

**Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Tecnologia e Geociências
Departamento de Oceanografia
Programa de Pós-graduação em Oceanografia**

***Modelagem Matemática da Hidrodinâmica e da
Qualidade da Água do trecho a jusante da
Barragem do Rio Pirapama – PE, Brasil***

Josafat Marinho Falcão Neto

**Recife – PE
2002**

Josafat Marinho Falcão Neto

***Modelagem Matemática da Hidrodinâmica e Qualidade
da Água do trecho a jusante da Barragem do Rio
Pirapama – PE, Brasil***

Dissertação apresentada
ao Programa de Pós-
graduação em Oceanografia da
Universidade Federal de
Pernambuco, como parte dos
requisitos para obtenção do
grau de Mestre em Ciências,
na área de Oceanografia
Abiótica (Física).

Orientador: Moacyr Cunha de Araújo Filho

**Recife – PE
2002**

**Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Tecnologia e Geociências
Departamento de Oceanografia
Programa de Pós-graduação em Oceanografia**

**Modelagem Matemática da Hidrodinâmica e da
Qualidade da Água do trecho a jusante da Barragem do
Rio Pirapama – PE, Brasil**

por

Josafat Marinho Falcão Neto

Dissertação defendida e aprovada pela comissão
examinadora abaixo assinada:

Dr. Moacyr Cunha de Araújo Filho

Dra. Carmen Medeiros de Queiroz

Dr. William Severi

Recife, 25 de março de 2002

AGRADECIMENTOS (ou “As linhas que de fato me pertencem”)

Quando eu estava ainda no começo do curso, lá pelos idos de 2000, eu recebi a recomendação de cursar uma disciplina que iria me ensinar como fazer uma boa pesquisa. O nome era “Metodologia Científica” e quem a ministrava era a Profª Lília Santos, numa sexta à tarde, exatamente como esta em que escrevo estas linhas.

Numa daquelas aulas, surgiu a discussão da diferença entre Tese e Dissertação. Depois de muita discussão e algum consenso, a definição de Dissertação que saiu foi algo como “uma contribuição à Ciência”, enquanto que a Tese seria algo como “uma inovação para a Ciência”.

E, cá pra nós, essa definição foi bem interessante porque condensou em poucas palavras um turbilhão (essa palavra é a cara de Moa!) de doutrinas e conhecimentos – e de novidades também, porque não? – às quais estávamos sendo apresentados. Foi simples e direta, sem rodeios ou coisas semelhantes.

E, sendo a Dissertação uma contribuição à Ciência, então fica claro que as palavras que seguem a partir da página um, apesar de escritas por mim, não são minhas, não mais me pertencem; elas pertencem, isso sim, à mesma Ciência que um dia abraçamos quando decidimos fazer pesquisa.

Mas já que eu consegui recolher todas essas informações e condensá-las em formato de livro – o primeiro em toda a minha vida – eu peço licença ao leitor para colocar algumas palavras de agradecimento (essas sim, minhas) às pessoas e entidades que tornaram tudo isso possível. Tentarei fazê-lo em apenas uma página, embora isto seja pouco para traduzir aquilo que devo.

Portanto, eu gostaria de agradecer, de uma forma ou outra, às seguintes pessoas ou entidades:

- A Deus, Pai generoso e bendito, que me concedeu o dom da Vida e mais tantas coisas que eu não poderia sequer imaginar, inclusive tudo isto. Como disse um amigo meu uma vez, citando a Bíblia, *“Porque tu és a minha rocha e a minha fortaleza; pelo que, por amor do teu nome, guia-me e encaminha-me”* (Sl.31:3).

- A meus pais, Taquarira e Maria, que são os melhores pais que alguém pode ter ou querer. Por tudo o que vocês representam para mim, e pelo amor que tanto nos une, muito obrigado.
- A toda a minha família, de tantas casas e lugares, avós, tios, tias, primos e um longo etc., pelo apoio e o incentivo nas horas difíceis.
- Ao meu orientador, Dr. Moacyr “Moa” Araújo, e também às Dras. Carmen Medeiros, Monica Costa, Lília Santos e Cátia Barbosa, que começaram como professores e terminaram amigos. Vocês foram parte fundamental na construção do “engenheiro ambiental” que começo a ser hoje e espero continuar a aprender com vocês por muito tempo. Foi (e é) muito bom ser parte do LOFEC/DOCEAN.
- Aos Drs. Fátima Brayner e William Severi, membros do júri, pelas sempre relevantes contribuições ao trabalho.
- Aos Drs. Sílvio Macêdo e Sérgio Peres, amigos de nossa família há muitos anos e ainda diletos professores. Muito obrigado por tudo.
- Aos colegas do Projeto Pirapama, da CPRH e da COMPESA, que sempre se mostraram extremamente atenciosos às nossas solicitações, que contribuíram com suas experiências pessoais e que concederam inclusive apoio financeiro para este trabalho.
- A Céline Stretta, Jean-Philippe Endrès e a David Lhéritier, amigos franceses que ajudaram bastante, tanto nas coletas quanto na elaboração dos diversos relatórios que dão suporte a este trabalho.
- Aos meus amigos de sempre (Júnior, Fernando, Marcus, Moa Santiago, Guilherme, Rodrigo, Sandro, Valdecy e mais), muito obrigado pelas amizades que construímos juntos nesse tempo todo.
- Aos amigos de agora, como Fábio Geber e Isaac Freitas, que foram inestimáveis em grandes partes desta pesquisa. Para mim vocês têm tanto valor como os “eleitos” daí de cima. Aproveito também para estender esse “muito obrigado” a todos os colegas do LOFEC, do Departamento de Oceanografia e especialmente a Andrew Stoddard, profundo conhecedor dos segredos dos modelos que usei, além de uma pessoa altamente generosa. Obrigado a vocês todos.

- Às queridas Cristiane, Lucíola, Mônica(s), Renata, Priscila, Juciléia, Patrícia, Lidriana, Daniele, Lydia, Carla, Catarina e Lia, por serem mulheres tão especiais e pelo privilégio de suas amizades.
- E, finalmente, mas não menos importante, um muito obrigado especial ao meu tio Luiz Marinho Falcão Filho, recentemente falecido, que soube como poucas pessoas retratar a gente simples e nobre do interior. Tudo isso fez dele próprio uma obra-prima.

Pois é. Como eu esperava, não foi possível agradecer a todos em uma única página. Mas espero que as páginas que se seguem possam ser de algum modo suficientes para que o leitor entenda a importância de cada um deles. Inclusive a sua, caro leitor, em acompanhar os resultados de nossa pesquisa.

Recife, 01-03-2002

Josafat Marinho Falcão Neto

ÍNDICE

1. Introdução	1
1.1. Introdução e Motivações	1
1.2. Modelagem Matemática de Corpos D'água	3
2. Objetivos e Justificativa do Trabalho	4
3. A Área de Estudo	7
4. Metodologia	10
4.1. Obtenção dos dados <i>in situ</i>	10
4.2. Modelo hidrodinâmico : procedimento de coleta de dados nas estações	12
4.3. Modelo de QA : pré-tratamento estatístico das séries temporais	17
4.4. Modelo de QA : cargas afluentes	18
5. O Modelo Hidrodinâmico DYNHYD5	20
5.1. Generalidades	20
5.2. Equações Básicas do Modelo Hidrodinâmico	21
5.3. Implementação das Equações	24
5.4. Ciclo iterativo do modelo hidrodinâmico	27
5.5. Parâmetros do modelo hidrodinâmico	28
6. O Modelo Numérico WASP5	39
6.1. Generalidades.	39
6.2. Discretizações Espacial e Temporal	42
6.3. O Esquema de Transporte do WASP5	45
6.4. Variáveis de Estado do Modelo WASP5	45
6.5. Princípios e Equações Básicas do Modelo WASP5	47
6.6. Balanços e Processos usados pelo modelo	50
7. Resultados e Discussão	68
7.1. Cenários de Simulação	68

7.2. Resultados do modelo hidrodinâmico: algumas considerações prévias _____	70
7.3. Calibração e validação do modelo hidrodinâmico DYNHYD5. O coeficiente de Manning (n). _____	71
7.4. Modelo hidrodinâmico – marés de sizígia _____	77
7.5. Modelo hidrodinâmico – sizígia x quadratura _____	89
7.6. Síntese dos resultados hidrodinâmicos _____	97
7.7. Resultados do modelo de QA: algumas considerações prévias _____	98
7.8. Modelo de QA – calibração e validação _____	99
7.9. Modelo de QA – marés de sizígia _____	102
7.10. O índice ACQUA _____	117
7.11. Modelo de QA – sizígia x quadratura _____	122
7.12. Síntese dos resultados de qualidade da água _____	132
8. Conclusões e Recomendações _____	134
9. Referências _____	137

Apêndice A: Cenários

Apêndice B: O Índice ACQUA

Anexo A: Solução Numérica

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Localização da Bacia do Rio Pirapama (Fonte: CPRH)	2
Figura 2.1. Esquema sinóptico do Sistema WASP5: utilizados os módulos em azul escuro .	5
Figura 3.1. Bacia do Rio Pirapama: as estações em vermelho são pontos de coleta da COMPESA (Fonte: CPRH – Projeto Pirapama).	9
Figura 4.1. Fluxograma das campanhas realizadas no SEP.	10
Figura 4.2. Mapa da área de estudo e das estações de coleta (Fonte: CPRH).	12
Figura 4.3. Salinidade nas estações 1 a 7 do SEP, para cada estágio de maré (a seta amarela indica o limite de intrusão salina).	13
Figura 4.4. Coeficientes de Correção de Maré.	15
Figura 4.5. Evolução da maré no Estuário do Rio Pirapama e alturas corrigidas para cada uma das estações dentro do limite de intrusão salina.	16
Figura 5.1. Aceleração gravitacional (baseado em Ambrose et al., 1993a).	22
Figuras 5.2 e 5.3. Acelerações friccional e eólica (baseadas em Ambrose et al., 1993a).	23
Figura 5.4. Correlação dos elementos matemáticos e numéricos com o processo de simulação (baseada em Ambrose et al., 1993a).	25
Figura 5.5. Esboço dos parâmetros de junção usados pelo modelo (baseado em Ambrose et al, 1993a)	30
Figura 5.6. Diagrama esquemático dos parâmetros geométricos de um canal (baseada em Ambrose et al., 1993a)	33
Figuras 5.7 e 5.8. Parâmetros utilizados para o cálculo do RLC e do RAS.	34
Figura 5.9. Aproximação Linear por Segmentos (ALS, baseado em Ambrose et al., 1993a)	35
Figura 5.10. Funções médias e variáveis de maré (baseado em Ambrose et al, 1993a)	36
Figura 6.1. Exemplo de discretização espacial no modelo WASP5.	42
Figura 6.2. Fluxograma do submodelo EUTRO5 (baseada em Ambrose et al, 1993b).	46
Figura 6.3. Convenção de eixos coordenados usada no submodelo EUTRO5 (baseada em Ambrose et al, 1993b)	48
Figura 7.1. Diagrama Unifilar do SEP.	73

Figuras 7.2a e 7.2b. Calibração e validação do modelo hidrodinâmico utilizando velocidades (período chuvoso). Cenários: IN-SZ00 (calibração) e IN-QT00 (validação).	75
Figuras 7.2c e 7.2d. Calibração e validação do modelo hidrodinâmico utilizando velocidades (período seco). Cenários: VE-SZ00 (calibração) e VE-QT00 (validação).	76
Figuras 7.3a e 7.3b. Comparação entre velocidades: cenários IN-SZ00 e IN-SZ1A / 3A.	78
Figuras 7.4a e 7.4b. Comparação entre profundidades: cenários IN-SZ00 e IN-SZ1A / 3A.	80
Figuras 7.5a e 7.5b. Comparação entre velocidades: cenários VE-SZ00 e VE-SZ1A / 3A.	84
Figuras 7.6a e 7.6b. Comparação entre profundidades: cenários VE-SZ00 e VE-SZ1A / 3A.	85
Figuras 7.7a e 7.7b. Comparação entre velocidades: cenários IN-SZ1A / 3A e VE-SZ1A / 3A.	87
Figuras 7.8a e 7.8b. Comparação entre profundidades: cenários IN-SZ1A / 3A e VE-SZ1A / 3A.	88
Figuras 7.9a e 7.9b. Comparação entre velocidades: cenários IN-SZ1A / 3A e IN-QT1A / 3A.	90
Figuras 7.10a e 7.10b. Comparação entre profundidades. Cenários: IN-SZ1A / 3A e IN-QT1A / 3A.	92
Figuras 7.11a e 7.11b. Comparação entre velocidades: cenários VE-SZ1A / 3A e VE-QT1A / 3A.	94
Figuras 7.12a e 7.12b. Comparação entre profundidades: cenários VE-SZ1A / 3A e VE-QT1A / 3A.	96
Figuras 7.13a a 7.13c. Calibração do Modelo de QA para OD, $DBO_{5,20}$ e FID. Cenário: IN-SZ00	100
Figuras 7.14a a 7.14c. Validação do Modelo de QA para OD, $DBO_{5,20}$ e FID. Cenário: VE-SZ00	101
Figuras 7.15a a 7.15c. Comparação de OD entre os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.	103
Figuras 7.16a a 7.16c. Comparação de $DBO_{5,20}$ entre os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.	105
Figuras 7.17a a 7.17c. Comparação de FID entre os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.	106

Figuras 7.18a a 7.18c. Comparação de OD entre os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.	108
Figuras 7.19a a 7.19c. Comparação de $DBO_{5,20}$ entre os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.	110
Figuras 7.20a a 7.20c. Comparação de FID entre os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.	111
Figuras 7.21a e 7.21b. Comparações de OD entre os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.	113
Figuras 7.22a e 7.22b. Comparações de $DBO_{5,20}$ entre os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.	114
Figuras 7.23a e 7.23b. Comparações de FID para os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.	116
Figuras 7.24a a 7.24c. Comparações do Índice ACQUA para os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.	118
Figuras 7.25a a 7.25c. Comparações do Índice ACQUA para os cenários IN-QT00, IN-QT1A e IN-QT3A.	119
Figuras 7.26a a 7.26c. Comparações do Índice ACQUA para os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.	120
Figuras 7.27a a 7.27c. Comparações do Índice ACQUA entre os cenários VE-QT00, VE-QT1A e VE-QT3A.	121
Figuras 7.28a a 7.28b. Comparações de OD entre os cenários IN-QT3A e IN-SZ3A.	123
Figuras 7.29a a 7.29b. Comparações de $DBO_{5,20}$ entre os cenários IN-QT3A e IN-SZ3A.	124
Figuras 7.30a a 7.30b. Comparações de FID entre os cenários IN-QT3A e IN-SZ3A.	126
Figuras 7.31a a 7.31b. Comparações de OD entre os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A.	128
Figuras 7.32a e 7.32b. Comparações de $DBO_{5,20}$ entre os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A.	130
Figuras 7.33a a 7.33b. Comparações de FID para os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A.	131

RESUMO

Períodos sazonais de estiagem, associados aos elevados níveis de comprometimento da qualidade da água de seus recursos hídricos, têm gerado períodos de redução e até mesmo de desabastecimento de água na Região Metropolitana do Recife (RMR). A recente construção da Barragem do Rio Pirapama vem tentar solucionar parte dos problemas atuais de escassez de oferta d'água para a RMR. Este estudo utiliza uma aproximação unidimensional longitudinal para examinar as alterações na hidrodinâmica e na qualidade da água, após a formação do reservatório, do trecho do rio Pirapama situado a jusante do barramento até a região estuarina. Dados físicos e biogeoquímicos obtidos *in situ* foram utilizados para calibrar e validar, respectivamente, os modelos numéricos DYNHYD5 e EUTRO5. Uma vez aferidos, os modelos foram utilizados para examinar diversos cenários, considerando-se variáveis hidrológicas (períodos seco e chuvoso), oceânicas (marés de sizígia e quadratura) e da qualidade da água liberada através das estruturas do barramento (através de vertedouros ou descarregadores de fundo). Os resultados hidrodinâmicos constataram diversos pontos onde a lâmina d'água é bastante rasa – o que compromete o fluxo natural do rio e concentra cargas poluentes –, além de regiões no estuário onde há um aumento considerável de intrusão oceânica, o que pode afetar drasticamente o equilíbrio deste ecossistema. Além disso, foi verificado que as condições hidrodinâmicas e de qualidade da água são sistematicamente piores no período seco do que no período chuvoso. No que se refere à qualidade da água liberada através das estruturas do barramento, foi constatado que a utilização de descarregadores de fundo é a condição mais crítica para as regiões mais a montante do sistema, deteriorando significativamente a qualidade da água no trecho entre o barramento e a cidade do Cabo de Santo Agostinho. Também foi observado que os principais pontos de lançamento de efluentes tendem a comprometer seriamente a qualidade das águas a jusante dos lançamentos, além da região estuarina adjacente.

ABSTRACT

Seasonal drought periods, associated with highly impaired water quality levels, led the Pernambuco State Government to impose drastic reductions in Recife Metropolitan Area (RMR) water supply. Recently, construction of Pirapama River Dam is intended to solve part of the current lack of regular water supply to RMR. This study utilises a longitudinal, one-dimensional approach to examine alterations on hydrodynamics and water quality features in a region of Low Pirapama River comprised between the dam and the estuary after filling and formation phases of the reservoir lake. Physical and biogeochemical, *in situ*-obtained data were utilised to calibrate and validate numerical models DYNHYD5 and EUTRO5. Once these stages were completed, models were utilised to examine several scenarios by considering hydrological (dry and rainy seasons), oceanic (spring and neap tidal periods) and operational variables (concerning water released from the upstream reservoir pool by using spillways or bottom outlets). Hydrodynamical results showed that there are several places where river depth is too shallow – which interferes in river natural flow and concentrates pollutant loads. Moreover, a considerable increase of oceanic intrusion flows at the lowest portions of the estuary was noticed – which can affect dramatically ecosystem equilibrium. It was also observed that hydrodynamical and water quality conditions are systematically worst in dry season than in rainy season. When considering quality of water released by hydraulic structures from the dam, it was evidenced that utilisation of bottom outlets is the most critical condition to the near-dam portions of this system, by deteriorating water quality significantly between Pirapama River Dam and Cabo de Santo Agostinho Municipality. It was also observed that the major effluent-load releasing points tend to impair water quality seriously downstream and at the adjacent estuarine region.

1. Introdução

1.1. *Introdução e Motivações*

A Região Nordeste do Brasil (NEB) é historicamente marcada por períodos de moderada a longa estiagem, sejam eles cíclicos (como os eventos resultantes do *El Niño*) ou não. A Região Metropolitana do Recife (RMR), localizada na NEB, formada por 13 cidades e habitada por cerca de 3,3 milhões de pessoas (IBGE, 2001), está portanto sujeita ao mesmo problema (JC, 1998a, c). Conseqüentemente, as dificuldades de captação hídrica, aliadas aos baixos índices de qualidade da água (QA) de alguns corpos d'água superficiais e subterrâneos, bem como ao desperdício verificado na região (JC, 1998b), conduziram à necessidade de períodos de racionamento no abastecimento de água potável da RMR. Tal iniciativa trouxe problemas de ordem social e econômica (JC, 2001; DP, 2000), na medida em que causou transtornos em diversos níveis e setores.

O Governo do Estado de Pernambuco, através da Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA), procurou aumentar a oferta de água potável na RMR através da construção da Barragem do Rio Pirapama (COMPESA/GEOSISTEMAS, 2000; CPRH/DFID, 2000; DP, 2001a, b). A localização da Bacia do Rio Pirapama pode ser vista na Figura 1.1. Entretanto, o barramento do curso d'água pode contribuir negativamente, do ponto de vista ambiental, para o trecho do rio situado a jusante da Barragem (Sistema Estuarino Pirapama – SEP). Dependendo do grau de regularização das vazões de montante proporcionado pelo barramento, o avanço do mar pode tornar-se mais significativo, induzindo processos de erosão costeira e de aumento de salinidade na região estuarina. Tal mudança poderia comprometer as condições de sobrevivência de numerosas espécies vegetais e animais do estuário, além de causar possíveis impactos negativos nas cadeias alimentar e econômica das populações humanas próximas ao local.

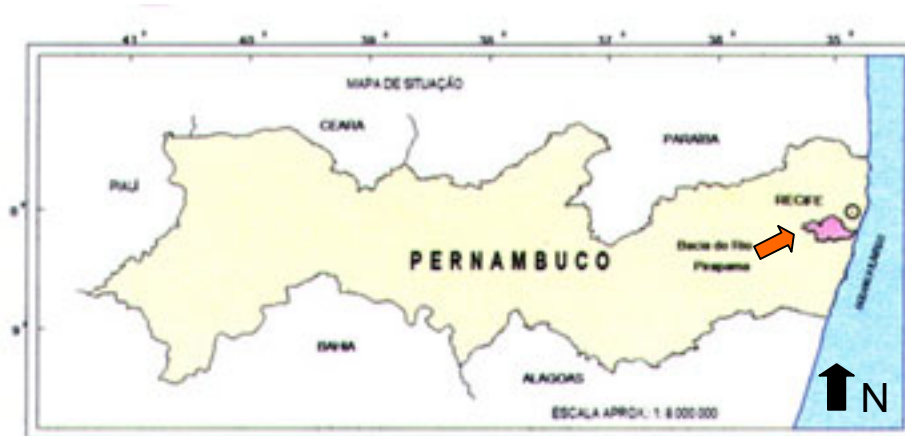


Figura 1.1. Localização da Bacia do Rio Pirapama (Fonte: CPRH)

Além disso, as etapas iniciais de formação e enchimento de reservatórios são caracterizadas em geral por um acentuado processo de mineralização da matéria orgânica (seja ela de origem autóctone ou alóctone), provocando um aumento na concentração de nutrientes no meio líquido. Este mecanismo pode levar a uma redução drástica dos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e a um estado de eutrofização e estratificação das águas, provocando ainda outros fenômenos como a floração repentina de algas (denominados *blooms*), verificados nas regiões mais superficiais do reservatório (Araújo, 1991). Outras fontes importantes de nutrientes e de matéria orgânica são os lançamentos devidos ao esgoto não-tratado das cidades e vilas cuja drenagem destina-se ao rio, assim como o aporte por escoamento de fertilizantes e defensivos agrícolas usados na agricultura. Um outro fator relevante seria o do aumento do material em suspensão devido à erosão dos solos desnudos das áreas de lavoura de cana-de-açúcar, o que, além de diminuir a transparência das águas e dificultar a absorção luminosa, tende a provocar o assoreamento do corpo d'água em grandes quantidades (CPRH/DFID, 1998).

Todas estas condições desfavoráveis, portanto, concorrem para depreciar ainda mais o estado atual das regiões estuarinas, que são em geral bastante sensíveis a modificações em sua dinâmica (Thurman, 1996).

1.2. Modelagem Matemática de Corpos D'água

De maneira geral, modelos têm sido usados extensivamente por mais de 50 anos para responder questões relativas à hidrodinâmica e à qualidade das águas de sistemas geofísicos superficiais. Hoje em dia, eles são usados para investigar e avaliar virtualmente todo tipo de problema relacionado a estes tópicos, prestando-se, entre outras, a simulações de cenários atuais e futuros. Modelos conceituais, lógicos, matemáticos ou de qualquer outro tipo, entretanto, não deixam de ser representações simplificadas da realidade (Bobba et al., 2000). Sua utilização como uma ferramenta eficaz na formulação e solução de problemas relativos à poluição em corpos d'água é relativamente recente, tendo sido utilizada intensivamente apenas a partir da década de 1970 (Orlob, 1983). Desde então, o aumento da capacidade de processamento dos computadores, bem como do conhecimento dos processos hidrodinâmicos e biogeoquímicos relacionados, vem continuamente permitindo a resolução numérica de problemas cada vez mais complexos.

Em muitos casos, a definição do modelo matemático a ser utilizado é justificada pelas dificuldades de ordem técnica e econômica para a realização de campanhas de coleta de dados em campo. Ainda assim, não há como os modelos substituírem inteiramente os trabalhos de campo, visto que existe sempre a necessidade dos dados experimentais para subsidiarem as fases de calibração e validação dos mesmos (Araújo & Jørgensen, 1988). A interação entre dados (coletados em campo e/ou obtidos em literatura) e modelagem matemática resulta, portanto, na possibilidade concreta da reprodução das condições reais do sistema por parte do modelo; isto confere ao modelista/usuário o poder de elaborar, implementar e avaliar o impacto de diferentes cenários atuais e futuros. Assim, os modelos matemáticos calibrados e validados podem servir como ferramentas eficazes de gerenciamento do sistema natural.

2. Objetivos e Justificativa do Trabalho

Segundo o documento *Agenda 21 – Plano de Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Pirapama*, a demanda da água do SEP é hoje bastante elevada, apresentando ainda uma nítida tendência progressiva de aumento (CPRH/DFID, 2000). Os usos conflituosos da água (principalmente consumos humano e industrial) se somam aos problemas crônicos de poluição, contaminação, desperdício e desmatamento de matas ciliares e regiões remanescentes da Mata Atlântica. Todos estes fatores, em conjunto ou isoladamente, produzem um quadro de escassez e má utilização dos recursos hídricos disponíveis, o que praticamente obriga à racionalização no uso dos mesmos.

As deficiências nos setores de abastecimento de água e saneamento básico, por exemplo, induzem ao surgimento e à disseminação de doenças nas áreas circunvizinhas – como a esquistossomose, registrada como endemia nas localidades rurais do SEP (CPRH/DFID, 2000).

As atividades industriais são responsáveis pelo lançamento de resíduos sólidos e líquidos que geram impactos ambientais negativos na Bacia do Rio Pirapama. Dentre estas atividades, destaca-se a agroindústria canavieira e um de seus efluentes, o vinhoto (CPRH/DFID, 1998). Este subproduto é usado na fertirrigação das próprias lavouras de cana-de-açúcar, o que certamente irá influenciar o processo de eutrofização das águas represadas.

Conforme mencionado anteriormente, ainda há o risco do barramento do rio, pela regularização e conseqüente redução da vazão, agravar os conflitos pela demanda hídrica nas regiões do SEP, onde seu uso se faz de forma mais intensiva. A cidade do Cabo de Santo Agostinho constitui-se em um exemplo concreto por abrigar, além de um Distrito Industrial, cerca de 150 mil habitantes (IBGE, 2001). Na mesma proporção, os processos de erosão costeira podem se agravar e afetar o equilíbrio ecológico do estuário e dos seus manguezais, que são protegidos por lei. Este ecossistema, além de funcionar como proteção costeira, também funciona como berçário para a reprodução das espécies dos ecossistemas marinhos, contribuindo para o equilíbrio ambiental e também

como fonte de recursos para a subsistência das comunidades ribeirinhas (CPRH/DFID, 2000).

O objetivo principal do trabalho é utilizar uma abordagem determinística capaz de analisar os aspectos hidrodinâmicos e de qualidade da água do trecho do rio Pirapama situado a jusante da Barragem do Rio Pirapama, com vistas à avaliação das alterações decorrentes da implantação do barramento no sistema.

Como objetivo complementar, este estudo pretende fornecer uma ferramenta de gerenciamento calibrada e validada para o SEP. Esta ferramenta poderá ser utilizada a partir de então na análise de cenários atuais e de situações futuras decorrentes das ações antrópicas impostas ao SEP.

Para tanto, foi empregado o sistema de modelos matemáticos WASP5 (Ambrose et al., 1993a; 1993b, 1993c), que vem sendo utilizado para analisar a dinâmica de QA não apenas de rios e estuários, mas também de outros cursos d'água como lagos, lagoas, reservatórios e águas costeiras, empregando-se a metodologia de compartimentos dinâmicos (SMIC/USGS, 1999).

O sistema WASP5 é composto por dois modelos denominados DYNHYD5 e WASP5, que tratam, respectivamente, das características hidrodinâmicas e de QA do corpo d'água (Figura 2.1). O modelo WASP5 é ainda subdividido em dois submodelos: o EUTRO5 – que analisa os principais mecanismos influentes na QA de sistemas superficiais – e o TOXI5 – que trata da dinâmica de compostos químicos tóxicos e de metais pesados.

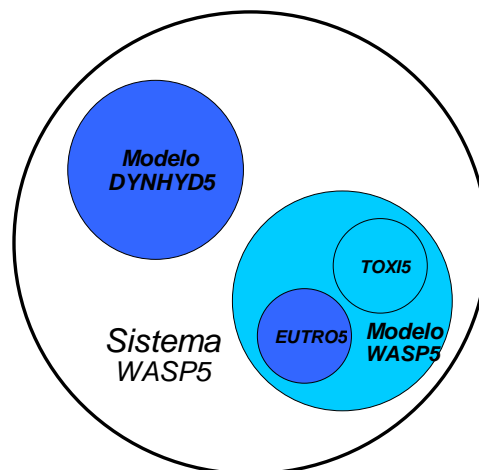


Figura 2.1. Esquema sinóptico do Sistema WASP5: utilizados os módulos em azul escuro.

Deste ponto em diante, o Sistema WASP5 – que congrega ambos os modelos DYNHYD5 e o homônimo WASP5 – será textualmente citado como “*Sistema WASP5*”. O uso da nomenclatura “*WASP5*” (isoladamente), ficará restrito, portanto, apenas ao modelo de QA.

3. A Área de Estudo

A Bacia do Rio Pirapama situa-se na porção centro-sul da RMR e da Zona da Mata Pernambucana, entre as latitudes 8° 07' 29" e 8° 21' 00" S e as longitudes 34° 56' 20" e 35° 23' 13" W. Este é limitado ao norte pelas bacias dos rios Jaboatão e Tapacurá, a oeste pela bacia do rio Ipojuca, ao sul pelas bacias dos rios Ipojuca e Massangana e a leste com o Oceano Atlântico (Silva, 2000). Sua nascente está localizada no município de Pombos (Agreste Pernambucano), a aproximadamente 450 m de altitude. O Pirapama percorre cerca de 80 km de extensão até desaguar no rio Jaboatão, entre os municípios de Cabo de Santo Agostinho e Jaboatão dos Guararapes (CPRH, 2000). Sua rede hidrográfica tem como principais tributários da margem esquerda os rios Gurjaú – o mais importante –, Cajabuçu e Arariba e os riachos dos Macacos e Arandu. Na margem direita, destacam-se os riachos Santa Amélia, Utinga de Cima e Camaçari (Figura 3.1).

A despeito das grandes descargas de resíduos domésticos e industriais recebidos pelo SEP, as regiões mais baixas e próximas à costa são rodeadas por manguezais relativamente bem preservados e com beleza cênica marcante. As marés no seu estuário são semidiurnas, com variações médias de altura de 1,3 m, nos períodos de quadratura, e 1,8 m, nos períodos de sizígia (Stretta, 2000).

As vazões médias afluentes ao SEP, incluindo os valores percentuais antes e após o barramento do rio, aparecem na Tabela 3.1, cuja metodologia de cálculo pode ser encontrada no documento *Dinâmica do Baixo-Pirapama (jusante futura represa) – Relatório Técnico I* (COMPESA/FADE, 2000a).

Tabela 3.1. Vazões médias afluentes ao SEP, antes e após o barramento, com percentual.

Período	Situação	$Q_{média} (m^3 s^{-1})$	Redução (%)
Seco	Sem barramento	6,9	65,2
	Com barramento	2,4	
Chuvoso	Sem barramento	14,8	32,4
	Com barramento	10,0	

O clima é tipicamente tropical, quente e úmido, com a temperatura variando na faixa dos $26 \pm 2,8^{\circ}\text{C}$. A precipitação e a evaporação médias anuais no SEP ficam em torno de 1500 mm e 1200 mm, respectivamente (Stretta, 2000).

Quanto ao regime de chuvas, a região possui dois períodos bem definidos: o *seco* – entre os meses de setembro de um determinado ano e março do ano seguinte, quando a precipitação média mensal é menor do que 60 mm e a evaporação excede a precipitação – e o *chuvoso*, entre os meses de março e setembro de um mesmo ano, no qual o balanço hidrológico é positivo.

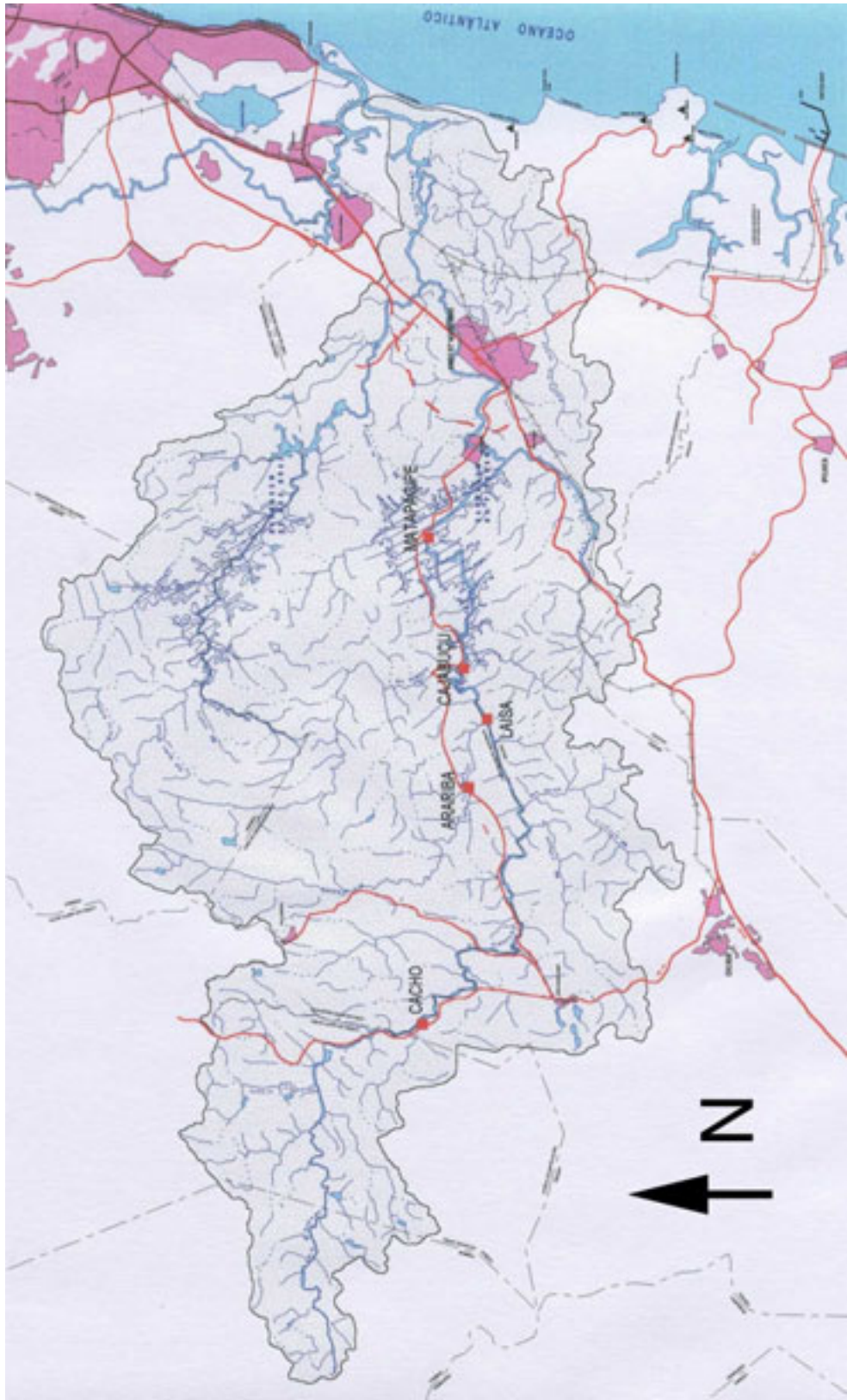


Figura 3.1. Bacia do Rio Pirapama: as estações em vermelho são pontos de coleta da COMPESA (Fonte: CPRH – Projeto Pirapama).

4. Metodologia

4.1. Obtenção dos dados *in situ*

As campanhas de coleta de dados *in situ* foram realizadas classificando-as de acordo com as variáveis sazonal¹ (período seco ou chuvoso), astronômica (marés de sizígia ou quadratura) e considerando os estágios de maré de sizígia ou de quadratura (preamar, vazante, baixa-mar ou enchente). A Figura 4.1 e a Tabela 4.1 descrevem sucintamente o cronograma das atividades de campo.

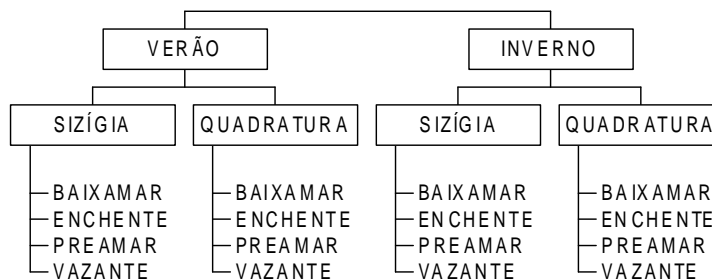


Figura 4.1. Fluxograma das campanhas realizadas no SEP.

O rio foi dividido em seções transversais, selecionadas ao longo da área de estudo, com o intuito de determinar os parâmetros característicos de canal, junção e segmento, que serviram como dados de entrada do modelo. Cada junção corresponde, em localização, a uma seção transversal do rio. Define-se como *canal* o trecho do rio compreendido entre duas junções e como *junção* uma unidade volumétrica, que age como um receptáculo para a água transportada pelos canais que estão ligados à mesma.

A principal diferença entre os conceitos de “junção” e “canal”, do ponto de vista do modelo, é que o líquido contido no sistema é armazenado unicamente pelas junções, enquanto que os canais servem apenas para o transporte do líquido entre uma junção e outra.

¹ Também denominada *sazonalidade hidrológica*.

Estes dois conceitos estão relacionados ao modelo hidrodinâmico, enquanto que o terceiro deles – o de segmento – é exclusivo do modelo de QA e será visto em mais detalhes no Capítulo 6.

Tabela 4.1. Quadro sinóptico das atividades de campo

<i>Períodos (época da coleta)</i>	<i>Medições</i>	<i>Instrumentos</i>
<i>Chuvoso (Jul – Ago 2000)</i>	Correntometria: Direção e Velocidade	Correntômetro Sensordata SD-30
	Perfis Verticais de Salinidade e Temperatura	CTD SeaCat SBE-19
	Batimetria em 28 seções transversais no canal do SEP	Ecobatímetro Humminbird
<i>Seco (Fev – Mar 2001)</i>	Posicionamento das seções	GPS Garmin 45-XL
	Medição auxiliar ²	Trena de 45 m
	Variações de nível d'água na foz do estuário	Marégrafo SeaBird SBE-26

As campanhas consistiram em coletar todos os dados geométricos e físicos necessários ao modelo hidrodinâmico. Conforme mencionado, os dados de QA foram obtidos a partir de séries temporais de dados, disponibilizadas pela CPRH, dentro do *Plano de Monitoramento Ambiental das Bacias Fluviais da Região Metropolitana do Recife*. A Figura 4.2 mostra a localização das estações de coleta – que, para efeito deste estudo, coincidem com a localização das junções do modelo hidrodinâmico.

² Em virtude do erro intrínseco de precisão com a medição do GPS.

4.2. Modelo hidrodinâmico : procedimento de coleta de dados nas estações

- *Definição das estações de coleta*

O SEP foi dividido em 28 estações (Figura 4.2), espaçadas em aproximadamente 1 km (26 estações na calha principal, mais duas nas confluências com o rio Gurjaú e do riacho Utinga de Cima). Em cada estação foram registradas as coordenadas geográficas da estação com GPS portátil.

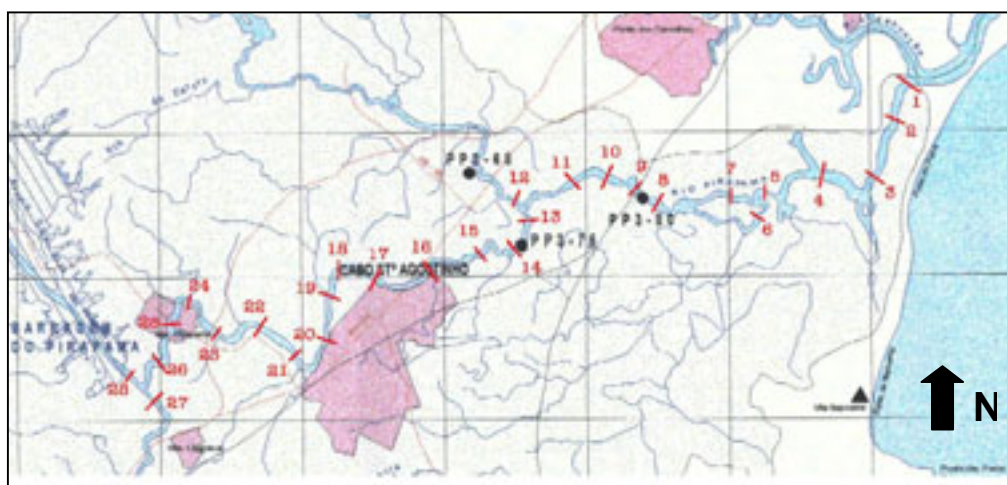


Figura 4.2. Mapa da área de estudo e das estações de coleta (Fonte: CPRH).

- *Perfis Verticais de Temperatura e Salinidade*

Foram realizados perfis verticais de temperatura e salinidade utilizando-se o perfilador CTD. Calculou-se a média dos valores verticais de salinidade obtidos com o CTD em cada estação; estas médias foram utilizadas para estimar os limites de intrusão salina.

- *Limites da intrusão salina*

Os perfis longitudinais de salinidade, bem como as medições de velocidade e as observações de campo relativas às características laterais do canal e da vegetação dominante em cada trecho, foram analisados em conjunto para estimar o limite de intrusão salina. Tal limite foi fixado inclusive levando-se em conta os diferentes estágios de maré verificados (Figura 4.3).

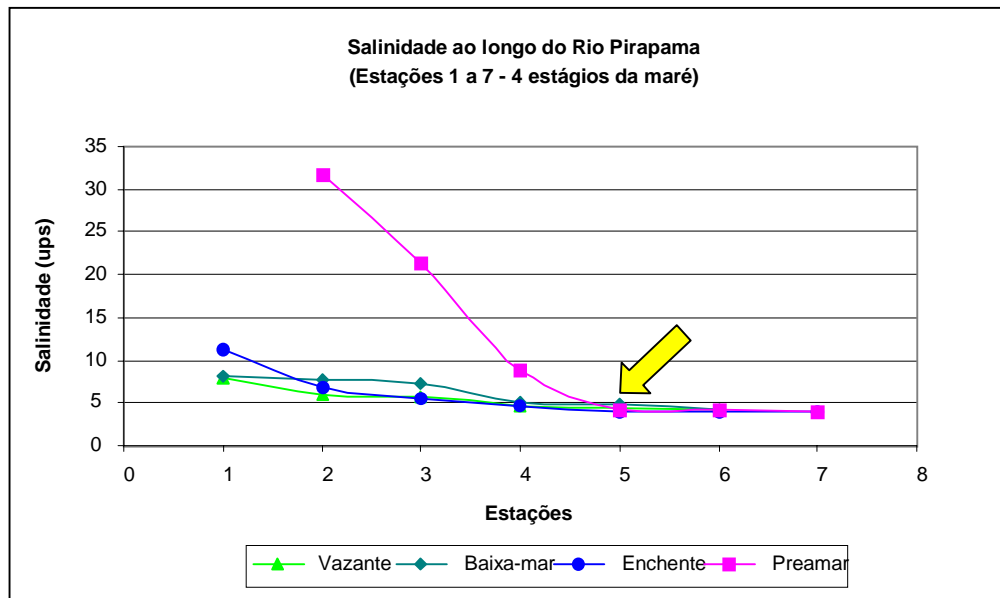


Figura 4.3. Salinidade nas estações 1 a 7 do SEP, para cada estágio de maré (a seta amarela indica o limite de intrusão salina).

- *Batimetria*

Foi realizada uma sondagem batimétrica para traçar os perfis transversais de cada uma das estações de coleta. Para diferentes valores de y (distância a partir da margem direita) a correspondente profundidade foi anotada enquanto se fazia o percurso da margem de referência à margem oposta. Dessa forma, o leito do rio foi discretizado em cada estação, permitindo o cálculo da área de cada seção transversal (S), bem como o do seu perímetro

molhado (P_w), a partir do método dos trapézios, conforme apresenta a Tabela 4.2.

Para a introdução destes parâmetros geométricos como dados de entrada do modelo, cada seção foi representada por uma série de trapézios.

Toma-se a largura da seção trapezoidal como sendo igual à da seção real³. Como o valor numérico de S é conservado, os valores de altura e largura do trapézio no fundo da calha do rio podem ser modificados para que o trapézio se ajuste da melhor forma possível à forma real do fundo.

Tabela 4.2. Método dos Trapézios.

<i>Equações</i>	<i>Diagrama dos Elementos</i>
$S_i = \frac{h_{i+1} + h_i}{2} (y_{i+1} - y_i) \quad (4.1)$	
$P_i = \sqrt{(y_{i+1} - y_i)^2 + (h_{i+1} - h_i)^2} \quad (4.2)$	
<p>Seção Transversal: $S = \sum_i S_i \quad (4.3)$</p>	
<p>Perímetro: $P = \sum_i P_i \quad (4.4)$</p>	

- *Variação do nível do mar*

O marégrafo foi posicionado na estação 1 (confluência dos rios Pirapama e Jaboatão), de forma a registrar as alturas de maré ao longo do ciclo semidiurno.

As sondagens batimétricas de campo foram obtidas em diferentes instantes. Assim, foi efetuada uma correção de maré, na qual todos os parâmetros geométricos (altura de coluna d'água, área transversal, perímetro molhado) e dinâmicos (intensidade e direção da corrente) de uma dada estação dentro da zona de intrusão salina foram adequados a um estágio de maré padrão, que foi usado como condição inicial para as simulações

³ A largura da seção real foi medida com o GPS e corrigida pelo valor da trena, quando necessário.

transientes do modelo hidrodinâmico DYNHYD5. No caso deste estudo, o estágio escolhido foi o de *enchente* e os coeficientes foram definidos por interpolação linear (Figura 4.4), ou seja, as correções geométricas foram baseadas adotando-se um comportamento linear da altura da coluna d'água no sentido mar-continente. Varrendo a faixa a partir de um (na foz do rio) a zero (no limite de intrusão salina), estes coeficientes corrigem a influência da maré em cada estação dentro do limite estipulado.

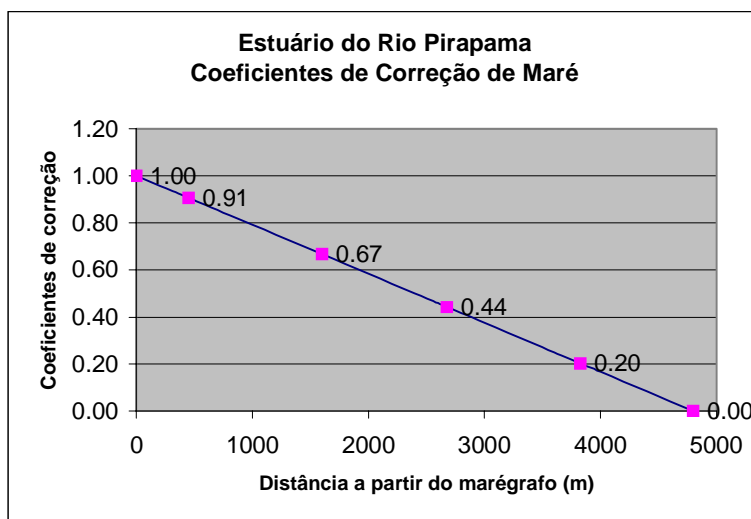


Figura 4.4. Coeficientes de Correção de Maré.

As alturas a serem somadas em cada uma destas estações e que foram afetadas pelos coeficientes de correção linear, bem como a evolução da maré no local onde o marégrafo foi instalado, estão representadas na Figura 4.5 a seguir. Uma vez que as alturas foram corrigidas (pela diferença entre a altura de maré obtida pelo marégrafo na estação 1 e a profundidade registrada em campo para cada estação – ambas comparadas no instante da medição), as áreas transversais e os perímetros molhados de cada estação puderam ser ajustados adequadamente.

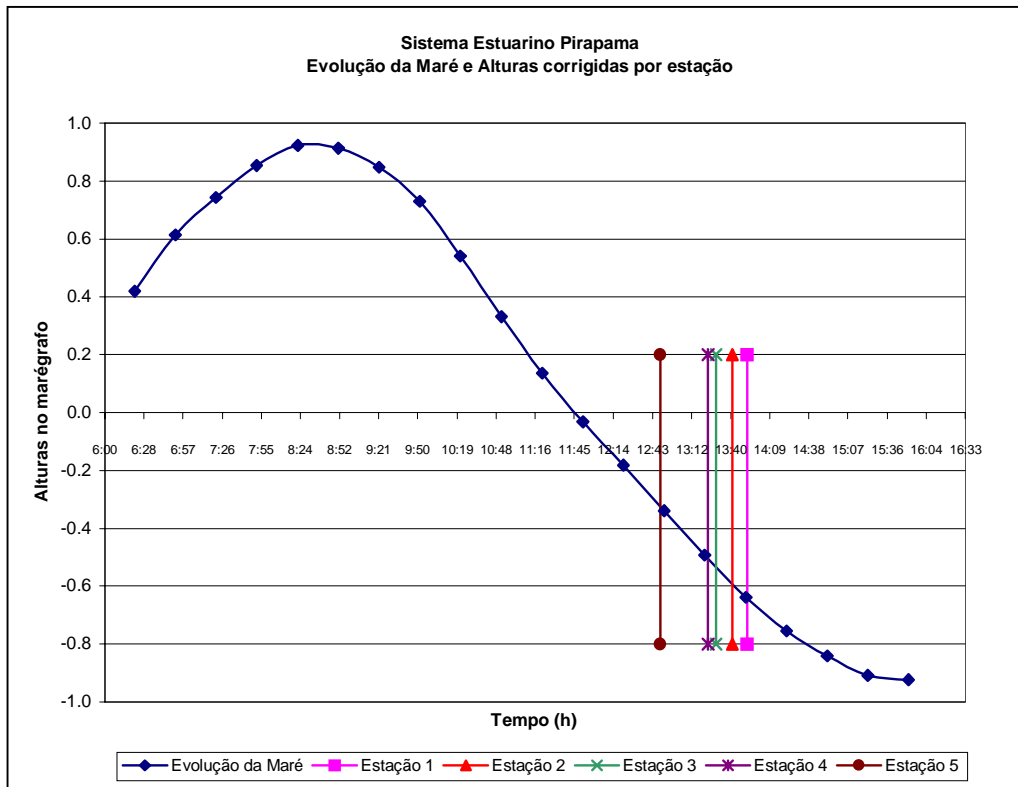


Figura 4.5. Evolução da maré no Estuário do Rio Pirapama e alturas corrigidas para cada uma das estações dentro do limite de intrusão salina.

- *Correntometria*

As medições de corrente (intensidade e direção) foram efetuadas levando-se em consideração as forçantes de sizígia e de quadratura, ou seja, onde a *amplitude de maré* (a diferença entre a preamar e a baixa-mar) é máxima ou mínima, respectivamente.

Para cada estágio da maré foi efetuada uma série de medições de corrente, sempre na mesma seqüência de estações.

Para cada série, o correntômetro registrou temperatura⁴, direção e intensidade da velocidade em duas profundidades, uma a aproximadamente 0,5 m abaixo da superfície e outra cerca de 0,5 m acima do fundo. Todos os valores medidos foram processados e em seguida utilizados de duas formas

⁴ O correntômetro *Sensordata SD-30*, além de fornecer leituras de direção e intensidade da corrente, também realiza leituras da temperatura da água para cada profundidade onde a medição é efetuada.

dentro deste trabalho: na caracterização das condições iniciais do sistema, e nas etapas de calibração e validação do modelo hidrodinâmico.

- *Condições de contorno*

As estações de contorno situadas nos limites do sistema estão descritas na Tabela 4.3 abaixo:

Tabela 4.3. Estações de contorno a limite

Estação	Localização	Tipo de Contorno
1	Confluência dos rios Jaboatão e Pirapama	Forçante oceânica a jusante
12	Confluência entre os rios Pirapama e Gurjaú	Afluência ao Pirapama (<i>inflow</i>)
27	Confluência entre o Rio Pirapama e o Riacho Utinga de Cima	Afluência ao Pirapama (<i>inflow</i>)
28	Barragem do Rio Pirapama	Fluxo regularizado a montante (<i>upstream regulated inflow</i>)

Para efeito de modelização, as vazões afluentes aos canais 27 e 28 foram somadas e lançadas no canal 28. Este artifício foi utilizado em razão de uma limitação do modelo DYNHYD5, que não permite ao mesmo tempo uma afluência longitudinal e outra lateral, como aconteceria com o canal 27 (Stoddard, 2001, comunicação pessoal).

4.3. Modelo de QA : pré-tratamento estatístico das séries temporais

Foram utilizados os dados de QA coletados mensalmente pela CPRH, no âmbito do *Plano de Monitoramento Ambiental das Bacias Fluviais da Região Metropolitana do Recife*. Os dados foram coletados em diversas estações hidrológicas e pluviométricas instaladas na rede hidrográfica da RMR. Os parâmetros analisados foram temperatura da água, OD, DBO, nitrato, amônia e fósforo inorgânico dissolvido. As estações do Plano de Monitoramento que se situam dentro dos trechos simulados e cujos dados foram disponibilizados foram as estações PP2-50 (localizada no interior do reservatório), PP3-68,

PP3-75 e PP3-80. Estas três últimas podem ser vistas na Figura 4.2, à página 12.

4.4. Modelo de QA : cargas afluentes

O esgoto doméstico produzido pela população da cidade do Cabo de Santo Agostinho – maior agrupamento urbano às margens do SEP – foi estimado considerando-se uma carga diária *per capita* de 54 g DBO hab⁻¹ dia⁻¹. Esta carga foi multiplicada pela estimativa populacional da área fornecida pelo IBGE (2001), para a obtenção da produção total diária de esgoto doméstico da localidade.

No cálculo das cargas afluentes de amônia (NH₃) e fósforo inorgânico dissolvido (FID), foram utilizados as médias dos valores verificados em literatura para as razões DBO/N_T, DBO/N_O, DBO/NH₃, DBO/P_T, DBO/P_O e DBO/FID, descritas por diversos autores e compiladas na Tabela 4.4.

Foi adotado um índice de decaimento de 0,4 para todos os constituintes do esgoto doméstico carregados sob forma difusa para o rio. Isto representa que 60% (sessenta por cento) da carga, liberada pela população, de cada um destes constituintes chega efetivamente ao rio (SEPLANDES-PE/FADE, 1999; Souza, 2000).

Do mesmo modo, foram computadas estimativas do aporte de cargas provenientes das principais indústrias situadas no trecho em estudo, de acordo com os dados disponibilizados nos documentos CPRH (1999, 2001), os quais listam as indústrias cadastradas na CPRH e autorizadas a operar na área. Nas ocasiões onde foi constatada a presença de mais de uma fonte pontual no mesmo segmento, as diversas vazões efluentes foram somadas e foram calculadas as médias ponderadas das concentrações dos seus constituintes.

Tabela 4.4. Relações entre a DBO e frações de Nitrogênio e Fósforo do esgoto doméstico

<i>Literatura</i>	<i>DBO/N_T</i>	<i>DBO/N_O</i>	<i>DBO/NH₃</i>	<i>DBO/P_T</i>	<i>DBO/PO</i>	<i>DBO/FID</i>
Babbitt & Baumann (1958)	4,0	10,0	6,7	—	—	—
Fernandes (1997)	5,0	12,5	8,3	16,7	50	25,0
Hammer (1986)	5,8	—	—	20,0	—	—
Lamb (1985)	6,0	—	—	27,0	—	—
Metcalf & Eddy, Inc. (1979)	5,5	13,8	9,2	27,5	110	36,5
Média	5,3	12,1	8,1	22,8	80	30,8

Para a estimativa das cargas provenientes do Rio Gurjaú, principal afluente ao SEP no trecho simulado, consideraram-se os aportes médios característicos dos períodos seco e chuvoso, com relação aos dados físico-químicos e de QA da Estação PP3-68 (CPRH 1998, 2000), conforme metodologia descrita no item 4.3.

Os dados da estação PP2-50 serviram como condição ao limite de montante para as simulações dos cenários atuais simulados pelo modelo de QA. Para as simulações dos cenários futuros, foram utilizadas as informações provenientes do documento *Modelagem matemática para avaliação da fertirrigação e seu impacto na qualidade da água da Barragem do Rio Pirapama – PE* (COMPESA/FADE, 2000b), através do qual foram consideradas as cargas liberadas para o trecho simulado por meio das estruturas do barramento.

