jet	Módulo auxiliar para calcular a diluição inicial associada a emissários submarinos.
Discharges	Descargas de água com origens em rios ou em atividades antrópicas.
Waves	Condições de tensão de radiação das ondas.

### 3.1. Módulo Hidrodinâmico

O módulo hidrodinâmico resolve as equações primitivas do movimento para fluidos incompressíveis, assumindo o equilíbrio hidrostático, bem como a aproximação de Boussinesq e Reynolds. O fluxo de informação do módulo hidrodinâmico, em relação aos outros módulos do modelo é apresentado na Figura 4.

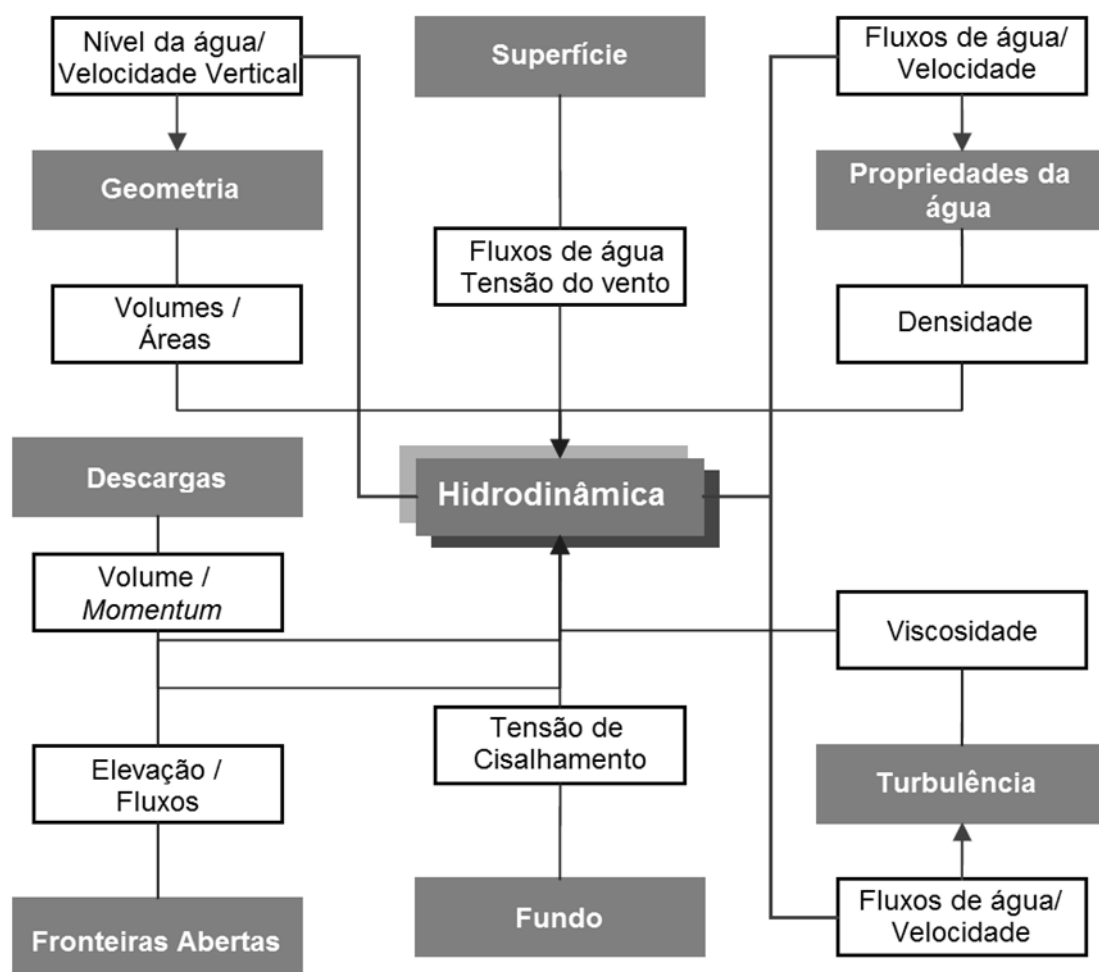


Figura 4. Fluxo de informação entre o módulo Hidrodinâmico e os outros módulos (adaptado de MOHID, 2011).

A discretização espacial das equações no sistema de modelos MOHID utiliza a abordagem de volumes finitos (CHIPPADA et al., 1998; MARTINS, 1999; MARTINS et al., 2001). Nesta abordagem a discretização das equações governantes é aplicada macroscopicamente em uma célula de volume controlado. Desta forma, o procedimento

para resolver as equações é independente da geometria da célula. Como volumes podem variar no decorrer do cálculo, a geometria é atualizada em cada passo de tempo após o cálculo das variáveis físicas.

A discretização temporal é realizada por meio de um algoritmo semi-implícito de direção alternada (Alternate Direction Implicit, ADI), introduzido por Peaceman e Racford em 1955 (FLETCHER, 1991). Este algoritmo calcula alternativamente um componente de velocidade horizontal implicitamente, enquanto o outro é calculado explicitamente. O sistema de equações resultante é um tridiagonal que pode ser resolvido pelo algoritmo de Thomas de forma eficiente e rápida. Isto permite preservar as vantagens da estabilidade de métodos implícitos, sem os inconvenientes de gasto computacional e erros de fase associados.

### **3.2. Módulo de Propriedades da Água**

Este módulo coordena a evolução das propriedades na coluna d'água, usando a abordagem euleriana. Esta coordenação inclui o transporte devido à advecção e difusão, descarga de águas dos rios e de fontes antrópicas, troca de informações com o fundo (fluxos de sedimento) e a superfície (fluxos de oxigênio e calor), sedimentação de material particulado, bem como fontes e sumidouros para cada célula de cálculo (módulo de Qualidade da Água).

Atualmente o sistema de modelos MOHID pode simular 26 diferentes propriedades da água: temperatura, salinidade, fitoflagelados, diatomáceas, microzooplâncton, mesozooplâncton, bactérias ciliadas, fósforo orgânico particulado, fósforo orgânico dissolvido refratário, fósforo orgânico dissolvido não refratário, fósforo inorgânico, nitrogênio orgânico particulado, nitrogênio orgânico dissolvido refratário, nitrogênio orgânico dissolvido não refratário, amônia, nitrato, nitrito, sílica dissolvida, sílica biogênica, DBO (demanda bioquímica de oxigênio), oxigênio, sedimentos coesivos, arsênio particulado, arsênio dissolvido, larvas e coliformes fecais.

Na Figura 5 é apresentado o fluxo de informação do módulo de propriedades da água.

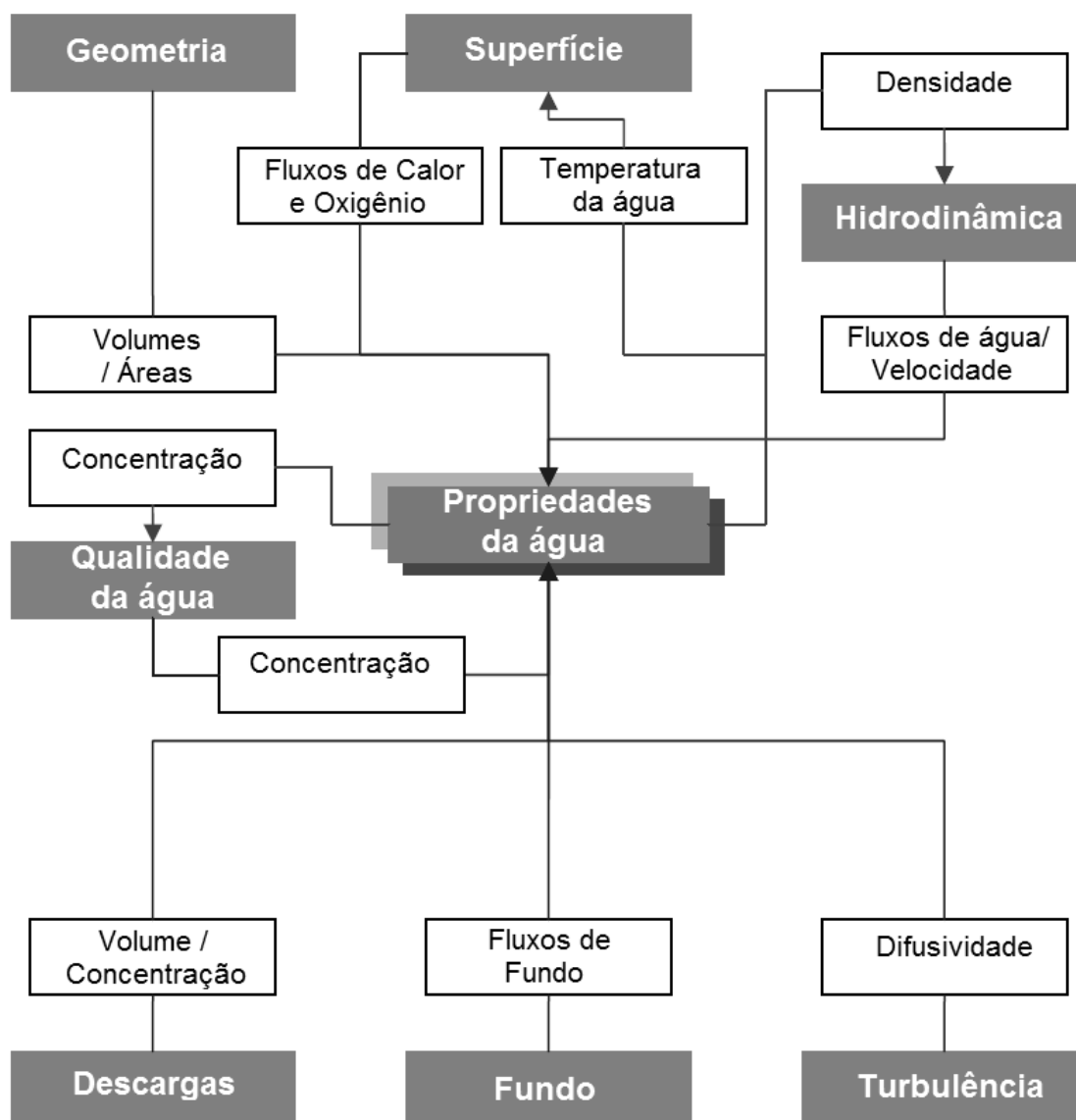


Figura 5. Fluxo de informação entre o módulo de Propriedades da Água e os outros módulos (adaptado de MOHID 2011).

### 3.3. Módulo de Qualidade da Água

O módulo de Qualidade da Água é um modelo ecológico adimensional adaptado de EPA (1985), e resolve os processos biogeoquímicos, associados ao ciclo do carbono, nitrogênio e fósforo, para cada uma das células de cálculo do modelo. Assim pode ser usado tanto com módulo de transporte euleriano (WaterProperties) quanto com o módulo de transporte Lagrangeano. A Figura 6 mostra o fluxo de informações entre o

modelo de Qualidade da Água e os outros módulos. Uma descrição mais detalhada do modelo de qualidade de água é apresentada no Apêndice A.

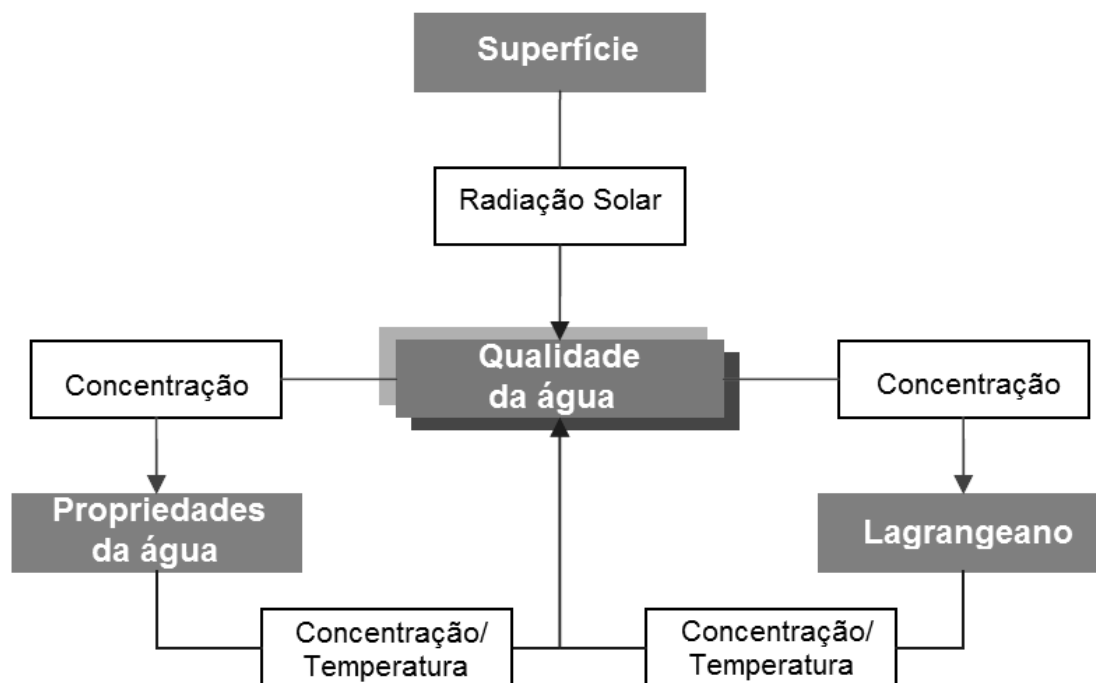


Figura 6. Fluxo de informação entre o módulo de Qualidade da Água e os outros módulos (adaptado de MOHID, 2011).



## 4. METODOLOGIA

Para se atingir os objetivos propostos neste trabalho, ou seja, verificar a influência da variabilidade das concentrações de nutrientes sobre a variabilidade da biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente, da qualidade da água do sistema estuarino e Baía de Santos, foi aplicado um modelo ecológico quantitativo, a ferramenta escolhida para tal foi o sistema de modelos MOHID (descrito anteriormente). Além de ser um modelo robusto, capaz de simular diversos processos físicos químicos e biológicos através de uma abordagem integrada, é um programa com código aberto, o que permite o aprimoramento e desenvolvimento do código por qualquer usuário.

Esta aplicação teve como base a simulação desenvolvida durante o projeto ECOMANAGE - *Integrated Ecological Coastal Zone Management System* (NEVES et al., 2008; MATEUS et al., 2008). A seguir é descrita a metodologia utilizada para elaboração deste modelo.

### 4.1. Grade numérica e batimetria

Foi elaborado um modelo do sistema estuarino de Santos-São Vicente com uma grade de 100x100 pontos de cálculo com espaçamento regular e dimensão horizontal de 0.0025° (aproximadamente 260m). Na vertical foi adotada apenas uma camada, ou seja, é um modelo 2D integrado na vertical. Esta aproximação foi escolhida, pois segundo trabalhos anteriores (HARARI e CAMARGO 1995, 1998; HARARI et.al., 1999, 2000; BAPTISTELLI, 2008) os efeitos baroclínicos apresentam uma influência menor na circulação local em relação à circulação gerada pela maré e ventos. Além disso, o modelo integrado na vertical apresenta maior eficiência em termos de tempo de cálculo, em relação ao modelo tridimensional. Assim, ponderamos que a aplicação de um modelo 3D implicaria em um tempo de cálculo elevado e possivelmente não resultaria em diferenças consideráveis na circulação local em relação ao modelo 2DH.

Os dados batimétricos foram obtidos através da digitalização das Cartas Náuticas da DHN N<sup>os</sup> 1701 e 1711. Para a região do Canal de São Vicente e áreas internas do estuário, onde há escassez de informações referentes à batimetria, foram

utilizados dados obtidos com uma sonda portátil em algumas dessas regiões. A batimetria na região dos manguezais foi feita com base em um levantamento das áreas cobertas por esse ecossistema (SAMPAIO et al., 2009) e foram considerados valores progressivos da margem dos canais ou rios até o limite interior desses ecossistemas.

Foi utilizada a mesma grade numérica para o modelo hidrodinâmico e para o modelo ecológico. Na Figura 7 é apresentada a grade numérica, enquanto que a Figura 8 mostra a batimetria associada a esta grade.

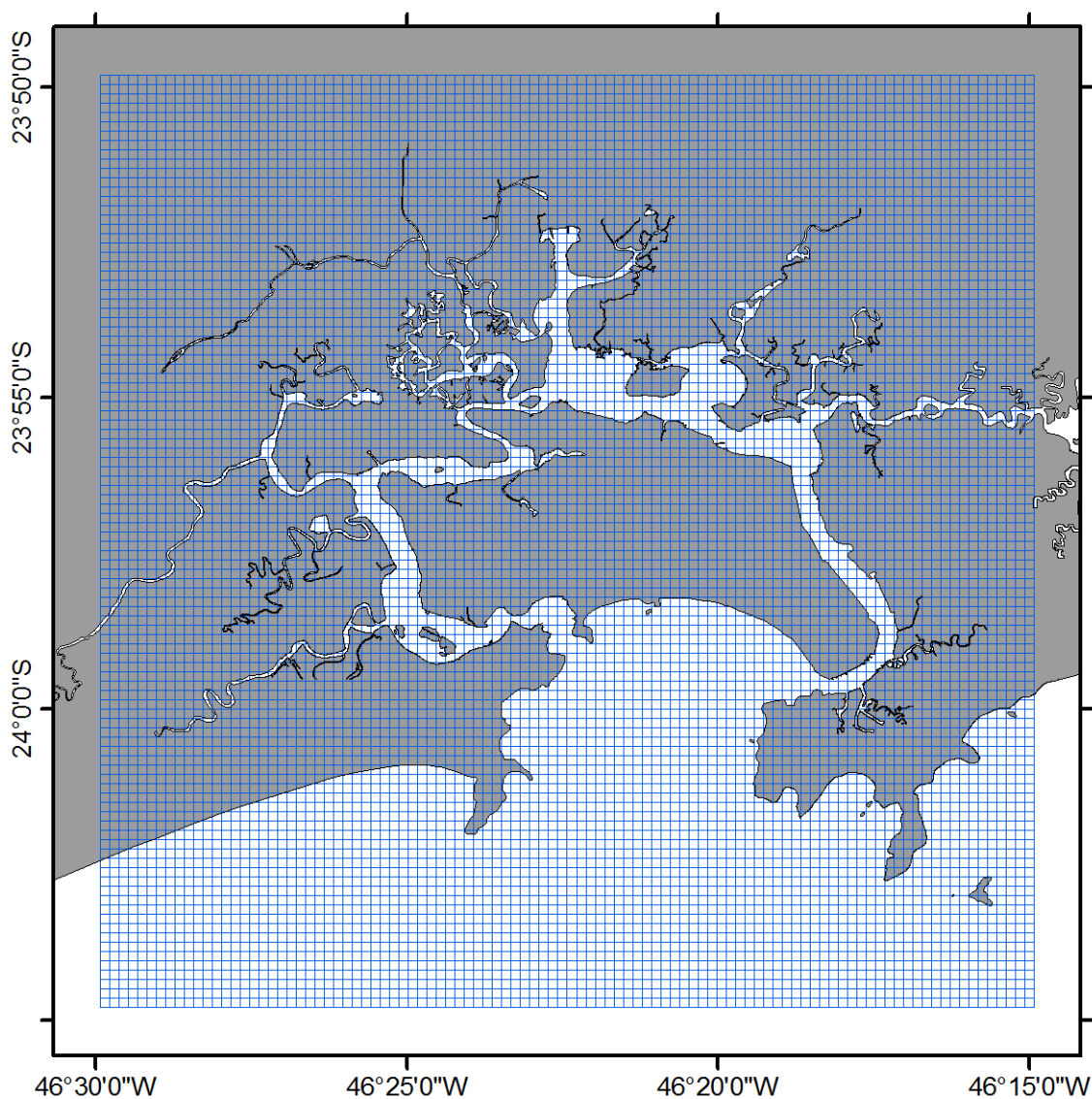


Figura 7. Malha do modelo do sistema estuarino de Santos-São Vicente, com dimensão horizontal de  $0.0025^\circ$  (aproximadamente 260m).

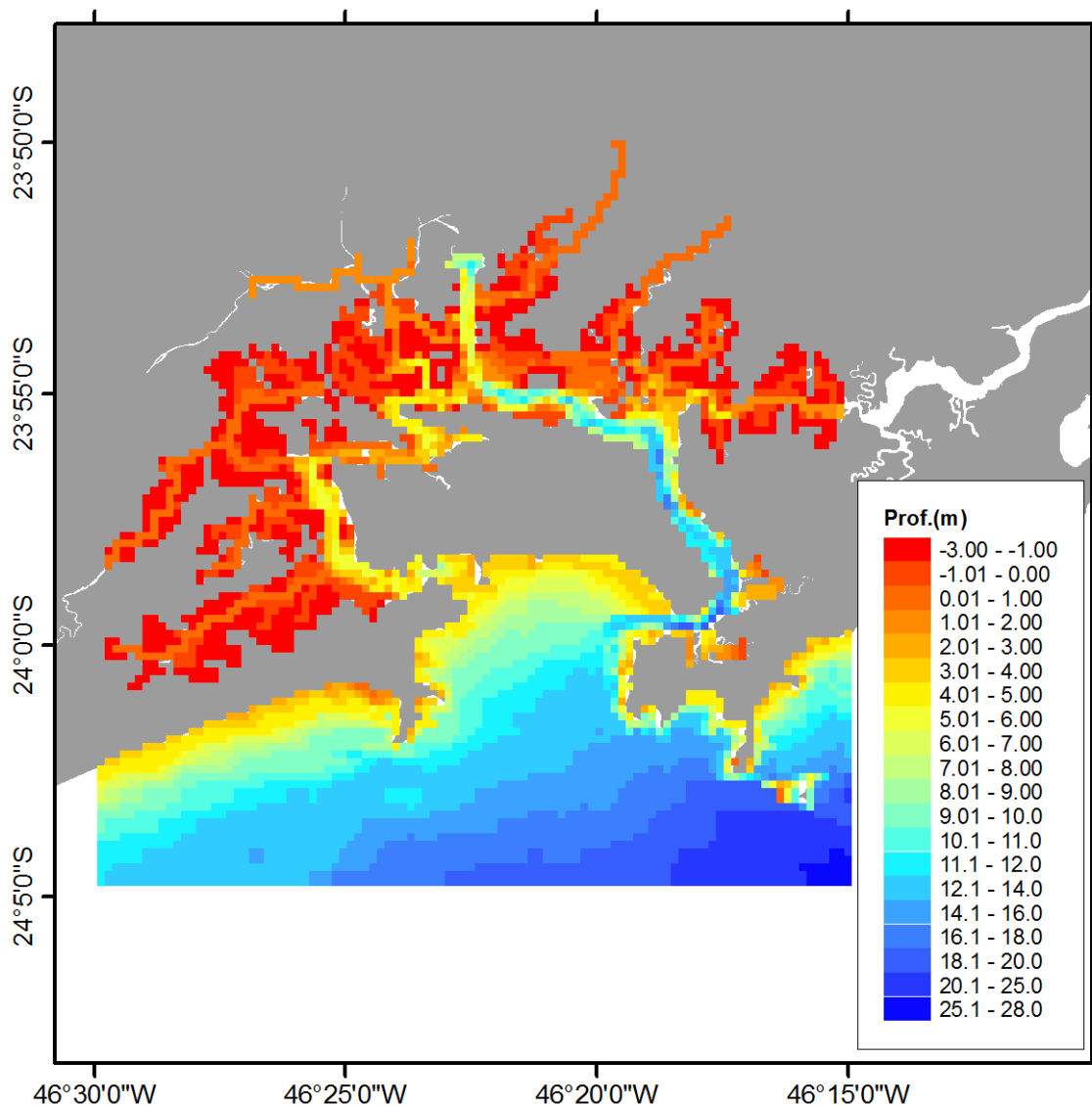


Figura 8. Batimetria associada à grade do modelo numérico do sistema estuarino de Santos-São Vicente. A escala de cor representa a profundidade em metros, conforme legenda.

## 4.2. Condições iniciais e de fronteira

A região costeira foi considerada como fronteira aberta. A condição hidrodinâmica imposta a essa fronteira foi a elevação do nível do mar obtida através da previsão harmônica das constantes harmônicas de maré (Tabela 2) da estação localizada na Ilha da Moela, e monitorada pela FEMAR (Fundação de Estudos do Mar) da DHN e pelo IOUSP (Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo). Cabe ressaltar que foram feitas algumas correções de amplitude e fase nessas componentes com o intuito de calibrar o modelo.

Tabela 2. Constantes harmônicas para a estação localizada na Ilha da Moela. (fonte: FEMAR, 2000).

FEMAR-FUNDAÇÃO DE ESTUDOS DO MAR *Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras*

<b>Nome da Estação :</b>		<b>ILHA DA MOELA (SANTOS) – SP</b>			
<b>Localização :</b>		No trapiche de acesso à ilha			
<b>Organ. Responsável :</b>		DHN / IOUSP			
<b>Latitude :</b>		24° 03,1' S	<b>Longitude :</b>		46° 16,1' W
<b>Período Analisado :</b>		12/07/62 a 12/08/62		<b>Nº de Componentes :</b> 35	
<b>Análise Harmônica :</b>		Método Tidal Liverpool Institute			
<b>Classificação :</b>		Maré de Desigualdades Diurnas			
<b>Estabelecimento do Porto: (HWF&amp;C)</b>		II H 26 min	<b>Nível Médio (Zo):</b>		79 cm acima do NR.
<b>Média das Preamares Superiores (MHHW) :</b>		147 cm acima do NR.	<b>Média das Preamares Inferiores (MLHW) :</b>		122 cm acima do NR.
<b>Média das Baixa-mares Superiores (MHLW) :</b>		30 cm acima do NR.	<b>Média das Baixa-mares Inferiores (MLLW) :</b>		17 cm acima do NR.
<b>CONSTANTES HARMÔNICAS SELECIONADAS</b>					
Componentes	Semi- amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)	Componentes	Semi- amplitude (H) cm	Fase (g) graus (°)
Sa	-	-	MU <sub>2</sub>	1,4	023
Ssa	-	-	N <sub>2</sub>	3,0	118
Mm	16,3	340	NU <sub>2</sub>	0,6	118
Mf	-	-	M <sub>2</sub>	32,6	073
MTM	-	-	L <sub>2</sub>	1,3	053
Msf	0,2	276	T <sub>2</sub>	1,4	078
Q <sub>1</sub>	4,7	058	S <sub>2</sub>	23,1	078
O <sub>1</sub>	11,5	072	K <sub>2</sub>	6,3	078
M <sub>1</sub>	0,2	284	MO <sub>3</sub>	2,6	334
P <sub>1</sub>	2,8	132	M <sub>3</sub>	4,5	183
K <sub>1</sub>	8,6	132	MK <sub>3</sub>	1,8	095
J <sub>1</sub>	0,6	010	MN <sub>4</sub>	2,2	229
OO <sub>1</sub>	1,5	166	M <sub>4</sub>	2,6	336
MNS <sub>2</sub>	-	-	SN <sub>4</sub>	1,7	291
2N <sub>2</sub>	0,4	062	MS <sub>4</sub>	1,6	069
<b>Referências de Nível:</b> RN-1: situada junto à casa das máquinas do guindaste					
<b>Obs:</b> Não há referências a outros períodos					

Código BNDO: 50235

Na simulação realizada foi definido um valor constante para cada uma das propriedades da água na fronteira aberta. Essas condições, bem como as condições iniciais impostas são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3. Condições iniciais, impostas na fronteira aberta bem como em alguns rios da área de estudo, definidas para as simulações.

<b>Propriedade</b>	<b>Unidade</b>	<b>Condições Iniciais</b>	<b>Condições na Borda</b>	<b>Condições dos Rios*</b>
Temperatura	°C	22	22	Variável
Salinidade	psu	25	36	18
Sedimentos Coesivos	mg/l	100	15	100
Oxigênio	mgO <sub>2</sub> /l	7.5	9.56	7.0
Amônia		0.002	0.002	0.09
Nitrato		0.09	0.04	0.1
Nitrito		0.003	0.001	0.005
DONnr	mgN/l	0.02	0.002	0.002
DONr		0.2	0.02	0.02
PON		0.37	0.0009	0.02
Fósforo Inorgânico		0.03	0.03	0.05
DOPnr		0.0028	0.0002	0.002
DOPr	mgP/l	0.028	0.002	0.02
POP		0.05	0.005	0.02
Fitoplâncton		0.05	0.02	0.02
Zooplâncton	mgC/l	0.03	0.01	0.01

\*Em alguns rios foram impostas outras condições, detalhadas e justificadas no item 4.4.

### 4.3. Forçantes meteorológicas

Como forçantes meteorológicas para o modelo numérico foram utilizados os dados de reanálise de velocidade e direção do vento, temperatura do ar, pressão atmosférica, cobertura de nuvens, oriundos do NCEP Climate Forecast System Reanalysis (US-NECP, 2010). Esses dados são referentes ao ponto de grade em torno das coordenadas geográficas 24,1977°S e 46,5629°W.

A reanálise de dados do NCEP/CFSR utiliza um sistema de assimilação de dados aliada a uma abrangente base de dados, que envolve estações meteorológicas de

superfície, navios, radiossondas, balão piloto, satélite, entre outros. Os dados estão disponíveis para um período de 33 anos (1979-2010), possui 64 níveis de pressão, que vão da superfície até 0,26 hPa, com espaçamento horizontal de  $0,5^\circ$  e resolução temporal de 1 hora.

Na Figura 9 são apresentados os dados de temperatura do ar, referentes ao período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005. A Figura 10 mostra os dados de cobertura de nuvens e a Figura 11 apresenta os dados de pressão atmosférica, todos referentes ao mesmo período.

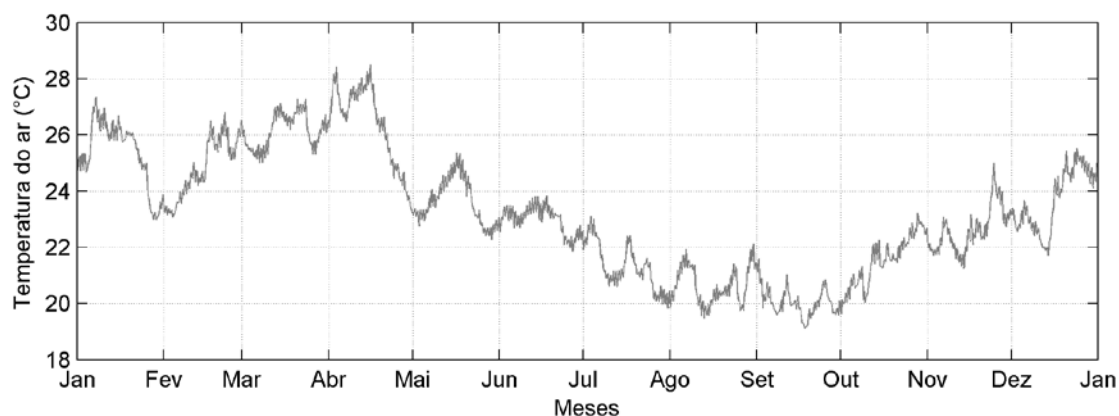


Figura 9. Temperatura do ar ( $^\circ\text{C}$ ) para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, dados obtidos do modelo NCEP/CFRS,  $dt=1$  hora.

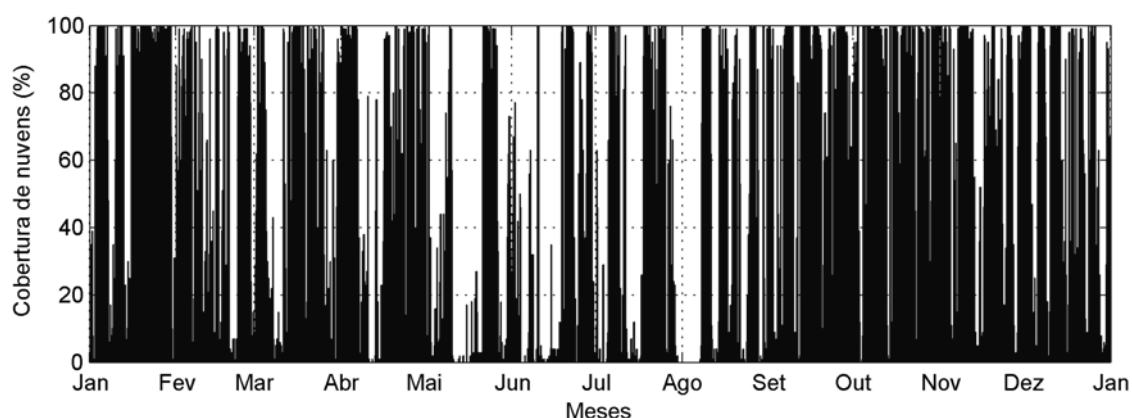


Figura 10. Porcentagem de cobertura de nuvens para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, dados obtidos do modelo NCEP/CFRS  $dt=1$  hora. Em branco o período sem cobertura.

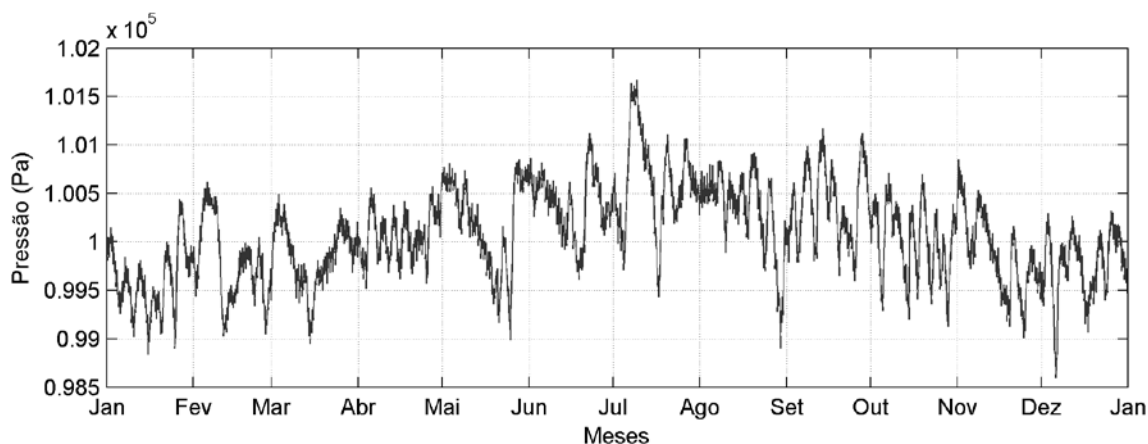


Figura 11. Pressão atmosférica (Pa) para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, dados obtidos do modelo NCEP/CFRS,  $dt = 1$  hora.

Na Figura 12 é apresentado a rosa dos ventos (histograma de frequência relativa) para o mesmo período (1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005). Através dessa figura é possível observar que os ventos mais frequentes durante o período foram oriundos do quadrante Leste.

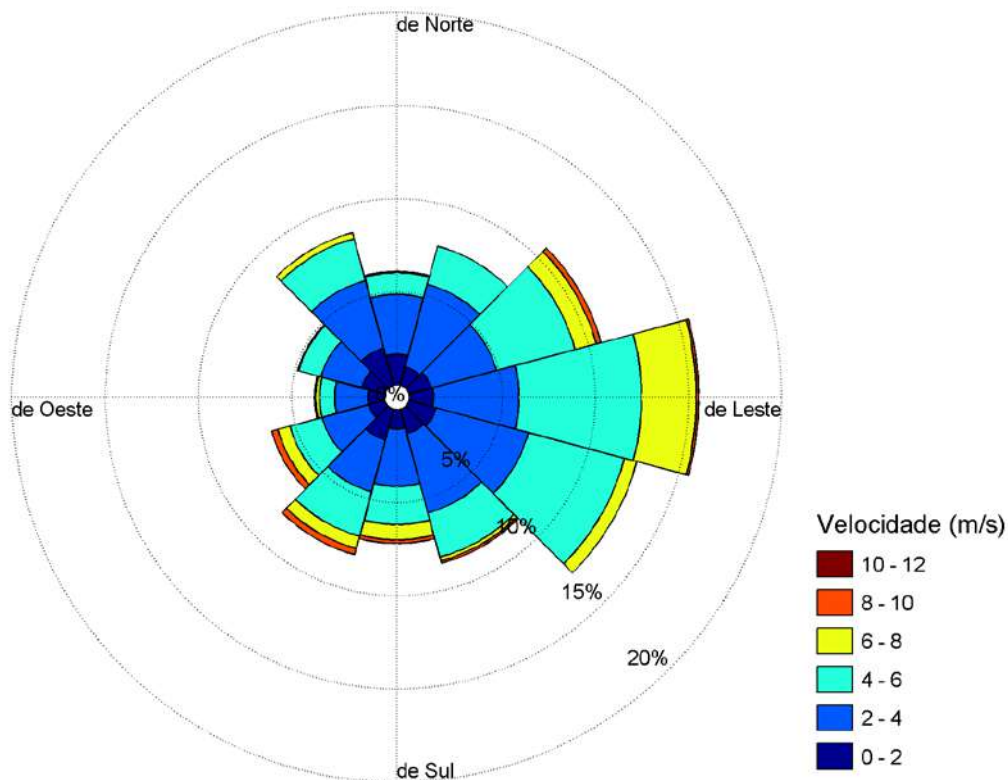


Figura 12. Rosa dos ventos para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005, a escala de cor indica a intensidade em m/s e os círculos concêntricos a porcentagem de observações. A direção segue a convenção meteorológica, ou seja, representa a direção de onde o vento vem. Dados obtidos do modelo NCEP/CFRS,  $dt = 1$  hora.

A seguir, a Figura 13 mostra a série temporal da componente U (Leste-Oeste) e da componente V (Norte-Sul) do vento para o mesmo conjunto de dados apresentado na figura anterior.

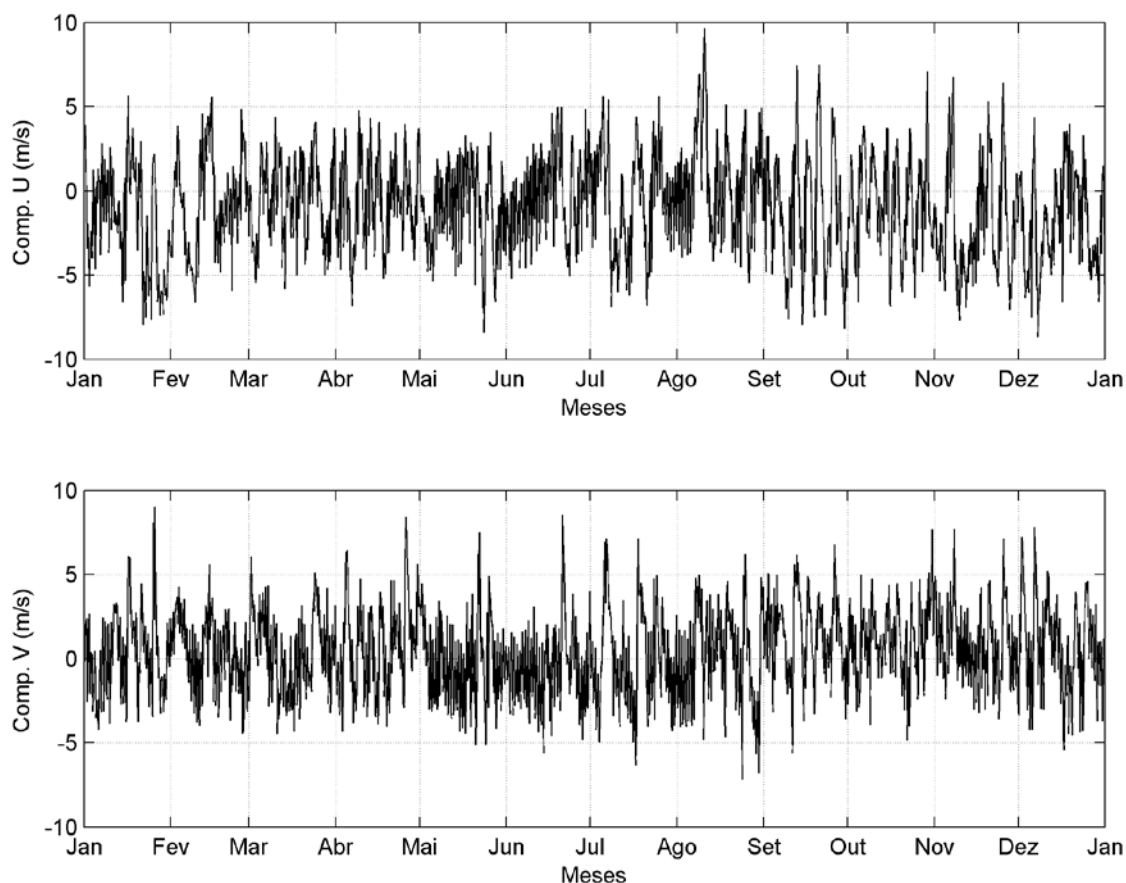


Figura 13. Série temporal da componente U (painel superior) e da componente V (painel inferior) do vento (em m/s). Dados obtidos do modelo NCEP/CFRS ( $dt = 1$  hora), no período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 2005.

Para a umidade relativa do ar foram utilizados valores médios mensais obtidos a partir de dados da estação meteorológica da CODESP obtidos durante o ano de 1997 (Figura 14). Essa estação foi instalada no bairro da Alemoa, aproximadamente nas coordenadas  $24,9213^{\circ}\text{S}$  e  $46,3752^{\circ}\text{W}$ .

Outro parâmetro importante para os processos ecológicos calculados pelo modelo é a radiação solar. Essa variável pode ser imposta como forçante meteorológica, ou também pode ser calculada diretamente pelo modelo utilizando dados de cobertura



de nuvens, bem como a posição geográfica e o dia do ano. Na simulação realizada nesse trabalho foi utilizada a segunda opção, ou seja, calculada pelo modelo.

Conforme citado anteriormente o modelo representou as áreas de inundações na região dos manguezais. Além de representar a geometria dessas áreas também foi considerado um efeito de sombreamento causado pela copa das árvores, assim reduzindo a quantidade de luz que atinge a superfície da água. Para representar esse efeito foi assumida uma redução de 50% na luz que atinge a superfície da água nas regiões onde há ocorrência de manguezais.

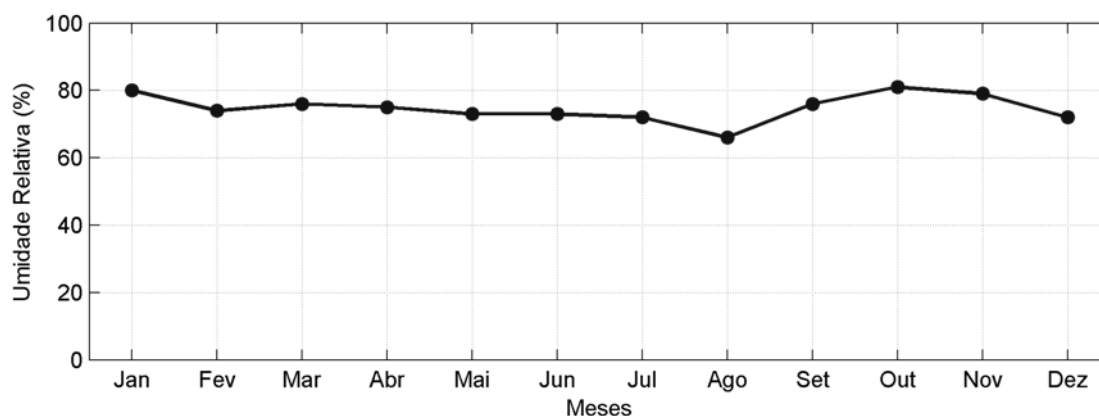


Figura 14. Média mensal da umidade relativa do ar (%) para o período de 1º de janeiro a 31 de dezembro de 1997, da estação meteorológica da CODESP (24,9213°S e 46,3752°W).

#### 4.4. Descarga dos rios

Para representar a vazão dos principais rios que deságuam na região do sistema estuarino de Santos-São Vicente (Figura 15) foram utilizados os valores de vazão média mensal, apresentados no Estudo de Impactos Ambientais da dragagem de aprofundamento do canal Porto de Santos (CODESP, 2008). Esses dados foram obtidos com base em modelos hidrológicos e mapas de isoietas históricos (1943 a 1988) através da metodologia do Manual de Cálculo das Vazões Máximas, Médias e Mínimas nas Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo, publicado pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) em 1994. Também foram considerados valores médios mensais bombeados pela Usina Henry Borden (UHB), descarregada no rio Cubatão.

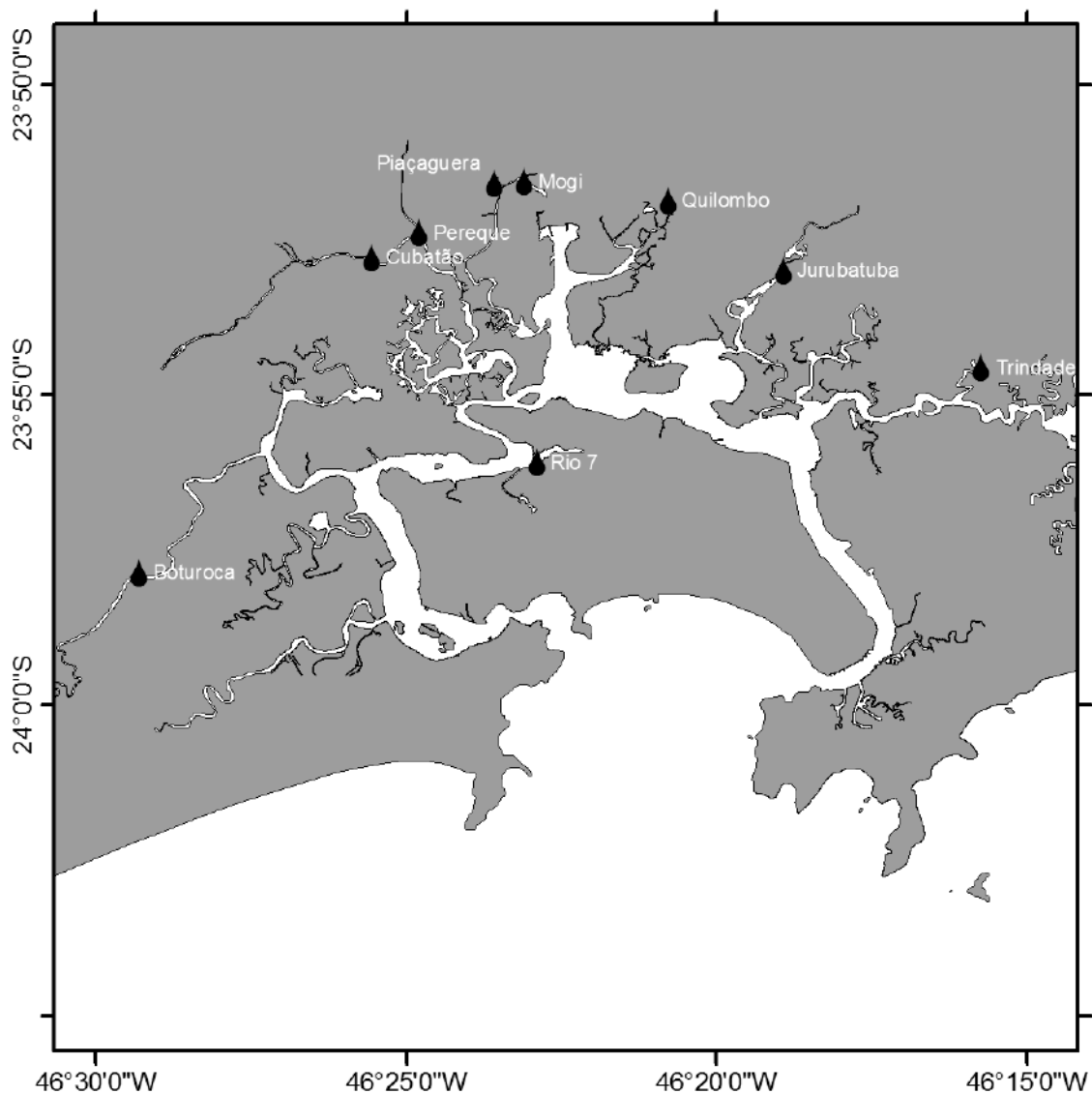


Figura 15. Localização dos principais rios da região utilizados no modelo.

Para diminuir o número de descargas de rios utilizadas no modelo, a vazão de alguns rios foi agrupada. Nas simulações foi utilizada a vazão média mensal dos seguintes rios: Rio Cubatão (considerando a descarga da UHB), Rio Boturoca, Rio Quilombo, Rio Jurubatuba, Rio Moji somada a descarga do Rio Piaçaguera, Rio Perequê, Rio Trindade e um rio com nome desconhecido, denominado no presente estudo como Rio 7.

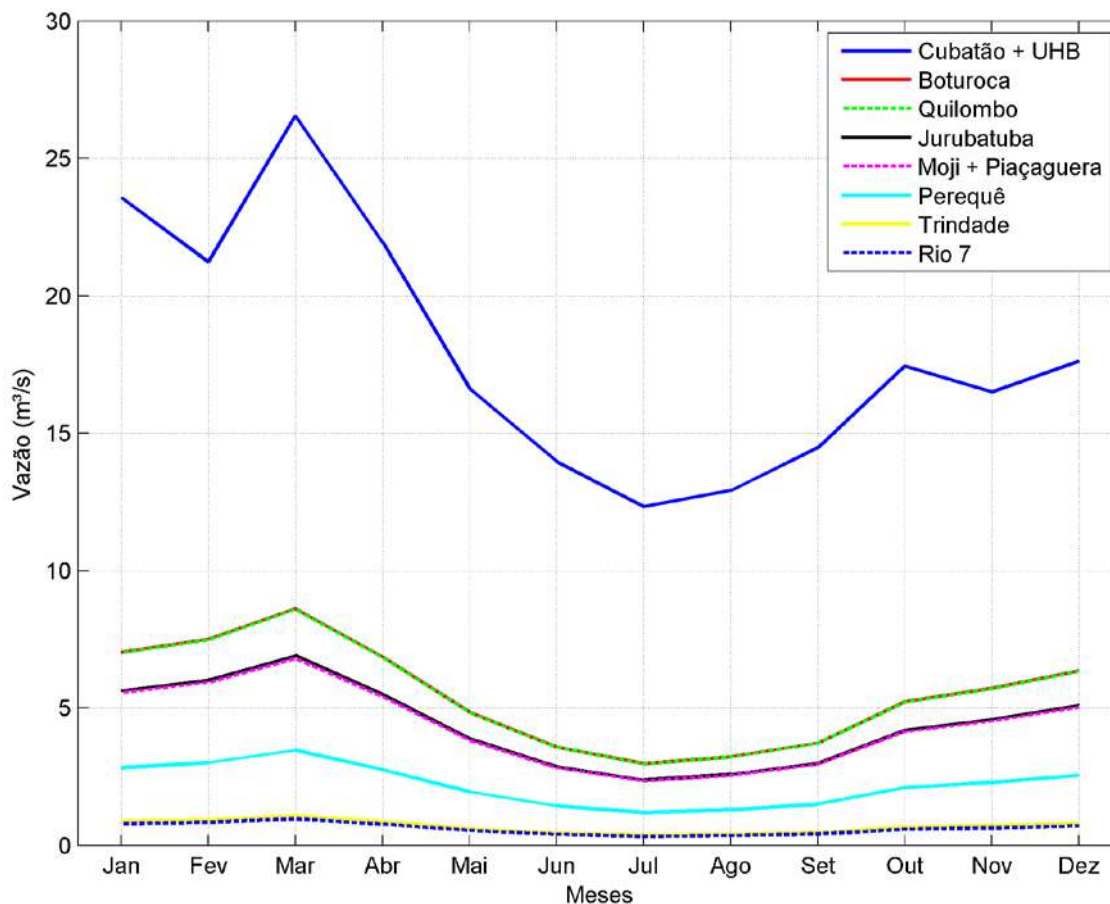


Figura 16. Vazão média mensal ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) dos principais rios da região. (fonte: CODESP, 2008).

Com relação às propriedades da água foram utilizados valores constantes (Tabela 3) com base em dados coletados pelo monitoramento da CETESB (2004; 2005a; 2006) nos rios da região, exceto para a temperatura da água para os quais foram utilizados valores médios mensais (Figura 17). Entretanto para os Rios Cubatão, Moji e Piaçaguera onde esse monitoramento é sistemático foram utilizados valores médios mensais com base nos dados coletados entre os anos de 2004 a 2006. Conforme citado anteriormente a vazão desses rios foi somada, portanto também foi feita uma média com base na contribuição de cada um desses rios. Na Figura 18 são apresentadas as concentrações de oxigênio dissolvido ( $\text{O}_2$ ), amônia ( $\text{NH}_4$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4$ ) dessas duas descargas consideradas no modelo.

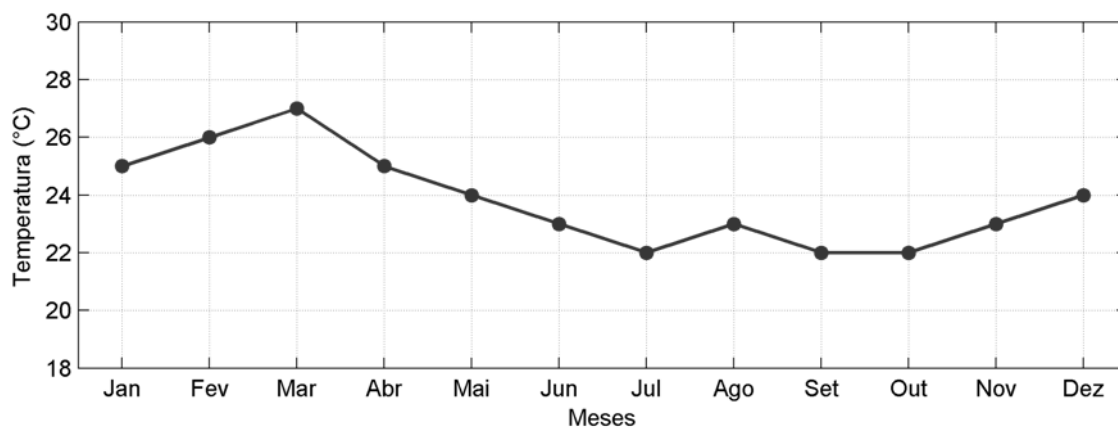


Figura 17. Temperatura média mensal (°C) usada como forçante para os principais rios da região.

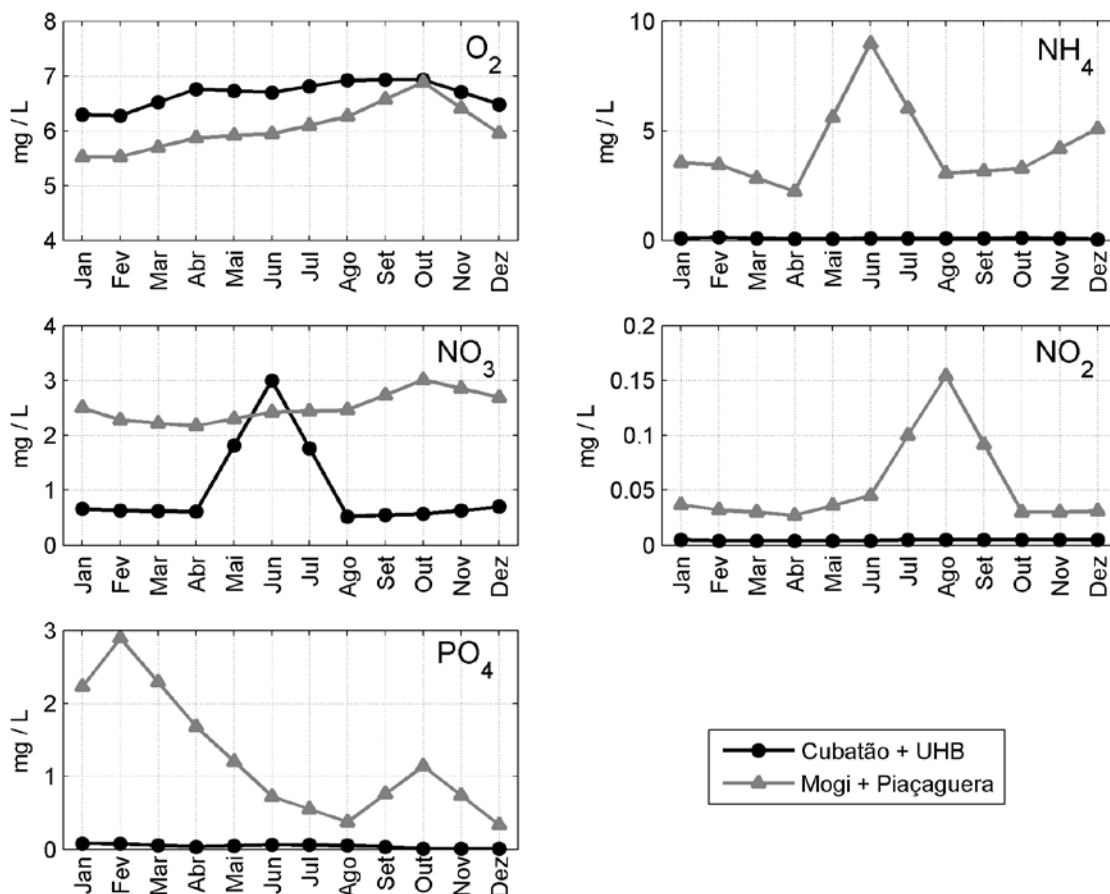


Figura 18. Concentrações médias mensais (mg/l) de diferentes variáveis usadas como forçantes no Rio Cubatão (mais descarga da Usina Henry Borden) e Rios Moji e Piaçaguera.

#### 4.5. Descargas de esgoto

Segundo CETESB (2001) a contribuição por esgotos domésticos na região ainda constitui uma grande fonte de nutrientes, matéria orgânica e micro-organismos para o sistema estuarino de Santos-São Vicente. A contribuição difusa por áreas não servidas por coleta e tratamento de esgotos diretamente para o estuário é bastante significativa.

Dentro desse contexto, para representar as descargas de esgoto no sistema estuarino de Santos-São Vicente foram utilizados os dados levantados durante o projeto ECOMANAGE (MATEUS, et al., 2008; SAMPAIO & FERREIRA, 2008; SAMPAIO, 2011). Os dados referentes aos efluentes do emissário submarino de Santos, e das três Estações de Tratamento de Esgoto: Cubatão, Humaitá e Samaritá (Figura 19) foram fornecidos pela SABESP.

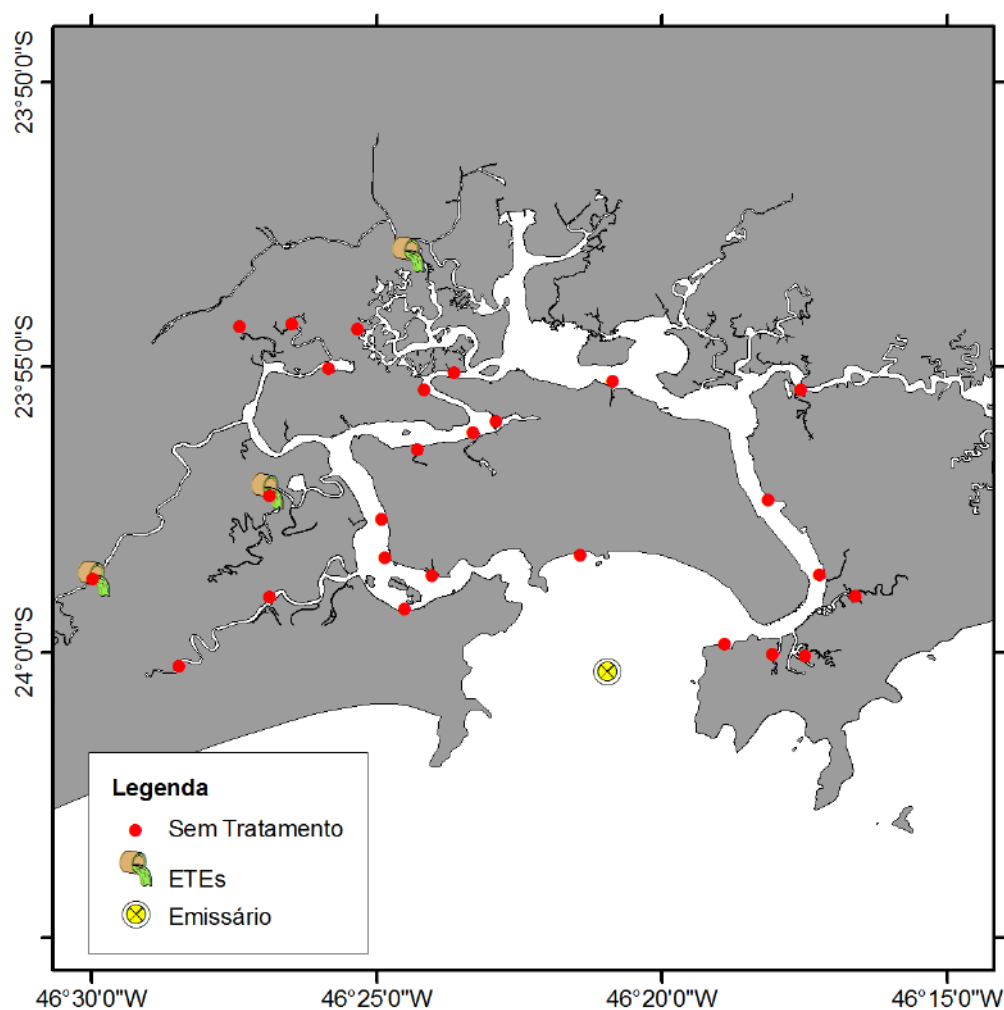


Figura 19. Localização de pontos de descargas de esgoto utilizadas no modelo. Descarga dos bairros e submorádias sem coleta e tratamento de esgoto (em vermelho), ETEs (cano com efluente) e emissário submarino (em amarelo).

Foram utilizados valores médios mensais de concentração de oxigênio dissolvido, amônia, nitrato, nitrito e fósforo referentes ao ano de 2005. A vazão foi representada por valores constantes, sendo 0,2 m<sup>3</sup>/s para a ETE de Cubatão, 0,042 m<sup>3</sup>/s para a ETE do Samaritá e 0,04 m<sup>3</sup>/s para a ETE do Humaitá; para o emissário submarino de Santos foi considerado um valor constante de 2,5 m<sup>3</sup>/s para os meses de férias (onde há um aumento da população e consequentemente aumento na vazão de esgoto) e de 2,0 m<sup>3</sup>/s para os demais meses. Esses dados são apresentados nas figuras a seguir (Figura 20 a Figura 23).

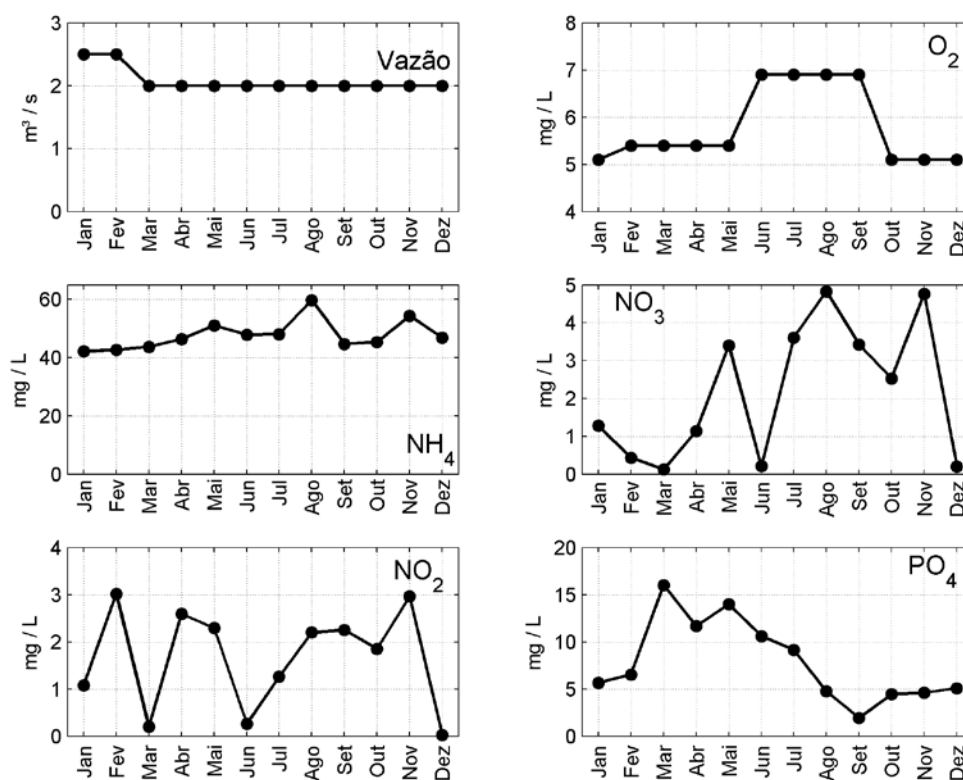


Figura 20. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga do emissário submarino (dados fornecidos pela SABESP).

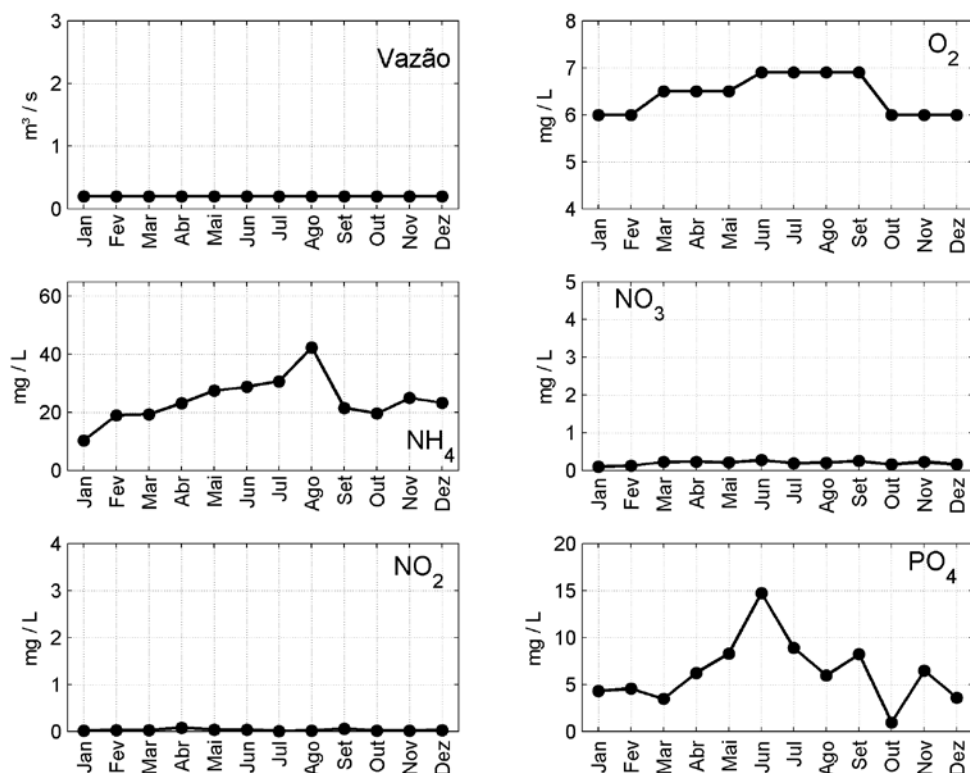


Figura 21. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga da ETE de Cubatão (dados fornecidos pela SABESP).

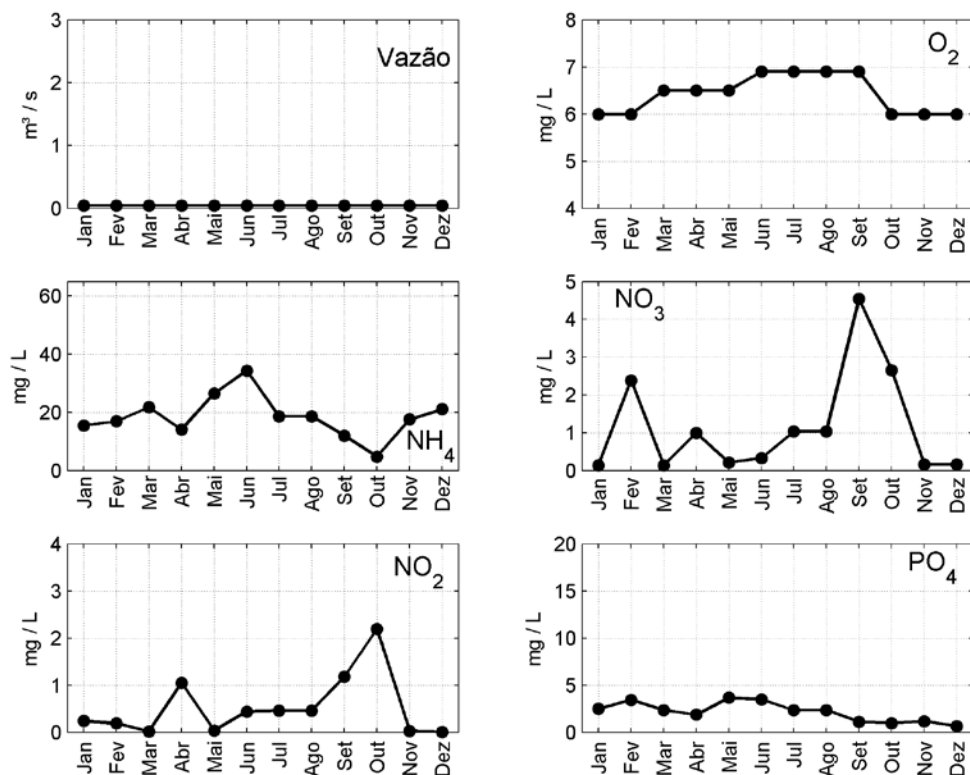


Figura 22. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga da ETE do Samaritã (dados fornecidos pela SABESP).

