

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

Aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) ao  
Sistema estuarino da Baía de Vitória

Vitória  
2010

RENATA PASINI BARBOSA

Aplicação do Índice de proteção da Vida Aquática (IVA) ao  
Sistema estuarino da Baía de Vitória

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, sob a orientação do Professor Doutor Daniel Rigo.

Vitória  
2010

RENATA PASINI BARBOSA

## Aplicação do Índice de proteção da Vida Aquática (IVA) ao Sistema estuarino da Baía de Vitória

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro de Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada em 17 de agosto de 2010.

COMISSÃO EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Daniel Rigo  
Universidade Federal do Espírito Santo  
Orientador

---

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini  
Universidade Federal do Espírito Santo

---

Prof. Dr. Leonardo Rubi Rörig  
Universidade Federal de Santa Catarina

Vitória  
2010

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

---

B238a Barbosa, Renata Pasini, 1980-  
Aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) ao sistema estuarino da baía de Vitória / Renata Pasini Barbosa. – 2010.  
115 f. : il.

Orientador: Daniel Rigo.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Estuários. 2. Água - Qualidade. 3. Toxicologia ambiental. 4. Recursos hídricos. 5. Vitória, Baía de (ES). 6. Índice de Proteção da Vida Aquática. I. Rigo, Daniel. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

---

À Mel.

## Agradecimentos

Primeiramente agradeço a Deus e a Nossa Senhora da Penha, por me darem força e sabedoria para chegar até aqui. Sem a minha fé seria complicado...

Agradeço a UFES e ao PPGEA, e aos demais professores do curso de Engenharia Ambiental, pelas aulas que abriram meus horizontes e me ajudaram na profissão.

Obrigada ao meu orientador Daniel Rigo, que aceitou uma bióloga que caiu com o pára-quedas da Biologia Molecular dentro da Engenharia Ambiental. Agradeço pela oportunidade e pelas conversas e idéias ao longo de três anos.

Agradeço ao Professor Leonardo por aceitar ser meu examinador externo e pela correção e atenção com a minha dissertação.

Também ao Professor Sérgio Túlio por me permitir utilizar as dependências do LabSan para a pesquisa.

Às funcionárias Deuzenir e Rose, por nos socorrerem!

À FACITEC pelo financiamento do trabalho e ao CNPQ pela bolsa de mestrado.

Agradeço muitíssimo aos meus pais, que me deram todo o suporte e apoio para estudar desde os três anos de idade, até hoje. Sem vocês eu não teria conseguido... Espero poder retribuir sendo uma ótima profissional.

Ao meu querido Pedro, pelas grandes lições de auto-estima, profissionalismo, ambição (no bom sentido) e principalmente por me fazer acreditar que fiz uma boa escolha quando optei pela Biologia!

Aos amigos Gabriel, Mary, Kátia e Andréia, pela ajuda fundamental nas coletas; a Bárbara por me ajudar na pesquisa, e a todos os amigos do curso que alegraram meus dias e tornaram a experiência do Mestrado uma boa lembrança.

É importante que se saiba que por detrás deste trabalho há muito esforço, dedicação, ansiedade, raiva, angústia, e até um dedo quebrado; mas também há alegria, amizade, amor, risadas e superação, enfim, VITÓRIA!

"Toda a nossa ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil - e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos."

(Albert Einstein)

## Resumo

Para avaliar e monitorar a qualidade da água foram criados alguns índices como o Índice de Proteção da Vida Aquática, o IVA, o qual em sua forma permite alterações na retirada ou inclusão de parâmetros de modo a se adaptar às diferentes situações dos corpos d'água. No presente estudo, foi empregado o IVA para a Baía de Vitória que abriga um sistema estuarino peculiar que vem sendo objeto de estudo em diversos trabalhos. Também foi utilizado um conjunto de parâmetros que pertencem e que não pertencem ao IVA, num monitoramento realizado dentro de um ano hidrológico. Foram observadas as alterações destes parâmetros e discutidas suas interações para a sugestão de adaptação do IVA para que se ajuste melhor ao estuário da Baía de Vitória. Foram realizados os cálculos do IVA tradicional e do IVA adaptado, com a retirada dos metais pesados e inclusão da amônia, como referencial de compostos de nitrogênio inseridos no sistema. Para o ensaio Ecotoxicológico se utilizou a diatomácea *Skeletonema costatum*, típica de região estuarina em ensaios de toxicidade crônica; também foi sugerido que juntamente com o IVA se faça uma análise complementar, com os parâmetros salinidade, condutividade, temperatura da água, turbidez, alcalinidade e avaliação microbiológica utilizando *Escherichia coli* ou *Enterococcus*. A comparação entre os resultados obtidos entre o IVA e o IVA adaptado mostrou diferenças. De um modo geral os valores médios do IVA para cada ponto aumentaram, como resultado da retirada dos metais pesados do cálculo do IPMCA e mudança das ponderações do oxigênio dissolvido.



## Abstract

Several water quality indexes were developed by researchers. An example is the IVA (Index for Protection of Aquatic Life), which allows changes in its methodology, removing or including parameters to adapt it to different types of water bodies. In this study, IVA was employed at Vitória Bay, a peculiar estuarine system that has been studied in several ways. Also, parameters that belong and other that not belong to the conventional IVA were used in a monitoring carried out within a hydrological year. We observed the changes in these parameters and their interactions to discuss and suggest adjustments in the IVA to fit better in the case of Vitória Bay. We carried out the traditional calculation of IVA and an adapted IVA, where heavy metals were removed and ammonia was included as a reference for the nitrogen compounds entering the system. For Ecotoxicological testing it was used the chronic assay with the *Skeletonema costatum*, a typical specie of the estuarine region. Also, it was suggested a set of complementary parameters, like salinity, conductivity, water temperature, turbidity, alkalinity and microbiological evaluation using *Escherichia coli* or Enterococci. Observing adapted IVA, in general the media values in each sample point increased, resulting removal of heavy metals and DO levels modification.

## Sumário

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1. Geral	16
2.2. Específicos	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1. O estuário	17
3.2. Maré	18
3.3. Vazão do rio	19
3.4. Qualidade de água estuarina	20
3.5. Índices e proposições	21
3.6. O IVA	23
3.7. Resolução CONAMA nº357/2005	28
3.8. Parâmetros importantes	31
3.8.1. Parâmetros físicos	31
3.8.2. Parâmetros químicos	32
3.8.2.1. Salinidade	32
3.8.2.2. Condutividade	33
3.8.2.3. Metais pesados	33
3.8.2.4. Oxigênio Dissolvido	34
3.8.2.5. pH e Alcalinidade	35
3.8.2.6. Nutrientes (Nitrogênio e Fósforo)	36
3.8.2.7. Surfactantes	38
3.8.2.8. Fenol	38
3.8.2.9. Clorofila	38
3.8.3. Parâmetros biológicos	39

3.8.3.1. Coliformes	39
3.8.3.2. Ensaio ecotoxicológicos	39
3.8.3.2.1. Ensaio de Ecotoxicidade Crônica	40
3.8.3.2.2. Ensaio para estuário: <i>Skeletonema costatum</i>	41
4. ÁREA DE ESTUDO	44
5. METODOLOGIA	50
5.1. Análises <i>in situ</i> e laboratoriais	50
5.1.1. Ecotoxicidade	54
5.1.1.1. Tratamento estatístico: teste de hipótese	56
5.2. Salinidade, maré e vazão do Rio Santa Maria da Vitória	56
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
6.1. Salinidade	58
6.1.2. Salinidade, maré e vazão do Rio Santa Maria da Vitória	59
6.2. Temperatura da água	62
6.3. Transparência	63
6.4. Turbidez	64
6.5. pH	65
6.6. Condutividade	67
6.7. Oxigênio dissolvido	68
6.8. Alcalinidade	71
6.9. Amônia	72
6.10. Fenol	75
6.11. Fósforo	76
6.12. Surfactante	78
6.13. Metais	80
6.13.1. Cádmiio	80
6.13.2. Chumbo	81

6.13.3. Cobre	81
6.13.4. Cromo	82
6.13.5. Mercúrio	82
6.13.6. Níquel	82
6.13.7. Zinco	83
6.13.8. Metais pesados: Alterações no IVA	84
6.14. Clorofila	85
6.15. Parâmetros Biológicos	86
6.15.1. Coliformes Termotolerantes	87
6.15.2. Coliformes totais	88
6.15.3. <i>Escherichia coli</i>	89
6.15.4. Ensaio Ecotoxicológicos	90
6.16. IVA	96
6.16.1. IPMCA	96
6.16.2. IET	97
6.16.3. IVA	98
6.17. IVA adaptado	100
6.17.1. Parâmetros Complementares	100
6.17.2. Parâmetros que integram o IVA adaptado	101
6.17.2.1. IET	101
6.17.2.2. IPMCA	101
6.17.3. Cálculo do IVA adaptado	102
6.17.3.1. Diferenças no IVA e no IVA adaptado	104
7. CONCLUSÕES	107
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

## LISTA DE SIGLAS

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

EcoQS - Status de Qualidade Ecológica

IET – Índice de Estado Trófico

IPMCA – Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática

IQA - Índice de Qualidade de Água

IVA - Índice de Proteção da Vida Aquática

pH - Potencial Hidrogeniônico

## 1. INTRODUÇÃO

Para suprir a necessidade do seu modo de produção, a humanidade aumenta cada vez mais os conflitos quanto à utilização do espaço, dos recursos naturais e o descarte de resíduos, como consequência, os sinais de poluição tornaram-se cada vez mais evidentes com o aumento populacional.

Diversos eventos pelo mundo alertaram quanto a importância de monitorar a qualidade da água de modo a diagnosticar, prevenir e mitigar os efeitos da poluição. Cada vez mais é possível perceber que o ambiente aquático não é um compartimento com o poder infinito de diluição, e sim frágil e submetido às ações humanas.

Dada a contínua necessidade de interpretar a informação ambiental, diversas metodologias são desenvolvidas, como é o caso dos índices ambientais, os quais transmitem a informação de forma sintética e preservam o significado original fornecido pelos dados. Para utilizar os indicadores, diversas variáveis demonstram os objetivos e os traduzem aos gestores, técnicos e o público em geral (RAMOS, 1996).

Apesar de sua imensa importância, ainda não existe uma concordância sobre quais parâmetros e quais limites devem ser considerados numa avaliação e monitoramento da qualidade de água estuarina.

O trecho do estuário objeto deste estudo é intensamente explorado pela população local e assim como toda a região estuarina de Vitória sofreu e continua sofrendo com a urbanização, que se intensificou nas décadas de 1960 e 70, quando surgiram impactos como aterros de margens, despejo de esgoto e lixo, além da própria poluição difusa carregada principalmente por chuvas e que ainda hoje reflete negativamente sobre o estuário em virtude da ocupação desordenada. Somando-se a tudo isso, os rios e córregos afluentes do estuário que também contribuem com uma carga poluente trazida de toda a bacia de drenagem a qual fazem parte, têm-se um cenário no qual a qualidade da água está possivelmente comprometida (CASTRO, 2001).

O município de Vitória em sua extensão territorial abriga a Baía de Vitória, essa região é física e biologicamente muito importante por abrigar e sustentar uma enorme variedade de espécies, que residirão por toda sua vida, ou grande parte dela. Ao se aliar o conhecimento, normas legais existentes, índice e análises sobre monitoramento realizado na Baía de Vitória podem-se fazer observações que contribuem para aperfeiçoar a avaliação de qualidade de água neste corpo hídrico.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Geral

Verificar a aplicabilidade do Índice de Proteção da Vida Aquática para o sistema estuarino médio e superior da Baía de Vitória.

### 2.2. Específicos

- Avaliar os parâmetros e limites de qualidade constituintes do IVA em estuário e outros parâmetros importantes para este ambiente.
- Propor modificações no IPMCA de modo a ajustar o IVA à Baía de Vitória.
- Aplicar o ensaio ecotoxicológico crônico utilizando a alga diatomácea *Skeletonema costatum*, com adaptações na sua metodologia.



### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. O estuário

Segundo Princhard para se enquadrar como um estuário, um corpo d'água costeiro deve ser semi-fechado com conexão livre com o mar aberto e dentro do qual a água do mar se dilui com água doce derivada da drenagem terrestre. É em si um corpo d'água bem definido com sua foz delimitada entre o oceano e o limite de alcance da maré. Com a interação entre essas duas massas de água surgem processos sedimentológicos, físicos e biológicos característicos.

Estuários são regiões transicionais nas quais se inserem uma diversidade de ambientes numa mistura complexa de habitats em constante mudança; geralmente apresentam pequena profundidade, com volume que dependem das taxas de precipitação, evaporação e altura das marés (MIRANDA; CASTRO; KJERIEVE, 2002; MARINS, 2007).

Essas constantes mudanças favorecem o estabelecimento de uma biota adaptada a diferentes gradientes de temperatura, salinidade e corrente, entre outros. Estuários tornam-se então regiões críticas para a sobrevivência de muitas espécies. Aves, mamíferos, peixes entre outros animais dependem desses habitats para viver, se alimentar e reproduzir, incluindo espécies com valor comercial, o que gerou o codinome de berçários da vida marinha (MIRANDA; CASTRO; KJERIEVE, 2002).

Além disso, as áreas inundáveis em volta do estuário fazem papel de filtro natural ao receberem o fluxo de água através do sedimento. Diminuindo a quantidade de muitas substâncias da água, incluindo poluentes. A vegetação também tem participação na prevenção à erosão e estabilização da linha de costa (OHREL e REGISTER, 2006).

As regiões estuarinas são áreas muito produtivas devido, principalmente, pelo aporte de nutrientes inorgânicos oriundos do continente que se integra na rede interdependente biótica-abiótica. Mesmo com todos os impactos sofridos, o estuário ainda mantém sua resiliência (MARINS, 2007).

Muitos benefícios culturais e sociais podem ser apontados, como a recreação, turismo e estética; as comunidades que ocupam as margens do estuário tiram dele proveito seja para retirar produtos como peixes e crustáceos, navegar e geralmente, lançar seus dejetos. Também pode alocar importantes infra-estruturas portuárias, já que tem acesso pelo mar e é abrigado das ondas (OHREL e REGISTER, 2006).

Para a comunidade científica, essas regiões são muito interessantes em diversas áreas do conhecimento. Alguns desses estudos já ajudaram outras áreas como o desenvolvimento de ferramentas analíticas para a determinação em de formas biodisponíveis de metais nas águas intersticiais, a validação de marcadores bioquímicos e fisiológicos em espécies representativas do estuário e recomendações para uma metodologia compreensiva para assegurar a saúde dos ambientes estuarinos (AMIARD –TRIQUET e RAINBOW, 2009).

Estuários apresentam características físicas, químicas e biológicas peculiares. O traço mais marcante é a alteração dos parâmetros em curta, média e longa escala de tempo que define as condições gerais; as interações entre os processos físicos, químicos, geomorfologia e a biota são dependentes desse gradiente de variação (FINDLAY e SINSABAUGH, 2003).

### 3.2. Maré

A maré tem papel importante na morfodinâmica e hidrodinâmica costeira, gerando correntes no estuário, canais lacunares e favorecendo o transporte de sedimentos (MARINS, 2007).

A maré é uma das forçantes principais nas variações estuarinas. A maré enchente costuma ter a propriedade de “renovar” o estuário, aumentando níveis de oxigênio e dispersando poluentes. Essa dispersão está ligada a uma dinâmica de transporte resultando em diferenças verticais e longitudinais de muitos parâmetros. A propagação da maré pelo estuário movimenta a massa

de água e sofre alteração pela interação com a geomorfologia local (MEDEIROS e KJERFVE, 2005).

Um programa de monitoramento ambiental de estuário tem que considerar a maré como uma das principais influências na qualidade da água, o que é simples de ser feito com uma verificação na tábua de marés. Sabe-se que a maré muda constantemente as condições físicas e químicas do estuário, por isso Ferreira (2009) estudou as variações nos parâmetros de qualidade da água com a maré. Além das alterações esperadas, como salinidade e condutividade, foram encontradas piores condições na qualidade da água na baixa-mar, independente do tipo de maré, atribuídas ao mau uso do recurso hídrico pela população circunvizinha.

### 3.3. Vazão do rio

Pela própria definição, os estuários sofrem influência direta de um ou mais rios que deságuam e se misturam à água salgada do mar, assim sendo, a massa de água doce que chega ao estuário traz consigo toda carga poluidora das bacias de drenagem ligadas a ele. O monitoramento dos afluentes do estuário pode contribuir na elucidação de eventos de poluição.

Todos os dias, o fluxo que chega dos rios provê ao estuário uma carga de sedimentos, nutrientes orgânicos e inorgânicos que estimulam a produção primária e secundária. A água doce também mantém o gradiente de salinidade que proporciona uma variedade de habitats aquáticos que suportam os seres estuarinos (LANE et al., 2007).

Por se constituir de um fluxo contínuo, a diferença entre a época chuvosa e seca pode interferir imensamente na qualidade de água do estuário.

### 3.4. Qualidade de água estuarina

A presença de pessoas nas proximidades do estuário é responsável por uma série de ações que acabam causando impacto. Assoreamento de cursos d'água, extrativismo não sustentável, exploração turística, são exemplos. Nesses ambientes são percebidos os efeitos de diversas substâncias tóxicas lançadas vindas de variadas fontes (MARINS, 2007).

A crise ambiental iniciada com a Revolução Industrial fez surgir uma preocupação com os efeitos das ações humanas sobre o Meio Ambiente. A água como um recurso vital para a existência da vida é fonte de preocupação constante e crescente por parte de toda a sociedade.

Historicamente os estuários são ocupados por populações humanas que impactam o ambiente de várias maneiras. Aterros, despejo de resíduos sólidos, efluentes residenciais, agrícolas e industriais e super exploração dos recursos pesqueiros são as principais alterações (figura 1). A qualidade da água estuarina, especialmente em regiões urbanizadas vem decaindo como resultado das atividades antropogênicas (AMIARD –TRIQUET e RAINBOW, 2009).

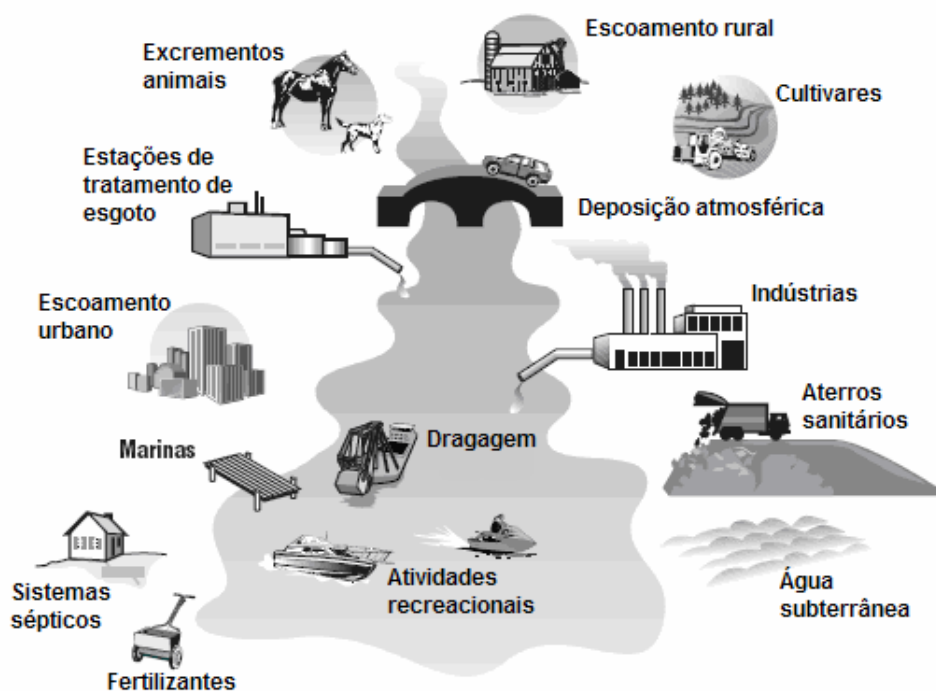


Figura 1. Fontes potenciais de poluição no estuário. Fonte: OHREL e REGISTER (2006) com adaptações.

Outros processos também influenciam muito a qualidade da água, como a sedimentação de substâncias (especialmente metais pesados, que se agregam ao sedimento), e a ressuspensão do sedimento (como em dragagens).

A água salobra do estuário estimula o processo de floculação. Ao adentrar o estuário, as partículas de sedimentos finos advindas da água doce floculam com a salinidade a partir de 0,5. Os flocos formados decantam facilmente e tendem a permanecer no estuário, tornando esses ambientes filtros entre o continente e o oceano. A floculação altera a dinâmica das partículas, alterando o transporte de sedimento e agregando contaminantes aos flocos (COUCEIRO e SCHETTINI, 2010).

Manter uma boa condição ambiental é um grande desafio nos estuários, pois retêm uma grande carga de poluentes, seja pelo aporte fluvial, pelo mar ou ao longo de sua extensão. Por estarem relacionados a uma área extensa de drenagem, poluentes advindos de localidades distantes podem afetar negativamente o estuário (MIRANDA; CASTRO; KJERIEVE, 2002; MARINS, 2007).

### 3.5. Índices e proposições

Devido a sua localização, as zonas costeiras são prejudicadas por inúmeros contaminantes resultantes das ações humanas. Pela sua grande importância em diversos aspectos é necessária a implementação de meios de avaliação que quantifiquem e qualifiquem os problemas costeiros.

Os índices e indicadores de qualidade da água funcionam como boas ferramentas acessíveis a técnicos ou público em geral na análise e monitoramento ambiental. Os índices de qualidade levam em conta o enquadramento dos corpos d'água, não necessariamente o atual, mas sim aquele que assegura as necessidades para o bem-estar humano e ambiental.

Ao selecionar ou construir um índice, assim como adotar um parâmetro estatístico, trata-se a informação no sentido de ganhar clareza e operacionalidade, simplificando a comunicação (RAMOS, 1996).

A maioria das iniciativas de discussão e criação ou adaptação de um índice voltado para os estuários partem da União Europeia, mais precisamente a Diretiva Europeia de Qualidade de Água (WFD - European Water Framework Directive); foram estabelecidas duas diretivas avaliadoras da qualidade ecológica das águas marinhas e de transição, com a indicação de uso de diversos elementos biológicos em combinação com parâmetros físico-químicos (incluindo os poluentes) para formarem juntos a taxa de qualidade ecológica (EQR – Ecological Quality Ratio). Contudo, além de oneroso, é necessário um monitoramento em longo prazo para dar a indicação de qualidade ambiental (BORJA et al., 2009).

A determinação de um índice específico ao estuário foi observada por Dauvin e Ruellet (2009) ao discutir índices que utilizam organismos bentônicos para a avaliação de status de qualidade ecológica (EcoQS) em ambiente estuarinos. Muitos desses índices examinam o decaimento populacional, ausência de espécies sensíveis ou aumento de espécies resistentes ao ambiente poluído.

O problema em utilizar estes índices em sistemas estuarinos é que consideram a abundância de espécies tolerantes (ou não tolerantes) e os estuários estão naturalmente sob estresse pela alta variação de diversos parâmetros e forçantes, assim como geralmente sob forte antropização. Desta maneira, a flora e a fauna estuarinas refletem a alta variabilidade temporal e espacial natural dessas áreas. Comunidades semelhantes podem ser encontradas em áreas antropizadas, o que torna complicado diferenciar os dois efeitos sobre a biota. Apesar de não atentarem às propriedades estuarinas, muitos desses índices são utilizados diretamente em estuários. Entretanto, deve haver uma adaptação para que o índice empregado reflita as reais condições desses ambientes.

O que se observa como tendência no cenário mundial é a introdução ou aperfeiçoamento de elementos biológicos, principalmente peixes e bentos, como indicadores da qualidade da água estuarina. Os bentos merecem maior destaque pela sua pouca locomoção, refletindo as variações esperadas de qualidade da água.

No Brasil, os índices de qualidade da água foram primeiramente utilizados por Horton em 1965 e vêm sendo adotados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) desde 1974, chamando-o de IQA<sub>CETESB</sub> (índice de qualidade de água desenvolvido pela CETESB) (NORONHA, 2004).

A CETESB é um órgão ambiental de São Paulo de maior credibilidade no cenário nacional na relação de qualidade de água, tanto no monitoramento quanto no estabelecimento de índices para avaliação.

### 3.6. O IVA

A partir da década de 90, começaram a ser incluídos parâmetros visando a qualidade em usos que não somente o abastecimento doméstico. Assim, o teste de toxicidade crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* deu início à idéia de criação do índice com parâmetros que fornecessem uma relação da água superficial e seus efeitos no meio ambiente. Este índice foi nomeado IVA (Índice de Proteção da Vida Aquática), e vem sendo utilizado pela CETESB desde 2002 no monitoramento das águas superficiais de São Paulo (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

O IVA avalia a qualidade da água de forma diferenciada de outros índices para o consumo humano e contato primário. Leva-se em consideração a presença e concentração de contaminantes e seus efeitos (toxicidade), o resultado é expresso em categorias de qualidade: ótima, boa, regular e péssima. Engloba outros dois índices: O IPMCA (Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática) e o IET (Índice do Estado Trófico), fornecendo não somente informações sobre a qualidade da água ecotoxicologicamente, mas também dá a idéia do grau de trofia (CETESB, 2010).

Diversas variáveis influenciaram a formação do Índice, baseados na toxicidade de *Ceriodaphnia dubia* (figura 2), e suas ponderações levaram a classificação dos corpos d'água segundo o resultado do monitoramento.

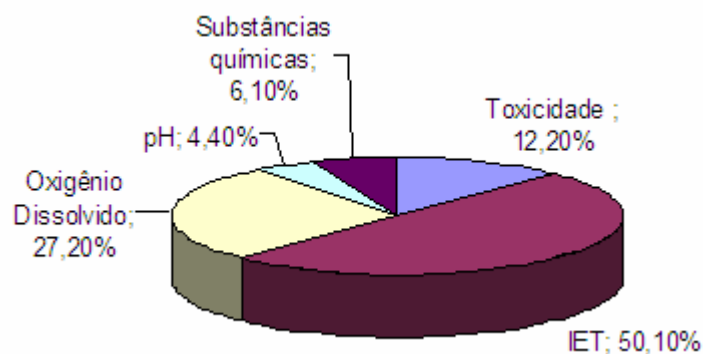


Figura 2. Percentuais de ocorrência das variáveis que influenciaram o IVA, quando classificado nas categorias regular, ruim ou péssima. Fonte: CETESB, 2010.

Numa comparação entre o IQA, IVA e o índice de Smith (IS), Noronha (2004) observou que o IVA se mostra mais adequado para avaliar a qualidade da água com objetivo de proteger as comunidades aquáticas. Apesar de ser mais caro, sua flexibilidade quanto aos parâmetros e limites permite adaptação do teste a cada caso.

Não existe um índice estabelecido para o estuário. No Brasil as regulamentações e normas são um pouco confusas ou inexistentes. Muitos órgãos cuidam do mesmo assunto, sem, contudo intercambiar conhecimento. Como não existe nada específico, o que se faz é recorrer a diversos meios, como índices aproximados e parâmetros complementares. Na avaliação da qualidade da água em sistemas costeiros não são usuais as aplicações de índices e indicadores, ao contrário do que é observado em sistemas dulcícolas (RAMOS, 1996).

Na tentativa de avaliar o status qualitativo do estuário, podem ser utilizados indicadores estéticos (como a visualização de espumas) e indicadores biológicos, contudo estes não demonstram claramente a diversidade de substâncias que interagem no estuário e determinam a qualidade da água (PNMA, 2010).

Existem trabalhos que utilizam biomarcadores para avaliar a qualidade da água do estuário, como a biomassa planctônica (PASSAVANTE; ANJOS; FEITOSA,



2007), comunidades de peixes (MATTA e FLYNN, 2008) ou defendem a utilização do Índice de Qualidade de Água (IQA) no estuário como uma informação complementar (CARDOSO e MARQUES, 2006; FERREIRA, 2009).

