



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

ANDREIA CARVALHO DOS SANTOS

**ANÁLISE ECOTOXICOLÓGICA DE SEDIMENTO DO ESTUÁRIO DA BAÍA
DE VITÓRIA (ES) COM DIFERENTES GRANULOMETRIAS**

Vitória
2011

ANDREIA CARVALHO DOS SANTOS

**ANÁLISE ECOTOXICOLÓGICA DE SEDIMENTO DO ESTUÁRIO DA BAÍA
DE VITÓRIA (ES) COM DIFERENTES GRANULOMETRIAS**

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, na área de concentração em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Rigo.

VITÓRIA
2011

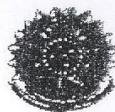
Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES,
Brasil)

S237a Santos, Andreia Carvalho dos, 1975-
Análise ecotoxicológica de sedimento do estuário da
Baía de Vitória (ES) com diferentes granulometrias /
Andreia Carvalho dos Santos. – 2011.
88 f. : il.

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

1. Dragagem. 2. Legislação. 3. Sedimentos estuarinos -
Monitorização. 4. Toxicologia ambiental. I. Rigo, Daniel. II.
Universidade Federal do Espírito Santo. Centro
Tecnológico. III. Título.

CDU: 628



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

**“Análise ecotoxicológica de sedimento do estuário da
Baía de Vitória (ES) com diferentes granulometrias”.**

ANDREIA CARVALHO DOS SANTOS

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Daniel Rigo
Orientador – DEA/CT/UFES

Prof. Dr. Sérgio Túlio Alves Cassini
Examinador Interno – DEA/CT/UFES

Profa. Dra. Teresa Cristina Brazil de Paiva
Examinadora Externa – USP

Coordenadora do PPGEA: Profa. Dra. Regina de Pinho Keller

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, ES, 13 de julho de 2011.

A Deus, minha mãe e meu marido.
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof^o Dr. Daniel Rigo, meu orientador, pela atenção e paciência a mim dedicadas em todos os momentos.

A Aplysia, Empresa de Tecnologia Ambiental, pela doação da cepa de *Skeletonema costatum* e a todo apoio técnico de que precisei.

Ao Professor Sérgio Túlio por me permitir utilizar o LabSan para a pesquisa.

Ao meu marido, Rodrigo, pela paciência e apoio incondicionais.

Ao Rafael Lopes Vasconcelos, cuja dedicação, amizade e alegria contagiante foram fundamentais para a realização deste trabalho.

A Jéssica pelo empenho e amizade.

Aos colegas do Labsan, difícil enumerar, pois todos me ajudaram de alguma forma: Elaine, Georgete, Paulo Wagner, Pedro Cassini, Renata Pasini, Rodrigo, Cristiane, Lorena, Danieli Soares...

À Amanda, Brunella, Ingrid e Jozi pelo apoio em uma hora difícil.

A toda equipe do GEAR e à Rose, secretária do PPGEA – UFES, pelo apoio prestado.

A minha mãe e irmãos pelo amor e pela valorização ao estudo.

Ao CNPQ pela bolsa de mestrado.

RESUMO

A Baía de Vitória (ES) abrange um sistema estuarino importante, contendo um dos complexos portuários mais importantes do país. As atividades portuárias associadas à intensa urbanização causam prejuízos ambientais para a região, incluindo constantes dragagens e aterros. A principal fonte de contaminação na região é o lançamento de esgoto da drenagem continental. O presente trabalho caracteriza os sedimentos de alguns pontos da baía quanto à localização, granulometria e toxicidade visando contribuir para a análise da legislação sobre monitoramento do sedimento em eventos de dragagem. Durante a remobilização, o sedimento é ressuspenso juntamente com os contaminantes para a coluna d'água podendo gerar impactos tanto no local dragado como no de disposição. Para avaliar a toxicidade do sedimento com diferentes granulometrias foram realizados monitoramentos, incluindo ensaios ecotoxicológicos agudos com a bactéria *Vibrio fischeri* e crônicos com a microalga *Skeletonema costatum*. As análises físico-químicas e os testes com *Skeletonema costatum* foram feitos com elutriato e os testes com *Vibrio fischeri* com água intersticial. Foram selecionados 9 diferentes pontos de coleta de sedimento com diversos teores de areia e de lama. Os resultados obtidos com os ensaios ecotoxicológicos indicaram correspondência entre a toxicidade do sedimento e a proximidade com as fontes de contaminação. Porém, o mesmo não ocorreu para a relação teor de lama e contaminação. Alguns pontos de coleta, embora o percentual de lama fosse baixo ($\leq 10\%$), apresentaram toxicidade, o que contribuiu para uma discussão sobre as diretrizes e procedimentos da Resolução Conama 344/04. Sendo assim, foi verificado que não se pode destituir de monitoramento o sedimento de um estuário ou baía apenas pela granulometria - independente do volume a ser dragado - sem se referir à questão da contaminação e da proximidade de fontes de contaminação.

Palavras chave: dragagem, monitoramento de sedimento, ecotoxicologia, estuário, granulometria.

ABSTRACT

The Bay of Vitória (ES, Brazil) comprises an important estuarine system and one of the most significant port complexes in Brazil. Port activities along with intense urbanization are responsible for environmental damages in the area, including constant dredging and landfills. The main source of contamination in the area is sewage dumping from continental drainage. This study characterizes sediments from some points of the bay according to location, granulometry, and toxicity in order to contribute to analyzing the laws regulating sediment monitoring during dredging events. During remobilization, sediment is resuspended with contaminants to the water column, which can cause impacts on both dredged and disposal areas. Sediment toxicity with different grain sizes was assessed through acute ecotoxicological testing with bacterium *Vibrio fischeri*, and chronic ecotoxicological testing with microalgae *Skeletonema costatum*. The physical-chemical analyses and tests with *Skeletonema costatum* were performed through elutriation, and the tests with *Vibrio fischeri* used interstitial water. Nine (9) different sediment collection points, with varied sand and mud contents, were selected. The results obtained from ecotoxicological testing showed correspondence between sediment toxicity and proximity to contamination sources. However, this was not found for the relation between mud content and contamination. Some collection points presented toxicity despite the fact that mud content was low ($\leq 10\%$). This contributes to the discussion about the guidelines and proceedings in the CONAMA (Brazilian Council for the Environment) Resolution 344/04. We verified that sediments of an estuary or bay cannot be deprived from monitoring based only on grading — regardless of the amount being dredged — without taking the contamination and proximity to contamination sources into account.

Keywords: dredging, sediment monitoring, ecotoxicology, estuary, granulometry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Mapa do sistema estuarino da Ilha de Vitória.....	16
Figura 2 - Imagem de satélite LANDSAT TM da região de estudo.....	20
Figura 3 – Baía de Vitória - Imagem do satélite Landsat 7	21
Figura 4 - Mapa faciológico dos sedimentos superficiais da Baía de Vitória/ES.....	22
Figura 5 - <i>Skeletonema costatum</i> sob microscópio óptico.....	29
Figura 6 – Fluxograma: sequência de eventos para o monitoramento do sedimento.....	41
Figura 7 - Distribuição do percentual de lama nos sedimentos da Baía de Vitória	42
Figura 8 - Mapa de distribuição dos teores de lama da Baía de Vitória.....	43
Figura 9 - Pontos de amostragem deste trabalho	44
Figura 10 – Manuseio das amostras com bandeja e demais utensílios de alumínio durante a coleta na Baía de Vitória/ES.	46
Figura 11- Sonda multiparâmetros Hydrolab Quanta, da Hach Hydromet.....	48
Figura 12 - Reagentes e soluções estoque do meio de cultivo para serem preparados na água azul, atendendo aos requisitos para desenvolvimento da <i>Skeletonema costatum</i>	50
Figura 13 - Carta-controle mostrando valores de CI_{50-96h} em testes com a <i>S.costatum</i> exposta ao dicromato de potássio, em testes de sensibilidade (n =16).....	52
Figura 14 – Fotografia mostrando a Distribuição dos erlenmeyers na câmara incubadora com agitação periódica e mudança de posição na fila durante os ensaios ecotoxicológicos com <i>S. costatum</i>	55
Figura 15 – Fotografia: Microtox®	57
Figura 16 – Fotografia mostrando Preenchimento das cubetas de teste no termobloco do Microtox®	57
Figura 17 – Vazão média semanal do Rio santa Maria da Vitória nos dois meses que antecedem a primeira campanha (maio e junho/2010) até o mês da última campanha (fev/2011) de coleta.	59
Figura 18 - Pluviosidade mensal de janeiro/2010 a março/2011	60
Figura 19 - Teor de matéria orgânica das 9 amostras de sedimento em cada umas das 3 campanhas (C1, C2e C3)	64
Figura 20 - Nitrogênio Kjeldahl (em mg/L) de cada amostra de sedimento das 3 campanhas (C1, C2 e C3).....	67

Figura 21 - Fósforo total (em mg/L) de cada amostra de sedimento das 3 campanhas (C1, C2 e C3)	68
Figura 22 - Ensaio ecotoxicológico com <i>Skeletonema costatum</i> realizado com as amostras coletadas na campanha 1.....	69
Figura 23 - Ensaio ecotoxicológico com <i>Skeletonema costatum</i> realizado com as amostras coletadas na campanha 2.....	69
Figura 24 - Ensaio ecotoxicológico com <i>Skeletonema costatum</i> realizado com as amostras coletadas na campanha 3.....	70
Figura 25 - Taxa de inibição da bioluminescência de <i>V. fischeri</i> no ensaio ecotoxicológico com as amostras de sedimento das 2ª e 3ª campanhas.	72
Figura 26 – Sistema estuarino da Baía de Vitória/ES e seus rios tributários.	73
Figura 27 - Localização dos pontos de lançamento de esgotos sanitários de algumas das principais bacias de drenagem pluvial do município de Vitória, que drenam para a Baía de Vitória e canal da Passagem	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Empresas da região de estudo que desenvolvem atividades com potencial poluição por metais.....	23
Tabela 2 - Convenções internacionais e acordos regionais sobre disposição de material dragado.....	33
Tabela 3 - Número mínimo de amostras para a caracterização de sedimentos	35
Tabela 4 - Coordenadas geográficas e descrição de cada ponto de coleta das amostras ..	45
Tabela 5 - Variação da maré nos dias de coleta das amostras de sedimento.....	60
Tabela 6 - Situação da maré no momento da coleta de cada amostra nas 3 campanhas...	61
Tabela 7 - Distribuição granulométrica das amostras de sedimento da 1ª campanha.....	62
Tabela 8 – Distribuição granulométrica das amostras de sedimento da 2ª campanha.....	62
Tabela 9 - Distribuição granulométrica das amostras de sedimento da 3ª campanha.....	62
Tabela 10 - Comparação dos teores de lama contidos na amostras das 3 campanhas de coleta	63
Tabela 11 - Medidas de Temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade e potencial redox de cada amostra de sedimento de cada campanha de coleta.....	65
Tabela 12 - Correlação entre o teor de matéria orgânica e potencial redox das amostras de sedimento das 3campanhas	66
Tabela 13 - Resultados do teste T de Student aplicado aos valores das médias das taxas de crescimento nos ensaios com <i>S. costatum</i>	71
Tabela 14 - Resultados do porcentual de areia grossa + cascalho (ou seixo) \geq 50% e dos ensaios ecotoxicológicos nos pontos monitorados em cada campanha.....	80
Tabela 15 – Resultados obtidos em estudo ecotoxicológico realizado por NILIN (2008)	81

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA – Agência Nacional de Águas
APHA – *American Public Health Association*
CE50 – Concentração efetiva mediana
CESAN - Companhia Espírito Santense de Saneamento
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
CI50 – Concentração de inibição mediana
CL – Convenção de Londres
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CST – Companhia Siderúrgica de Tubarão
CVRD – Companhia Vale do Rio Doce
CV – coeficiente de variação (em %)
EBAP - Estação de Bombeamento de Água Pluvial
ETEs – Estações de Tratamento de Esgotos
EOX - Compostos halogenados passíveis de extração.
GEARH – Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (Ufes)
HPA's – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ISO – *International Organization for Standardization*
LABSAN – Laboratório de Saneamento Ambiental da Ufes
NBR – Norma Brasileira
NTK – Nitrogênio Kjeldahl Total
OAS – *osmotic adjustment solution* (NaCl 22%)
OD – Oxigênio dissolvido
OSPARCON – Convenção de Oslo e Paris
ORP - Oxidation Reduction Potential (Potencial de Oxidação e Redução)
PPM – Partes por mil
SDIX – Strategic Diagnostics Inc.
UHE – Usina Hidrelétrica de Energia
USACE – *United States Army Corps of Engineers*
USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

SUMÁRIO

1) INTRODUÇÃO.....	14
2) OBJETIVOS.....	17
2.1) OBJETIVO GERAL	17
2.2) OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
3.1) QUALIDADE DO SEDIMENTO E O AMBIENTE AQUÁTICO	18
3.2) ESTUÁRIO	18
3.2.1) <i>Estuário da Baía de Vitória/ES</i>	19
3.3) CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO DA BAÍA DE VITÓRIA/ES.....	21
3.4) FONTES DE POLUIÇÃO DO ESTUÁRIO DA BAÍA DE VITÓRIA/ES	22
3.5) SIGNIFICADO AMBIENTAL DE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E DA ÁGUA INTERSTICIAL.....	24
3.6) ECOTOXICOLOGIA	28
3.6.1) <i>Skeletonema costatum</i>	29
3.6.2) <i>Vibrio fischeri</i>	30
3.7) LEGISLAÇÃO INTERNACIONAL RELATIVA À DRAGAGEM.....	31
3.8) RESOLUÇÃO CONAMA 344/2004	33
3.9) CRITÉRIOS DE DISPOSIÇÃO DE MATERIAIS DRAGADOS NO MAR ADOTADOS EM OUTROS PAÍSES	35
3.9.1) <i>Critério Holandês</i>	36
3.9.2) <i>Critério Norte-Americano</i>	38
4) MATERIAIS E MÉTODOS	40
4.1) PONTOS DE AMOSTRAGEM, COLETA E ARMAZENAMENTO	41
4.2) PRECIPITAÇÃO E VAZÃO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA	46
4.3) ELUTRIATO	46
4.4) ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	47
4.4.1) <i>Temperatura, potencial redox, pH e oxigênio dissolvido</i>	47
4.4.2) <i>Salinidade</i>	48
4.4.3) <i>Nitrogênio Kjeldahl</i>	48
4.4.4) <i>Fósforo total</i>	48

4.4.5)	<i>Teor de matéria orgânica</i>	49
4.4.6)	<i>Granulometria</i>	49
4.5)	PREPARO E MANUTENÇÃO DOS ORGANISMOS-TESTE	49
4.5.1)	<i>Skeletonema costatum</i>	49
4.5.2)	<i>Vibrio fischeri</i>	50
4.6)	TESTES DE SENSIBILIDADE	51
4.6.1)	<i>Skeletonema costatum</i>	51
4.6.2)	<i>Vibrio fischeri</i>	53
4.7)	ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS.....	53
4.7.1)	<i>Ensaio ecotoxicológico com Skeletonema costatum</i>	54
4.7.2)	<i>Ensaio ecotoxicológico com Vibrio fischeri</i>	55
5)	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1)	PRECIPITAÇÃO E VAZÃO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA	58
5.2)	MARÉ	60
5.3)	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	61
5.3.1)	<i>Granulometria</i>	61
5.3.2)	<i>Teor de matéria orgânica</i>	63
5.3.3)	<i>Temperatura, OD, salinidade, potencial redox e Ph</i>	64
5.3.4)	<i>Nitrogênio Kjeldahl</i>	66
5.3.5)	<i>Fósforo total</i>	67
5.4)	TESTES DE TOXICIDADE.....	68
5.4.1)	<i>Ensaio ecotoxicológico com Skeletonema costatum</i>	68
5.4.2)	<i>Tratamento estatístico para ensaio com Skeletonema costatum</i>	70
5.4.3)	<i>Ensaio ecotoxicológico com Vibrio fischeri</i>	71
5.5)	CORRELAÇÃO DOS ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS	72
5.6)	CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO QUANTO À LOCALIZAÇÃO, GRANULOMETRIA E TOXICIDADE.....	75
5.7)	ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS E RESOLUÇÃO CONAMA 344/04	79
6)	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	82
6.1)	CONCLUSÕES	82
6.2)	RECOMENDAÇÕES	83
7)	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

1) INTRODUÇÃO

A região estuarina é um local que possui diversos ecossistemas com elevada importância ambiental, incluindo alguns dos mais importantes da biosfera, pois promove um intercâmbio direto entre o continente e o mar, através de aspectos físicos, químicos, biológicos e geológicos, bem como, político, econômico e social (MORAIS, 2008). São ambientes nos quais os impactos humanos têm causado uma grande variedade de alterações devido a descargas de efluentes industriais e domésticos diretamente nos estuários ou nos rios e mares que neles deságuam e adentram, respectivamente.

O perfil de entorno dos estuários, das baías e das lagoas costeiras do Sudeste constitui-se de formações intrinsecamente frágeis. Devido ao seu complexo dinamismo e às suas conformações e dimensões, esses ambientes, quando alterados por distúrbios naturais ou antropogênicos, podem acarretar danos até irreversíveis para o sistema, comprometendo as importantes funções que realizam (ANA, 2010). Os múltiplos usos de uma região estuarina com influência antrópica resultam na introdução de diversos contaminantes no ambiente, que, uma vez no sistema aquático, tendem a permanecer um curto período na coluna d'água, precipitando e se acumulando no sedimento (MARANHO, 2008).

Os sedimentos são reconhecidos como uma fonte potencial de contaminantes tóxicos no ambiente aquático, pois são integradores das cargas poluentes recebidas pelas águas. Os contaminantes dos sedimentos de fundo podem retornar às águas através de alterações nas condições físico-químicas dessas águas (temperatura, pH, alcalinidade, níveis de oxidação/redução), ou mesmo através de atividades biológicas e microbiológicas (CETESB, 1987). Assim, a quantificação de contaminantes numa determinada área pode ser realizada através de análises físico-químicas, além dos efeitos biológicos destas substâncias.

As atividades de dragagem de lodo e sedimento frequentemente executadas em rios, reservatórios e em estuários acabam por revolver o sedimento e biodisponibilizar substâncias potencialmente tóxicas que estavam sequestradas pelas partículas de sedimento (INGERSOLL, 1995).

O complexo portuário da Baía de Vitória, que é um dos mais importantes do país, contribui significativamente para o atual processo de degradação ambiental sendo necessária a realização de inúmeras dragagens para a manutenção do canal de acesso ao Porto.

A Resolução CONAMA nº 344/04 que estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado visando a disposição em águas jurisdicionais brasileiras, cita apenas que a distribuição espacial das amostras de sedimento deve ser representativa da dimensão da área e do volume a ser dragado, não havendo especificações sobre a tomada de pontos de amostragem e a proximidade de fontes de contaminação importantes. Além disso, a partir de informações sobre caracterização do sedimento, esta Resolução isenta de classificação sedimentos a serem dragados baseando-se apenas nos resultados de análises granulométricas.

O artigo 9 desta Resolução estabeleceu o prazo de até cinco anos, contados a partir da data de sua publicação, para uma revisão de suas diretrizes e procedimentos, objetivando o estabelecimento de valores orientadores nacionais para a classificação do material a ser dragado. Porém, esta revisão não ocorreu até o momento.

O presente estudo avaliou a toxicidade dos sedimentos de alguns pontos do canal estuarino da Baía de Vitória/ES, determinados através de levantamento bibliográfico sobre a caracterização do sedimento, possibilitando a escolha de pontos próximos com diferenças granulométricas e relacionando-os com a toxicidade e a proximidade com fontes de contaminação.

Foram utilizados índices e parâmetros ligados ao assunto, incluindo testes de toxicidade por meio de ensaio ecotoxicológico agudo, com a bactéria *Vibrio fischeri* e crônico com a microalga *Skeletonema costatum*.

Com os resultados pretende-se obter informações para monitoramentos realizados em eventos de dragagens de manutenção ou ambiental, auxiliando na análise dos impactos causados por esta prática e no controle da poluição hídrica, visando uma melhoria nas condições de vida da biota e das populações usuárias da Baía de Vitória e de seus rios tributários (Figura 1), bem como de outros estuários.

Assim, o presente trabalho busca possibilitar aos gestores públicos orientações para a formulação de ações de intervenção e revisão da Resolução Conama 344/04, auxiliando na

preservação do ambiente aquático tanto do local dragado como de disposição do material, ambos impactados pela ressuspensão do sedimento, respectivamente, removido e depositado.

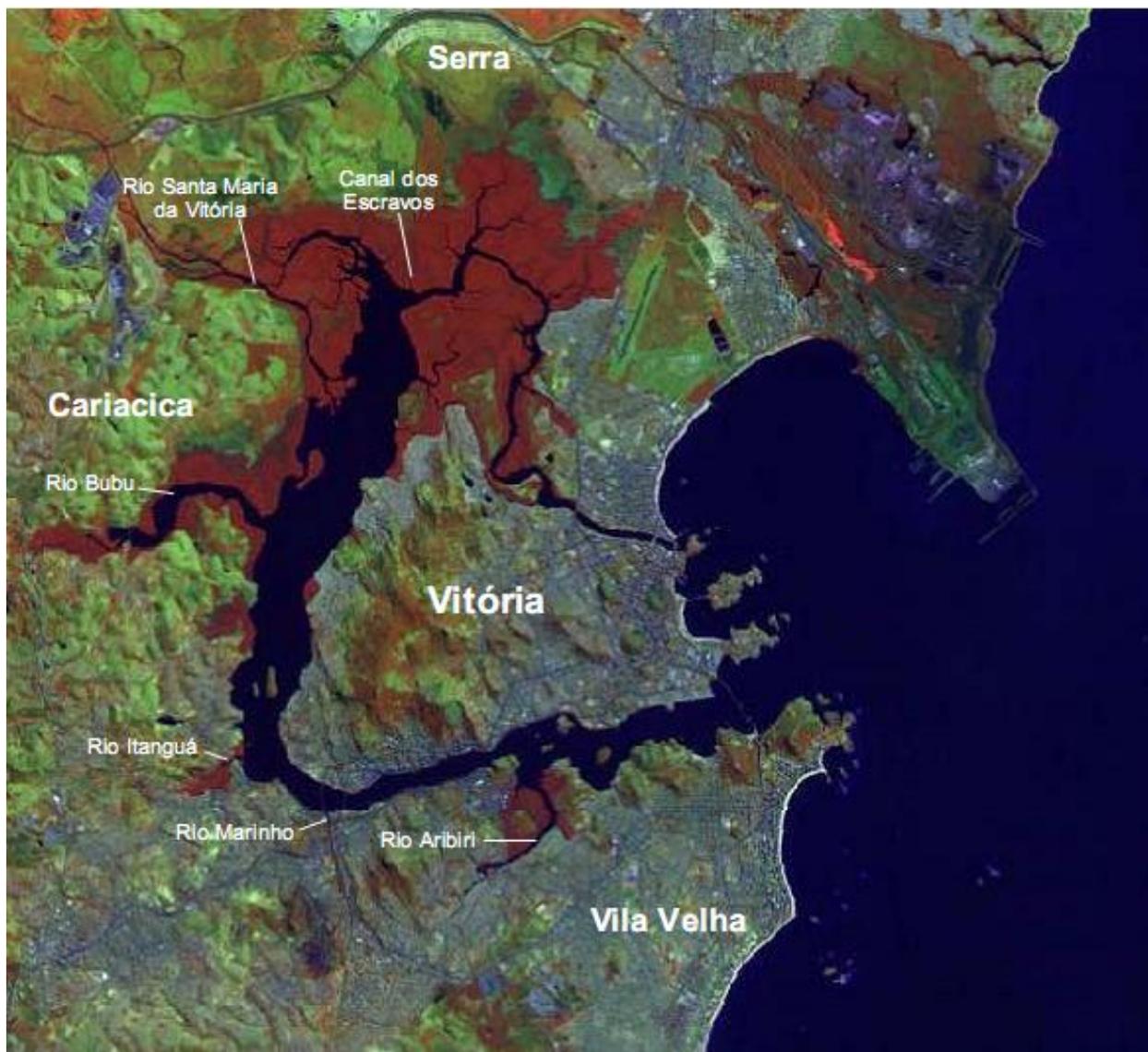


Figura 1- Mapa do sistema estuarino da Ilha de Vitória
Fonte: MORAIS, 2008.