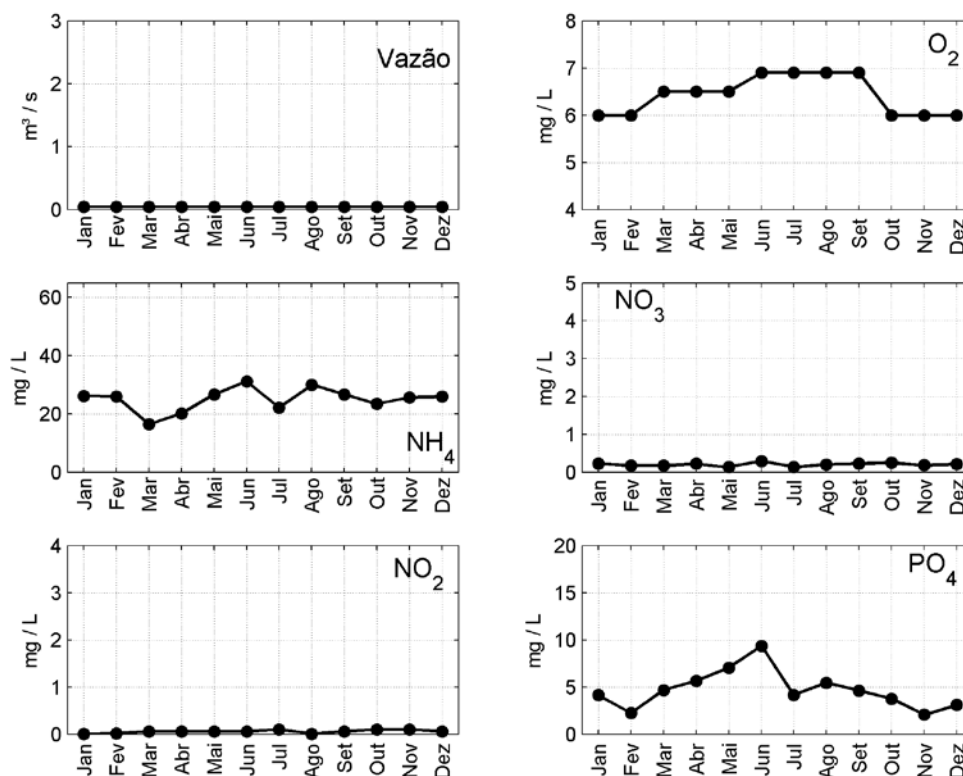


Figura 23. Dados médios mensais de diferentes variáveis usados na descarga da ETE do Humaitá (dados fornecidos pela SABESP).

Com relação às descargas difusas das submoradias e dos bairros sem coleta e tratamento de esgoto foram feitas estimativas da contribuição de esgoto baseadas nas áreas com cobertura por rede de esgoto, nos dados de população coletados pelo IBGE (2000) e na rede de drenagem. Na Figura 19 é apresentada a localização geográfica dessas descargas. Através dessas informações foi assumida uma descarga pontual constante para essas áreas (assim como para a vazão dos rios, algumas descargas foram somadas devido à proximidade), o cálculo de vazão foi feito assumindo um consumo de água diário de 190 litros per capita e uma perda de 20% nesse consumo, baseadas em Metcalf & Eddy (2003). Foram considerados valores constantes de temperatura (24°C), salinidade (18psu), sedimentos coesivos (120 mg/l) e oxigênio dissolvido (5,0 mg/l). As concentrações de nutrientes também foram baseadas em Metcalf & Eddy (op. cit.) para efluentes domésticos muito concentrados: 45 mg/l de amônia, 25 mg/l de nitrogênio orgânico dissolvido, 8 mg/l de fosfato e 4 mg/l de fósforo orgânico dissolvido.

Na Tabela 4 são apresentados os valores de vazão considerados para essas descargas, bem como a respectiva carga de nutrientes.



Tabela 4. Vazão e carga de nitrogênio e fósforo das descargas, referentes às áreas sem tratamento de esgoto, utilizadas no modelo.

<b>Descarga</b>	<b>Vazão (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>N (kg/dia)</b>	<b>P (kg/dia)</b>
Quietude + Vila Nova	0.063	328.4	65.7
Antártica + Ponte Nova	0.067	347.7	69.5
Sítio do Campo	0.019	96.1	19.2
Jd.Rio Branco + Mangue Seco + Quarentenário	0.022	112.7	22.5
Trevo	0.038	196.3	39.3
Vale Verde + Vila Esperança	0.014	71.1	14.2
Vila Esperança + Vila Natal	0.015	78.0	15.6
Nova República + Bolsão	0.010	50.9	10.2
São José + Vila Nova	0.017	87.1	17.4
Vila dos Pescadores	0.015	76.1	15.2
Vila dos Criadores	0.001	7.3	1.5
Caneleira + Jd.São Manoel + Alemoa	0.017	88.9	17.8
Vila Gilda + Catarina + Sambaiatuba	0.060	312.3	62.5
Pompeba + Piçarros + Jóquei	0.025	127.2	25.4
Vila Pantanal	0.006	32.8	6.6
Esplanada dos Barreiros	0.016	84.0	16.8
México 70	0.051	264.3	52.9
Bitarú	0.027	139.5	27.9
Morro do José Menino	0.002	11.2	2.2
Caixão + Acaraú + Santa Madalena + Vicente de Carvalho	0.159	823.0	164.6
Prainha	0.013	68.9	13.8
Vicente de Carvalho + Conceiçãozinha	0.014	70.9	14.2
Santo Antônio + Santa Clara + Engenho + Flores + Cachoeira + Mangue Seco + Primavera	0.037	189.5	37.9
Santa Cruz	0.009	45.8	9.2
Góes	0.001	2.7	0.5
Santa Rosa + VI.Ligia	0.013	67.1	13.4

#### **4.6. Avaliação do modelo**

Para um modelo numérico ser útil ele precisa reproduzir as principais características do sistema a ser modelado. Para se atingir esse objetivo é feita uma calibração com dados coletados em campo. Após essa calibração é realizada uma nova simulação com intuito de comparar os resultados com um conjunto de dados

independentes, caso essa simulação também reproduza de maneira satisfatória as características do sistema, o modelo pode ser considerado válido.

Conforme descrito anteriormente, o sistema MOHID vem sendo utilizado em diversas aplicações no sistema estuarino de Santos-São Vicente, o modelo hidrodinâmico foi calibrado com base em dados históricos de elevação e correntes (LEITÃO & MATEUS, 2008). No presente trabalho, para validação do modelo hidrodinâmico foram utilizados os dados de elevação do nível do mar das previsões de maré baseadas nas constantes harmônicas fornecidas pela FEMAR, para as estações da Ilha das Palmas (24°00,5'S e 46°19,6'W), da Torre Grande (23°57,3'S e 46°18,6'W) e da Ilha Barnabé (23°55,7'S e 46°20,2'W). Além dos dados de elevação foram utilizadas duas séries de dados de correntes. A primeira coletada na região do Canal de Piaçaguera durante o período de 23 de junho a 11 de julho de 2001 nas coordenadas 23°53,99'S e 46°22,64'W, e a segunda coletada na região da Baía de Santos (24°00,23'S e 46°20,50'W) durante o período de 8 de julho a 10 de agosto de 2010. Adicionalmente foram feitas comparações qualitativas com base nos dados de Harari et al.(2008).

Depois da calibração e validação do modelo hidrodinâmico procedeu-se a calibração do modelo ecológico. Para tal foram utilizados dados pretéritos disponíveis na literatura (BRAGA et al., 2000; BOSQUILHA, 2002; MOSER, 2002; LIMA, 2003).

Para a validação do modelo ecológico foram utilizados os dados coletados em oito pontos ao longo do estuário durante duas campanhas (agosto de 2005 e março de 2006) do projeto ECOMANGE (GIANESELLA & SALDANHA-CORRÊA, 2007) nos estuários de Santos e São Vicente, e também os dados do projeto ECOSAN (ANCONA, 2007; GIANESELLA et al., 2008a), coletados mensalmente em sete pontos no sistema estuarino e Baía de Santos durante o período de novembro de 2004 a dezembro de 2005.

A seguir, a Figura 24 apresenta a localização dos dados utilizados para a validação tanto do modelo hidrodinâmico quanto do modelo ecológico.

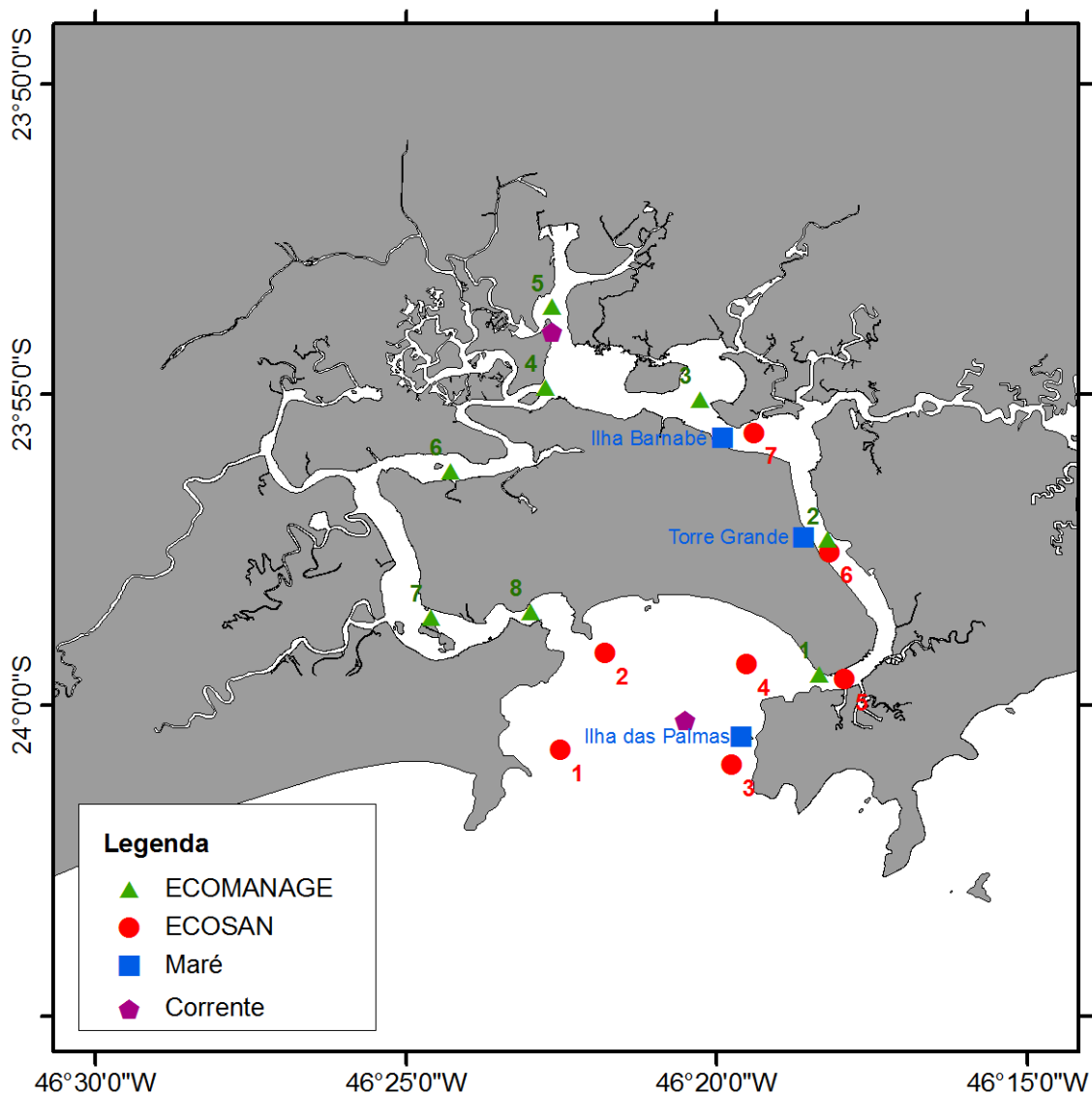


Figura 24. Localização dos pontos de coleta utilizados para validação do modelo ecológico e das estações da FEMAR, utilizadas para validação da maré e dos pontos onde foram coletados dados de corrente, utilizados para validação.

#### 4.7. Períodos de simulação e considerações

Devido à disponibilidade de dados para a validação do modelo, foram realizadas três simulações em períodos distintos. O primeiro período situou-se entre os dias 22 de junho a 10 de julho de 2001, enquanto que o segundo período simulado foi entre os dias 8 de julho a 10 de agosto de 2010. Ambos os períodos tiveram como objetivo a validação do modelo hidrodinâmico.

O terceiro foi um período mais longo de simulação, e teve como objetivo principalmente avaliar os padrões sazonais, além de ser utilizado para a validação com os dados disponíveis. Foi executado o modelo hidrodinâmico juntamente com o modelo ecológico para o período de novembro de 2004 a março de 2006, inicialmente a esse período foi realizada uma rodada de aquecimento de um ano, essa rodada de aquecimento teve como objetivo a estabilização das propriedades da água como temperatura, salinidade, concentração de nutrientes, etc., e principalmente a concentração de sedimentos coesivos no domínio. Adotou-se uma camada constante de 75 kg/m<sup>2</sup> de sedimentos coesivos no fundo, portanto em um ano de aquecimento foi possível estabilizar o padrão geral de sedimentos no fundo.

A Tabela 5 apresenta os valores utilizados para algumas constantes físicas e numéricas para as simulações.

Tabela 5. Valores de parâmetros físicos e numéricos utilizados nas simulações.

<b>Parâmetro (como denominado no modelo)</b>	<b>Descrição</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidade</b>
CDWIND	Coeficiente usado para calcular a tensão de cisalhamento do vento	0.002	-
ALBEDO	Coeficiente da quantidade de luz refletida pela água	5	%
RUGOSITY	Coeficiente (manning) utilizado na equação da tensão de cisalhamento do fundo	0.04	-
CRITICAL SHEAR EROSION CRITICAL	Valor crítico para erosão	0.4	N/m <sup>2</sup>
SHEAR DEPOSITION	Valor crítico para deposição	0.2	N/m <sup>2</sup>
EROSION RATE	Taxa de erosão de sedimentos no fundo	0.00005	kg/m <sup>2</sup> /s
VISCOSITY_H	Coeficiente de viscosidade horizontal turbulenta	10	kg/m/s
DT	Passo de tempo	30	s
DTwq	Passo de tempo do modelo ecológico	3600	s

Um fator importante que não foi considerado no modelo foi o efeito dos manguezais no ciclo dos nutrientes. Segundo Carmouze et al.(1998) vários estudos avaliaram a influência dos manguezais no balanço de massa dos ecossistemas estuarinos, entretanto as respostas são muito variadas. Dependendo de fatores como

topografia, tipo de floresta e regime de marés esse ecossistema pode funcionar como exportador ou importador de nutrientes. Os autores avaliaram os principais processos biogeoquímicos que ocorrem nos solos dos manguezais na região de Cananéia e durante o período estudado observaram a exportação de quantidades não significativas de nitrogênio, devido aos processos simultâneos de lançamento e incorporação de amônia. Levando em conta esse estudo, no modelo em questão assumiu-se que o balanço de nutrientes nos manguezais é igual à zero.

Conforme descrito no Apêndice A, o modelo ecológico do sistema MOHID permite ao usuário escolher entre a simulação de um grupo genérico de fitoplâncton ou dois grupos, a saber, fitoflagelados e diatomáceas. Segundo o trabalho de Ancona (2007), o grupo de fitoplâncton dominante na região do sistema estuarino de Santos-São Vicente foi o dos fitoflagelados, representando 60% da composição do fitoplâncton, em quase todos os meses do ano, com exceção do mês de agosto, sendo que em alguns meses essa composição foi superior a 80%. Dentro desse contexto e com o intuito de simplificar as simulações, no presente trabalho foi considerado apenas um grupo de fitoplâncton.

Uma das ferramentas disponíveis no sistema de modelos MOHID é a definição de caixas de integração em áreas do domínio simulado. Com essa ferramenta é possível calcular a massa total em cada uma das caixas definidas, transferência de massa entre elas, bem como o cálculo de taxas de processos ecológicos (por exemplo, fatores de limitação do crescimento fitoplanctônico).

Nas simulações foram definidas sete caixas de integração (Figura 25) baseadas em Mateus et al. (2008), que incluíram as distintas áreas do sistema estuarino de Santos-São Vicente, a saber: (1) Baía de Santos; (2) Canal de Santos; (3) Canal de Bertioga e Ilha Barnabé-Bagres; (4) Canal de Piaçaguera e Cubatão; (5) Largo da Pompeba e Rio Boturoca; (6) Rio Piaçabuçu e parte do Canal dos Barreiros; e (7) Canal dos Barreiros e Baía de São Vicente.

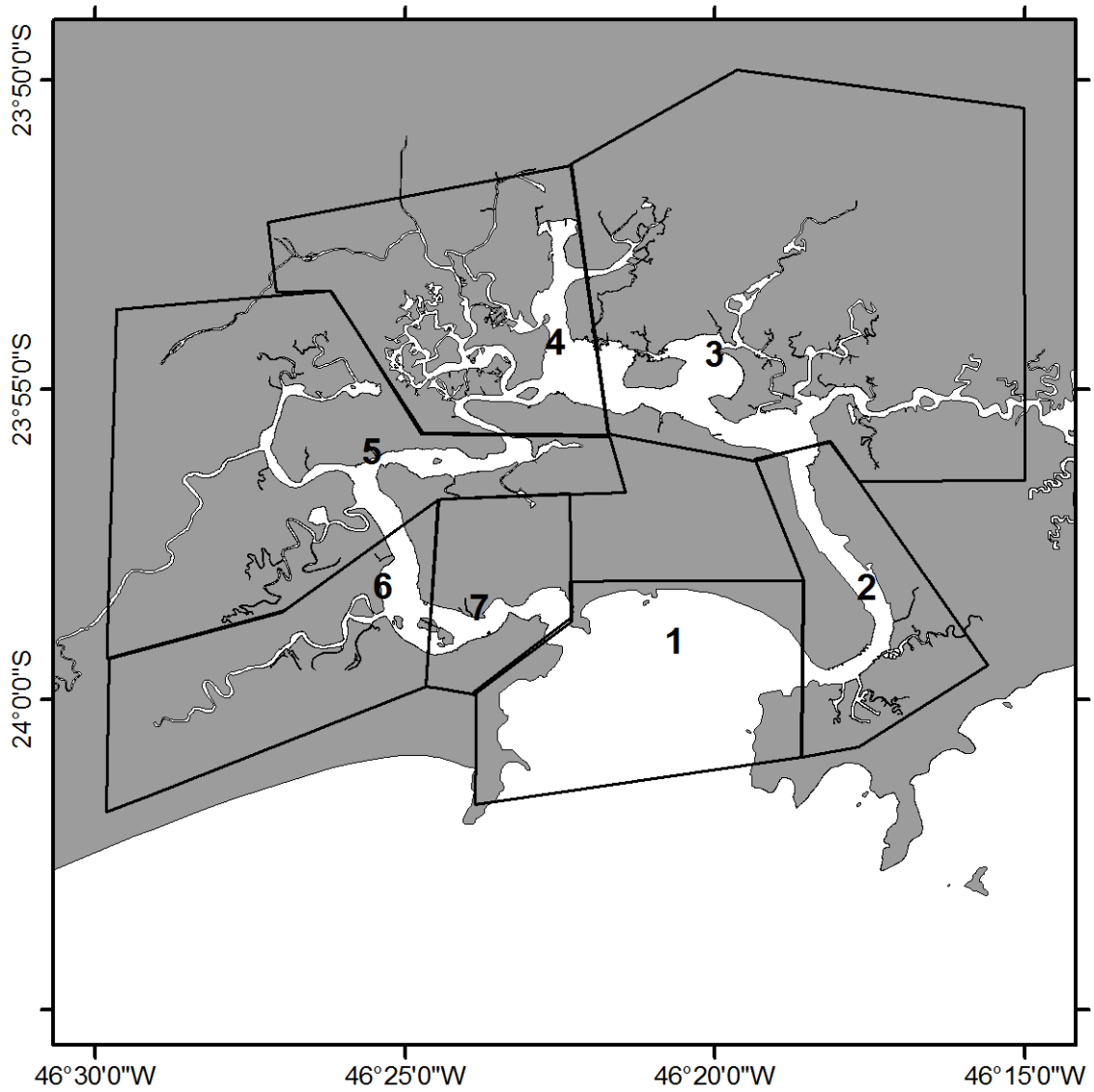


Figura 25. Localização das caixas de integração utilizadas para análise dos resultados do modelo (baseado em Mateus et al., 2008).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1. Modelo Hidrodinâmico

Nas figuras a seguir (Figura 26 a Figura 28) são apresentadas as comparações da elevação do nível do mar calculadas pelo modelo com os dados obtidos através da previsão harmônica, para as estações localizadas na Ilha das Palmas, na Torre Grande e na Ilha Barnabé, respectivamente. O erro médio quadrático para a estação da Ilha das Palmas foi de 0,11 m e o coeficiente de correlação linear foi de 93%, enquanto que para a estação da Torre Grande os coeficientes foram de 0,13 m e 93%, respectivamente. Já para a estação localizada nas proximidades da Ilha Barnabé os coeficientes foram de 0.17 m e 88%, respectivamente.

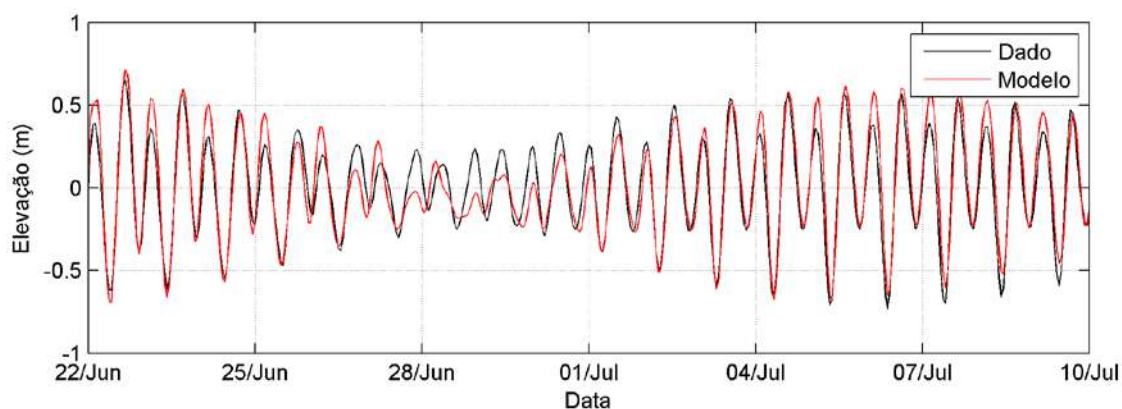


Figura 26. Comparação entre os resultados de elevação do modelo (em vermelho) e dados das previsões harmônicas para a estação da Ilha das Palmas (em preto), período de simulação 18 dias (22 de junho a 10 de julho de 2001).

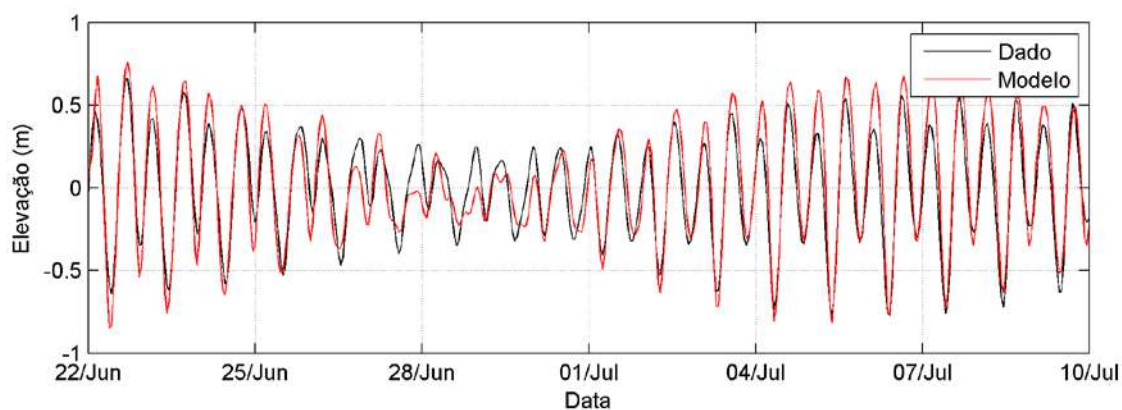


Figura 27. Comparação entre os resultados de elevação do modelo (em vermelho) e dados das previsões harmônicas para a estação da Torre Grande (em preto), período de simulação 18 dias (22 de junho a 10 de julho de 2001).

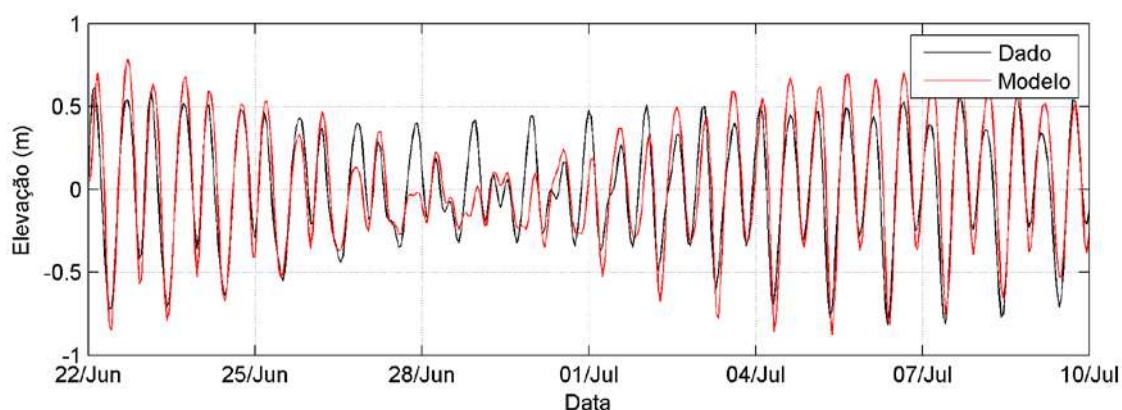


Figura 28. Comparação entre os resultados de elevação do modelo (em vermelho) e dados das previsões harmônicas para a estação da Ilha Barnabé (em preto), período de simulação 18 dias (22 de junho a 10 de julho de 2001).

As séries temporais de corrente, tanto dos dados coletados na região do Canal de Piaçaguera quanto os resultados obtidos nas simulações são apresentadas na Figura 29. Cabe ressaltar que como os resultados do modelo são integrados na vertical, para a série temporal dos dados coletados foi utilizado a média na vertical para cada componente. O erro médio quadrático para a Componente U (Leste-Oeste) foi de 0,02 m/s e o coeficiente de correlação linear foi de 52%, enquanto que para a Componente V (Norte-Sul) os coeficientes foram de 0,11 m/s e 57%, respectivamente.



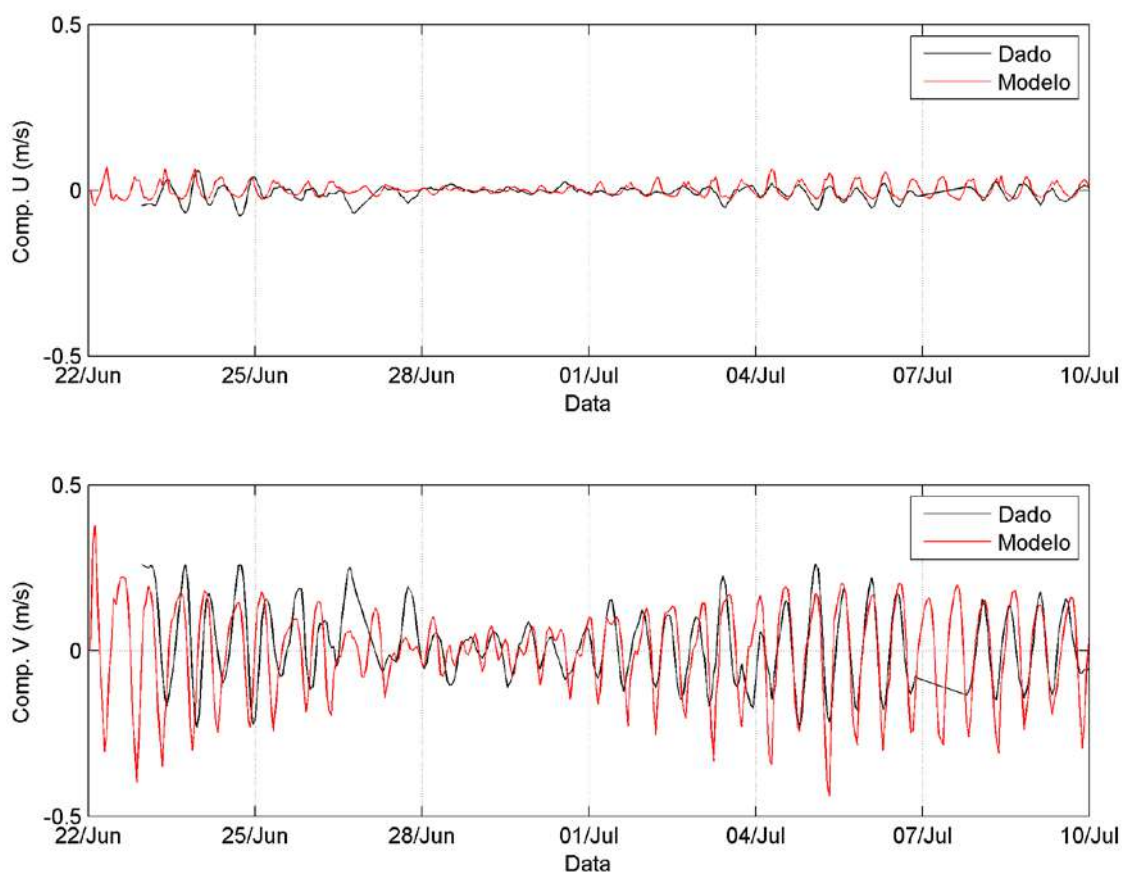


Figura 29. Comparação entre os resultados de correntes obtidos com a modelagem (em vermelho) e os dados coletados (em preto) na região do Canal de Piaçaguera durante o período de 22 de junho a 10 de julho de 2001, período de simulação 18 dias.

Segundo estudos anteriores (HARARI e CAMARGO 1995, 1998; HARARI et.al., 1999, 2000) a circulação da maré astronômica pode ser considerada a principal responsável pela circulação local no sistema estuarino de Santos-São Vicente, entretanto efeitos meteorológicos extremos, como a entrada de sistemas frontais (frente-fria) podem causar variações no nível do mar gerando uma circulação da mesma ordem de grandeza das geradas pela maré.

Conforme observado nas comparações entre os dados de correntes coletados e os resultados do modelo, neste ponto, o escoamento é praticamente unidirecional, orientado pela geometria do Canal de Piaçaguera, intercalando períodos de enchente e vazante forçados por maré astronômica.

Adicionalmente são apresentados resultados do modelo hidrodinâmico (Figura 30) para um instante próximo aos dados coletados, e os resultados da campanha de coleta de dados em setembro de 2005 (Figura 31). Cabe ressaltar que, as amostragens

dos dados não ocorreram simultaneamente nos oito pontos, portanto são de instantes diferentes entre si, e os resultados do modelo são referentes um único instante.

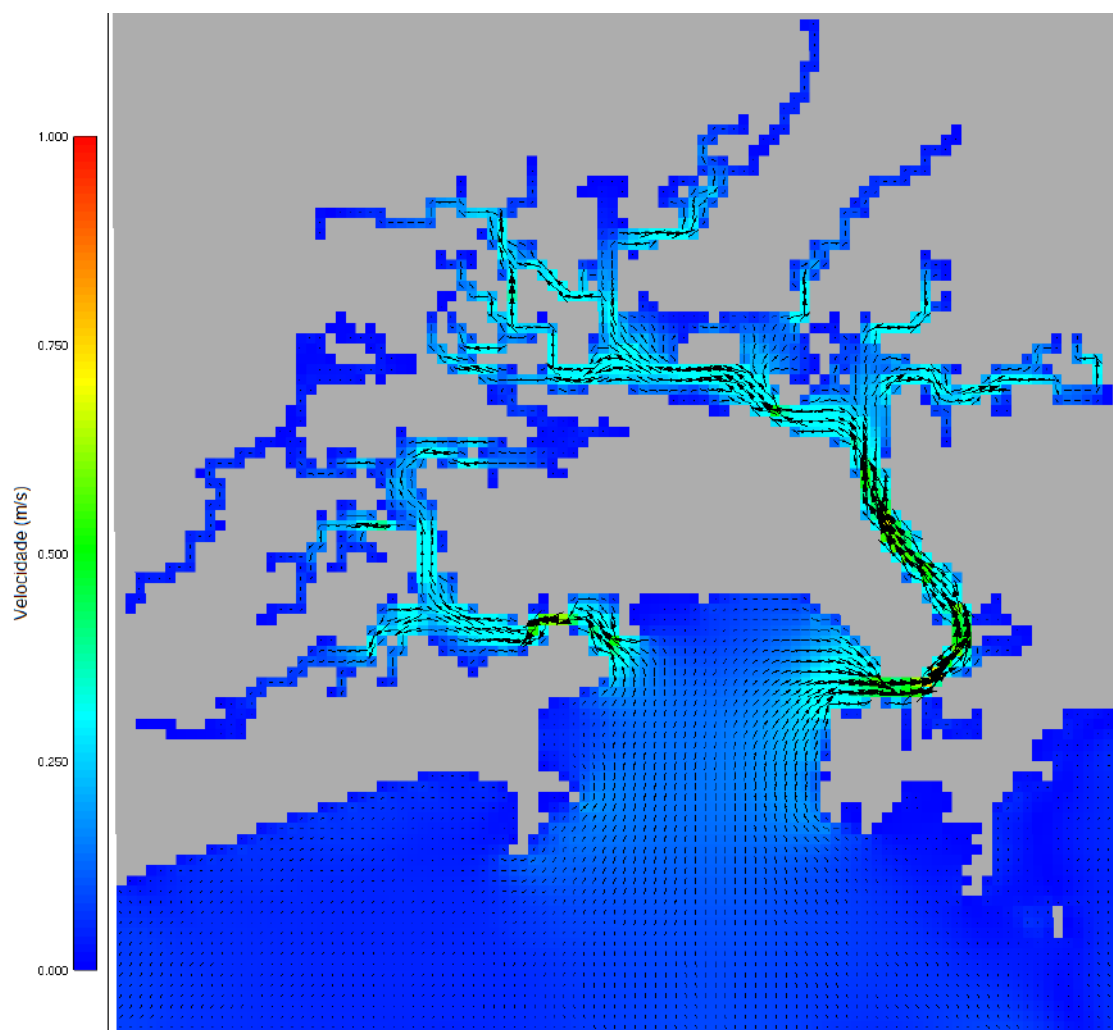


Figura 30. Resultados do modelo para as correntes em 16 de setembro de 2005 às 11:00, escala de cores representa a intensidade em m/s.

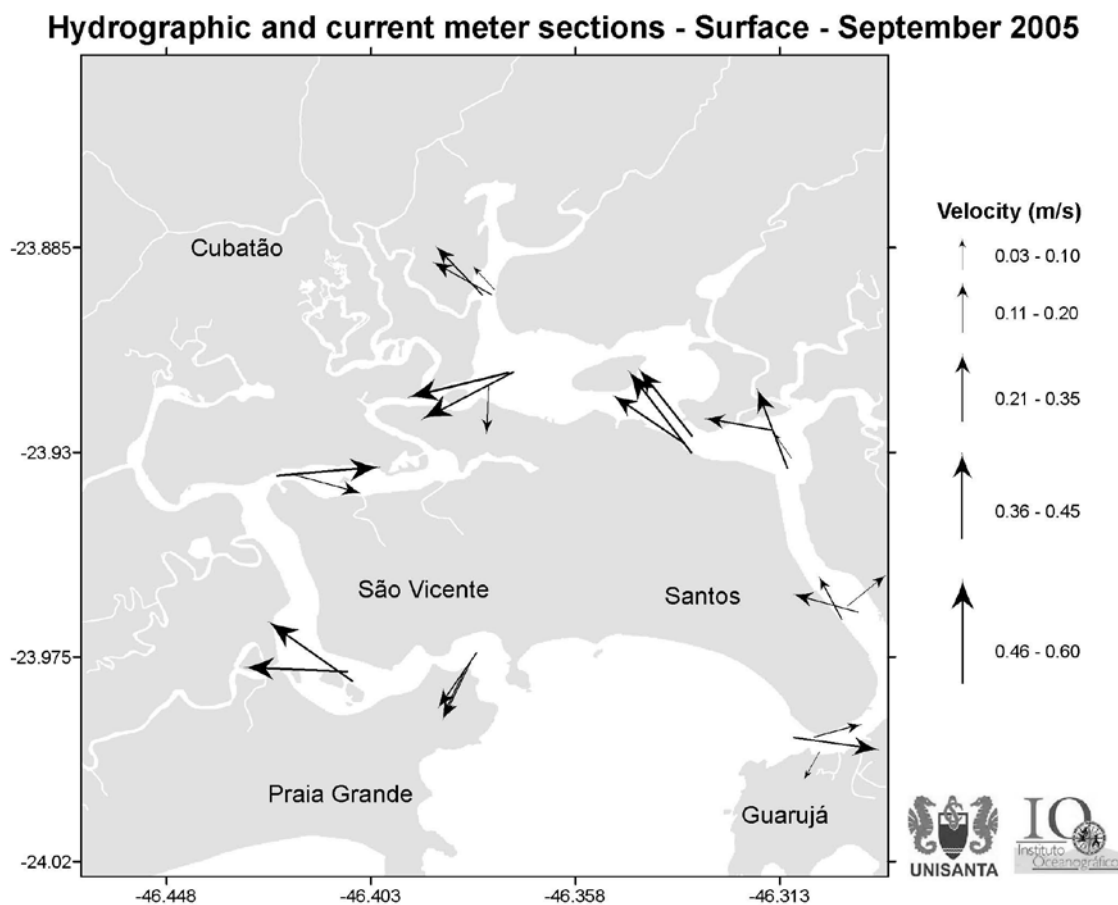


Figura 31. Resultados de velocidade e direção das correntes nas oito estações da campanha de setembro de 2005 (fonte: HARARI et al., 2008). Dados não sinóticos.

Analogamente são apresentados resultados do modelo hidrodinâmico (Figura 32) para um instante próximo aos dados coletados, e os resultados da campanha de coleta de dados em março de 2006 (Figura 33). Assim como na campanha anterior, as amostragens dos dados não ocorreram simultaneamente nos oito pontos, portanto são de instantes diferentes entre si, e os resultados do modelo são referentes um único instante.

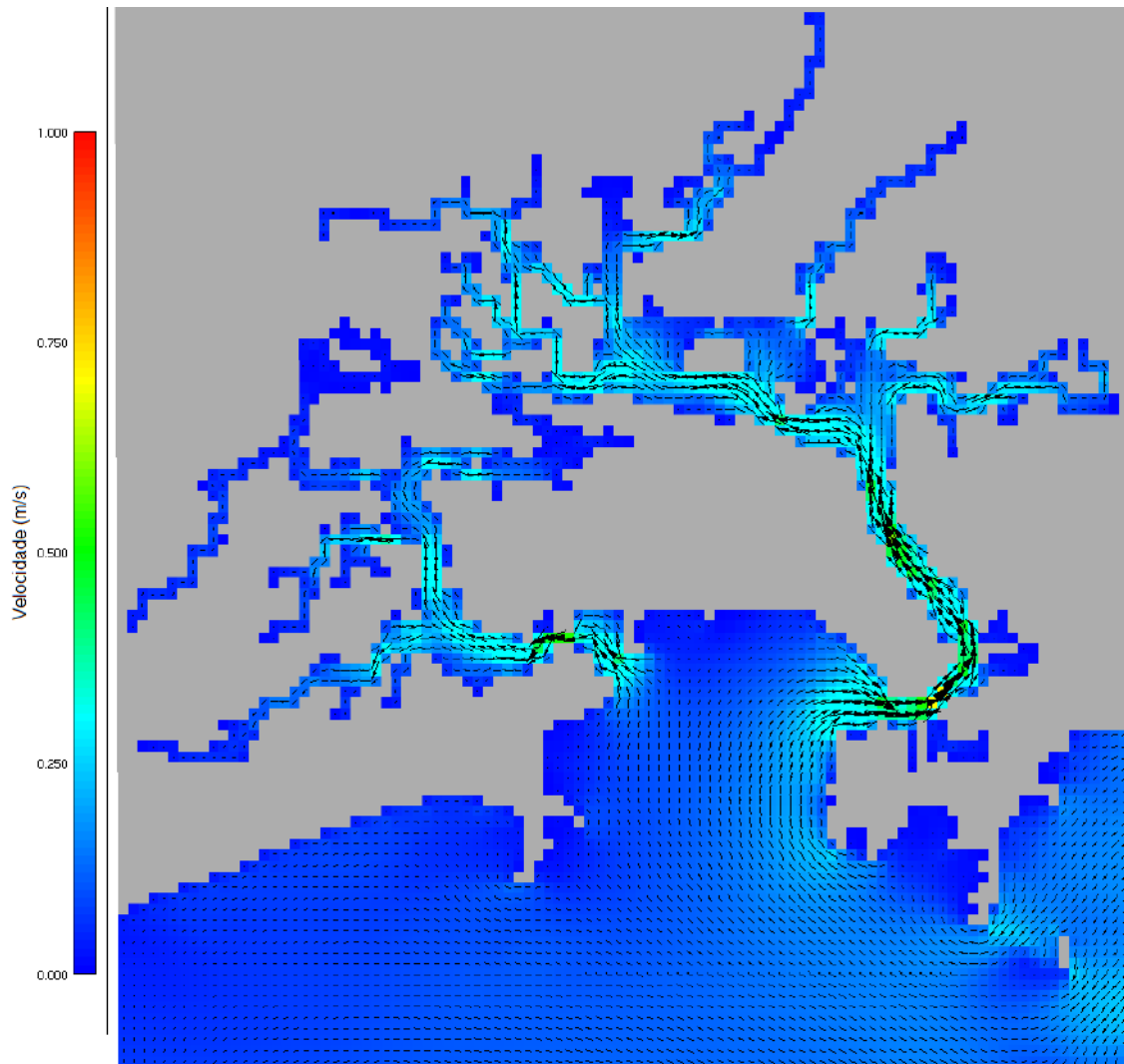


Figura 32. Resultados do modelo para as correntes em 13 de março de 2006 às 15:00, escala de cores representa a intensidade em m/s.

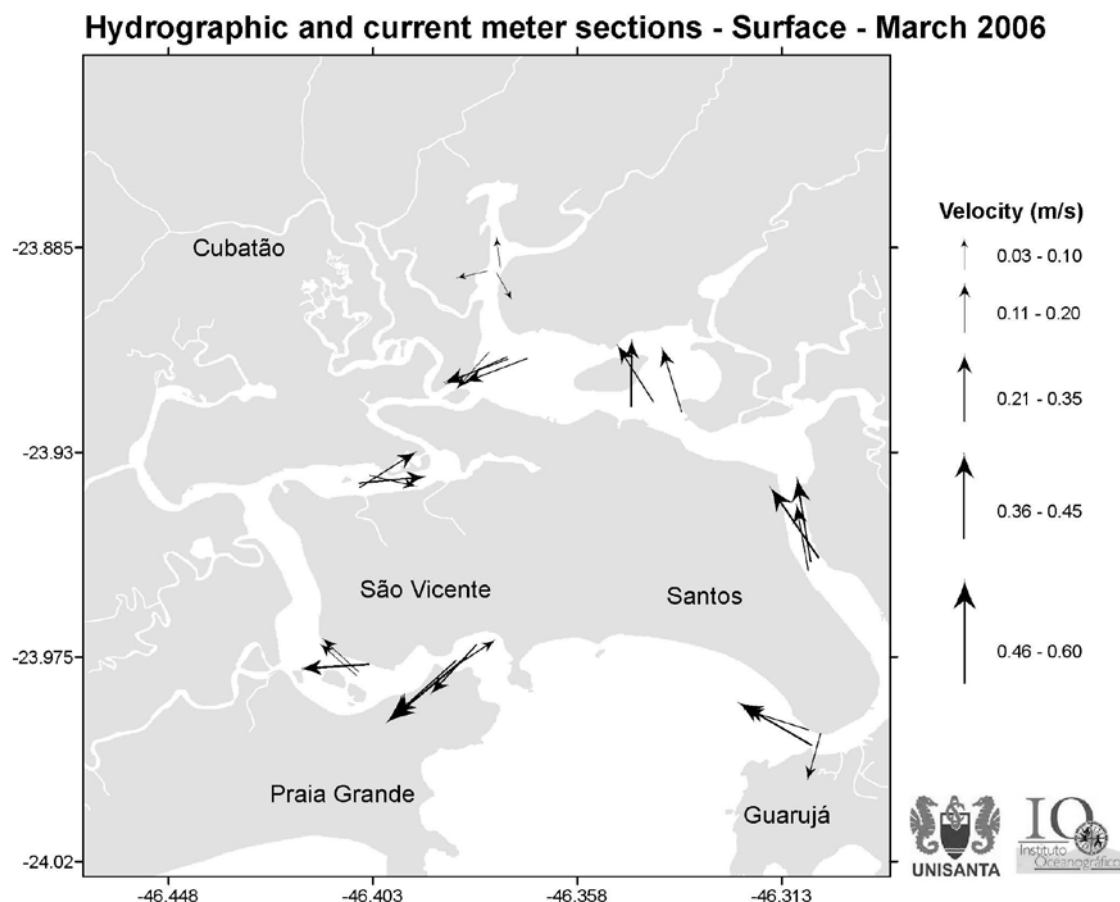


Figura 33. Resultados de velocidade e direção das correntes nas oito estações da campanha de março de 2006 (fonte: HARARI et al., 2008). Dados não sinóticos.

Pode-se afirmar que os resultados da modelagem hidrodinâmica para os períodos apresentados, mesmo que de maneira qualitativa, são semelhantes aos dados coletados durante as campanhas de setembro de 2005 e março de 2006. Outro padrão que pode ser observado nos resultados é a região de convergência e divergência das correntes nas proximidades do rio Casqueiro, padrão apresentado no trabalho de (HARARI e CAMARGO, 1998).

Analogamente, as séries temporais de corrente, tanto dos dados coletados na região da Baía de Santos quanto os resultados obtidos nas simulações são apresentados na Figura 29. Cabe ressaltar que, como os resultados do modelo são integrados na vertical, para a série temporal dos dados coletados foi utilizada a média na vertical para cada componente. O erro médio quadrático para a Componente U (Leste-Oeste) foi de 0,05 m/s e o coeficiente de correlação linear foi de 44%, enquanto que para a Componente V (Norte-Sul) os coeficientes foram de 0,08 m/s e 51%, respectivamente.

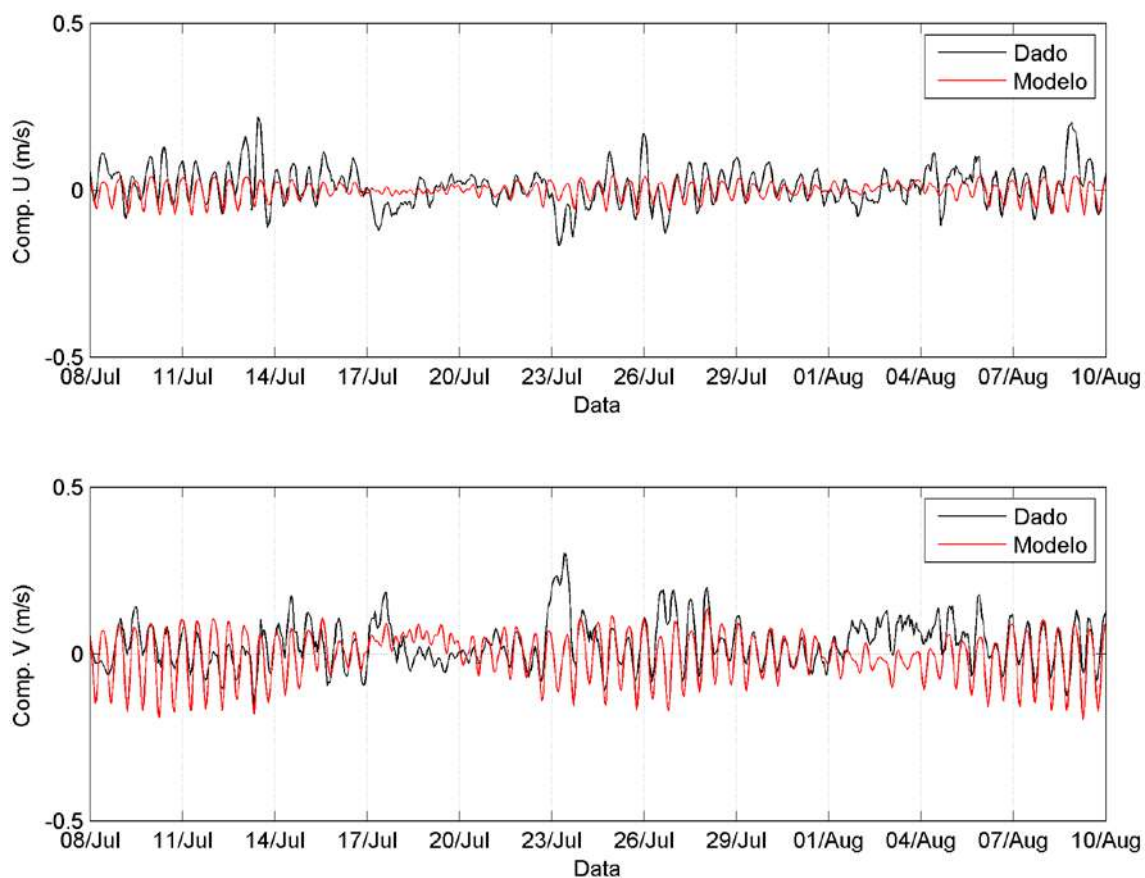


Figura 34. Comparação entre os resultados de correntes obtidos com a modelagem (em vermelho) e os dados coletados (em preto) na região da Baía de Santos durante o período de 08 de julho a 10 de agosto de 2010, período de simulação 33 dias.

O modelo apresentou boa concordância tanto em relação à amplitude quanto à fase para a elevação do nível do mar nas três estações da FEMAR, bem como para as correntes coletadas na região interna do estuário e da Baía de Santos. Considerando esses resultados, pode-se afirmar que o modelo representou de maneira razoável a circulação local.

## **5.2. Modelo Ecológico**

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados do modelo ecológico, bem como a comparação desses resultados com os dados coletados na região. Devido ao grande volume de informações produzidas, as séries temporais com os resultados do modelo nos 15 pontos de coleta de dados são apresentadas no Apêndice B deste trabalho. Diferente das comparações realizadas entre os resultados do modelo hidrodinâmico e os dados coletados, para avaliar os resultados obtidos com o modelo ecológico foram feitas apenas comparações na forma de gráficos, tendo em vista a grande variabilidade temporal dos resultados do modelo enquanto os dados coletados são pontuais. Mesmo assim, segundo Legates & McCabe (1999) este tipo de comparação é essencial para uma avaliação apropriada do modelo.

### **5.2.1. Temperatura**

Os resultados do modelo para temperatura da água na região da Baía de Santos foram semelhantes aos dados coletados na região. Nos meses de março os dados coletados mostraram uma estratificação da coluna d'água, principalmente no ponto ECOSAN 03. Como as simulações foram realizadas com um modelo 2D seria impossível representar tal padrão, entretanto os resultados foram próximos aos valores coletados no meio da coluna d'água. Na grande maioria dos pontos, nos meses de maio a setembro a temperatura da água calculada pelo modelo foi um pouco menor (no máximo 3°C, no mês de junho) em relação aos dados coletados.

Através de seu módulo atmosférico e de interface água/ar o modelo calcula os fluxos de calor entre a água e a atmosfera. Os principais são calor sensível e calor latente, influenciados principalmente pela temperatura do ar. Para essa forçante foram utilizados dados de um modelo meteorológico global, é possível que se tivessem sido utilizados dados coletados de temperatura do ar a diferença entre os resultados das simulações para temperatura da água fossem menores. Outro fator que provavelmente contribuiu para essa diferença foi a utilização de valores médios mensais de temperatura nas descargas dos rios, bem como a utilização de um valor constante na fronteira aberta.

Entretanto, pode-se afirmar que, no geral, o modelo foi capaz de representar de maneira satisfatória a temperatura da água, inclusive a variação sazonal, com temperaturas acima de 25°C nos meses de verão e próximas a 20°C durante os meses de inverno, padrão também observado nos dados coletados (Figura 35).

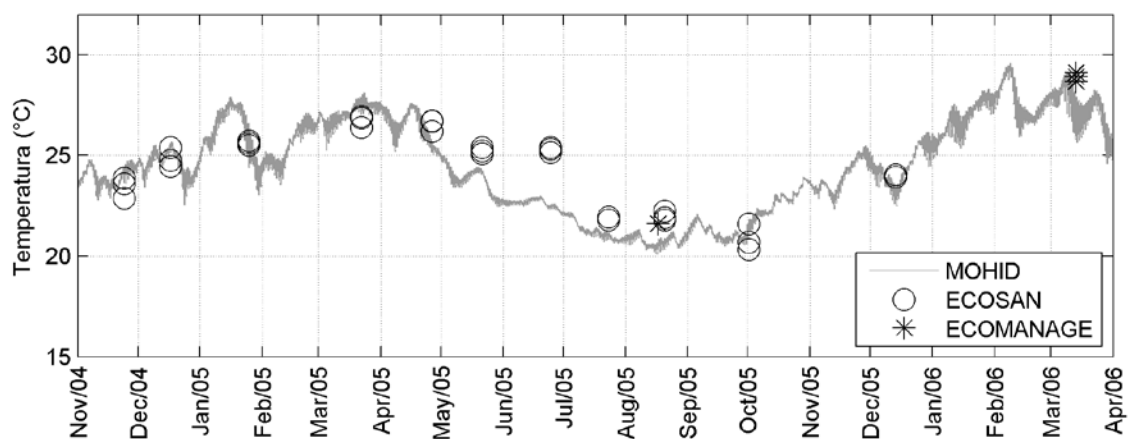


Figura 35. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo preto) e ECOMANAGE 01 (asterisco preto).

Quanto à variação espacial não foram observados grandes diferenças na temperatura da região como um todo, com exceção da área próxima a fronteira aberta, onde foram observadas temperaturas menores, porém isso se deve as condições impostas nessa borda.

A Figura 36 mostra um instantâneo do campo de temperatura para no período de verão, enquanto que a Figura 37 apresenta a temperatura da água em um instante no período de inverno.



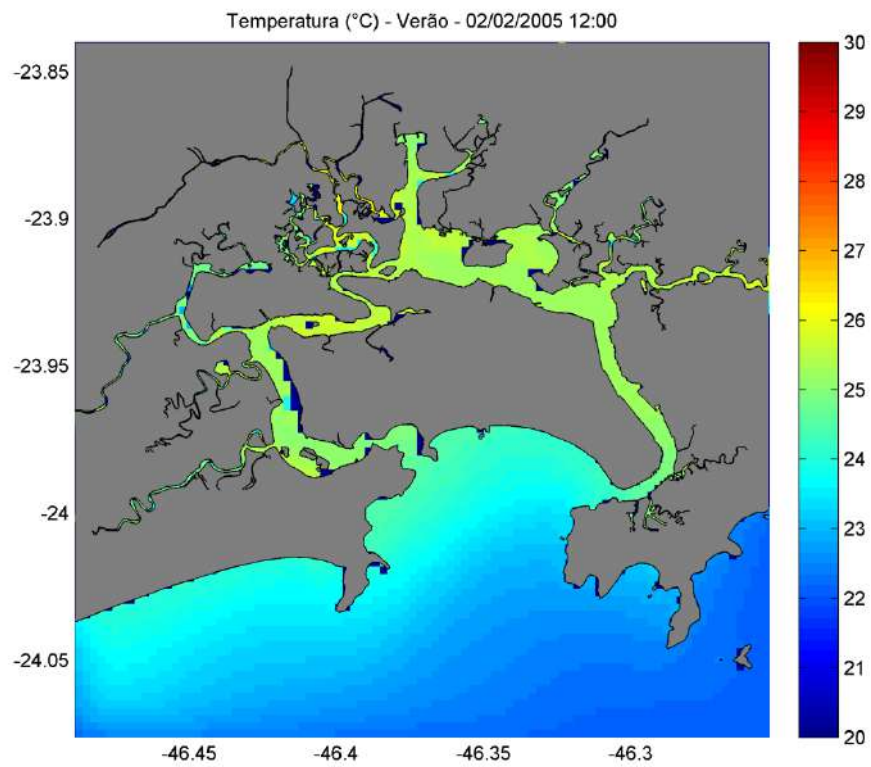


Figura 36. Resultados do modelo para a temperatura da água em um instante de verão, escala de cores representa a temperatura em graus Celsius.

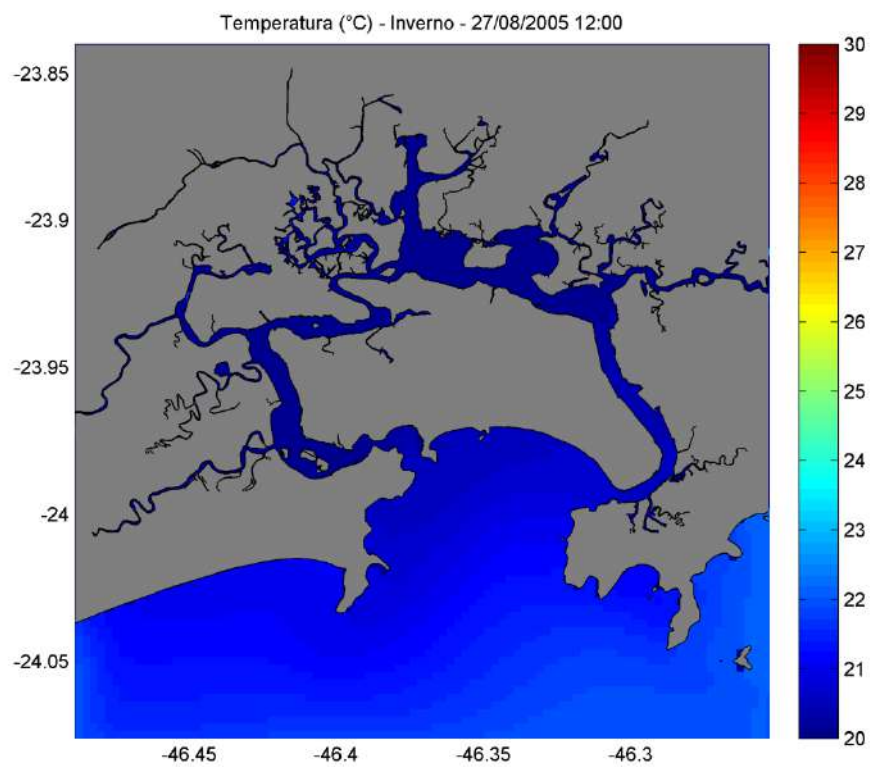


Figura 37. Resultados do modelo para a temperatura da água em um instante de inverno, escala de cores representa a temperatura em graus Celsius.

### 5.2.2. Salinidade

Os resultados do modelo para salinidade na região da Baía de Santos foram semelhantes aos dados coletados. Com relação à região dos canais e área interna do estuário os resultados do modelo foram inferiores aos dados coletados (em alguns locais essa diferença foi superior a 5 psu) no período de novembro de 2004 a agosto de 2005, já para os dados coletados entre outubro e dezembro de 2005 e em março de 2006 os resultados foram semelhantes.

As simulações realizadas consideraram as descargas dos principais rios da região, entretanto, conforme apresentado anteriormente, foram utilizados valores médios mensais com base em uma série histórica (de 1943 a 1988) de dados pluviométricos. Sabidamente a precipitação e por consequência a vazão dos rios tem extrema importância na dinâmica do sistema estuarino de Santos-São Vicente.

Segundo CLIMANALISE (2004, 2005), nos meses de novembro de 2004 a janeiro de 2005 as precipitações foram acima do valor médio histórico para bacia do Atlântico Sudeste. Enquanto que nos meses de fevereiro a agosto de 2005 choveu abaixo do esperado do ponto de vista climatológico. Nesse sentido tais anomalias negativas na precipitação podem justificar as diferenças encontradas na salinidade nesse período (fev até ago/2005), uma vez que nas simulações foram usadas vazões climatológicas para a descarga dos rios.

Entretanto, assim como para a temperatura o modelo foi capaz de representar de maneira satisfatória a salinidade, sua variação sazonal, bem como a variação espacial, com valores próximos a 20 psu na região interna e superiores a 30 psu no Canal de Santos e no Canal de São Vicente (Figura 38 a Figura 40).

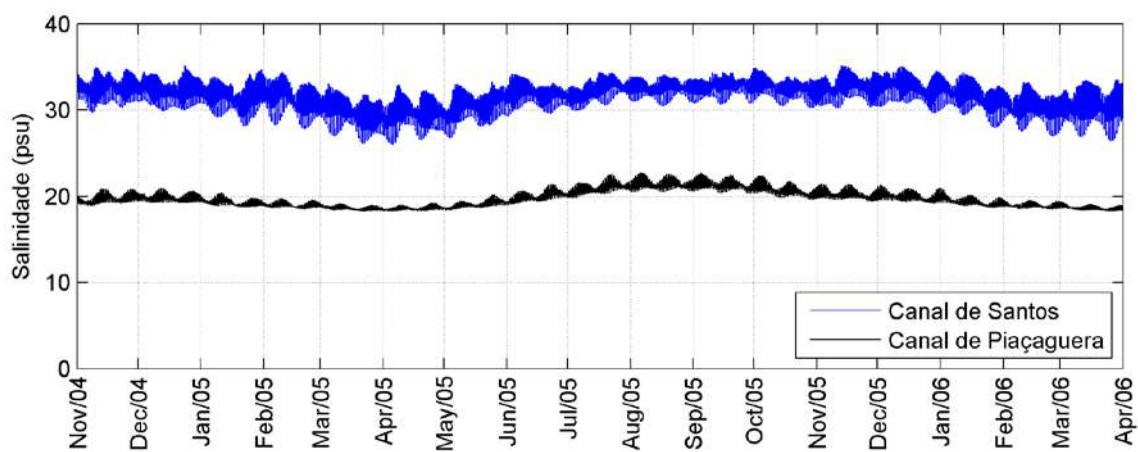


Figura 38. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem na região do Canal de Santos (em azul) e na região do Canal de Piaçaguera (em preto).

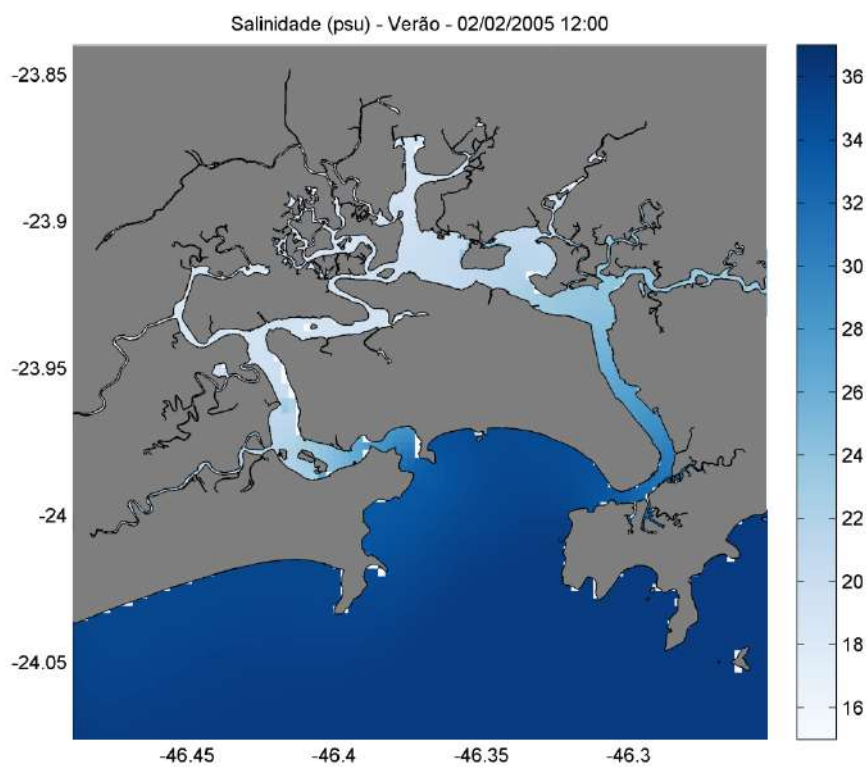


Figura 39. Resultados do modelo para a salinidade em um instante de verão, escala de cores representa a salinidade em psu.

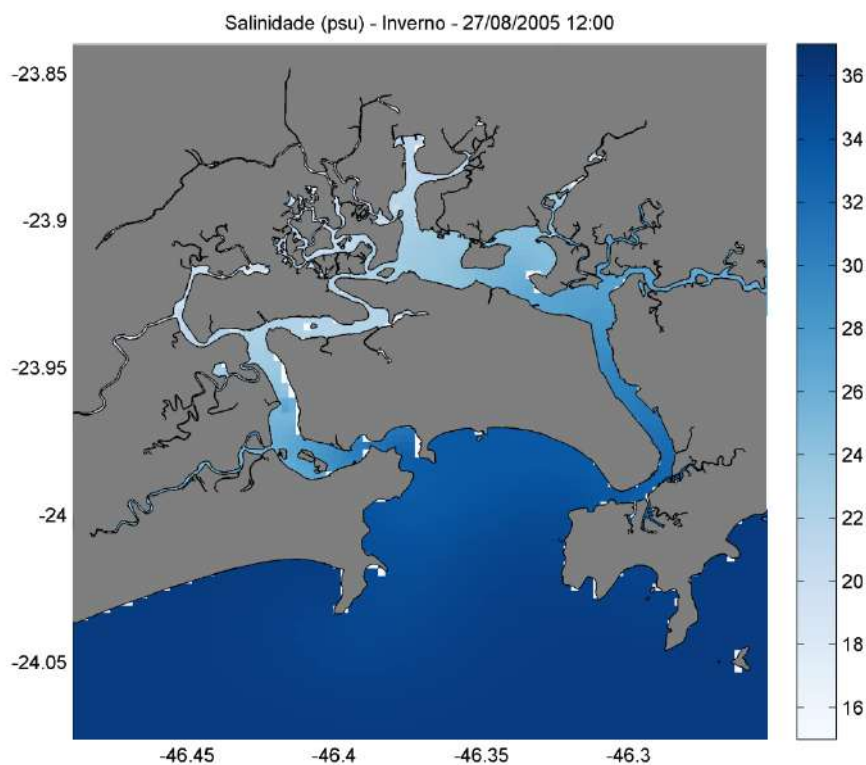


Figura 40. Resultados do modelo para a salinidade em um instante de inverno, escala de cores representa a salinidade em psu.

### 5.2.3. Sedimentos coesivos

Assim como para salinidade, os resultados do modelo para a concentração de sedimentos coesivos na coluna d'água mostram uma grande variação espacial como temporal. Nas áreas mais internas do estuário, próxima as descargas dos rios, a concentração de sedimentos coesivos foi maior comparada às áreas localizadas nas saídas dos canais de Santos e São Vicente.

Outro padrão observado nos resultados foi a variação sazonal, com maiores concentrações nos meses de verão, quando a contribuição fluvial é maior, atingindo picos de 150 mg/l de sedimentos na coluna d'água, enquanto que no inverno as concentrações máximas ficaram em torno de 50 mg/l na região do Canal de Piaçaguera (Figura 41). Além da variação sazonal causada pelas descargas dos rios, foi possível observar uma variação causada pelos ciclos de marés de sizígia e quadratura. Durante períodos de marés de sizígia as correntes são mais intensas, assim resultando em uma

maior resuspensão de sedimentos, em contrapartida em condições de marés de quadratura houve uma menor resuspensão de sedimentos.