A questão mais importante na aplicação do IVA no estuário é que ele foi desenvolvido para rios e reservatórios, não estando de acordo com alguns limites ou parâmetros importantes para este meio diferente em muitos aspectos. Contudo, apresenta a flexibilidade na sua metodologia em se retirar ou adicionar parâmetros, de acordo com a área estudada de modo a se adaptar melhor ao ambiente a ser estudado (CETESB, 2010).

Baseado na legislação vigente, o IVA visa a proteção das comunidades aquáticas enquadradas nas classes 1, 2 e 3, sendo que as águas salobras para manutenção da vida aquática se enquadram na classe 7 (BRASIL, 2005).

Uma das vantagens da utilização dos índices da CETESB é a simplicidade, o que torna o entendimento pelo grande público facilitado, além da credibilidade da Companhia. A questão preponderante em se utilizar parâmetros e valores estabelecidos para rios em estuários é que eles diferem consideravelmente, principalmente pela maré e a mistura de água doce e salgada que torna maior a influência de um ou outro forçante dependendo do estágio de maré, o tipo (sizígia ou quadratura) e a época do ano, somando diversas variáveis adicionais à qualidade de água estuarina.

O IVA avalia a qualidade da água de forma diferenciada de outros índices para o consumo humano e contato primário. Leva-se em consideração a presença e concentração de contaminantes e seus efeitos (toxicidade), o resultado é expresso em categorias de qualidade: ótima, boa, regular e péssima, de acordo com o quadro 1.

Categoria	Ponderação
Qualidade Ótima	$IVA \leq 2,5$
Qualidade Boa	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
Qualidade Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
Qualidade Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
Qualidade Péssima	$IVA \geq 6,8$

Quadro 1. Classes do IVA. Fonte: CETESB, 2010.

Engloba outros dois índices: O IPMCA (Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática) e o IET (Índice do Estado Trófico), fornecendo não somente informações sobre a qualidade da água ecotoxicologicamente, mas também dá a idéia do grau de trofia (CETESB, 2010).

A metodologia para o cálculo do IVA é a seguinte:

$$IVA = (IPMCA \times 1,2) + IET$$

- IPMCA

É composto por dois grupos de parâmetros:

- Grupo de substâncias tóxicas, onde foram incluídos os parâmetros que demonstram o nível de contaminação por substâncias que prejudicam a vida aquática. Nesse índice poderão ser incluídos parâmetros importantes para a avaliação, até mesmo em nível regional.
- Grupo de parâmetros essenciais, que são o oxigênio dissolvido, pH e toxicidade.

O IPMCA estabelece três níveis de qualidade que refletem as condições da água. No nível A (ponderação 1) a água está num bom nível para manter a sobrevivência e reprodução dos organismos aquáticos. No nível B (ponderação 2) os organismos sobrevivem, mas a reprodução pode ser afetada. No nível C (ponderação 3) há o comprometimento da sobrevivência dos organismos (quadro 2):

Grupos	Parâmetros	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Parâmetros Essenciais (PE)	OD (mg/L)	A	> 5,0	1
		B	3,0 a 5,0	2
		C	< 3,0	3
	pH (Sorensen)	A	6,0 a 9,0	1
		B	5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5	2
		C	< 5,0 e > 9,5	3
Toxicidade	A	Não Tóxico	1	
	B	Efeito Crônico	2	
	C	Efeito Agudo	3	
Substâncias Tóxicas (ST)	Cromo (mg/L)	A	< 0,05	1
		B	0,05 a 1,00	2
		C	> 1,00	3
	Cobre (mg/L)	A	< 0,02	1
		B	0,02 a 0,05	2
		C	> 0,05	3
	Chumbo (mg/L)	A	< 0,03	1
		B	0,03 a 0,08	2
		C	> 0,08	3
	Mercúrio (mg/L)	A	< 0,0002	1
		B	0,0002 a 0,001	2
		C	> 0,001	3
	Níquel (mg/L)	A	< 0,025	1
		B	0,025 a 0,160	2
C		> 0,160	3	
Fenóis (mg/L)	A	< 0,001	1	
	B	0,001 a 0,050	2	
	C	> 0,050	3	
Surfactantes (mg/L)	A	< 0,5	1	
	B	0,5 a 1,00	2	
	C	> 1,00	3	
Zinco (mg/L)	A	< 0,18	1	
	B	0,18 a 1,00	2	
	C	> 1,00	3	

Quadro 2. Níveis de ponderação do IPMCA. Fonte: CETESB, 2010.

O resultado do IPMCA é expresso quanto à qualidade da água (tabela 1):

Tabela 1. Resultado do IPMCA. Fonte: CETESB, 2010.

Categoria	Ponderação
Boa	1
Regular	2
Ruim	3 e 4
Péssima	> 6

- IET

Classifica os corpos d'água quanto a sua trofia. Avalia a eutrofização e floração de algas e macrófitas. Os resultados correspondentes ao fósforo são tidos como indicadores de eutrofização. Aliado a isso, mede também a clorofila a, presente em todos os organismos fotossintetizantes, como a resposta da quantidade de nutrientes no meio; causa e efeitos são mensurados.

O resultado do IET é expresso de acordo com o nível trófico (tabela 2).

Tabela 2. Classificação de estado trófico do IET. Fonte: CETESB, 2010.

Classificação do IET	
Categoria do estado trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	0,5
Oligotrófico	1
Mesotrófico	2
Eutrófico	3
Supereutrófico	4
Hipereutrófico	5

Como o índice foi desenvolvido para ambientes lóticos e límbicos, foram os rios e reservatórios os ambientes contemplados com essa análise. Novamente os estuários não estão incluídos nas opções.

### 3.7. Resolução CONAMA nº357/2005

Esta Resolução traz a classificação das águas (e conseqüentemente os corpos hídricos) de acordo com sua salinidade e o uso que se deseja realizar. A divisão entre água doce, salobra e salina, estabelecida pela Resolução

CONAMA nº. 20/86, é aprimorada quanto aos parâmetros e limites permitidos de acordo com a forma de utilização da água.

Ao definir a água salobra, a Resolução trouxe um avanço em considerar que a diferença de salinidade repercute em diferenças de limites a serem considerados; contudo essa apreciação é melhor aplicada a outros corpos hídricos salobros, pois não há observação quanto à natureza de variação constante dos parâmetros devido a uma série de fatores, como maré, aporte fluvial e corrente.

Para o estuário da Baía de Vitória ainda não existe enquadramento, contudo como são realizadas diversas atividades de pesca e o objetivo é preservar as comunidades aquáticas, os valores referenciados neste estudo são aqueles da classe 1, como defendido pela Resolução. Para esta classe são determinadas as seguintes recomendações e limites:

- Não toxicidade;
- Carbono orgânico total: até 3mg/L;
- OD: não inferior a 5mg/ L O<sub>2</sub>;
- pH: 6,5 a 8,5;
- Óleos e graxas: virtualmente ausentes;
- Materiais flutuantes: virtualmente ausentes;
- Substâncias que produzem cor, odor e turbidez: virtualmente ausentes;
- Resíduos sólidos objetáveis: virtualmente ausentes;
- Coliformes termotolerantes: não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano.
- Padrões de qualidade de água (quadro 3):

TABELA VII - CLASSE 1 - ÁGUAS SALOBRAS	
PADRÕES	
Parâmetros inorgânicos	Valor máximo
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Arsênio total	0,01 mg/L As
Berílio total	5,3 µg/L Be
Boro	0,5 mg/L B
Cádmio total	0,005 mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,001 mg/L CN
Cloro residual total (combinado + livre)	0,01 mg/L Cl
Cobre dissolvido	0,005 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fluoreto total	1,4 mg/L F
Fósforo total	0,124 mg/L P
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercurio total	0,0002 mg/L Hg
Níquel total	0,025 mg/L Ni
Nitrato	0,40 mg/L N
Nitrito	0,07 mg/L N
Nitrogênio amoniacal total	0,40 mg/L N
Polifosfatos (determinado pela diferença entre fósforo ácido hidrolisável total e fósforo reativo total)	0,062 mg/L P
Prata total	0,005 mg/L Ag
Selênio total	0,01 mg/L Se
Sulfetos (como H <sub>2</sub> S não dissociado)	0,002 mg/L S
Zinco total	0,09 mg/L Zn
Parâmetros orgânicos	Valor máximo
Aldrin + dieldrin	0,0019 µg/L
Benzeno	700 µg/L
Carbaril	0,32 µg/L
Clordano (cis + trans)	0,004 µg/L
2,4-D	10,0 µg/L
DDT (p,p'DDT+ p,p'DDE + p,p'DDD)	0,001 µg/L
Demeton (Demeton-O + Demeton-S)	0,1 µg/L
Dodecacloro pentaclodecano	0,001 µg/L
Endrin	0,004 µg/L
Endossulfan (α + β + sulfato) <sup>76</sup>	0,01 µg/L
Etilbenzeno	25,0 µg/L
Fenóis totais (substâncias que reagem com 4-aminoantipirina)	0,003 mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH
Gution	0,01 µg/L
Heptacloro epóxido + Heptacloro	0,001 µg/L
Lindano (γ-HCH) <sup>76</sup>	0,004 µg/L
Malatton	0,1 µg/L
Metoxicloro	0,03 µg/L
Monoclorobenzeno	25 µg/L
Paratton	0,04 µg/L
Pentaclorofenol	7,9 µg/L
PCBs - Bifenilas Policloradas	0,03 µg/L
Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno	0,2 LAS
2,4,5-T	10,0 µg/L
Tolueno	215 µg/L
Toxafeno	0,0002 µg/L
2,4,5-TP	10,0 µg/L
Tributilestanho	0,010 µg/L TBT
Triclorobenzeno (1,2,3-TCB + 1,2,4-TCB)	80,0 µg/L

Quadro 3. Parâmetros e limites da Resolução CONAMA nº. 357 para água salobra.

### 3.8. Parâmetros importantes

Pela sua complexidade física, química e biológica, existem muitos parâmetros que podem ser utilizados para se avaliar o status aquático. De acordo com Zagatto e Bertolotti (2008) esse número pode chegar a casa do milhar. Alguns parâmetros básicos descrevem as propriedades básicas do estuário, sendo utilizados para determinar a natureza fundamental deste.

Quando se pretende construir ou adaptar um índice, é primordial a seleção dos parâmetros mais significativos no contexto. Não se deve fazer uso de todos os parâmetros possíveis, mas sim decidir quais são os melhores reveladores da qualidade do ecossistema, objetivando uma abordagem que seja simples, de modo a tornar o índice exequível, e que seja suficientemente abrangente para tornar o índice credível nos diferentes componentes, perante as possíveis situações que o sistema está submetido (RAMOS, 1996).

#### 3.8.1. Parâmetros físicos

Variáveis físicas influenciam nas variáveis químicas, biológicas e as maiores variações durante o ciclo de maré. Dentre as diversas variáveis podemos destacar a transparência, geralmente utilizada como indicadora de atividade biológica, relacionada à produtividade primária (OLIVEIRA, 2006). A medida de transparência dá a idéia de profundidade da zona fótica, onde ocorre atividade fotossintética na coluna d'água.

A temperatura da água é um fator crítico que influencia em diversos aspectos do sistema estuarino como a atividade biológica e muitas espécies químicas no estuário, desempenhando muitos papéis dentro do sistema estuarino. Com o aumento da temperatura da água, por exemplo, a concentração de oxigênio dissolvido diminui. Também influencia a taxa fotossintética, metabólica e a sensibilidade dos organismos às substâncias tóxicas, parasitas e doenças (FRENCH, 1997).

A turbidez tem sua medida determinada pela quantidade de sólidos suspensos na água. Os materiais suspensos incluem partículas de solo, plâncton, entre

outras substâncias. A turbidez em estuário pode ter diversas fontes como: erosão do solo, descarga de efluentes residenciais e industriais, escoamento superficial urbano, revolvimento de sedimentos, floração algal, etc. (TEMBY e CRAWFORD, 2008). A turbidez pode aumentar após a chuva, especialmente em bacias desenvolvidas, com grandes áreas impermeabilizadas; pode aumentar também no tempo seco, pela menor quantidade de água no estuário (FRENCH, 1997).

A alta turbidez também pode ser causada por altos níveis de matéria orgânica; esse material é decomposto por bactérias, diminuindo o OD na água. O material suspenso também pode servir como carreador para substâncias tóxicas, que se liga a essas partículas, como acontece com alguns pesticidas utilizados em cultivos. Ohrel e Register (2006) afirmam que quando o nível de sólidos suspensos está alto, a concentração destes pesticidas pode ter aumento comparativo maior do que o que seria esperado. Alguns dos efeitos físicos do excesso de material suspenso incluem obstrução de brânquias, dificultando as trocas gasosas, redução da resistência dos peixes às doenças, diminuição da taxa de crescimento, alterações nos ovos e estágios larvais dos animais, prejuízo às estratégias de caça.

### 3.8.2. Parâmetros químicos

A contaminação química pode ser mensurada através de análises de concentração de moléculas de interesse na água, sedimentos e organismos. Dependendo da natureza do estuário, cargas alóctones podem variar bastante devido a diversos fatores.

#### 3.8.2.1. Salinidade

Salinidade é a medida de sais dissolvidos na água. Um estuário tem por característica básica um gradiente de salinidade que diminui na desembocadura de rios e aumenta em direção ao mar. Esse gradiente seleciona a biota existente em cada setor do estuário e é o fator principal



determinante da estratificação. Também aumenta com a profundidade, já que a água mais salgada tem maior densidade.

Diversos parâmetros são influenciados pela salinidade, como a concentração de oxigênio dissolvido, que diminui com o aumento da salinidade (TEMBY e CRAWFORD, 2008).

A salinidade também reflete em efeitos físico-químicos como a solubilidade e fisiológicos como a osmorregulação. No caso de contaminantes neutros, a salinidade tem efeito de reduzir a solubilidade aquosa destes. Outros efeitos se manifestam na bioacumulação de metais, variando para cada elemento. No geral é observada a diminuição da bioacumulação de metais com o aumento da salinidade. As acumulações de zinco e do mercúrio não dependem da salinidade, a do chumbo é diretamente proporcional (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

#### 3.8.2.2. Condutividade

A condutividade está relacionada com a capacidade de a água permitir a passagem elétrica. É afetada pela presença de sólidos dissolvidos como ânions de cloreto, nitrato, sulfato e fosfato, e também cátions de sódio, magnésio, cálcio, ferro e alumínio. A condutividade tende a acompanhar proporcionalmente a salinidade e temperatura da água (OHREL e REGISTER, 2006).

#### 3.8.2.3. Metais pesados

Também chamados de metais traço, ocorrem em pequenas quantidades na matéria viva, entre vários alguns tem destaque como o zinco, ferro, manganês e cobre, por participarem dos processos fisiológicos, mas com efeitos tóxicos se encontrados em maiores quantidades; outros, como não têm função biológica, são prejudiciais aos organismos, como o mercúrio, chumbo e cádmio (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Os íons dos metais pesados têm alta afinidade por moléculas biológicas, como as proteínas, interferindo nas reações enzimáticas. Com baixa mobilidade, se acumulam no organismo podendo levar à morte. Diferentes espécies de metais pesados se encontram no ambiente aquático distribuídos na coluna d'água, particulados suspensos, água intersticial e sedimento. A complexidade dessas diferentes formas dificulta sua separação pelas metodologias físico-químicas usuais (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

O mercúrio é uma boa referência na avaliação dos efeitos à biota, pela grande literatura que abordam o antagonismo e sinergia do mercúrio com outros elementos metálicos (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Por dificilmente serem metabolizados por decompositores, os metais se tornam poluentes conservativos. Assim por sedimentação, se concentram na fase sólida; uma condição que torna o revolvimento de fundo, como nas dragagens uma fonte para ressuspensão desses contaminantes na coluna d'água.

O sistema estuarino de Vitória foi estudado por Jesus et al. (2008) que quantificaram metais pesados na água e nos sedimentos em pontos próximos deste estudo. Foram observados nos testemunhos de sedimento concentrações de metais nas camadas mais superficiais associadas com matéria orgânica advinda do esgoto que é lançado *in natura* na região. Os metais seriam trazidos ao sistema estuarino em sua maior parte pelo aporte fluvial. Além disso, foi encontrada alta turbidez e baixa concentração de oxigênio na coluna d'água.

#### 3.8.2.4. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio é um dos fatores mais importantes na presença ou ausência de espécies estuarinas, pois é necessário na respiração e decomposição de matéria orgânica. As correntes agitam a água e ajudam na incorporação de oxigênio, porém grande quantidade de nutrientes advindos de efluentes residenciais ou lixiviados de cultivos contribui para a redução dos níveis do

oxigênio, por causa da eutrofização, podendo chegar a níveis onde a maioria dos seres aquáticos não sobreviveria (OHREL e REGISTER, 2006).

A disponibilidade do oxigênio aos seres aquáticos é complicada pela sua baixa solubilidade em água, sendo que a água salgada absorve ainda menos oxigênio do que a doce. Outro fator é a temperatura; quanto maior, menor a capacidade de incorporação de oxigênio. Assim, a água estuarina pode naturalmente apresentar baixos níveis de OD (TEMBY e CRAWFORD, 2008).

O OD é um dos parâmetros com comportamento extremamente dinâmico. Sua concentração é afetada por diversos fatores físicos, químicos e biológicos, o que torna difícil analisar esse parâmetro isoladamente (OHREL e REGISTER, 2006).

No corpo d'água estuarino, a concentração de OD pode flutuar com a profundidade, especialmente durante algumas épocas do ano. A diferença de temperatura entre a superfície e o fundo e pequenas estratificações, pode dificultar a transferência de oxigênio para camadas mais profundas (TEMBY e CRAWFORD, 2008).

A maioria dos animais tem um bom desenvolvimento com níveis de OD acima de 5mg/L e em situações de hipóxia muitos animais procuram outros lugares com melhores condições e os seres sésseis podem até morrer. A anóxia pode ser considerada em níveis abaixo de 0,5mg/L e resulta na morte de qualquer organismo que necessite do oxigênio (OHREL e REGISTER, 2006).

#### 3.8.2.5. pH e Alcalinidade

Monitoramentos rotineiros de um corpo d'água incluem medida dos valores de pH e alcalinidade. Decréscimos acentuados de pH podem indicar chuva ácida ou contaminação por substâncias químicas. Os valores de pH esperados se encontram entre 5 e 10, e outro valor maior ou menor deve ter sua causa investigada, especialmente se a variação se deu de maneira rápida (TEMBY e CRAWFORD, 2008).

A maioria dos estuários apresenta um pH em torno de 6,5 a 8,5; a leve tendência ao pH básico se deve à presença de carbonato e bicarbonato na água do mar que causa certo tamponamento. Diversos fatores influenciam no pH da água, incluindo atividade bacteriana, turbulência, constituição química do escoamento superficial continental, efluentes residenciais e industriais (OHREL e REGISTER, 2006).

A alcalinidade mensura a capacidade de a água neutralizar ácidos; é uma propriedade tampão em que a água tende a manter o pH. Bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos removem íons de hidrogênio e diminuem a acidez da água. É influenciada por alguns tipos de rochas, solo e descargas industriais e sua força muda com a quantidade de sais na água, alternando então devido à influência de aporte doce e salgado. A medida de alcalinidade tem sua importância na determinação na capacidade do estuário em neutralizar poluição ácida da chuva ou outro efluente. Sem essa capacidade qualquer entrada de substância ácida poderia acidificar a água imediatamente (OHREL e REGISTER, 2006).

#### 3.8.2.6. Nutrientes (Nitrogênio e fósforo)

Estas substâncias chegam ao estuário devido a diversas fontes naturais e antrópicas. As fontes naturais incluem o aporte de água doce vindo de solo com formações geológicas ricas em fósforo ou nitrato e decomposição de matéria orgânica. Contudo as fontes ligadas à atividade humanas despejam enormes quantidades de nutrientes como efluentes residenciais e lixiviação de cultivares.

Embora sejam necessários ao crescimento e sobrevivência de plantas e outros seres fotossintetizantes, o excesso de nutrientes provoca um fenômeno bem conhecido como eutrofização da água, que tem como uma das consequências o aumento desenfreado de algas (floração), que ao realizarem suas atividades metabólicas, diminuem o OD da água, levando-a a uma situação de hipóxia, e dependendo das condições de circulação estuarina, até mesmo anóxia.

Dependendo do tipo de alga, existe também o lançamento de toxinas no ambiente (alelopatia) que provoca a morte de muitas espécies (DIAS, 2005).

O nitrogênio pode estar em diversas espécies químicas. No ambiente aquático temos o nitrogênio molecular, o nitrogênio orgânico dissolvido e em suspensão, nitrito, nitrato e o nitrogênio amoniacal. O nitrogênio amoniacal ocorre em águas superficiais e residuárias, e além das fontes externas, as grandes concentrações de nitrogênio amoniacal no estuário chegam devido as descargas de efluentes domésticos e decomposições de matéria orgânica no sedimento ressuspensa pela corrente e turbilhamento (RODRIGUES, 2009).

Nitrogênio e fósforo se apresentam em diferentes espécies químicas determinadas por condições ambientais. Medir cada nutriente pode ajudar na identificação da sua fonte no estuário (DIAS, 2005).

No estuário o nitrogênio existe numa variedade de formas como amônia, nitrato, nitrito, particulado e dissolvido em formas orgânicas (como nos organismos vivos e mortos). A quantidade e forma do nitrogênio na água podem estar relacionadas com os níveis de OD, através da ação de algumas bactérias que convertem o nitrogênio em diferentes espécies de nitrogênio, ganhando energia no processo, o qual consome oxigênio. O amônio é um destes compostos de nitrogênio com boa solubilidade em água. Ele se transforma em amônia no ambiente e escapa para a atmosfera. (OHREL e REGISTER, 2006).

O fósforo também pode ser encontrado em diversas formas na água. O ortofosfato é a forma mais comumente medida e tem como fonte os fertilizantes. Fosfato orgânico resulta de resíduo animal e vegetal. No geral, o excesso de fosfato chega ao estuário através de estações de tratamento, campos cultivados e criação animal intensiva (OHREL e REGISTER, 2006).

#### 3.8.2.7. Surfactantes

Os surfactantes tiveram o auge de seu uso até 1955 quando foram reconhecidos como poluentes em estações de esgoto e águas naturais; somado a isso, devido à sua estrutura molecular de cadeia ramificada, dificulta a degradação microbiana (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

A maior concentração de surfactantes se encontra na interface ar-água, resultando na formação de espuma, além disso, dificulta a aeração e os processos de depuração (NORONHA, 2004).

#### 3.8.2.8. Fenol

O fenol chega à água através de efluentes industriais, como resultado de diversos processos de fabricação. São altamente tóxicos tanto ao homem quanto à biota aquática, por isso em águas naturais seu limite tem grande restrição (CETESB, 2010).

A presença de compostos fenólicos na água causa alteração em elementos biogênicos, principalmente o oxigênio dissolvido; efeitos tóxicos em peixes podem ser observados em concentrações acima de 0,01mg/L (NORONHA, 2004).

#### 3.8.2.9. Clorofila

A clorofila é o principal pigmento responsável pela fotossíntese. A clorofila a representa entre 1 a 2% do peso seco das algas planctônicas, razão para indicar a biomassa algal, funcionando como variável ligada ao nível do estado trófico do corpo d'água (CETESB, 2010).

### 3.8.3. Parâmetros biológicos

#### 3.8.3.1. Coliformes

O ecossistema aquático tem uma biota constituída por uma diversidade de organismos microscópicos. Dentre aqueles de interesse sanitário, alguns se destacam como indicadores de poluição, seja pela presença/ausência ou quantidade. Para determinar o nível de contaminação fecal nas águas naturais é utilizado por tradição o grupo dos coliformes (VON SPERLING, 2005).

Para serem considerados bons indicadores os organismos devem ter origem fecal exclusiva, resistir às adversidades do meio e não se reproduzir no ambiente. Baseado na quantidade desses organismos é classificado o grau de contaminação da água pela consideração de inter-relação à presença de patógenos.

O grupo dos coliformes totais engloba espécies de origem não só fecal, que podem ser encontradas naturalmente também no solo, água e plantas (BASTOS et al., 2000)

#### 3.8.3.2. Ensaio ecotoxicológicos

Ainda na década de 1960, o Water Quality Act – USA indicou padrões de qualidade da água visando não mais o abastecimento humano, e sim a proteção da vida aquática com resultados baseados em testes de toxicidade aguda. Também começaram a ser desenvolvidas pesquisas para a escolha de organismos que fossem sensíveis, representativos do meio aquático e testados em laboratório (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Pesquisadores americanos observaram nos anos de 1970 que os limites já estabelecidos para agentes tóxicos mensurados isoladamente não indicavam realmente a qualidade da água para manutenção da vida aquática. A partir daí a Toxicologia Aquática se desenvolveu na medida em que aumentavam os conhecimentos acerca do efeito tóxico de efluentes líquidos, das interações das substâncias tóxicas e dos efeitos dessas substâncias na biota. Foi dada então ênfase em testes de toxicidade crônica para estabelecer critérios de qualidade

da água para proteger a vida aquática. Nesses testes mais do que uma quantificação, são observadas as propriedades das substâncias químicas como transformação, potencial de bioacumulação, persistência e seus efeitos sobre o alvo, seja organismo, população ou comunidade em respostas como mortalidade, taxa de reprodução, alterações morfológicas, entre outras (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Com a grande variedade de substâncias que são lançadas no meio, como resultado das ações humanas, é preciso conhecer a geração, transporte, transformação, destino e efeitos possíveis, o que não pode ser pensado somente com a medição individual de cada substância; pois mascara processos de sinergia e de transformação (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Estudos Ecotoxicológicos na região foram realizados por Castro (2009) utilizando a bactéria *Vibrio fischeri* em uma série de testes de toxicidade aguda em sedimento de manguezal contaminado com frações de hidrocarbonetos, simulando um derrame acidental na área. Foi observado decaimento de toxicidade com o passar dos meses.

#### 3.8.3.2.1. Ensaio de Ecotoxicidade Crônica

Dentre as várias substâncias que contaminam o estuário, muitas delas se encontram em concentrações subletais, sem causar efeitos agudos. A exposição dos organismos a essa concentração pode não ser detectada de imediato num teste agudo, mas pode causar diversos efeitos fisiológicos ou comportamentais a médio e longo prazo. Esses efeitos mais sutis são então melhor avaliados por meio de testes de toxicidade crônica. Esse fato começou a chamar mais atenção quando pesquisadores notaram que avaliações de qualidade da água baseados em testes de toxicidade aguda não eram satisfatórias, levando a se pensar nos efeitos dessas substâncias em longo prazo, então foram desenvolvidos ensaios que perduravam todo o ciclo ou períodos críticos da vida do organismo. Com uma exposição de pelo menos 10% da vida do indivíduo, é possível observar efeitos não perceptíveis em exposições mais curtas (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).



A Resolução CONAMA nº 357 determina para água salobra a não verificação de efeito tóxico crônico sem indicar o organismo-teste com base de critérios de instituições nacionais ou internacionais (BRASIL, 2005).

#### 3.8.3.2.2. Ensaio para estuário: *Skeletonema costatum*

Junto com a percepção dos problemas ambientais, testes ecotoxicológicos que utilizavam organismos marinhos foram adaptados a partir de protocolos consolidados para água doce. A importância em se utilizar seres da área de estudo é que estes dão mais confiabilidade ao teste ao simular os efeitos possíveis de acontecerem *in situ* (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Para realizar as análises, as microalgas têm sido escolhidas como bioindicadoras pela facilidade do manejo, biologia conhecida, ciclo de vida curto e darem boas respostas às modificações ambientais. Elas apresentam formas, adaptações e associações variadas dependendo do ambiente ao qual estão inseridas (MARINS, 2007).

