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

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DA UTILIZAÇÃO DE INFORMAÇÕES A RESPEITO
DA COMUNIDADE DE PEIXES E DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NO
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM CANAIS DE MANGUEZAL
DO ESTUÁRIO DA BAÍA DE VITÓRIA**

Fabício Resende Fonseca

Orientador- Prof. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, Ph.D

Co – Orientador- Prof. Jean-Christophe Joyeux, Ph.D

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Vitória – ES

Brasil

2005

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

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DA UTILIZAÇÃO DE INFORMAÇÕES A RESPEITO
DA COMUNIDADE DE PEIXES E DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS NO
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM CANAIS DE MANGUEZAL
DO ESTUÁRIO DA BAÍA DE VITÓRIA**

FABRÍCIO RESENDE FONSECA

Prof. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça, Ph.D
Orientador- UFES

Jean-Christophe Joyeux, Ph.D
Co – Orientador-- UFES

Prof. Dra.Edumar Ramos Cabral Coelho
Examinador Interno – UFES

Prof. Dr. Henry Spach
Examinador Externo - UFPR

À minha noiva e companheira Letícia;
aos meus pais, Maurício e Ismênia; e
aos meus irmãos, Fabio e Lucas.
“Pelo apoio e dedicação em todas as
etapas de minha vida”

Agradecimentos

À Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) pela oportunidade oferecida por meio do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA).

A Companhia Siderúrgica de Tubarão pelo apoio nas análises de qualidade de água, realizadas no Laboratório de Utilidades e Meio Ambiente.

Ao Departamento de Ecologia e Recursos Naturais (UFES) pelo apoio no armazenamento, triagem e identificação das amostras de peixes coletadas durante o experimento.

Ao Grupo de Estudos e Ações em Recursos Hídricos (GEARH) pelo apoio nos equipamentos de campo utilizados nas campanhas do experimento.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pelo apoio financeiro no primeiro ano do curso de Mestrado em Engenharia Ambiental.

Ao Centro de Tecnologia em Aqüicultura e Meio Ambiente (CTA) pelo apoio na conclusão do trabalho.

Ao professor Antônio Sérgio Ferreira Mendonça pela orientação aplicada no desenvolvimento deste trabalho.

Ao professor Jean-Christophe Joyeux pela orientação aplicada no desenvolvimento deste trabalho.

Meus agradecimentos especiais-

À minha noiva Leticia Alves Boni pela dedicação, companheirismo e incentivo em todas as etapas do Mestrado em Engenharia Ambiental.

Meus pais, Maurício e Ismênia, grande incentivadores ao meu ingresso no Mestrado em Engenharia Ambiental.

À equipe da Divisão de Meio Ambiente da CST, em especial Luiz Antônio Rossi, Eugênio Agrizzi e Giovanna Cypriano Lage.

A equipe do Laboratório de Utilidades e Meio Ambiente da CST, em especial José Aparecido Lima

À Alessandro Trazzi, pelo incentivo e trocas de experiências desenvolvidas no presente estudo.

Aos companheiros Edmilson Bom e Humberto Ker, pelo incentivo a realização da pesquisa.

Aos colegas de trabalho do Centro de Tecnologia em Aqüicultura e Meio Ambiente, em especial a minha equipe de trabalho, Alan Marques Ribeiro e Fernando Tres Valentim pelo apoio e compreensão nos momentos de dificuldade.

Ao companheiro Bruno Bicalho Pereira, pelo apoio e incentivo em todas etapas da condução do presente estudo.

Ao companheiro José Mauro Sterza, pelo apoio nas análises estatísticas realizadas nesta pesquisa.

E a todos aqui não citados, que contribuíram direta e indiretamente para o desenvolvimento desta pesquisa.

RESUMO

Os estuários são complexos ecossistemas costeiros de transição entre os ambientes terrestres e aquáticos. Estes sistemas possuem importantes funções ecológicas que podem beneficiar o homem direta e indiretamente. Contudo, mesmo apresentando bens e serviços ecológicos, os estuários são potencialmente impactados pelas atividades antrópicas, as quais têm exercido profunda e, normalmente, negativa influencia sobre a estrutura e o funcionamento desses ecossistemas. Um dos principais impactos promovidos nestes sistemas está relacionado com degradação da qualidade de água, devido ao descarte de efluentes sanitários. Na tentativa de integrar a avaliação da qualidade de água de canais de manguezal localizados na área interna do estuário da Baía de Vitória, foram utilizados parâmetros físico-químicos e microbiológicos, além de dados biológicos da comunidade de peixes, como os valores de abundância, número de espécies, biomassa, diversidade, dominância e equitabilidade. A partir dos resultados de fósforo total, amônia, DBO, pH, coliformes termotolerantes e totais tornou-se possível verificar a influencia do lançamento de efluentes domésticos sobre a qualidade da água das estações de amostragem do estudo (“controle” e “impactada”). Pode-se constatar que a estação “impactada” (local de descarte de esgoto doméstico) apresentou as maiores concentrações de nutrientes e os menores valores de oxigênio dissolvido e pH. Quanto à abundância, número de espécies, biomassa e os índices ecológicos não foram constatadas diferenças significativas entre as estações de amostragem. Contudo, as análises descritivas e os resultados gerados pela análise de agrupamento (espécies com mais de 5% de importância numérica) e análise de correspondência canônica, demonstram que a composição específica da comunidade de peixes entre as estações de amostragem encontra-se significativamente diferente. Com base nos resultados obtidos no presente estudo pôde-se concluir que a utilização da ictiofauna na avaliação da qualidade de água no estuário da Baía de Vitória é viável. No entanto, se faz necessário aumento do período amostral para que os dados apresentem maior representatividade.

ABSTRACT

Estuaries are complex coastal ecosystems of transition between terrestrial and aquatic environments. These systems have important ecological functions that can benefit men direct, and indirectly. However exactly presenting ecological goods and services, the estuaries potentially are impacted by the anthropogenic actions, which have exerted deep and, normally, negative influence on the structure and the functioning of these ecosystems. One of the main impacts on these systems is related with degradation of the quality of water, by the sanitary effluent discharges. In the attempt to integrate the evaluation of channels mangroves water quality at the located in the internal area in the estuary of the Vitória Bay, were used environmental and microbiological data, beyond biological data of the community fish, as the values of abundance, number of species, biomass, diversity, dominance and evenness. From the results for total phosphorus, ammonium, BDO, pH, thermotolerants and total coliformes became possible to verify the influence of the launching of effluent domestic servants on the water quality at the sampling stations ("impacted and control"). It can be evidenced that "the impacted" station (local of discarding of domestic wastewater discharges) presented the higglest concentrations of nutrients and the low values of dissolved oxygen and pH. Abundance, number of species, biomass and the ecological indices values not show significant differences between the sampling stations. However the descriptive analyses and the results generated for the grouping analysis (species with more than 5% of numerical importance) and analysis of canonic correspondence, demonstrate that the specific composition of the community of fish between the are significantly different for the sampling stations. On the basis of the results gotten in the present study it could be concluded that the use of ictyofauna in the evaluation of the water quality in the Vitória Bay estuary is viable. However it is necessary to increase the sampling period for better representation.

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 1 - Tensores de origem antrópica e respectivos impactos sobre o sistema estuarino do Rio Santana, Ilhéus, Bahia..... | 34 |
| Tabela 2 - Protocolo das coletas nas áreas do estudo localizadas nos canais de manguezal do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 47 |
| Tabela 3 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro temperatura..... | 55 |
| Tabela 4 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro salinidade..... | 57 |
| Tabela 5 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro fósforo total..... | 60 |
| Tabela 6 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada aos parâmetros nitrito e nitrato..... | 62 |
| Tabela 7 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro amônia..... | 64 |
| Tabela 8 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro DBO..... | 66 |
| Tabela 9 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro oxigênio dissolvido..... | 68 |
| Tabela 10 - Resultado da análise paramétrica de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro pH..... | 72 |
| Tabela 11 - Resultado da análise paramétrica de variância (ANOVAs) aplicada ao parâmetro cloreto..... | 73 |
| Tabela 12 - Resultado da análise paramétrica de variância (ANOVAs) para turbidez..... | 76 |
| Tabela 13 - Resultado da análise paramétrica de variância (ANOVAs) aplicada aos parâmetros sólidos totais dissolvidos e sólidos sedimentáveis..... | 78 |
| Tabela 14 - Resultado da análise paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada aos parâmetros coliformes termotolerantes e totais..... | 80 |

| | |
|---|-----|
| Tabela 15 – Parâmetros de qualidade de água que apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as estações “controle” e “impactada” localizadas na área interna da Baía de Vitória – ES..... | 82 |
| Tabela 16 – Modelo gerado através da análise de regressão logística sobre os parâmetros de qualidade de água monitorados durante o estudo nas duas estações de amostragem..... | 84 |
| Tabela 17 - Registros fotográficos e informações gerais sobre a biologia das espécies registradas durante o experimento realizado na área interna da Baía de Vitória – ES, nos meses de março, maio, junho e setembro 2003)..... | 88 |
| Tabela 18 - Inventário dos taxa identificados e os respectivos números de exemplares capturados nas estações de amostragem localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES..... | 95 |
| Tabela 19 – Abundância total e percentual das espécies que contribuíram com mais de 5% do total de exemplares capturados na estação “impactada”..... | 109 |
| Tabela 22 – Abundância total e percentual das espécies que contribuíram com mais de 5% do total de exemplares capturados na estação “controle”..... | 109 |
| Tabela 23 - Valores máximos permitido pelo Art. 22º da Resolução CONAMA 357/05, para os parâmetros de qualidade de água monitorados..... | 118 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Mapa faciológico dos sedimentos de fundo do Canal da Passagem e de um trecho da Baía de Vitória, realizado por PAIVA, 1999..... | 27 |
| Figura 2 - Foto de Satélite da Baía de Vitória, apresentando a localização das áreas monitoradas durante a execução do experimento. Fonte- Imagem Lendsal, modificada..... | 44 |
| Figura 3(a) - Vista externa do canal principal localizado na área “impactada” do experimento..... | 45 |
| Figura 3(b) - Vista interna do canal de manguezal localizado na área “impactada” do experimento | 45 |
| Figura 4(a) - Vista externa do canal principal localizado na área “controle” do experimento..... | 46 |
| Figura 4(b) - Vista interna do canal de manguezal localizado na área “controle” do experimento | 46 |
| Figura 5 - Variação da temperatura (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória , durante períodos de maré alta e maré baixa..... | 56 |
| Figura 6 - Variação da temperatura (média + e) entre as estações de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória-ES..... | 57 |
| Figura 7 - Variação da salinidade (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES , durante o período de maré alta e maré baixa | 58 |
| Figura 8 - Variação da salinidade (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 59 |
| Figura 9 - Variação da concentração de Fósforo Total (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 60 |

| | |
|--|----|
| Figura 10 - Variação da concentração do fósforo total (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 61 |
| Figura 11 - Variação da concentração de nitrito e nitrato (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 63 |
| Figura 12 - Variação da concentração de nitrito e nitrato (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES..... | 63 |
| Figura 13 - Variação da concentração de amônia (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 65 |
| Figura 14 - Variação da concentração de amônia (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 65 |
| Figura 15 - Variação da concentração de DBO (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante os períodos de maré alta e maré baixa..... | 67 |
| Figura 16 - Variação da concentração de DBO (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES..... | 67 |
| Figura 17 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 69 |
| Figura 18 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido (média + e) entre as estações de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES. | 70 |
| Figura 19 - Correlação da concentração de DBO e oxigênio dissolvido mensurado nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 71 |

| | |
|---|----|
| Figura 20 - Variação do pH (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 72 |
| Figura 21 - Variação do pH (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 73 |
| Figura 22 - Variação da concentração de cloreto (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 74 |
| Figura 23 - Variação da concentração de cloreto (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 75 |
| Figura 24 - Relação da concentração de cloretos com a salinidade registrada durante as campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES | 75 |
| Figura 25 - Variação da turbidez (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 76 |
| Figura 26 - Variação da turbidez (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES..... | 77 |
| Figura 27 - Variação da concentração de sólidos totais dissolvidos (média + e) e sólidos sedimentáveis (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES..... | 78 |
| Figura 28 - Variação de sólidos totais dissolvidos (média + e) e sólidos sedimentáveis (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa..... | 79 |
| Figura 29 - Variação do número mais que provável de coliformes termotolerantes (média + e) e totais (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES durante o período de maré alta e maré baixa..... | 80 |

| | |
|---|-----|
| Figura 30 - Variação do número mais que provável de coliformes termotolerantes (média + e) e totais (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES..... | 81 |
| Figura 31 – Variação da concentração de N-NH ₃ , N-NO ₂ e N-NO ₃ nas campanhas de campo realizadas na Região da Área Interna do Estuário da Baía de Vitória..... | 85 |
| Figura 32 – Variação da concentração de N-NH ₃ registrada nas estações de amostragem, nos períodos de maré alta e baixa na Região da Área Interna do Estuário da Baía de Vitória..... | 86 |
| Figura 33 – Percentual de importância numérica das espécies mais abundantes registradas no estudo realizado no interior da Baía de Vitória - ES | 87 |
| Figura 34 – Percentual de abundância das espécies mais abundantes registradas nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES..... | 96 |
| Figura 35 – Variação do número de exemplares capturados (média + e) nas estações de amostragem durante as campanhas realizadas no experimento..... | 97 |
| Figura 36 – Variação do número de taxa registrados (média + e) nas estações de amostragem durante as campanhas realizadas no experimento..... | 97 |
| Figura 37 – Variação do número de exemplares (média + e) em função do período da maré e das campanhas realizadas no interior da Baía de Vitória – ES..... | 98 |
| Figura 38 – Variação do número de espécies (média + e) em função do período da maré e das campanhas realizadas no interior da Baía de Vitória – ES..... | 98 |
| Figura 39 – Percentual de importância em peso dos taxa capturados no estudorealizado no interior da Baía de Vitória – ES | 99 |
| Figura 40 – Dendograma das espécies com base nos valores de biomassa quantificada..... | 100 |
| Figura 41 – Percentual de importância em peso dos taxa capturados nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES..... | 101 |

| | |
|--|-----|
| Figura 42 – Variação da biomassa (média + e) registrada nas campanhas de campo realizadas nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória - ES..... | 101 |
| Figura 43 - Variação da biomassa (média + e) por período de maré nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória - ES..... | 102 |
| Figura 44 - Variação do número de indivíduos por classe de tamanho (média + e) nas estações “controle” e “impactado” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória - ES..... | 103 |
| Figura 45 - Abundância total por classe de tamanho durante as campanhas de campo do estudo realizado no interior da Baía de Vitória – ES | 103 |
| Figura 46 - Índice de Shannon (média + e) calculado para as amostras das estações de amostragem “controle” e “impactada” localizadas no interior da Baía de Vitória - ES..... | 104 |
| Figura 47 - Índice de Dominância (Simpson) (média + e) calculado para as amostras das estações de amostragem “controle” e “impactada” localizadas no interior da Baía de Vitória - ES..... | 105 |
| Figura 48 - Índice de equitabilidade calculado para as amostras das estações de amostragem “controle” e “impactada” localizadas no interior da Baía de Vitória. A barra em negrito representa o valor do erro padrão calculado para cada amostra..... | 105 |
| Figura 49 - Valores do índice de Shannon (média + e) calculado para as amostras coletadas nos períodos de maré alta e baixa na área nas estações de amostragem localizadas na área interna da Baía de Vitória – ES..... | 106 |
| Figura 50 – Valores de diversidade (média + e) calculado para as amostras coletadas nos períodos de maré alta e baixa na área nas estações de amostragem localizadas na área interna da Baía de Vitória..... | 106 |

| | |
|---|-----|
| Figura 51 - Índice de equitabilidade (média + e) entre os períodos de maré alta e baixa no interior da Baía de Vitória - ES..... | 107 |
| Figura 52 - Dendograma das estações de amostragem com base nos valores de abundância de espécies registradas durante o estudo(1ª campanha; 2ª campanha; 3ª campanha; C – estação controle; I – estação impactada; A – maré alta; B – maré baixa)..... | 108 |
| Figura 53 - Dendograma das espécies que apresentaram valores de importância numérica acima de 5% na estação “impactada”..... | 110 |
| Figura 54 - Dendograma das espécies que apresentaram valores de importância numérica acima de 5% na estação “controle”..... | 110 |
| Figura 55 - Dendograma das estações de amostragem com base nos dados de biomassa capturados nas campanhas de campo realizadas no estudo (1ª campanha; 2ª campanha; 3ª campanha; C – estação controle; I – estação impactada; A – maré alta; B – maré baixa)..... | 111 |
| Figura 56 - Análise de Correspondência Canônica das variáveis ambientais mensuradas nas estações amostrais durante as campanhas realizadas na área interna do Estuário da Baía de Vitória. São apresentados os dois primeiros eixos da ACC, o eixo 1 sendo horizontal e o eixo 2 vertical (1ª campanha; 2ª campanha; 3ª campanha; C – estação controle; I – estação impactada; A – maré alta; B – maré baixa)..... | 112 |
| Figura 57 - Análise de Correspondência Canônica das amostras de qualidade de água e peixes coletados e nas áreas amostrais durante as campanhas realizadas na área interna do Estuário da Baía de Vitória. São apresentados os dois primeiros eixos da ACC, o eixo 1 sendo horizontal e o eixo 2 vertical..... | 114 |
| Figura 58 – Localização do tomo de maré determinado por Rigo e Sarmiento (1993), em uma região do canal da passagem, quando esta propaga-se no entorno da Ilha de Vitória..... | 121 |

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

| | |
|-------------------|--|
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| OD | Oxigênio Dissolvido |
| pH | Potencial Hidrogeniônico |
| N-NH ₃ | Amônia |
| N-NO ₂ | Nitrito |
| N-NO ₃ | Nitrato |
| H ₂ S | Ácido Sulfídrico |
| CH ₄ | Gás Metano |
| SS | Sólidos Suspensos |
| STD | Sólidos Totais Dissolvidos |
| ANOVA | Análise Paramétrica de Variância |
| ACC | Análise de Correspondência Canônica |
| pi | Proporção da espécie i em relação ao total capturado |
| N | Número total de indivíduos |
| ni | Número de indivíduos da espécie i |
| ? | Somatória |
| 1CA | 1- 1ª Campanha; C - Estação “controle”; A - Maré Alta |
| 1CB | 1- 1ª Campanha; C - Estação “controle”; B - Maré Baixa |
| 2CA | 2 - 2ª Campanha; C - Estação “controle”; A - Maré Alta |
| 2CB | 2 - 2ª Campanha; C - Estação “controle”; B - Maré Baixa |
| 3CA | 3- 3ª Campanha; C - Estação “controle”; A - Maré Alta |
| 3CB | 3- 3ª Campanha; C - Estação “controle”; B - Maré Baixa |
| 1IA | 1 - 1ª Campanha; I - Estação “impactada”; A - Maré Alta |
| 1IB | 1 - 1ª Campanha; I - Estação “impactada”; B - Maré Baixa |
| 2IA | 2 - 2ª Campanha; I - Estação “impactada”; A - Maré Alta |
| 2IB | 2 - 2ª Campanha; I - Estação “impactada”; B - Maré Baixa |
| 3IA | 3 - 3ª Campanha; I - Estação “impactada”; A - Maré Alta |
| 3IB | 3 - 3ª Campanha; I - Estação “impactada”; B - Maré Baixa |