Os registros de parâmetros físico-químicos e de QA obtidos nas estações PP3-75 e PP3-80 serviram para as etapas de calibração e validação do submodelo EUTRO5 à situação de estudo, conforme será descrito no Capítulo 7.

As condições ao limite de jusante do SEP foram obtidas a partir das informações relativas aos parâmetros físico-químicos e de QA, coletadas *in situ*, dentro do âmbito do projeto *Avaliação de Impactos no Estuário de Barra de Jangadas: Hidrologia e Sucessão Planctônica* (Laboratório de Oceanografia Química/DOCEAN/UFPE, dados não publicados).

5. O Modelo Hidrodinâmico DYNHYD5

5.1. Generalidades

O modelo hidrodinâmico DYNHYD5⁵, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental americana (U.S. EPA) é uma atualização de rotinas anteriores elaboradas por Ambrose et al. (1988), que, por sua vez, constituem-se em refinamentos sucessivos ao código original do *Dynamic Estuary Model* de Feigner & Harris (1970). Ele foi desenvolvido para resolver as equações diferenciais unidimensionais da continuidade (conservação do volume) e da quantidade de movimento (conservação do *momentum* linear), no âmbito de uma rede formada por junções e canais, o que permite descrever a propagação de uma onda longa através de um sistema de águas rasas. O código possui algumas hipóteses básicas, resumidas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Hipóteses básicas do modelo hidrodinâmico DYNHYD5

Hipótese	O SEP se enquadra?
Abordagem unidimensional do problema	Sim
Acelerações de Coriolis e outras normais ao fluxo são consideradas desprezíveis	Sim
Comprimento de onda da maré significativamente maior do que a profundidade do calha do rio	Sim

A Tabela 5.2, por sua vez, resume as características das principais equações consideradas.

Tabela 5.2. Resumo das características das equações principais do DYNHYD5

Equação	Conservação	Previsão
Continuidade	Volume	Alturas d'água e volumes
Quantidade de movimento	<i>Momentum</i> linear	Velocidades e fluxos d'água

Estas equações serão vistas em detalhes a seguir.

⁵ Em março de 2001, foi lançada a mais nova versão do sistema WASP, a WASP6. Maiores informações: <http://www.epa.gov/region4/water/tmdl/tools/wasp.htm>

5.2. Equações Básicas do Modelo Hidrodinâmico

5.2.1. Equação da Continuidade (EC)

A equação da continuidade baseia-se no fato de que o volume d'água deve permanecer constante dentro de um determinado canal, se não houver adição ou retirada de líquido do mesmo. Dessa forma:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = 0 \quad (5.1)$$

onde A é a área da seção transversal⁶ (m²), Q, a vazão (m³ s⁻¹), x representa o eixo longitudinal (m) e t o tempo (s).

Para canais retangulares, admite-se que a área possui largura constante, ou seja, depende apenas da altura H(x). Assim:

$$A(x) = B \cdot H(x) \quad (5.1A)$$

E portanto

$$\frac{\partial H}{\partial t} = -\frac{1}{B} \frac{\partial Q}{\partial x} \quad (5.2)$$

onde:

$\partial H/\partial t$ é a taxa de variação da cota da superfície d'água (CSA)⁷ no tempo (m s⁻¹)

$(1/B) \cdot \partial Q/\partial x$ é a taxa de variação da vazão ao longo da distância (m s⁻¹)

⁶ A partir deste ponto, todas as dimensões explicitadas estarão entre (parênteses) e utilizando o Sistema Internacional de Unidades (SI).

⁷ A expressão "cota da superfície d'água" é abreviada neste trabalho por CSA. Ver mais detalhes no item 5.5.1.

5.2.2. Equação da Quantidade de Movimento (EQM)

A equação da quantidade de movimento nada mais é do que a segunda Lei de Newton, na forma conservativa das equações diferenciais; em suma, um balanço de forças por unidade de massa. Ou seja:

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} = a_{g,\lambda} + a_f + a_{w,\lambda} \quad (5.3)$$

onde:

$$a_{g,\lambda} = -g \cdot \text{sen } S = -g \cdot \frac{\partial H}{\partial x} \quad \text{aceleração gravitacional (m s}^{-2}\text{)} \quad (5.4)$$

$$a_f = g \cdot \frac{n^2}{R^{4/3}} \cdot U \cdot |U| \quad \text{aceleração friccional (m s}^{-2}\text{)} \quad (5.5)$$

$$a_{w,\lambda} = \frac{C_d}{R} \cdot \frac{\rho_a}{\rho_w} \cdot W^2 \cdot \cos \psi \quad \text{aceleração eólica (m s}^{-2}\text{)} \quad (5.6)$$

As Figuras 5.1 a 5.3 ilustram abaixo a obtenção de cada uma destas parcelas.

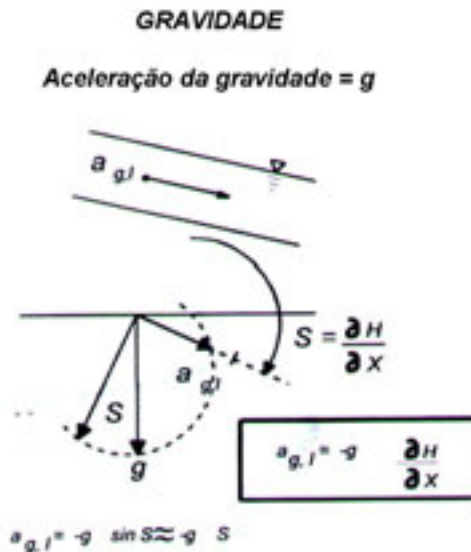
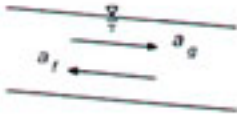


Figura 5.1. Aceleração gravitacional (baseado em Ambrose et al., 1993a).

RESISTÊNCIA FRICCIONAL

Para regime permanente

Equação de Manning : $U = \frac{R^{2/3}}{n} \sqrt{\frac{\partial H}{\partial X}}$



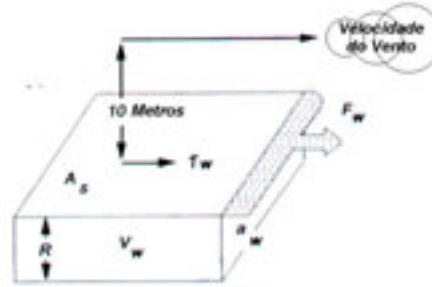
$$a_f = a_g = -g \frac{\partial H}{\partial X}$$

Para um pequeno intervalo de tempo:

$$a_f = \frac{gn^2}{R^{4/3}} \cdot U \cdot |U|$$

TENSÕES INDUZIDAS PELO VENTO

Aceleração (Intensidade)



$$\tau_w = C_d \rho_a W^2$$

$$F_w = \tau_w \cdot A_s$$

$$a_w = F_w / (V_w \cdot \rho_w)$$

$$a_w = \frac{C_d}{R} \frac{\rho_a}{\rho_w} W^2$$

$$C_d = 0.0026$$

$$\rho_a / \rho_w = 1.165 \times 10^{-3}$$

Figuras 5.2 e 5.3. Acelerações friccional e eólica (baseadas em Ambrose et al., 1993a).

Substituindo estas três últimas equações em (5.3), obtém-se:

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} = -g \frac{\partial H}{\partial x} + g \frac{n^2}{R^{4/3}} U |U| + \frac{C_d}{R} \frac{\rho_a}{\rho_w} W^2 \cos \psi \quad (5.7)$$

onde:

$\partial U / \partial t$ é o termo de inércia local ($m \text{ s}^{-2}$)

$U \partial U / \partial x$ é a aceleração de Bernoulli ($m \text{ s}^{-2}$)

ψ é o ângulo entre as direções do canal e do vento (esta, relativamente à superfície da água que se move) ($^\circ$)

R é o raio hidráulico (m)

n é o coeficiente de rugosidade de Manning ($s \text{ m}^{-1/3}$)

$\partial H / \partial x$ é a declividade ou gradiente longitudinal da linha de energia (adimensional)

H é a CSA (medida com relação a um *datum* arbitrário e conveniente; ver item 5.5.1) (m)

U é a velocidade ao longo do eixo principal do canal⁸ (m s^{-1})

C_d é o coeficiente de arrasto do vento (adimensional). O modelo assume para C_d o valor constante de 0,0026 (Ambrose et al., 1993a).

ρ_a é a densidade do ar (kg m^{-3})

ρ_w é a densidade da água (kg m^{-3}). Como padrão, tem-se que a relação adimensional ρ_a/ρ_w é igual a $1,165 \times 10^{-3}$ (Ambrose et al., 1993a).

W é a velocidade do vento, medida a uma altura de 10 m (m s^{-1})

As equações (5.2) e (5.7) formam a base do modelo hidrodinâmico. A solução destas equações fornece valores de velocidade (U) e alturas da coluna d'água (H) em todo o corpo d'água durante a simulação: valores de U e de H são calculados em pontos discretos no tempo e no espaço.

5.3. Implementação das Equações

Para a resolução numérica do sistema formado pelas equações (5.2) e (5.7) se faz necessário a formulação das mesmas usando um método numérico conveniente e compatível com a representação idealizada do sistema (número de dimensões utilizadas, rapidez e confiabilidade na convergência, simplicidade de implementação e resolução do código, etc.). O modelo hidrodinâmico, assim como o de QA, utiliza o método das diferenças finitas na sua forma explícita.

Este método tem, entre suas principais características, a simplicidade na elaboração do código computacional, além de se prestar muito bem à resolução de sistemas com baixo número de dimensões. Contudo, a utilização do sistema na forma explícita requer um cuidado adicional com a convergência durante a evolução das simulações, para que se possam obter respostas mais confiáveis e precisas. Isto faz com que o parâmetro de *Courant-Friedrichs-Levy* (CFL), que controla a relação entre as escalas de discretização temporal e espacial utilizadas na resolução do sistema, seja fundamental na resolução do modelo. Voltaremos a esse tópico mais detalhadamente no item 5.5.3.

⁸ Também chamado de eixo λ (lambda) do canal.

As equações (5.2) e (5.7) são então escritas em diferenças finitas para uma rede computacional que correlaciona as junções e canais do modelo matemático com nós e *links* da implementação numérica, respectivamente. A Figura 5.4 ilustra as etapas do processo.

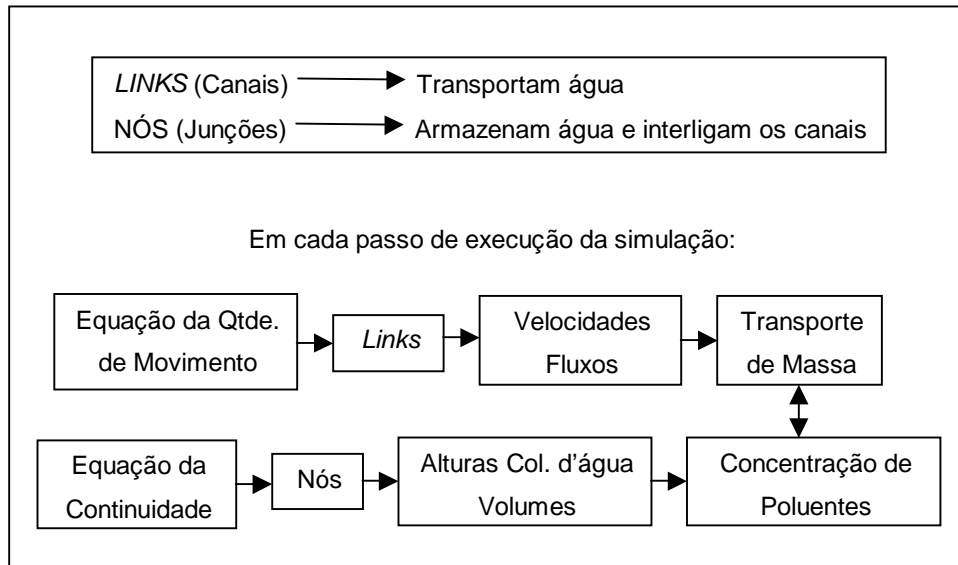


Figura 5.4. Correlação dos elementos matemáticos e numéricos com o processo de simulação (baseada em Ambrose et al., 1993a).

Assim, tem-se a seguir as equações (5.2) e (5.7) na forma de diferenças finitas.

5.3.1. Equação da Continuidade na forma de diferenças finitas

$$\frac{H_j^t - H_j}{\Delta t} = -\frac{\Delta Q_j}{A_j} \quad (5.8)$$

Considera-se que:

- ΔQ_j é a soma algébrica de todos os fluxos associados a uma dada junção⁹ j (ou seja, o somatório de todos os fluxos que chegam ou deixam a mesma, sendo considerados positivos aqueles a montante da junção);
- A_j é a área da seção transversal da junção;
- O índice sobrescrito t , em qualquer das equações, refere-se ao passo de tempo seguinte à iteração ora simulada. A grandeza (U ou H) obtida neste passo de tempo “futuro” substituirá o valor atual na iteração seguinte.

Observando estas considerações, pode-se reordenar a equação (5.8) e chegar ao seguinte resultado:

$$H_j^t = H_j - \Delta t \frac{\sum_k Q_{kj}}{A_j^s} \quad (5.9)$$

onde:

H_j^t é a altura da coluna d'água, para a iteração seguinte, na junção j (m);

H_j é a altura da coluna d'água, para a iteração atual, na junção j (m);

Δt é o intervalo de integração temporal (s);

$\sum_k Q_{kj}$ é o somatório das vazões que entram e saem da junção j ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$);

A_j^s é a área superficial da junção j (ver Figura 5.5, página 31) (m^2);

5.3.2. Equação da Quantidade de Movimento na forma de diferenças finitas

Aplicando a forma de diferenças finitas à equação (5.7), tem-se:

$$\frac{U_i^t - U_i}{\Delta t} = \left[\frac{U_i}{R_i} \frac{\Delta H_i}{\Delta t} + \left(\frac{U_i^2}{R_i} - g \right) \frac{\Delta H_i}{\Delta x_i} - \frac{g n_i^2}{R_i^{4/3}} U_i U_i + \frac{C_d \rho_a}{R_i \rho_w} W_i^2 \cos \psi_i \right] \quad (5.7A)$$

⁹ Ou nó, no caso da rede computacional.

Reordenando a equação (5.7A), chega-se a:

$$U_i^t = U_i + \Delta t \left[\frac{U_i}{R_i} \frac{\Delta H_i}{\Delta t} + \left(\frac{U_i^2}{R_i} - g \right) \frac{\Delta H_i}{\Delta x_i} - \frac{gn_i^2}{R_i^{4/3}} U_i U_i + \frac{C_d}{R_i} \frac{\rho_a}{\rho_w} W_i^2 \cos \psi_i \right] \quad (5.10)$$

onde:

i é o número do canal¹⁰ (m);

U_i^t é a intensidade da corrente, na próxima iteração, no canal i (m s^{-1});

U_i é a intensidade da corrente, na iteração atual, no canal i (m s^{-1});

R_i é o raio hidráulico do canal i (m);

A rede computacional possui então uma equação para cada junção e uma para cada canal. Aqui, definem-se alguns parâmetros essenciais, a saber:

- Configuração e geometria da rede;
- Valores iniciais das velocidades (direções e intensidades) do canal e das alturas de coluna d'água;
- Condições de contorno a jusante (no caso do SEP, forçantes de maré no Estuário do Rio Pirapama)
- Forçantes relativos aos aportes dos volumes d'água (afluências pelos tributários e pela Barragem);
- Forçantes eólicos;

No item seguinte, será descrito o ciclo iterativo do modelo hidrodinâmico.

5.4. Ciclo iterativo do modelo hidrodinâmico

As equações (5.9) e (5.10), derivadas das equações EC e EQM, são integradas numericamente pelo modelo hidrodinâmico, usando o método de

¹⁰ Ou *link*, no caso da rede computacional.

Runge-Kutta de 2ª ordem. O ciclo iterativo é composto de oito etapas, resumidas abaixo, as quais são repetidas durante toda a simulação

- 1) Na metade do intervalo de simulação (para um tempo $t + \Delta t/2$, portanto), a velocidade média para cada canal é predita usando as velocidades e áreas transversais de cada canal – assim como as alturas de coluna d'água de cada junção – fornecidas no início do intervalo de tempo.
- 2) Para o tempo $t + \Delta t/2$, o fluxo em cada canal é calculado utilizando-se a velocidade obtida no passo (1) e a área da seção transversal do início do intervalo de simulação (ou seja, do tempo t).
- 3) No tempo $t + \Delta t/2$, a altura de coluna d'água em cada junção é computada utilizando-se os fluxos obtidos no passo (2).
- 4) No tempo $t + \Delta t/2$, a área transversal de cada canal é calculada utilizando-se as alturas de coluna d'água do passo (3).
- 5) A velocidade média para cada canal é predita para o final do intervalo de simulação (ou seja, $t + \Delta t$), uma vez conhecidas as velocidades, alturas de coluna d'água e áreas transversais calculadas nos passos (1), (3) e (4), respectivamente.
- 6) O fluxo em cada canal – no tempo $t + \Delta t$ – é calculado a partir da velocidade média do tempo $t + \Delta t$, calculada em (5), e a área transversal do tempo $t + \Delta t/2$, computada em (4).
- 7) A altura de coluna d'água em cada junção no tempo $t + \Delta t$ é calculada a partir do fluxo em $t + \Delta t$ calculado em (6).
- 8) A área transversal de cada canal no tempo $t + \Delta t$ é calculada a partir das alturas de coluna d'água, no tempo $t + \Delta t$, calculadas em (7).
- 9) Inicia-se um novo ciclo, repetindo-se os passos (1) a (8).

5.5. Parâmetros do modelo hidrodinâmico

Neste item são descritos os parâmetros de entrada que devem ser especificados para resolver as equações EC e EQM do modelo hidrodinâmico. A seguir, será feita uma breve explanação sobre cada um deles.

5.5.1. Parâmetros de Junção

Os parâmetros de entrada associados com o elemento junção são a cota inicial da superfície d'água (*initial head*), a área superficial e a cota do fundo (*bottom elevation*). Por meio destes parâmetros, os volumes e as profundidades médias verificados em cada junção são calculados internamente pelo modelo.

A cota da superfície d'água (CSA¹¹, m) representa a elevação média do nível d'água, que pode estar acima ou abaixo de um determinado nível de referência (*datum*) horizontal. Este nível de referência é definido de acordo com a conveniência do modelista/usuário. Normalmente se utiliza como *datum* o nível médio do mar da região de estudo.

Se os valores iniciais da CSA não forem fornecidos na entrada de dados, eles serão obtidos a partir da diferença entre a profundidade e a cota do fundo.

Com relação à área superficial da junção (m²), o modelo a assume como sendo a média das áreas superficiais dos canais que concorrem para a formação da junção. Assim sendo, no caso de dois canais conectados entre si, a área de influência da junção começa na metade do canal a montante desta junção e termina na metade do canal a jusante da mesma junção.

A cota do fundo (*bottom elevation*, m) consiste no valor médio da cota do fundo da junção em relação ao *datum*, podendo estar localizada acima ou abaixo do nível de referência.

Os valores da cota do fundo também podem ser obtidos de maneira indireta, subtraindo-se a profundidade média do valor médio de CSA (ou seja, tomando-se a cota média da superfície da água e descontando-se o valor da profundidade média da junção), desde que os valores iniciais da CSA tenham sido especificados.

Dessa forma, os volumes iniciais de cada junção (m³) são calculados internamente pela multiplicação da área superficial da junção com a média ponderada das profundidades dos canais que entram na junção (os pesos são as áreas transversais de cada um destes canais). Os volumes de cada junção

¹¹ Também denominada *head* pelo modelo.

são atualizados durante a simulação adicionando-se o produto da área superficial pela variação da CSA com relação ao início da simulação.

A Figura 5.5 fornece um esboço destes parâmetros.

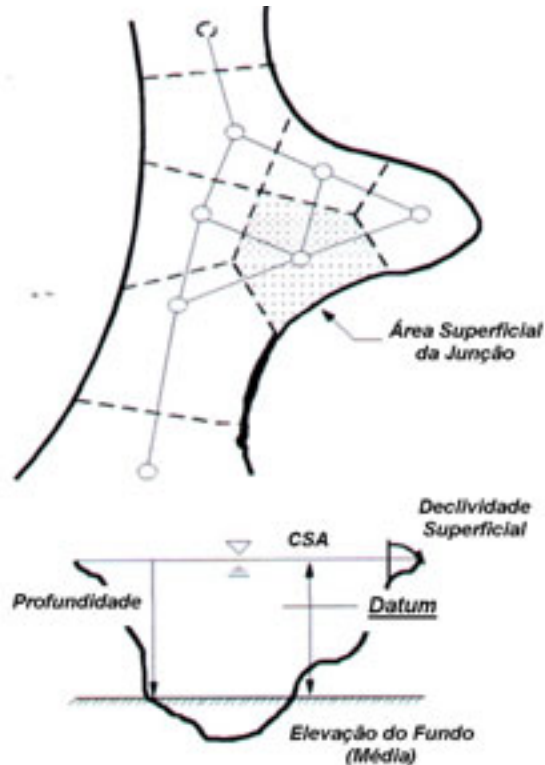


Figura 5.5. Esboço dos parâmetros de junção usados pelo modelo (baseado em Ambrose et al, 1993a)

5.5.2. Parâmetros de Canal

Os parâmetros de entrada associados a canais são comprimento, largura, raio hidráulico ou profundidade, orientação do canal, velocidade inicial e o coeficiente de rugosidade de *Manning*. Um esboço generalizado dos parâmetros é exibido na Figura 5.6, à página 32.

O comprimento do canal (m) é a distância entre os pontos médios das duas junções aos quais ele está conectado. Os canais devem ser orientados de forma a minimizar a variação de profundidade, assim como refletir a localização e a posição do canal real. Em virtude do método de diferenças finitas adotado pelo modelo ser totalmente explícito, o comprimento máximo do canal teve que

ser compatível com o critério de estabilidade numérica de *Courant-Friedrichs-Levy* (CFL), que é dado por:

$$L_i \geq (\sqrt{gy_i} \pm U_i) \Delta t \quad (5.11)$$

onde:

- L_i é o comprimento do canal i (m);
- y_i é a profundidade média do canal (m);
- U_i é a velocidade no canal i (m s^{-1});
- $g, \Delta t$ já definidos.

A largura de um canal (m) merece especial atenção. Do ponto de vista do modelo, em tese não há limitação aparente à largura de um canal; entretanto, na possibilidade de o canal ser largo demais em relação ao comprimento, a velocidade média prevista pelo modelo pode mascarar importantes campos secundários de velocidade que possam ocorrer em uma escala mais reduzida. Para canais bem definidos, as larguras da rede computacional estão próximas da distância média entre margens.

A área transversal (A_t, m^2) de um canal é igual ao produto entre a largura e a profundidade do canal. Entretanto, a profundidade é um parâmetro de canal que deve ser definido com respeito à CSA da junção. Os valores iniciais de largura e profundidade, baseados nos valores iniciais das cotas da superfície d'água nas junções e das áreas transversais, são calculados internamente pelo modelo. À medida que as cotas da superfície d'água variam durante a simulação, as áreas transversais dos canais são ajustadas adequadamente.

O coeficiente de rugosidade de Manning ($\text{s m}^{-1/3}$) é atribuído de acordo com o tipo de leito no qual o canal está inserido. Quanto menos rugoso for o leito do canal, menor será o coeficiente de *Manning* associado; em outras palavras, ele é uma medida indireta do atrito devido ao movimento relativo entre a água e o fundo, permitindo dessa forma inferências sobre uma maior ou menor “facilidade” de escoamento da água no canal. Como este parâmetro não

pode ser medido diretamente, ele se transforma em um importante fator na etapa de calibração do modelo, abordada no item 5.6.

O modelo requer ainda uma estimativa inicial da velocidade média no canal ($m\ s^{-1}$). Embora qualquer valor possa ser arbitrado a princípio, o tempo computacional necessário à convergência da solução numérica dependerá de quão próxima a estimativa inicial estiver da solução final. Segundo Ambrose et al. (1993a), neste modelo, a convergência é normalmente bastante rápida.

Raio hidráulico (m) : O raio hidráulico é definido como sendo a razão entre a *área molhada* (a área transversal da região do canal submersa pelo líquido) e o *perímetro molhado* (analogamente, o perímetro desta mesma região). Sendo assim:

$$R_h = \frac{S}{P_w} \quad (5.12)$$

onde:

R_h é o raio hidráulico (m);

S é a área molhada (m^2);

P_w é o perímetro molhado (m);

Dados batimétricos de campo permitem o cálculo do raio hidráulico por meio dos valores da área transversal e do perímetro molhado. Entretanto, o raio hidráulico se aproxima bastante da profundidade, quando a razão largura-profundidade em uma determinada seção transversal fosse maior ou igual a dez (Ambrose et al., 1993a), o que foi verificado na maior parte dos canais analisados neste estudo. Dessa forma, este critério foi estendido de maneira homogênea para todos os canais da rede computacional.

A orientação do canal ($^\circ$) é a direção do seu eixo medido a partir do Norte Geográfico. Assume-se que este eixo aponta da junção de menor numeração para a de maior numeração; esta, por definição, é a direção do fluxo positivo.

A Figura 5.6 resume os parâmetros geométricos mencionados até aqui em um dado canal. Entretanto, existem ainda dois outros parâmetros, utilizados pelo modelo para o estabelecimento do formato do canal – se retangular ou trapezoidal e, neste caso, qual o grau de inclinação das margens em relação à vertical. Estes parâmetros serão postos em análise a seguir.

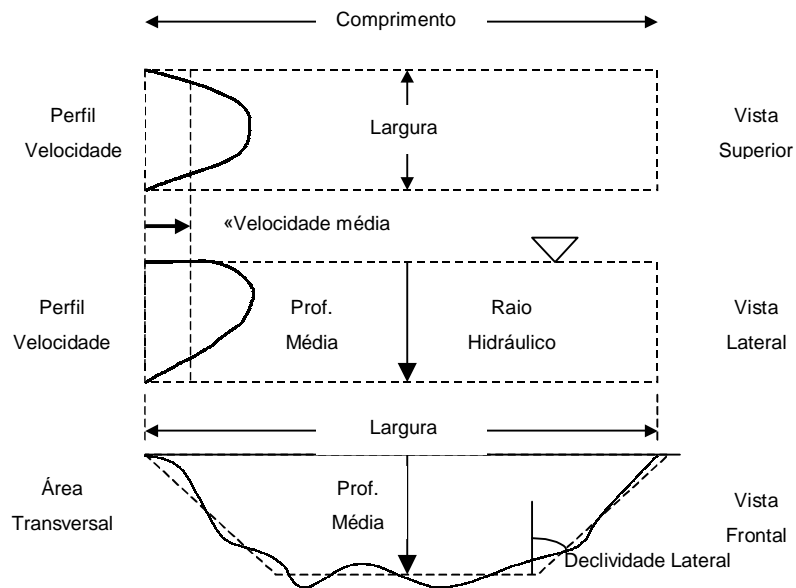


Figura 5.6. Diagrama esquemático dos parâmetros geométricos de um canal (baseada em Ambrose et al., 1993a)

A razão de largura do canal¹² (RLC) (adimensional) é a taxa de variação da largura do canal, representando sua variação frente à variação na CSA do mesmo, como pode ser visto na equação (5.13) abaixo:

$$RLC = \frac{B - b}{h} \quad (5.13)$$

onde:

- RLC* é a razão de largura do canal;
- B* é a largura da parte superior do canal (m);
- b* é a largura da parte inferior do canal (m);

¹² Denominada *channel width ratio* pelo modelo.

h é a CSA do canal (m)

Para um canal retangular, $B = b$; portanto, neste caso RLC é igual a zero.

Já a razão de área superficial (RAS¹³) do canal ($m^2 m^{-1}$) constitui-se na taxa de variação da área de superfície frente à variação na CSA do canal. Assim:

$$RAS = \frac{S_{topo} - S_{fundo}}{h} \quad (5.14)$$

onde:

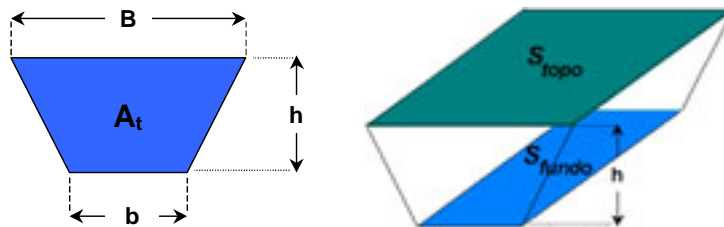
RAS é a razão de área superficial do canal em estudo;

S_{topo} é a área superficial do espelho d'água do canal (ou seja, a área onde há a interface líquido-atmosfera) (m^2);

S_{fundo} é a área superficial do fundo do canal (onde há a interface líquido-fundo do canal) (m^2);

h já definido.

Para um canal retangular, $S_{topo} = S_{fundo}$; portanto, neste caso temos RAS igual a zero. As Figuras 5.7 e 5.8 exemplificam a aplicação destes dois parâmetros.



Figuras 5.7 e 5.8. Parâmetros utilizados para o cálculo do RLC e do RAS.

¹³ Denominada pelo modelo de *channel surface ratio*.

5.5.3. Parâmetros de Vazão: Entrada (afluência) e Saída (descarga)

As vazões de entrada e saída podem ser especificadas como sendo constantes ou variáveis no tempo. Os fluxos no sentido montante-jusante são representados pela convenção de sinal negativo, enquanto que, inversamente, os fluxos no sentido jusante-montante recebem o sinal positivo.

No caso das afluências variáveis no tempo, o modelo utiliza funções de aproximação linear por segmentos (ALS¹⁴) para se definir o forçante em cada instante de tempo durante a simulação. O esquema ALS consiste em definir “pontos-chave” nos quais a grandeza a ser mensurada é conhecida (neste caso, a vazão, mas este método pode ser portado para analisar qualquer grandeza, desde que se defina que a relação linear entre os pontos da curva é uma aproximação conveniente). Uma vez definidos estes “pontos-chave”, os outros são obtidos através de interpolação linear. Caso a simulação se estenda além do último ponto-chave conhecido, a grandeza assume um valor constante e igual ao último ponto. A Figura 5.9 exemplifica o processo.

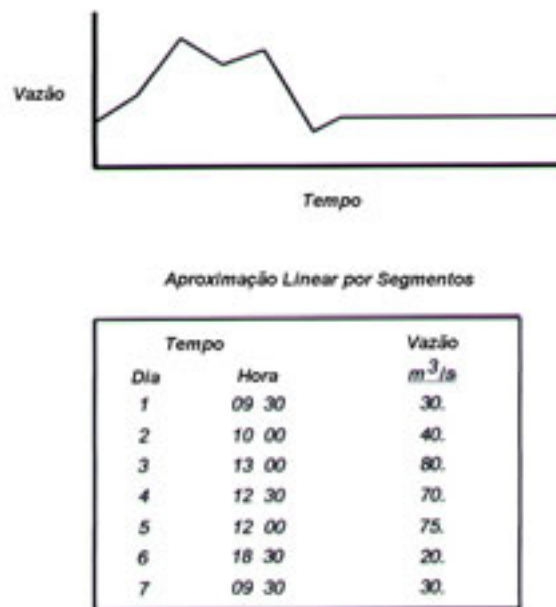


Figura 5.9. Aproximação Linear por Segmentos (ALS, baseado em Ambrose et al., 1993a)

¹⁴ Denominadas, em inglês, de *piecewise linear approximation functions*.

5.5.4. Parâmetros de Condição de Contorno a Jusante

As condições de contorno a jusante podem ser definidas especificando-se as vazões de saída (descargas) ou as cotas da superfície d'água (funções de maré) – o que é particularmente importante quando se analisa um estuário. O modelo hidrodinâmico é capaz de especificar as variações do nível do mar através de funções *médias* ou *variáveis* (Figura 5.10):

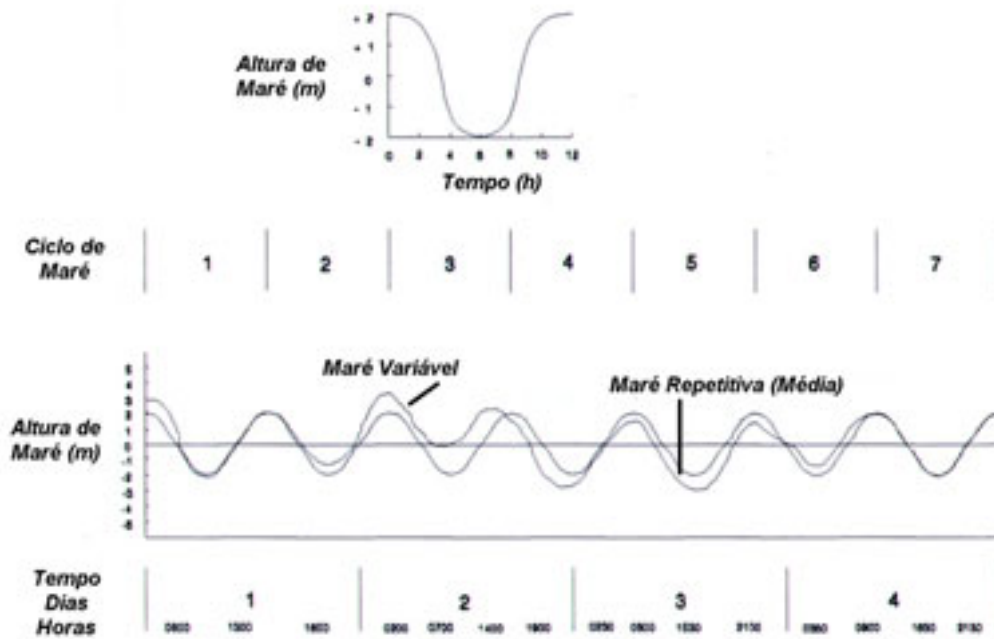


Figura 5.10. Funções médias e variáveis de maré (baseado em Ambrose et al, 1993a)

Para a maior parte das situações, a função média (harmônica) de maré é adequada a uma boa representação dos diversos componentes de maré. As alturas de maré (referenciadas com relação ao *datum* do modelo) são especificadas em intervalos igualmente espaçados durante o ciclo médio de maré. Segundo Ambrose et al. (1993a), normalmente intervalos de 30 minutos são suficientes e, quanto à obtenção dos dados, estes são determinados através de marégrafos instalados no local do contorno de jusante ou próximos a ele.

Pode-se ainda definir alternativamente parâmetros para gerar uma função que descreva precisamente o fenômeno; no caso, seriam necessários a cota do nível d'água em relação ao nível de referência, a frequência de maré

(equivalente a $2\pi/T_m$) e os coeficientes de regressão, definidos em função do nível de detalhamento que se deseje representar as componentes de maré. A função que correlaciona os dados de altura de maré com o tempo pode então ser escrita assim:

$$Y = A_1 + A_2 \text{sen}(\omega t) + A_3 \text{sen}(2\omega t) + A_4 \text{sen}(3\omega t) + A_5 \text{cos}(\omega t) + A_6 \text{cos}(2\omega t) + A_7 \text{cos}(3\omega t) \quad (5.15)$$

onde:

Y é a elevação do nível d'água atribuída à maré, em relação ao nível de referência do modelo (m);

A_i (onde $i=1\dots7$) são os coeficientes de regressão (m);

ω é a frequência de maré ($2\pi/T_m$) (h^{-1});

T_m é o período de maré (h);

t é o tempo (h).

Se, pelo contrário, dispõe-se de dados pontuais de maré, padrões variáveis de maré podem ser simulados especificando as alturas de preamar e baixa-mar, com relação ao tempo, para múltiplos ciclos de maré. Neste caso, o modelo possui uma subrotina que permite a interpolação sinusoidal entre os pontos fornecidos pelo modelista/usuário. Se a simulação se estender além dos ciclos de maré especificados, a seqüência é repetida automaticamente. Recomenda-se que, para assegurar uma repetição correta dos ciclos de maré, o número de pontos de dados inseridos deve ser ímpar e o primeiro deles deverá ser idêntico ao último. Neste estudo, utilizou-se a abordagem de gerar a função de alturas de maré a partir dos coeficientes de regressão.

5.5.5. *Parâmetros Eólicos*

Os parâmetros de entrada associados à forçante eólica são direção e intensidade do vento, a orientação do canal e seu raio hidráulico – convém

lembrar que estes dois últimos também são parâmetros de canal. As Figuras 5.2 e 5.6 anteriores ilustram os conceitos acima.

A velocidade do vento (m s^{-1}) e sua direção (graus a partir do Norte Geográfico) devem ser medidos em um ponto a dez metros de altura da superfície da água. Desta forma, as leituras obtidas são tidas como representativas de todo o corpo d'água.

Os valores de direção e velocidade do vento freqüentemente variam com o tempo. Pode-se utilizar uma função ALS para simular estes forçantes mais adequadamente, a exemplo do que foi feito com a vazão no item 5.5.3. Se a simulação se estender além do último ponto definido, a função ALS é repetida. Neste estudo não foram considerados forçantes eólicos.

5.5.6. *Parâmetros Computacionais do Modelo*

A duração da simulação, o número de iterações, o intervalo de tempo dedicado a cada execução, assim como a freqüência com a qual os dados são armazenados em um arquivo de saída são valores ajustáveis que caracterizam o processo computacional, podendo garantir ou não a satisfação dos critérios numéricos de estabilidade e convergência.

A fim de garantir que estes dois critérios numéricos sejam ambos atendidos, foram realizadas simulações ao longo de dez ciclos de maré, perfazendo um total de 5,2 dias. Foram verificadas as atribuições iniciais de intervalo computacional com relação aos critérios CFL de estabilidade enunciados anteriormente.

6. O Modelo Numérico WASP5

6.1. Generalidades.

O modelo numérico WASP5 (Ambrose et al., 1993b) é o resultado do aperfeiçoamento do modelo original WASP (*Water Quality Analysis Simulation Program*), que foi elaborado a partir dos trabalhos de diversos pesquisadores vinculados à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA (Di Toro et al., 1983; Connoly & Winfield, 1984; Ambrose et al., 1988). Este modelo foi concebido para fornecer subsídios à decisão do modelista/usuário na previsão e interpretação das relações da qualidade dos corpos d'água sujeitos à ação de diversos tipos de impacto ambiental, os quais podem ser tanto oriundos de fenômenos naturais como agentes poluidores de origem antrópica.

O modelo WASP5 é um programa de modelagem matemática de compartimentos dinâmicos para sistemas aquáticos, o que inclui não somente a coluna d'água mas também as camadas bentônicas no fundo do corpo d'água a ser modelizado. Os processos físicos dinâmicos considerados pelo modelo (advecção, dispersão, cargas afluentes pontuais e difusas de massa, bem como as trocas de massa e também de energia efetuadas através das fronteiras do sistema) estão representadas no módulo básico do programa. Já os processos de QA estão representados através de subrotinas cinéticas especiais, que podem ser escolhidas a partir de uma biblioteca incluída previamente no modelo ou mesmo escritas pelo próprio modelista/usuário.

Os módulos componentes do WASP5 são bastante genéricos e se aplicam bem à maior parte dos casos; contudo, o modelo foi estruturado de forma a permitir a modificação e/ou substituição destas subrotinas já existentes, visando à formação de modelos capazes de atender às necessidades específicas de cada caso.

6.1.1. O Sistema WASP5.

No Capítulo 2 fez-se necessária uma primeira distinção entre as definições de *sistema* e de *modelo* WASP5. O sistema WASP5 é subdividido em dois modelos, distintos em função e objetivos: o modelo DYNHYD5 (descrito em detalhes no Capítulo 5), que está relacionado à hidrodinâmica e seus parâmetros físicos e geométricos, e o modelo WASP5, destinado ao estudo e análise da QA. Tais modelos são independentes entre si, e podem trabalhar de maneira acoplada ou não. Em outras palavras, o modelo DYNHYD5 simula os movimentos do fluido simulado (ou seja, da *água* em si), enquanto que o modelo WASP5 simula o transporte dispersivo e a interação entre poluentes diluídos ou em suspensão no fluido.

Como foi mencionado naquela ocasião, o modelo WASP5 é subdividido em dois submodelos: TOXI5, para analisar agentes tóxicos – envolvendo produtos químicos orgânicos, metais pesados e sedimento – e EUTRO5, para as análises convencionais de QA – que consideram constituintes¹⁵ como o oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nutrientes. Assim, o sistema WASP5 pode ser usado para analisar uma grande variedade de problemas relacionados com a QA em diferentes corpos d'água, como lagoas, cursos d'água, lagos, reservatórios, rios, estuários e águas costeiras.

Entretanto, como o interesse deste estudo foi apenas as análises convencionais de QA, foi utilizado apenas o submodelo EUTRO5 para as simulações de QA relativas ao SEP.

6.1.2. Modelos Hidrodinâmico e de QA: hipóteses básicas e mecanismos de interação entre ambos

O modelo de QA WASP5, independentemente do submodelo utilizado, trata o sistema de forma dinâmica (não-permanente), representando o corpo

¹⁵ Doravante, quando for mencionada a palavra *constituente*, ou *constituente de QA*, entenda-se como substância constituinte de qualidade da água e de relevância para este estudo.

d'água através de uma discretização espacial do mesmo na forma de uma seqüência longitudinal de reatores bem misturados – denominados *segmentos*.

Quando da elaboração do arquivo de entrada do modelo hidrodinâmico, o modelista/usuário deve definir previamente as junções do modelo hidrodinâmico que serão correspondentes aos segmentos do modelo de QA. Em seguida, partindo das características hidrodinâmicas do corpo d'água e das condições de contorno a ele associadas, o modelo hidrodinâmico resolve as equações de continuidade (EC) e de quantidade de movimento (EQM) apresentadas no Capítulo 5. Ao final desta simulação, haverá um campo de fluxos hidrodinâmico resultante para cada um dos segmentos considerados.

Em seguida, o princípio de conservação da massa é aplicado em cada um dos segmentos, permitindo a consideração de cargas pontuais (indústrias, Estações de Tratamento de Esgotos – ETEs, etc.) e/ou difusas (drenagem urbana, rural, fertirrigação, etc.). Através deste princípio, são realizados os balanços de constituintes responsáveis pelas transformações cinéticas que acontecem no corpo d'água. Em nosso caso, os balanços realizados são os de nutrientes minerais, de Oxigênio Dissolvido (OD) e de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}).

O Balanço OD-DBO_{5,20} é realizado através das cinéticas de decaimento entre estes dois constituintes, além do mecanismo de reaeração atmosférica, da demanda sedimentar de oxigênio (DSO) e da remoção da carga orgânica por sedimentação.

No caso do balanço de nutrientes minerais, são incluídos os processos de mineralização do fósforo orgânico a fósforo inorgânico e a hidrólise do nitrogênio orgânico, com o posterior desdobramento da oxidação da amônia (N-NH₄⁺) a nitrato (N-NO₃⁻), reação esta que pode ser revertida a nitrogênio molecular ou ao próprio íon amônio.

Mas, antes que esta análise seja levada a termo, faz-se necessária uma subdivisão do corpo d'água em uma série de elementos, no tempo e no espaço, que serão os responsáveis pela mensuração das características individuais de cada segmento e das interações entre os mesmos. As *discretizações* são o assunto do próximo item.

6.2. Discretizações Espacial e Temporal

6.2.1. Discretização Espacial

A discretização espacial permite que um conjunto de volumes de controle extensos, ou *segmentos*, representem a configuração física do corpo d'água. Como a Figura 6.1 ilustra, a discretização espacial pode subdividir o corpo d'água nas três direções coordenadas, sendo que os segmentos bentônicos podem ser incluídos ao longo dos segmentos de coluna d'água.

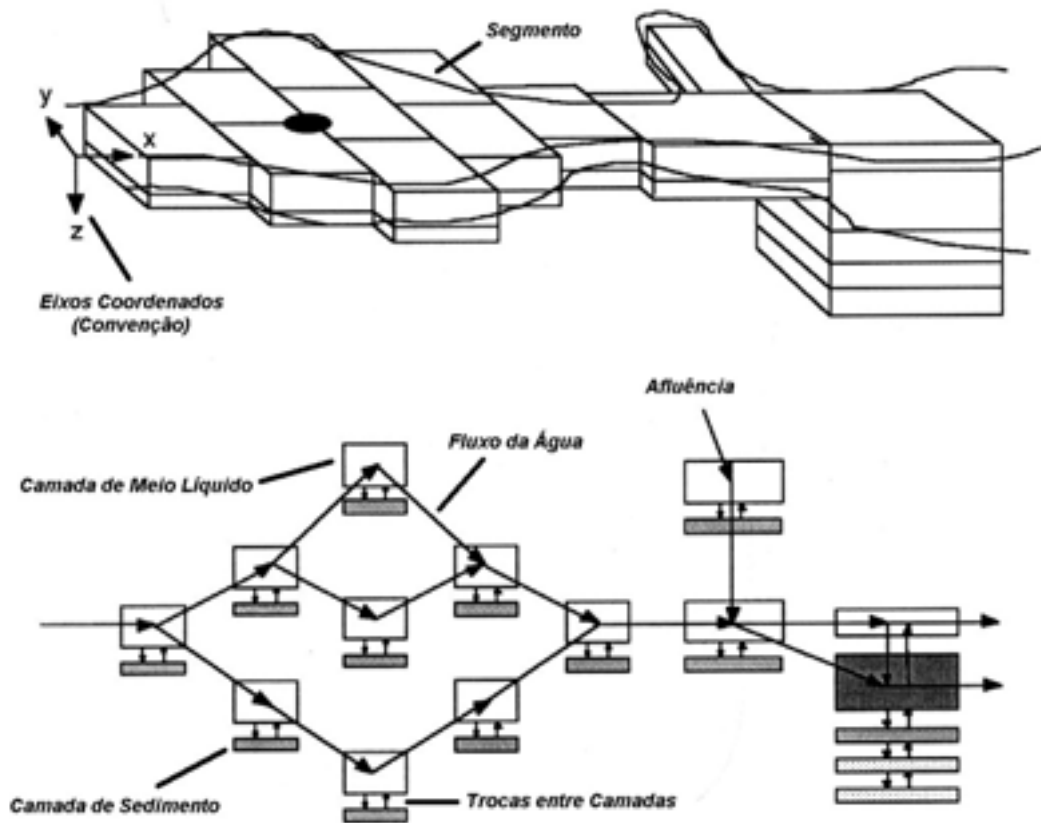


Figura 6.1. Exemplo de discretização espacial no modelo WASP5.

As concentrações dos constituintes são calculadas dentro de cada segmento, sendo que suas taxas de transporte são computadas através da interface de segmentos adjacentos.

Os segmentos no WASP5 podem ser de dois tipos: camadas do meio líquido (coluna d'água) e camadas de sedimento (bentônicas). Esta classificação exerce um importante papel no estudo da sedimentação dos leitos de alguns corpos d'água – especialmente lagoas e reservatórios – e em certas transformações cinéticas. O modelista/usuário deve estar ciente da necessidade de dispor os segmentos adequadamente, para que alguns processos (como a penetração da luz em segmentos sobrepostos ou a dinâmica sedimentar no fundo dos corpos d'água, por exemplo) sejam corretamente representados. No caso de estuários bem-misturados como o SEP, onde o grau de estratificação vertical é muito reduzido, faz-se necessária apenas uma camada bentônica, a título de sumidouro de constituintes e para que se possa considerar a demanda sedimentar de oxigênio (DSO).

Os volumes dos segmentos e o intervalo de discretização temporal estão diretamente relacionados; à medida que um deles cresce ou decresce, o outro deve ser ajustado convenientemente para que a convergência, a estabilidade e a precisão numéricas sejam asseguradas. O tamanho dos segmentos pode ser drasticamente diferente entre os mesmos, dependendo da quantidade e da resolução dos dados de cada usuário (Ambrose et al, 1993b).

A variabilidade espacial do problema também deve ser levada em consideração. Em geral, as características espaciais importantes devem ser homogêneas dentro de cada segmento. Porém, em alguns casos em que isto não for verificável, esta restrição pode ser contornada através do cálculo da média dos parâmetros geométricos do segmento (comprimento, largura e profundidade), desde que a obtenção desta média obedeça a alguns critérios e ao bom senso. Por exemplo, a profundidade governa o impacto da reaeração e da DSO na coluna d'água. Entretanto, calcular a média da profundidade em um rio pode ser um procedimento bastante aceitável, enquanto que, em um lago, tal metodologia eventualmente não se aplicaria.

Outras importantes características espaciais a serem consideradas, dependendo do problema a ser estudado, incluem temperatura, penetração luminosa, velocidade, pH, fluxos ou características bentônicas, assim como concentrações de sedimentos.

Pelo fato de que as condições de QA mudam rapidamente nas proximidades de um ponto de descarga e tendem a estabilizar-se a jusante do

mesmo, estudar os efeitos de uma descarga de efluentes sanitários em um estuário a poucos metros dali requererá uma malha bem mais densa nesta região do que em uma praia afastada alguns quilômetros do ponto de descarga. Isto é particularmente verificado em alguns trechos do SEP, especialmente nas proximidades da confluência do Rio Gurjaú com o Rio Pirapama.

6.2.2. *Discretização Temporal*

Para a discretização temporal, alguns requisitos devem ser atendidos:

- No caso de acoplamento entre o modelo hidrodinâmico e o modelo de QA, o intervalo de execução usado no submodelo EUTRO5 deve ser compatível – embora não necessariamente idêntico – ao seu equivalente no modelo hidrodinâmico. Por esta razão, normalmente são escolhidos múltiplos ou submúltiplos do intervalo hidrodinâmico que sejam compatíveis com a ordem de grandeza temporal dos processos de QA cuja simulação é desejada.
- Na discretização temporal utilizada para os grupos de dados relativos ao transporte advectivo e difusivo, concentrações de contorno e cargas afluentes (ver item 6.5), é empregado o mesmo método ALS (aproximação linear por segmentos) visto anteriormente no item 5.5.3.

Recomenda-se que, tendo sido determinado o nível de discretização espacial do problema, então a variabilidade temporal do corpo d'água e das cargas afluentes ao mesmo deve ser considerada. Geralmente, o intervalo de discretização temporal do modelo deve ser um pouco menor do que o período de variação dos forçantes que governam o sistema. Em alguns casos, esta restrição pode ser contornada calculando-se a média do aporte do constituinte com relação ao seu período de variação. Por exemplo, o crescimento do fitoplâncton é influenciado pela luz solar, cuja intensidade varia durante o dia. Entretanto, boa parte dos modelos de eutrofização calcula a média do aporte

luminoso em relação a um dia, permitindo intervalos de discretização temporal da ordem de dias.

Um outro caso acontece quando há descargas descontínuas de poluentes em um dado corpo d'água. Tais aportes, em um grande lago, podem ser tomados pelo valor médio diário ou semanal de forma segura, tendo em vista que as variações de transporte em larga escala são relativamente pequenas. No entanto, a mesma descarga, se efetuada em um estuário que sofra variações devido ao fluxo das marés, não poderia ter seu valor médio calculado, tendo em vista as dinâmicas de variação diurnas ou semi-diurnas. Um terceiro exemplo pode ser o fenômeno da intrusão salina em estuários. As variações da vazão, volume e dispersão por causa da ação das marés podem interagir de tal maneira que previsões acuradas de longo prazo requeiram simulações em modo explícito, com intervalos de discretização temporal da ordem de horas.

6.3. O Esquema de Transporte do WASP5

O mecanismo de transporte no WASP5 considera a advecção e a dispersão dos constituintes de QA.

A maior parte dos dados de transporte, como fluxos ou velocidades de deposição, deve ser especificada pelo usuário em um conjunto de dados no arquivo de entrada do WASP5. No caso da coluna d'água, entretanto, o usuário pode acoplar o modelo de QA a um modelo hidrodinâmico. Se esta opção for especificada, o modelo de QA faz uso dos dados de um arquivo gerado por este modelo hidrodinâmico como informação de entrada para fluxos, volumes, profundidades e velocidades que porventura variem no tempo.

6.4. Variáveis de Estado do Modelo WASP5

Para avaliar a qualidade da água de um determinado sistema, o modelo de qualidade da água WASP5 emprega até oito constituintes básicos, denominados *variáveis de estado* (VEs). Estes constituintes, atuando de forma

isolada ou através de suas inter-relações, respondem por parte dos processos biogeoquímicos que ocorrem em um corpo d'água superficial. Cada uma das VEs recebe um símbolo e um código numérico de 1 a 8 (Tabela 6.1):

Tabela 6.1. Variáveis de estado do modelo WASP5

Código	Símbolo	Variável de Estado	Nível de Complexidade					
			1	2	3	4	5	6
1	NH3	Amônia		✓	✓	✓	✓	✓
2	NO3	Nitrato			✓	✓	✓	✓
3	PO4	Fósforo Inorgânico				✓	✓	✓
4	CHL	Clorofila a (fitoplâncton)				✓	✓	✓
5	BOD	DBO	✓	✓	✓	✓	✓	✓
6	DO	OD	✓	✓	✓	✓	✓	✓
7	ON	Nitrogênio Orgânico			✓	✓	✓	✓
8	OP	Fósforo Orgânico				✓	✓	✓

A Figura 6.2 demonstra as relações entre as VEs no submodelo EUTRO5, utilizado neste estudo. No próximo item são apresentados os balanços de constituintes considerados nas simulações.

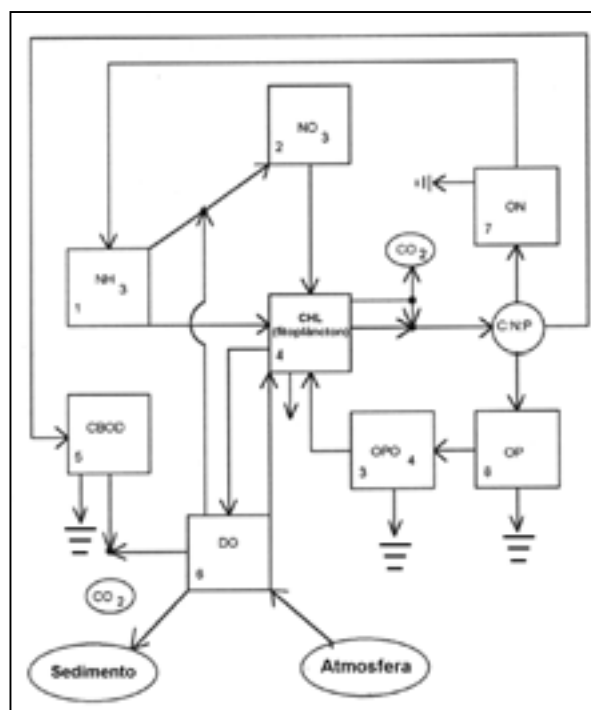


Figura 6.2. Fluxograma do submodelo EUTRO5 (baseada em Ambrose et al, 1993b).

6.5. *Princípios e Equações Básicas do Modelo WASP5*

O princípio básico de ambos os modelos (DYNHYD5 e EUTRO5) é o da *conservação da massa* (PCM). O volume de água e as massas dos constituintes de QA estudados são mapeados e computados no espaço e no tempo, por intermédio de uma série de equações de balanço de massa. No caso hidrodinâmico, garante-se também a conservação de quantidade de movimento, ou da energia, através do tempo e do espaço.

O princípio da conservação da massa estabelece que a massa de cada constituinte de QA analisado deve ser computada considerando-se duas formas: na sua forma *original*, ou então em uma forma *transformada* por meio de processos de cinética biogeoquímica. O modelo então mapeia cada constituinte a partir do ponto de entrada, no espaço e no tempo, até o seu ponto de saída do sistema, garantindo a conservação de sua massa (ou seja, o somatório das diversas formas nas quais o constituinte pode ser encontrado) tanto espacial como temporalmente.

Os dados de entrada do modelo, em conjunto com as equações gerais de balanço de massa e as equações específicas de cinética biogeoquímica, definem univocamente um conjunto especial de equações de QA, que são integradas numericamente pelo código matemático. Em intervalos previamente estabelecidos pelo usuário, o modelo armazena os valores de todas as variáveis analisadas no formato de arquivos de dados, que podem ser subsequenteiramente utilizados através de rotinas de pós-processamento previamente elaboradas.

Estas rotinas permitem ao modelista/usuário produzir interativamente gráficos e tabelas das variáveis de estado calculadas pelo modelo. Entretanto, estes gráficos também podem ser produzidos em planilhas eletrônicas, a partir dos mesmos arquivos de dados.

6.5.1. Equação Geral de Balanço de Massa

Uma dada equação de balanço de massa para constituintes dissolvidos em um corpo d'água deve computar todo o material afluente e efluente através de:

- cargas diretas e difusas, sejam afluentes e/ou efluentes ao sistema;
- transporte advectivo e dispersivo;
- transformações físicas, químicas e biológicas.