Dentre as diversas algas, as diatomáceas se destacam pela grande produtividade em estuários. Devido à característica de eurialidade, são capazes de suportar as variações naturais dos estuários. Como importante representante de diatomácea estuarina, a alga *Skeletonema costatum*, é encontrada em vários estuários de todo mundo e utilizada em diversos estudos como bioindicadora de alterações ambientais (MARINS, 2007).

As diatomáceas são algas com uma grande variedade de formas e são consideradas as grandes produtoras dos estuários. A abundância nesses ambientes se deve à eurialidade, suportando as variações físico-químicas estuarinas. Dentre as diatomáceas indicadas como bioindicadoras, destaca-se a *Skeletonema costatum*, presente em vários estuários do mundo como uma das espécies mais abundantes no fitoplâncton marinho costeiro. As pesquisas com esta alga envolvem áreas diversas, como bioquímica, ecofisiologia e biologia molecular. Quanto à ecotoxicologia seu emprego consegue detectar alterações ambientais com causas humanas ou naturais e fornece a idéia geral

dos efeitos do meio sobre a microbiota local, juntamente a outros seres utilizados internacionalmente como organismos-teste para testes que avaliam a toxicidade (CRUZ et al., 2008).

A *Skeletonema costatum* pertence ao grupo das diatomáceas, classe Bacillariophyceae, ordem Centrales e família Coscinodiscaceae. São células cilíndricas, com processos tubulares associados através de um anel periférico que se alinham paralelamente ao eixo longitudinal da célula que se ligam aos processos de valvas adjacentes, forma desta maneira colônias permanentes com comprimento variável; citada por Freer e Vargas-Monteiro (2003) como ligadas a danos nas brânquias dos peixes, se encontradas em grande densidade, pela sua estrutura silicosa. (figura 3).



Figura 3 - *Skeletonema costatum* sob microscópio óptico.

Macedo et al. (2005) utilizaram a alga *S. costatum* para avaliar o efeito da água superficial sobre seu crescimento. Foi observado na maioria das amostras do Rio Itajaí-Açú e do Rio Camboriú um estímulo ao crescimento da população *in vitro*, gerando uma inibição negativa ao crescimento, fato explicado pela alta concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) nas amostras. A toxicidade encontrada em algumas amostras foi alegada ao lançamento pontual de efluente de ETE, como carga poluente concentrada, manifestando seus efeitos nas águas superficiais.

Mostrando a flexibilidade de uso desta alga, Marins (2007) avaliou a qualidade da água de regiões estuarinas de Pernambuco, com a observação de variações quantitativas e morfométricas, juntamente com medições de parâmetros ambientais. Através de coleta *in loco*, verificou-se que *S. costatum* sofre grande influência da quantidade de chuva e dos parâmetros oxigênio dissolvido, pH, nitrogênio e fosfato. Foi concluído que estas algas se desenvolvem melhor em ambientes não poluídos e não eutrofizados.

#### 4. ÁREA DE ESTUDO

A região delimitada no presente estudo é a porção média e superior da Baía de Vitória, região que sofre com as cargas poluidoras trazidas pelos afluentes e suas respectivas bacias de drenagem que envolve os Municípios de Vitória, Serra, Cariacica, Vila Velha e o Rio Formate, o qual apesar de não estar diretamente ligado à Baía, também contribui na carga de poluentes orgânicos e inorgânicos diariamente (figura 4).

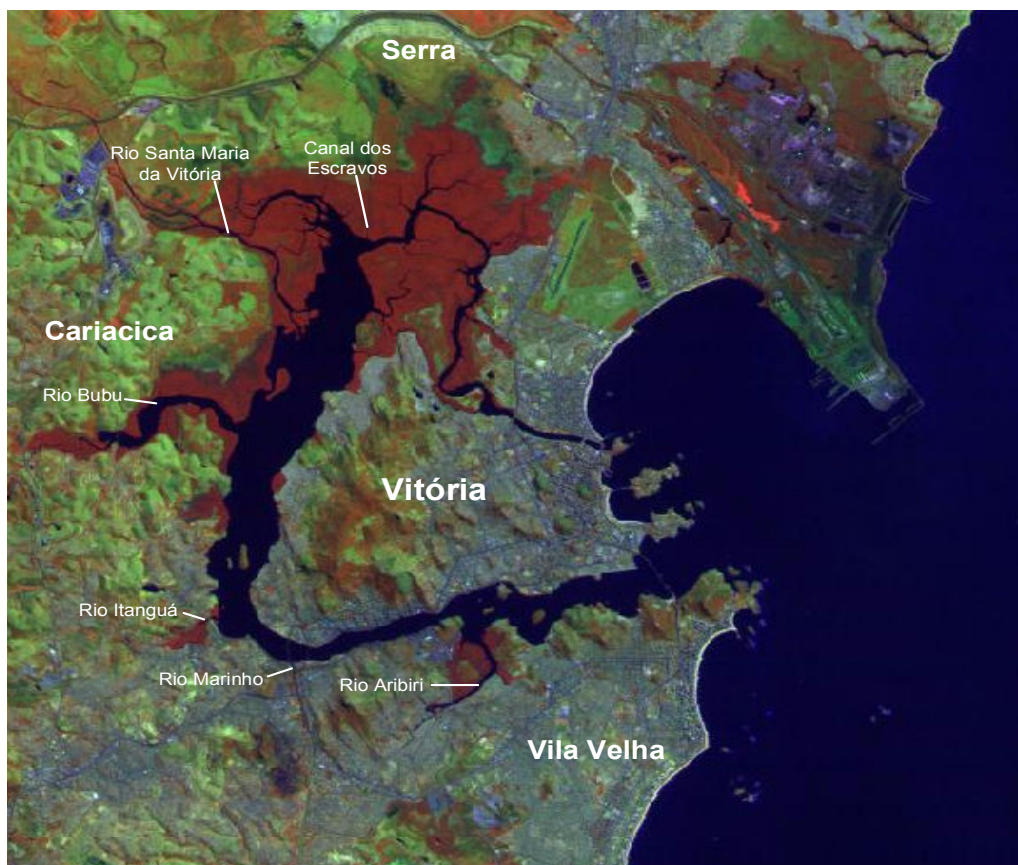


Figura 4. Baía de Vitória e seus afluentes.

Segundo Chacaltana (2007), a Baía de Vitória sofre ambientalmente com diversas intervenções humanas como a urbanização decorrente do crescimento populacional que causa pressão sobre o ambiente costeiro por ocupar preferencialmente a linha de costa. Essa ocupação se deu na maior parte das vezes sem um planejamento adequado e sem estrutura correta de saneamento básico.

Courrat et al. (2009) avaliou o efeito das perturbações antrópicas sobre a função de berçário do estuário. Utilizando uma série de indicadores biológicos, características físicas e químicas, e avaliando a qualidade da água pôde perceber que há um imenso impacto sobre a densidade e riqueza de espécies ligadas diretamente aos índices de contaminação antrópica.

A poluição pode se dar por fontes pontuais ou difusas. As fontes pontuais lançam seus efluentes de forma concentrada e de fácil localização, já as fontes difusas dispersam sua carga e não são facilmente controladas. Tanto poluentes originários de fontes difusas como pontuais atingem o estuário e alteram o equilíbrio químico e biológico do sistema (RIGO, 2007).

Existem contribuições difusas advindas do escoamento superficial dessas áreas urbanas e também de áreas agricultadas próximas; os diversos afluentes que drenam o continente contribuem com grande carga de esgoto doméstico e elevam a carga de poluição orgânica da Baía. Jesus et al. (2004) apud Chacaltana (2007) constataram que através dos Rios Itanguá, Marinho, Aribiri, o Canal da Costa e da Leitão da Silva, e também as galerias de drenagem pluvial com a da Avenida Beira-Mar e Cais das Barcas ocorre um carreamento de efluentes líquidos domésticos e industriais que aportam na Baía de Vitória.

A baía de Vitória abriga o Porto de Vitória que para manter seu tráfego de embarcações constante necessita esporadicamente de dragagens. As dragagens revolvem o substrato devolvendo à coluna d'água poluentes que já estavam sedimentados, além de alterar a batimetria local, levando a alterações no equilíbrio entre a descarga do rio e a maré (CHACALTANA, 2007).

Autores como Morais (2008) defendem que a principal fonte poluidora dos estuários é o esgoto doméstico. Sua alta carga de nitrogênio se origina de proteínas, uréia e amônia; juntamente com o fosfato dos detergentes e matéria fecal alteram o equilíbrio das águas naturais por serem encontrados em altas concentrações.

O esgoto sanitário tem em sua composição muita matéria orgânica em decomposição, na qual se proliferam microrganismos oriundos de fezes que podem contaminar a água de acordo com a sua natureza patogênica. Por isso

o uso de coliformes como indicadores é tão difundido e defendido pela comunidade científica.

Em seus estudos, Morais (2008) observou a influência das correntes de maré na poluição da Baía de Vitória. Ela constatou que a preamar de sizígia promove uma grande renovação da água, diluindo poluentes e microrganismos, também por causa da detenção do esgoto dentro das galerias pela inversão de fluxo de escoamento. Situação inversa acontece na baixa-mar, quando há um favorecimento ao fluxo de esgoto, aumentando a concentração de diversos poluentes na água como parâmetros nitrogênio amoniacal, fósforo total, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*.

Um aspecto importante para a qualidade da água se trata da batimetria. De acordo com Rigo (2004) a batimetria estuarina da área de estudo referenciada ao nível médio do mar demonstram os locais de maior circulação que foram escolhidos para as coletas de água (figuras 5, 7 e 8).

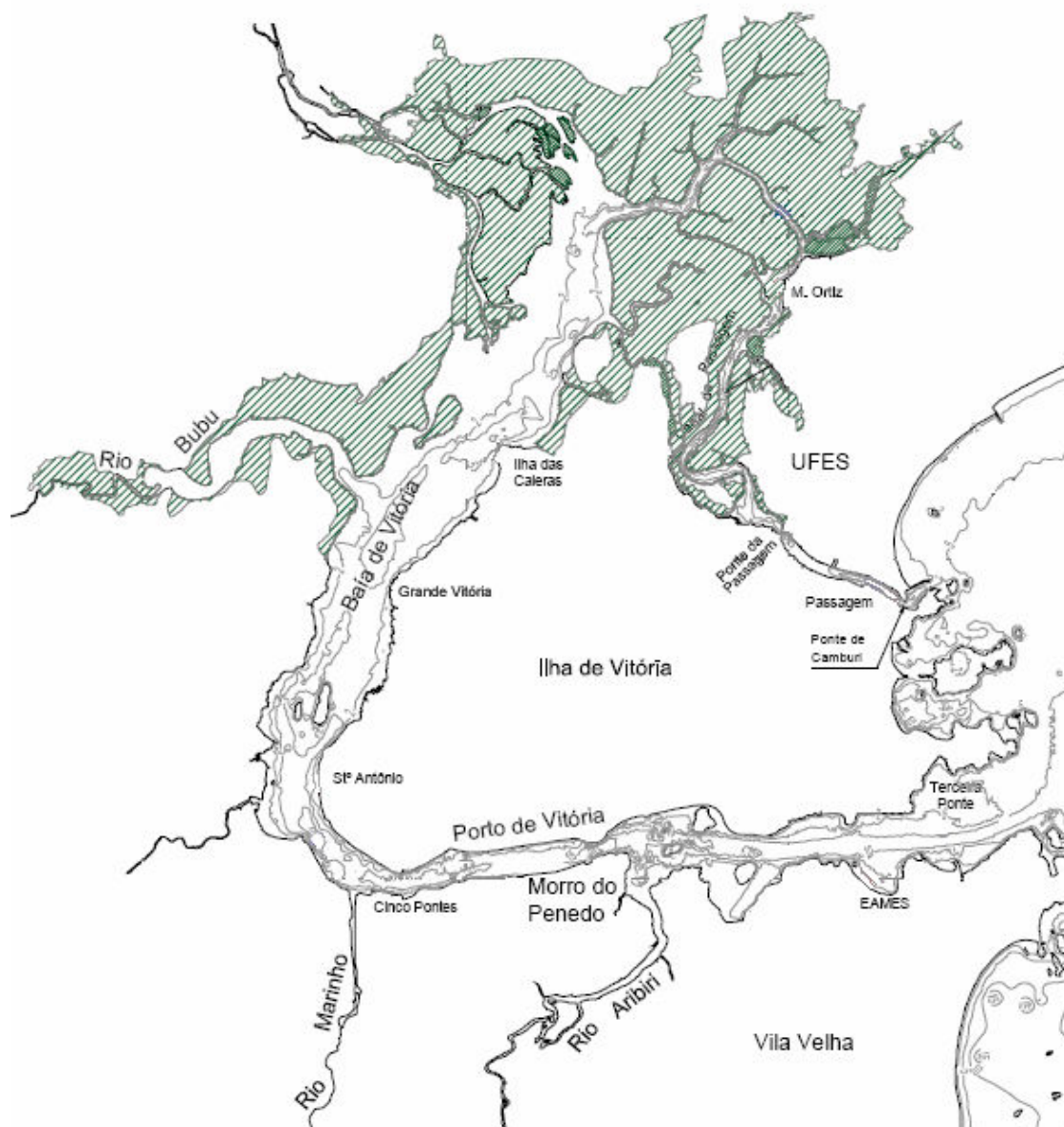


Figura 5. Região de estudo, mostrando linhas batimétricas de 2 e 5 metros de profundidade.

Fonte: Rigo, 2004 com adaptações.

Foram eleitos quatro pontos de coleta que selecionaram uma área mais interna do estuário, e com menor circulação de embarcações. A amostragem feita em pontos transversalmente centrais do Canal se afastou dos lançamentos pontuais de efluente, em locais de maior circulação a água, possibilitando maior mistura de maneira a não tendenciar o resultado das análises (figura 6):

Ponto 1: Cais do Hidroavião em Santo Antônio ( $20^{\circ}31'75''S$   $40^{\circ}35'92''W$ )

Ponto 2: Em direção ao bairro Grande Vitória ( $20^{\circ}29'22''S$   $40^{\circ}35'17''W$ )

Ponto 3: Em direção ao atracadouro da Ilha das Caieiras (20°27'72''S 40°33'76''W)

Ponto 4: Em direção à Reserva Biológica Municipal Ilha do Lameirão (20°25'47''S 40°32'71''W)



Figura 6. Pontos de coleta do estudo.



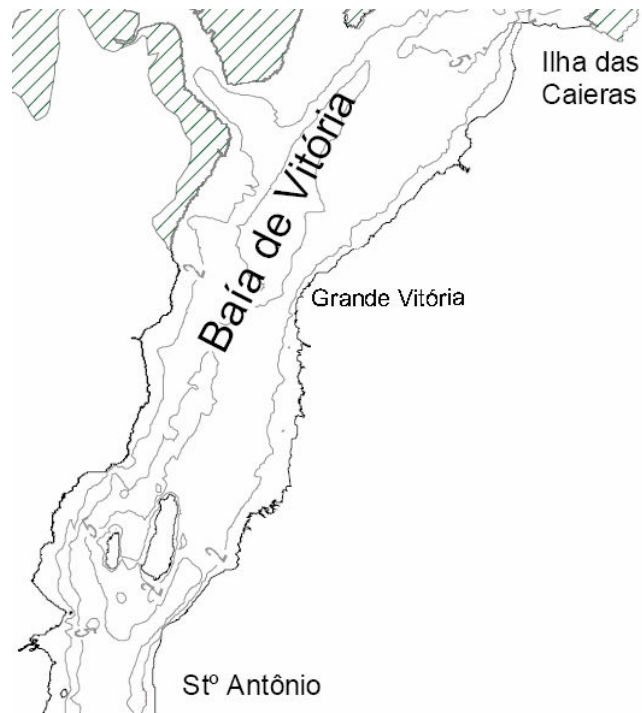


Figura 7. Enfoque na batimetria na região dos pontos de coleta 1 e 2, mostrando linhas batimétricas de 2 e 5 metros de profundidade. Fonte: Rigo (2004) com adaptações.



Figura 8. Enfoque na batimetria da região dos pontos 3 e 4, mostrando linhas batimétricas de 2 e 5 metros de profundidade. Fonte: Rigo (2004) com adaptações.

## 5. METODOLOGIA

Ocorreram 6 campanhas, duas em janeiro durante a época chuvosa, duas em julho, durante período não chuvoso e duas em novembro, após a grande chuva que houve em outubro. Em cada campanha de coleta, houve programação para coletar água durante a maré enchente e maré vazante, perfazendo 8 amostras (2 em cada ponto), totalizando n=48.

As campanhas foram realizadas em janeiro, julho e novembro com diferenças de lua, ou seja, uma coleta ocorreu durante a sizígia, outra na quadratura. Desta maneira as campanhas contemplaram período de chuva/seco, sizígia/quadratura, enchente/vazante (tabela 3).

Tabela 3. Campanhas de coleta de água.

<i>Campanha</i>	<i>Dia</i>	<i>Corrente</i>	<i>Lua</i>	<i>Tempo</i>
1	20/01/2009	Vazante e enchente	Minguante (quadratura)	Chuvoso
2	27/01/2009	Vazante e enchente	Nova (sizígia)	Chuvoso
3	02/07/2009	Vazante e enchente	Crescente (quadratura)	Sem chuva
4	23/07/2009	Vazante e enchente	Nova (sizígia)	Sem chuva
5	12/11/2009	Vazante e enchente	Minguante (quadratura)	Chuvoso
6	19/11/2009	Vazante e enchente	Nova (Sizígia)	Chuvoso

### 5.1. Análises *in situ* e laboratoriais

Os parâmetros de qualidade foram escolhidos baseados no IVA e na avaliação e monitoramento aquático próprios ao ambiente estuarino. Da forma que foi organizado, fornecem um panorama macro de qualidade de água na região. Alguns parâmetros dever ser aferidos no local de coleta a fim de garantir fidelidade nas medições. Pra tal foi utilizada a sonda multiparâmetros Hydrolab

Quanta (Medidor multiparâmetros para qualidade da água) (figura 9). Neste aparelho foram medidos os parâmetros:

- Temperatura da água
- Condutividade
- Turbidez
- Salinidade
- pH



Figura 9. Sonda multiparâmetros utilizada para medições de parâmetros de qualidade *in situ*.

Também foi utilizado um disco de Secchi para medir a transparência da água (figura 10).



Figura 10. Utilização do disco de Secchi em campo para medição da transparência da água.

Outra parte das amostras foi colocada em frascos e levadas ao laboratório para as análises (figura 11).

Em laboratório foram analisados os seguintes parâmetros (segundo Standard Methods):

- Oxigênio dissolvido
- Clorofila
- Amônia
- Fenol
- Fósforo
- Alcalinidade
- Coliforme termotolerantes
- *Escherichia coli*
- Coliformes totais



Figura 11. Materiais e procedimento de coleta de água.

Os resultados encontrados nas medições *in situ* e análises laboratoriais foram organizadas em tabelas e gráficos e, quando cabível, foram inseridos os limites estipulados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 no tocante à água salobra, classe 1, por se tratar de uma das poucas Normas brasileiras com determinações ligadas ao estuário.

#### 5.1.1. Ecotoxicidade

O parâmetro de Ecotoxicidade é sugerido no IVA sem especificar o tipo de teste (agudo ou crônico) nem o organismo, ficando as escolhas a cargo do pesquisador.

Nesta pesquisa foi utilizada a alga *Skeletonema costatum*, uma alga diatomácea comum em ambientes marinhos e estuarinos. O manejo e teste de

sensibilidade utilizou a ISO 10253 de 1995, e uma adaptação de Macedo et al. (2005) que avaliou o efeito das águas superficiais dos estuários sobre o crescimento da mesma diatomácea. Foram preparados testes com controle de meio de cultura (água azul e nutrientes) e a água do estuário. As oito amostras de cada campanha foram filtradas com filtro GF/F 0,47mm, como indicado no estudo de Macedo et al. (2005), para retirar impurezas. Nessa água foram adicionados os nutrientes na mesma concentração do meio e corrigidos o pH (entre 7,8 e 8,2) e salinidade (27), estabelecendo assim condições básicas igual de crescimento celular (figura 12). Os ensaios foram montados em triplicata e cada amostra dentro da estufa permaneceu sobre temperatura constante (20°C). Os Erlenmeyers foram organizados em fileiras, com uma fila para cada tipo de amostra ou controle, e os frascos sofreram agitação periódica e mudança de posição na fila para fornecer a cada frasco quantidade similar de iluminação. Foi feita uma contagem de número de células inicial após a inoculação e após 4 dias, utilizando uma câmara de Neubauer e microscópio óptico, e foram comparados os crescimentos do controle e das amostras dos pontos 1 a 4 (figura 13).

Anteriormente aos ensaios com as amostras das campanhas, foram realizados testes de sensibilidade utilizando-se dicromato de potássio, seguindo o procedimento detalhado na ISSO 10253 de 1995.



Figura 12. Execução dos ensaios ecotoxicológicos.

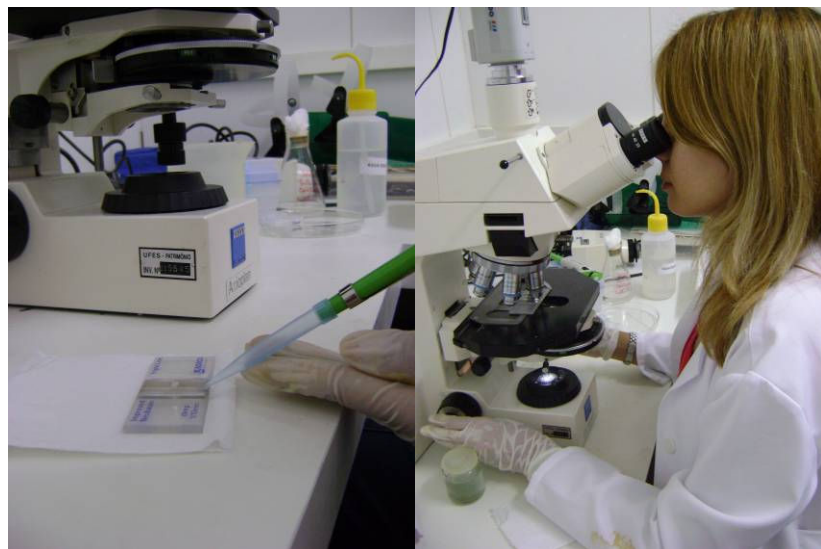


Figura 13. Contagem de células utilizando a câmara de Neubauer e microscópio óptico.

#### 5.1.1.1. Tratamento estatístico: teste de hipótese

Os testes de hipótese são os mais utilizados na interpretação dos ensaios ecotoxicológicos. A análise implica em aceitar ou rejeitar a hipótese nula, ligada no caso à estimativa de toxicidade da amostra.

O teste estatístico avalia a hipótese nula ( $H_0$ ) relacionando as médias obtidas no controle ( $\mu_c$ ) e das amostras independentes ( $\mu_t$ ):

$$H_0 : \mu_t \geq \mu_c$$

Já a hipótese alternativa trata da diferença entre as amostras e controle, ou seja, se o valor obtido nas amostras for menor do que o encontrado no controle.

Para *Skeletonema costatum* é utilizado o teste t que compara cada amostra ao controle, ambos obtidos ao mesmo tempo e sob as mesmas condições do ensaio, como nos trabalhos de Thornton e Thake (1998), Marins (2007), entre outros e defendido por CETESB (2010) e Zagatto e Bertolotti (2008).

Foram utilizadas as médias das taxas de crescimento ( $\mu$ ) de cada amostra e do controle de cada campanha de amostragem obtidas segundo ISO 10253 de 1995.

#### 5.2. Salinidade, maré e vazão do Rio Santa Maria da Vitória

Foram coletadas amostras de água para medição de salinidade, também foram cedidos pelo GEARH (Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos) – UFES, os dados de vazão média diária do Rio Santa Maria da Vitória num ponto 50 km a montante de Vitória; e dados de maré através da tábua de marés, disponibilizada no site da Marinha do Brasil (<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>). Os dados foram organizados em gráficos com auxílio do software Grapher 7.1 (GRAPHING SYSTEM, 2007).



Essa comparação se torna importante, pois foi tomado um ponto intermediário entre os outros pontos de análise para comparação. Assim é possível observar a influência na maré e na vazão do rio na qualidade da água no trecho estudado, visto que a dispersão do sal no estuário segue os mesmos princípios que outras substâncias hidrossolúveis.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1. Salinidade

A salinidade é um dos poucos parâmetros sem determinação de uma faixa preferível, pois como cada ambiente e zona estuarina apresenta uma salinidade variável, os animais que suportam a variação de salinidade (eurialinos) e que tem um sistema eficiente de locomoção, sobem e descem o estuário em busca das condições halinas ideais. Desta maneira cada espécie tem seu próprio gradiente salino. As medidas de salinidade realizadas nas campanhas estão demonstradas a seguir (tabela 4 e figura 14).

Tabela 4. Salinidade encontrada nas campanhas de amostragem.

Salinidade	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	9,35	9,04	6,67	6,38	9,76	11,31	12,73	11,31	9,57
Campanha 2	13,5	8,09	6,12	2,16	14,13	10,58	9,81	3,93	8,54
Campanha 3	22,69	19,74	19,71	17,77	22,58	19,3	18,45	17,14	19,67
Campanha 4	28,92	25,45	20,71	9,39	31,91	29,13	22,64	21,91	23,76
Campanha 5	14,93	14,22	13,37	8,87	16,62	14,56	14,9	15,96	14,18
Campanha 6	18,91	14,57	13,24	6,32	19,98	19,29	16,45	16,85	15,70
<b>Média espacial</b>	18,05	15,19	13,3	8,482	19,16	17,36	15,83	14,52	

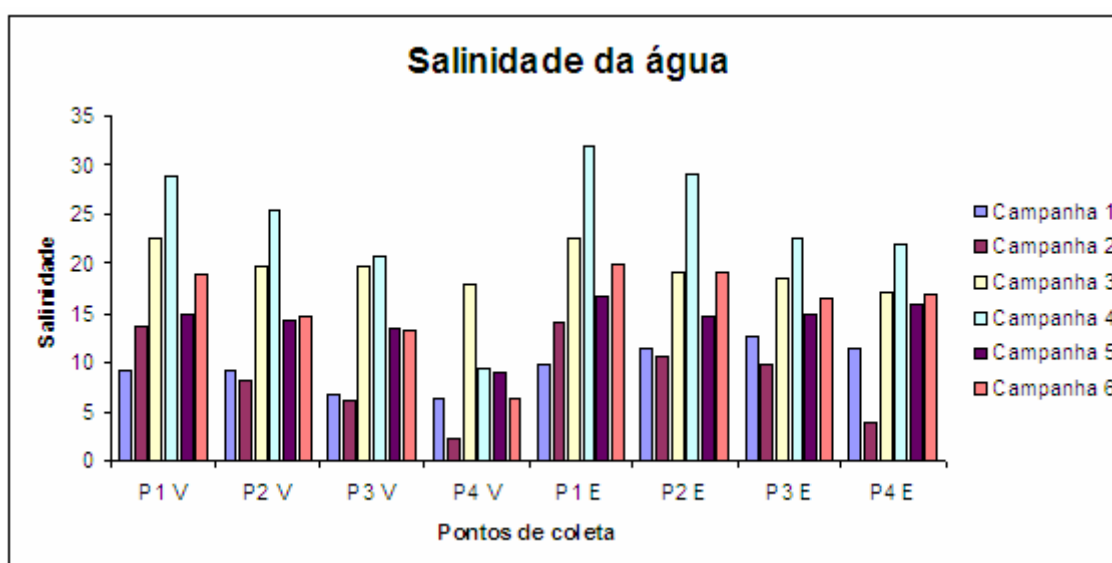


Figura 14. Salinidade encontrada nas campanhas de amostragem.

A distribuição de salinidade dentro do estuário influencia nas concentrações de alguns parâmetros, como oxigênio dissolvido, condutividade e temperatura. Aparentemente não há interferência entre pH e salinidade (CORREIA JÚNIOR, 2003).