SUMÁRIO

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUÇÃO | 20 |
| 2. OBJETIVOS | 24 |
| 2.1. Objetivo geral | 24 |
| 2.2. Objetivos específicos..... | 24 |
| 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 26 |
| 3.1. Estuário da Baía de Vitória | 26 |
| 3.2. Estrutura e Funcionamento de Estuários..... | 27 |
| 3.3. Produtividade em ecossistemas estuarinos..... | 30 |
| 3.4. Regime da salinidade | 31 |
| 3.5. Principais ações antrópicas em estuários | 32 |
| 3.7. Comunidade de peixes – Indicadores biológicos | 35 |
| 3.8. Parâmetros físico-químicos | 36 |
| 3.8.1. <i>Temperatura</i> | 36 |
| 3.8.2. <i>Fósforo total</i> | 36 |
| 3.8.3. <i>Nitrogênio Amoniacal</i> | 37 |
| 3.8.4. <i>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)</i> | 38 |
| 3.8.5. <i>Oxigênio dissolvido (OD)</i> | 38 |
| 3.8.6. <i>Potencial hidrogeniônico (pH)</i> | 39 |
| 3.8.7. <i>Turbidez</i> | 39 |
| 3.7.8. <i>Sólidos suspensos</i> | 40 |
| 3.9. Parâmetros bacteriológicos | 40 |
| 3.9.1. <i>Coliformes termotolerantes</i> | 40 |
| 4. MATERIAIS E MÉTODOS | 43 |
| 4.1. Área de amostragem | 43 |
| 4.2. Amostragens | 46 |
| 4.3. Coleta..... | 47 |
| 4.3.1. <i>Ictiofauna</i> | 47 |
| 4.3.2. <i>Massa D'Água</i> | 48 |
| 4.4.1. <i>Ictiofauna</i> | 49 |
| 4.4.2. <i>Massa D'Água</i> | 49 |
| 4.5. Tratamento de dados | 49 |
| 4.5.1. <i>Análises descritivas</i> | 49 |
| 4.5.2. <i>Índices ecológicos</i> | 50 |
| 4.5.3. <i>Análises estatísticas</i> | 51 |
| 4.5.3.1. <i>Análise Paramétrica de Variância (ANOVAs)</i> | 51 |

| | |
|---|------------|
| 4.5.3.2. Regressão logarítmica | 52 |
| 4.5.3.3. Análise de agrupamento | 52 |
| 4.5.3.4. Análise de correspondência canônica - ACC..... | 52 |
| 5. RESULTADOS..... | 55 |
| 5.2. Parâmetros físicos – químicos | 55 |
| 5.2.1. <i>Temperatura</i> | 55 |
| 5.2.2. <i>Salinidade</i> | 57 |
| 5.2.3. <i>Fósforo total</i> | 59 |
| 5.2.4. <i>Nitrito e Nitrato</i> | 61 |
| 5.2.5. <i>Nitrogênio Amoniacal</i> | 64 |
| 5.2.6. <i>Demanda bioquímica de oxigênio - DBO</i> | 66 |
| 5.2.7. <i>Oxigênio Dissolvido</i> | 68 |
| 5.2.8. <i>Potencial hidrogênico - pH</i> | 71 |
| 5.2.9. <i>Cloretos</i> | 73 |
| 5.2.10. <i>Turbidez</i> | 76 |
| 5.2.11. <i>Sólidos totais dissolvidos e sólidos sedimentáveis</i> | 77 |
| 5.2.12. <i>Coliformes Termotolerantes e Totais</i> | 79 |
| 5.3. Situação da qualidade de água registrada nas estações de monitoramento | 82 |
| 5.4. Determinação das áreas “controle” e “impactada” do estudo | 83 |
| 5.5. Estrutura da comunidade de peixes | 86 |
| 5.5.1. <i>Composição</i> | 86 |
| 5.5.1.1 <i>Distribuição quantitativa das espécies</i> | 94 |
| 5.5.1.2 <i>Biomassa</i> | 99 |
| 5.5.1.3. <i>Classe de tamanho</i> | 102 |
| 5.5.1.4 <i>Índices ecológicos</i> | 104 |
| 5.6. Correlação entre parâmetros de qualidade de água e a comunidade de peixes | 107 |
| 5.6.1. <i>Análise de agrupamento</i> | 108 |
| 5.6.2. <i>Análise de correspondência canônica – ACC</i> | 111 |
| 6. DISCUSSÃO | 116 |
| 7. CONCLUSÕES..... | 127 |
| 8. BIBLIOGRAFIA | 129 |

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Os estuários são complexos ecossistemas costeiros de transição entre os ambientes terrestres e aquáticos. Em regiões tropicais e sub-tropicais estes sistemas são caracteristicamente rodeados por manguezais, os quais desempenham importante papel na manutenção do estoque pesqueiro, pois funcionam como áreas de desova, criação e refúgio para muitas espécies de peixes, crustáceos e moluscos que utilizam essas áreas pelo menos durante uma parte de seu ciclo de vida. (NAGELKERKEN *et al*, 2000).

Esses sistemas possuem importantes funções ecológicas que podem beneficiar a sociedade humana de forma direta ou indireta, tais como- fontes de matéria orgânica particulada e dissolvida para as águas costeiras adjacentes, constituindo a base da cadeia trófica para espécies de importância econômica e/ou ecológica; manutenção da biodiversidade das regiões costeiras, amenização do impacto do mar sobre a terra, controle de erosão pelas raízes de mangue, estabilização física da linha de costa, retenção de sedimentos terrestres de escoamento superficial, absorção e imobilização de produtos químicos (por exemplo, metais pesados), “filtro biológico” de sedimentos, nutrientes e até mesmo poluentes, impedindo o assoreamento e a contaminação das áreas costeiras, além de serem fontes de recreação e lazer, pelo fato de apresentarem grande beleza paisagística (SCHAEFFER-NOVELLI, *et al.*, 1997; RIVIERA-MONROY *et al.*, 1999; SCHAEFFER-NOVELLI & CINTRÓN, 1999). Porém, mesmo apresentando todos esses bens e serviços ecológicos, os estuários são potencialmente impactados pelas atividades antrópicas, as quais têm exercido profunda e, normalmente, negativa influencia sobre a estrutura e o funcionamento desses ecossistemas. Alguns efeitos negativos são devido aos poluentes presentes nos efluentes domésticos e industriais, enquanto outros estão associados às mudanças na hidrologia da bacia, modificações no habitat e alterações das fontes de energia das quais depende a biota aquática (ARAÚJO, 1998).

O desenvolvimento destas áreas, quando mal planejado e gerenciado, promove a quebra da estabilidade dos corpos d'água, podendo alterar os componentes físico-químicos da água, causando reações em cadeia de causas e efeitos bem evidentes sobre a comunidade biológica aquática (ESTEVES, 1998). Esses efeitos podem ser observados na ictiofauna pelo surgimento de doenças, tumores, ausência de espécies intolerantes, redução da composição e riqueza de espécies, composição trófica e abundância (KARR, 1981).

Segundo KARR, 1981 a avaliação do grau de degradação de um ambiente aquático requer, além da determinação dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, a utilização de dados biológicos para uma melhor análise do problema, já que os impactos antropogênicos alteram a estrutura dos ecossistemas aquáticos atuando diretamente sobre a integridade biótica de suas comunidades, sendo refletidos em vários aspectos da biologia dos organismos. A integridade biológica de uma região pode ser definida como “a capacidade de sustentação e manutenção de uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparáveis àquelas de ambientes naturais de uma região” (ANGERMEIER & KARR, 1994). Entretanto, tradicionalmente os protocolos de avaliação da qualidade dos recursos hídricos têm sido baseados principalmente nos fatores físicos e nas concentrações de agentes químicos (ANGERMEIER & KARR, 1986) em um tipo de avaliação que não considera, por exemplo, os efeitos da degradação de micro-habitats e os efeitos tóxicos e subletais que determinados constituintes podem causar à comunidade biológica aquática (KARR, 1981).

Tais efeitos podem ser melhor avaliados através da utilização de organismos ou comunidades, já que o efeito dos poluentes e das alterações dos habitats são sensivelmente detectados pelos seres vivos. A escolha da comunidade de peixes como parâmetro biológico apresenta numerosas vantagens nos programas de monitoramento biológico (WHITFIELD & ELLIOT, 2002), citando dentre estes peixes são relativamente fáceis de serem identificados, apresentam longa vida e

fornece conseqüentemente um registro a longo prazo do estresse ambiental, são sedentários ou móveis e ocupam diferentes nichos ecológicos, oferecendo assim uma avaliação mais ampla dos efeitos provocados pelos impactos.

O estuário da Baía de Vitória - ES, apesar de sua enorme importância ecológica e sócio econômica tem recebido pouca atenção do ponto de vista de estudos dos ecossistemas e pouco tem sido reportado em relação a este ambiente. Estudos de monitoramento biológico em áreas críticas do estuário, buscando diagnosticar o atual "status" da qualidade da água e detectar eventuais tendências sazonais ou a longo prazo são necessários. Neste estudo foram feitas análises comparativas dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos com a ocorrência (tendências espaciais e temporais) da comunidade de peixes em duas áreas localizadas no Estuário da Baía da Baía de Vitória – ES, no intuito de avaliar a qualidade de água de forma integrada, contribuindo assim com os programas de monitoramento e manejo deste importante ecossistema costeiro do Espírito Santo.

OBJETIVO

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Analisar o uso da comunidade de peixes como ferramenta para o monitoramento da qualidade da água nos canais de manguezal da Baía de Vitória - ES

2.2. Objetivos específicos

- a) Obter maior conhecimento a respeito da qualidade da água estuarina nos canais de manguezal da Baía de Vitória – ES, que sofrem influencia do descarte de efluentes sanitários, a partir do monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos (variáveis ambientais) da coluna d'água em diferentes regimes de maré (cheia e vazia).
 - b) Identificar as áreas monitoradas por meio dos parâmetros de qualidade de água utilizados.
 - c) Avaliar a composição, estrutura e variabilidade espacial e temporal da comunidade de peixes nos canais de manguezal da Baía de Vitória - ES.
 - d) Correlacionar o padrão de variação da abundância e biomassa da assembléia de peixes, bem como os índices de diversidade, dominância e equitabilidade com as variáveis ambientais (parâmetros de qualidade de água), em canais de manguezal com diferentes níveis de influencia de efluentes sanitários.
 - e) Identificar espécies ou taxa indicadores de águas degradadas por efluentes sanitários.
-

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Estuário da Baía de Vitória

A Baía é influenciada por um conjunto de tributários de grande (rio Santa Maria da Vitória) e pequeno porte (rio Bubú, Itanguá, Marinho, Aribiri). O aporte de água continental, combinado com o aporte marinho através das marés, caracteriza um sistema estuarino que, no passado, era quase inteiramente rodeado por manguezais. As áreas de mangue atualmente ocupam uma área de 18 km² (representam cerca de 20% da área de todos os mangues do Estado do Espírito Santo), e estão essencialmente localizados na zona norte. A Baía de Vitória - ES possui um espelho d'água totalizando 35,47 km² (sendo 0,21 km² de ilhas, ilhotas e rochedos), extensão de 20 km, largura média próxima de 1000 m e profundidade média de 6 m (DONATELLI,1998). As águas costeiras adjacentes à região estuarina de Vitória apresentam valores de temperatura entre 26 °C no verão e 23,0 °C no inverno. Este parâmetro é instável, variando de acordo com a sazonalidade. A caracterização faciológica dos sedimentos de fundo na área interna do estuário da Baía de Vitória foi realizada por PAIVA (1999), o qual registrou áreas de areia, areia lamosa, lama arenosa e lama (**Figura 1**).

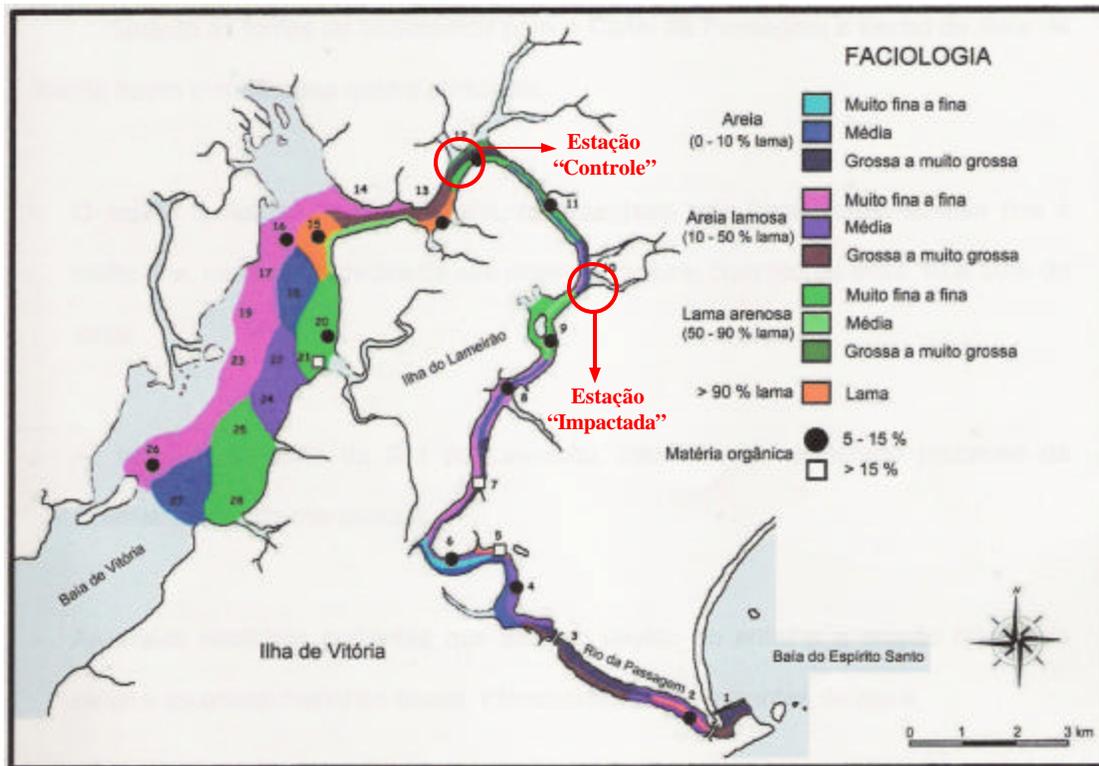


Figura 1 - Mapa faciológico dos sedimentos de fundo do Canal da Passagem e de um trecho da Baía de Vitória, realizado por PAIVA, 1999.

3.2. Estrutura e Funcionamento de Estuários

A palavra estuário é originária do latim *aestuarium*. Muitas definições têm sido propostas para os estuários. Um estuário pode ser definido como "um corpo de água semi-fechado que possui uma conexão com o mar e em que a água salgada se dilui de um modo mensurável com a água doce proveniente da drenagem continental". Esta definição exclui diversos tipos de estuários, nomeadamente os que são temporariamente isolados do mar durante a estação seca e os estuários hipersalinos, entre outros. WHITFIELD, 1996 define um estuário como- "Um corpo de água que se encontra permanentemente ou periodicamente aberto ao mar e no seio do qual existe uma variação mensurável da salinidade devido à mistura de água salgada com água doce proveniente da drenagem terrestre". Em termos genéricos, estuários são, portanto complexos

ecossistemas costeiros de transição entre os ambientes terrestres e aquáticos. Este conceito implica no estabelecimento e na realização de importantes e complexas interações entre os dois meios postos em contato (NAGELKERKEN *et al*, 2000).

Os ecossistemas estuarinos, assim como todos os ecossistemas localizados em regiões costeiras, sofrem influencia da maré. Essas resultam da atração gravitacional da Lua e do Sol exercida sobre a Terra. A Lua, por se encontrar mais próximo da Terra relativamente ao Sol, exerce uma influencia cerca de duas vezes superior. O regime de marés nos estuários é basicamente do tipo semi-diurno, podendo existir variações entre os períodos de enchente e de vazante relacionadas com a circulação geral das águas e, conseqüentemente, com a sua fisiografia e geomorfologia. A maré alta e a maré baixa de “águas vivas” (sizígia) e de “águas mortas” (quadratura) ocorrem quando a Lua e o Sol se encontram em conjuntura e em quadratura respectivamente.

Em regiões tropicais, estes sistemas caracteristicamente são rodeados por manguezais, áreas também conhecidas como berçários, as quais desempenham importante papel na manutenção do estoque pesqueiro, pois funcionam como áreas de desova, criação e refúgio para muitas espécies de peixes, crustáceos e moluscos, entre outros grupos de vertebrados, e invertebrados marinhos que utilizam essa área ao menos durante uma parte de seu ciclo de vida. (PATERSON & WHITFIELD, 2000; NAGELKERKEN *et al*, 2000).

São sistemas semi-fechados com conexão com o mar e protegidos por algum tipo de barreira; apresentando em suas regiões ventos e correntes naturais muito mais fracas quando comparados com o mar aberto. Estes estão condicionados pelo regime de marés, as quais, dependendo da sua condição (baixa ou alta), modificam completamente a estrutura e o funcionamento destes ecossistemas (DAY & YANES-ARANCIBIA, 1982).

No que diz respeito à energia e à matéria, são sistemas abertos, recebendo, em geral, um importante fluxo de água doce, sedimentos e nutrientes do ambiente terrestre, os quais são exportados para o mar. A produção primária parece ser reduzida, mas os estuários, evidentemente, constituem ricas áreas de alimentação, sendo as cadeias alimentares baseadas em detritos de matéria orgânica do material alóctone. PATERSON & WHITFIELD, 2000; NAGELKERKEN *et al*, 2000).

O maior número habitats nos estuários está localizado nas regiões *abaixo do nível médio baixo das marés* e de *entre marés*, que normalmente são áreas rasas e lodosas, apresentando sedimentos bastante finos onde a comunidade de plantas se desenvolve. Em estuários de países tropicais e sub-tropicais são encontrados nas regiões de entre marés os manguezais, que representam 70% da vegetação dominante destas áreas. Estes formam complexas florestas que desenvolveram adaptações morfológicas, fisiológicas e reprodutivas, as quais têm permitido a colonização de regiões que apresentam bruscas mudanças na salinidade, solo lodoso e com baixa concentração de oxigênio. Estas florestas apresentam alta taxa de produtividade primária, funcionando também como locais de transferência de nutrientes, em particular o carbono, do continente para o mar. (DAY & YANES-ARANCIBIA, 1982).

Além do manguezal também são encontradas as microalgas que desempenham grande importância na produção de material orgânico nos estuários. Estas desenvolvem seu crescimento sobre o sedimento das áreas rasas abaixo do nível médio–baixo das marés e nas áreas de entre marés. Estes organismos assim como as árvores de manguezal, também encontram alguns fatores negativos para seu desenvolvimento, como a alta turbidez que reduz a penetração de luz na coluna d'água, o que conseqüentemente interfere no crescimento de algas, principalmente em regiões abaixo do nível médio – baixo das marés.

Vários fatores ambientais como a variação na salinidade, concentração de elementos químicos (concentração de sais como o Na^+ e Cl^- , etc), turbidez, padrões de circulação das correntes de água e até mesmo o formato morfológico iram determinar quais os organismos que terão capacidade de habitar as regiões estuarinas.