Considere-se o sistema de coordenadas exibido na Figura 6.3, onde as coordenadas x e y estão no plano horizontal e a coordenada z está no plano vertical.

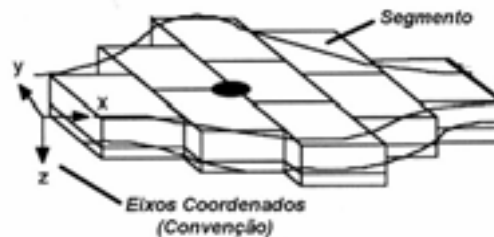


Figura 6.3. Convenção de eixos coordenados usada no submodelo EUTRO5 (baseada em Ambrose et al, 1993b)

A equação de balanço de massa em torno de um volume infinitesimal de fluido é dada por:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(U_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(U_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(U_z C) \\ & + \frac{\partial}{\partial x}(E_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(E_y \frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(E_z \frac{\partial C}{\partial z}) + S_L + S_B + S_K \end{aligned} \quad (6.1)$$

onde:

C é a concentração do constituinte (mg l^{-1} ou g m^{-3})

t é o tempo (dia)

U_x, U_y, U_z são as magnitudes das velocidades advectivas nos eixos x (longitudinal), y (lateral) e z (vertical) (m dia^{-1})

E_x, E_y, E_z são os coeficientes de difusão nas direções longitudinal, lateral e vertical ($\text{m}^2 \text{dia}^{-1}$)

S_L é a taxa de carga afluenta direta e difusa ($\text{g m}^{-3} \text{dia}^{-1}$)

S_B é a taxa de carga afluenta devido aos contornos do sistema (condições a montante, a jusante, bentônicas e atmosféricas) ($\text{g m}^{-3} \text{dia}^{-1}$)

S_K é a taxa total de transformação cinética; considera-se fonte como tendo sinal positivo, sumidouro como negativo ($\text{g m}^{-3} \text{dia}^{-1}$)

Expandindo-se os volumes de controle infinitesimais até que se tornem *segmentos* adjacentes, e especificando-se parâmetros de transporte, cargas afluentes/efluentes e transformação cinética, o modelo implementa a equação (6.1) na forma de diferenças-finitas.

Assumindo homogeneidade lateral e vertical, pode-se integrar a equação (6.1) sobre as direções y e z para obter:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(-U_x AC + E_x A \frac{\partial C}{\partial x} \right)}_{\text{Transporte}} + \underbrace{A(S_L + S_B)}_{\substack{\text{Cargas} \\ \text{Efluentes} \\ \text{ou Afluentes}}} + \underbrace{AS_K}_{\substack{\text{Transformações} \\ \text{Cinéticas}}} \quad (6.2)$$

onde :

A = área da seção transversal (m^2);

As outras grandezas já foram definidas.

Esta equação representa as três principais classes processos influentes na QA de sistemas naturais: transporte, cargas afluentes/efluentes e transformações cinéticas. A obtenção da forma em diferenças-finitas da equação (6.2) está explicitada no Anexo A deste estudo. Os balanços de massa considerados pelo modelo, bem como os principais processos associados, serão apresentados de forma sucinta nas seções seguintes.

6.6. *Balances e Processos usados pelo modelo*

6.6.1. *Identificação de mecanismos preponderantes*

Na Natureza, as variáveis de estado estão sempre em contínua interação. A complexa rede de ligações entre estes componentes envolve uma infinidade de processos que visam sempre o equilíbrio global do sistema. Considerar todos eles é por vezes uma tarefa difícil ou mesmo inviável. Logo, modelos serão sempre representações simplificadas das condições reais.

Contudo, é possível, de maneira simplificada, representar o funcionamento deste sistema por meio de processos preponderantes¹⁶. O conhecimento dos principais mecanismos que “governam” as mudanças no comportamento do sistema torna-se, assim, de fundamental importância para a sua compreensão e no correto dimensionamento dos esforços computacionais necessários.

6.6.2. *Balço OD-DBO_{5,20}*

O oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais relevantes – se não for o mais relevante – no estudo e na análise da qualidade de água de sistemas naturais. Seu nível de concentração presente na água afeta diretamente a vida aquática e também o equilíbrio ecológico de um ecossistema. Baixas concentrações deste constituinte tendem a limitar ou mesmo impedir o crescimento de espécies importantes na cadeia alimentar, causando severos danos ao ecossistema como um todo. Tal ameaça é particularmente grave em um estuário como o do SEP, onde há manguezais em boa quantidade e que agem à guisa de um “berçário” das espécies animais e vegetais encontradas na região, tanto com relação à costa quanto às águas interiores próximas.

¹⁶ Nesta acepção, o termo “preponderante” está relacionado tanto com a simplicidade quanto com a precisão esperadas pelo modelista/usuário quanto aos resultados de simulação. A definição deste “nível de suficiência” é um dos mais importantes critérios que devem ser definidos antes da simulação; em outras palavras, *quantos* e *quais* processos (com suas respectivas ordens de grandeza) são necessários para reproduzir satisfatoriamente as condições reais.

Por outro lado, há a demanda bioquímica de oxigênio, que representa basicamente o potencial de material orgânico passível de degradação (oxidação) presente num dado corpo d'água. Esta matéria orgânica pode ser originada de diferentes formas: da egestão e lançamento de resíduos dos animais vivos, do lançamento de esgoto e de resíduos domésticos e/ou industriais diversos, da decomposição de animais e plantas mortos, etc.

O balanço de massa entre OD e DBO_{5,20} é representado pela equação (6.3), que calcula a variação temporal de DBO, e pela equação (6.4) responsável pela variação temporal de OD, conforme descrito a seguir:

$$\frac{\partial C_5}{\partial t} = \underbrace{\frac{a_{OC} K_{1D} C_4}{\text{Morte Fitoplanctônica}}}_{\text{Morte Fitoplanctônica}} - \underbrace{k_d \Theta_d^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{BOD} + C_6} \right) C_5}_{\text{Oxidação}} - \underbrace{\frac{v_{s3} (1 - f_{D5})}{D} C_5}_{\text{Deposição}} - \underbrace{\frac{5}{4} \frac{32}{14} k_{2D} \Theta_{2D}^{T-20} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + C_6} \right) C_2}_{\text{Denitrificação}} \quad (6.3)$$

$$\frac{\partial C_6}{\partial t} = \underbrace{k_2 (C_5 - C_6)}_{\text{Reaeração Atmosférica}} - \underbrace{k_d \Theta_d^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{BOD} + C_6} \right) C_5}_{\text{Oxidação}} - \underbrace{\frac{64}{14} k_{12} \Theta_{12}^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{NIT} + C_6} \right) C_1}_{\text{Nitrificação}} - \underbrace{\frac{SOD}{D} \Theta_s^{T-20}}_{\text{Demanda Bentônica}} + \underbrace{G_{P1} \left(\frac{32}{12} + \frac{48}{14} \frac{14}{12} (1 - P_{NH3}) \right) C_4}_{\text{Crescimento Fitoplanctônico}} - \underbrace{\frac{32}{12} k_{1R} \Theta_{1R}^{T-20} C_4}_{\text{Respiração}} \quad (6.4)$$

A Tabela 6.2, na página seguinte, e as Tabelas 6.5 e 6.6, nas páginas 63 e 64, respectivamente, descrevem as variáveis expostas acima.

Tabela 6.2. Variáveis do Balanço OD-DBO_{5,20} (baseado em Ambrose et al., 1993b)

Descrição	Notação	Valor ou Faixa Utilizável	Unidades
Concentração de DBO _{5,20}	C ₅	Variável ^{17*}	mg DBO l ⁻¹
Concentração de OD	C ₆	Variável*	mg O ₂ l ⁻¹
Concentração de clorofila α (CHL-a)	C ₄	Variável*	mg CHL-a l ⁻¹
Razão Oxigênio/Carbono	a _{OC}	32/12	mg O ₂ mg C ⁻¹
Taxa de mortalidade fitoplanctônica	K _{1D}	0,02	dia ⁻¹
Profundidade do segmento	D	0,1 – 30	m
Razão Nitrogênio/Carbono Fitoplanctônico	a _{NC}	0,25	mg N mg C ⁻¹
Taxa de desoxigenação ¹⁸	K _d	0,21 – 0,16	dia ⁻¹
Coeficiente de temperatura	Θ_d	1,047	adimensional
Constante de meia saturação para limitação de oxigênio (DBO)	K _{BOD}	0,5	mg O ₂ l ⁻¹
Constante de meia saturação para limitação de oxigênio (Denitrificação)	K _{NO3}	0,1	mg N ₂ l ⁻¹
Taxa de nitrificação ⁵	K ₁₂	0,09 – 0,13	dia ⁻¹
Coeficiente de temperatura	Θ_{12}	1,08	adimensional
Constante de meia saturação para limitação de oxigênio (Nitrificação)	K _{NIT}	0,5	mg N l ⁻¹
Taxa de crescimento do fitoplâncton	G _{P1}	0,1 – 0,5	dia ⁻¹
Taxa de respiração do fitoplâncton ⁵	K _{1R}	0,125	dia ⁻¹
Coeficiente de temperatura	Θ_{1R}	1,045	adimensional
DSO	SOD	0,2 – 4,0	g m ⁻² dia ⁻¹
Coeficiente de temperatura	Θ_s	1,08	adimensional
Taxa de reaeração ⁵	k ₂	Tabelas 6.3 e 6.4	dia ⁻¹
Coeficiente de temperatura	Θ_s	1,028	adimensional
Concentração de saturação de OD	C _s	Eq. (6.12)	mg O ₂ l ⁻¹
Fração dissolvida de DBO carbonácea	f _{D5}	0,5	adimensional
Veloc. sedimentação da matéria orgânica	V _{s3}	Literatura ¹⁹	m dia ⁻¹

¹⁷ De acordo com o segmento onde o constituinte é calculado.

¹⁸ A uma temperatura padrão de 20°C.

¹⁹ Para uma descrição mais detalhada destas taxas e constantes, ver Bowie et al. (1985).

6.6.3. Eutrofização em corpos d'água

A palavra eutrofização vem do grego e significa “excesso de alimento”; por extensão, “excesso de nutrientes”, especialmente *compostos fosfatados e nitrogenados* (cujos processos serão vistos em detalhes no próximo item). Como o próprio nome indica, trata-se um fenômeno pelo qual há um acúmulo de nutrientes na coluna d'água. Isto favorece em geral ao crescimento de certas espécies de produtores primários, mais adaptáveis a esta nova condição, em detrimento de outras espécies, reduzindo a biodiversidade do ecossistema.

Estas espécies “favorecidas” tendem a crescer e se desenvolver de forma rápida e desordenada, formando os chamados *blooms* algais. Tais fenômenos podem induzir grandes variações nas concentrações de OD no meio líquido, seja pela produção exagerada de oxigênio provocados durante a fotossíntese ou pelo drástico consumo durante a fase de respiração, diminuindo as concentrações de oxigênio até níveis próximos da anoxia.

Portanto, o efeito conjunto da redução da biodiversidade e da disponibilidade de oxigênio dissolvido pode trazer severos desequilíbrios aos ecossistemas, sejam estes estuarinos (Wang et al., 1999) ou mesmo oceânicos (Justic et al., 1995).

6.6.4. Descrição dos processos envolvidos no balanço OD-DBO_{5,20} e na eutrofização.

Uma breve descrição dos processos que compõem estes balanços, bem como das considerações feitas pelo modelo, é listada em seguida.

- *Reaeração atmosférica*

Do ponto de vista termodinâmico, a temperatura e a pressão exercem um papel fundamental na oxigenação das águas. Para cada par temperatura - pressão, existe uma concentração máxima de oxigênio dissolvido que pode ser

encontrada na água, denominada *concentração de saturação*. Quanto mais baixas forem as temperaturas do ambiente, para uma dada pressão, maiores serão as concentrações de saturação, o que implica dizer que uma dada concentração considerada boa para uma região estuarina tropical ao nível do mar – como é o caso do SEP – pode não o ser para uma região temperada ou mesmo subtropical, como ocorre em alguns rios do Sudeste do Brasil, onde as concentrações são mais elevadas (Souza & Tundisi, 2000).

As águas deficitárias em oxigênio (ou seja, com concentrações abaixo do valor de saturação) podem ser reoxigenadas através da reaeração atmosférica, ou seja, da intrusão do oxigênio presente no ar no meio líquido. O coeficiente que regula esta recarga é fortemente dependente da profundidade, da velocidade do fluido, do vento e da temperatura.

Na área de estudo são verificadas, em diversos pontos ao longo da calha do corpo d'água, corredeiras em regiões de baixa profundidade, exercendo um papel aparentemente importante nas trocas gasosas que favorecem o aumento de oxigênio dissolvido.

No submodelo EUTRO5 (o componente de QA do modelo WASP5) o modelista/usuário deve escolher entre três opções:

- especificar uma única taxa de reaeração (TR), constante, para todo o sistema;
- especificar diversas TRs constantes para diferentes trechos do corpo d'água;
- permitir ao modelo calcular TRs variáveis, induzidas em função da turbulência no canal ou do vento agindo na superfície.

Neste estudo, foi utilizada a terceira opção. A reaeração induzida pelo fluxo d'água foi estimada através do método de Covar (Covar, 1976, apud Ambrose et al., 1993b), obtendo-se automaticamente os coeficientes de reaeração, em função da velocidade, da temperatura e de determinados critérios calculados por Owens, Churchill e O'Connor & Dobbins. A Tabela 6.3 a seguir mostra as equações e os critérios utilizados.

Tabela 6.3. Coeficientes de reaeração induzida pelo fluxo d'água

Equação	Critério	
	Nome	Descrição
$k_{qj}(20^{\circ}\text{C}) = 5,349 v_j^{0,67} D_j^{-1,85}$ (6.5)	Owens	$D_j < 2'$ ($\approx 0,6$ m)
$k_{qj}(20^{\circ}\text{C}) = 5,049 v_j^{0,97} D_j^{-1,67}$ (6.6)	Churchill	$D_j > 2'$ ($\approx 0,6$ m) Águas moderadamente rasas e rápidas
$k_{qj}(20^{\circ}\text{C}) = 3,93 v_j^{0,50} D_j^{-1,50}$ (6.7)	O'Connor & Dobbins	$D_j > 2'$ ($\approx 0,6$ m) Águas mais profundas e lentas

onde:

k_{qj} é a TR obtida à temperatura de 20°C (dia⁻¹);

v_j é a velocidade média da corrente em um dado segmento j (m s⁻¹);

D_j é a profundidade média no segmento j (m);

Para que a TR seja ajustada à temperatura ambiente, esta é corrigida através da equação:

$$k_{qj}(T) = k_{qj}(20^{\circ}\text{C}) \Theta_a^{T-20} \quad (6.8)$$

onde:

T é a temperatura da água (°C);

$k_{qj}(T)$ é a TR para a dada temperatura no segmento j (dia⁻¹);

Θ_s é coeficiente de temperatura (adimensional).

Já a reaeração induzida pelo vento é obtida segundo as expressões de O'Connor (1983, apud Ambrose et al., 1993b). Este método calcula o coeficiente de reaeração utilizando como parâmetros a profundidade e as temperaturas do ar e da água, além da velocidade do vento, de acordo com as equações explicitadas na Tabela 6.4 abaixo.

z_o é a rugosidade efetiva, função de z_e , Γ , C_d , v_a e W (cm)

Γ é um parâmetro adimensional, adotado como 6,5 (adimensional);

Γ_u é um parâmetro adimensional, função de Γ , C_d e W (adimensional)

C_d é o coeficiente de arrasto, função de z_e , Γ , κ , v_a e W (adimensional).

Os detalhes do cálculo de alguns elementos das equações acima (como a densidade do ar, as viscosidades do ar e da água, o coeficiente de arrasto, a rugosidade efetiva e o Γ_u) estão explicitados em O'Connor (1983).

Para a determinação da concentração de saturação de OD, é usada uma abordagem (APHA, 1985, apud Ambrose et al., 1993b) que correlaciona temperatura e salinidade, segundo a equação abaixo:

$$\begin{aligned} \ln C_s = & -139,34 + (1,5757 \cdot 10^5) T_K^{-1} - (6,6423 \cdot 10^7) T_K^{-2} + \\ & + (1,2438 \cdot 10^{10}) T_K^{-3} - (8,6219 \cdot 10^{11}) T_K^{-4} - \\ & - 0,5535 S (0,031929 - 19,428 T_K^{-1} + 3867,3 T_K^{-1}) \end{aligned} \quad (6.12)$$

onde

T_K é a temperatura da água (K);

S é a salinidade (mg l^{-1}).

No próximo tópico, em contraposição à reaeração, será abordada a principal forma de consumo de OD: a *oxidação carbonácea*.

- *Oxidação Carbonácea*

Historicamente, desde as primeiras tentativas de modelização de corpos d'água tentou-se encontrar um parâmetro que representasse, de maneira eficiente e simplificada, a maior parte das cargas orgânicas nos sistemas naturais. Estas cargas comumente são compostas de diferentes tipos de resíduos, os quais por sua vez representam também riscos potenciais diversos ao ecossistema.

Por esta razão, ao estabelecerem-se as bases da metodologia de estudo de ecossistemas aquáticos, a DBO foi concebida como sendo a medida da

quantidade de material potencialmente consumidor de OD presente na água e sua taxa de oxidação dada pela taxa da reação cinética. A oxidação de material carbonáceo constitui a reação clássica de DBO.

Afora os efluentes de origem antrópica uma importante fonte de DBO carbonácea (DBOC) vem do *carbono fitoplanctônico detritico*, resultante da morte das algas. Entretanto, no caso do SEP, a influência deste componente detritico é pequena, devido ao seu reduzido percentual com relação ao considerável aporte de efluentes oriundos da cidade do Cabo de Santo Agostinho e do seu Distrito Industrial. Adicionalmente, deve também ser considerado o impacto das descargas provenientes da fertirrigação por vinhoto, ricas em DBOC e transportadas tanto pela calha principal do rio quanto por seus afluentes, a exemplo das usinas de cana-de-açúcar situadas a montante da barragem e no rio Gurjaú (CPRH/DFID, 1998).

De maneira simples, a reação química de oxidação da DBOC pode ser descrita pela equação a seguir:



Nesta reação, um composto orgânico oxigenado (a exemplo da sacarose, encontrada na cana-de-açúcar), ao ser decomposto, produzirá dióxido de carbono e água. Estes compostos podem formar o ácido H_2CO_3 , o *ácido carbônico*, que embora seja considerado um ácido fraco em comparação aos demais, se encontrado em grandes quantidades pode ser um fator proibitivo à formação dos esqueletos, carapaças e conchas de muitos invertebrados aquáticos (Marcano, 1999).

Existe ainda um outro processo diretamente relacionado à oxidação carbonácea, a *sedimentação de material orgânico* (ou *deposição*); este será o assunto do próximo tópico.

- *Deposição*

A matéria orgânica presente na coluna d'água normalmente pode ser encontrada sob duas formas: a *dissolvida* e a *particulada*. A matéria orgânica

dissolvida (MOD) tende a não sofrer sedimentação ou o faz apenas sob circunstâncias especiais. Contudo, no caso da matéria orgânica particulada (MOP), que se encontra em suspensão no fluido, verifica-se uma decantação e posterior acúmulo no fundo. Este processo é chamado de deposição.

Sob condições de velocidade baixa ou virtualmente nula, a fração particulada da DBOC pode ser retirada da coluna d'água por precipitação e deposição no fundo, o que pode reduzir significativamente a DBOC induzida pela MOP contida no meio líquido. Entretanto, esta mesma deposição de DBOC pode aumentar a demanda bentônica de oxigênio no fundo do corpo d'água. No caso de correntes com magnitude mais elevada, as partículas de matéria orgânica depositadas no leito do corpo d'água podem ser ressuspensas e então retornar ao fluido, elevando dessa forma os níveis de DBOC.

O próximo item descreve sucintamente a nitrificação, processo que também consome o oxigênio dissolvido na água.

- *Nitrificação*

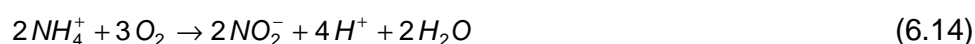
Sendo de extrema importância na formação dos nutrientes e aminoácidos – e, por consequência, das proteínas consumidas pelos seres vivos do ecossistema –, o *nitrogênio* é um elemento fundamental para o bom funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Juntamente com o fósforo, em baixas concentrações, os compostos nitrogenados podem ser considerados como fatores limitantes do crescimento e da multiplicação de diversas espécies vivas em águas oceânicas.

A nitrificação pode ser definida como a oxidação biológica de compostos nitrogenados reduzidos, como a amônia (NH_3 , originada do íon amônio NH_4^+ e composto-chave para a formação das aminas, amidas e aminoácidos), visando à formação de íons nitrito (NO_2^- , no decorrer do processo) e nitrato (NO_3^- , ao final do processo). O nitrato, ao lado do íon amônio, é um dos mais importantes nutrientes encontrados em ecossistemas aquáticos, fornecendo nitrogênio para os produtores primários, que formam a base da cadeia trófica nestes ambientes (Esteves, 1998).

Os compostos reduzidos, por sua vez, são produzidos pelas decomposições aeróbica e anaeróbica da matéria orgânica nitrogenada, a qual pode ser originada pela lixiviação de solos próximos ao corpo d'água, pelo *run-off* terrestre (inclusive aquele proveniente de fertilizantes químicos e fertirrigação por vinhoto), e ainda por descargas de resíduos domésticos (Chester, 1990).

O processo, a partir do íon amônio, dá-se através de reações químicas produzidas por dois gêneros de bactérias, a saber:

1. Oxidação do amônio a nitrito (NO_2^-) – gênero *Nitrosomona*:



2. Oxidação do nitrito a nitrato (NO_3^-) – gênero *Nitrobacter*:



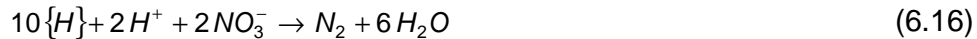
Examinando as equações acima, percebe-se que a produção de íons nitrito e nitrato consome bastante oxigênio numa proporção de oito partes de oxigênio molecular para três de íon amônio (após calcular os pesos moleculares e reduzir a fração à forma mais simples). Ainda, este processo contribui para reduzir o pH da água por aumentar a concentração de íons H^+ no meio líquido (ver equação (6.14)).

- *Desnitrificação*

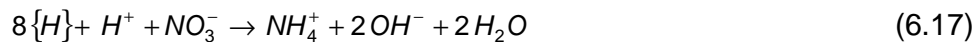
No item anterior foi dito que a nitrificação concorre para a redução dos níveis de OD. Em condições anaeróbicas, entretanto, o processo tende a se inverter, visto que algumas bactérias usam, em vez do oxigênio molecular dissolvido, o oxigênio contido no nitrato para a realização de seus processos vitais, transformando-o em nitrogênio molecular ou amônia, que são transportados à atmosfera na forma gasosa. Dessa forma, há a possibilidade das bactérias oxidarem a matéria orgânica mesmo na ausência de oxigênio molecular, em níveis energéticos apenas 10% superiores à respiração aeróbica

(Schlegel, 1976, apud Esteves, 1998). A este processo denomina-se desnitrificação, que pode ocorrer sob duas formas:

3. Desnitrificação – Redução do nitrato a nitrogênio molecular:



4. Amonificação – Redução do nitrato a amônio:



A desnitrificação pode ocorrer principalmente em condições anaeróbicas (na maioria das vezes, em regiões da coluna d'água mais próximas ao sedimento), tendo em vista as baixas concentrações de OD e a alta oferta de matéria orgânica. Sendo assim, a desnitrificação não causa perdas significativas de nitrogênio na coluna d'água, mas pode ser importante se há a necessidade de simular condições bentônicas anaeróbicas. Para uma lista dos parâmetros utilizados e em quais concentrações, ver Tabela 6.5, à página 63.

- *Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)*

Assim como o nitrogênio, o *fósforo* é importante para os sistemas biológicos por causa da extensa aplicação deste elemento em processos metabólicos dos seres vivos, a exemplo do armazenamento de energia (integrando a molécula de ATP) e estruturação da membrana celular (através dos fosfolipídios).

Toda forma de fósforo presente em águas naturais, tanto na forma iônica quanto na complexada, se dá sob a forma de fosfato (Esteves, 1998). Além disso, na maioria das águas interiores é o fósforo, e não o nitrogênio, o elemento limitante de crescimento e produtividade primária.

Assim, a qualidade destas águas interiores é de grande importância por afetar diretamente o equilíbrio de zonas estuarinas, em caso de concentrações muito altas ou muito baixas dos nutrientes de origem alóctone que aportam ao estuário. Além disso, é comprovado que rios que drenam lagos e reservatórios possuem concentrações de fósforo mais críticas do que outros tipos de cursos d'água (Binkley et al., 1999).

A exemplo da matéria orgânica, o fósforo é encontrado tanto na forma dissolvida como particulada. Na forma dissolvida, o ortofosfato é o grupo predominante (derivado a partir do ácido fosfórico – H_3PO_4 , inorgânico – nas formas H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} e PO_4^{3-}), juntamente com o fosfato orgânico dissolvido e, em sistemas impactados, polifosfato (Chester, 1990).

Ainda segundo Chester (1990), as fontes de fosfato dissolvido (PO_4^{3-}) em águas fluviais e estuarinas incluem o intemperismo de alguns minerais presentes na crosta terrestre (como a apatita e o ortofosfato de alumínio) e aportes antropogênicos (especialmente a partir da oxidação dos efluentes urbanos – sejam domésticos ou industriais – e agrícolas, além da quebra dos polifosfatos usados em detergentes). A Tabela 6.6, na página 66, resume os parâmetros e concentrações utilizados para os compostos fosforados.

- *Mineralização da matéria orgânica*

Um dos principais motivos do fitoplâncton ser a base da cadeia trófica reside no fato de que ele é capaz de converter os nutrientes da forma inorgânica para a orgânica, servindo de alimento para os níveis tróficos superiores. Entretanto, antes da conversão e incorporação dos nutrientes à biomassa fitoplanctônica, é necessária a prévia dissociação dos compostos orgânicos nitrogenados e fosforados em seus componentes inorgânicos básicos, a exemplo dos íons amônio e fosfato.

Esta dissociação se dá através da mineralização ou *decomposição bacteriana* (ou seja, que é realizada por processos provenientes da ação das bactérias de decomporem o substrato orgânico). Assim, a mineralização devolve ao corpo d'água os nutrientes nitrogenados e fosforados na forma inorgânica para que possam ser consumidos pelo fitoplâncton, e assim reiniciar os respectivos ciclos.

6.6.5. Equações de balanço de constituintes (baseados em N e P) e suas expressões cinéticas

Definidos os principais processos relativos a nutrientes, as equações usadas pelo submodelo EUTRO5 para calcular as concentrações dos SCs amônia, nitrato e FID são, respectivamente, as seguintes:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_1}{\partial t} = & \underbrace{D_{P1} a_{NC} (1 - f_{ON}) C_4}_{\text{Morte Fitoplanctônica}} + \underbrace{k_{71} \Theta_{71}^{T-20} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_7}_{\text{Mineralização}} - \underbrace{G_{P1} a_{NC} P_{NH3} C_4}_{\text{Crescimento Fitoplanctônico}} \\ & - \underbrace{k_{12} \Theta_{12}^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{NIT} + C_6} \right) C_1}_{\text{Nitrificação}} \end{aligned} \quad (6.18)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_2}{\partial t} = & \underbrace{k_{12} \Theta_{12}^{T-20} \left(\frac{C_6}{K_{NIT} + C_6} \right) C_1}_{\text{Nitrificação}} - \underbrace{G_{P1} a_{NC} (1 - P_{NH3}) C_4}_{\text{Crescimento Fitoplanctônico}} \\ & - \underbrace{k_{2D} \Theta_{2D}^{T-20} \left(\frac{K_{NO3}}{K_{NO3} + C_4} \right) C_2}_{\text{Desnitrificação}} \end{aligned} \quad (6.19)$$

$$\frac{\partial C_3}{\partial t} = \underbrace{D_{P1} a_{PC} (1 - f_{OP}) C_4}_{\text{Morte Fitoplanctônica}} + \underbrace{k_{83} \Theta_{83}^{T-20} \left(\frac{C_4}{K_{mPc} + C_4} \right) C_8}_{\text{Mineralização}} - \underbrace{G_{P1} a_{PC} C_4}_{\text{Crescimento Fitoplanctônico}} \quad (6.20)$$

As Tabelas 6.5 e 6.6 a seguir descrevem os termos envolvidos nas equações cinéticas acima, para os compostos nitrogenados e fosforados.

Tabela 6.5. Termos de cinética para os compostos nitrogenados

Descrição		Notação	Valor ou Faixa Utilizável	Unidades
Concentração de amônia (NH ₃)		C ₁	Variável*	mg NH ₃ l ⁻¹
Concentração de nitrato (NO ₃)		C ₂	Variável*	mg NO ₃ l ⁻¹
Concentração de nitrogênio orgânico (ON)		C ₇	Variável*	mg N l ⁻¹
Taxa de desnitrificação** Coeficiente de temperatura		K _{2D}	0,09	dia ⁻¹
		Θ _{2D}	1,045	adimensional
Constante de <i>Michaelis</i> para desnitrificação		K _{BOD}	0,5	mg O ₂ l ⁻¹
Fração do fitoplâncton morto reciclado...	... para o compartimento de ON	f _{ON}	0,5	adimensional
	... para o compartimento de NH ₃	(1 - f _{ON})	0,5	adimensional
Fração dissolvida de ON		f _{D7}	1,0	adimensional
Termo de preferência de absorção de amônia		P _{NH₃}	$1,0 - \frac{C_1}{C_1 + C_2}$	adimensional

(*)De acordo com o segmento onde o constituinte é calculado.

(**) A uma temperatura padrão de 20°C.

Tabela 6.4. Modelagem da reaeração atmosférica induzida pelo vento

Equação	Velocidade do Vento
$k_{wj} = \frac{86400}{100 D_j} \left(\frac{D_{OW}}{v_w} \right)^{2/3} \left(\frac{\rho_a}{\rho_w} \right)^{1/2} \frac{\kappa^{1/3}}{\Gamma} \sqrt{C_d} (100W) \quad (6.9)$	Até 6 m s ⁻¹
$k_{wj} = \frac{86400}{100 D_j} \left[(TERM1 \cdot 100W)^{-1} + (TERM2 \sqrt{100W})^{-1} \right]^{-1} \quad (6.10)$ <p>onde</p> $TERM1 = \left(\frac{D_{OW}}{v_w} \right)^{2/3} \left(\frac{\rho_a}{\rho_w} \right)^{1/2} \frac{\kappa^{1/3}}{\Gamma_u} \sqrt{C_d}$ $TERM2 = \left(\frac{D_{OW} \rho_a v_a}{\kappa z_0 \rho_w v_w} \sqrt{C_d} \right)^{1/2}$	Entre 6 e 20 m s ⁻¹
$k_{wj} = \frac{86400}{100 D_j} \left(\frac{D_{OW} \rho_a v_a}{\kappa z_0 \rho_w v_w} \sqrt{C_d} \right)^{1/2} \sqrt{100W} \quad (6.11)$	Acima de 20 m s ⁻¹

A maior importância da velocidade do vento como parâmetro se deve ao fato de ela indicar o tipo de mistura que ocorre na interface ar-água; em outras palavras, a velocidade do vento indica se a transferência de quantidade de movimento do ar para a água é governada por forças viscosas – equação (6.9) –, forças turbulentas – equação (6.11) – ou ainda uma condição transitória entre ambas, expressa pela equação (6.10). As variáveis destas equações estão listadas abaixo:

k_{wj} é a TR induzida pelo vento (dia⁻¹);

W é a velocidade do vento, variável no tempo, a 10 cm acima da superfície d'água (m s⁻¹)

ρ_a é a densidade do ar, função da temperatura do ar (g cm⁻³);

ρ_w é a densidade da água (g cm⁻³);

v_a é a viscosidade do ar, função da temperatura do ar (cm² s⁻¹);

v_w é a viscosidade da água, função de T (cm² s⁻¹);

D_{OW} é a difusividade do oxigênio na água, função de T (cm² s⁻¹);

κ é o coeficiente de von Karman (por definição, igual a 0,4);

z_e é a rugosidade equivalente, adotada como 0,35 (cm);

Tabela 6.6. Termos de cinética para os compostos fosforados

Descrição		Notação	Valor ou Faixa Utilizável	Unidades
Concentração de Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)		C_3	Variável*	mg PO ₄ l ⁻¹
Concentração de fósforo orgânico (OP)		C_8	Variável*	mg P l ⁻¹
Biomassa fitoplanctônica em carbono		P_C	Variável*	mg C l ⁻¹
Razão Fósforo/Carbono		a_{PC}	0,025	mg P mg C ⁻¹
Taxa de mineralização do OP dissolvido Coeficiente de temperatura		K_{83}	0,22	dia ⁻¹
		Θ_{83}	1,08	adimensional
Constante de meia saturação para limitação fitoplanctônica de reciclagem de fósforo		K_{mPC}	1,0	mg C l ⁻¹
Fração do fitoplâncton morto e reciclado...	... para o compartimento de OP	f_{OP}	0,5	adimensional
	... para o compartimento de PO ₄	$(1 - f_{OP})$	0,5	adimensional
Fração dissolvida de PO ₄ na coluna d'água		f_{D3}	0,70 – 0,85	adimensional
Fração dissolvida de OP		f_{D8}	Fornecida pelo modelista	adimensional
Velocidade de deposição da matéria inorgânica		V_{s5}	Fornecida pelo modelista	m dia ⁻¹

Por fim, serão tecidas nas páginas seguintes considerações a respeito das expressões cinéticas usadas pelo submodelo EUTRO5.

- *Cinéticas de oxidação, nitrificação e desnitrificação*

No submodelo EUTRO5, as expressões cinéticas (tanto para a oxidação aeróbica como para a nitrificação e para a desnitrificação) contêm três termos – uma constante de decaimento de primeira ordem, um termo de correção para a temperatura (se diferente de 20°C) e um termo de correção para baixas concentrações de OD (menores que 1,0 mg l⁻¹). O último termo representa o declínio da taxa destes três processos à medida que a concentração de OD

tende a zero. Para este fim, o modelista/usuário pode especificar as constantes de meia-saturação K_{BOD} , K_{NIT} e K_{NO_3} , que representam os níveis respectivos de OD aos quais as taxas dos processos em questão são reduzidas à metade.

- *Cinéticas de mineralização da matéria orgânica*

Para o cálculo dos efeitos da mineralização sobre as concentrações dos nutrientes, o submodelo EUTRO5 utiliza uma técnica denominada *mecanismo de reciclagem por saturação* (MRS), que combina a cinética convencional de primeira ordem com um mecanismo de reciclagem nutricional de segunda ordem, no qual a taxa de reciclagem é diretamente proporcional à biomassa fitoplanctônica presente. Tais conclusões foram referendadas por estudos de laboratório realizados em meios de cultura povoados por bactérias (Jewell & McCarty, 1971, apud Ambrose et al, 1993b).

O MRS permite dependência cinética de segunda ordem em caso de baixas concentrações de fitoplâncton, onde a concentração de carbono presente na biomassa fitoplanctônica P_C é bem menor que K_{mP_C} , a constante de meia-saturação para a reciclagem. Inversamente, quando P_C é bem maior que K_{mP_C} , o MRS permite dependência cinética de primeira ordem.

Em outras palavras, este mecanismo reduz a taxa de reciclagem se a população fitoplanctônica é pequena, mas não permite que a taxa aumente com o incremento da população. O submodelo assume que, em altos níveis populacionais, a cinética de reciclagem acontece na taxa máxima possível usando a cinética de primeira ordem. O valor predefinido para K_{mP_C} é zero, o que permite que a mineralização ocorra em cinética de primeira ordem para todos os níveis de população fitoplanctônica.

- *Cinéticas de deposição da matéria orgânica*

A expressão cinética para a deposição no submodelo EUTRO5 depende fortemente da velocidade v_{s3} de sedimentação da MOP (fornecida pelo modelista/usuário) e a fração particulada da DBOC (dada por $1-f_{D5}$, onde f_{D5} é a

fração dissolvida). As velocidades de deposição que sejam variáveis no tempo e no espaço²⁰ podem ser inseridas como parte do campo de transporte advectivo. A ressuspensão pode ser inserida de maneira análoga, utilizando-se uma função de velocidade em separado. Finalmente, as frações dissolvidas variáveis podem ser inseridas como condições iniciais para cada segmento.

²⁰ No caso, a concentração mantém-se constante em um dado segmento e varia entre segmentos.

7. Resultados e Discussão

A metodologia de trabalho envolveu a escolha de cenários de simulação, determinados em função de variáveis *sazonais* (com relação ao regime de chuvas), *astronômicas* (com relação ao efeito do alinhamento dos astros, como o Sol e a Lua, sobre as marés) e *operacionais* (considerando as alternativas quanto ao barramento e à forma de liberação dos volumes do reservatório). Os cenários de simulação serão o assunto do próximo item.

7.1. Cenários de Simulação

No intuito de se comparar e avaliar as modificações induzidas pelo barramento do rio, foram definidos *cenários de simulação*, através dos quais os efeitos de cada uma destas situações pode ser mensurado, relativamente à condição inicial assim como às outras alternativas.

A escolha entre as alternativas possíveis de descarga do reservatório pode fazer com que água proveniente de regiões de baixa ou nula concentração de OD e com nutrientes e algas em excesso traga prejuízos para a região a jusante do barramento, na medida em que pioram as condições de QA verificadas após a descarga (Araújo et al., 1990).

Deve ser observado que a codificação das variáveis operacionais remonta ao documento COMPESA/FADE (2000b), que trata da modelagem matemática relativa ao reservatório e que, portanto, influencia o SEP no que se refere à hidrodinâmica e à qualidade da água. Como o reservatório é uma das condições de contorno a montante do sistema, os cenários relativos à simulação do reservatório deverão ser também considerados para as simulações do trecho a jusante.

Ainda segundo o documento, os cenários mais representativos no que diz respeito ao controle da anoxia e da concentração de nutrientes são 1A (descarga por vertedouros da barragem) e 3A (uso de descarregadores de fundo da barragem), por serem condições diametralmente opostas de um mesmo período hidrológico.

A Tabela 7.1 a seguir resume as características de cada cenário:

Tabela 7.1. Cenários de montante para o SEP

Cenário 1A	<ul style="list-style-type: none"> • Liberação das vazões efluentes do reservatório através dos vertedouros da barragem; • Águas liberadas mais oxigenadas e menos ricas em nutrientes.
Cenário 3A	<ul style="list-style-type: none"> • Liberação das vazões efluentes do reservatório através dos descarregadores de fundo da barragem; • Águas liberadas menos oxigenadas e mais ricas em nutrientes.

Estas condições, combinadas com os fatores sazonais e astronômicos, foram consideradas neste estudo. A Tabela 7.2 abaixo resume os três tipos de variáveis, bem como as alternativas relativas a cada uma delas.

Tabela 7.2. Variáveis atribuídas aos Cenários de Simulação

Variáveis Sazonais	Período chuvoso (IN)
	Período seco (VE)
Variáveis Astronômicas	Quadratura (QT)
	Sizígia (SZ)
Variáveis operacionais	Sem barramento (00)
	Barramento e descarga por vertedouros (1A)
	Barramento e uso de descarregadores de fundo (3A)

Para se compor um determinado cenário é suficiente escolher, por variável (sazonal, astronômica ou operacional), uma dentre as alternativas consideradas. Assim, o cenário que combina período seco (VE), marés de sizígia (SZ) e barramento com vertedouros (1A) é representado pelo código VE-SZ1A. Enquanto isso, o cenário IN-QT00 agruparia os efeitos simultâneos sobre o sistema de correntes do período chuvoso, marés de quadratura e ausência de barramento.

Conforme mencionado no início deste capítulo, existem diversos tipos de variáveis de estado a serem consideradas. A princípio, seria lógico supor que algumas destas variáveis agissem de forma mais relevante sobre o sistema do que outras, ou seja, que algumas das variáveis assumiriam uma condição de

predominância no sistema e, por essa razão, praticamente determinariam boa parte dos resultados. Após uma análise preliminar dos resultados, verificou-se que a combinação de algumas destas variáveis de estado realmente produziu resultados satisfatórios.

A Tabela 7.3 a seguir apresenta as variáveis de estado consideradas no estudo de QA.

Tabela 7.3. Variáveis de estado (constituintes) consideradas para a simulação

Numeração no WASP5	Variável de Estado	Símbolo
1	Amônia	NH3
2	Nitrato	NO3
3	Fósforo Inorgânico Dissolvido	PO4
5	Demanda Bioquímica de Oxigênio	BOD
6	Oxigênio Dissolvido	DO

Considerando que o modelo hidrodinâmico serve de base para o transporte advectivo-difusivo dos constituintes, os seus resultados serão apresentados inicialmente. Partindo da compreensão dos campos de transporte encontrados no sistema, serão apresentados os resultados do modelo de QA.

Como o volume descarregado pelas situações 1A e 3A é o mesmo – dependendo apenas do dispositivo pelo qual é feita a descarga – pode-se considerar estas duas situações equivalentes, ainda que apenas do ponto de vista hidrodinâmico. Para as simulações de QA, como é lícito supor, tais cenários tenderão a ser diferentes entre si, especialmente nos segmentos mais próximos ao barramento.

7.2. Resultados do modelo hidrodinâmico: algumas considerações prévias

Para simplificar a análise e a compreensão dos resultados, optou-se primeiramente pela apresentação dos resultados do modelo hidrodinâmico relativos às marés de sizígia, respeitando todavia as variações sazonais

(períodos seco e chuvoso) e operacionais (antes e depois do barramento); esta forma de apresentação dos resultados foi escolhida por ter sido verificado, durante a análise preliminar, que as marés de sizígia, por induzirem velocidades e profundidades mais extremas, mostraram ser *a priori* um cenário crítico.

Em seguida, definidas as modificações sofridas pelo SEP após o barramento, poderão ser comparadas os cenários de sizígia e quadratura para os períodos seco e chuvoso.

Na apresentação dos resultados, a legenda das curvas (representando os quatro estágios de maré) nos gráficos hidrodinâmicos refere-se aos estágios verificados na foz do estuário.

7.3. Calibração e validação do modelo hidrodinâmico DYNHYD5. O coeficiente de Manning (n).

Modelos matemáticos necessitam ser calibrados e validados antes de serem utilizados como ferramentas de gerenciamento. A meta da calibração é estimar os parâmetros do modelo de forma a permitir a maior fidelidade possível entre os resultados numéricos provenientes das simulações e aqueles mensurados em campo. Uma vez calibrado, o modelo deve ser confrontado com outras forçantes externas (validação), mantendo-se o mesmo conjunto de parâmetros obtidos na calibração. Caso este teste seja bem sucedido, considera-se que o modelo esteja calibrado e validado, estando assim apto para o uso no sistema ao qual foi adaptado.

No caso específico de modelos unidimensionais longitudinais, que resolvem as equações de *Barré-St. Venant*, o principal parâmetro de calibração (e, portanto, o mais usual) é o coeficiente de *Manning* (Ceirano et al., 1982).

Partindo deste pressuposto, a metodologia empregada neste estudo foi utilizar-se dos dados obtidos *in situ* durante a fase de sizígia para calibrar o modelo – ou seja, determinar os coeficientes de *Manning* – e testar (validar) o código numérico com os dados obtidos em campo durante a fase de quadratura.

Cada etapa do processo de calibração envolveu os seguintes passos:

- 1) Entrada de todos os parâmetros (geometria, condições de contorno a montante e a jusante, condições iniciais, etc.);
- 2) Estimativa/correção dos coeficientes de *Manning*;
- 3) Execução do programa;
- 4) Pós-processamento dos resultados numéricos, analisando-se comparativamente as respostas das simulações com as informações experimentais obtidas em campo;
- 5) Caso os resultados sejam satisfatórios – ou seja, apresentarem erro inferior a 10% na comparação entre os dados obtidos *in situ* e os resultados numéricos – o procedimento é encerrado; em caso contrário, retornar à etapa (2).

O valor de n pode ser bastante variável entre os canais modelizados, por depender de uma série de fatores como rugosidade do leito, vegetação, irregularidades na seção transversal ou na forma do canal, obstruções diversas – a exemplo de pedras, restos de pontes e de outras construções desativadas – e mesmo a baixa profundidade do rio em alguns trechos, como poderá ser constatado nos itens posteriores.

Em sistemas estuarinos como o SEP normalmente são utilizados coeficientes n na faixa de 0,01 a 0,20 (Stretta, 2000). Aumentar n provoca uma maior dissipação de energia no canal, resultando em menores amplitudes de intrusão de maré e em maiores tempos de propagação das ondas através do canal – ou seja, aumenta o retardo entre o sinal de maré obtido na boca do estuário e aquele verificado em junções interiores.

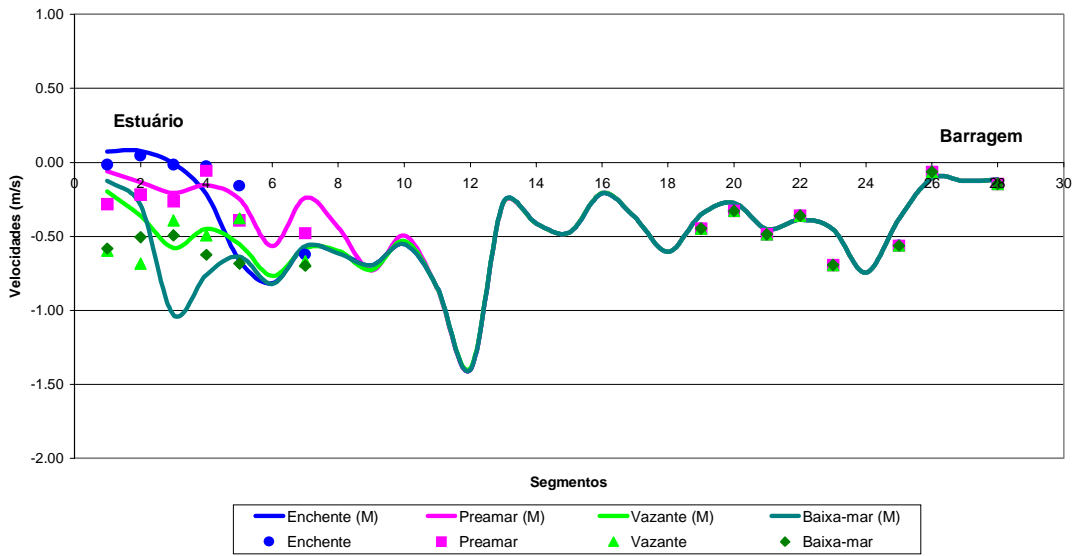
Os valores de n não foram apenas ajustados de acordo com os resultados experimentais das velocidades, mas também levando-se em conta os diferentes tipos de vegetação (como os manguezais e alagados encontrados no estuário) e as características do leito do rio observadas experimentalmente (Ven Te Chow, 1959). Os valores estimados para os coeficientes de *Manning* para cada canal do SEP estão apresentados na Tabela 7.4 e o diagrama unifilar do sistema pode ser visto na Figura 7.1.

Os resultados finais das simulações após a calibração dos valores de n para o campo de velocidades ao longo do SEP estão mostrados na Figura 7.2a (dados de período chuvoso, marés de sizígia) e na Figura 7.2c (dados de período seco, marés de sizígia), onde são comparados os resultados numéricos com os obtidos em campo.

Em todos os cenários analisados, o número 1 correspondente à boca do estuário e o número 28, ao segmento situado imediatamente a jusante da Barragem do Rio Pirapama.

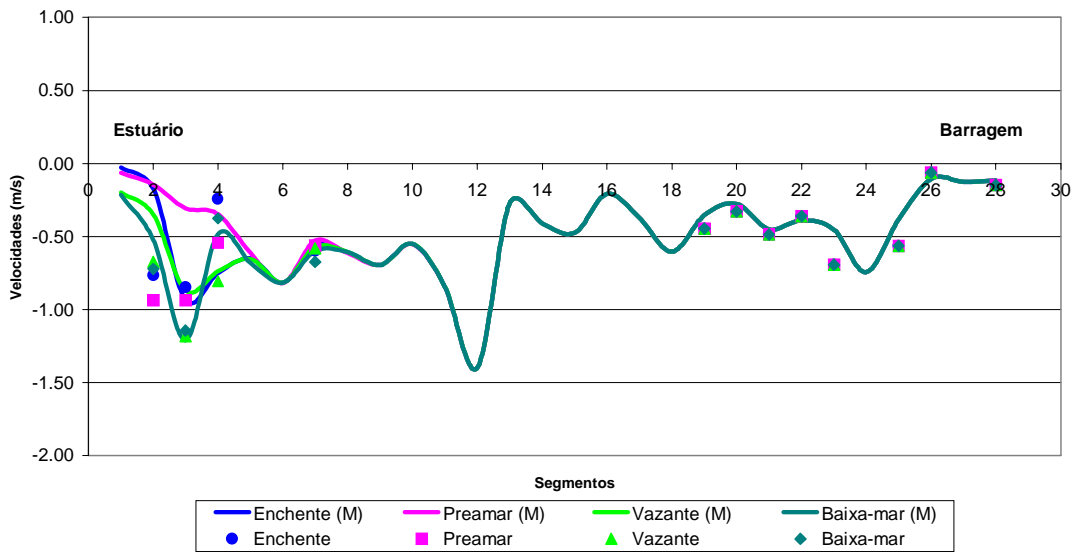
Uma vez calibrado o modelo, os resultados da simulação para a quadratura, utilizando os mesmos parâmetros obtidos para a sizígia, estão mostrados na Figura 7.2b (período chuvoso) e na Figura 7.2d (período seco). Ao que tudo indica, o modelo permite uma boa reprodução das características hidrodinâmicas do SEP, dada a proximidade entre os valores numéricos e experimentais.

Cenário : IN-SZ00
Velocidades no Canal



(Figura 7.2a)

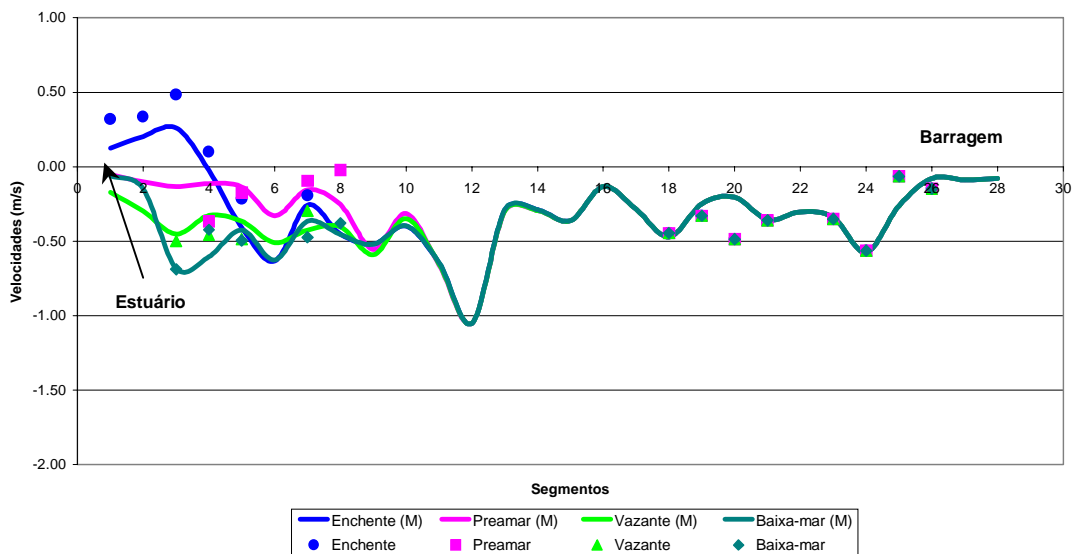
Cenário : IN-QT00
Velocidades no Canal



(Figura 7.2b)

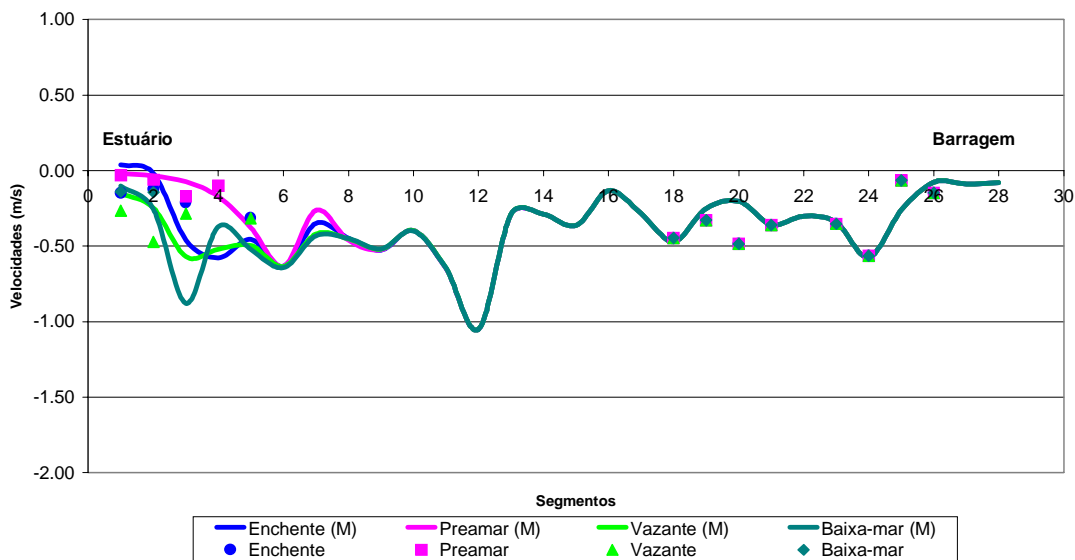
Figuras 7.2a e 7.2b. Calibração e validação do modelo hidrodinâmico utilizando velocidades (período chuvoso). Cenários: IN-SZ00 (calibração) e IN-QT00 (validação).

**Cenário: VE-SZ00
Velocidades no Canal**



(Figura 7.2c)

**Cenário : VE-QT00
Velocidades no Canal**



(Figura 7.2d)

Figuras 7.2c e 7.2d. Calibração e validação do modelo hidrodinâmico utilizando velocidades (período seco). Cenários: VE-SZ00 (calibração) e VE-QT00 (validação).

7.4. Modelo hidrodinâmico – marés de sizígia

7.4.1. Efeitos de barramento no período chuvoso: IN-SZ00 x IN-SZ1A²¹

Observou-se que a maior parte das velocidades (Figura 7.3) está situada entre 0 e $-0,75 \text{ m s}^{-1}$ (conforme visto no item 5.5.3, o sinal negativo representa o sentido montante-jusante, ou seja, saindo da barragem em direção ao estuário) em ambas as situações. Os efeitos da redução da vazão causada pelo barramento (Figura 7.3b) são verificáveis pela diminuição do valor absoluto das velocidades de sinal negativo e pelo aumento das de sinal positivo. Este fato é particularmente notável nas seguintes situações:

- no estágio de enchente, nos quatro primeiros segmentos (curva azul);
- no estágio de baixa-mar, no segmento 3 (curva verde-escuro);
- na região da “ilha” fluvial (segmentos de 5 a 8), durante os quatro estágios de maré.

Para a região mais próxima da foz compartilhada (segmentos 1 a 10), foi observado o aparecimento de uma região onde a influência do fluxo oceânico é predominante em relação à do fluxo lótico. A esta região denominou-se *zona de maré dinâmica* ou *zona de domínio oceânico* (ZDO).

Para os segmentos mais distantes, observou-se uma redução de velocidade, especialmente na região compreendida entre as junções 15 e 28, formando uma *zona de domínio lótico* (ZDL). Enquanto isso, a região entre as junções 10 e 15 parece comportar-se como uma *zona de transição* (ZT) entre estes dois estados, o que pode ser explicado em parte pelo fato da redução progressiva da influência da maré dinâmica até o segmento 10 e, por outro lado, pela redução da vazão a montante. Mesmo com a afluência do rio Gurjaú no segmento 12 – o que aumentou o valor negativo das velocidades até o segmento 10 – a tendência de queda das mesmas persistiu.

²¹ Ou IN-SZ3A, em virtude da equivalência hidrodinâmica entre estas soluções.