Os resultados do modelo para sedimentos coesivos foram comparados com os dados de material inorgânico em suspensão, obtidos nas campanhas de coleta de dados. De maneira geral os resultados do modelo na região da Baía de Santos foram inferiores aos dados coletados, entretanto em alguns instantes foram semelhantes. Nas porções mais internas, os resultados ficaram próximos aos dados coletados. Essas diferenças, principalmente na região da Baía, podem estar associadas à resuspensão de sedimentos causada pela ação das ondas, não considerada nas simulações. Outro fator que pode aumentar a resuspensão dos sedimentos é o tráfego de navios (SCHOELLHAMER, 1996), como observado na região do Canal de Santos. Considerando que o Canal de Santos está sujeito a um grande tráfego de embarcações durante todo o ano, esse fator também pode estar associado às diferenças encontradas nos resultados obtidos nessa região. Além disso, esse trecho do canal estava passando por dragagens de manutenção, o que também pode ter contribuído para valores mais elevados observados nas coletas. Aliados a esses fatores está o fato de nessas simulações serem usados valores médios mensais de vazão dos rios bem como da Usina Henry Borden. Na realidade, entretanto, esta usina abre suas comportas durante curtos (horas) e variados (conforme a época do ano) períodos, em que as vazões podem ser muito elevadas, contribuindo para arraste e ressuspensão de sedimento e levando a resultados de coleta elevados. Nesse sentido, o modelo, como aqui utilizado, não teria como prever tais flutuações.

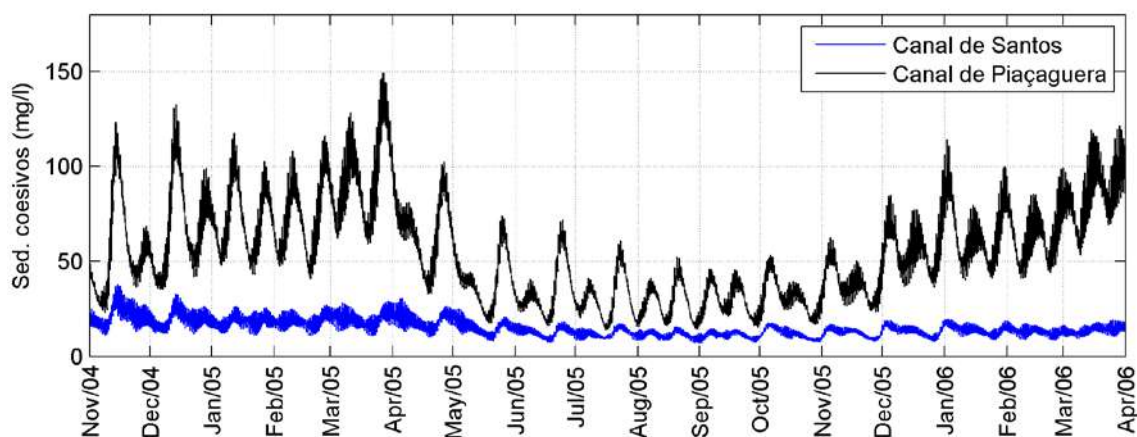


Figura 41. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Santos (em azul) e na região do Canal de Piaçaguera (em preto).

Nas figuras a seguir (Figura 42 e Figura 43) são apresentados campos instantâneos dos resultados do modelo para sedimentos coesivos em suspensão em instantes no período de verão e no período de inverno, respectivamente.

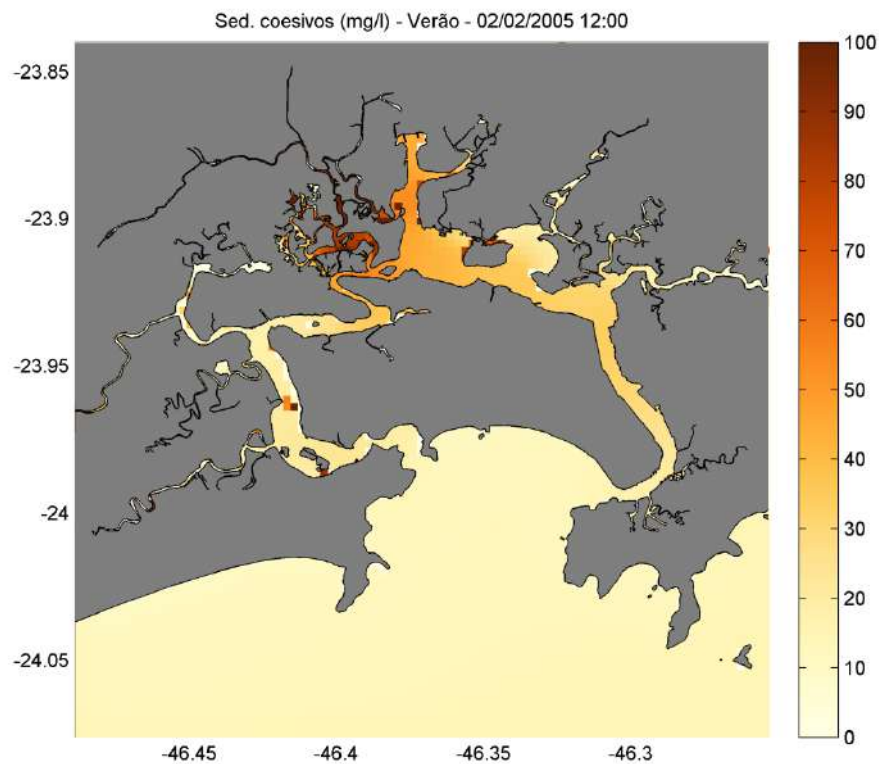


Figura 42. Resultados do modelo para sedimentos coesivos em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.



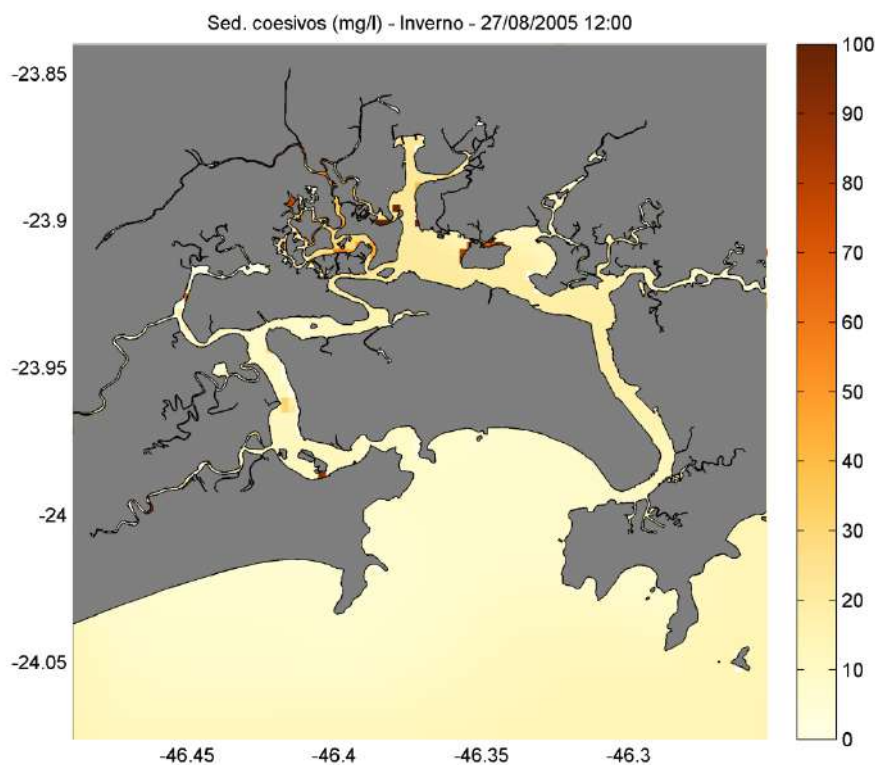


Figura 43. Resultados do modelo para sedimentos coesivos em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.

#### 5.2.4. Oxigênio dissolvido

O oxigênio na água tem um papel importante participando em muitas reações químicas e biológicas que constituem a dinâmica do ecossistema. Sua solubilidade depende de fatores como temperatura, pressão atmosférica, pressão de vapor e salinidade. A sua introdução na água também é influenciada por características hidráulicas, além disso, outros fatores influenciam em seu balanço, por exemplo, as atividades fotossintéticas e de respiração dos organismos, bem como as atividades bacterianas de decomposição da matéria orgânica.

A concentração de oxigênio dissolvido também apresentou um padrão sazonal e espacial demarcado. Durante o verão os valores foram menores comparados as concentrações obtidas no período de inverno, principalmente nas regiões internas do estuário, enquanto que na região da Baía de Santos essa diferença sazonal não foi tão acentuada (Figura 44).

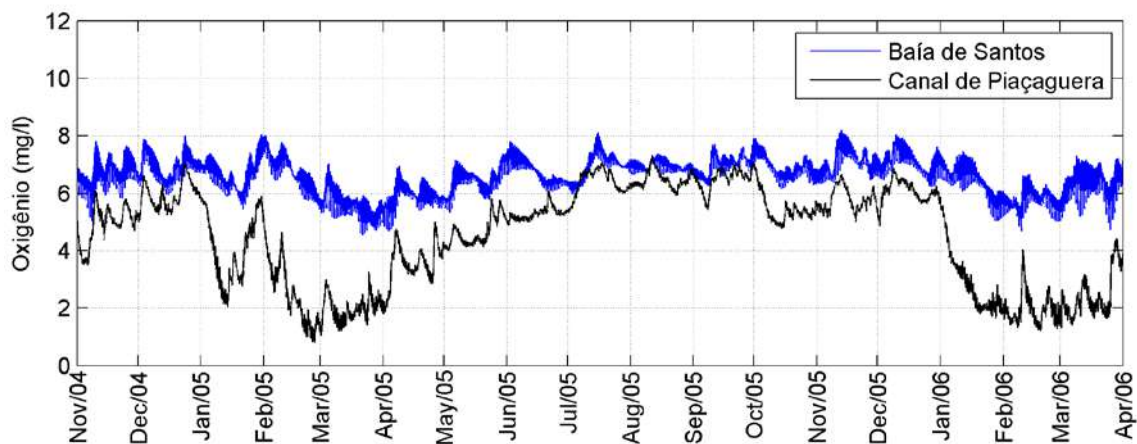


Figura 44. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em azul) e na região do Canal de Piaçaguera (em preto).

Esse padrão pode ser explicado também pela contribuição dos rios, maior no verão, e associados a essa descarga também estão as altas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo oriundo dos rios Moji e Piaçaguera (Figura 18), resultando em maiores quantidades de material orgânico disponíveis e conseqüentemente maior decomposição e depleção de oxigênio. Esse padrão também foi observado por Giancesella & Saldanha-Corrêa (2007) nas duas coletas utilizadas para comparação dos resultados do modelo. Infelizmente o projeto ECOSAN não contemplou medidas de oxigênio em função de outras prioridades de seus objetivos. Assim, apenas essas duas campanhas, realizadas pelas autoras, contemplaram a medição desse parâmetro, e, portanto, não foi possível uma comparação do modelo com dados mensais, assim como apresentado para os demais parâmetros.

Nos que diz respeito aos resultados obtidos com as simulações, destaca-se a baixa concentração de oxigênio dissolvido, em alguns períodos, abaixo do estabelecido (5 mg/l) para águas salobras de classe I (segundo a resolução CONAMA nº 357), nas regiões internas do estuário. Nos dados coletados foram observadas algumas baixas concentrações, entretanto CODESP (2008), em coletas realizadas no período de março de 2007 ao longo dos canais de Santos e São Vicente, encontrou concentrações de oxigênio dissolvido entre 2 mg/l e 4 mg/l na maioria das estações, e na região do canal de São Vicente concentrações abaixo de 2 mg/l.



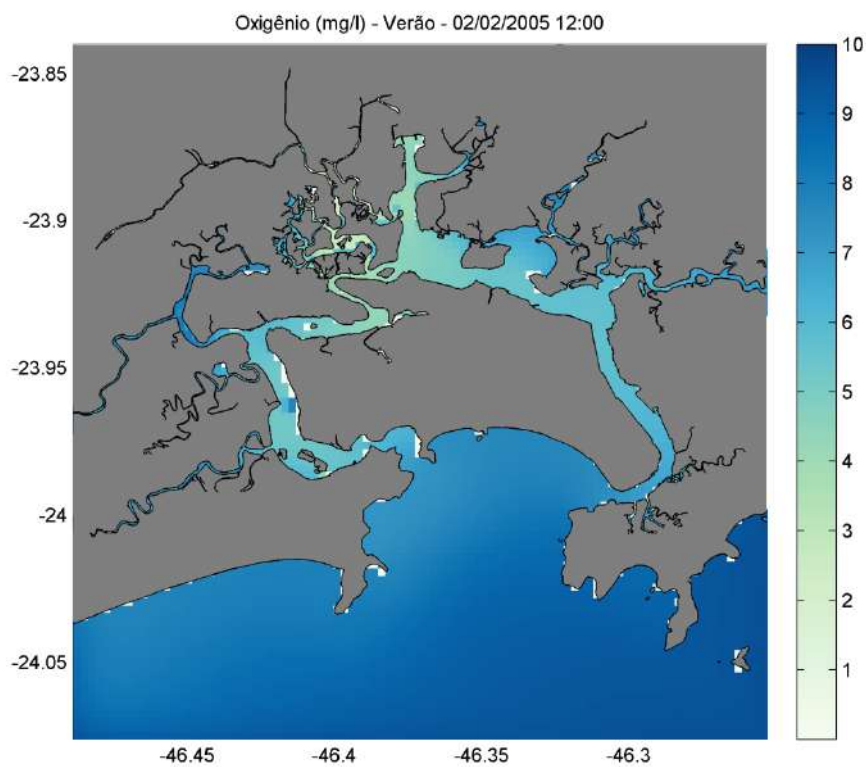


Figura 45. Resultados do modelo para oxigênio dissolvido em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.

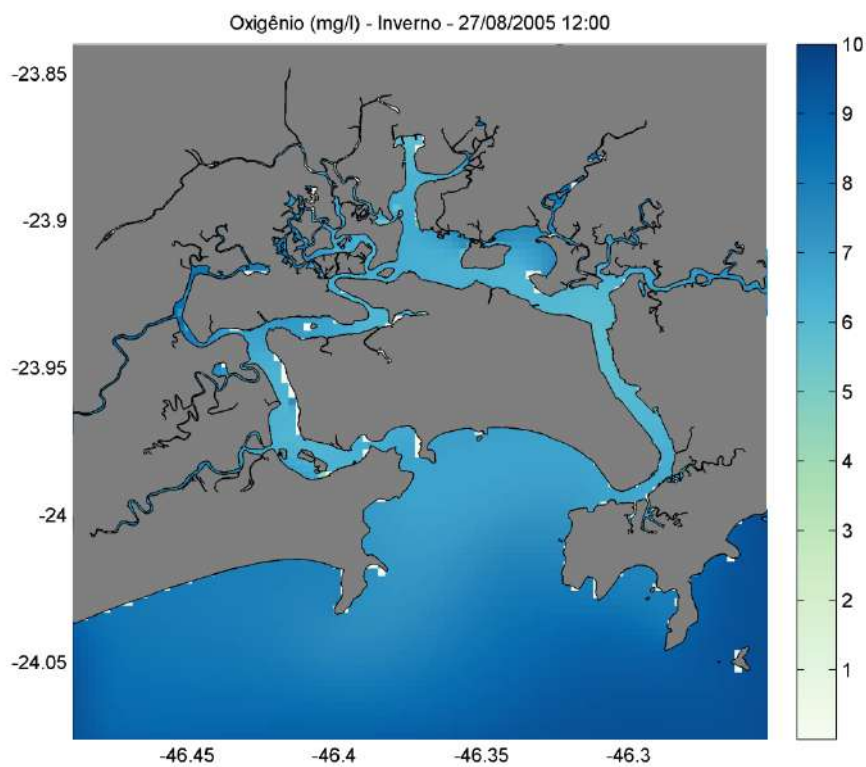


Figura 46. Resultados do modelo para oxigênio dissolvido em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.

### 5.2.5. Nutrientes

Os nutrientes desempenham um papel importante na produção primária fitoplanctônica. Estudos indicam que os principais nutrientes que limitam o crescimento de produtores primários, tanto plantas terrestres como algas e plantas vasculares em água doce e ambientes marinhos, são o nitrogênio e o fósforo (SMITH et al., 1999).

Nas simulações foi considerado o nitrogênio na sua forma inorgânica (amônia, nitrato e nitrito) e orgânica (nitrogênio orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico particulado). Quanto ao fósforo foi considerado o fósforo inorgânico, o fósforo orgânico dissolvido e o fósforo orgânico particulado.

Em relação aos resultados do modelo para a concentração de amônia foi possível notar um marcante padrão espacial (Figura 47 a Figura 49), associado principalmente a contribuição das descargas de esgoto. Na região do Largo da Pompeba e Rio Casqueiro a concentração de amônia em alguns períodos foi superior a 0,4 mg/l (limite máximo estabelecido pela legislação). Segundo Sampaio (2010), a maior concentração de moradias irregulares está situada nessa região, com descarga direta de esgoto de aproximadamente 61.500 pessoas. Na área do rio Cubatão, Boturoca e Piaçabuçu, também foram observados valores elevados de amônia, resultado dos efluentes das ETEs e descargas diretas de esgoto localizadas nessas regiões. Outra região que apresentou elevadas concentrações foi a porção do canal da Bertioga próxima ao Canal de Santos, o que também está relacionado à descarga de esgoto direto oriunda do distrito de Vicente de Carvalho.

No geral, a região do Canal de São Vicente apresentou maiores concentrações em comparação ao Canal de Santos. Isto ocorre porque, além do fato do Canal de São Vicente estar sujeito a maior contribuição direta de esgoto, apresenta menores velocidades de correntes e conseqüentemente menor diluição. Também é possível notar a influência do emissário submarino para contribuição de amônia na Baía de Santos, entretanto, essa contribuição pode estar superestimada, uma vez que o modelo está integrado na vertical e não considerou a influência dos difusores que estão presentes ao longo desse emissário.

Quanto ao padrão sazonal, foram obtidos valores ligeiramente maiores nos meses de inverno, principalmente nas áreas internas do estuário. Esse padrão pode estar associado à diluição causada pelas descargas dos rios durante o período mais chuvoso (verão), levando em consideração que as maiores contribuições desse composto são oriundas das descargas de esgoto, que foram consideradas constantes ao longo do ano.

De maneira geral os resultados do modelo foram da mesma ordem de grandeza dos dados coletados na região. Com exceção do mês de janeiro de 2005 para as estações localizadas no Canal de Santos, tal discrepância pode estar relacionada a uma descarga pontual durante o período da coleta, porém segundo Ancona (2007) este foi o mês com maior pluviosidade, assim indicando, na realidade a contribuição do escoamento superficial para a elevação desse composto durante o período.

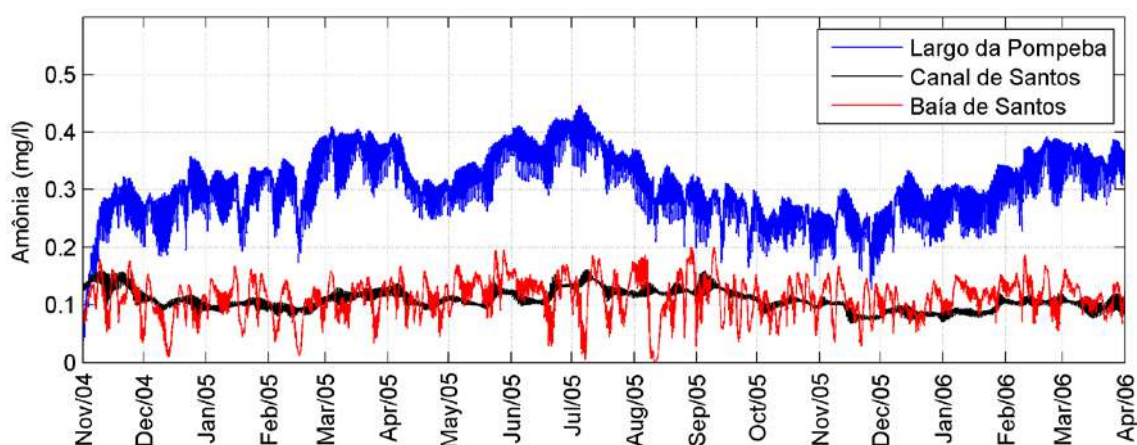


Figura 47. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

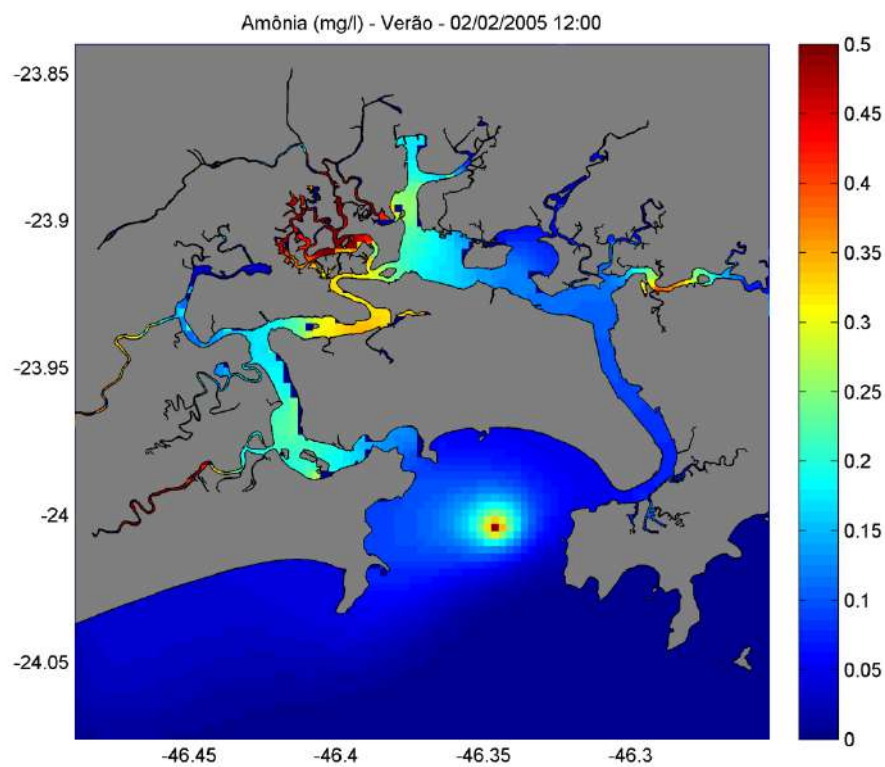


Figura 48. Resultados do modelo para amônia em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.

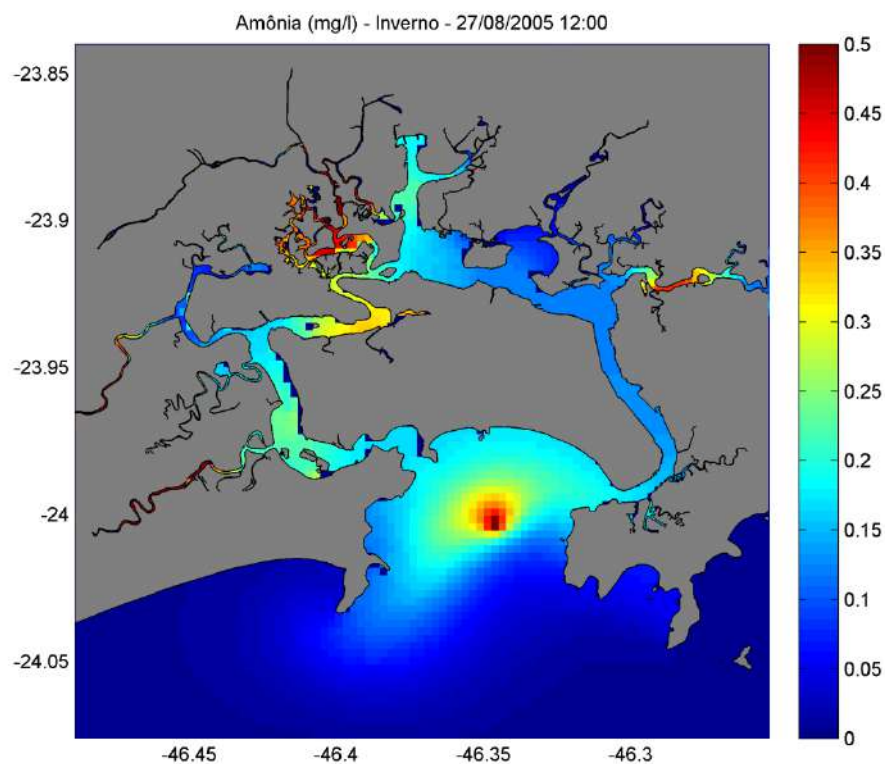


Figura 49. Resultados do modelo para amônia em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.

Os resultados do modelo para concentração de nitrato e nitrito na região do sistema estuarino de Santos-São Vicente apresentaram um padrão sazonal mais acentuado que o observado nos resultados de amônia (Figura 50 a Figura 55). Assim como para amônia, esse padrão pode estar associado à diluição causada pelas descargas dos rios durante o período mais chuvoso (verão).

Assim como para amônia, os resultados do modelo também estiveram próximos dos dados obtidos nas coletas, entretanto, em alguns pontos o modelo superestimou as concentrações desses compostos, principalmente no ponto ECOMANAGE 06, tal variação pode estar relacionada a superestimativa das cargas de nitrato impostas nessa região. Também foi observado uma alta concentração nos dados de campo, não representada pelo modelo, no ponto ECOSAN 03 apenas na água de fundo no período de dezembro, provavelmente esse valor elevado seja consequência da penetração da ACAS (Água Central do Atlântico Sul), sabidamente uma água rica em nutrientes e com ocorrência nos meses de verão.

O mesmo padrão espacial foi obtido para as concentrações de nitrato e nitrito, em áreas próximas as descargas de esgoto maiores concentrações (superiores a 1,5 mg/l de nitrato e 0,3 mg/l de nitrito na região do Largo da Pompeba), assim ultrapassando também o limite estabelecido pela legislação.

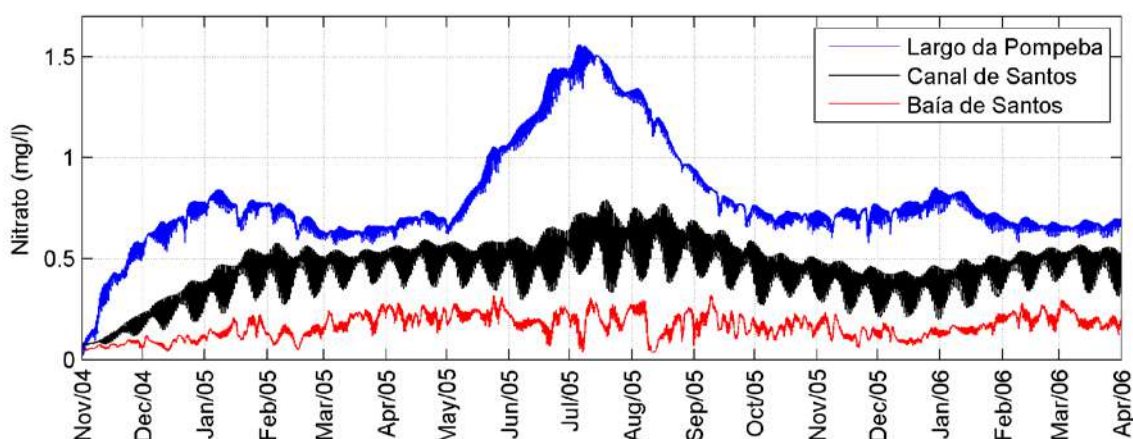


Figura 50. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul).



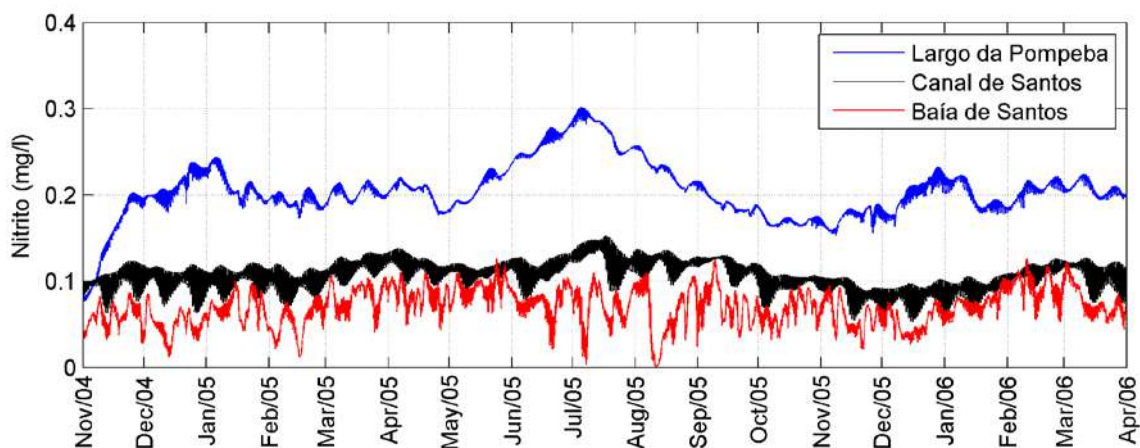


Figura 51. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

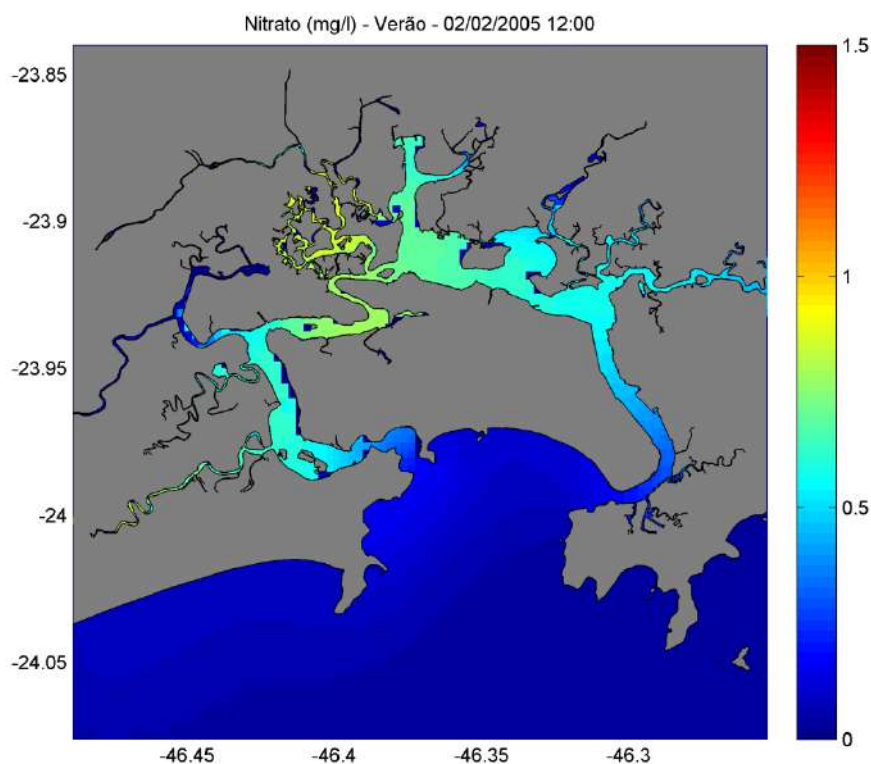


Figura 52. Resultados do modelo para nitrato em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.

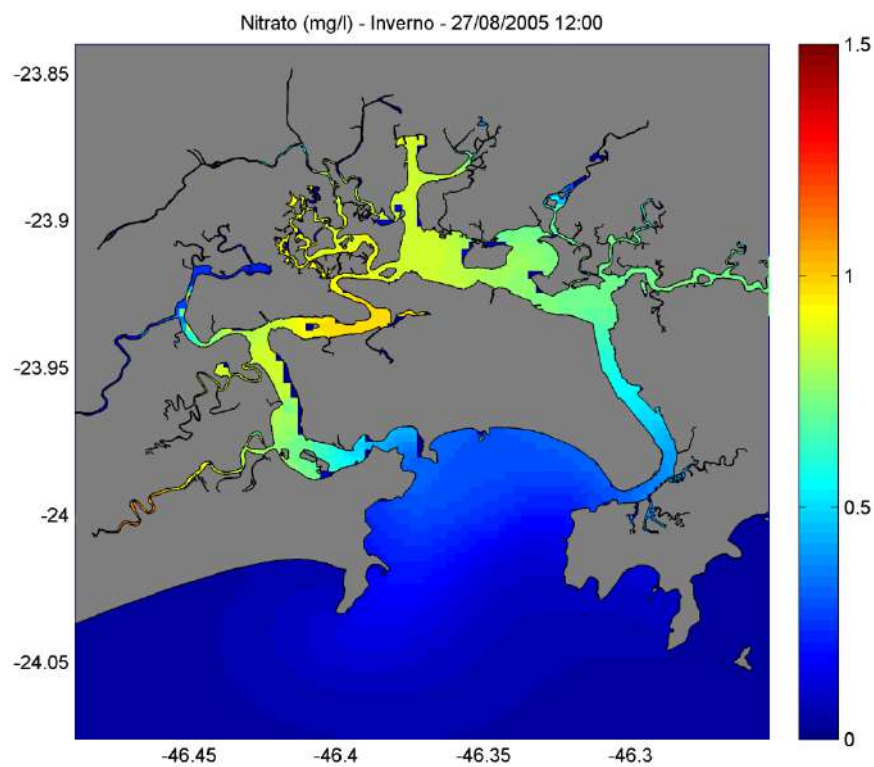


Figura 53. Resultados do modelo para nitrato em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.

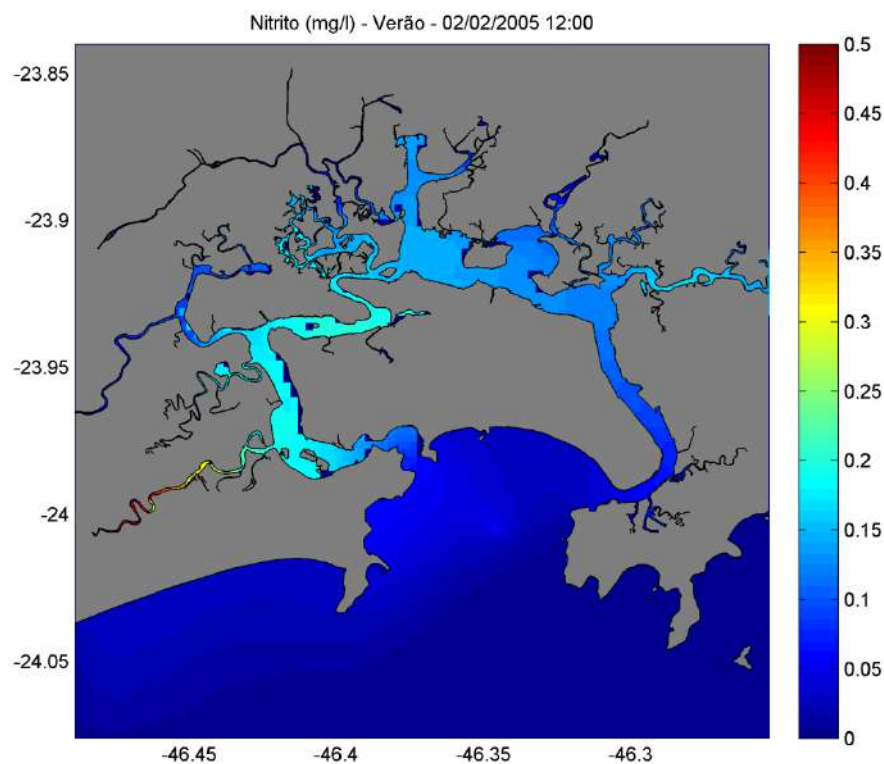


Figura 54. Resultados do modelo para nitrito em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.

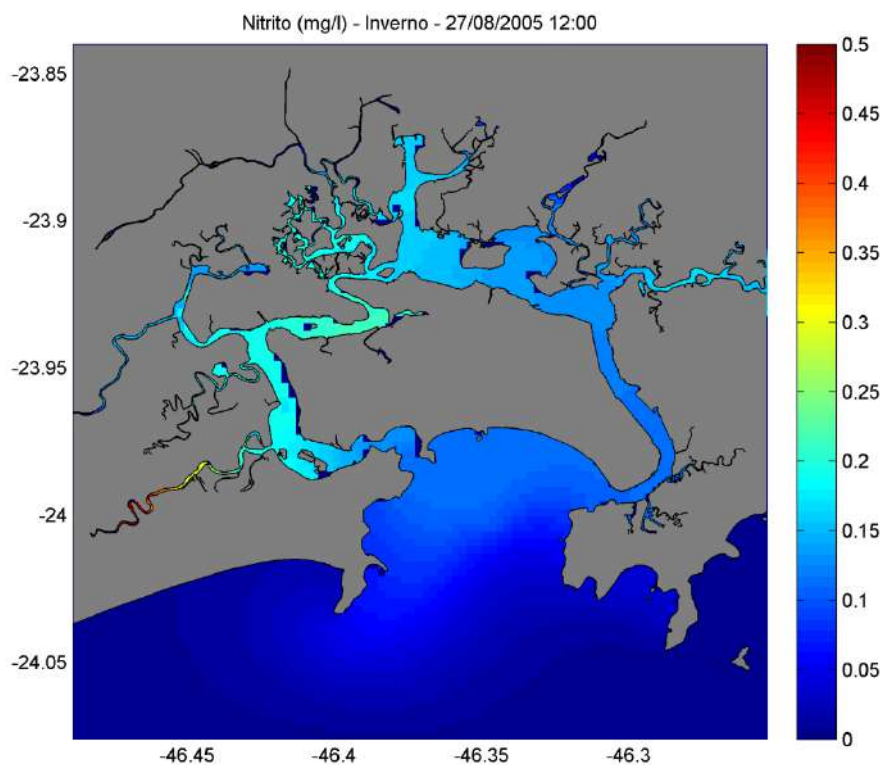


Figura 55. Resultados do modelo para nitrito em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.

Esse padrão espacial, observado nos nutrientes de maneira geral, também foi reportado por Braga et al. (2000): os autores sugerem que o padrão está relacionado não só aos processos físicos de mistura, mas também a disposição direta de esgoto *in natura*. Essa observação é semelhante à de Sampaio (2010), que estudou a distribuição de coliformes fecais na região, considerando estas áreas como críticas do ponto de vista de contaminação por bactérias, principalmente na região do Largo da Pompeba.

De maneira geral o modelo aponta para uma tendência de acúmulo de nutrientes nessa região (Largo da Pompeba), justificado não só pela baixa energia das correntes, como também pela elevada carga de efluentes domésticos despejados nessa região, o que é um aspecto importante a ser considerado na priorização de tomada de decisão a respeito de coleta de esgotos nessa área, bem como a implantação de projetos de reurbanização, uma vez que grande parte dos esgotos nessa região é oriunda de habitações irregulares. Outro trabalho (PEREIRA et al., 2008) também aponta essa região como prioritária para a coleta e tratamento de esgoto doméstico.



Com relação à concentração de fosfato inorgânico dissolvido Braga et al. (2000) não observaram uma variação acentuada como para as formas de nitrogênio inorgânico, entretanto foram observadas altas concentrações desse nutriente na região do Canal de Piaçaguera. Em contrapartida Giancesella e Saldanha-Corrêa (2007) observaram altas concentrações desse composto não só nessa região como também em outras áreas, sugerindo que provavelmente além dos efluentes industriais, o esgoto doméstico também contribui para o aumento dessa substância na coluna d'água.

Através das simulações foi possível observar que o fosfato seguiu o mesmo padrão espacial (Figura 56 e Figura 57) das formas de nitrogênio (maiores concentrações na região interna do estuário), entretanto o padrão sazonal observado foi o oposto (com maiores concentrações no período chuvoso), como mostra a Figura 58. Esse padrão é justificado pelas altas concentrações de fósforo utilizadas como forçantes na descarga dos rios Moji e Piaçaguera. Estes resultados indicam que, considerando a configuração de cargas de nutrientes utilizada para forçar o modelo, a descarga dos rios (maiores no período de verão) favorece a diluição do nitrogênio inorgânico na coluna d'água, oriunda principalmente do lançamento de esgoto, enquanto que contribuem para o aumento da concentração de fosfato na água, principalmente os rios Moji e Piaçaguera.

Com relação à comparação com os dados coletados, os resultados do modelo para concentração de fosfato se mostraram semelhantes, tanto na região da Baía de Santos como no sistema estuarino de Santos-São Vicente, com exceção do mês de outubro em que foram obtidos valores abaixo do observado na região da Baía de Santos. Uma justificativa para esses valores elevados, observados nos dados coletados, seria a contribuição fluvial, entretanto não foram observados valores elevados nos pontos localizados na região do Canal de Santos, estes sujeitos a uma maior influência dos rios, portanto poderia ser descartada essa hipótese. Provavelmente essa alta concentração esteve associada a uma contribuição da área costeira adjacente, uma vez que o maior valor foi observado no ponto ECOSAN 3 (localizado na porção mais externa da baía) e portanto nas presentes simulações seria impossível de prever essa variação uma vez que foi assumido valores constantes nas fronteiras abertas do modelo.

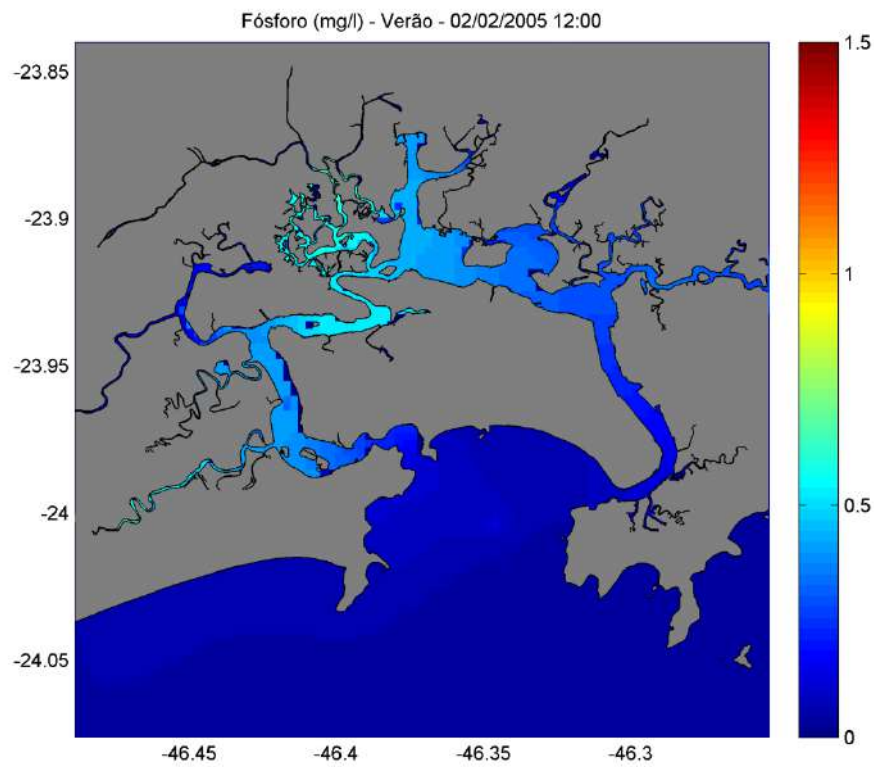


Figura 56. Resultados do modelo para fósforo inorgânico em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mg/l.

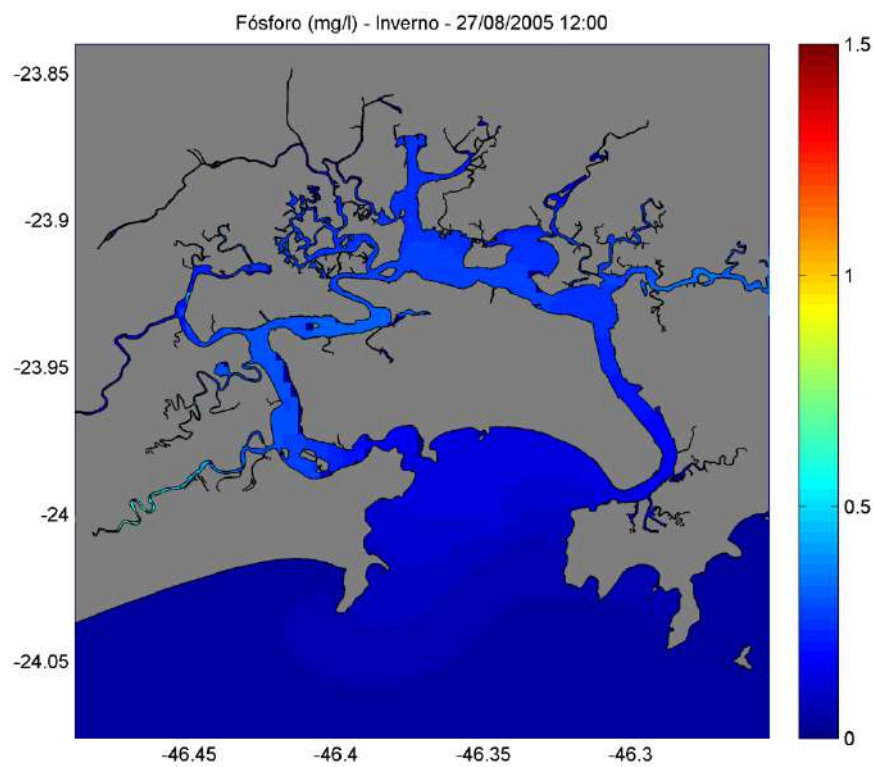


Figura 57. Resultados do modelo para fósforo inorgânico em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mg/l.

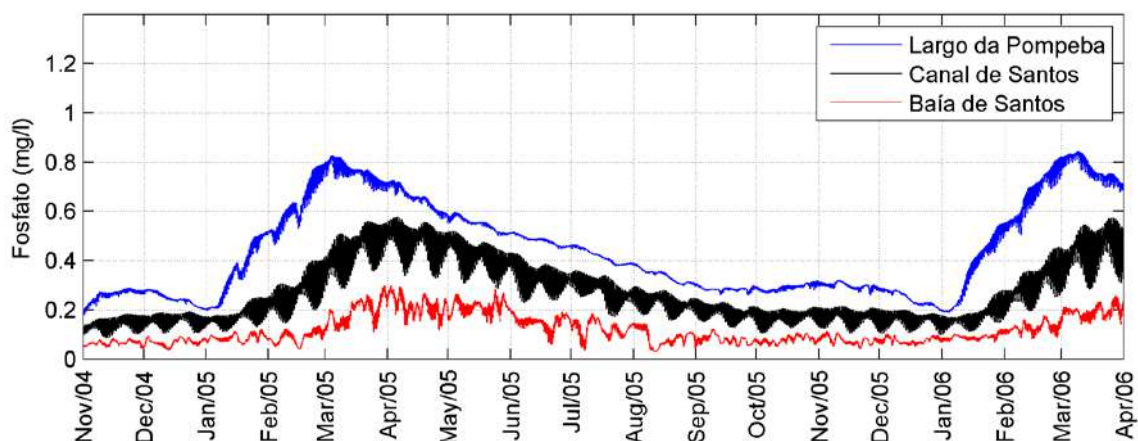


Figura 58. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem na região da Baía de Santos (em vermelho), na região do Canal de Santos (em preto) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

Na presente configuração do modelo numérico, as concentrações de nutrientes na sua forma orgânica podem ser oriundas tanto das descargas de rios e esgoto, como também das atividades biológicas (por exemplo, excreção, respiração) e mortalidade de organismos. Dentro desse contexto, onde a produção primária é alta, a concentração dessas substâncias tende a ser elevada.

A concentração de nitrogênio orgânico dissolvido seguiu esse padrão (Figura 59), apresentando maiores concentrações nas áreas onde a biomassa fitoplanctônica foi maior (conforme será apresentado posteriormente). Os resultados de nitrogênio orgânico particulado seguiram esse padrão, porém de forma menos acentuada, e as alterações estiveram relacionadas principalmente aos ciclos de marés de sizígia e quadratura. Em marés de sizígia houve maior ressuspensão devido às maiores velocidades de correntes (Figura 60).

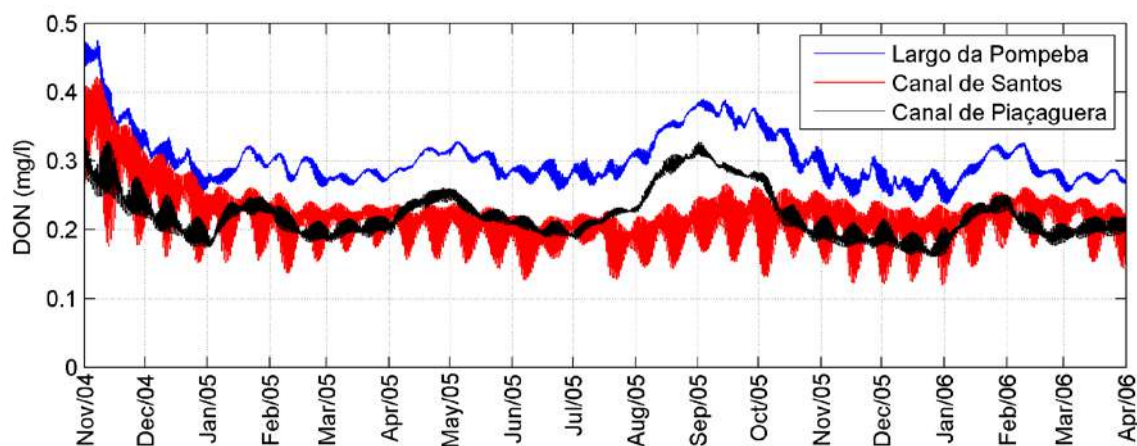


Figura 59. Comparação entre os resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

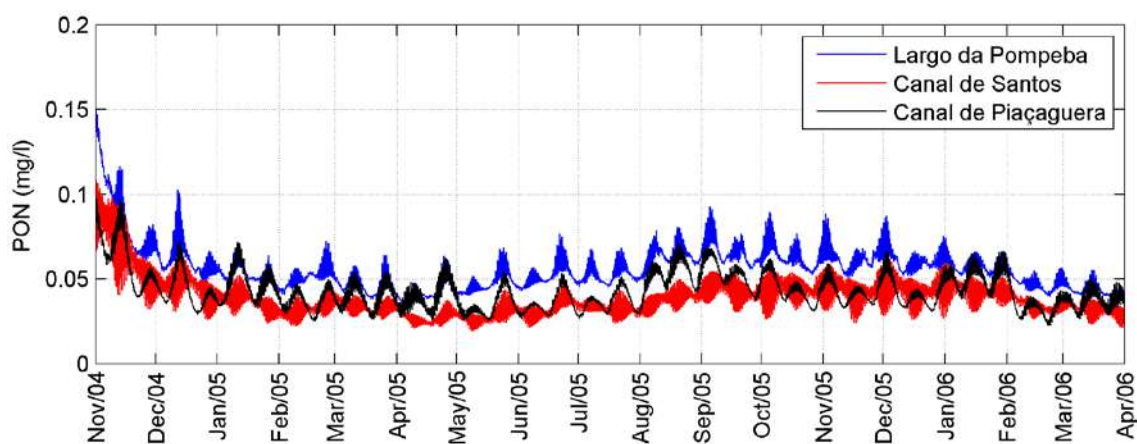


Figura 60. Comparação entre os resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

A concentração de fósforo orgânico dissolvido e particulado, assim como a concentração de fosfato, mostrou-se associada à descarga dos rios, com valores em torno de 0,3 mg/l, para a forma dissolvida, nas regiões internas próximos a desembocadura dos rios, e atingindo 0,05 mg/l de fósforo orgânico particulado também na região interna e no período chuvoso (Figura 61 e Figura 62).

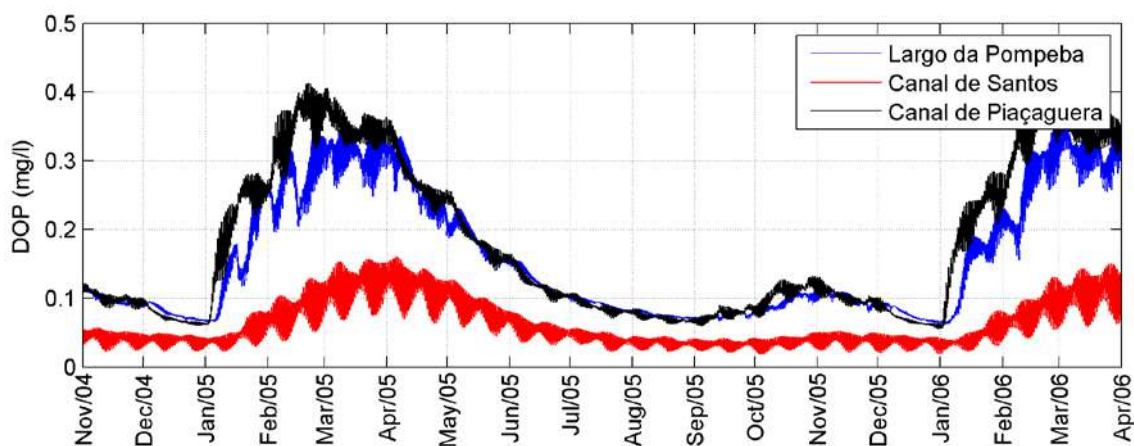


Figura 61. Comparação entre os resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

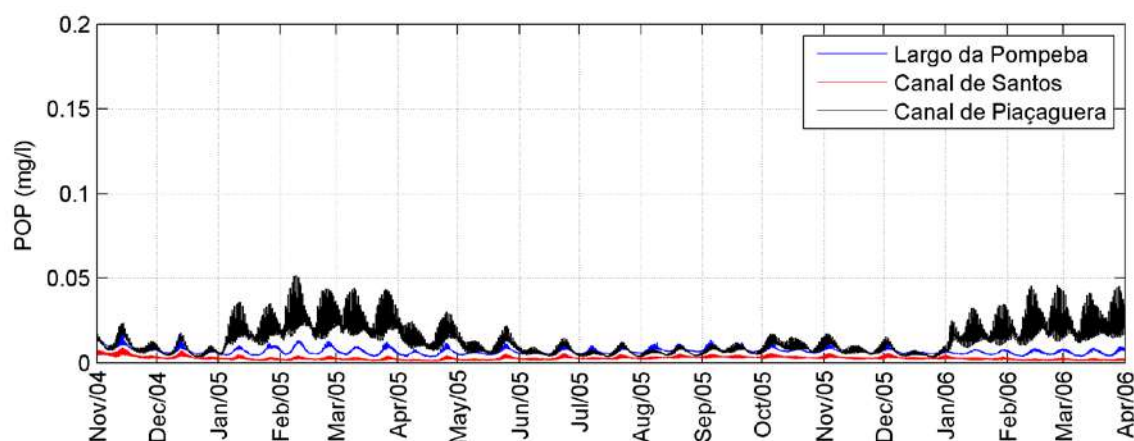


Figura 62. Comparação entre os resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de Piaçaguera (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

Uma consideração importante diz respeito à influência dos manguezais na ciclagem de nutrientes. Conforme citado anteriormente, nas simulações realizadas não foi considerado o efeito do manguezal no ciclo de nutrientes, por assumir que o balanço de massa seria igual à zero. Vários fatores podem influenciar na dinâmica do manguezal na ciclagem de nutrientes, como maré, estrutura do bosque, etc. Segundo Lamparelli (1995) os manguezais na região do canal da Bertioiga funcionam como exportadores de matéria orgânica. Ribeiro (2007), através de um modelo conceitual estimou a

exportação de nutrientes por parte dos manguezais na região do sistema estuarino de Santos-São Vicente em aproximadamente 300 tonN/ano e 24 tonP/ano.

A discussão sobre o papel dos manguezais enquanto sistema que funcionem como fonte de matéria orgânica ainda é polêmica. É evidente que dependendo da situação local ele pode exportar ou importar materiais. Além disso, um mesmo manguezal, dependendo da ocasião, pode mudar de função. Entretanto dada sua localização entremarés e sua alta produtividade, a maioria dos estudos indicam que, de um modo geral eles sejam depósitos de nutrientes inorgânicos e exportadores de material orgânico (LAMPARELLI, 1995).

Dentro desse contexto, segundo Mateus et al. (2008) a modelagem da dinâmica dos manguezais exigiria um modelo de reações bioquímicas complexo. Este, por sua vez, faria o exercício de modelagem computacional pesado e poderia comprometer a simplicidade que os modelos de gestão visam. Evidentemente que os manguezais desempenham um papel importante nessa dinâmica, e considerando a importância desse ecossistema para a região seria importante a realização de um estudo que considere esse ecossistema. Ainda assim, através das análises apresentadas, pode-se dizer que as simulações realizadas neste estudo representaram de maneira satisfatória a concentração de nutrientes para a região e, portanto, a opção por se basear nos dados de Carmouze (1998) e considerar a contribuição dos manguezais como pouco significativa nesse ambiente demonstrou-se aceitável.

### **5.2.6. Fitoplâncton**

O fitoplâncton é a base da cadeia alimentar, sendo um dos principais responsáveis pela introdução de energia no ecossistema estuarino. A captação dessa energia é feita através de pigmentos existentes nos cloroplastos destas células, fundamentalmente pela clorofila-a, único pigmento capaz de realizar a transdução da energia solar em energia química na biomassa. Em geral as estimativas da biomassa fitoplanctônica são feitas através das determinações das concentrações desse pigmento na coluna d'água, uma vez que são pigmentos exclusivos desses autótrofos e praticamente é o único modo de separar quimicamente a biomassa fitoplanctônica do restante do seston presente na coluna de água. Os resultados do modelo para biomassa



fitoplancônica são expressos em mgC/l, portanto para comparação dos resultados obtidos com os dados coletados é necessário conhecer a relação entre C:Cl-a. Essa relação, entretanto, é variável em função de diversos aspectos, tais como condição fisiológica dos organismos, histórico de luz, disponibilidade de nutrientes, etc.. Para o presente estudo, assumiu-se uma relação de C:Cl-a de 30, segundo a recomendação de Strickland (1960 apud GEIDER, 1987) para águas ricas em nutrientes.

De maneira geral os resultados obtidos com a modelagem foram próximos aos dados coletados, porém o modelo não foi capaz de prever um pico de concentração de clorofila-a observado nos meses de novembro e dezembro de 2004, bem como outros eventos de maior concentração desse pigmento na coluna d'água.

Com relação ao padrão espacial (Figura 63 e Figura 64), no Canal de São Vicente a biomassa foi maior em relação ao Canal de Santos. Também foram obtidos valores elevados de biomassa em regiões internas, como na área do Bolsão em Cubatão e no Rio Piaçabuçu em São Vicente.

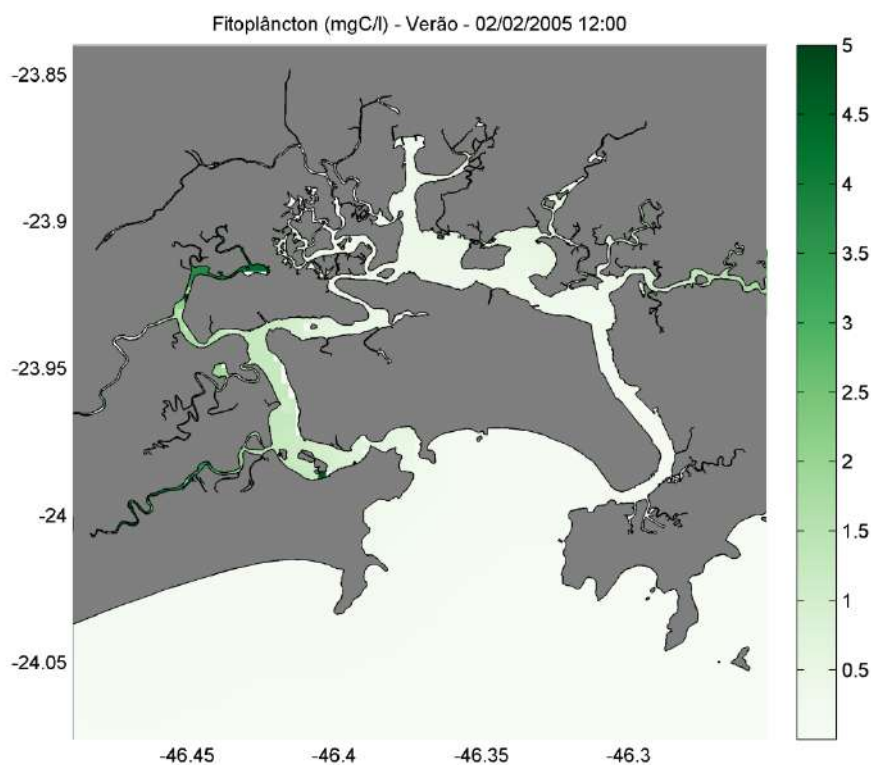


Figura 63. Resultados do modelo para biomassa fitoplancônica em um instante de verão, escala de cores representa a concentração em mgC/l.

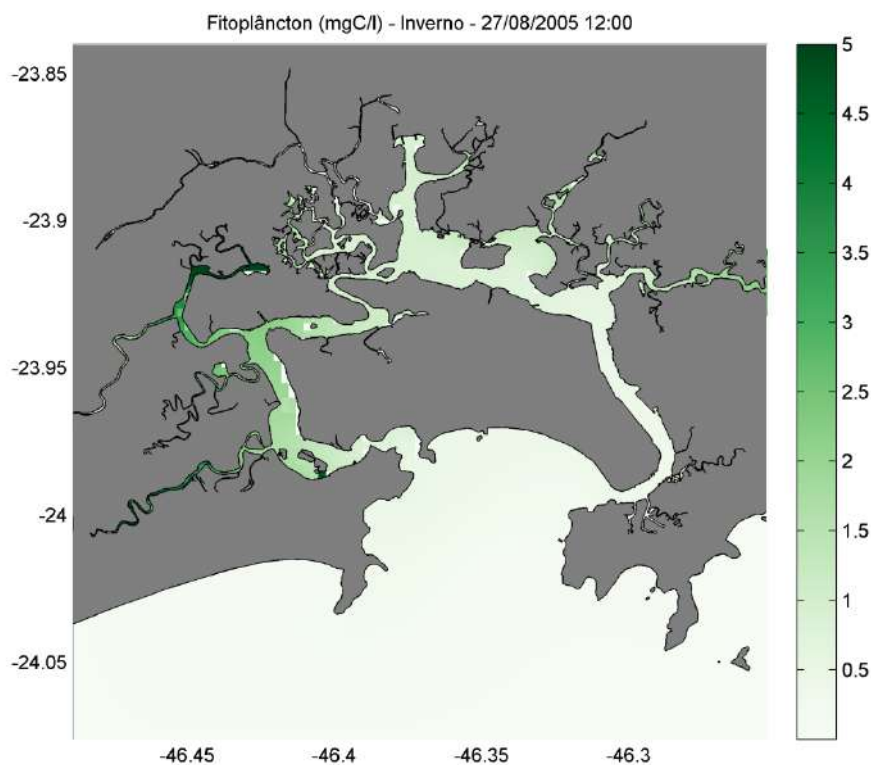


Figura 64. Resultados do modelo para biomassa fitoplanctônica em um instante de inverno, escala de cores representa a concentração em mgC/l.

Esse padrão foi concordante com resultados de Moser (2002) e Giancesella et al. (2008b), que observaram maiores concentrações de clorofila-a nos regiões internas do sistema, principalmente no Canal de São Vicente. No que diz respeito à sazonalidade, os resultados do modelo (Figura 65), de maneira geral, foram ligeiramente maiores nos meses de setembro a dezembro. As altas concentrações de nutrientes, principalmente fósforo, nos meses de verão não refletiram em maior biomassa fitoplanctônica. Os resultados de Giancesella et al. (2008b) também demonstraram padrão sazonal, com concentrações mais elevadas no inverno que no verão. Moser (2002) observou o mesmo padrão, porém apenas na região interna do estuário.

Outro padrão observado e evidenciado também pela Figura 65 é a variação da biomassa fitoplanctônica causada pelos ciclos de marés de sizígia e quadratura. Provavelmente essa variação é relacionada à concentração de sedimentos na coluna d'água. Conforme discutido anteriormente, em eventos de marés de sizígia a concentração de sedimentos foi maior, assim resultado em uma menor penetração de luz na coluna d'água e conseqüentemente menor produção primária.



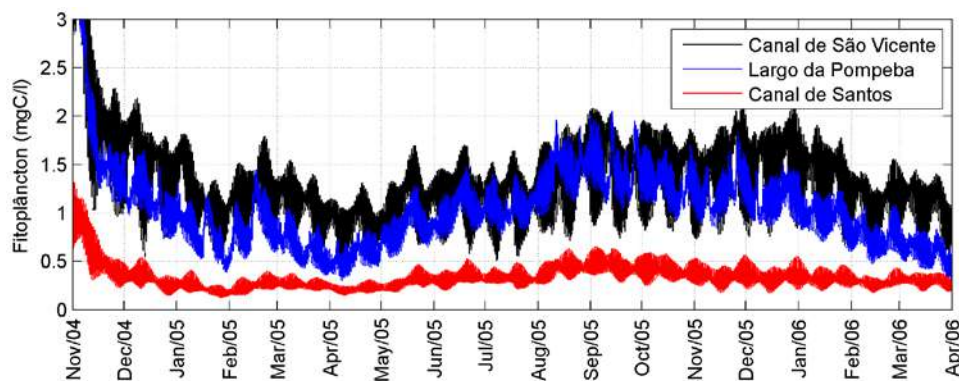


Figura 65. Comparação entre os resultados de biomassa fitoplanctônica (mgC/l) obtidos com a modelagem na região do Canal de São Vicente (em preto), na região do Canal de Santos (em vermelho) e na região do Largo da Pompeba (em azul).

Conforme mencionado anteriormente, a disponibilidade de luz na coluna d'água geralmente é um fator limitante para a produção primária em estuários. Além da luz, outros fatores, como temperatura da água, tempo de residência e quantidade de nutrientes, também desempenham um papel importante nessa dinâmica. Dentro desse contexto, a Figura 66 apresenta o resultado do modelo que considera essas variáveis, ou seja, a limitação pela temperatura da água, disponibilidade de nutrientes e disponibilidade de luz, referente às diferentes caixas de integração.

De maneira geral, o padrão foi o mesmo para as sete caixas de integração definidas. Quase nenhuma limitação pela temperatura ou disponibilidade de nutrientes foi verificada, o que era esperado, enquanto que a luz apresentou maior limitação para o crescimento fitoplanctônico. Nessa figura, o resultado é referente à caixa localizada na região do Canal de Santos, ou seja, a caixa número dois. Ainda com relação a essa figura, 0 indica limitação total e 1 indica nenhuma limitação.

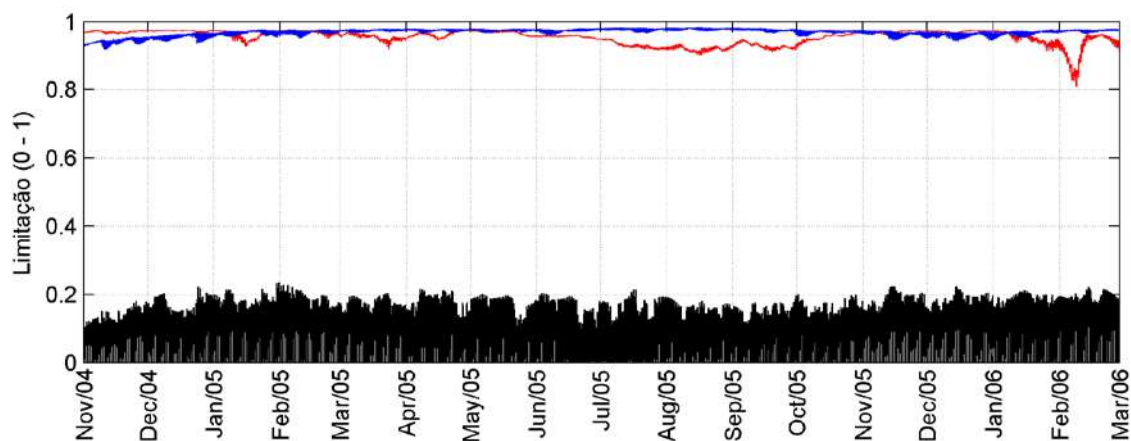


Figura 66. Resultado do modelo para a caixa de integração 2 (região do Canal de Santos), a limitação por temperatura é apresentada em vermelho, por nutrientes em azul e por luz em preto. O valor 0 indica limitação total, enquanto que 1 indica nenhuma limitação

Através da figura é possível observar que nas simulações realizadas, a luz foi sempre o principal fator limitante para o crescimento do fitoplâncton na região. Em alguns locais (região do Largo da Pompeba e rio Boturoca), apresentou menor limitação (Figura 67). Outro padrão que pode ser observado na figura é a limitação total nos períodos noturnos.