3.3. Produtividade em ecossistemas estuarinos

Segundo (SEWELL, 1978): os estuários, manguezais e recíais apresentam a mesma produtividade das florestas úmidas tropicais, em torno de 20.000 Kcal/m²/ano, o que representa uma produção vegetal duas vezes superior a da agricultura mecanizada. Sabe-se que os ecossistemas estuarinos são fertilizados por no mínimo quatro mecanismos, material alóctone, procedente da lixiviação dos nutrientes presentes no solo da bacia de drenagem destes sistemas; decomposição de materiais orgânicos que são carregados dos rios para o estuário; lançamento de efluentes domésticos nos rios que compõem o estuário e penetração de águas costeiras, ricas em nutrientes, que vem das camadas mais profundas do oceano.

A produção de matéria orgânica nos estuários deve ser considerada basicamente pelas florestas de manguezal e microalgas (fitoplâncton). Um recente modelo de escoamento de energia e material orgânico para dentro e para fora dos estuários, tem mostrado a grande importância das microalgas que se desenvolvem no sedimento e na coluna d'água. O aumento da produtividade está supostamente correlacionado com o "input" de nutrientes para dentro dos estuários. Estes normalmente são provenientes da bacia de drenagem (dos rios) e da massa d'água de regiões costeiras localizadas próxima a foz do rio. De acordo com a amplitude da maré (baixa-mar e preamar) a concentração destes compostos sofre alterações devido a influencia, devido a influencia do alcance das marés, o que conseqüentemente renovação de nutrientes na massa d'água de regiões

estuarinas. A produtividade também parece aumentar a medida que os estuários se aproximam do equador. (SHAEFTER-NOVELLI & CINTRÓN. G, 1999).

3.4. Regime da salinidade

Muitos estuários podem ser classificados de acordo com a distribuição da salinidade. A variação da salinidade nestes sistemas sofre grande influência do regime das marés, podendo variar entre água doce (0%) e água salina (33%). Devido a esta variação é comum dividir as áreas do estuário de acordo com a salinidade.

A salinidade da água nos estuários varia não só ao longo do eixo longitudinal (deslocamento da massa d'água para cima e para baixo de acordo com a maré), mas também no sentido vertical da coluna d'água, já que existe diferença de densidade entre água doce e salgada. A estratificação da coluna d'água em estuários é largamente influenciada pela geomorfologia da região onde o estuário está localizado. Além deste fator, esta estratificação é fortemente influenciada por outros fatores: a entrada de água doce, o alcance das marés, balanço hidrológico e a força dos ventos. A água doce tende a estratificar a coluna d'água, enquanto o escoamento das marés e a direção do vento tende a promover o rompimento da estratificação, através do processo de mistura entre as águas da superfície, meio e fundo. (BARNES, 1974).

Nos locais onde o fluxo do rio supera a ação das marés, desenvolve-se um padrão de circulação estratificado do tipo "cunha salina". A água doce tende a fluir pela camada superficial enquanto a água salgada, mais densa, forma uma cunha que avança lentamente pelo fundo. Neste caso, o único tipo de mistura ocorre por advecção.

Se o fluxo do rio se equivale ao fluxo da água do mar decorrente da ação da maré, a mistura se dá por turbulência, além da advecção, caracterizando um estuário parcialmente misturado, moderadamente estratificado e de baixa salinidade. Onde a ação das marés é superior à vazão dos rios, não há estratificação e o estuário é classificado como verticalmente homogêneo, com os valores de salinidade próximos ao de mar aberto. (ODUM, 1985).

3.5. Principais ações antrópicas em estuários

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

O estuário de Baía de Vitória tem sofrido ao longo de várias décadas uma forte degradação ambiental, seja por ocupação populacional de seu entorno, aterros, implantação de indústrias, atividades portuárias, e ao lançamento de esgotos (a maioria *in natura*). Estes despejos têm alterado a qualidade da água dos rios Marinho, Formate, Aribiri e no Canal da Passagem. Áreas mais preservadas ocorrem nos rios Santa Maria da Vitória e Bubu. Nas zonas próximas à Rodovia Norte-Sul (a qual contorna a Baía pelo oeste), o desmatamento de áreas de

manguezal e a invasão por residências de baixa renda são ainda um fenômeno freqüente. A região do Canal da Passagem/Canal do Lameirão é fortemente afetada pelo lançamento de esgoto não tratado das populações ribeirinhas (BARROSO & DIAS, 1997). De forma mais abrangente, diversas redes de esgoto e galerias pluviais (por exemplo: Galeria da rede Gazeta, Galeria Beira Mar, Cais da Barca, Canal da Costa, Canal dos Escravos e Maria Hortiz) contribuem para o aumento nos níveis de poluição orgânica, inorgânica e biológica em torno da Ilha de Vitória.

A região Sudeste é a de maior densidade demográfica e constitui o maior pólo econômico e industrial do país. Destaca-se o eixo Rio - São Paulo que, por sua localização na zona costeira, exerce influencia direta como pressão desestabilizadora dos ecossistemas aquáticos. Associados a isso, destacam-se a urbanização descontrolada, os portos (fontes reais e potenciais de poluição química), as dragagens, os terminais petrolíferos, as atividades de cultivo aquático (incluindo a introdução de espécies exóticas), o aporte de águas fluviais contendo fertilizantes e defensivos agrícolas e a pesca predatória.

Os principais tensores de origem antrópica e respectivos impactos sobre o sistema estuarino de Rio Santana, Ilhéus, Bahia, segundo FIDELMAN (1999) são apresentados na **Tabela 1**.

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

| TENSOR | IMPACTOS | PREJUÍZOS |
|--|--|---|
| Efluentes domésticos e resíduos sólidos | <ul style="list-style-type: none"> - paisagem - coluna d'água - biota - comunidade local | Qualidade da água para usos múltiplos, contaminação de organismos aquáticos, produtividade do manguezal, perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, pesca, proliferação de vetores patogênicos, sócio-economia. |
| Remoção da cobertura vegetal | <ul style="list-style-type: none"> - paisagem - solo - coluna d'água - cursos d'água | Erosão, perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, recreação e turismo, navegação, qualidade da água, produção primária, sócio-economia. |
| Redução do aporte fluvial | <ul style="list-style-type: none"> - paisagem - biota manguezal - circulação estuarina | Ciclos de vida de espécies aquáticas, produção primária, biodiversidade, pesca, qualidade da água, perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, usos tradicionais, sócio-economia |
| Redução do aporte de nutrientes de origem continental (runoff) | <ul style="list-style-type: none"> - produtores primários- fitoplâncton, algas, manguezal. | Produção primária, pesca, habitat de espécies aquáticas, sócio-economia. |
| Edificação/ estrutura de concreto | <ul style="list-style-type: none"> - paisagem - fauna aquática | Perda de valores estéticos e paisagísticos, potencial turístico, ciclo reprodutivo da fauna aquática, pesca, sócio-economia. |

Os impactos promovidos pelo descarte de efluentes domésticos em regiões estuarinas, são reportados por diversos autores como PEREIRA-FILHO *et. al* (2001), que afirmaram que o aumento nas concentrações de nutrientes em sistemas estuarinos situados é intensificada em regiões de elevada concentração populacional, em função do aporte de efluentes domésticos e industriais e do escoamento urbano, além de efluentes agrícolas. NIENCHESKI & WINDOM (1994), a partir de um balanço de massa no estuário da Lagoa dos Patos, numa região ocupada por uma refinaria de petróleo e indústrias de fertilizantes, entre outras, demonstraram que o aporte antropogênico associado a estas instalações foi o principal responsável pelas altas concentrações de nitrogênio e fósforo inorgânico dissolvido na área. PEREIRA-FILHO & SCHETTINI (2000), determinaram os fluxos de entrada e saída de nutrientes no

estuário do Rio Camboriú, no estado de Santa Catarina, e concluíram que para explicar a discrepância entre estes fluxos, um grande aporte origem antrópica seria necessário. Este aporte poderia estar associado à entrada direta de esgotos clandestinos e do efluente da estação de tratamento de esgotos do município, que desemboca no estuário.

3.7. Comunidade de peixes – Indicadores biológicos

Peixes apresentam numerosas vantagens como organismos indicadores nos programas de monitoramento biológicos (WHITFIELD & ELLIOTT,2002), como por exemplo:

- Encontrados tipicamente em todos os sistemas aquáticos, à exceção das águas altamente poluídas.
 - Comparados com muitos invertebrados, peixes são relativamente fáceis de identificar e a maioria de amostras podem ser processadas no campo, sendo ainda possível devolver para água os exemplares capturados, dependendo da arte de pesca utilizada.
 - Os peixes, quando comparados com outros indicadores, apresentam longa vida e fornecem conseqüentemente um registro a longo prazo do estresse ambiental.
 - São sedentários e móveis, fornecendo assim grupos para uma avaliação mais larga dos efeitos.
 - Em situações críticas, como mortalidade de peixes, podem ser informadas pelo público em geral, o que pode chamar a atenção para alterações nas condições de qualidade de água dos ambientes.
-

3.8. Parâmetros físico-químicos

3.8.1. Temperatura

As variações de temperatura são parte do regime climático normal, e corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical. A temperatura é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2003).

A temperatura das águas estuarinas é muito variável devido, sobretudo à mistura de massas de água com características físico-químicas diferentes e à ocorrência de zonas pouco profundas. A temperatura é, em grande parte, determinada pela razão entre a descarga fluvial e o fluxo de maré e é modificada pelo aquecimento solar e pelo arrefecimento provocado pela evaporação. Grande parte dos organismos estuarinos suporta variações importantes de temperatura, isto é, são euritérmicos. A elevação acentuada da temperatura em um corpo d' água geralmente é provocada por despejos industriais e usinas termoelétricas, influenciando processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e também outros processos como a solubilidade dos gases dissolvidos (BRANCO, 1991). As alterações na temperatura afetam diretamente os organismos aquáticos, já que, estes possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para o crescimento, temperaturas preferidas ao longo de um gradiente térmico e limitações de temperatura para migração, desova e incubação de ovo (CETESB, 2003).

3.8.2. Fósforo total

O fósforo na água apresenta-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o

metabolismo biológico, sem necessidades de conversões para formas mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) dependem do pH, sendo a mais comum na faixa usual de pH o HPO_4^{2-} . Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo. O fosfato orgânico normalmente é de menor importância. (VON SPERLING, 1996).

Na maioria dos corpos d'água o fósforo é o principal fator limitante nos processos de produtividade. Além disso, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. Os aumentos das concentrações de fósforo em águas continentais estão relacionados com o aumento da população, da industrialização, do uso de fertilizantes químicos na agricultura e com a produção, deste 1945, de produtos de limpeza contendo compostos polifosfatos (ESTEVEES, 1998).

3.8.3. Nitrogênio Amoniacoal

O nitrogênio é um dos elementos de fundamental importância no funcionamento do metabolismo de ecossistemas aquáticos, podendo atuar como fator limitante na produção primária quando presente em baixas concentrações. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa (ESTEVEES, 1998).

Nos ambientes aquáticos o nitrogênio está presente sob várias formas, por exemplo- nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2) nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.) e nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) (ESTEVEES, 1998). As principais fontes de nitrogênio podem ser as chuvas, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone, os efluentes domésticos, industriais e agropastorais, e a fixação de nitrogênio molecular no interior do corpo d'água.

3.8.4. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO divide-se em demanda carbonácea e demanda nitrogenada. Os organismos inicialmente utilizam o OD para transformar o carbono orgânico em CO_2 e, posteriormente, para transformar compostos nitrogenados em nitritos (NO_2) e nitratos (NO_3) (BRANCO,1991)

A DBO da água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbica para uma forma inorgânica estável. Normalmente é considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. O consumo durante o período de tempo de 5 dias, na temperatura de incubação de 20°C é freqüentemente usado e referido como DBO_5 .

Em um corpo d'água os maiores aumentos em termos de DBO, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânicos. A presença de alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo consumo do oxigênio da água, provocando o desaparecimento de peixes e de outras formas de vida aquáticas. Devido à DBO medir somente o oxigênio consumido num teste padronizado, este não indica a presença de matéria não biodegradável e não leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana (CETESB, 2003).

3.8.5. Oxigênio dissolvido (OD)

Todos os organismos aeróbicos dependem de uma forma ou outra do oxigênio para manter os processos metabólicos de produção de energia e de reprodução. O oxigênio é um gás muito pouco solúvel em água, variando a solubilidade entre 14,6 mg/L a 0°C até 7,6 mg/L a 30°C , dependendo da pressão atmosférica (altitude) e da concentração de sais dissolvidos. Em águas poluídas, a quantidade de oxigênio dissolvido é menor do que em condições naturais (BRANCO,1991).

Uma adequada provisão de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgoto. Através da medição do oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento de esgoto, durante a oxidação bioquímica, podem ser avaliados. Os níveis de oxigênio dissolvido também indicam a capacidade de um corpo d' água natural manter a vida aquática. (CETESB, 2003).

3.8.6. Potencial hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico, representa a concentração de íons de hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítima), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A faixa de pH é de 0 a 14. (VON SPERLING, 1996).

Os organismos aquáticos estão geralmente adaptados a condições de neutralidade, e alterações bruscas do pH da água pode acarretar o desaparecimento dos seres presentes na água. Valores fora das faixas recomendadas podem alterar o sabor da água e contribuir para corrosão do sistema de distribuição de água, provocando uma possível liberação de ferro, cobre, chumbo, zinco e cádmio, e dificultando a descontaminação da água (CETESB, 2003).

3.8.7. Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência na passagem da luz através da água, sendo influenciada pelo tipo e concentração da matéria em suspensão, que pode ser constituída de silte, argila, partículas finas de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos orgânicos solúveis, plâncton e outros organismos microscópicos. (BRANCO, 1991).

Corpos d'água que apresentam alta turbidez comprometem a fotossíntese da vegetação aquática enraizada submersa e das algas (fitoplâncton). (CETESB, 2003) A redução da fotossíntese promove déficit na produtividade primária alterando todo metabolismo do ecossistema aquático, já que o consumo de oxigênio e matéria orgânica pela comunidade biológica passa ser maior que a produção realizada pelo fitoplâncton.

3.7.8. Sólidos suspensos

O despejo de grandes quantidades de partículas sólidas dá origem à formação de plumas (verdadeiras “nuvens”) que depositadas nos órgãos respiratórios de animais aquáticos causam sua asfixia. Além disso, este material acelera a precipitação e soterra as partículas orgânicas em suspensão. As comunidades de macroalgas, invertebrados bentônicos, peixes bentônicos e demersais normalmente são prejudicadas em virtude do assoreamento provocado pela sedimentação dos sólidos suspensos, que afetam as características de fundo e destroem diversos habitats e locais de refugio, prejudicam a alimentação e a reprodução de diversas espécies. (BRANCO, 1991).

3.9. Parâmetros bacteriológicos

3.9.1. Coliformes termotolerantes

As bactérias termotolerantes são utilizadas como indicadores de qualidade de água, tendo como principal representante a *Escherichia coli*, um coliforme presente exclusivamente em fezes humanas e de animais homeotermos. (CERQUEIRA & SÁ, 1999).

No intestino dos seres humanos e de animais predominam em grande número os coliformes termotolerantes. Para se ter uma idéia, um indivíduo elimina, em média, 10 bilhões de coliformes termotolerantes por dia. Além dos coliformes, existem, no

meio intestinal, outras bactérias, vírus, protozoários e vermes, em números significativamente menores. Nesse meio intestinal, podem conviver agentes patogênicos, isto é, nocivos ao homem, como alguns tipos de bactérias que podem provocar diarreias fortes, febre, náusea e cólera, alguns tipos de protozoários, responsáveis, inclusive, pela malária e vírus perigosos como aqueles que podem levar a hepatite infecciosa, gastroenterite, dengue e a paralisia infantil (VON SPERLING, 1996). Assim sendo, na prática, a medição do número de coliformes termotolerantes em um corpo d'água é um indicador não só da contaminação por fezes de origem humana e animal, como também da possibilidade de presença de organismos patogênicos.

Os órgãos ambientais utilizam-se deste indicador para diagnosticar também as condições para o banho de mar. Este serviço informa à população a adequabilidade ou não de banho junto às águas litorâneas (excelente, muito boa, satisfatória e imprópria) e é denominado como condições de balneabilidade (CETESB, 2003).

MATERIAIS E MÉTODOS

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de amostragem

A Baía de Vitória - ES (20°19'S; 40°20'W) apresenta a particularidade de ter duas aberturas para o Oceano Atlântico, extremamente diferentes morfologicamente. As duas entradas, situadas a cada extremidade da Baía, abrem próxima uma da outra para o oceano. A entrada meridional, do Canal do Porto de Vitória, é de origem tectônica, larga e funda. A entrada do norte, do Canal da Passagem é estreita, rasa e canalizada através de paredes de concreto até a ponte da Passagem.

O estudo foi realizado em dois pontos da área mais interna do canal da passagem posicionados em frente a canais de manguezal (**Figura 2**). As áreas monitoradas foram escolhidas após a realização de duas campanhas piloto, realizadas em novembro e dezembro de 2003. O critério utilizado para escolha das estações foi baseado no nível de influência do descarte de efluentes domésticos em canais de manguezal. Desta forma, foram escolhidas duas áreas, denominadas como estações “controle” e “impactada”.



Figura 2 - Foto de Satélite da Baía de Vitória, apresentando a localização das áreas monitoradas durante a execução do experimento. Fonte- Imagem Lendsal, modificada.

Estação “impactada” – região estuarina onde foram detectadas diversas fontes de efluentes sanitários, além de áreas de mangue aterradas (**Figuras 3(a), 3(b)**) A estação “controle” – região onde não foram detectadas fontes pontuais de efluentes sanitários, bem como a presença de casas construídas em áreas de aterro localizadas nas margens do canal (**Figuras 4(a) e 4(b)**).



Figura 3(a) - Vista externa do canal principal localizado na área “impactada” do estudo



Figura 3(b) - Vista interna do canal de manguezal localizado na área “impactada” do estudo.



Figura 4(a) - Vista externa do canal principal localizado na área “controle” do estudo.



Figura 4(b) - Vista interna do canal de manguezal localizado na área “controle” do estudo.

4.2. Amostragens

Foram realizadas 4 campanhas nos meses março, maio, julho e setembro de 2003. Cada campanha foi realizada em 2 dias consecutivos, durante a preamar e a baixa-mar (**Tabela 2**), denominadas neste estudo de *maré alta* e *maré baixa*, respectivamente.

Tabela 2 - Protocolo do cronograma das coletas nas áreas do estudo localizadas na área interna do canal da passagem do estuário da Baía de Vitória - ES.

| Mês | Campanha | Dia da amostragem | Estação amostral | Maré* | Esforço por estação - arrasto - |
|--------|----------------|-------------------|------------------|-------|---------------------------------|
| Mar/03 | 1 ^a | 1 | Impactada | Alta | 3 |
| | | | Controle | Alta | 3 |
| Mar/03 | 1 ^a | 2 | Controle | Baixa | 3 |
| | | | Impactada | Baixa | 3 |
| Mai/03 | 2 ^a | 1 | Impactada | Alta | 3 |
| | | | Controle | Alta | 3 |
| Mai/03 | 2 ^a | 2 | Controle | Baixa | 3 |
| | | | Impactada | Baixa | 3 |
| Jul/03 | 3 ^a | 1 | Impactada | Alta | 3 |
| | | | Controle | Alta | 3 |
| Jul/03 | 3 ^a | 2 | Controle | Baixa | 3 |
| | | | Impactada | Baixa | 3 |
| Set/03 | 4 ^a | 1 | Impactada | Alta | 3 |
| | | | Controle | Alta | 3 |
| Set/03 | 4 ^a | 2 | Controle | Baixa | 3 |
| | | | Impactada | Baixa | 3 |

*A ordem exata de amostragem foi dependente do horário da maré.