Tabela 7.4. Valores estimados do coeficiente de *Manning* no SEP

<i>Junções</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>N</i>	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04

<i>Junções</i>	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
<i>N</i>	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10	0.20	0.20	0.20	0.20

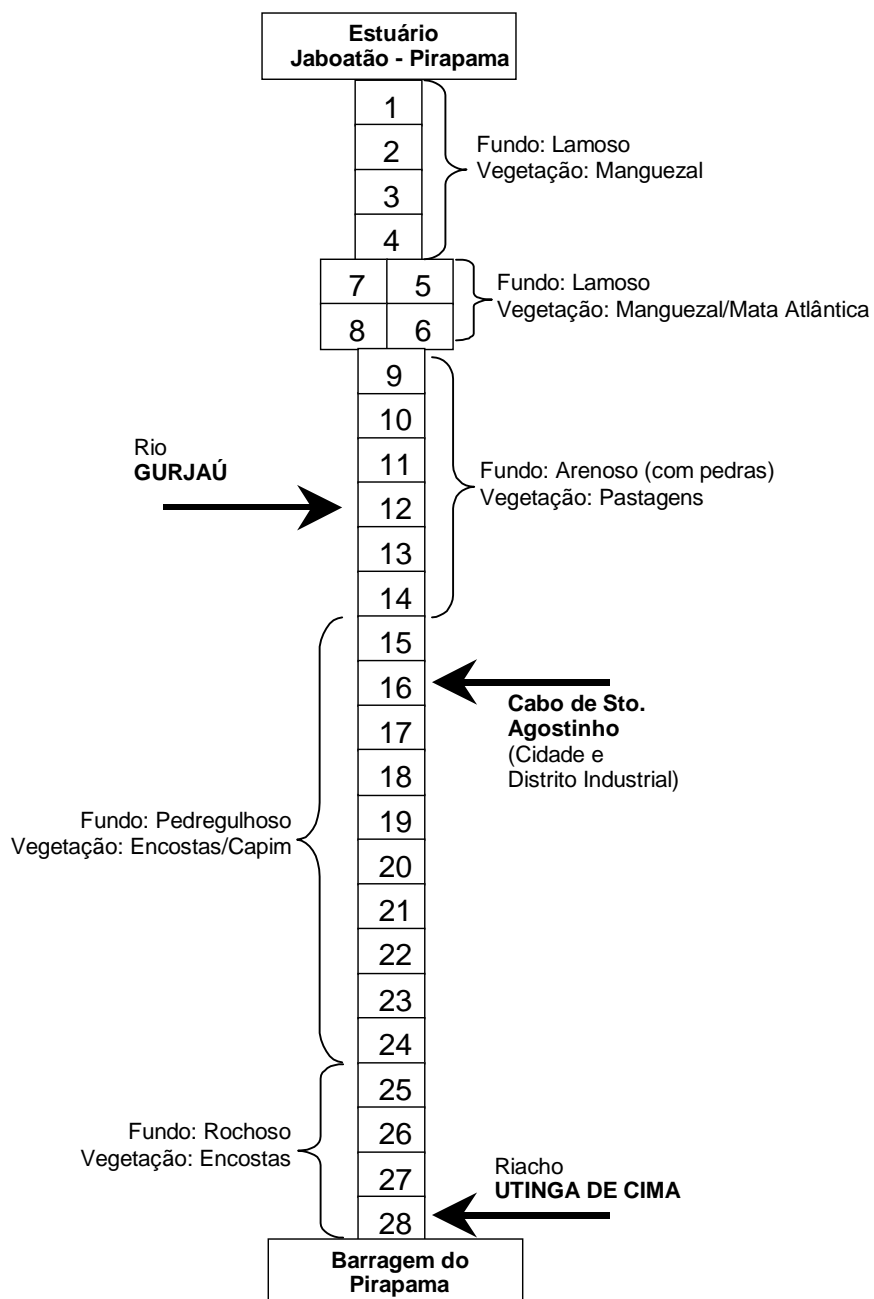
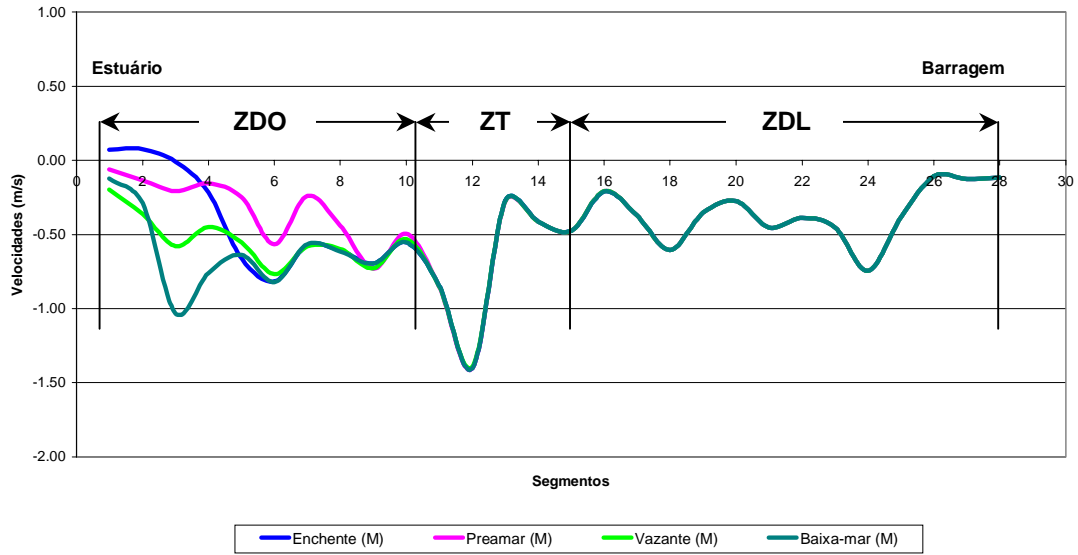


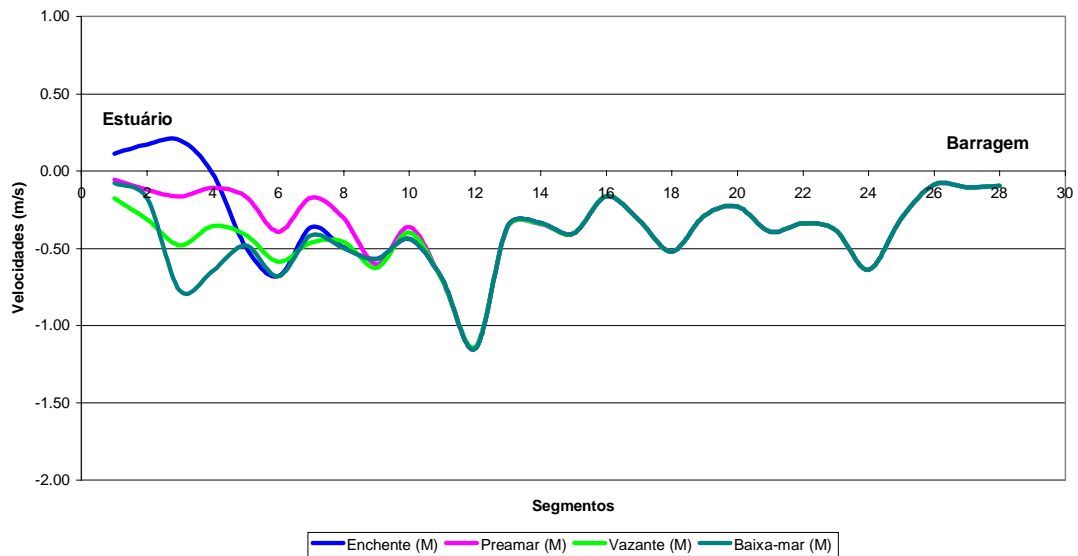
Figura 7.1. Diagrama Unifilar do SEP.

Cenário : IN-SZ00
Velocidades no Canal



(Figura 7.3a)

Cenário : IN-SZ1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



(Figura 7.3b)

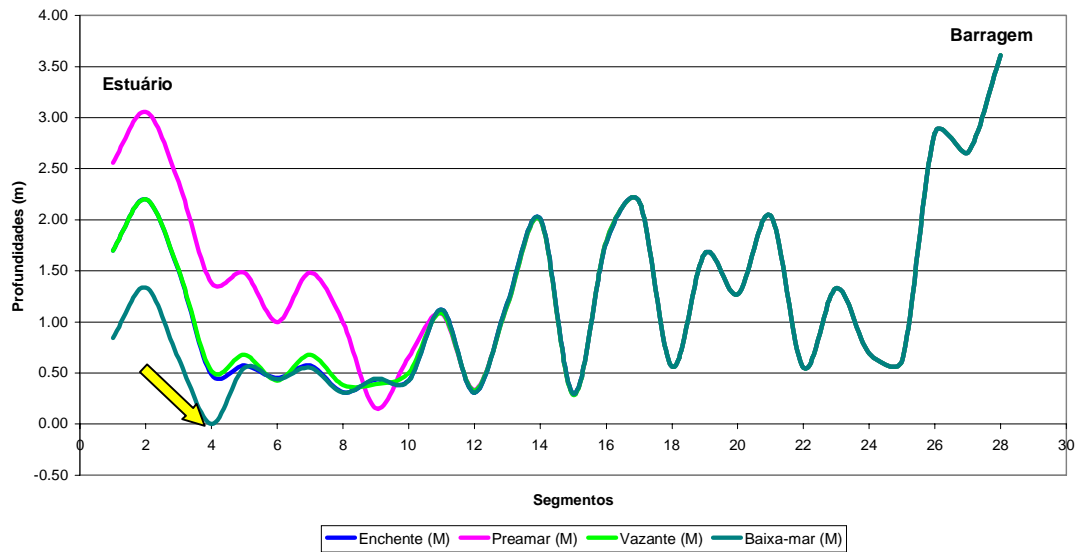
Figuras 7.3a e 7.3b. Comparação entre velocidades: cenários IN-SZ00 e IN-SZ1A / 3A.

Durante a análise das profundidades verificou-se uma tendência à redução da lâmina d'água de forma homogênea desde a junção 11 até a 28. Nos segmentos entre 1 e 11 foi notada uma forte semelhança entre os padrões de enchente e vazante em cada um dos cenários – o que seria de se esperar, dada a simetria da forçante oceânica aplicada a jusante – e entre os quatro estágios de maré nos dois cenários analisados, o que indicaria a predominância do componente oceânico em relação ao fluvial (Figuras 7.4a e 7.4b).

A construção da barragem faz com que boa parte da lâmina d'água de jusante esteja situada abaixo de 0,5 m. No entanto, mesmo antes do barramento e em um ano chuvoso – como foi o ano das coletas – a profundidade já alcançava níveis bastante baixos em toda a extensão do sistema. O barramento apenas tornou a situação mais crítica.

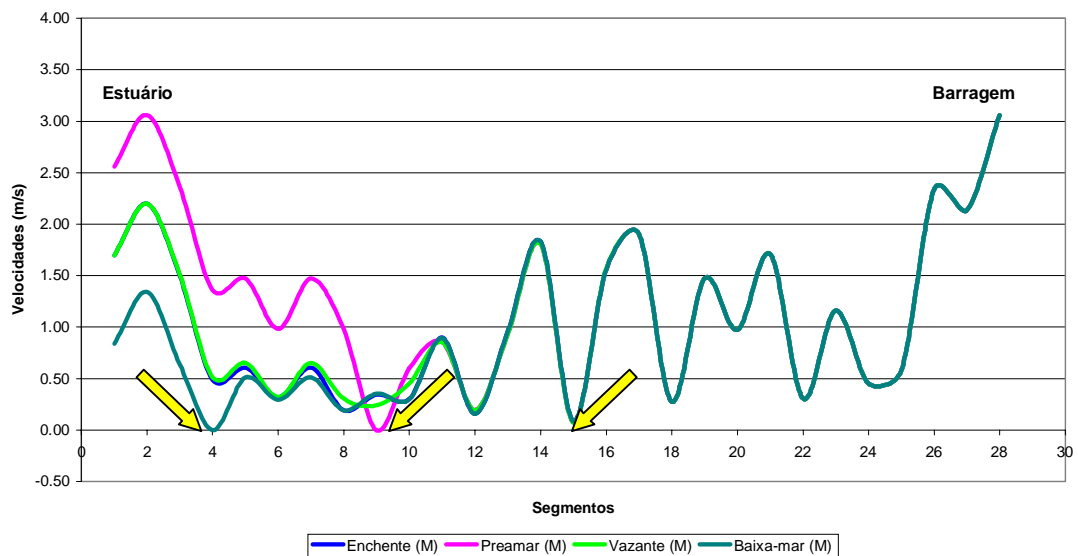
Foi constatado inclusive que alguns pontos possuem profundidades tão reduzidas que tendem a zero (setas amarelas, em ambos os cenários). A baixa profundidade, se é benéfica por facilitar a mistura e a reaeração no sistema, em níveis tão baixos tende a romper a continuidade do transporte advectivo-difusivo do sistema; em outras palavras, o fluxo do rio tende a se tornar intermitente. Isto é particularmente crítico com relação aos resíduos sólidos despejados no mesmo pela rede de esgotos.

Cenário : IN-SZ00
Profundidades no Canal



(Figura 7.4a)

Cenário : IN-SZ1A (ou 3A)
Profundidades no Canal



(Figura 7.4b)

Figuras 7.4a e 7.4b. Comparação entre profundidades: cenários IN-SZ00 e IN-SZ1A / 3A

7.4.2. Efeitos de barramento no período seco: VE-SZ00 x VE-SZ1A

Se no período chuvoso o barramento já havia modificado sensivelmente as condições hidrodinâmicas da ZDO (especialmente na “ilha” e na região compreendida entre as estações 1 e 4), a situação no período seco se mostra ainda mais delicada. As Figuras 7.6a (que indicam a situação antes do barramento) e 7.6b (depois da implantação do barramento) mostram que, na ZDO, a lâmina d’água praticamente não sofre alteração.

Sabe-se, contudo, que por causa do barramento há uma redução do volume d’água transportado pelo rio; portanto, se mesmo assim não há redução do volume d’água nesta zona, é possível supor que aconteça, de forma geral, um incremento da componente oceânica na ZDO, a qual tende a ocupar o espaço deixado pela redução da componente lótica nesta região. Ainda que este incremento seja pequeno em alguns pontos, tal comportamento se mostra dentro do esperado (Figuras 7.6a e 7.6b, círculos vermelhos).

Contudo, na zona de domínio lótico do rio (estações 15 a 28) a redução agora parece se dar de forma mais abrupta do que aquela verificada no período chuvoso; em outras palavras, o barramento durante o período seco tende a provocar efeitos mais drásticos no manancial do que durante o período chuvoso. Isso dificulta o transporte e a diluição dos efluentes lançados pelos núcleos urbanos e industriais, notadamente na região do Cabo de Santo Agostinho (segmento 16), onde se verifica uma redução de vazão considerável nos segmentos mais próximos a jusante. Esta redução pode induzir a um aumento nas concentrações de $DBO_{5,20}$ e de nutrientes, piorando a qualidade das águas tanto nas redondezas quanto a jusante, e assim praticamente inviabilizando o uso de água do rio de forma direta para consumo humano, animal ou para a agricultura.

A zona de transição também acompanha a tendência da ZDL e exibe uma redução de velocidade que se acentua particularmente com a queda de vazão do rio Gurjaú. Por essa razão, tanto o aporte hídrico quanto o carreamento de constituintes nesta região se torna menor no período seco.

Após o barramento, na região mais próxima da foz do estuário (segmentos 1 a 4), percebe-se que há, durante os estágios de enchente e de preamar, uma forte tendência às velocidades próximas de zero ou até

positivas, denotando assim a influência crescente da forçante oceânica e de todos os constituintes trazidos por ela (Figura 7.5b, círculo vermelho). Ainda que as águas oceânicas, a princípio mais *limpas* (maior concentração de OD e menor teor de $\text{DBO}_{5,20}$ e nutrientes) do que as águas do SEP, contribuam decisivamente na diluição do excesso de constituintes durante os estágios de enchente e preamar, elas também carregam sais dissolvidos em grande quantidade para dentro do estuário – a concentração destes sais é chamada de *salinidade*.

É fato comum que a variabilidade da salinidade em função dos diferentes estágios de maré é um fenômeno natural e até desejável, para que o estuário possa servir como um berçário de espécies que, após um certo tempo, tendem a povoar as regiões costeiras circunvizinhas. Esta mesma variabilidade é também um fator de seleção natural à sobrevivência das espécies que se mostrarem mais adaptadas a este ambiente de mudanças contínuas.

Assim, sabendo-se que a salinidade é um constituinte conservativo, pode-se deduzir que o barramento será indutor de uma variabilidade ainda maior do que a preexistente na salinidade desta região – valores mais baixos na vazante e baixa-mar, sucedidos por valores bem mais elevados na enchente e na preamar, o que em geral é prejudicial ao equilíbrio do ecótono estuarino.

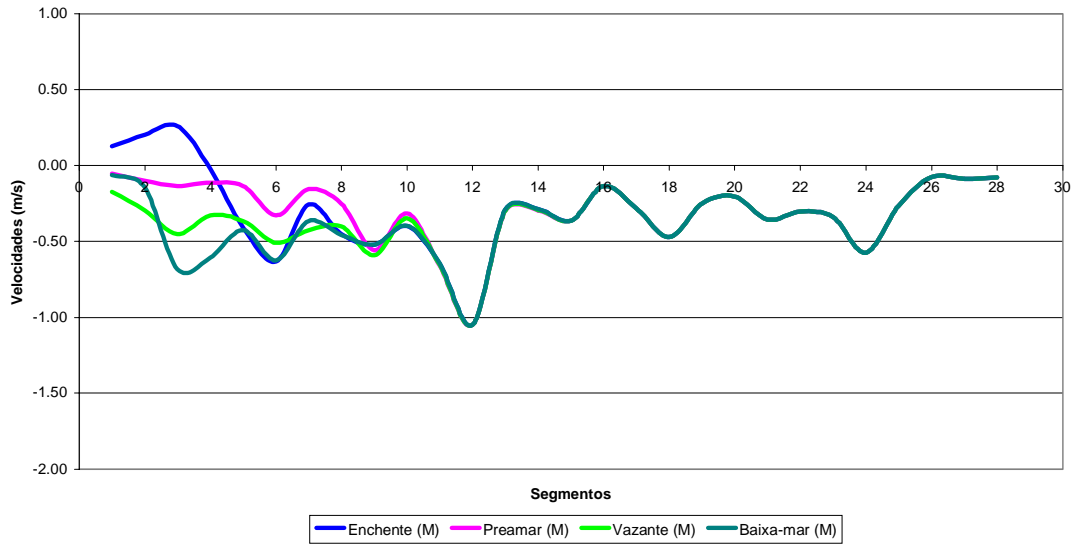
Em decorrência disto e estendendo a análise para toda a zona de maré dinâmica, verificou-se que não há nenhum trecho do SEP que possua velocidade maior do que $-0,5 \text{ m s}^{-1}$ (sentido montante-jusante), havendo ainda a formação provável, após o barramento, de um remanso no segmento 7, localizado na “ilha” fluvial (Figura 7.5b, círculo laranja).

A redução da vazão provocada pelo barramento e pelo período seco se reflete de igual maneira nas profundidades. Na ZDL (Figura 7.6) podem ser observadas as maiores diferenças entre as alturas de coluna d’água, chegando a diferenças próximas a um metro na cabeceira do rio e em segmentos vizinhos, como os que estão a montante do segmento 25.

Além do comportamento esperado de diminuição das alturas de coluna d’água ao longo da ZDL, chamou a atenção o aumento do número de pontos onde a profundidade tende a ser nula após o barramento – cerca de sete, ao longo de todo o rio, sendo quatro na ZDL, dois na ZT e um na ZDO (Figura 7.6b, setas amarelas), contra três (um em cada zona, representados por setas

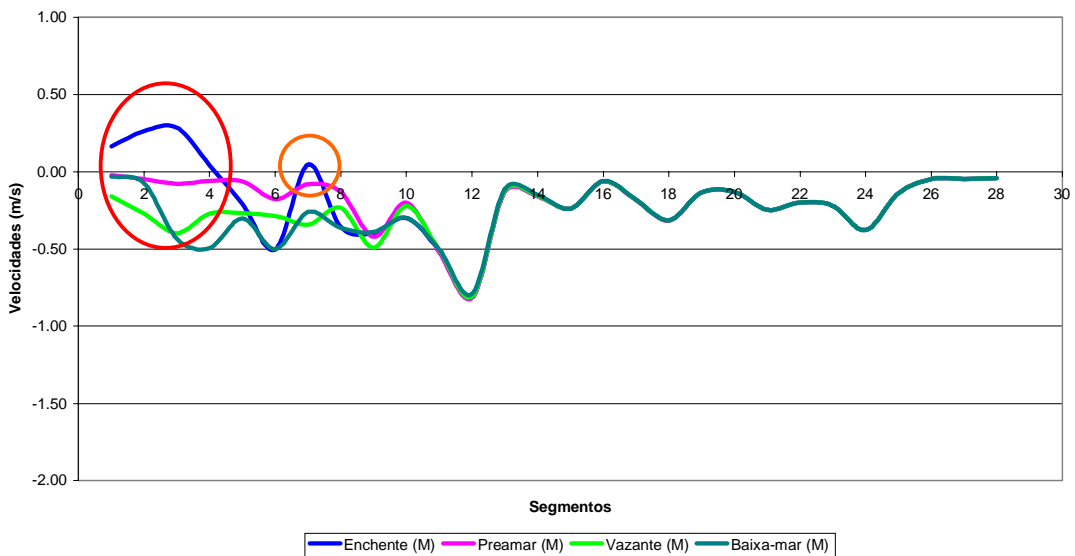
vermelhas na Figura 7.6a) observados antes do barramento. No caso específico da ZDO, a exemplo do cenário anterior, a semelhança entre os estados de antes e depois do barramento é bastante clara, o que parece traduzir a “substituição” parcial das águas lólicas pelas oceânicas, teoricamente mais renovadas em nutrientes e oxigênio, ainda que com maior teor de sais dissolvidos.

Cenário: VE-SZ00
Velocidades no Canal



(Figura 7.5a)

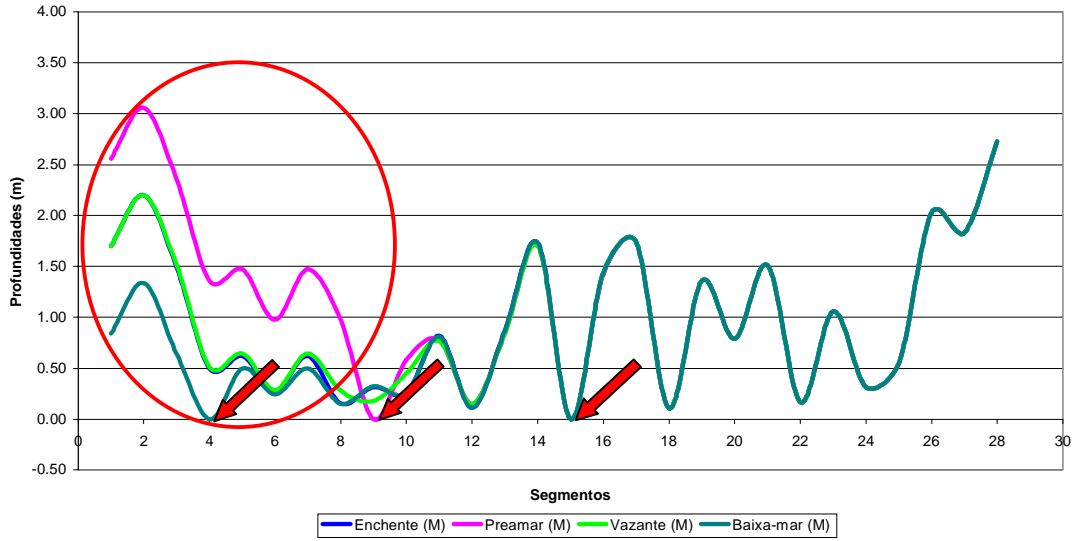
Cenário : VE-SZ1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



(Figura 7.5b)

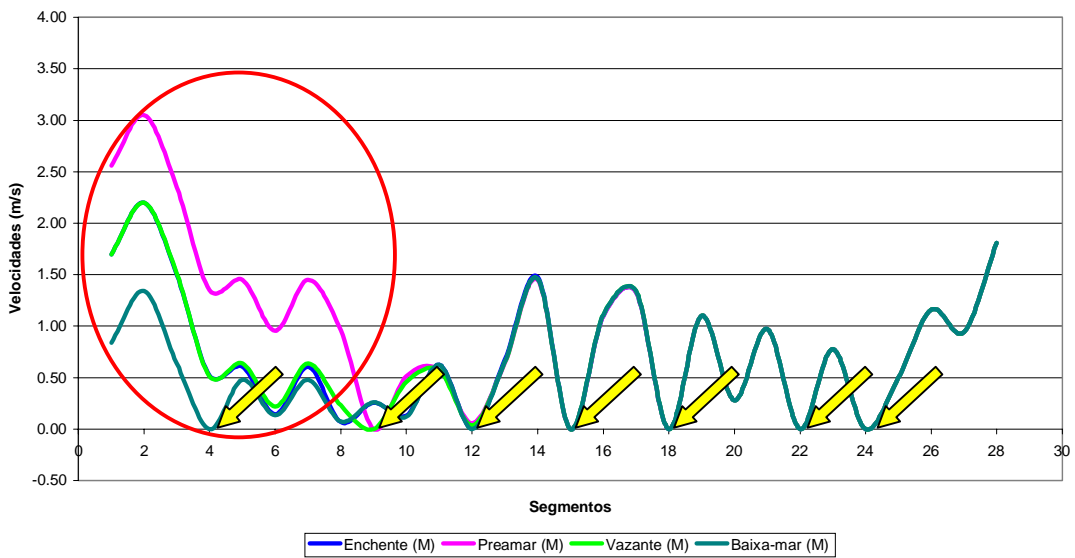
Figuras 7.5a e 7.5b. Comparação entre velocidades: cenários VE-SZ00 e VE-SZ1A / 3A.

Cenário : VE-SZ00
Profundidades no Canal



(Figura 7.6a)

Cenário: VE-SZ1A (ou 3A)
Profundidades no Canal



(Figura 7.6b)

Figuras 7.6a e 7.6b. Comparação entre profundidades: cenários VE-SZ00 e VE-SZ1A / 3A.

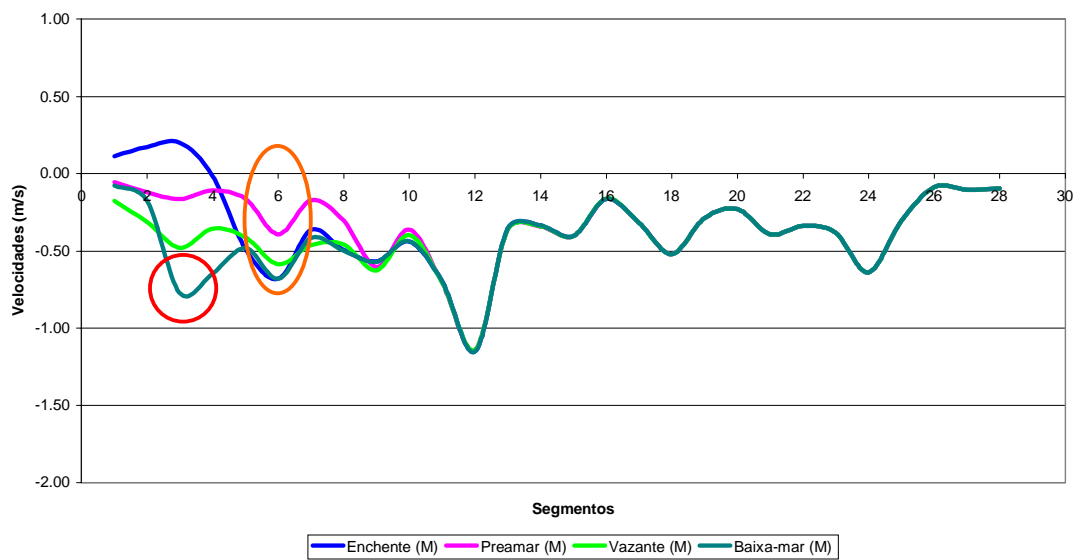
7.4.3. Efeitos de sazonalidade na maré de sizígia: IN-SZ1A x VE-SZ1A

Após o barramento, o comportamento dos dois conjuntos de curvas (Figura 7.7) mostrou-se bastante semelhante no que diz respeito à sazonalidade. Existiu a esperada redução de vazão durante o período seco, mas o formato geral das curvas foi repetido nos dois casos – embora a diferença de valores entre os cenários na ZDL seja claramente um indício das características diversificadas de cada período. Assim, as maiores reduções de velocidade foram observadas na ZDL e na ZT, com exceção de um ponto na ZDO onde ocorreu um aumento da velocidade de descarga do rio, ainda que em apenas um estágio de maré (segmento 3, baixa-mar – ver círculo vermelho na Figura 7.7a) e na “ilha”, por volta do segmento 6, em todos os estágios (círculo laranja, em ambos os cenários).

A tendência de curvas de formato semelhante persistiu na análise das profundidades (Figura 7.8), mas as diferenças entre os cenários foram bem mais pronunciadas, especialmente na ZDL. A ZT já demonstra uma variabilidade maior entre os cenários, o que praticamente não foi constatado na ZDO. Mas, de forma geral, as profundidades no rio são reduzidas sensivelmente com a mudança do período chuvoso para o período seco, comprometendo a continuidade do fluxo e dificultando o transporte advectivo-difusivo do rio, o que facilitaria um acúmulo de resíduos domésticos e industriais lançados no SEP.

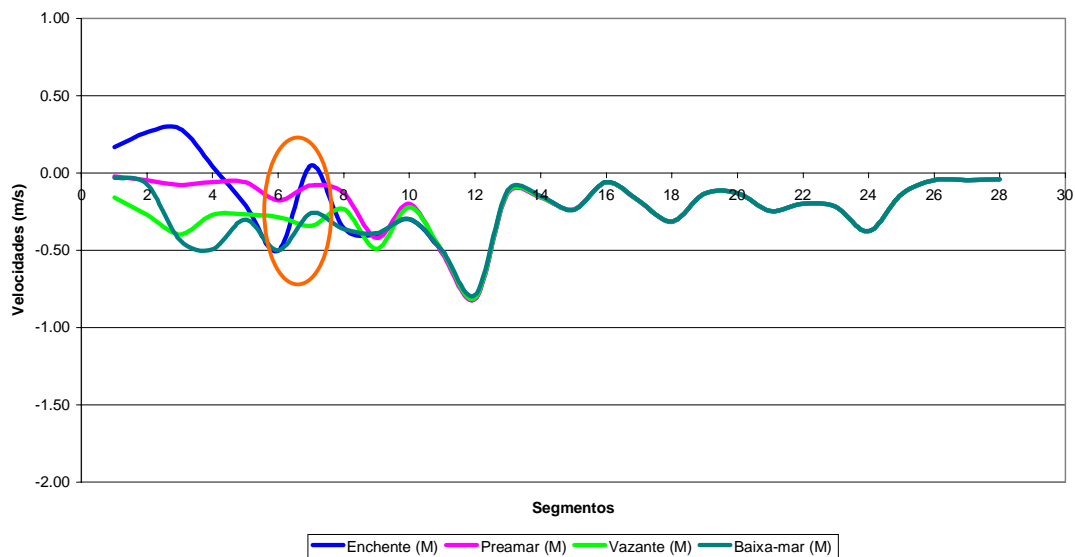
Quanto ao número de pontos onde a profundidade tende a zero, foram verificados dois (Figura 7.8a, setas vermelhas) no período chuvoso e sete (Figura 7.8b, setas amarelas) no período seco, o que referenda a forte influência da sazonalidade no transporte advectivo-difusivo do rio citada anteriormente.

Cenário : IN-SZ1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



(Figura 7.7a)

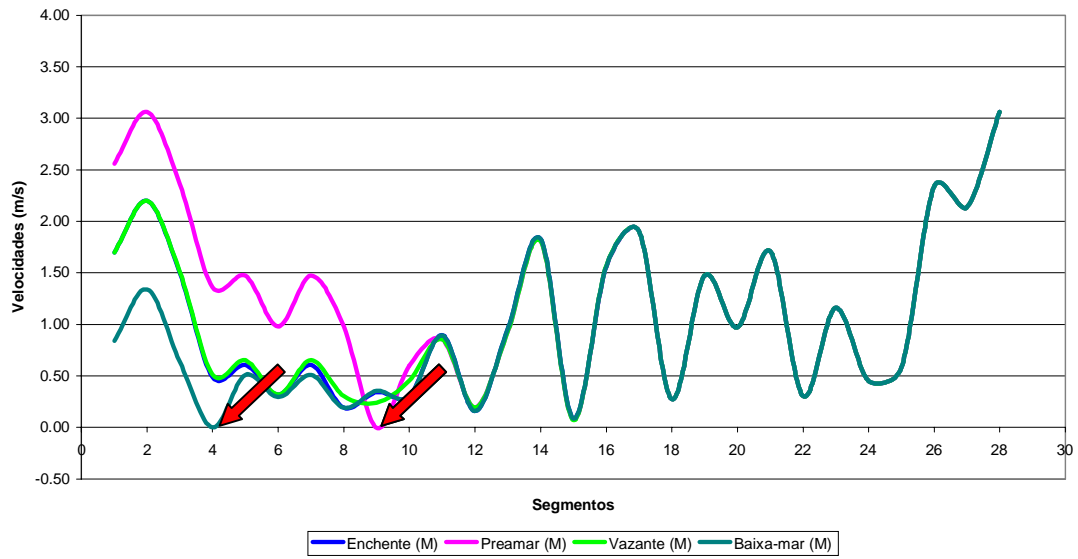
Cenário : VE-SZ1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



(Figura 7.7b)

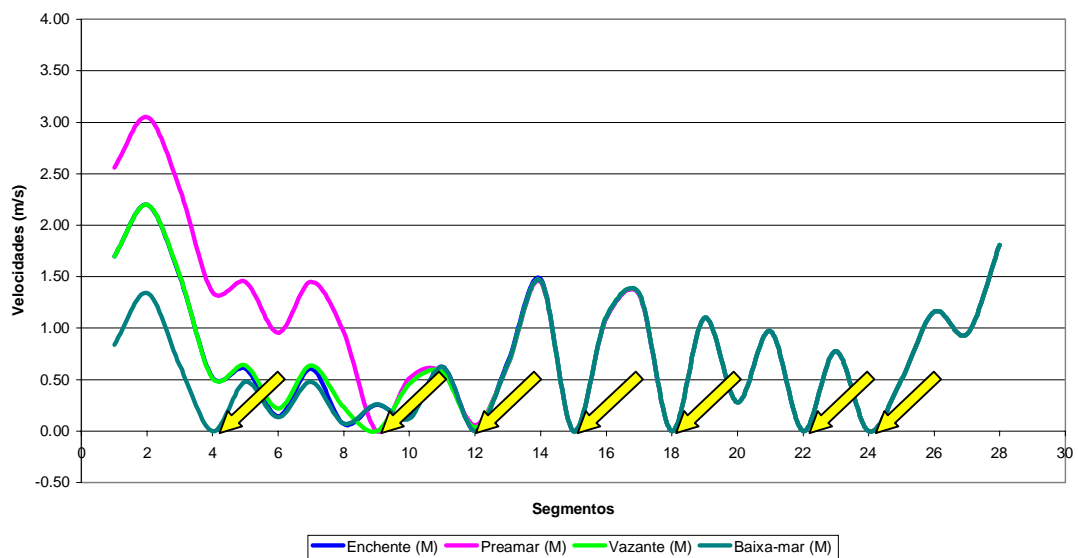
Figuras 7.7a e 7.7b. Comparação entre velocidades: cenários IN-SZ1A / 3A e VE-SZ1A / 3A.

Cenário : IN-SZ1A (ou 3A)
Profundidades no Canal



(Figura 7.8a)

Cenário: VE-SZ1A (ou 3A)
Profundidades no Canal



(Figura 7.8b)

Figuras 7.8a e 7.8b. Comparação entre profundidades: cenários IN-SZ1A / 3A e VE-SZ1A / 3A.

7.5. Modelo hidrodinâmico – sizígia x quadratura

7.5.1. Efeitos de barramento e astronômicos no período chuvoso : IN-SZ1A x IN-QT1A

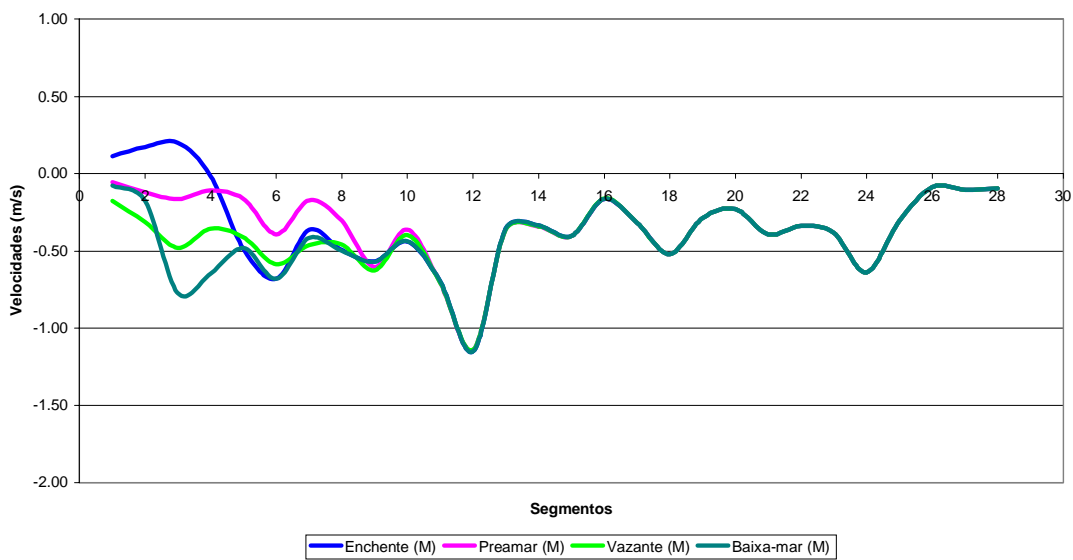
Na comparação destes cenários, observou-se que o efeito da mudança de variável astronômica parece ser localizado praticamente na ZDO, ainda que um pequeno aumento no valor absoluto da velocidade do segmento 12 (ZT) possa ser visualizado durante a quadratura (Figura 7.9), provavelmente devido às mudanças ocorridas a jusante.

No caso da ZDO, em razão da redução da componente oceânica durante o cenário de maré de quadratura, observam-se velocidades mais “negativas”, isto é, de valor absoluto maior e no sentido montante-jusante. Isto se torna particularmente notável no estágio de enchente (durante os segmentos 1 a 5), nos estágios de preamar e vazante (entre os segmentos 3 e 8 – ver Figura 7.10b, círculo laranja), e durante a baixa-mar (segmentos de 3 a 8, sendo que a tendência a velocidades mais “negativas” mostrou-se bastante acentuada no segmento 3 – ver Figura 7.10b, círculo vermelho). Todos estes fatores parecem denotar, sob estas novas condições de quadratura, o enfraquecimento da forçante oceânica na região estuarina.

Existiram também diferenças na região de separação das curvas. Na quadratura, as curvas começam a se separar por volta do segmento 8 em direção a jusante, e na sizígia essa separação se dá por volta do segmento 11, na mesma direção. Isto indica que o alcance da ZDO – e, por conseqüência, todo o balanço hidrológico e de constituintes que ocorre no estuário – dependerá fortemente da variável astronômica vigente na ocasião.

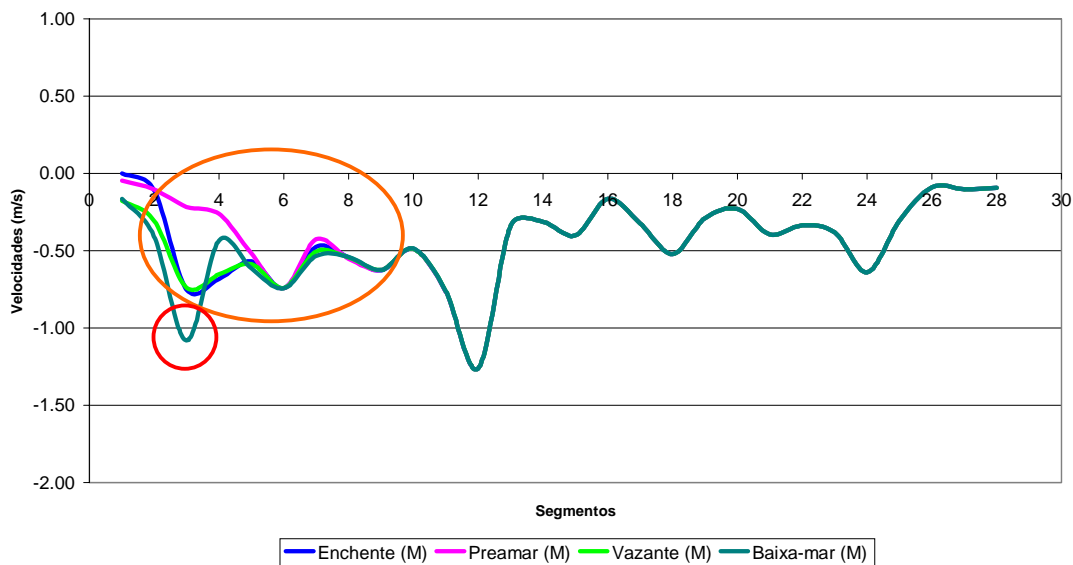
Na ZDL, como esperado, praticamente não ocorreu mudança significativa nem no formato da curva nem no valor absoluto do campo de velocidades.

Cenário : IN-SZ1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



(Figura 7.9a)

Cenário : IN-QT1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



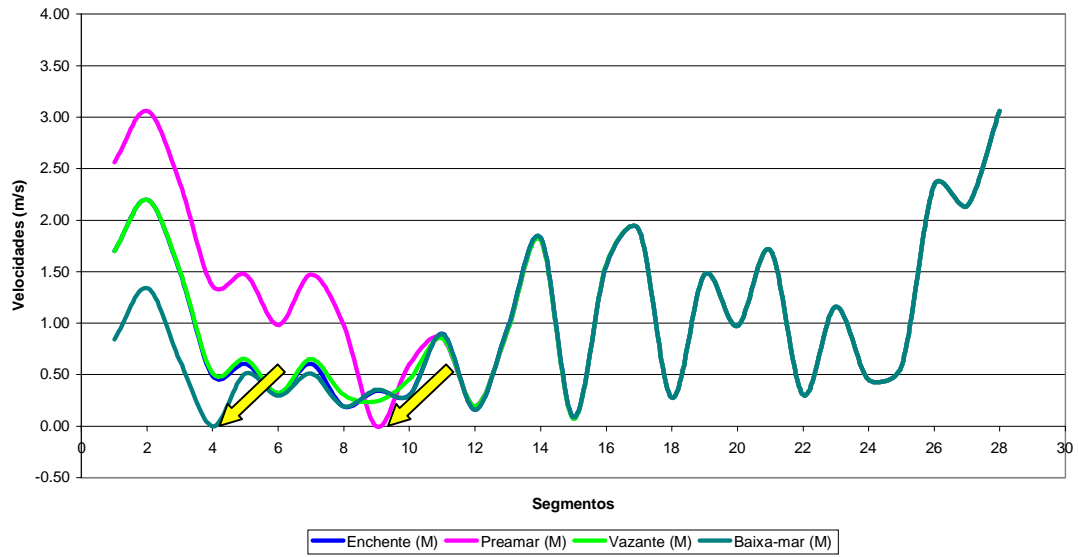
(Figura 7.9b)

Figuras 7.9a e 7.9b. Comparação entre velocidades: cenários IN-SZ1A / 3A e IN-QT1A / 3A.

Com a redução da forçante oceânica, observou-se uma diminuição considerável no nível d'água dos segmentos da ZDO, ainda que o padrão observado anteriormente (profundidades maiores na preamar, menores na baixa-mar, além de intermediárias e bastante semelhantes na enchente e na vazante) tenha se mantido o mesmo. As maiores reduções foram verificadas na preamar da quadratura, onde a diferença chegou a cerca de 1 m entre os segmentos 1 a 4 e mesmo próxima a 1,5 m na “ilha”.

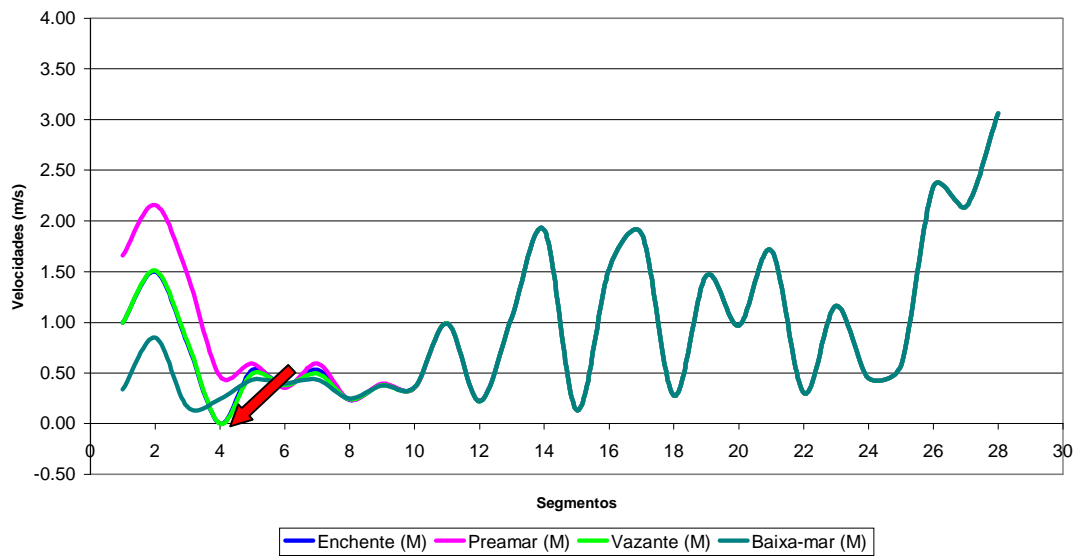
Verificou-se também que há uma separação mais tardia entre as curvas no cenário de maré de quadratura (por volta do segmento 8, em direção a jusante) do que na maré de sizígia (a partir do segmento 11, em direção a jusante). Ao mesmo tempo, a profundidade da ZDO, na quadratura, tende a zero em apenas um ponto (segmento 4 – Figura 7.10b, seta vermelha), em contraste com os dois pontos observados na sizígia (o mesmo segmento 4 e mais o 9 – Figura 7.10a, setas amarelas), o que poderia ser explicado pela diferença nas amplitudes das duas marés. Nas zonas de transição e de domínio lótico não foi detectada nenhuma variação significativa nas profundidades do SEP.

Cenário : IN-SZ1A (ou 3A)
Profundidades no Canal



(Figura 7.10a)

Cenário : IN-QT1A (ou 3A)
Profundidades no Canal



(Figura 7.10b)

Figuras 7.10a e 7.10b. Comparação entre profundidades. Cenários: IN-SZ1A / 3A e IN-QT1A / 3A.

7.5.2. Efeitos de barramento e astronômicos no período seco : VE-SZ1A x VE-QT1A

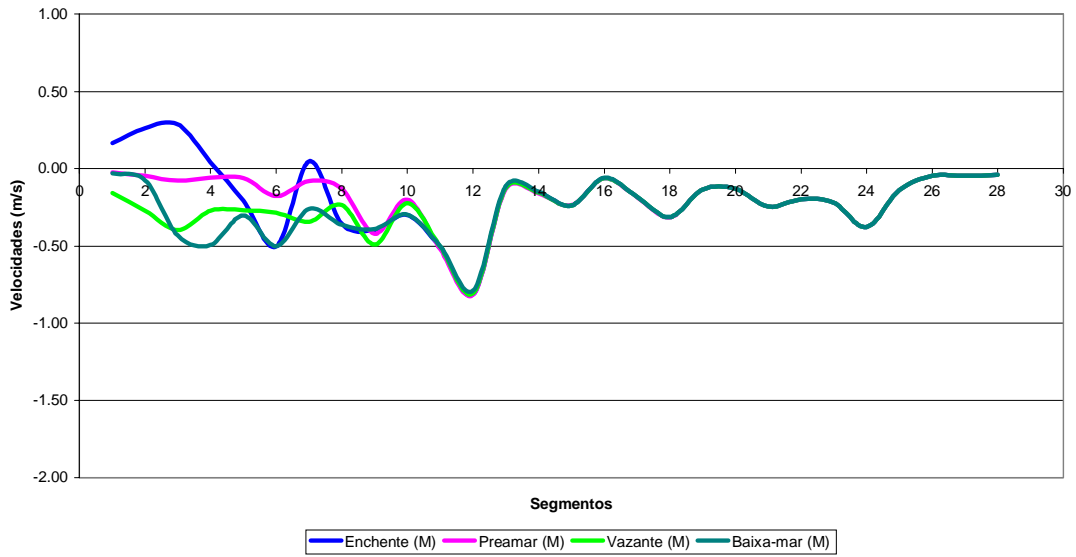
Ambos os cenários são marcados por duas características: uma, resultante do regime hidrológico (menores vazões atribuídas a um balanço hidrológico menos positivo, característico do período seco) e outra, associada à variável operacional (vazão regularizada a montante), o que leva a uma intrusão mais efetiva de águas oceânicas no sistema. Isto pode ser comprovado pelo pico de velocidades do estágio de enchente, entre os segmentos 1 e 4. Neste estágio, transporta-se um volume de águas oceânicas bastante grande no sentido jusante-montante, preenchendo o sistema de tal maneira que se verifica um fluxo de retorno ao oceano já a partir da preamar (Figura 7.11).

Em contraste a este panorama, observa-se, na quadratura, uma redução da componente oceânica do sistema em vista da menor amplitude e, em consequência, do menor volume de águas oceânicas transportado em direção a montante. Na ZDO, a região de velocidades “positivas” durante a enchente é menor e, ao mesmo tempo, tende a se manter constante nos segmentos 1 e 2 para todos os estágios. Em especial, os estofos de preamar verificados entre os segmentos 1 a 4 também se mostram coerentes com esta hipótese .

A separação das curvas se dá, a exemplo dos outros cenários, de maneira diferenciada entre as duas situações, sendo que a maré de sizígia avança mais (até o segmento 11) em direção a montante do que a de quadratura (até o segmento 9), embora esta diferença tenha sido a menor verificada dentre as simulações efetuadas. Não foram detectadas diferenças significativas para a ZT e a ZDL entre as duas situações.

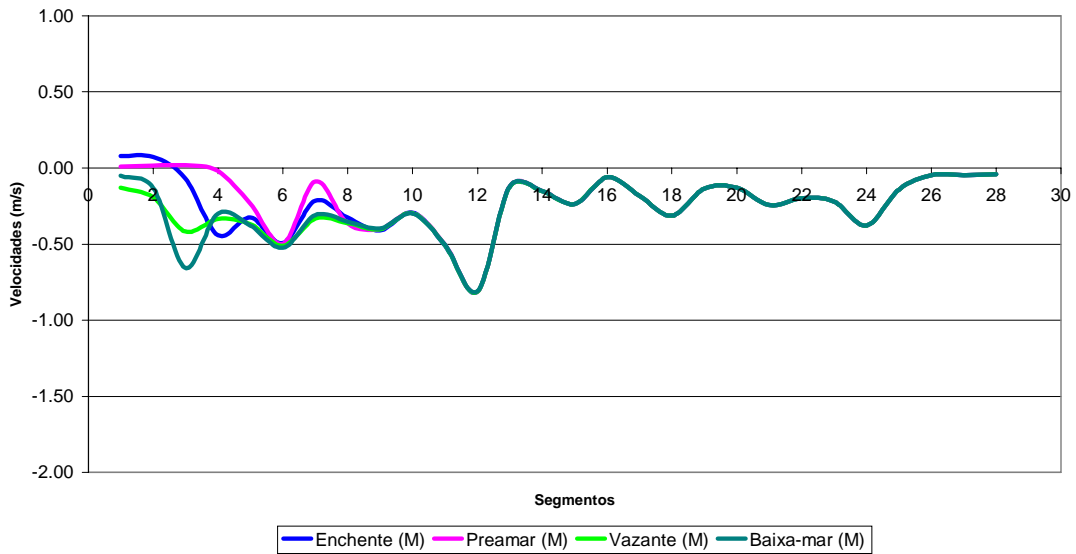
No período seco houve uma forte redução entre as profundidades do cenário de sizígia para o de quadratura, da mesma maneira que ocorreu no período chuvoso. Na ZDO, entre os segmentos 1 e 8, os valores de quadratura foram bem menores do que os de sizígia, ainda que as curvas tivessem o mesmo formato (Figuras 7.12a e 7.12b).

Cenário : VE-SZ1A (ou 3A)
Velocidades no Canal



(Figura 7.11a)

Cenário : VE-QT1A (ou 3A)
Velocidades no Canal

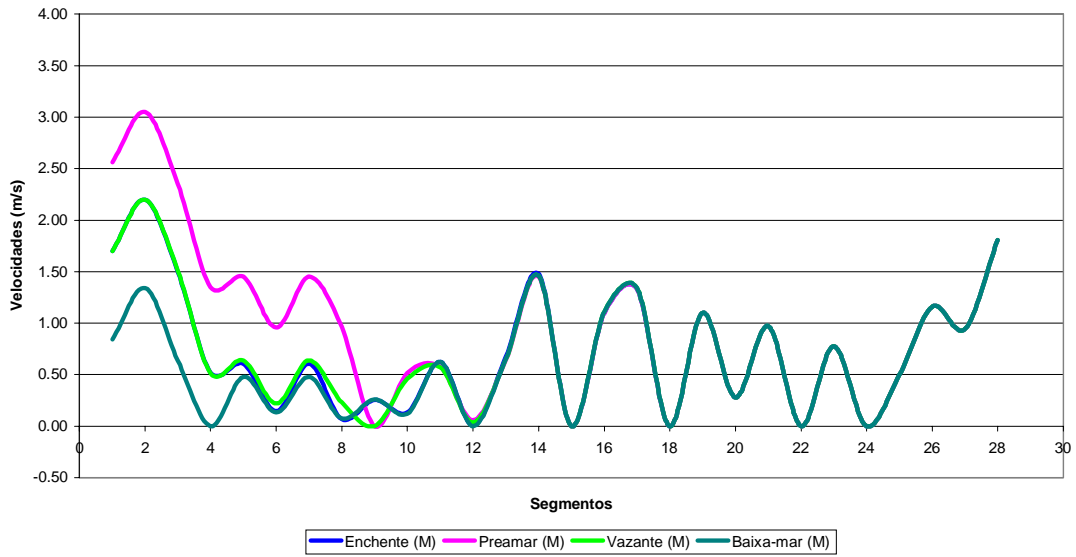


(Figura 7.11b)

Figuras 7.11a e 7.11b. Comparação entre velocidades: cenários VE-SZ1A / 3A e VE-QT1A / 3A..

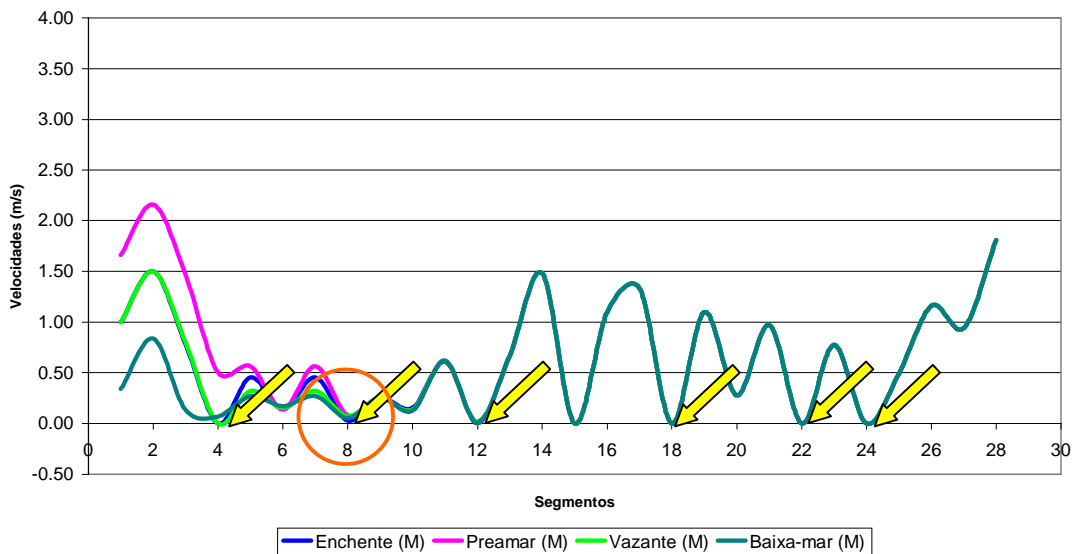
Contudo, as profundidades na condição de quadratura se mostraram bastante baixas, sendo provavelmente as menores dentre todas as simulações consideradas. À exceção do trecho entre os segmentos 1 e 3, no estágio de preamar, todo o SEP apresentou profundidades abaixo de 1,5 m. Na ZT e na ZDL ocorreu a mesma configuração de baixas profundidades verificada na maré de sizígia, ou seja, cerca de seis pontos terão lâmina d'água próxima de zero (Figura 7.12b, setas amarelas). Na ZDO, verifica-se que a "ilha" apresenta profundidade inferior a 0,5 m, e o segmento 8 teve destaque tanto por possuir lâmina d'água desprezível, quanto por representar o início da separação das curvas (Figura 7.12b, círculo laranja). Na sizígia, o segmento onde a lâmina tendeu a zero foi o 9 e a separação das curvas se deu a partir do segmento 11.