2) OBJETIVOS

2.1) OBJETIVO GERAL

Analisar o sedimento da Baía de Vitória (ES) em pontos com diferentes granulometrias, visando sua caracterização e correlação com a legislação sobre monitoramento do sedimento em eventos de dragagem.

2.2) OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Relacionar a caracterização do sedimento da Baía de Vitória/ES em pontos de diferentes granulometrias com a toxicidade presente.
- Monitorar parâmetros físicos e químicos nos pontos em estudo.
- Avaliar a toxicidade do sedimento da Baía de Vitória/ES *ex situ* por meio de ensaio de toxicidade crônica com a alga unicelular *Skeletonema costatum* e de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri*.
- Contribuir com informações para a avaliação de legislação referente ao monitoramento ambiental para execução de dragagens.

3) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1) QUALIDADE DO SEDIMENTO E O AMBIENTE AQUÁTICO

Os sedimentos têm sido considerados um compartimento de acumulação de espécies poluentes a partir da coluna d'água, devido às altas capacidades de sorção e acumulação associadas, onde as concentrações tornam-se várias ordens de grandeza maiores do que nas águas correspondentes, possibilitando o uso dos mesmos como um bom indicador de poluição ambiental, tanto atual como remota (p.ex. através da estratificação), possibilitando ainda o conhecimento das principais fontes de poluição dentro de um determinado sistema aquático. Contudo, diversos processos bióticos e abióticos podem remobilizar tais espécies, constituindo-se em fontes de poluição secundárias, afetando a qualidade da água e originando bioacumulação e trocas de transferência na cadeia trófica. Em consequência, a contaminação de sedimentos é um importante problema ambiental em todo mundo (JESUS *et al*, 2004).

A caracterização química do sedimento depende do objetivo e do tipo de contaminação presente ou esperada no ambiente. No entanto, deve-se incluir um mínimo de parâmetros, uma vez que influenciam a disponibilidade dos contaminantes presentes no sedimento (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008).

Os testes de toxicidade com sedimento podem contribuir para a avaliação da qualidade do mesmo, comparando-se os diversos efeitos observados a várias espécies nos testes de toxicidade, realizados em campo ou em laboratório, com amostras coletadas em campo ou amostras contaminadas no laboratório, com base nos resultados das análises químicas (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008).

3.2) ESTUÁRIO

Para CAMERON e PRITCHARD *apud* MIRANDA *et al* (2002): *Estuário é um corpo de água costeiro semifechado, com uma livre ligação com o oceano aberto, no interior do qual a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental*".

Estuários são freqüentemente usados como locais de disposição de efluentes biológicos ou industriais, usualmente referidos como despejos (ou esgotos) e até mesmo lixo, sendo

este, um problema que pode ser minimizado por meio de educação ambiental. A introdução direta ou indireta de substâncias e energia pelo homem podem atingir níveis de elevada concentração, causando a contaminação das águas estuarinas com efeitos nocivos para os recursos vivos, perigo para a saúde humana, obstáculos para as atividades marinhas e de pesca, deterioração da água e redução de seus atrativos naturais. Assim, o conhecimento científico, com o objetivo de compreender como esse complexo sistema funciona é de fundamental importância (MIRANDA et al, 2002).

3.2.1) *Estuário da Baía de Vitória/ES*

Vitória/ES é constituída por um território continental e por um arquipélago de 34 ilhas, incluindo ilhas costeiras, estuarinas e oceânicas. Sua extensão territorial abriga a Baía de Vitória, que compreende parte da região estuarina do Rio Santa Maria da Vitória (Figura 2). A Ilha de Vitória/ES (20°19'S e 40° 20'W) situa-se dentro de uma região estuarina compreendida por um conjunto de tributários de médio porte (rio Santa Maria da Vitória) e de pequeno porte (rios Bubu, Itanguá, Marinho e Aribiri) (Figura 1).

O sistema estuarino da Baía de Vitória situa-se na costa do Espírito Santo (20°15'S; 40°20'W), e possui uma área total de espelho d'água de 35,5 km² aproximadamente.

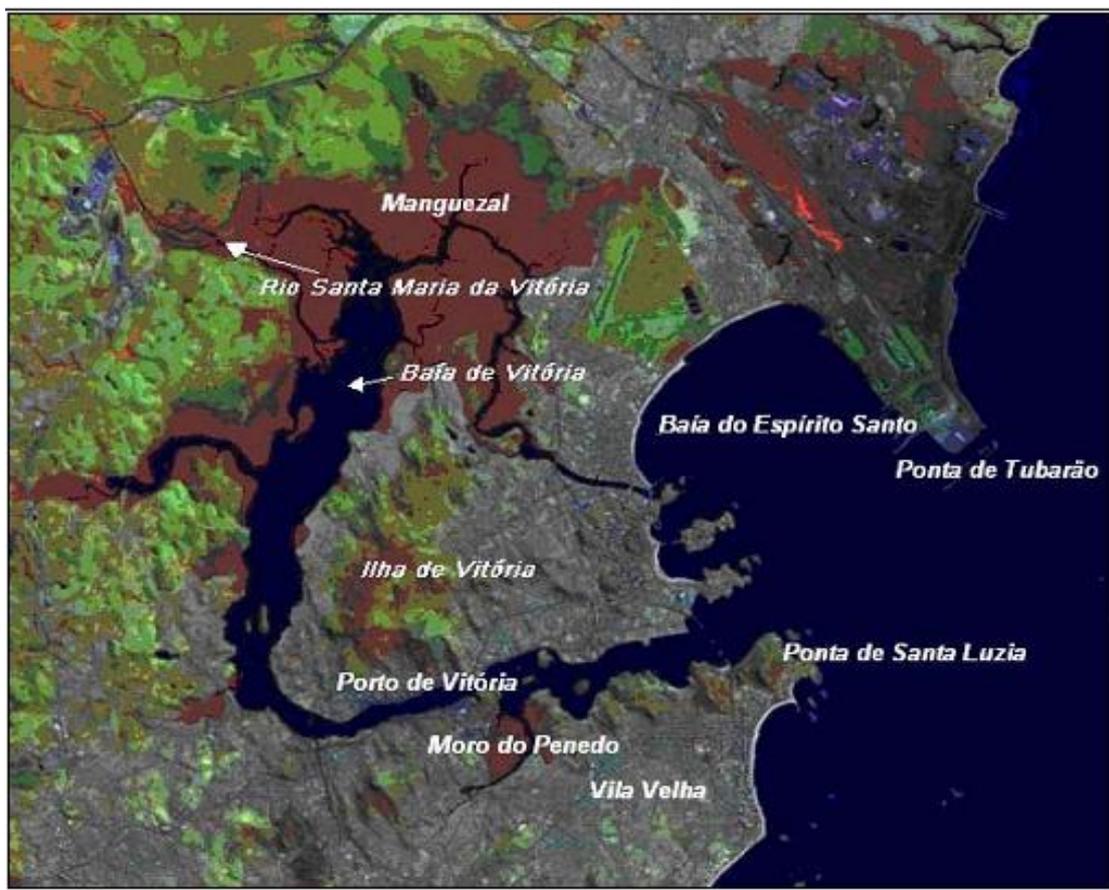


Figura 2 - Imagem de satélite LANDSAT TM da região de estudo.
 Fonte: SALDANHA, 2007.

A vazão média anual do rio Santa Maria da Vitória (rio Santa Maria), principal contribuinte de água doce para o sistema estuarino mostrado na Figura 3, é de $15,7 \text{ m}^3/\text{s}$, com médias mensais variando entre $8,1$ e $25,6 \text{ m}^3/\text{s}$ (SANTOS apud RIGO, 2004). A vazão que chega à região estuarina é regulada pelas Usinas de Rio Bonito e Suíça. Estima-se que a soma da vazão média anual de todos os outros contribuintes não ultrapasse $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Dentre estes, o rio Marinho é o que tem a maior contribuição; os rios Bubu e Aribiri são córregos que desembocam na baía, com pequenas bacias contribuintes, bastante influenciados pela maré e com manguezais em suas desembocaduras (RIGO, 2004).

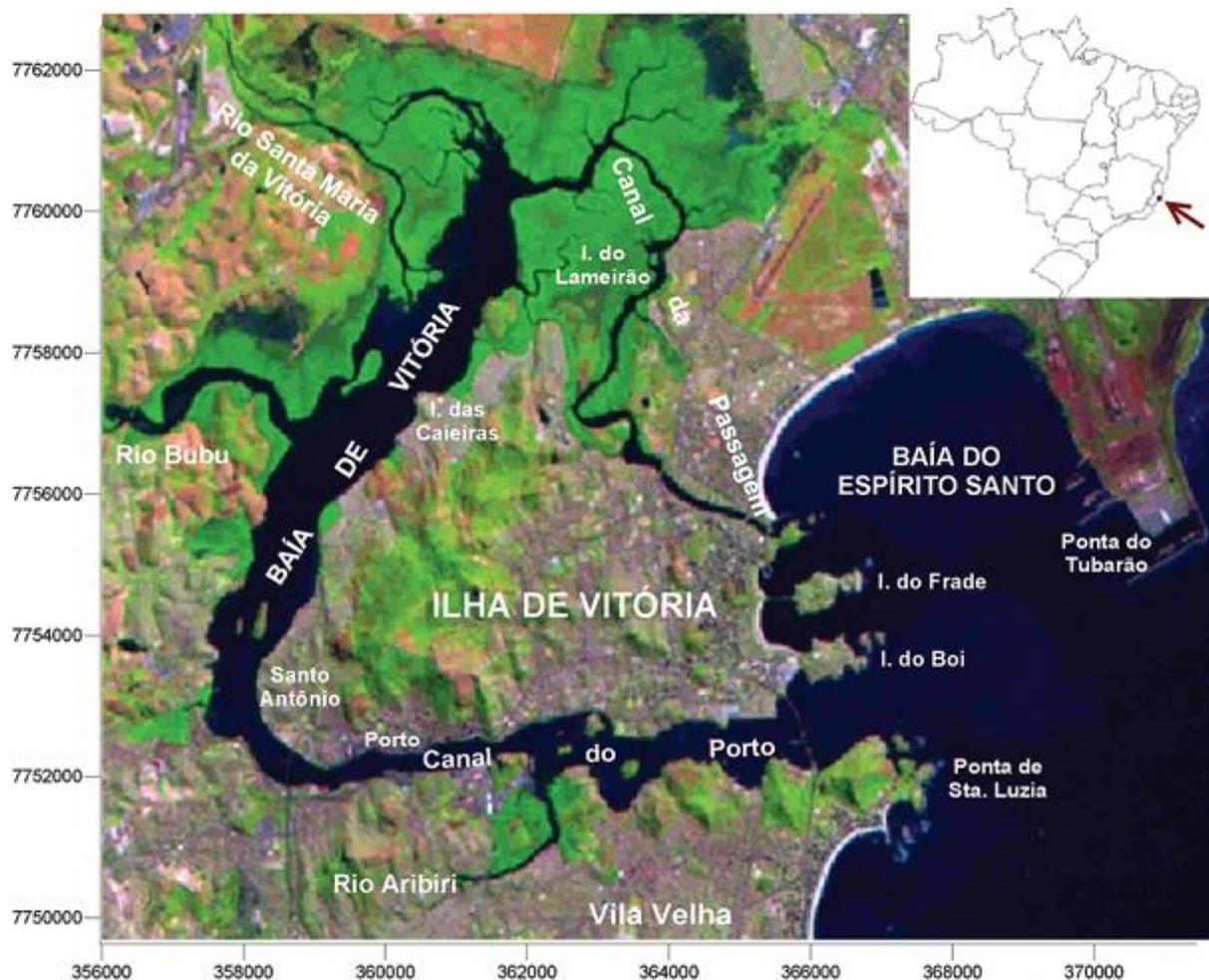


Figura 3 – Baía de Vitória - Imagem do satélite Landsat 7

Fonte: VERONEZ, 2009.

3.3) CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO DA BAÍA DE VITÓRIA/ES

Segundo D'AGOSTINI (2005), a classificação das fácies na Baía de Vitória/ES diferenciam-se de seis fácies sedimentares superficiais: Lama, Lama arenosa, Areia lamosa, Areia fina a muito fina, Areia média e Areia muito grossa a grossa (Figura 4).

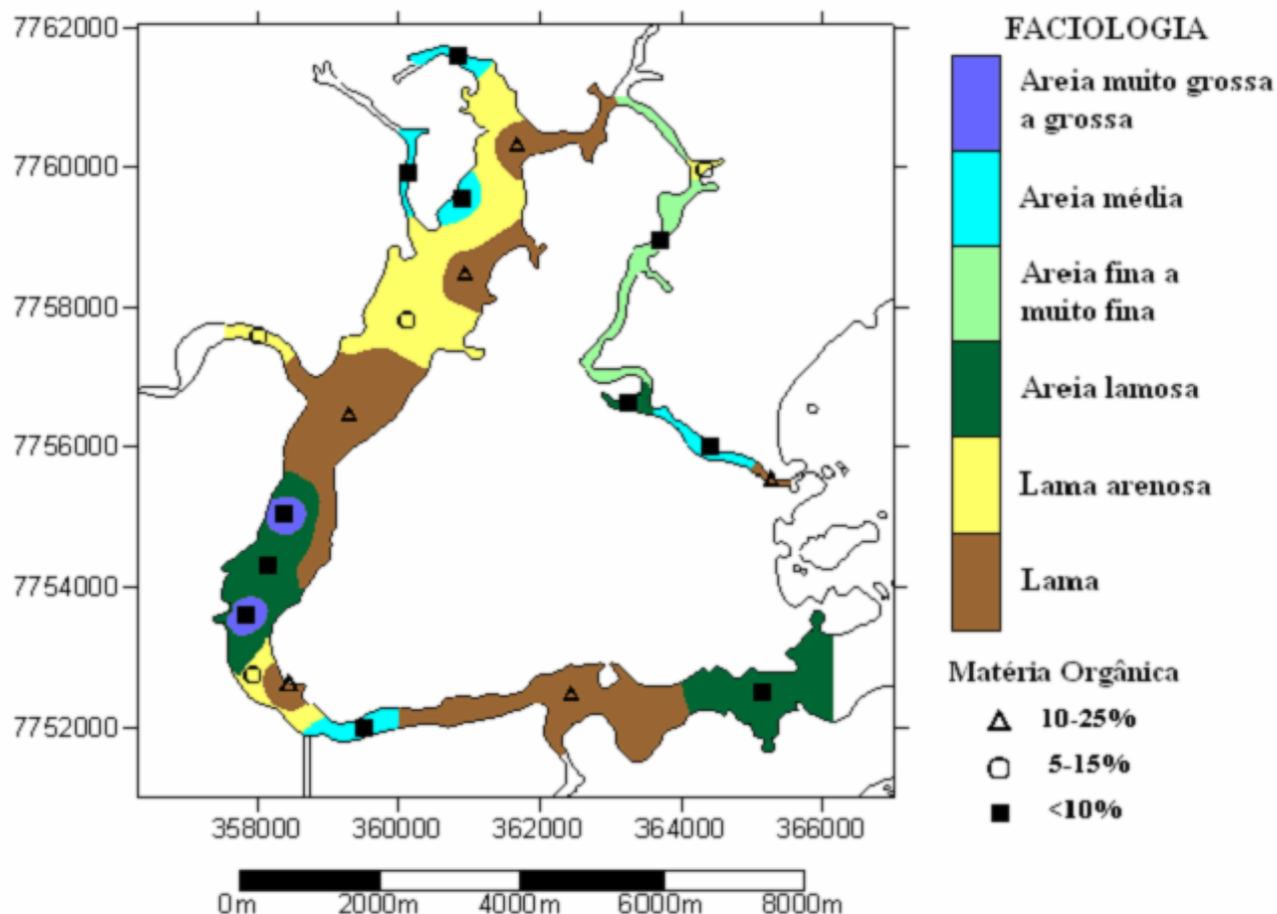


Figura 4 - Mapa faciológico dos sedimentos superficiais da Baía de Vitória/ES
 Fonte: D'AGOSTINI, 2005.

O aporte fluvial consiste em uma das mais importantes fontes de sedimento que um ambiente estuarino pode receber. A fácies lama é o tipo de sedimento dominante no Canal do Porto de Vitória/ES provavelmente devido à contribuição fluvial associada à alta taxa de sedimentação devido à intensificação da floculação presente em águas salobras, como de um estuário.

Esta região caracteriza-se por ser uma área que é constantemente dragada, ou seja, há intensa atividade de ressuspensão dos sedimentos, levando a uma mistura de depósitos mais recentes com mais antigos, ressuspensando os sedimentos mais finos que são posteriormente depositados na região.

3.4) FONTES DE POLUIÇÃO DO ESTUÁRIO DA BAÍA DE VITÓRIA/ES

O sistema estuarino da Ilha de Vitória/ES, composto da Baía de Vitória (Canal do Porto e parte Noroeste) e Canal da Passagem (Figura 1), têm sofrido ao longo de várias décadas uma forte degradação ambiental, por ocupação populacional de seu entorno, aterros,

implantação de indústrias, atividades portuárias e, principalmente, devido ao lançamento de esgotos, a maioria deles (em torno de 70%) *in natura*. Estes despejos têm acarretado maior degradação ambiental dos Rios Marinho, Formate, Aribiri e do Canal da Passagem, onde são encontrados baixos teores de oxigênio dissolvido e menores biodiversidades.

Além do município de Vitória, a Baía de Vitória recebe também contribuições antrópicas de outros três municípios circunvizinhos (Vila Velha/ES, Cariacica/ES e Serra/ES). Não existe atualmente um inventário definido sobre o aporte de metais para o sistema estuarino, que é devido provavelmente a diversas contribuições não diferenciadas, como efluentes domésticos, comerciais e industriais, deflúvio superficial urbano (“runoff”), erosão e intemperismo de rochas e solos que compõem as bacias hidrográficas, e lixiviação de áreas contendo sucatas metálicas. Os rios e tributários que compõem o sistema estuarino não recebem contribuição de grandes indústrias (metalúrgica ou siderúrgica). Os efluentes da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão) e CVRD (Companhia Vale do Rio Doce) são lançados ao mar, cujas áreas de influência se situam fora da Baía de Vitória (JESUS, 2004). A Tabela 1 apresenta uma relação das empresas da região de estudo que desenvolvem atividades com potencial poluição por metais.

Tabela 1 - Empresas da região de estudo que desenvolvem atividades com potencial poluição por metais

Tipologia	Possíveis metais nos efluentes	Vitória	Vila Velha	Cariacica
Indústrias de bebidas	Cu	2	4	5
Fabricação de produtos têxteis	Cd, Cr	5	16	7
Curtimento e outras preparações de couro	Cr, Cu	0	0	1
Fabricação de artefatos diversos de couro para viagem	Cr, Cu	1	2	1
Fabricação de celulose, papel e produtos de papel	Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn	0	3	0
Edição, impressão e reprodução de gravações	As, Cd, Cr, Fe	66	23	11
Fabricação de produtos químicos	Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	7	10	6
Fabricação de plásticos	Cd, Zn, Fe	1	8	2
Metalúrgica básica	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Sn, Zn	0	3	3
Fabricação de produtos de metal, exclusive máquinas e equipamentos	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Sn	10	38	26
Fabricação e montagem de veículos automotores reboques e carrocerias	Cd, Pb, Zn	2	19	6
Reciclagem	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Sn, Zn	0	2	1
Comércio e reparação de veículos automotores	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Sn, Fe	76	85	73
Portos	Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Sn, Zn	1	3	0
	Total	171	216	142

Fonte: JESUS, 2004.

A parte noroeste desse sistema estuarino é a mais preservada e apresenta denso manguezal, o que inclui a foz dos rios Santa Maria (4 km² de manguezal) e Bubu (3 km²), e a Ilha do Lameirão (Reserva Biológica Municipal, com 4,9 km²). Porém, o rio Santa Maria da Vitória é principal contribuinte de água doce para o sistema estuarino com médias mensais variando entre 8,1 e 25,6 m³/s, enquanto, o valor estimado para a soma da vazão média anual de todos os outros contribuintes não ultrapasse 3 m³/s (Rigo, 2004).

3.5) SIGNIFICADO AMBIENTAL DE VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS DE QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E DA ÁGUA INTERSTICIAL

A caracterização química do sedimento depende do objetivo e do tipo de contaminação presente ou esperada no ambiente. No entanto, deve-se incluir um mínimo de parâmetros, uma vez que influenciam a disponibilidade dos contaminantes presentes no sedimento (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados, o que ocorre em pH elevado; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2008).

A salinidade é um parâmetro que varia bastante em um estuário, a depender da localização, pois estará sujeita às influências das águas doces dos rios e variações de marés (CETESB, 2008).

O choque entre as partículas sofre influência direta da salinidade que diminui a espessura da camada elétrica causada pela carga iônica geralmente negativa das partículas, presentes na água contrabalançada pelos íons positivos à sua volta. Essa diminuição da espessura faz com que ao invés de se repelirem, aproximarem-se o suficiente, tornando as forças de Van Der Waals mais fortes que a repulsão eletrostática, ocorrendo a floculação (CANCINO e NEVES, 1999).

A água salobra do estuário estimula o processo de floculação (agregação das partículas em suspensão em flocos). Ao adentrar o estuário, as partículas de sedimentos finos advindas da água doce floculam com a salinidade a partir de 0,5 ppm. 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).

Quando o nível de oxigênio dissolvido é baixo, os nutrientes abrigados aos sedimentos de fundo podem ser libertados para a coluna d'água, permitindo, assim, maior crescimento do plâncton e, conseqüentemente, eventual depleção de oxigênio. Outros poluentes também podem ser liberados a partir de sedimentos em condições de baixo oxigênio, potencialmente causando problemas para o ecossistema estuarino.

A disponibilidade de oxigênio para os organismos aquáticos é dificultada pelo fato de que a sua solubilidade em água é geralmente baixa. A água do mar tem menos oxigênio que a água doce, por exemplo, água do mar a 10 ° C pode conter um máximo de oxigênio dissolvido na concentração de 9,0 mg/L, enquanto a água doce, nesta temperatura, a concentração pode chegar a 11,3 mg/L. A água quente também tem menos oxigênio do que a água fria, pois a elevação da temperatura diminui a solubilidade dos gases. Por exemplo, água do mar pode apresentar uma concentração de oxigênio dissolvido de 9,0 mg/L à 10 ° C, mas esta concentração cai para 7,3 mg/L quando a temperatura da água aumenta para 20 ° C. Portanto, águas estuarinas quentes podem conter muito pouco oxigênio dissolvido, e isso pode ter conseqüências graves para organismos aquáticos (OHREL e REGISTER, 2006).