Obviamente que o parâmetro de salinidade não entra no cálculo do IVA, mesmo se houvesse índice para o estuário não seria prudente adicionar este parâmetro, pela sua variação natural no estuário, contudo ao se fazer esta medição conseguimos entender possíveis variações de diversos outros parâmetros e também a qualidade final do índice, dado que a concentração de sais pode indicar uma menor vazão afluente, e por conseguinte uma maior concentração de substâncias, poluentes ou não.

#### 6.1.2. Salinidade, maré e vazão do Rio Santa Maria da Vitória

Nos ambientes estuarinos, as correntes de maré são a principal forçante de circulação da água. Elas promovem a renovação de substâncias, e a mistura vertical. O aporte fluvial também é fonte importante de substâncias as quais vem pelo continente e chegam ao estuário.

As coletas de água no ponto 3 (Ilha das Caieiras) foram organizadas em gráficos em que se pode comparar a interferência da maré e da vazão do rio afluente principal da Baía de Vitória.

Acompanhando as campanhas de coleta para melhor entendimento das condições de contorno e forçantes de variação dos parâmetros gerais do estuário. As medições de salinidade começaram juntamente com a primeira campanha de coleta (figura 15).

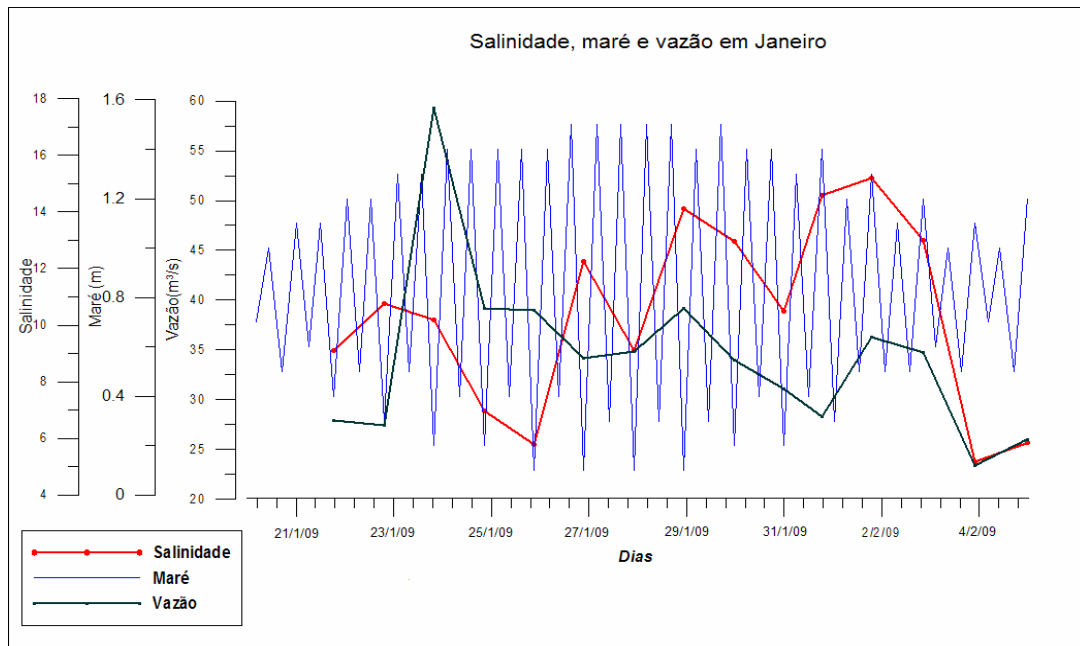


Figura 15. Gráfico salinidade x maré x vazão do Rio Santa Maria da Vitória no mês de janeiro-fevereiro.

Pode ser observado um grande aumento da vazão do Rio por volta do dia 24 de janeiro, o que gerou uma baixa na salinidade, e aumento desta por volta do dia da segunda coleta, 27 m<sup>3</sup>/s.

Nas campanhas 3 e 4 a vazão do rio estava menor e não havia chovido na semana anterior às coletas (figura 16).

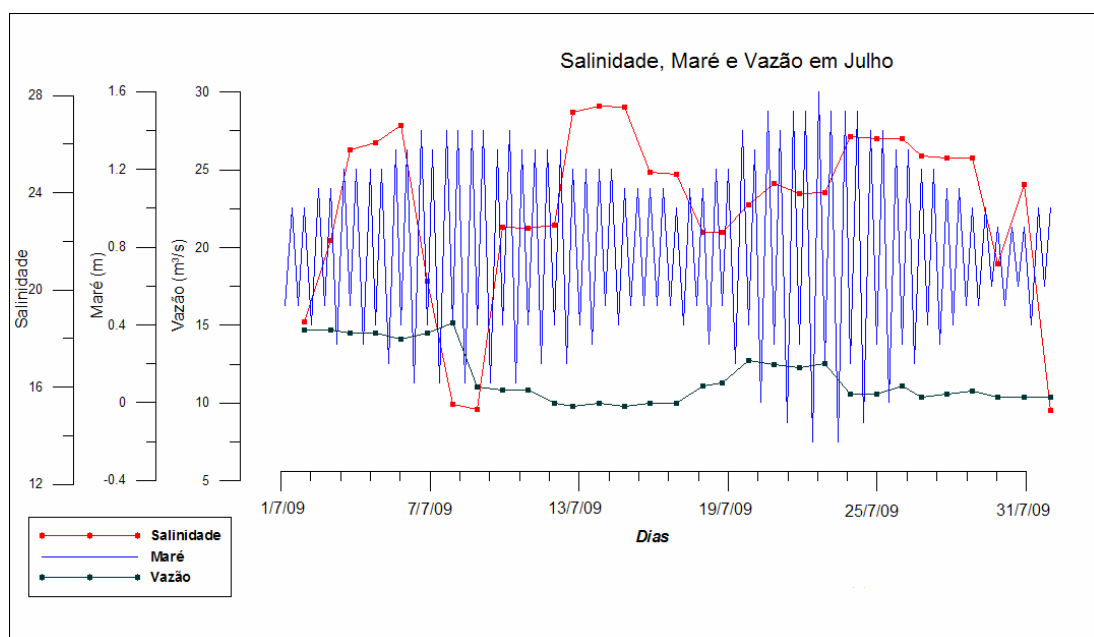


Figura 16. Gráfico salinidade x maré x vazão do Rio Santa Maria da Vitória no mês de julho.

Pode ser verificada a baixa vazão do rio, o gerou dominância na maré para elevação da salinidade. Também pode ser correlacionado com os resultados de qualidade de água e o cálculo global do IVA, que demonstra uma qualidade maior de água no período, o que pode ser atribuído à contribuição de carga de poluentes traídos pelo rio.

Nas duas últimas campanhas, realizadas em novembro após um período de muita chuva pode-se observar que no início do mês a água está com uma salinidade baixíssima, e não existe registro de vazão do rio, por causa da forte cheia deste (figura 17). Após o período de quadratura seguinte, ocorre restabelecimento da salinidade influenciada pela maré de sizígia e diminuição da vazão do rio. Neste período o IVA denunciou uma qualidade ruim e péssima da água.

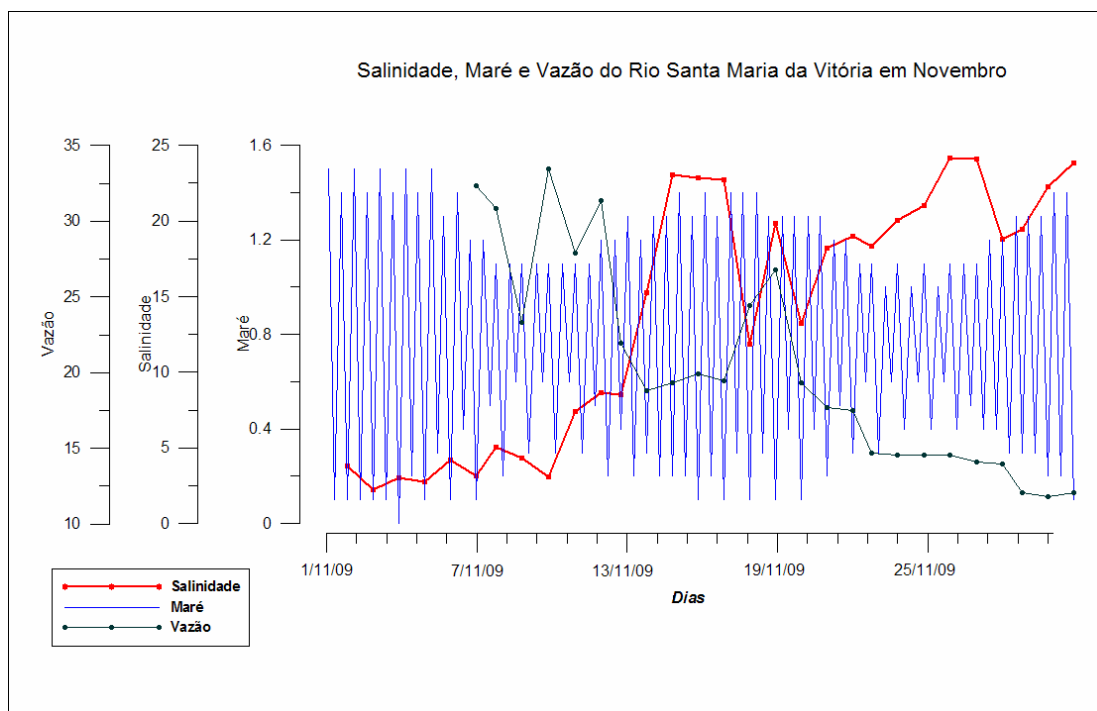


Figura 17. Gráfico salinidade x maré x vazão do Rio Santa Maria da Vitória no mês de novembro.

## 6.2. Temperatura da água

As flutuações climáticas influenciam a temperatura da água. O que se encontra no geral, tanto nos estuários como outros corpos d'água é um gradiente de temperatura (termoclina) com temperatura maiores na superfície e menores quanto mais profundo. A temperatura da água pode ser considerada como um dos parâmetros de maior relevância, pois influencia diretamente os fenômenos químicos e biológicos, como as atividades fisiológicas dos seres (OLIVEIRA, 2006).

A temperatura mensurada nas campanhas seguiu uma distribuição dentro do esperado e seus números favorecem a aquicultura (tabela 5 e figura 18)

Tabela 5. Temperatura medida nas seis campanhas de amostragem.

Temperatura °C	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	25,87	26,6	26,94	27,45	28,06	28,7	27,63	28,73	27,50
Campanha 2	26,44	25,87	25,69	27,86	24,83	27,14	26,86	25,72	26,30
Campanha 3	24,56	24,46	24,44	26,09	25,64	24,46	26,02	24,88	25,07
Campanha 4	22,94	23,28	23,25	22,56	23,62	24,2	25,44	24,34	23,70
Campanha 5	24,95	26,6	26,23	27,95	25,73	26,71	26,77	26,35	26,41
Campanha 6	25,22	27,09	26,64	26,72	26,89	26,88	27,34	27,29	26,76
<b>Média espacial</b>	25,00	25,65	25,53	26,44	25,80	26,35	26,68	26,22	

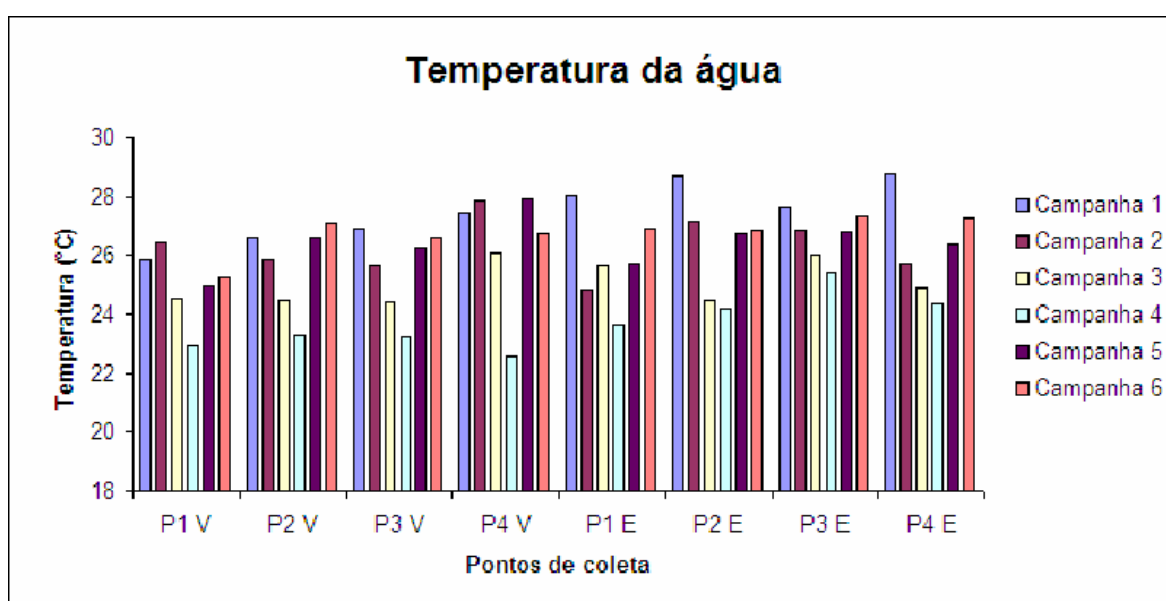


Figura 18. Temperatura medida nas seis campanhas de amostragem.

Nota-se que a variação maior de temperatura é dada pela temperatura do ar, pois as maiores alterações aconteceram entre as campanhas. A temperatura não faz parte do cálculo do IVA, contudo, a sua medição serve pra entender as condições de contorno do monitoramento.

### 6.3. Transparência

A transparência da água está diretamente relacionada com a produção primária. As medidas de transparência encontradas nas campanhas estão apresentadas abaixo (tabela 6 e figura 19) Por vezes a transparência apresentou números maiores aos ideais, contudo sabe-se que a grande quantidade matéria orgânica, fósforo e nitrogênio presentes estimulam o crescimento de algas e dão suporte às populações aquáticas.

Tabela 6. Medidas de transparência nas seis campanhas de amostragem.

<b>Transparência (m)</b>	<b>P1 V</b>	<b>P2 V</b>	<b>P3 V</b>	<b>P4 V</b>	<b>P1 E</b>	<b>P2 E</b>	<b>P3 E</b>	<b>P4 E</b>	<b>Média temporal</b>
Campanha 1	1,00	1,10	0,50	0,70	0,90	0,90	0,90	0,90	0,86
Campanha 2	0,70	0,70	0,50	0,50	0,70	0,90	0,90	0,50	0,68
Campanha 3	1,60	1,15	0,90	1,00	0,75	1,00	1,00	1,50	1,11
Campanha 4	0,50	1,10	1,00	1,00	0,70	1,10	1,50	1,00	0,99
Campanha 5	0,50	0,50	0,55	0,40	0,80	0,65	0,70	0,50	0,58
Campanha 6	0,60	0,65	0,80	0,60	0,75	0,70	0,80	0,65	0,69
<b>Média espacial</b>	0,82	0,87	0,71	0,70	0,77	0,88	0,97	0,84	

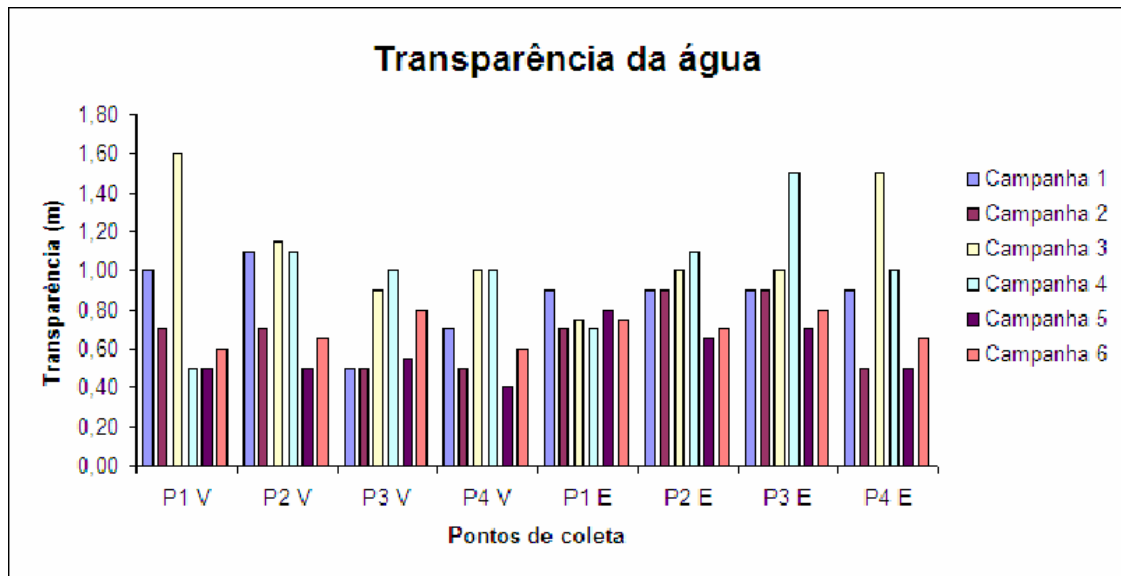


Figura 19. Medidas de transparência nas seis campanhas de amostragem.

A transparência pode ser encarada como resultado de uma série de outros fatores é necessário fazer então uma análise conjunta para entender possíveis alterações na transparência.

#### 6.4. Turbidez

A turbidez da água aponta a quantidade de sólidos em suspensão, e tem influencia na penetração da luz, taxa fotossintética e produção primária. A turbidez pode ser expressa em UNT (Nephelometric Turbidity Units) e vários fatores contribuem para a turbidez, como a erosão do solo e escoamento superficial. Os valores de turbidez encontrados nas campanhas estão demonstrados abaixo (tabela 7 e figura 20).



Tabela 7. Valores de turbidez encontrado nas campanhas de amostragem.

Turbidez (NTU)									Média
	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	temporal
Campanha 1	35,0	76,2	101,0	80,0	77,0	76,5	70,0	62,0	72,2
Campanha 2	72,4	43,0	50,8	98,2	25,1	71,8	70,0	53,5	60,6
Campanha 3	29,0	47,8	76,2	63,5	82,2	74,4	49,0	51,7	59,2
Campanha 4	84,1	61,6	66,0	91,0	90,5	87,0	106,0	122,0	88,5
Campanha 5	49,0	121,0	92,2	89,5	68,0	51,8	77,0	103,0	81,4
Campanha 6	62,4	127,0	97,9	102,0	87,3	78,9	73,0	59,6	86,0
<b>Média espacial</b>	55,3	79,4	80,7	87,4	71,7	73,4	74,2	75,3	
<b>Conama 357 - máximo</b>	100								

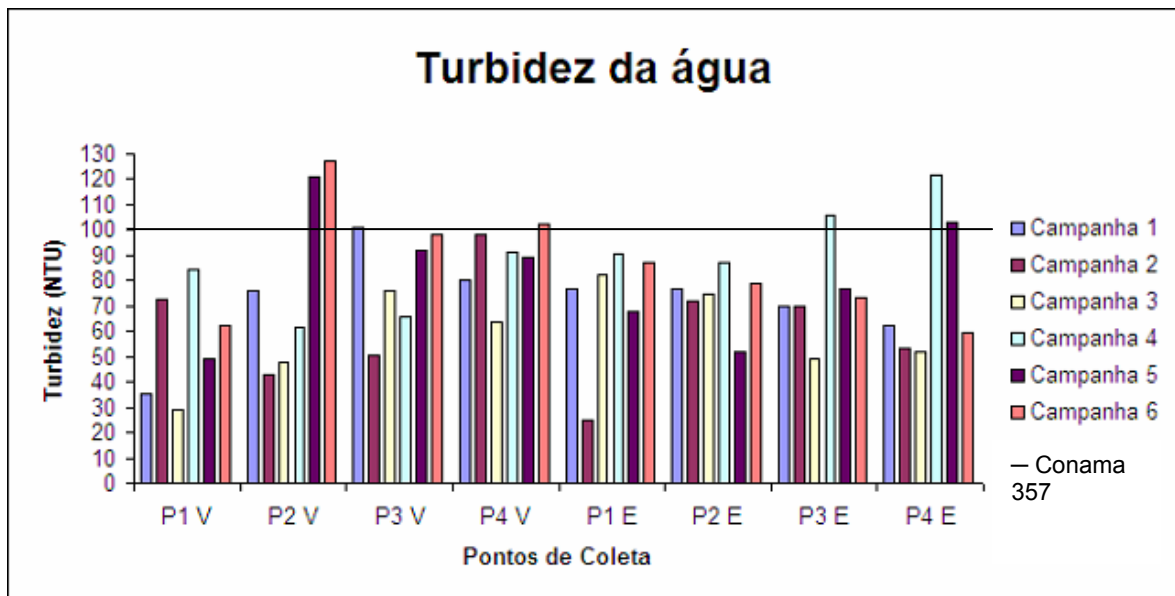


Figura 20. Valores de turbidez encontrado nas campanhas de amostragem.

Os valores de turbidez encontrados acima do estabelecido pela Resolução CONAMA estão provavelmente associados a sólidos trazidos pelos afluentes e pelas descargas de esgotos encontradas por toda extensão do trecho estudado.

## 6.5. pH

O pH (potencial hidrogeniônico) das águas naturais reflete as características do solo ou do ambiente no qual se encontram, e é um parâmetro importante em

estudos de saneamento. O pH tem também efeito sobre a fisiologia das espécies, a precipitação de substâncias tóxicas, como os metais pesados, e a solubilidades dos nutrientes (SILVA; FERREIRA; LOGATO, 2009). As medidas de pH encontradas nas campanhas estão demonstradas a seguir (tabela 8 e figura 21).

Tabela 8. Medidas de pH realizadas nas campanhas de amostragem.

pH	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	6,92	7,04	6,8	6,77	7,35	7,09	6,98	6,5	6,93
Campanha 2	7,46	7,41	7,33	7,5	7,46	7,43	7,27	7,2	7,38
Campanha 3	8,53	8,44	9,14	8,79	8,64	8,33	8,74	8,63	8,66
Campanha 4	8,53	8,09	8,32	8,16	8,45	7,64	8,1	8,16	8,18
Campanha 5	5,99	6,8	6,94	7,07	6,63	6,69	6,89	7,95	6,87
Campanha 6	6,92	7,03	7,26	6,98	7,3	7,28	7,1	6,91	7,10
<b>Média espacial</b>	7,39	7,47	7,63	7,55	7,64	7,41	7,51	7,56	
<b>Conama 357</b>	6,5 a 8,5								

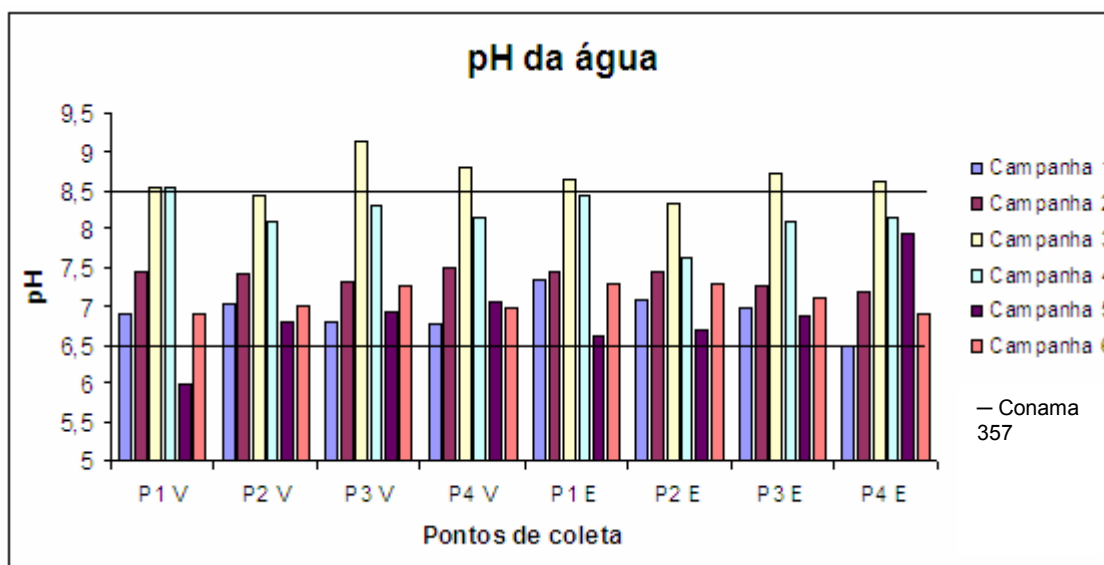


Figura 21. Medidas de pH realizadas nas campanhas de amostragem.

As medidas de pH têm relação com outros parâmetros no estuário analisados neste estudo, como aumento de toxicidade do nitrogênio amoniacal. Este fato é comprovado pela inclusão deste parâmetro no grupo dos essenciais do IPMCA.

## 6.6. Condutividade

A condutividade (elétrica) é diretamente proporcional a quantidade de sais na água e pode variar de acordo com a temperatura e concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas. Este parâmetro não determina quais sais estão presentes numa amostra, mas pode contribuir para reconhecimento de impactos ambientais, principalmente em corpos d'água que recebem efluentes industriais e domésticos (AZEVEDO, 2005) Os valores encontrados nas campanhas estão demonstrados a seguir (tabela 9 e figura 22).

Tabela 9. Valores de condutividade elétrica encontrados nas campanhas de amostragem.

Condutividade ms/cm	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	12,33	12,08	9,32	8,47	13,01	14,39	17,23	11,61	12,31
Campanha 2	22,4	13,15	10,81	4,06	23,4	18	16,6	7,17	14,45
Campanha 3	36	31,7	31,7	28,8	35,9	31,1	29,8	27,9	31,61
Campanha 4	44,9	40	33,2	16,2	49	45,1	35,9	34,8	37,39
Campanha 5	24,6	23,5	22,2	15,3	27,2	24,1	24,5	26	23,43
Campanha 6	30,4	23,9	22	11,14	32	31	26,8	27,4	25,58
<b>Média espacial</b>	<b>28,44</b>	<b>24,06</b>	<b>21,54</b>	<b>14,00</b>	<b>30,09</b>	<b>27,28</b>	<b>25,14</b>	<b>22,48</b>	

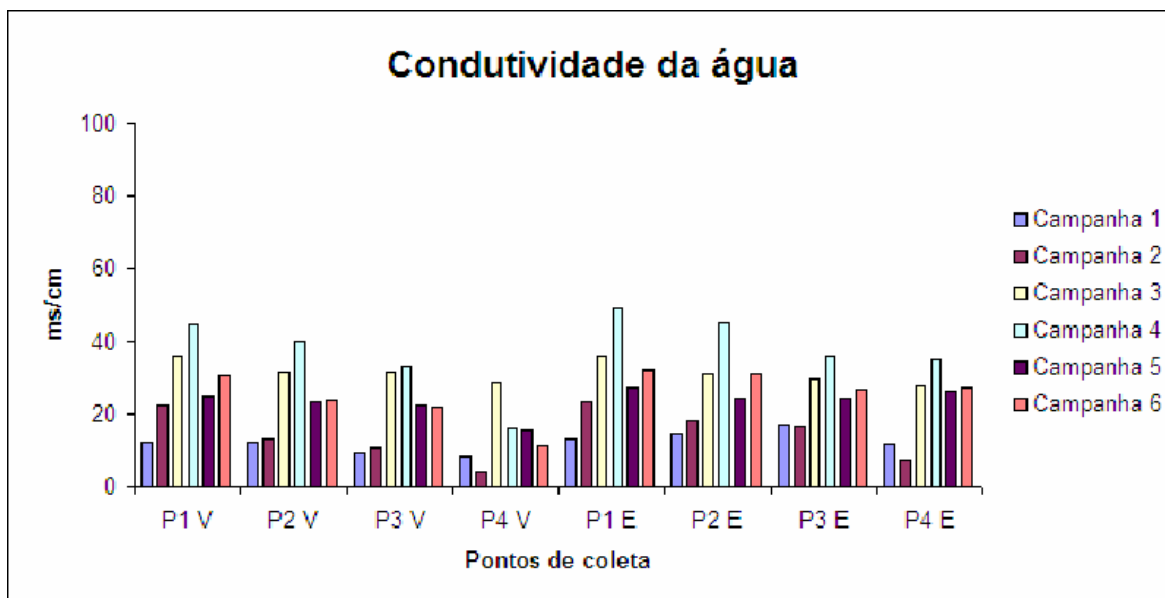


Figura 22. Valores de condutividade elétrica encontrados nas campanhas de amostragem.