**Cenário: VE-SZ1A (ou 3A)
Profundidades no Canal**



(Figura 7.12a)

**Cenário : VE-QT1A (ou 3A)
Profundidades no Canal**



(Figura 7.12b)

Figuras 7.12a e 7.12b. Comparação entre profundidades: cenários VE-SZ1A / 3A e VE-QT1A / 3A.

7.6. Síntese dos resultados hidrodinâmicos

Nesta primeira parte dos estudos foram utilizados dados de campo para adaptação de um modelo matemático hidrodinâmico unidimensional capaz de reproduzir as características principais do trecho do SEP situado a jusante da futura Barragem do Pirapama.

Os dados experimentais foram coletados durante os períodos de marés de sizígia e de quadratura, servindo para calibração e validação do modelo computacional DYNHYD5.

A fase de calibração do código permitiu a determinação dos melhores parâmetros para a reprodução das situações naturais observadas.

Uma vez calibrado e validado o modelo hidrodinâmico, foram realizadas algumas simulações visando avaliar as conseqüências da regularização inicial da vazão de montante ao trecho estudado, decorrente da implantação da Barragem do Rio Pirapama. Considerando os períodos seco e chuvoso, foram analisadas velocidades e alturas de maré resultantes da combinação deste contorno de montante (ou seja, a presença ou ausência de barramento no rio) com as duas possíveis forçantes oceânicas, ou seja, sizígia e quadratura.

Uma visão geral dos resultados indica que a implantação da barragem tende a regular a vazão do rio para valores aproximadamente iguais para as

estações seca e chuvosa, isto é, $\frac{Q_{INVERNO}}{Q_{VERÃO}} = O(1)$. Isto deverá causar alterações

no sistema natural sobretudo no período de estiagens, uma vez que o regime dinâmico no SEP é notavelmente influenciado pela sazonalidade das chuvas (basta ver que, atualmente, a média histórica da relação entre as vazões

chuvosa e seca é da ordem de $\frac{Q_{INVERNO}}{Q_{VERÃO}} = O(2.2)$, conforme apresenta o

documento COMPESA/GEOSISTEMAS (2000).

Uma outra conseqüência significativa da regulação da vazão pela barragem é a redução da velocidade ao longo do rio. Os gráficos também mostram que, após a implantação da obra, a influência da maré será maior: haverão maiores velocidades positivas (direção mar-continente) na preamar e a intrusão salina também alcançará regiões mais distantes. Serão sentidas

particularmente modificações sobre o equilíbrio natural dos forçantes flúvio-oceânicos, apesar do SEP possuir geometria tortuosa e de baixa profundidade, o que reduz fortemente a propagação das ondas de maré.

Outras conseqüências estão relacionadas à redução observada na profundidade das seções a jusante da barragem: os resultados numéricos mostrados indicam um acréscimo na quantidade de pontos críticos (redução significativa da lâmina d'água) no trecho de jusante da represa após a regularização das vazões com a implantação do barramento.

7.7. Resultados do modelo de QA: algumas considerações prévias

Seguindo a mesma metodologia aplicada à abordagem hidrodinâmica, este item tratará da qualidade da água do SEP sob os efeitos de sazonalidade e de barramento. A princípio, tomando por base as marés de sizígia, serão analisadas as condições abaixo:

- IN-SZ00 x IN-SZ1A x IN-SZ3A;
- VE-SZ00 x VE-SZ1A x VE-SZ3A;
- IN-SZ3A x VE-SZ3A (utilização dos descarregadores de fundo da barragem);

Visando auxiliar a comparação entre os resultados, foi elaborado um índice para condensar os efeitos conjuntos de cada constituinte sobre o sistema. Este índice, em escala centesimal, foi denominado *Avaliação por Constituintes de Qualidade da Água (ACQUA)*, sendo uma forma simplificada do Índice de Qualidade de Água (IQA) da CETESB (2001). Nele são considerados apenas os constituintes utilizados pelo modelo, servindo de base comum para a comparação entre os diversos cenários de simulação. Variando entre 0 e 100, quanto maior for o valor do índice ACQUA, melhor será a qualidade da água. Maiores detalhes da elaboração do Índice ACQUA podem ser encontrados no Apêndice B e os respectivos gráficos dos índices ACQUA, para cada um dos cenários analisados, no item 7.9.

Os constituintes que serão analisados nas páginas seguintes são oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (para uma análise mais detalhada do balanço OD-DBO) e fósforo inorgânico dissolvido.

O principal fator que levou o fósforo a ser escolhido para representar os constituintes minerais em nossa análise foi que, em águas interiores, o fósforo é o principal nutriente limitante do desenvolvimento das espécies fitoplanctônicas, ou seja, a quantidade de biomassa primária presente na base da cadeia trófica está ligada diretamente à disponibilidade deste constituinte no meio líquido. Os dados relativos aos constituintes amônia e nitrato são apresentados no Apêndice A.

Na apresentação dos resultados, a legenda das curvas (representando os quatro estágios de maré) nos gráficos de QA refere-se aos estágios verificados na foz do estuário.

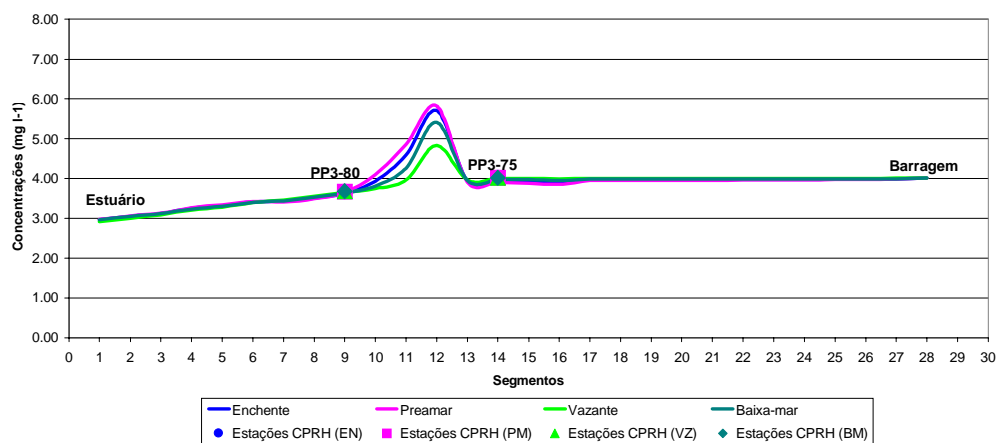
7.8. Modelo de QA – calibração e validação

A calibração do submodelo EUTRO5, que correlaciona os diferentes aspectos da QA, foi realizada utilizando-se o cenário IN-SZ00, e validada posteriormente através do cenário VE-SZ00. Conforme já mencionado, os dados de campo foram obtidos junto à Companhia Pernambucana de Meio Ambiente (CPRH), dentro do *Plano de Monitoramento Ambiental das Bacias Fluviais da Região Metropolitana do Recife*, na forma de dados mensais.

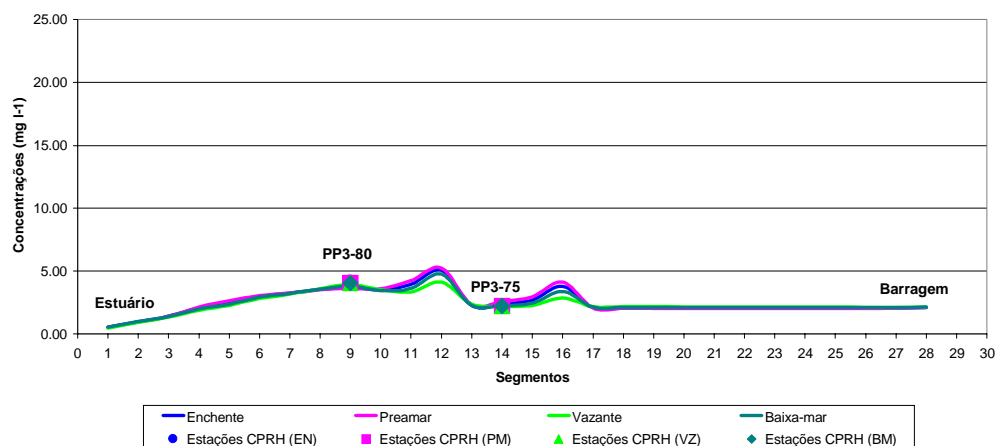
A partir destes dados, foi obtida a média $\bar{\theta}$ e o desvio-padrão σ_0 para cada período sazonal e para cada estação de coleta da CPRH situada na calha principal do rio – no caso, as estações PP3-75 e PP3-80. Em seguida, foi realizada uma filtragem estatística dos dados, com o objetivo de eliminar quaisquer dados extremos situados fora da faixa $\bar{\theta} \pm 2\sigma_0$. Os valores remanescentes foram então utilizados para as simulações.

Os resultados da calibração e validação, apresentados nas Figuras 7.13 e 7.14 a seguir (para o OD, a $DBO_{5,20}$ e fósforo inorgânico dissolvido) foram considerados satisfatórios. Os outros constituintes de QA são apresentados no Apêndice A.

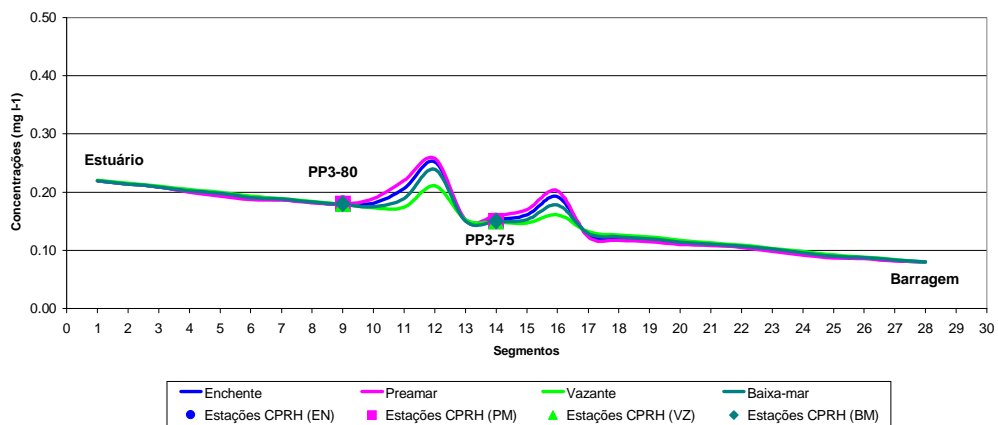
Cenário : IN-SZ00
 Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : IN-SZ00
 Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

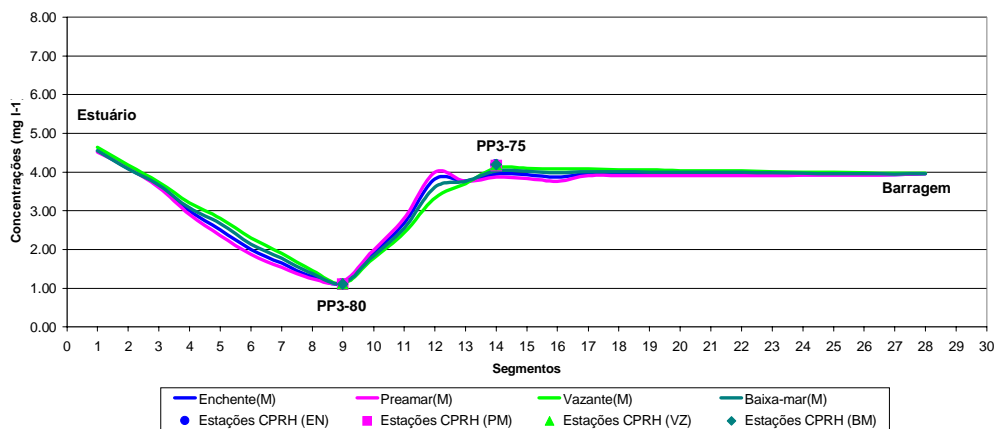


Cenário : IN-SZ00
 Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)

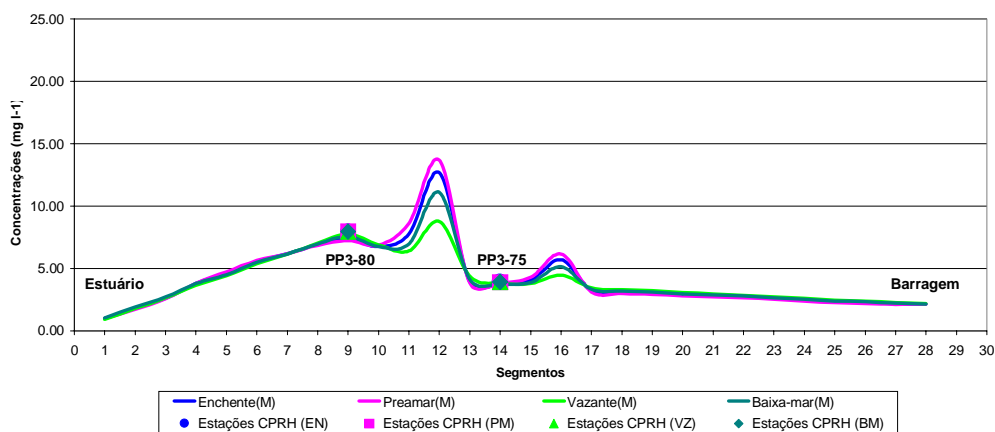


Figuras 7.13a a 7.13c. Calibração do Modelo de QA para OD, DBO_{5,20} e FID. Cenário: IN-SZ00

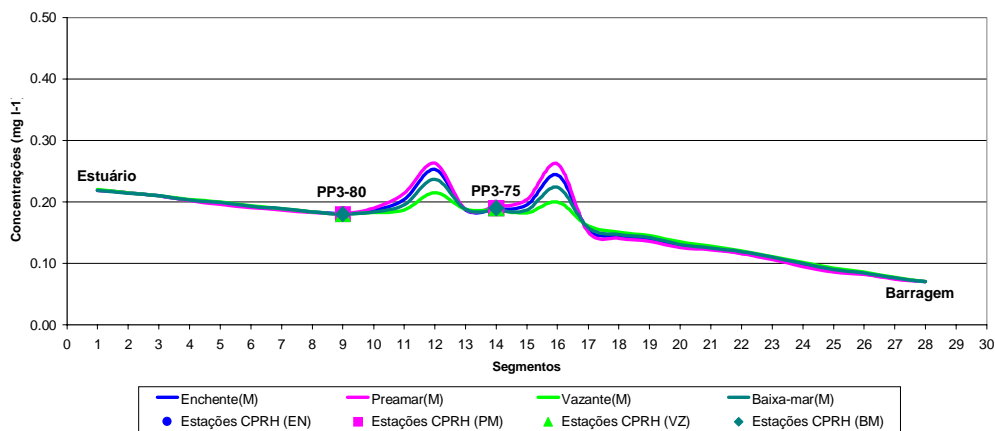
Cenário : VE-SZ00
 Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : VE-SZ00
 Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)



Cenário : VE-SZ00
 Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)



Figuras 7.14a a 7.14c. Validação do Modelo de QA para OD, DBO_{5,20} e FID. Cenário: VE-SZ00

7.9. Modelo de QA – marés de sizígia

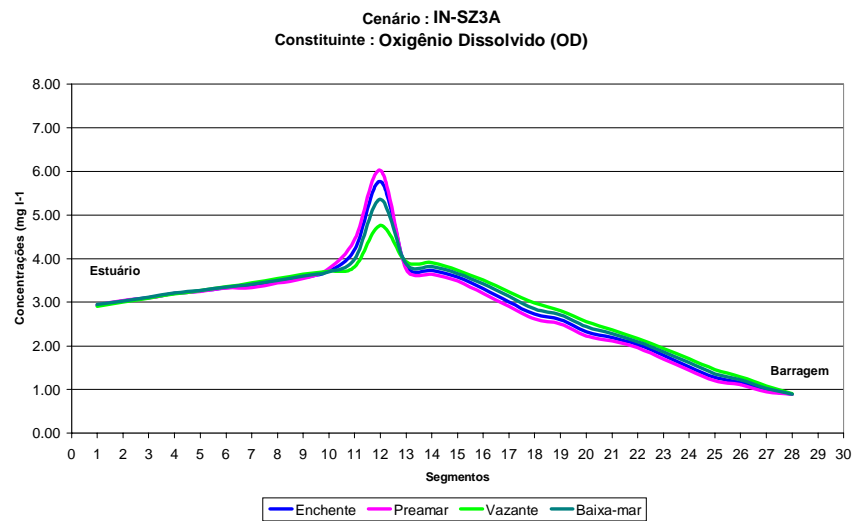
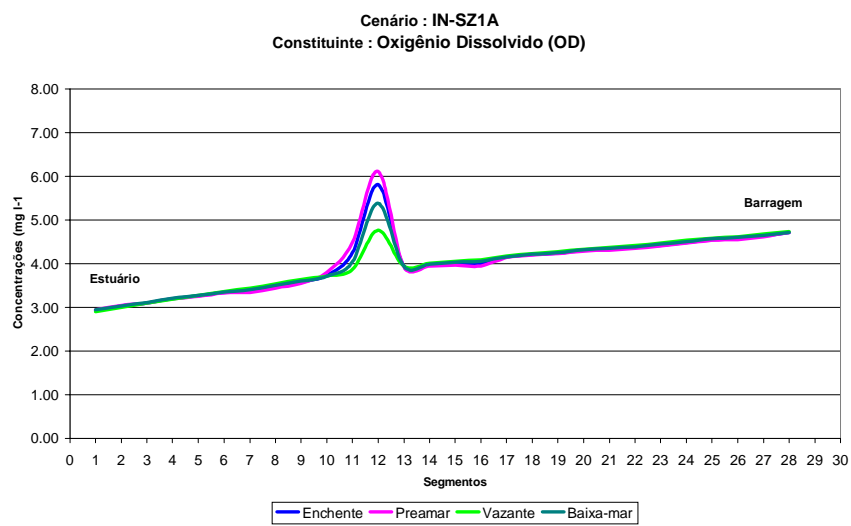
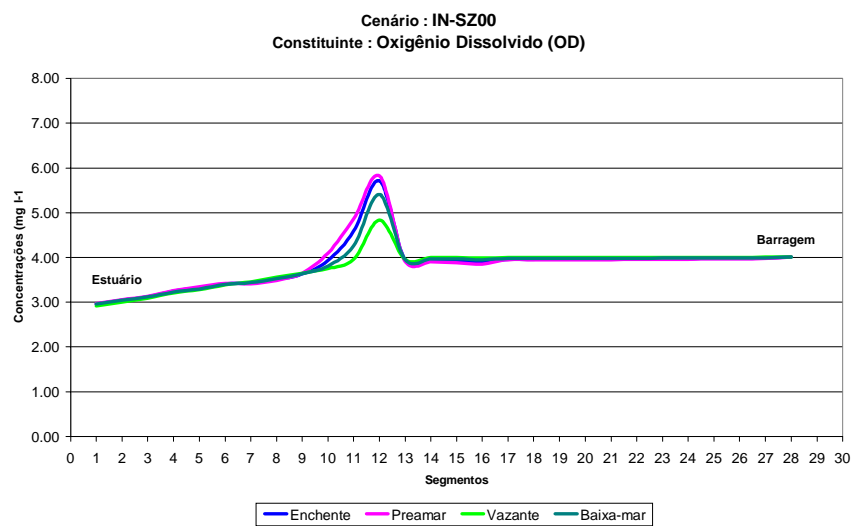
7.9.1. Efeitos de barramento no período chuvoso: IN-SZ (00 x 1A x 3A)

Para a ZDO e a ZT, regiões mais sujeitas aos efeitos do oceano, não se verificou grandes diferenças entre os três cenários com relação ao oxigênio dissolvido, cuja curva mantém a tendência ascendente até o segmento 12 (Rio Gurjaú), onde há um pico de oxigênio dissolvido devido à confluência dos rios.

Entretanto, na ZDL, o cenário IN-SZ1A conseguiu as concentrações mais elevadas de OD entre estes cenários, mesmo comparando-se com a situação sem barramento (Figuras 7.15a e 7.15b). Isto pode ser explicado tanto pela melhor oxigenação da água que deixa a barragem pelos vertedouros, quanto pela própria redução das profundidades a jusante da barragem, o que faz com que o processo de reaeração atmosférica aconteça mais efetivamente – este processo de depuração do sistema acontece especialmente entre os segmentos 28 (Barragem) e 16 (Cabo de Santo Agostinho). Verificou-se ainda uma pequena redução de OD no segmento 16 para os cenários IN-SZ00 e 1A.

Para o cenário IN-SZ3A (utilizando descarregadores de fundo), foi observada uma forte queda nas concentrações de OD durante a ZDL, provocada pela descarga de águas pobres em oxigênio, provenientes das camadas inferiores do lago formado (COMPESA/FADE, 2000b). A redução é de tal ordem que a capacidade natural de depuração entre os segmentos 16 e 28 se torna insuficiente para remediar o problema, o que dificulta os processos aeróbicos na coluna d'água nestas condições

De maneira geral, o período chuvoso reduziu as concentrações de $DBO_{5,20}$ para os três cenários devido ao volume de água maior sobre o sistema. Isto ocorre tanto na ZDO (por causa das marés de sizígia) como na ZT e na ZDL (por causa das maiores vazões nos rios Gurjaú e Pirapama), mesmo após o barramento (Figura 7.16).



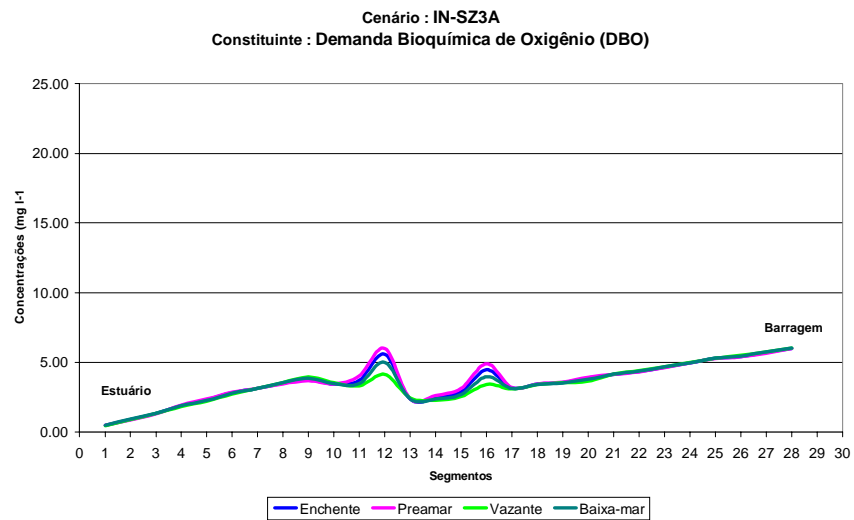
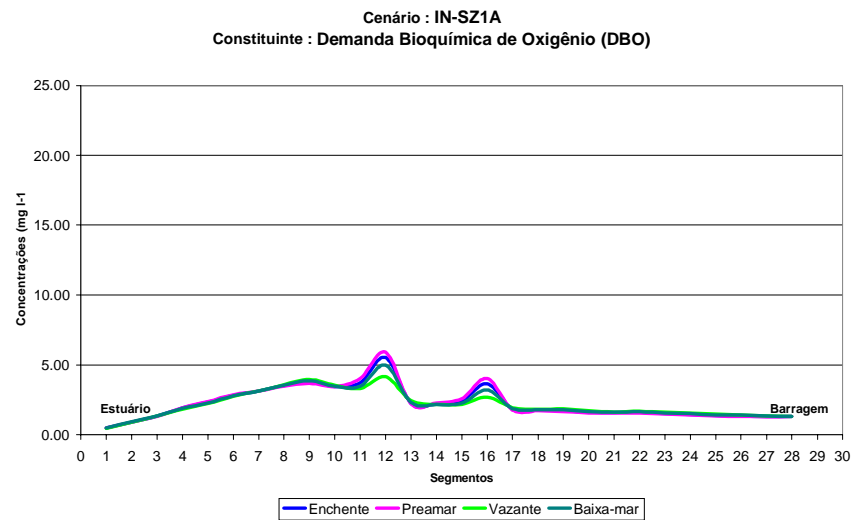
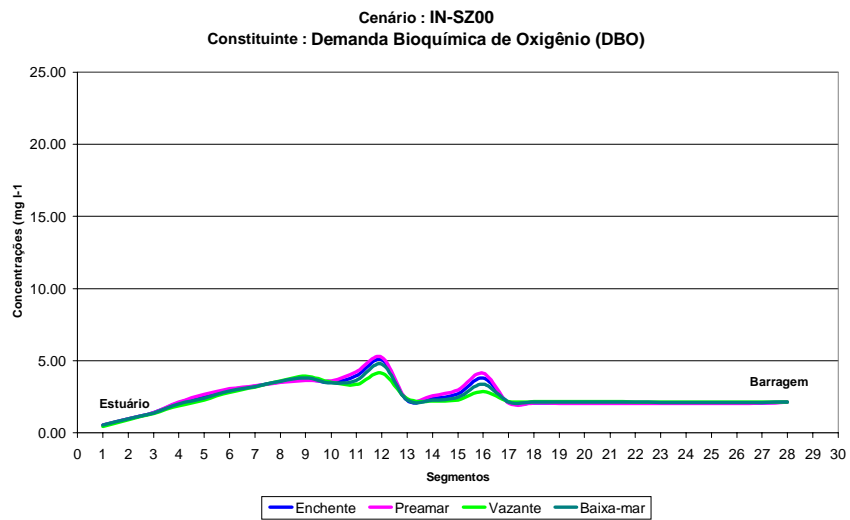
Figuras 7.15a a 7.15c. Comparação de OD entre os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.

Entre os três cenários, a pior condição foi a IN-SZ3A (Figura 7.16c), especialmente na ZDL, entre os segmentos 16 e 28. Entretanto, é interessante notar que as concentrações, embora partindo de um valor mais alto na barragem e reduzindo-se ao longo do curso do rio, elevam-se bruscamente no segmento 16 por causa da grande quantidade de $DBO_{5,20}$ despejada pelas residências e indústrias localizadas naquela cidade. Este fenômeno (que também ocorre no segmento 12 por causa da drenagem, pelo rio Gurjaú, dos efluentes das usinas da região) será responsável pela condição crítica das águas em alguns cenários analisados nos itens subseqüentes.

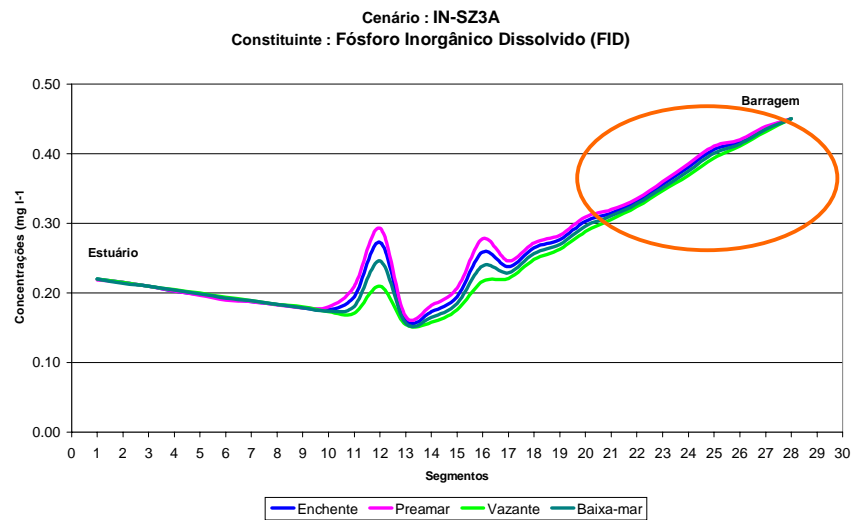
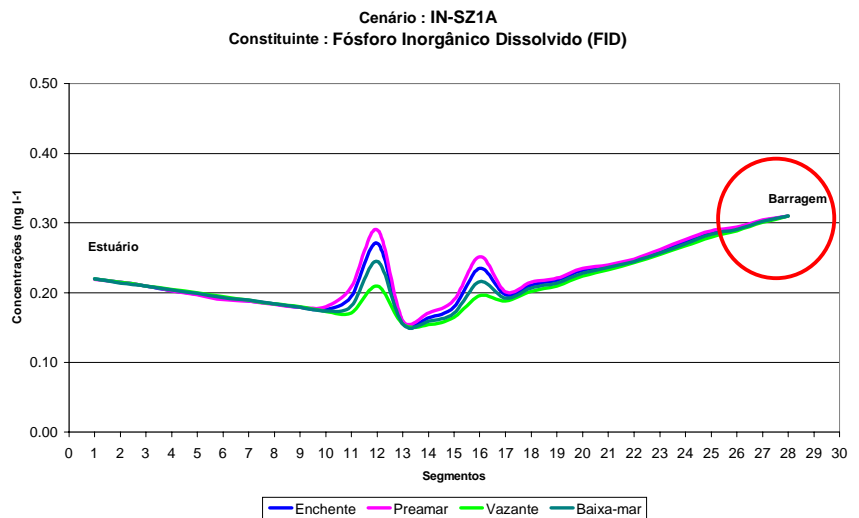
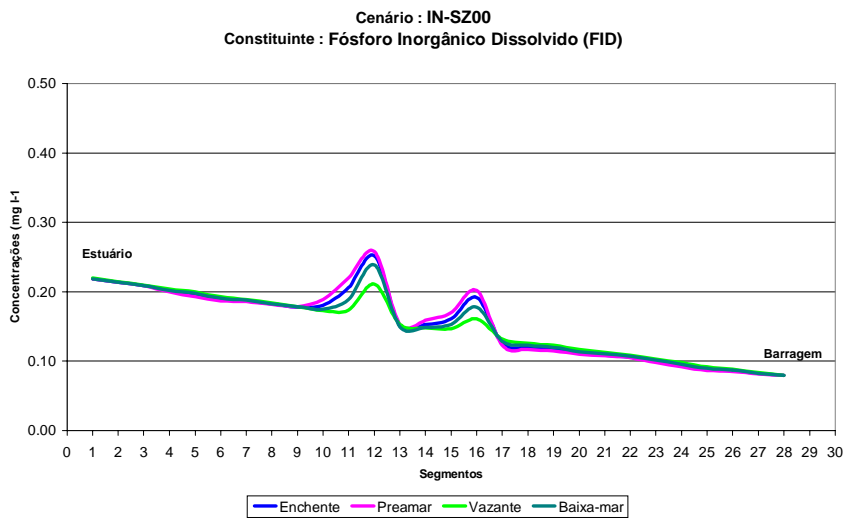
A análise dos três cenários (Figura 7.17) mostrou que o barramento do rio tem um efeito multiplicador nas concentrações de FID, não importando o método de descarga utilizado. Os picos dos segmentos 12 e 16 apareceram nitidamente, com prevalência do segmento 12, nos três cenários; entretanto, a região entre os segmentos 16 e 28 apresentou uma maior variabilidade no cenário IN-SZ3A, além de concentrações mais altas.

Foi verificado que no cenário IN-SZ00 (portanto, antes do barramento), o trecho entre os segmentos 15 e 28 está praticamente todo abaixo dos $0,20 \text{ mg l}^{-1}$ e não há nenhum ponto do rio que possua concentração superior a $0,30 \text{ mg l}^{-1}$.

Enquanto isso, no cenário IN-SZ1A, pelo menos dois segmentos já superaram este valor (Figura 7.17b, círculo vermelho) e percebeu-se que o trecho entre os segmentos 15 e 28 está totalmente acima de $0,20 \text{ mg l}^{-1}$. Isto acontece também no cenário IN-SZ3A, com o agravante do trecho entre os segmentos 20 e 28, que apresenta valores de concentração superiores a $0,30 \text{ mg l}^{-1}$ (Figura 7.17c, círculo laranja).



Figuras 7.16a a 7.16c. Comparação de DBO_{5,20} entre os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.



Figuras 7.17a a 7.17c. Comparação de FID entre os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.

7.9.2. Efeitos de barramento no período seco : VE-SZ (00 x 1A x 3A)

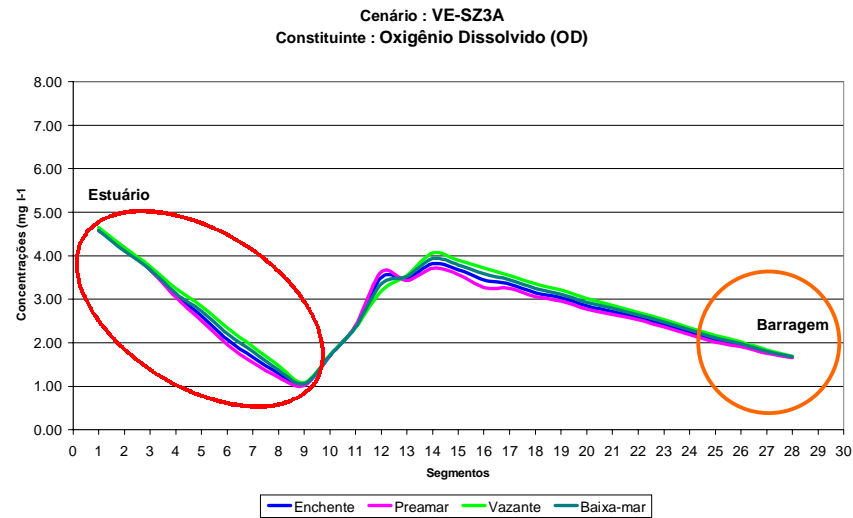
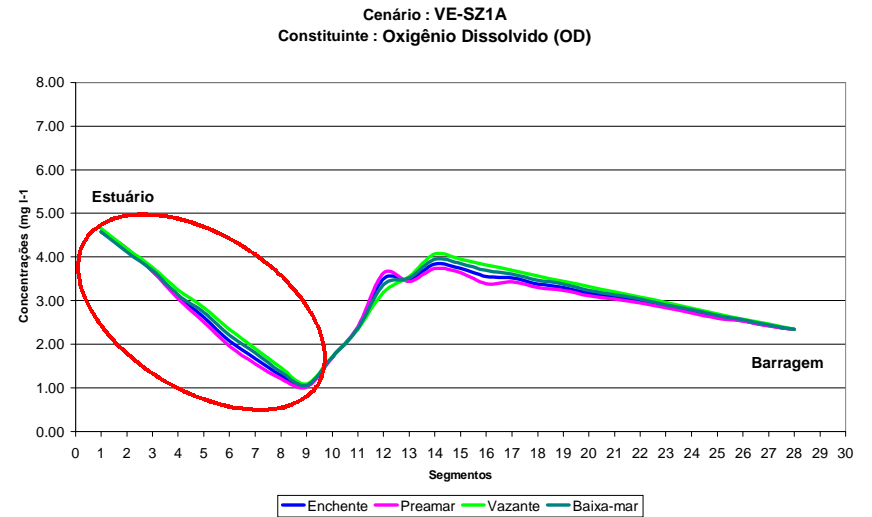
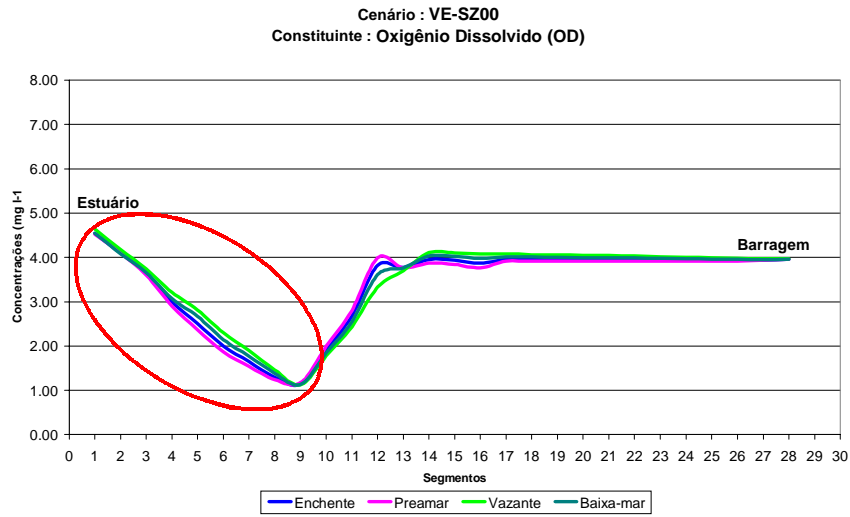
No período seco, com a redução das vazões e o aumento da temperatura, as concentrações de OD tendem a ser menores do que no período chuvoso. Por outro lado, a redução das vazões favorece ao componente oceânico do sistema, que transporta para dentro do SEP águas com maiores teores de oxigênio do que no período sazonal anterior. Assim, ocorre um aumento da concentração de OD justamente nos segmentos da ZDO mais próximos do estuário (Figuras 7.18a a 7.18c, círculos vermelhos).

À medida em que a influência do oceano vai diminuindo em direção a montante, a concentração de OD decai até um valor bastante baixo (cerca de $1,0 \text{ mg l}^{-1}$) por volta do segmento 9. Foi observado ainda um pico no segmento 12 e uma pequena região de consumo no segmento 16, nos três cenários.

A análise das curvas trouxe, além destas, outras informações. Sabendo-se que a simulação iniciou-se no estágio de vazante e terminou na preamar, pôde-se perceber que ao longo do tempo as concentrações de OD aumentaram apenas na região entre os segmentos 9 e 14 – ou seja, a concentração da preamar foi maior do que a da vazante. Entre os segmentos 1 a 9 e 15 a 28, a tendência foi justamente a inversa, indicando consumo de oxigênio dissolvido nestas regiões.

Do mesmo modo que aconteceu no período chuvoso, após o barramento do rio observa-se uma redução ainda maior do OD na ZDL – o que pode ser visto nas Figuras 7.18b e 7.18c – sendo que o cenário VE-SZ3A se mostra novamente mais crítico do que os outros dois (Figura 7.18c, círculo laranja).

O período seco traz um forte aumento nas concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ no segmento 12 nos três cenários. Este fenômeno é provavelmente devido não só à redução de vazão afluente (e, conseqüentemente, uma menor diluição do constituinte) mas também ao início do período de moagem da cana-de-açúcar nas usinas da região, cujos efluentes são drenados pela bacia do rio Gurjaú.



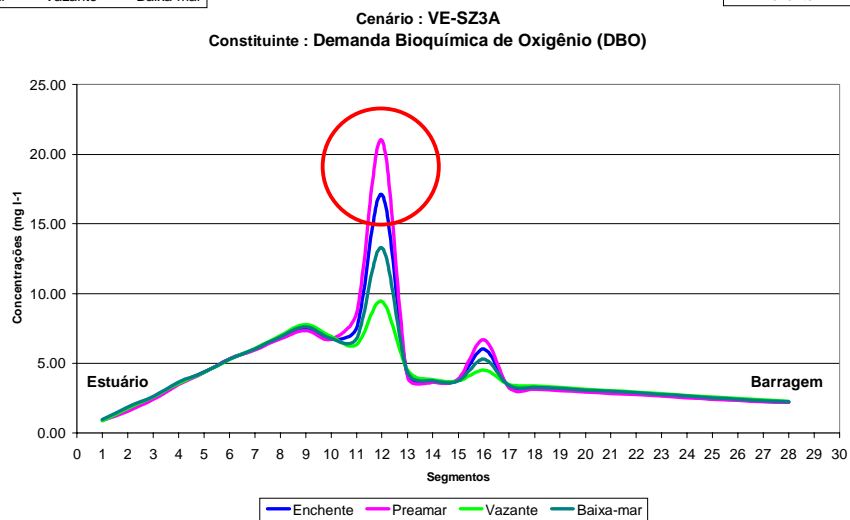
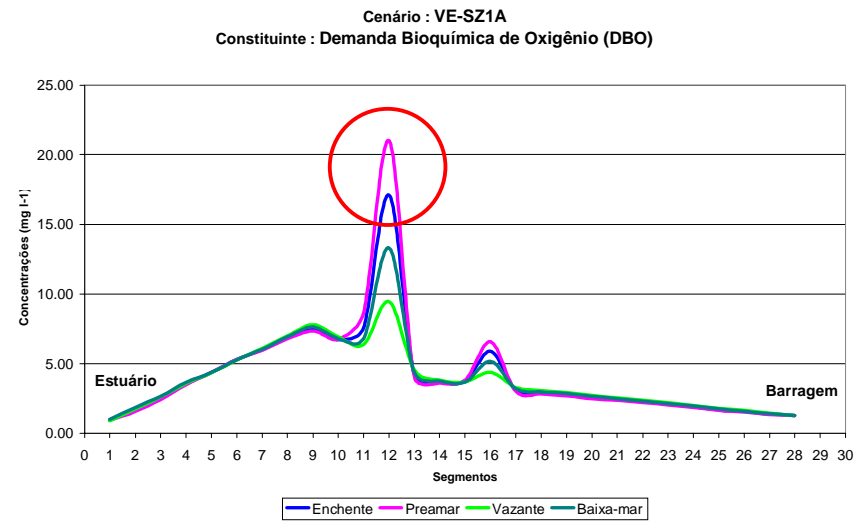
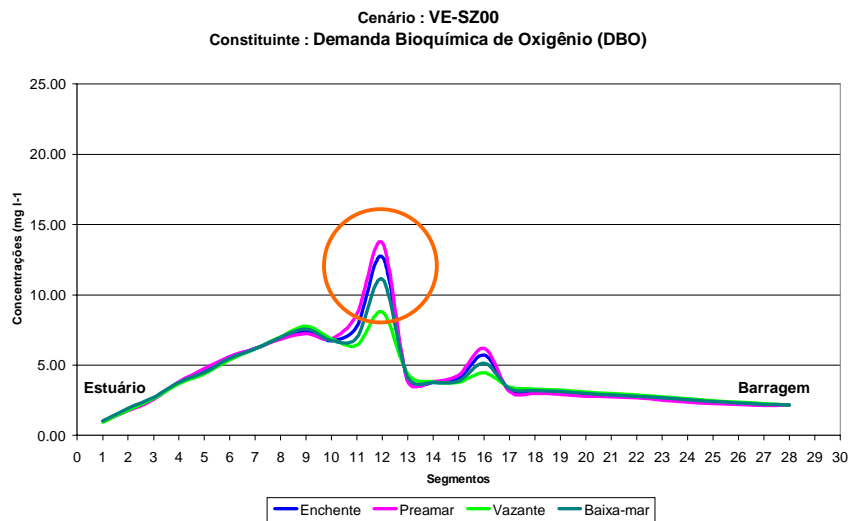
Figuras 7.18a a 7.18c. Comparação de OD entre os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.

Se na situação anterior ao barramento já é notável um aumento na concentração da $DBO_{5,20}$ no segmento 12 (atingindo cerca de 13 mg l^{-1} neste local – Figura 7.19a, círculo laranja), esta concentração alcança níveis ainda mais críticos nas duas situações após a implementação da barragem, alcançando durante a preamar valores superiores a 20 mg l^{-1} (Figuras 7.19b e 7.19c, círculos vermelhos).

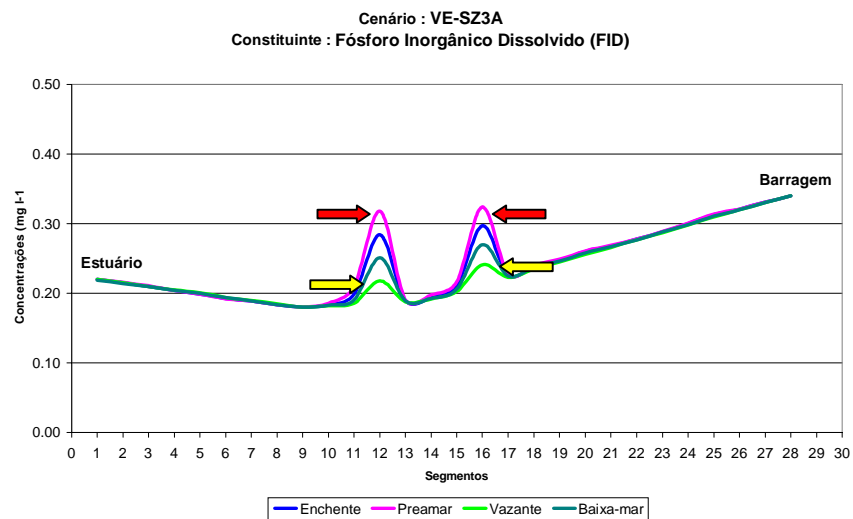
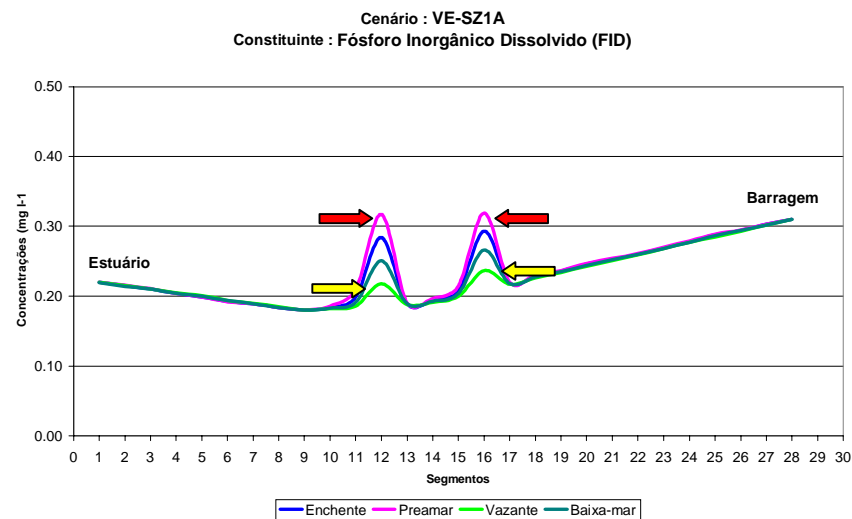
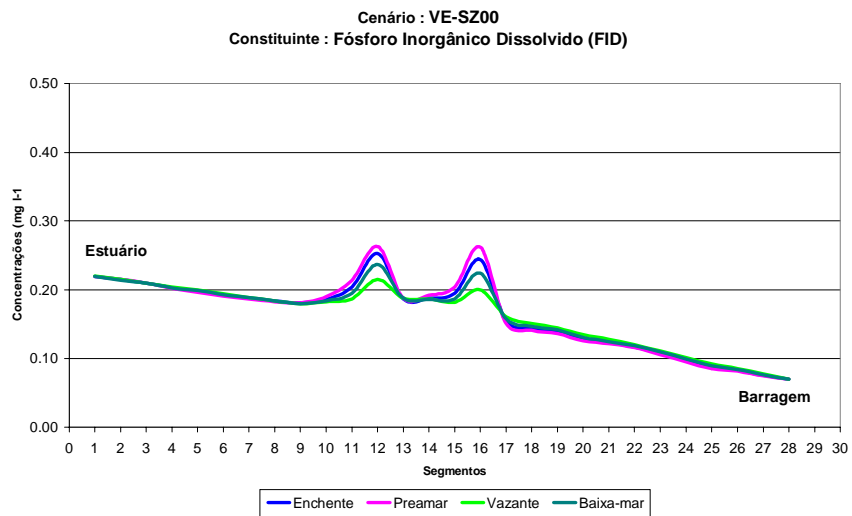
Observou-se que a $DBO_{5,20}$ do cenário VE-SZ3A foi ligeiramente mais elevada que a verificada para o cenário VE-SZ1A na região próxima ao barramento, mantendo a tendência das análises já efetuadas. O segmento 9 – onde foram verificadas as menores concentrações de OD – foi justamente o ponto onde, em direção a montante, começa a região de pico de $DBO_{5,20}$, o que vem servir de respaldo à análise anterior.

Da mesma forma que ocorreu na análise do período chuvoso, o barramento mostrou exercer um efeito multiplicador nas concentrações de FID durante o período seco. Entretanto, devido à menor diluição, as concentrações de maneira geral são bem mais elevadas do que as verificadas no outro período sazonal.

Os picos nos segmentos 12 e 16 têm praticamente o mesmo formato, embora os valores comecem com uma ligeira vantagem do segmento 16 na vazante e terminem quase *empatados* na preamar (Figuras 7.20b e 7.20c, setas amarelas e vermelhas). Também há uma região acima de $0,30 \text{ mg l}^{-1}$, nos segmentos mais próximos à barragem, nos cenários com a presença do barramento. Este comportamento é oposto ao do cenário VE-SZ00, no qual as concentrações estão abaixo de $0,10 \text{ mg l}^{-1}$.



Figuras 7.19a a 7.19c. Comparação de DBO_{5,20} entre os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.



Figuras 7.20a a 7.20c. Comparação de FID entre os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.

7.9.3. Efeitos de sazonalidade na maré de sizígia: IN-SZ3A x VE-SZ3A

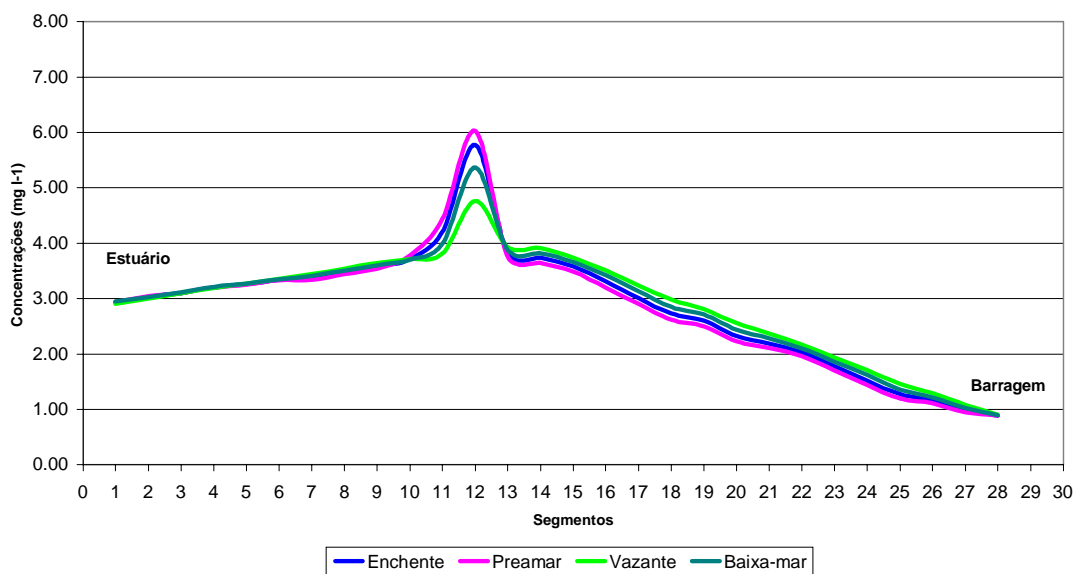
A influência da sazonalidade na distribuição de OD nos dois cenários é marcante. Na ZDO, durante o período seco, a concentração deste constituinte é fortemente marcada pela influência hidrodinâmica das marés de sizígia, que carregam o OD para dentro do rio: tanto é assim que, à medida em que a influência hidrodinâmica vai perdendo a força, a concentração de OD cai, conforme visto no item 7.7.2. Enquanto isso, a concentração de OD no período chuvoso, na ZDO, tende a crescer em direção a montante, resultado das ações combinadas das forçantes oceânica e lótica, que tendem a manter mais altos os níveis do constituinte nesta região.

Verifica-se um pico no segmento 12 em ambos os cenários, sendo que o pico é maior no período chuvoso do que no seco, o que é natural, por causa da maior vazão transportada e menor temperatura da água. Após o segmento 14, a tendência das curvas é descendente (Figura 7.21), sendo que no segmento 28 as concentrações são maiores no período seco do que no chuvoso.

No caso da $DBO_{5,20}$, a característica mais notável é a grande diferença entre as concentrações – especialmente na ZDO, na ZT e no segmento 12, cujas razões foram citadas no item 7.7.2. A influência da menor vazão é patente nestas regiões, onde ainda a influência hidrodinâmica exerce um importante papel carregando a DBO do oceano e provavelmente também do rio Jaboatão, o qual compartilha a desembocadura com o rio Pirapama e que possui indicadores de QA comprometedores (SEPLANDES-PE/FADE, 1999).

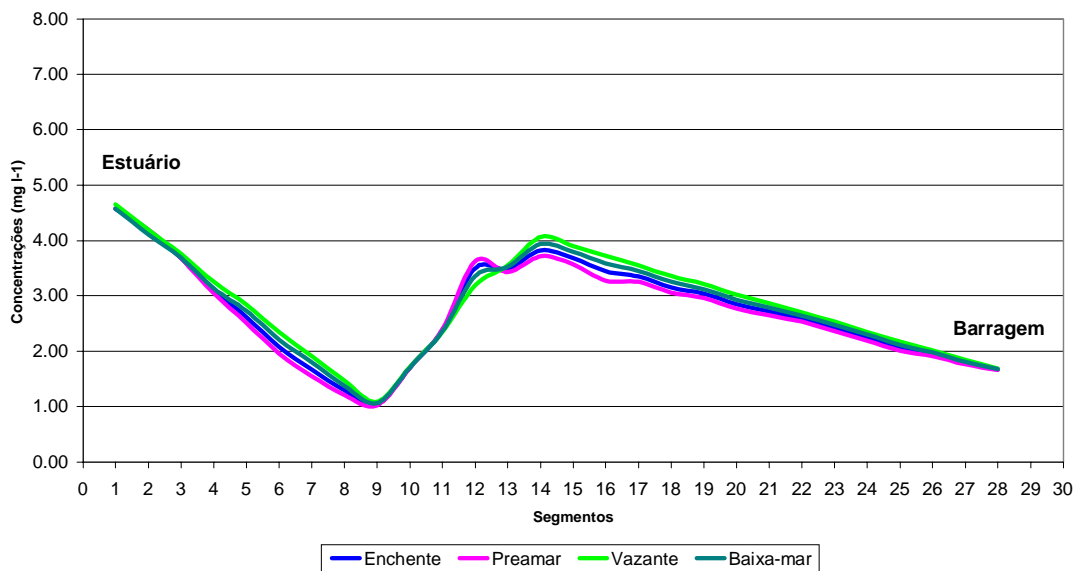
As concentrações do segmento 16, que representa a cidade do Cabo de Santo Agostinho, sofreram um aumento no período seco. Seguindo a mesma tendência demonstrada em itens anteriores, ocorre que a $DBO_{5,20}$ liberada através do barramento é maior no período chuvoso do que no período seco (Figura 7.22).