As baixas concentrações de OD pode levar organismos aquáticos à morte por hipóxia e também pode influenciar a toxicidade de algumas substâncias como o aumento da toxicidade aguda de zinco, cobre, chumbo e fenóis (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008).

DIAS (2004), considerou, em geral, que os sedimentos são fundamentalmente constituídos por 4 classes texturais com propriedades físicas relativamente distintas: cascalho, areia, silte e argila. Por exemplo, no que se refere à coesão entre partículas, os elementos de cascalho não apresentam qualquer tipo de coesão. Já as areias, embora tenham ausência de coesão quando o sedimento está seco, as partículas aderem umas às outras (devido à tensão superficial do filme de água que as envolve) quando ficam no estado úmido. O silte e a argila apresentam coesão mesmo quando secos, sendo essa coesão bastante maior na última classe aludida.

Outra da propriedade que distingue as classes texturais é a porosidade, que é muito elevada nos cascalhos, média a pequena nas areias (dependendo da forma como as partículas se dispõem umas relativamente às outras no sedimento), muito pequena nos siltes e extremamente reduzida nas argilas (sendo bem conhecida a impermeabilidade conferida pelas formações argilosas). Os fenômenos de adsorção¹ são nulos em cascalhos, geralmente nulos a pequenos em areias, existentes em silte e frequentemente intensos nas argilas, assim como o fenômeno de absorção² neste último (DIAS, 2004).

Assim, uma maior quantidade de finos, representados por elevadas quantidades de silte e argila e menor de areia, configuram uma significativa possibilidade de se encontrar contaminantes que possibilitam verificar a qualidade do sedimento presente naquele corpo hídrico (CETESB, 2008).

O processo de decomposição da matéria orgânica consome oxigênio, alterando as condições redox do sistema. As reações de oxido redução ocorrem quando acontecem trocas de elétrons entre moléculas. As substâncias que estão recebendo elétrons são chamadas de oxidantes e estão se reduzindo. Já as substâncias que doam elétrons chamam-se redutoras e estão se oxidando. Estas reações geram uma carga elétrica no meio chamada de potencial redox, que indica a proporção entre substâncias oxidadas e reduzidas (LEHMANN e VINATEA, 2008).

Essas alterações nas condições redox do sistema causam um possível impacto sobre a biota desse substrato, assim como dos organismos presentes em toda a coluna d'água. Acrescenta-se que, elevados valores de matéria orgânica acumulada no sedimento e conseqüente liberação de nutrientes (nitrogênio e fósforo) advindos de processos aeróbios e anaeróbios de populações de bactérias, agindo predominantemente como decompositoras, podem modificar a sua qualidade sob o ponto de vista biológico e biogeoquímico, podendo alterar os ciclos biogeoquímicos de elementos como o Fe, Mn, N, S, P e C (CETESB, 2008).

1 – Adsorção: processo em que há aderência de moléculas sobre uma superfície mineral ou partículas sólidas, por meios físicos, sem que haja interação química. 2 – Absorção: processo pelo qual uma substância é assimilada e incorporada em outra molécula ou partícula (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Solos aerados apresentam potenciais redox que variam de 400 a 700 mV, porém, solos com sedimento em situação de anaerobiose apresentam valores bastante baixos de -250 a -300 mV (LEHMANN e VINATEA, 2008).

Segundo CETESB (2008), as fontes de nitrogênio nas águas naturais e, conseqüentemente nos sedimentos, são diversas. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água, dentre outros. Alguns efluentes industriais também são fontes de descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas; a fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para as presenças de amônia e nitratos nas águas e as lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais também contribuem com a presença de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos (CETESB, 2008).

O Nitrogênio é um nutriente que requer atenção, pois se apresenta na maioria das vezes em formas solúveis, sofrendo lixiviação com rapidez (COTTA et al, 2007) nas áreas agrícolas. O escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Nas áreas urbanas, a drenagem das águas pluviais, associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização (CETESB, 2008).

Um método muito utilizado na determinação do nitrogênio é o do Nitrogênio Kjeldahl. O termo “nitrogênio Kjeldahl total (nKt)” refere-se à combinação de amônia e nitrogênio orgânico. O método de determinação de nKt foi desenvolvido em 1883 por Johan Kjeldahl, e tornou-se um método de referência para determinação de nitrogênio. O método consiste de uma completa digestão das amostras em ácido sulfúrico concentrado com catalisadores tais como sais de cobre e titânio em alta temperatura. Outros aditivos podem ser introduzidos durante a digestão de maneira aumentar o ponto de ebulição do ácido sulfúrico (COTTA et al, 2007).

Assim como o nitrogênio, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos chamados macro-nutrientes, por ser exigido também em grandes quantidades pelas células (CETESB, 2008).

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. (CETESB, 2008).

3.6) ECOTOXICOLOGIA

O monitoramento ambiental foi durante anos baseado em análises químicas, que quantificam concentrações de poluentes. Todavia, apesar de importantes, é preciso reconhecer a limitação de tais metodologias, pois podem ser insuficientes para a real compreensão das interações dessas substâncias com o sistema biológico (ESPÍNDOLA, 2000). Uma alternativa que é importante e complementar são os ensaios ecotoxicológicos. Os testes de toxicidade permitem avaliar efeitos interativos de misturas complexas presentes no sedimento sobre os organismos aquáticos. Esses testes medem, portanto, os efeitos tóxicos das frações biodisponíveis presentes nos sedimentos, em testes em campo ou em condições controladas de laboratório (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Os ensaios de toxicidade consistem na determinação do potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, sendo os efeitos desses poluentes detectados através da resposta complexa de organismos vivos. São utilizadas as denominações agudo e crônico para eventual descrição dos efeitos deletérios sobre os organismos aquáticos. O efeito agudo é caracterizado por uma resposta severa e rápida a um estímulo, a qual se manifesta nos organismos aquáticos em tempos relativamente curtos (0 a 96 horas), sendo o efeito morte ou imobilidade dos organismos-testes o observado. O efeito crônico caracteriza-se pela resposta a um estímulo que continua por longos períodos de exposição do organismo a um agente químico em níveis subletais, pode não causar a morte do organismo, mas pode causar distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais a longo prazo (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Assim, os ensaios ecotoxicológicos consideram as interações bióticas e abióticas e medem as frações biodisponíveis dos contaminantes para o ambiente através da simulação, em campo ou em laboratório, de alguns eventos biológicos que ocorreriam nos ecossistemas examinados. Nesse caso as amostras cujos ensaios se realizem em laboratório terão uma resposta para os organismos aquáticos selecionados para os ensaios com fenômenos possivelmente similares àqueles correspondentes em meio natural. Isto é, haverá mudanças fisiológicas e/ou comportamentais, reações a serem pesquisadas pelo profissional. Sob essa perspectiva, o resultado do teste de toxicidade auxilia tanto no diagnóstico como no estabelecimento de limites permissíveis de substâncias químicas que podem estar presentes no ecossistema, ou seja, concentrações em que a biota não é afetada (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008).

3.6.1) *Skeletonema costatum*

A *Skeletonema costatum* (Figura 5) é uma diatomácea da classe *Bacillariophyceae*, ordem *Centrales*, família *Skeletonemataceae*, e caracterizada por células cilíndricas, com longos processos tubulares associados por um anel periférico (processos estruturais). Esses processos periféricos são alinhados paralelamente ao eixo longitudinal da célula e se liga a processos semelhantes de valvas adjacentes (semelhantes a espinhos), formando colônias permanentes de comprimento variável. Suas valvas medem de 5 a 16µm de diâmetro. Possui células esféricas ou levemente esféricas, com ornamentações quase invisíveis. É considerada uma espécie planctônica, nerítica, eurialina e euriterma, muito bem distribuída nos ambientes estuarinos de todo mundo (MARINS, 2007).



Figura 5 - *Skeletonema costatum* sob microscópio óptico.

Fonte: BARBOSA, 2010.

Dentre as espécies consideradas potencialmente indicadoras de áreas estuarinas destaca-se a diatomácea *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve responsável por grandes florescimentos nesses ecossistemas, constituindo-se um elemento presente em vários estuários de todo o mundo. Trata-se de espécie marinha que pode resistir a amplas variações mostrando suportar as diversas mudanças ambientais que os estuários apresentam (MARINS, 2007).

Alguns estudos realizados utilizando a *S. costatum* têm demonstrado a sensibilidade deste organismo a algumas substâncias. Como, por exemplo, no estudo realizado por LIVINGSTON et al (2002), avaliou o efeito de efluentes, provenientes de uma fábrica de celulose, e concentração de amônia nos rios Amélia e Nassau, Flórida. Os dados revelaram que as concentrações de amônia eram significativamente mais altas no sistema receptor do estuário do rio Amélia que no estuário do rio Nassau. As concentrações usadas em laboratório foram baseadas em concentrações conhecidas de locais poluídos. No sistema Amélia notava-se redução nas concentrações de clorofila. A amônia teve um efeito estimulante sobre *S. costatum* na concentração média de 0,06 mg/L, com efeitos adversos inicial de amônia dentro de um intervalo de 0,1 - 0,24 mg/L e maiores efeitos em concentrações > 0,46 mg/L.

ALVES et al (2000), analisaram os efluentes da Companhia Siderúrgica de Tubarão utilizando a *Skeletonema costatum* para determinar as concentrações que causam efeito tóxico crônico à biota aquática, por meio de testes de toxicidades. As células foram expostas a concentrações de amônia por 72 horas com medição de densidade celular a cada 24 horas. Foi verificada uma inibição do crescimento celular de 50% através da diminuição do crescimento da célula em comparação ao controle.

3.6.2) *Vibrio fischeri*

Vibrio fischeri é uma bactéria marinha luminescente, gram-negativa, anaeróbia facultativa, pertencente à família *Vibrionaceae*. É padronizada para ensaio ecotoxicológico agudo e não requer manutenção para cultivo laboratorial quando são obtidas liofilizadas.

A intensidade da luz destas bactérias expostas a uma amostra é comparada a de um controle onde, na presença de substâncias tóxicas, a bioluminescência diminui proporcionalmente à toxicidade da amostra (KNIE e LOPES, 2004).

A bioluminescência produzida pela bactéria marinha *Vibrio fischeri* é a base para vários bioensaios de toxicidade, onde é utilizada para avaliar desde a toxicidade de água contaminada, sedimentos de solo, água pluvial, entre outros. Em todos esses sistemas a toxicidade é avaliada medindo até que ponto a substância causa inibição sobre a emissão de luz pelas bactérias (JENNINGS, apud VERIDIANA, 2004).

A taxa de inibição de luz no teste com *V. fischeri* pode variar de acordo com a natureza dos compostos tóxicos, como demonstrado em modelos para compostos orgânicos e metais pesados. Enquanto compostos de natureza orgânica desencadeiam uma resposta rápida e constante ao longo do tempo, metais pesados inibem mais lentamente, dependendo da concentração aplicada (BETTINARDI, 2009).

Estudos, como o realizado por QURESHI apud PERET, 2009, mostraram que a grande massa de matéria orgânica em decomposição nos pontos de coleta levaram a uma concentração de amônia na água intersticial que superou a sensibilidade da bactéria *Vibrio fischeri* ao composto, que é de, aproximadamente, 3,5 mg/L, apontando indícios de toxicidade nos pontos de maior concentração do composto.

3.7) LEGISLAÇÃO INTERNACIONAL RELATIVA À DRAGAGEM

No início da década de 1970 foram estabelecidas várias convenções e protocolos para controle da disposição de material dragado. Destacam-se, dentre elas, a Convenção de Londres e a Convenção de Oslo e Paris. Estas convenções tinham como interesse fundamental, a regulamentação da disposição de substâncias nocivas nos oceanos. Contudo, frente à situação mundial, onde o volume de material dragado disposto no mar supera em muito qualquer outro material, essas convenções foram estendidas, também, à regulação dos sedimentos dragados.

A Convenção de Londres ocorreu em 1972. A Convenção de Oslo e a Convenção de Paris ocorreram, respectivamente, em 1972 e 1974, sendo revisadas e unificadas, originando uma única Convenção em 1992, denominada Convenção de Oslo e Paris (OSPARCON).

Estas convenções tinham como interesse fundamental, a regulamentação da disposição de substâncias nocivas nos oceanos e, fundamenta as legislações dos países vinculados. Porém, os efeitos ambientais relacionados à ressuspensão do sedimento durante a

dragagem não é objeto das legislações em geral, uma vez consideradas efeitos transitórios quando comparados aos efeitos de longo prazo observados nos locais de disposição.

A chamada Convenção de Londres (CL) entrou em vigor em 1975 e foi o primeiro compromisso internacional para criar critérios técnicos, políticos e socioeconômicos para o despejo de resíduos no mar, visando à proteção da saúde humana e do ambiente marinho.

Segundo GOES, 2004, como as diretrizes da versão original da Convenção de Oslo (1972) foram criadas em paralelo com as diretrizes da Convenção de Londres, elas apresentam grande similaridade em estrutura e conteúdo. Mas a OSPARCON apresenta maior flexibilidade para casos de concentração de contaminantes que ultrapassem os níveis limites. Se, por exemplo, for comprovada que a disposição marinha é a opção de menor impacto, será permitida a disposição do material no próprio mar, enquanto que a Convenção de Londres proíbe terminantemente a disposição de materiais que excedam os níveis limites de concentração, independente das opções impostas. Outra grande diferença se encontra na definição dos materiais proibidos para imersão, já que o petróleo e seus derivados não são listados na OSPARCON, sendo bastante detalhado na Convenção de Londres. Percebe-se com isso que a determinação das diretrizes ambientais é marcada por grande pressão dos países membros e organizações e, nem sempre, visam atender às proibições necessárias à adequada preservação do ambiente, sendo, muitas vezes, direcionadas conforme os interesses econômicos desses países.

Estão atualmente vinculados à CL 85 países, sendo que o Brasil aderiu à convenção em 1982 (Decreto 87.566, 16 de setembro de 1982).

Além das Convenções citadas, existem outras Convenções Internacionais, bem como, acordos regionais de importância concentrada em alguns 35 países. A Tabela 2 apresenta uma lista as principais Convenções e Acordos Internacionais que afetam diretamente a problemática da disposição do material dragado.

Tabela 2 - Convenções internacionais e acordos regionais sobre disposição de material dragado

Acordos, Convenções e Diretrizes	Abrangência
MARPOL - 73/78	Global
Convenção da Lei do Mar 1982	Global
Convenção de Londres, 1972	Global
Convenção da Basiléia, 1989	Global
Convenção de Oslo, 1972	Regional, Atlântico Nordeste
Convenção de Helsinque, 1974	Regional, Mar Báltico
Convenção de Paris, 1974	Regional, Atlântico Nordeste
Convenção de Barcelona, 1976	Regional, Mediterrâneo
Convenção Regional do Pacífico Sul, 1986	Regional, Pacífico Sul
Convenção do Kuwait, 1978	Regional, Golfo da Arábia
Convenção de Lima, 1988	Regional, Pacífico Sul
Convenção de Abidjan, 1981	Regional, África Central e Ocidental
Convenção de Nairóbi, 1985	Regional, Leste da África
Convenção de Cartagena, 1983	Regional, Caribe
Convenção de Jeddah, 1982	Regional, Mar Vermelho e Golfo de Áden
Diretrizes de Montreal, 1985	Global

Fonte: GOES, 2004.

3.8) RESOLUÇÃO CONAMA 344/2004

Considerando que a atividade de dragagem se sujeita a licenciamento ambiental (Resolução CONAMA nº 237/97), em 2004, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) aprovou uma resolução que estabelece as diretrizes gerais e procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado visando ao gerenciamento de sua disposição em águas jurisdicionais brasileiras.

Nesta Resolução, as análises para a avaliação do sedimento a ser dragado incluem a caracterização física, química e ecotoxicológica. Os critérios de qualidade fundamentam-se na comparação dos resultados da caracterização do material a ser dragado, com os valores orientadores, para fins de gerenciamento da disposição do material dragado no procedimento de licenciamento ambiental.

Para efeito de classificação do material a ser dragado para disposição em terra este deverá ser comparado aos valores orientadores estabelecidos para solos estabelecidos pelas normas da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB – do Estado de São Paulo, até que sejam estabelecidos valores orientadores nacionais pelo CONAMA.

Assim, como os países vinculados, a Resolução Conama 344/04, incorporou alguns dos procedimentos prescritos na Convenção de Londres. Porém, alguns aspectos importantes não foram abordados nesta Resolução.

Por exemplo, na Convenção de Londres, na ausência de fontes poluidoras apreciáveis, alguns serviços de dragagem podem ser isentos dos testes especificados. Estes serviços compreendem a dragagem de canais de acesso nos portos, as dragagens para instalação de tubulações em alto mar e a dragagem de areia para o engordamento de praias. A principal razão para este procedimento consiste na suposição de que, neste caso, os sedimentos sejam simplesmente recolocados num ecossistema aquático sujeito ao mesmo grau de poluição (GOES, 2004).

Algumas legislações, como a da Holanda e a dos Estados Unidos (detalhadas no item 3.9) frisam que na ausência de fontes poluidoras apreciáveis, alguns serviços de dragagem podem ser isentos dos testes especificados contidos na Convenção de Londres. Na Conama 344/04, essa isenção é permitida quando o sedimento destinado à disposição em águas marítimas apresentar elevados teores de granulometria grossa, sem, contudo, se referir à proximidade com fontes de contaminação, o que gera impactos diferentes tanto no local dragado como no de disposição.

Segundo esta Resolução, o monitoramento do sedimento a ser dragado no mar, em estuários e em baías deve ocorrer através de um número mínimo de amostras coletadas para a caracterização do sedimento, de acordo com o volume a ser dragado (Tabela 3) e que se este for igual ou inferior a 100.000 m³, é dispensado de classificação para disposição em águas marítimas, desde que todas as amostras coletadas apresentem porcentagem de areia igual ou superior a 90%.

Assim, a Conama 344/04 correlaciona o percentual de areia e de finos (silte e argila) como determinantes na decisão de um monitoramento prévio à dragagem. Não abordando, porém, a questão que envolve ambientes reconhecidamente impactados, isentando de monitoramento todo estuário ou baía com teor de areia $\geq 90\%$ sem se referir à questão da contaminação e da proximidade de fontes de contaminação. Monitoramento este, necessário para mitigar ações de proteção ambiental, tanto da região dragada quanto na região de disposição, podendo comprometer a biota próxima ou distante da costa pela, respectiva, ressuspensão e disposição do material dragado.

Tabela 3 - Número mínimo de amostras para a caracterização de sedimentos

Volume a ser Dragado (m³)	Número de Amostras
Até 25.000	3
Entre 25.000 e 100.000	4
Entre 100.000 e 500.000	7 a 15
Entre 500.000 e 2.000.000	16 a 30
Acima de 2.000.000	10 extras por 1 milhão de m ³

Fonte: CONAMA 344/04.

Ainda se tratando da disposição do material dragado em águas jurisdicionais brasileiras, esta resolução diz, em seu artigo 7, não necessitar de estudos complementares para sua caracterização aquele material composto por areia grossa, cascalho ou seixo em fração igual ou superior a 50%, ignorando, mais uma vez, a contaminação relacionada à proximidade de fontes de contaminação.

Em se tratando dos ensaios ecotoxicológicos, não há uma definição de seus aspectos básicos e da sua inserção explícita nos critérios de qualidade desta Resolução.

O artigo 9 da Resolução Conama 344/04 diz: “Esta Resolução será revisada em até cinco anos, contados a partir da data de publicação esta Resolução, devendo, conforme artigo 10, ser feita com base na utilização dos dados de classificação do material dragado e do monitoramento das áreas de dragagem e de disposição, gerados pelos órgãos ambientais competentes, cuja forma de apresentação deveria ser normatizada pelo IBAMA.

Alguns eventos, como o Seminário Nacional sobre Dragagem Portuária em Antonina (4ª edição em 2009), têm discutido propostas para a revisão da Conama 344/04. Porém, esta revisão não ocorreu até o presente momento.

3.9) CRITÉRIOS DE DISPOSIÇÃO DE MATERIAIS DRAGADOS NO MAR ADOTADOS EM OUTROS PAÍSES

Assim como a Conama 344/04, os critérios relacionados à dragagem adotados em países como a Holanda e os Estados Unidos tratam da prevenção aos impactos ambientais provocados pela dragagem e disposição marítima. Porém, apresentam a preocupação em isentar de caracterização apenas o sedimento reconhecidamente afastado de fontes de contaminação, bem como variadas formas de disposição do material dragado de acordo com o grau de contaminação.

Segue um resumo dos critérios Holandês e Norte-Americano obtidos em GOES, 2004.

3.9.1) Critério Holandês

A Holanda obedece à *Lei de Poluição da Água do Mar*, que incorpora, em grande parte, os procedimentos prescritos na Convenção de Londres. O princípio geral dessa lei consiste na regulamentação da disposição de resíduos no mar, levando em conta que a permissão para disposição de material estará subordinada às condições estipuladas nos Artigos IV (I)(a) e IV (I)(b) da Convenção de Londres.

As normas gerais de qualidade ambiental na Holanda são baseadas no documento denominado *Evaluation Note on Water*, de março de 1994. Este documento estabelece cinco valores que são descritos a seguir:

- Valor alvo – Indica o nível de concentração abaixo do qual os riscos ambientais podem ser desprezados, frente ao atual estado do conhecimento.
- Valor limite – Nível de concentração para qual o sedimento aquático é considerado relativamente limpo.
- Valor de referência – Nível de concentração que indica se o material dragado pode ser disposto em águas superficiais, sob certas condições, ou se deve ser tratado separadamente. Indica o nível máximo permitido acima do qual os riscos ambientais são inaceitáveis.
- Valor de intervenção – Indica a necessidade urgente de tratamento, devido ao risco ambiental e à saúde pública.
- Valor crítico – Utilizado apenas para metais pesados, sendo um indicativo do nível de concentração acima do qual a necessidade de tratamento deve ser investigada.

Para o estabelecimento desses valores é necessária a conversão do conteúdo do sedimento medido para *sedimento padrão*, que é aquele que contém 10% de matéria orgânica e 25% de material fino (<2 μ m, conhecido em inglês como *lute*).

A partir das concentrações estabelecidas para diversos parâmetros define-se o destino das amostras. No julgamento, nenhum parâmetro pode exceder o denominado *Valor de Intervenção*, nem o *Valor Crítico*. Porém alguns outros níveis de qualidade podem ser excedidos por um ou dois parâmetros em até 50%, desde que os outros parâmetros que caracterizam os sedimentos se encontrem dentro das faixas propostas. Uma exceção é feita para o parâmetro *10 HPA*, que não pode exceder nenhum nível de qualidade. Os parâmetros de *EOX* e *Óleos Minerais*, normalmente não invalidam o resíduo dragado,

servindo apenas como um alerta para futuras investigações, no caso de valores muito fora dos limites.

Analisada a amostra, decide-se sobre o destino do material dragado levando-se, ainda, em conta as seguintes classes de sedimentos:

- Classe 0 – Está abaixo do valor alvo e pode ser disposto em terra ou em águas superficiais sem restrições.
- Classe 1 – Excede o valor alvo, mas se encontra abaixo do valor limite, sendo permitida sua disposição, desde que a qualidade do solo não esteja significativamente deteriorada.
- Classe 2 – Excede o valor limite, mas está abaixo do valor de referência podendo ser disposto em águas superficiais e em terra, desde que sob cuidados determinados.
- Classe 3 – Excede o valor de referência, mas fica abaixo do valor de intervenção, sendo necessária sua contenção sob condições controladas.
- Classe 4 – Excede o valor de intervenção e deve ser mantido isolado em poços profundos ou em terra, a fim de minimizar sua influência sobre o ambiente.