Nas simulações realizadas a penetração de luz na coluna d'água é regulada tanto pela concentração de sedimentos coesivos como também pelo autossombreamento dos organismos. Esse fato explica as maiores concentrações de fitoplâncton obtidas na região do Canal de São Vicente e áreas internas (região do Largo da Pompeba e rio Boturoca) e menores concentrações no Canal de Santos, onde a velocidade das correntes é maior, resultando em maior ressuspensão de sedimentos, bem como menor tempo de residência. Em contrapartida, na região do Canal de Piaçaguera, onde as correntes são menores, a biomassa fitoplanctônica foi da mesma ordem de grandeza da observada no Canal de Santos. Entretanto a quantidade de sedimentos na coluna d'água nessa região é maior em virtude da descarga dos rios e não da ressuspensão pelas correntes.

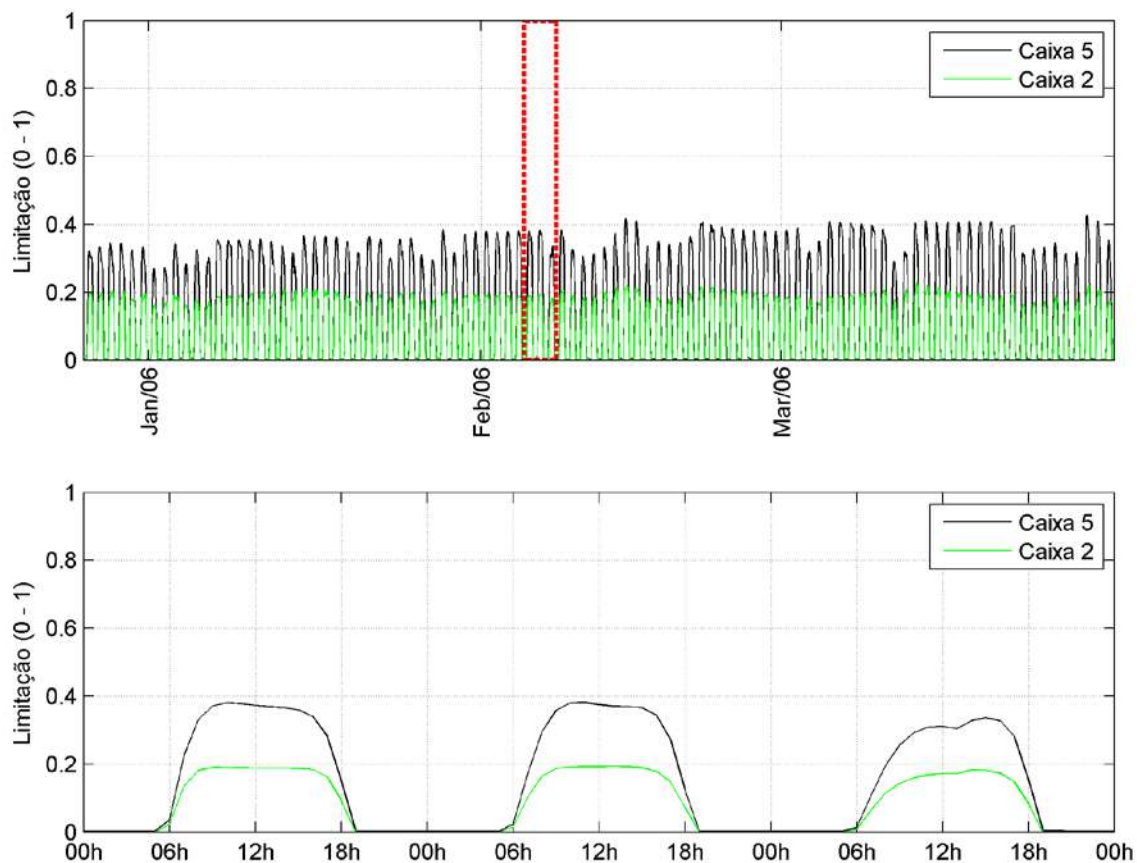


Figura 67. Limitação por luz como resultado do modelo para as caixas de integração 2 (Canal de Santos) e 5 (Largo da Pompeba e Rio Boturoca). Detalhe para um período de 3 dias (painel inferior).

Segundo Ancona (2007) a disponibilidade de luz foi o principal fator limitante ou controlador do desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica tanto na Baía como no Canal de Santos. A autora observou uma variação sazonal, associada à estratificação da coluna d'água. Nos meses de verão, também com maior contribuição fluvial, houve estratificação da coluna d'água, e essa estabilidade vertical maior permitiu deposição de seston e maior penetração de luz.

Como foi utilizado um modelo 2D (integrado na vertical) não foi possível neste estudo representar essa dinâmica. Na configuração adotada, áreas mais rasas tendem a apresentar maior disponibilidade de luz na coluna d'água, enquanto que regiões mais profundas tendem a apresentar menor disponibilidade média de luz (Figura 68). Esta aproximação subestimou a disponibilidade de luz de fato em alguns pontos da área de estudo e, conseqüentemente, pode ter subestimado os resultados de biomassa fitoplanctônica, uma vez que, nas regiões estratificadas o fitoplâncton tende a se

acumular na superfície, onde pode atingir concentrações muito elevadas. Moser (2002), por exemplo, observou concentrações de até  $97 \text{ mgCl-a/m}^3$  ( $2,91 \text{ mgC/l}$ ) no Canal de Santos, e Giancesella et al. (2008b) observaram concentrações de até  $30 \text{ mgCl-a/m}^3$  ( $0,9 \text{ mgC/l}$ ) na região do Canal de Piaçaguera. Kenov et al. (2011) apresentaram resultados baseados em testes de sensibilidade com o sistema de modelos MOHID, considerando diversos tipos de formulações para a extinção da luz na coluna d'água. Na Figura 69 é apresentado o resultado obtido com a formulação baseada na concentração de sedimentos e na quantidade de organismos (Kenov et al., op. cit.).

Nesses resultados fica clara a importância da utilização de um modelo 3D para melhor parametrização da penetração de luz na água. Considerando uma profundidade de 25 m, a intensidade de luz para um modelo 2D é de aproximadamente  $30 \text{ W/m}^2$ , enquanto que em um modelo 3D com 10 camadas a camada superior apresenta valores acima de  $120 \text{ W/m}^2$ .

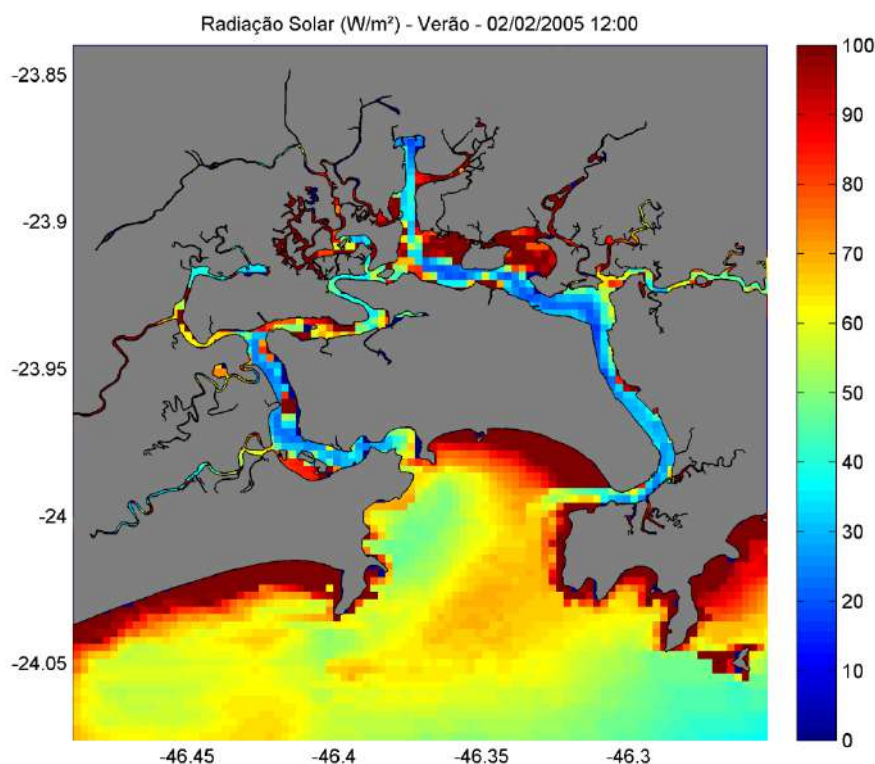


Figura 68. Radiação solar na coluna d'água ( $\text{W/m}^2$ ) calculada pelo modelo (2D) em um instante de verão.

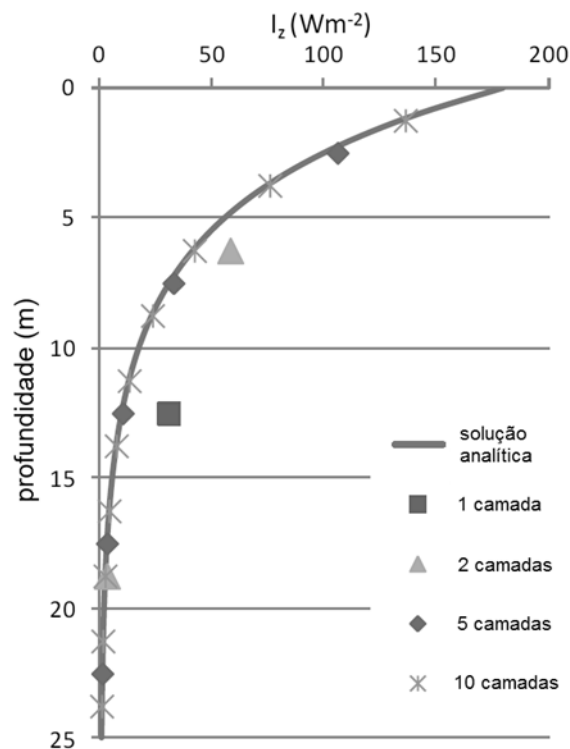


Figura 69. Resultado dos testes de sensibilidade para radiação solar na coluna d'água em  $W/m^2$  em função da profundidade (referente à parametrização usada no presente trabalho). Comparação entre a solução analítica, e estimativas feitas com diferentes números de camadas no modelo (adaptado de Kenov et al., 2011).

Aliado a essa a aproximação utilizada de modelo integrado na vertical, outro fator que deve ser levado em consideração e que provavelmente contribuiu para as diferenças observadas entre os resultados do modelo e os dados coletados, foi a utilização de uma relação fixa entre C:Cl-a. Conforme discutido anteriormente, esta relação pode variar de acordo com a espécie dominante e as condições ambientais.

Em um trabalho recente (MATEUS et al., *in press*), avaliou a adaptação de um algoritmo para a síntese de clorofila em um modelo ecológico e os autores sugerem que a síntese da clorofila deve ser uma característica padrão em modelos ecológicos marinhos, considerando uma parametrização explícita para esse processo. O sistema de modelos MOHID vem acompanhando essa característica (MATEUS 2006; MATEUS *in press*) utilizando não só a parametrização desse processo, bem como da dinâmica entre as taxas entre Carbono, Nitrogênio e Fósforo (C:N:P), além de utilizar um número maior de variáveis de estado. Este tipo de abordagem vem sendo apontada como representando o estado da arte em modelagem ecológica. Como no início deste trabalho

esse nova abordagem encontrava-se ainda em desenvolvimento no modelo, optou-se por sua não utilização.

### 5.2.7. Transporte

Por meio da definição das caixas de integração foi possível avaliar o transporte das propriedades estudadas entre essas caixas. Na Tabela 6 é apresentado um resumo dos resultados obtidos.

Tabela 6. Fluxo de massa, em toneladas por ano (ton/ano), entre as caixas de integração definidas. Valores positivos indicam o transporte de uma caixa para a outra, enquanto que valores negativos o transporte contrário. A caixa zero representa a área costeira.

	1 para 2	2 para 3	4 para 3	5 para 4	5 para 6	6 para 7	7 para 1	1 para 0
<b>Amônia</b>	-161	-624	1949	-1582	1252	1680	1606	18007
<b>Nitrato</b>	-5110	-3814	3408	-4945	5221	5650	5900	15515
<b>Nitrito</b>	-920	-747	644	-1012	1357	1570	1654	7853
<b>Fosfato</b>	-2746	-2256	1507	-2268	2921	3410	3564	10617
<b>Oxigênio</b>	749	-23672	-13507	-24755	39322	37303	27466	-72043
<b>Fitoplâncton</b>	-1941	-5498	-1710	-3324	11298	14770	13960	20805

Através dessa abordagem foi possível estimar a importação e exportação das propriedades do estuário para a área costeira adjacente.

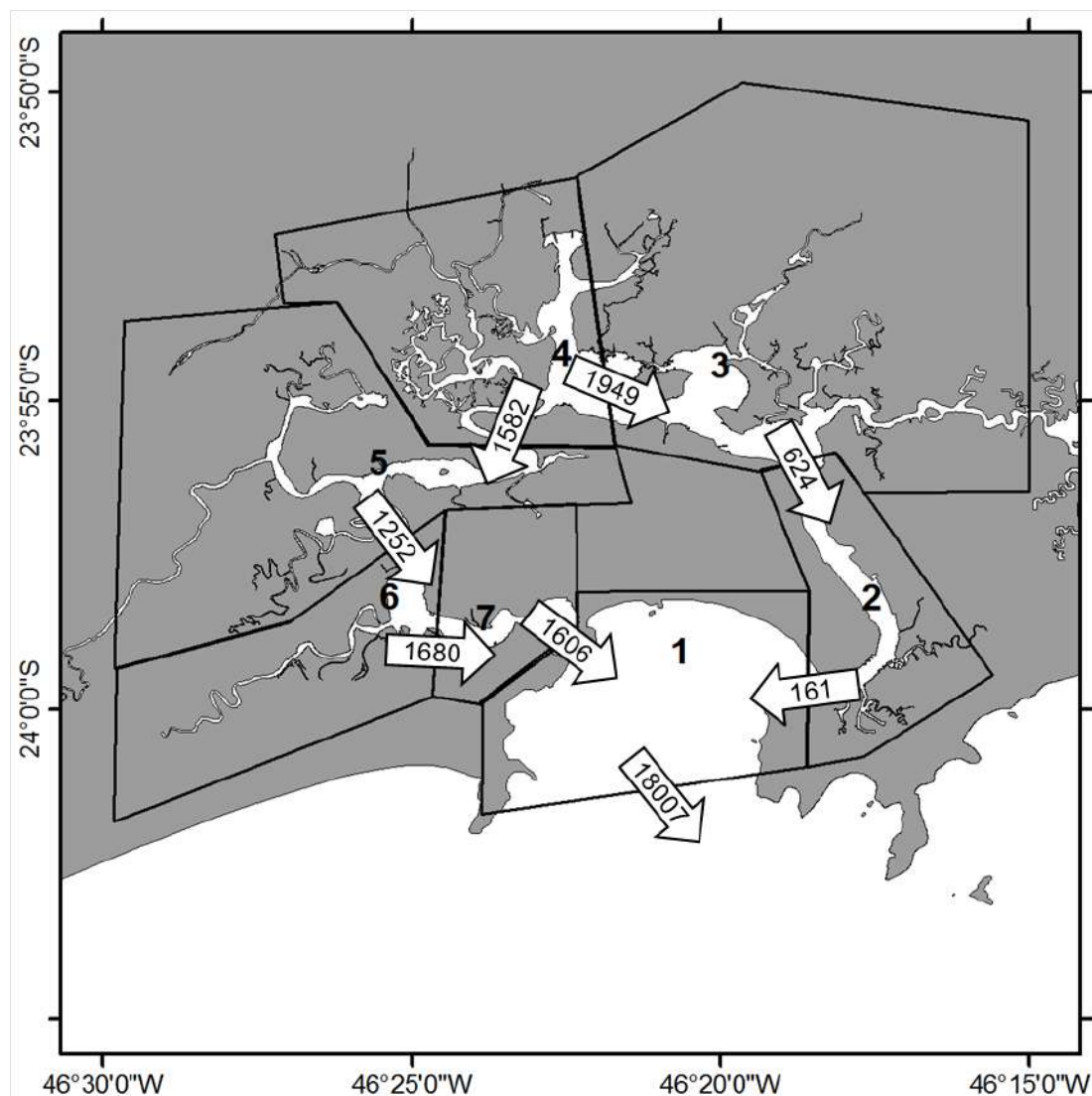


Figura 70. Transporte de amônia (ton/ano) entre as caixas de integração no sistema estuarino de Santos-São Vicente.

De maneira geral os resultados mostraram exportação de amônia, nitrato, nitrito e fosfato. O canal de São Vicente apresentou um transporte maior dessas propriedades, para a região da Baía de Santos, comparado ao Canal de Santos. Para amônia, por exemplo, essa exportação foi 10 vezes maior (Tabela 6 e Figura 70). A caixa 4 (região onde ocorre a descarga dos principais rios) mostrou-se como a principal fonte desses nutrientes para o estuário.

Os resultados de transporte para oxigênio dissolvido (Figura 71) foram diferentes em relação ao transporte de nutrientes. A região costeira mostrou-se como a principal fonte de oxigênio para a região estuarina. A caixa três também foi uma fonte de oxigênio para as demais áreas.



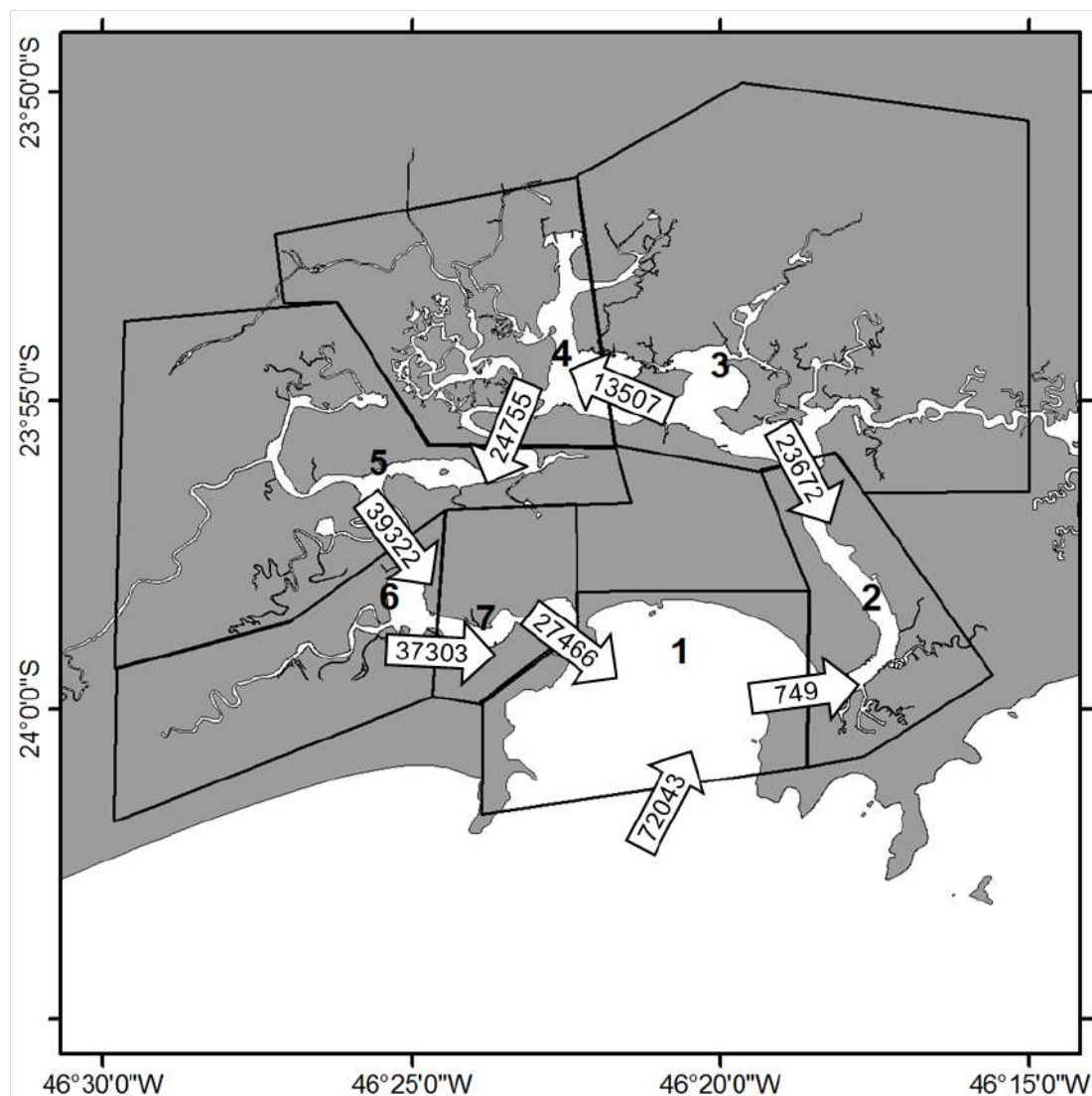


Figura 71. Transporte de oxigênio (ton/ano) entre as caixas de integração no sistema estuarino de Santos-São Vicente.

Nos que diz respeito ao transporte de fitoplâncton (Figura 72), os resultados também indicaram exportação para a área costeira. Assim como para o oxigênio, a caixa três também foi fonte de fitoplâncton para as demais áreas (23672 ton/ano para caixa 2 e 13507 ton/ano para caixa 4). Provavelmente a produção fitoplanctônica nessa região é alta, em função de sua maior transparência, justificando assim a exportação de oxigênio. Outra região que mostrou uma produção primária considerável foi a da caixa 5. Conforme discutido, essa é uma região mais rasa (consequentemente com maior disponibilidade de luz), que recebe grande carga de nutrientes oriundas das descargas de esgotos e outras fontes, apresenta menor energia de correntes e grande estratificação,



características que favorecem o desenvolvimento do fitoplâncton, como já detectado por Moser (2002) e Giancesella et al. (2008a).

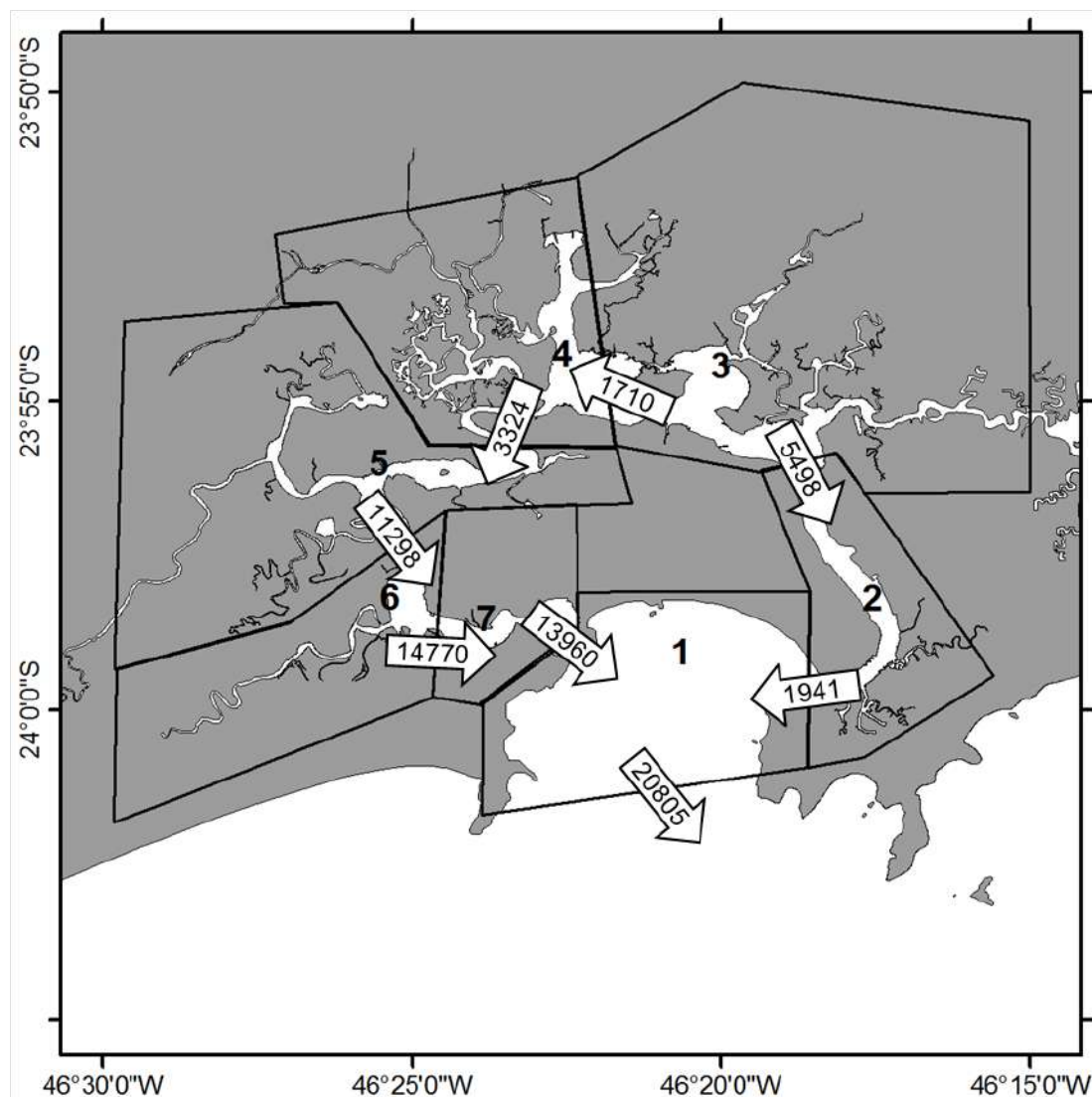


Figura 72. Transporte de fitoplâncton (ton/ano) entre as caixas de integração no sistema estuarino de Santos-São Vicente.

Esses resultados são condizentes com os resultados de transporte verificados por Moser (2002), que consideram a contribuição dos nutrientes provenientes dos Canais mais significativos que o proveniente do emissário para a região da Baía de Santos. Giancesella et al. (2008a) também verificou a contribuição do fitoplâncton da Baía de Santos para a plataforma adjacente, apesar de que, aparentemente, os nutrientes estejam sendo incorporados na biomassa ainda na região da Baía, uma vez que os teores de

nutrientes observados na região da plataforma contígua à Baía de Santos não apresentaram concentrações muito elevadas.

### 5.3. Considerações gerais

De maneira geral o modelo foi capaz de reproduzir os padrões espaciais e temporais observados nos dados coletados de temperatura, salinidade e sedimentos coesivos, com algumas diferenças na salinidade e principalmente nos sedimentos coesivos. No que diz respeito às concentrações de nutrientes nas formas inorgânicas, também os resultados apresentaram algumas diferenças em relação aos resultados das campanhas, mas em alguns casos as estimativas do modelo foram razoáveis do ponto de vista quantitativo. O mesmo aconteceu com as estimativas do modelo para a biomassa fitoplanctônica, no geral foram semelhantes, porém o modelo não foi capaz de prever alguns picos de biomassa observados nos meses de verão.

Evidentemente que a aplicação do modelo em um ecossistema complexo, como o sistema estuarino de Santos-São Vicente, tem diversas limitações tanto no que diz respeito à disponibilidade de dados detalhados de entrada (descargas dos rios e de esgoto) para forçar o modelo, como de dados para a calibração e validação, além das limitações relacionadas à parametrização inadequada dos fenômenos que ocorrem no sistema.

Alguns aspectos relevantes assumidos na presente aplicação do modelo estiveram relacionados a tais limitações e podem ter contribuído para as discrepâncias obtidas, dentre eles destacam-se: (1) a utilização de valores médios mensais ou constantes na vazão e cargas de nutrientes dos rios, efluentes e esgotos domésticos; (2) desconsideração da contribuição dos manguezais nos ciclos biogeoquímicos; (3) a utilização de um modelo ecológico simplificado, não considerando processos ecológicos relevantes, como a síntese de clorofila; e (4) a utilização de um modelo 2D integrado na vertical ao invés de um modelo 3D.

A utilização de um modelo 2D integrado na vertical, a princípio pareceu ser uma boa opção, levando em conta os aspectos já discutidos anteriormente. Todavia tal escolha gerou resultados irrealistas no que diz respeito à luz disponível na coluna d'água.

Nessa configuração o modelo trata as regiões rasas como aquelas com maior disponibilidade média de luz na coluna de água, sendo que muitas vezes, em função da contribuição das cargas de sedimentos, essa situação seja até mesmo invertida, dentro de certa faixa de profundidades. Esse foi um sério problema, considerando que a luz demonstrou-se o principal fator limitante do crescimento do fitoplâncton no sistema estuarino de Santos-São Vicente. Ainda assim, a aproximação adotada permitiu reproduzir muitas das características observadas por diversos trabalhos na região do sistema estuarino de Santos-São Vicente: (1) maiores concentrações de nutrientes nas porções internas do estuário e próximas a descargas de esgoto *in natura* (BRAGA et al., 2000); (2) exportação de matéria orgânica e de nutrientes para a região da baía (MOSER et al., 2005); (3) altas concentrações de nutrientes, e baixa disponibilidade de luz indicativo da produção primária limitada pela luminosidade (ANCONA, 2007; GIANESELLA et al. 2008). No que diz respeito a essa última característica, os resultados do modelo foram evidentes (Figura 66), as altas concentrações de nutrientes não ofereceram limitação para o crescimento do fitoplâncton, dentro desse contexto a variabilidade sazonal e espacial das concentrações de nutrientes, claramente marcadas, não foram as principais responsáveis pela variabilidade da biomassa fitoplanctônica, que por sua vez foi limitada pela luz.

Mesmo com essa limitação as altas concentrações de biomassa fitoplanctônica, aliada a alta disponibilidade de nutrientes, reportada por diversos autores ao longo dos últimos 30 anos, bem como em trabalhos recentes, ainda apontam para um elevado grau de eutrofização do sistema. Os resultados do modelo também indicaram esse estado trófico observado pelos autores, evidenciado pelo déficit de oxigênio em algumas regiões do sistema estuarino de Santos-São Vicente, nomeadamente a região da Baía de Santos, Canal de Santos e Canal de São Vicente.

Sabidamente entre um dos responsáveis por esse quadro é o baixo nível de atendimento da rede sanitária de esgoto, segundo Sampaio (2010) esses baixos níveis incluem bairros urbanizados sem rede coletora de esgoto e uma grande quantidade de moradias precárias irregulares nas proximidades dos corpos d'água. Segundo a autora esse baixo nível de atendimento também reflete na má qualidade microbiológica das águas no sistema estuarino de Santos-São Vicente com elevado grau de contaminação fecal, principalmente na região interna do estuário. Padrão análogo ao observado no presente trabalho, para a concentração de nutrientes.

Evidente que a contribuição por esgoto dos efluentes domésticos não é a única responsável por esse quadro de degradação ambiental, os efluentes industriais também foram e ainda são responsáveis por esse quadro, como exemplo pode-se citar as altas concentrações de fósforo observadas no rio Piaçaguera, receptor de diversos efluentes industriais.

A adoção no modelo da contribuição de nutrientes do manguezal como pouco significativa, aparentemente não trouxe maiores problemas, dadas as altas cargas de nutriente oriundas dessas outras fontes nessa região.

Com relação aos esforços em andamento com intuito da melhoria desse quadro, destaca-se o Programa Onda Limpa, que visa ampliar de 53% para 95% o índice de coleta de esgoto e um índice de 100% de tratamento para o esgoto coletado na região da Baixada Santista como um todo. Entretanto dada a complexidade dos problemas faz-se necessário um grande esforço para atingir a melhoria da qualidade da água no sistema estuarino de Santos-São Vicente através de uma gestão integrada.

Dentro desse contexto a modelagem numérica, mesmo com as limitações e incertezas existentes no processo, apresenta-se como uma ferramenta importante para gestão do recurso, uma vez que possui uma abordagem integrada e sistemática, auxiliando não só na compreensão do estado do ecossistema, mas também na realização de prognósticos baseados em cenários propostos. Todavia, segundo Mateus et al. (2008), para que tais modelos sejam úteis como ferramentas de gestão eles devem reproduzir as principais características do sistema em estudo, capturando os processos mais significativos e as interações entre os compartimentos do sistema.

Os resultados obtidos neste trabalho com a aplicação e validação do modelo ecológico no sistema estuarino de Santos-São Vicente com dados mais robustos do que até então não havia sido feito, indicaram que, no geral, o modelo reproduziu de maneira satisfatória as principais características do sistema observadas por diversos autores que estudaram a região, confirmando a utilidade desse tipo de abordagem e contribuindo com mais um passo na tentativa da construção de uma ferramenta que possa auxiliar na gestão dos importantes recursos ambientais representados por essa região.

## 6. CONCLUSÕES

Através dos resultados obtidos ao longo do presente trabalho com a aplicação do modelo numérico para o sistema estuarino de Santos-São Vicente pode-se concluir:

1. O modelo numérico foi capaz de reproduzir de maneira satisfatória as principais características do sistema observadas por diversos autores no sistema estuarino de Santos-São Vicente.
2. De maneira geral os nutrientes, tanto o nitrogênio quanto o fósforo não se apresentaram como limitantes para a produção primária, e em algumas regiões do sistema foram obtidos valores acima do estabelecido pela legislação ambiental.
3. Considerando a configuração de cargas de nutrientes utilizada para forçar o modelo, as descargas de esgoto representam a principal fonte de nitrogênio para o sistema estuarino de Santos-São Vicente, enquanto que o fósforo é oriundo principalmente dos rios da região.
4. A luz disponível na coluna d'água foi o principal fator limitante para o crescimento do fitoplâncton.
5. Devido às altas concentrações de nutrientes e biomassa fitoplancônica, obtidas com a modelagem, o estuário mostrou-se como exportador dessas propriedades e importador de oxigênio dissolvido, indicativo de um ecossistema eutrofizado.
6. Sob a perspectiva da gestão integrada dos recursos, a utilização da modelagem numérica se mostrou uma ferramenta útil, levando em conta que reproduziu as principais características do sistema.
7. A região do Largo da Pompeba apresentou uma tendência de acúmulo de nutrientes e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, devido à elevada quantidade de descargas de esgoto e sua característica hidrodinâmica. Essas características colocam essa área como prioritária no que diz respeito à coleta e tratamento de esgotos, bem como a implantação de projetos de reurbanização, uma vez que grande parte dos esgotos nessa região é oriunda de habitações irregulares.

8. As discrepâncias entre os resultados do modelo e os dados coletados podem estar relacionadas a algumas características assumidas nas simulações, destacando-se a utilização de um modelo integrado na vertical e a utilização de um modelo ecológico simplificado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFONSO, C. M. **A paisagem da Baixada Santista: urbanização, transformação e conservação.** São Paulo: Editora Universidade de São Paulo: FAPESP, 2006. 310p.
- ANCONA, C. M. **Aspectos da variação espacial e temporal da biomassa e produção fitoplanctônica e parâmetros correlatos no estuário e baía de Santos.** Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 2007. 229p.
- BAPTISTELLI, S. C. **Análise crítica da utilização de modelagem matemática na avaliação da dispersão de efluentes leves no litoral da Baixada Santista (Estado de São Paulo).** Tese de Doutorado em Engenharia Hidráulica. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2008. 314p
- BERNARDES, B. D. L. **Hydrodynamical and ecological modelling of the North Sea.** Dissertação de Mestrado em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico, 2007. 81p. + 2 anexos.
- BERZIN, G.; NEVES, R. J. J. & LEITÃO, J. C. **Modelação matemática no Estuário de Santos e sua importância no controle da poluição por águas residuárias.** In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu, Brasil. ABES, 1997.
- BERZIN, G.; LEITÃO, J. C. & NEVES, R. J. J. **Modelação hidrodinâmica; uma ferramenta para a gestão de áreas costeiras: o caso do estuário e baía de Santos.** In: XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, Brasil. ABRH, 1999.
- BERZIN, G. & SAMPAIO, A. F. P. **O caso da Praia do Gonzaguinha em São Vicente – SP.** Pesquisa Naval; 16 : 191-204, 2003.
- BONETTI, C. V. D. H. C. **Foraminíferos como bioindicadores do gradiente de estresse ecológico em ambientes costeiros poluídos. Estudo aplicado ao Sistema estuarino de Santos-São Vicente – São Vicente (SP, Brasil).** Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 2000.
- BOSQUILHA G. E. **Estudo da distribuição de surfactantes aniônicos e de polifosfatos no Sistema Estuarino de Santos/São Vicente e Baía de Santos (SP, Brasil) e avaliação de metodologias aplicadas.** Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 2002.

- BRAGA, E. S.; BONETTI, C. V. D. H.; BURONE, L. & BONETTI FILHO, J. **Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Biaxial Scantest estuarine system - Brazil.** Marine Pollution Bulletin 40:2 165-173, 2000.
- BRAUNSCHWEIG, F.; MARTINS, F.; LEITÃO, P. & NEVES, R. **A methodology to estimate renewal time scales in estuaries: the Tagus Estuary case.** Ocean Dynamics 53: 137-145, 2003.
- BRAUNSCHWEIG F., LEITAO P.C., FERNANDES L., PINA P., NEVES R.J.J. **The object-oriented design of the integrated water modelling system MOHID.** Proceedings of the XV international conference on computational methods in water resources (CMWR XV), 2: 1079 - 1090. Chapel Hill, NC, USA: Elsevier; 2004.
- CANCINO, L & NEVES, R. **Hydrodynamic and sediment suspension modelling in estuarine systems, Part II: Application to the Western Scheldt and Gironde estuaries.** Journal of Marine Systems 22: 117-131, 1999.
- CARMOUZE, J P; GIANESELLA, S. M. F.; NISHIARA L.; MESQUITA, S. L. **Modelling chemical changes of tidal waters emerging from a mangrove forest at Cananeia, Brazil.** Mangroves and Salt Marshes 2: 43-49, 1998.
- CETESB. (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). **Poluição nas águas do estuário e Baía de Santos.** São Paulo: CETESB, 1978. 71p.
- CETESB. (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Baixada Santista: Carta do meio ambiente e sua dinâmica.** São Paulo:CETESB, 1985. 33p
- CETESB. (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). **Sistema estuarino de Santos-São Vicente e São Vicente.** São Paulo: CETESB, 2001. 178p.
- CETESB. (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004.** São Paulo: CETESB, 2004. 297p + Anexos.
- CETESB. (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005.** São Paulo: CETESB, 2005a. 488p + Anexos.
- CETESB. (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas litorâneas do estado de São Paulo: balneabilidade das praias 2005.** São Paulo: CETESB, 2005b. 488p + Anexos.
- CETESB. (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006.** São Paulo: CETESB, 2006. 327p + Anexos.



- CHAMBEL-LEITÃO, P.; SAMPAIO, A. F. P. & ALMEIDA, P. **Load and flow estimation in Santos watersheds**. In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 393 - 399. 2008.
- CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. WCB – McGraw-Hill. Boston. 1997, 844p.
- CHIPPADA, S.; DAWSON, C.; WHEELER, M. **Agodonov-type finite volume method for the system of shallow water equations**. Computer methods in applied mechanics and engineering. 151(01): 105-130, 1998.
- CLIMANALISE. **Boletim de monitoramento e análise climática**. Vol. 19, n<sup>os</sup> 11 e 12, 2004.
- CLIMANALISE. **Boletim de monitoramento e análise climática**. Vol. 19, n<sup>os</sup> 3, 5, 6, 7 e 8, 2005.
- CODESP (Companhia Docas do Estado de São Paulo). **EIA-RIMA da Dragagem de aprofundamento do canal e bacias de evolução do Porto Organizado de Santos**, 2008.
- COELHO, H. M. da M. dos S. **Modelação de Processos Físicos Relacionados com a Circulação Oceânica na Margem Continental Ibérica**. Tese de Doutorado em Engenharia do Ambiente. Universidade Técnica de Lisboa - Instituto Superior Técnico, 2001. 272p.
- CUNHA, S. R. da. **Modelo ecológico das marismas de *Spartina alterniflora* Loisel. (Poaceae) do estuário da Lagoa dos Patos, RS**. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade do Rio Grande, 1994. 103p.
- DAY Jr., J. W.; HALL, C. A.; KEMP, W. M. & YÁÑEZ-ARANCIBA, A. **Estuarine Ecology**. New York: John Wile & Sons, 1989. 558p.
- DOWNING, J. A.; McCLAIN, M.; TWILLEY, R.; MELACK, J. M.; ELSER, J.; RABALAIS, N. N.; LEWIS, W. M.; TURNER, R. E.; CORREDOR, J.; SOTO, D.; YANEZ-ARANCIBIA, A.; KOPASKA, J. A. & HOWARTH, R. W. **The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes**. Biogeochemistry 46: 109 - 148, 1999.
- EPA (Environmental Protection Agency). **Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling** (2<sup>nd</sup>. ed.). United States Environmental Protection Agency, Report EPA/600/3-85/040. 1985, 455p.

- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 601 p.
- FEMAR (FUNDAÇÃO DE ESTUDOS DO MAR). **Catálogo de Estações Maregráficas Brasileiras**. Rio de Janeiro, 2000. Disponível em <<http://www.femar.com.br>>.
- FERNANDES, R. **Modelação de derrames de hidrocarbonetos**. Trabalho de Final de Curso em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico. Universidade Técnica de Lisboa, 2001. 51p. + anexos
- FLETCHER, C. A. J. **Computational techniques for fluid dynamics**. Volume I. 2nd Edition. Springer Series in Computational Physics, Springer Verlag, New York. 1991, 401p.
- FRAGOSO Jr., C. R.; FERREIRA, T. F. & MARQUES D. da M. **Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos. 2009, 304p.
- FRAZÃO, L. R. **Eutrofização por esgotos domésticos e sua relação com a ecologia e fisiologia do fitoplâncton marinho no litoral do Estado de São Paulo: Ubatuba, Praia Grande e Santos**. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade de São Paulo, 2001. 152p.
- GEIDER, R. J. **Light and Temperature Dependence of the Carbon to Chlorophyll a Ratio in Microalgae and Cyanobacteria: Implications for Physiology and Growth of Phytoplankton**. *New Phytologist* 106:1 1-34, 1987.
- GIANESELLA, S. M. F. **Produção primária da Baía de Santos: aspectos sobre a eficiência fotossintética num ambiente marinho poluído**. Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Universidade de São Paulo, 1978.
- GIANESELLA, S. M. F. **Standing-Stock And Potential Of Phytoplankton Production In The Bay Of Santos, Brazil**. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 31: 85-89, 1982.
- GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. & TEIXEIRA, C. **Tidal effects on nutrients and phytoplankton distribution in Bertioga Channel, São Paulo, Brazil**. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 533-544, 2000.
- GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. & MIRANDA, L. B. de; CORRÊA, M. A. & MOSER, G. A. **Short-term variability and transport of nutrients and chlorophyll-a in Bertioga Channel, São Paulo state, Brazil**. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53(3-4): 99-114, 2005.
- GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. **Hydrology, nutrients, phytoplankton biomass, primary productivity and heterotrophic vs.**

- autotrophic balance in Santos Estuarine System.** Relatório do projeto ECOMANAGE. 2007.
- GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; SOUSA, E. C. P. M.; GASPARRO, M. R. **Ecological status of the Santos estuary water.** In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 183 - 194. 2008a.
- GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; ANCONA, C. M. **Projeto “A Influência do Complexo Estuarino da Baixada Santista Sobre o Ecossistema de Plataforma Continental Adjacente” (Junho de 2008) Capítulo 5- Sub-projeto Influência dos estuários sobre o fluxo de energia e ciclagem de materiais nos primeiros níveis da cadeia trófica da plataforma de Santos. 5.1.1- Estuário e Baía de Santos 5.1.2- Canal de Bertioga.** Relatório à FAPESP. 2008b.
- GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. **Sustentabilidade dos Oceanos.** In: GOLDEMBERG, J. Série Sustentabilidade. São Paulo: Blucher, 2010. 199p.
- HARARI, J. & CAMARGO, R. **Tides and mean sea level variabilities in Santos (SP), 1944 to 1989.** Relatório interno do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo 36: 1 - 15, 1995.
- HARARI, J. & CAMARGO, R. **Modelagem numérica da região costeira de Santos (SP): Circulação de maré.** Revista Brasileira de Oceanografia, 46(2): 135 - 156, 1998.
- HARARI, J. & CAMARGO, R. de. **Numerical simulation of the tidal propagation in the coastal region of Santos (Brazil, 24°S 46°W).** Continental Shelf Research 23: 1597 – 1613, 2003.
- HARARI, J.; CAMARGO, R. e CACCIARI, P. L. **Implantação de um sistema de previsão de marés e de correntes de maré na Baixada Santista através de modelo numérico tridimensional.** Relatório Técnico do Instituto Oceanográfico da USP nº45 21p, 1999.
- HARARI, J.; CAMARGO, R. e CACCIARI, P. L. **Resultados da modelagem numérica hidrodinâmica em simulações tridimensionais das correntes de maré na Baixada Santista.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos 5(2): 71 – 87, 2000.
- HARARI, J.; CAMARGO, R. de; MIRANDA, L. B. de. **Modelagem numérica hidrodinâmica tridimensional da região costeira e estuarina de São Vicente e Santos (SP).** Pesquisa Naval Revista Marítima Brasileira, Brasil, (RJ), 15: 79-97, 2002.

- HARARI, J.; GORDON, M. **Simulações numéricas da dispersão de substâncias no Porto e Baía de Santos, sob a ação de marés e ventos.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Brasil, (RS), 6: 115-131, 2001.
- HARARI, J.; FRANÇA, C. A. S. & CAMARGO, R. **Climatology and hydrography of Santos Estuary.** In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 147 - 160. 2008.
- IST. (Instituto Superior Técnico). **Water Quality Manual.** Instituto Superior Tecnico, Technical University of Lisbon, 2006. 46p.
- KENOV, I.; MATEUS, M.; FRANZ, G. **Light Parameterization in MOHID.** Documento técnico. 2011. 22p. Disponível em: < <http://www.mohid.com> > Acesso em: 01 dez. 2011.
- LAMPARELLI, C. C. **Dinâmica da serapilheira em manguezais de Bertioga, região sudeste do Brasil.** Tese de Doutorado em Ciências. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, 1995. 128p.
- LAMPARELLI, C. C. & MOURA, D. O. **Mapeamento dos Ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, CETESB. 1998, 108p.
- LEGATES, D. R. & MCCABE, G. J. **Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation.** Water Resources Res. 35(1): 233-241, 1999.
- LEITÃO, J. C.; SILVA, A. & FERREIRA, P. **Modelação matemática da deposição de dragados na zona costeira do estado de São Paulo – Brasil.** In: A hidroinformática em Portugal, Lisboa. CD-ROM. 2001.
- LEITÃO, P. M. C. F. L. **Integração de escalas e de processos na modelação do ambiente marinho.** Tese de Doutorado em Engenharia do Ambiente. Instituto Superior Técnico. Universidade Técnica de Lisboa, 2002. 296p. + 8 anexos.
- LEITÃO, P. C. **Integração de escalas e de processos na modelação do ambiente marinho.** Tese de Doutoramento. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2003.
- LEITÃO, J.C. & MATEUS, M. **Deliverable 2.3 – Calibration of the hydrodynamic model for the Santos Estuary.** Ecomanage Project, 2008. Disponível em <[www.ecomanage.info](http://www.ecomanage.info)>. Acessado em 20 de janeiro de 2011.
- LEITÃO, P. C.; MATEUS, M.; BRAUNSCHWEIG, F.; FERNANDES, L. & NEVES, R. - **Modelling coastal systems: the MOHID Water numerical lab.** In: NEVES,

- R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 77 - 88. 2008.
- LIMA A. C. **Estudo de indicadores biológicos da poluição (coliformes totais e coliformes fecais) e de sua relação com os teores de nitrogênio amoniacal, uréia e oxigênio dissolvido no Sistema Estuarino de Santos/São Vicente e Baía de Santos.** Dissertação de Mestrado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 2003.
- MATEUS, M.; SAMPAIO, A. F. P. & MATEUS, S. **An ecological model application to the Santos Estuary, Brazil: testing and validation.** In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 425 - 434. 2008.
- MATEUS, M.; LEITÃO, P. C.; PLABO, H. de; NEVES, R. **Is it relevant to explicitly parameterize chlorophyll synthesis in marine ecological models?** Journal of Marine Systems. In Press. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com>>. Acessado em 05 de janeiro de 2011.
- MATEUS, M. **A process-oriented model of pelagic biogeochemistry for marine systems. Part I: Model description.** Journal of Marine Systems. In Press. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com>>. Acessado em 05 de janeiro de 2011.
- MARTINS, F. **Modelação Matemática Tridimensional de Escoamentos Costeiros e Estuarinos usando uma Abordagem de Coordenada Vertical Genérica.** Ph. D. Thesis, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Tecnico. 1999
- MARTINS, F.; LEITÃO, P.; SILVA, A. & NEVES, R. **3D modeling in the Sado estuary using a new generic vertical discretization approach.** Oceanologica Acta 24(1): 51-62, 2001.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). **Ecosystems and human well-being.** Synthesis. Washington DC: Island Press, 2005. 137p.
- METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse.** 4<sup>th</sup> ed. New York, McGraw - Hill Book. 2003, 1815p.
- MIRANDA, R., 1999. **Nitrogen Biogeochemical Cycle Modeling in the North Atlantic Ocean.** Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 1999.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M. & KJERFVE, B. **Princípios de oceanografia física de estuários.** São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 2002. 424p.

- MOHID. **Mohid Description**. Disponível em: < <http://www.mohid.com> > Acesso em: 01 dez. 2011.
- MONTEIRO, C. A. de F. **A dinâmica climática e as chuvas no estado de São Paulo**. Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo, 1973. 130p
- MOSER, G. A. **Aspectos da eutrofização na Baixada Santista: distribuição espaço temporal de biomassa fitoplanctônica e produtividade primária; transporte de nutrientes, material em suspensão e biomassa fitoplanctônica**. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 2002.
- NEVES, R. J. **Étude expérimentale et modélisation des circulations transitoire et résiduelle dans l'estuaire du Sado**. Ph.D. Thesis. Univ. Liège, Liège. 1985.
- NEVES, R.; BARETTA, J.; MATEUS, M. M. **Perspectives on Integrated Coastal Zone Management in South America**. IST Press, Lisboa, Portugal, 2008. 604 p.
- NIXON, S. W. **Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns**. *Ophelia*, 41:199-220, 1995.
- PEREIRA, C. D. S.; CESAR, A.; BORGES, R. P.; GIANESELLA, S. M. F.; SOUSA, E. C. P. M.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; GASPARRO, M. R.; BERZIN, G.; RIBEIRO, R. B.; FIORI, E. F. **Potential use of ecological tools to direct public policies: an integrative approach in the Santos estuarine system**. In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. *Perspectives on integrated coastal zone management in South America*. Lisboa: IST Press. p 445 - 456. 2008.
- PINA, P. **An Integrated Approach to Study The Tagus Estuary Water Quality**. Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2001.
- PORTELA, L. I. **Mathematical modelling of hydrodynamic processes and water quality in Tagus estuary**. Ph.D. Thesis. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior Técnico, Lisboa, 1996.
- P.R.I.M.A.H.D. **Programa Regional de Identificação e Monitoramento de Áreas de Habitação Desconforme da R.M.B.S.** AGEM. Relatório Final. 2005, 565p.
- RIBEIRO, R. B. **Modelo conceitual do fluxo de energia no sistema estuarino de Santos-São Vicente – São Vicente: com ênfase em três produtores primários**. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas. Universidade Santa Cecília, 2007. 72p.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, 2003. 503p.

- SAMPAIO, A. F. P. & FERREIRA, J. M. S. **Socio-economic issues in the Santos estuary**. In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 205 - 218. 2008.
- SAMPAIO, A. F. P.; MATEUS, M.; RIBEIRO, R. B. & BERZIN, G. **A modelling approach to the study of faecal pollution in the Santos Estuary**. In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 425 - 434. 2008a.
- SAMPAIO, A. F. P.; MATEUS, M. & RIBEIRO, R. B. **Assessing the impact of several development scenarios on the water quality in Santos Estuary**. In: NEVES, R.; BARETTA, J. & MATEUS, M. Perspectives on integrated coastal zone management in South America. Lisboa: IST Press. p 435 - 444. 2008b.
- SAMPAIO, A. F. P.; RIBEIRO, R. B.; SCHMIEGELOW, J. M. M. & SANTOS, J. A. P. **Levantamento da área de cobertura do manguezal do sistema estuarino de Santos-São Vicente – São Vicente**. II Encontro Internacional Governança da Água - Experiências da América Latina e da Europa. PROCAM/USP. 2009.
- SAMPAIO, A. F. P. **Avaliação da correlação entre parâmetros de qualidade da água e socioeconômicos no complexo estuarino de Santos - São Vicente, através de modelagem numérica ambiental**. Dissertação de Mestrado em Ciência Ambiental. Universidade de São Paulo, 2010. 171p.
- SARAIVA, A. S. de C. **Modelação Ecológica da Ria de Aveiro: o papel das macroalgas**. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Gestão e Modelação dos Recursos Marinhos. Instituto Superior Técnico. Universidade Técnica de Lisboa, 2005. 127p. + 3 anexos.
- SARAIVA, S.; PINA, P.; MARTINS F.; SANTOS, M.; BRAUNSCHWEIG, F. & NEVES, R. **Modelling the influence of nutrient loads on Portuguese Estuaries**. Hydrobiologia 587: 5 -18, 2007.
- SCHOELLHAMER, D. H. **Anthropogenic sediment resuspension mechanisms in shallow microtidal estuaries**. Estuarine, coastal and Shelf Science. 1996, 43:533-548.
- SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. **Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems**. Pollution, Massachusetts, EUA, 100(2): 179-196, 1999.

- SUGUIO, K. & MARTIN, L. **Formações quaternárias marinhas do litoral paulista e sul-fluminense**. In: International Symposium on Coastal Evolution in the Quaternary. Special Publication. São Paulo, Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo – Sociedade Brasileira de Geologia, 1978. 1:1-5.
- UNEP (United Nations Environmental Programme). Addressing the nutrient challenge: Where we are, what we need to know and what we need to do? UNEP/GPA/IGR.3/INF/7. 2011. Disponível em <<http://www.gpa.unep.org/>>.
- US-NCEP (National Centers for Environmental Prediction). **NCEP Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) Selected Hourly Time-Series Products, January 1979 to December 2010**. Dataset ds093.1 publicado pelo CISL Data Support Section at the National Center for Atmospheric Research, Boulder, CO, 2010 Disponível em <<http://dss.ucar.edu/datasets/ds093.1/>>.
- WALTERS, C. J. **Ecologia de sistemas: O método dos sistemas e os modelos matemáticos em ecologia**. In: ODUM, E. P. Ecologia. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, p 323-339. 1988.



## APÊNDICE A - DESCRIÇÃO DO MÓDULO DE QUALIDADE DA ÁGUA

A descrição deste módulo, apresentada a seguir, foi adaptada do manual do modelo MOHID (2011), bem como do manual do módulo Qualidade da Água (IST, 2006).

O módulo de Qualidade da Água é um modelo ecológico adimensional adaptado de EPA (1985), pertence à categoria de modelos de simulação de ecossistema, ou seja, calcula o conjunto de equações de conservação descrevendo mais adequadamente possível as reações e inter-relações dos componentes de um ecossistema real. Incluindo os ciclos biogeoquímicos do carbono, nitrogênio e fósforo.

Muitas das equações são escritas como dependentes de um fator de regulação, que contém as respostas do organismo a alguns parâmetros ambientais, como luz, nutrientes e temperatura. Cada fator de limitação do crescimento pode variar de um valor de 0 para 1. Um valor de 1 significa que o fator não limita o crescimento (por exemplo, é a intensidade ideal, os nutrientes estão disponíveis em excesso, etc.) e um valor de 0 significa que o fator é tão severamente limitante que inibe o crescimento completamente.

### A.1. Fitoplâncton

O fitoplâncton pode ser separado entre organismos fitoflagelados e diatomáceas. Entretanto, neste estudo foi considerado apenas o fitoplâncton como uma classe genérica. É descrito em concentração de carbono (mgC/l). O modelo assume três limitantes afetando a taxa máxima de crescimento do organismo ( $\Psi$ ): temperatura  $\Psi$ , efeito da luz  $\Psi$  e limitação por nutrientes, tanto nitrogênio  $\Psi$  quanto fósforo  $\Psi$ . A simulação desses produtores primários é desenvolvida com as seguintes considerações:

- Os organismos consomem nutrientes inorgânicos (amônia e nitrato do ciclo do nitrogênio e fósforo inorgânico do ciclo do fósforo) dependendo da sua disponibilidade.

- O crescimento dos organismos também é influenciado pela temperatura e disponibilidade de luz como uma fonte de energia para fotossíntese.
- Oxigênio dissolvido é produzido durante a fotossíntese, nos processos de respiração ele é consumido e produz amônia.
- Por excreção o fitoplâncton produz material orgânico dissolvido (DONr, DONnr, DOPr, DOPnr).
- Por mortalidade o fitoplâncton aumenta o material orgânico dissolvido e o material orgânico particulado (PON e POP) no sistema.
- Pela predação por zooplâncton, a concentração de fitoplâncton diminui.
- O processo de deposição é calculado pelo modelo assim como qualquer outra partícula.

A Figura A 1 apresenta de forma esquemática esses processos.

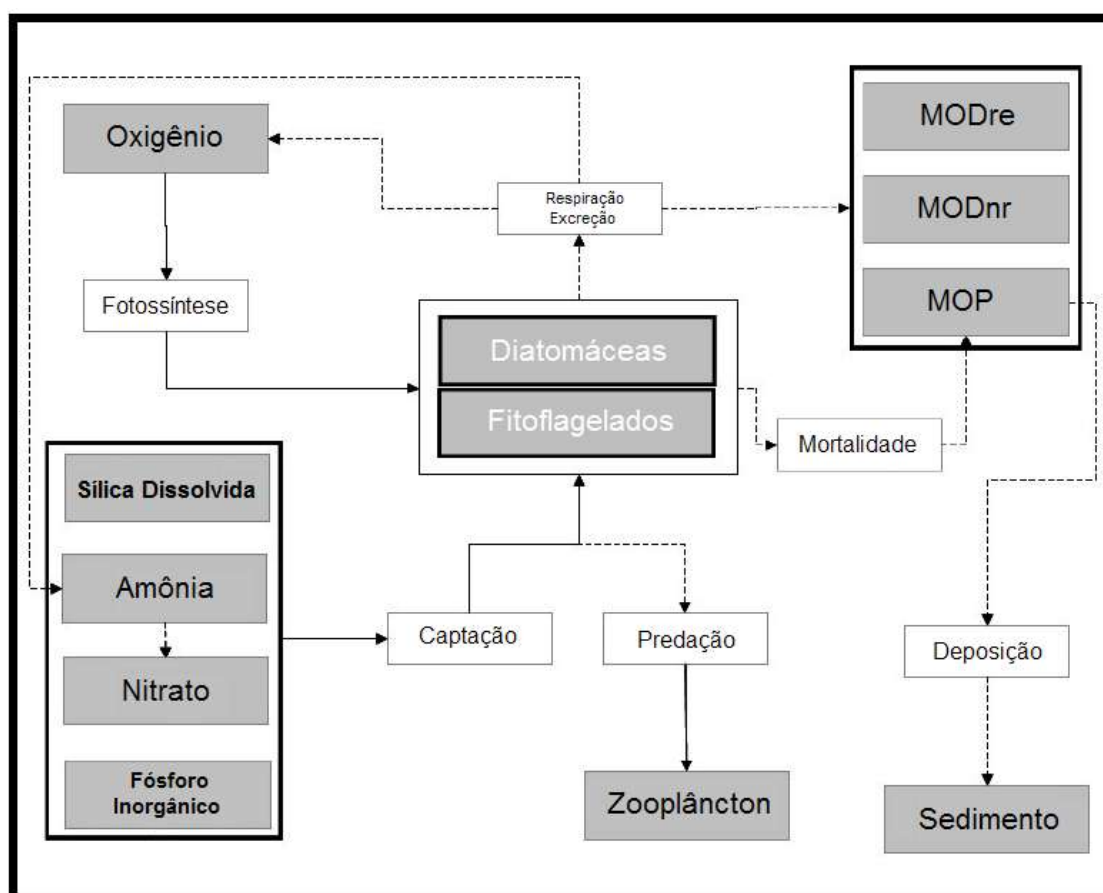


Figura A 1. Processos relacionados com o fitoplâncton (adaptado de IST, 2006).

## A.2. Zooplâncton

A Figura A 2 apresenta de forma esquemática os processos considerados pelo modelo. Assim como no fitoplâncton, é possível simular duas classes de zooplâncton (micro e mesozooplâncton), entretanto neste trabalho foi considerada uma classe genérica. O modelo considera:

- Taxa de crescimento dos organismos é influenciada pela temperatura e pela disponibilidade de presa.
- Processo de respiração consome oxigênio e produz amônia.
- Por excreção o zooplâncton produz material orgânico dissolvido (DONr, DONnr, DOPr, DOPnr).
- Por mortalidade o zooplâncton aumenta o material orgânico dissolvido e o material orgânico particulado (PON e POP) no sistema.
- Zooplâncton preda o fitoplâncton

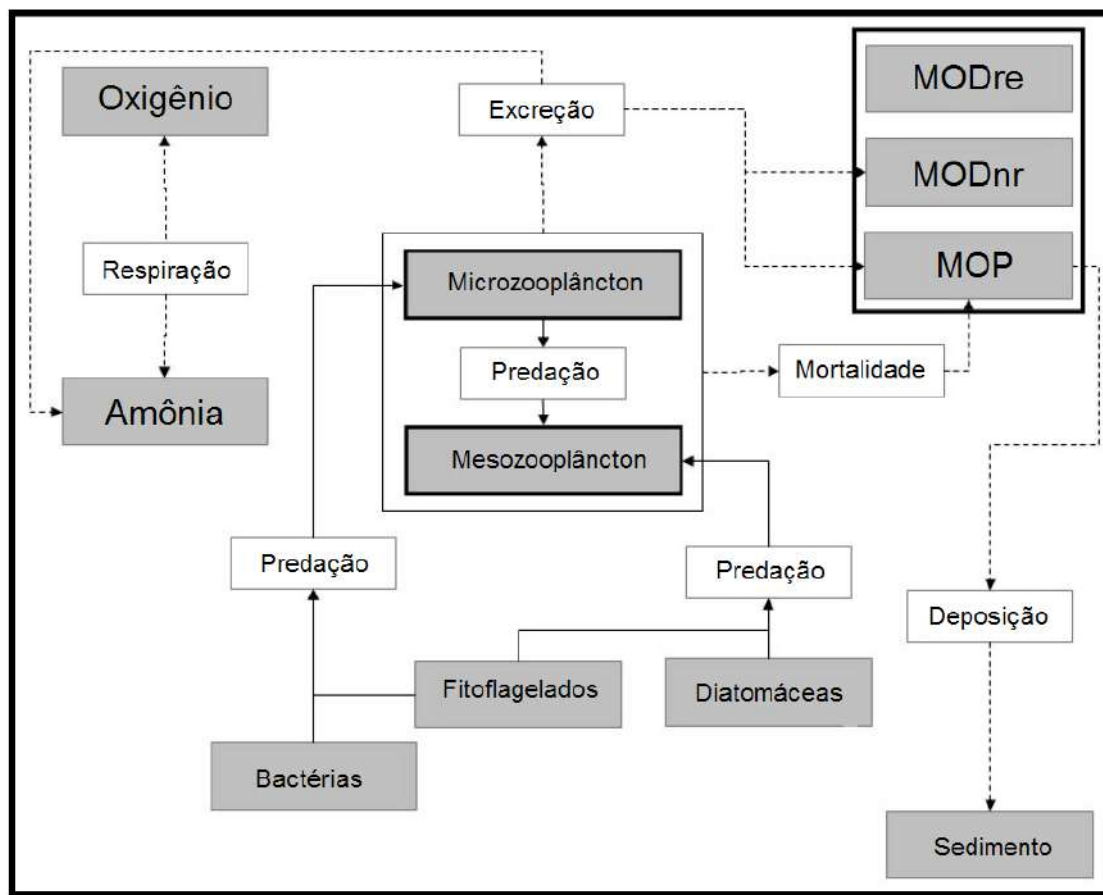


Figura A 2. Processos relacionados com o zooplâncton (adaptado de IST, 2006).

### A.3. Ciclo do Nitrogênio

O nitrogênio é simulado na forma orgânica e inorgânica. O nitrogênio inorgânico é dividido em amônia ( $\text{NH}_4$ ), nitrato ( $\text{NO}_3$ ) e nitrito ( $\text{NO}_2$ ). O nitrogênio orgânico é dividido em nitrogênio orgânico particulado (PON), nitrogênio orgânico dissolvido não refratário (DONnr), representa os compostos que se considera serem degradados até ao final do dia em que foram produzidos e nitrogênio orgânico dissolvido refratário (DONr), cujo tempo de permanência em solução é superior a um dia.

A Figura A 3 apresenta de forma esquemática os processos considerados pelo modelo.

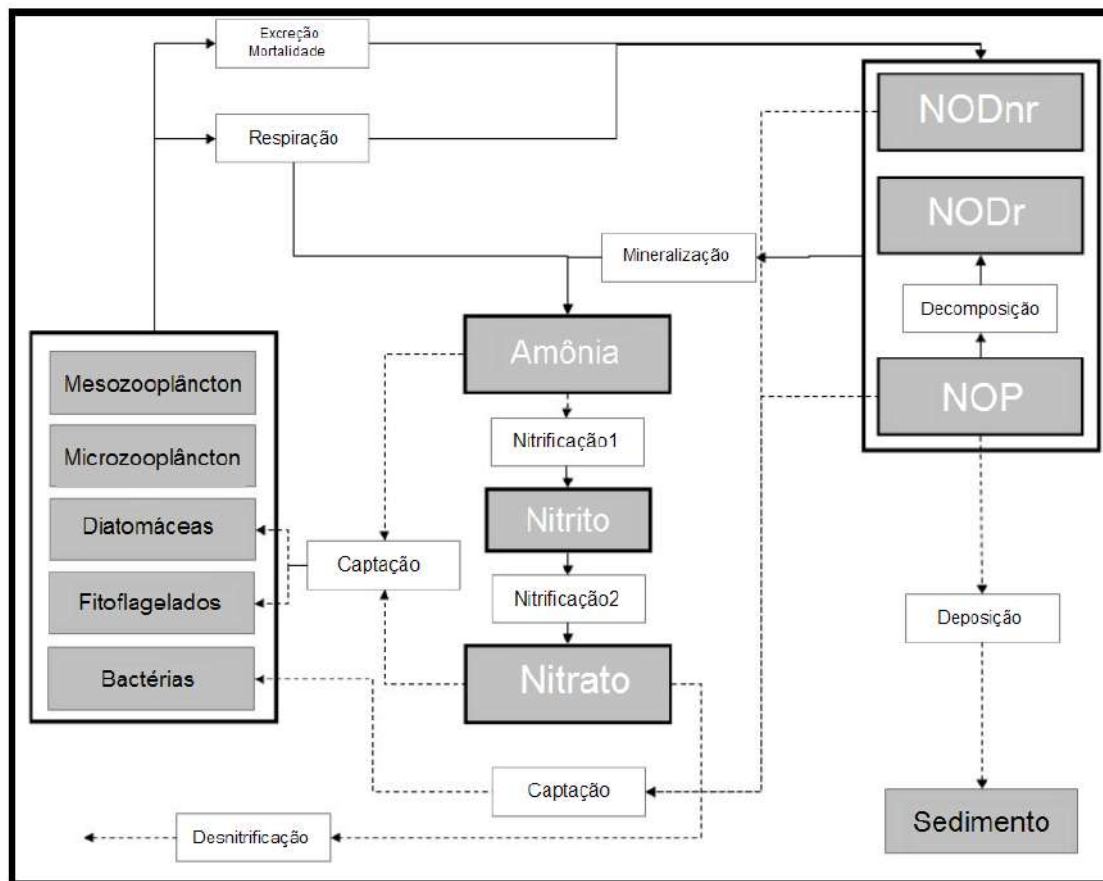


Figura A 3. Ciclo biogeoquímico do nitrogênio (adaptado de IST, 2006).

#### A.4. Ciclo do Fósforo

Assim como o nitrogênio, no modelo o fósforo é simulado na forma orgânica e inorgânica. O ortofosfato ( $PO_4$ ) é considerado como fósforo inorgânico. O fósforo orgânico é dividido em fósforo orgânico particulado (POP), fósforo orgânico dissolvido não refratário (DOPnr), representa os compostos que se considera serem degradados até ao final do dia em que foram produzidos e fósforo orgânico dissolvido refratário (DOPr), cujo tempo de permanência em solução é superior a um dia.

A Figura A 4 apresenta de forma esquemática os processos considerados pelo modelo.