Da mesma forma que a salinidade há grande variação na condutividade do estuário. Num monitoramento pode ser escolhido um desses parâmetros, já que ambos mantêm relação direta.

### 6.7. Oxigênio dissolvido

O teor de oxigênio dissolvido na água está ligado a vários fatores como a temperatura, pressão, matéria orgânica, salinidade entre outros. No caso de estuários a maré renova o oxigênio da água, seja pela movimentação ou “purificação”. A exposição da biota aquática a baixos níveis de oxigênio leva rapidamente ao estresse, que pode deprimir a alimentação, reduzir a produtividade e torná-los mais susceptíveis a doenças; tornando este parâmetro um dos mais importantes para manutenção da vida em qualquer ambiente aquático (VIEIRA, 2006).

É defendido que oxigênio dissolvido numa concentração abaixo de 3mg/L torna a água imprópria. Muitos autores defendem que o nível desejável de oxigênio para a água deve ficar igual ou maior do que 5mg/L (OKUMURA, 2009). As concentrações de oxigênio dissolvidos encontradas nas campanhas estão demonstradas a seguir (tabela 10 e figura 23).

Tabela 10. Concentrações de oxigênio dissolvido encontradas nas campanhas de amostragem.

OD (mg/L)	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	2,5	5,4	5	4,7	5,8	2,7	1,4	4,3	3,98
Campanha 2	3	2	4,8	7,8	2	2,2	3,4	6	3,90
Campanha 3	3,7	3,1	3,8	3,4	4,1	3,7	3	3,3	3,51
Campanha 4	1,8	2,6	2,8	4,4	3,4	3,3	3,5	3	3,10
Campanha 5	1,5	3	6	9	1,6	4,4	4,2	4,8	4,31
Campanha 6	4	3	2,6	4	3,1	4	4,6	4	3,66
<b>Média espacial</b>	2,75	3,18	4,17	5,55	3,33	3,38	3,35	4,23	
<b>Conama 357</b>	5								

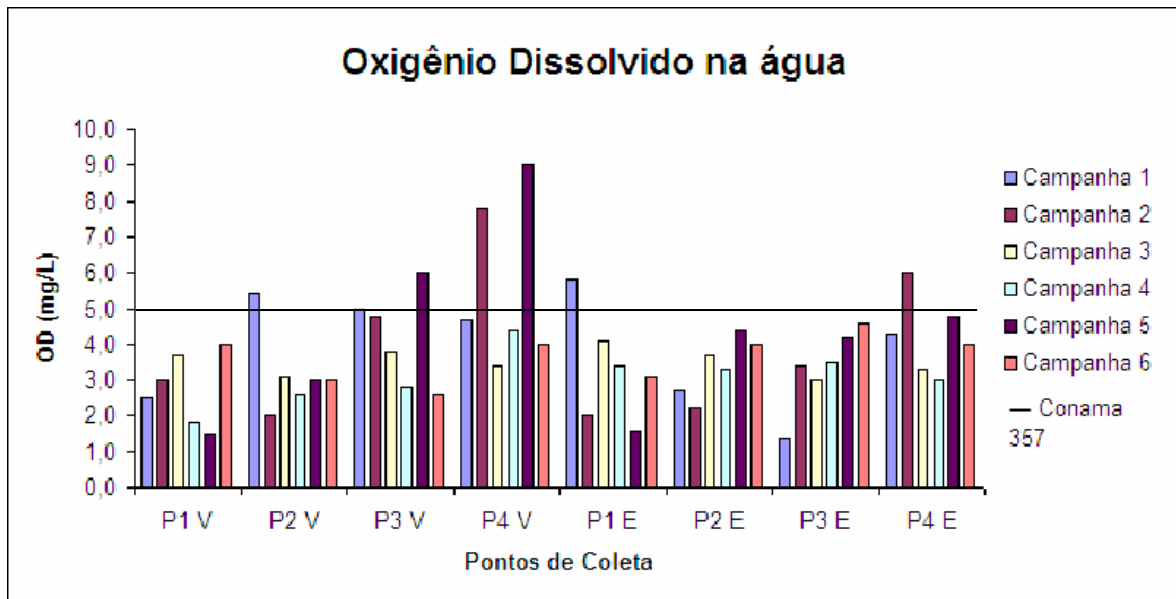


Figura 23. Concentrações de oxigênio dissolvido encontradas nas campanhas de amostragem.

Valores de análises encontrados por Correia Júnior (2003) na desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória mostram valores de oxigênio dissolvido acima de 5mg/L, com relação inversamente proporcional ao índice pluviométrico, devido ao aumento de matéria orgânica na água.

A frequência e severidade da hipóxia em estuários é dependente de fatores como aqueles que controlam a fotossíntese, há também variação no fluxo de oxigênio da atmosfera para a coluna d'água regulado pela estratificação da coluna d'água, perfis verticais de temperatura, salinidade, vento e mistura pela maré. Nos estuários, a grande decomposição de matéria orgânica faz os níveis de OD baixarem drasticamente (NEZLIN et al., 2009).

Fatores que afetam a hipóxia flutuam em escala semi-diurna, sazonal e interanual. Determinar a hipóxia no estuário se torna complicado, pela sua grande variação em pequenas escalas de tempo. A eutrofização e tempo de residência também são considerados na análise do oxigênio dissolvido. Nezlin et al. (2009) defendem que sob constante estresse antropogênico até mesmo pequenos estuários com pequeno tempo de residência estão sujeitos a decréscimos graduais de OD e eventos de hipóxia.

O parâmetro Oxigênio Dissolvido é um dos que mais pode tender a ponderação final do IVA, pois ao se coletar amostras no final da vazante ou

estofo de vazante, o nível aparecerá baixo, levando a uma possível consideração errada. Desta maneira seria mais prudente modificar a concentração de oxigênio dissolvido nos níveis de ponderação 1 e 2, pois os animais do estuário apresentam resistência e adaptações para suportar níveis abaixo dos 3mg/L. No presente estudo, a maioria das medições se apresentou abaixo deste valor e em contrapartida a fauna local é riquíssima, como demonstram trabalhos de Joyeux, Pereira e Almeida (2004), que realizaram levantamento de espécies de ictoplâncton no Canal da Passagem e encontrou diversas espécies; Fonseca (2003) e Chagas, Joyeux e Fonseca (2006), com seu levantamento de peixes na Baía de Vitória em pontos próximos aos utilizados neste estudo, entre diversos outros trabalhos.

Os referenciais de concentração para o oxigênio dissolvido como indicadores de qualidade em sistemas aquáticos são muitas vezes trazidos de trabalhos realizados em águas interiores, contudo quando se trata de zonas costeiras, esses valores não são adequados, pois o oxigênio varia muito, podendo atingir valores considerados muito baixos, mesmo em estuários não poluídos (RAMOS, 1996).

Para Gazzola (2003) a hipóxia corresponde a níveis de oxigênio dissolvido abaixo de 2mg/L, situação limite para os peixes. Juntando a esta informação está o fato que naturalmente, a concentração de oxigênio em águas salobras a salgadas é menor devido à menor capacidade de dissolução deste gás. Esta informação é confirmada por Ramos e Castro (2004) ao afirmarem que devem ser observados os níveis de OD em estuário entre 2 a 5mg/L para o cultivo de ostras; níveis abaixo de 2mg/L causariam estresse aos animais adaptados ao manguezal e estuários. Poder-se-ia então substituir o limite mínimo do oxigênio dissolvido no cálculo das substâncias essenciais do IPMCA de < 3mg/L para < 2mg/L, divididas em três níveis e faixas de ponderação para se enquadrarem no cálculo do IVA. A tabela de ponderação do oxigênio dissolvido ficaria então (tabela 11):

Tabela 11. Proposição de novos limites na ponderação do Oxigênio Dissolvido no Cálculo do IPMCA.

Parâmetro	Níveis	Faixa de Variação	Ponderação
	A	> 5,0	1
OD (mg/L)	B	2,0 a 5,0	2
	C	< 2,0	3

### 6.8. Alcalinidade

A alcalinidade da água se determinada pelos níveis de dissolução de bicarbonatos e carbonatos; bons níveis estão entre 25 e 200 ppm. As mensurações de alcalinidade nas campanhas de coleta estão demonstradas a seguir (tabela 12 e figura 24).

Tabela 12. Medidas de alcalinidade encontradas nas campanhas de amostragem.

Alcalinidade mg/L CaCO <sub>3</sub>	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	48	40	32	32	48	48	48	48	43
Campanha 2	56	40	32	32	64	56	48	32	45
Campanha 3	88	88	72	40	96	80	80	80	78
Campanha 4	72	104	96	64	120	112	96	88	94
Campanha 5	56	80	64	56	72	56	64	72	65
Campanha 6	80	88	72	48	96	96	80	88	81
<b>Média espacial</b>	66,67	73,33	61,33	45,33	82,67	74,67	69,33	68,00	

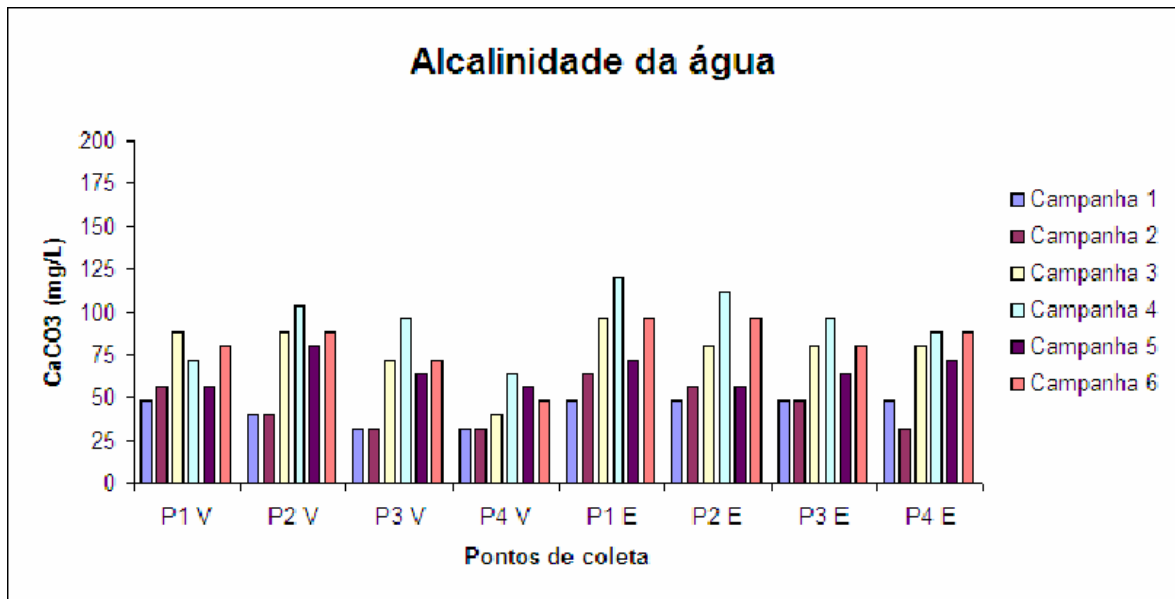


Figura 24. Medidas de alcalinidade encontradas nas campanhas de amostragem.

### 6.9. Amônia

O nitrogênio e suas formas associadas são elementos importantes, principalmente pelo seu papel na formação de proteínas, sendo um componente básico da biomassa. A maior parte do nitrogênio é assimilada pelo fitoplâncton, e ao ser decomposta libera nitrogênio amoniacal para a água.

Diversas espécies de nitrogênio são tóxicas se em concentrações altas, como a amônia. Numa concentração entre 0,6 e 2,0mg/L o nível de amônia é letal para os seres vivos aquáticos (OKUMURA, 2009). Grandes concentrações dos compostos nitrogenados estão ligadas à eutrofização dos corpos d'água.

As concentrações de amônia encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 13 e figura 25).



Tabela 13. Medidas de amônia encontradas nas campanhas de amostragem.

Amônia mg/L	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	0,67	2,01	1,34	2,02	1,34	1,34	2,02	1,33	1,51
Campanha 2	3,40	1,50	2,70	2,10	2,70	2,10	2,70	4,70	2,74
Campanha 3	1,40	1,20	0,00	0,00	1,20	0,00	0,84	0,00	0,58
Campanha 4	2,80	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	2,80	1,75
Campanha 5	0,00	0,00	1,30	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	0,33
Campanha 6	0,00	2,70	1,30	4,00	1,30	2,70	4,00	2,70	2,34
<b>Média espacial</b>	1,38	1,47	1,34	1,59	1,32	1,26	1,83	2,14	
<b>Conama 357 - máximo</b>	0,4								

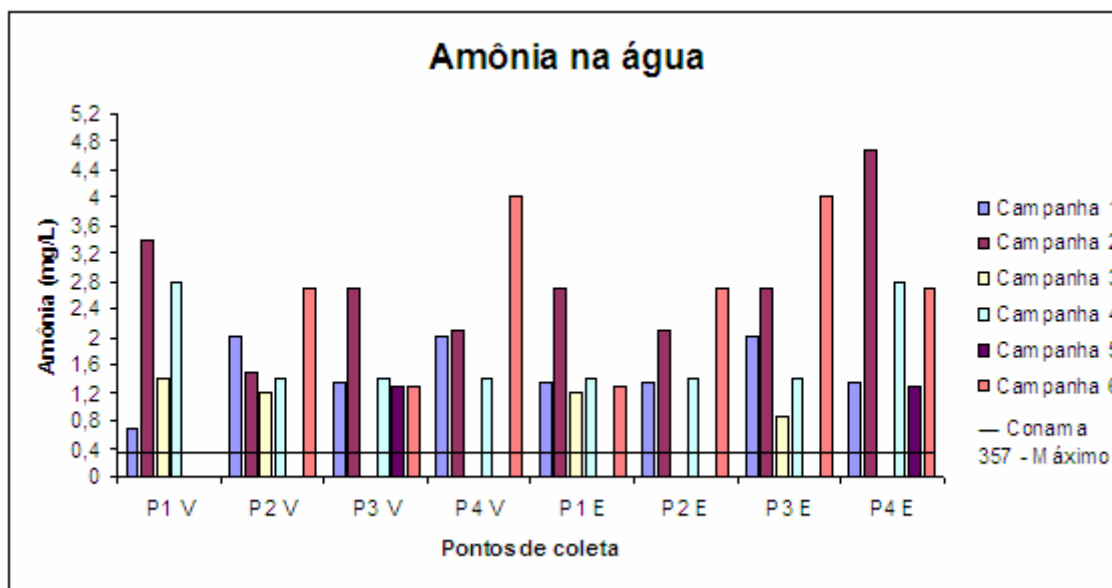


Figura 25. Medidas de amônia encontradas nas campanhas de amostragem.

O sistema estuarino da Baía de Vitória recebe grande carga de esgoto, geralmente in natura, que traz consigo amônia advinda principalmente da urina. Nesse contexto não se pode ignorar o potencial da amônia, e outros compostos nitrogenados na função de indutores de eutrofização.

No presente estudo foram encontradas medidas de pH acima de 9,0, na campanha 3, no ponto 3 vazante, o que pode estimular a volatilização da

amônia na água, contudo este fato não desabilita a utilização da amônia como indicador na Baía de Vitória. Em diversos estudos na região, o pH se mostrou dentro dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº357. No estudo realizado por Fonseca (2005) o pH registrado na região teve média de 7,2 ( $\pm$  0,27), e na maré baixa foi 7,1 ( $\pm$  0,20), com um pH máximo registrado de 7,34 durante o período entre março e setembro de 2004.

Segundo Jesus et al. (2004) as medições de pH da região da Baía de Vitória se mantiveram dentro da faixa de 6,8 a 7,7, adicionando a este fato a ação tamponante das águas salinas devido ao sistema carbonato-bicarbonato.

A análise de nitrogênio total apesar de não fazer parte do IVA, está presente em outros índices, como o IQA, ressaltando sua importância. É de grande importância a inclusão das formas de nitrogênio nas avaliações e monitoramento da águas, pois, depois do carbono, é o elemento mais exigido pelas células vivas. Nas águas naturais, as descargas de Nitrogênio provocam o enriquecimento do meio, causando eutrofização. Dentre as diversas formas de nitrogênio, o amoniacal é tido como padrão de classificação das águas naturais.

Existem muitos estudos quanto aos efeitos tóxicos do nitrogênio amoniacal em águas naturais. De acordo com Reis e Mendonça (2009) tanto a forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) quanto a forma não-ionizada ( $\text{NH}_3$ ), intercambiáveis entre si, são potencialmente tóxicas para a biota e para inclusão deste parâmetro no Índice de Proteção da Vida Aquática pode ser seguido o que regulamenta a Resolução CONAMA nº 357 (tabela 14):

Tabela 14. Limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357 para Nitrogênio Amônico total

Classe	Limite
Especial	Mantidas as concentrações naturais
1	0,04 mg/L
2	0,07 mg/l
3	Sem determinação

Por conseguinte os as ponderações do Índice podem ser assim definidas:

Para a ponderação 1 → Até 0,04mg/L

Para ponderação 2 → Acima de 0,04mg/L até 0,07mg/L

Para ponderação 3 → Acima de 0,07mg/L

#### 6.10. Fenol

O fenol chega às águas naturais através de efluentes industriais resultantes de processos como a fabricação de resinas e siderurgias. É uma substância de alta toxicidade tanto ao ser humano com aos seres aquáticos, sendo por isso sua quantidade permitida bastante restrita (CETESB, 2009).

Segundo a Portaria 36 do Ministério da Saúde, o limite de fenol é de 0,001mg/L, sendo a concentração de 0,5mg/L prejudicial à saúde humana. A Resolução CONAMA nº 357 também traz um limite para as águas naturais de 0,003mg/L. As concentrações de fenol encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 15 e figura 26).

Tabela 15. Concentrações de Fenol encontradas nas campanhas de amostragem.

Fenol (mg/L)	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	0,230	0,260	0,670	0,040	0,080	0,200	0,100	0,080	0,208
Campanha 2	0,520	0,320	1,210	0,390	0,860	0,430	1,820	0,330	0,735
Campanha 3	0,001	0,003	0,001	0,004	0,002	0,000	0,003	0,001	0,002
Campanha 4	0,001	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001	0,002	0,003	0,002
Campanha 5	0,012	0,110	0,012	0,238	0,029	0,197	0,244	0,180	0,128
Campanha 6	0,017	0,087	0,017	0,226	0,406	0,145	0,215	0,151	0,158
<b>Média espacial</b>	0,130	0,130	0,319	0,150	0,230	0,162	0,397	0,124	
<b>Conama 357 – Máximo</b>	0,003								

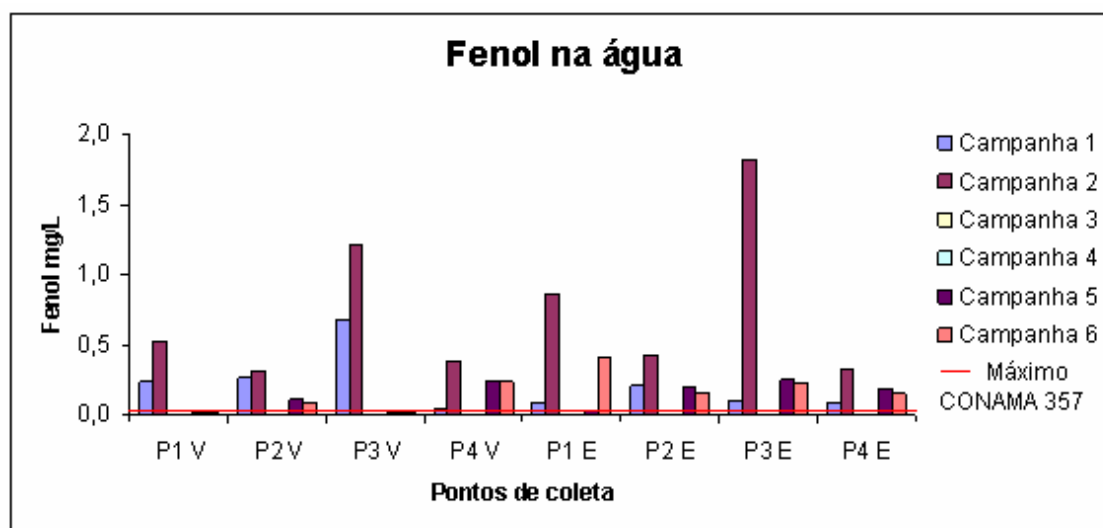


Figura 26. Concentrações de Fenol encontradas nas campanhas de amostragem.

Pela periculosidade às criaturas aquáticas este parâmetro continuaria no cálculo do IPMCA, contribuindo para a interpretações de toxicidade, e ajudando no monitoramento e gestão das águas superficiais estuarinas.

### 6.11. Fósforo

O fósforo é considerado um fator importante pela sua relação com o metabolismo dos seres vivos, podendo atuar como um estimulador ou limitador de produção primária num corpo hídrico (VIEIRA, 2006).

Nos ecossistemas aquáticos o fósforo tem fontes naturais, como das rochas e solos que formam a bacia, ou artificiais como na lixiviação de áreas agricultadas e adubadas quimicamente.

Em alguns estuários se observa uma redução das taxas de fósforo quando a temperatura aumenta, dada pelo aumento da taxa fotossintética. Sousa (2007) sugere que para garantir equilíbrio entre a produtividade e demanda de oxigênio, devem-se monitorar as concentrações de fósforo na água. As concentrações de fósforo encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 16 e figura 27).

Tabela 16. Concentrações de Fósforo encontradas nas campanhas de amostragem.

<b>Fósforo mg/L</b>	<b>P1 V</b>	<b>P2 V</b>	<b>P3 V</b>	<b>P4 V</b>	<b>P1 E</b>	<b>P2 E</b>	<b>P3 E</b>	<b>P4 E</b>	<b>Média temporal</b>
Campanha 1	0,050	0,050	0,080	0,060	0,050	0,040	0,050	0,080	0,058
Campanha 2	0,300	0,070	0,040	0,060	0,060	0,100	0,100	0,070	0,100
Campanha 3	0,100	0,130	0,060	0,120	0,260	0,070	0,200	0,080	0,128
Campanha 4	0,200	0,100	0,900	0,050	0,170	0,200	0,080	0,100	0,225
Campanha 5	0,050	0,100	0,100	0,200	0,030	0,060	0,040	0,250	0,104
Campanha 6	0,040	0,100	0,090	0,080	0,160	0,120	0,090	0,060	0,093
<b>Média espacial</b>	0,123	0,092	0,212	0,095	0,122	0,098	0,093	0,107	
<b>Conama 357 – máximo</b>	0,124								

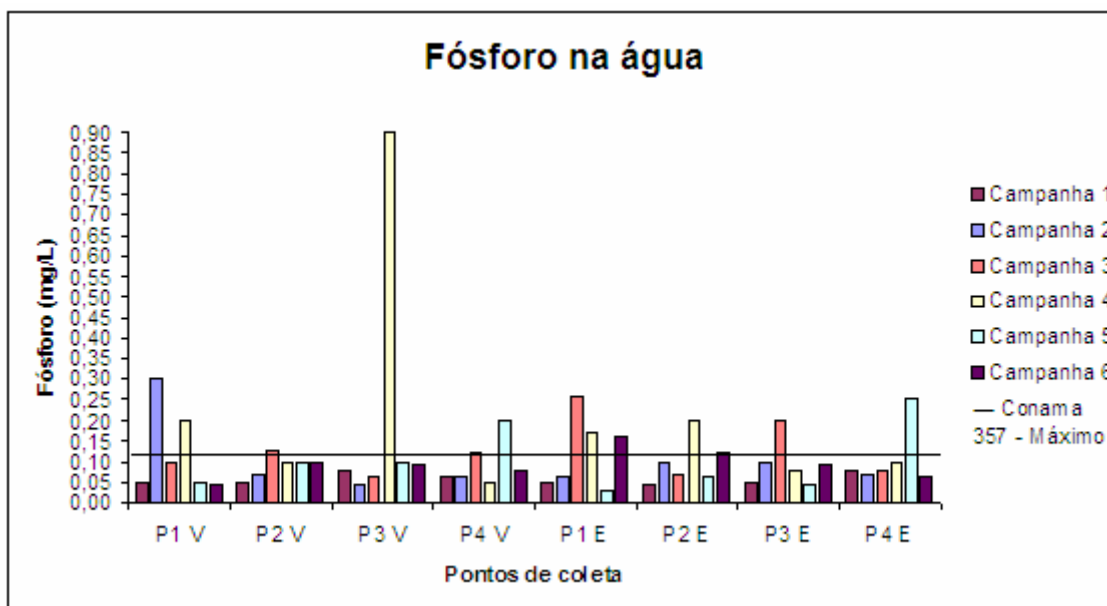


Figura 27. Concentrações de Fósforo encontradas nas campanhas de amostragem.

O fósforo está incluído no cálculo do IET pela sua capacidade indutora de eutrofização dos corpos d'água; nesse caso também deveria ser considerada a concentração de nitrogênio, pois ambas induzem a eutrofização. Existem alguns trabalhos de utilizam o IET modificado no qual o parâmetro transparência é incluído, como forma de avaliar além da causa (fósforo) e consequência (clorofila) seria observado o meio no qual os seres fotossintetizantes estão crescendo.

O IET é um índice menos flexível do que o IPMCA. Desta forma a inclusão do nitrogênio é proposta como parte das substâncias tóxicas.

## 6.12. Surfactante

Embora os surfactantes apresentem muitas diferenças entre si, têm a capacidade de baixar a tensão superficial dos líquidos, podem causar eutrofização e serem tóxicos. A presença de surfactante na água muda o sabor da carne do peixe e a espuma produzida é um receptáculo de bactérias e metais pesados. O efeito destas substâncias pode variar com a estrutura molecular, temperatura e oxigênio dissolvido.

Os surfactantes funcionam como agente de toxicidade aguda em peixes quando em concentrações de 0,4 a 40mg/L, sendo que concentrações de 0,1mg/L interferem no desenvolvimento e ter efeito sinérgico quando na presença de outros poluentes.

As concentrações de surfactante encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 17 e figura 28).

Tabela 17. Concentrações de surfactante encontradas nas campanhas de amostragem.