Deve-se frisar que na ausência de fontes poluidoras apreciáveis, alguns serviços de dragagem podem ser isentos dos testes especificados. Estes serviços compreendem a dragagem de canais de acesso nos portos, as dragagens para instalação de tubulações em alto mar e a dragagem de areia para o engordamento de praias. A principal razão para este procedimento consiste na suposição de que, neste caso, os sedimentos sejam simplesmente recolocados num ecossistema aquático sujeito ao mesmo grau de poluição.

Assim, os critérios adotados na Holanda isentam de testes o sedimento de acordo com a contaminação presente, independente de sua composição granulométrica.

No Porto de Rotterdam, o maior da Europa, são dragados, em média, cerca de 20 milhões de m³ anuais, para manutenção dos canais de navegação. O porto se situa na embocadura do Rio Reno, tendo ampla conexão com o mar aberto. O material dragado em Rotterdam é disposto, segundo as classes acima descritas, da seguinte forma:

a) Material dragado no canal de acesso e nas imediações da embocadura – É, em sua maioria de origem marinha e, portanto, suficientemente limpo para ser despejado no próprio mar (Materiais das Classes 0 e 1).

b) Material dragado na região flúvio-marítima do estuário – Composto por uma mistura de sedimentos fluviais e marinhos (Materiais das Classes 2 e 3). Como o Rio Reno era muito contaminado até o início dos anos 1980, o material dali retirado tinha que ser integralmente confinado em um local especial de depósito, construído para este fim, denominado *Slufter*, que vem operando desde 1987.

c) Material dragado no trecho fluvial do porto – Composto de sedimentos com 90% de origem fluvial. Neste caso, devido ao seu grau de contaminação, todo o produto deve depositado no *Slufter* (Materiais das Classes 2 e 3).

d) Material com alto grau de contaminação – Independentemente do local onde seja dragado, todo material contendo altos níveis de metais pesados ou HPA, provocados por fontes locais (Materiais da Classe 4), deverá ser depositado em áreas do porto, especialmente preparadas para isto. No caso de Rotterdam, foi criada uma área confinada denominada *Papegaaiebek* (ou *Bico de Papagaio*).

3.9.2) Critério Norte-Americano

A disposição do material dragado em águas oceânicas nos Estados Unidos é previamente analisada através de três procedimentos principais:

- Teste e análise do material dragado.
- Escolha do local de disposição.
- Manutenção do local de disposição e seu monitoramento.

As diretrizes federais para avaliação da adequação do material dragado à disposição oceânica estão contidas na publicação “*Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal – Testing Manual*” (USEPA/USACE, 1991), também chamada de *Livro Verde* (Green Book) ou Manual de Teste Oceânico. Os procedimentos de teste do *Livro Verde* enfatizam o uso de testes biológicos, ao invés de análises químicas detalhadas, para avaliar os impactos ecológicos. O manual recomenda testes físicos, químicos e biológicos específicos, para avaliar o impacto da disposição do material dragado na coluna de água e

nas comunidades bentônicas. Tal procedimento é diferente do adotado em outros países, principalmente europeus, onde há mais ênfase nos testes químicos.

A técnica de avaliação do material dragado compreende um procedimento em 4 etapas. Cada etapa sucessiva compreende procedimentos mais detalhados e rigorosos. Ao final de cada etapa, três questões devem ser respondidas e decisões subseqüentes devem ser tomadas, para se proceder à etapa seguinte. As questões a serem respondidas são:

- Os critérios do regulamento são atendidos? Em caso positivo, a disposição oceânica é permitida, e nenhum teste adicional é necessário.
- A avaliação é não conclusiva? Em caso afirmativo a disposição não é aprovada, e a próxima etapa do teste deve ser feita.
- Os critérios regulatórios são atendidos? Se não, a disposição oceânica não é permitida.

Os testes de toxicidade são utilizados para medir os impactos na coluna d'água e na comunidade bentônica. Procura-se, com isso, determinar os efeitos dos contaminantes dissolvidos e suspensos nos organismos presentes na coluna d'água. São realizados testes de bioacumulação para estimar a disponibilidade biológica de contaminantes de interesse originários da descarga do material.

Uma vez realizada a disposição, deve-se garantir o controle e o monitoramento da mesma. O procedimento de controle tem o intuito de assegurar a proteção contínua do ambiente aquático e dos recursos naturais existentes. O monitoramento verifica as modificações no local de disposição, baseado nos dados obtidos previamente à disposição sobre a quantidade e qualidade do material. Ele tem como intuito principal gerar informações sobre os impactos do material disposto e o destino do mesmo a curto e longo prazo. Os procedimentos de controle e monitoramento devem perdurar durante toda a vida útil do local de disposição.

O material dragado cogitado para disposição oceânica não requer testes no caso de areia limpa, ou quando é destinado para engordamento de praias, ou mesmo, quando é originário de uma área reconhecidamente afastada de fontes conhecidas de poluição. Assim, só há isenção de caracterização quando não há indícios de contaminação.

Como verificado, as legislações nacional e internacional sobre dragagem apresentam aspectos em comuns e diversos, havendo necessidade de uma avaliação da Resolução Conama 344/04 baseando-se em resultados obtidos em estudos acadêmicos e monitoramentos ambientais realizados por órgãos governamentais e não-governamentais, de forma a garantir uma maior abrangência de suas diretrizes e procedimentos.

4) MATERIAIS E MÉTODOS

A análise dos parâmetros monitorados e ensaios ecotoxicológicos realizados neste estudo foram utilizados para o estabelecimento dos locais com variações de toxicidade e potencial de biodisponibilização de poluentes.

As análises físico-químicas e os testes com *Skeletonema costatum* foram feitos com elutriato, objetivando simular a ressuspensão de sedimentos contaminados, como em uma situação de dragagem, tempestade ou aporte de grandes volumes de água pluvial (água de drenagem) no corpo receptor que possam causar algum distúrbio nos sedimentos de fundo e biodisponibilizar os contaminantes desse sedimento. Para os testes com *Vibrio fischeri* utilizou-se água intersticial obtendo, como resposta, a diminuição da luminescência neste organismo.

O fluxograma abaixo (Figura 6) descreve, de forma concisa, a sequência de eventos para o monitoramento do sedimento da Baía de Vitória/ES no presente trabalho.

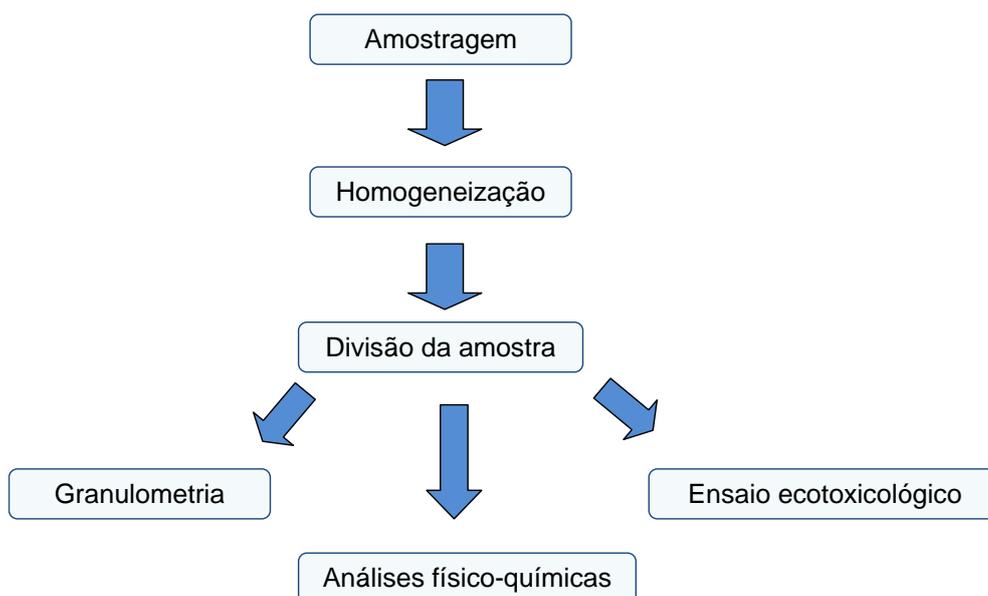


Figura 6 – Fluxograma: sequência de eventos para o monitoramento do sedimento.

4.1) PONTOS DE AMOSTRAGEM, COLETA E ARMAZENAMENTO

Estudos de granulometria dos sedimentos do estuário da Baía de Vitória/ES como os realizados por VERONEZ et al (2009), (Figura 7) e por D'AGOSTINI (2005) (Figura 8) permitiram o cruzamento de dados e a determinação da melhor região para seleção dos pontos de amostragem para a pesquisa (Figura 9).

As coletas das amostras foram realizadas em pontos da Baía de Vitória e foram acondicionadas em caixas de isopores e encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo (LABSAN) para as devidas análises físico-químicas e ecotoxicológicas.

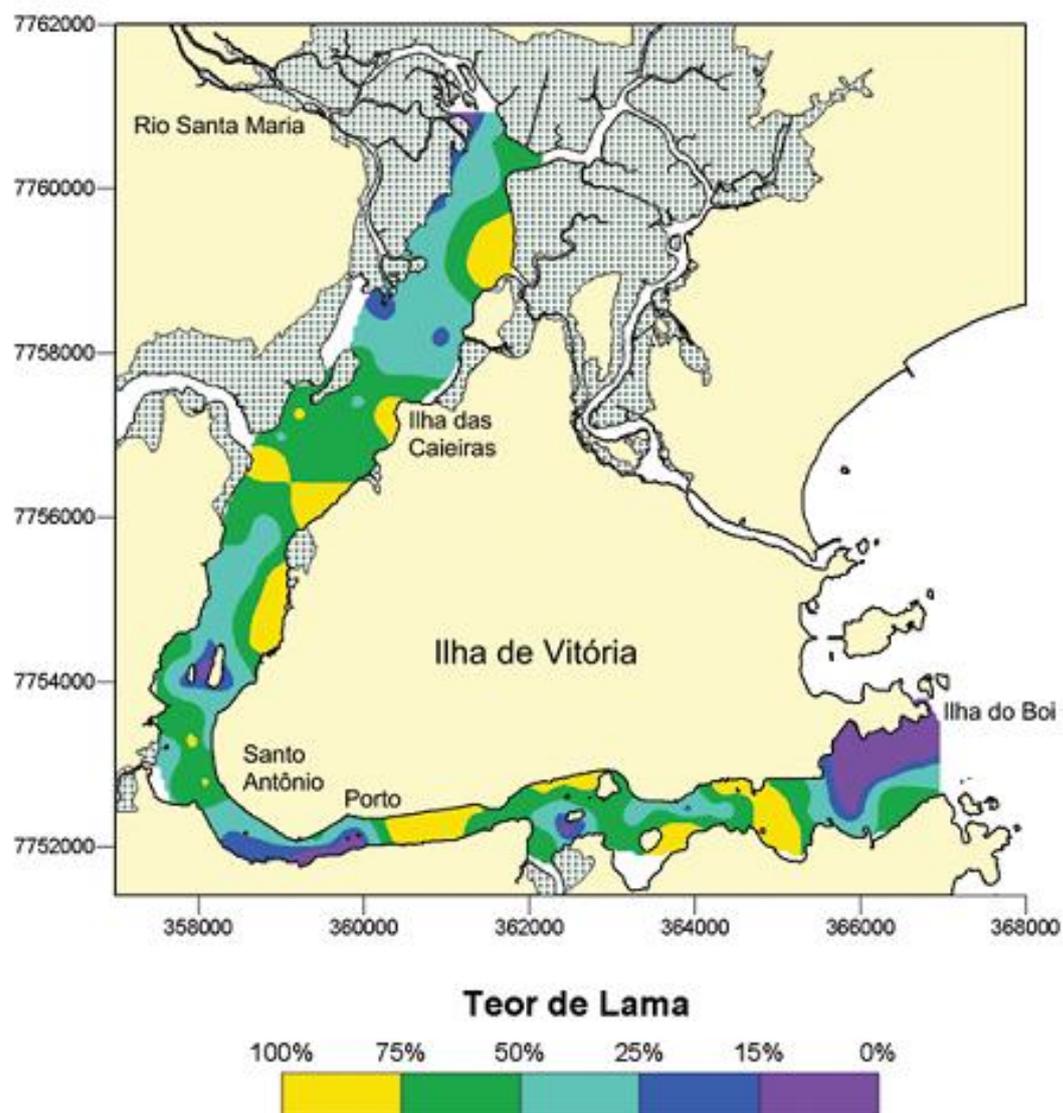


Figura 7 - Distribuição do percentual de lama nos sedimentos da Baía de Vitória
Fonte: VERONEZ, 2009.

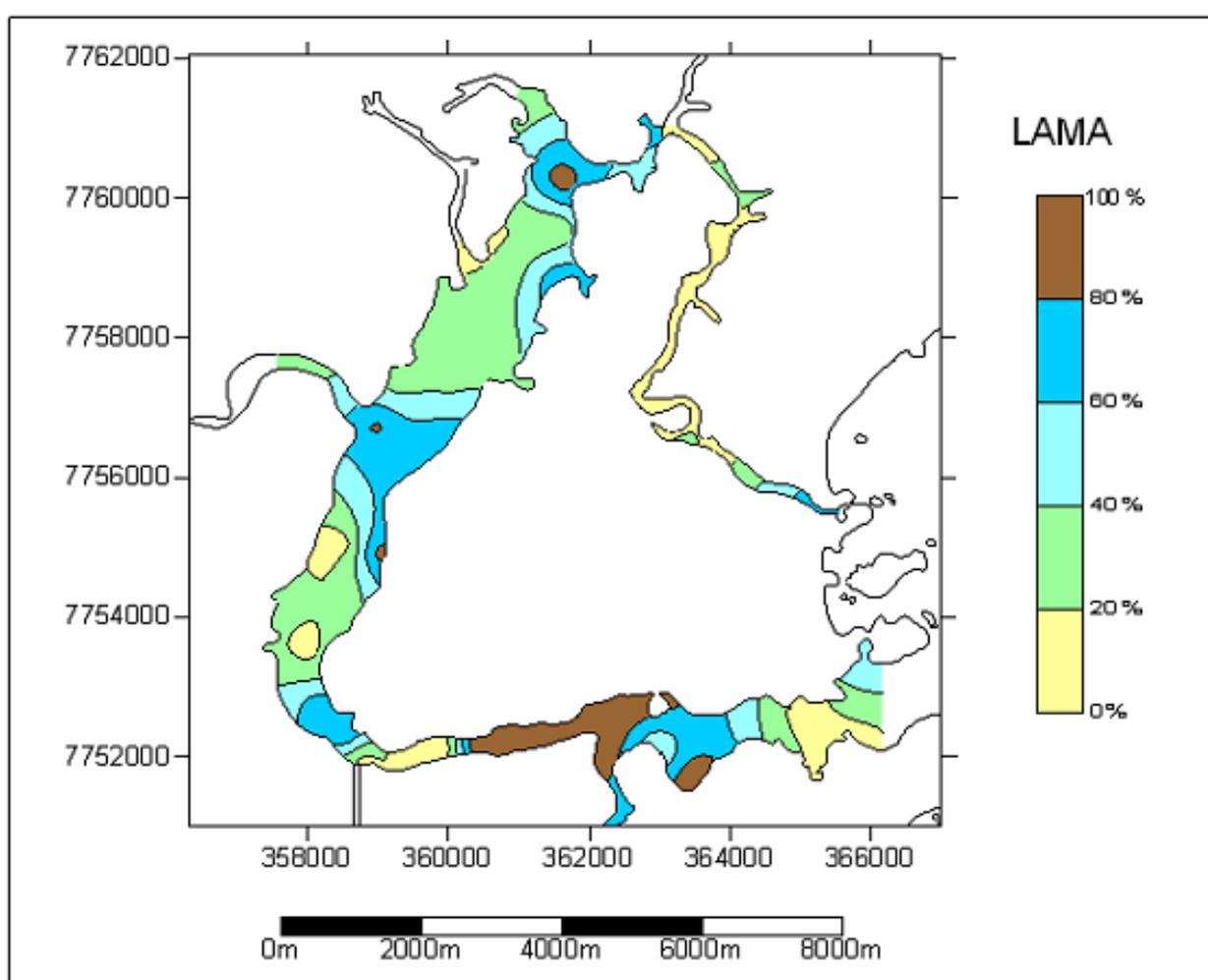


Figura 8 - Mapa de distribuição dos teores de lama da Baía de Vitória
Fonte: D'AGOSTINI, 2005.



Figura 9 - Pontos de amostragem deste trabalho

Fonte: www.googleearth.com.br

Foram realizadas 3 campanhas de coleta de amostras de sedimentos. A primeira foi realizada em 15 de julho de 2010, a segunda em 13 de novembro de 2010, e a terceira em 12 de fevereiro de 2011.

Durante a 1ª campanha para coleta, o sedimento primeiramente coletado nas regiões pré-determinadas era manuseado e, pelo tato, era feita uma análise textural até que cada dois pontos próximos apresentassem diferenças granulométricas suficientes para a pesquisa.

As coordenadas geográficas foram registradas com GPS Garmim eTrex H, 12 canais para posterior retorno nas campanhas de coleta seguintes.

Cada dois pontos próximos (1 e 2; 3 e 4; 6 e 7; 8 e 9) apresentam diferentes teores de areia e lama, visando a obtenção de informações sobre toxicidade do sedimento da Baía de Vitória/ES e relacionando-a à caracterização sedimentológica deste estuário.

Na Tabela 4 a seguir, são apresentadas as coordenadas geográficas e a descrição dos pontos de amostragem (considerar margens esquerda e direita no sentido 3ª Ponte - Ilha das Caieiras (Figura 3)).

Tabela 4 - Coordenadas geográficas e descrição de cada ponto de coleta das amostras

Pontos	Coordenadas	Descrição do Ponto
1	20°19'17.65" S e 40°16'56.1" W	Próximo à Terceira Ponte e à pluma de esgoto lançada pelo Canal da Costa.
2	20°19'23" S e 40°16'53.7" W	Próximo à Terceira Ponte e sobre a pluma de esgoto lançada pelo Canal da Costa.
3	20°19'22.5" S e 40°18'59.4" W	Próximos à Ilha das Pombas.
4	20°19'14.2" S e 40°18'57.1" W	Próximos à Ilha das Pombas.
5	20°19'21.1" S e 40°20'16.4" W	Área do Porto de Vitória.
6	20°19'33.1" S e 40°21'15.2" W	Próximos à Segunda Ponte, em frente à desembocadura do Rio Marinho.
7	20°19'23.2" S e 40°21'12.3" W	Próximos à Segunda Ponte, margem direita, próximo à Rodoviária de Vitória.
8	20°18'5.1" S e 40°21'9.6" W	Pouco acima das Ilhas da Pólvora e Dr. Américo de Oliveira. Margem direita.
9	20°17'55.7" S e 40°21'27.2" W	Pouco acima das Ilhas da Pólvora e Dr. Américo de Oliveira. Margem esquerda.

A coleta de sedimento (amostra simples) foi feita utilizando uma draga do tipo Petersen lançada de uma embarcação para retirada do sedimento. Cada amostra coletada em cada ponto foi homogeneizada em bandeja de alumínio (Figura 10) e acondicionada em três frascos de vidro com tampa, sendo resfriadas em isopor tampado com gelo até o LABSAN – UFES, onde, foram mantidas a 8°C em geladeira, conforme NBR 15469 (ABNT, 2007).



Figura 10 – Manuseio das amostras com bandeja e demais utensílios de alumínio durante a coleta na Baía de Vitória/ES.

4.2) PRECIPITAÇÃO E VAZÃO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

Foram cedidos pelo Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH) – UFES, os dados de vazão média diária do Rio Santa Maria da Vitória e de precipitação obtidos no Posto UHE Suíça, um ponto 50 km a montante da Baía de Vitória/ES; 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>).

4.3) ELUTRIATO

A obtenção do elutriato para o ensaio ecotoxicológico com *Skeletonema costatum* seguiu a metodologia descrita na NBR 15469 (ABNT, 2007), que trata da preservação e preparo de amostras para ecotoxicologia aquática.

Para cada parte de sedimento, adicionou-se 4 partes de água de diluição, que no caso, consiste em água azul com salinidade corrigida para 29‰ (ppm). A mistura foi submetida à agitação em shaker por 30 min. Após decantar por 1 hora, retirou-se o sobrenadante e, como algumas amostras permaneceram turvas, todas foram centrifugadas à 2000 rpm durante 30 minutos. As amostras foram então conservadas em geladeira até as devidas correções de pH e verificação da salinidade. Segundo a ISO 10253:1995, que padroniza os

testes de inibição do crescimento com *Skeletonema costatum*, o pH pode variar de $8,0 \pm 0,2$ e a salinidade de $30\text{‰} \pm 5\text{‰}$. Todas as amostras apresentaram salinidade entre 29‰ e 32‰ , não havendo necessidade de ajustes.

A princípio, o ensaio com *Vibrio fischeri* foi realizado com elutriato, não havendo, no entanto, nenhuma inibição da luminescência neste organismo, pois as amostras estavam muito diluídas. Assim, optou-se por utilizar água intersticial, a partir da metodologia também descrita na NBR 15469 (ABNT, 2007), onde as amostras foram centrifugadas a 2000 rpm durante 30 minutos e o sobrenadante utilizado nos testes ecotoxicológicos. As amostras foram então conservadas em geladeira até as devidas correções de pH e verificação da salinidade. Segundo a NBR 15411-3 (ABNT, 2006), que padroniza o efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz da *Vibrio fischeri* liofilizada, o pH pode variar de 6,0 à 8,5 e a salinidade, uma concentração equivalente de 20g/L a 35g/L de NaCl, que corresponde à 18‰ a $31,5\text{‰}$.

Para a obtenção do elutriato para as análises químicas (fósforo total e nitrogênio Kjeldahl) foi utilizada a norma da APHA (1998), onde se adicionou 4 partes de água destilada à 1 parte de sedimento. A mistura foi submetida à agitação em shaker por 30 min. Após decantar por 1 hora. O sobrenadante foi retirado para ser utilizado nas análises. Como algumas amostras permaneceram turvas, optou-se por centrifugar todas a 2500 rpm durante 5 minutos.

4.4) ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Os parâmetros físico-químicos analisados nos sedimentos foram: temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, salinidade, nitrogênio Kjeldahl, fósforo total, teor de matéria orgânica e granulometria.

4.4.1) Temperatura, potencial redox, pH e oxigênio dissolvido

Temperatura, potencial redox pH e oxigênio dissolvido foram parâmetros medidos em campo, na água intersticial, com data, hora da coleta e determinação da maré (vazante

ou enchente). Foi utilizada a sonda multiparâmetros Hydrolab Quanta, da Hach Hydromet (Figura 11).



Figura 11- Sonda multiparâmetros Hydrolab Quanta, da Hach Hydromet.

4.4.2) *Salinidade*

A salinidade foi medida na água intersticial assim que se chegou ao laboratório pelo refratômetro da marca Instrutherm; Modelo: RT-30ATC.

4.4.3) *Nitrogênio Kjeldahl*

O nitrogênio das amostras de sedimento foi medido pelo método NTK (Nitrogênio Kjeldahl Total) onde são identificados a soma de nitrogênio orgânico e amoniacal, nas formas de azida, azina, azo, hidrazona, nitrato, nitrito, nitro, nitroso, oxime e semicarbazona (APHA, 1998).