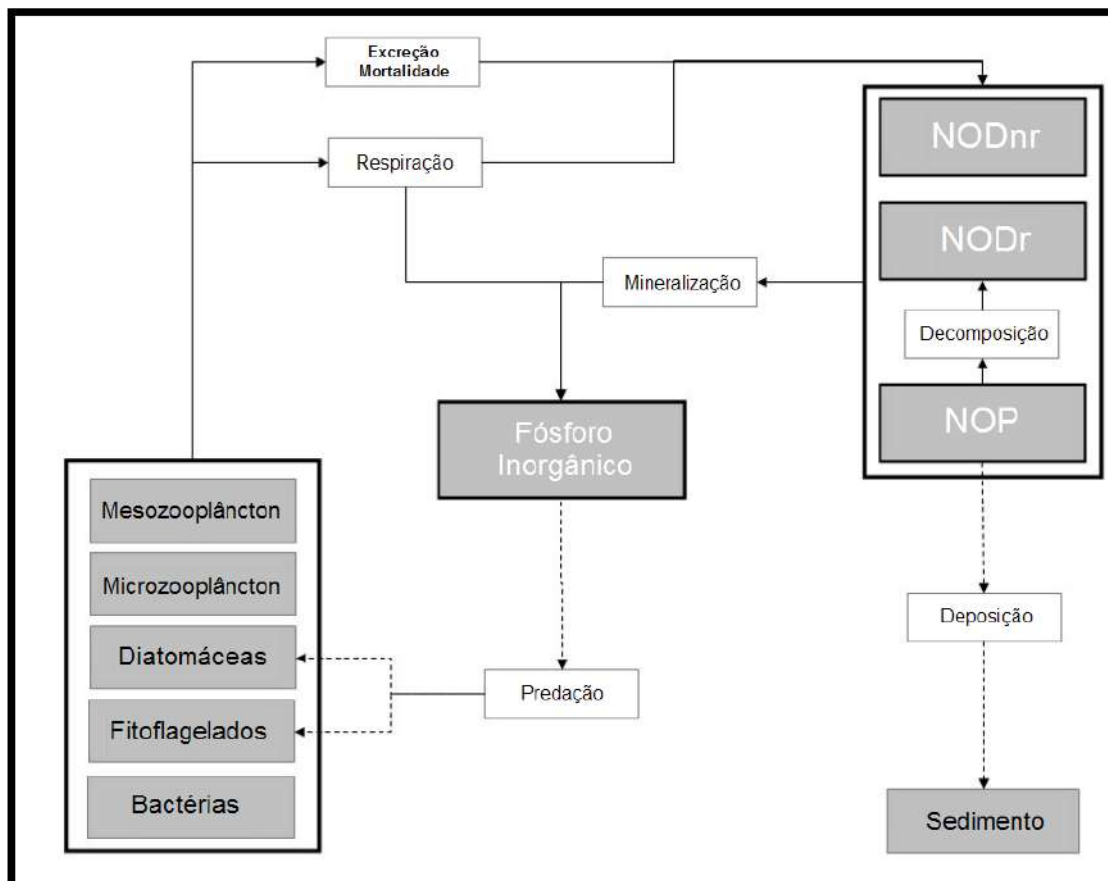


Figura A 4. Ciclo biogeoquímico do fósforo (adaptado de IST, 2006).

## A.5. Ciclo do Oxigênio

A Figura A 5 apresenta de forma esquemática os processos considerados pelo modelo no ciclo do oxigênio.

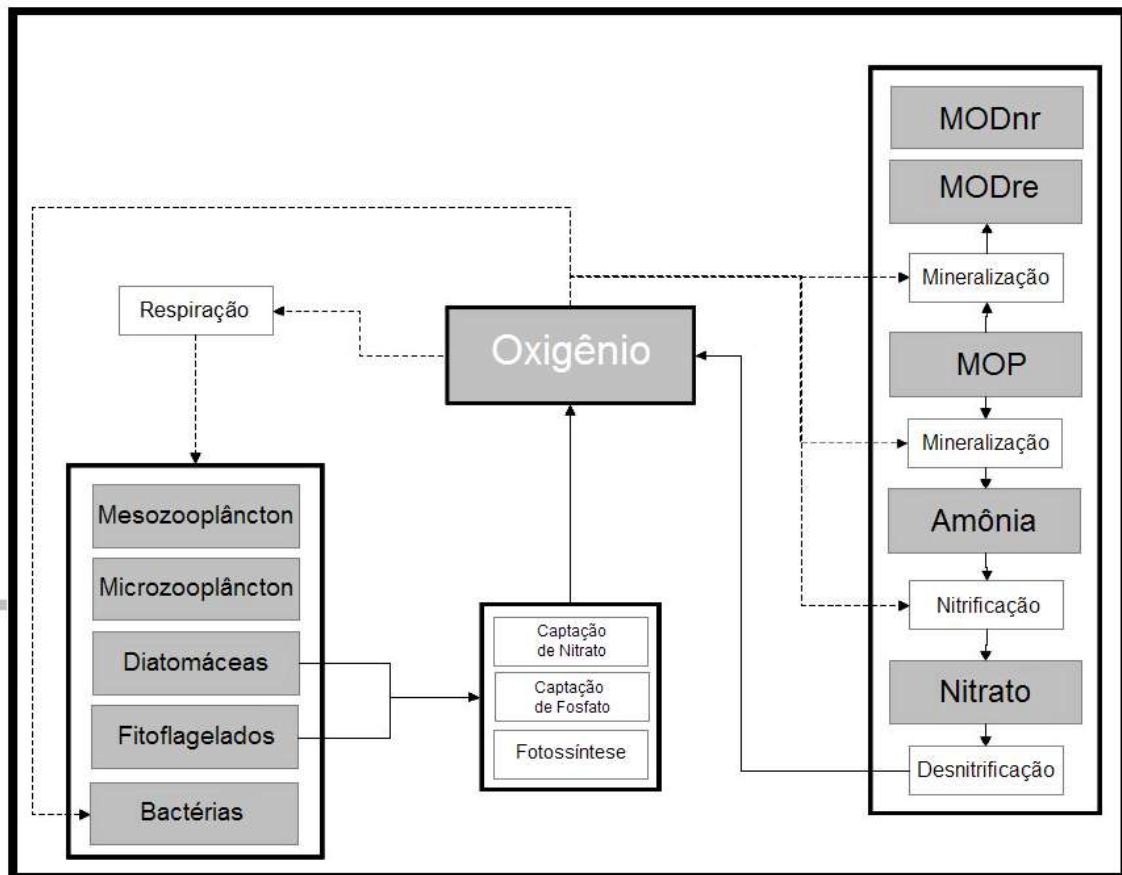


Figura A 5. Ciclo do oxigênio (adaptado de IST, 2006).

## APÊNDICE B – RESULTADOS DO MODELO ECOLÓGICO

Os resultados do modelo numérico, bem como os resultados das campanhas de coleta de dados são apresentados nas figuras a seguir. Devido à proximidade do ponto 05 do projeto ECOSAN com o ponto 01 do projeto ECOMANAGE e do ponto ECOSAN06 com o ECOMANAGE02, com intuito de facilitar a análise foi considerado apenas um ponto, para cada um desses grupos, nos resultados do modelo. Portanto são apresentados os resultados de 13 pontos de análise, quatro na Baía de Santos (ECOSAN 01 a 04), quatro no Canal de Santos (ECOSAN 05 a 07 e ECOMANAGE 03), dois no Canal de Piaçaguera (ECOMANAGE 04 e 05), um na região do Largo do Pompeba (ECOMANAGE 06) e dois no Canal de São Vicente (ECOMANAGE 07 e 08).

Ainda com relação às figuras, a linha em cinza representa os resultados do modelo, os círculos pretos os dados do ECOSAN e os asteriscos pretos os dados do ECOMANAGE. Cabe ressaltar que os resultados do modelo são integrados na vertical, enquanto que os dados foram coletados, na grande maioria, em três profundidades (superfície, meio da coluna d'água e fundo).

### B.1. Temperatura

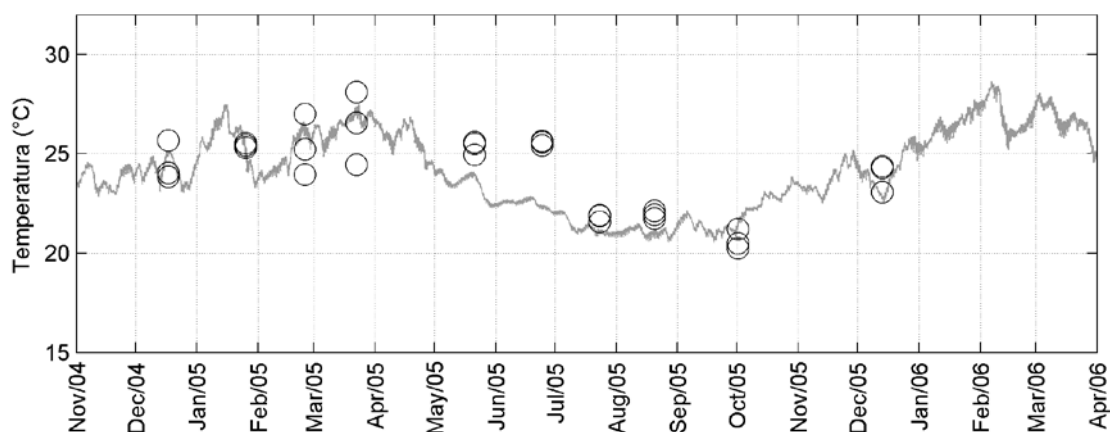


Figura B 1. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).



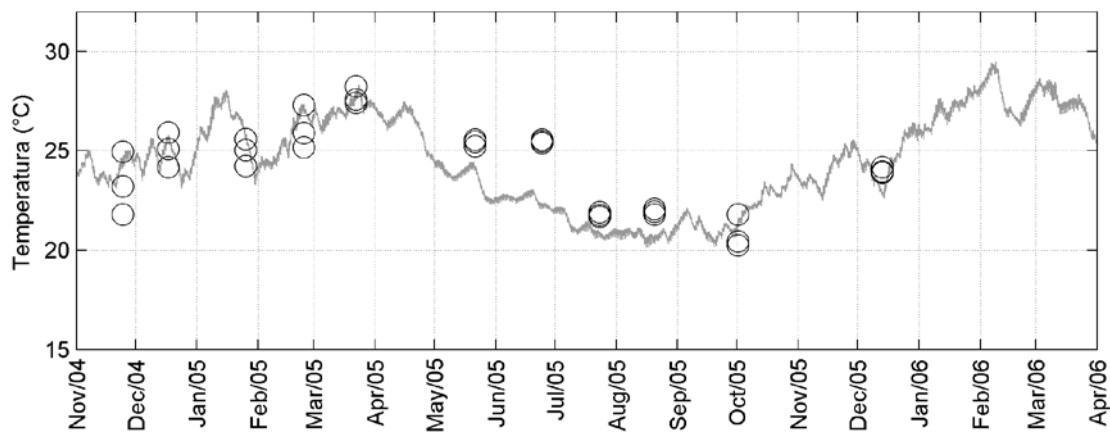


Figura B 2. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

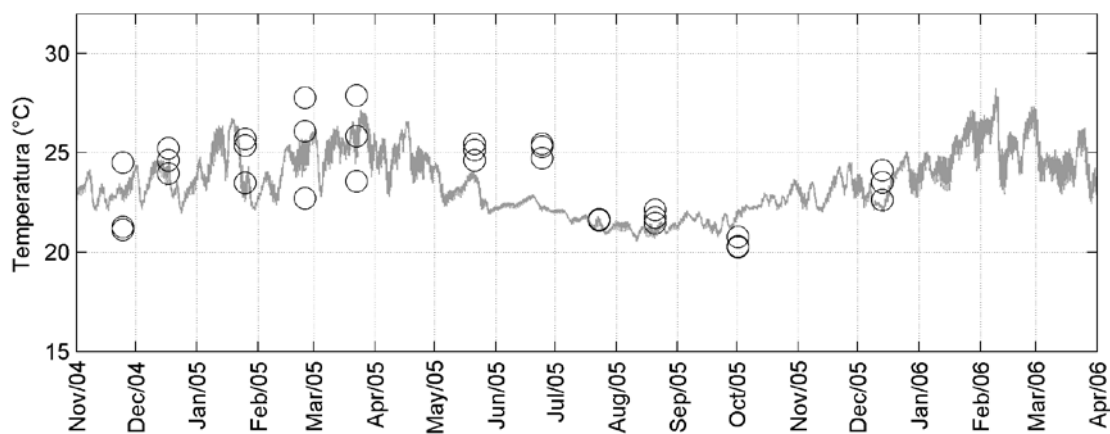


Figura B 3. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

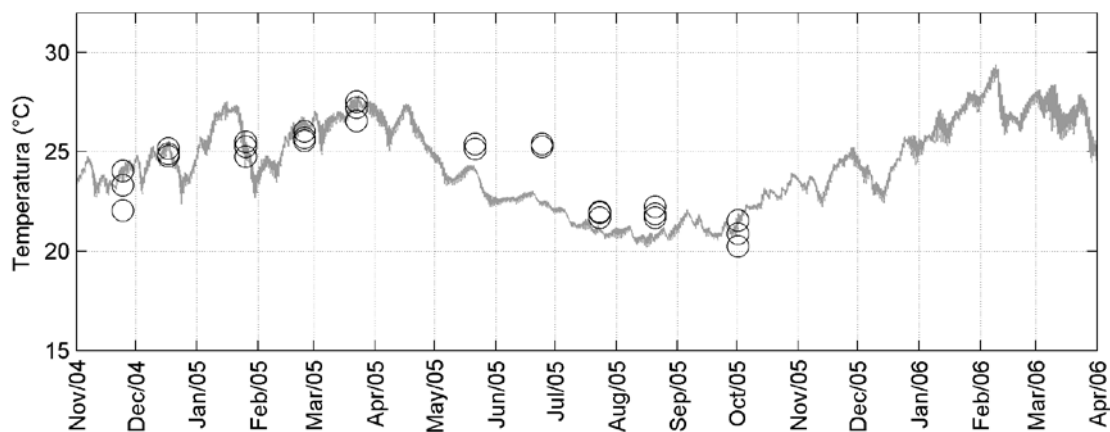


Figura B 4. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

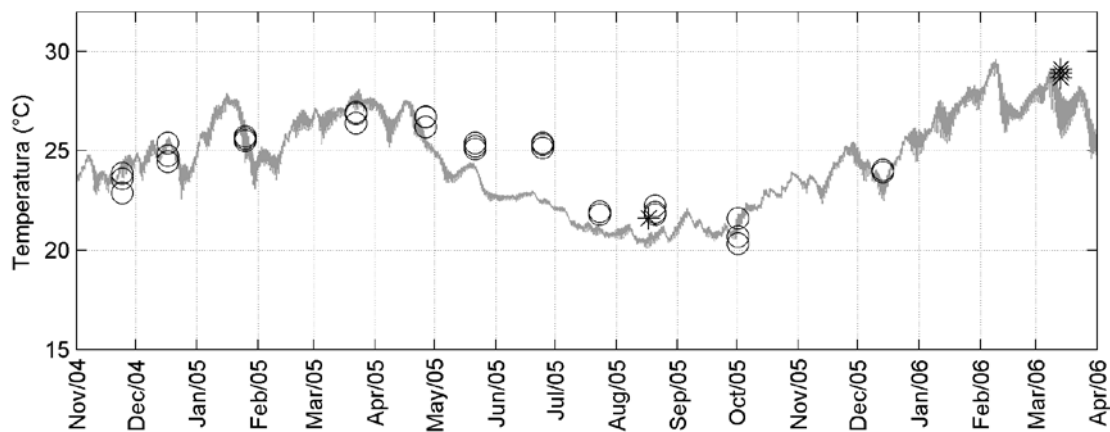


Figura B 5. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

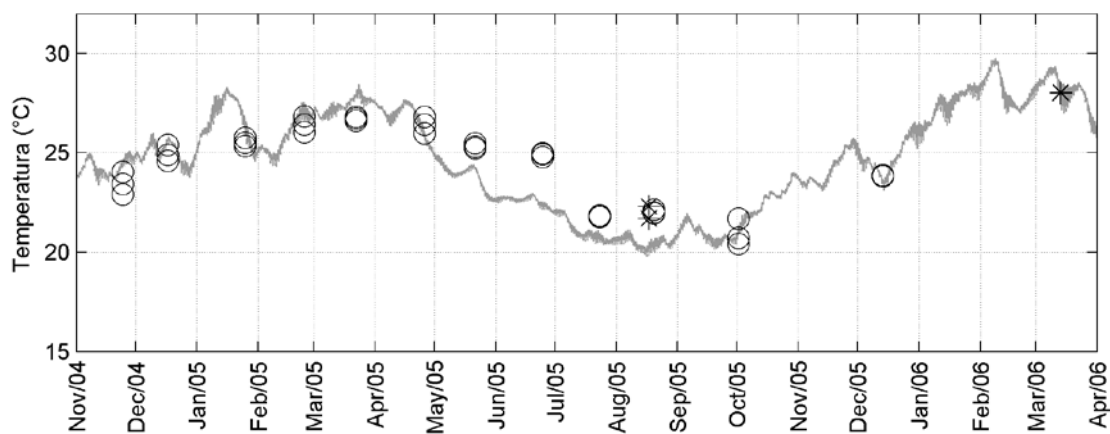


Figura B 6. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

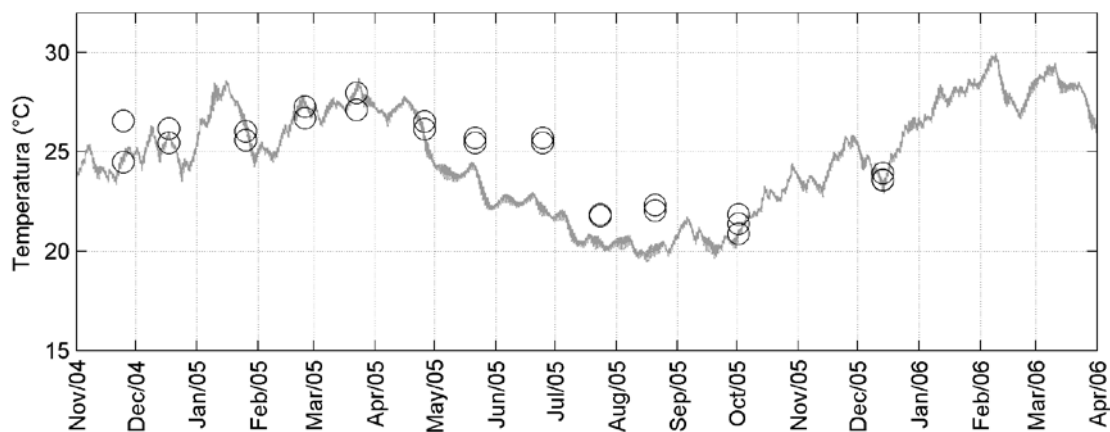


Figura B 7. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

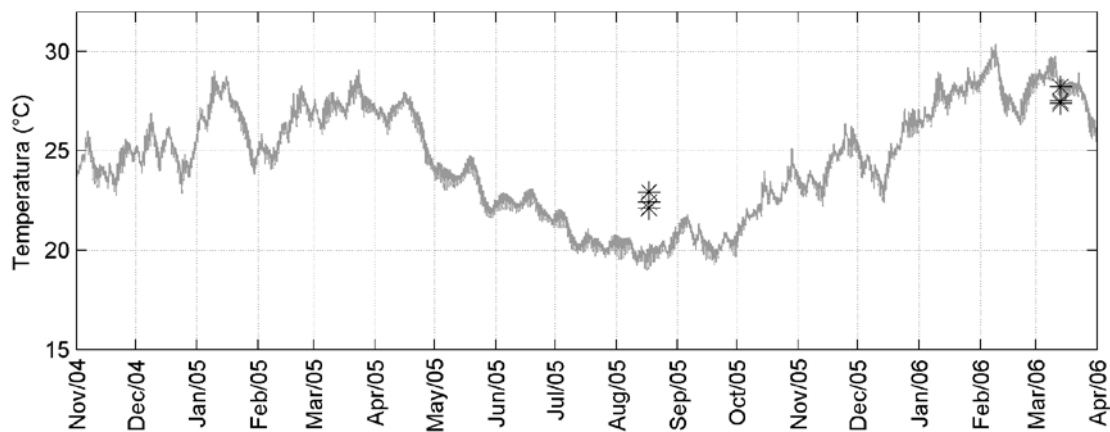


Figura B 8. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

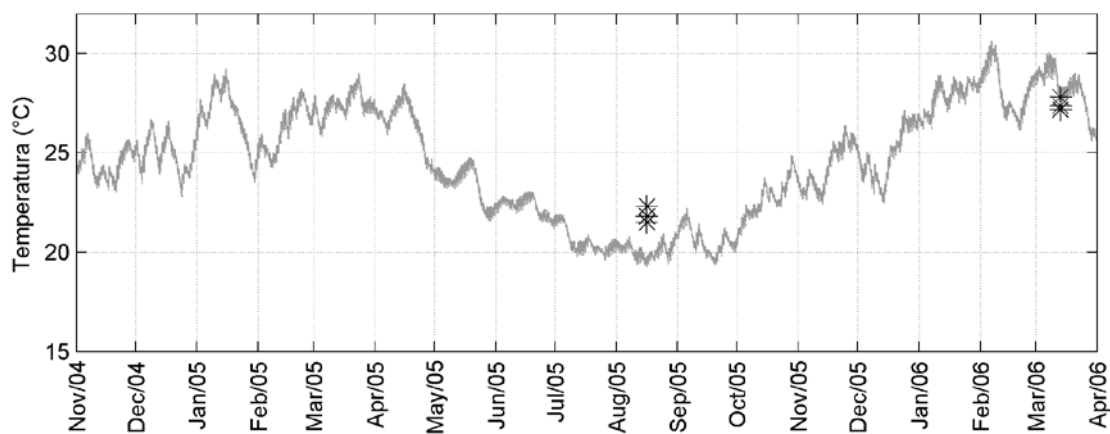


Figura B 9. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

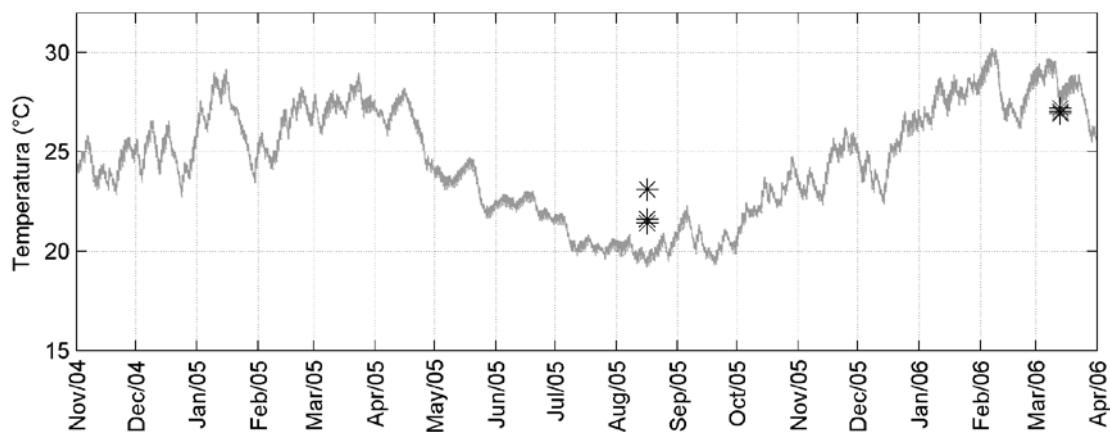


Figura B 10. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

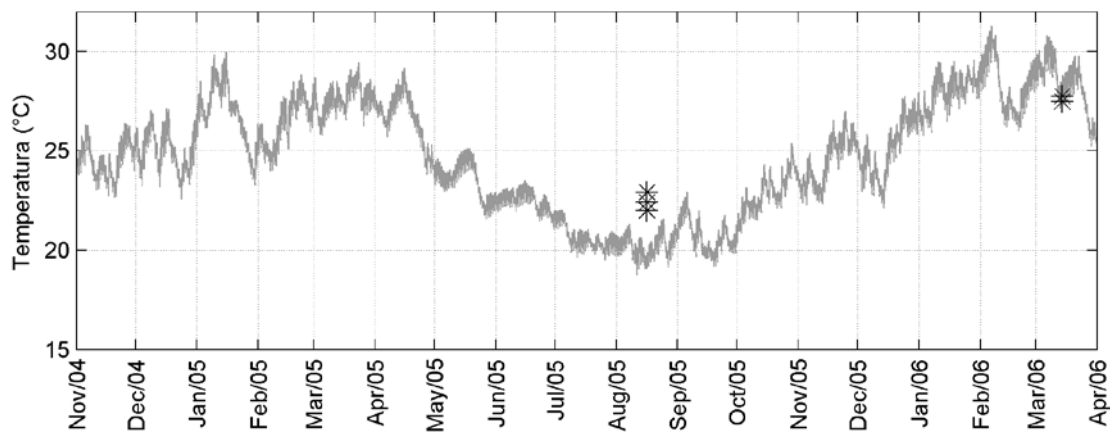


Figura B 11. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

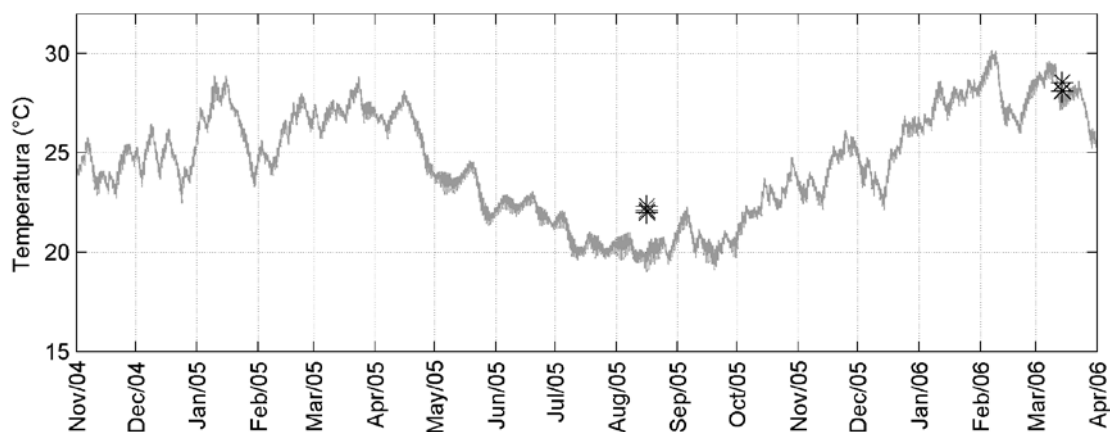


Figura B 12. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

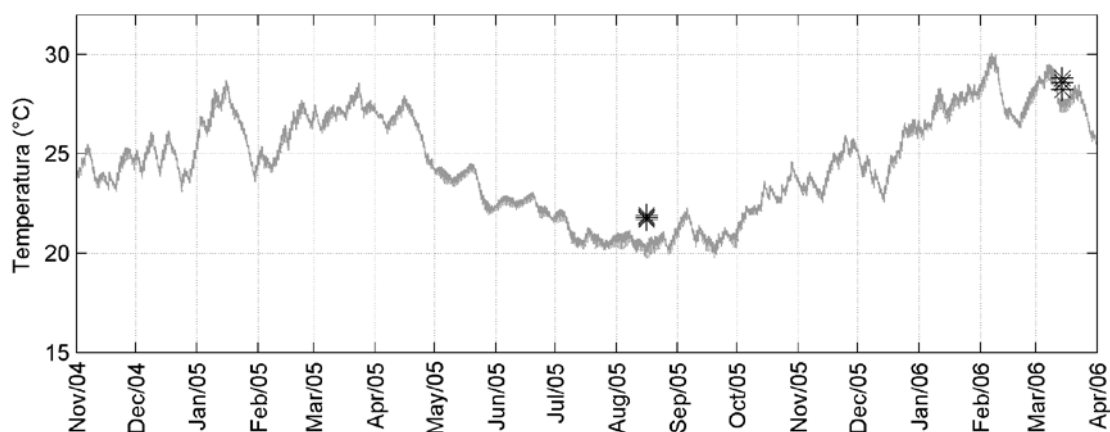


Figura B 13. Comparação entre os resultados de temperatura (°C) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

## B.2. Salinidade

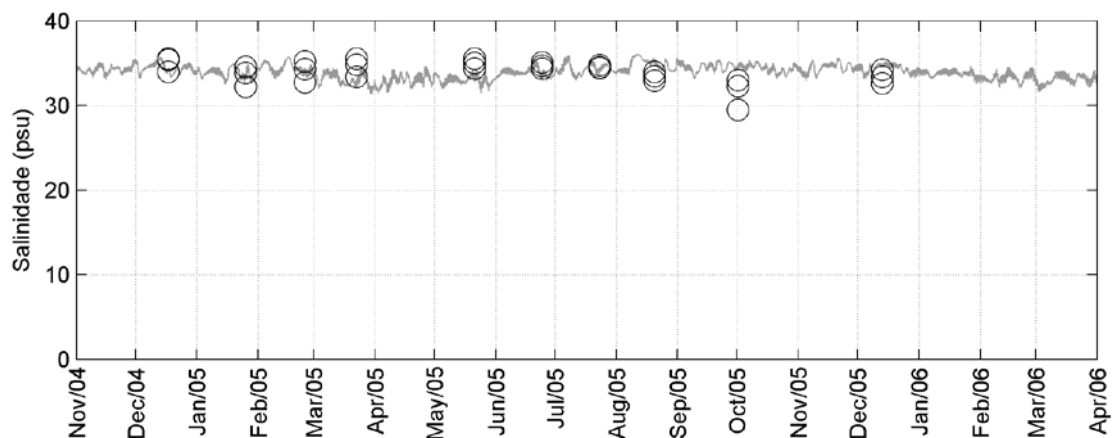


Figura B 14. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

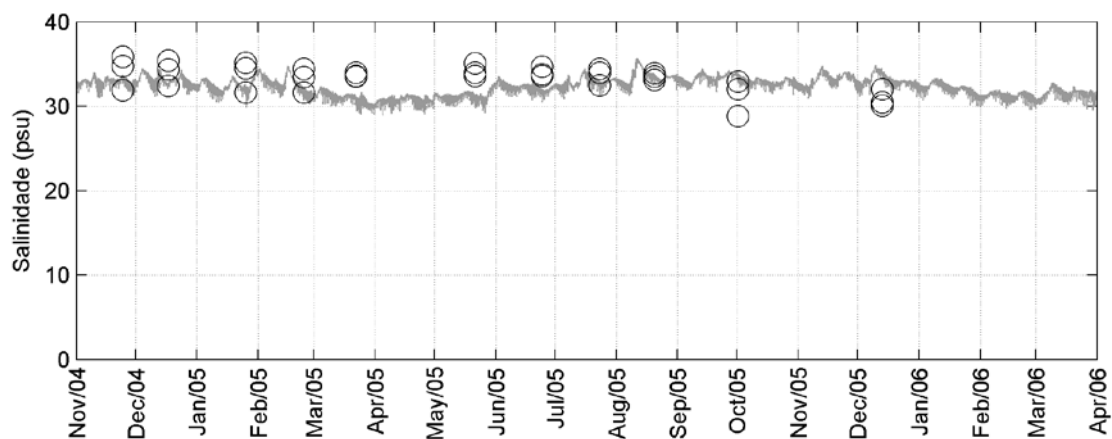


Figura B 15. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

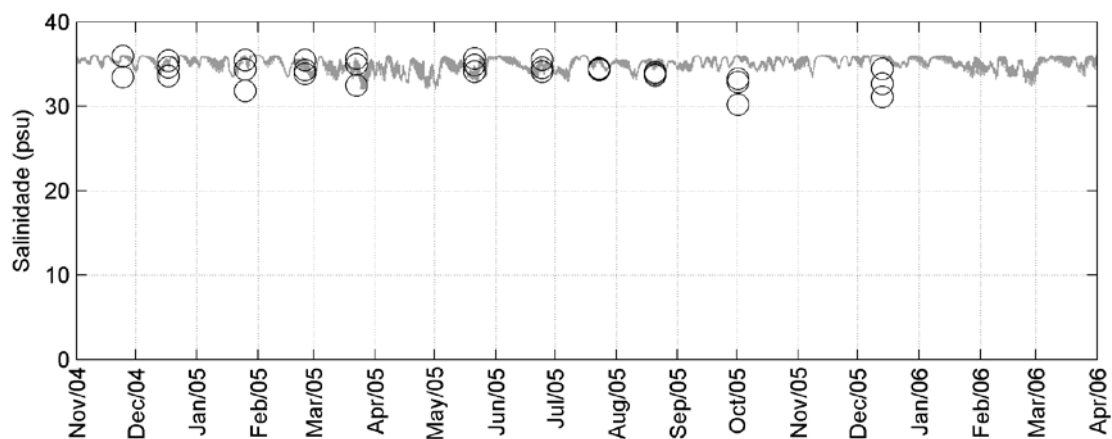


Figura B 16. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

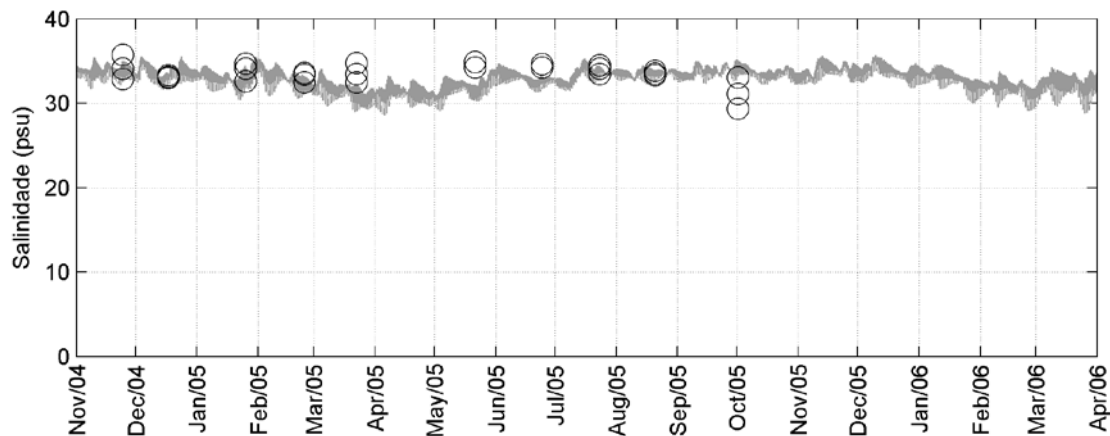


Figura B 17. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

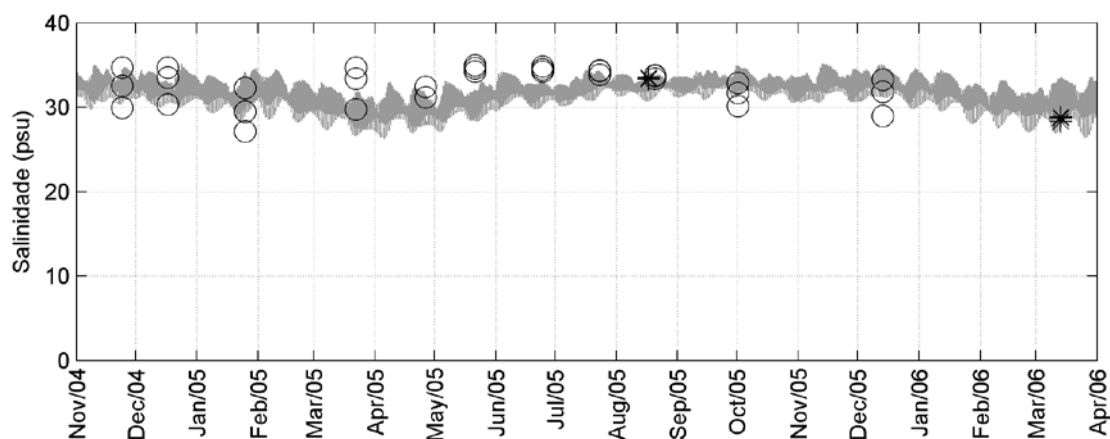


Figura B 18. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

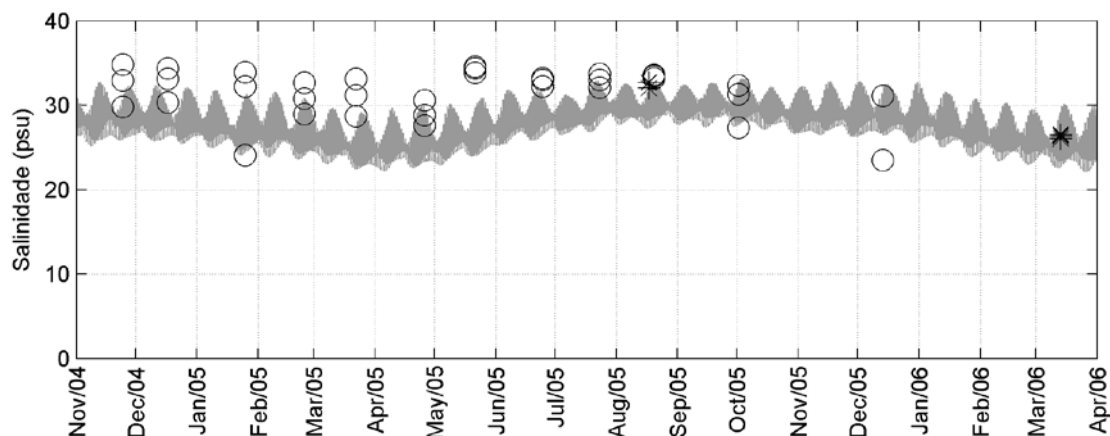


Figura B 19. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

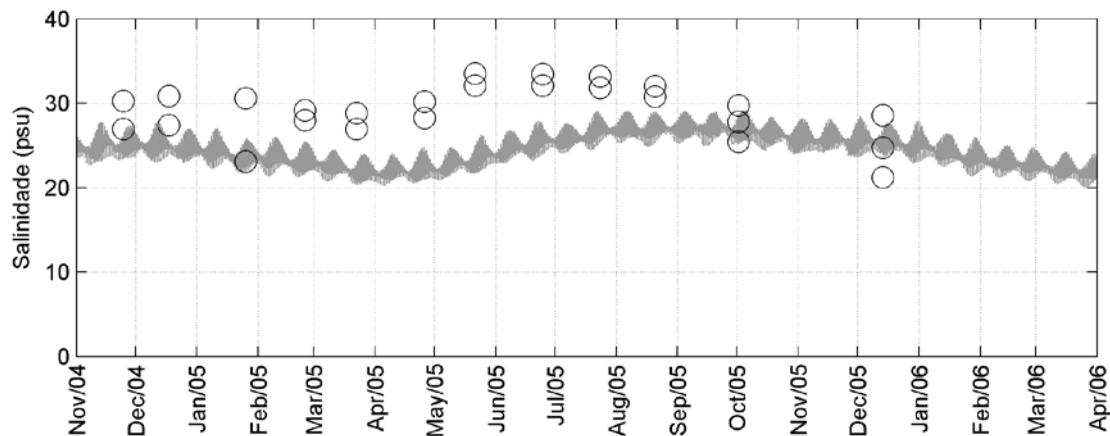


Figura B 20. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

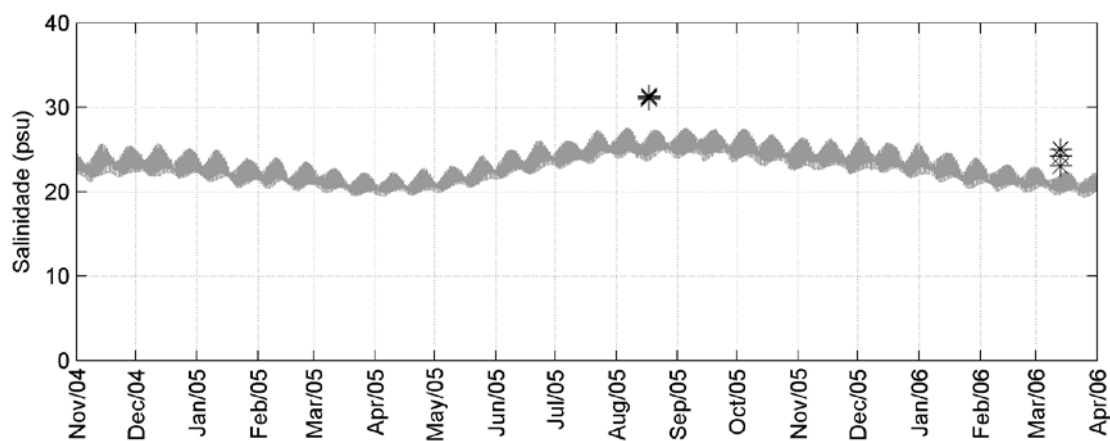


Figura B 21. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

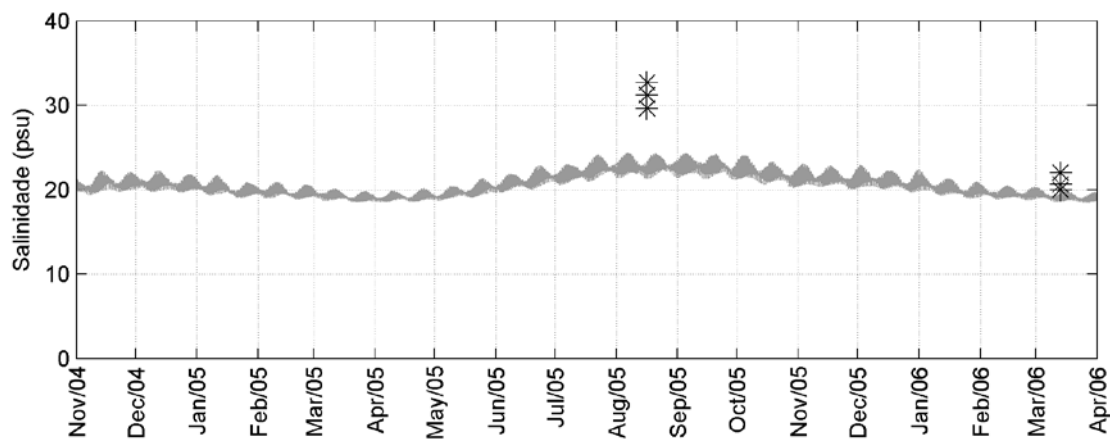


Figura B 22. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

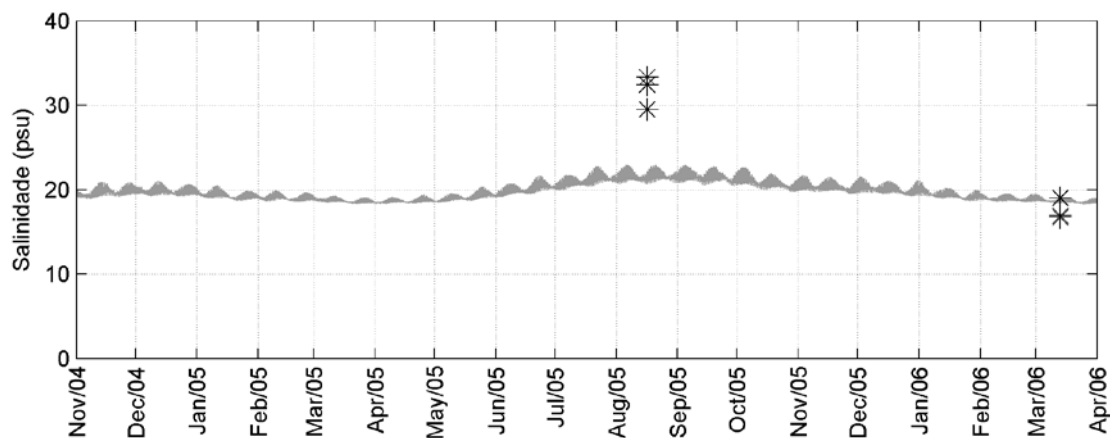


Figura B 23. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

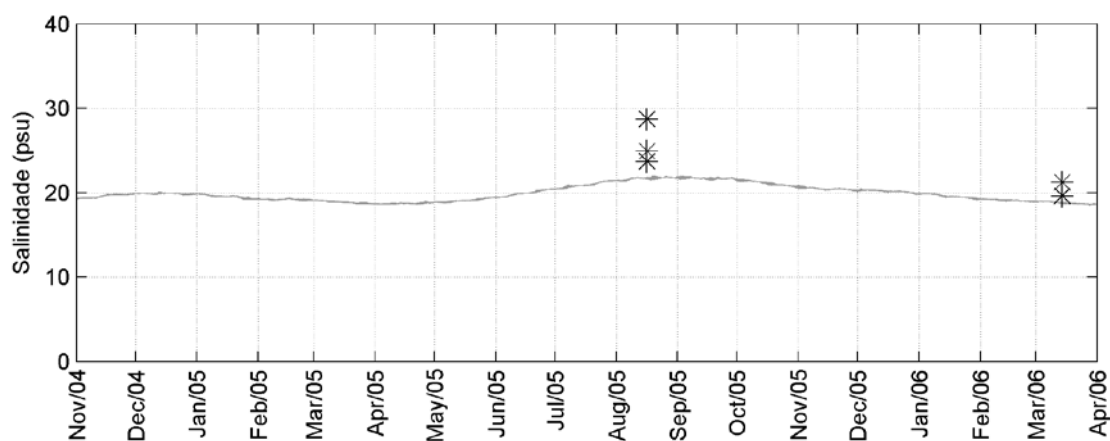


Figura B 24. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

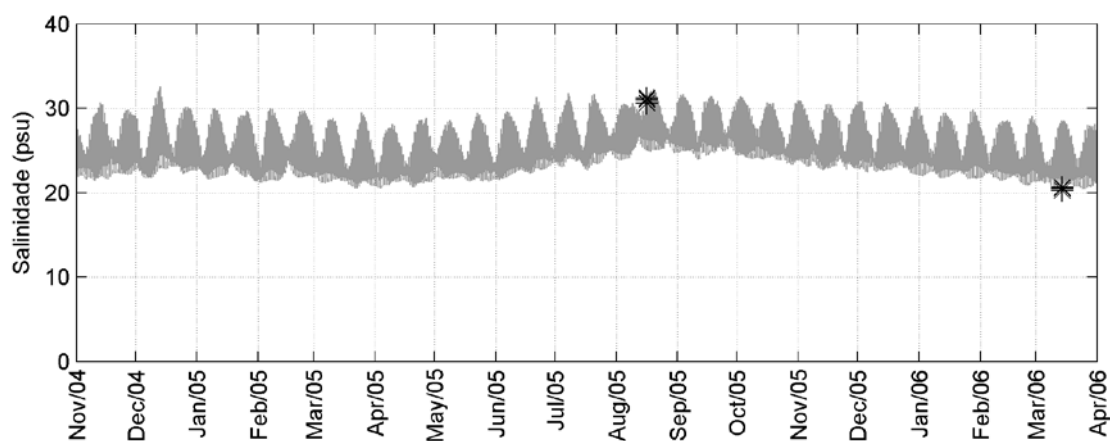


Figura B 25. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).



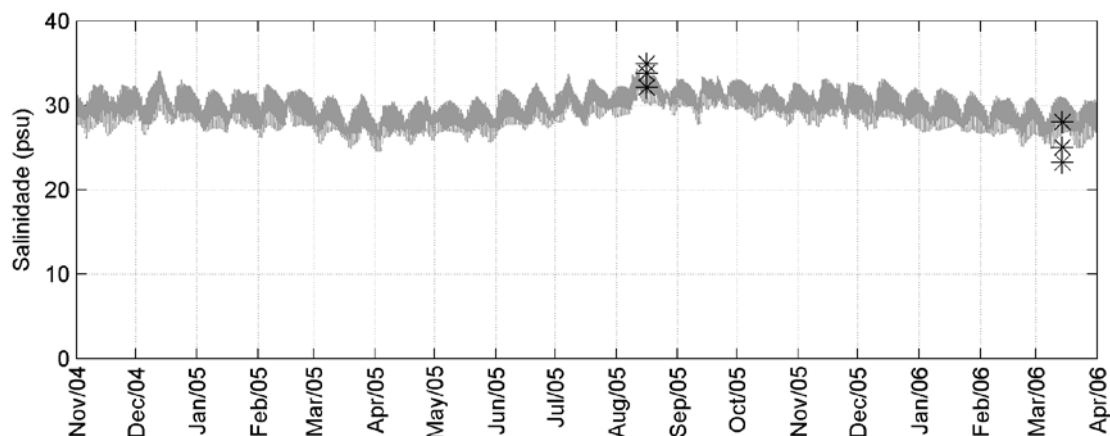


Figura B 26. Comparação entre os resultados de salinidade (psu) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

### B.3. Sedimentos coesivos

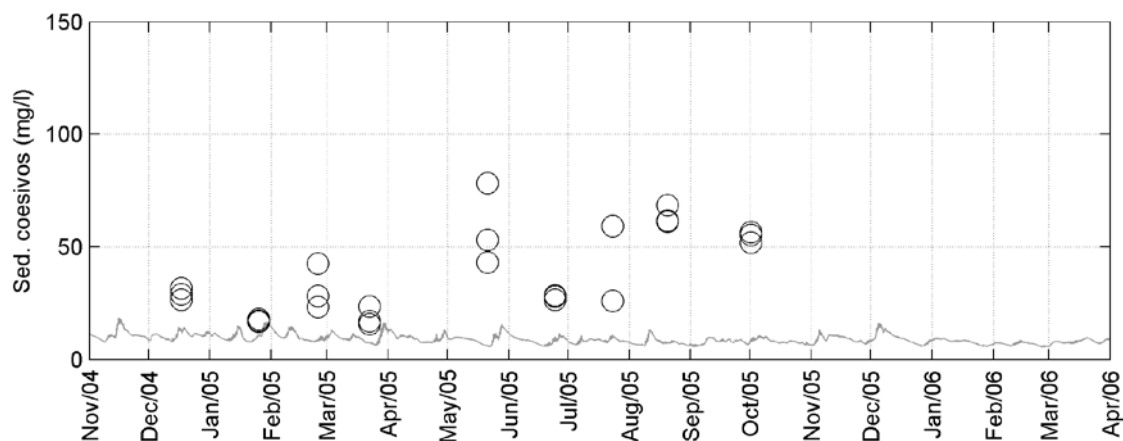


Figura B 27. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

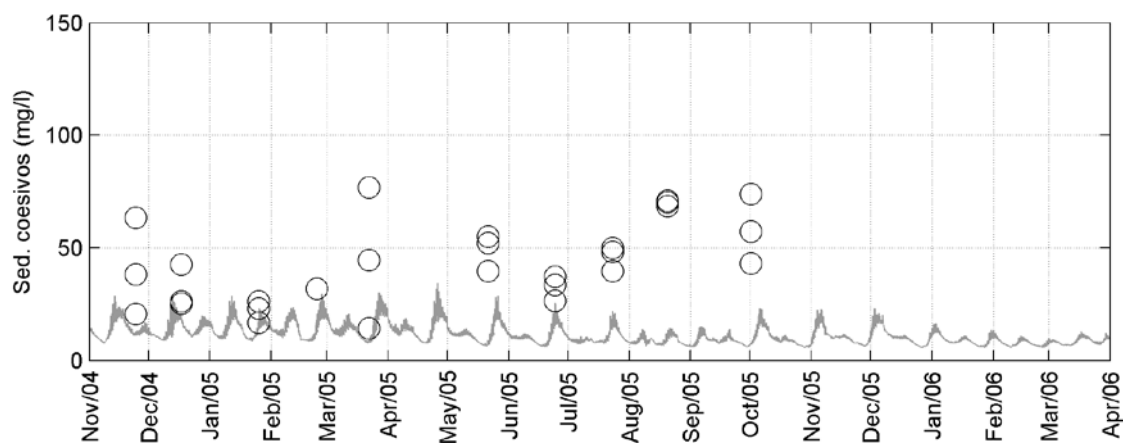


Figura B 28. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

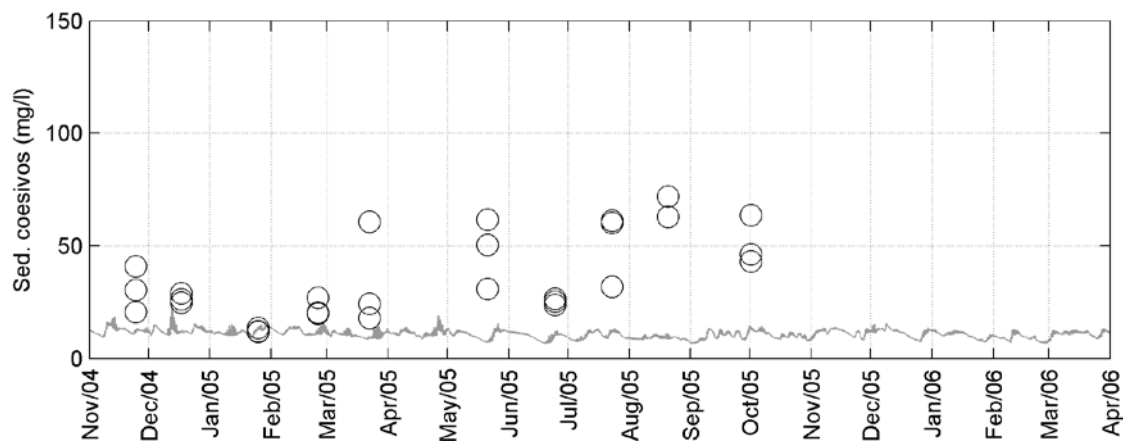


Figura B 29. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

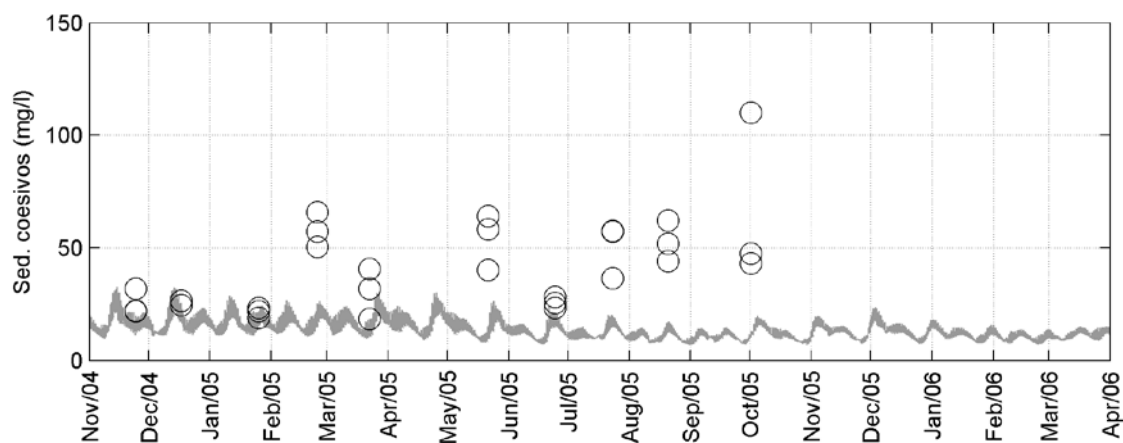


Figura B 30. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em azul) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

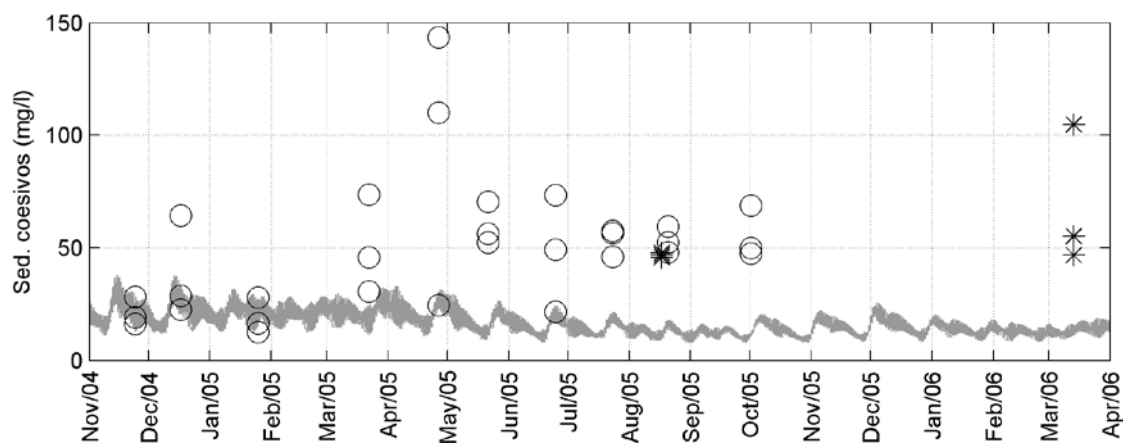


Figura B 31. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

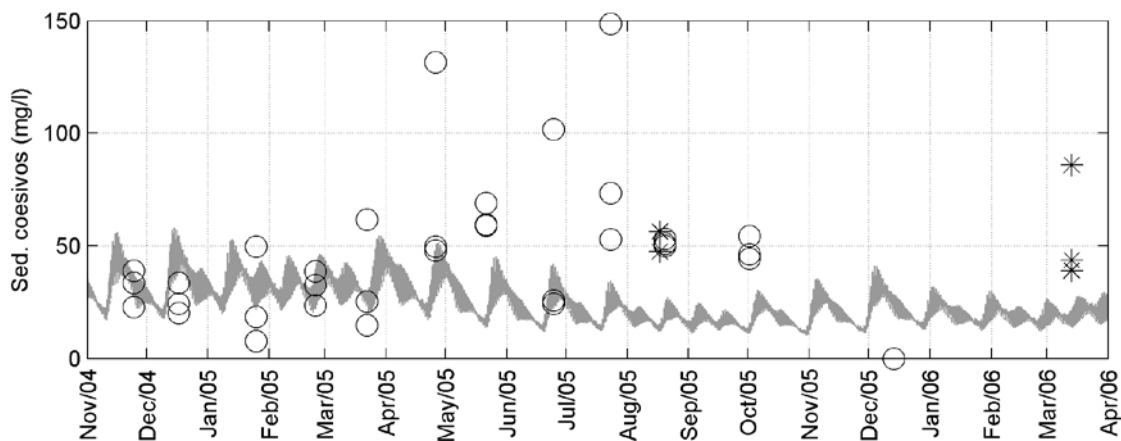


Figura B 32. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

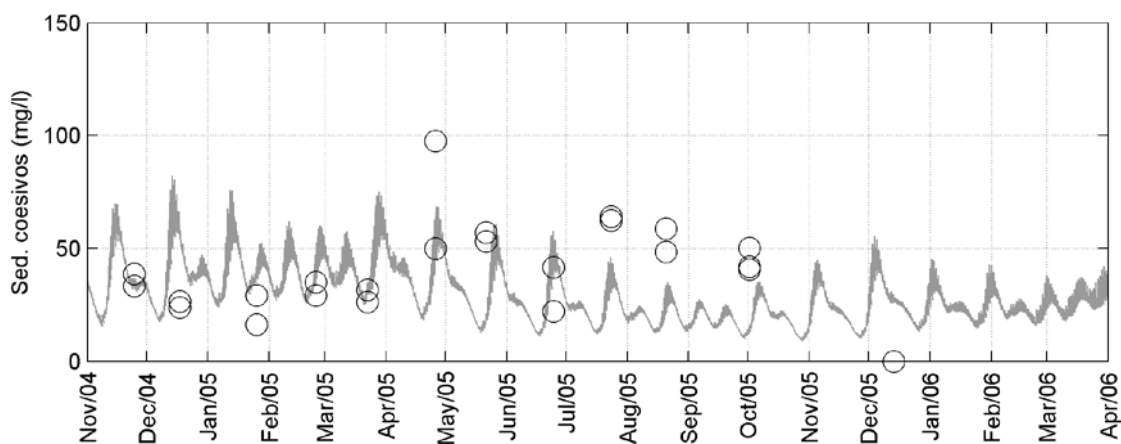


Figura B 33. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

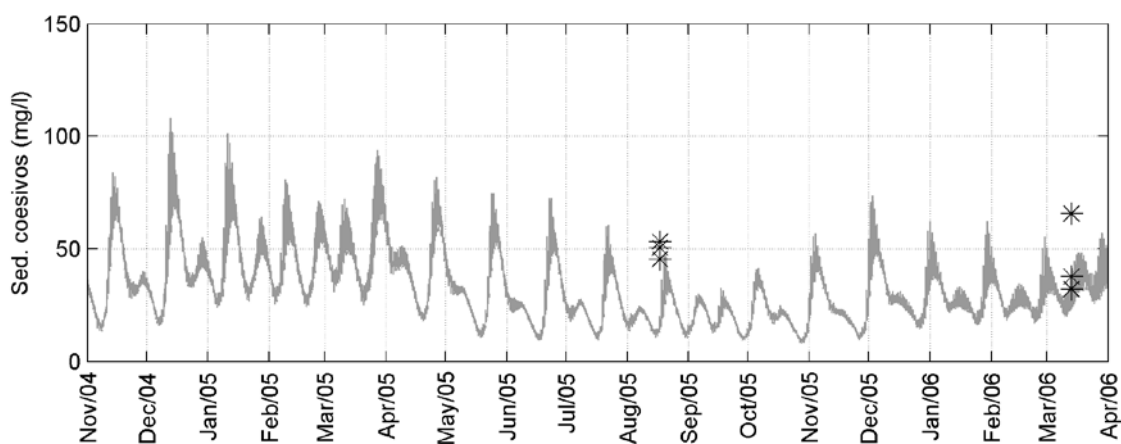


Figura B 34. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

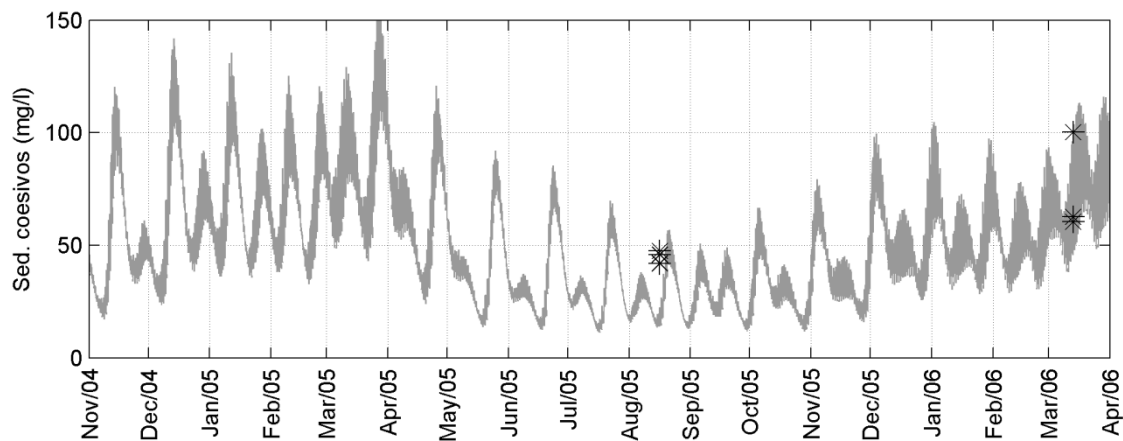


Figura B 35. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

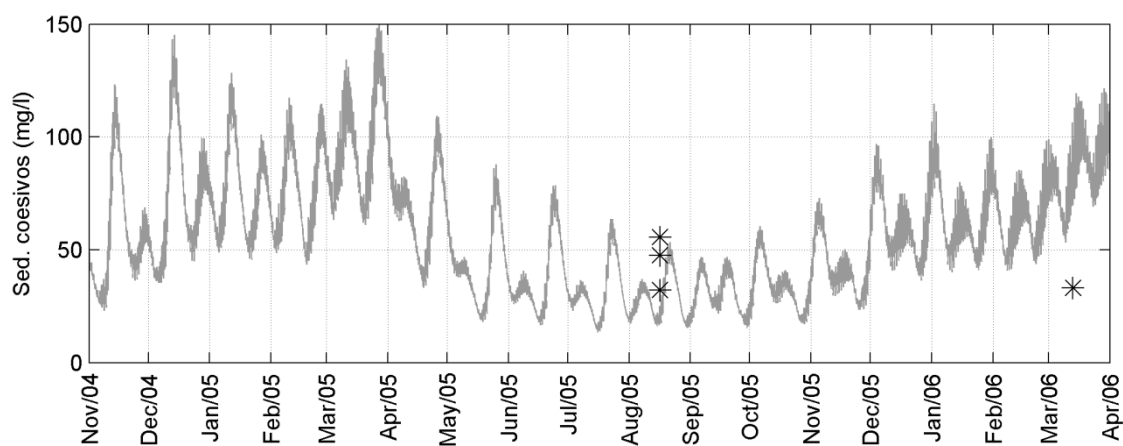


Figura B 36. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

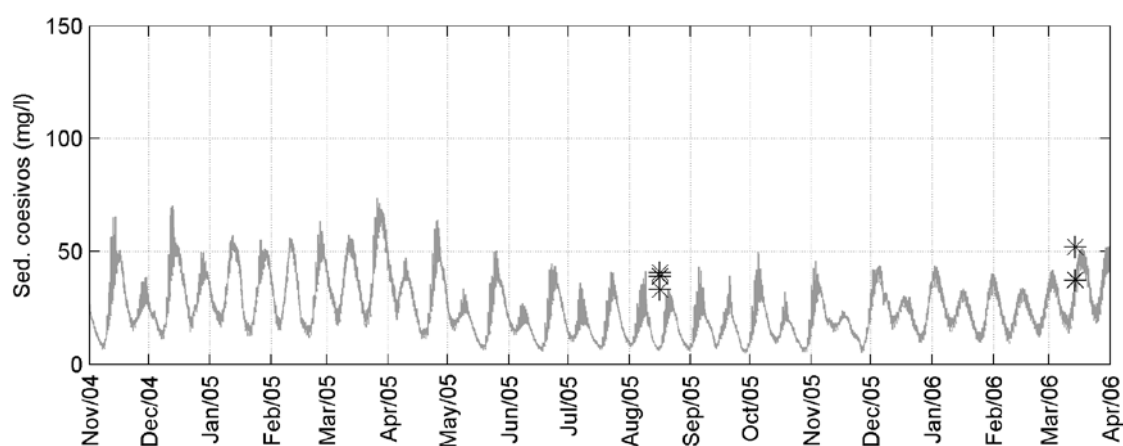


Figura B 37. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

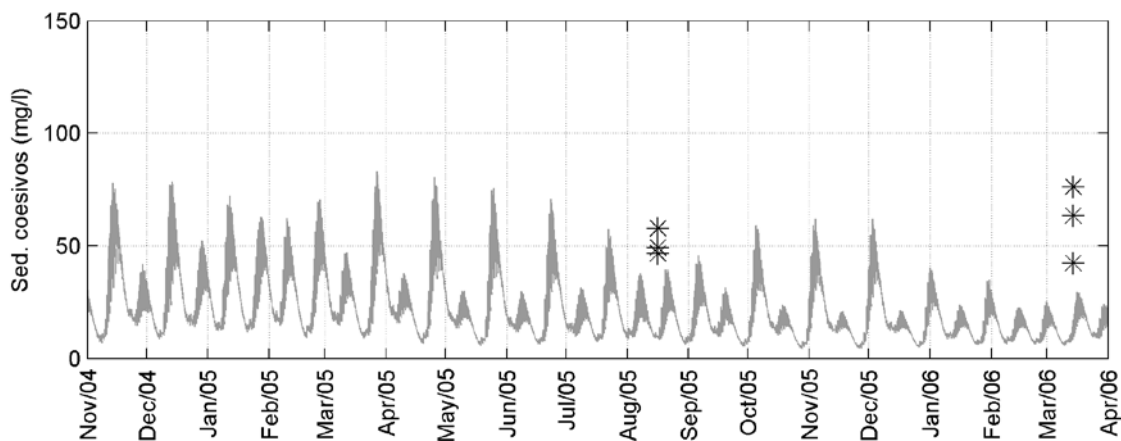


Figura B 38. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

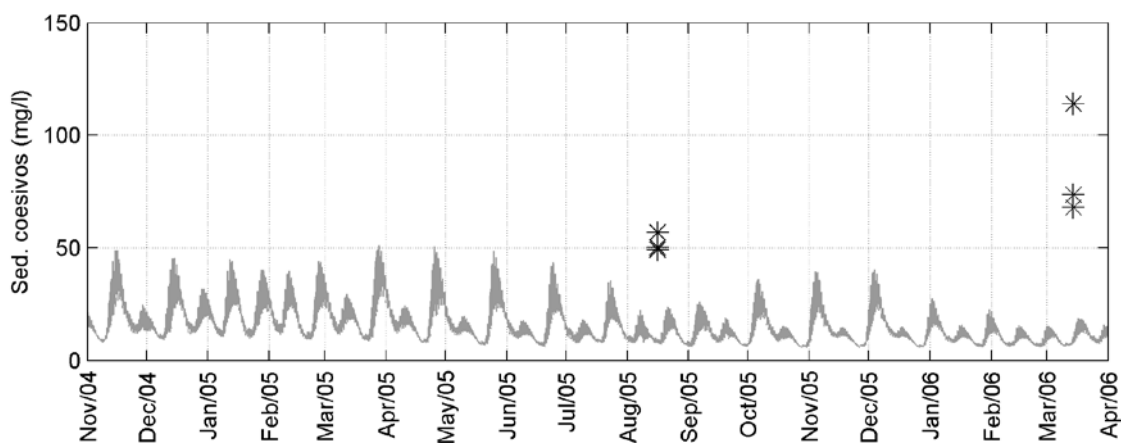


Figura B 39. Comparação entre os resultados de sedimentos coesivos (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

#### B.4. Oxigênio Dissolvido

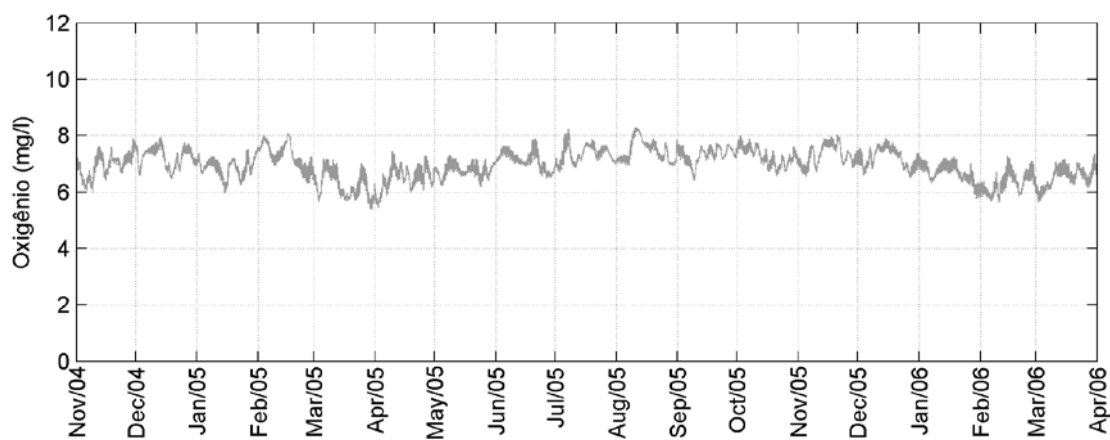


Figura B 40. Resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 01.