Surfactantes (mg/L)	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	0,45	0,43	0,48	0,41	0,51	0,49	0,51	0,55	0,48
Campanha 2	0,45	0,43	0,48	0,41	0,51	0,49	0,51	0,55	0,48
Campanha 3	0,16	0,17	0,19	0,21	0,17	0,2	0,19	0,18	0,18
Campanha 4	0,12	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	0,1	< 0,10	0,11
Campanha 5	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	0,11	0,11	0,11	< 0,10	0,11
Campanha 6	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	
<b>Média espacial</b>	0,30	0,34	0,38	0,34	0,33	0,32	0,28	0,43	

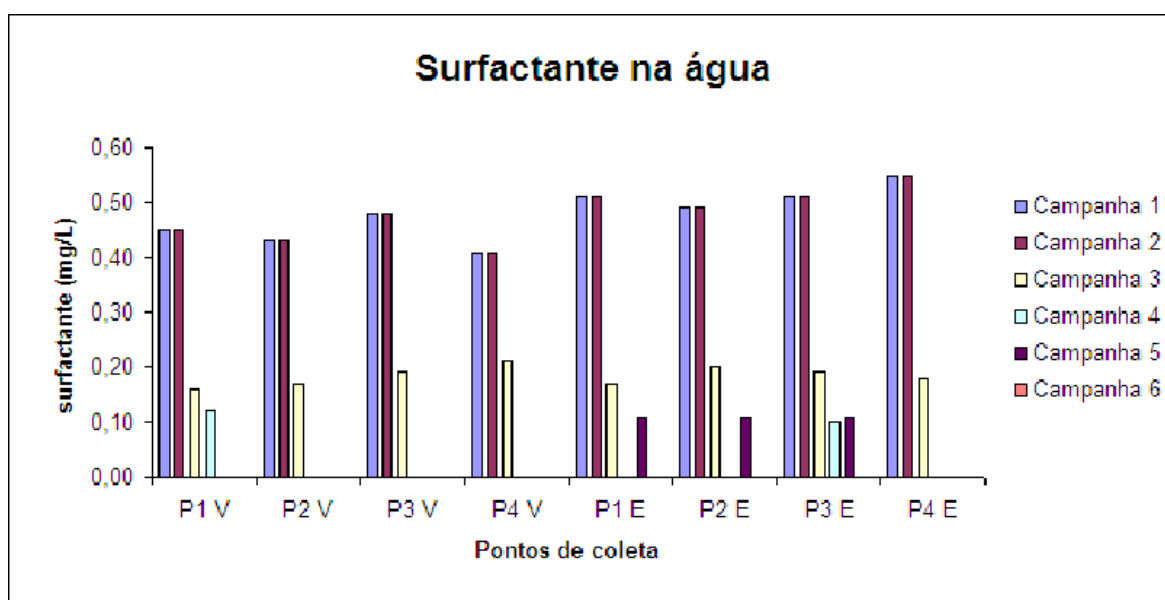


Figura 28. Concentrações de surfactante encontradas nas campanhas de amostragem.

Pode ser observado que as maiores concentrações de surfactante na água foram encontradas no início do ano, durante a primeira e segunda campanhas. Existe uma maior concentração na corrente de enchente sobre a de vazante, o

que demonstra a influência do trecho à jusante e/ou marinho sobre a área de estudo. Como é oriundo de diversas atividades e produtos produzidos pelo homem não é possível inferir uma fonte ou ponto de contaminação do estuário por surfactante, sendo necessário para isso, uma investigação mais aprofundada.

### 6.13. Metais

Metal pesado é uma designação genérica a uma série de elementos com propriedades comuns. Os metais reduzem a capacidade de depuração da água e têm efeito tóxico sobre os organismos. Uma grande questão sobre os metais em geral é sua capacidade de bioacumulação na cadeia trófica, atingindo altos níveis em animais de topo de cadeia.

#### 6.13.1. Cádmio

Diversas atividades industriais contribuem para a adição de cádmio na água, entre elas a galvanoplastia, produção de pigmentos, equipamentos eletrônicos e queima de combustíveis fósseis. No organismo se concentra nos rins, pâncreas, fígado e tireóide, com efeito crônico. Nos peixes apresenta um efeito semelhante ao do níquel, zinco e chumbo. O padrão de potabilidade estabelece um limite de 0,005mg/L.

Geralmente são encontrados compostos de cádmio na forma inorgânica, pela instabilidade das formas orgânicas. Tem elevado potencial tóxico, se acumulando no organismo (CETESB, 2010). Não foram detectadas concentrações de cádmio acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem.



### 6.13.2. Chumbo

O chumbo está presente em diversos lugares como o ar, cigarro, tintas e embalagens de alimentos. A doença provocada em seres humanos pela acumulação de chumbo no organismo é denominada saturnismo, e tem efeitos sobre o sistema nervoso central.

O padrão de potabilidade (Portaria nº 1469 do Ministério da Saúde) fixa o valor máximo do chumbo em 0,03mg/L. Em peixes, a ação do chumbo se assemelha a do níquel e zinco, e concentrações acima de 0,01mg/L prejudicam e afetam seu desenvolvimento. Não foram detectadas concentrações acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem.

A assimilação do chumbo nos ecossistemas aquáticos é determinada pela sua biodisponibilidade, que diminui na presença de matéria orgânica, e é influenciada pela salinidade, pH e temperatura. A porção restante, biodisponível, tem predisposição lipofílica e se acumula na biota. Desta maneira, a presença de chumbo é melhor avaliada se investigada em animais de topo de cadeia (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

### 6.13.3. Cobre

Naturalmente encontrado nas águas naturais em concentrações abaixo de 20µg/L; acima desse valor deixa a água com gosto alterado e prejudica a saúde. Os peixes confinados morrem em dosagens de 0,5mg/L, pela coagulação de muco nas brânquias e asfixia.

O aumento da concentração de cobre na água pode ter contribuições como a corrosão de tubulações de latão, efluentes de estação de tratamento de esgoto, escoamento superficial, escoamento superficial de áreas agricultadas e precipitação atmosférica em regiões industriais (CETESB, 2010). Não foram detectadas concentrações acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem.

#### 6.13.4. Cromo

O cromo é utilizado em diversos produtos industriais e domésticos, como o aço inoxidável, tintas, pigmentos, explosivos, papel, etc. Contudo na forma hexavalente, o cromo é tóxico e cancerígeno, assim essa forma química é utilizada como regulador de limite no ambiente (CETESB, 2010). Não foram detectadas concentrações acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem.

#### 6.13.5. Mercúrio

Os efeitos de altas concentrações de mercúrio no ambiente são danosos. O peixe contaminado com mercúrio leva esse metal ao ser humano pelo consumo, e pode causar desde um quadro mais simples de náuseas, dores abdominais e diarreia até a morte (CETESB, 2010). Não foram detectadas concentrações acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem.

O mercúrio inorgânico, encontrado nos ecossistemas aquáticos pode sofrer conversão via metilação bacteriana, intensificada por aumento do substrato orgânico, se transformando em duas formas orgânicas, uma solúvel, monometilmercúrio, e o dimetilmercúrio, solúvel e volátil.

#### 6.13.6. Níquel

Não existem muitas referências que demonstrem a toxicidade do níquel, contudo pode-se afirmar que precipitam a solução mucosa produzida pelas brânquias do peixe, levando à asfixia.

Em águas naturais é possível encontrar concentrações de níquel que vão de 1,0mg/L até 11,0mg/L, especialmente em regiões de mineração. A queima de combustíveis fósseis e diversos processos de fabricação nas indústrias também contribuem para aumento de níquel na água (CETESB, 2010). Não

foram detectadas concentrações acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem.

#### 6.13.7. Zinco

O zinco também é um metal muito utilizado na indústria em vários processos. Nas águas naturais são encontradas concentrações de zinco, em concentrações entre <0,001 a 0,10mg/L, contudo, acima de 5,0mg/L altera o sabor da água.

São conhecidos os efeitos tóxicos do zinco sobre os peixes e sobre as algas. Nos peixes tem efeito semelhante ao do níquel, podendo levar o peixe à morte por asfixia (CETESB, 2010).

Por ser um elemento que participa do metabolismo, eventos de toxicidade provocada pelo zinco não são comuns. Os níveis de zinco encontrados nas campanhas de coleta estão descritos a seguir (tabela 18 e figura 29).

Tabela 18. Concentrações de zinco encontradas nas campanhas de amostragem.

	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
<b>Zinco (mg Zn/L)</b>									
Campanha 1	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Campanha 2	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Campanha 3	0,37	0,59	0,51	0,51	0,5	0,51	0,29	0,29	0,45
Campanha 4	0,06	0,03	0,05	0,03	0,03	0,05	0,03	0,05	0,04
Campanha 5	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Campanha 6	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
<b>Média espacial</b>	0,22	0,31	0,28	0,27	0,27	0,28	0,16	0,29	
<b>Conama 357 - máximo</b>	0,09								

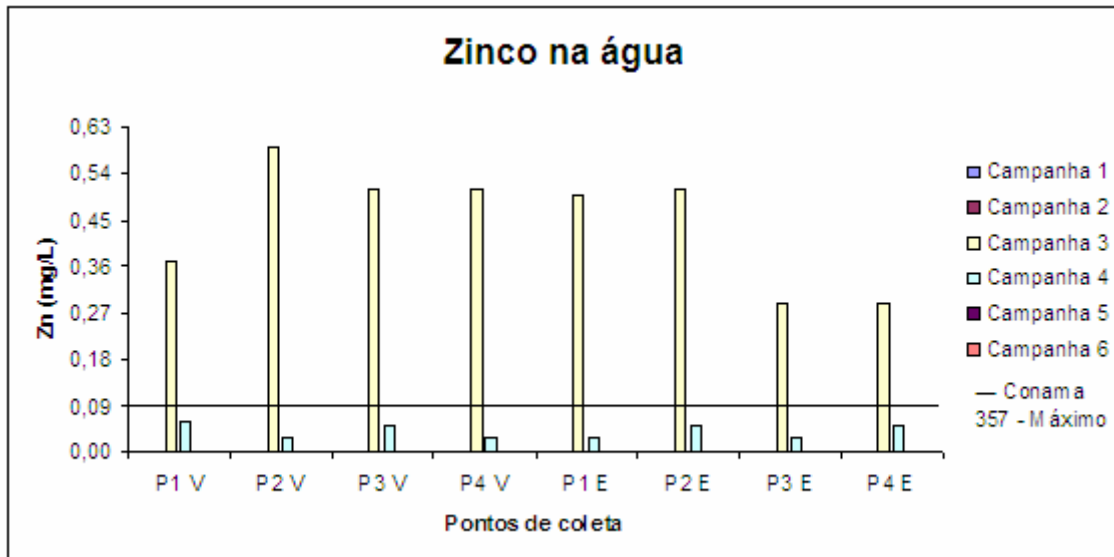


Figura 29. Concentrações de zinco encontradas nas campanhas de amostragem.

O zinco foi o único metal observado nas amostras de água superficial; contudo a problemática do zinco não está na água, e sim no sedimento. Jesus et al. (2008) detectaram grande concentração de zinco nas camadas superficiais do sedimento, especialmente na foz dos rios Santa Maria da Vitória e Bubu, ou seja, quando a vazão desses rios baixou, o metal foi revolvido e lançado à água.

#### 6.13.8. Metais pesados: Alterações no IVA

O cálculo do IVA permite que sejam feitas alterações nos parâmetros a serem utilizados na estimativa do índice de acordo com a região do corpo d'água. É possível adicionar um parâmetro, desde que se conheçam os valores relativos às ponderações, ou retirar parâmetros, já que o IVA não trabalha com pesos relativos, sem prejuízo do cálculo.

Noronha (2004) realizou uma série de avaliações em amostras do Rio Formate excluindo os parâmetros cádmio e mercúrio pela dificuldade de serem analisados dentro do limite de detecção.

Autores como Zagatto e Bertoletti (2008) defendem que inserir a análise de metais no monitoramento de águas naturais é um desperdício de dinheiro, pois

a análise destes deve ser feita no sedimento, pela forte característica de sumidouro das partículas. Uma vez aprisionado no sedimento, o metal permanecerá ali, desde que sob condições constantes. Uma das poucas exceções seria o cádmio, que é apenas 15% retido no sedimento, sendo o elemento com maior possibilidade de ser encontrado solubilizado na coluna d'água.

Devido às características de sedimentação preferencial destes compostos, suas concentrações na água se tornam tão ínfimas ou inexistentes, onerando os ensaios físico-químicos. Dada a ineficiência da investigação de metais pesados nas águas naturais, é preferível que estes parâmetros sejam retirados do cálculo do IVA.

Como já discutido, a análise de metais pesados no estuário tem melhores compartimentos do que a água superficial. Para melhor avaliação da entrada de metais no sistema, deve fazer pesquisa em testemunhos de sedimentos, e para a fração biodisponíveis dos metais, podem ser feitas quantificações em animais em posição mais alta na cadeia alimentar, permitindo observações de bioacumulação e biomagnificação, por exemplo.

#### 6.14. Clorofila

A clorofila a em especial é uma indicadora de estado trófico de ambientes aquáticos. Quando é esperada produtividade, o ideal é que a concentração de clorofila esteja acima de 50µg/L (ROCHA e PAULINO, 2009).

As concentrações de clorofila medidas nas campanhas de amostragem estão descritas a seguir (tabela 19 e figura 30).

Tabela 19. Concentrações de clorofila encontradas nas campanhas de amostragem.

Clorofila µg/L	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	3,67	66,11	53,02	54,03	25,81	50,23	60,63	94,26	50,97
Campanha 2	11,65	35,20	6,07	77,69	7,71	3,61	7,35	12,69	20,25
Campanha 3	16,02	7,37	11,22	7,27	30,80	15,49	11,14	15,21	14,32
Campanha 4	7,71	3,04	6,07	2,99	7,40	7,43	3,60	7,25	5,69
Campanha 5	443,52	185,08	171,73	81,46	24,96	36,50	21,43	143,62	138,54
Campanha 6	62,38	9,95	13,47	3,02	130,74	23,87	42,65	23,89	38,75
<b>Média espacial</b>	90,83	51,13	43,60	37,74	37,90	22,86	24,47	49,49	

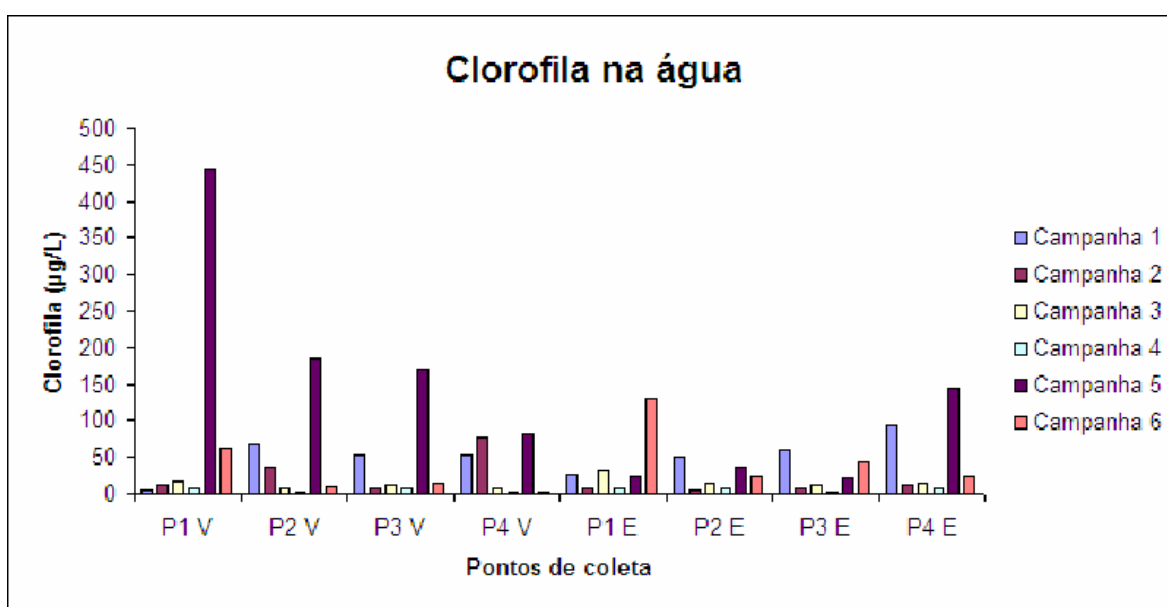


Figura 30. Concentrações de clorofila encontradas nas campanhas de amostragem.

## 6.14. Parâmetros Biológicos

### 6.14.1. Coliformes Termotolerantes

As bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes são importantes indicadoras de contaminação fecal, por estarem associadas a fezes de animais de sangue quente. Diversos gêneros estão incluídos e em geral têm a capacidade de se reproduzir ativamente a 44,5°C (CETESB, 2010).

A utilização de coliformes indica a possibilidade de existência de organismos patogênicos, como os causadores da febre tifóide, desintéria e cólera. As medidas de coliformes termotolerantes encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 20 e figura 31).

Tabela 20. Concentrações de coliformes termotolerantes encontradas nas campanhas.

Colif.Termot. (NMP)	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	$1,3 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^4$	$5,0 \cdot 10^3$	$6,0 \cdot 10^3$	$2,3 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^4$
Campanha 2	$2,4 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^3$	$5,0 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^4$	$9,0 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^4$
Campanha 3	$3,0 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^2$	$2,1 \cdot 10^2$	$2,0 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^3$	$2,0 \cdot 10^2$	$3,5 \cdot 10^3$
Campanha 4	$1,3 \cdot 10^4$	*	$2,0 \cdot 10^2$	*	$5,0 \cdot 10^2$	$9,0 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^4$	$9,4 \cdot 10^3$
Campanha 5	$1,0 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^3$	$2,3 \cdot 10^3$	$1,7 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^3$
Campanha 6	$1,0 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^3$	$7,1 \cdot 10^3$
<b>Média espacial</b>	$1,2 \cdot 10^4$	$4,9 \cdot 10^3$	$5,4 \cdot 10^3$	$6,8 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^4$	$4,4 \cdot 10^3$	$9,0 \cdot 10^3$	$4,9 \cdot 10^3$	

Conama 357 - Máximo  $1,0 \cdot 10^3$

\* Abaixo do nível de detecção da análise

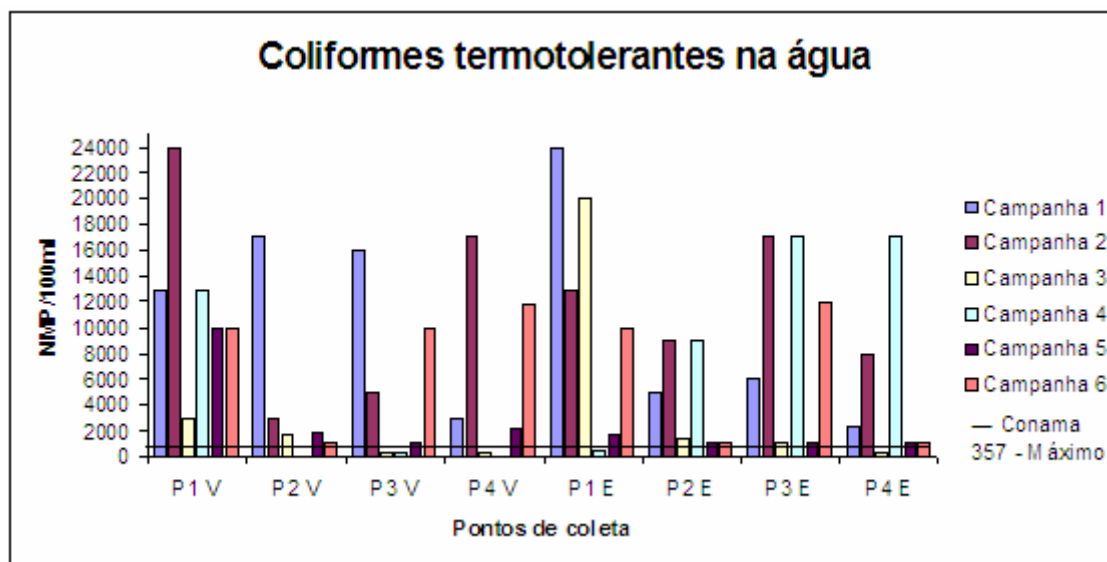


Figura 31. Concentrações de coliformes termotolerantes encontradas nas campanhas de amostragem.

## 6.14.2. Coliformes totais

Os coliformes totais fazem parte da microbiota existente no trato digestivo de animais de sangue quente. A presença de coliformes totais nem sempre é um indicativo de contaminação fecal, pois inclui bactérias não entéricas, como *Serratia sp.* e *Aeromonas sp.*, contudo sua quantificação visa avaliar a qualidade sanitária ambiental (GASPAROTTO; ROCHA; GRECELLÉ, 2009).

As medidas de coliformes totais encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 21 e figura 32).

Tabela 21. Concentrações de coliformes totais encontradas nas campanhas de amostragem.

Colif. Totais (NMP)	P1 V	P2 V	P3 V	P4 V	P1 E	P2 E	P3 E	P4 E	Média temporal
Campanha 1	$3,32 \cdot 10^4$	$3,15 \cdot 10^4$	$1,57 \cdot 10^5$	$6,3 \cdot 10^3$	$3,36 \cdot 10^4$	$3,09 \cdot 10^4$	$4,64 \cdot 10^4$	$4,1 \cdot 10^3$	$4,2 \cdot 10^4$
Campanha 2	$1,35 \cdot 10^5$	$1,09 \cdot 10^4$	$2,03 \cdot 10^4$	$2,81 \cdot 10^4$	$5,04 \cdot 10^4$	$2,26 \cdot 10^4$	$3,5 \cdot 10^4$	$1,48 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^4$
Campanha 3	$9,87 \cdot 10^3$	$3,64 \cdot 10^3$	$5,2 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^3$	$1,04 \cdot 10^5$	$1,73 \cdot 10^3$	$8,36 \cdot 10^3$	$8,6 \cdot 10^2$	$1,6 \cdot 10^4$
Campanha 4	$1,46 \cdot 10^3$	*	$1,0 \cdot 10^3$	*	$2,13 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^3$	$1,0 \cdot 10^3$	$3,0 \cdot 10^2$	$1,2 \cdot 10^3$
Campanha 5	$2,24 \cdot 10^4$	$1,98 \cdot 10^4$	$8,57 \cdot 10^3$	$1,24 \cdot 10^4$	$9,08 \cdot 10^3$	$2,26 \cdot 10^3$	$1,61 \cdot 10^4$	$4,08 \cdot 10^3$	$1,2 \cdot 10^4$
Campanha 6	$2,9 \cdot 10^4$	$1,16 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^5$	$9,8 \cdot 10^4$	$2,35 \cdot 10^4$	$1,51 \cdot 10^4$	$5,17 \cdot 10^4$	$1,18 \cdot 10^4$	$5,5 \cdot 10^4$
<b>Média espacial</b>	$3,8 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$	$6,3 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^4$	$3,7 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^3$	

\* Abaixo do nível de detecção da análise

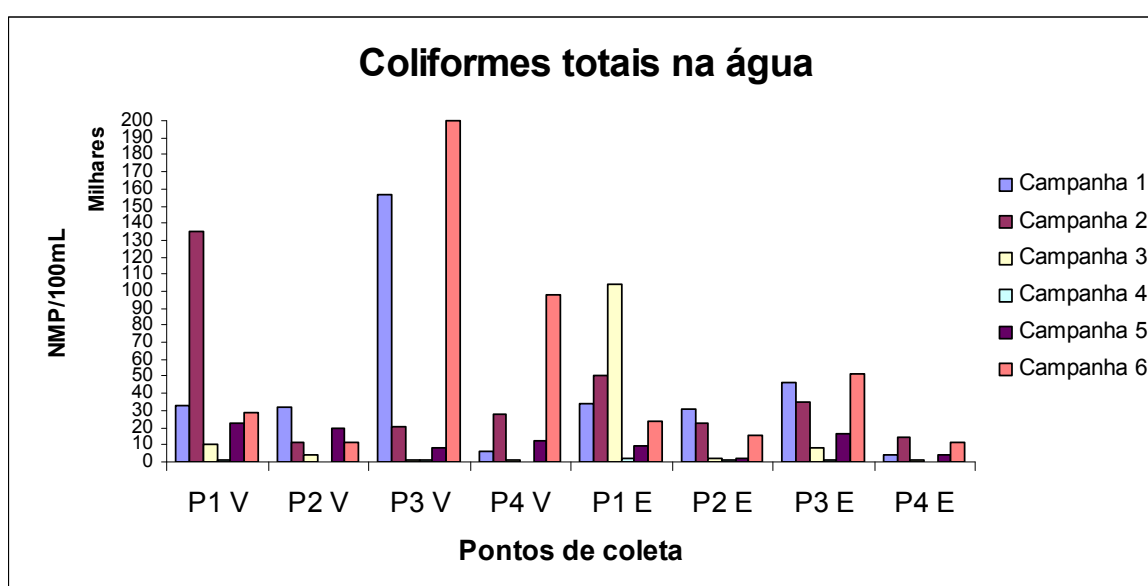


Figura 32. Concentrações de coliformes totais encontradas nas campanhas de amostragem.



O fato deste grupo incluir organismos não associados com poluição torna este parâmetro um indicador sem precisão, por isso deve ser substituído por parâmetros mais adequados a microbiota estuarina.

### 6.14.3. *Escherichia coli*

A presença da *E.coli* em água é indicativa de contaminação com fezes de animais de sangue quente. A quantidade de *E.coli* em cada mililitro de água é uma das principais medidas usadas no controle saneamento ambiental.

As medidas de *E. coli* encontradas nas campanhas estão descritas a seguir (tabela 22 e figura 33).

Tabela 22. Concentrações de *Escherichia coli* encontradas nas campanhas de amostragem.

<b>E. coli (NMP)</b>	<b>P1 V</b>	<b>P2 V</b>	<b>P3 V</b>	<b>P4 V</b>	<b>P1 E</b>	<b>P2 E</b>	<b>P3 E</b>	<b>P4 E</b>	<b>Média temporal</b>
Campanha 1	8,3. 10 <sup>3</sup>	3,0. 10 <sup>3</sup>	9,3. 10 <sup>3</sup>	2,0. 10 <sup>3</sup>	1,0. 10 <sup>3</sup>	2,0. 10 <sup>3</sup>	7,5. 10 <sup>3</sup>	1,77. 10 <sup>2</sup>	4,2. 10 <sup>3</sup>
Campanha 2	3,1. 10 <sup>3</sup>	2,53. 10 <sup>2</sup>	1,0. 10 <sup>3</sup>	1,0. 10 <sup>3</sup>	1,46. 10 <sup>3</sup>	2,0. 10 <sup>3</sup>	4,1. 10 <sup>3</sup>	1,0. 10 <sup>3</sup>	1,7. 10 <sup>3</sup>
Campanha 3	1,09. 10 <sup>3</sup>	3,1. 10 <sup>2</sup>	1,0. 10 <sup>2</sup>	1,0. 10 <sup>2</sup>	2,37. 10 <sup>3</sup>	2,0. 10 <sup>2</sup>	5,2. 10 <sup>2</sup>	1,0. 10 <sup>2</sup>	6,0. 10 <sup>2</sup>
Campanha 4	1,0. 10 <sup>2</sup>	*	1,0. 10 <sup>2</sup>	*	4,1. 10 <sup>2</sup>	1,0. 10 <sup>2</sup>	1,0. 10 <sup>2</sup>	2,0. 10 <sup>2</sup>	1,7. 10 <sup>2</sup>
Campanha 5	1,89. 10 <sup>3</sup>	7,3. 10 <sup>2</sup>	4,1. 10 <sup>2</sup>	8,6. 10 <sup>2</sup>	6,2. 10 <sup>2</sup>	2,0. 10 <sup>2</sup>	7,3. 10 <sup>2</sup>	5,2. 10 <sup>2</sup>	7,4. 10 <sup>2</sup>
Campanha 6	1,89. 10 <sup>3</sup>	5,2. 10 <sup>2</sup>	4,32. 10 <sup>3</sup>	1,75. 10 <sup>3</sup>	5,3. 10 <sup>3</sup>	9,6. 10 <sup>2</sup>	2,5. 10 <sup>3</sup>	9,7. 10 <sup>2</sup>	2,3. 10 <sup>3</sup>
Média espacial	2,7. 10 <sup>3</sup>	9,6. 10 <sup>2</sup>	2,5. 10 <sup>3</sup>	1,1. 10 <sup>3</sup>	1,9. 10 <sup>3</sup>	9,1. 10 <sup>2</sup>	2,6. 10 <sup>3</sup>	4,9. 10 <sup>2</sup>	
Conama 357	1,0. 10 <sup>3</sup>								

\* Abaixo do nível de detecção da análise

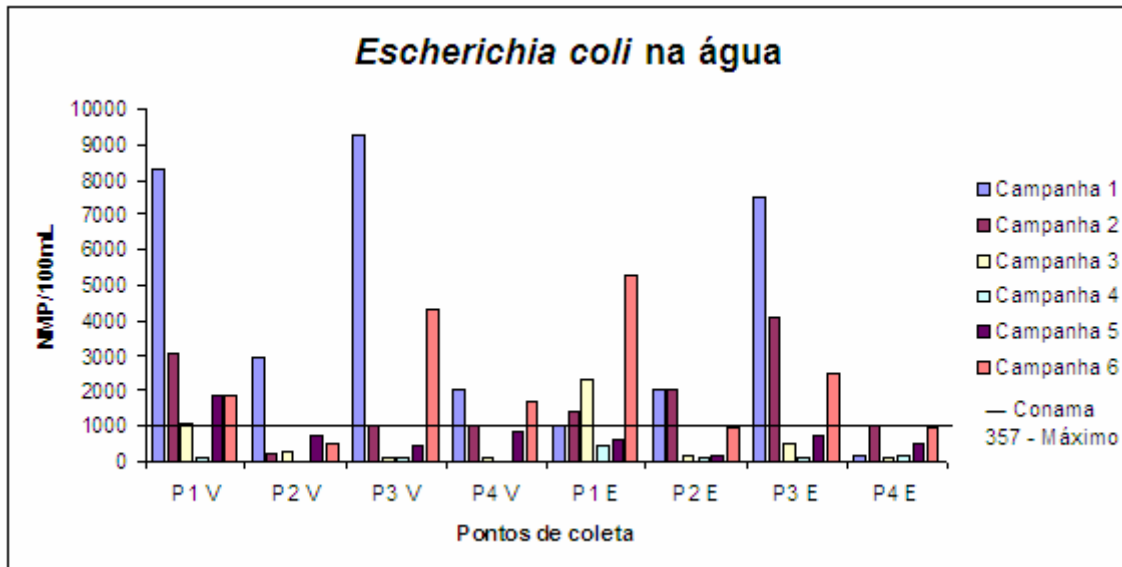


Figura 33. Concentrações de *Escherichia coli* encontradas nas campanhas de amostragem.