4.4.4) *Fósforo total*

O fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascórbico (4500 PE) conforme APHA (1998).

4.4.5) *Teor de matéria orgânica*

A determinação do teor de matéria orgânica foi conforme a NBR 13600 da ABNT (1996), que se refere à determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440°C.

4.4.6) *Granulometria*

As designações utilizadas para descrever os sedimentos são muitas e variadas, mesmo na comunidade científica. Desde o século XIX foram propostas várias classificações dos sedimentos baseadas na dimensão das suas partículas constituintes. Entre as mais conhecidas pode-se citar as de Udden, de Wentworth, de Atterberg (que em 1927 foi adotada pela Comissão Internacional de Ciência dos Solos) e a de Bourcart (DIAS, 2004).

No presente trabalho optou-se pela de Wentworth, que é a utilizada na resolução CONAMA 344/04.

A granulometria das amostras de sedimentos foi determinada através do método para a análise granulométrica de solos, realizada por peneiramento (ABNT, 1984 - NBR 7181).

As amostras passaram pelos processos laboratoriais de peneiramento a úmido que separa a fração lama (<0,0625). A seguir, tanto a fração lama como as frações de tamanhos maiores de grãos foram secas em estufa. Após secos, os grãos de intervalos entre a fração seixo até partículas de 0,0625mm foram peneirados a seco. A pesagem da lama e das frações maiores, determinaram o percentual de finos (silte e argila) e de areia de cada amostra.

4.5) PREPARO E MANUTENAÇÃO DOS ORGANISMOS-TESTE

4.5.1) *Skeletonema costatum*

Para a manutenção da cepa de *Skeletonema costatum*, doada pela Empresa de Tecnologia Ambiental Aplysia, foram seguidos os padrões determinados pela ISO 10253:1995 onde, 1mL de algas (inóculo) são acrescentados a 50mL de água azul (água do mar de profundidade) preparadas com as soluções estoque 1, 2 e 3 (Figura 12), sendo a cultura mantida em laboratório e distribuídas em triplicata em erlenmeyers. Em seguida, os

erlenmeyers foram acondicionados à câmara incubadora a 20°C com luminescência permanente (24 horas por dia). A repicagem ocorria de 4 em 4 dias (a cada 96 horas).

Nutriente	Concentração em solução estoque	Concentração Final em solução teste
Solução Estoque 1 (10 L)		
FeCl ₃ .6H ₂ O	48 mg/l	149 µg/l (Fe)
MnCl ₂ .4H ₂ O	144 mg/l	605 µg/l (Mn)
ZnSO ₄ .7H ₂ O	45 mg/l	150 µg/l (Zn)
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,157 mg/l	0,6 µg/l (Cu)
CoCl ₂ .6H ₂ O	0,404 mg/l	1,5 µg/l (Co)
H ₃ BO ₃	1140 mg/l	17,1 µg/l
Na ₂ EDTA ¹	1000 mg/l	15,0 µg/l
Solução Estoque 2 (10 L)		
Cloridrato de Tiamina (Vitamina B1)	50 mg/l	25 µg/l
Biotina (Vitamina H ou B7)	0,01 mg/l	0,005 µg/l
Cianocobalamina (Vitamina B12)	0,10 mg/l	0,05 µg/l
Solução Estoque 3 (1 L)		
K ₃ PO ₄	3,0 g/l	3,0 mg/l
NaNO ₃	50,0 g/l	50,0 mg/l
Na ₂ SiO ₃ .5H ₂ O	14,9 g/l	14,9 mg/l

1) Complexos de metais pesados, pela alta concentração de EDTA presente no meio nutritivo, pode impedir a realização dos ensaios de efluentes contendo metais pesados.

Figura 12 - Reagentes e soluções estoque do meio de cultivo para serem preparados na água azul, atendendo aos requisitos para desenvolvimento da *Skeletonema costatum*.

Fonte: ISO 10253, 1995.

4.5.2) *Vibrio fischeri*

A cepa de *Vibrio fischeri* utilizada nos ensaios ecotoxicológicos é liofilizada, não requerendo manutenção para cultivo laboratorial. A cepa foi obtida pela empresa Strategic Diagnostics Inc. (SDIX). O aparelho utilizado nos testes foi o Microtox Analyzer Model 500, da SDIX.

A seguir seguem os dados referentes ao certificado de análise da cepa de *Vibrio fischeri* liofilizada utilizada nos ensaios ecotoxicológicos:

- Description: Microtox Acute Reagent
- Part Number: AZF686018A
- Lot Number: 10B1019
- Expiration Date: February 2012
- Storage condition: Frozen, - 20 °C

4.6) TESTES DE SENSIBILIDADE

4.6.1) *Skeletonema costatum*

A metodologia para esta análise seguiu a Norma 10253: ISO (1995) para o teste com *S.costatum*. O princípio do teste consistiu na exposição de inóculos, em crescimento exponencial, das microalgas a diluições da substância testada (dicromato de potássio), por um período de 96h. A inibição do crescimento foi medida por meio da redução no crescimento celular em comparação ao controle, estando em condições idênticas.

Em cada teste realizado, foram feitas, após 96h de exposição, determinações das densidades celulares nos cultivos com diferentes concentrações de dicromato de potássio.

As diluições do dicromato de potássio nos testes foram feitas em meio de cultura preparado com a mesma água azul utilizada para formar o elutriato para os ensaios ecotoxicológicos. Esta preocupação deveu-se às informações obtidas no estudo realizado por WERNER e BURATINI (2002), onde demonstraram que a diferença na intensidade do efeito tóxico do dicromato de potássio está diretamente relacionada ao tipo de água utilizada nos ensaios.

Nesse estudo é possível observar que na água reconstituída utilizada, a toxicidade foi mais elevada devido à ausência de matéria orgânica, normalmente presentes em águas naturais, que propicia a redução química do cromo (isto é, de cromo VI para cromo III). Já para as outras águas utilizadas nos ensaios os efeitos tóxicos foram menos intensos, supostamente devido à presença de substâncias orgânicas.

Na carta-controle (Figura 13), verifica-se que 93,75% (15 resultados dos 16 dentro dos limites de confiança) dos valores de CI_{50} obtidos nos testes de sensibilidade com *S. costatum*, estão contidos entre os limites superiores e inferiores da carta-controle, com

apenas 6,25% dos dados ultrapassando o limite inferior, ou seja, apenas um dos resultados obtidos.

De acordo com ENVIRONMENT CANADA (2005), em uma série de 15 a 20 testes, é estatisticamente esperado que 5% dos valores ultrapassem os limites de confiança, superior ou inferior. Se mais de um resultado com o tóxico de referência estiver fora dos limites de confiança, estes resultados devem ser considerados provisórios; uma revisão da sensibilidade dos organismos-teste deve ser feita e os dados gerados sob estas circunstâncias devem ser descartados.

Além disso, considera que um método ecotoxicológico é bom quando a variação dos resultados expressa pelo coeficiente de variação (CV) for $\leq 30\%$. Nos resultados obtidos, apenas um está fora dos limites de confiança e o $CV = 22,54\%$. Assim, os resultados foram considerados válidos.

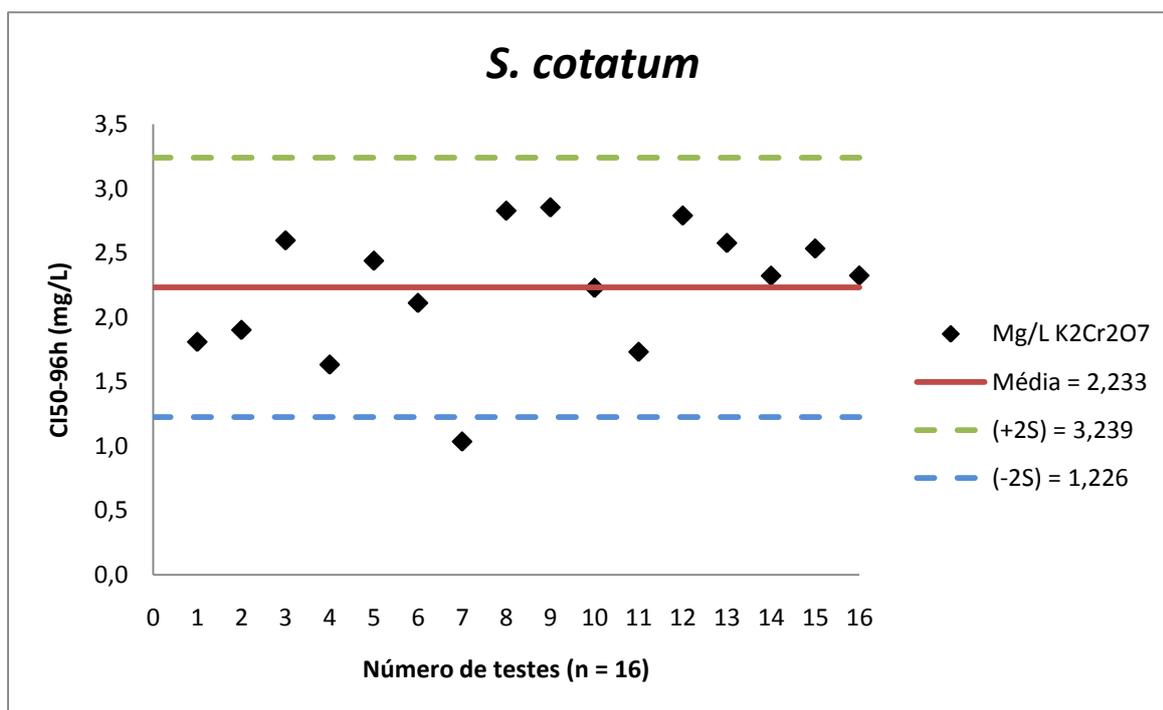


Figura 13 - Carta-controle mostrando valores de CI_{50-96h} em testes com a *S.costatum* exposta ao dicromato de potássio, em testes de sensibilidade (n =16)

4.6.2) *Vibrio fischeri*

O teste de sensibilidade com a *V. fischeri*, foi realizado com a substância de referência sulfato de zinco ($ZnSO_4$) dissolvido em uma solução de NaCl a 2%, obtendo a concentração 2,2 mg/L de $ZnSO_4$ nesta solução.

Segundo a NBR 15411-3 (ABNT): para validação do método esta substância de referência deve causar de 20% a 80% de inibição após um período de contato de 30 minutos nesta concentração.

O resultado obtido foi:

- 2ª campanha: 43,61% de inibição após 30 min de incubação;
- 3ª campanha: 42,66% de inibição após 30 min de incubação.

4.7) ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

Segundo SOUSA e colaboradores (2007), “os testes de toxicidade com elutriatos foram desenvolvidos especificamente para avaliar os efeitos causados pelo descarte de material dragado na qualidade da água, simulando, em pequena escala, a capacidade de transferência de substâncias tóxicas dos sedimentos para a água, como consequência de tal descarte”.

Os ensaios ecotoxicológicos foram utilizados como um parâmetro de monitoramento da toxicidade do sedimento da Baía de Vitória, a partir das variações da taxa de crescimento da *Skeletonema costatum* e de inibição da luminescência da *Vibrio fischeri* que se espera observar quando estes organismos são, respectivamente, cultivados em elutriato e incubados em água intersticial do sedimento, obtidos em cada um dos diferentes pontos de amostragem.

Assim, a análise dos dados físico-químicos monitorados e ensaios ecotoxicológicos realizados neste estudo foram utilizados como parâmetros para estabelecer os locais com variações de toxicidade e potencial de biodisponibilização de poluentes, visando a obtenção de informações para monitoramentos realizados em eventos de dragagens de manutenção ou ambiental na Baía de Vitória.

4.7.1) *Ensaio ecotoxicológico com **Skeletonema costatum***

Para os ensaios com a cepa *Skeletonema costatum*, foram seguidos os padrões determinados pela ISO 10253:1995. Assim, foram preparados meio de cultura para servir como controle e, ao elutriato extraído de cada amostra de sedimento, foram adicionados os nutrientes na mesma concentração do meio e corrigidos o pH (entre 7,8 e 8,2) e salinidade, estabelecendo assim condições básicas iguais de crescimento celular. Todas as amostras apresentaram salinidade entre 29‰ e 32‰, não havendo necessidade de ajustes. Os equipamentos utilizados nas medições foram o pHmetro da marca Marte, modelo MB-10 e refratômetro da marca Instrutherm; Modelo: RT-30ATC.

Os ensaios foram montados em triplicata. Inicialmente, foram feitas as contagens de todas as amostras pela metodologia de contagem na câmara de Neubauer, em microscópio óptico, para então determinar o número de células nas amostras. Em seguida, os erlenmeyers acondicionados à câmara incubadora a 20°C com luminescência permanente. Os Erlenmeyers foram organizados em fileiras e os frascos sofreram agitação periódica e mudança de posição nas filas e nas prateleiras para fornecer a cada frasco quantidade similar de iluminação (Figura 14). A luminosidade medida com luxímetro variou, nas diferentes posições, de $36,45 \times 10^{18}$ fótons/m²s a $54,9 \times 10^{18}$ fótons/m²s. Os ensaios tiveram duração de 96 horas (quatro dias) após inoculação das algas no controle e nas amostras de elutriato dos pontos 1 a 9.

Quando estabelecida a contagem inicial e final do número de células na câmara de Neubauer, foram realizados os cálculos pela diferença da taxa de crescimento no branco (somente meio de cultura) contra as demais amostras, para encontrar a taxa de inibição.



Figura 14 – Fotografia mostrando a Distribuição dos erlenmeyers na câmara incubadora com agitação periódica e mudança de posição na fila durante os ensaios ecotoxicológicos com *S. costatum*.

4.7.2) *Ensaio ecotoxicológico com Vibrio fischeri*

Os ensaios realizados com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* são do tipo agudo, ou seja, a resposta a um estímulo é severa e rápida, a qual se manifesta nos organismos aquáticos em tempos relativamente curtos. Neste caso, a diminuição da luminescência quando exposta há 15 minutos em água intersticial, extraída do sedimento analisado, comparado com o controle.

No ensaio, primeiramente as amostras de água intersticial foram avaliadas quanto ao pH, salinidade e concentração de oxigênio (oxigênio dissolvido). Os aparelhos utilizados nas medições foram o phmetro da marca Marte, modelo MB-10, refratômetro da marca Instrutherm; Modelo: RT-30ATC e Dissolved Oxygen Meter da Lutron, modelo YK-22DO.

Todas as amostras apresentaram pH ente 6,0 e 8,5, salinidade com concentração equivalente de 20g/L a 35g/L de NaCl, que corresponde à 18‰ (partes por mil) a 31,5‰ e OD superior a 0,5 mg/L, não havendo necessidade de ajustes.

Para execução dos ensaios ecotoxicológicos agudos com a *Vibrio fischeri*, foi utilizado o equipamento Microtox Analyzer Model 500, da SDIX que apresenta um termobloco integrado que acondiciona as bactérias a uma temperatura de 15°C com a capacidade para medir a bioluminescência das bactérias. A partir do programa MTX6, instalado no

microcomputador ligado ao aparelho Microtox 500, são realizados cálculos que determinam o percentual de inibição das bactérias pela bioluminescência medida antes e depois da exposição das bactérias às amostras.

O teste utilizado foi o *Screening* que consiste em adicionar 900µL da amostra em 100µL de solução de reconstituição com as bactérias (solução a 2,2%). Neste teste, quando a amostra apresenta salinidade inferior a uma solução de concentração 20g/L de NaCl equivalentes (18‰) deve-se acrescentar uma solução salina denominada solução de ajuste osmótico (OAS) com concentração 22%. Porém, as amostras de água intersticial apresentaram salinidade superior, não sendo necessária a adição sal. Assim, as amostras testadas apresentavam-se a 90% (900µL da amostra e 100µL de solução de reconstituição).

A seguir, 1 ml de cada uma das 9 amostras e 1 ml da solução-controle foram pipetados em cubetas distintas e dispostas no termobloco do Microtox® (Figuras 15 e 16). Neste mesmo tempo também foi feita a ambientação com as bactérias que estavam liofilizadas e foram reativadas em solução de reconstituição a 2%. Em seguida foram feitas a adição de 100µL da solução de reconstituição com bactérias em cada uma das cubetas e, após 15 min de espera para estabilização da temperatura, foram feitas as leituras iniciais da luminescência no Microtox® e em seguida retornando-as ao termobloco. Imediatamente, 900µL de cada amostra foram acrescentados aos 100µL de solução reconstituição com bactérias e foram feitas as leituras de luminescência em 15 minutos de exposição destes organismos às amostras.

O teste utilizado foi do tipo *Screening*, não sendo assim avaliada a concentração efetiva a 50% (CE50), e sim apenas o percentual de inibição da luminescência para comparação da toxicidade entre as amostras.

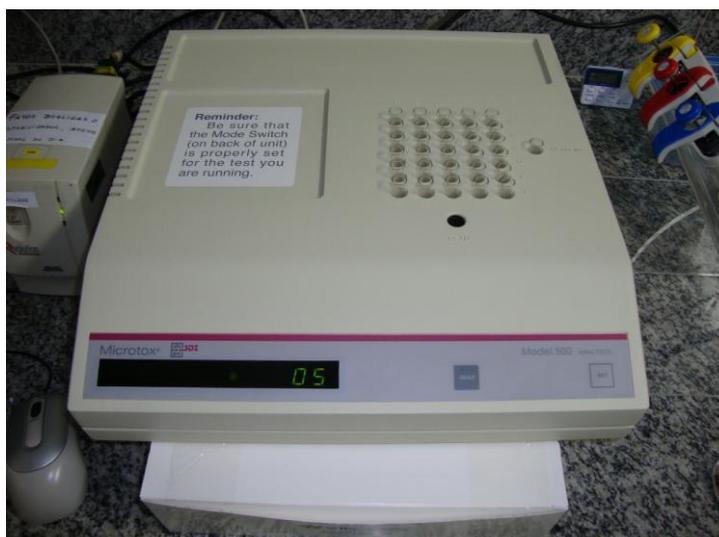


Figura 15 – Fotografia: Microtox®



Figura 16 – Fotografia mostrando Preenchimento das cubetas de teste no termobloco do Microtox®.

5) RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1) PRECIPITAÇÃO E VAZÃO DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA

No gráfico abaixo (Figura 17) está descrita a vazão média semanal dos dois meses que antecedem a primeira campanha (maio e junho/2010) até o mês da última campanha (fev/2011).

A partir do gráfico, observa-se um aumento da vazão média diária do início de novembro/10 até fevereiro/2011, contribuindo, provavelmente, com um maior transporte e deposição de sedimento no estuário.

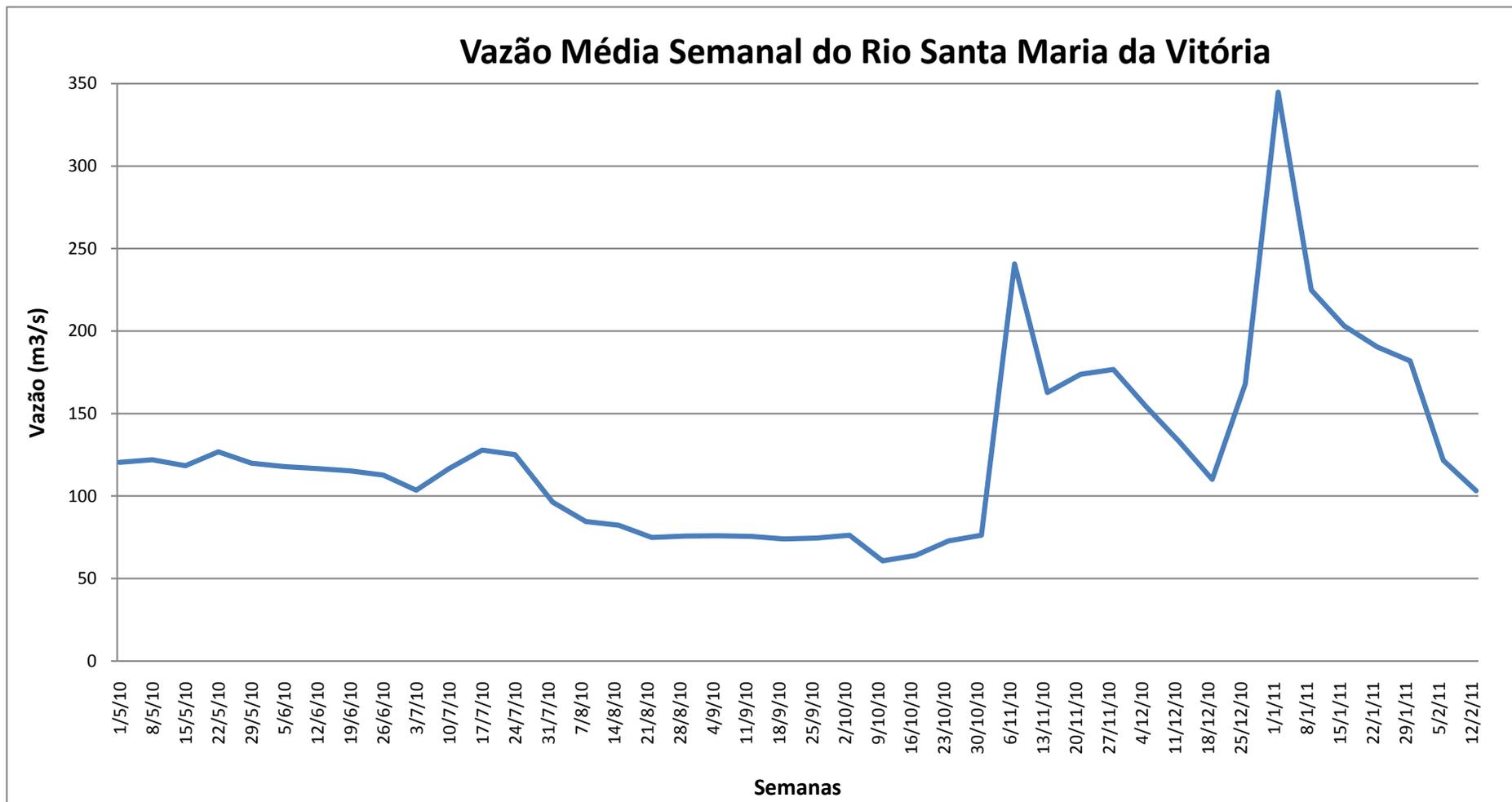


Figura 17 – Vazão média semanal do Rio Santa Maria da Vitória nos dois meses que antecedem a primeira campanha (maio e junho/2010) até o mês da última campanha (fev/2011) de coleta.

Fonte: Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH) - UFES

No decorrer do ano de 2010 houve períodos de pouca chuva intercalados com períodos de chuva intensa, especialmente no mês de novembro/10 (Figura 18).

Os períodos chuvosos podem ser outra fonte considerável de contaminação devido à drenagem superficial ou lixiviação do entorno diretamente para dentro do estuário ou via corpos hídricos que nele adentram.