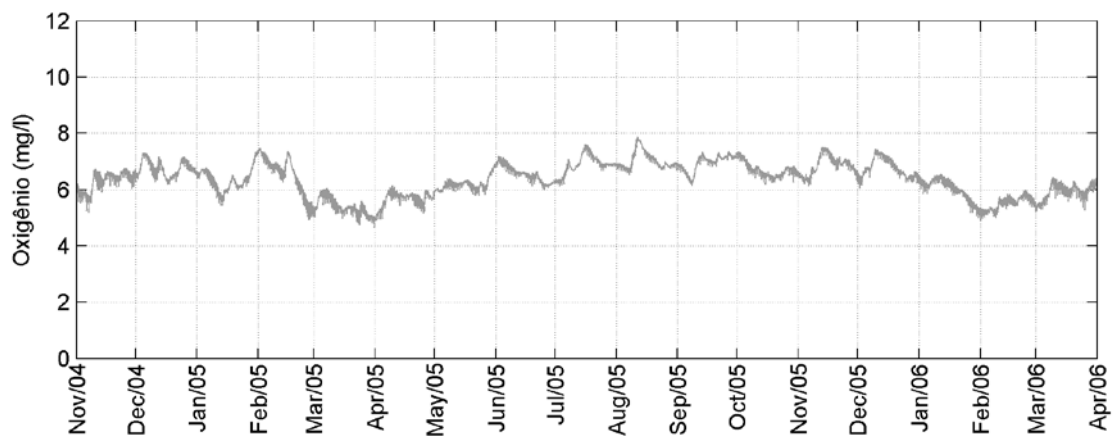


Figura B 41. Resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 02.

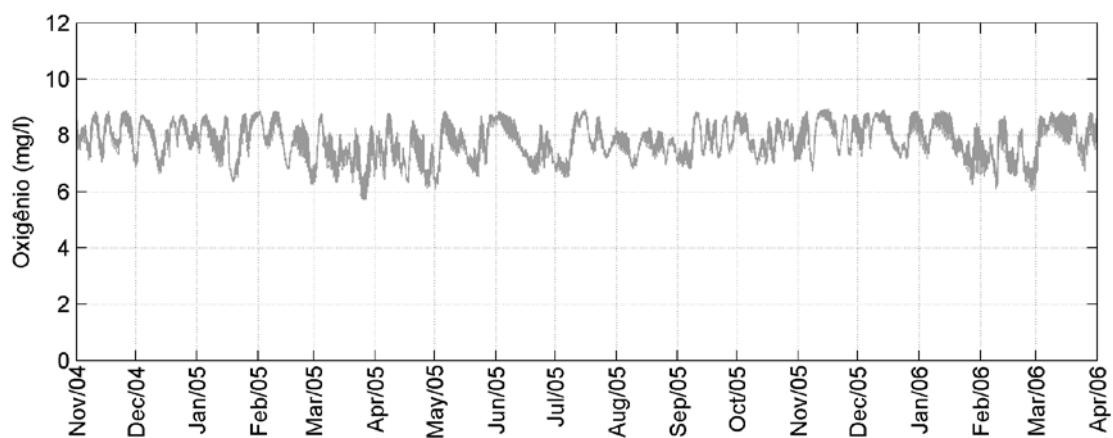


Figura B 42. Resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 03.

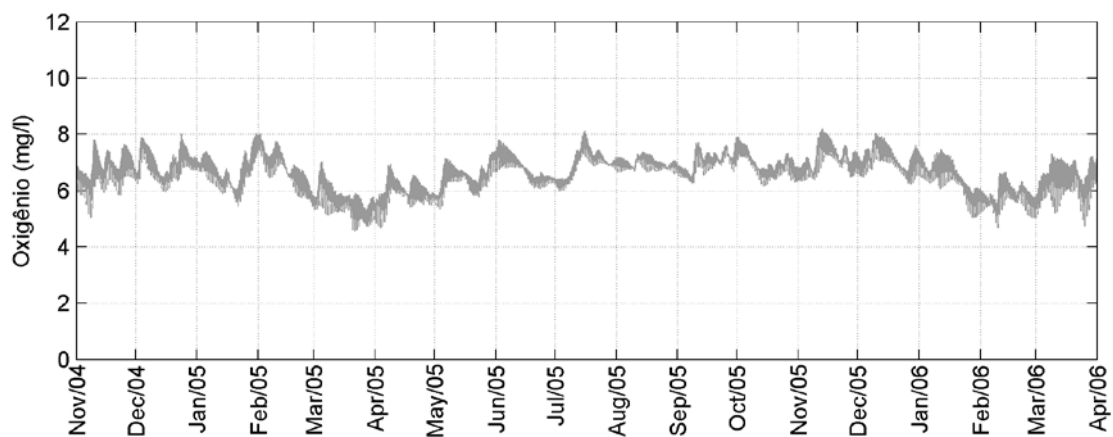


Figura B 43. Resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 04.

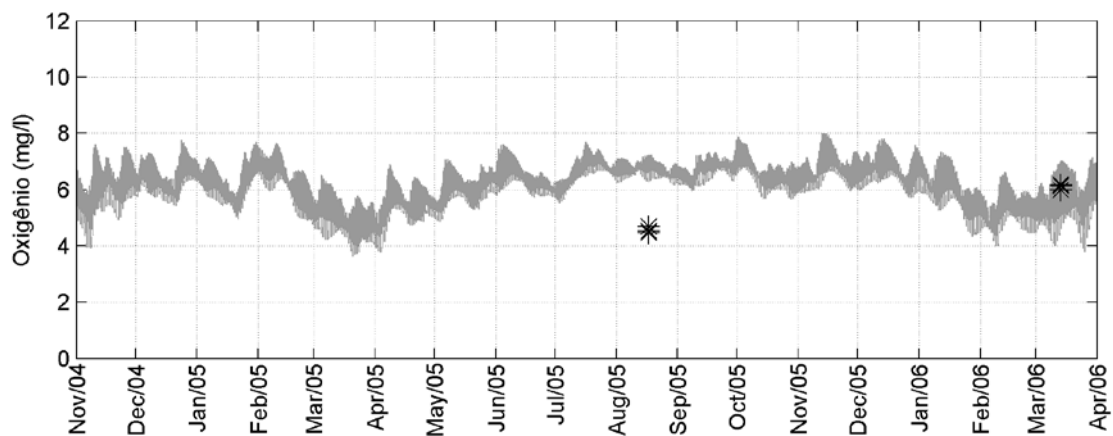


Figura B 44. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 01 (asterisco).

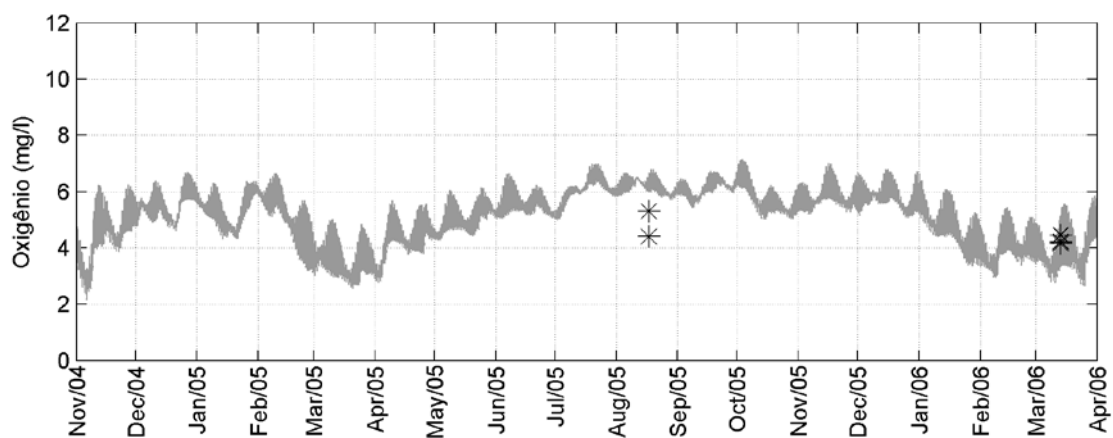


Figura B 45. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 02 (asterisco).

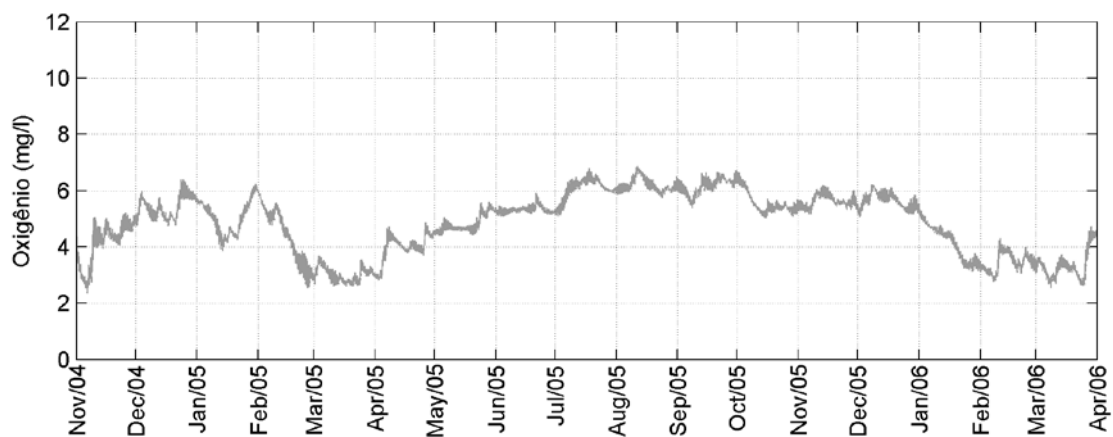


Figura B 46. Resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 07.

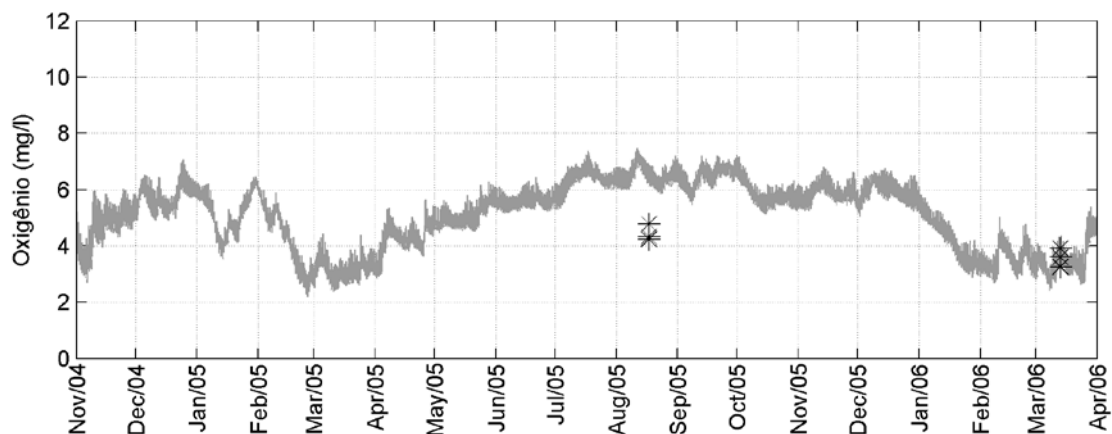


Figura B 47. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

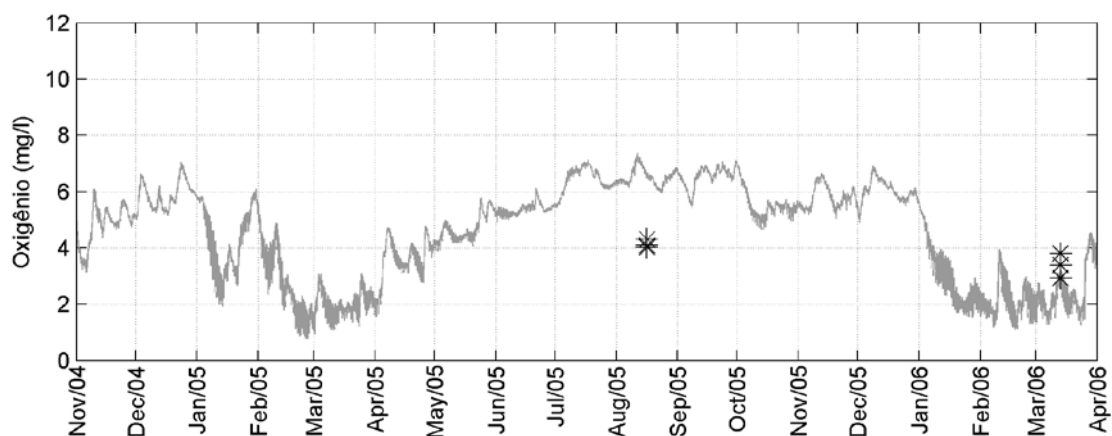


Figura B 48. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

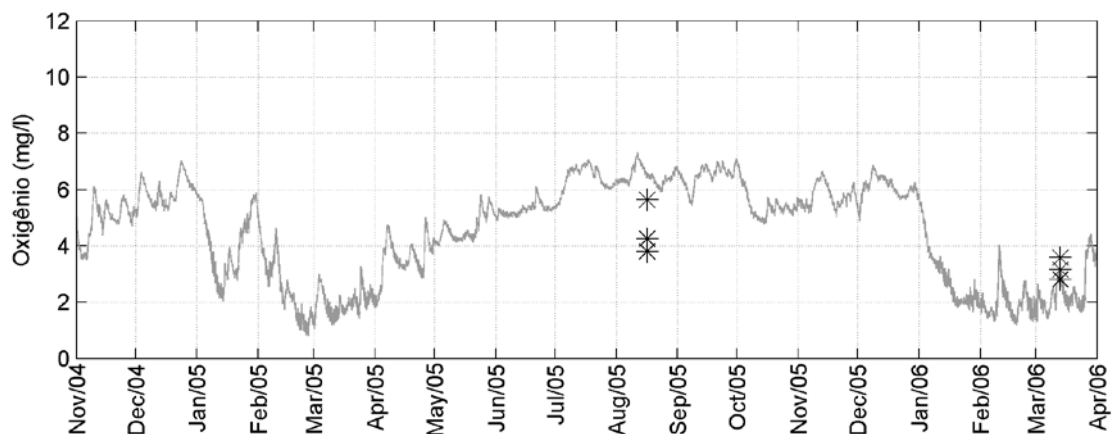


Figura B 49. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).



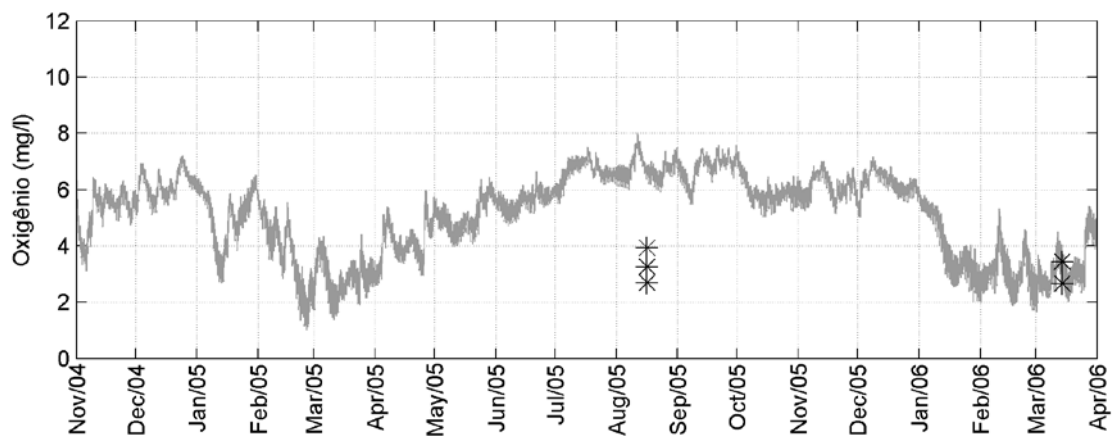


Figura B 50. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

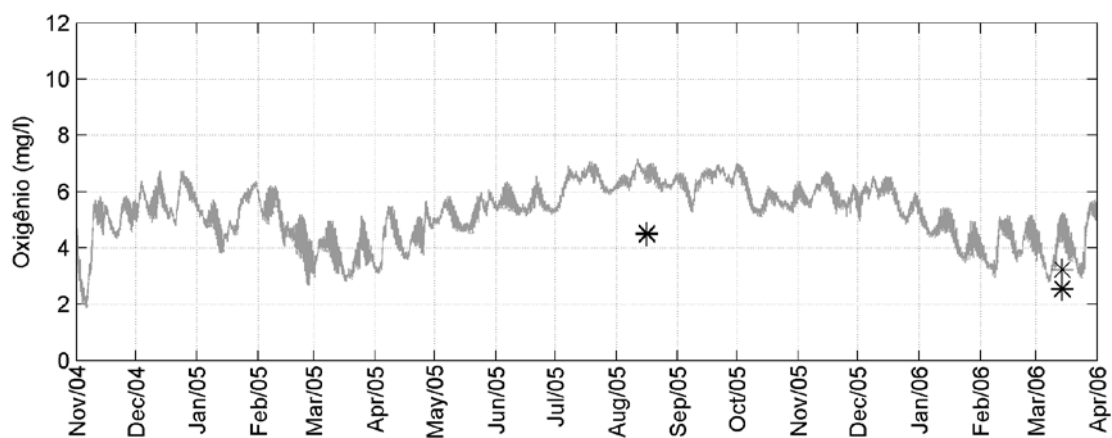


Figura B 51. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

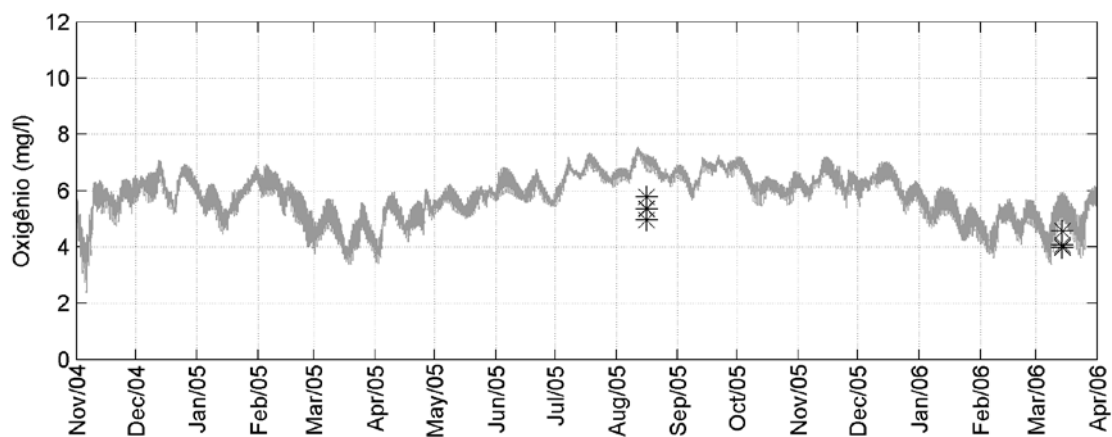


Figura B 52. Comparação entre os resultados de oxigênio dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

## B.5. Amônia

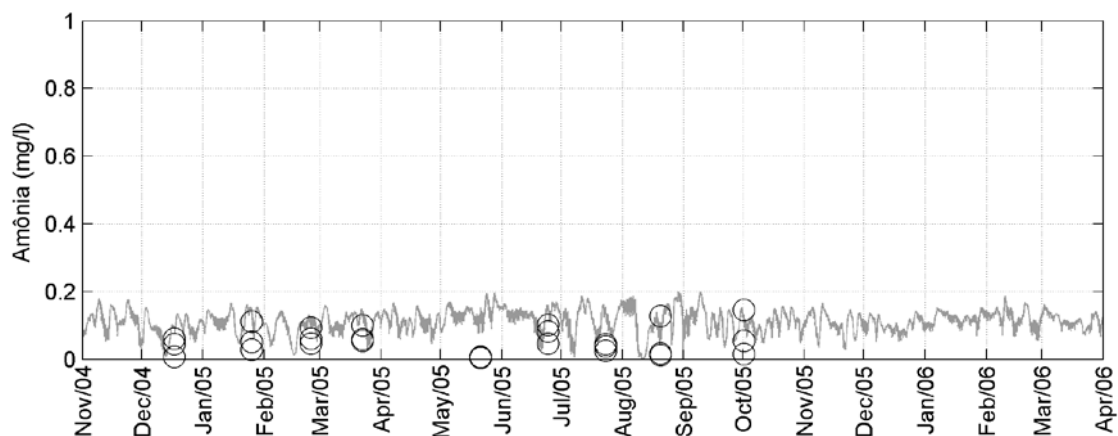


Figura B 53. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

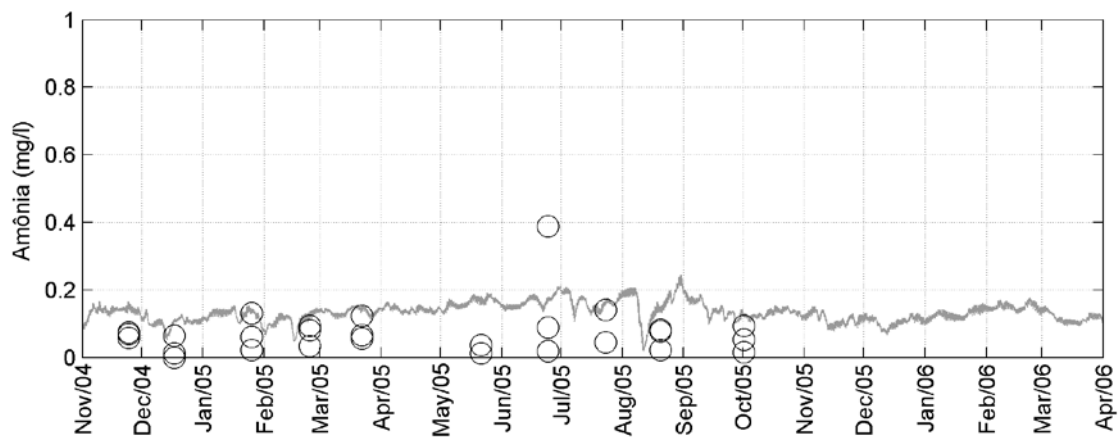


Figura B 54. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02.

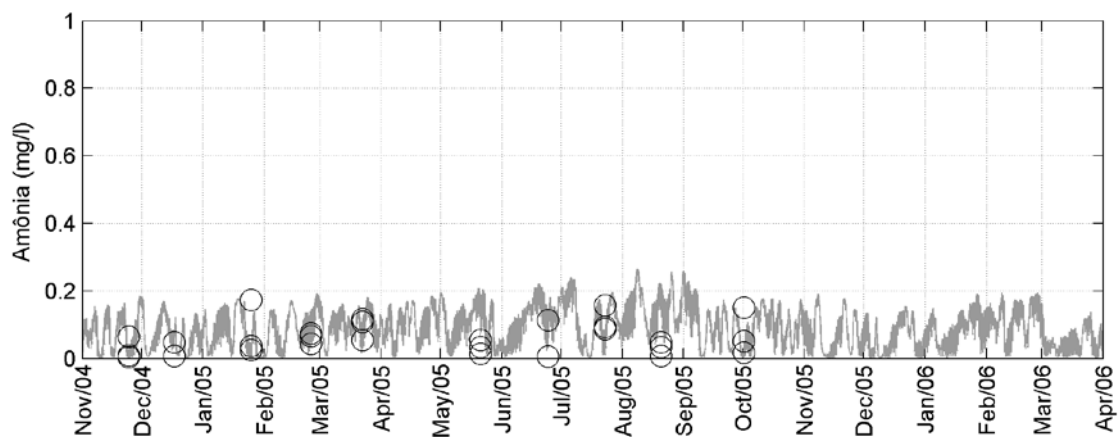


Figura B 55. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

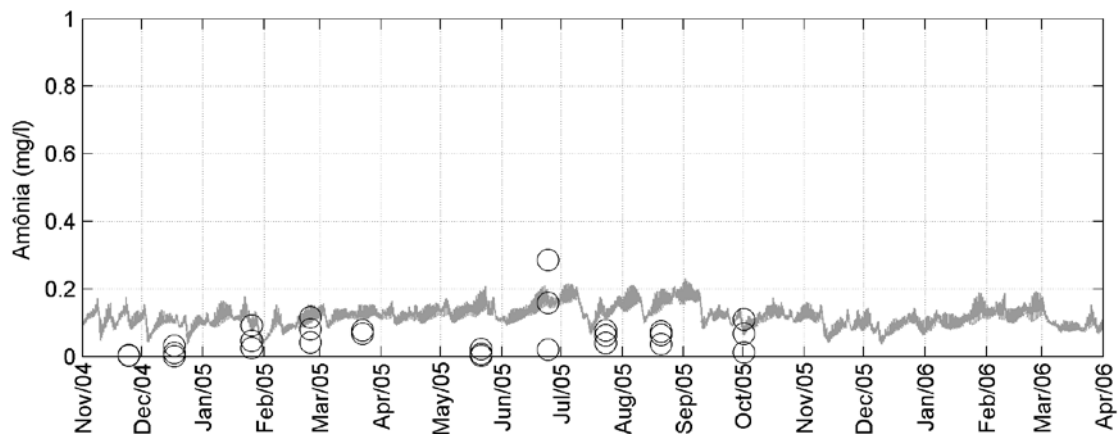


Figura B 56. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

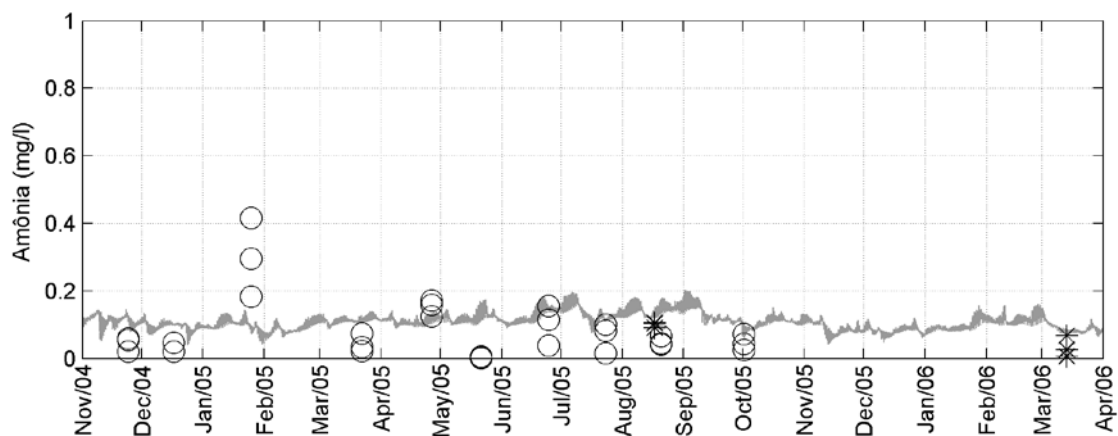


Figura B 57. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

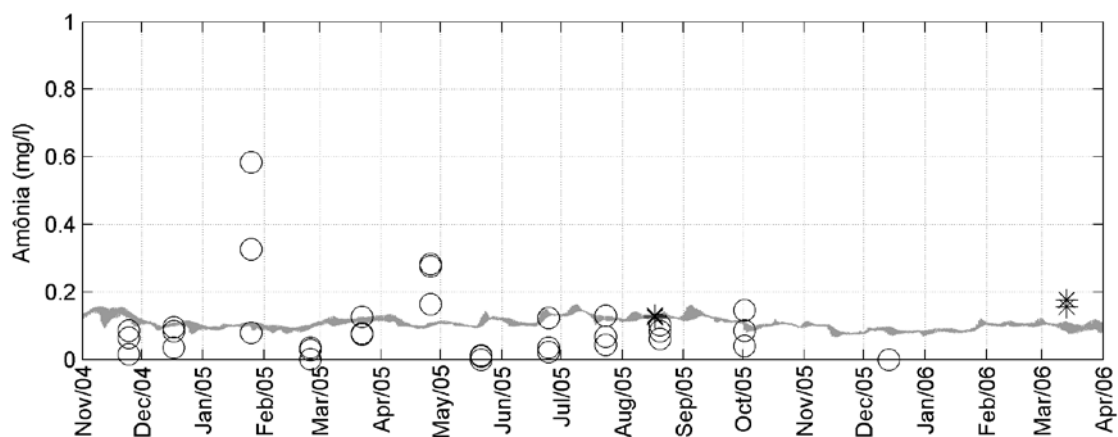


Figura B 58. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

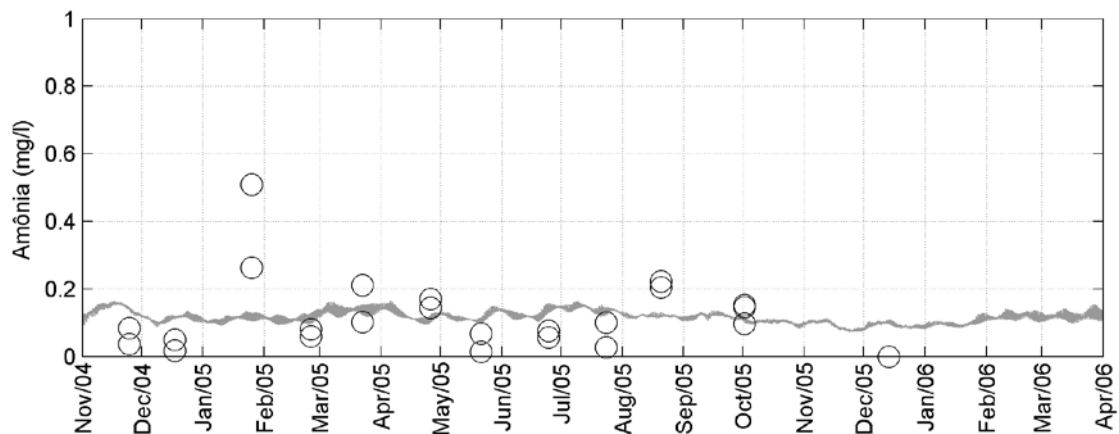


Figura B 59. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

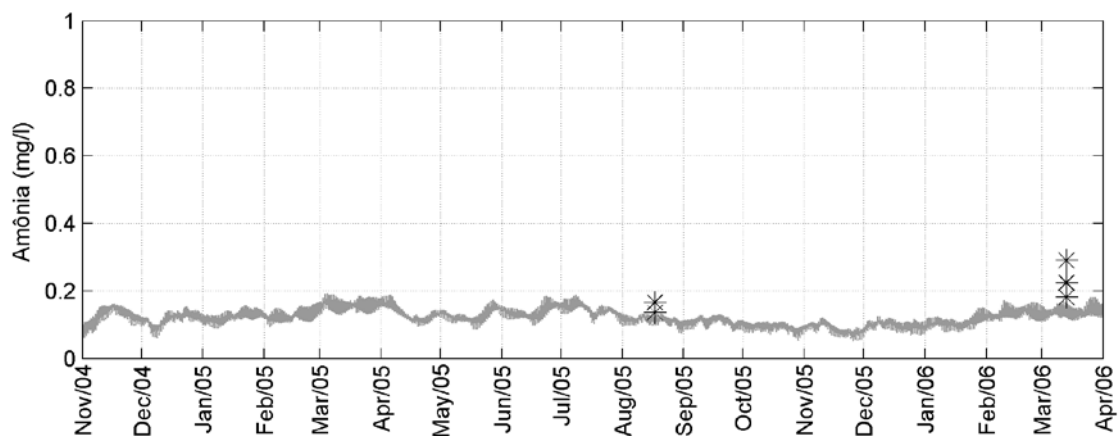


Figura B 60. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

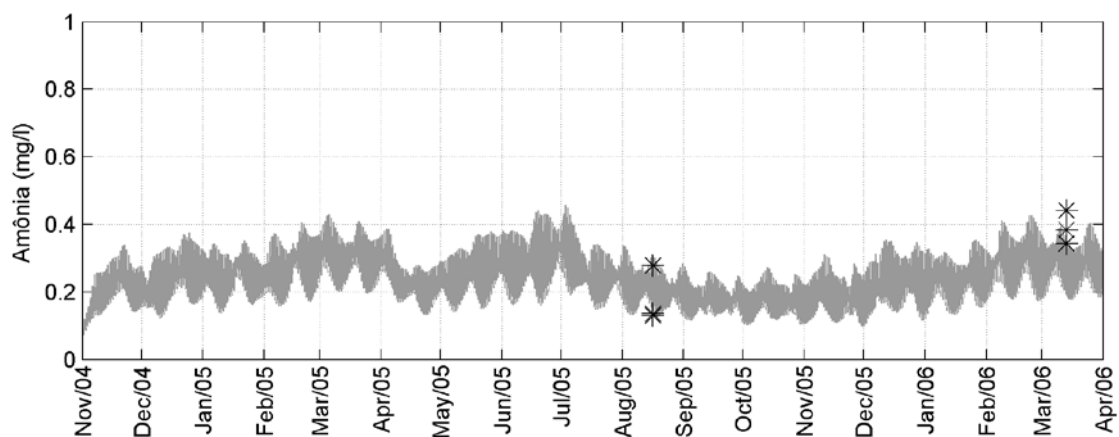


Figura B 61. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

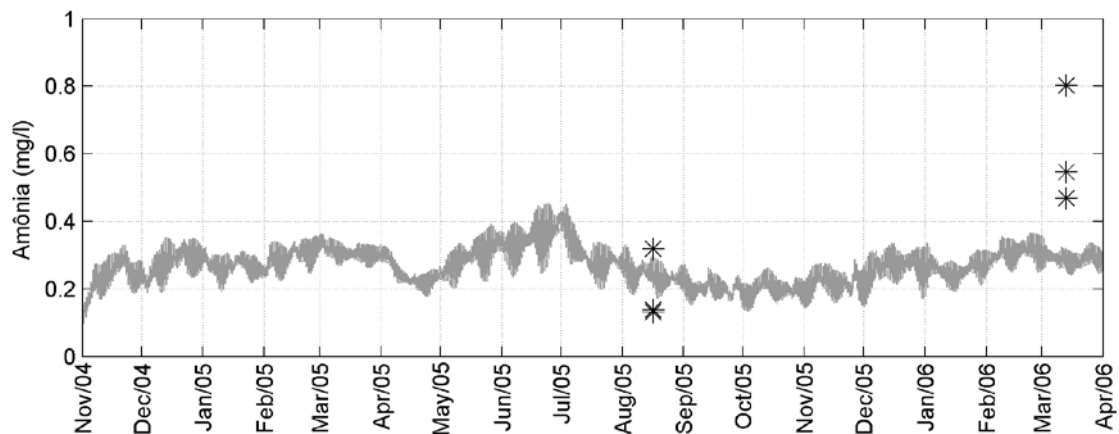


Figura B 62. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

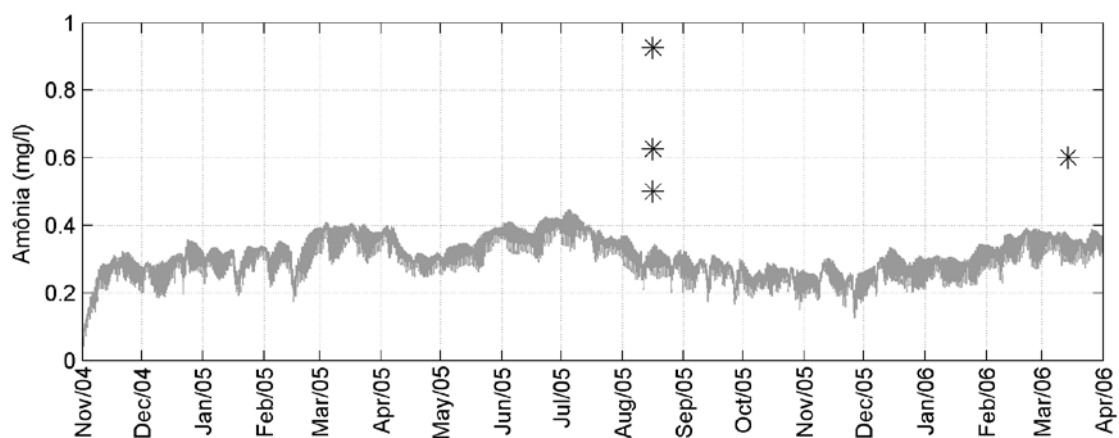


Figura B 63. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

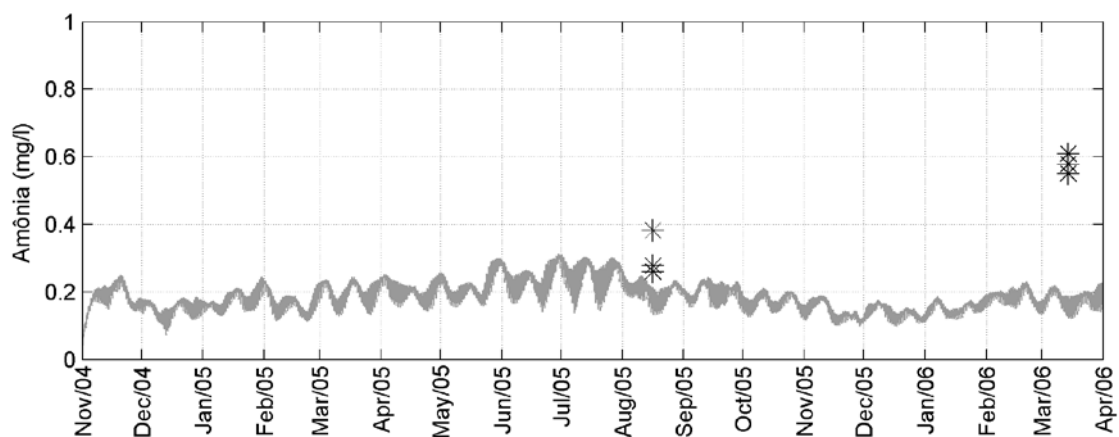


Figura B 64. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

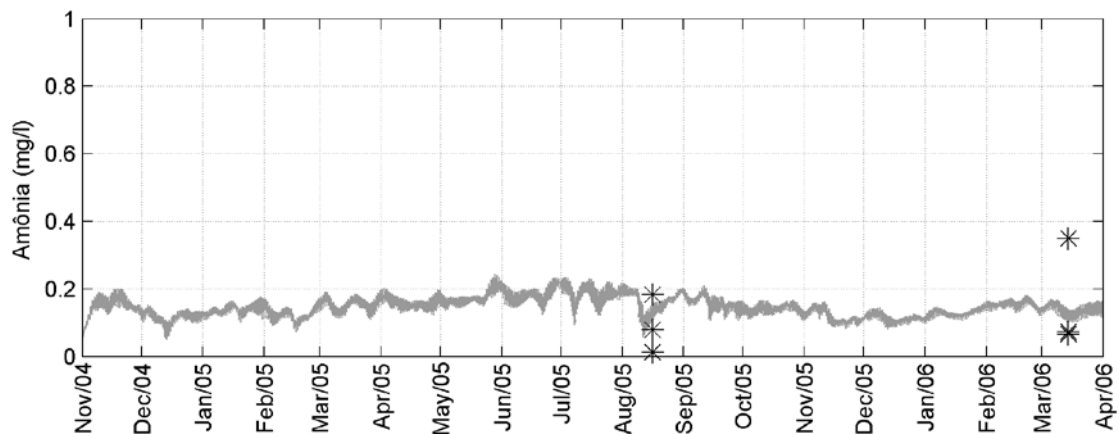


Figura B 65. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

### B.6. Nitrato

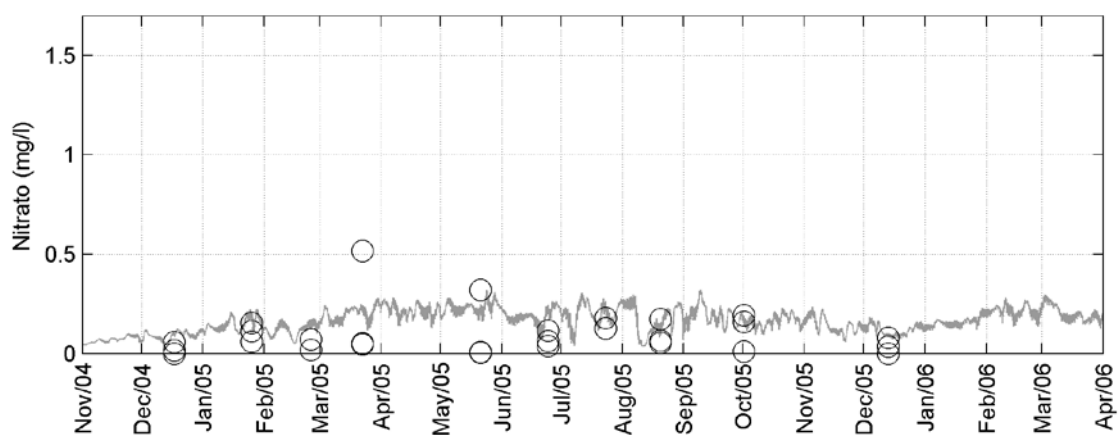


Figura B 66. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

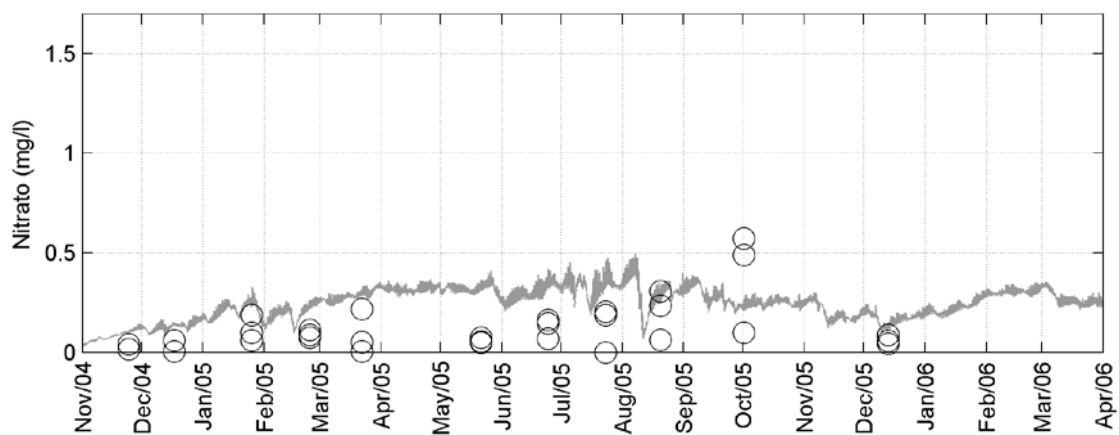


Figura B 67. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

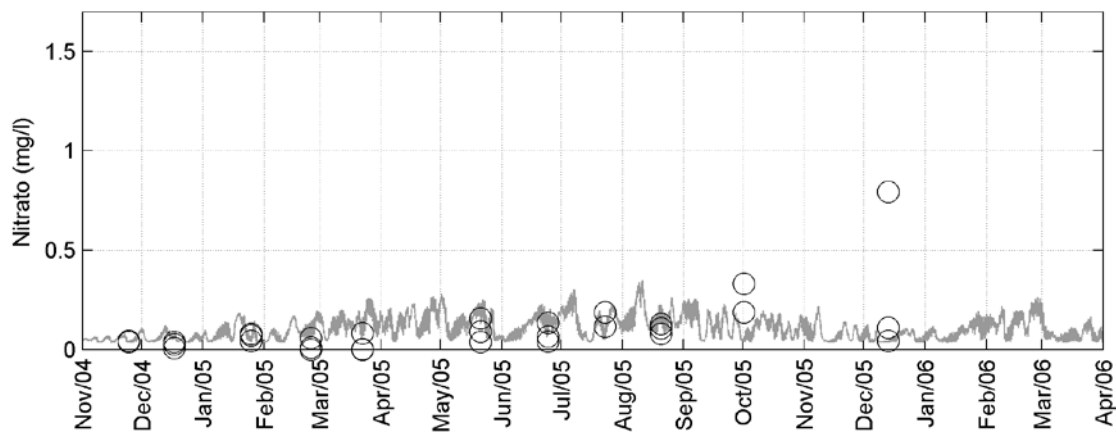


Figura B 68. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

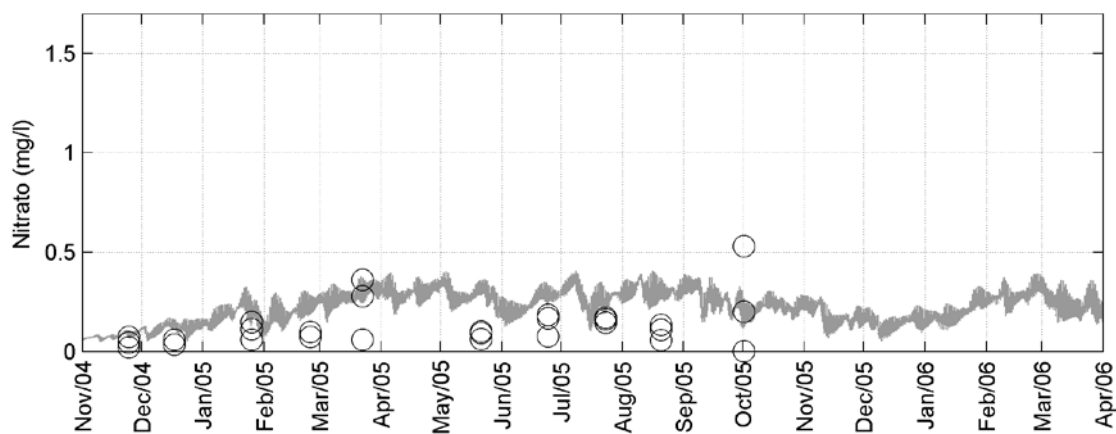


Figura B 69. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

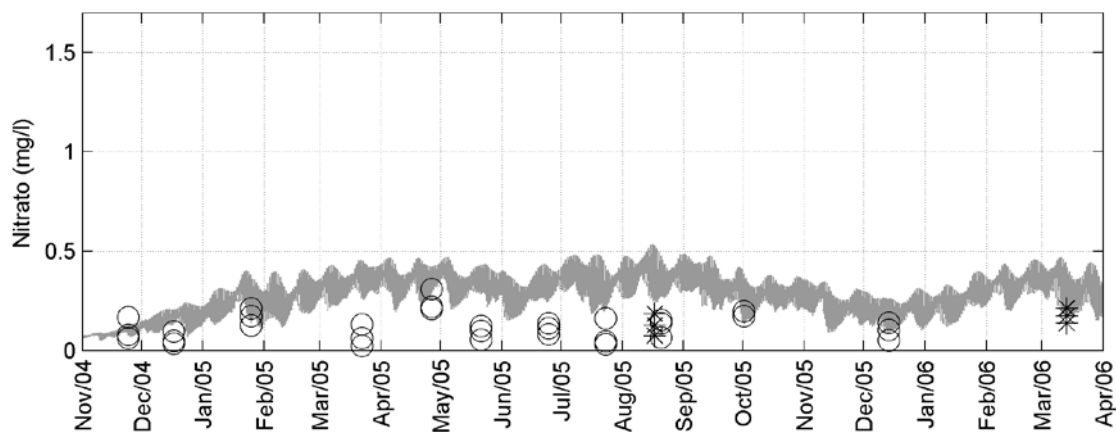


Figura B 70. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

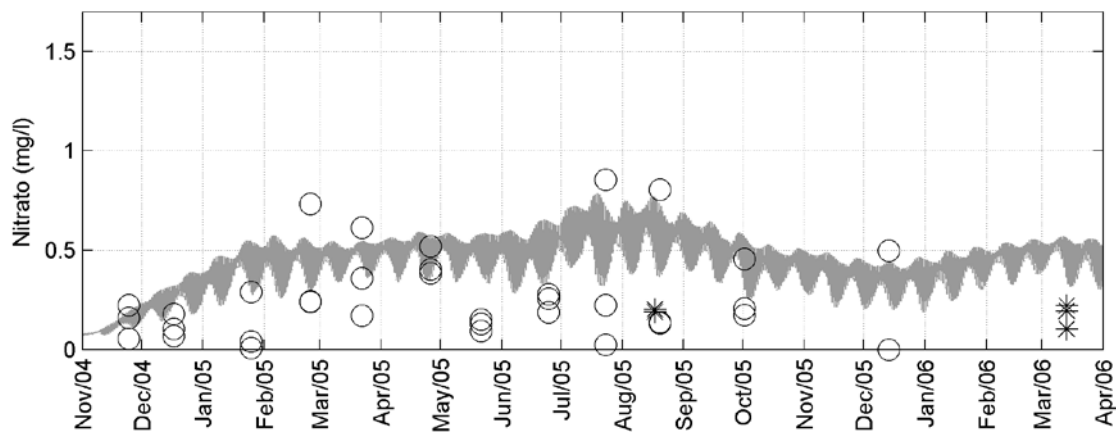


Figura B 71. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

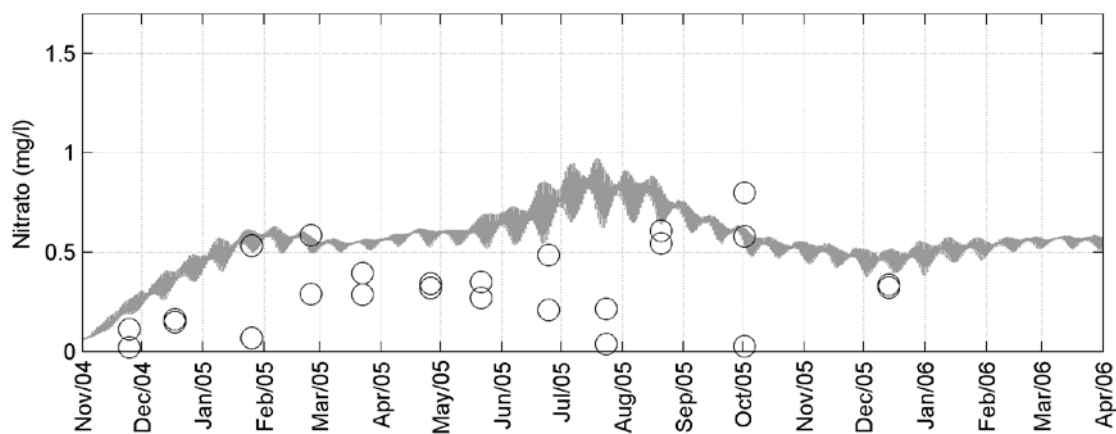


Figura B 72. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

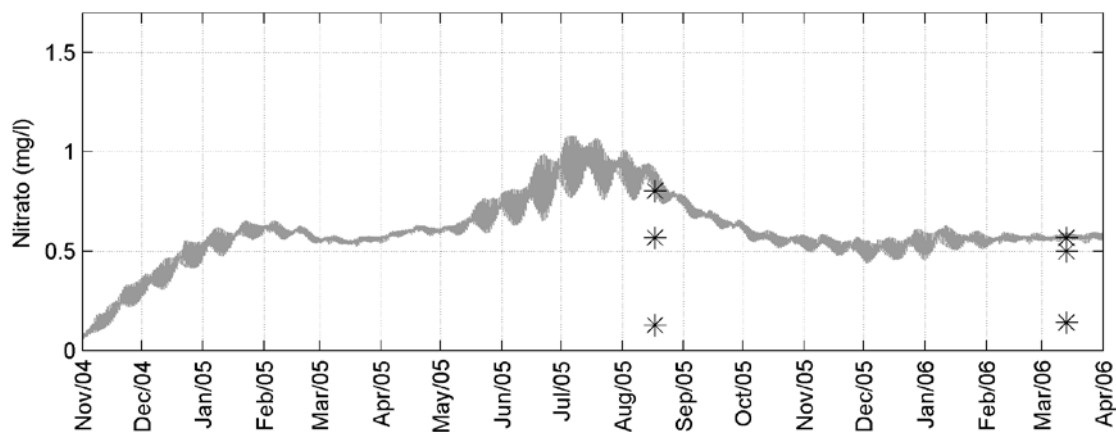


Figura B 73. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).



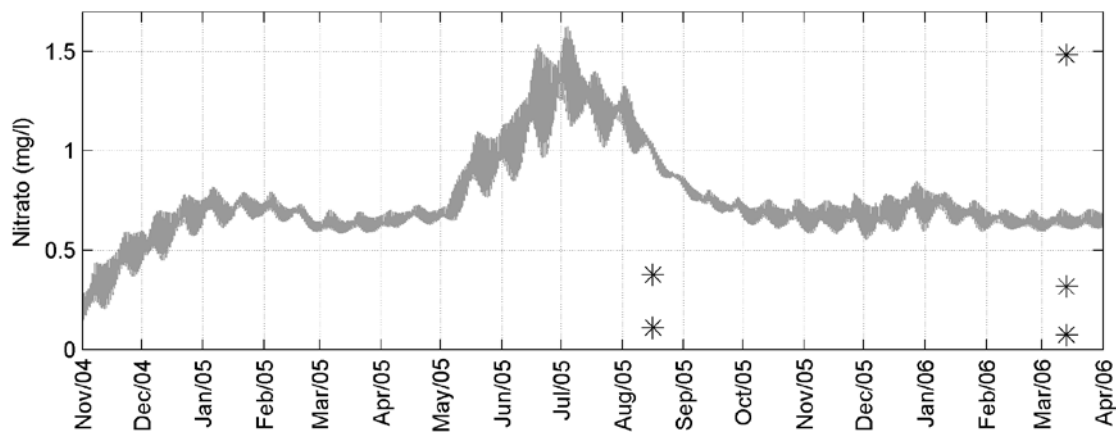


Figura B 74. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

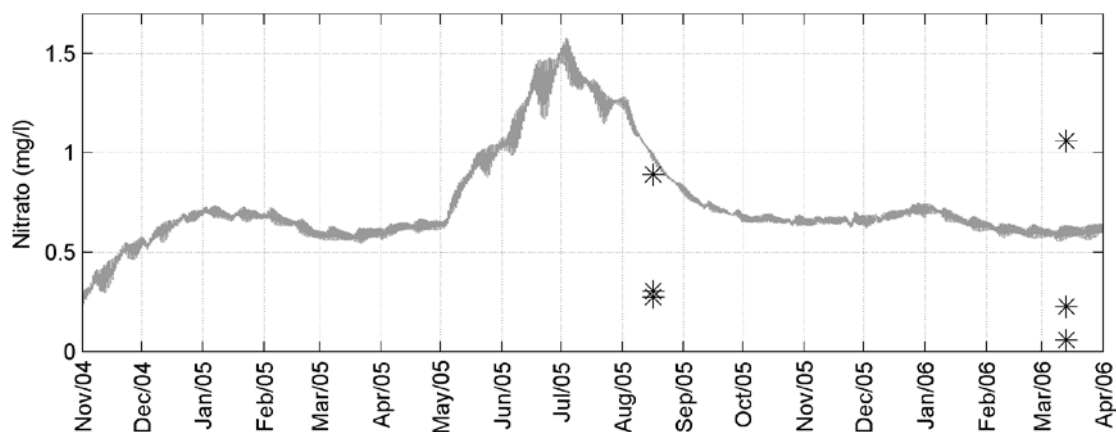


Figura B 75. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

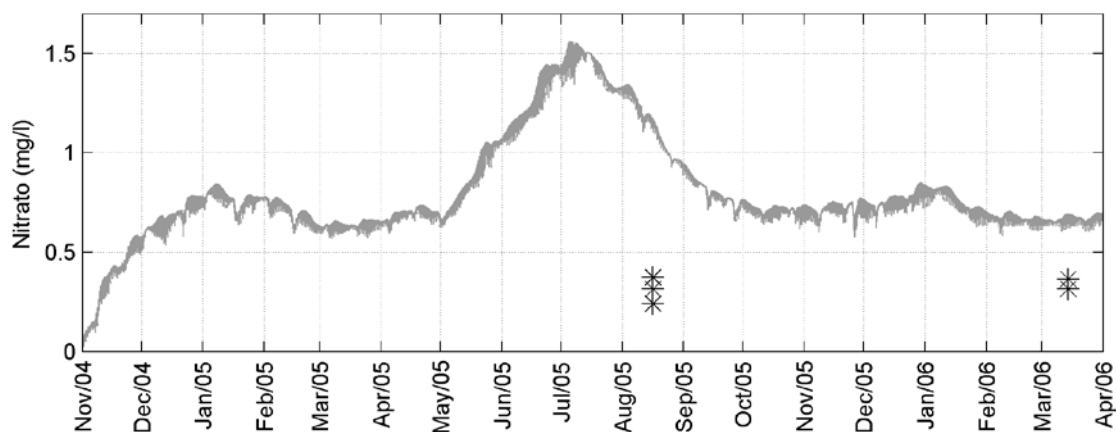


Figura B 76. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

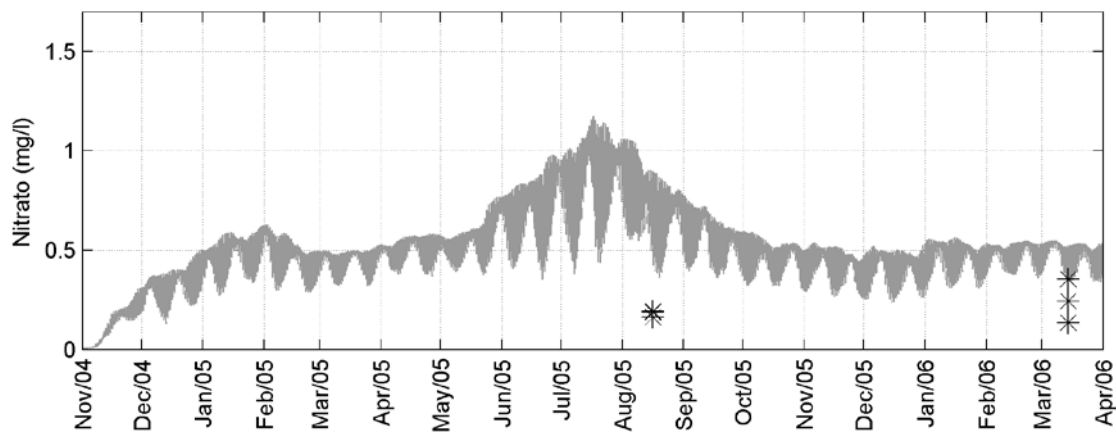


Figura B 77. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

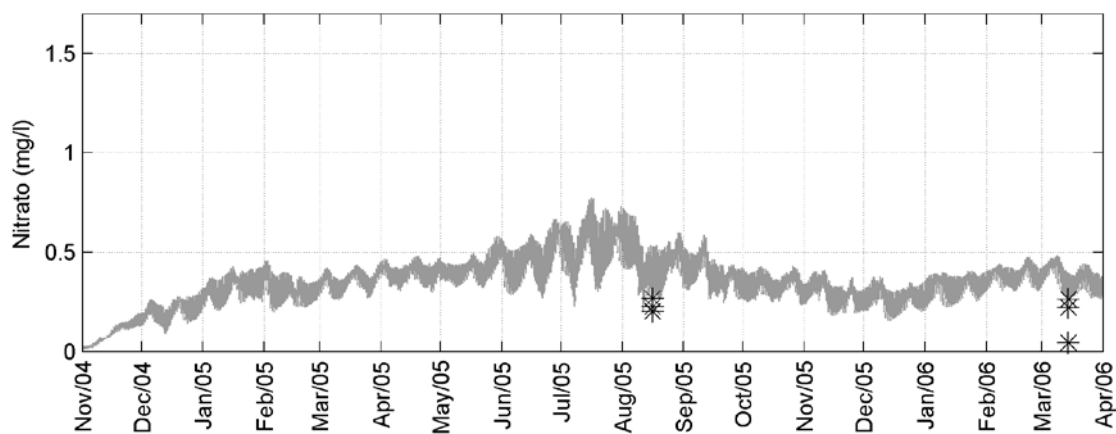


Figura B 78. Comparação entre os resultados de nitrato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