4.3. Coleta

4.3.1 Ictiofauna

Os peixes foram coletados com auxílio da rede de arrasto (Wing Trawl = balão), com as seguintes características- tralha superior PES 5mm, 8,62m de comprimento e tralha inferior PES 8mm, 10,43m de comprimento, com 27 pesos de chumbo (60 gramas) distribuídos pela tralha inferior (totalizando de 1,62 kg). As mangas e barriga da rede têm malha 13 mm e fio 210/09, o saco da rede tem malha 5 mm e fio 210/12. Duas portas de madeira vazada com 70 cm x 42 cm e de peso 9,3 kg cada mantêm a rede aberta e em contato com o fundo.

Foram realizados em cada, estação amostral, 3 lances de arrasto de balão no canal principal cada um com uma duração de 10 minutos. Os três arrastos realizados em cada estação formaram uma amostra, ou seja, foi considerado no tratamento de dados amostras compostas (3 → 1). Os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, etiquetados, e mantidos em gelo até o laboratório de triagem de peixes do Departamento de Ecologia e Recursos Naturais da UFES, onde foram congelados até o processamento.

As amostras de peixes coletadas em mar/03 não foram utilizadas no tratamento de dados, devido a problemas operacionais (quebra do arrostado de balão com portas) durante a execução da 2ª dia da campanha, inviabilizando assim a aquisição de dados das amostras de peixes do período de maré baixa.

4.3.2. Massa D'Água

A coleta da água foi realizada antes da coleta de peixes (para que não houvesse influencia da arte de pesca sobre a qualidade da água, no que tange revolvimento do sedimento depositado no fundo do canal). A coleta foi realizada no canal principal e no canal de manguezal de cada estação de amostragem, durante o período de maré cheia e baixa no intuito de possibilitar uma avaliação mais integrada da qualidade da água nas áreas amostradas, já que o nível da maré (ou seja, o fator de diluição dos constituintes) influencia diretamente nas características hidrológicas, físico-químicas e biológicas destes ecossistemas.

A amostragem foi realizada na superfície e no fundo da coluna d'água utilizando uma garrafa de Van Dorn (5 litros), enquanto a mensuração da temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade e pH foram realizadas com auxílio do multiparâmetro marca HYDROLAB.

4.4. Análises laboratoriais

4.4.1. Ictiofauna

A identificação foi feita através da literatura especializada- FIGUEIREDO & MENEZES (1980, 2000), MENEZES & FIGUEIREDO (1980, 1985), SMITH (1997) e CARVALHO FILHO (1999). Parte do material identificado foi conservado em álcool 70%, formando uma coleção de referência para a região do estudo. Após a identificação, os peixes foram medidos e contabilizados por táxon.

4.4.2. Massa D'Água

As amostras de água, quando necessário, foram colocadas em uma caixa de isopor com gelo. Todas as amostras foram devidamente etiquetadas e levadas a um laboratório de análises físico-químicas e bacteriológicas (Laboratório de Utilidades e Meio Ambiente da Companhia Siderúrgica de Tubarão). As análises dos parâmetros: Cloretos, Coliformes Totais e Termotolerantes, D.B.O, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos e Sólidos Suspensos, foram realizadas com base na metodologia preconizada pelo Standard Methods for the Examination of water and wastewater 19^a edição (APHA, 1995).

4.5. Tratamento de dados

4.5.1. Análises descritivas

Os dados de qualidade de água e da assembléia de peixes obtidos no estudo foram plotados e compilados em gráficos e tabelas possibilitando assim uma melhor compreensão do padrão de variação das variáveis ambientais e dos valores de abundância, biomassa e dos índices ecológicos calculados a partir das amostras de peixes coletadas. Os parâmetros de qualidade de água analisados

foram comparados com os limites preconizados pelo Art. 22º da Resolução CONAMA 357/05, o qual define limites e critérios para o enquadramento de corpos d' água salobras classe 2.

4.5.2. Índices ecológicos

Diversidade e Dominância

A diversidade de espécies foi estimada utilizando o índice de diversidade de Shannon-Wiener, enquanto que a dominância foi através do índice de dominância de Simpson. (ZAR, 1999)

O índice de Shannon Wiener pode ser expresso pela seguinte equação:

$$H' = - \sum (n_i/N) \cdot \log (n_i/N) = - \sum p_i \cdot \log p_i$$

onde- p_i = proporção da espécie i em relação ao total capturado

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de indivíduos

\sum = somatória

O índice de *Simpson* pode ser expresso pela seguinte equação:

$$c = \sum (n_i/N)^2$$

onde- c = Dominância de Simpson

\sum = Somatória

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = número total de exemplares

Equitabilidade - (índice da "igualdade")

É um dos componentes do índice de Shannon, representa a distribuição do número de exemplares entre as espécies. Pode ser determinada utilizando-se a razão entre o índice de diversidade de Shannon calculado e a diversidade máxima. A equitabilidade é máxima quando o número de indivíduos é o mesmo para todas as espécies (ZAR, 1999). Assim:

$$E = H'/H'máx.$$

onde-

H'máx. = índice de diversidade máxima (=log S)

S = número de espécies

H' = índice de diversidade de Shannon

4.5.3. Análises estatísticas***4.5.3.1. Análise Paramétrica de Variância (ANOVAs)***

As análises paramétricas de variância (ANOVAs) do tipo III foram aplicadas sobre as variáveis de qualidade de água, número de taxa, número de indivíduos, comprimento médio e nos índices ecológicos (diversidade, equitabilidade e dominância).

As variáveis de qualidade de água foram testadas quanto à normalidade pelo teste de Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors (LEGENDRE & LEGENDRE, 1983). Após o teste as variáveis que apresentaram distribuição de valores significativamente diferente do normal ($P > 0,05$) foram log-transformadas (logaritmo neperiano (x+1), onde x é o valor original da variável).

As variáveis dependentes categoriais incluíram a *Estação Amostral* (“controle” e “impactado”), *Ponto Amostral* (Canal Principal e Canal de Manguezal), *Profundidade de Coleta de Água* (Superfície e Fundo), *Fase da Maré* (alta e baixa). As variáveis independentes incluíram os *parâmetros de qualidade de água*, os dados básicos de descrição da comunidade de peixes (número de taxa, número de indivíduos, comprimento média, dentre outros) e os índices ecológicos (diversidade, equitabilidade e dominância).

4.5.3.2. Regressão logarítmica

A análise de regressão logarítmica, foi utilizada no intuito de verificar quais dos parâmetros de qualidade de água monitorados poderiam ser utilizados como *variável chave* para a identificação de condições “controle” e “impactada” na região onde foi realizado o estudo.

4.5.3.3. Análise de agrupamento

O grau de similaridade (análise de cluster – modos R e Q) entre as amostras de peixes e as espécies foi apresentado na forma de dendrogramas, obtidos através do cálculo da distância euclidiana sobre os valores da abundância e biomassa, utilizando-se para tal o método de agrupamento das médias não ponderadas (UPGMA). Este procedimento foi realizado com o programa Statistica (StatSoft, 1995).

4.5.3.4. Análise de correspondência canônica - ACC

Para identificar a distribuição das amostras (“controle” e “impactada”) e da abundância das espécies de peixes em função dos parâmetros de qualidade de água, foi utilizada a análise de correspondência canônica (ACC, *Canonical Correspondence Analysis*). Segundo TER BRAAK (1987), este método de ordenação consiste basicamente em sintetizar, em um gráfico com eixos perpendiculares, a variação multidimensional de um conjunto de variáveis. No

presente estudo, espécies e variáveis ambientais foram transformadas em coordenadas (*scores*) correspondentes às suas projeções em cada eixo de ordenação (*eigenvector*). O autovalor (*eigenvalue*) é o peso relativo de cada eixo na explicação da variância total dos dados. Parte-se do princípio de que a variação da ictiofauna, em termos de abundância de espécies, está intimamente ligada às variáveis ambientais.

Como requerido pela ACC, os dados foram organizados em duas matrizes: a de espécies e a de variáveis ambientais (parâmetros de qualidade de água). A matriz de espécies foi constituída pelos valores de abundância de cada espécie (número de exemplares) por amostra. A matriz de dados ambientais incluiu, por amostra, as propriedades físico-químicas e microbiológicas da água, independente de terem apresentado diferenças significativas entre as estações de amostragem.

No processamento da ACC, utilizou-se o programa MVSP (TER BRAAK, 1987) para produzir uma ordenação com vários eixos, no qual a distribuição das espécies e as estações de amostragem são representadas por pontos, enquanto que as variáveis ambientais são representadas por setas indicando a direção do seu maior valor, sendo o comprimento da seta proporcional à correlação da variável com os eixos. Para melhorar a compreensão, o gráfico de ordenação foi separado em dois diagramas, um com a ordenação das espécies e outro com a das estações de amostragem, sendo que, em ambos, as posições das variáveis ambientais foram idênticas.

RESULTADOS

5. RESULTADOS

5.2. Parâmetros físicos – químicos

5.2.1. Temperatura

Mesmo tendo sido registrados valores absolutos de 19°C no mês de junho e 27,9°C no mês de março, os resultados referentes ao comportamento da temperatura não evidenciaram variações significativas deste parâmetro nas quatro campanhas realizadas durante o experimento, segundo o teste realizado (**Tabela 3**).

Tabela 3- Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) para o parâmetro temperatura

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| CAMPANHA | NS |
| MARE | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | NS |

NS=Não Significativa

A temperatura permaneceu mais elevada durante os períodos de maré alta em todas as campanhas, com exceção da última (set/04) (**Figura 5**). Este resultado provavelmente está relacionado com o fluxo da maré, que promove renovação da massa d'água nas áreas estuarinas. Os dados registrados nas estações de amostragem permitem inferir que as massas d' água que penetram o sistema estuarino da Baía de Vitória, por intermédio do Canal da Passagem, provavelmente sofrem aumento de temperatura, devido à baixa profundidade

desta área, o que permite que toda a coluna d'água seja aquecida. A redução da temperatura nas áreas estudadas durante os períodos de maré baixa pode ser explicada pelos processos de drenagem das regiões inundadas durante o período de maré alta. A água que penetra nestas regiões passa, em média, 6 horas em áreas sombreadas pelas florestas de manguezal, promovendo assim o resfriamento da massa d'água.

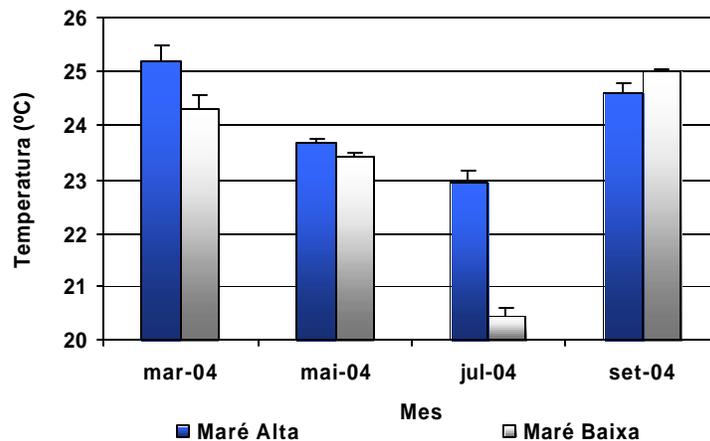


Figura 5 - Variação da temperatura (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa.

A temperatura não apresentou diferenças significativas entre a superfície e fundo nas estações de amostragem. Este resultado está provavelmente relacionado com os processos de mistura da coluna d'água em zonas pouco profundas de regiões estuarinas, como é o caso das áreas nas quais foram realizadas as amostragens (**Figura 6**).

Mesmo não tendo sido constatadas diferenças significativas, entre os resultados obtidos para as áreas de amostragem, foi observado que os pontos de coleta localizados no canal principal apresentaram em média temperaturas mais amenas, quando comparadas com as temperaturas registradas no canal de manguezal (**Figura 6**). Este resultado pode estar associado com os maiores fluxos e as maiores profundidades existentes no canal principal.

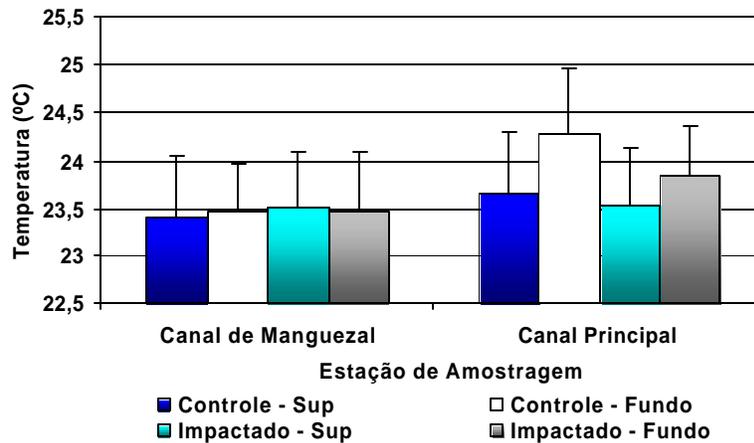


Figura 6 - Variação da temperatura (média + e) nas estações de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

5.2.2. Salinidade

Com relação à salinidade da água, observou-se uma ampla variação deste parâmetro, com valores entre 6,7 e 33,9‰, nas áreas de amostragem. Foi constatada diferença significativa ($p=0,004$) para os valores de salinidades registrados durante os períodos de maré alta e baixa (**Tabela 4**).

Tabela 4 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado para o parâmetro salinidade

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | 0,001 |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | 0,004 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | 0,001 |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | 0,003 |
| CAMPANHA * MARE | 0,005 |

NS=Não Significativa

Em média, a salinidade da água durante o período de maré alta foi de 23,7 %, enquanto na maré baixa a média diminuiu para 21,3%. Como observado na **Figura 7**, com exceção do mês de setembro, a salinidade permaneceu maior, em todas as campanhas, nos períodos de maré alta. Este resultado já era esperado, devido à entrada de águas costeiras mais salinas na região da área de estudo. Além disso, a salinidade apresentou aumento entre os meses de março e setembro (**Figura 7**), sendo os valores significativamente diferentes (**Tabela 5**).

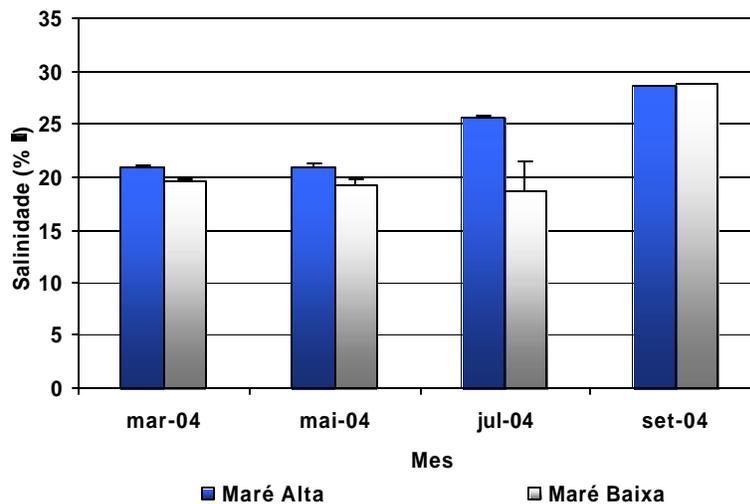


Figura 7 - Variação da salinidade (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa.

Conforme mostrado na **Figura 8**, as concentrações de sais dissolvidos nas águas de fundo no fundo apresentaram-se significativamente maiores ($p=0,001$), quando comparadas com os valores mensurados nas águas superficiais (**Tabela 4**). Estes resultados parecem indicar que nas áreas onde foi realizado o estudo, o escoamento da água mais salina e densa está próxima do fundo, enquanto que a menos salina se desloca próximo, a superfície.

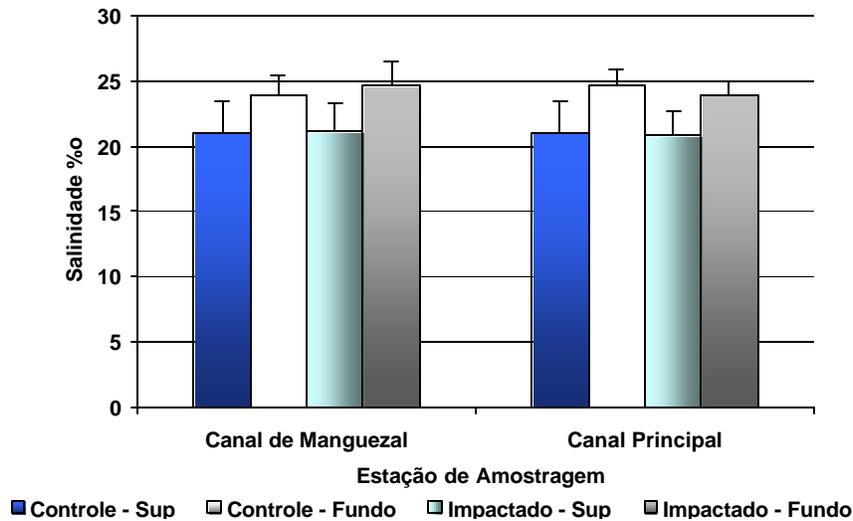


Figura 8 - Variação da salinidade (média + e) nas áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

Não foram registradas diferenças significativas entre a salinidade medida nos pontos amostrais (**Tabela 4**). Estas áreas podem ser caracterizadas como zonas de mistura entre a água doce e salgada, tendo em vista que apresentaram em média salinidade igual a 23,0 ‰, valor de concentração de sais dissolvidos comum para áreas estuarinas.

5.2.3. Fósforo total

Em média, a concentração de fósforo total registrada nas estações de monitoramento foi de 0,14 mg/L ($\pm 0,10$), sendo o maior valor registrado 0,56 mg/L (estação de amostragem “impactada”) e o menor de 0,016 mg/L (estação de amostragem “controle”). As concentrações de fósforo total, em média, apresentaram-se significativamente diferentes ($p=0,001$) entre as fases da maré (**Tabela 5**).

Tabela 5 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplica-se ao parâmetros fósforo total

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | 0,001 |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | 0,001 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | 0,001 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | 0,003 |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | 0,030 |

NS=Não Significativa

Conforme observado na **Figura 9**, as maiores concentrações ocorreram durante os períodos de maré baixa, enquanto as menores concentrações foram registradas nos períodos de maré de cheia. Tal fato está associado à diluição dos constituintes presentes na massa d'água durante o período de maré alta, já que o aporte da água proveniente de regiões costeiras possibilita a dispersão e a mistura das substâncias particuladas e dissolvidas na massa d'água.