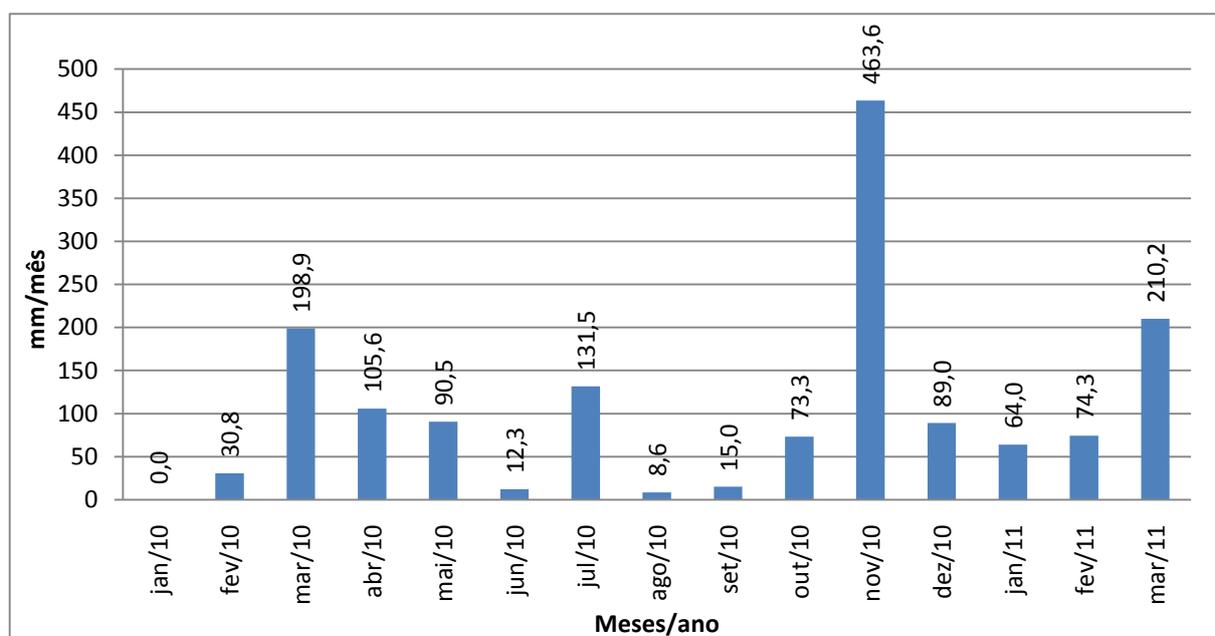


Figura 18 - Pluviosidade mensal de janeiro/2010 a março/2011

Fonte: Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH) - UFES

5.2) MARÉ

As marés nos dias de coleta do sedimento estão descritas na tabela abaixo (Tabela 5):

Tabela 5 - Variação da maré nos dias de coleta das amostras de sedimento

1ª Campanha 15/07/2010 (5ª-feira)		2ª Campanha 13/11/2010 (Sábado)		3ª Campanha 12/02/2011 (Sábado)	
Hora	▲Preamar ▼Baixa-mar	Hora	▲Preamar ▼Baixa-mar	Hora	▲Preamar ▼Baixa-mar
05h21	▲1.4	02h02	▼0.4	03h23	▼0.6
11h49	▼0.1	08h47	▲1.0	09h47	▲1.0
18h06	▲1.3	14h51	▼0.6	16h28	▼0.5
23h58	▼0.4	20h24	▲1.0	23h08	▲1.1

Fonte: <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>

Sendo assim, de acordo com o horário de coleta em cada ponto de amostragem, têm-se as seguintes marés (Tabela 6):

Tabela 6 - Situação da maré no momento da coleta de cada amostra nas 3 campanhas

Pontos de amostragem	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
	Hora da coleta	Maré	Hora da coleta	Maré	Hora da coleta	Maré
1	8:23	Vazante	9:00	Estofa	9:17	Estofa
2	8:52	Vazante	9:30	Estofa	9:31	Estofa
3	11:56	Estofa	9:45	Vazante	10:01	Estofa
4	10:46	Vazante	10:20	Vazante	10:28	Vazante
5	13:47	Enchente	10:38	Vazante	10:53	Vazante
6	16:00	Enchente	10:57	Vazante	11:12	Vazante
7	13:56	Enchente	11:39	Vazante	11:27	Vazante
8	14:34	Enchente	12:35	Vazante	12:10	Vazante
9	15:00	Enchente	12:10	Vazante	11:59	Vazante

5.3) ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

5.3.1) *Granulometria*

A análise granulométrica realizada no sedimento utilizou a classificação de Wentworth, criada em 1922. O resultado das tabelas 7, 8 e 9 apresentam 5 das 8 classificações descritas por este autor. As classificações omitidas referem-se às de granulometria mais grossa (cascalho fino, cascalho muito fino e areia muito grossa) que, somadas às apresentadas, totalizam 100% da distribuição granulométrica de cada amostra.

Foi demonstrado pela análise granulométrica dos sedimentos coletados que o percentual de areia predominou na maioria das amostras. Porém, cada dois pontos próximos (1 e 2; 3 e 4; 6 e 7; 8 e 9) apresentaram diferentes teores de areia e finos, atingindo o objetivo do presente trabalho: diferença granulométricas e comparação com resultados obtidos nos ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 7 - Distribuição granulométrica das amostras de sedimento da 1ª campanha

Campanha 1					
Pontos	Areia Grossa	Areia Média	Areia Fina	Areia Muito Fina	Finos (silte + argila)
1	21,16%	40,45%	14,02%	4,39%	11,02%
2	8,48%	18,62%	32,45%	6,41%	25,89%
3	20,30%	12,07%	6,83%	5,62%	10,14%
4	12,01%	7,45%	4,97%	3,15%	29,06%
5	11,45%	11,67%	13,63%	14,62%	40,05%
6	30,14%	9,68%	1,89%	0,56%	5,32%
7	19,48%	13,98%	7,42%	4,08%	29,38%
8	3,96%	16,77%	29,94%	22,51%	22,98%
9	7,47%	21,59%	24,33%	3,47%	5,35%

Tabela 8 – Distribuição granulométrica das amostras de sedimento da 2ª campanha

Campanha 2					
Pontos	Areia Grossa	Areia Média	Areia Fina	Areia Muito Fina	Finos (silte + argila)
1	16,38%	37,32%	18,41%	6,79%	15,16%
2	5,17%	17,95%	28,08%	18,88%	29,55%
3	10,16%	22,33%	15,96%	31,91%	12,67%
4	6,67%	10,73%	8,45%	14,11%	39,33%
5	8,17%	23,75%	8,06%	13,82%	44,50%
6	31,60%	14,90%	3,08%	0,81%	7,00%
7	10,22%	19,30%	10,77%	15,18%	32,36%
8	0,76%	18,26%	28,98%	13,09%	38,58%
9	13,03%	20,15%	31,23%	4,28%	6,06%

Tabela 9 - Distribuição granulométrica das amostras de sedimento da 3ª campanha

Campanha 3					
Pontos	Areia Grossa	Areia Média	Areia Fina	Areia Muito Fina	Finos (silte + argila)
1	19,34%	38,12%	9,15%	3,91%	19,14%
2	9,91%	36,52%	13,95%	5,93%	30,69%
3	35,28%	35,71%	9,68%	1,00%	5,92%
4	6,69%	39,48%	11,20%	7,19%	34,67%
5	10,73%	24,32%	13,16%	7,78%	42,32%
6	36,63%	20,00%	3,04%	0,93%	10,03%
7	24,62%	16,68%	9,38%	3,80%	26,72%
8	11,77%	26,73%	18,27%	8,82%	33,54%
9	9,13%	15,53%	16,61%	4,70%	14,21%

Na tabela 10 estão relatados os teores de finos de cada ponto de amostragem das 3 campanhas para uma melhor comparação.

Tabela 10 - Comparação dos teores de lama contidos na amostras das 3 campanhas de coleta

Pontos de amostragem	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3
	Lama (silte + argila)	Lama (silte + argila)	Lama (silte + argila)
1	11,02%	15,16%	19,14%
2	25,89%	29,55%	30,69%
3	10,14%	12,67%	5,92%
4	29,06%	39,33%	34,67%
5	40,05%	44,50%	42,32%
6	5,32%	7,00%	10,03%
7	29,38%	32,36%	26,72%
8	22,98%	38,58%	33,54%
9	5,35%	6,06%	14,21%

5.3.2) Teor de matéria orgânica

O teor de matéria orgânica, como esperado, foi maior nos pontos com maior percentual de lama. Comparando-se cada dois pontos próximos (Figura19), percebe-se que, em todas as 3 campanhas, o teor de matéria orgânica foi em:

- 2 maior que em 1;
- 4 maior que em 3;
- 7 maior que em 6;
- 8 maior que em 9.

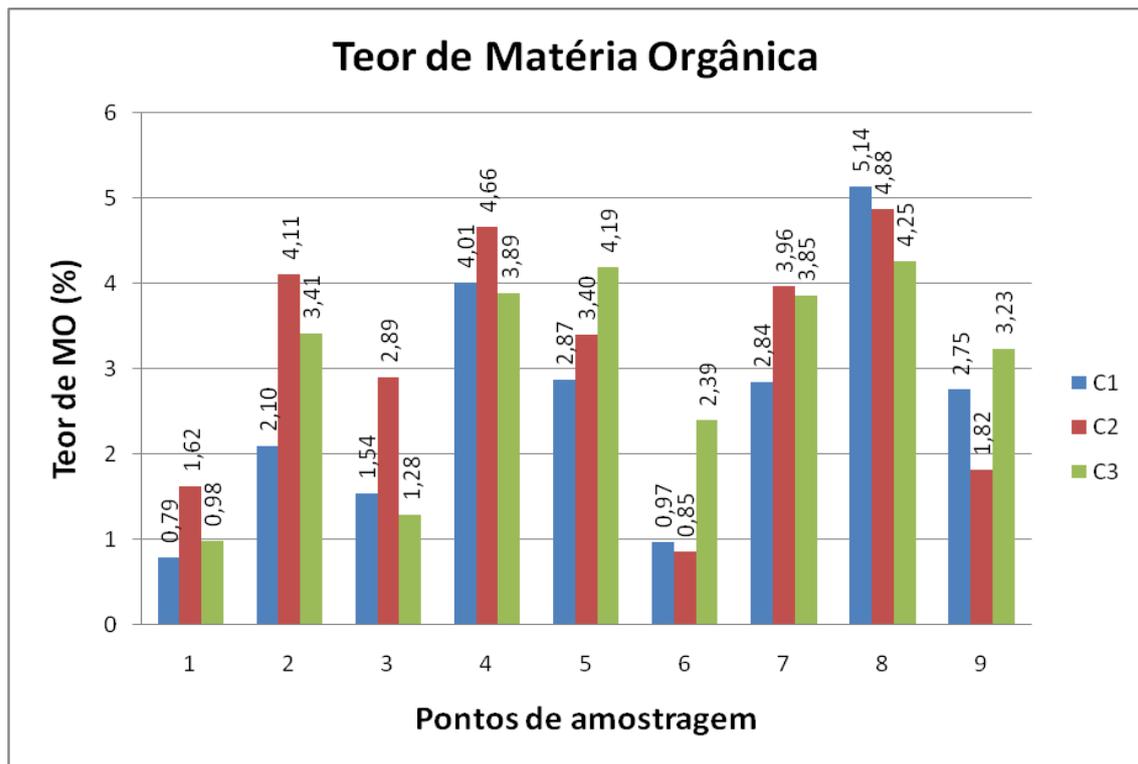


Figura 19 - Teor de matéria orgânica das 9 amostras de sedimento em cada umas das 3 campanhas (C1, C2e C3)

Assim, os resultados mostraram que as regiões de granulometria mais grossa estudadas realmente apresentaram menores teores de matéria orgânica.

Os maiores valores de matéria orgânica foram encontrados no ponto 8, com elevado teor de lama e em frente ao delta do rio Bubu, e isto, deve-se provavelmente ao grande aporte de matéria orgânica que o mesmo transporta, através do despejo de lixo e falta de saneamento nas regiões que circundam o rio.

5.3.3) Temperatura, OD, salinidade, potencial redox e Ph

Temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade e pH foram medidos *in situ* na água intersticial após a coleta e homogeneização do sedimento. A salinidade foi medida também na água intersticial no dia seguinte em que as amostras chegaram ao laboratório (Tabela 11).

Tabela 11 - Medidas de Temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade e potencial redox de cada amostra de sedimento de cada campanha de coleta

Pontos	Campanha 1 (15/07/10)					Campanha 2 (13/11/10)					Campanha 3 (12/02/11)				
	Temp (°C)	OD (mg/L)	Sal (‰)	ORP (mV)	pH	Temp (°C)	OD (mg/L)	Sal (‰)	ORP (mV)	pH	Temp (°C)	OD (mg/L)	Sal (‰)	ORP (mV)	pH
1	21,3	0,17	33	136	7,64	21,5	0,16	32	15	7,73	22,9	0,54	33	140	7,50
2	22,0	0,32	32	47	7,60	21,8	1,26	32	-203	7,80	21,7	1,26	33	15	7,43
3	25,6	0,16	30	-40	7,62	21,4	2,96	31	-15	7,24	23,4	1,55	31	163	7,53
4	22,8	0,25	30	-107	7,63	22,2	2,08	30	-44	7,03	22,9	1,02	31	-49	7,55
5	22,8	0,16	29	-4	7,58	21,6	1,01	29	-1	7,37	22,3	2,23	30	-37	7,60
6	25,1	0,28	27	3	7,50	21,0	0,59	28	120	7,66	22,5	2,77	28	0	7,51
7	25,4	0,17	27	-67	7,56	21,8	1,31	28	164	7,58	23,4	1,39	27	-2	7,31
8	23,7	0,14	23	-64	7,37	23,3	0,25	24	-67	7,38	26,6	0,53	23	-34	7,30
9	23,3	0,24	22	-26	7,49	21,3	0,82	24	-12	7,53	24,7	0,50	24	-10	7,52

A temperatura da coluna d'água assim como a da água intersticial em um estuário depende da relação com vários fatores, uma vez que geralmente não é constante da superfície da água até o fundo num estuário. Neste ambiente, a temperatura da água é em função da profundidade; da época; da quantidade de mistura devido ao vento, tempestades, e das marés; do grau de estratificação no estuário; da temperatura da água que flui a partir tributários, e da influência humana (por exemplo, redes de drenagem de águas pluviais e de esgoto, água quente alta das usinas de energia) (OHREL e REGISTER, 2006).

Assim, a temperatura variou de 21,0 a 26,6 nos diferentes pontos de coleta. O menor valor foi observado no ponto 6 da 2ª campanha de coleta (novembro/10) e o maior valor no ponto 8 da 3ª campanha de coleta (fevereiro/11).

A salinidade variou, conforme esperado, de acordo com a proximidade com a desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória. Assim, a salinidade reduziu bastante do ponto 1 (próximo à Terceira Ponte) ao ponto 9 (pouco acima das Ilhas da Pólvora e Dr. Américo de Oliveira).

O pH variou de 7,03 à 7,80 nos diferentes pontos de coleta. O menor valor foi observado no ponto 4 e o maior valor no ponto 2, ambos da segunda campanha de coleta (novembro/10). Assim, não houve grandes variações de pH na água intersticial – pH de neutro à levemente alcalino.

Segundo estudo realizado por 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.

As medidas de potencial redox (ORP) neste trabalho resultaram em valores de ORP negativos nos pontos de maiores teores de matéria orgânica (Tabela 12), o que confirma a condição redutora deste estuário com sedimentos com alto teor de matéria orgânica.

Tabela 12 - Correlação entre o teor de matéria orgânica e potencial redox das amostras de sedimento das 3 campanhas

Pontos	Campanha 1		Campanha 2		Campanha 3	
	MO (%)	ORP (mV)	MO (%)	ORP (mV)	MO (%)	ORP (mV)
1	0,79	136	1,62	15	0,98	140
2	2,10	-47	4,11	-203	3,41	-15
3	1,54	-40	2,89	-15	1,28	163
4	4,01	-107	4,66	-44	3,89	-49
5	2,87	-4	3,40	-1	4,19	-37
6	0,97	3	0,85	120	2,39	0
7	2,84	-67	3,96	-164	3,85	-2
8	5,14	-64	4,88	-67	4,25	-34
9	2,75	-26	1,82	-12	3,23	-10

5.3.4) Nitrogênio Kjeldahl

Na Figura 20 estão apresentados os valores de nitrogênio Kjeldahl das amostras de sedimento. Os valores mais altos foram encontrados nos pontos 1, 2 e 5.

Nos pontos 1 e 2, localizados no local de deságue do Canal da Costa, estes valores podem estar relacionado a vulnerabilidade antrópica da região, visto que o teor de nitrogênio amoniacal também pode ser uma evidência da descarga de esgoto, já que é um composto presente nas excretas dos seres humanos resultante da degradação protéica.

As operações de carga e descarga também contribuem para o aumento de poluição em áreas portuárias, assim como o armazenamento e a transferência de produtos químicos devido a eventuais perdas de produtos para o ambiente.

O ponto 5 localiza-se na área portuária com terminais que recebem constantemente carga a granel de fertilizantes, que contribui para o enriquecimento com nitrogênio na coluna d'água e no sedimento, uma vez que as operações com este material só podem ser realizadas na ausência de chuvas, favorecendo seu espalhamento. Além disso, o ponto 5 localiza-se na região entre a desembocadura dos rios Marinho e Aribiri (fortemente degradados) e de lançamento de esgotos sanitários da bacia de drenagem pluvial da Rua

Duarte Ferreira (Figura 27), recebendo esgoto de região de Fonte Grande e parte do centro da capital (Vitória/ES), sendo mais uma fonte de nitrogênio. Esta bacia de drenagem possui 65,18% de área vegetada, 1,92% de solo exposto/pastagem e 32,89% de área urbanizada (MORAIS, 2008).

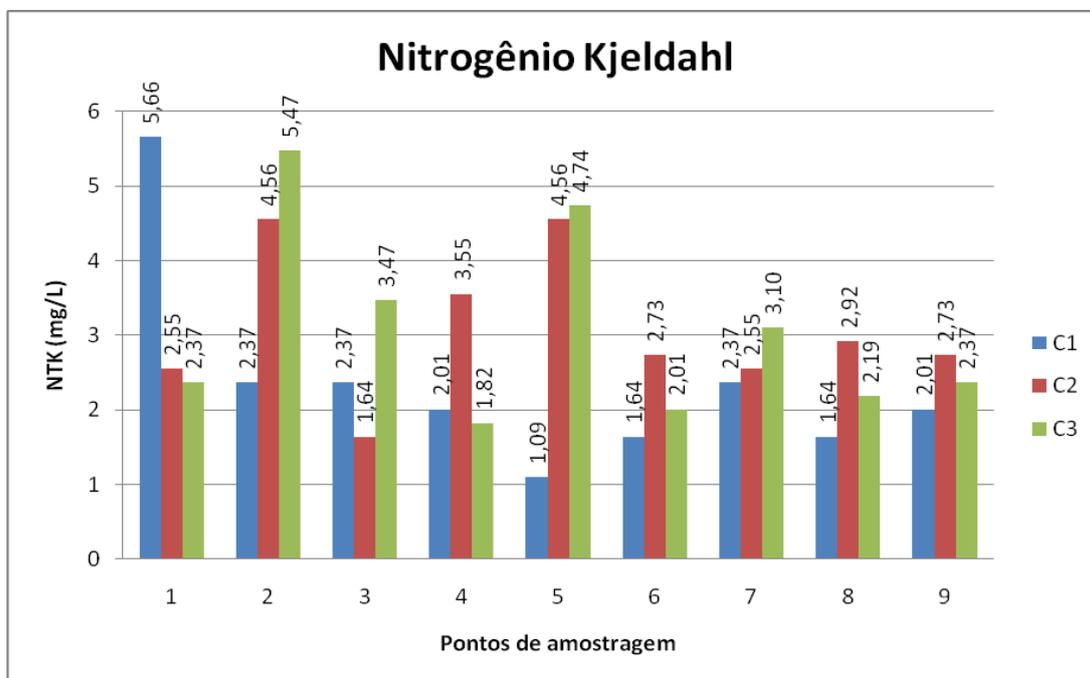


Figura 20 - Nitrogênio Kjeldahl (em mg/L) de cada amostra de sedimento das 3 campanhas (C1, C2 e C3).

5.3.5) Fósforo total

Os valores de fósforo variaram em um mesmo ponto nas diferentes campanhas. Os valores mais elevados observados foram nos pontos 4 e 6 da segunda campanha e 3 da terceira (Figura 21).

Estes valores estão relacionados à vulnerabilidade antrópica da região, visto que o fósforo total também pode ser uma evidência da descarga de esgoto, rico em matéria orgânica em decomposição. Os efluentes industriais e a lixiviação de áreas cultivadas também são fontes importantes de fósforo na Baía de Vitória/ES.

O ponto 4 localiza-se na região da desembocadura do Rio Aribiri e o ponto 6 em frente à foz do Rio Marinho, sendo estes, os dois rios, reconhecidamente, de maior degradação ambiental, dentre os tributários do estuário da Baía de Vitória/ES.

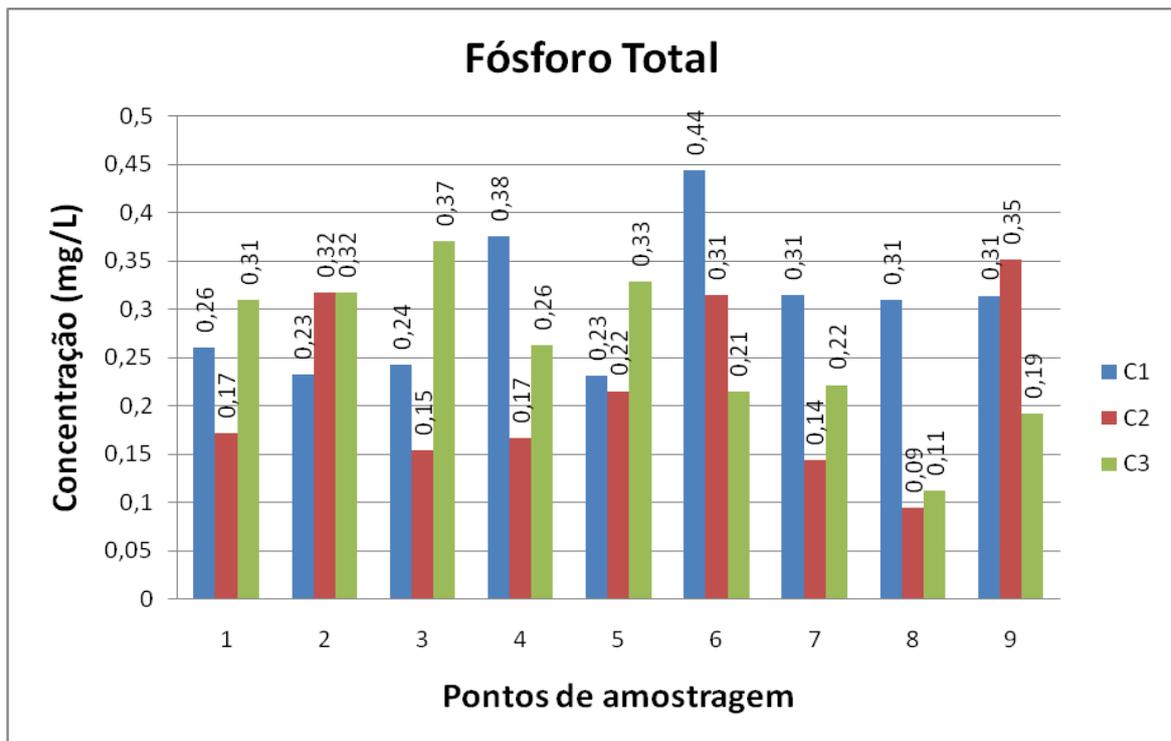


Figura 21 - Fósforo total (em mg/L) de cada amostra de sedimento das 3 campanhas (C1, C2 e C3)

5.4) TESTES DE TOXICIDADE

Nem sempre é possível relacionar os resultados obtidos nos ensaios ecotoxicológicos 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 (BARBOSA, 2010).