## B.7. Nitrito

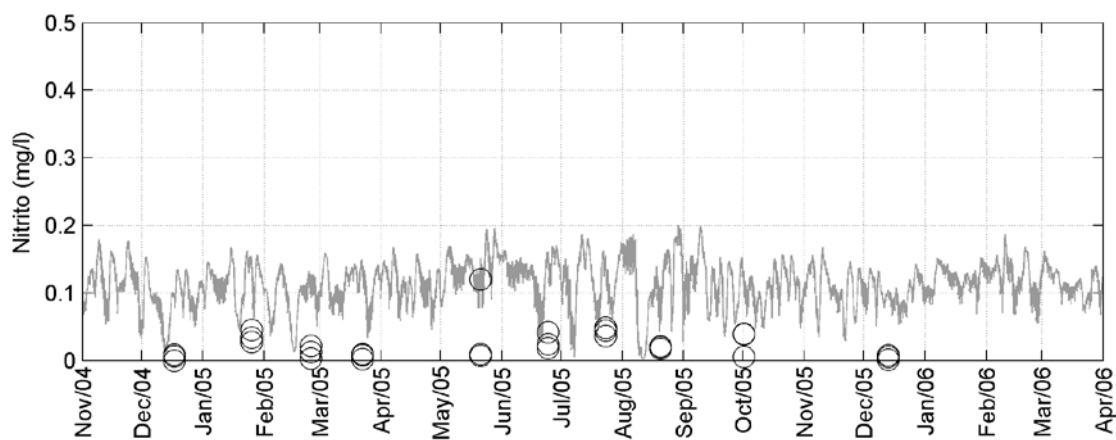


Figura B 79. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

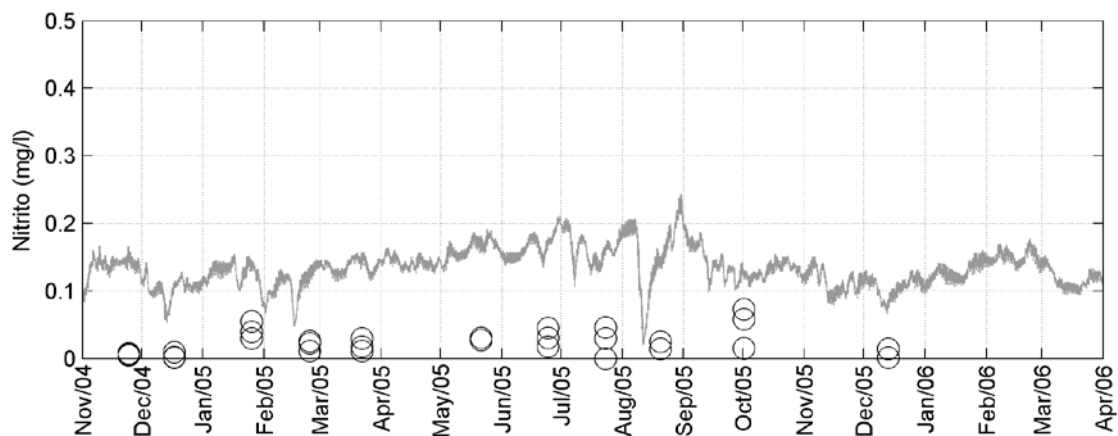


Figura B 80. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

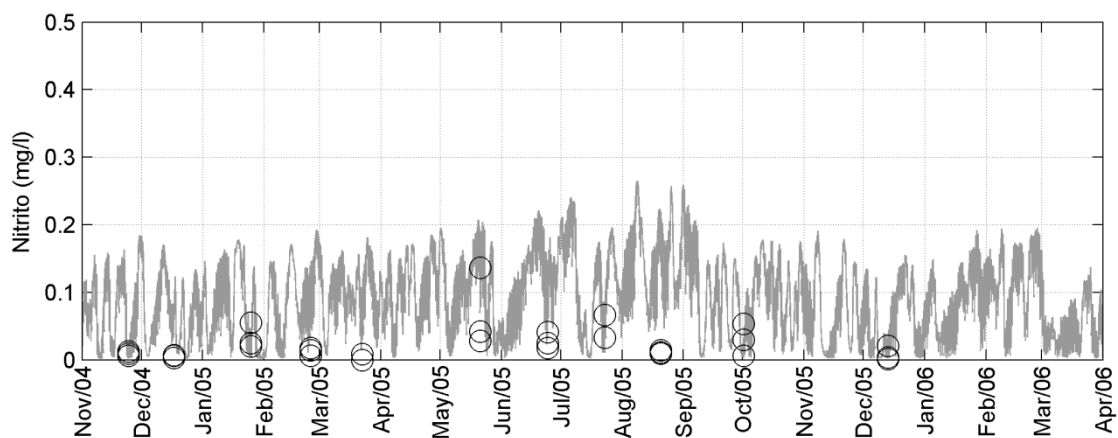


Figura B 81. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

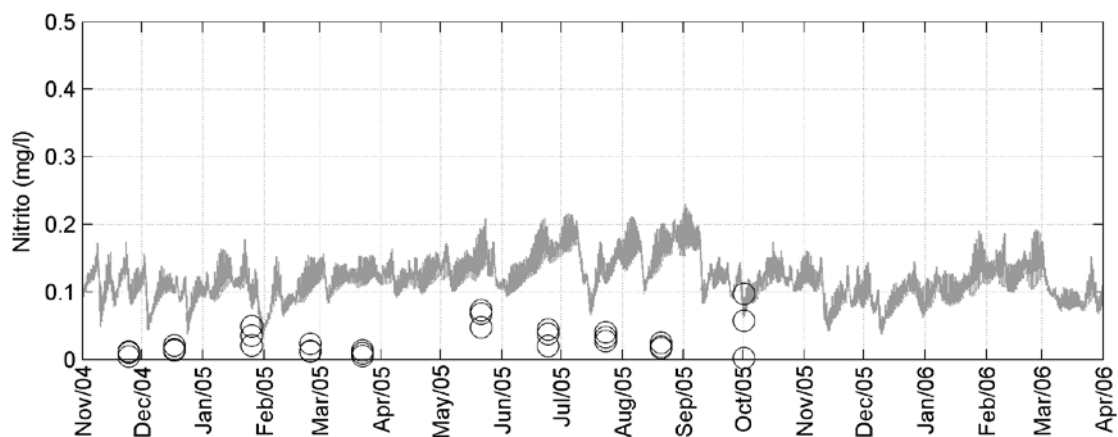


Figura B 82. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

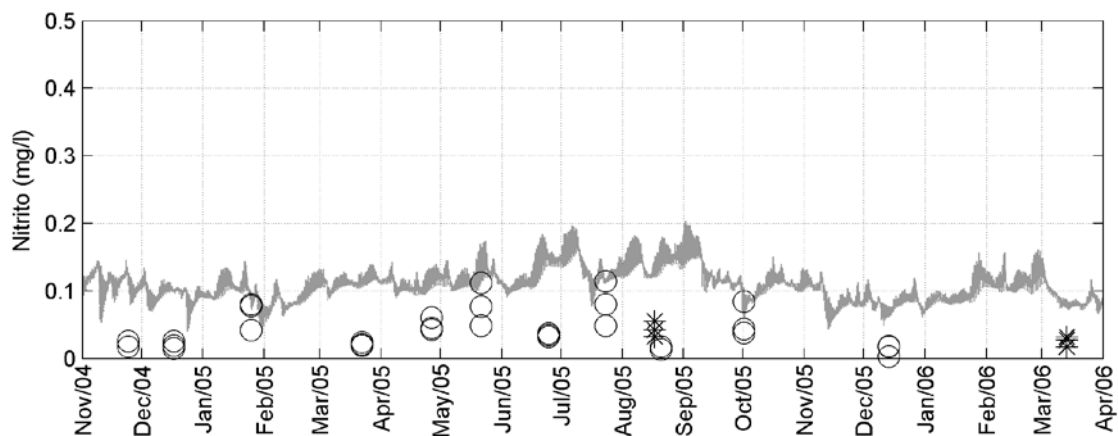


Figura B 83. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

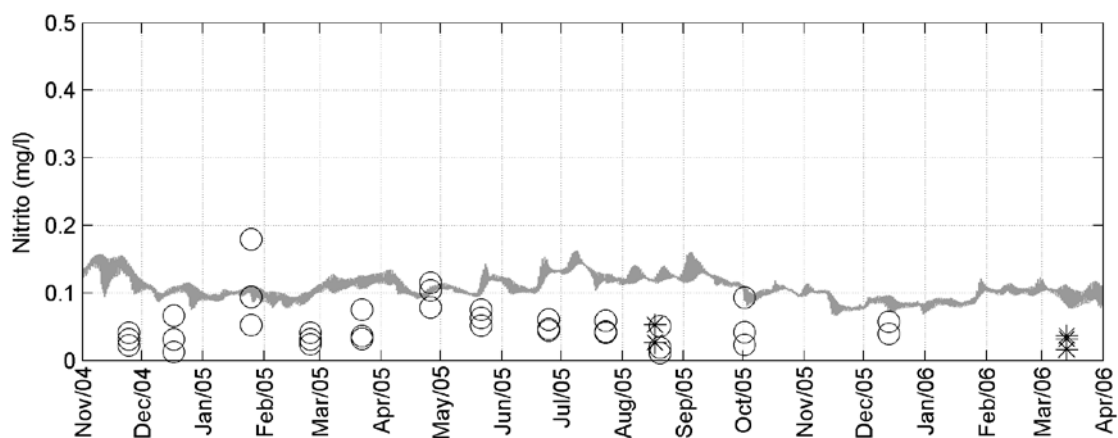


Figura B 84. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

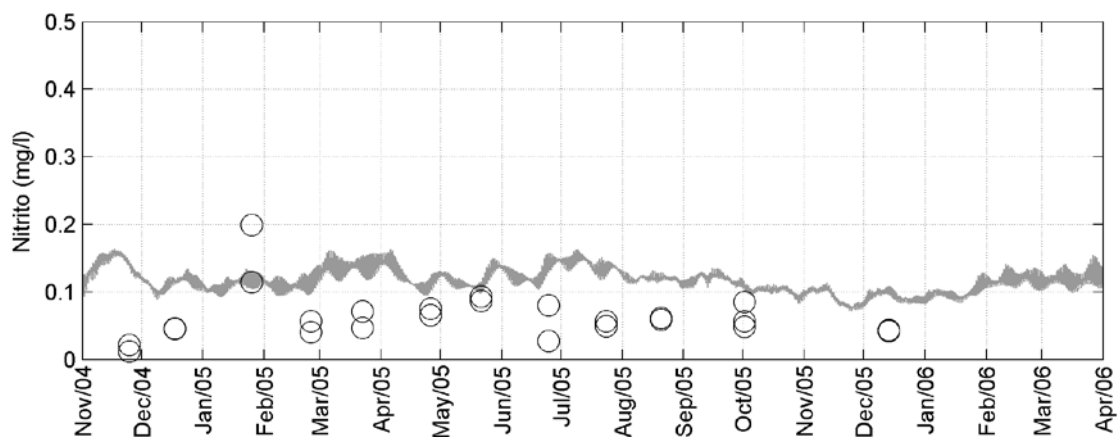


Figura B 85. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

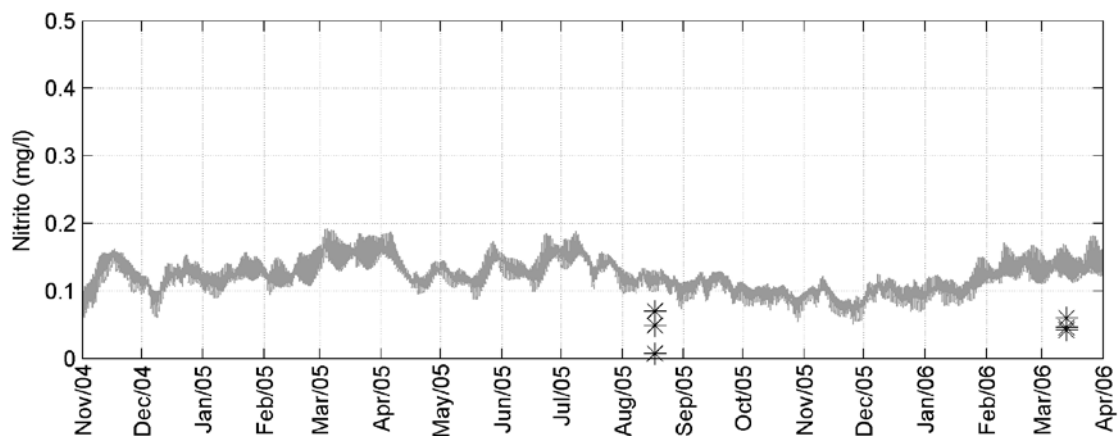


Figura B 86. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

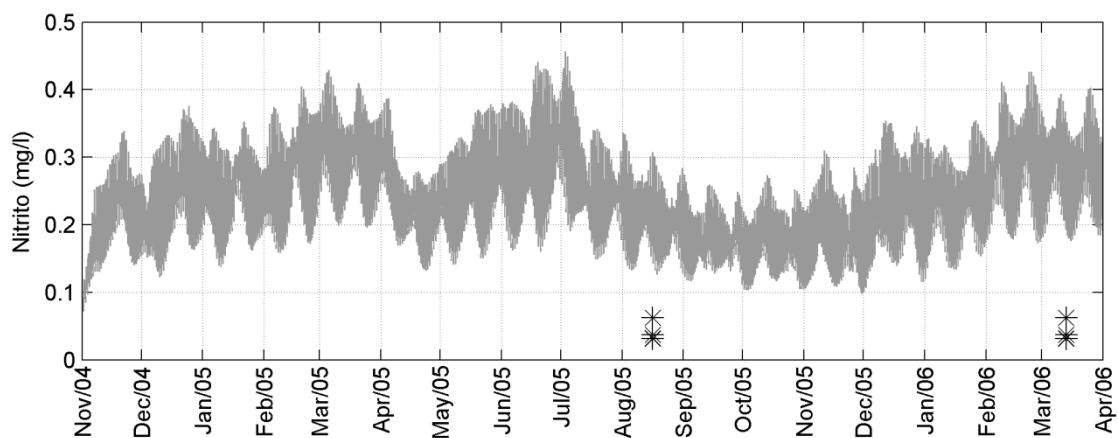


Figura B 87. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

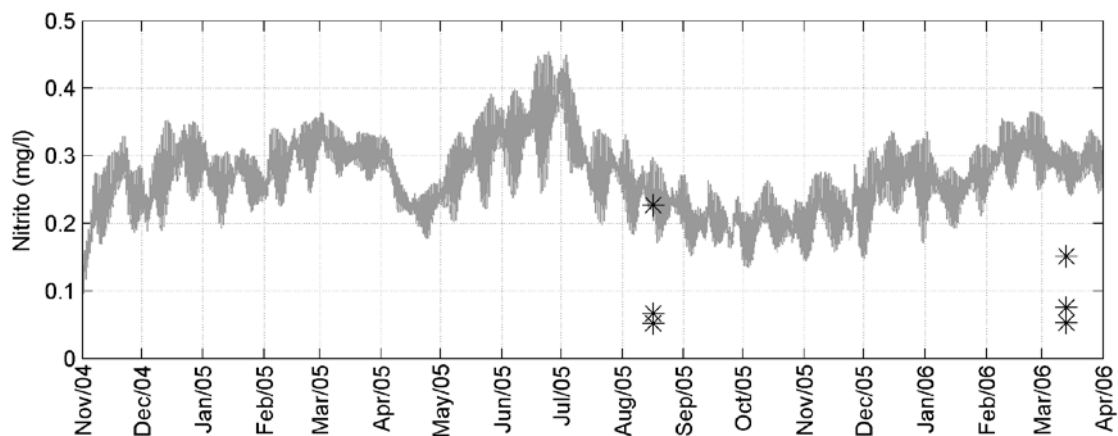


Figura B 88. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

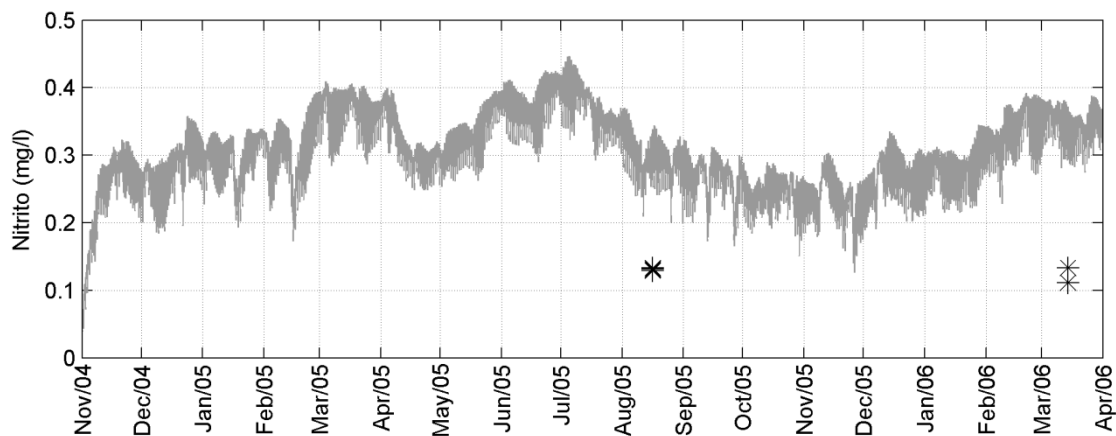


Figura B 89. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

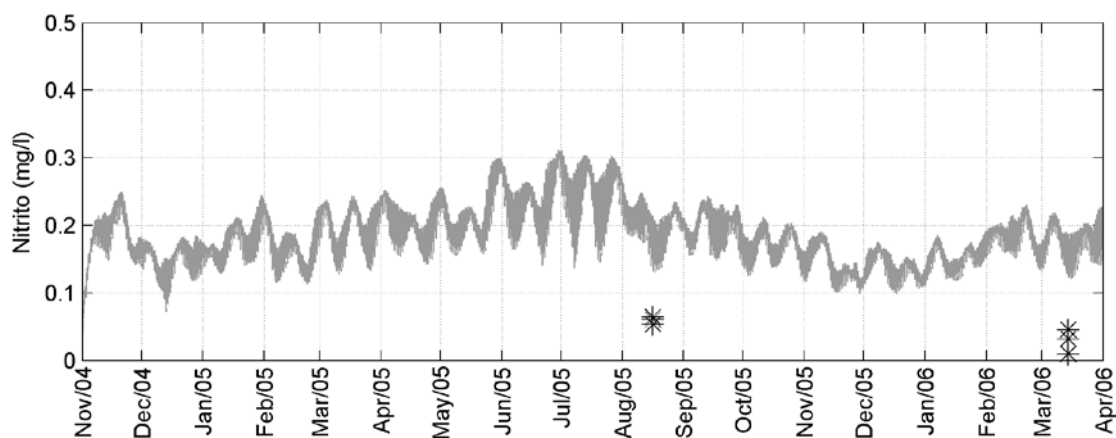


Figura B 90. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

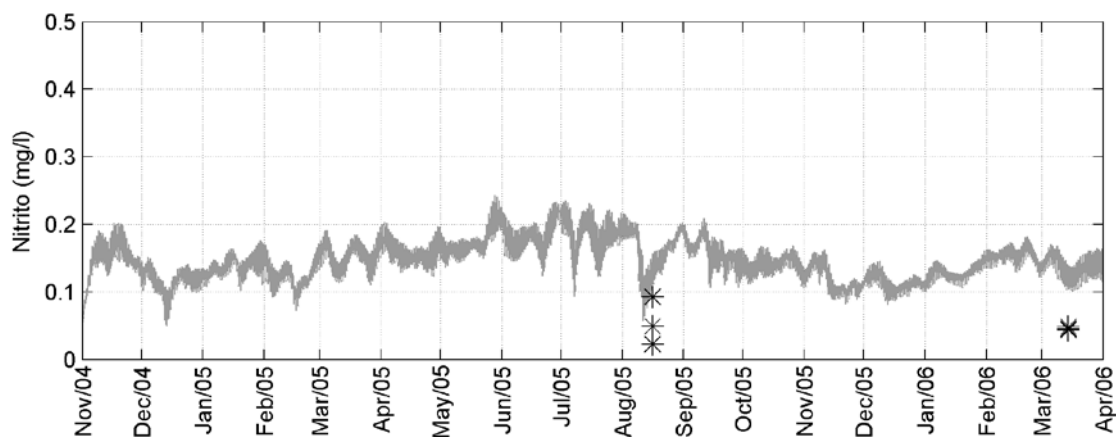


Figura B 91. Comparação entre os resultados de nitrito (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

## B.8. Nitrogênio orgânico dissolvido

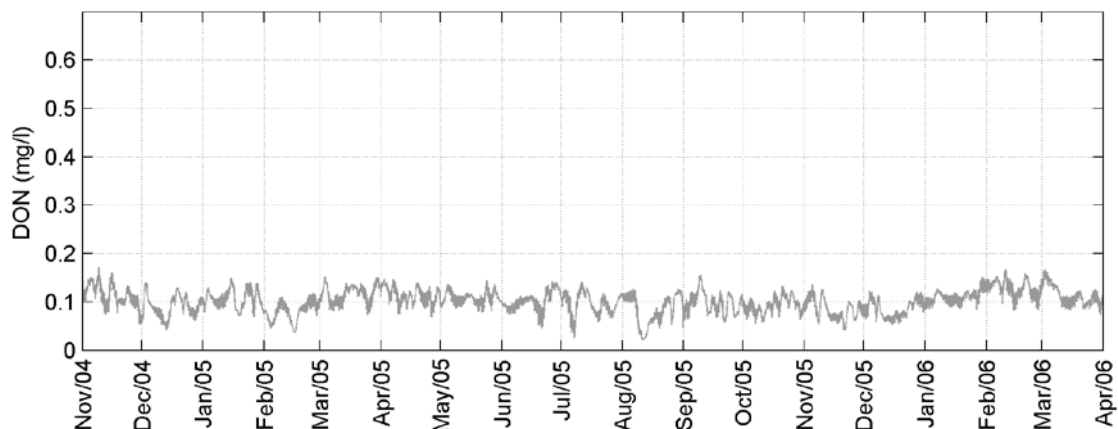


Figura B 92. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 01.

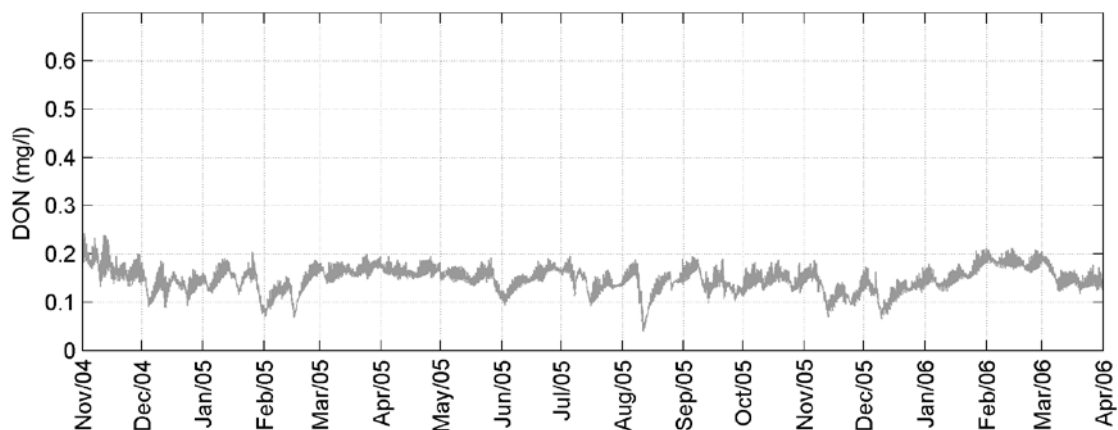


Figura B 93. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 02.

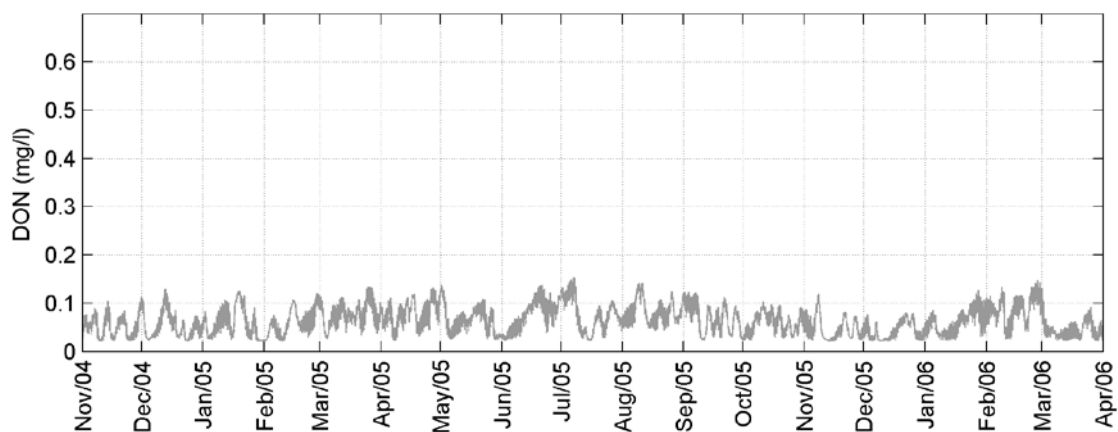


Figura B 94. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 03.

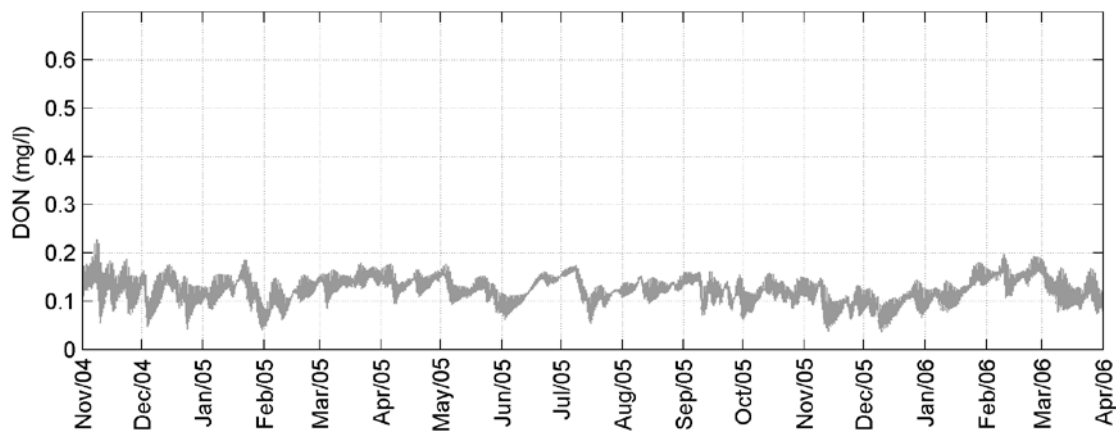


Figura B 95. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 04.

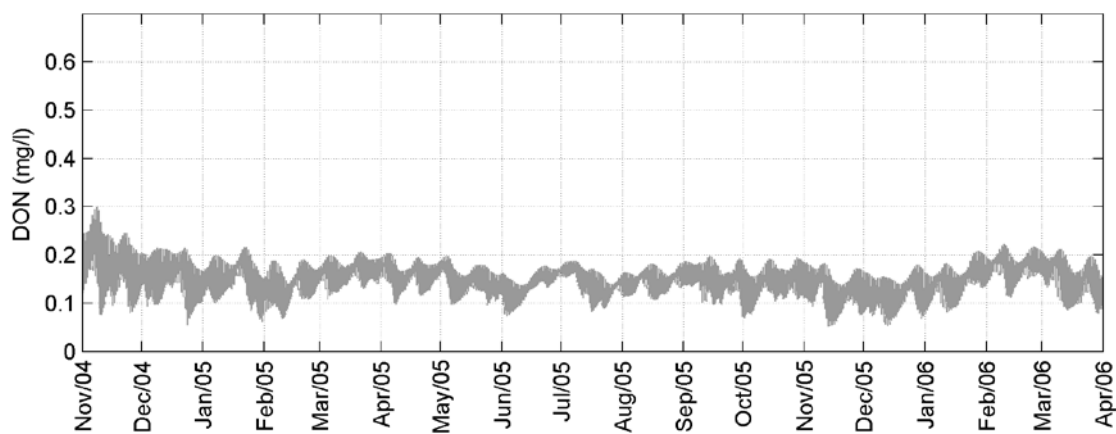


Figura B 96. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 05 e ECOMANAGE 01.

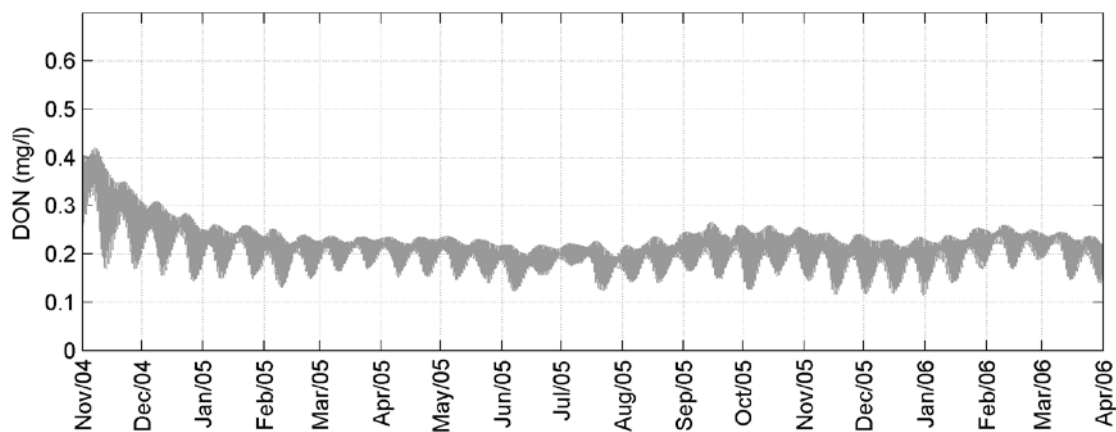


Figura B 97. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 06 e ECOMANAGE 02.



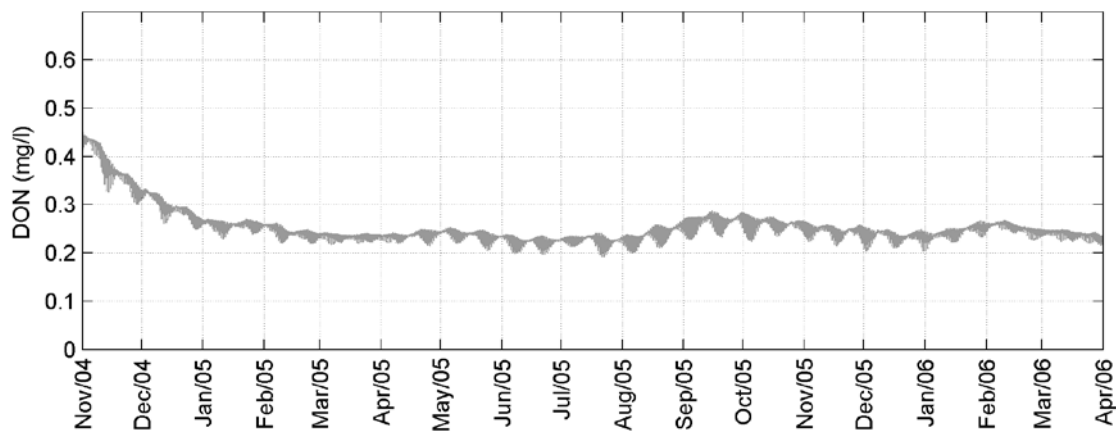


Figura B 98. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 07.

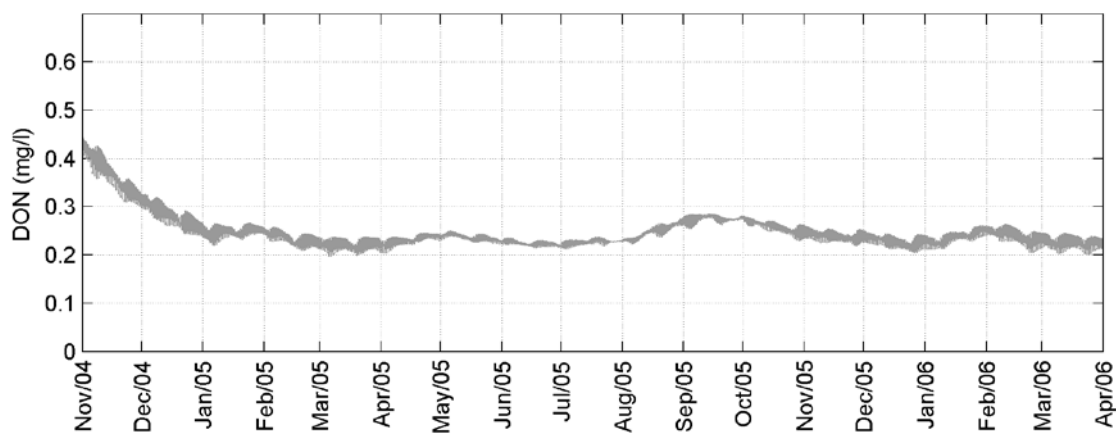


Figura B 99. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 03.

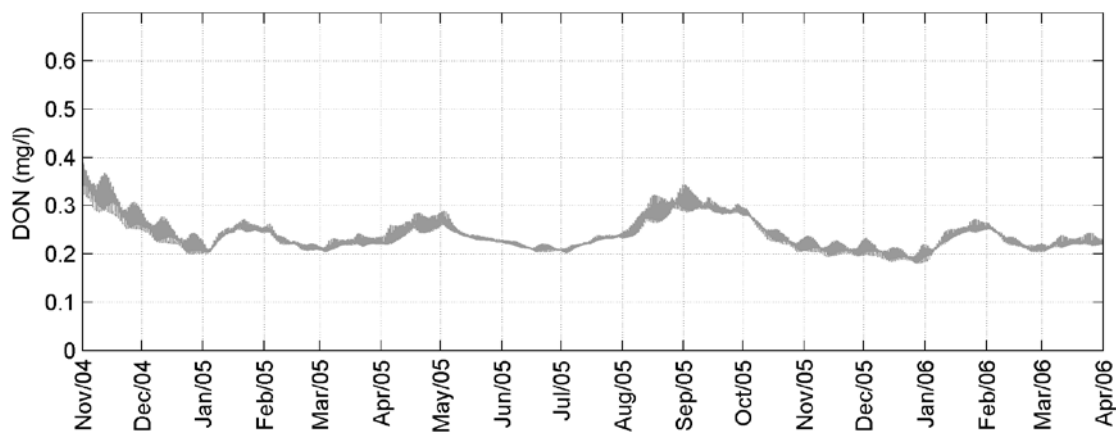


Figura B 100. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 04.

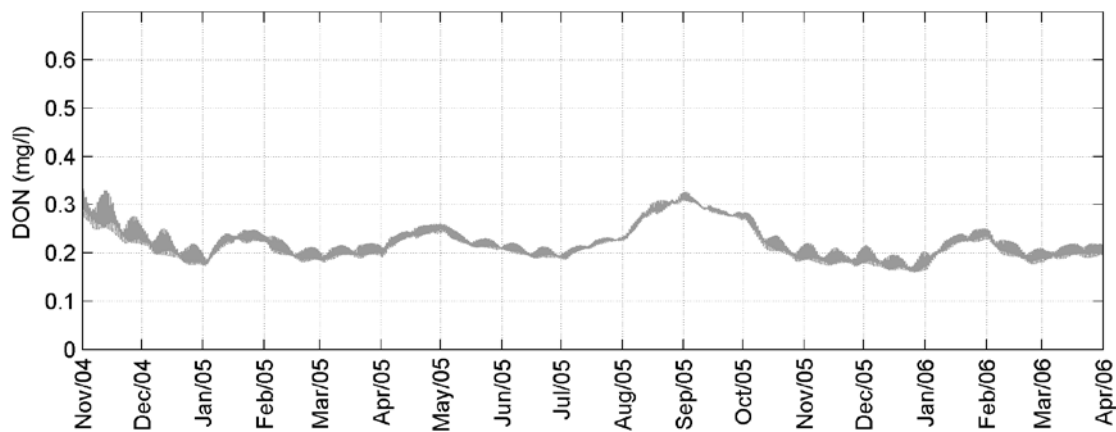


Figura B 101. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 05.

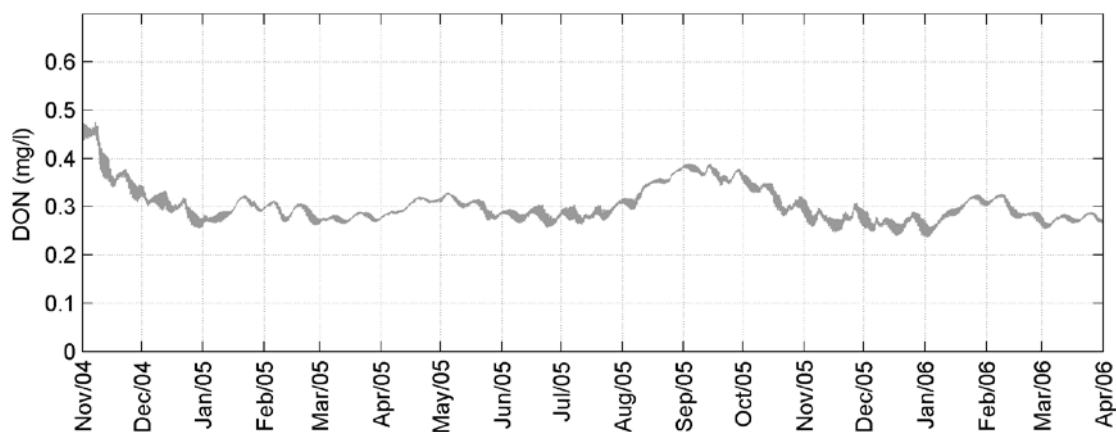


Figura B 102. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 06.

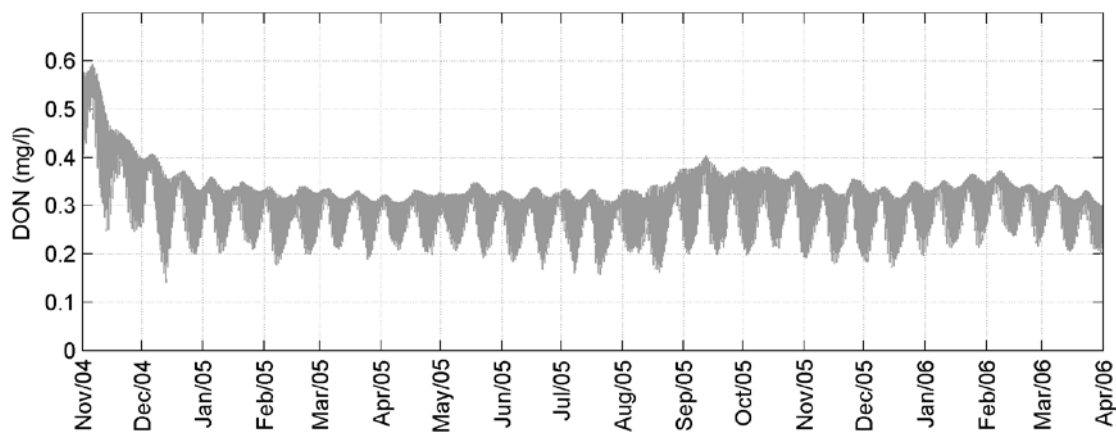


Figura B 103. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 07.

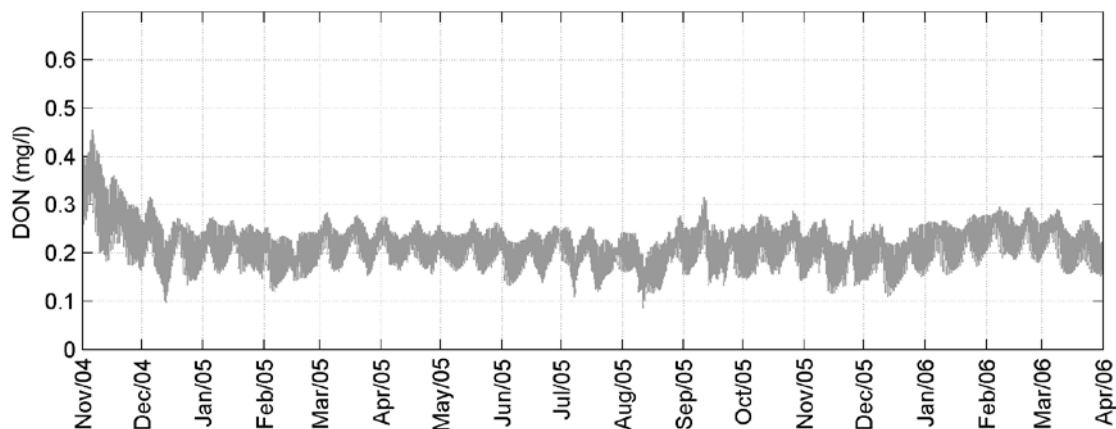


Figura B 104. Resultados de nitrogênio orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 08.

### B.9. Nitrogênio orgânico particulado

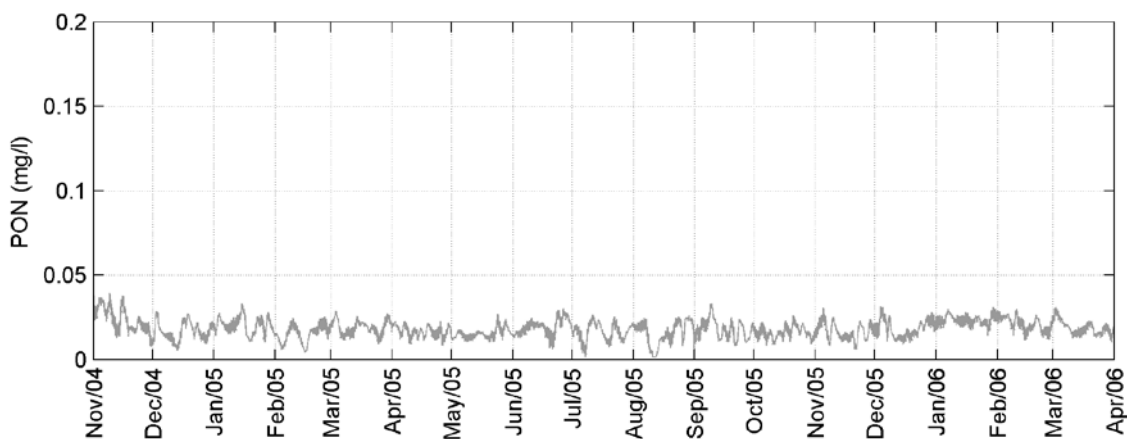


Figura B 105. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 01.

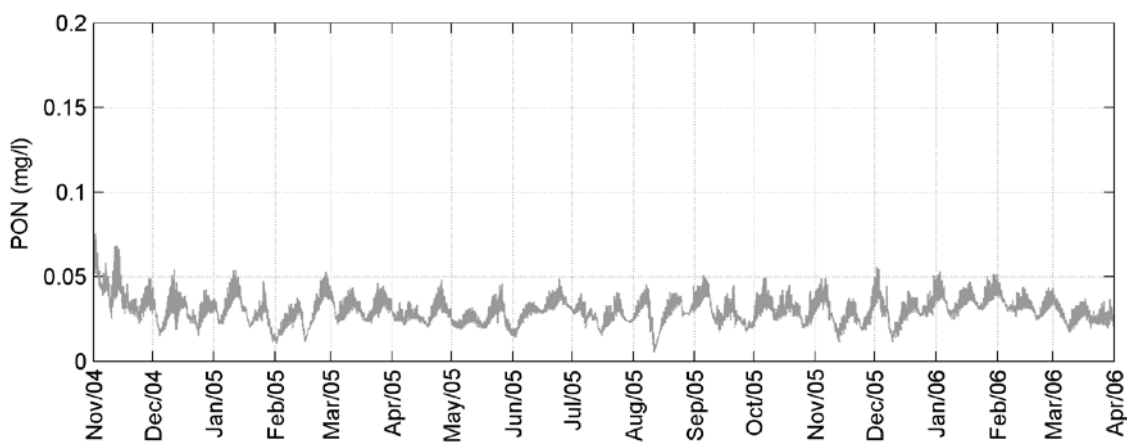


Figura B 106. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 02.

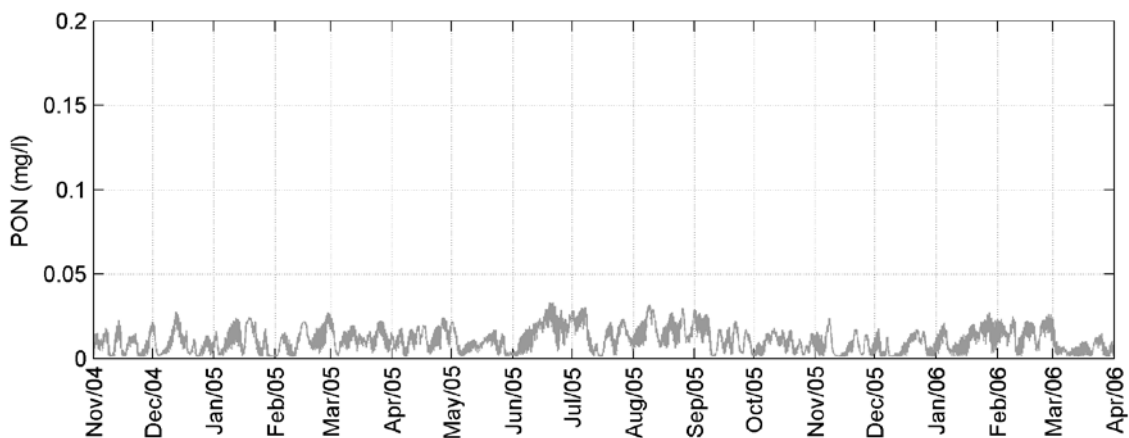


Figura B 107. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 03.

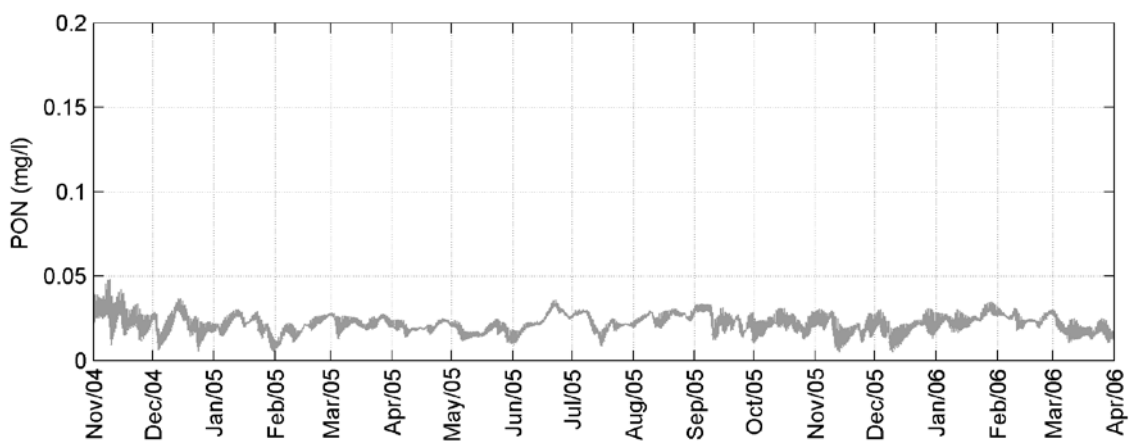


Figura B 108. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 04.

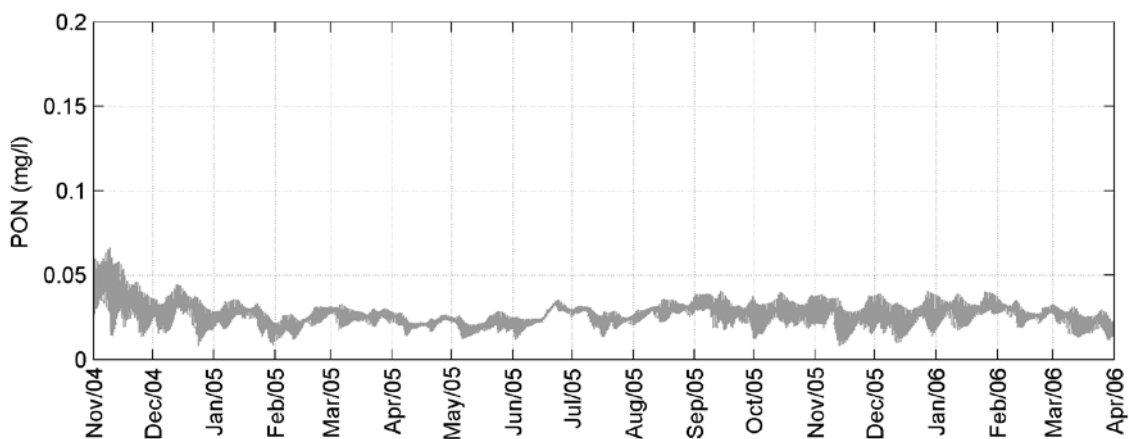


Figura B 109. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 05 e ECOMANAGE 01.

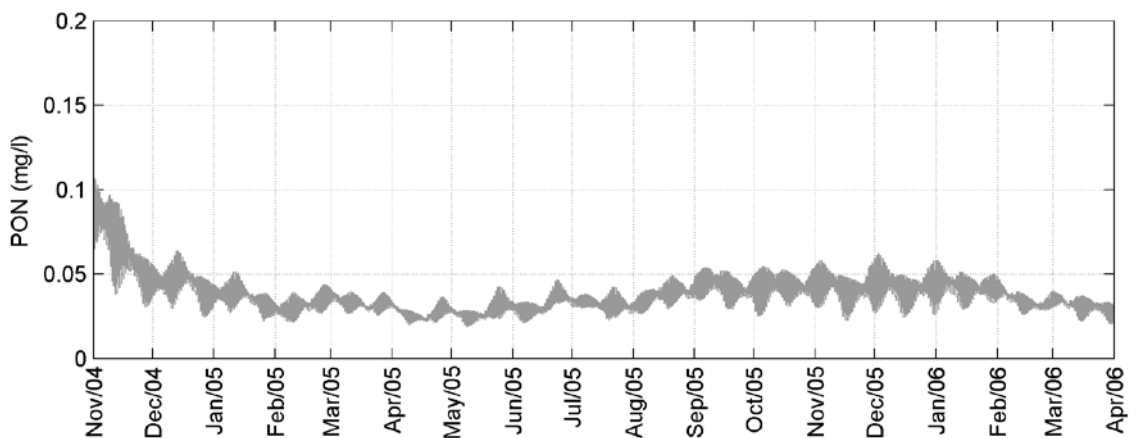


Figura B 110. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 06 e ECOMANAGE 02.

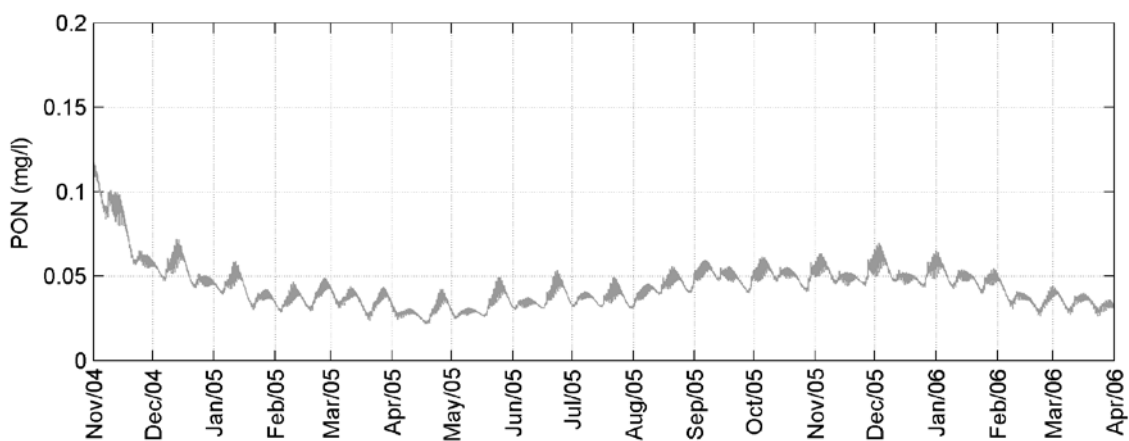


Figura B 111. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 07.

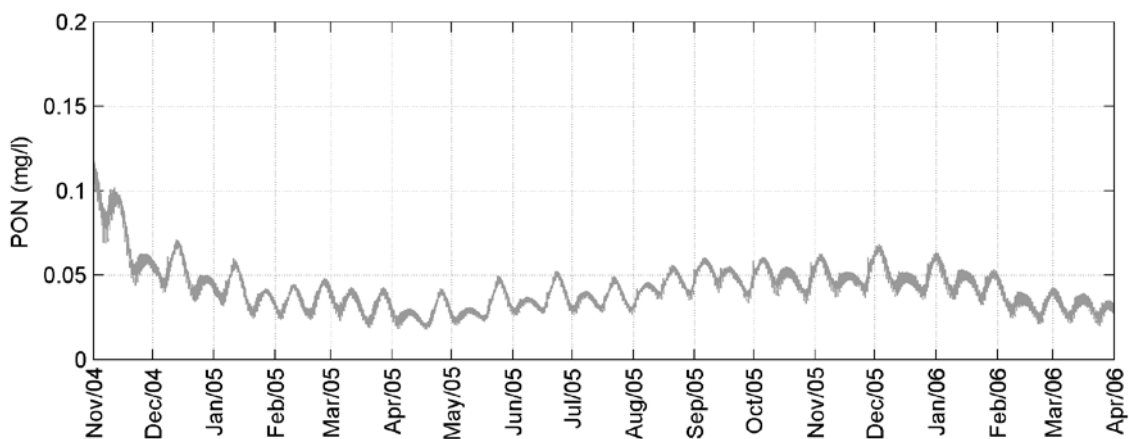


Figura B 112. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 03.

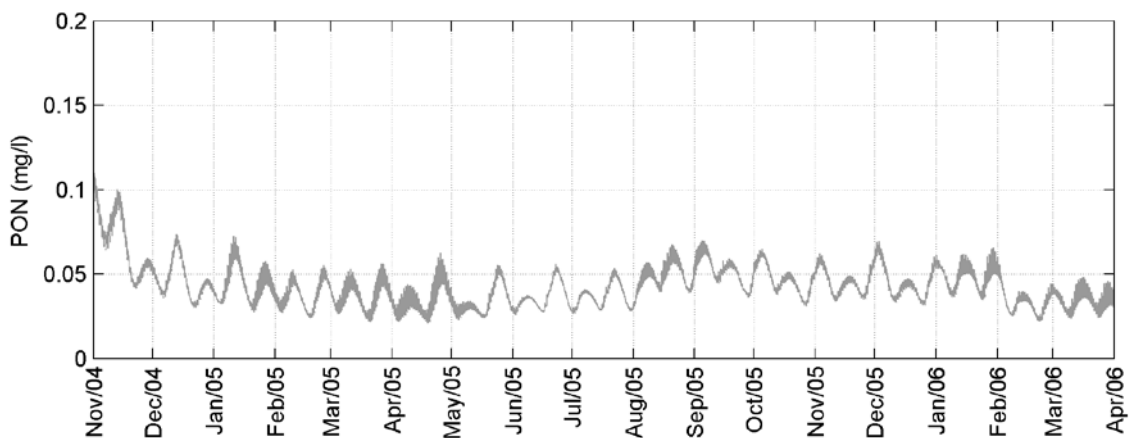


Figura B 113. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 04.

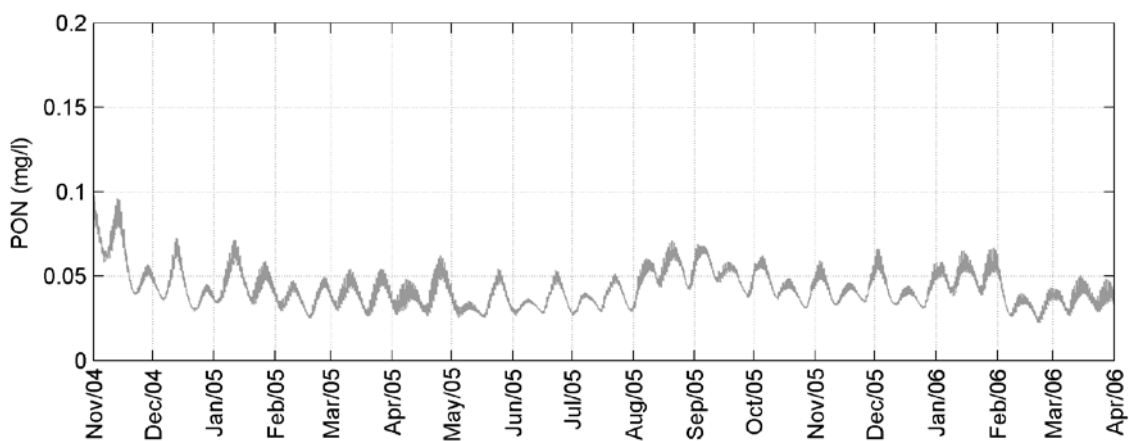


Figura B 114. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 05.

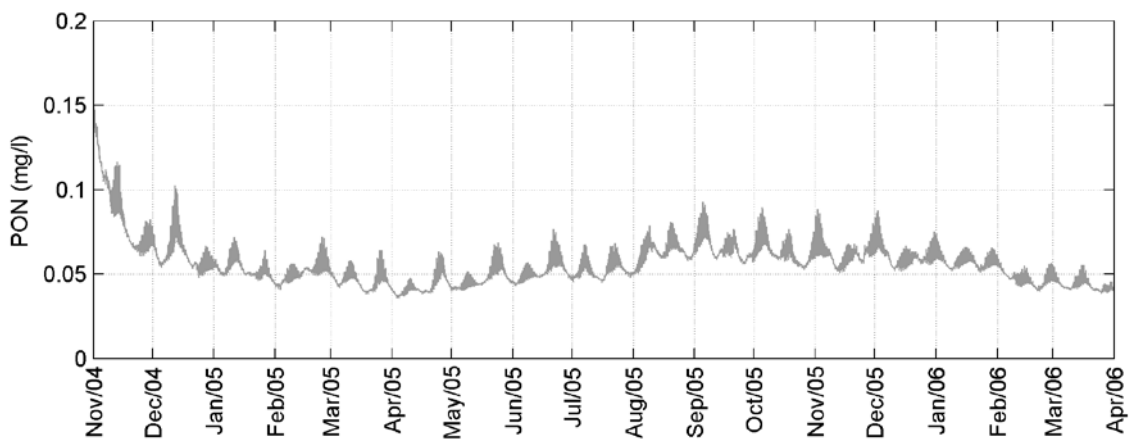


Figura B 115. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 06.

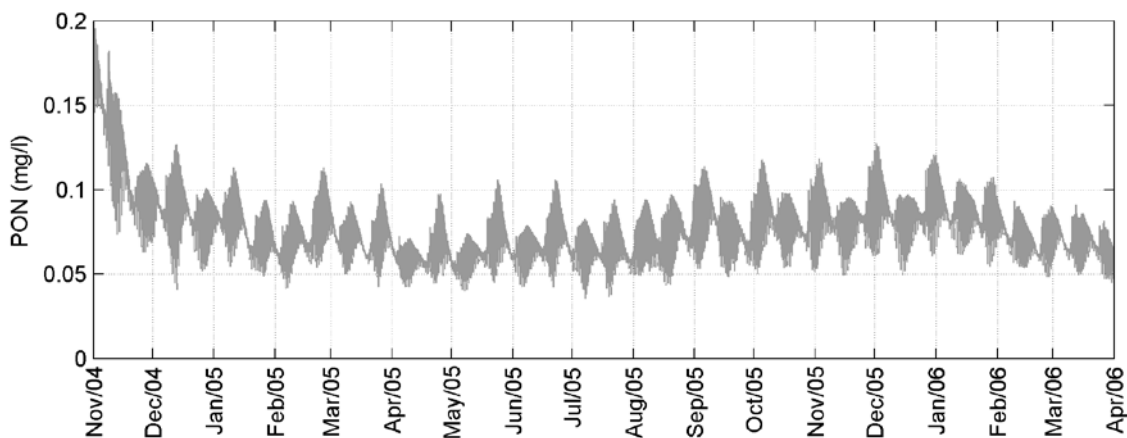


Figura B 116. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 07.

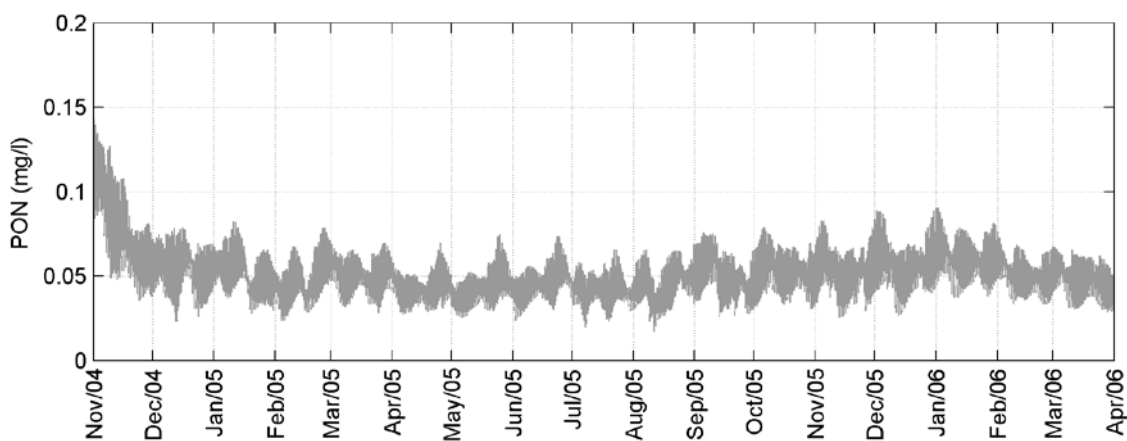


Figura B 117. Resultados de nitrogênio orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 08.

### B.10. Fósforo inorgânico

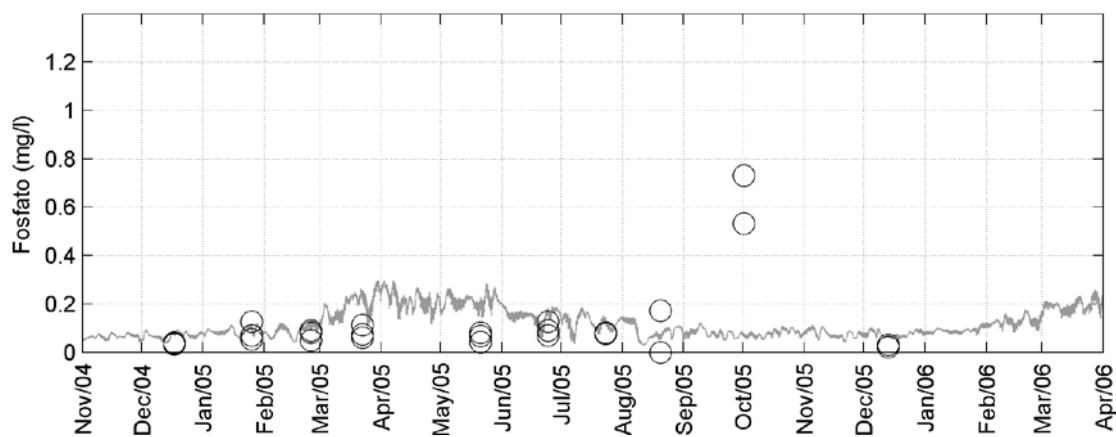


Figura B 118. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

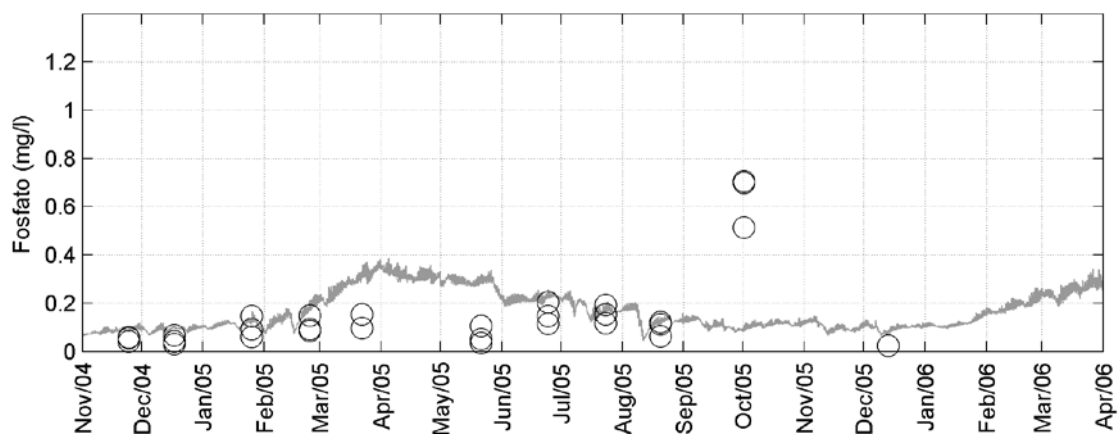


Figura B 119. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

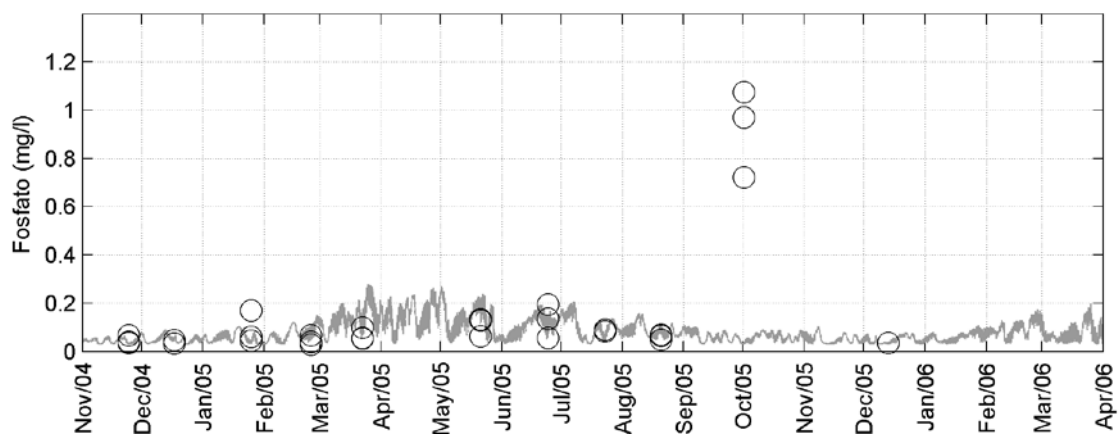


Figura B 120. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

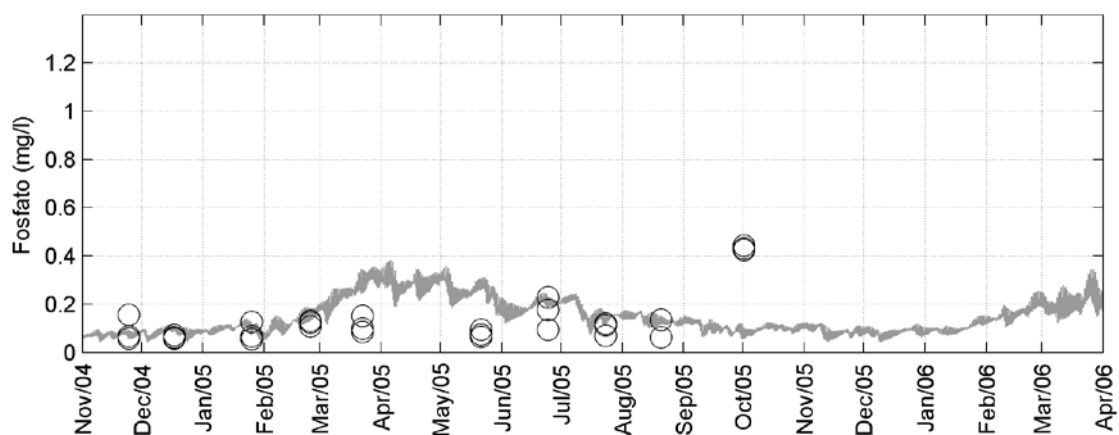


Figura B 121. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).



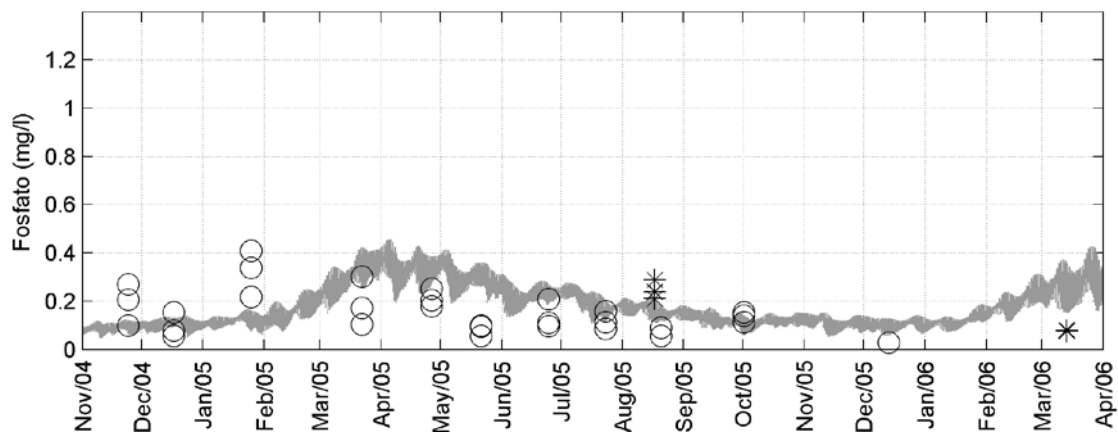


Figura B 122. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

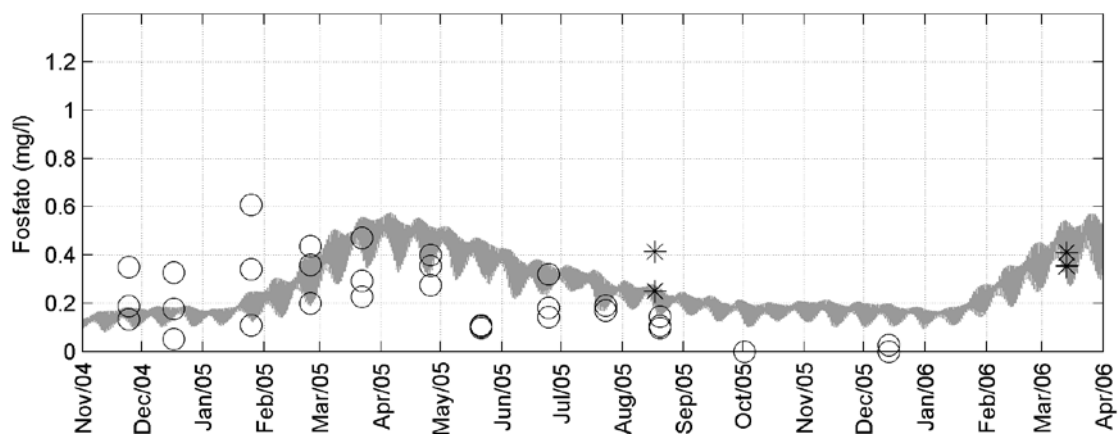


Figura B 123. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

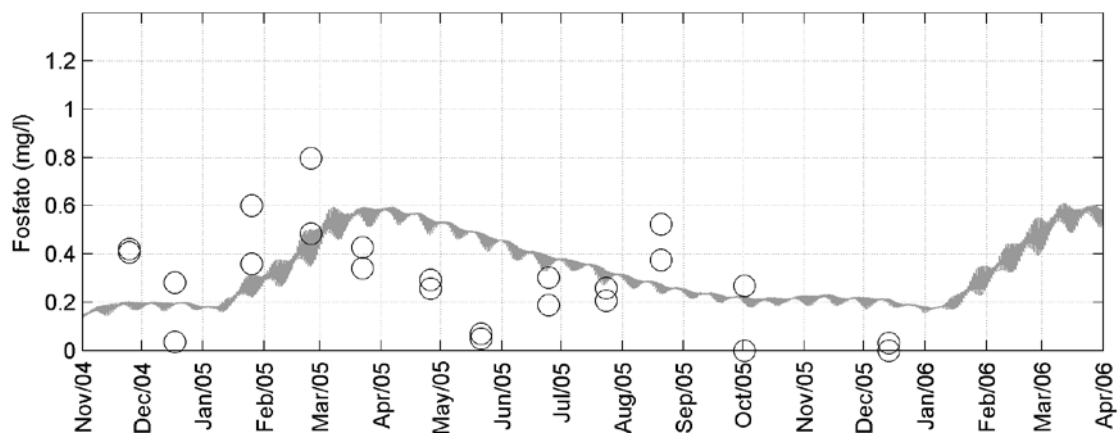


Figura B 124. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

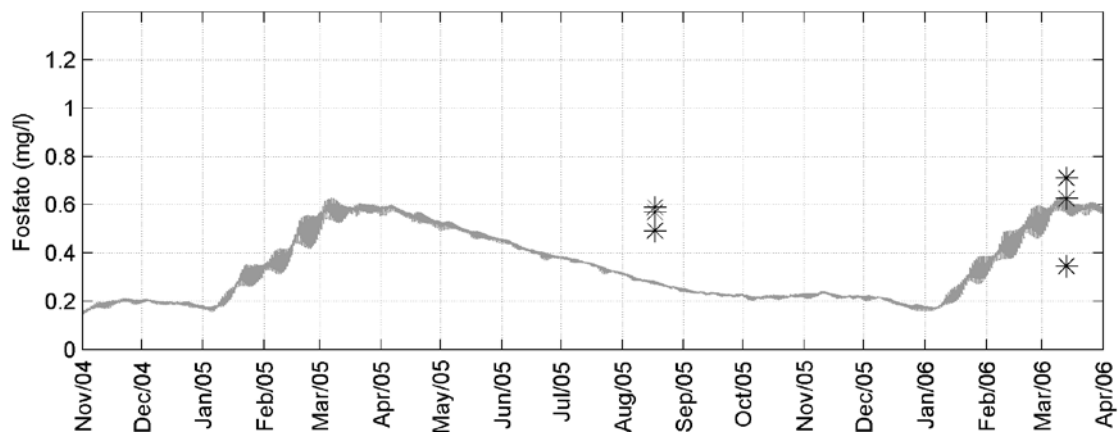


Figura B 125. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

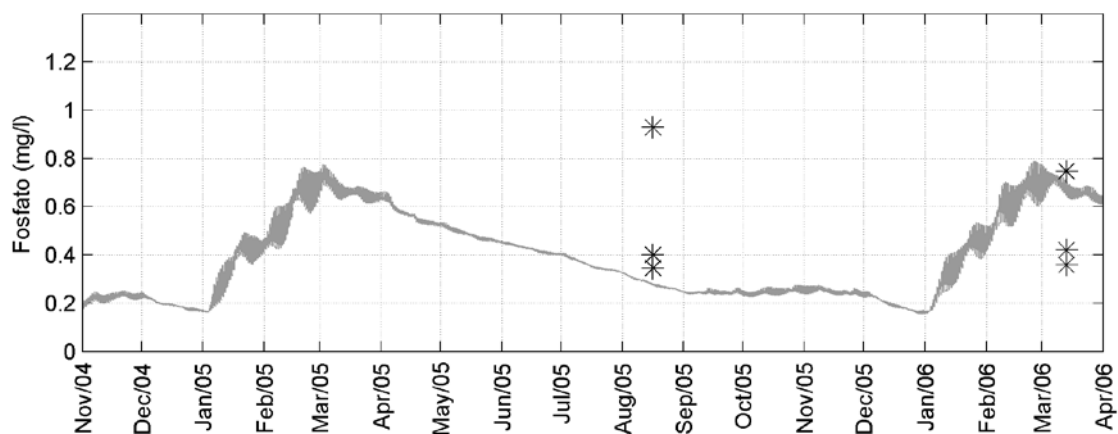


Figura B 126. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

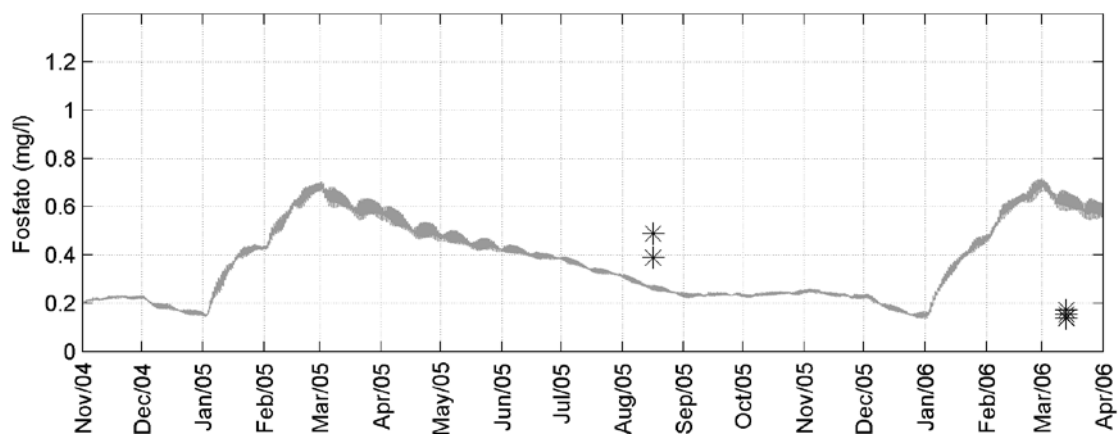


Figura B 127. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

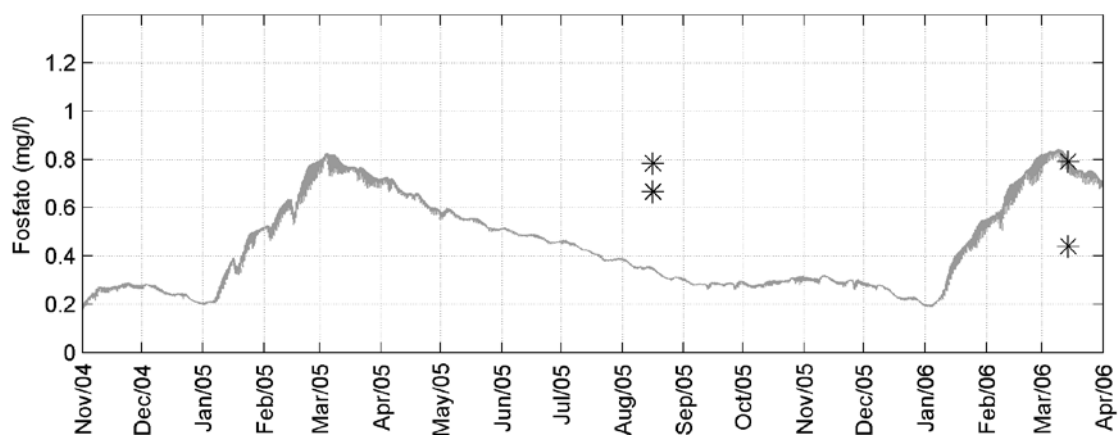


Figura B 128. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

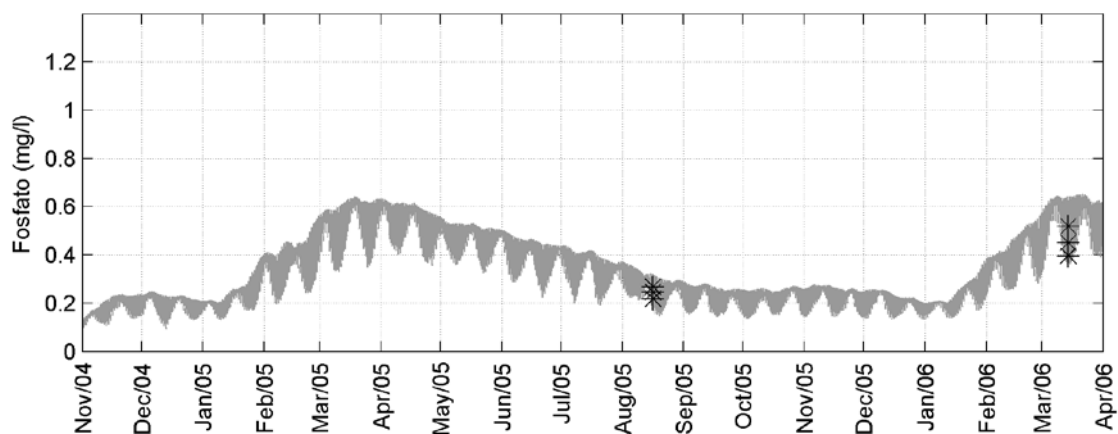


Figura B 129. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

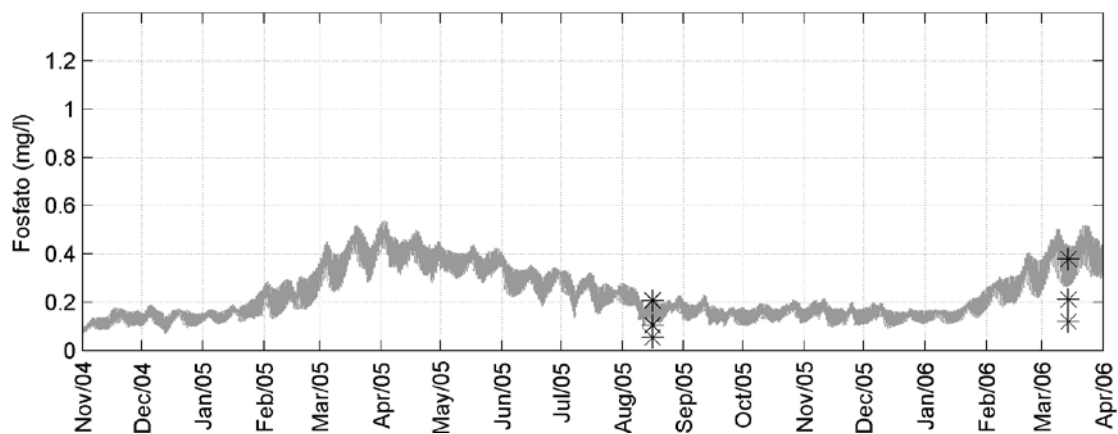


Figura B 130. Comparação entre os resultados de fosfato (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).