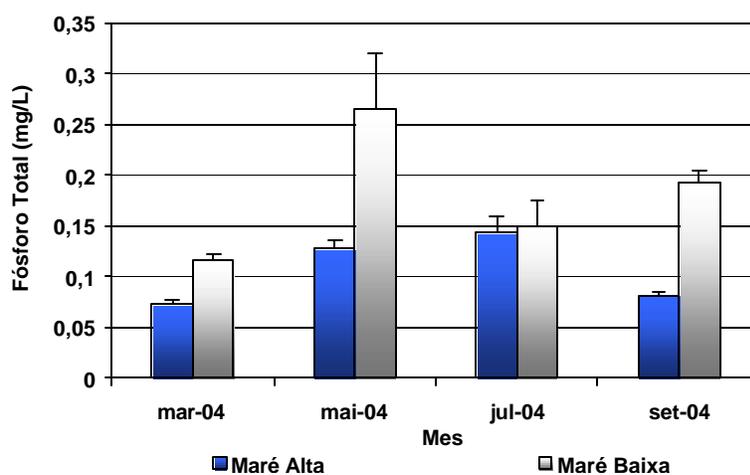


Figura 9 - Variação da concentração de Fósforo Total (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa.

Nas quatro campanhas realizadas, a concentração de fósforo total apresentou diferença significativa ($p= 0,001$), entre as condições de maré alta e maré baixa (**Tabela 5**), resultado que reforça a influencia da maré sobre a concentração deste parâmetro na água em regiões estuarinas.

As concentrações do fósforo total registradas nas estações de amostragem localizadas na área “controle” (média de 0,09 mg/L) apresentaram diferenças significativas ($p=0,001$) quando comparadas com as observadas na área “impactada” (média de 0,18 mg/L) (**Tabela 5**). Porém, as concentrações deste nutriente não apresentaram diferenças significativas entre as amostras coletadas na superfície e no fundo dos pontos de amostragem (canal de manguezal e principal) (**Figura 10**).

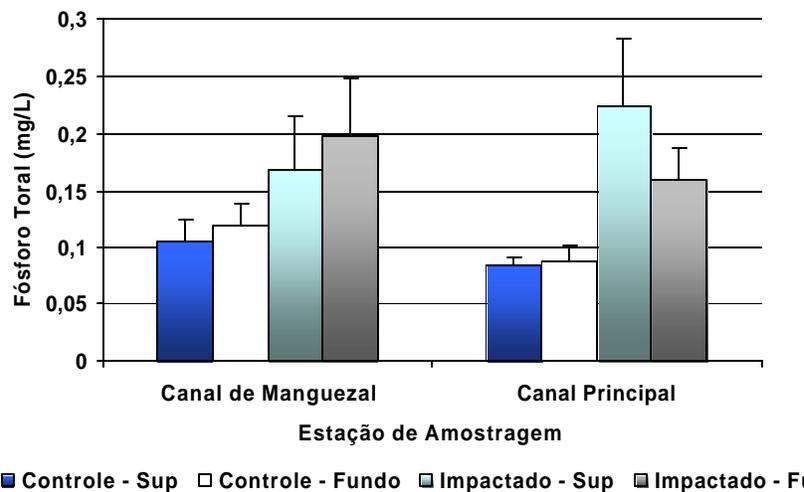


Figura 10 - Variação da concentração do fósforo total (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

5.2.4. Nitrito e Nitrato

Os valores absolutos de N-NO₂ mensurados durante o estudo variaram entre 0,01 a 0,06 mg/L em ambas as fases de maré (baixa e alta), enquanto os valores de N-NO₃ variaram entre 0,05 a 0,24 mg/L (maré alta) e 0,06 a 0,23 mg/L (maré baixa). Considerando as concentrações mensuradas nos diferentes meses nos quais

foram realizadas as campanhas, o nitrito não apresentou diferenças significativas, diferentemente dos resultados relativos às concentrações de nitrato que apresentaram diferenças significativas ($p=0,001$). Porém, as concentrações destes parâmetros apresentaram diferenças significativas entre os períodos de maré baixa e alta (**Tabela 6**).

Tabela 6 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicada aos parâmetros nitrito e nitrato.

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA | |
|---|---------------|---------|
| | NITRITO | NITRATO |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | 0,001 |
| CAMPANHA | NS | 0,001 |
| MARE | NS | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | 0,008 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS | 0,001 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS | NS |
| CAMPANHA * MARE | 0,007 | NS |

NS=Não Significativa

Em geral, os valores médios de nitrato foram superiores aos valores médios de nitrito (**Figura 11**). Este resultado corrobora LITTLEPAGE (1998) que afirma que em águas costeiras o nitrogênio em forma de nitrato é predominante, ocorrendo quantidades muito menores de nitrito. Isto porque o nitrato é o produto final do ciclo de regeneração do nitrogênio, sendo formado a partir do nitrito (ESTEVES,1998).

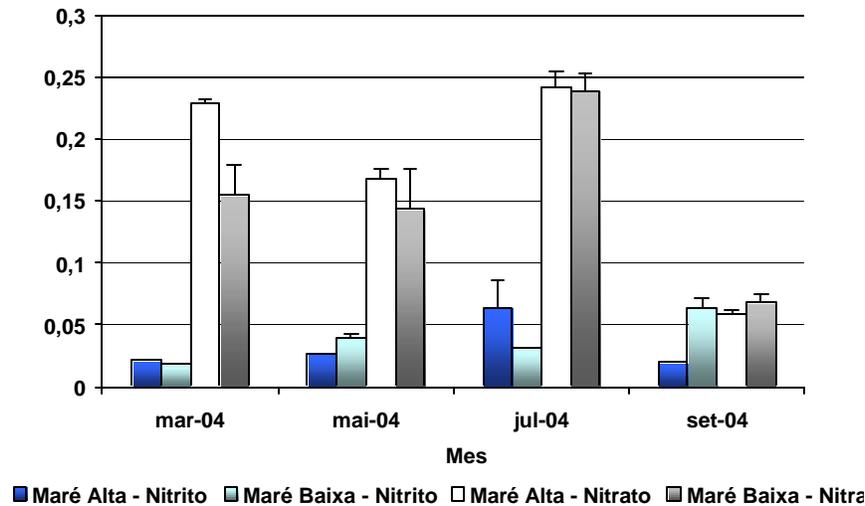


Figura 11 - Variação da concentração de nitrito e nitrato (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa.

Como observadas na **Figura 12** as concentrações dos nutrientes nos pontos de amostragem (canal do manguezal e canal principal) apresentaram o mesmo padrão de variação, não sendo constatadas diferenças significativas nas concentrações de nitrito e nitrato entre estas áreas. Também não significativas as diferenças de concentração do nitrito e nitrato nas duas estações de amostragem (**Tabela 6**).

Os mesmos resultados de significância também foram registrados para as concentrações destes parâmetros nas estações de amostragem.

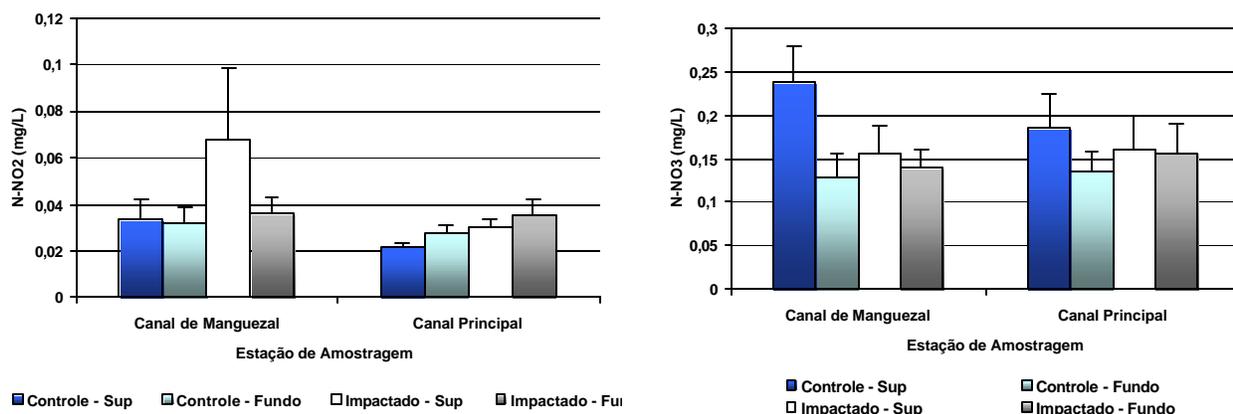


Figura 12 - Variação da concentração de nitrito (média + e) e nitrato (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES. A barra em negro representa o valor do erro padrão calculado para cada amostra.

Foram registradas diferenças significativas para as concentrações de nitrato nas amostras de superfície e fundo. No entanto, o mesmo resultado não foi observado para as concentrações de nitrito (**Tabela 6**).

5.2.5. Nitrogênio Amoniacoal

Os valores absolutos de N-NH₃ mensurados no período de maré alta se situaram entre 0,014 e 0,61 mg/L, enquanto que no período de maré baixa a concentração deste composto apresentou um aumento significativo ($p=0,001$), variando entre 0,58 e 1,41 mg/L. Também foram detectadas diferenças significativas ($p=0,001$) entre os resultados das campanhas realizadas durante o estudo (**Tabela 7**).

Tabela 7 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado ao parâmetro amônia.

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | 0,001 |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | 0,001 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | 0,005 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | 0,001 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | 0,001 |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | NS |

NS=Não Significativa

O aumento da concentração de amônia pode estar correlacionado com a perda da capacidade de diluição dos compostos dissolvidos e particulados existentes em águas estuarinas durante os períodos de maré vazante (**Figura 13**).

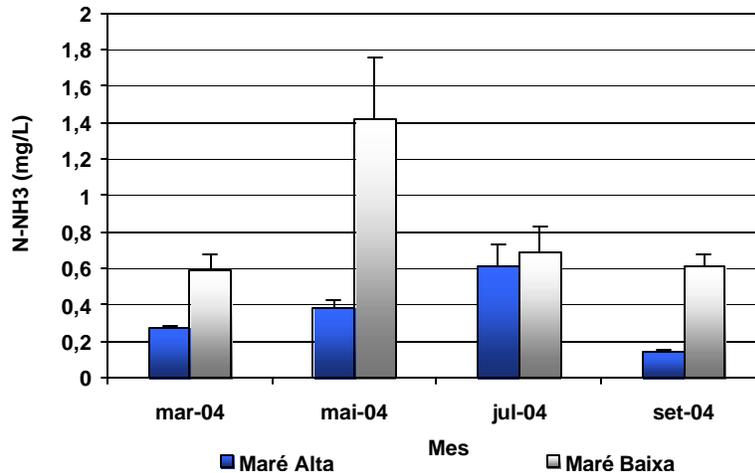


Figura 13 - Variação da concentração de amônia (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa.

As concentrações da amônia foram significativamente maiores ($p=0,001$) na estação de amostragem “impactada”, quando comparadas com os valores obtidos na estação “controle” (**Tabela 7 e Figura 14**).

Como observadas na **Figura 14** as concentrações deste composto na superfície e fundo das estações e pontos de amostragem não apresentaram grande variação, não sendo detectadas diferenças significativas entre as amostras coletadas em diferentes profundidades (**Tabela 7**).

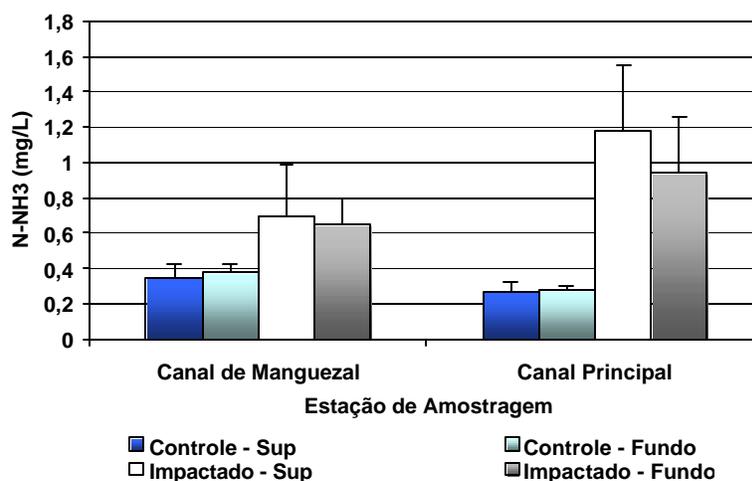


Figura 14 - Variação da concentração de amônia (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES..

5.2.6. Demanda bioquímica de oxigênio - DBO

As demandas bioquímicas de oxigênio registradas nas estações de amostragem apresentaram valor médio de 2,06 mg/L, máximo de 4,3 mg/L (“impactada”) e mínimo de 1,0 mg/L (“controle”). As amostras coletadas durante o período de maré alta apresentaram em média concentração de 1,053 mg/L, enquanto o período de maré baixa apresentou média de 1,112 mg/L. Mesmo tendo sido registradas concentrações mais elevadas nas amostras de maré baixa, quando comparadas com as amostras de maré alta, não foram observadas diferenças significativas para as concentrações de DBO entre as duas marés (**Tabela 8**).

Tabela 8- Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicadas ao parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO.

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | 0,003 |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | 0,003 |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | NS |

NS=Não Significante

Foi observada diferença significativa ($p=0,001$) da DBO entre as quatro campanhas de campo realizadas (**Tabela 8**). Porém, pode-se observar que os meses de março, maio e julho/04 apresentaram maior homogeneidade no que tange as concentrações de DBO, enquanto o mês de setembro/04 apresentou concentração discrepante, quando comparado com as demais meses onde (**Figura 15**).

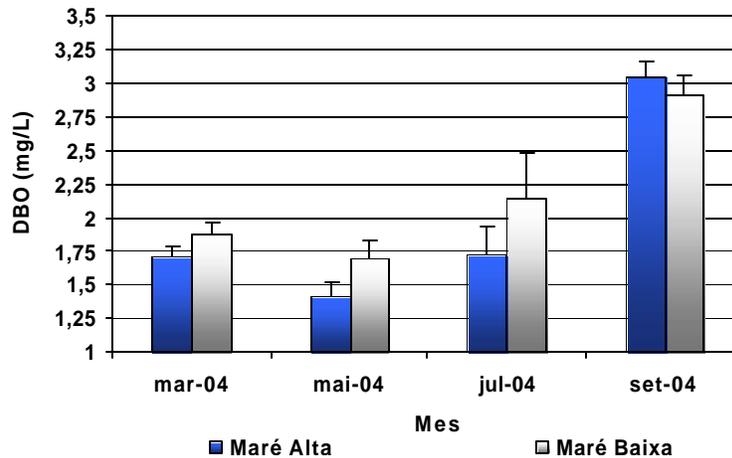


Figura 15 - Variação da concentração de DBO (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante os períodos de maré alta e maré baixa.

As concentrações da DBO foram significativamente diferentes ($P=0,003$) entre as estações amostrais, sendo maiores na estação “impactada” e menores na estação “controle”. Foram reduzidas as variações das concentrações da DBO na superfície e no fundo (**Figura 16**), não sendo constatada diferenças significativas nas concentrações dos dois extratos (**Tabela 8**). Contudo ao correlacionar as variáveis fixas, pontos de amostragem e campanhas foram constatadas diferenças significativas ($p=0,003$) nas concentrações de DBO.

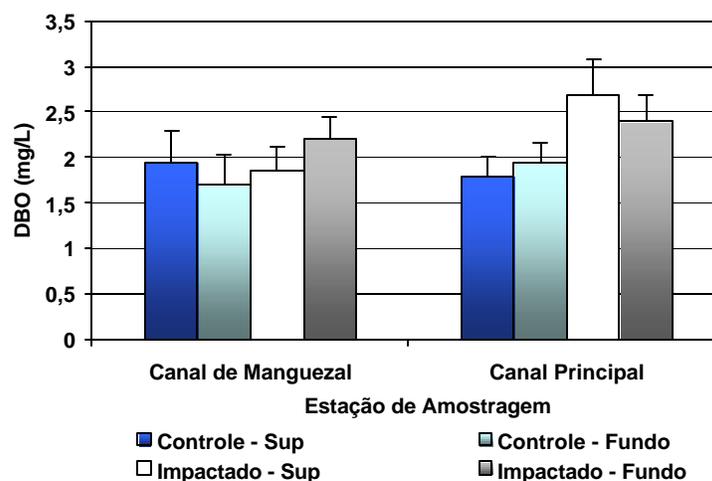


Figura 16 - Variação da concentração de DBO (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

5.2.7. Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido apresentou em média concentração maior durante o período de maré alta (4,20 mg/L) e menor no período de maré baixa (3,45 mg/L), ocorrendo diferença significativa ($p=0,037$) entre os resultados para os dois períodos de maré (**Figura 17 e Tabela 9**). Também foram significativas as diferenças entre as concentrações deste gás nas campanhas realizadas no estudo ($p=0,001$) (**Tabela 9**). .

Tabela 9 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado ao parâmetro oxigênio dissolvido

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS |
| PONTO AMOSTRAL | 0,001 |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | 0,001 |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | 0,037 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | 0,006 |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | 0,001 |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | 0,005 |

NS=Não Significativa

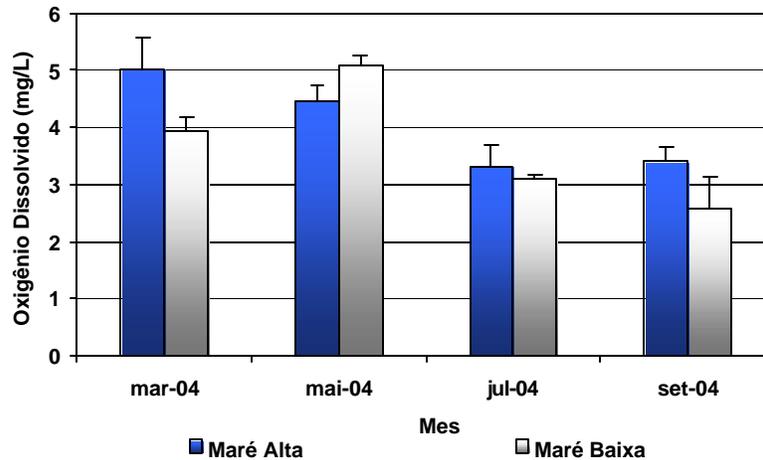


Figura 17 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES, durante o período de maré alta e maré baixa.

As concentrações de oxigênio dissolvido por ponto de amostragem (canal principal e canal de manguezal) apresentaram-se significativamente diferentes ($p=0,001$), fato que provavelmente está relacionado com processos hidrodinâmicos estabelecidos em cada área (**Tabela 10**).

Como mostrado na **Figura 18**, as amostras de superfície apresentaram concentrações de oxigênio mais elevadas em ambos os pontos amostrais, quando comparadas com as concentrações obtidas nas amostras de fundo ($p=0,001$). Entretanto, na comparação entre as concentrações mensuradas na área “controle” e “impactada”, não foram observadas diferenças significativas (**Tabela 9**).

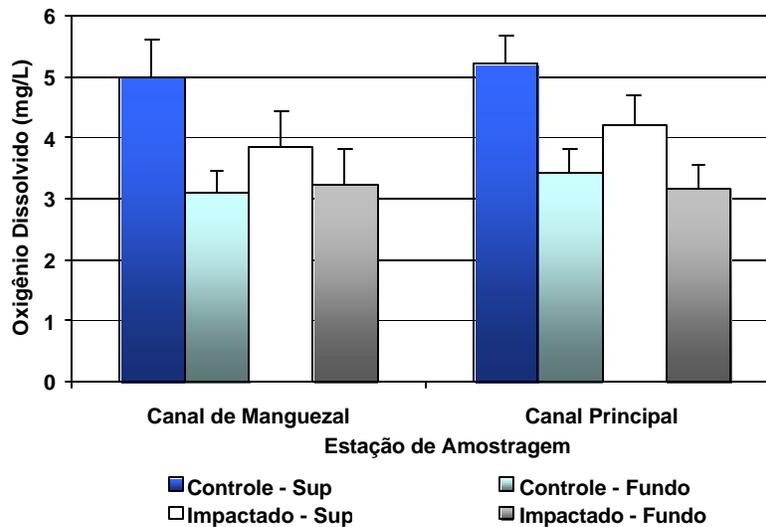


Figura 18 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido (média + e) entre as estações de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES.