5.4.1) Ensaio ecotoxicológico com *Skeletonema costatum*

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).

Nos gráficos das Figuras 22, 23 e 24 estão apresentados os resultados dos ensaios ecotoxicológicos com *S. costatum* das 3 campanhas. Para efeitos de melhor apresentação, estabeleceu-se o valor zero aos resultados de inibição negativa.

Ensaio Ecotoxicológico - 1ª Campanha

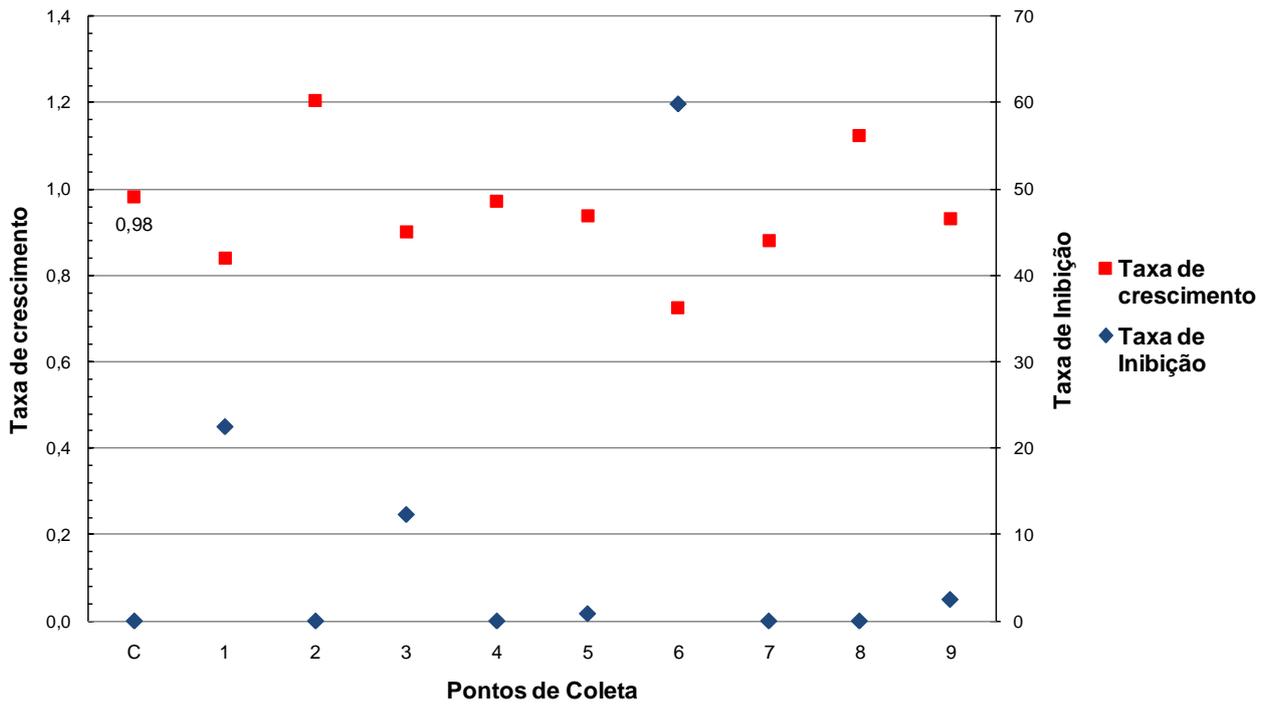


Figura 22 - Ensaio ecotoxicológico com *Skeletonema costatum* realizado com as amostras coletadas na campanha 1.

Ensaio Ecotoxicológico - 2ª Campanha

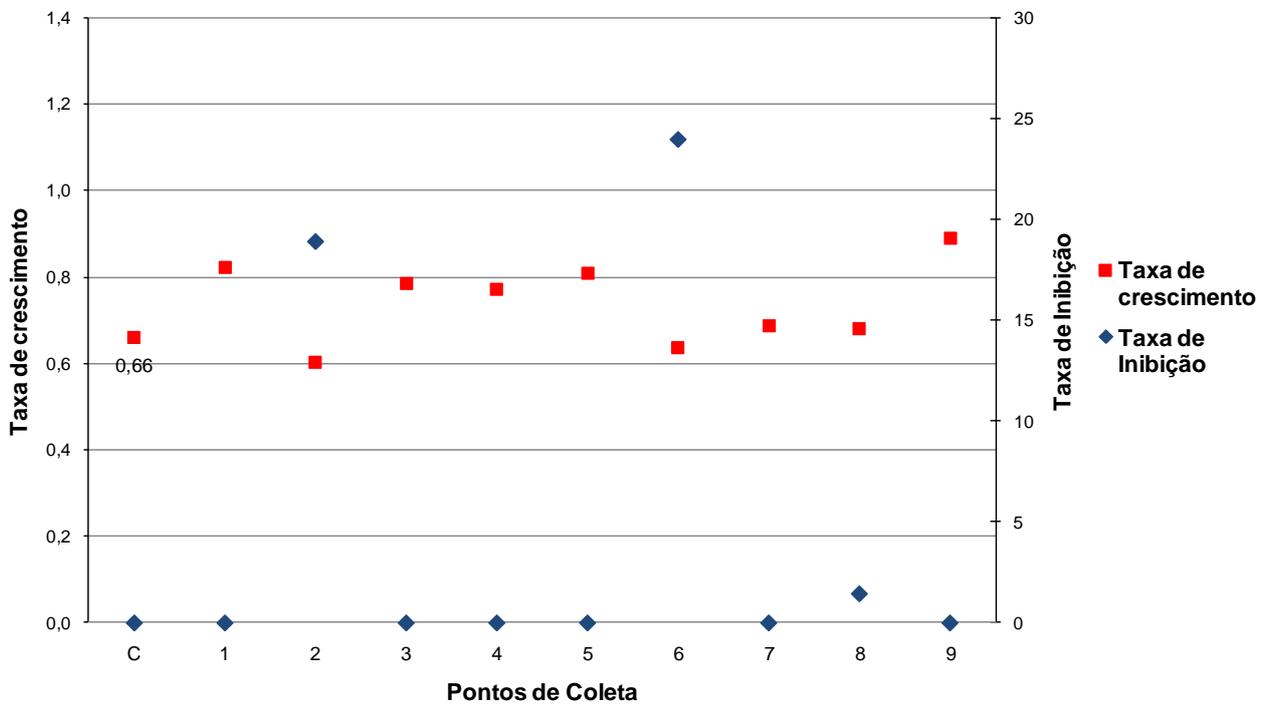


Figura 23 - Ensaio ecotoxicológico com *Skeletonema costatum* realizado com as amostras coletadas na campanha 2.

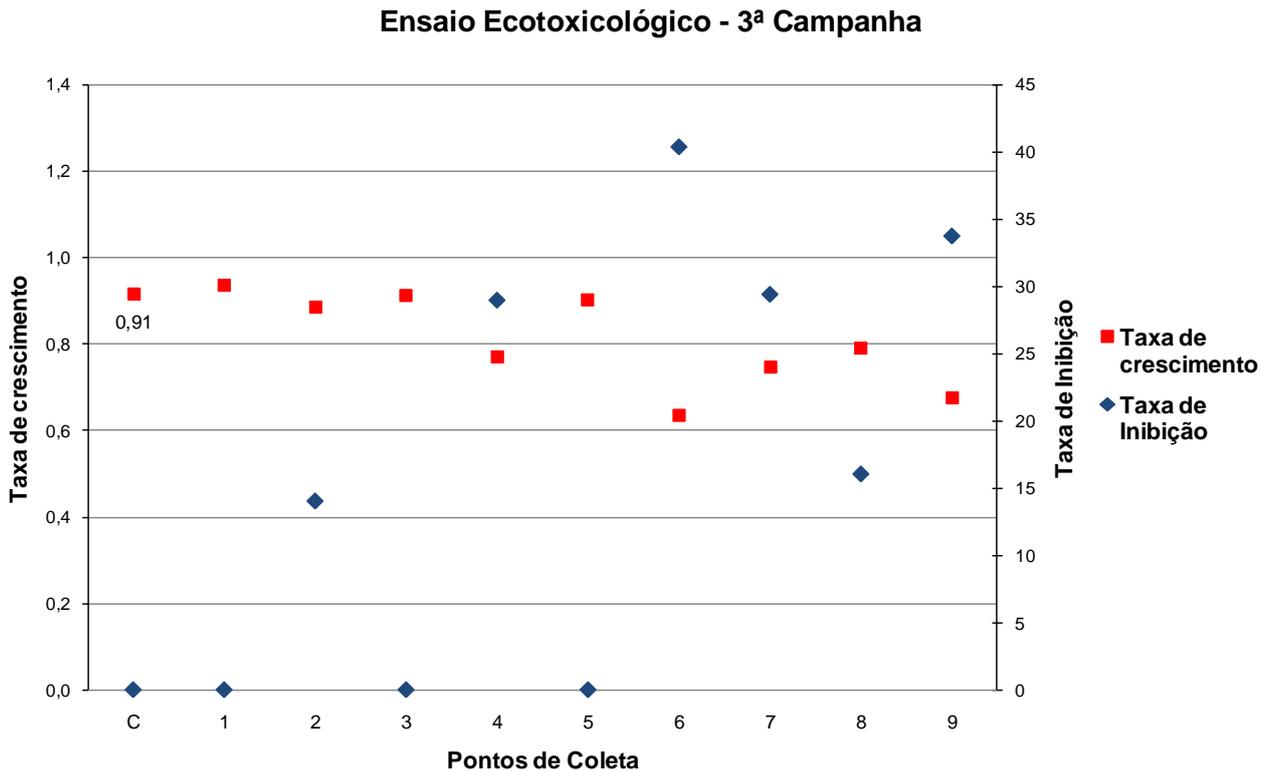


Figura 24 - Ensaio ecotoxicológico com *Skeletonema costatum* realizado com as amostras coletadas na campanha 3.

5.4.2) Tratamento estatístico para ensaio com *Skeletonema costatum*

Segundo USEPA (2002), a análise de resultados de testes de toxicidade crônica pode ser efetuada por meio de testes de hipóteses ou de métodos de estimativa pontual (estes últimos incluem também os procedimentos recomendados para análise de dados de ensaios de toxicidade aguda, quando a variável de interesse for a sobrevivência (ZAGATTO & BERTOLETTI, 2008).

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 (μ_c) e das amostras independentes (μ_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 no trabalho de MARINS (2007) e BARBOSA (2010) entre outros e defendido por ZAGATTO E BERTOLETTI (2008).

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

Os resultados obtidos após análise estatística encontram-se na tabela 13.

Tabela 13 - Resultados do teste T de Student aplicado aos valores das médias das taxas de crescimento nos ensaios com *S. costatum*

Campanhas	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
1	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico
2	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico
3	Não Tóxico	Não Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico

5.4.3) Ensaio ecotoxicológico com *Vibrio fischeri*

Os ensaios realizados com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* são do tipo agudo, ou seja, a resposta a um estímulo é severa e rápida, a qual se manifesta nos organismos aquáticos em tempos relativamente curtos. Neste caso, a diminuição da luminescência da bactéria quando exposta a 15 minutos em água intersticial extraída do sedimento analisado e comparado com o controle.

O teste utilizado foi do tipo Screening, não sendo assim avaliada a concentração efetiva a 50% (CE50), e sim apenas o percentual de inibição da luminescência para comparação da toxicidade entre as amostras.

Os resultados apresentados (Figura 25) correspondem ao percentual de inibição da luminescência da *Vibrio fischeri* após 15 minutos de exposição às amostras de água intersticial.

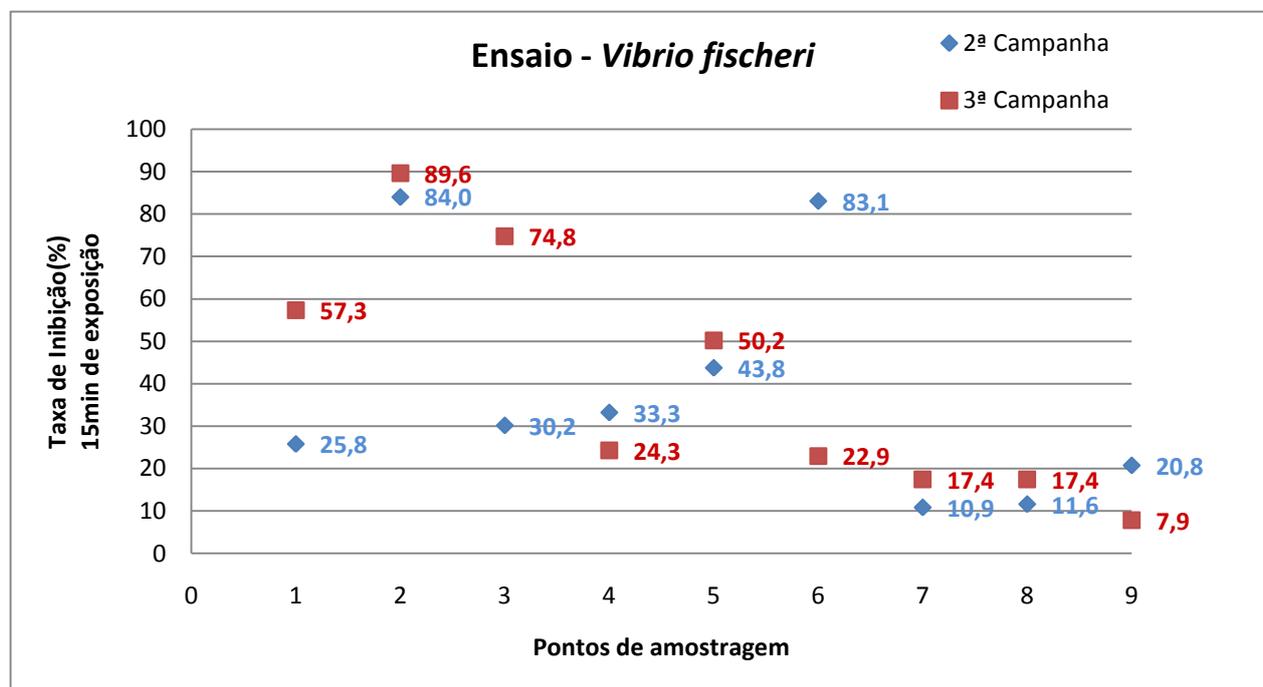


Figura 25 - Taxa de inibição da bioluminescência de *V. fischeri* no ensaio ecotoxicológico com as amostras de sedimento das 2ª e 3ª campanhas.

Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos com *V. fischeri* mostraram toxicidade nos pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6 na segunda campanha. Sendo que os pontos 2 e 6 mostraram-se muito tóxicos. Já na terceira campanha, os pontos tóxicos foram 1, 2, 3, 4, 5 e 6, sendo que os pontos 1, 2, 3 e 5 apresentaram elevada toxicidade.

5.5) CORRELAÇÃO DOS ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS

Na segunda campanha houve correlação entre os dois ensaios ecotoxicológicos, sendo os pontos tóxicos para *S.costatum* (2 e 6) os mesmos com elevada inibição da luminescência para *V. fischeri*, reiterando a elevada contaminação destas duas amostras – 2 e 6 – coletadas, respectivamente, no local de deságüe do Canal da Costa e do Rio Marinho (Figuras 26).



Figura 26 – Sistema estuarino da Baía de Vitória/ES e seus rios tributários.

Fonte: COPPE, 2011.

Na terceira campanha, porém, os pontos tóxicos para *S. costatum* (4, 6, 7, 8 e 9) e os pontos com toxicidade considerável para *V. fischeri* (1, 2, 3, 4, 5 e 6) coincidiram parcialmente (pontos 4 e 6). Sendo que o ponto 4 localiza-se próximo à desembocadura do Rio Aribiri (Figura 26) e recebe lançamento de esgoto sanitário das bacias de drenagem pluvial da galeria de EBAP da Cesan e da galeria da Av. Paulino Müller (Figura 27), indicando a elevada contaminação destas duas amostras.

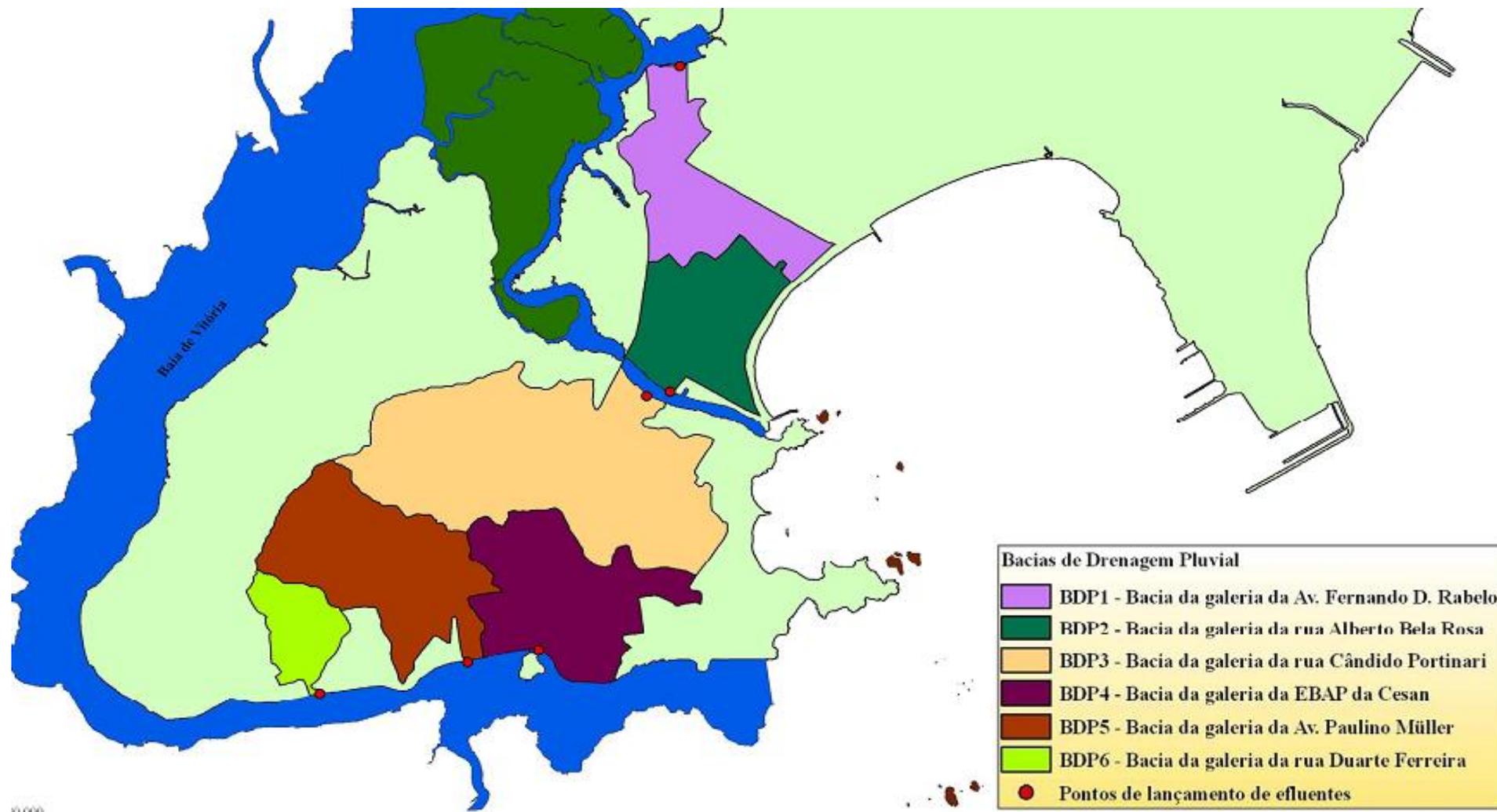


Figura 27 - Localização dos pontos de lançamento de esgotos sanitários de algumas das principais bacias de drenagem pluvial do município de Vitória, que drenam para a Baía de Vitória e canal da Passagem
 Fonte: MORAIS, 2008.

Os pontos não coincidentes ocorrem por que 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 (BARBOSA, 2010).

Também, não é sempre possível a obtenção de uma resposta semelhante dos organismos utilizados nos ensaios ecotoxicológicos, uma vez que o efeito sinérgico aos componentes das amostras varia de acordo com o metabolismo de cada organismo utilizado nos ensaios. Por exemplo, no que se refere à concentração de amônia, o estudo realizado por LIVINGSTON (2002), demonstrou que são observados para *S. costatum* efeitos adversos com concentrações de amônia dentro de um intervalo de 0,1 - 0,24 mg/L e maiores efeitos na concentração > 0,46 mg/L. Já, a sensibilidade da bactéria *V. fischeri* ao composto é de, aproximadamente, 3,5 mg/L (QURESHI apud PERET, 2009).

Segundo GOMES (2007), dados publicados em diversos trabalhos indicam que, além da amônia, a *Vibrio fischeri* parece ser pouco sensível a diversos metais.

5.6) CARACTERIZAÇÃO DO SEDIMENTO QUANTO À LOCALIZAÇÃO, GRANULOMETRIA E TOXICIDADE

Em um estuário, a distribuição do sedimento e dos contaminantes ocorre de acordo com o seu efeito transiente, porém algumas fontes de contaminação podem se tornar mais ou menos importantes de acordo com a localização e dinâmica local.

A seguir são apresentadas possíveis interrelações entre a granulometria de finos, a toxicidade e as fontes de contaminação mais influentes para cada duas amostras próximas coletadas em uma mesma região.

As amostras do ponto 2 apresentam teor de finos maior do que as do ponto 1. O ponto 1 e 2 na primeira campanha apresentam, respectivamente 11,02% e 25,89% de lama, na segunda campanha, 15,16% e 29,55% e na terceira campanha, 19,14% e 30,69%.

Os pontos 1 e 2 localizam-se no local de deságüe do Canal da Costa (Figura 26). O ponto 1 apresentou toxicidade para *S. costatum* apenas na primeira campanha e o ponto 2 apenas na segunda campanha. Nos ensaios agudos com *V. fischeri*, o ponto 1 mostrou-se

pouco tóxico na terceira campanha e o ponto 2, elevada toxicidade tanto na segunda quanto na terceira campanha. Portanto, o ponto 2 apresentou maior toxicidade tanto em número de resultados como na intensidade, podendo correlacionar assim, a maior contaminação em amostras com maior teor de finos.

Com a proximidade desses pontos a uma reconhecida fonte de contaminação era esperado que houvesse toxicidade nos ensaios ecotoxicológicos. Porém, nos pontos onde não houve inibição, a *S. costatum* teve seu crescimento estimulado, provavelmente pela alta concentração de nutrientes nas amostras.

Estudos como o realizado por JESUS (2004) dividiram a Baía de Vitória/ES em 4 regiões geográficas de classes de concentrações de metais. As concentrações médias dos metais encontradas para sedimentos do sistema estuarino da Baía de Vitória/ES refletiram a contribuição de origem natural, associada à geologia local, bem como a contribuição antrópica pelo descarte de efluentes domésticos e industriais. Embora, toda a Baía de Vitória/ES seja reconhecidamente um local impactado, neste estudo, os sedimentos localizados no Canal da Costa em Vila Velha, foram considerados como lodo de esgoto, pois apresentaram concentrações de metais na mesma faixa dos lodos de ETEs da Região da Grande Vitória/ES, uma vez que o volume de esgotos *in natura* neste canal é muito representativo, e a circulação/renovação das águas é função das marés. Neste ambiente, altamente anóxico, ocorre redução de sulfatos à sulfetos (forte odor de H₂S), o que favorece a precipitação dos metais nos sedimentos. Assim, a toxicidade apresentada nos pontos 1 e 2 pode estar associada à elevada contaminação por metais nesta região.