A utilização do grupo dos coliformes como indicador de contaminação fecal pode levar a uma interpretação errônea com super ou subavaliação dos riscos à saúde e ao ambiente. Autores como Bastos et al. (2000) questionam a validade desses parâmetros para avaliação de qualidade da água pelas limitações das técnicas e possível erro na interpretação dos resultados, especialmente para utilização de coliformes totais em águas naturais.

Ribeiro (2002) defende que outros microrganismos indicadores mostram maior sobrevivência em água salgada, indicando que a utilização dos coliformes em água salobra pode vir tornar imprecisa a avaliação de qualidade da água. No lugar destes organismos, ela defende o uso de enterococos para regiões costeiras.

#### 6.14.4. Ensaio Ecotoxicológicos

Os ensaios de ecotoxicidade dão uma importante resposta ambiental à qualidade da água. Existem muitos parâmetros possíveis de serem mensurados na água e que afetam a sua qualidade, contudo realizar todas as análises possíveis onera o monitoramento e não contempla as relações entre as substâncias. Desta maneira os resultados observados nos ensaios ecotoxicológicos são

respostas do meio a uma amostra, dada pelas alterações em algum caractere biológico mensurável através de ensaios agudos ou crônicos, dependendo da situação.

Os ensaios realizados com a alga diatomácea *Skeletonema costatum* são do tipo crônico, ou seja, a resposta é dada através das gerações, através da inibição ao crescimento quando comparado ao controle (meio de cultura e inóculo).

Nem sempre é possível relacionar os resultados obtidos nos ensaios com as análises físicas, químicas e biológicas. Primeiro por que geralmente são analisados poucos parâmetros, depois por que estes podem ter efeito sinérgico, potencializando o efeito sobre os seres vivos, o que não pode ser medido através de quantificações individuais. Com a observação de um grupo de ensaios aliados às outras análises temos uma melhor impressão da qualidade ambiental da água.

Todos os pontos de coleta apresentaram ora alta toxicidade, ora menor toxicidade, o que pode ser entendido no tocante à alteração frequente de água do estuário pela maré, e pelas contribuições do aporte fluvial e lançamentos na extensão do estuário. Neste trabalho, os dados de inibição negativa foram suprimidos, pois o intuito é avaliar a toxicidade de cada amostra.

Na campanha 1 os pontos 4 na vazante e 2 na enchente apresentaram alta toxicidade. O ponto 4 por se localizar muito próximo a desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória é o mais afetado pela carga poluidora trazida pelo rio. Já no ponto 2 nenhum dos parâmetros físico-químicos analisados demonstrou grande alteração que poderia gerar a alta taxa de inibição (figura 34).

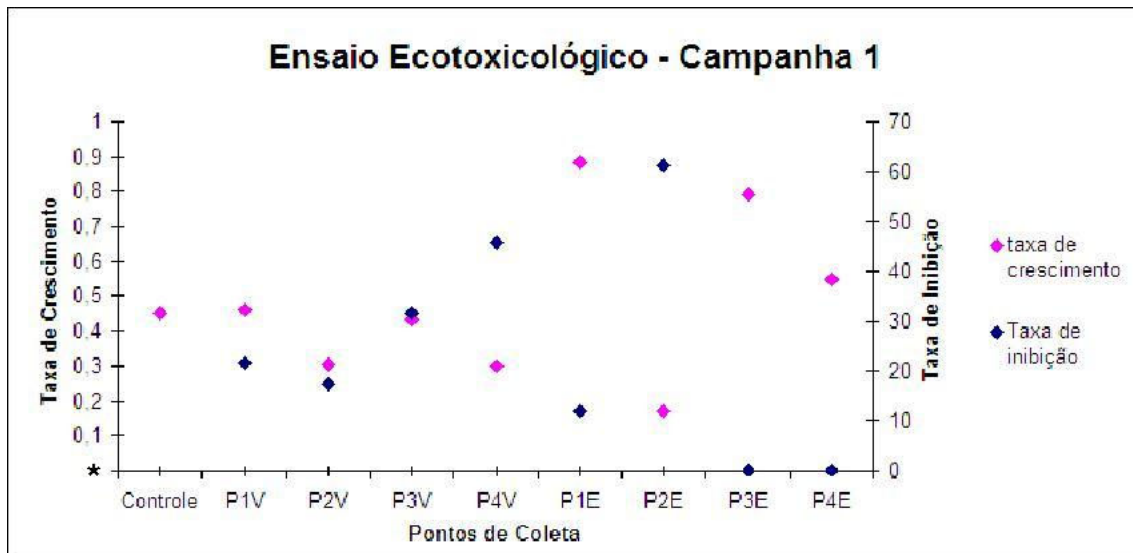


Figura 34. Ensaio de Ecotoxicologia realizado com as amostras coletadas na campanha 1

\* inibição nula ou negativa.

Na segunda campanha todos os pontos demonstraram nenhuma inibição, pelo contrário, as amostras dos quatro pontos amostrados tiveram uma taxa de crescimento maior do que a do controle, fato explicado pela alta concentração de nitrogênio e fósforo na água que estimulam o crescimento de algas e plantas (figura 35).

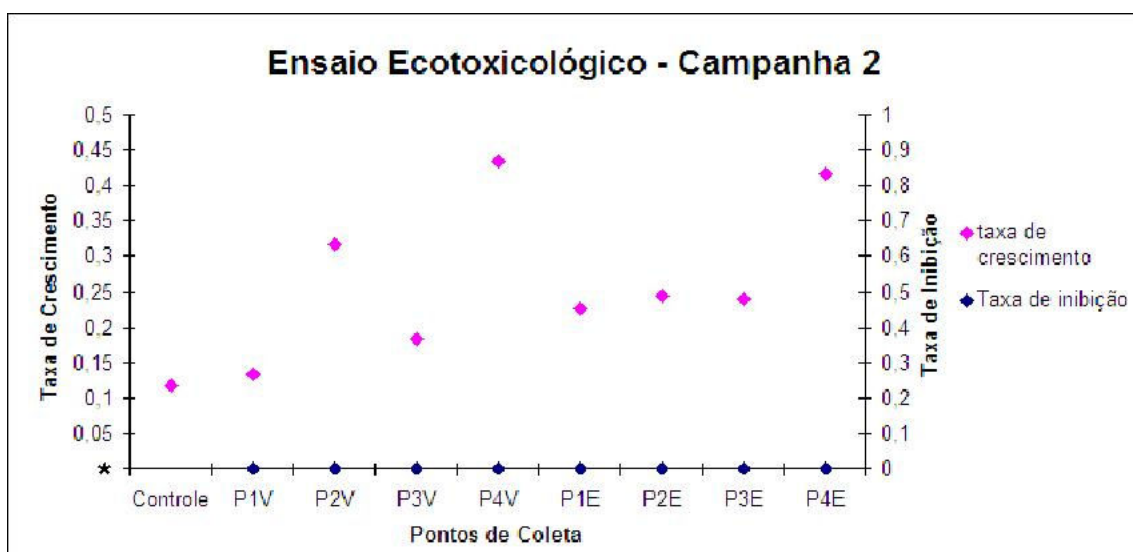


Figura 35. Ensaio de Ecotoxicologia realizado com as amostras coletadas na campanha 2.

\* inibição nula ou negativa.

Na campanha 3 somente o ponto 4 na vazante e o ponto 1 na enchente apresentaram toxicidade. O ponto 4, com a carga poluidora trazida pelo rio, e o ponto 1 apresenta alta carga de coliformes, o que indica grande contaminação por esgoto domiciliar (figura 36).

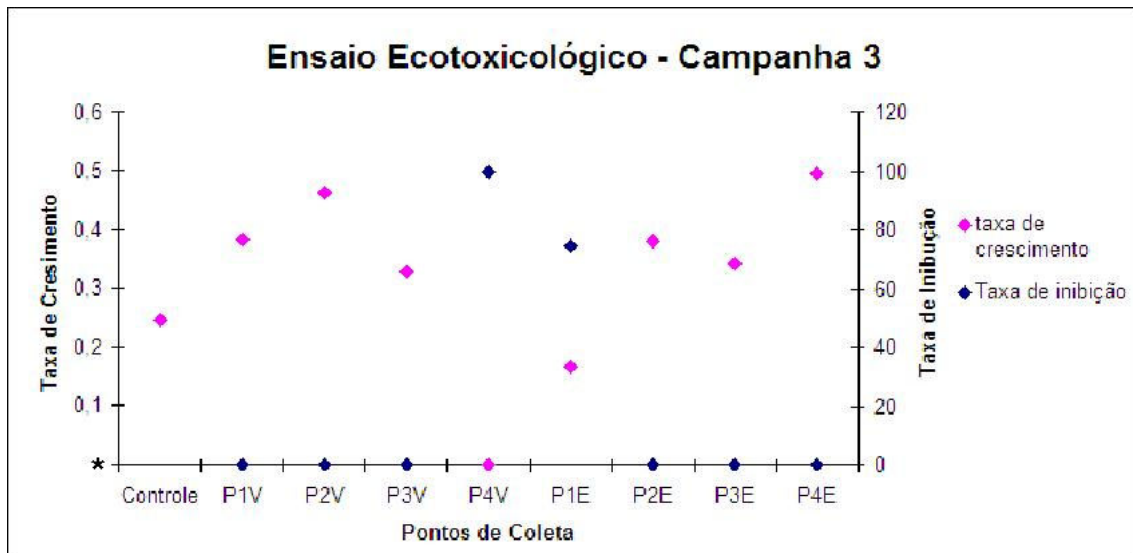


Figura 36. Ensaio de Ecotoxicologia realizado com as amostras coletadas na campanha 3.  
\* inibição nula ou negativa.

A campanha 4 apresentou toxicidade nos ponto 2 vazante, 4 vazante, 1 enchente, 2 enchente e 4 enchente. Sem correlações diretas com as outras medições, exceto pelo fato da ausência de coliformes dos três tipos analisados na amostra do ponto 4 vazante, indicando toxicidade aguda. No ponto 3 geralmente há grande quantidade de matéria orgânica, o que favorece o crescimento das algas (figura 37).

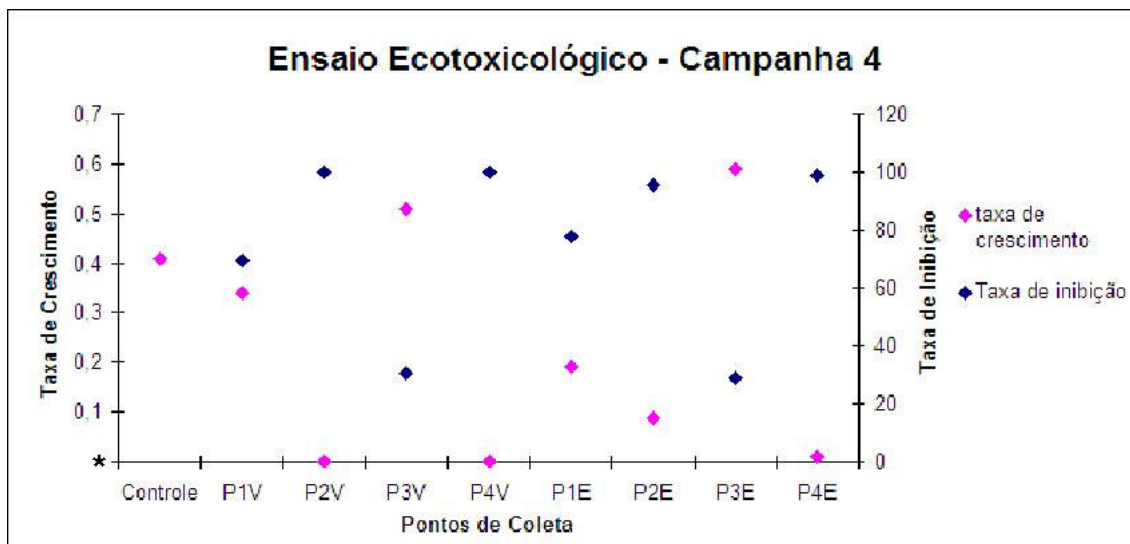


Figura 37. Ensaio de Ecotoxicologia realizado com as amostras coletadas na campanha 4.  
\* inibição nula ou negativa.

A campanha 5 foi realizada após um período de chuvas intensas, o que levaria a um aumento de toxicidade dos pontos mais próximos à desembocadura do rio (pontos 3 e 4), remanescendo durante a maré enchente. Podendo-se ainda observar grandes concentrações de fenol e amônia encontradas nesta campanha (figura 38).

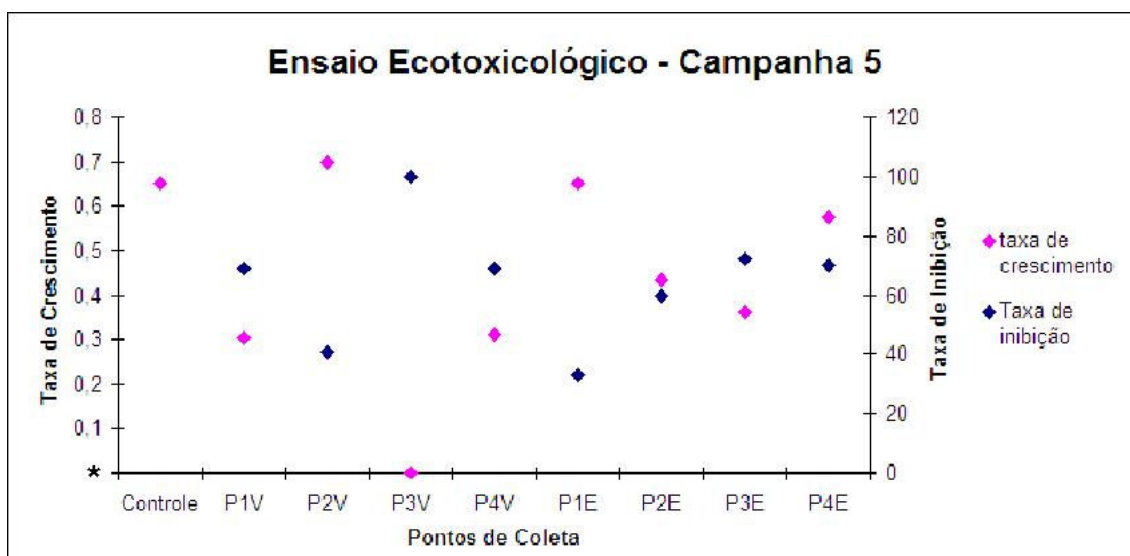


Figura 38. Ensaio de Ecotoxicologia realizado com as amostras coletadas na campanha 5.  
\* inibição nula ou negativa.

A campanha 6 apresentou toxicidade variável, indo do 0 ao 100. No geral, sem correlação direta com os outros parâmetros analisados (figura 39).

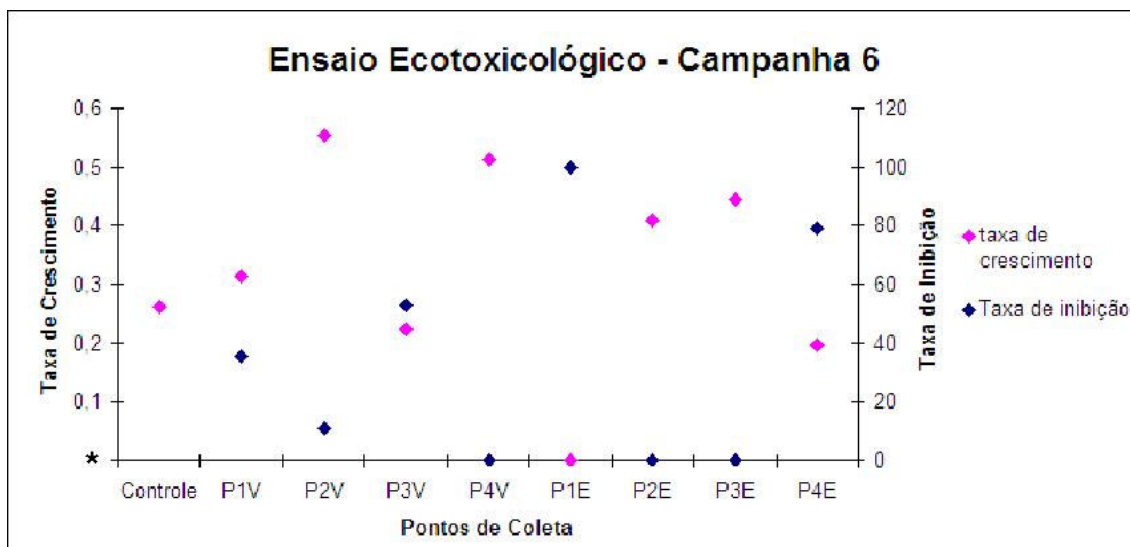


Figura 39. Ensaio de Ecotoxicologia realizado com as amostras coletadas na campanha 6.  
\* inibição nula ou negativa.

A análise estatística utilizando o Teste “t” de student trouxe as seguintes avaliações (tabela 23).

Tabela 23. Toxicidade das amostras como resultado do Teste “t”.

Campanha	P1E	P2E	P3E	P4E	P1V	P2V	P3V	P4V
Campanha 1	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
Campanha 2	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico
Campanha 3	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico
Campanha 4	Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Tóxico
Campanha 5	Não Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Tóxico
Campanha 6	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico

Através deste teste é possível ver que nem sempre uma taxa de inibição acima de zero significa que a amostra é tóxica ao meio.

## 6.15. IVA

Para calcular o IVA foram calculados primeiramente os valores do IMPCA e do IET para todos os pontos nas seis campanhas.

### 6.15.1. IPMCA

Os resultados encontrados dizem respeito à qualidade das amostras e suas respectivas categorias de qualidade (tabelas 24 a 29).

Tabela 24. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 1

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	6	4	4	2	2	6	6	4
Categoria	Péssima	Ruim	Ruim	Regular	Regular	Péssima	Péssima	Ruim

Tabela 25. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 2

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	4	6	4	2	6	6	4	2
Categoria	Ruim	Péssima	Ruim	Regular	Péssima	Péssima	Ruim	Regular

Tabela 26. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 3

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	2	2	2	2	2	2	2	2
Categoria	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular

Tabela 27. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 4

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	3	3	3	2	2	2	2	2
Categoria	Ruim	Ruim	Ruim	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular

Tabela 28. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 5

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	3	4	2	4	3	4	4	4
Categoria	Ruim	Ruim	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim



Tabela 29. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 6

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	2	4	2	4	4	4	4	4
Categoria	Regular	Ruim	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim

## 5.15.2. IET

O IET classifica as amostras de acordo com o seu grau de trofia, desde ultraoligotrófico a hipereutrófico (tabelas 30 a 35)

Tabela 30. IET dos pontos amostrados na campanha 1.

Campanha 1	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET(CI)	58,25	83,28	81,37	81,53	75,13	80,90	82,53	86,35
IET (PT)	20,24	20,24	22,68	21,18	20,24	19,08	20,24	22,68
<b>IET</b>	<b>39,24</b>	<b>51,76</b>	<b>52,02</b>	<b>51,36</b>	<b>47,69</b>	<b>49,99</b>	<b>51,38</b>	<b>54,51</b>
Ponderação	0,5	1	2	1	1	1	1	2

Tabela 31. IET dos pontos amostrados na campanha 2.

Campanha 2	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET(CI)	68,25	77,82	62,61	84,67	64,68	58,11	64,26	68,99
IET (PT)	29,54	21,98	19,08	21,18	21,18	23,84	23,84	21,98
<b>IET</b>	<b>48,90</b>	<b>49,90</b>	<b>40,84</b>	<b>52,93</b>	<b>42,93</b>	<b>40,97</b>	<b>44,05</b>	<b>45,49</b>
Ponderação	1	1	0,5	2	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabela 32. IET dos pontos amostrados na campanha 3.

Campanha 3	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET(CI)	71,01	64,28	67,92	64,17	76,66	70,71	67,86	70,55
IET (PT)	23,84	25,20	21,18	24,78	28,80	21,98	27,44	22,68
<b>IET</b>	<b>47,42</b>	<b>44,74</b>	<b>44,55</b>	<b>44,48</b>	<b>52,73</b>	<b>46,35</b>	<b>47,65</b>	<b>46,62</b>
Ponderação	1	0,5	0,5	0,5	2	0,5	1	0,5

Tabela 33. IET dos pontos amostrados na campanha 4.

Campanha 4	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET(CI)	64,68	56,63	62,60	56,49	64,32	64,36	58,08	64,14
IET (PT)	27,44	23,84	35,25	20,24	26,59	27,44	22,68	23,84
<b>IET</b>	<b>46,06</b>	<b>40,23</b>	<b>48,92</b>	<b>38,36</b>	<b>45,46</b>	<b>45,90</b>	<b>40,38</b>	<b>43,99</b>
Ponderação	0,5	0,5	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Tabela 34. IET dos pontos amostrados na campanha 5.

Campanha 5	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET(CI)	99,75	92,19	91,54	85,08	74,84	78,13	73,52	89,99
IET (PT)	20,24	23,84	23,84	27,44	17,58	21,18	19,08	28,60
IET	59,99	58,01	57,69	56,26	46,21	49,66	46,30	59,29
Ponderação	3	2	2	2	0,5	1	0,5	3

Tabela 35. IET dos pontos amostrados na campanha 6.

Campanha 6	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET(CI)	82,77	66,88	69,51	56,57	89,18	74,46	79,48	74,46
IET (PT)	19,08	23,84	23,29	22,68	26,28	24,78	23,29	21,18
IET	50,93	45,36	46,40	39,62	57,73	49,62	51,38	47,82
Ponderação	1	0,5	0,5	0,5	2	1	1	1

### 5.15.3. IVA

O IVA nos dá a impressão geral da qualidade da água, considerando o estado trófico, as substâncias essenciais e as tóxicas. Os resultados obtidos e suas traduções em estado de qualidade estão descritos a seguir (tabela 36 e figura 40).

Tabela 36. IVA calculado para todas as campanhas de amostragem.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
Campanha 1	7,7	5,8	6,8	3,4	3,4	8,2	8,2	6,8
Qualidade	Péssima	Ruim	Péssima	Regular	Regular	Péssima	Péssima	Péssima
Campanha 2	5,8	8,2	5,3	4,4	7,7	7,7	5,3	2,9
Qualidade	Ruim	Péssima	Ruim	Regular	Péssima	Péssima	Ruim	Boa
Campanha 3	3,4	2,9	2,9	2,9	4,4	3	3,4	2,9
Qualidade	Regular	Boa	Boa	Boa	Regular	Boa	Regular	Boa
Campanha 4	4,1	4,1	4,6	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9
Qualidade	Regular	Regular	Ruim	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
Campanha 5	6,6	6,8	4,4	6,8	4,1	5,8	5,3	7,8
Qualidade	Ruim	Ruim	Regular	Péssima	Regular	Ruim	Ruim	Péssima
Campanha 6	3,4	5,3	2,9	5,3	6,8	5,8	5,8	5,8
Qualidade	Regular	Ruim	Boa	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim

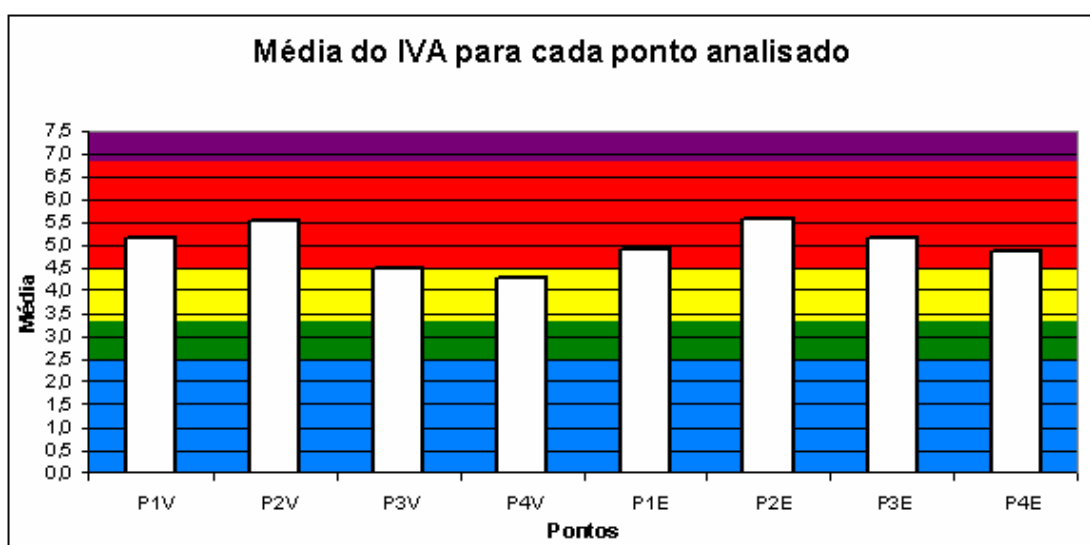


Figura 40. Média do IVA calculado para cada ponto de amostragem durante as campanhas de coleta. Cores correspondentes às categorias do IVA: azul (ótimo), verde (boa), amarelo (regular), vermelho (ruim) e roxo (péssima).

Na tabela e gráfico é possível observar que nenhum dos pontos analisados mantém qualidade constante durante o ano. O mesmo ponto mostra estados de qualidade diferentes de acordo com a maré e a campanha. Tanto o IPMCA quanto o IET são baseados nas concentrações estabelecidas pela Resolução CONAMA 20/86 (NORONHA, 2004).

O cálculo do IVA como foi estabelecido não permite que um parâmetro com maior qualidade sobreponha um outro com qualidade pior, este provavelmente definirá o valor do sub-índice. O índice permite que se façam então adaptações constantes, de acordo com as novas legislações vigentes e limites, sendo necessário apenas modificar os valores de referência para as ponderações. (NORONHA, 2004).