A concentração de oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com a concentração da DBO registrada nas campanhas realizadas durante o experimento. Segundo SPERLING, 1996 à medida que a concentração da DBO aumenta a concentração do oxigênio dissolvido é reduzida (**Figura 19**). Este fenômeno é atribuído à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, via decomposição aeróbica, para uma forma inorgânica estável. Assim, quanto maior for o teor de matéria orgânica, maior será o consumo de oxigênio necessário para estabilizar a matéria orgânica presente na massa d'água e no sedimento. Resultado semelhante para a relação de oxigênio dissolvido com a DBO foi encontrado por KUSCHE *et, al.* (2002).

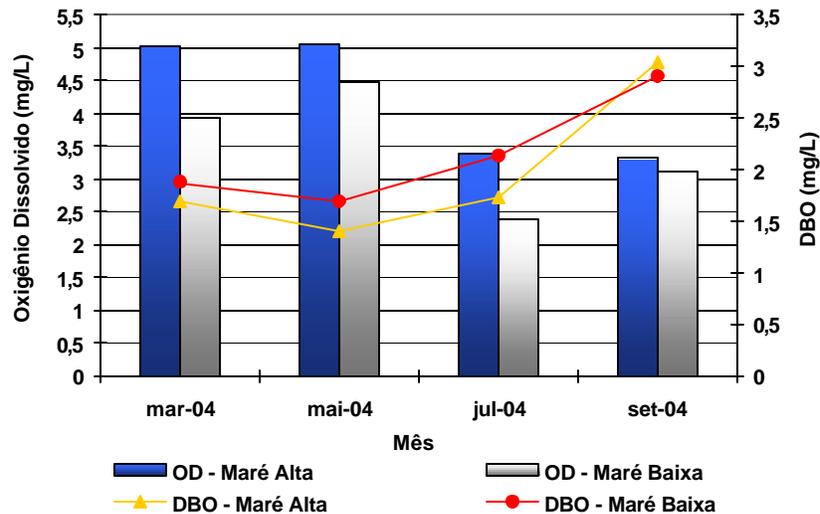


Figura 19 - Correlação da concentração de DBO (mg/L) e oxigênio dissolvido (mg/L) mensurado nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa.

5.2.8. Potencial hidrogênico - pH

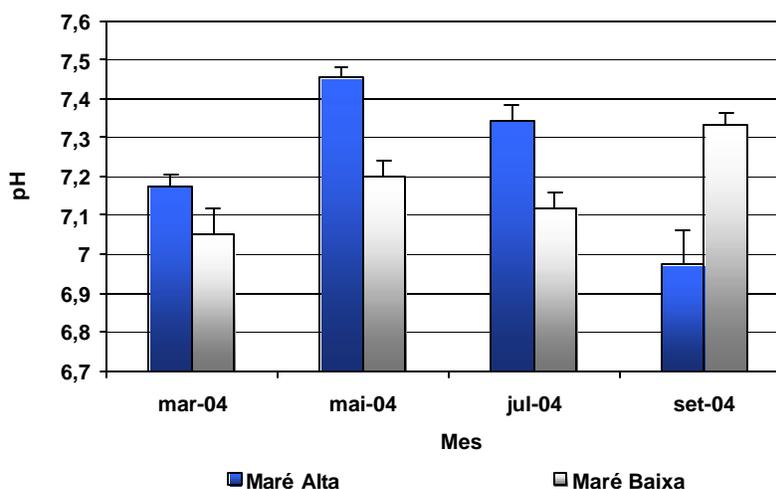
O pH mostrou-se pouco variável, com valores ligeiramente alcalinos, oscilando em março/04 entre 7,15 e 7,05, em maio/04 entre 7,45 e 7,19, em julho/04, entre 7,34 e 7,11 e setembro/04 entre 6,97 e 7,28 durante o período de maré alta e maré baixa, respectivamente (**Figura 20**). Mesmo apresentando baixa variação, foram detectadas diferenças significativas ($P=0,012$) entre as campanhas (**Tabela 10**). Estes valores são comuns em corpos d'água onde existem misturas de água doce com água salgada.

Em média, o pH registrado durante a maré alta foi de 7,2 ($\pm 0,27$), enquanto na maré baixa a média foi 7,1 ($\pm 0,20$), não sendo observadas diferenças significativas entre as duas marés (**Tabela 10**).

Tabela 10 - Resultados das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado ao parâmetro pH

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | 0,044 |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| CAMPANHA | 0,012 |
| MARE | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | 0,001 |

NS=Não Significante

**Figura 20** - Variação do pH (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa.

Como observado na **Figura 21**, os valores de pH registrados na estação de amostragem “impactada” foram inferiores aos valores da estação “controle”, sendo estes valores significativamente diferentes ($p=0,044$) (**Tabela 10**). Com relação aos valores de pH obtidos na superfície e no fundo, estes não apresentaram diferenças significativas.

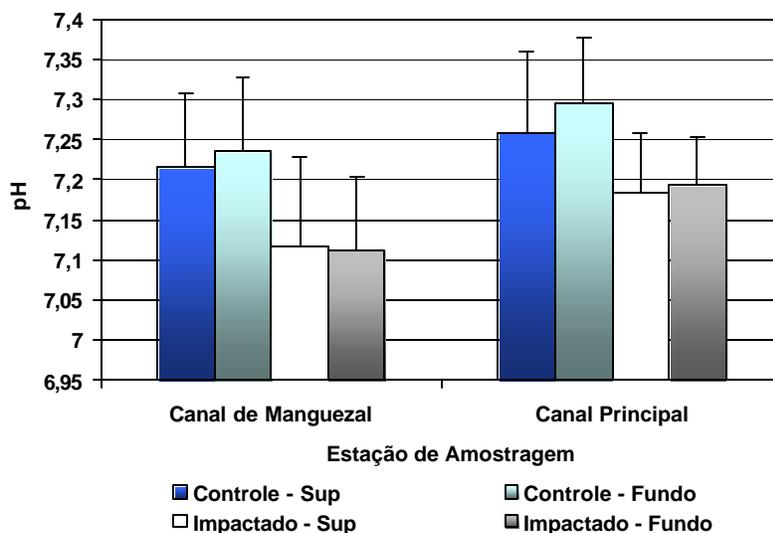


Figura 21 - Variação do pH (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES.

5.2.9. Cloretos

Os valores absolutos de cloretos mensurados no período de maré alta variaram entre 4524,62 e 15201,25 mg/L, enquanto no período de maré baixa a concentração deste composto apresentou uma redução significativa ($p=0,029$), variando entre 4184,0 e 13538,75mg/L. Foram detectadas também diferenças significativas ($p=0,001$) entre os resultados das campanhas (**Tabela 11**).

Tabela 11 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado ao parâmetro cloretos.

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | 0,001 |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | 0,029 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | 0,044 |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | 0,005 |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | NS |

NS=Não Significativa

Conforme observadas na **Figura 22**, as concentrações de cloretos apresentaram-se elevadas. No entanto este resultado pode ser considerado normal para ecossistemas costeiros, pois através da chamada intrusão da língua salina, são encontrados águas com níveis altos de cloretos.

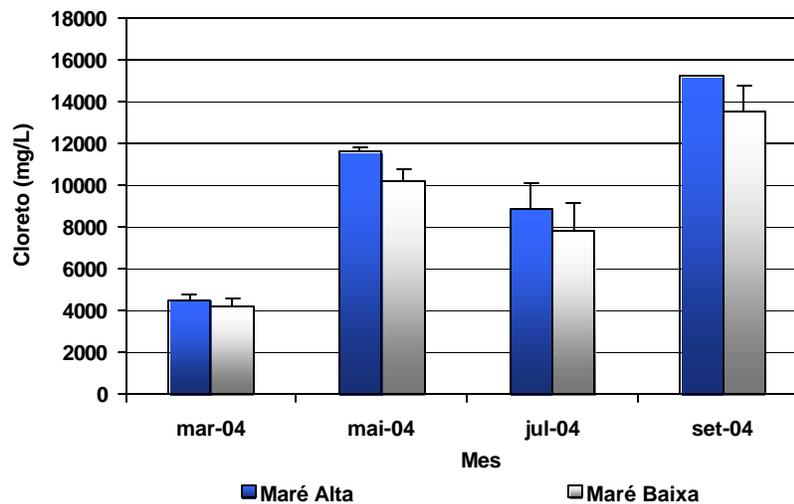


Figura 22 - Variação da concentração de Cloretos (média +e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa..

Não foram detectadas diferenças significativas nas concentrações de cloretos entre as estações e pontos de amostragem (**Tabela 11**). O mesmo resultado foi constatado para os valores de salinidade entre as estações. A **Figura 23** apresenta a variação das concentrações de Cloretos entre as estações de amostragem.

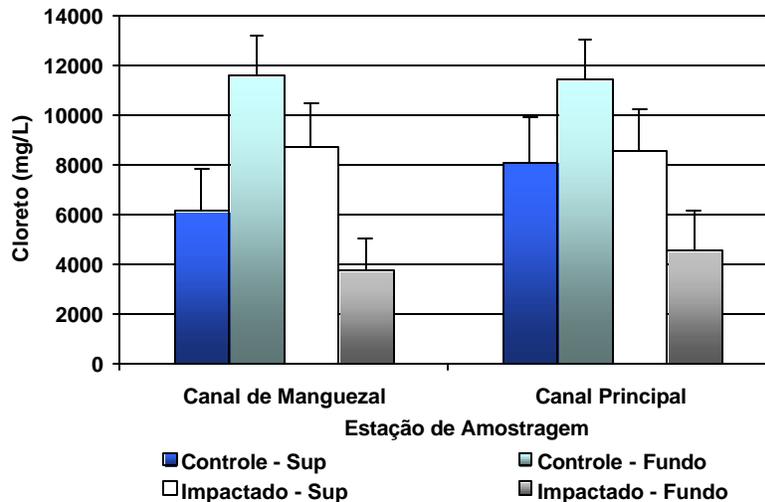


Figura 23 - Variação da concentração de Cloretos (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES.

As maiores concentrações de Cloretos foram registradas nas amostras de fundo e nas campanhas realizadas durante os períodos de maré alta (**Figura 23**). A partir destes dados pode-se evidenciar com maior clareza a influencia da salinidade sobre as concentrações de Cloretos. A **Figura 24** apresenta a relação entre as concentrações de cloretos e as salinidades registradas no estudo. Como observado, à medida que as salinidades aumentam, ocorre aumento nas concentrações de cloretos na água.

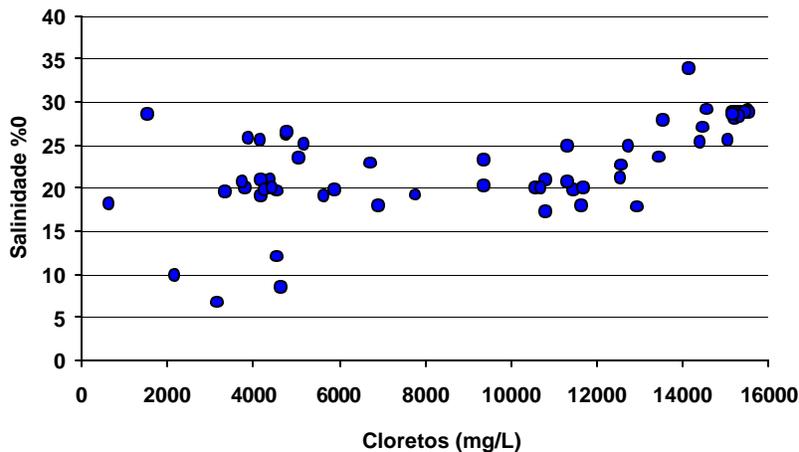


Figura 24 - Relação da concentração de cloretos com a salinidade registrada durante as campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

5.2.10. Turbidez

A turbidez registrada nas quatro campanhas de amostragem apresentou-se relativamente baixa (**Figura 25**). Porém, foi constatada diferença significativa ($p=0,001$) para este parâmetro entre as campanhas realizadas durante o experimento (**Tabela 12**).

Tabela 12 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado ao parâmetro turbidez.

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA |
|---|---------------|
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS |
| PONTO AMOSTRAL | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| CAMPANHA | 0,001 |
| MARE | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS |
| CAMPANHA * MARE | NS |

NS=Não Significativa

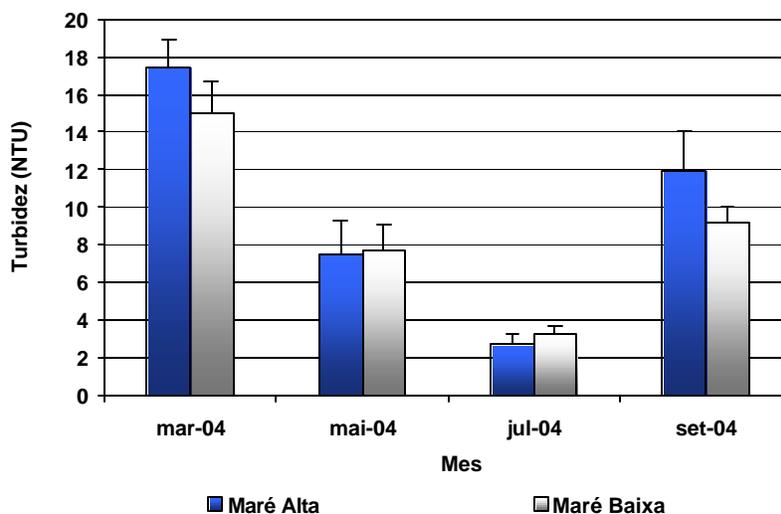


Figura 25 - Variação da turbidez (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante períodos de maré alta e maré baixa.

Como observado na **Figura 26**, a turbidez apresentou bastante homogeneidade entre amostras de água, não sendo constatadas diferenças significativas entre as estações e pontos amostrais.

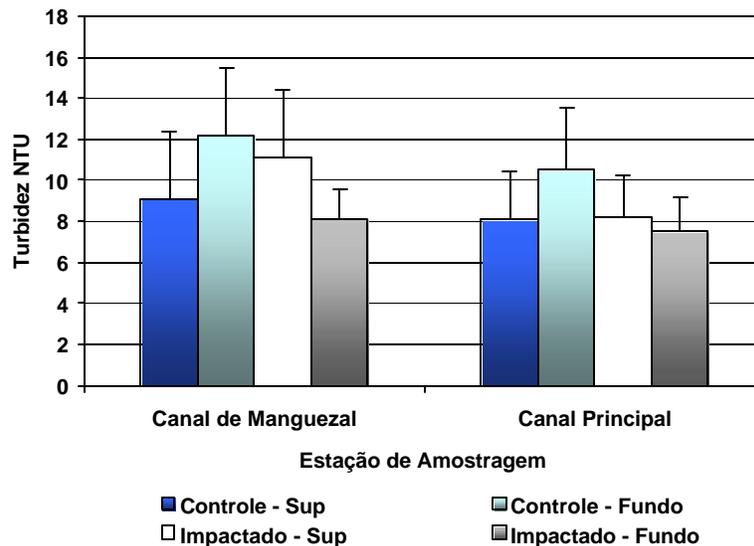


Figura 26 - Variação da concentração da Turbidez (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES.

5.2.11. Sólidos totais dissolvidos e sólidos sedimentáveis

Conforme observado na **Tabela 13** os valores de sólidos sedimentáveis e de sólidos totais dissolvidos apresentaram diferenças significativas ($P=0,001$) para amostras de superfície e fundo. Este resultado era esperado, pelo fato das massas d'água localizadas próximas ao fundo apresentarem maiores concentrações de sólidos dissolvidos (**Figura 27**), devido os processos de decantação e revolvimento do substrato. Não foram constatadas diferenças significativas para os parâmetros entre as estações e os pontos de monitoramento.

Tabela 13 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicados aos parâmetros Sólidos Totais Dissolvidos e Sólidos Sedimentáveis.

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA | |
|---|----------------------------|-----------------------|
| | SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS | SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | 0,001 | 0,001 |
| CAMPANHA | 0,001 | 0,001 |
| MARE | 0,027 | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | 0,037 | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS | 0,005 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS | 0,018 |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | 0,001 | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS | NS |
| CAMPANHA * MARE | NS | 0,001 |

NS=Não Significativa

Também foi encontrada diferença significativa ($P=0,001$) entre os resultados para as campanhas realizadas durante o estudo (**Figura 27**). Este resultado foi provavelmente influenciado pelos índices pluviométricos registrados nos períodos de execução do experimento.

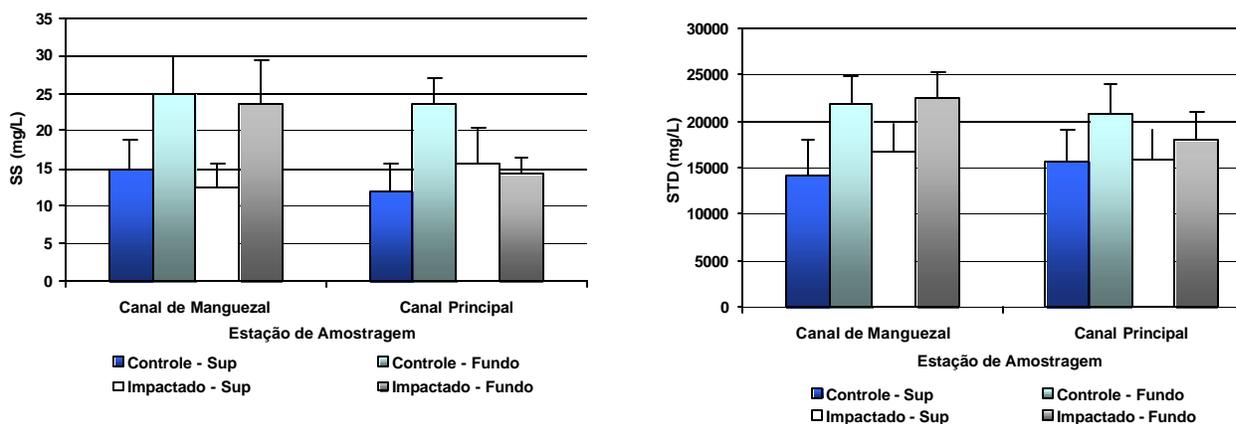


Figura 27 - Variação da concentração de Sólidos Totais Dissolvidos (média + e) e Sólidos Sedimentáveis (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

Com relação a variação em função da maré, apenas SS apresentou diferenças significativas ($p=0,037$) entre as marés, enquanto STD não foram registradas diferenças significativas (**Tabela 13**), resultado que provavelmente está relacionando com homogeneidade deste parâmetro em ambas marés (**Figura 28**).