### B.11. Fósforo orgânico dissolvido

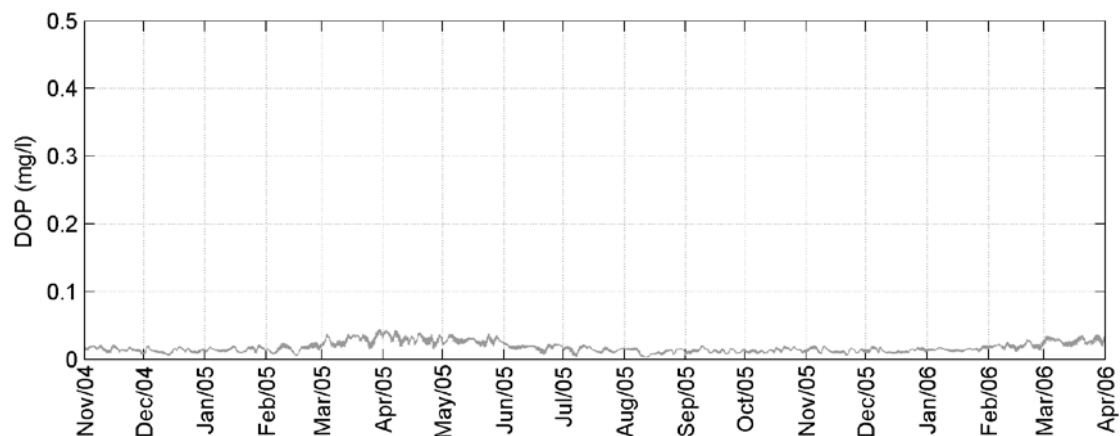


Figura B 131. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

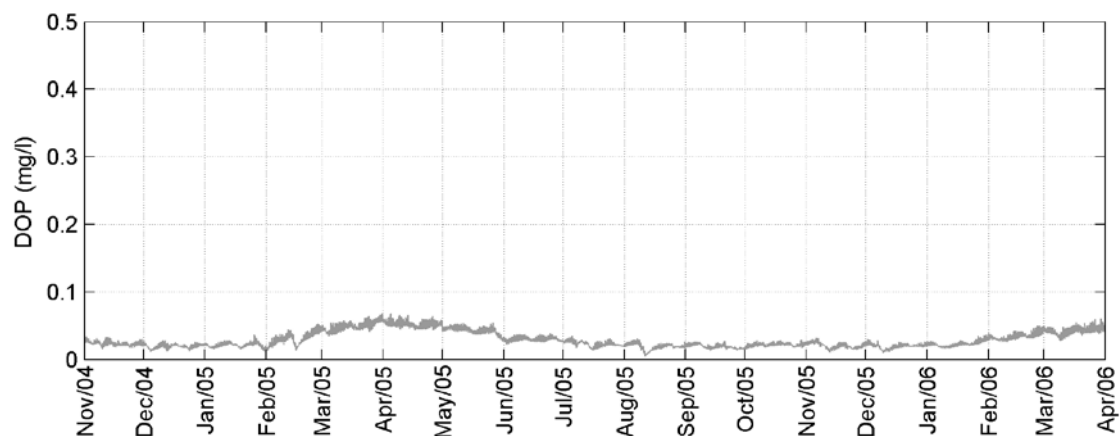


Figura B 132. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 02.

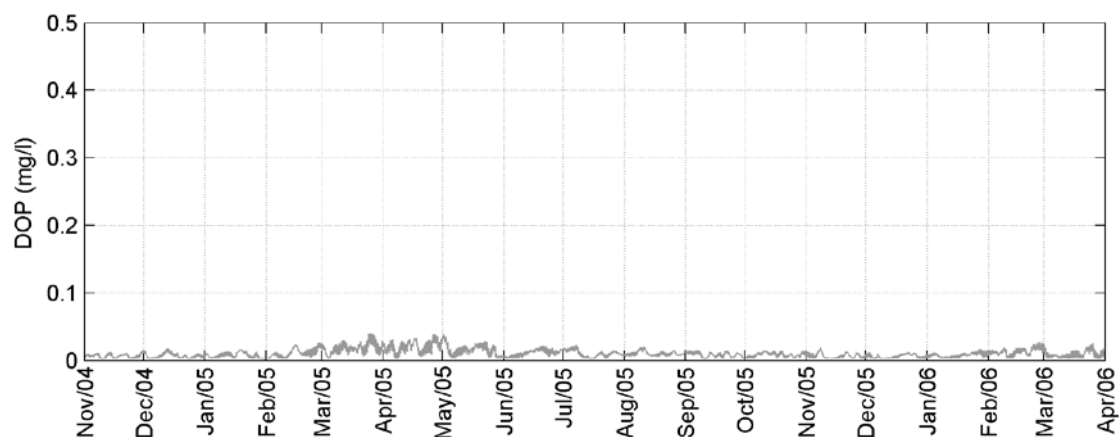


Figura B 133. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 03.

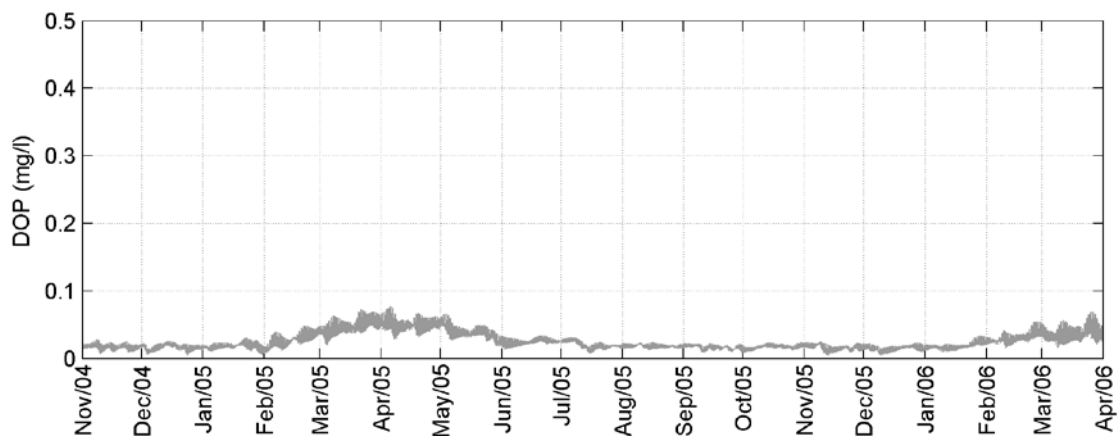


Figura B 134. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 04.

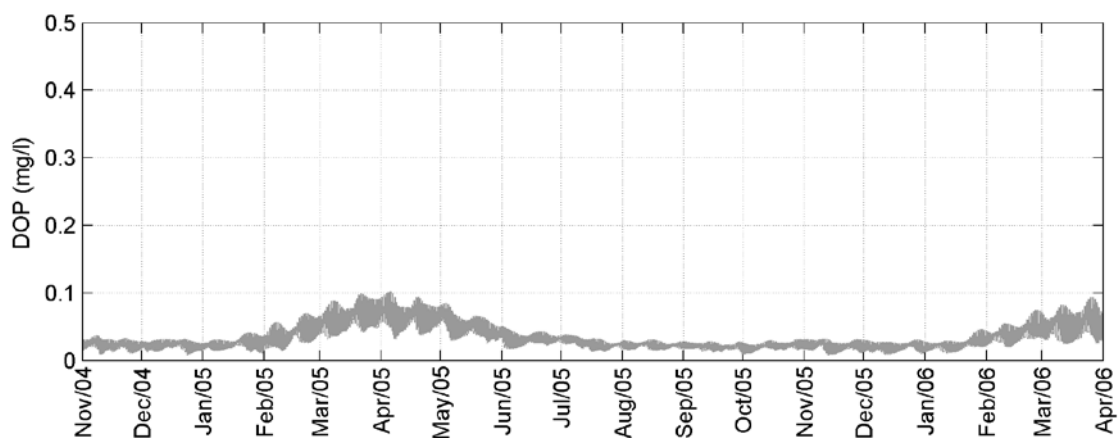


Figura B 135. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 05 e ECOMANAGE 01.

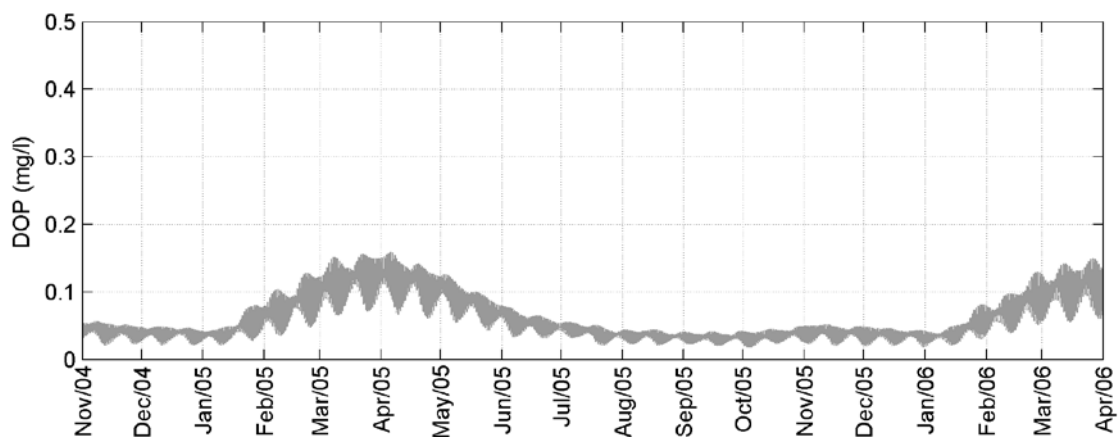


Figura B 136. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 06 e ECOMANAGE 02.

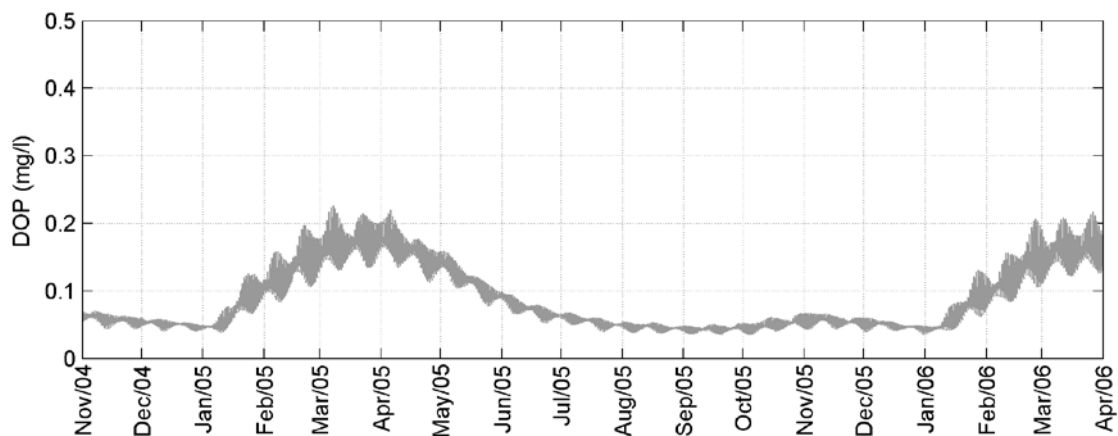


Figura B 137. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 07.

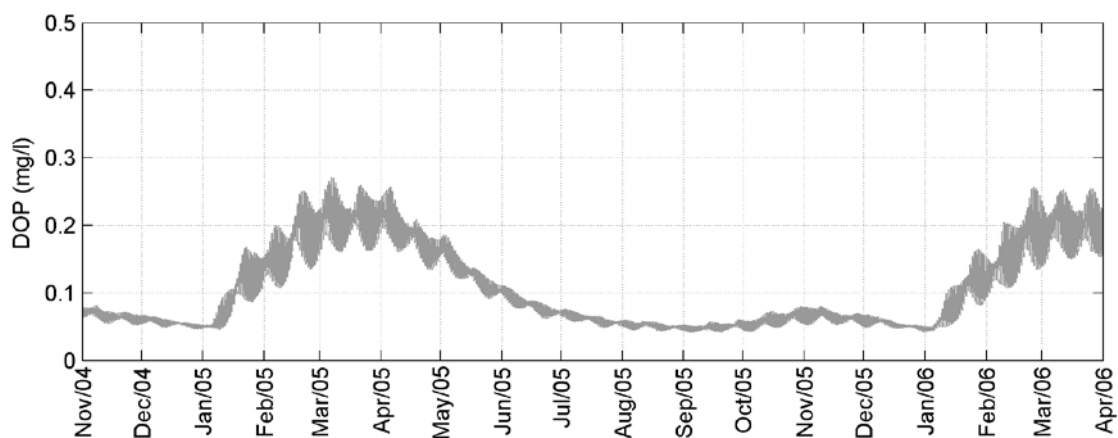


Figura B 138. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 03.

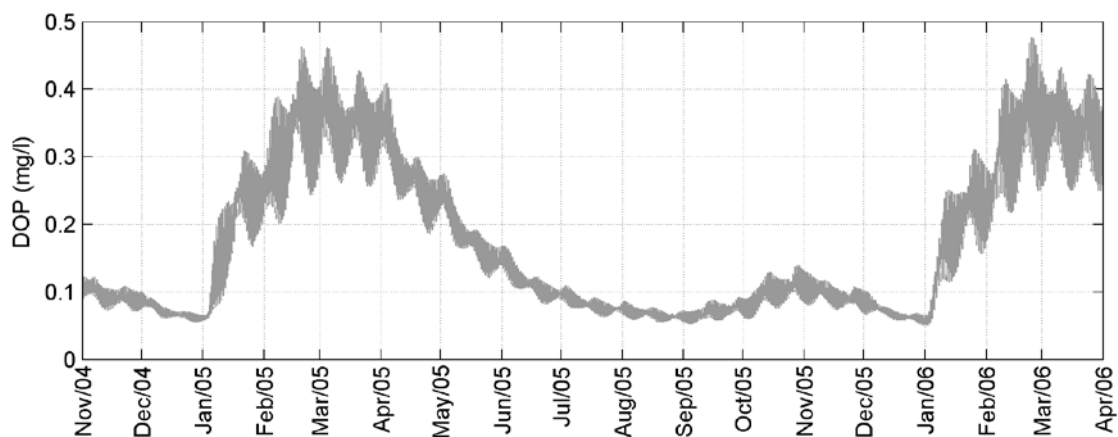


Figura B 139. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 04.

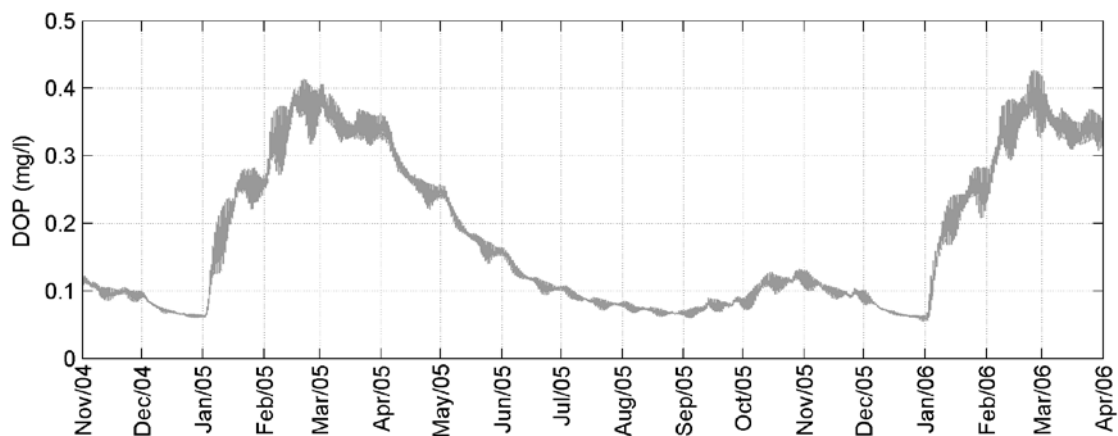


Figura B 140. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 05.

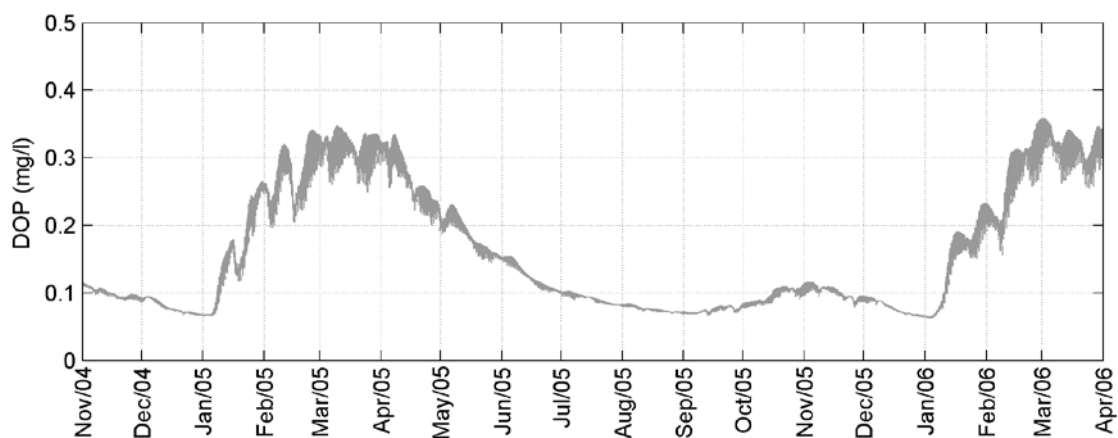


Figura B 141. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 06.

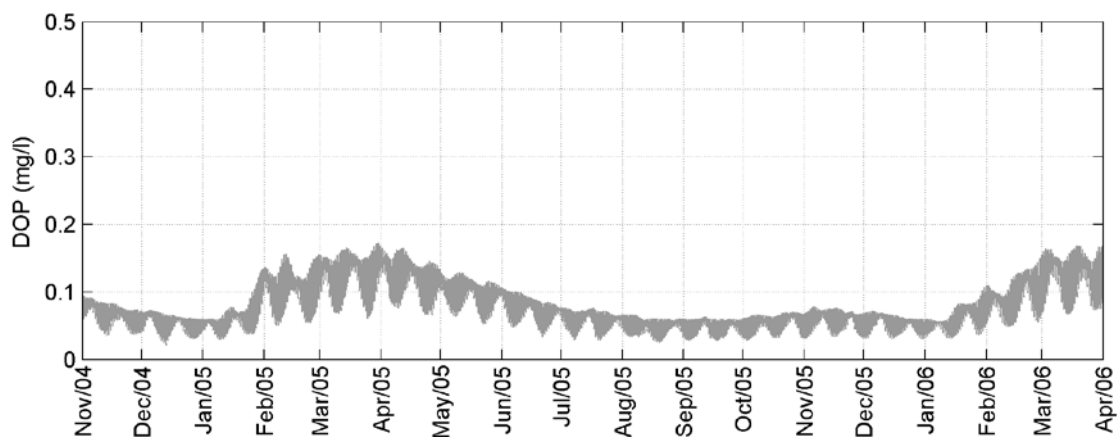


Figura B 142. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 07.

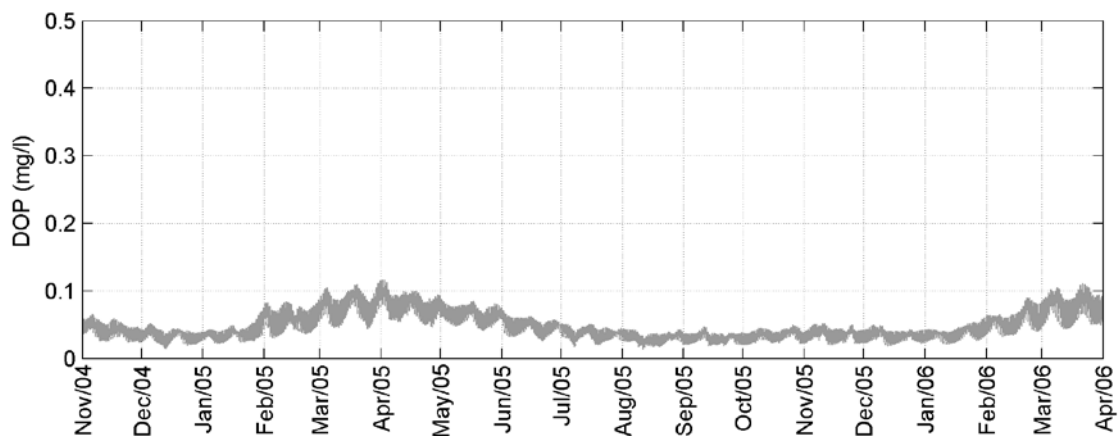


Figura B 143. Resultados de fósforo orgânico dissolvido (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 08.

### B.12. Fósforo orgânico particulado

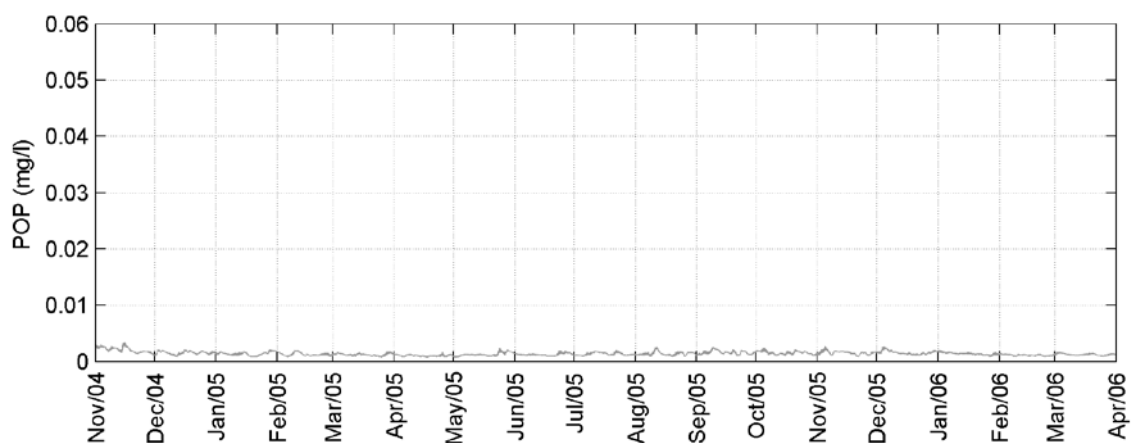


Figura B 144. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 01.

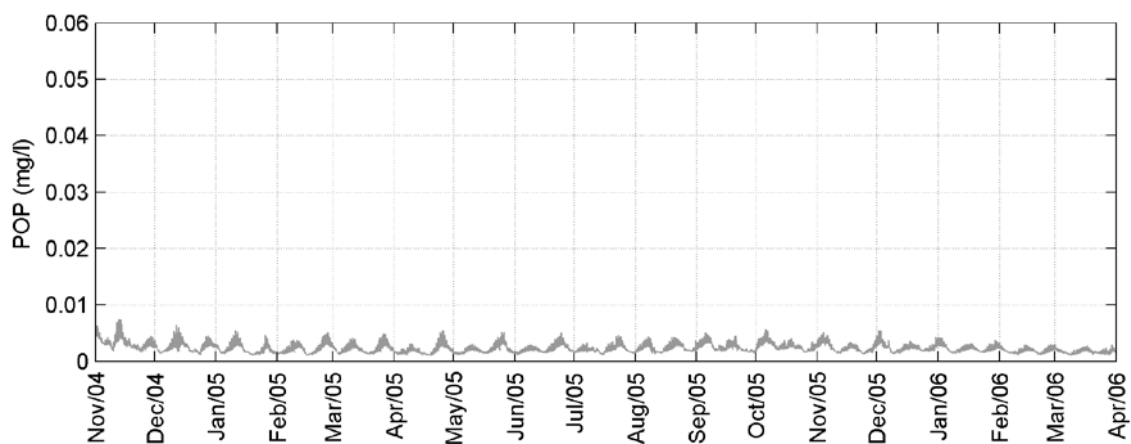


Figura B 145. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 02.



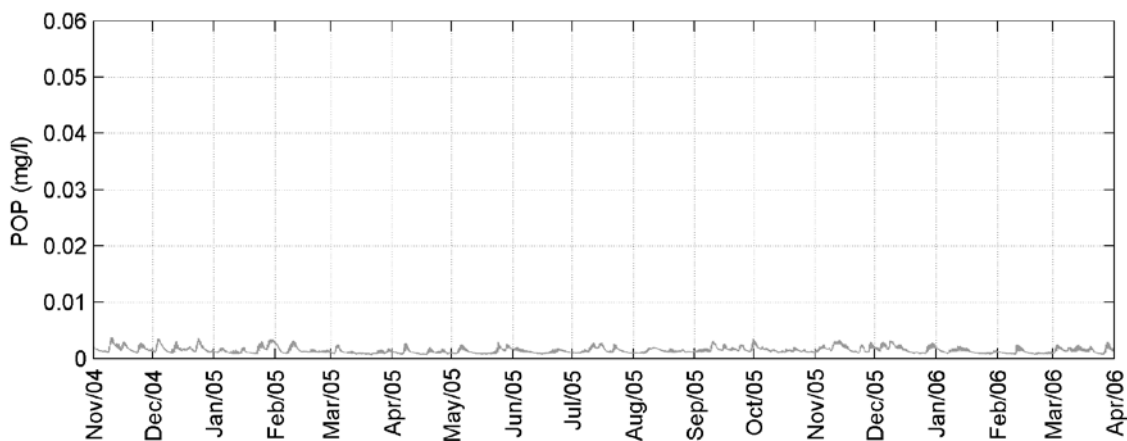


Figura B 146. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 03.

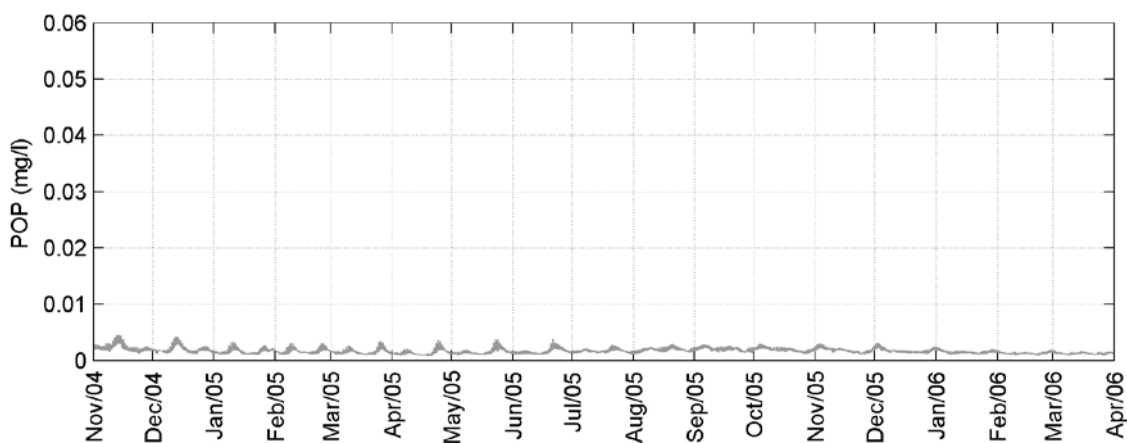


Figura B 147. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 04.

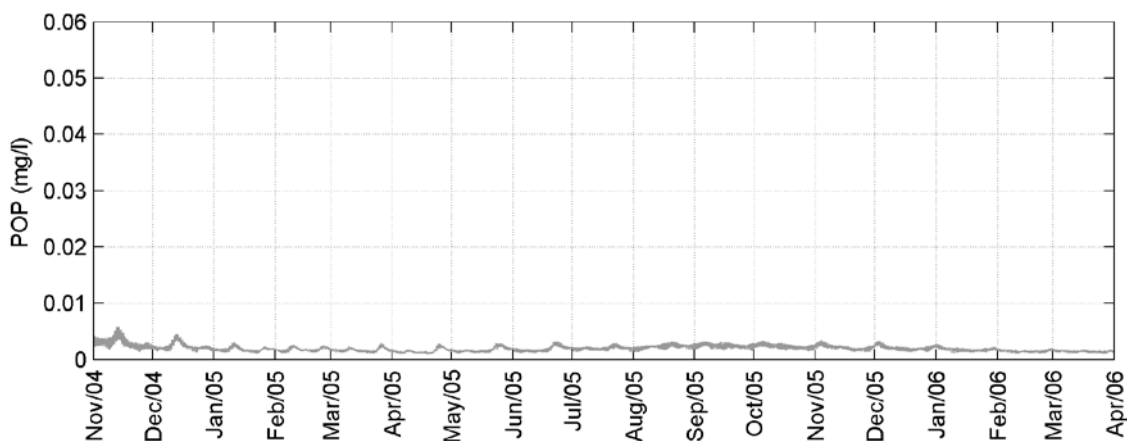


Figura B 148. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 05 e ECOMANAGE 01.

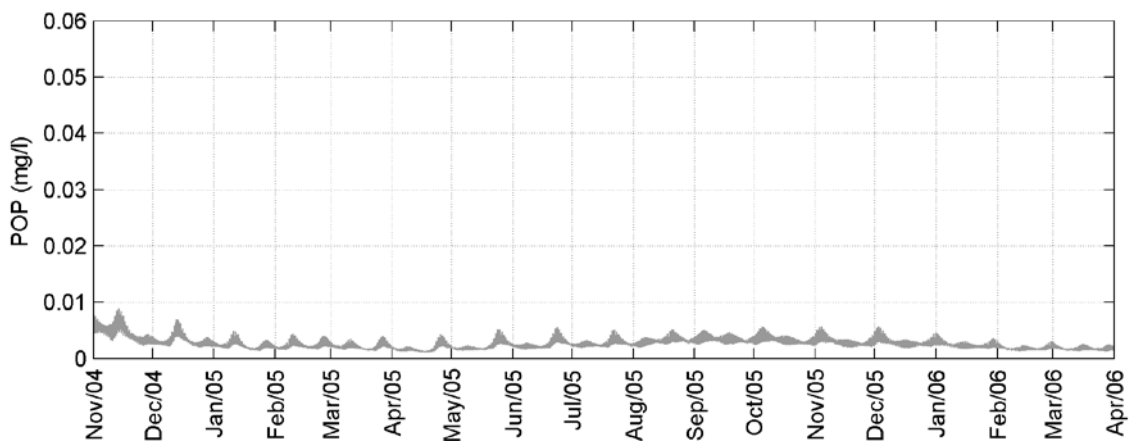


Figura B 149. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 06 e ECOMANAGE 02.

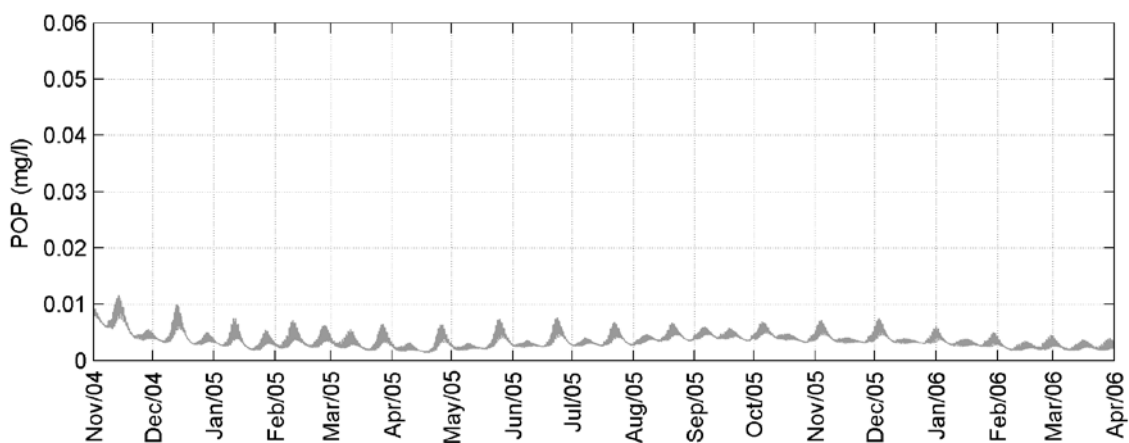


Figura B 150. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOSAN 07.

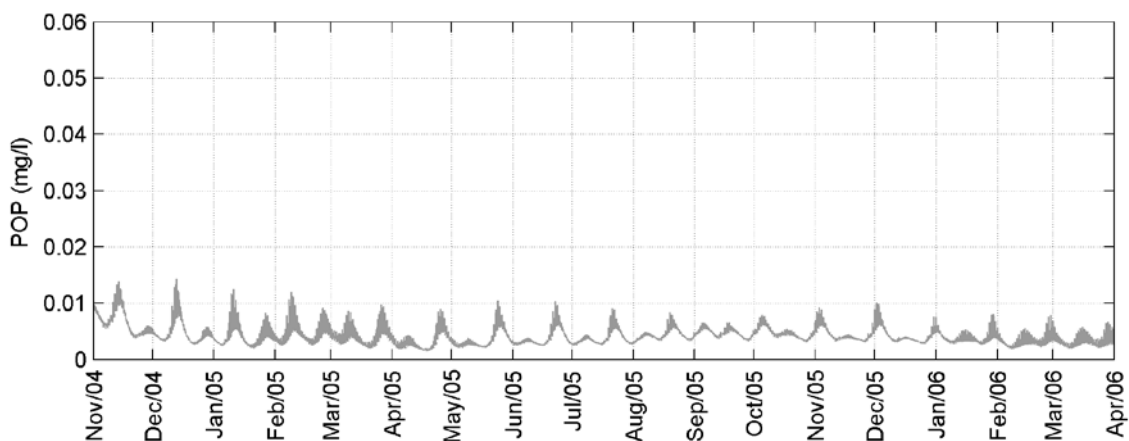


Figura B 151. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 03.

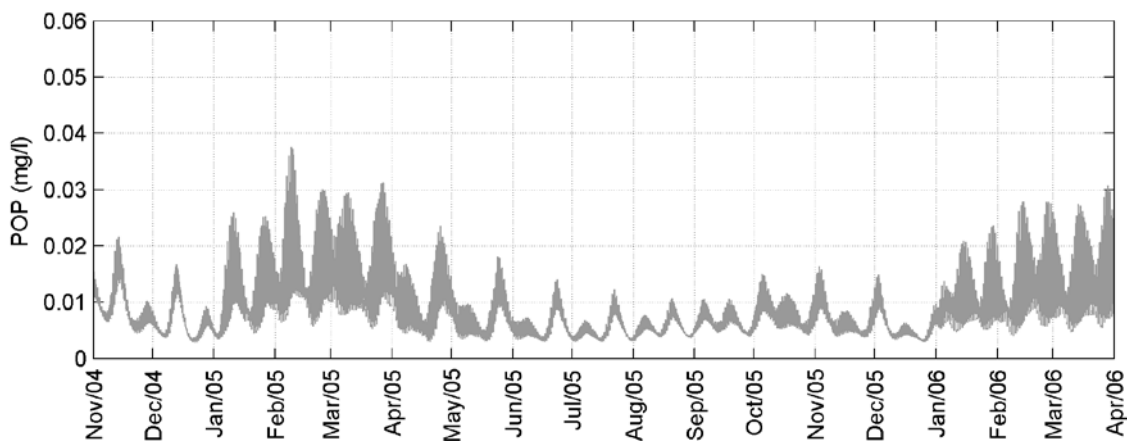


Figura B 152. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 04.

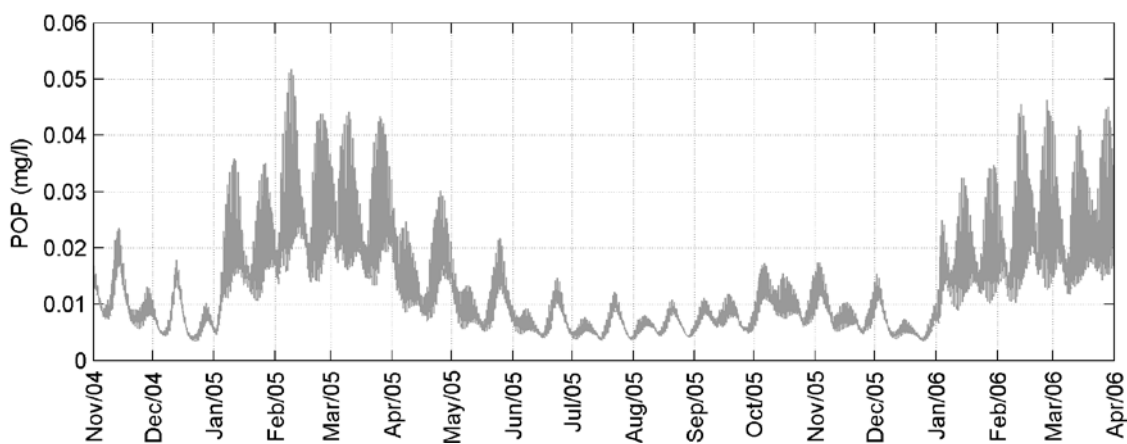


Figura B 153. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 05.

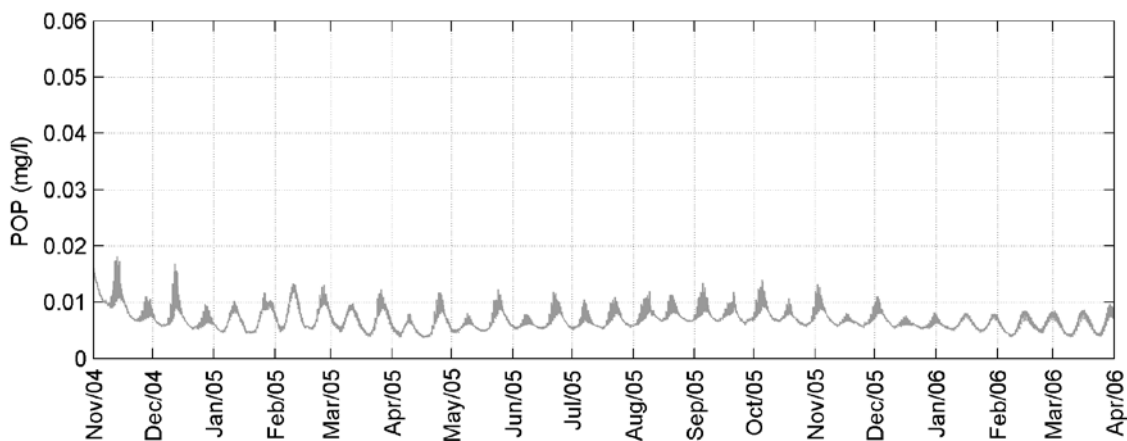


Figura B 154. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 06.

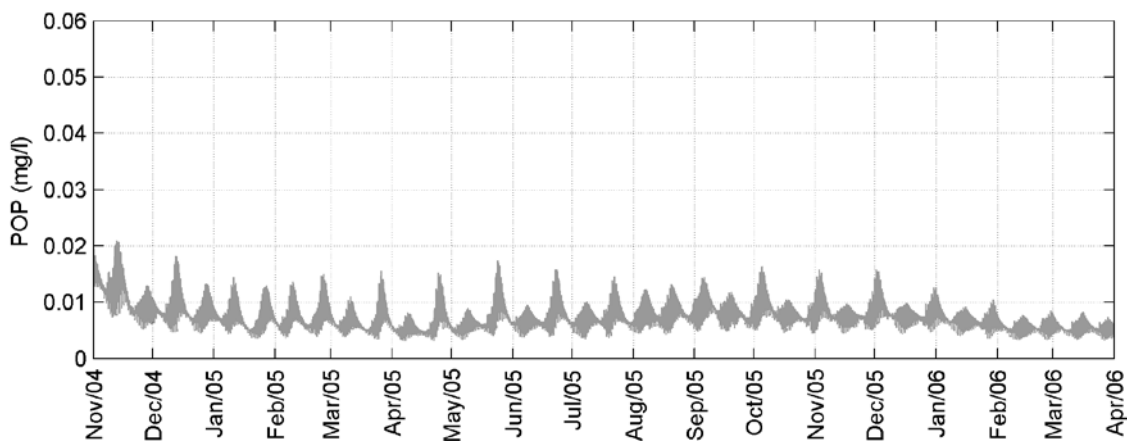


Figura B 155. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 07.

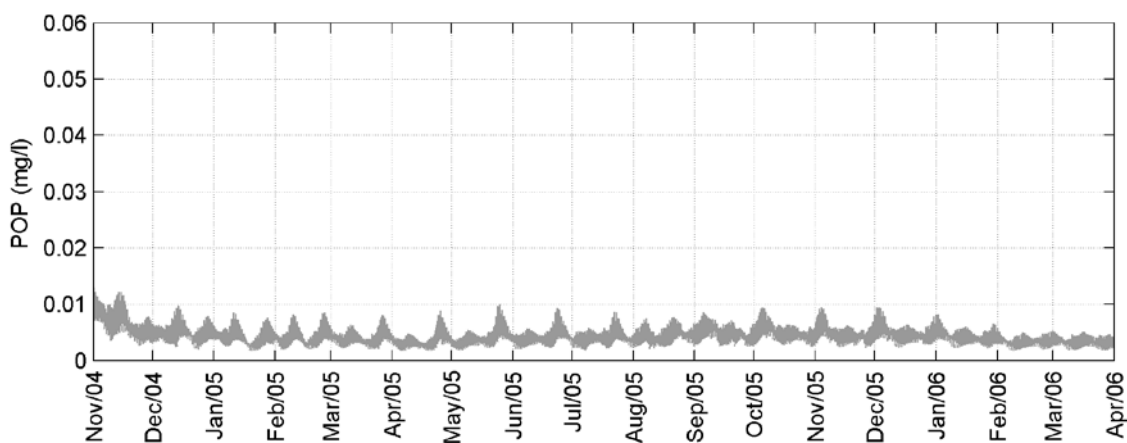


Figura B 156. Resultados de fósforo orgânico particulado (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) para o ponto ECOMANAGE 08.

### B.13. Fitoplâncton

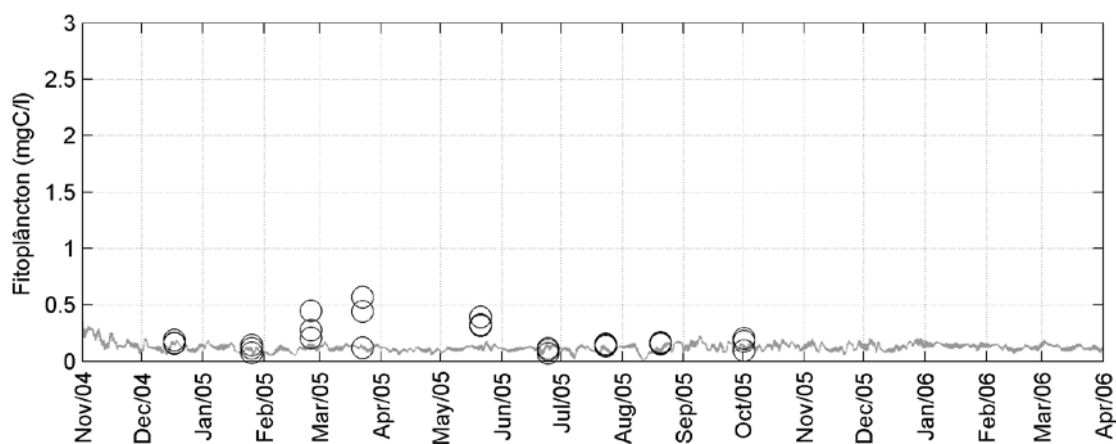


Figura B 157. Comparação entre os resultados de amônia (mg/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 01 (círculo).

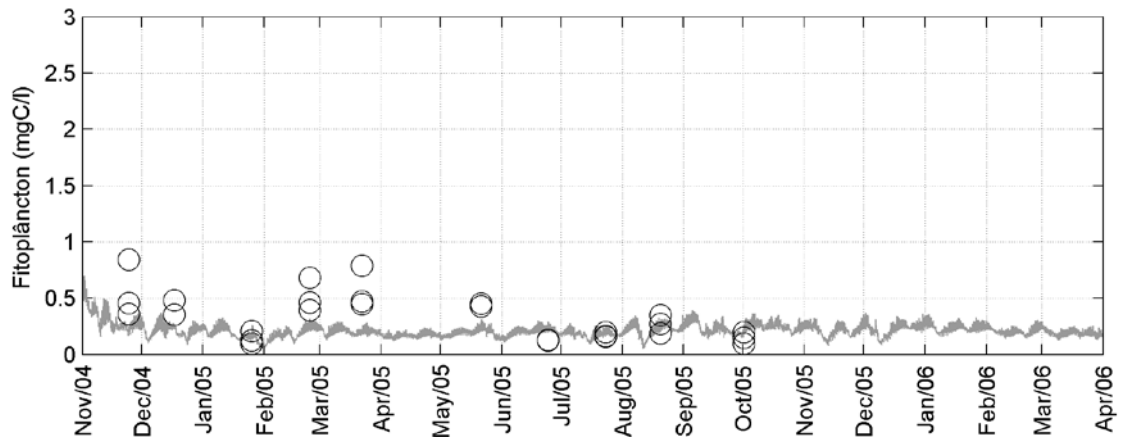


Figura B 158. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados (círculo) para o ponto ECOSAN 02 (círculo).

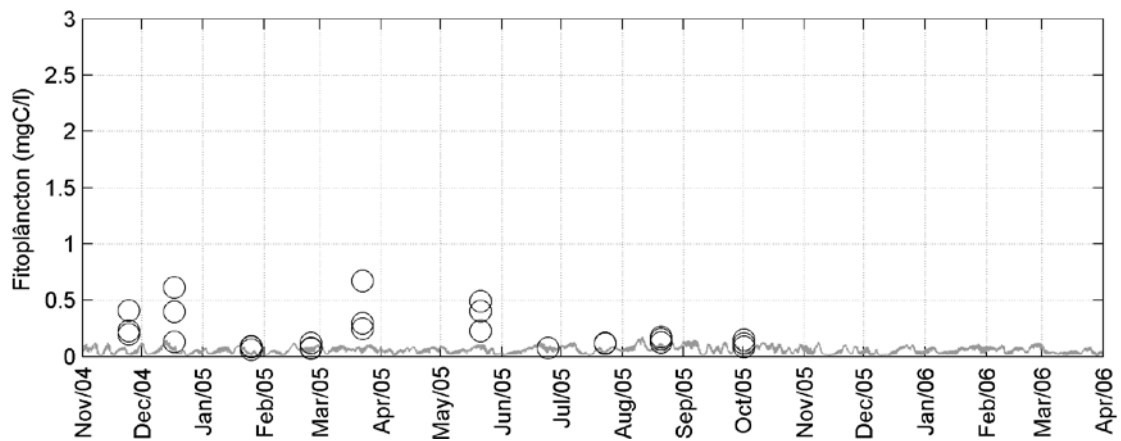


Figura B 159. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 03 (círculo).

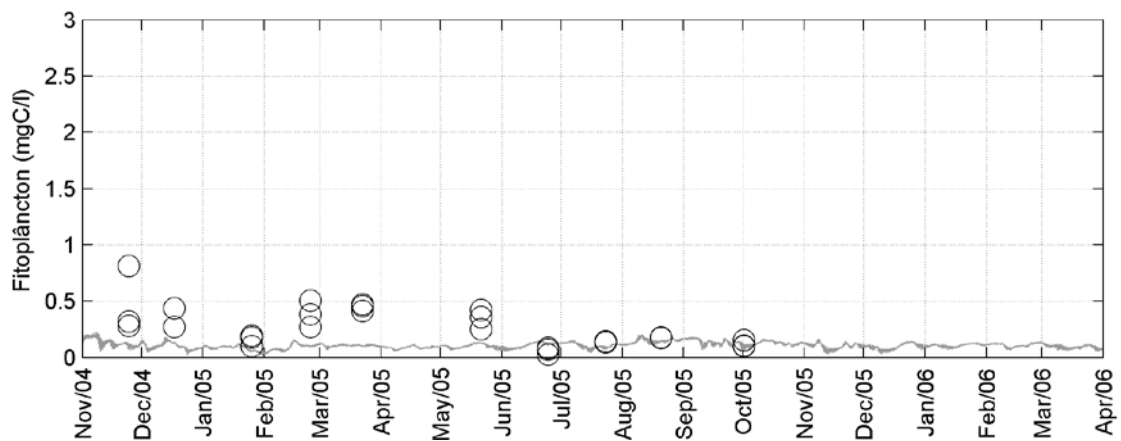


Figura B 160. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 04 (círculo).

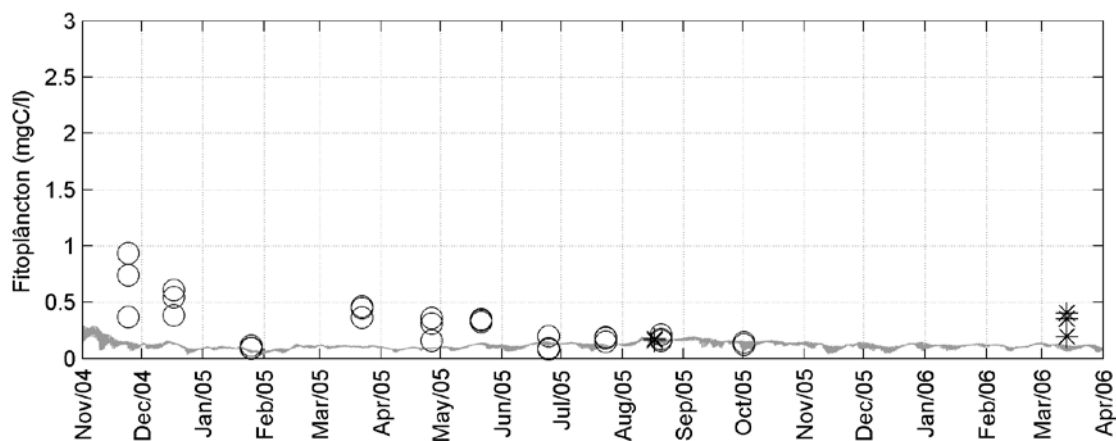


Figura B 161. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 05 (círculo) e ECOMANAGE 01 (asterisco).

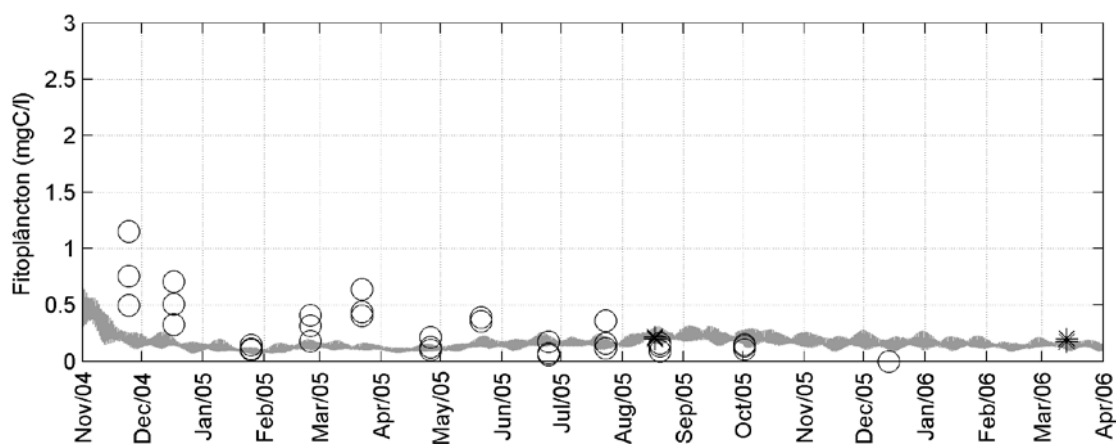


Figura B 162. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 06 (círculo) e ECOMANAGE 02 (asterisco).

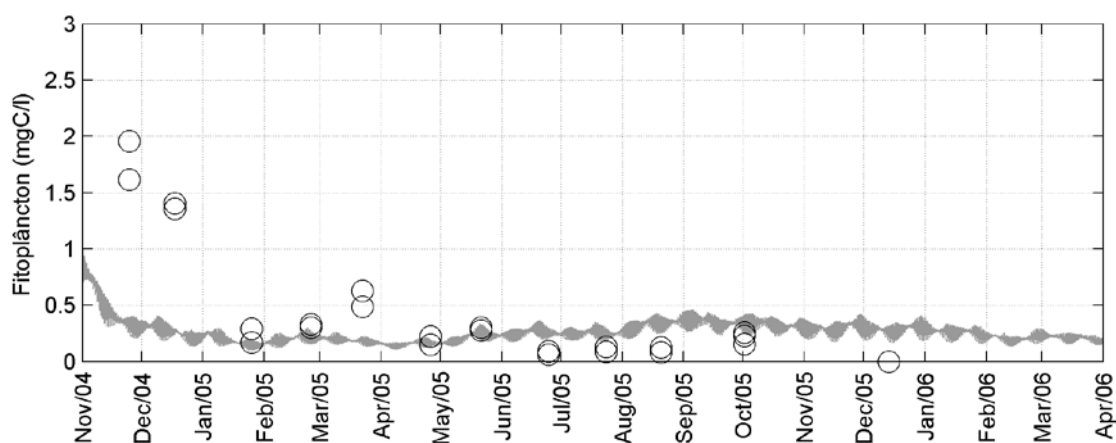


Figura B 163. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOSAN 07 (círculo).

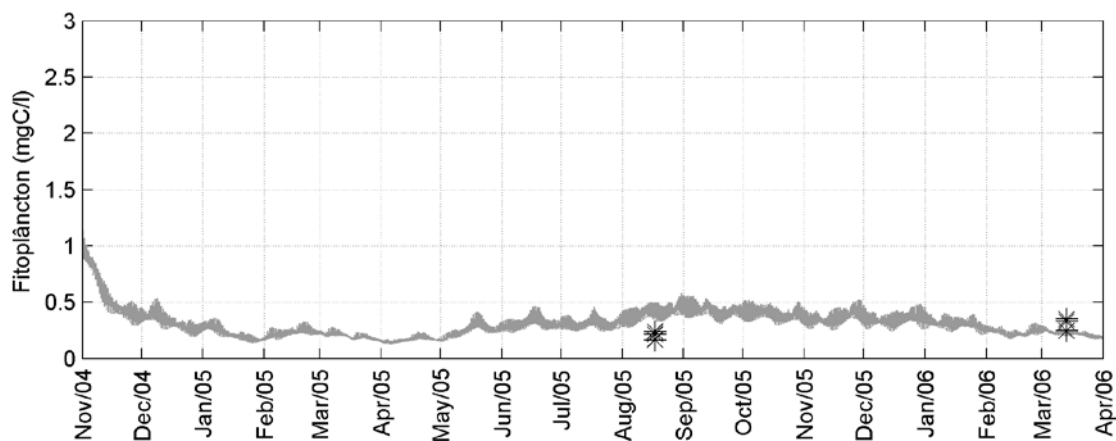


Figura B 164. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 03 (asterisco).

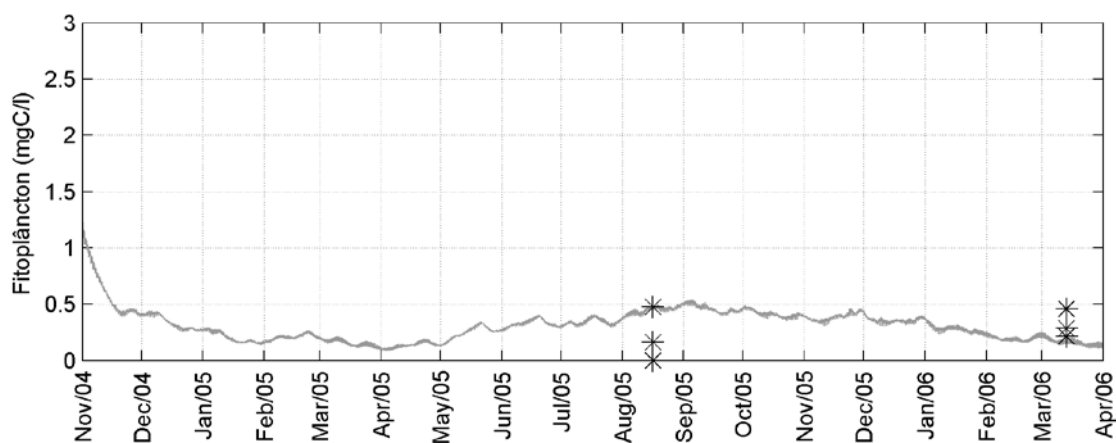


Figura B 165. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 04 (asterisco).

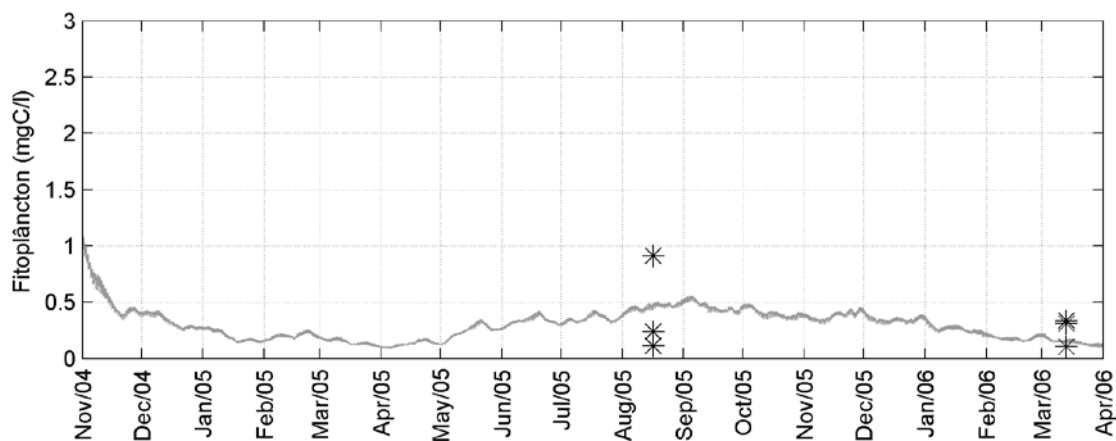


Figura B 166. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 05 (asterisco).

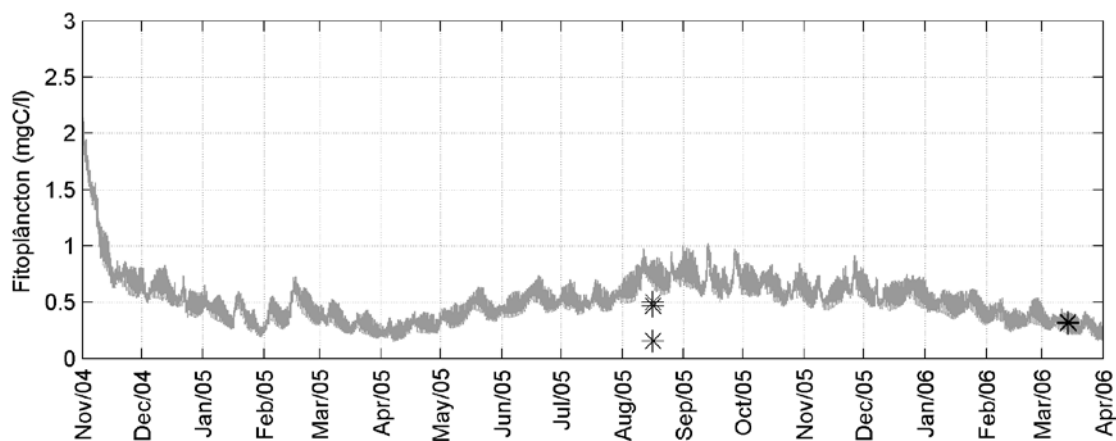


Figura B 167. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 06 (asterisco).

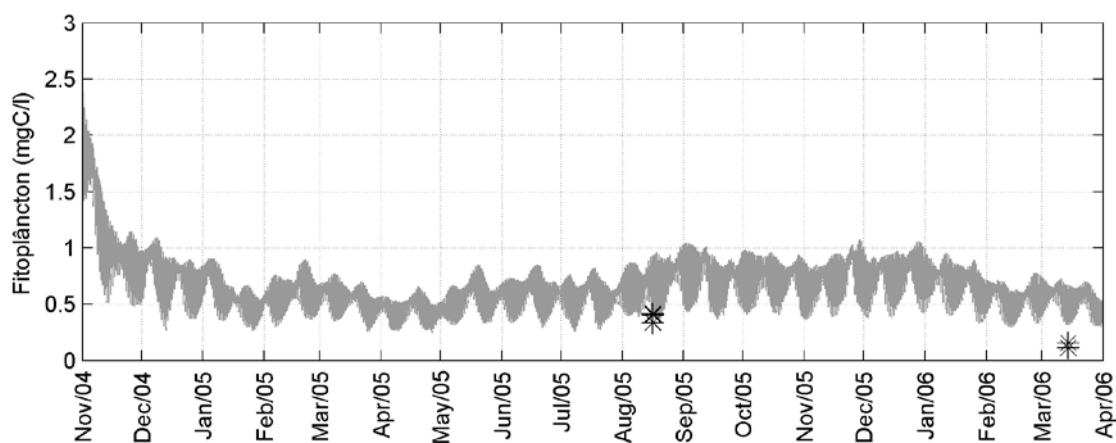


Figura B 168. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 07 (asterisco).

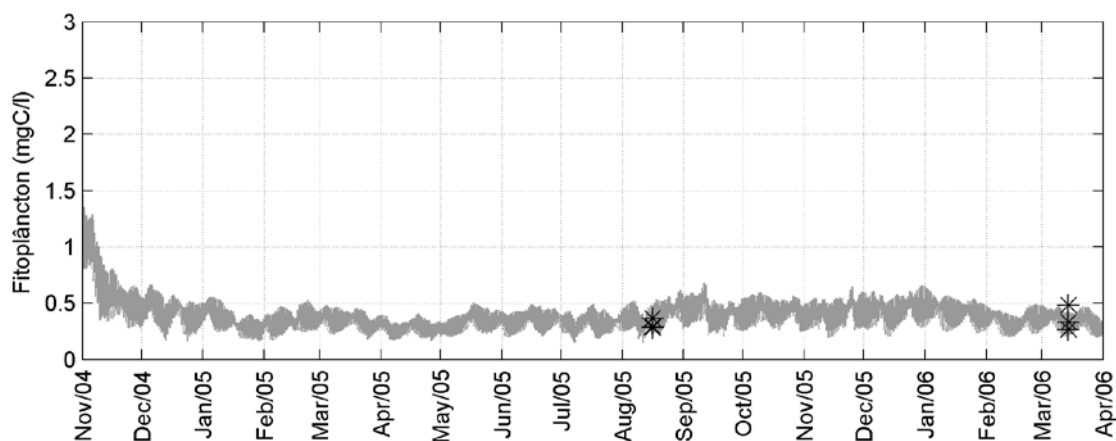


Figura B 169. Comparação entre os resultados de fitoplâncton (mgC/l) obtidos com a modelagem (em cinza) e os dados coletados para o ponto ECOMANAGE 08 (asterisco).