## 6.16. IVA adaptado

### 6.16.1. Parâmetros Complementares

Alguns dos parâmetros do presente estudo não se encaixam no IVA, contudo num monitoramento são importantes para auxiliar na interpretação dos dados e resultados e fornecer dados do ambiente.

Os parâmetros salinidade, condutividade, temperatura, turbidez e alcalinidade apresentam propriedades típicas estuarinas e descrevem o cenário onde será feito o monitoramento. Apesar de importante para a biota, a variação desses parâmetros podem não resultar de poluição, e, por conseguinte não oferecem perigo iminente ao seres aquáticos.

Os coliformes não fazem parte do IVA, mas integram uma série de outros índices como bioindicadores de contaminação por efluentes residenciais, dando a informação de conservação e de que outras substâncias podem estar sendo lançadas na água. Os ensaios Ecotoxicológicos por vezes tiveram sugestão nos resultados encontrados na Colimetria. As controvérsias sobre o uso desses marcadores levam a indicar apenas a *E. coli* como suficiente para verificar contaminação fecal, dispensando os parâmetros Coliformes Totais e

Fecais. Outra sugestão seria o uso de um indicador mais apropriado à região, como os *Enterococos*.

#### 6.16.2. Parâmetros que integram o IVA adaptado

##### 6.16.2.1. IET

Os parâmetros fósforo e clorofila permanecem inalterados em seus valores de referência assim como o cálculo do IET. O nitrogênio (amônia) apesar de indutor de eutrofização entraria no grupo das substâncias tóxicas do IPMCA.

##### 6.16.2.2. IPMCA

Seguindo a metodologia normalmente utilizada no cálculo do IVA, dentro da permissão de alterações do índice e baseado nos resultados obtidos neste estudo. As alterações propostas o IPMCA seguem conforme o quadro 4:

Quadro 4. IPMCA adaptado segundo o estudo.

Grupos	Parâmetros	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Parâmetros Essenciais (PE)	OD (mg/L)	A	> 5,0	1
		B	2,0 a 5,0	2
		C	< 2,0	3
	pH (Sorensen)	A	6,0 a 9,0	1
		B	5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5	2
		C	< 5,0 e > 9,5	3
	Toxicidade	A	Não Tóxico	1
		B	Efeito Crônico	2
		C	Efeito Agudo	3
Substâncias Tóxicas (ST)	Fenóis (mg/L)	A	£ 0,001	1
		B	> 0,001 a 0,050	2
		C	> 0,050	3
	Surfactantes (mg/L)	A	£ 0,5	1
		B	> 0,5 a 1,00	2
		C	> 1,00	3
	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	A	< 0,04	1
		B	0,04 a 0,07	2
		C	> 0,07	3

Desta maneira, o resultado do IPMCA do presente estudo com as adaptações ficaria da seguinte maneira (Tabela 37 a 42).

Tabela 37. IPMCA adaptado dos pontos amostrados na campanha 1.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	4	4	4	4	6	4	9	6
Categoria	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Péssima	Péssima

Tabela 38. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 2.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	4	4	4	2	6	4	6	3
Categoria	Ruim	Ruim	Ruim	Regular	Péssima	Ruim	Péssima	Ruim

Tabela 39. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 3.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	4	4	2	2	4	2	4	2
Categoria	Ruim	Ruim	Regular	Regular	Ruim	Regular	Ruim	Regular

Tabela 40. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 4.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	6	4	4	4	4	2	4	4
Categoria	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Regular	Ruim	Ruim

Tabela 41. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 5.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	3	4	4	4	3	4	4	4
Categoria	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim

Tabela 42. IPMCA dos pontos amostrados na campanha 6.

	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IPMCA	2	4	4	4	4	4	4	4
Categoria	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim

### 6.16.3. Cálculo do IVA adaptado

Segundo a metodologia determinada pela CETESB e as adaptações propostas neste trabalho, o novo cálculo do IVA terá o seguinte resultado (tabela 43 e figura 41):

Tabela 43. Resultado do IVA adaptado.

<b>Campanha 1</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET (ponderação)	0.5	1	2	1	1	1	1	2
IPMCA x 1,2	4.8	4.8	4.8	4.8	3.6	4.8	10.8	7.2
<b>IVA</b>	<b>5.3</b>	<b>5.8</b>	<b>6.8</b>	<b>5.8</b>	4.6	<b>5.8</b>	<b>11.8</b>	<b>9.2</b>
Categoria	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
<b>Campanha 2</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET (ponderação)	1	1	0.5	2	0.5	0.5	0.5	0.5
IPMCA x 1,2	4.8	4.8	4.8	2.4	7.2	4.8	7.2	3.6
<b>IVA</b>	<b>5.8</b>	<b>5.8</b>	<b>5.3</b>	<b>4.4</b>	<b>7.7</b>	<b>5.3</b>	<b>7.7</b>	<b>4.1</b>
Categoria	Ruim	Ruim	Ruim	Regular	Péssima	Ruim	Péssima	Regular
<b>Campanha 3</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET (ponderação)	1	0.5	0.5	0.5	2	0.6	1	0.5
IPMCA x 1,2	4.8	4.8	2.4	2.4	4.8	2.4	4.8	2.4
<b>IVA</b>	<b>5.8</b>	<b>5.3</b>	<b>2.9</b>	<b>2.9</b>	<b>6.8</b>	<b>3</b>	<b>5.8</b>	<b>2.9</b>
Categoria	Ruim	Ruim	Boa	Boa	Péssima	Boa	Ruim	Boa
<b>Campanha 4</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET (ponderação)	0.5	0.5	1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
IPMCA x 1,2	7.2	4.8	4.8	4.8	4.8	2.4	4.8	4.8
<b>IVA</b>	<b>7.7</b>	<b>5.3</b>	<b>5.8</b>	<b>5.3</b>	<b>5.3</b>	<b>2.9</b>	<b>5.3</b>	<b>5.3</b>
Categoria	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Boa	Ruim	Ruim
<b>Campanha 5</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET (ponderação)	3	2	2	2	0.5	1	0.5	3
IPMCA x 1,2	3.6	4.8	4.8	4.8	3.6	4.8	4.8	4.8
<b>IVA</b>	<b>6.6</b>	<b>6.8</b>	<b>6.8</b>	<b>6.8</b>	<b>4.1</b>	<b>5.8</b>	<b>5.3</b>	<b>7.8</b>
Categoria	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Regular	Ruim	Ruim	Péssima
<b>Campanha 6</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IET (ponderação)	1	0.5	0.5	0.5	2	1	1	1
IPMCA x 1,2	2.4	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8	4.8
<b>IVA</b>	<b>3.4</b>	<b>5.3</b>	<b>5.3</b>	<b>5.3</b>	<b>6.8</b>	<b>5.8</b>	<b>5.8</b>	<b>5.8</b>
Categoria	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim

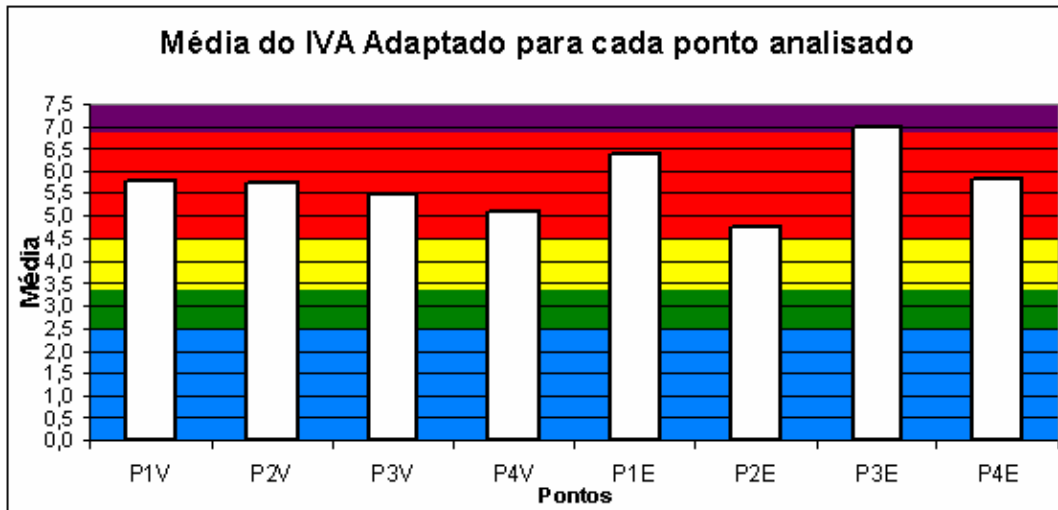


Figura 41. Média do IVA calculado para cada ponto de amostragem durante as campanhas de coleta. Cores correspondentes às categorias do IVA: azul (ótimo), verde (boa), amarelo (regular), vermelho (ruim) e roxo (péssima).

#### 6.16.3.1. Diferenças no IVA e no IVA adaptado

Na comparação de resultados entre o IVA tradicional e o adaptado vemos grandes diferenças (figura 42), por vezes a mudança de categoria é para um estado melhor, vezes para um estado pior de qualidade. O IVA na forma que está estruturado é muito influenciado por parâmetros que não são apropriados ou geralmente encontrados na água superficial estuarina, como os limites de oxigênio considerados muito baixos, mas que para o estuário estão de acordo com a variação diária causada pela maré e com o menor poder de retenção do oxigênio na água salobra, e os metais pesados. Os metais pesados, mesmo não sendo encontrado na grande maioria das amostras de água superficial, ainda entram no cálculo, como parte da equação do IPMCA, ao se retirar esses elementos, o denominador da divisão feita pelo IPMCA diminuiu, aumentando o valor final do IPMCA, e consequentemente o valor do IVA.



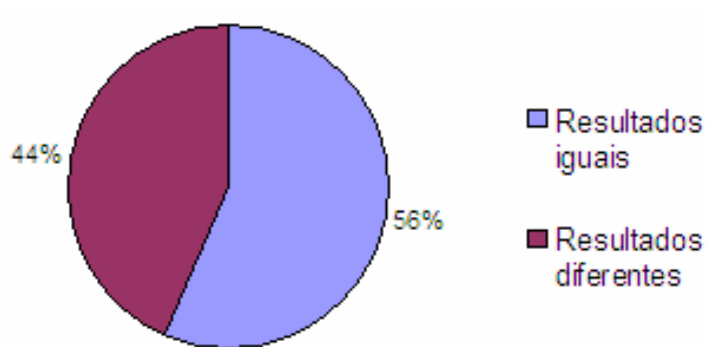


Figura 42. Diferença percentual entre os resultados encontrados do cálculo do IVA e do IVA adaptado.

Essa significativa diferença nos resultados reflete os reais impactos causados pela intrusão de substâncias poluidoras no estuário. Com a inclusão da amônia, um importante poluente com grande influência na qualidade de água é considerado.

No geral a água da Baía de Vitória tem qualidade ruim ou péssima, ratificando a grande discordância com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357. As alterações para categorias melhores se deram pelos novos valores de oxigênio dissolvido considerados, mais apropriados para os estuários (tabela 44).

Tabela 44. Resultados do IVA e do IVA adaptado.

<b>Campanha 1</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IVA	Péssima	Ruim	Péssima	Regular	Regular	Péssima	Péssima	Péssima
IVA adaptado	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
<b>Campanha 2</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IVA	Ruim	Péssima	Ruim	Regular	Péssima	Péssima	Ruim	Boa
IVA adaptado	Ruim	Ruim	Ruim	Regular	Péssima	Ruim	Péssima	Regular
<b>Campanha 3</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IVA	Regular	Boa	Boa	Boa	Regular	Boa	Regular	Boa
IVA adaptado	Ruim	Ruim	Boa	Boa	Péssima	Boa	Ruim	Boa
<b>Campanha 4</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IVA	Regular	Regular	Ruim	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa
IVA adaptado	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim	Ruim	Boa	Ruim	Ruim
<b>Campanha 5</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IVA	Ruim	Ruim	Regular	Péssima	Regular	Ruim	Ruim	Péssima
IVA adaptado	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima	Regular	Ruim	Ruim	Péssima
<b>Campanha 6</b>	P1V	P2V	P3V	P4V	P1E	P2E	P3E	P4E
IVA	Regular	Ruim	Boa	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim
IVA adaptado	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim	Ruim

O IVA adaptado é voltado para um monitoramento a médio e longo prazo. Realizando durante o ano hidrológico o monitoramento dos parâmetros relatados, pode-se calcular o IVA adaptado juntamente com a análise complementar que dá ao IVA as condições de contorno na qual se pode inferir as relações entre os parâmetros, o ambiente e as variações normais ou não do estuário. Melhorando a interpretação do Índice e auxiliando nas tomadas de decisão e gestão do sistema estuarino da Baía de Vitória.

## 7. CONCLUSÕES

O Índice de Proteção da Vida Aquática através da sua flexibilidade metodológica, permitiu ajustes para o ambiente estudado pela constituição do IVA adaptado, aplicado na porção média e superior da Baía de Vitória, servindo como uma ferramenta de avaliação ambiental e monitoramento para o planejamento e gestão da região.

Por ter sido construído para ambientes dulcícolas, os parâmetros e limites incluídos pelo IVA foram modificados para o estuário da Baía de Vitória, pois as condições naturais deste local priorizam aspectos diferentes dos encontrados em rios e reservatórios. Foram retirados do Índice os metais pesados pela ineficácia de sua quantificação nas águas estuarinas e informações de estudos progressos e incluído o nitrogênio amoniacal como representante de importante fonte de poluição, especialmente por fontes pontuais em toda extensão da área de estudo.

Como ensaio ecotoxicológico, foi utilizada a alga *Skeletonema costatum*, que demonstrou a toxicidade de cada amostra analisada e também o enriquecimento pelas altas concentrações de nutrientes que são lançados diretamente e que são carregados pelos afluentes da Baía de Vitória e causam eutrofização deste ambiente.

No cálculo do IVA adaptado sugerido neste trabalho o IET permaneceu inalterado enquanto que o IPMCA foi ajustado segundo permissões metodológicas, guiado pelo monitoramento realizado durante o ano hidrológico e estudos anteriores na região. Na comparação entre o IVA e o IVA adaptado, as diferenças significativas nas médias de cada ponto amostral refletiram os efeitos dos parâmetros alterados e representam o ajuste do índice para a região estudada.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMIARD-TRIQUET, C.; RAINBOW, P. S. **Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems: A Case Study**. CRC Press, 2009. ISBN: 1420062603

AZEVEDO, Maristela. **A osmorregulação como bioindicadores para análise do impacto de contaminantes e avaliação de regiões costeiras brasileiras**. Dissertação apresentada à Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

BASTOS, Rafael K.X.; BEVILACQUA, Paula Dias; NASCIMENTO, Luís Eduardo do; CARVALHO, Geisla R.M.; SILVA, Carolina Ventura da. **Coliformes como indicadores da qualidade da água. Alcance e limitações**. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre. Anais. ABES, Ref. II-018. 2000.

BORJA, Angel; BALD, Juan; FRANCO, Javier; LARRETA, Joana; MUXIKA, Iñigo; REVILLA, Marta; RODRÍGUEZ, J. Germán; SOLAUN, Oihana; URIARTE, Ainhize; VALENCIA, Victoriano. Using multiple ecosystem components in assessing ecological status in Spanish (Basque Country) Atlantic marine waters. **Marine Pollution Bulletin**, v. 59, n.1-3, p. 54-64, 2009.

Brasil. **Resolução Conama nº 357** de 17 de março de 2005.

CARDOSO, Luciana de Souza; MARQUES, David M.L. da Motta. Relações do Índice de Qualidade de Água (IQA) com a Variação Temporal e Espacial da Comunidade Zooplancônica do Sistema Lagunar de Tramandaí (Litoral Norte do Rio Grande do Sul - RS Brasil). **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n.2, p. 123-134, Abr/Jun 2006.

CASTRO, Mônica de Souza Mendes. **Análise da influência das águas do canal da Passagem sobre o padrão de escoamento na baía do Espírito Santo**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2001.

CASTRO, Pedro Assis Ribeiro de. **Monitoramento ecotoxicológico de sedimento de manguezal contaminado com hidrocarbonetos de petróleo**.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

CETESB. **Variáveis de qualidade da água**. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>> acesso em 10/01/2010.

CHACALTANA, Teresa Susana Aquije. **Mapeamento de áreas de sensibilidade ambiental ao derrame de óleo na Baía de Vitória, ES**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2007.

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

CORREIA JÚNIOR, Yalmo. Estudo da variação de parâmetros de qualidade de água em pontos da região do estuário do Rio Santa Maria da Vitória. Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, 2003.

COUCEIRO, Mariana Afonso Abade e SCHETTINI, Carlos Augusto França. Estudo da Dinâmica dos Sedimentos em Suspensão do Estuário do Rio Araranguá (SC): Possíveis Efeitos da Drenagem Ácida da Atividade de Mineração de Carvão. **Geociências**, São Paulo, UNES, v. 29, n. 2, p. 251-266, 2010.

COURRAT, A.; LOBRY, J.; NICOLAS, D.; LAFFARGUE, P.; AMARA, R.; LEPAGE, M.; GIRARDIN, M.; PAPE, O. Le. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine áreas for marine species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 81, p. 179–190, 2009.

CRUZ, C. DA; CUBO, P.; GOMES, G. R.; VENTURINI, F. P.; GUILHERME, P. E. & PITELLI, R. A. Sensibilidade de Peixes Neotropicais ao Dicromato de Potássio. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 3, n. 1, p. 53-55, 2008.

DAUVIN, Jean-Claude; RUELLET, Thierry. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? **Marine Pollution Bulletin**, n. 59, p. 38–47, 2009.

DIAS, Maria Helena Brito. **Distribuição de Matéria Orgânica, Nitrogênio e Fósforo de Uma Secção Transversal do Manguezal No Estuário da Baía de Vitória**. Dissertação Apresentada Ao Programa de Graduação de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2005.

FERREIRA, Nicolle Corrêa. **Aplicação de Índices de Qualidade de Água (IQA) como apoio à piscicultura marinha**. Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Aqüicultura do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis- SC, 2009.

FINDLAY, S. E. G.; SINSABAUGH, R. L. **Aquatic Ecosystems: interactive of Dissolved Organic Matter**. San Diego: Academic Press, 2003.

FONSECA, F. R. **Distribuição espacial e temporal da ictiofauna da baía de Vitória, ES**. Monografia apresentada ao Curso de Graduação de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo, 2003.

FONSECA, Fabrício Resende. **Análise da Viabilidade da Utilização de Informações a Respeito da Comunidade de Peixes e de Variáveis Ambientais no Monitoramento da Qualidade da Água em Canais de Manguezal do Estuário da Baía de Vitória**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Federal do Espírito Santo, 2005.

FREER, Enrique; VARGAS-MONTERO, Maribel. Floraciones algales nocivas en la costa pacífica de Costa Rica: toxicología y sus efectos en el ecosistema y salud pública. **Acta Médica Costarricense** v.45, n.4, San José, 2003.

FRENCH, Peter W. **Coastal and estuarine management**. **Routledge Environmental Series**. New Fetter Lane, London, 1997. ISBN 0-415-13759-4

GASPAROTTO, P.H.G. ROCHA, C.S. dos; GRECELLÉ, C.B.Z. **Quantificação de coliformes totais e fecais pela em amostras de água do município de Ji-Paraná.** Disponível em <<http://www.revista.ulbrajp.edu.br/seer/inicia/ojs/include/getdoc.php?id=1279&article=440&mode=pdf>> acesso em 17/10/2009.

GAZZOLA, Ana Cecília. **Efeitos da amônia e do oxigênio dissolvido na sobrevivência de alevinos de dourado, *Salminus brasiliensis*.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Aqüicultura da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aqüicultura. Florianópolis, 2003.

GRAPHING SISTEM . Goldem Software Inc. **Grapher**, versão 7.1. Colorado, 2007.

JESUS, Honório Coutinho de; COSTA, Elza de Abreu; MENDONÇA, Antônio Sérgio Ferreira; ZANDONADE, Eliana. Distribuição de Metais Pesados em Sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 378-386, 2004.

JESUS, H. C.; BARROS, A. C.; SANTANA, E. J.; CEOTTO, C. S. e SILVA, L. B. **Avaliação da poluição e distribuição temporal de metais pesados em águas e sedimentos do sistema estuarino de Vitória-ES.** Relatório final de projeto de pesquisa, 2008.

JOYEUX, Jean-Christophe; PEREIRA, Bruno Bicalho; ALMEIDA, Hilton Gomes de. The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. **Journal of Plankton Research**, v. 26, n. 11, p. 1277–1287, 2004.

LANE, Robert R.; DAY, JR John; MARX, Brian D.; REYES, Enrique; HYFIELD, Emily; DAY, Jason N. The effects of riverine discharge on temperature, salinity, suspended sediment and chlorophyll  $\alpha$  in a Mississippi delta estuary measured using a flow-through system. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n.74, p. 145-154, 2007.

MACEDO, R.S.; RÖRIG, L.R.; URBAN, S.R.; CASTRO-SILVA, M.A. da; PEREIRA-FILHO, J. Avaliação do efeito das águas superficiais dos estuários dos rios Camboriú e Itajaí-Açú sobre o crescimento da diatomácea *Skeletonema costatum*. **Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology**, v. 9, n. 2, 2005.

MACEDO, R.S.; RÖRIG, L.R.; URBAN, S.R.; CASTRO-SILVA, M.A. da; PEREIRA-FILHO, J. Avaliação do efeito das águas superficiais dos estuários dos Rios Camboriú e Itajaí-Açú sobre o crescimento da diatomácea *Skeletonema costatum*. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol.**, v.9, n.2, p.9-15, 2005.

MARINS, Marília Oliveira Silvia. **A utilização da microalga *Skeletonema costatum* (Greeville) Cleve (Bacillariophyceae) na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas de Pernambuco**. Dissertação apresentada ao Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

MATTA, Marcus E. M. da; FLYNN, Maurea N. Estrutura da comunidade fitoplanctônica no gradiente de salinidade do estuário de Cananéia – SP. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v.1, n.1, out, 2008.

MEDEIROS, C. & KJERFVE, B. Longitudinal Salt and Sediment Fluxes in a Tropical Estuary: Itamaracá, Brazil. **Journal of Coastal Research**. V.21, n.4, p. 751-758, 2005.

MIRANDA, B. M.; CASTRO, B.M.; KJERIEVE, B. **Princípios de Oceanografia física de estuários**. São Paulo: EDUSP, 2002.

MORAIS, Andréa Castro de. **Estimativa de cargas poluidoras na Baía de Vitória com uso de Sistemas de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.



NEZLIN, Nikolay P.; KAMER, Krista; HYDE, Jim; STEIN, Eric D. Dissolved oxygen dynamics in a eutrophic estuary, Upper Newport Bay, Califórnia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 82, p. 139–151, 2009.

NORONHA, Luiz Manoel Silva. **Índices de qualidade de água como ferramentas na avaliação de Recursos Hídricos**. Dissertação apresentada ao programa de Pós graduação em Engenharia Ambiental. UFES, 2004.

OHREL, Ronald L., Jr.; REGISTER, Kathleen M. **Volunteer Estuary Monitoring: A Methods Manual**. Second Edition. The Ocean Conservancy and EPA, Washington, DC, 2006.

OKUMURA, Maria Paula Martinez. **A água onde o peixe vive**. Disponível em <<http://www.bichoonline.com.br/artigos/Xmp0001.html>> acesso em 14/10/2009.

OLIVEIRA, Renata Jardim de. **Avaliação da qualidade de água da Baía do Espírito Santo no período de 2000 a 2005**. Monografia apresentada ao curso de graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo, 2006.

OLIVEIRA, Renata Jardim de. **Avaliação da qualidade de água da Baía do Espírito Santo no período de 2000 a 2005**. Monografia apresentada ao curso de graduação em Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo. 2006.

PASSAVANTE, J. Z. de O.; ANJOS, D. L. dos; FEITOSA, F. A. do N. Biomassa Fitoplanctônica como Ferramenta para Determinação da Qualidade da Água dos Estuários de Pernambuco (Brasil). **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**, Caxambu – MG, 23 a 28 de Setembro de 2007.

PNMA – Programa Nacional de Meio Ambiente. **Índices e Indicadores de Qualidade da Água – Seleção Preliminar e Material de Apoio para Aplicação**. Disponível em <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/indice-agua-volume2.pdf>> acesso em 20/06/2010.

RAMOS, Roberto Santos; CASTRO, Antonio Carlos Leal de. Monitoramento das Variáveis Físico-Químicas no Cultivo de *Crassostrea rhizophorae*

(Mollusca) (Guilding, 1928) no Estuário de Paquatua - Alcântara/ Ma, Brasil. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, n.17, p.29-42, 2004.

RAMOS, Tomas Augusto Barros. **Sistemas de Indicadores e Índices de Qualidade da Água e Sedimento em Zonas Costeiras**. Dissertação para a obtenção do grau de Mestre em Ciências das Zonas Costeiras, apresentada à Universidade de Aveiro, Portugal, 1996.

REIS, José Antonio Tosta dos e MENDONÇA, Antônio Sérgio Ferreira. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.14, n.3, p. 353-362, jul/set 2009.

RIBEIRO, Elaine Nolasco. **Avaliação de indicadores microbianos de balneabilidade em ambientes costeiros de Vitória/ES**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação em Engenharia Ambiental do Centro tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, 2002.

RIGO, Daniel. **Análise do Escoamento em Regiões Estuarinas com Manguezais - Medições e Modelagem na Baía de Vitória, ES**. Tese apresentada à Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, para o título de doutor em Engenharia Oceânica, 2004.

RIGO, Daniel. **Aplicação de Sistemas de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto para auxílio ao Gerenciamento Costeiro da Baía de Vitória, ES**. Relatório Final apresentado ao Fundo de Apoio à Ciência e Tecnologia do Município de Vitória – FACITEC. 2007.

ROCHA, Carlos Marcio S; PAULINO, Walt Disney. **Qualidade da água para piscicultura**. Leitura de minuto. Disponível em <[portal.cogerh.com.br/eixos-de-atuacao/...e.../file](http://portal.cogerh.com.br/eixos-de-atuacao/...e.../file)> acesso em 25/10/2009.

RODRIGUES, Cleidianne Sousa Pereira. **Perfil da Comunidade Microbiana e Distribuição de Nutrientes Ao Longo do Estuário do Rio Cachoeira (Ilhéus, Ba)**. Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais. Bahia, 2009.

SILVA, Vanessa Karla; FERREIRA, Milena Wolff; LOGATO, Priscila Vieira Rosa. **Qualidade da água na Piscicultura**. Disponível em <[http://www.editora.ufla.br/BolExtensao/pdfBE/bol\\_94.pdf](http://www.editora.ufla.br/BolExtensao/pdfBE/bol_94.pdf)> acessado em 14/09/09.

SOUSA, Maíra Paula de. **Organismos planctônicos de sistemas de lagoas de tratamento de esgotos sanitários como alimento natural na criação de tilápia do Nilo**. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2007.

TEMBY, Nepelle e CRAWFORD, Christine. **Coastal & Estuarine Resource Condition Assessment: A Baseline Survey in the Southern NRM Region, Tasmania**. Final Report to NHT, JUNE 2008.

THORNTON, Daniel C. O.; THAKE, Brenda. Effect of temperature on the aggregation of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae) and the implication for carbon flux in coastal waters. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 174: 223-231, 1998.

VIEIRA, Jodnes Sobreira. **Parâmetros limnológicos, zoneamento de áreas aquícolas e capacidade de suporte para tanques-rede nos reservatórios de Itutinga e Camargos**. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Lavras. Minas Gerais, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3ª edição, volume 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2005.

ZAGATTO, Pedro A.; BERTOLETTI, Eduardo. **Ecotoxicologia Aquática - Princípios e Aplicações**. 2ª Edição. São Carlos: Rima, 2008.