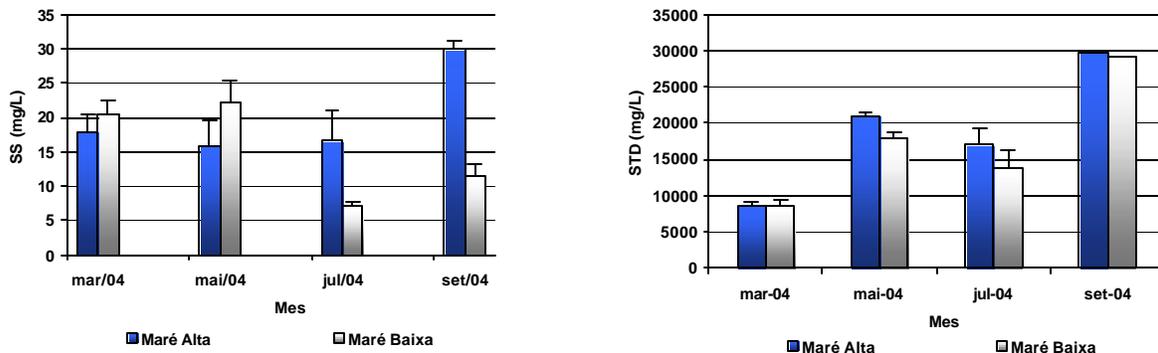


Figura 28 - Variação do SS (média + e) e STD (média + e) nas estações de amostragem localizada na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante o período de maré alta e maré baixa.

5.2.12. Coliformes Termotolerantes e Totais

Não foram constatadas diferenças significativas entre os números de coliformes termotolerantes e totais registrados durante os períodos de maré alta e baixa (**Tabela 14**). Em média, o número de coliformes termotolerantes foi de 11363 NTU durante o período de maré alta e 11647 NTU durante o período de maré baixa, enquanto que os números de coliformes totais em média foram de 13181 NTU e 14049 NTU nos períodos de maré alta e baixa, respectivamente (**Figura 29**).

Tabela 14 - Resultado das análises paramétricas de variância (ANOVAs) aplicado aos parâmetros Coliformes Termotolerantes e Totais

| VARIÁVEIS FIXAS | SIGNIFICÂNCIA | |
|---|----------------------------|-------------------|
| | COLIFORMES TERMOTOLERANTES | COLIFORMES TOTAIS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL | 0,012 | 0,039 |
| PONTO AMOSTRAL | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | 0,025 |
| CAMPANHA | 0,001 | 0,001 |
| MARE | NS | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PONTO AMOSTRAL | 0,006 | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | NS |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS | 0,046 |
| ESTAÇÃO AMOSTRAL * MARE | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * PROFUNDIDADE DE COLETA | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * CAMPANHA | NS | NS |
| PONTO AMOSTRAL * MARE | NS | NS |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * CAMPANHA | 0,003 | 0,003 |
| PROFUNDIDADE DE COLETA * MARE | NS | NS |
| CAMPANHA * MARE | 0,021 | 0,010 |

NS=Não Significante

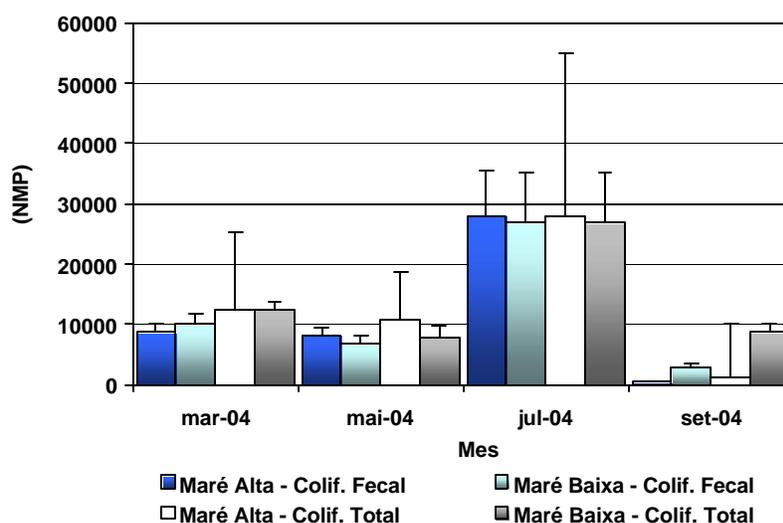


Figura 29 - Variação do número mais que provável de coliformes termotolerantes (média + e) e totais (média + e) nas campanhas realizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória - ES, durante os períodos de maré alta e maré baixa.

Também foram registradas diferenças significativas ($p=0,001$) entre os números de coliformes termotolerantes e totais das campanhas de campo. Fato que está relacionado aos valores de coliformes registrados em julho/04 (**Figura 29**). Com relação às amostras de superfície e fundo, estas apresentaram diferenças

significativas ($p=0,025$) para números de coliformes totais, não ocorrendo o mesmo com os coliformes termotolerantes (**Tabela 14**).

Mesmo tendo sido registrado um elevado número de bactérias termotolerantes em ambas as estações amostrais (“controle” e “impactada”), foi constatada diferenças significativas no números de coliformes termotolerantes ($p=0,012$) e coliformes totais ($p=0,039$) entre as estações. Na estação amostral “impactada” foram registrados os maiores números de bactérias (**Figura 30**).

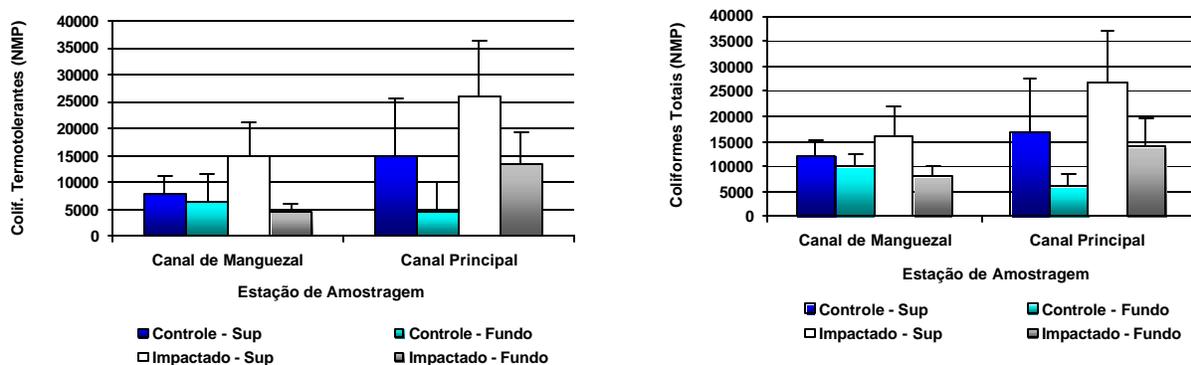


Figura 30 - Variação do número mais que provável de coliformes termotolerantes (média + e) e totais (média + e) entre as áreas de amostragem, localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

Os resultados mostram nitidamente a influencia do descarte inadequado dos efluentes sanitários na área de estudo, pelo fato de que foram observados valores elevadíssimos de coliformes termotolerantes e totais em todas as estações de amostragem. Mesmo não ocorrendo descartes pontuais de efluentes sanitários diretamente na área “controle”, esta é influenciada pelo lançamento de efluentes em outros locais do estuário.

5.3. Situação da qualidade de água registrada nas estações de monitoramento

Por meio das análises paramétricas de variância tornou-se possível verificar quais parâmetros de qualidade de água mensurados apresentaram diferenças significativas entre as estações de amostragem (**Tabela 15**).

Tabela 15 – Parâmetros de qualidade de água que apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as estações “controle” e “impactada” localizadas na área interna da Baía de Vitória – ES.

| PARÂMETROS DE QUALIDADE DE ÁGUA | SIGNIFICÂNCIA |
|---------------------------------|---------------|
| Fosfóro Total | 0,001 |
| N-NH ₃ | 0,001 |
| DBO | 0,003 |
| pH | 0,044 |
| Coliformes Termotolerantes | 0,012 |
| Coliformes Totais | 0,039 |
| Temperatura | NS |
| Nitrito | NS |
| Nitrato | NS |
| STD | NS |
| SS | NS |
| Turbidez | NS |
| Cloreto | NS |

NS - Não significativa

Com base nos dados obtidos pode-se constatar que a área denominada como “impactada” apresentou concentração de fósforo total, amônia, DBO e número de coliformes termotolerantes e totais mais elevados, quando comparado como os valores registrados na estação “controle”. Cabe ainda ressaltar que os menores valores de pH foram mensurados na área “impactada”. Um dos fatores que podem contribuir na redução do valor de pH está associada a liberação do gases H₂S proveniente de processos de decomposição anearóbica.

Estes resultados evidenciam a influencia do descarte de esgoto sanitário na área “impactada”, já que estes efluentes apresentam em sua composição altos números de bactérias termotolerantes, oriundas das fezes humanas, além de elevadas concentrações de matéria orgânica (rica em compostos fosfatados e nitrogenados), a qual contribui significativamente no aumento do consumo do oxigênio utilizado nos processos decomposição.

Com relação aos aspectos legais, segundo o Art. 22º da Resolução CONAMA 357/05, pode-se constatar que na área “impactada” as concentrações de fósforo total, amônia, oxigênio (amostra de fundo) apresentaram concentrações acima dos limites estabelecidos pela Resolução. Enquanto na estação “controle” somente as concentrações de oxigênio dissolvido (amostras de fundo) permaneceram acima do limite preconizado para água salobra classe 2.

5.4. Determinação das áreas “controle” e “impactada” do estudo

Por meio das ANOVAs foi possível verificar o nível de significância entre as diferenças existentes nas concentrações dos parâmetros de qualidade de água analisado nas estações de amostragem. Contudo, estas diferenças não são suficientes para determinar as áreas “controle” e “impactada”. Desta maneira tornou-se necessário a utilização da análise de regressão logarítmica, no intuito de verificar quais dos parâmetros monitorados poderiam ser utilizados como *variáveis* – *chave* na determinação destas áreas. O modelo gerado pela regressão logarítmica que apresentou maior percentual de acerto entre as amostras observadas e previstas nas áreas “controle” e “impactada” (**Tabela 16**).

Tabela 16 – Modelo gerado através da análise de regressão logística sobre os parâmetros de qualidade de água monitorados durante o estudo nas duas estações de amostragem.

| | K quadrado | grau de liberdade | | |
|--------|------------|-------------------|--|-------|
| Modelo | 18,077 | 1 | | ,0000 |
| Bloco | 18,077 | 1 | | ,0000 |
| Etapa | 18,077 | 1 | | ,0000 |

A tabela de classificação para a Estação de Monitoramento, o valor do corte é 0,50.

| Observado | | Previsto | Impactado | | | Controle | | | Percentual de Acerto |
|--------------|---|----------|-----------|---|----|----------|---|--------|----------------------|
| | | | I | | | C | | | |
| | | | I | I | I | I | I | I | |
| Impactado | I | I | 20 | I | 12 | I | | 62,50% | |
| Controle | C | I | 5 | I | 27 | I | | 84,38% | |
| Geral | | | | | | | | 73,44% | |

----- Variáveis da Equação -----

| Variável | B | S.E. | Wald | Grau de Liberdade | Significância |
|-------------------|---------|--------|--------|-------------------|---------------|
| N-NH ₃ | -5,4098 | 1,7349 | 9,7230 | 1 | 0,0018 |
| Constant | 1,9795 | ,6377 | 9,6355 | 1 | 0,0019 |

Conforme observado na **Tabela 16**, o parâmetro N-NH₃ foi o que gerou o melhor modelo na identificação das estações “controle” e “impactada” na área onde foi realizado o experimento. No geral, o modelo gerado apresentou 73,44% de chance em identificar estações “controle” e “impactadas”, utilizando apenas a variável amônia. Também pode ser constatado que o modelo gerado apresentou-se mais eficiente em identificar áreas “controle” com 84,38% de confiabilidade, ou seja, em 32 amostragens realizadas na estação “controle” o modelo reconheceu 27 como “controle” e 5 como “impactada”. Para reconhecimento de áreas “impactadas”, este apresentou-se menos eficiente, com apenas 62,50% de confiabilidade.

O fato do modelo ter apresentado maior confiabilidade em identificar área “controle”, deve-se provavelmente à menor oscilação da N-NH₃ nesta área, já que

a área considerada “impactada” apresentou a maior variação deste parâmetro, devido ao fato de ser local de descarte direto de efluentes sanitários, os quais apresentam concentrações elevadas de compostos nitrogenados, como é o caso da amônia.

Dentre os compostos nitrogenados (N-NO_2 e N-NO_3) monitorados no experimento, a amônia foi o composto que melhor identificou as áreas, provavelmente por estar relacionado com os processos de decomposição do nitrogênio orgânico. Em média, os valores de N-NH_3 mantiveram-se mais elevados do que os de N-NO_2 e N-NO_3 durante todas as campanhas de campo realizadas (**Figura 31**).

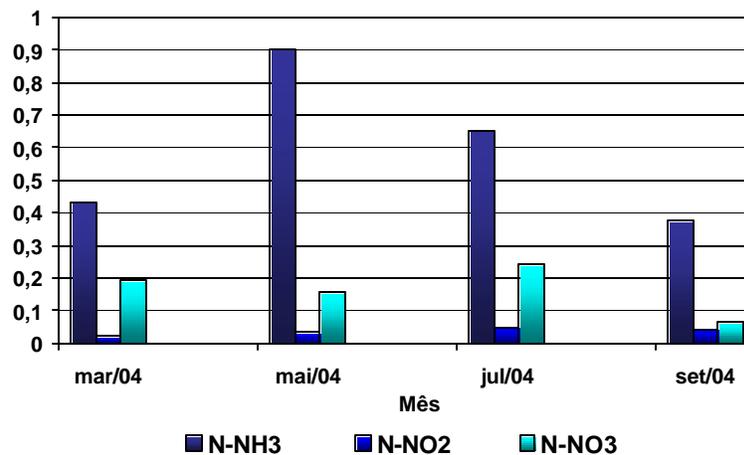


Figura 31 – Variação da concentração de N-NH_3 , N-NO_2 e N-NO_3 nas campanhas de campo realizadas na Região da Área Interna do Estuário da Baía de Vitória – ES.

Devido à influência da maré em áreas estuarinas, a estação de amostragem que recebe lançamento contínuo de efluentes sanitários apresentou grande variação na concentração deste parâmetro, em função da diluição dos constituintes durante períodos de maré alta (**Figura 32**). Desta maneira pode-se inferir que um dos fatores que levaram o modelo ter apresentado maior confiabilidade em identificar área “controle”, deve-se provavelmente à menor oscilação de N-NH_3 nesta área, já que nesta região não foram detectados lançamentos pontuais de efluentes sanitários os quais contribuí significativamente para o aumento deste composto nos corpos d’água.

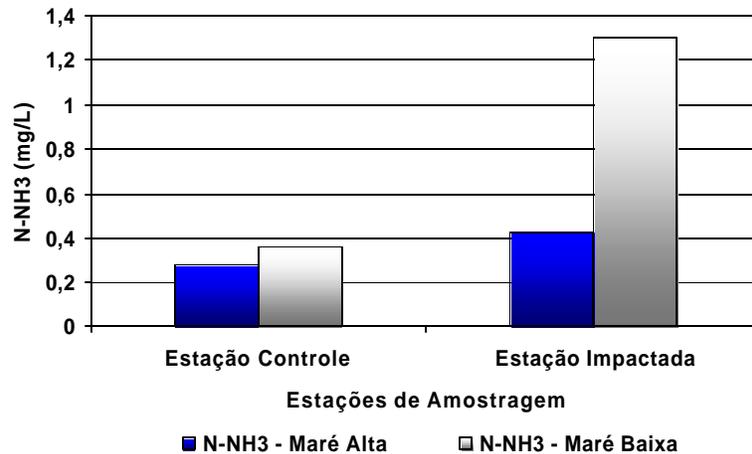


Figura 32 – Variação da concentração de N-NH₃ registrada nas estações de amostragem, nos períodos de maré alta e baixa na Região da Área Interna do Estuário da Baía de Vitória – ES.

5.5. Estrutura da comunidade de peixes

5.5.1. Composição

Durante as campanhas realizadas nas áreas de amostragem do estudo foram capturados 779 exemplares, sendo estes representados por 26 taxa. Porém, devido a problemas operacionais com a arte de pesca utilizada no experimento, não foi possível à realização da amostragem prevista para março/2004 durante o período de maré baixa. No intuito de manter a padronização preconizada na metodologia do estudo, optou-se pela utilização os dados das campanhas realizadas em maio, julho e setembro/2004 como base de dados para descrição da a estrutura da comunidade de peixes, bem como da sua variação em função de variáveis fixas, tais como estação de monitoramento e período da maré. Desta maneira, dos 779 indivíduos coletados inicialmente restaram apenas 426, os quais perfizeram um total 25 taxa (**Tabela 18**). A espécie que apresentou o maior número de exemplares, *Spherooides testudineus*, representou aproximadamente 16 % do total dos indivíduos coletados.

Os taxa *Anchoviella lepidentostole*, *Diapterus auratus*, *Eucinostomus gula*, *Achirus lineatus* e *Lutjanus jocu* representaram 13,15%, 11,3%, 8,4%, 8,2% e 6,5% respectivamente, enquanto as demais espécies contribuíram com menos de 5%, cada uma, sobre o total de peixes capturados (**Figura 33**).

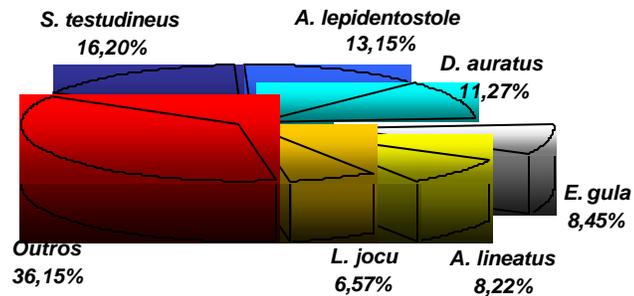


Figura 33 – Percentual de importância numérica das espécies mais abundantes registradas no estudo realizado no interior da Baía de Vitória – ES.

São apresentados na **Tabela 17**, registros fotográficos (Fonte- www.fishbase.org) e informações gerais (FIGUEIREDO & MENEZES (1980, 1999, 2000), MENEZES & FIGUEIREDO (1980, 1985), sobre a biologia das espécies registradas no experimento.

Tabela 17 - Registros fotográficos e informações gerais sobre a biologia das espécies registradas durante o expeimento realizado na área interna da Baía de Viória – ES, nos meses de março, maio, junho e setembro 2003).

Achirus lineatus (Linnaeus, 1758)
Nome vulgar- Linguado



Foto- Martins, L.A

Corpo ovalado, escuro, salpicado por numerosas manchas negras arredondadas de tamanho variados, as maiores situadas nas nadadeiras dorsal, anal e caudal, cerca de 10 linhas escuras irregulares estendem-se transversalmente desde o focinho até a base da nadadeira caudal. O maior exemplar da coleção mede 17,5 cm. Muito comum em todo o litoral brasileiro. Vive em áreas estuarinas, mas também ocorre com frequência no ambiente marinho, tendo sido coletado até cerca de 20 m de profundidade no litoral sudeste. Estende-se da Flórida ao norte da Argentina.