Em relação aos pontos 3 e 4, estes apresentaram, respectivamente, na primeira campanha, 10,14% e 29,06% de lama, na segunda campanha, 12,67% e 39,33% e na terceira campanha 5,92% e 34,67%. Assim, as amostras do ponto 4 apresentam teor de finos maior do que as do ponto 3.

O ponto 3 apresentou toxicidade para *V. fischeri* na segunda e terceira campanhas, porém, nesta última a toxicidade foi elevada. O ponto 4 apresentou toxicidade para *S. costatum* na terceira campanha e mostrou-se tóxico para *V. fischeri* nas duas campanhas. Portanto, o ponto 4 apresentou maior toxicidade em número de resultados, porém houve elevada toxicidade do ponto 3 para *V. fischeri* na terceira campanha. Assim, houve toxicidade nas

amostras 3 e 4, não sendo observada maior toxicidade nas amostras com maior teor de finos.

A região onde esses dois pontos foram coletados localiza-se próxima à desembocadura do Rio Aribiri (Figura 26) e recebe lançamento de esgoto sanitário das bacias de drenagem pluvial da galeria de EBAP da Cesan e da galeria da Av. Paulino Müller (Figura 27). Sendo, desta forma, um local fortemente influenciado pela contaminação por esgoto sanitário e por efluentes lançados por indústrias no entorno do Rio Aribiri.

As concentrações de alguns metais podem ter contribuído com a toxicidade das amostras 3 e 4, pois segundo JESUS (2004), no estuário do Rio Aribiri foram encontradas altas concentrações dos metais Zn, Fe e Mn.

Estes são alguns dos metais que se destacam por serem essenciais aos organismos, ainda que em quantidades mínimas, pois participam dos processos fisiológicos, como a cadeia respiratória. Outros elementos como mercúrio, chumbo e cádmio não tem função biológica conhecida e seus efeitos sobre os elementos da biota normalmente são deletérios. Mesmo os que possuem função biológica, quando em concentrações mais elevadas podem causar toxicidade aos organismos (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

O ponto 5 localiza-se na área do Porto de Vitória/ES, recebendo, como fontes de contaminação, o esgoto doméstico *in natura* da bacia de drenagem da galeria da rua Duarte Ferreira (Figura 27), contaminantes relacionados às atividade portuária e, estando localizado entre a desembocadura dos rios Marinho e Aribiri (Figura 26) e, sendo submetido ao ciclo diário de maré, recebe grande quantidade de esgoto e de efluentes industriais lançados nestes rios. Todas estas fontes de contaminação introduzem HPA's em toda a Baía de Vitória, porém, a atividade portuária é uma complementação à introdução deste contaminante na área do Porto. Como observado no trabalho realizado por POLAKIEWICS (2008), onde as maiores concentrações de HPA's foram encontradas no ponto de coleta localizado próximo ao Porto de Santos/SP.

A não toxicidade nas amostras do ponto 5 observada com *S. Costatum* e a toxicidade apresentada por *V. fischeri* em todas as duas campanhas pode ter sido devido à sensibilidade deste último aos HPA's, como verificado no estudo realizado por ALEGRE (2009), em que a elevada toxicidade apresentada por este organismo em água intersticial coincidiu com o ponto de maior concentração de HPA's. Além disso, o fato deste ensaio ter

sido realizado com água intersticial aumenta a exposição a maiores concentrações destes contaminantes em relação ao elutriado utilizado nos ensaios com *S. costatum*.

O ponto 6 e 7 na primeira campanha apresentam, respectivamente 5,32% e 29,38% de lama. Na segunda campanha, 7% e 32,36% e na terceira campanha, 10,03% e 26,72%.

Os pontos 6 e 7 foram coletados no estuário do Rio Marinho (Figura 26), sendo o ponto 7 localizado próximo à margem oposta ao deságue deste Rio. Esses dois pontos localizam-se num local fortemente influenciado pela contaminação por esgoto sanitário e por efluentes lançados por indústrias no entorno deste Rio.

O ponto 6 apresentou toxicidade para *S. costatum* e *V. fischeri* em todos os ensaios ecotoxicológicos. Na segunda campanha houve elevada inibição da luminescência para *V. fischeri*. O ponto 7 não apresentou toxicidade para *S. costatum* e toxicidade não significativa para *V. fischeri*. Assim, o ponto 6 apresenta elevado teor de areia em relação ao ponto 7 e elevada toxicidade devido à proximidade com uma importante fonte de contaminação. Portanto, neste estudo, não houve correlação entre esses dois pontos e o maior teor de finos, porém, o Rio Marinho demonstrou ser a fonte de contaminação mais importante para o estuário da Baía de Vitória.

Os pontos 8 e 9 contém teor de finos de, respectivamente, 22,98% e 5,35% na primeira campanha; 38,58% e 6,06% na segunda campanha e 33,54% e 14,21% na terceira campanha.

O ponto 8 localiza-se em uma área à margem da Ilha de Vitória, onde a ocupação urbana é intensa contribuindo com esgoto. O ponto 9 encontra-se na margem oposta (sentido: Porto - Ilha das Caieiras). Esses pontos localizam-se próximo à foz do Rio Bubu, sendo também influenciada pelo deságue do Rio Santa Maria mais acima (Figura 26). Segundo JESUS (2004) essa área à margem da Ilha de Vitória (ponto 8) contém os maiores teores de metais nos sedimentos (Cu, Pb, Mn, Zn e Hg), indicando a contribuição antrópica de metais nesta área.

Os pontos 8 e 9 apresentaram toxicidade para *S. costatum* apenas na 3ª campanha e não inibiram significativamente a luminescência de *V. fischeri* em nenhum dos testes. Assim, estes dois pontos, embora com teores de finos diferentes, apresentaram similaridade quanto à toxicidade.

Devido à 3ª campanha ter ocorrido após um período de maior vazão do Rio Santa Maria da Vitória pode ter havido uma maior deposição do sedimento e de contaminantes nas regiões próximas à sua desembocadura (Figura 26) e que afetaram a sensibilidade da *S. costatum* e não da *V. fischeri*. Isso pode ter ocorrido devido a uma menor sensibilidade desta última, por exemplo, à amônia e diversos metais, que poderiam estar presentes nesta região.

5.7) ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS E RESOLUÇÃO CONAMA 344/04

Os resultados do ensaio ecotoxicológico com *S. costatum* mostraram que os pontos 1 e 6 da primeira campanha, 6 da segunda campanha e, 6 e 9 da terceira campanha, embora contendo teor de lama menor ou bem próximo de 10% apresentaram toxicidade. Os pontos 1 e 6 localizam-se próximos, respectivamente, à desembocadura do Canal da Costa e do Rio marinho (Figura 26), ou seja, apresentam correspondência entre a toxicidade e a proximidade das fontes de contaminação. O ponto 9 está um pouco mais afastado da foz do Rio Bubu (Figura 26).

Os resultados do ensaio ecotoxicológico com *V. fischeri* mostram que os pontos 1, 3 e 6 tanto da segunda quanto da terceira campanha, embora contenham teor de lama menor ou bem próximo de 10%, apresentaram toxicidade. Sendo que o ponto 6 da segunda campanha e, 1 e 3 da terceira campanha apresentaram toxicidade elevada. O ponto 1 localiza-se próximo ao lançamento do Canal da Costa, o ponto 3 próximo à desembocadura do Rio Aribiri e o ponto 6 próximo à desembocadura do Rio marinho. Além disso, recebem contribuição de esgotos sanitários da população do entorno da Baía de Vitória/ES.

Segundo a Resolução Conama 344/04, estes pontos que apresentaram toxicidade nos ensaios ecotoxicológicos - ou locais com as mesmas condições - poderiam ser dragados e o material resultante ser depositado em águas marítimas sem necessidade de classificação, pois apresentam percentual de areia $\geq 90\%$. Desta forma, seria prudente monitorar e detalhar estes locais devido à proximidade de fontes de contaminação, independente dos teores de areia.

Em se tratando da disposição do material dragado em águas jurisdicionais brasileiras, o artigo 7 desta resolução diz não necessitar de estudos complementares para sua caracterização aquele material (sedimento) composto por areia grossa, cascalho ou seixo

em fração igual ou superior a 50%. Porém, alguns pontos monitorados apresentaram toxicidade nestas condições.

Os resultados apresentados na tabela 14 referem-se ao somatório dos percentuais de areia grossa com as classificações omitidas (cascalho fino, cascalho muito fino e areia muito grossa) da distribuição granulométrica contida nas tabelas 7, 8 e 9 e os resultados dos ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 14 - Resultados do percentual de areia grossa + cascalho (ou seixo) \geq 50% e dos ensaios ecotoxicológicos nos pontos monitorados em cada campanha

Campanha	Pontos monitorados	Percentual de areia grossa + cascalho (ou seixo)	Teste <i>S. costatum</i>	Teste <i>V. fischeri</i>
1ª	Ponto 3	65,34 %	Não Tóxico	
	Ponto 4	55,37 %	Não Tóxico	*
	Ponto 6	82,55 %	Tóxico	
2ª	Ponto 6	74,21 %	Tóxico	Tóxico
3ª	Ponto 6	66,0 %	Tóxico	Tóxico

Nota: * não foi realizado ensaio ecotoxicológico com *V. fischeri* na 1ª campanha.

O ponto 6, apesar de apresentar percentual de areia grossa e cascalho (ou seixo) \geq 50% apresentou toxicidade em todos os ensaios ecotoxicológicos, tanto com *S. costatum* quanto com *V. fischeri*.

Desta forma, o artigo 7 supracitado, ignora a contaminação relacionada à proximidade de fontes de contaminação. Portanto, não sendo prudente a aplicação a qualquer material dragado.

Estudos de contaminação do sedimento realizados em outros estuários do país tem demonstrado toxicidade em amostras com teores de finos muito baixos (\leq 10%).

Em trabalho realizado por CESAR et al (2006), avaliou-se a qualidade dos sedimentos de 6 estações situadas no sistema estuarino e portuário de Santos e São Vicente (São Paulo-Brasil), usando testes de toxicidade aguda com sedimento com anfípodos (*Tiburonella viscana*). Os resultados mostraram que nas amostras de sedimento o percentual de finos foi de, no máximo, 11,56% e a toxicidade, avaliada a partir da mortalidade da espécie indicadora, variou de 25,0% a 80,0%.

Outro estudo, realizado por NILIN (2008), avaliou a qualidade ambiental do estuário do Rio Ceará, através de análises sedimentológicas, quantificação de metais e através de bioensaios com diferentes organismos e em vários compartimentos do sedimento: fase sólida (integral), fase líquida (elutriato) e também na interface sedimento/água. Os resultados mostraram que a estação 4 (E4), localizada próxima a um estaleiro, apresentou, respectivamente, em cada uma das 3 campanhas de coleta, um percentual de areia de 90,8%, 97,3% e 100%. A tabela (Tabela 15) a seguir apresenta os resultados obtidos na E4 em cada uma das 3 campanhas com os diferentes organismos utilizados nos ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 15 – Resultados obtidos em estudo ecotoxicológico realizado por NILIN (2008)

Estação E4 de coleta de sedimento do estuário do rio ceará				
Compartimento	Organismo	1ª campanha (90,8% areia)	2ª campanha (97,3% areia)	3ª campanha (100% areia)
Sedimento Integral	<i>Tiburonella viscana</i>	Não Tóxico	Tóxico	Tóxico
Sedimento integral	<i>Nitokra</i> sp	Não Tóxico	Tóxico	Não Tóxico
Interface sedimento/água	Embriões de ouriço do mar	Não avaliado	Tóxico	Tóxico
Elutriatos	Embriões de ouriço do mar	Não avaliado	Não Tóxico	Tóxico

Fonte: NILIN, 2008.

6) CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1) CONCLUSÕES

Conclui-se que a tomada de pontos para monitoramento do sedimento em um estuário deve levar em consideração a proximidade com fontes de contaminação para uma pré-definição dos pontos a serem monitorados. Volumes pequenos a serem dragados em um estuário e que apresentem elevado percentual de granulometria de grossos podem apresentar contaminação/toxicidade elevada. Sendo, prudente um detalhamento para caracterização destes locais devido à proximidade de fontes de contaminação.

As análises físico-químicas mostraram correspondência entre concentração do contaminante e proximidade com tributários e/ou atividades reconhecidamente de maior degradação ambiental.

Os resultados obtidos com os ensaios ecotoxicológicos indicam correspondência entre a toxicidade do sedimento e a proximidade com as fontes de contaminação. Porém, o mesmo não ocorreu para a relação teor de lama e contaminação. Alguns pontos de coleta, embora o percentual de lama fosse baixo ($\leq 10\%$), apresentaram toxicidade. Sendo assim, não se pode destituir de monitoramento todo estuário ou baía com teor de areia $\geq 90\%$ - independente do volume a ser dragado - sem se referir à questão da contaminação e da proximidade de fontes de contaminação.

Como observado nos resultados, o ponto 6, apesar de apresentar percentual de areia grossa e cascalho (ou seixo) $\geq 50\%$ apresentou toxicidade nos ensaios ecotoxicológicos, não sendo, portanto, prudente a isenção de classificação qualquer material a ser dragado com tal distribuição granulométrica.

Assim, além do reestabelecimento de valores orientadores para os parâmetros, faz-se necessária a revisão de outros aspectos da Conama 344/04, como a isenção de caracterização apenas de regiões sabidamente não poluídas.

6.2) RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se para trabalhos futuros:

- Avaliações ecotoxicológicas dos sedimentos com diferenças granulométricas na baía de Vitória/ES com um número maior de pontos de amostragem;
- Avaliações dos sedimentos quanto a efeitos ecotoxicológicos *in situ*, no estuário, com criadouros e monitoramento de espécies indicadoras em viveiros.
- A utilização de modelos computacionais na avaliação do comportamento e variação das concentrações de sólidos suspensos no tempo e espaço, antes e após a dragagem e sua descarga;
- A realização de estudos da capacidade de liberação dos contaminantes para a coluna d'água no estuário da Baía de Vitória/ES.

7) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA - Agência Nacional das Águas. Ecosistemas aquáticos. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/pnrh/DOCUMENTOS/5Textos/6-9EcosistemasAquaticos.pdf>>.

Acesso em: 19 jan. 2010.

APHA/AWWA/WPCF. Standart methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. Washington, 1998.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7181. Solo: análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13600. Solo - determinação do teor de matéria orgânica por queima a 440 graus. Rio de Janeiro: ABNT, 1996.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15469. Ecotoxicologia Aquática– Preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15411. Ecotoxicologia Aquática– Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz da *Vibrio*

fischeri (Ensaio de bactéria luminescente). Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. Rio de Janeiro: ABNT, 2006.

ALEGRE, G.F. Avaliação Ecotoxicológica de Sedimentos do Rio Tietê, entre os municípios de Salesópolis e Suzano, SP. Dissertação (mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear – Aplicações) do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (autarquia associada à Universidade de São Paulo (USP)). São Paulo, Brasil, 2009.

ALVES, J. P.; AGUIAR, W. V.; EFFIGEN, J. I.; ANT'ANA, A. P.; ROSSI, L. A.; ASSIS, C. A. Avaliação ecotoxicológica utilizando *Skeletonema costatum* (Grevill) Cleve (Bacillariophyceae) em efluentes da Companhia Siderúrgica de Tubarão (CST) antes e depois de melhorias do sistema de tratamento de amônia. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; BOTTAPASCHOAL, C. M. R.; ROCHA, O.; BOHER, M. B. C.; OLIVEIRA-NETO, A. L. (editores): **Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI**. São Carlos, São Paulo, Rima, 2000, 275 p.

BARBOSA, R. P. Aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) ao sistema estuarino da Baía de Vitória/ES. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) do Centro de Tecnológico da UFES, Brasil, 2010.

BETTINARDI, I. W. Desenvolvimento do kit Monitox (biomassa liofilizada de *Vibrio fischeri*) para o automonitoramento de toxicidade de efluentes industriais. Dissertação (Mestrado em Processos Biotecnológicos) - UFPE, Brasil, 2009.

BRASIL. **DECRETO Nº 87.566/82**. Promulga o texto da Convenção sobre Prevenção da Poluição Marinha por Alijamento de Resíduos e Outras Matérias, concluída em Londres, a 29 de dezembro de 1972. http://www2.mre.gov.br/dai/m_87566_1982.htm. Acesso em 25/02/2011.

CANCINO, L; NEVES, R. Hydrodynamic and sediment suspension modelling in estuarine systems, Part I: Description of the numerical models. **Journal of Marine Systems**, 22, pp. 105-116. 1999.

CESAR, A; PEREIRA, C.D.S; SANTOS, A.R.; ABESSA, D.M.S.; FERNÁNDEZ, N.; CHOUERI, R. B. E DELVALLS, T.A. Ecotoxicological Assessment of Sediments from the

Santos and São Vicente Estuarine System – Brazil. **Brazilian Journal Of Oceanography**, V.54, p.55-63, 2006.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Guia de coleta e preservação de amostras de água. 1ª ed. São Paulo, 155p, 1987.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. Apêndice A do Relatório da Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, 2008.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil). **Resolução nº 344 de 25 de março de 2004**. Publicada no Diário Oficial da União em 07/05/04.

CL de 72. Convenção de Londres de 1972. www.londonconvention.org. Acesso em 27/02/2011. Atualmente acessível em: www.londonprotocol.imo.org

COPPE - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. UFRJ, RJ. Disponível em: <<http://www.planeta.coppe.ufrj.br/artigo.php?artigo=830>> Acesso em: 10 de junho de 2011.

COTTA, J.A.O; PIOVANI, M; SALAMI, F. H; MARQUES, A; LANDGRAF, M.D; REZENDE, M.O.O. Validação do método para determinação de Nitrogênio Kjeldahl Total. **Revista Analytica**, ano 5, nº.26, P. 68-75, 2007.

COUCEIRO, M. A. A. e SCHETTINI, C. A. F. 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.

D'AGOSTINI, D.P. Fácies sedimentares associadas ao sistema estuarino da Baía de Vitória (ES). 2005. 64p. Monografia (Graduação em Oceanografia) - Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

DIAS, J. M. A. (2004) – A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos (Uma Introdução à Oceanografia Geológica)- e-book; endereço internet: http://w3.ualg.pt/~jdias/JAD/ebooks/Sedim/SedimA_AT.pdf. Acesso em 08/03/2011.

ENVIRONMENT CANADA. Guidance Document on Statistical Methods for Environmental Toxicity Tests. EPS 1/RM/46-March. 2005.

ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. **Ecotoxicologia – Perspectivas para o Século XXI**. 1ª ed. São Carlos: RiMa, 2000. 564 p.

GOES, H.A.F. Dragagem e Gestão dos Sedimentos. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Brasil, 2004.

GOMES, A.E.; Avaliação da Ecotoxicidade de Águas Superficiais Aplicação à Bacia hidrográfica do Rio Leça. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), Portugal, 2007.

INGERSOLL, C.G. Sediment tests. In: RAND, G.M. (Ed.). Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate, and risk assessment. Washington: Taylor e Francis, p. 231-256, 1995. Disponível em: <<http://books.google.com.br>>. Acesso em: 14 jan. 2010.

ISO - International Standardization Organization. ISO 10253: Water quality – Marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*. 1. ed, 1995.

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

KNIE, J. L. W. e LOPES, E. W. B. **Testes toxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004.

LEHMANN, M.; VINATEA, L. Metodologia de amostragem de solo para a determinação do potencial redox em viveiros de cultivo de água doce e salgada. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 131-140, 2008.

LIVINGSTON, R. J; PRASAD, A. K; NIU, X; MCGLYNN, S. E. Effects of ammonia in pulp mill effluents on estuarine phytoplankton assemblages: field descriptive and experimental results. **Aquatic Botany**, Volume 74, Issue 4, Pages 343-367. 2002.

MARANHO, L.A.; DAVANSO, M.B.; ABESSA, D.M.S. Avaliação da qualidade de sedimentos do porto de Santos: determinação da toxicidade crônica e aguda. **Holos Environment**, Vol. 8, No. 2 - Suplemento 1 - III Workshop de Ecotoxicologia, 2008

MARINS, M.O.S. A utilização da microalga *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve (Bacillariophyceae) na avaliação da qualidade ambiental de áreas estuarinas de Pernambuco. 2007. Dissertação (Mestrado em Gestão de Políticas Ambientais) - UFPE, Brasil, 2007.

MIRANDA, L. B., CASTRO, B. M., KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MORAIS, A.C. Estimativa de cargas poluidoras na Baía de Vitória, ES, com uso de sistemas de informações geográficas e sensoriamento remoto. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental - UFES, 2008.

NILIN, J. Avaliação da qualidade do sedimento do estuário do rio Ceará. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 95 p. 2008.

OHREL, R. L. Jr; REGISTER, K. M. V. Estuary Monitoring: A Methods Manual. Second Edition. The Ocean Conservancy and EPA, Washington, DC, 2006.

PERET, A.M.; Quantificação do pesticida fipronil em uma lagoa marginal do Rio Moji-Guaçu e a cinética de sua degradação por microorganismos aquáticos. Dissertação (Doutorado em Ciências: área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais), UFScar, São Paulo, Brasil, 2009.

POLAKIEWICS, L. Estudo de Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos estuários de Santos e São Vicente – SP utilizando diatomito como material adsorvente. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Tecnologia Nuclear) IPEN: Autarquia associado à USP. São Paulo, 2008.

RIGO, D. Análise do escoamento em regiões estuarinas com manguezais – medições e modelagem na Baía de Vitória, ES. Dissertação (Doutorado em Ciências em Engenharia Oceânica) – COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil, 2004.

SALDANHA, J. C. S. Análise da Influência do Rio Santa Maria da Vitória na Baía de Vitória, através da Modelagem Computacional: uma contribuição ao processo de enquadramento. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) do Centro de Tecnológico da UFES, Brasil, 2007.

SOUSA, E.C.P.M; ABESSA, D.M.S; GASPARRO, M.R; ZARONI, L.P; RACHID, B.R.F. Ecotoxicological assessment of sediments from the Port of Santos and the disposal sites of dredged material. **Brazilian Journal of Oceanography**. V.55, n.2, 2007.

VERIDIANA, C.H. Padronização de um teste de toxicidade crônica com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* para análise de qualidade de águas superficiais. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Regional de Blumenau - FURB. Brasil, 2004.

VERONEZ JÚNIOR, P.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S.; SILVA, C.G. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. **Revista brasileira de Geofísica (RGBf)**. v.27, n.4, p. 609-624, 2009.

VERONEZ JÚNIOR, P.; BASTOS, A.C.; PIZZIN, B.F.; GAVA, R.D.; QUARESMA, V.S.; SILVA, C.G. Sonar de varredura lateral e sísmica de alta resolução aplicados no estudo de ecofácies na Baía de Vitória – ES. **Revista brasileira de Geofísica (RGBf)**. v.27, n.3, p. 411-425, 2009.

WERNER, L. I; BURATINI, S. V. Sensibilidade de *Daphnia similis* ao dicromato de potássio: efeitos da dieta e da água cultivo/diluição. **VII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia – Vitória/ES**. Livro de resumos, p. 167, 2002.

ZAGATTO, P. A; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. 1. ed. São Carlos: RiMa, 2008. 486 p.