Cenário : IN-SZ3A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



(Figura 7.21a)

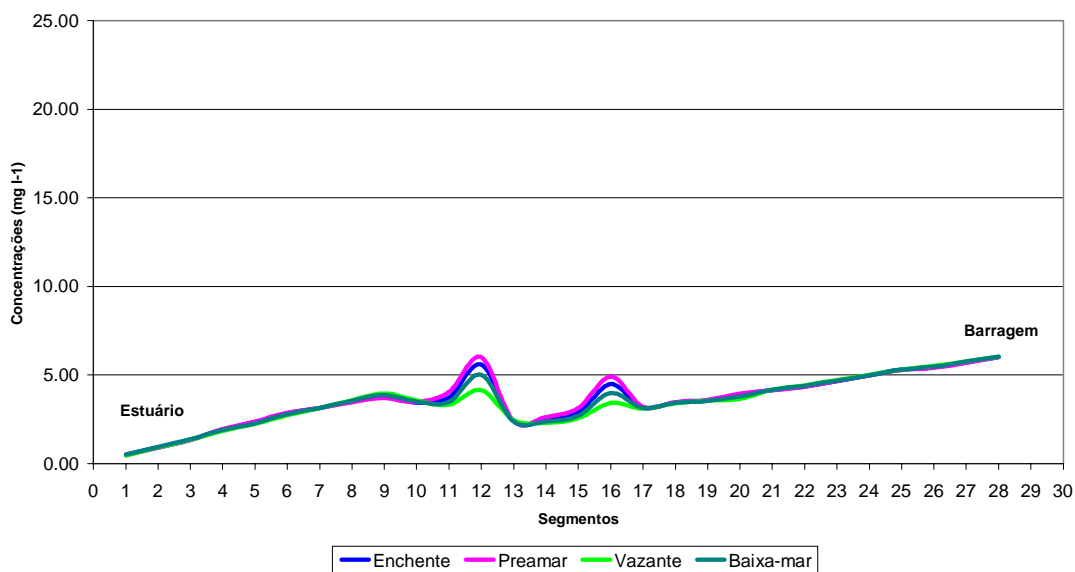
Cenário : VE-SZ3A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



(Figura 7.21b)

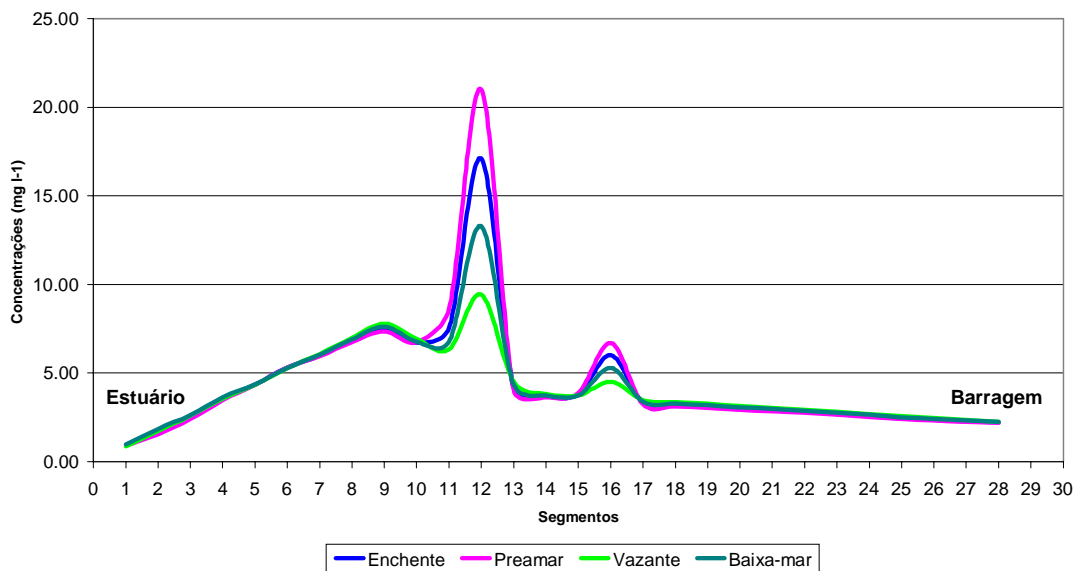
Figuras 7.21a e 7.21b. Comparações de OD entre os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.

Cenário : IN-SZ3A
 Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)



(Figura 7.22a)

Cenário : VE-SZ3A
 Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

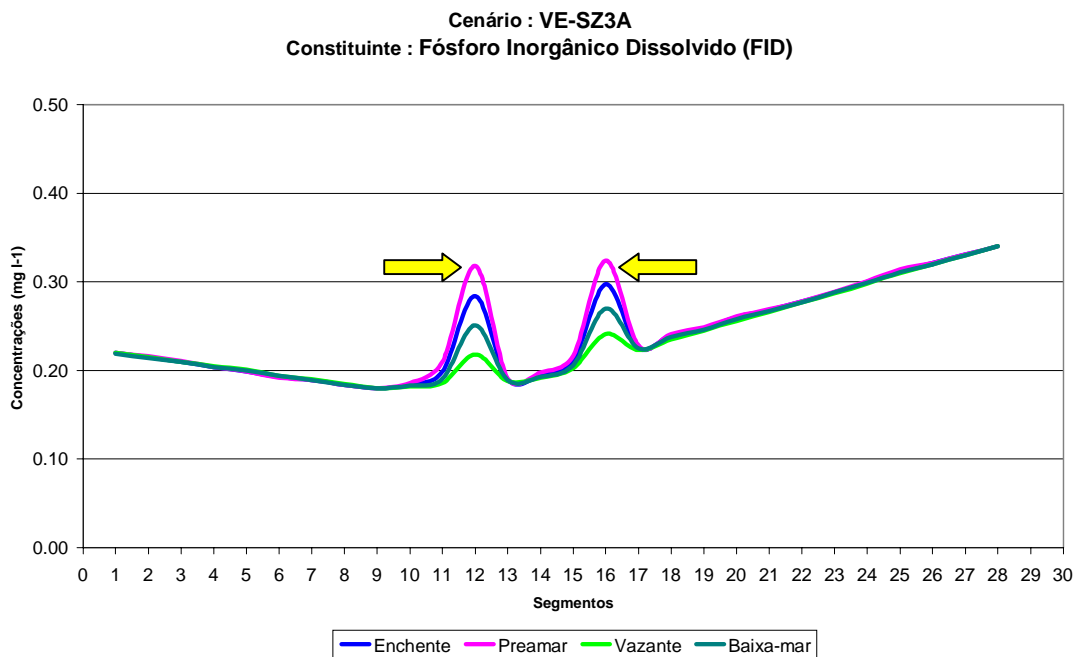
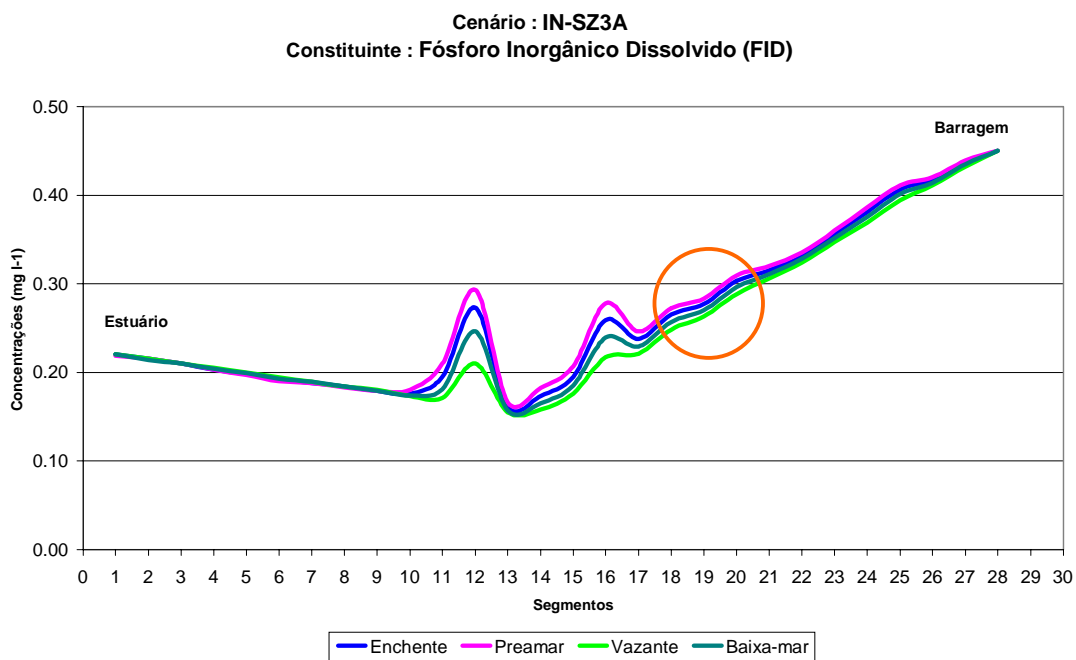


(Figura 7.22b)

Figuras 7.22a e 7.22b. Comparações de DBO_{5,20} entre os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.

No caso do FID, não se verificou tão claramente a influência hidrodinâmica na ZDO durante o período seco, como nos itens anteriores. Ao invés disso, as diferenças começaram a se manifestar na ZT – talvez aí refletindo as mudanças hidrodinâmicas – e na ZDL, influenciada pelo barramento e pelo aporte da drenagem superficial durante o período chuvoso.

Com a menor vazão, no período seco, as concentrações nos segmentos 12 e 16 chegaram a ultrapassar a casa dos $0,30 \text{ mg l}^{-1}$, ainda que apenas em um dos períodos (Figura 7.23b, setas amarelas). No período chuvoso, conforme já visto, ocorreu uma separação mais pronunciada das curvas (Figura 7.23a, círculo laranja), indicando uma variabilidade maior entre os resultados, o que contrasta com o que foi observado no outro período sazonal.



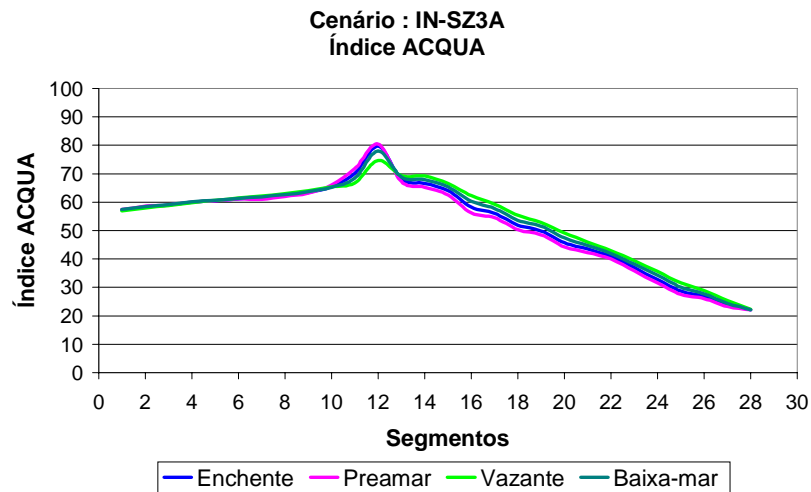
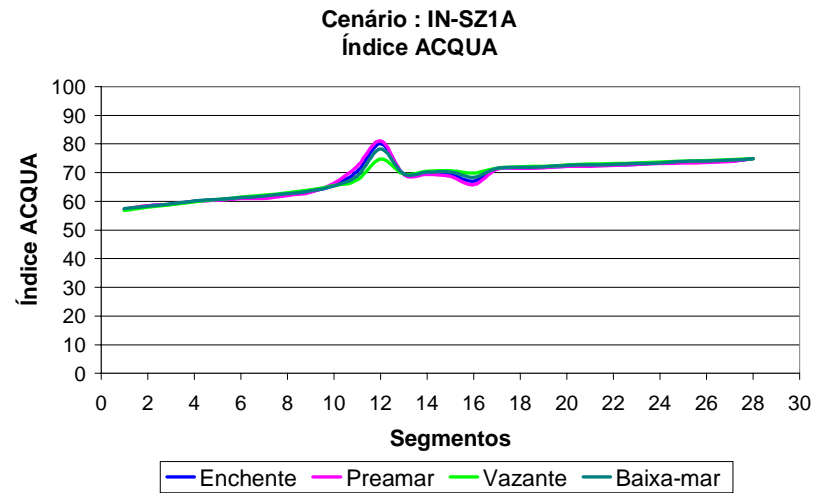
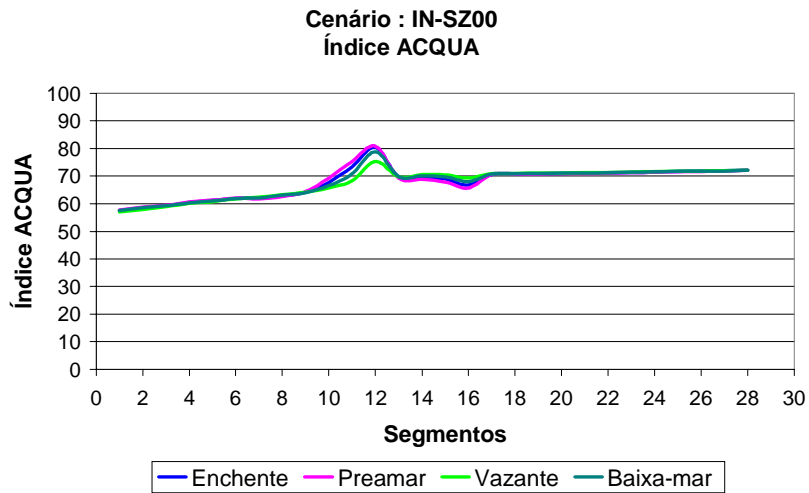
Figuras 7.23a e 7.23b. Comparações de FID para os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.

7.10. O índice ACQUA

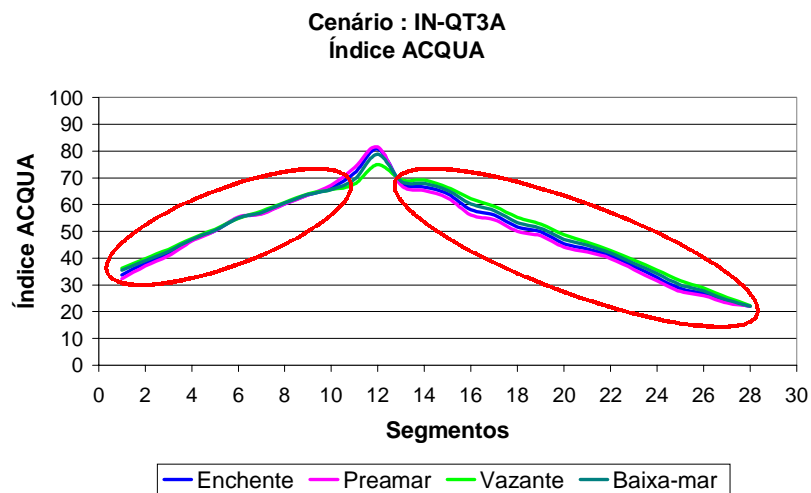
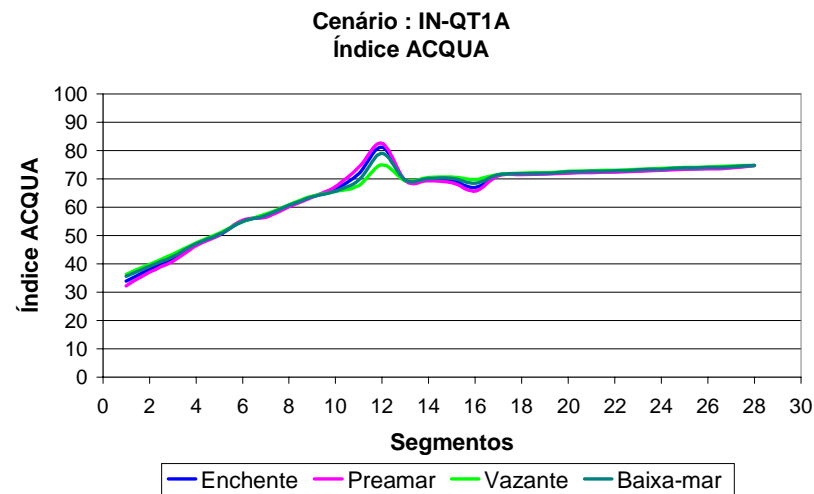
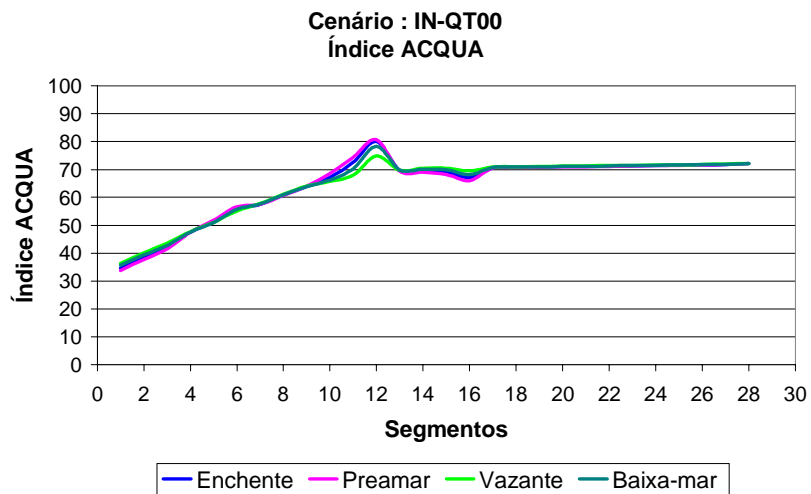
Para simplificar a análise das marés de quadratura, optou-se por utilizar um índice que fosse capaz de quantificar as diferenças entre os cenários e que pudesse indicar qual a condição mais crítica de QA, como mencionado no item 7.5. As Figuras 7.24 a 7.27 seguintes mostram em forma de gráficos os valores respectivos do índice ACQUA para cada um dos cenários.

Da análise dos gráficos, concluiu-se que a condição mais crítica a ser enfrentada pelo sistema foi a do cenário IN-QT3A, que combina ao mesmo tempo os mais baixos índices tanto para a ZDO quanto para a ZDL, e índices equivalentes aos demais para a ZT (Figura 7.25c, círculos vermelhos). Dessa forma, será feita a análise deste cenário em comparação com IN-SZ3A – para analisar como se comporta a variável astronômica. De forma análoga, serão confrontados os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A para se verificar a influência da variável sazonal.

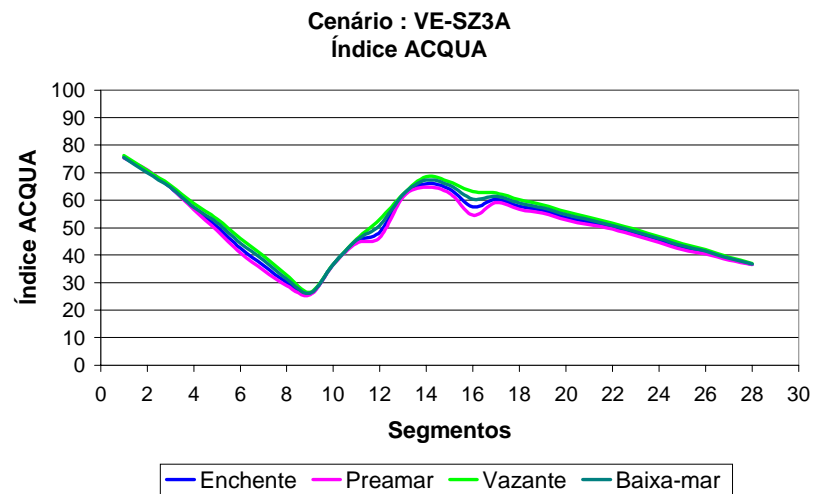
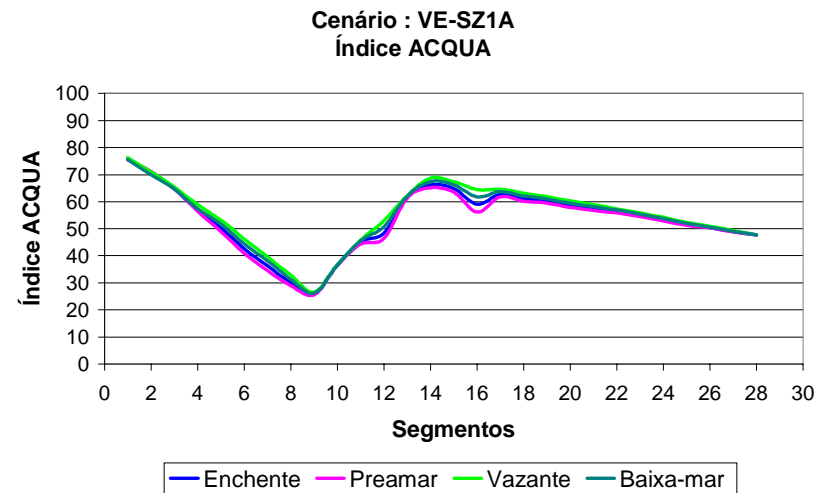
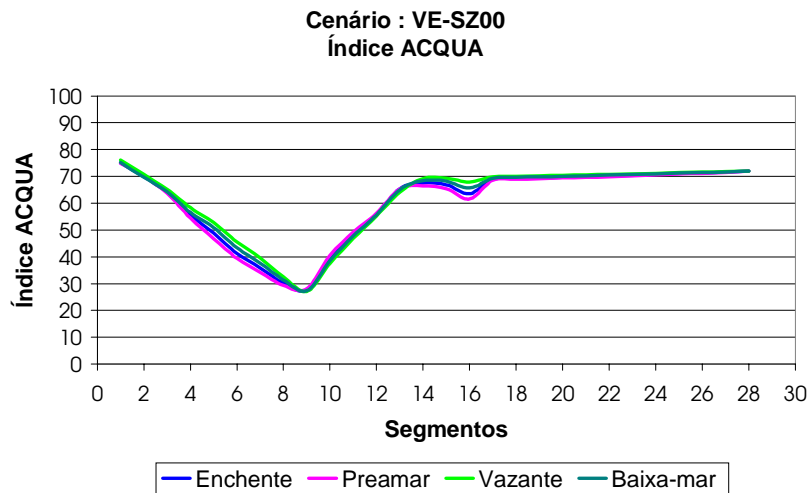
Os demais resultados relativos às marés de quadratura podem ser encontrados no Apêndice A.



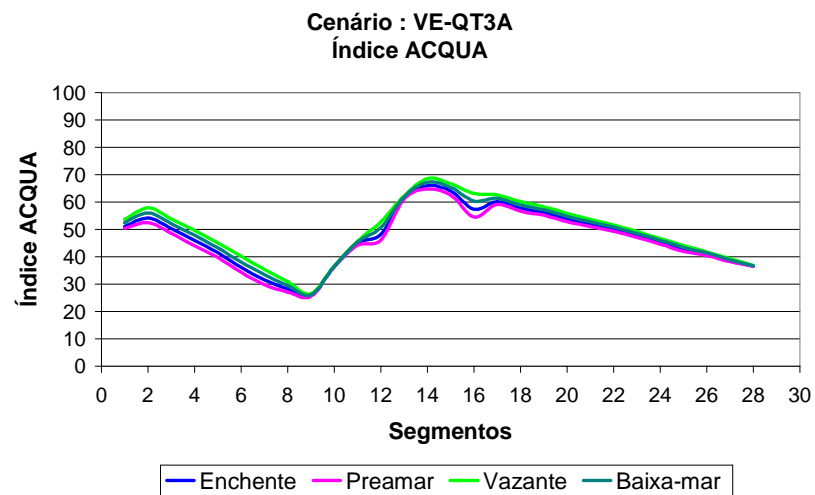
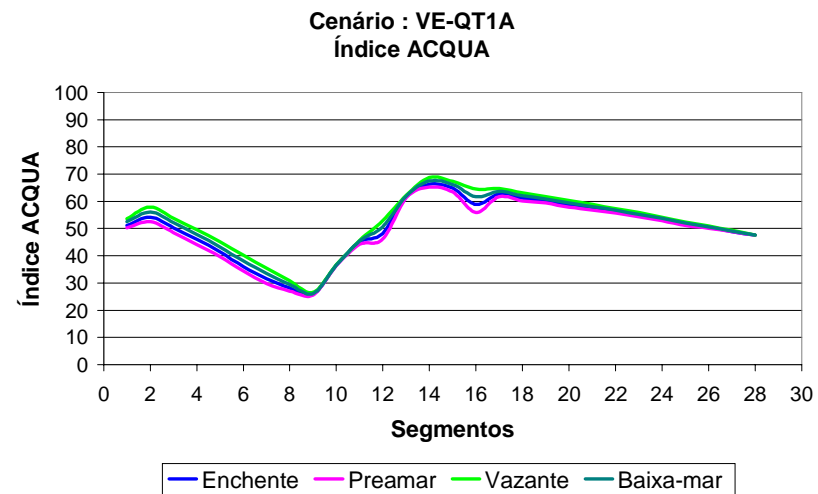
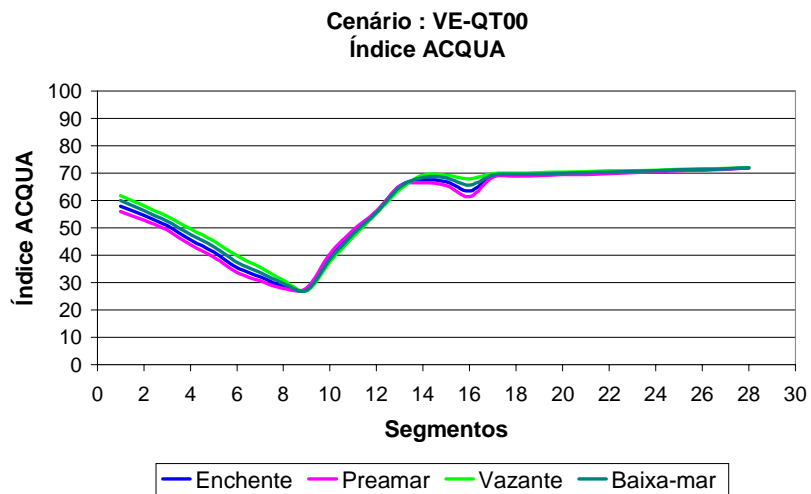
Figuras 7.24a a 7.24c. Comparações do Índice ACQUA para os cenários IN-SZ00, IN-SZ1A e IN-SZ3A.



Figuras 7.25a a 7.25c. Comparações do Índice ACQUA para os cenários IN-QT00, IN-QT1A e IN-QT3A.



Figuras 7.26a a 7.26c. Comparações do Índice ACQUA para os cenários VE-SZ00, VE-SZ1A e VE-SZ3A.



Figuras 7.27a a 7.27c. Comparações do Índice ACQUA entre os cenários VE-QT00, VE-QT1A e VE-QT3A

7.11. Modelo de QA – sizígia x quadratura

7.11.1. Efeitos de barramento e de maré no período chuvoso: IN-QT3A x IN-SZ3A

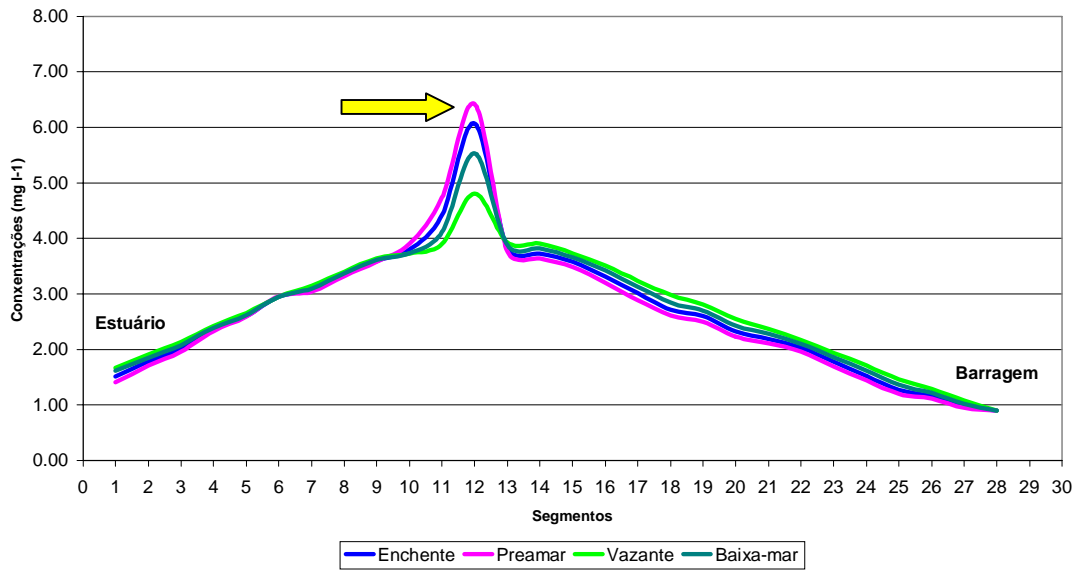
Numa demonstração da importância das condições iniciais da barragem para toda a ZDL e parte da ZT, pode-se ver que as curvas dos dois cenários entre as seções 13 e 28 são idênticas, ou seja, as condições de oxigenação do barramento influenciam de maneira bastante drástica na quantidade de OD disponível no sistema, neste trecho. Para a ZT, no cenário de quadratura, foi observado um pico mais elevado de OD na altura do segmento 12, onde a concentração na preamar superou os 6 mg l^{-1} (Figura 7.28a, seta amarela).

Ainda no cenário de quadratura, verifica-se uma ZDO de níveis mais baixos de oxigênio do que no caso de sizígia. Isto parece indicar mais uma vez que o grande mecanismo de carreamento de constituintes para a ZDO é o fluxo de água salgada que vem do oceano para o estuário, o qual é governado pelas mesmas condições hidrodinâmicas analisadas nos itens 7.4 e 7.5. Como resultado, quanto mais forte for este fluxo intrusivo – o que acontece justamente na condição de marés de sizígia – tanto melhor será a QA na região.

Do mesmo modo, na análise de $\text{DBO}_{5,20}$, as condições do barramento são predominantes no comportamento da região entre os segmentos 13 e 28. No segmento 16, o efeito do lançamento de efluentes é menor do que em outros cenários, mas ainda assim isto faz com que a qualidade da água piore sensivelmente entre os segmentos 13 e 16, chegando a 5 mg l^{-1} no segmento 16 e reduzindo a sua concentração nos três segmentos seguintes.

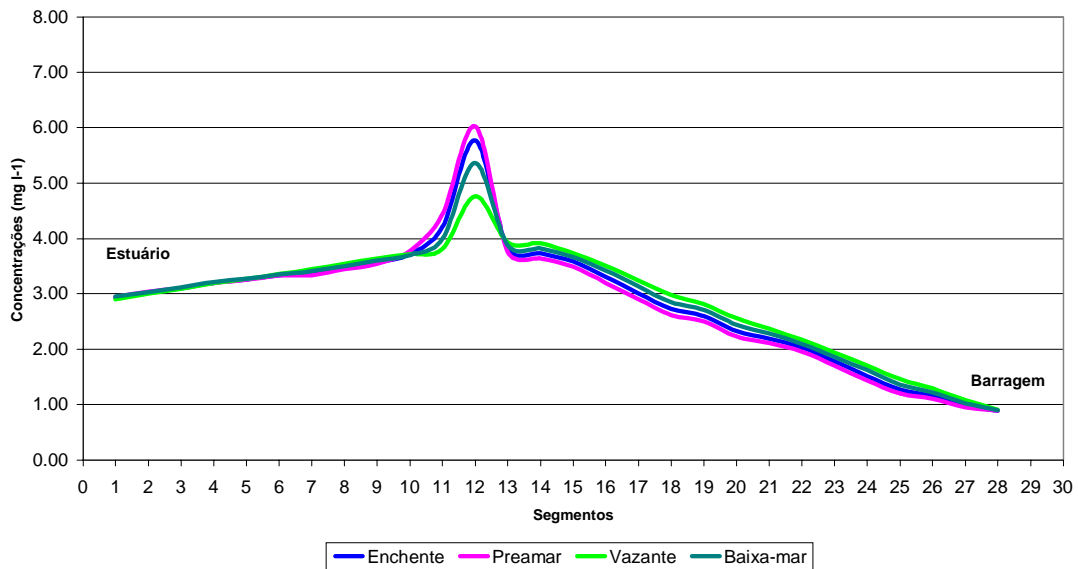
O comportamento na ZDO e na ZT (entre os segmentos 10 e 12) é bastante semelhante em ambos os cenários, mas o pico de $\text{DBO}_{5,20}$ no segmento 12 é maior na condição de quadratura do que na de sizígia (Figura 7.29a, círculo vermelho).

Cenário : IN-QT3A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



(Figura 7.28a)

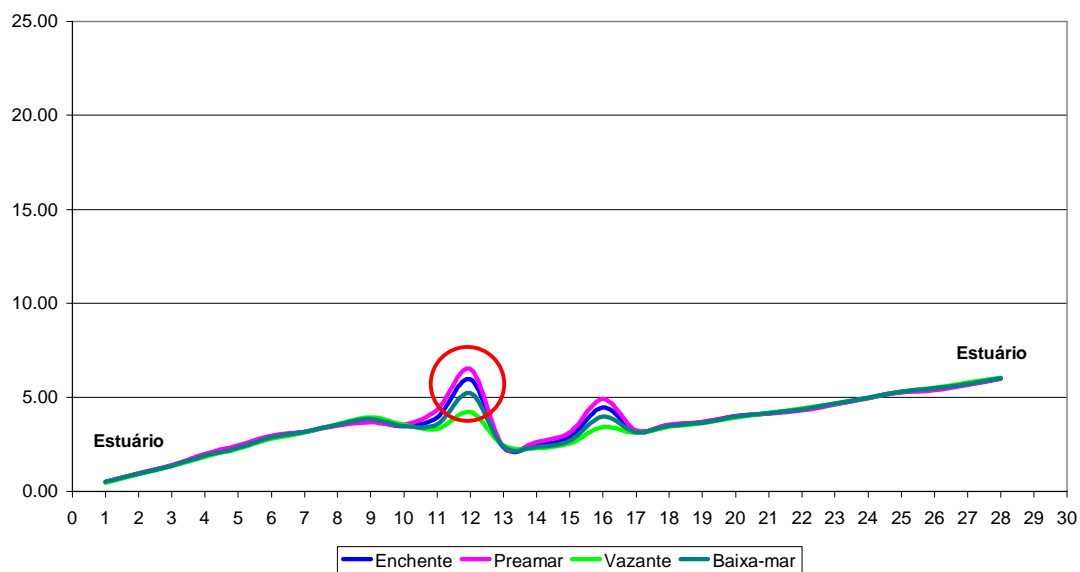
Cenário : IN-SZ3A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



(Figura 7.28b)

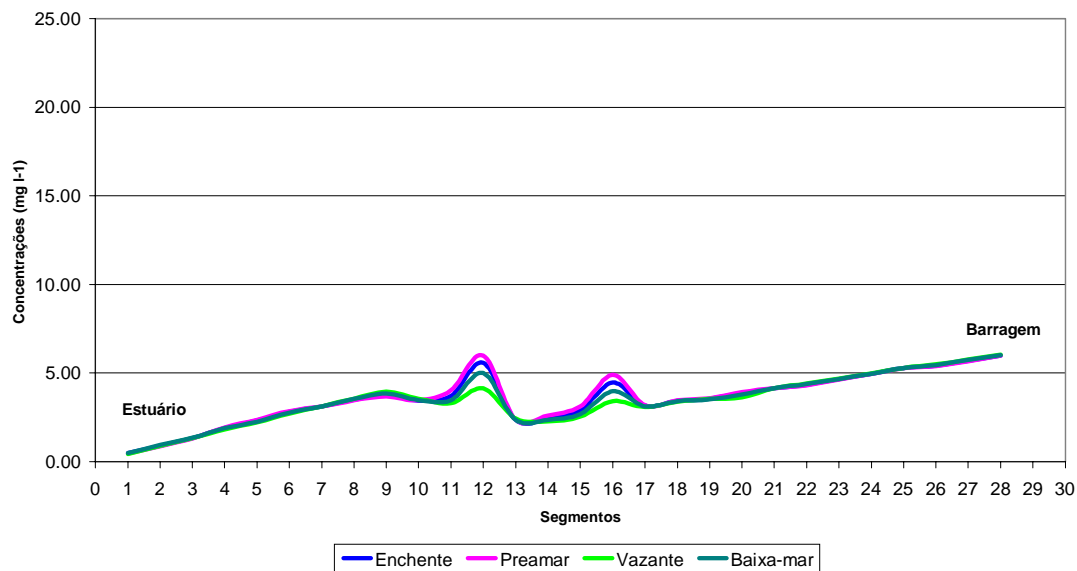
Figuras 7.28a a 7.28b. Comparações de OD entre os cenários IN-QT3A e IN-SZ3A.

Cenário : IN-QT3A
 Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)



(Figura 7.29a)

Cenário : IN-SZ3A
 Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)



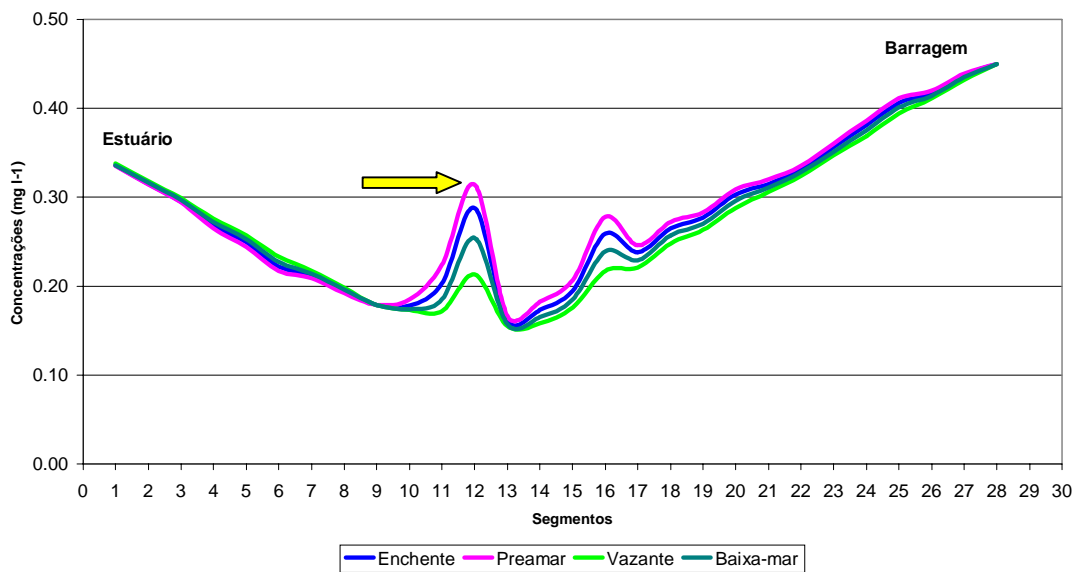
(Figura 7.29b)

Figuras 7.29a a 7.29b. Comparações de DBO_{5,20} entre os cenários IN-QT3A e IN-SZ3A.

Para o FID, o comportamento do sistema na ZDL, a exemplo dos dois outros constituintes, foi o mesmo, ou seja, os dois cenários exibiram condições idênticas entre os segmentos 13 e 28.

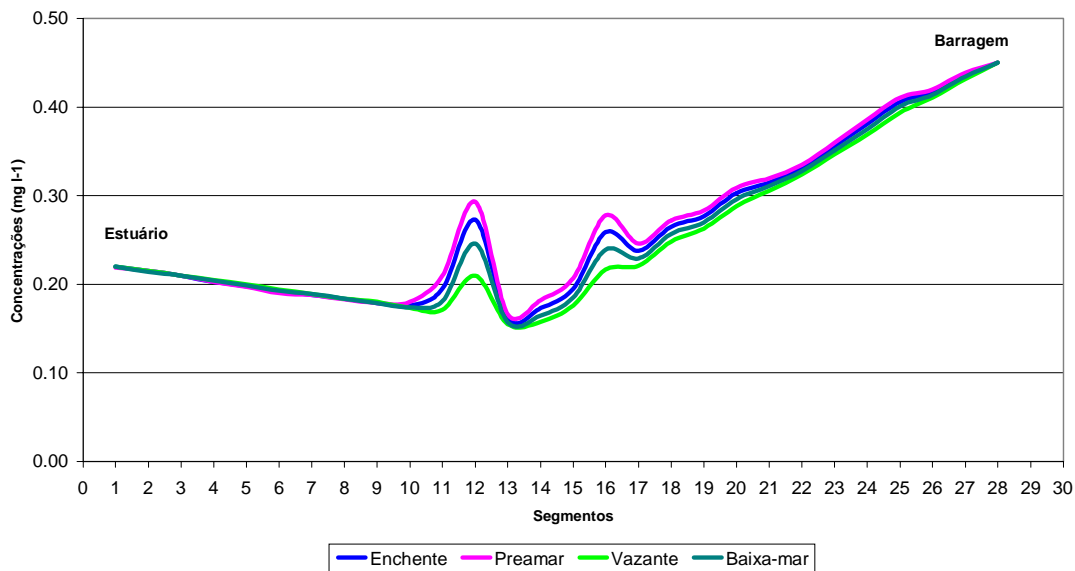
Para a ZDO e parte da ZT, no cenário IN-QT3A, as curvas indicam maiores concentrações de FID, inclusive com quatro segmentos (do 25 ao 28) acima de $0,30 \text{ mg l}^{-1}$. Nestas regiões, os valores são maiores na quadratura do que na sizígia. Isto inclui o segmento 12, onde a concentração também supera os $0,30 \text{ mg l}^{-1}$, ainda que apenas na preamar (Figura 7.30, seta amarela).

Cenário : IN-QT3A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)



(Figura 7.30a)

Cenário : IN-SZ3A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)



(Figura 7.30b)

Figuras 7.30a a 7.30b. Comparações de FID entre os cenários IN-QT3A e IN-SZ3A.

7.11.2. *Efeitos de barramento e astronômicos no período seco:*
VE-SZ3A x VE-QT3A

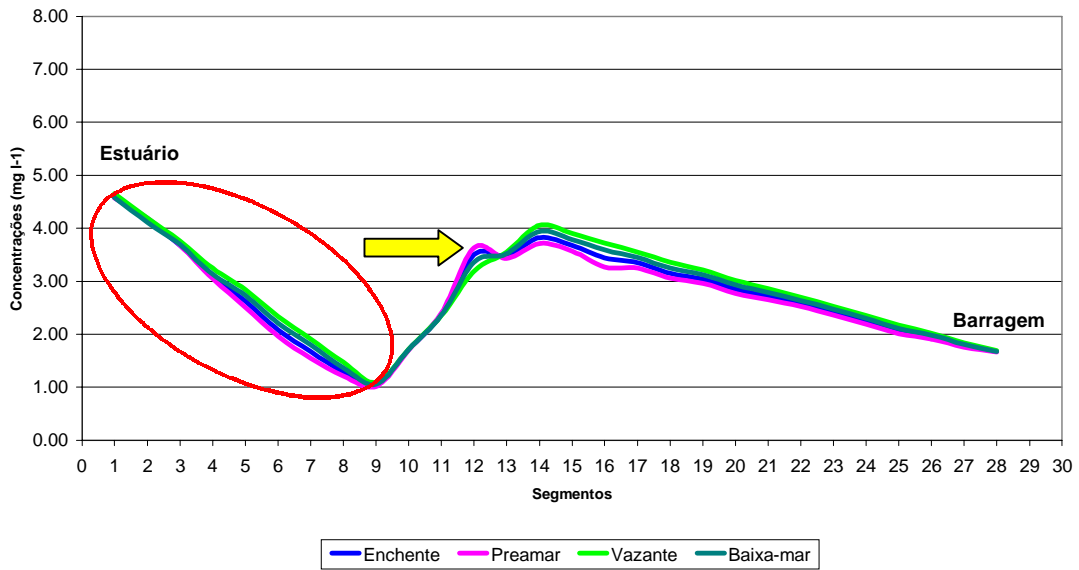
Foi observado que o comportamento dos dois cenários, além de apresentarem curvas praticamente idênticas a partir do segmento 9 (o que inclui a ZT e a ZDL em sua totalidade) é típico de período seco, ainda que marcado pelas características intrínsecas do tipo de barramento e da variável astronômica. Isto inclusive pode ser observado, para o segmento 12, em ambos os cenários (Figura 7.31a, seta amarela e Figura 7.31b, seta vermelha).

Para o cenário VE-SZ3A, na ZDO (Figura 7.31a, círculo laranja), verificou-se a existência de concentrações de OD mais elevadas do que no cenário VE-QT3A (Figura 7.31b, círculo vermelho), embora os valores das concentrações destes constituintes tendam ao mesmo valor de $1,0 \text{ mg l}^{-1}$ no segmento 9. Uma possível explicação para este fenômeno seria uma maior intrusão de oxigênio dissolvido provocada pela forçante oceânica durante as marés de sizígia, em comparação ao efeito similar observado para as marés de quadratura.

No cenário de marés de quadratura (VE-QT3A) ainda observa-se uma tendência ascendente da concentração do OD, a qual é provavelmente atribuída à forçante oceânica, entre os segmentos 1 e 2. Além disso, a separação entre as curvas na ZDO é mais pronunciada neste cenário do que no cenário de marés de sizígia. No entanto, do mesmo modo que no cenário de sizígia, esta forçante reduz sua influência à medida em que se percorre a ZDO, em direção a montante, até o segmento 9.

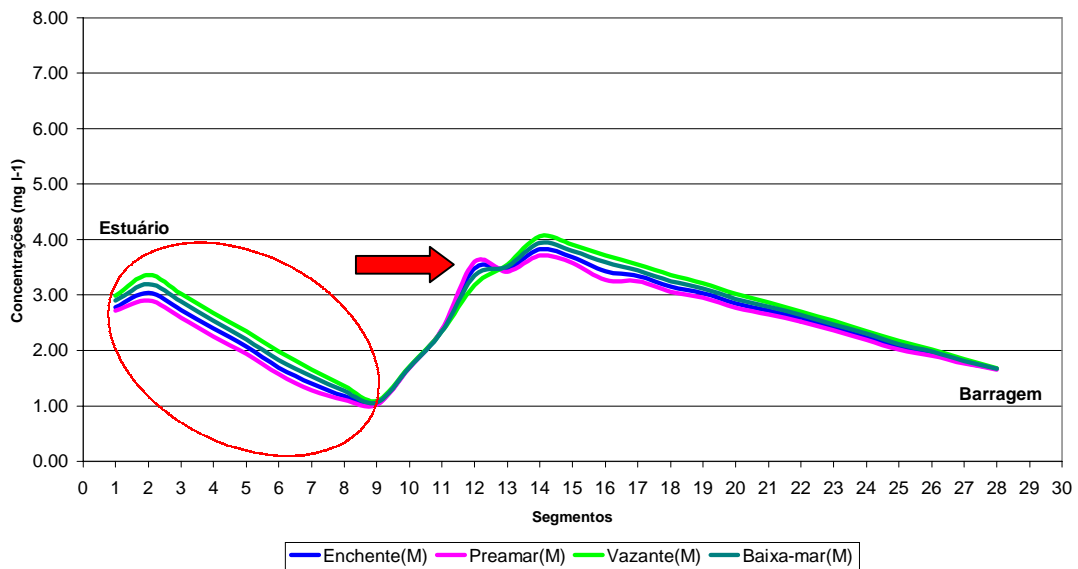
No caso da $\text{DBO}_{5,20}$ observa-se um grau de semelhança virtualmente total entre os dois cenários. Mesmo na ZDO, onde seria esperada uma diferenciação maior entre as duas situações, não foram detectadas mudanças significativas de um cenário para o outro (Figura 7.32).

Cenário : VE-SZ3A
 Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



(Figura 7.31a)

Cenário : VE-QT3A
 Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



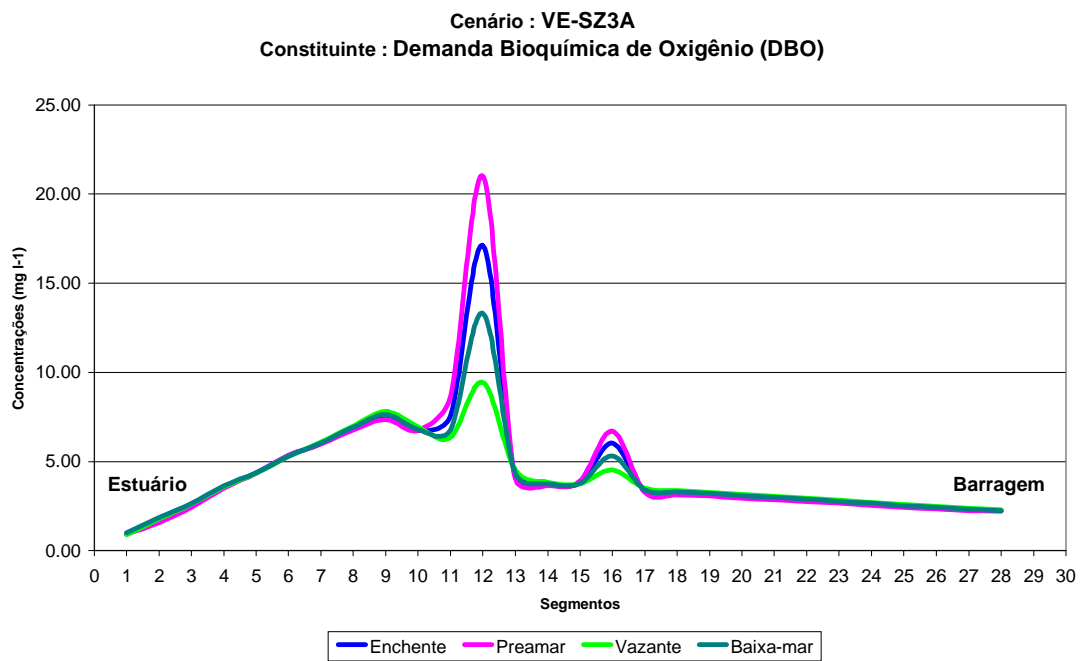
(Figura 7.31b)

Figuras 7.31a a 7.31b. Comparações de OD entre os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A.

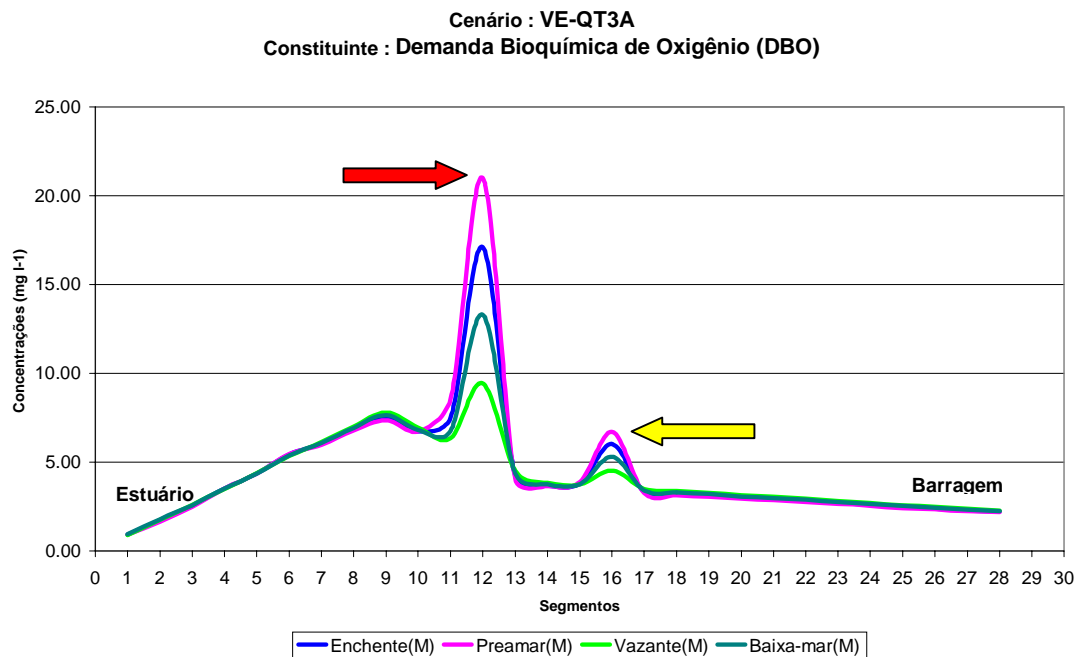
Observou-se uma concentração de $DBO_{5,20}$ bastante alta no segmento 12, motivada provavelmente pela redução de vazão e também pelo volume de efluentes drenados pela bacia do Gurjaú e despejados neste local. Nota-se inclusive que o lançamento no segmento 12, neste período, é intenso de tal maneira que supera em cerca de quatro vezes a concentração de $DBO_{5,20}$ lançada na cidade do Cabo de Santo Agostinho (Figura 7.32b, setas amarela e vermelha).

Analisando-se os cenários quanto ao FID, o comportamento de ambos os cenários é bastante semelhante, a não ser na ZDO, onde há uma tendência maior à estabilidade das concentrações durante a maré de sizígia (Figura 7.33a, círculo vermelho) do que durante a maré de quadratura, onde as concentrações são mais elevadas (Figura 7.33b, círculo laranja). Entretanto, do mesmo modo que para o oxigênio dissolvido, as concentrações de FID no segmento 9 tendem ao mesmo valor e, a partir daí, as curvas são praticamente idênticas (Figura 7.33).

Nos segmentos 12 e 16, ocorreu o mesmo fenômeno registrado no item 7.8.2, onde as concentrações de FID são maiores no segmento 16 do que no segmento 12 durante o estágio de vazante e, depois de algum tempo, ao final do estágio de preamar, exibem valores praticamente iguais.



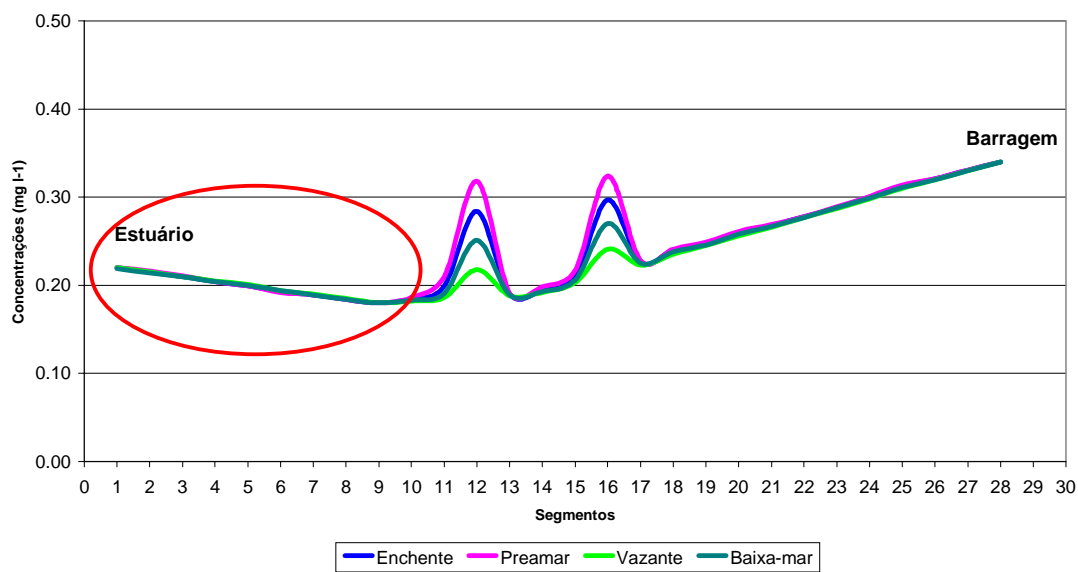
(Figura 7.32a)



(Figura 7.32b)

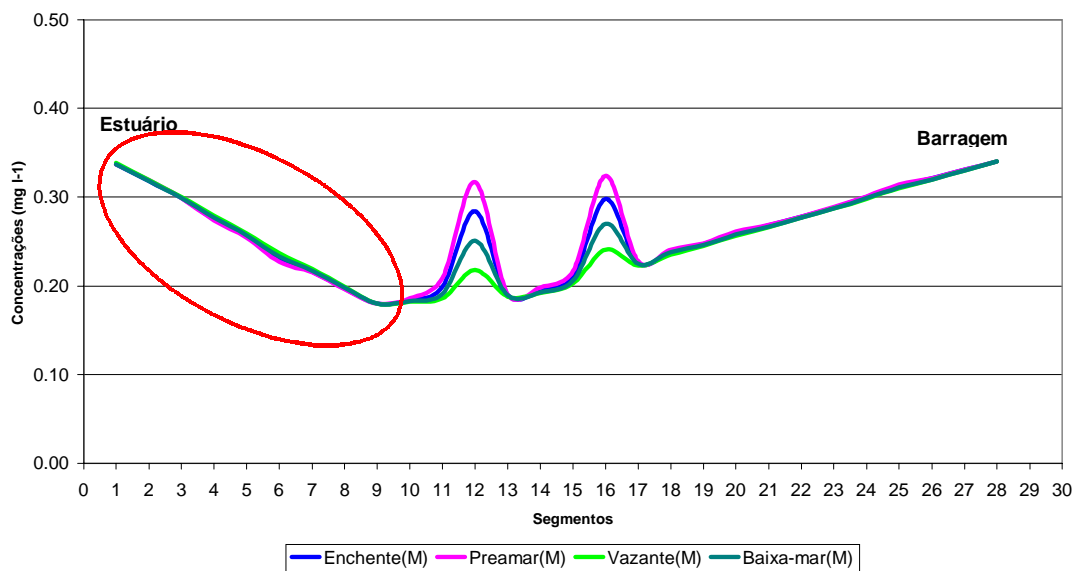
Figuras 7.32a e 7.32b. Comparações de DBO_{5,20} entre os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A.

Cenário : VE-SZ3A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)



(Figura 7.33a)

Cenário : VE-QT3A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)



(Figura 7.33b)

Figuras 7.33a a 7.33b. Comparações de FID para os cenários VE-SZ3A e VE-QT3A.

7.12. Síntese dos resultados de qualidade da água

As simulações dos cenários atuais (VE-SZ00 e IN-SZ00) permitiram uma primeira adequação/aferição (calibração e validação) do modelo WASP5 ao trecho do Rio Pirapama situado a jusante da barragem.

As comparações efetuadas entre os cenários sazonais distintos indicam que as piores situações no SEP, em termos de sua QA, estão sistematicamente associadas ao período de estiagem. Este quadro foi evidenciado tanto na situação atual (VE-SZ00 x IN-SZ00), quanto na situação futura com a liberação das águas através do vertedouro da barragem (VE-SZ1A x IN-SZ1A). A variável sazonal período seco considerada nas simulações induz, de antemão, a baixas capacidades de diluição dos efluentes orgânicos e inorgânicos lançados no manancial. Durante o período chuvoso, estes aportes são bastante reduzidos, conseqüência sobretudo da maior diluição das cargas geradas.

A construção da barragem modificará os aportes de volume d'água ao trecho de jusante, uma vez que as vazões afluentes ao SEP serão função, tanto das disponibilidades de volumes acumulados no reservatório (sobretudo efeito sazonal), quanto do cronograma de operação das estruturas do barramento. Nesse estudo, conforme citado anteriormente, os valores de vazões liberadas através do barramento foram obtidos a partir dos resultados constantes do documento COMPESA/FADE (2000b), que analisa a dinâmica de QA do reservatório. Estas informações mostram que, com a construção da Barragem, deverá ocorrer uma redução nas vazões liberadas para o trecho a jusante de cerca 65 % no período seco, e de cerca de 32 % no período chuvoso (ver Tabela 3.1, página 8).

Essas situações, por si sós, devem contribuir para gerar quadros mais críticos de QA no SEP. Ao mesmo tempo, e aliado à redução da capacidade de diluição no trecho de jusante, os quadros mais críticos de QA observados após a implantação da barragem são também conseqüência dos aportes mais elevados de carga orgânica e inorgânica provenientes do reservatório formado,

resultado da incapacidade do mesmo em autodepurar as cargas por ele recebidas (COMPESA/FADE, 2000b).

Os elevados aportes de cargas orgânicas e inorgânicas provenientes do complexo urbano da cidade do Cabo de Sto. Agostinho (esgotos domésticos e lançamentos industriais) e do Rio Gurjaú, são os principais agentes comprometedores da QA do trecho do Rio Pirapama até seu encontro com o Rio Jabotão. Concentrações de OD características de situações anóxicas, associadas a valores de $DBO_{5,20}$ superiores a 20 mg l^{-1} são observadas a partir dos resultados das simulações durante o período de estiagem, tanto para os cenários atuais, quanto após a implantação da Barragem.

Como era de se esperar, a utilização do descarregador de fundo da barragem resulta em situações ainda mais precárias de QA no SEP, quando comparadas à liberação das águas represadas via vertedouro. As diferenças entre a QA do trecho de jusante observadas com a utilização das duas estruturas do barramento são menos evidentes no período seco do que aquelas apontadas pelos resultados das simulações de período chuvoso. De fato (e contrariamente ao verificado em todas os demais cenários estudados, quando a época de estiagem mostrou-se sistematicamente mais crítica do que o correspondente cenário chuvoso), o emprego do descarregador de fundo no inverno provoca a liberação de águas anóxicas e com elevadas concentrações de compostos orgânicos e de nutrientes minerais. Trata-se, pois, da pior situação em termos de QA do SEP verificada a partir das simulações.

Os estudos de modelagem matemática do Sistema Pirapama (considerando-se aqui o futuro reservatório e o trecho de jusante) indicam que os mananciais encontram-se no limite de suas capacidades de autodepuração e de recuperação dos seus níveis naturais de QA, resultado sobretudo dos aportes externos de origem antrópica. Medidas devem ser tomadas no sentido de controlar as cargas afluentes aos dois sistemas.

8. Conclusões e Recomendações

- (a) As etapas de calibração e validação dos modelos hidrodinâmico e de QA foram realizadas, utilizando-se as informações obtidas em campo e características dos períodos seco e chuvoso. A partir destas etapas, foi possível obter uma primeira adequação do Sistema WASP5 às condições reais de funcionamento do SEP.

Entretanto, o processo de calibração e validação de um sistema natural dinâmico requer continuidade e aperfeiçoamento na obtenção e tratamento dos dados de campo; desta forma, recomenda-se um aumento tanto na frequência espacial das estações fixas de monitoramento (com a instalação de mais estações, especialmente na ZDO) quanto na frequência temporal das coletas (realizando-se amostragens inclusive para os quatro estágios de maré). As informações devem abranger ambos os aspectos (hidrodinâmicos e de QA) do referido corpo d'água;

- (b) De maneira geral, após as análises de efeitos de sazonalidade, pôde-se constatar que o período seco é bem mais crítico para a QA do SEP do que o período chuvoso. Tal comportamento fica claro, por exemplo, na comparação entre os cenários IN-SZ3A e VE-SZ3A.
- (c) A implantação da barragem será um fator indutor de modificações ambientais no trecho situado a jusante do rio Pirapama. Estes impactos se darão não apenas pela regularização das vazões a montante – reduzindo consideravelmente o fluxo e o volume de água doce disponível no sistema (e, dessa forma, modificando o atual balanço de água doce/salgada) – mas também porque as condições do trecho do rio situado a jusante do reservatório se mostram fortemente dependentes da forma em que são liberados os volumes represados através do barramento (se via vertedouros ou descarregadores de fundo).
- (d) O rio Pirapama é característico dos demais rios da Região Metropolitana do Recife, ou seja, rios estuarinos e situados em região de topografia plana, o que dificulta a intrusão de OD no sistema, por

meio de reaeração atmosférica, nas regiões mais próximas ao oceano (SEPLANDES-PE/FADE, 1999). Entretanto, há que se considerar que, nos segmentos mais próximos à barragem, os quais são de topografia mais acidentada (presença de corredeiras e outros obstáculos naturais ou artificiais) e de lâmina d'água menor (em alguns pontos), existe um mecanismo natural de recuperação dos níveis de OD devido justamente ao fenômeno da reaeração, conseguindo inclusive melhorar a condição do rio até o segmento 16;

(e) Não obstante este fato, o lançamento de efluentes nos segmentos 12 (rio Gurjaú) e 16 (Cabo de Santo Agostinho) é sem sombra de dúvida o pior impacto ambiental sofrido pelo sistema no que se refere à QA. Concentrações bastante elevadas de DBO_{5,20} foram encontradas em associação com níveis muito baixos de OD, especialmente em cenários nos quais o período seco e as marés de quadratura são predominantes. Particularmente, o trecho entre os segmentos 12 e 16 se mostra mais crítico em decorrência destas duas importantes fontes poluidoras.

Assim, recomenda-se que medidas sejam tomadas para reduzir tais lançamentos, como por exemplo a utilização de estações de tratamento de esgotos (ETEs) na cidade do Cabo de Santo Agostinho e um controle mais rigoroso do lançamento de efluentes no rio Gurjaú, especialmente dos fertilizantes;

(f) O balanço de água doce/salgada, o qual sofre profundas alterações em decorrência da diminuição do aporte lóxico, é afetado sobremaneira na zona de domínio oceânico. Em decorrência da redução de vazão, há uma intrusão maior e mais efetiva de águas com maior conteúdo salino, o que se por um lado promove uma renovação das águas (retirada de constituintes) durante os estágios de vazante e baixa-mar, também promove o aumento exagerado de salinidade e constituintes de qualidade da água durante os outros dois estágios.

Isto poderá afetar primordialmente o ambiente ecológico no estuário, causando desequilíbrios não só ambientais, como também

alterações de ordem sócio-econômica para as comunidades que sobrevivem da pesca e da coleta de mariscos na região;

- (g) Embora o uso de descarregadores de fundo seja a melhor alternativa no que se refere à qualidade das águas represadas no reservatório (COMPESA/FADE, 2000b), os resultados demonstram que esta situação deverá gerar os piores cenários de QA para o SEP (cenários terminados em 3A).

Este fato é relevante a tal ponto que, conforme foi avaliado pelo índice ACQUA, a combinação de período chuvoso e uso de descarregadores de fundo foi responsável pela pior condição de QA encontrada em todos os cenários estudados.

Portanto, seria fortemente recomendável que o descarregador de fundo fosse utilizado apenas em casos especiais, e preferencialmente no período seco.

Finalmente, este estudo indica que o corpo d'água estudado encontra-se no limite de sua capacidade de autodepuração e de recuperação de seus níveis naturais de QA, o que se deve sobretudo aos aportes antrópicos. Recomenda-se o uso intensivo dos modelos CE-QUAL-R1 (para a modelagem e análise da QA do reservatório) e dos submodelos DYNHYD5 e EUTRO5 (para o trecho a jusante, com o mesmo fim).

A utilização conjunta destas ferramentas, devidamente calibradas e validadas com dados atualizados obtidos in situ, poderá ser de extrema valia na análise de alternativas de controle e redução gradual dos aportes de poluentes ao Sistema Estuarino Pirapama.

9. Referências

- Ambrose, R.B. et al. 1988.** WASP4, A Hydrodynamic and Water Quality Model--Model Theory, User's Manual, and Programmer's Guide. *U.S. EPA Report.*
- Ambrose, R.B., T. A. Wool & J. L. Martin 1993a.** The Dynamic Estuary Model Hydrodynamics Program, DYNHYD5. Model Documentation and User Manual. *U.S. EPA Report*, 28 p.
- Ambrose, R.B., T. A. Wool & J. L. Martin 1993b.** The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP5. Part A: Model Documentation. *U.S. EPA Report*, 251 p.
- Ambrose, R.B., T. A. Wool & J. L. Martin 1993c.** The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP5. Part B: The WASP5 Input Dataset. *U.S. EPA Report*, 88 p.
- APHA – American Public Health Association 1985.** Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th Edition. APHA.
- Araújo, M.C. & S. E. Jørgensen 1988.** Modelagem ecológica de reservatórios. In: Tundisi, J.G. (ed.), Limnologia e Manejo de Represas, *Academia de Ciências do Estado de São Paulo*, Vol.1, p. 395-402.
- Araújo, M.C., J. A. O. de Jesus, J. H. Macari e J. M. Branski 1990.** Mathematical modelling for reservoir water quality management through hydraulic structures. *Ecological Modelling*, 52(1990), 73-85.
- Araújo, M.C. 1991.** Modelagem Matemática no Gerenciamento da Qualidade da água em Reservatórios. Uma primeira estimativa das futuras tendências na Qualidade da Água durante as fases de enchimento e estabilização de reservatórios tropicais. – O caso da Usina Hidroelétrica de Porteira. Volumes I e II. *Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP.* 231 p.
- Babbitt, H. E. & E. R. Baumann 1958.** Sewerage and sewage treatment. John Wiley and Sons., 790 p.

- Binkley, D., H. Burnham & H. L. Allen 1999.** Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 121(1999), 191-213.
- Bobba, A.G., V. P. Singh & L. Bengtsson 2000.** Application of environmental models to different hydrological systems. *Ecological Modelling*, 125(2000), 15-49.
- Bowie, G. L., W. B. Wills, D. B. Porcella, C. L. Campbell, J. R. Pagenkopf, G. L. Rupp, K. M. Johnson, P. W. H. Chan, S. Gherini & C. E. Chamberlin 1985.** Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. *U. S. EPA Report*, 454 p.
- Ceirano, E. B., R. D. Gloria & C. A. Ercole 1982.** The "Paraná Medio" hydrodynamic model and its calibration, *Water Intern.*, 7(1982), 2-9.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental 2001.** Relatório das Águas Interiores do Estado de São Paulo – 2000. 213 p.
- Chester, R. 1990.** Marine Geochemistry. Unwin Hyman, 698 p.
- COMPESA/FADE – Companhia Pernambucana de Saneamento/Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE 2000a.** Dinâmica do Baixo-Pirapama (jusante futura represa) – Relatório Técnico I (Modelagem hidrodinâmica), 37 p.
- COMPESA/FADE – Companhia Pernambucana de Saneamento/Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE 2000b.** Modelagem matemática para avaliação da fertirrigação e de seu impacto na qualidade da água da Barragem do Rio Pirapama – PE – Relatório Técnico I (Simulação dos cenários relativos às fases de enchimento e estabilização do reservatório), 90 p.
- COMPESA/GEOSISTEMAS – Companhia Pernambucana de Saneamento/Geosistemas Engenharia e Planejamento 2000.** Barragem Pirapama. Plano Básico Ambiental – PBA. Programa de Operação de Enchimento do Reservatório, 60 p.
- Connoly, J. P. & R. Winfield 1984.** A User's Guide for WASTOX, a Framework for Modeling the Fate of Toxic Chemicals in Aquatic Environments. Part 1: Exposure Concentrations. *U.S. EPA Report*.

- Covar, A. P. 1976.** Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in Water Quality Models. *U.S. EPA Report*.
- CPRH – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos 1998.** Estudos dos recursos hídricos da Bacia do Pirapama, CPRH/DFID, 142 p.
- CPRH – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos 1999.** Diagnóstico ambiental integrado da Bacia do Pirapama, 273 p.
- CPRH – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos 2000.** Planilhas de Monitoramento da Bacia Hidrográfica do Rio Pirapama (GL-2) – Anos 1995-2000.
- CPRH – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos 2001.** Planilhas de Controle industrial do Estado, UCOM/CPRH.
- CPRH/DFID – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos/Department for International Development 1998.** Estudo dos Recursos Hídricos da Bacia do rio Pirapama, 96 p.
- CPRH/DFID – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos/Department for International Development 2000.** Águas do Pirapama, fonte de vida e desenvolvimento. Conhecendo a Agenda 21 da Bacia do Pirapama, 96 p.
- Di Toro, D. M., J. J. Fitzpatrick & R. V. Thomann 1983.** Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) – Documentation. *U. S. EPA Report*.
- DP – Diário de Pernambuco 2000.** “Dia da Água sem motivo para comemorar”. Edição de 22 de março de 2000. Caderno Vida Urbana. Disponível em: <http://www.dpnet.com.br/anteriores/2000/03/22/urbana1_0.html>. Acesso em 11 de outubro de 2001.
- DP – Diário de Pernambuco 2001a.** “Estado promete zerar déficit de água já em 2002”. Edição de 07 de julho de 2001. Caderno Vida Urbana. Disponível em: <http://www.pernambuco.com/diario/2001/01/07/urbana3_0.html>. Acesso em 11 de outubro de 2001.

- DP – Diário de Pernambuco 2001b.** “Projeto terá duas etapas”. Edição de 07 de julho de 2001. Caderno Vida Urbana. Disponível em: <http://www.pernambuco.com/diario/2001/01/07/urbana3_1.html>. Acesso em 11 de outubro de 2001.
- Esteves. F. A. 1998.** Fundamentos de Limnologia (2ª Edição). Interciência, 602 p.
- Feigner & Harris 1970.** Documentation Report – FWQA Dynamic Estuary Model. U.S. Department of the Interior, Federal Water Quality Administration.
- Fernandes, C. 1997.** Esgotos Sanitários. Editora Universitária UFPB, 435 p.
- Hammer, M. J. 1986.** Water and wastewater technology. John Wiley and Sons. 536 p.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 2001.** Censo Demográfico 2000 - Resultados Preliminares. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/ibge/estatistica/populacao/censo2000/sinopse.php?tipo=21&uf=26>>. Acesso em março/2001.
- JC – Jornal do Commercio 1998a.** “RMR vive maior racionamento da História”. Edição de 10 de dezembro de 1998. Caderno Cidades. Disponível em: <<http://www2.uol.com.br/JC/1998/1012/cd1012a.htm>>. Acesso em 11 de outubro de 2001.
- JC – Jornal do Commercio 1998b.** “Desperdício de água no Estado atinge 48%”. Edição de 10 de dezembro de 1998. Caderno Cidades. Disponível em: <<http://www2.uol.com.br/JC/1998/1012/cd1012b.htm>>. Acesso em 11 de outubro de 2001.
- JC – Jornal do Commercio 1998c.** “Sistema Pirapama teve sua obra paralisada desde 95”. Edição de 10 de dezembro de 1998. Caderno Cidades. Disponível em: <<http://www2.uol.com.br/JC/1998/1012/cd1012c.htm>>. Acesso em 11 de outubro de 2001.
- JC – Jornal do Commercio 2001.** “Racionamento na RMR já funciona há duas décadas”. Edição de 1º de abril de 2001. Caderno Economia. Disponível em: <http://www2.uol.com.br/JC/2001/0104/ec0104_14.htm>. Acesso em 11 de outubro de 2001.

- Jewell, W. J. & P. L. McCarty 1971.** Aerobic Decomposition of Algae. *Environmental Science and Technology*, 5(10). p.1023.
- Justic, D., N. N. Rabalais & R. E. Turner 1995.** Stoichiometric Nutrient Balance and Origin of Coastal Eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 30(1), 41-46.
- Lamb, J.C. 1985.** Water quality and its control. John Wiley and Sons, 384 p.
- Marcano, J. E. 1999.** Ecología de las Águas Dulces. Disponível em: <<http://jmarcano.vr9.com/nociones/fresh1.html>>. Acesso em 15 de outubro de 2001.
- Metcalf & Eddy, Inc. 1979.** Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. Series in Water resource and environmental engineering. McGraw-Hill, 920 p.
- O'Connor, D. J. 1983.** Wind Effects on Gas-Liquid Transfer Coefficients. *Journal of Environmental Engineering*, 109(9), 731-752.
- Orlob, G.T. (ed.) 1983.** Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs. *International Institute for Applied Systems Analysis*. John Wiley and Sons, 518p.
- Schlegel, H. G. 1976.** Allgemeine Mikrobiologie. Thieme Verlag, 480 p.
- SEPLANDES-PE/FADE – Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Social do Estado de Pernambuco/Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE 1999.** Estudos de modelagem matemática das bacias dos Rios Capibaribe, Beberibe e Jaboatão – Validação dos modelos e análise de cenários. Relatórios Técnicos II, III e IV. *Programa Qualidade das Águas – PQA*.
- Silva, M. M. 2000.** Projeto Piloto de Conservação e Recuperação de Florestas e Águas da Mata Atlântica na Bacia do Pirapama (PE) – Diagnóstico Ambiental da Sub-bacia Riacho dos Macacos. *Relatório Parcial de Atividades de Consultoria*, 15 p. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/pirapama/download/rbma.pdf>>. Acesso em 17 de outubro de 2001.

- SMIC/USGS – Surface Water and Water Quality Models Information Clearinghouse/United States Geological Service 1999.** Model Abstract for WASP5. Disponível em: <http://smiq.usgs.gov/SMIC/model_pages/wasp.html#abstract>. Acesso em 13 de julho de 2001.
- Souza, A. D. G de & Tundisi, J. G. 2000.** Hidrogeochemical Comparative Study of the Jaú and Jacaré-Guaçu River Watersheds, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(4), 563-570.
- Souza, S. N. 2000.** Avaliação de modelos matemáticos biogeoquímicos de qualidade da água para o sistema natural da Bacia do Rio Beberibe, PE. *Dissertação Mestrado*, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 102 p.
- Stoddard, A. 2001.** Publicação eletrônica [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <olifalcao@uol.com.br> em 19 de janeiro de 2001.
- Stretta, C. 2000.** Hydrodynamic modelling of the Pirapama Estuarine System after upstream regulation. *Rapport INPT/ENSEEIHT*, 42 p.
- Thurman, H. V. 1996.** Introductory Oceanography. Prentice Hall, 544 p.
- Ven Te Chow 1959.** Open Channel Hydraulics. McGraw-Hill, 680 p.
- Wang, P. F., J. Martin & G. Morrison 1999.** Water Quality and Eutrophication in Tampa Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 49(1999), 1-20.

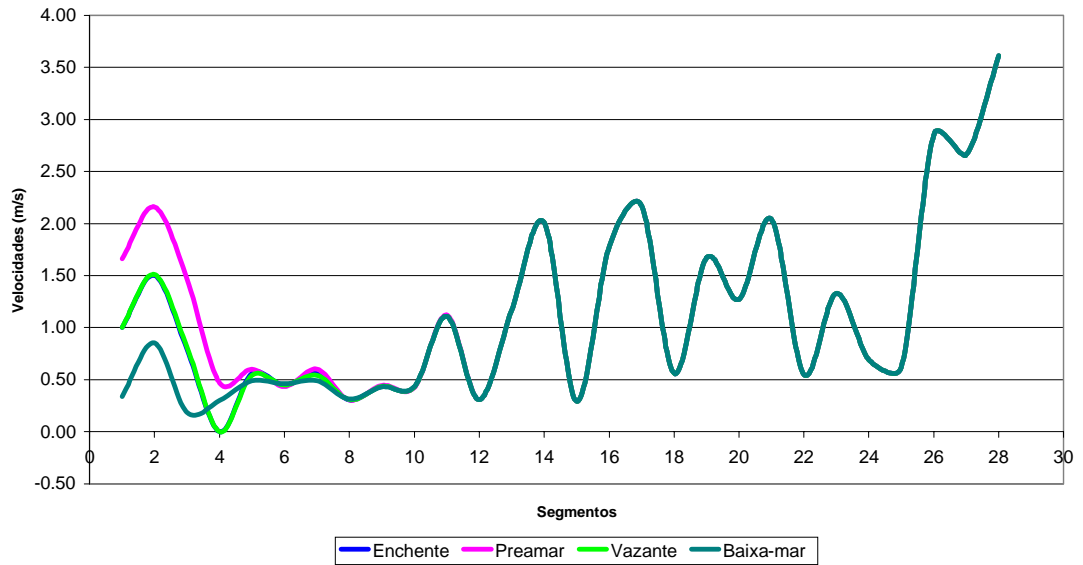
Apêndice A

Cenários

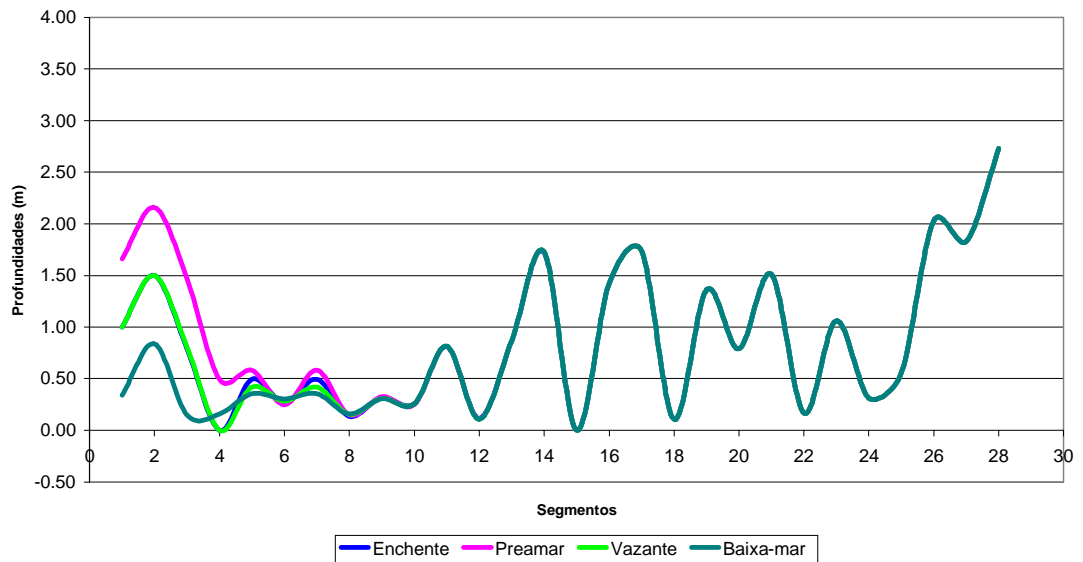
Resultados do Modelo Hidrodinâmico

A.1. Cenários IN-QT00 e VE-QT00: Profundidades

Cenário : IN-QT00
Profundidades no Canal

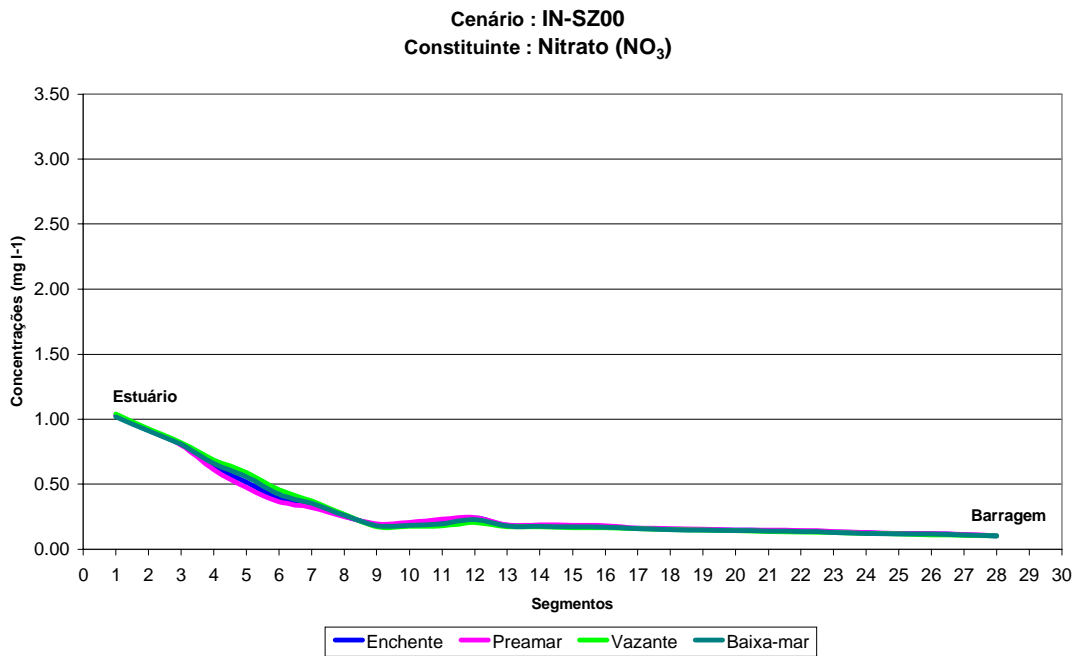
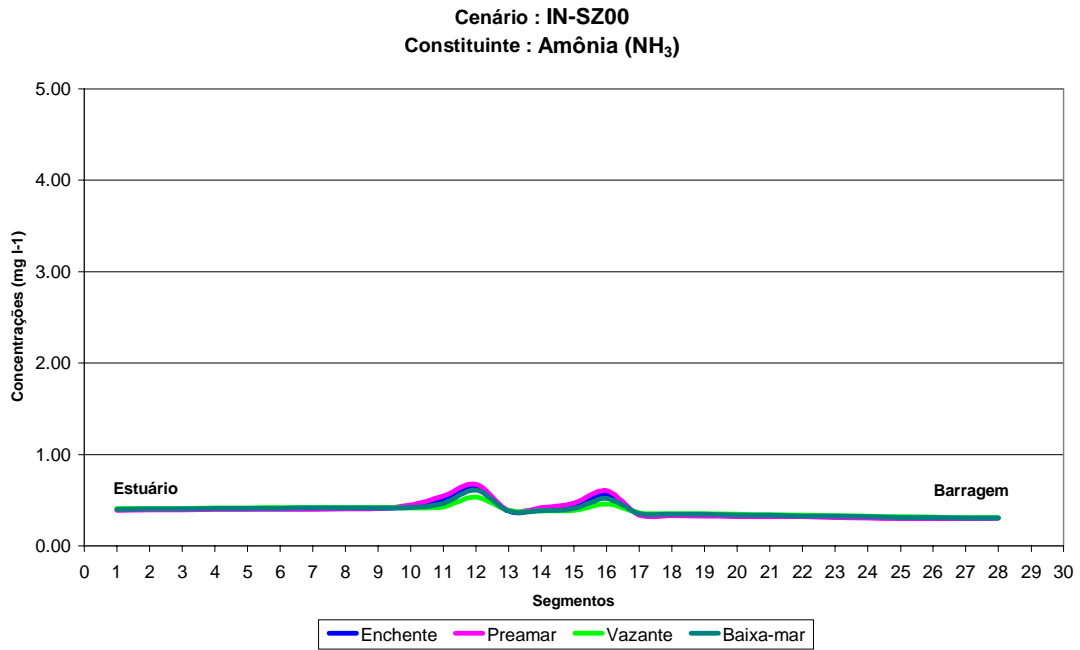


Cenário : VE-QT00
Profundidades no Canal



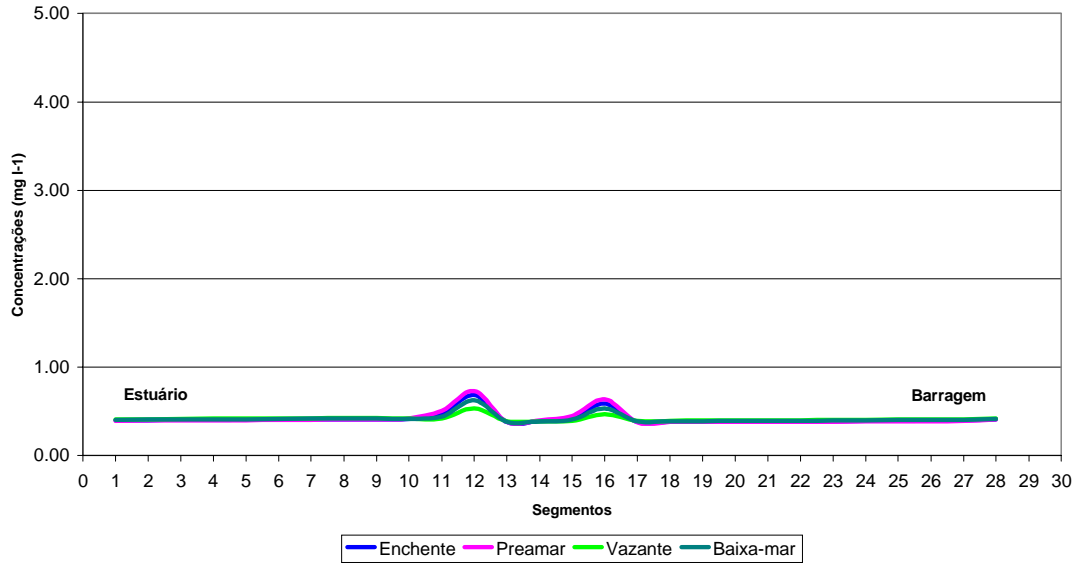
Resultados do modelo de QA

A.2. Cenário IN-SZ00 : Amônia e Nitrato

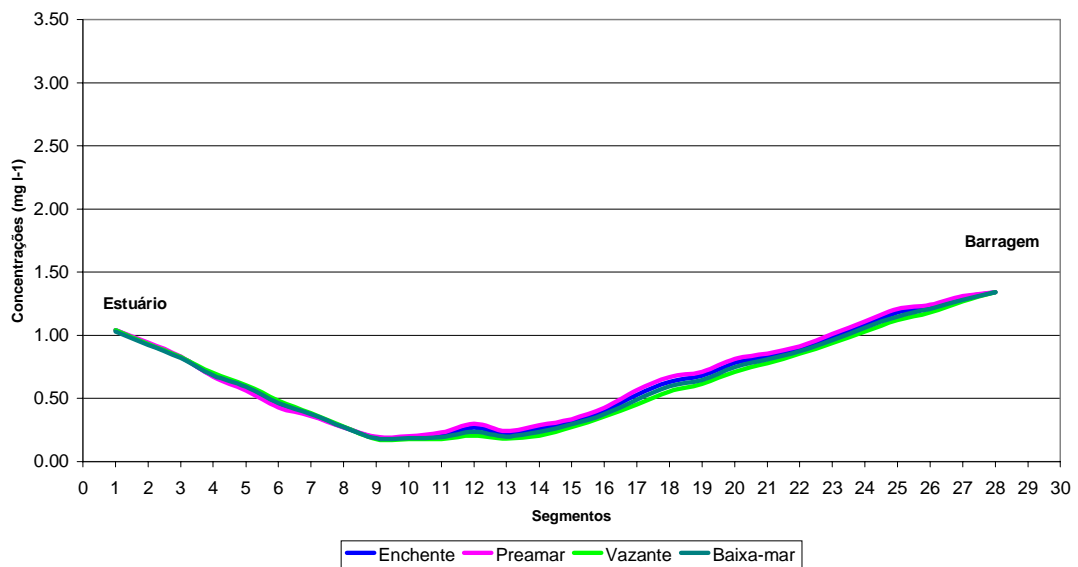


A.3. Cenário IN-SZ1A : Amônia e Nitrato

Cenário : IN-SZ1A
Constituinte : Amônia (NH₃)

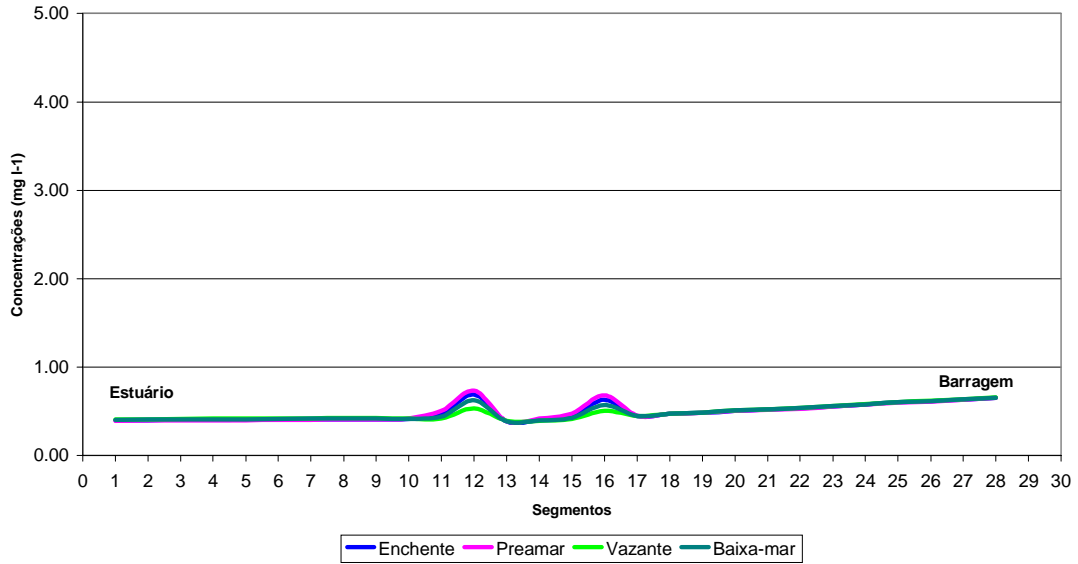


Cenário : IN-SZ1A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

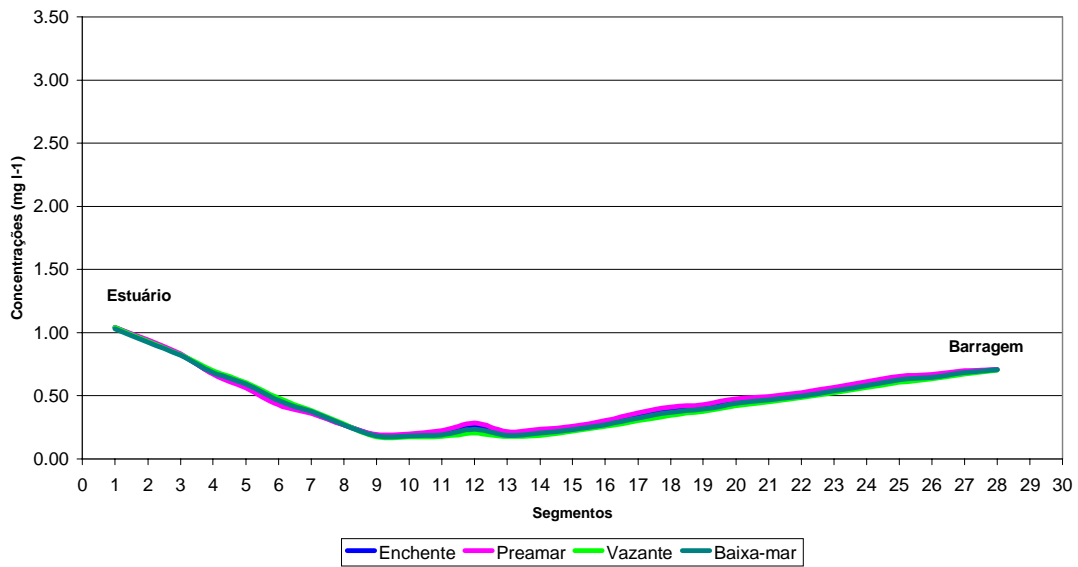


A.4. Cenário IN-SZ3A : Amônia e Nitrato

Cenário : IN-SZ3A
Constituinte : Amônia (NH₃)

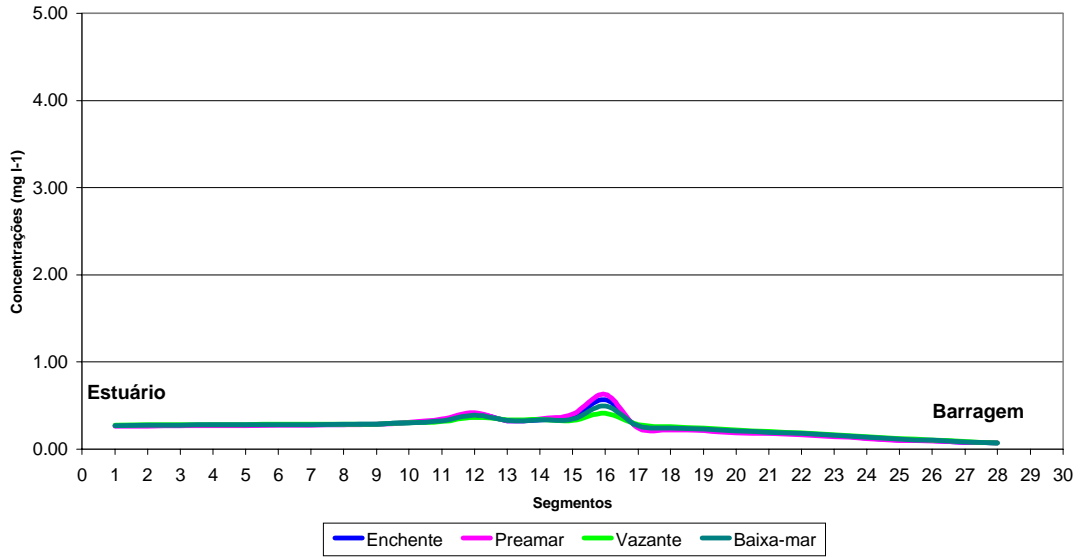


Cenário : IN-SZ3A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

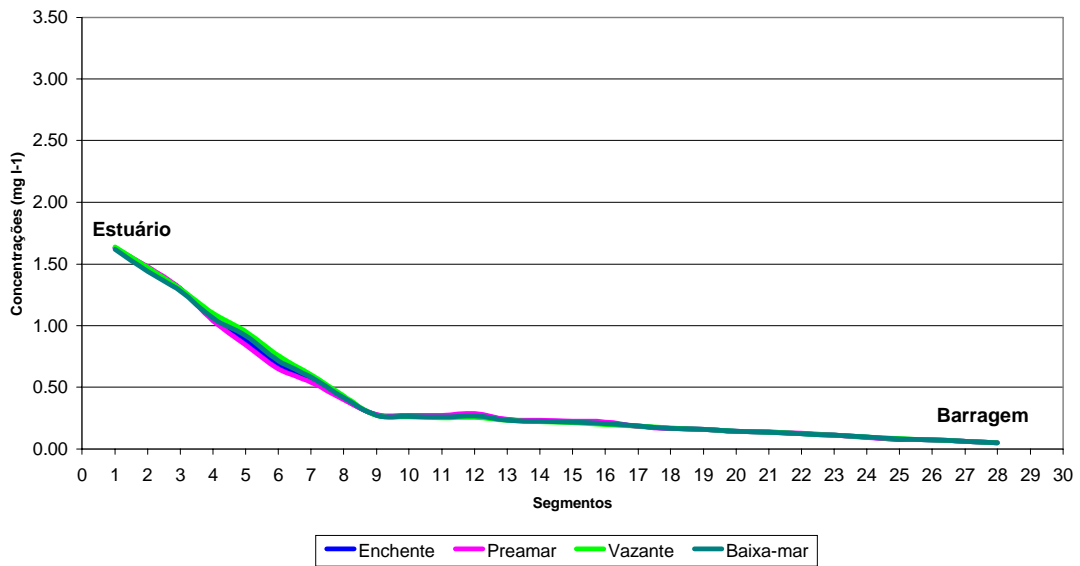


A.5. Cenário VE-SZ00 : Amônia e Nitrato

Cenário : VE-SZ00
Constituinte : Amônia (NH₃)

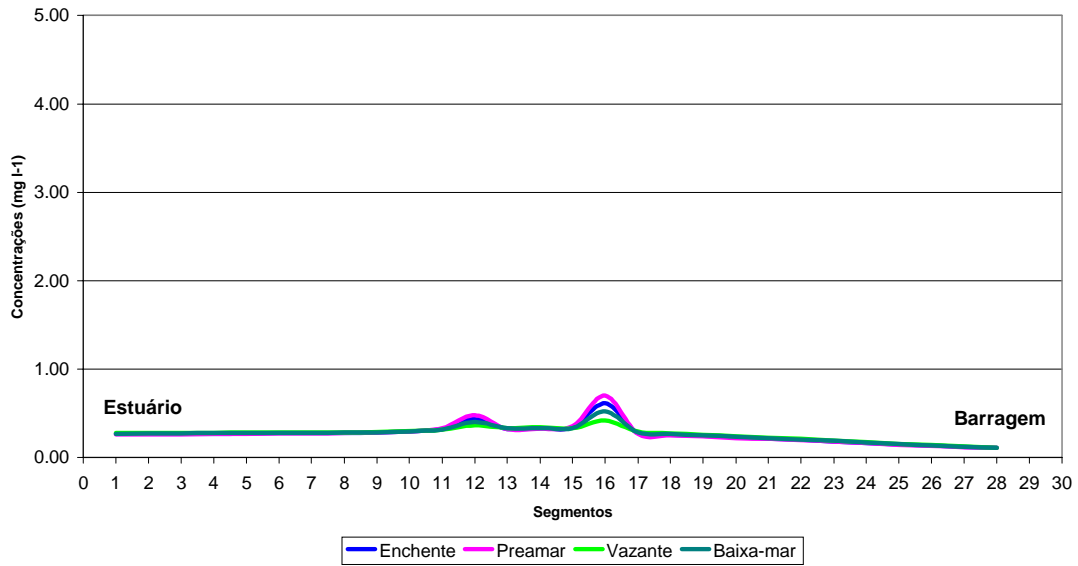


Cenário : VE-SZ00
Constituinte : Nitrato (NO₃)

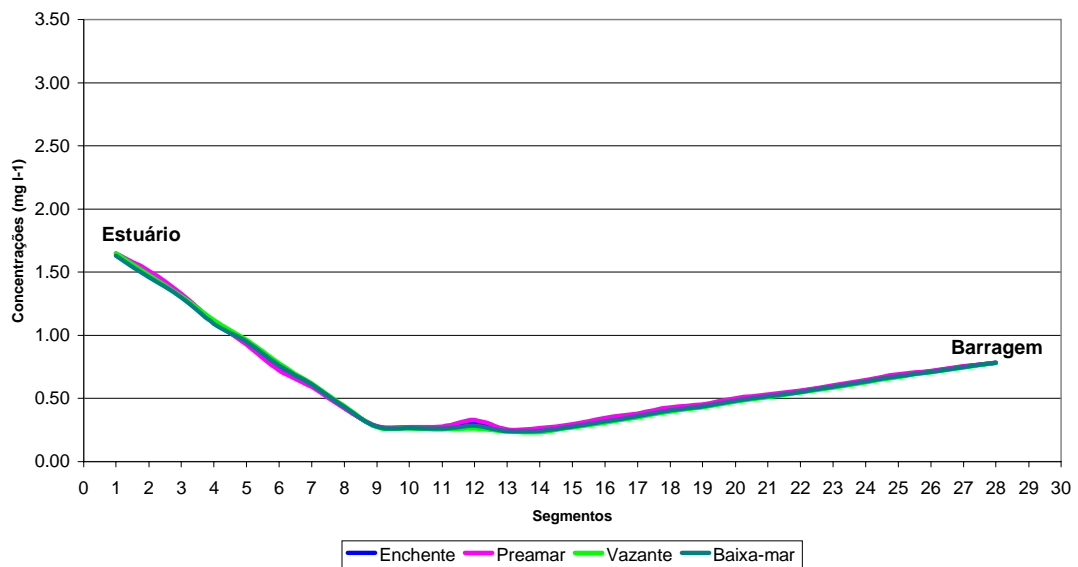


A.6. Cenário VE-SZ1A : Amônia e Nitrato

Cenário : VE-SZ1A
Constituinte : Amônia (NH₃)

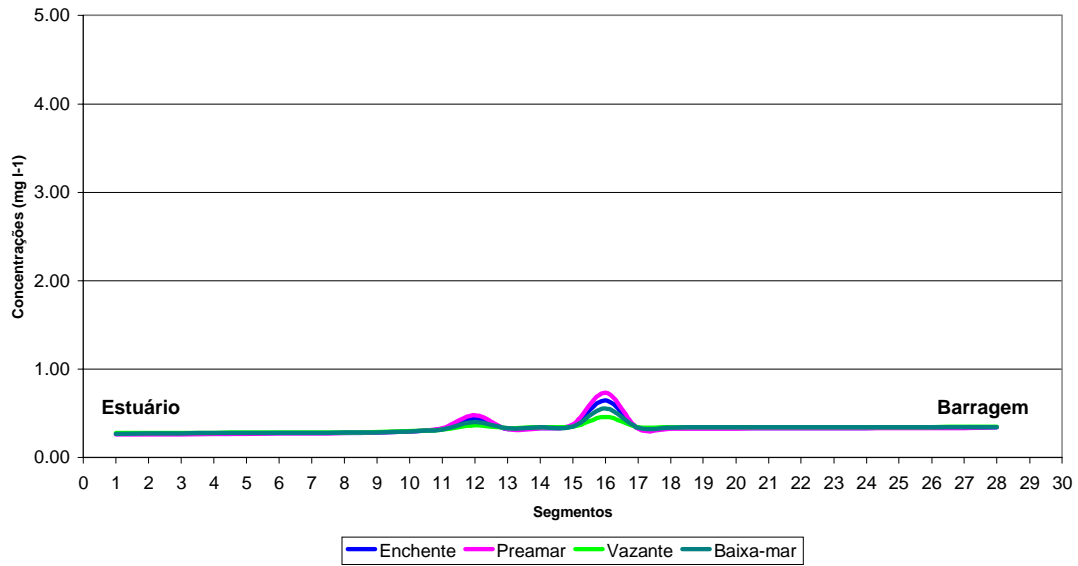


Cenário : VE-SZ1A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

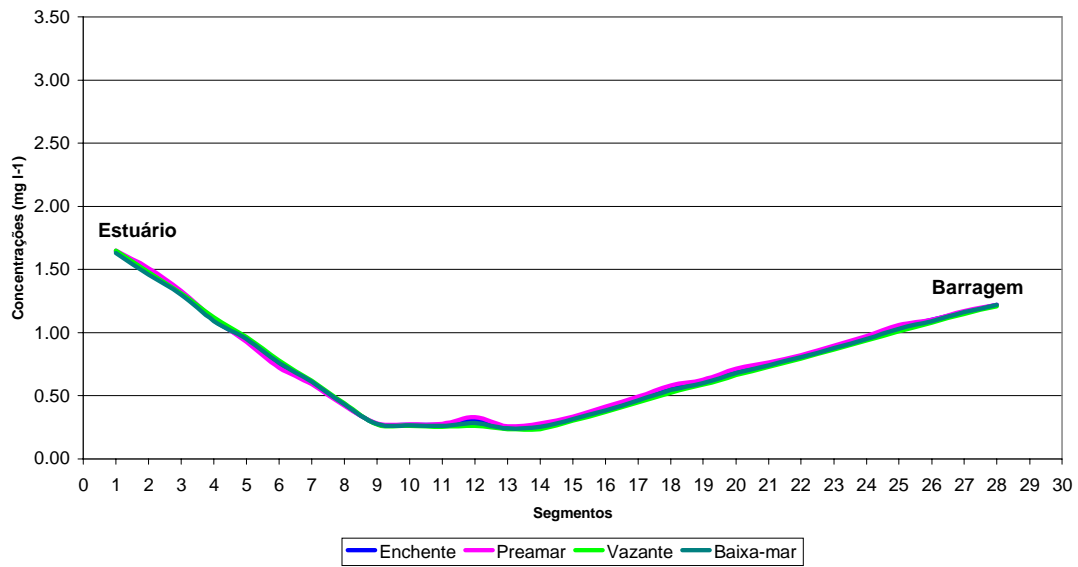


A.7. Cenário VE-SZ3A : Amônia e Nitrato

Cenário : VE-SZ3A
Constituinte : Amônia (NH₃)

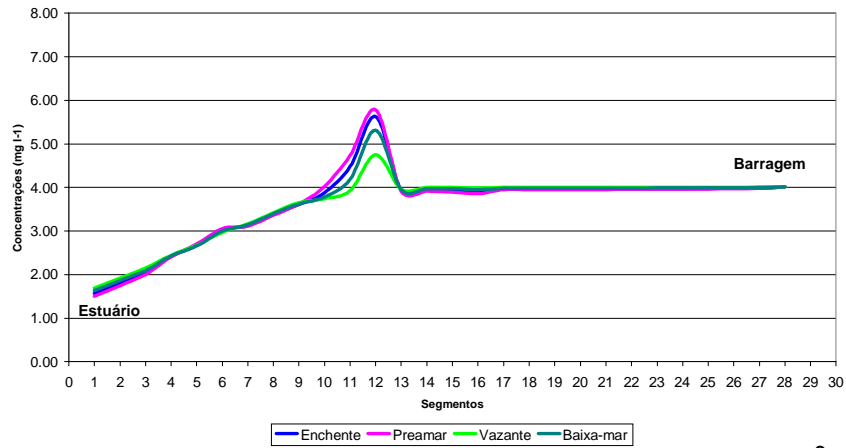


Cenário : VE-SZ3A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

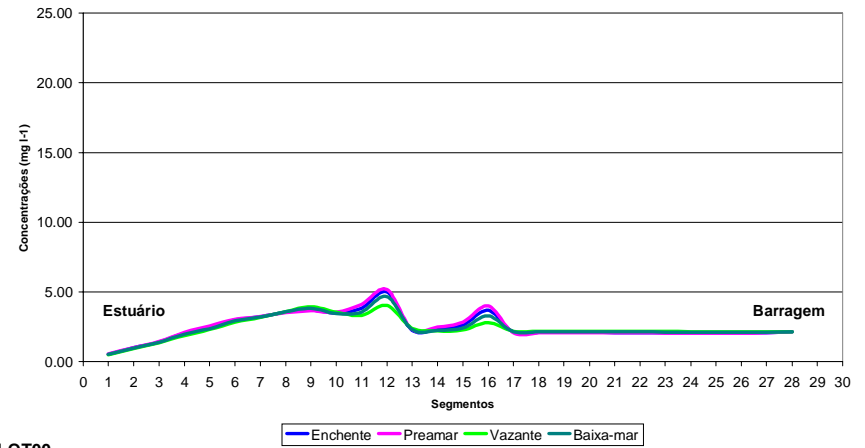


A.8. Cenário IN-QT00 : OD, DBO e FID

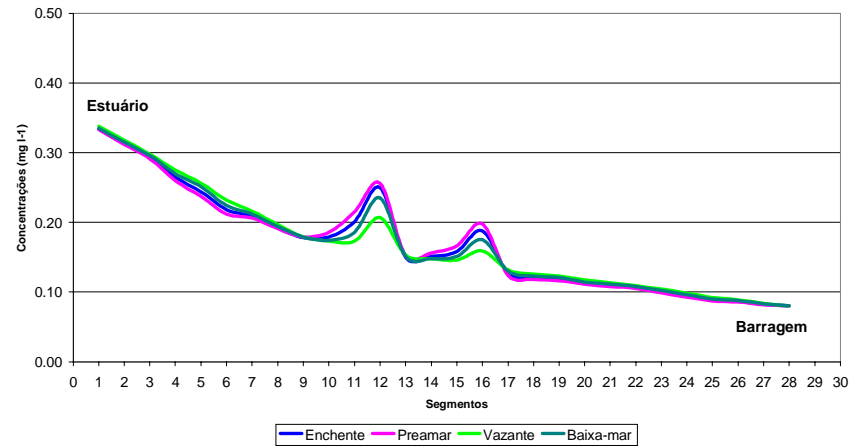
Cenário : IN-QT00
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : IN-QT00
Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

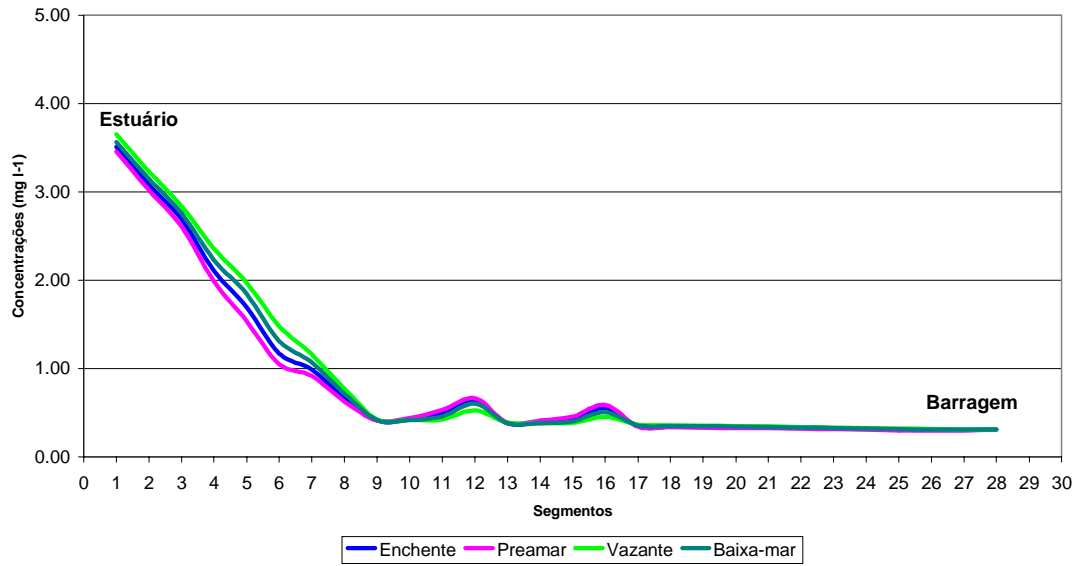


Cenário : IN-QT00
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)

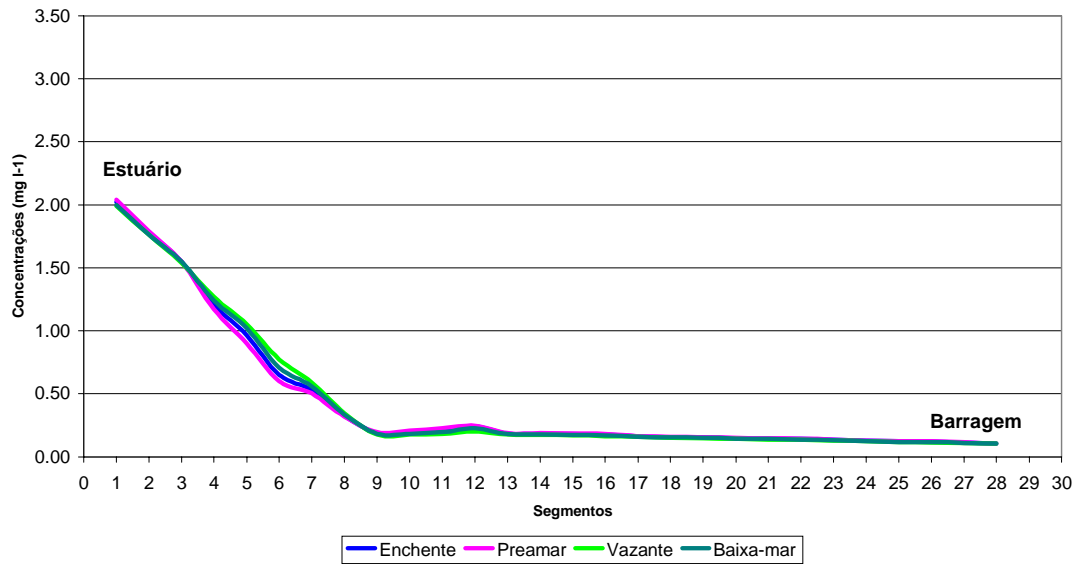


A.9. Cenário IN-QT00 : Amônia e Nitrato

Cenário : IN-QT00
Constituinte : Amônia (NH₃)

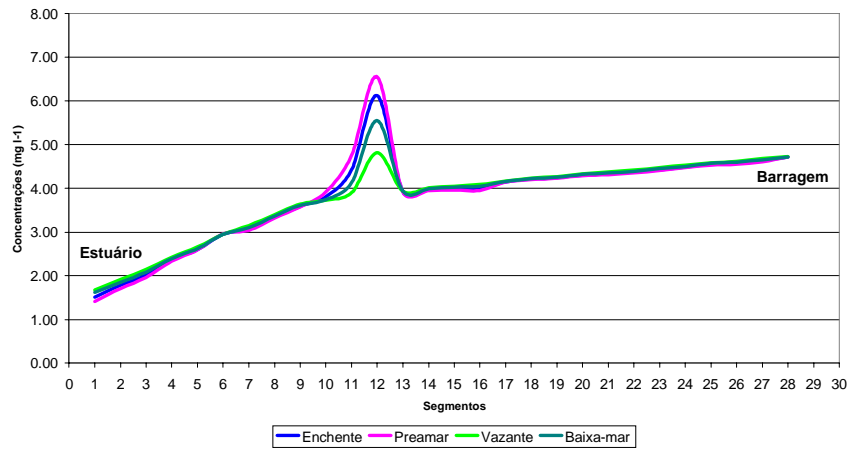


Cenário : IN-QT00
Constituinte : Nitrato (NO₃)

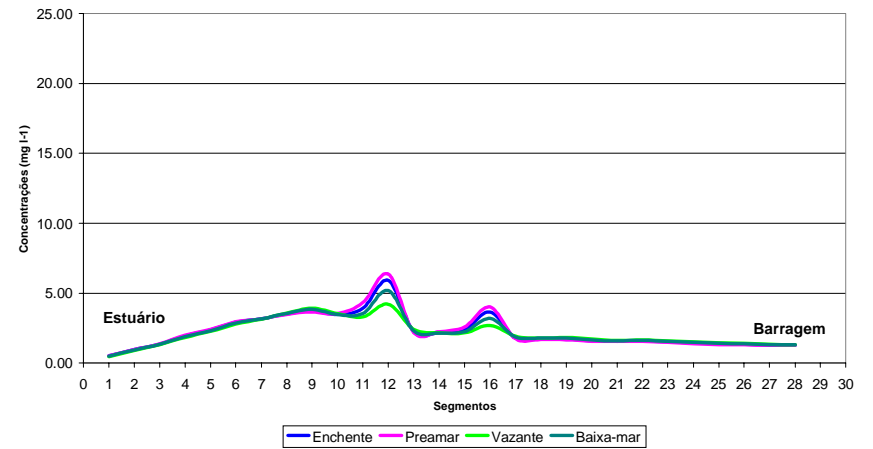


A.10. Cenário IN-QT1A : OD, DBO e FID

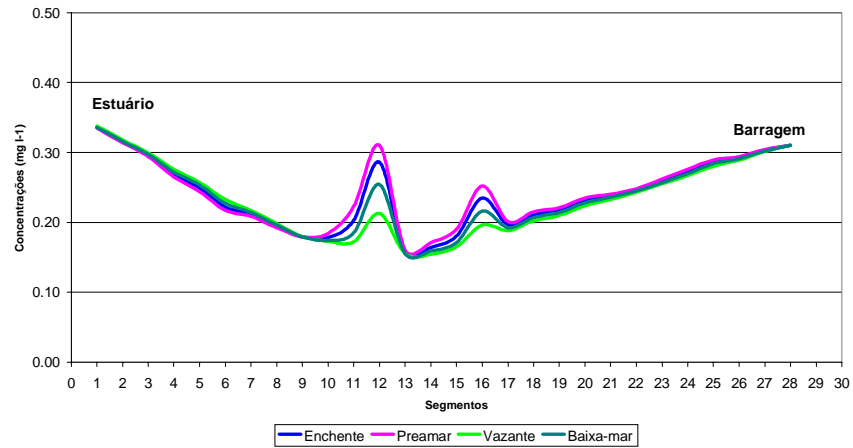
Cenário : IN-QT1A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : IN-QT1A
Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

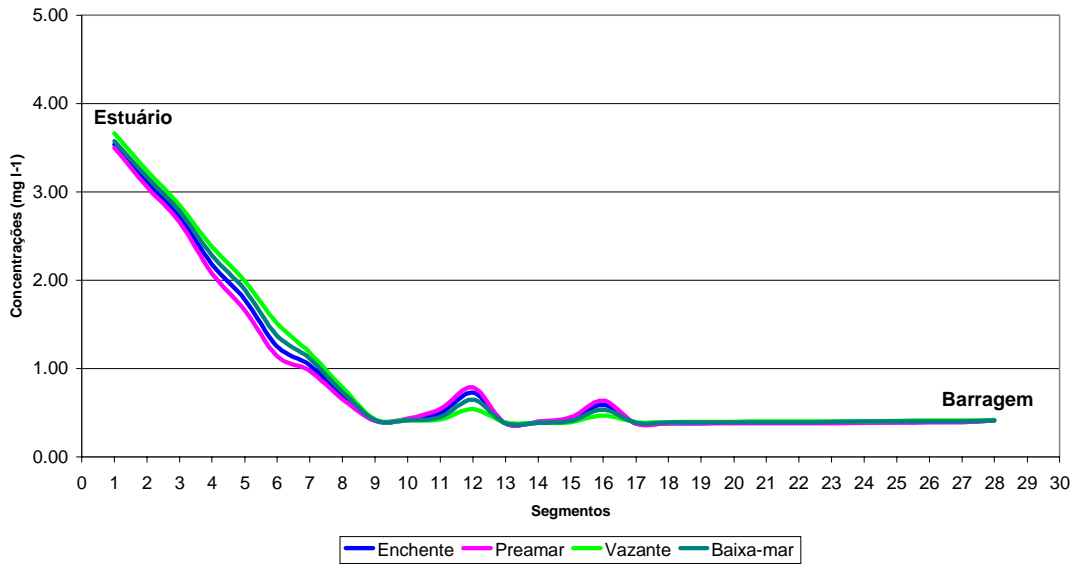


Cenário : IN-QT1A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)

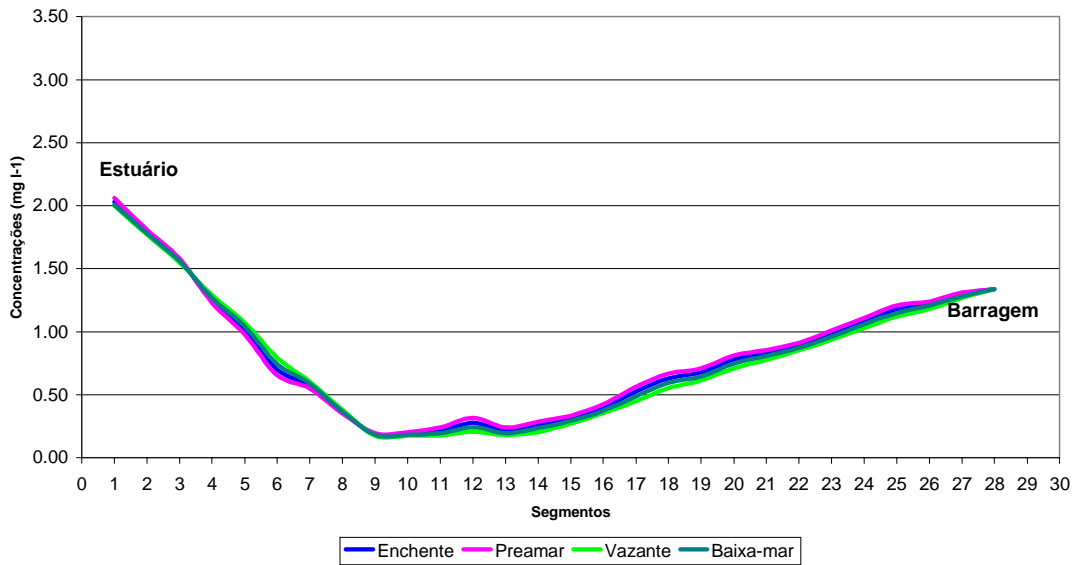


A.11. Cenário IN-QT1A : Amônia e Nitrato

Cenário : IN-QT1A
Constituinte : Amônia (NH₃)

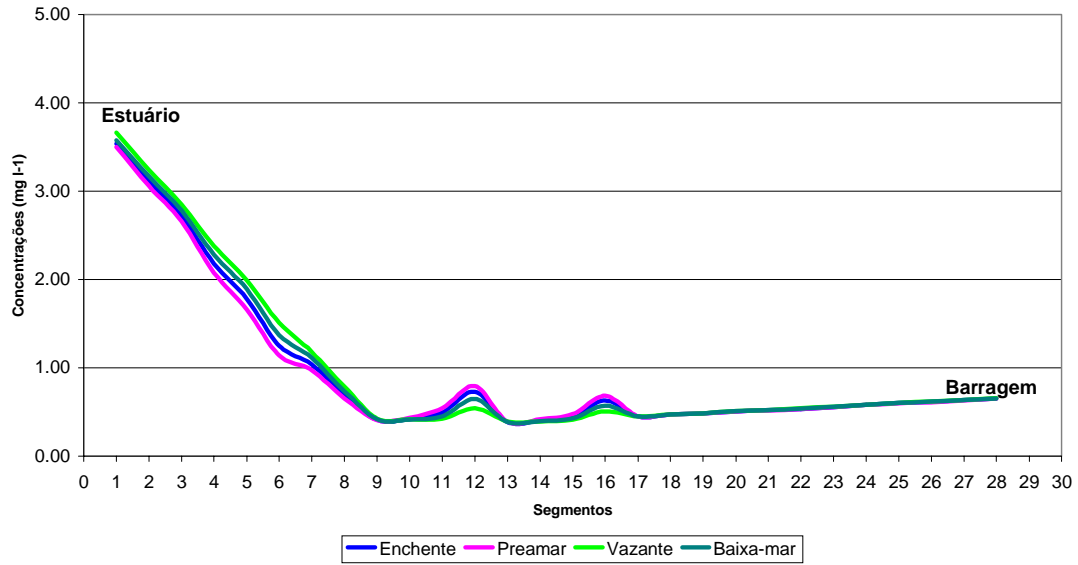


Cenário : IN-QT1A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

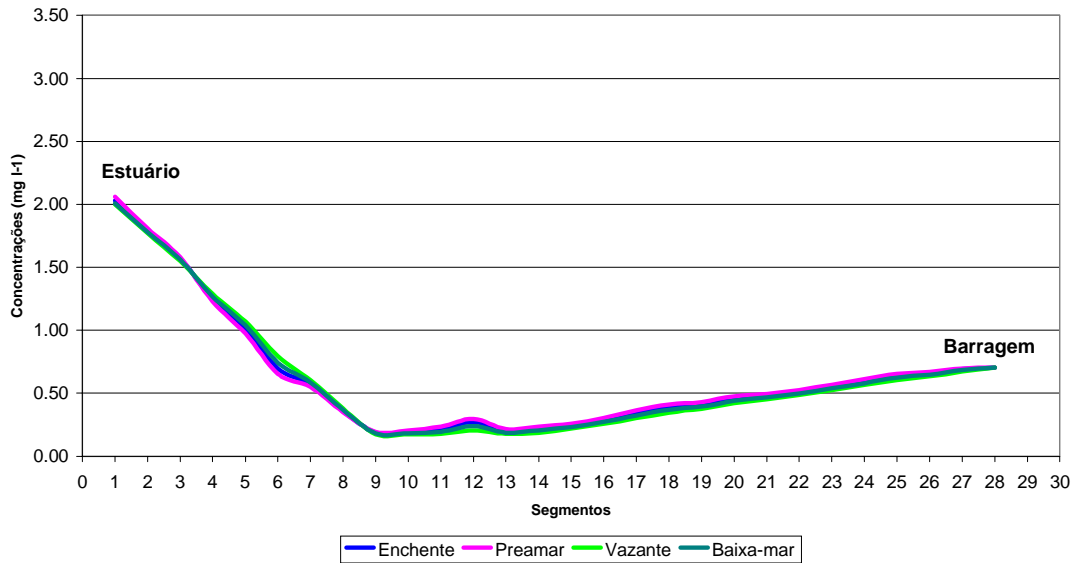


A.12. Cenário IN-QT3A : Amônia e Nitrato

Cenário : IN-QT3A
Constituinte : Amônia (NH₃)

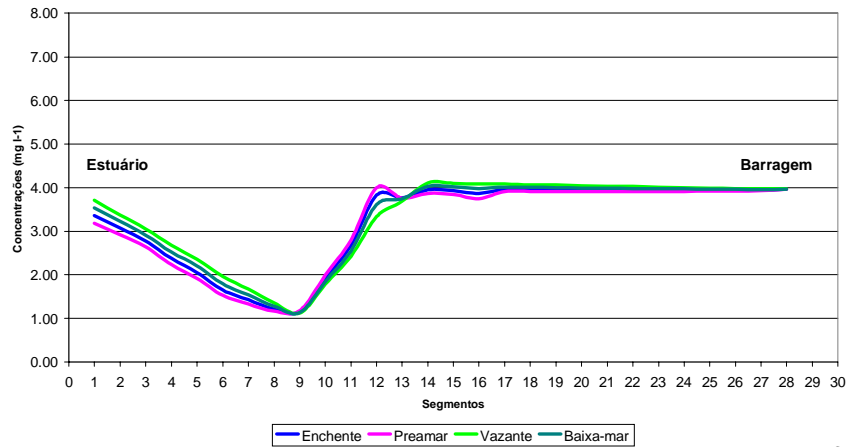


Cenário : IN-QT3A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

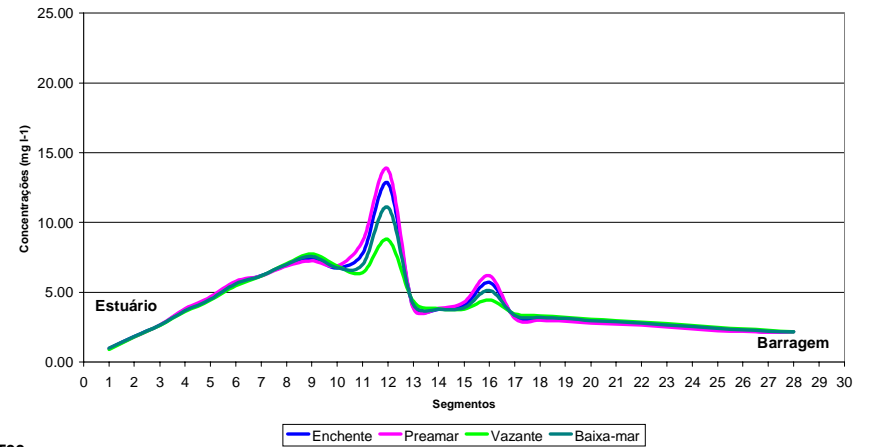


A.13. Cenário VE-QT00 : OD, DBO e FID

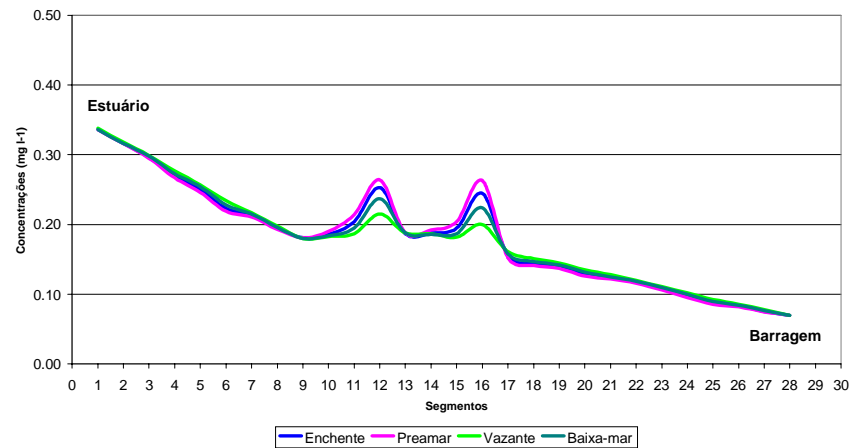
Cenário : VE-QT00
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : VE-QT00
Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

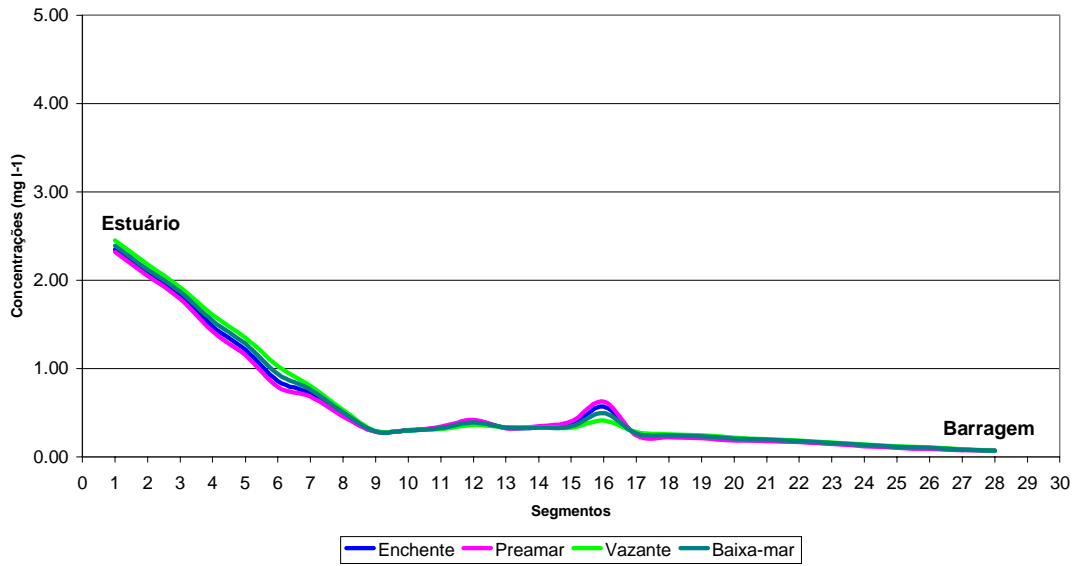


Cenário : VE-QT00
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)

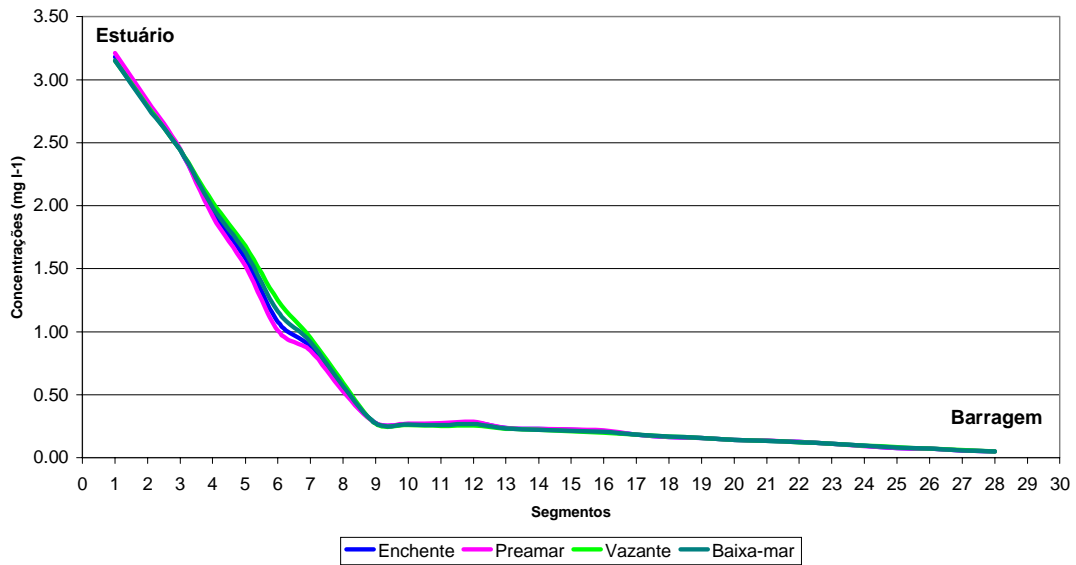


A.14. Cenário VE-QT00 : Amônia e Nitrato

Cenário : VE-QT00
Constituinte : Amônia (NH₃)

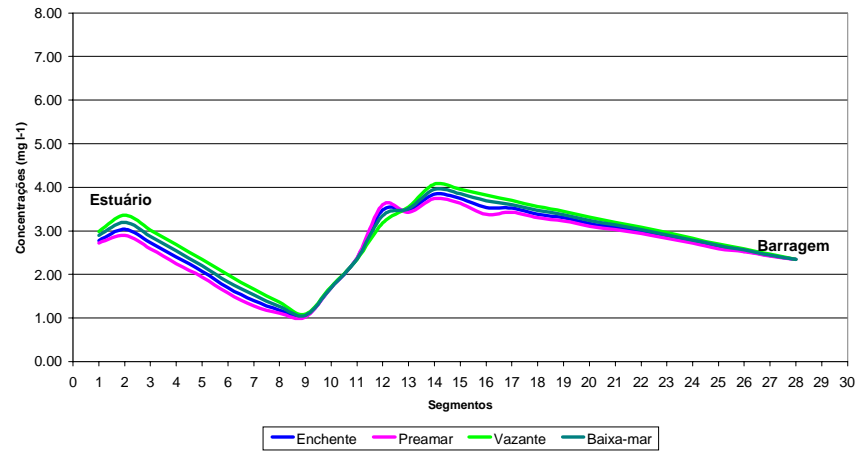


Cenário : VE-QT00
Constituinte : Nitrato (NO₃)

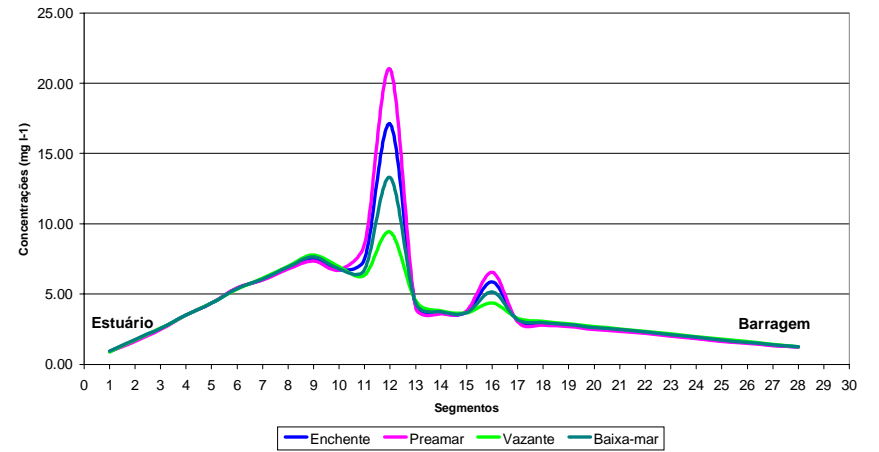


A.15. Cenário VE-QT1A : OD, DBO e FID

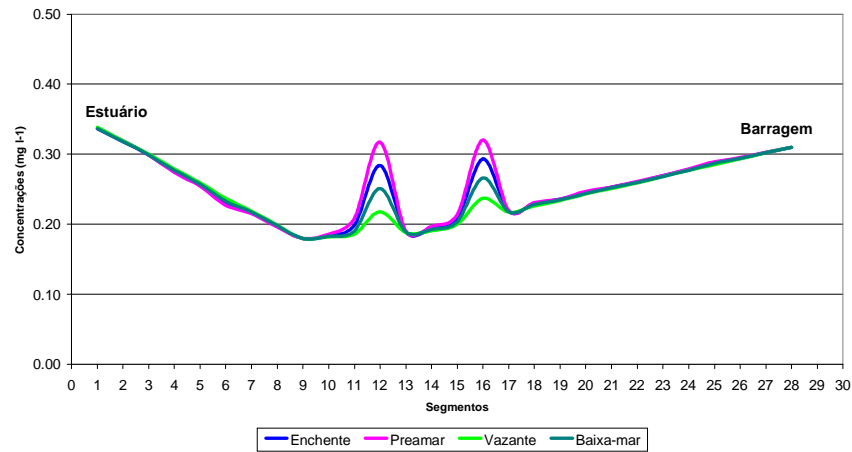
Cenário : VE-QT1A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : VE-QT1A
Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

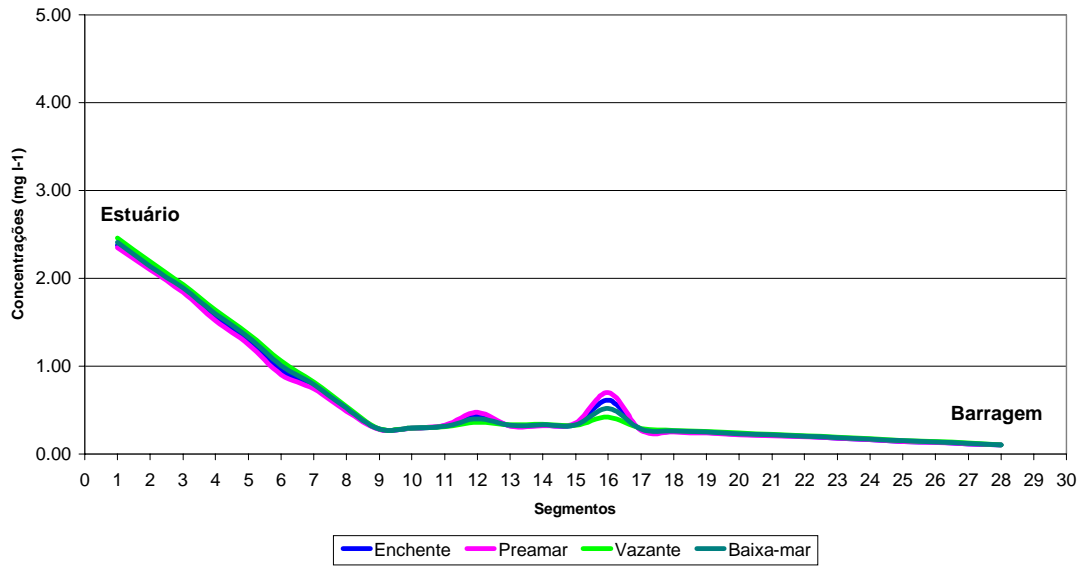


Cenário : VE-QT1A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)

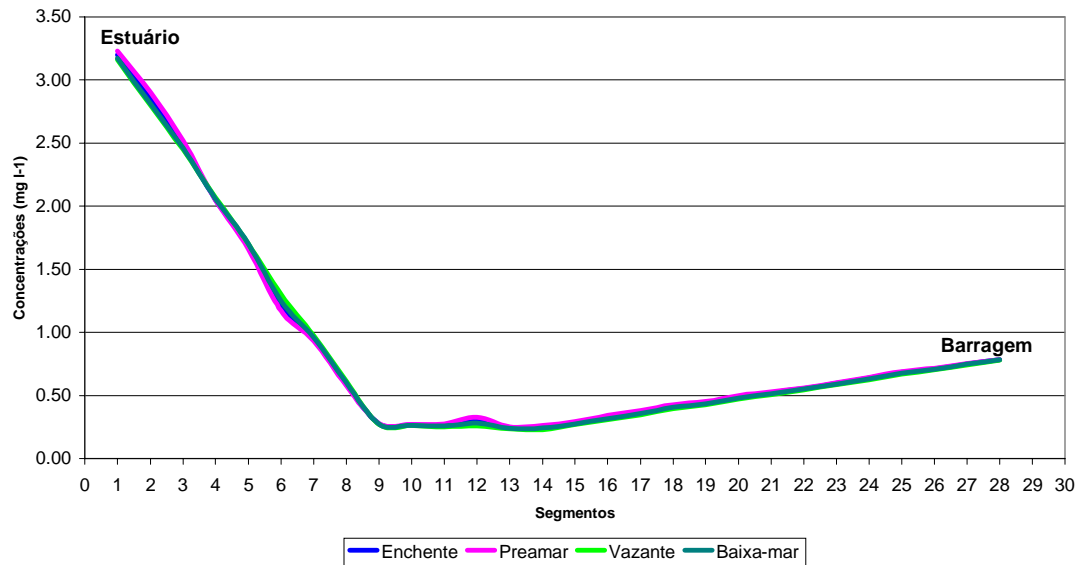


A.16. Cenário VE-QT1A : Amônia e Nitrato

Cenário : VE-QT1A
Constituinte : Amônia (NH₃)

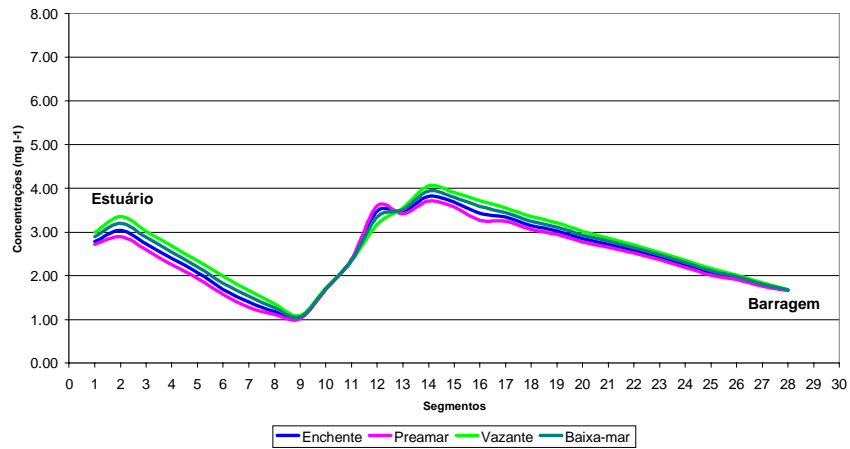


Cenário : VE-QT1A
Constituinte : Nitrato (NO₃)

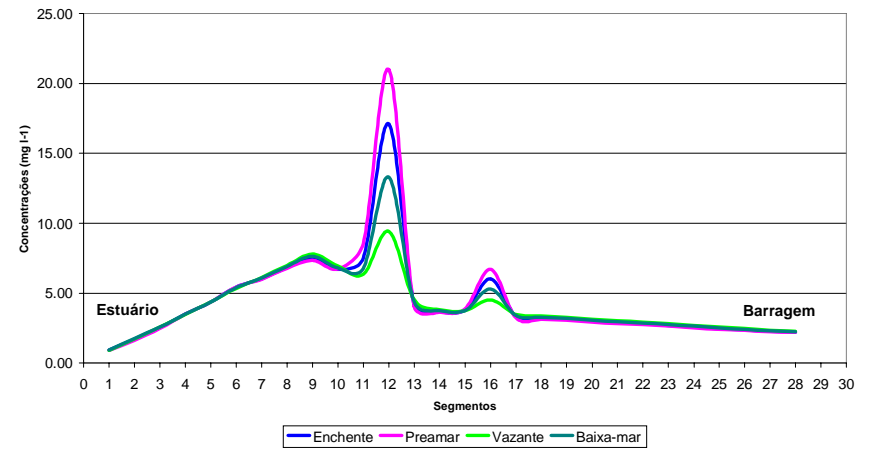


A.17. Cenário VE-QT3A : OD, DBO e FID

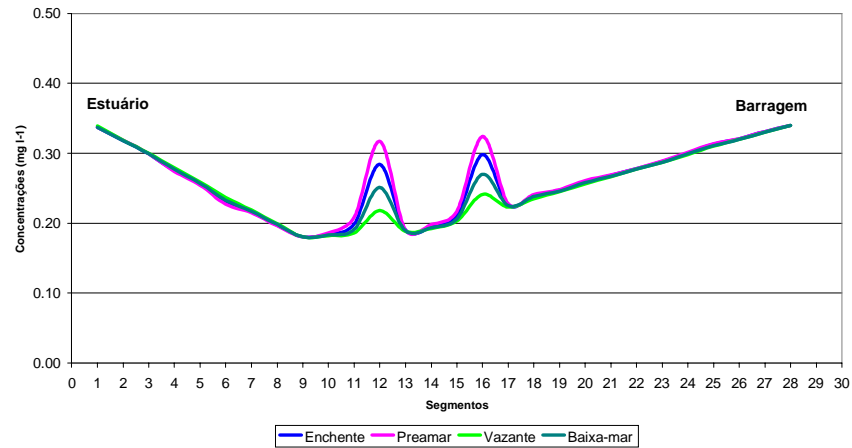
Cenário : VE-QT3A
Constituinte : Oxigênio Dissolvido (OD)



Cenário : VE-QT3A
Constituinte : Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

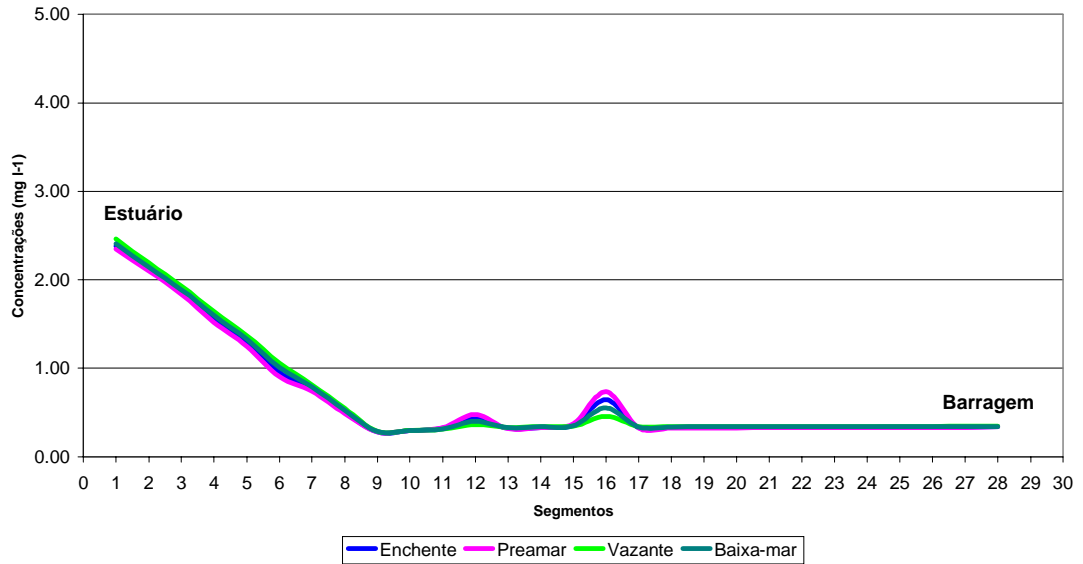


Cenário : VE-QT3A
Constituinte : Fósforo Inorgânico Dissolvido (FID)

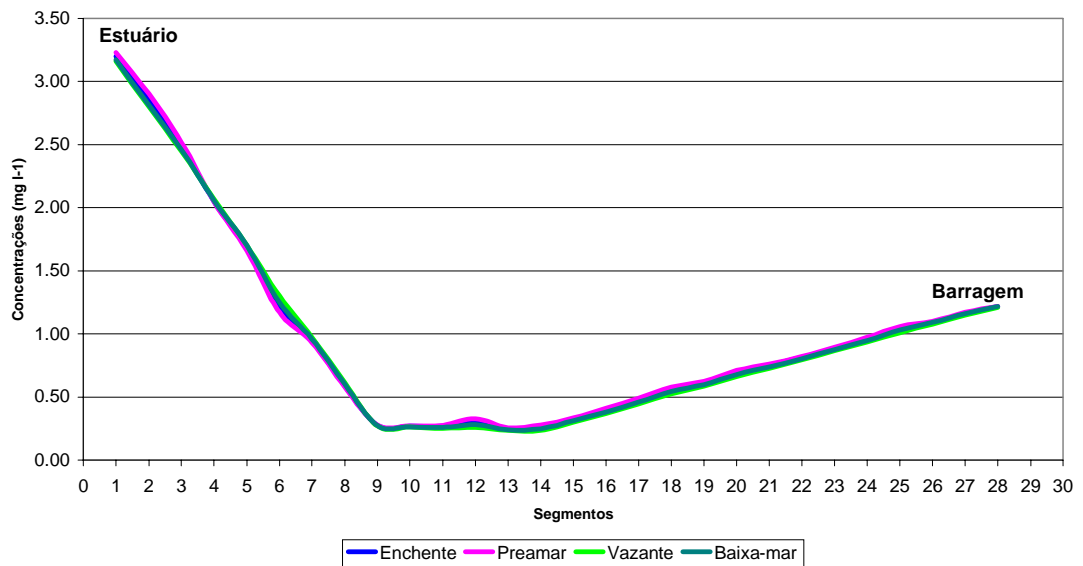


A.18. Cenário VE-QT3A : Amônia e Nitrato

Cenário : VE-QT3A
Constituinte : Amônia (NH₃)



Cenário : VE-QT3A
Constituinte : Nitrato (NO₃)



Apêndice B
O Índice ACQUA

O Índice ACQUA – Avaliação por Constituintes de Qualidade da Água

Na avaliação e interpretação dos resultados fornecidos pelos múltiplos cenários considerados neste estudo, fez-se necessário a utilização de um *índice* numérico, que fosse capaz de representar as informações de QA contidas em cada cenário de maneira direta e acessível.

Para este fim, foi elaborado o índice ACQUA – *Avaliação por Constituintes de Qualidade da Água*, que se constitui numa adaptação simplificada do Índice de Qualidade das águas (IQA) da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2001).

O IQA utiliza uma série de nove parâmetros (coliformes fecais, pH, DBO, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e percentual de saturação de OD) para estimar a qualidade da água em um dado corpo d'água e agregar os efeitos de cada parâmetro em uma única escala centesimal, que varia de zero (qualidade péssima) a cem (qualidade ótima).

Usando curvas de variação, que consideram a QA de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro, as concentrações de cada constituinte são convertidas em escalas centesimais parciais denominadas *qualidades*, as quais possuem pesos relativos. Depois desta etapa, o IQA é formado por meio de um produtório ponderado entre as qualidades de cada parâmetro e os respectivos pesos relativos, por meio da seguinte fórmula (CETESB, 2001):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (B.1)$$

onde:

IQA : Índice de Qualidade das Águas, um número entre zero e cem;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre zero e cem, obtidos da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida;

w_i : peso relativo correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre zero e um, atribuído em função de sua importância para a conformação global da qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (B.2)$$

onde:

n : número de parâmetros que entram no cálculo do IQA. No caso de não se dispor de algum dos nove parâmetros, o cálculo do IQA fica inviabilizado.

Todas as variáveis acima são adimensionais.

O Índice ACQUA utiliza uma metodologia similar à do IQA, mas portada para apenas quatro parâmetros: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total (obtido através da soma das concentrações de todos os compostos nitrogenados analisados neste estudo – no caso, tem-se amônia e nitrato) e fósforo total (obtido através da soma das concentrações de todos os compostos fosforados analisados neste estudo – no caso, apenas o fósforo inorgânico dissolvido).

Na determinação dos pesos relativos de cada constituinte, foram considerados os seguintes valores (Tabela B.1):

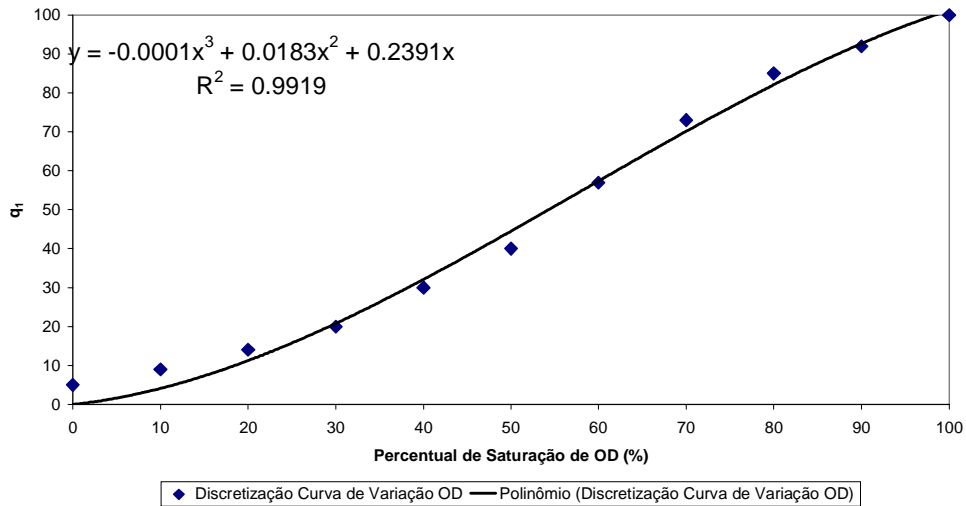
Tabela B.1. Índice ACQUA : pesos relativos dos constituintes

Constituinte	q_i	Peso relativo
Percentual de Saturação de Oxigênio Dissolvido (%OD)	q_1	0,3
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	q_2	0,3
Nitrogênio Total (N_T)	q_3	0,2
Fósforo Total (P_T)	q_4	0,2

Para a determinação das curvas de variação do Índice ACQUA, optou-se pela obtenção, por meio de interpolação polinomial, das equações que deram origem às curvas do IQA, a partir da discretização dos gráficos de cada constituinte. De posse destas equações, as qualidades de cada um dos

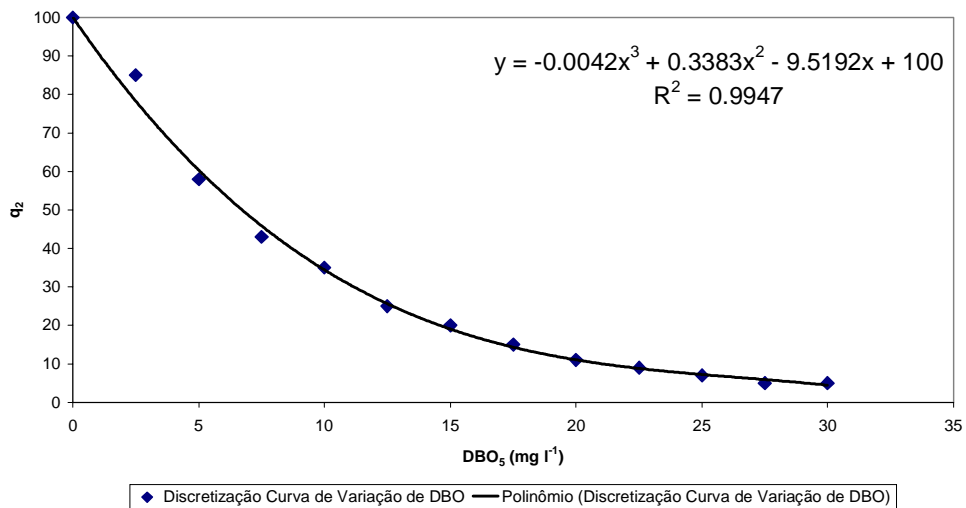
parâmetros (constituintes) analisados foram então calculadas e, em seguida, agregadas, sob a forma de produtório ponderado, para o cálculo do Índice ACQUA. As equações interpoladas, juntamente com os gráficos dos elementos discretos obtidos nas curvas de variação do IQA e os respectivos coeficientes R^2 , são apresentadas a seguir.

Interpolação Polinomial das Curvas de Variação do IQA
Parâmetro: Oxigênio Dissolvido (OD)



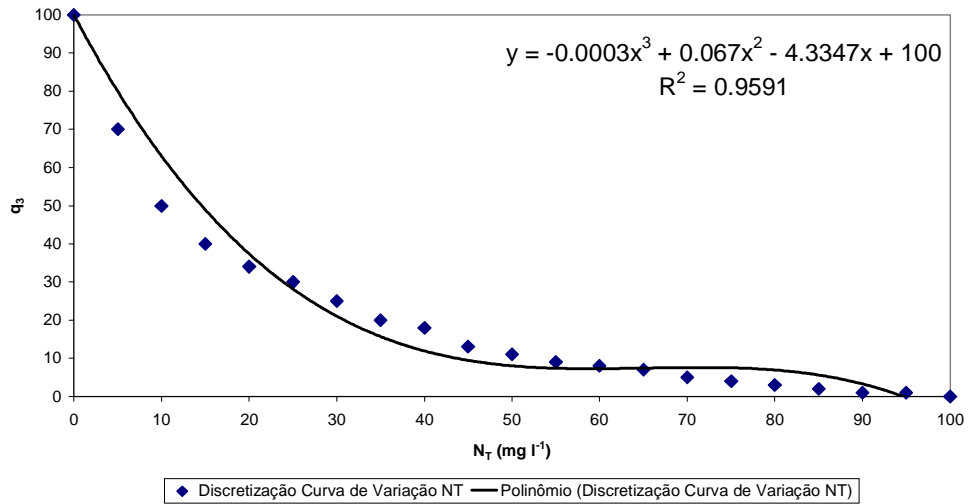
(Figura B.1a)

Interpolação Polinomial das Curvas de Variação do IQA
Parâmetro: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)



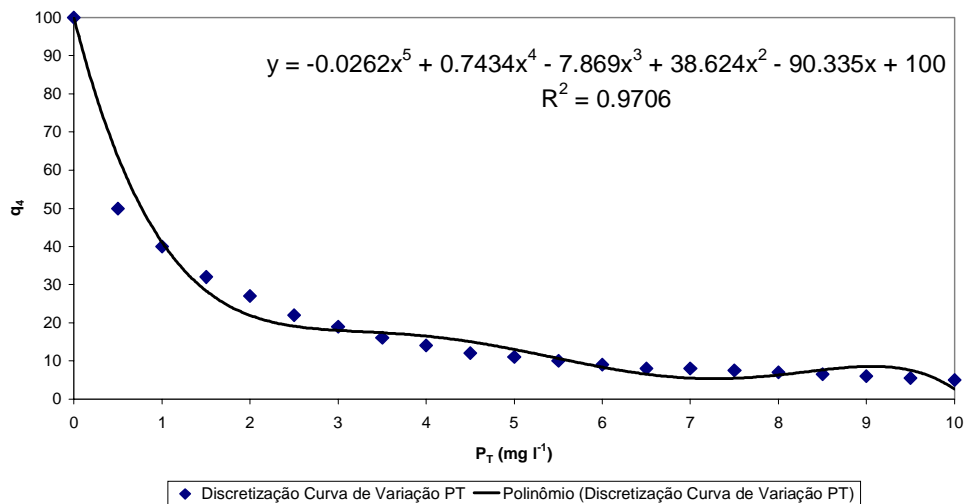
(Figura B.1b)

Interpolação Polinomial das Curvas de Variação do IQA
Parâmetro: Nitrogênio Total (N_T)



(Figura B.1c)

Interpolação Polinomial das Curvas de Variação do IQA
Parâmetro: Fósforo Total (P_T)



(Figura B.1d)

Figuras B.1a a B.1d. Interpolações lineares das curvas de variação dos parâmetros (constituintes) do Índice ACQUA a partir da discretização das curvas do IQA

Cada variável y das equações acima deve ser substituída pelo q_i correspondente, enquanto que a variável x deve ser substituída pela concentração ou medida do respectivo parâmetro analisado.

O Índice ACQUA, entretanto, foi concebido apenas para a comparação dos diferentes cenários de simulação relativos ao SEP, não sendo recomendado para se efetuar a comparação do SEP com nenhum outro sistema natural.

Anexo A

Solução Numérica

**Solução Numérica da Equação de Balanço de Massa do Modelo WASP5
(de acordo com Ambrose et al., 1988)**

O modelo WASP5 resolve, por meio de uma aproximação numérica usando diferenças-finitas, a equação de balanço de massa em cada segmento, pertencente a uma dada rede computacional, que representa as características mais importantes do sistema natural a ser modelizado. Este Apêndice discorre sobre a derivação da Equação de Balanço de Massa, sob a forma de diferenças-finitas, usando a forma unidimensional.

Recordando a Equação de Balanço de Massa dada pela equação (6.2):

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(-U_x AC + E_x A \frac{\partial C}{\partial x} \right)}_{\text{Transporte}} + \underbrace{A(S_L + S_B)}_{\substack{\text{Cargas} \\ \text{Efluentes} \\ \text{ou Afluentes}}} + \underbrace{AS_K}_{\substack{\text{Transformações} \\ \text{Cinéticas}}} \quad (6.2)$$

Reordenando esta equação, tem-se:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = -\frac{\partial}{\partial x}(QC) + \frac{\partial}{\partial x} \left(E_x A \frac{\partial C}{\partial x} \right) + AS^T \quad (AA.1)$$

onde:

S^T = total das contribuições fonte/sumidouro ($S_L + S_B + S_K$, $\text{g m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$)

Q = vazão volumétrica ($A U_x$, $\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$)

Assumindo que as derivadas de C são funções contínuas, finitas e unívocas de x , como na Figura AA.1, pode-se aplicar a expansão em série de Taylor, da seguinte forma:

$$C_{x_0+\Delta x} = C_{x_0} + \Delta x \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0} + \frac{1}{2} \Delta x^2 \left. \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right|_{x_0} + \frac{1}{6} \Delta x^3 \left. \frac{\partial^3 C}{\partial x^3} \right|_{x_0} + \dots \quad (AA.2)$$

$$C_{x_0-\Delta x} = C_{x_0} - \Delta x \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0} + \frac{1}{2} \Delta x^2 \left. \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right|_{x_0} - \frac{1}{6} \Delta x^3 \left. \frac{\partial^3 C}{\partial x^3} \right|_{x_0} + \dots \quad (AA.3)$$

Assumindo que os termos acima de terceira ordem de Δx são desprezíveis em comparação com as ordens inferiores de Δx , então pode-se subtrair a equação (AA.3) da equação (AA.2) para se obter:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0} = \frac{C_{x_0+\Delta x} - C_{x_0-\Delta x}}{2\Delta x} \quad (\text{AA.4})$$

com um termo de erro $O(\Delta x^2)$. Na Figura AA.1 seguinte, esta equação estabelece que a declividade da reta AB é igual à declividade da tangente centrada em P: tal aproximação é conhecida como de *diferenças centradas*. A declividade em P também pode ser aproximada pela declividade da reta PB, gerando a seguinte fórmula de *diferenças progressivas*:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0} = \frac{C_{x_0+\Delta x} - C_{x_0}}{\Delta x} \quad (\text{AA.5})$$

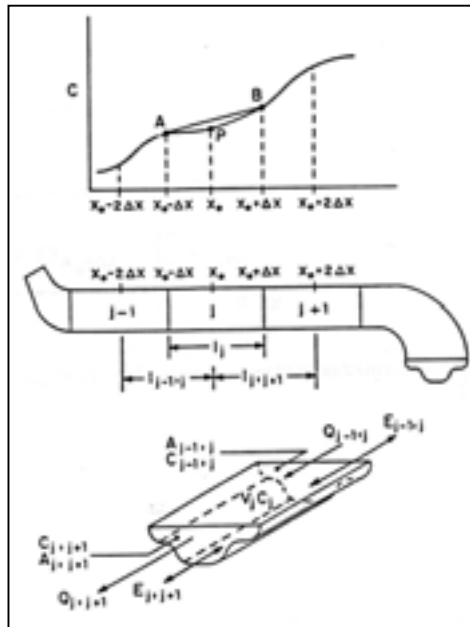


Figura AA.1. Diagramas esquemáticos para o método das diferenças-finitas

Analogamente, a declividade em P também pode ser aproximada pela declividade do segmento AP, gerando a seguinte fórmula de *diferenças regressivas*:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0} = \frac{C_{x_0} - C_{x_0 - \Delta x}}{\Delta x} \quad (\text{AA.6})$$

As equações (AA.4) e (AA.6) podem ser obtidas a partir de (AA.2) e (AA.4), respectivamente, assumindo que as potências de Δx a partir da segunda ordem são desprezíveis. O termo de erro associado com as técnicas de diferenças progressivas e diferenças regressivas é de $O(\Delta x)$.

Substituindo a aproximação em diferenças centradas no termo de advecção da equação (AA.1) resulta em:

$$\frac{\partial}{\partial x} (QC) = \frac{Q_{x_0 + \Delta x} C_{x_0 + \Delta x} - Q_{x_0 - \Delta x} C_{x_0 - \Delta x}}{2\Delta x} \quad (\text{AA.7})$$

Similarmente, o termo de difusão da mesma equação se torna:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(E_x A \frac{\partial C}{\partial x} \right) = \frac{(EA)_{x_0 + \Delta x} \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0 + \Delta x} - (EA)_{x_0 - \Delta x} \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0 - \Delta x}}{2\Delta x} \quad (\text{AA.8})$$

Substituindo a aproximação em diferenças centradas em $\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0 + \Delta x}$ e

$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x_0 - \Delta x}$, na equação (AA.8), tem-se:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(E_x A \frac{\partial C}{\partial x} \right) = \frac{(EA)_{x_0 + \Delta x} \frac{C_{x_0 + 2\Delta x} - C_{x_0}}{2\Delta x} - (EA)_{x_0 - \Delta x} \frac{C_{x_0} - C_{x_0 - 2\Delta x}}{2\Delta x}}{2\Delta x} \quad (\text{AA.9})$$

Ao aplicar as aproximações em diferenças finitas para um segmento j como o mostrado na Figura (AA.1), x_0 corresponde ao centro do segmento j , enquanto que $x_0 + \Delta x$ corresponde à interface $(j - j + 1)$ e $x_0 - \Delta x$ corresponde à interface $(j - 1 - j)$. Ao mesmo tempo, $x_0 + 2\Delta x$ corresponde ao centro do

segmento $j+1$ e $x_0-2\Delta x$ corresponde ao centro do segmento $j-1$. A equação de balanço de massa para o segmento j pode ser então escrita como:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(A_j C_j) = & -\frac{Q_{j,j+1}}{l_j} C_{j,j+1} + \frac{Q_{j-1,j}}{l_j} C_{j-1,j} + \frac{(EA)_{j,j+1}}{l_j \cdot l_{j,j+1}} (C_{j+1} - C_j) - \\ & - \frac{(EA)_{j-1,j}}{l_j \cdot l_{j-1,j}} (C_j - C_{j-1}) + A_j \cdot S_j^T \end{aligned} \quad (\text{AA.10})$$

Multiplicando a equação (AA.10) por l_j , tem-se que:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(V_j C_j) = & -Q_{j,j+1} C_{j,j+1} + Q_{j-1,j} C_{j-1,j} + R_{j,j+1} (C_{j+1} - C_j) - \\ & - R_{j-1,j} (C_j - C_{j-1}) + V_j \cdot S_j^T \end{aligned} \quad (\text{AA.11})$$

onde:

$$V_j = \text{Volume do segmento } j = A_j l_j \text{ (m}^3\text{)};$$

$$R = \text{vazão difusiva} = \frac{EA}{L_c} \text{ (m}^3 \text{ dia}^{-1}\text{)};$$

$$L_c = \text{comprimento característico (m)}.$$

As concentrações interfaciais $C_{j, j+1}$ e $C_{j-1, j}$ devem ser expressas em termos das seguintes concentrações:

$$C_{j,j+1} = v C_{j+1} + (1-v) C_j \quad (\text{AA.12})$$

$$C_{j-1,j} = v C_j + (1-v) C_{j-1} \quad (\text{AA.13})$$

onde:

v = coeficiente de ponderação numérica (também chamado de *fator de advecção*), um número adimensional entre 0 e 1.

Ao se especificar $\nu = 0$, o termo de advecção é reduzido a uma aproximação por diferenças regressivas; se $\nu = 1$, a aproximação é dada por diferenças progressivas e se ainda $\nu = 0,5$, neste caso a aproximação do termo de advecção dá-se por meio de diferenças centradas.

A equação (AA.11) pode ser estendida para a forma multidimensional empregada pelo modelo WASP5. Considere um número de i segmentos ligados ao segmento j , cujas interfaces são denominadas ij .

A equação (AA.11) pode ser reescrita como:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t}(V_j C_j) = & -\sum_i Q_{ij} C_{ij} + \sum_i R_{ij} (C_i - C_j) + \sum_L V_j \cdot S_{Lj} + \\ & + \sum_B V_j \cdot S_{Bj} + \sum_K V_j \cdot S_{Kj} \end{aligned} \quad (\text{AA.14})$$

onde:

Q_{ij} = vazão, definida como sendo positiva quando deixa o segmento j , e negativa quando chega ao segmento j ($\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$)

A equação (AA.14) é a expressão geral usada pelo WASP para calcular o balanço de massa para cada segmento j , durante cada intervalo de tempo t entre o tempo inicial t_0 e o tempo final t_F . Dadas as concentrações e os volumes de cada segmento no tempo t , o modelo WASP5 calcula as novas massas de constituinte no tempo $t+\Delta t$ usando o esquema de Euler:

$$(V_j C_j)_{t+\Delta t} = (V_j C_j)_t + \frac{\partial}{\partial t}(V_j C_j)_t \Delta t \quad (\text{AA.15})$$

onde:

Δt = intervalo de tempo, normalmente definido entre 15 minutos e 0,5 dias (dia^{-1})

Dadas as novas massas ao tempo $t+\Delta t$, o modelo WASP5 obtém as novas concentrações dividindo as novas massas pelos novos volumes:

$$C_{j,t+\Delta t} = \frac{(V_j C_j)_{t+\Delta t}}{V_{j,t+\Delta t}}$$

Os novos volumes são calculados internamente a partir dos campos de vazão especificados (ou calculados) usando o Princípio da Continuidade.