Achirus declivis (Chabanaud, 1940)
Nome vulgar- Linguado

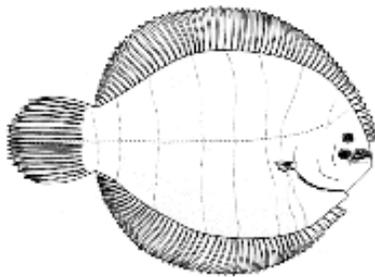


Foto- Martins, L.A

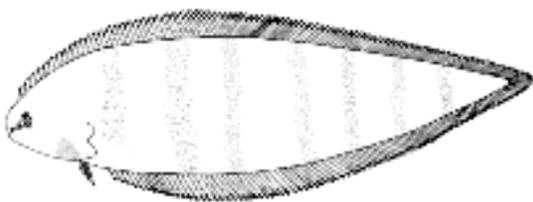
Corpo ovalado. Olho comparativamente pequeno, aproximadamente igual ao espaço interorbital, contido 2,5-3,0 vezes no comprimento do focinho e 8-10 vezes no comprimento da cabeça. Coloração geral marrom a marrom escura que se estende às nadadeiras dorsal e anal; cerca de 12 linhas escuras dispostas transversalmente desde o focinho até a base da nadadeira caudal; sem manchas negras arredondadas distintas no corpo. O maior exemplar examinado mede 17,5 cm de comprimento. É encontrada mais comumente em regiões estuarinas. Distribui-se da Flórida (EE. UU.) até Santa Catarina.

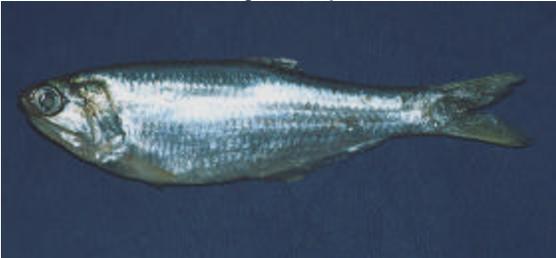
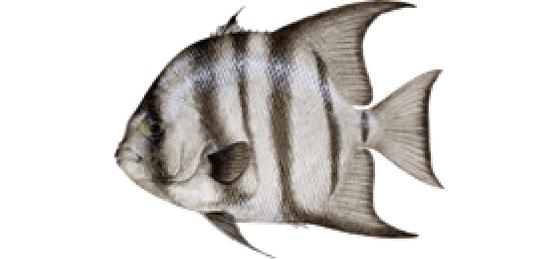
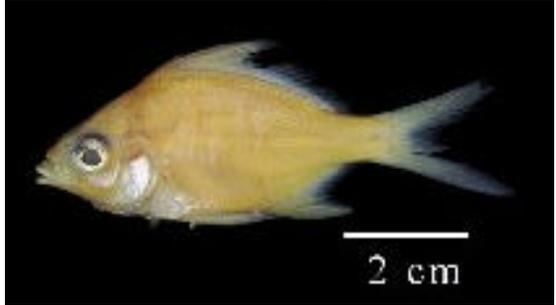
Genidens genidens (Cuvier, 1829)
Nome vulgar- Bagre - urutu



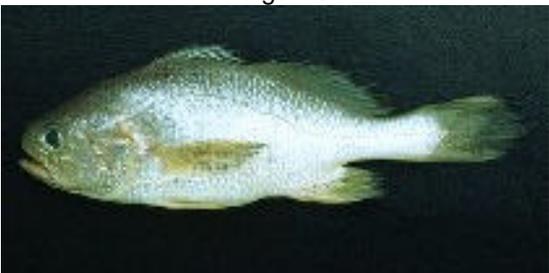
Foto- FAO

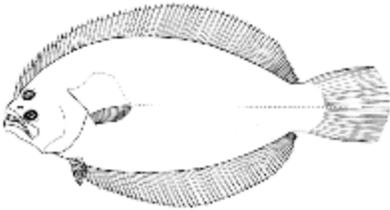
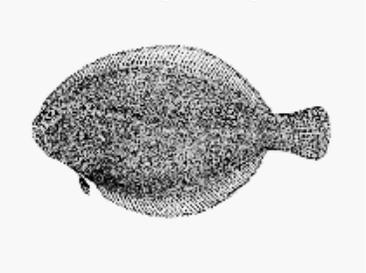
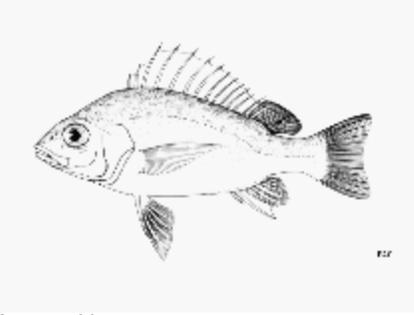
Difere de todos os outros bagres por possuir os dentes palatinos situados em duas protuberâncias carnosas, uma de cada lado do palato. Estes dentes são pouco desenvolvidos e aciculares, reunidos em pequenos grupos de projeções carnosas/ Corpo superiormente escuro, tornando-se mais claro nos lados e na região ventral. Nadadeiras enegrecidas. Em um dos bagres mais comuns do litoral brasileiro, aparecendo em grande número nos estuários e lagoas costeiras. O maior exemplar da coleção mede 35 cm de comprimento.

| ESPÉCIE | INFORMAÇÕES GERAIS |
|--|--|
| <p data-bbox="280 239 716 300"><i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860) Nome vulgar- Robalo</p>  <p data-bbox="224 583 383 604">Foto- Krumme, V</p> | <p data-bbox="808 239 1421 573">Corpo mais alongado, menos escuro na parte dorsal e linha lateral menos pigmentada que em <i>C. undecimalis</i>. Extremamente da nadadeira pélvica geralmente atingindo e mesmo ultrapassando a origem do ânus. Nadadeiras dorsais, caudal e parte anterior da anal enegrecidas; peitorais e pélvicas claras, com vestígios de pigmentação escura. De porte menor que <i>C. undecimalis</i>, os maiores exemplares alcançam 60 cm de comprimento, tamanho do maior exemplar examinado. Ocorre da Flórida ao sul do Brasil.</p> |
| <p data-bbox="272 611 732 672"><i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) Nome vulgar- Tilápia</p>  <p data-bbox="220 1094 480 1115">Foto- www. wordfish.center</p> | <p data-bbox="808 611 1421 1186">O grupo das tilápias representa um conjunto de espécies exóticas, abundantes e melhor adaptadas aos corpos de água no País. São originárias da África e pertencem à grande família dos ciclídeos, como os acarás, tucunarés e joaninhas. Da mesma forma que o acará, as tilápias apresentam os primeiros raios das nadadeiras dorsal, pélvicas e anal transformados em espinhos defensivos, os quais os pescadores devem prestar especial atenção. Sua alimentação é extremamente diversificada, e conseqüentemente, seu impacto deve ser muito alto nas comunidades de peixes nativos, embora ainda não existam estudos a esse respeito. Devido à sua grande adaptabilidade, têm alto potencial de colonização de novos ambientes, e medidas preventivas para sua propagação devem ser consideradas como condicionantes para sua produção.</p> |
| <p data-bbox="224 1192 776 1253"><i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824) Nome vulgar- Linguado</p>  <p data-bbox="220 1507 415 1528">Foto- Figueredo, J.L</p> | <p data-bbox="808 1192 1421 1499">Exemplares apresentam faixas transversais escuras do tronco (5-9) são mais largas e bem evidentes e, na margem posterior inferior do opérculo, aparece um mancha negra nítida, ausente em <i>S. Plasusia</i>. O maior exemplar mede 20,5 cm. Ocorre em águas estuarinas, baías e enseadas, tendo sido encontrada no sudeste do Brasil em até 32m de profundidade. No sul parece ocorrer apenas em profundidade inferior a 10 m. Distribui-se do Caribe até o Uruguai.</p> |
| <p data-bbox="280 1535 724 1596"><i>Ciclichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758) Nome vulgar- Baíacu Espinho</p>  | <p data-bbox="808 1535 1421 1934">Parte superior do corpo acinzentada quase uniforme, às vezes com máculas claras que entretanto estas manchas claras situam-se dorsalmente entre os espinhos, mas na parte ventral são mais conspícuas, circundam a base dos espinhos e contrastam com o colorido geral mais escuro dessa região; três manchas negras na parte dorso-lateral do corpo, mais ou menos circundadas por halos claros às vezes bem evidentes. O maior exemplar examinado mede 25cm de comprimento. É encontrado desde águas estuarinas até 190 m de profundidade, sendo comum na costa sudeste brasileira.</p> |

| ESPÉCIE | INFORMAÇÕES GERAIS |
|--|--|
| <p><i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911) Nome Vulgar- Majunbinha</p>  <p>Foto- Krumme, V</p> | <p>Faixa lateral prateada no corpo muito nítida e larga. O maior exemplar examinado mede 13 cm de comprimento. É capturada em grandes quantidades durante os meses quentes, na região do rio Ribeira de Iguape, no Estado de São Paulo. Atualmente é a única espécie da família de importância comercial no sudeste do brasileiro. Ocorre das Guianas ao Estado do Paraná.</p> |
| <p><i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839) Nome vulgar- Majunbinha</p>  <p>Foto- Krumme, V</p> | <p>Difere de <i>Cetengraulis edentulus</i> pela posição mais anterior da nadadeira anal, originada sob a metade da base da nadadeira dorsal. Nadadeira anal mais longa, com 30-35 raios. O maxilar deixa de atingir a borda do opérculo por uma distância igual ao diâmetro da pupila. Rastros longos e numerosos. Jovens com faixa lateral prateada no corpo, expandindo-se para baixo durante o crescimento. Atinge 21 cm de comprimento. Prefere águas salobras. Ocorre no Caribe e do Paraná ao Estado de São Paulo, onde parece ser rara.</p> |
| <p><i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782) Nome vulgar- Parú Branco</p>  | <p>Ocorre em águas costeiras, às vezes em pequena profundidade. Costumam formar cardumes de muitos indivíduos em regiões de pedras e recifes de coral. Juvenis em fase de coloração negra são encontradas em águas rasas do mangue e áreas estuarinas com postura inclinada ou mesmo horizontal, lembrando pequenas folhas e outras partes vegetais. Alimenta-se de uma grande variedade de invertebrados marinhos. Atinge até 90 cm. No Atlântico ocidental distribui-se da Nova Inglaterra ao sul do Brasil (Rio Grande do Sul).</p> |
| <p><i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842) Nome vulgar-</p>  <p>Foto- Duarte, L.O</p> | <p>Prateado escuro superiormente, mais claro inferiormente. Nadadeiras peitorais claras, dorsal anterior com a margem superior enegrecida, demais nadadeiras com pigmentação escura esparsa. Jovens com traços escuros aos lados do corpo. Muito comum em estuários e mesmo rio acima. A desova parece ocorrer nas partes mais fundas das áreas de distribuição da espécie e os jovens se desenvolvem em águas rasas, junto a praias e canais de mangue. Alimentam-se de algas e pequenos invertebrados. Cresce até cerca de 35 cm. O exemplar de maior tamanho da coleção mede 19,7 cm.</p> |

| ESPÉCIE | INFORMAÇÕES GERAIS |
|--|--|
| <p data-bbox="293 239 708 302"><i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1828) Nome vulgar- Carapeba</p>  <p data-bbox="224 632 399 653">Foto- Duarte, L.O</p> | <p data-bbox="808 239 1406 632">Prateado escuro superiormente, mais claro inferiormente. Nadadeiras peitorais claras, dorsal anterior com a margem superior enegrecida, demais nadadeiras com pigmentação escura esparsa. Jovens com traços escuros aos lados do corpo. Muito comum em estuários e mesmo rio acima. A desova parece ocorrer nas partes mais fundas das áreas de distribuição da espécie e os jovens se desenvolvem em água rasas, junto a praias e canais de mangue. Alimentam-se de algas e pequenos invertebrados. Cresce até cerca de 35 cm. O exemplar de maior tamanho da coleção mede 19,7 cm.</p> |
| <p data-bbox="212 659 737 722"><i>Eucinostomus gula</i> ((Quoy & Gaimard, 1824) Nome vulgar- Carapicu</p>  <p data-bbox="212 961 388 982">Foto- Duarte, L.O</p> | <p data-bbox="808 659 1406 982">Corpo relativamente mais alto do que nas demais espécies do gênero. Nadadeiras ímpares mais ou menos escuras, pélvicas e peitorais claras. Jovens com manchas e faixas diagonais escuras nos lados do corpo. Comuns em águas estuarinas, os adultos são encontrados mais frequentemente em água salgada de pouca profundidade, nas praias arenosas. O alimento consiste principalmente de pequenos crustáceos, moluscos e algas. Atinge 25 cm. O maior exemplar examinado mede 23,8 cm. Ocorre da Nova Inglaterra até a Argentina.</p> |
| <p data-bbox="224 1031 777 1094"><i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855) Nome vulgar- Carapicu</p>  <p data-bbox="224 1377 399 1398">Foto- Duarte, L.O</p> | <p data-bbox="808 1031 1406 1402">Nadadeiras peitorais, pélvicas e peitorais claras, com alguma pigmentação escura; caudal e dorsal mais escuras, a segunda com a extremidade superior da parte espinhosa enegrecida. Jovens com manchas e barras diagonais difusas na parte superior do corpo. Alimenta-se de pequenos invertebrados e algas e alcança cerca de 30 cm. O maior exemplar encontrado na coleção mede 28 cm. É a espécie de <i>Eucinostomus</i> mais comum do litoral brasileiro, aparecendo em grande número em águas raras de praias arenosas e lagoas costeiras de água salobra. Frequente em arrastos de praia. Encontrada no Pacífico leste e no Atlântico. No Atlântico ocidental, estende-se de New Jersey ao sul do Brasil</p> |
| <p data-bbox="240 1493 761 1556"><i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863) Nome vulgar- Carapicu</p>  <p data-bbox="224 1787 388 1808">Foto- Freitas, R</p> | <p data-bbox="808 1493 1406 1816">Parte superior do corpo mais escura. Nadadeiras pélvicas claras, as demais com pigmentos escuros esparsos. Exemplos jovens com manchas e estrias escuras verticais difusas nos lados do corpo, que desaparecem com o crescimento. Relativamente comum no litoral brasileiro, sendo frequentemente encontrada junto com <i>E. Argenteus</i>, porém menos abundante. O maior exemplar examinado mede 22,2 cm. Ocorre da Louisiana, Estados Unidos, ao sul do Brasil (Rio Grande do Sul).</p> |

| ESPÉCIE | INFORMAÇÕES GERAIS |
|---|--|
| <p data-bbox="321 296 675 352"><i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828) Nome vulgar- Vermelho</p>  <p data-bbox="224 621 402 646">Foto- Baumneir, E.</p> | <p data-bbox="808 296 1414 659">Corpo prateado, mais escuro superiormente, com tonalidades avermelhadas inferiormente. Uma estria azulada irregular (escura em álcool) da parte média do maxilar até a margem inferior do olho. Uma mancha arredondada acima da linha lateral, abaixo dos primeiros raios da dorsal. Nadadeiras avermelhadas, principalmente as pélvicas, anal e lobo inferior da caudal. Alimentação consiste principalmente de crustáceos, moluscos e peixes. Alcançam até cerca de 80 cm. O maior exemplar da coleção mede 35 cm. Ocorre deste Massachusetts até o sudeste do Brasil.</p> |
| <p data-bbox="261 665 737 722"><i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801) Nome vulgar- Vermelho</p>  <p data-bbox="224 1062 386 1087">Foto- Krumme, V</p> | <p data-bbox="808 665 1414 1062">Curvatura superior do corpo mais acentuado que a inferior. Focinho cônico e pontudo. Uma faixa clara aproximadamente triangular, abaixo do olho. Corpo marrom escuro superiormente e avermelhado, inferiormente. Os exemplares pequenos são freqüentemente encontrados em águas rasas de baías, lagoas estuarinas e fundos rochosos e coralinos da zona entre – maré. Os maiores ocorrem em águas de maior profundidade. Atinge cerca de 70 cm de comprimento. Alimenta-se principalmente de peixes e invertebrados de fundo. Distribui-se da Nova Inglaterra (Canadá) ao sudeste do Brasil.</p> |
| <p data-bbox="315 1094 683 1150"><i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836) Nome vulgar- Tainha</p>  <p data-bbox="211 1423 402 1449">Foto- Fonseca, R.F</p> | <p data-bbox="808 1094 1414 1486">O corpo é escuro superiormente, prateado nos lados e inferiormente e percorrido por estrias longitudinais escuras aproximadamente paralelas, que passam pelo centro das escamas. As nadadeiras pélvicas são pálidas ou fracamente amareladas e as demais possuem pigmentação escura, principalmente a segunda dorsal e a caudal. A base da nadadeira peitoral possui uma mancha negra, mais intensamente pigmentada no lado interno desta nadadeira. Alcança até 1 m de comprimento e 7 a 8 kg de peso. Ocorre no Atlântico ocidental, das Bermudas no Rio de Janeiro e esporadicamente mais ao sul.</p> |
| <p data-bbox="315 1493 688 1549"><i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889) Nome vulgar- Curvina</p>  <p data-bbox="224 1827 386 1852">Foto- Krumme, V</p> | <p data-bbox="808 1493 1414 1827">Corpo amarelo-acinzentado, mais escuro na parte dorsal; nadadeira dorsal anterior com o terço superior escuro, demais nadadeiras claras a amareladas, com as partes terminais escuras. Encontrada em águas litorâneas, sobre fundos de areia ou lama, principalmente em regiões estuarinas, onde é abundante. O alimento consiste principalmente de crustáceos diversos. É abundante nos arrastos da pesca comercial, mas tem pouco valor no mercado. Ocorre da Colômbia ao sul do Brasil.</p> |

| ESPÉCIE | INFORMAÇÕES GERAIS |
|--|--|
| <p data-bbox="228 226 792 285"><i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792) Nome vulgar- Sargento</p>  <p data-bbox="237 642 407 667">Foto- Flescher, D</p> | <p data-bbox="821 226 1422 527">Corpo prateado, com 6 a 7 faixas verticais escuras conspícuas, a primeira anterior a origem da nadadeira dorsal, a última sobre o pedúnculo caudal e as intermediárias sob a nadadeira dorsal. Vive em águas litorâneas de pouca profundidade e penetra em áreas estuarinas, onde exemplares jovens são frequentemente encontrados. Alcança cerca de 75 cm. O maior exemplar examinado mede 41 cm. Alimenta-se principalmente de moluscos e crustáceos.</p> |
| <p data-bbox="272 678 751 737"><i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1840) Nome vulgar- Linguado</p>  <p data-bbox="237 982 431 1014">Foto- Figueredo, J.L</p> | <p data-bbox="821 678 1422 978">Nadadeiras com manchas escuras arredondadas, pouco evidentes, as das bases das nadadeiras dorsal e anal maiores que as demais; nadadeira peitoral com faixas escuras transversais curvas. O maior exemplar que examinamos mede cerca de 30 cm de comprimento. Os poucos indivíduos da coleção provêm de águas rasas de baías e estuários. A espécie é conhecida até o momento desde São Luiz do Maranhão, MA, até a Baía de Ilha Grande, RJ.</p> |
| <p data-bbox="297 1024 732 1083"><i>Citharichthys arenaceus</i> (Everman & Marsh, 1902) Nome vulgar- Linguado</p>  <p data-bbox="237 1381 407 1413">Foto- Afscus, N.A</p> | <p data-bbox="821 1024 1422 1381">Nadadeira dorsal iniciando-se mais próximo do orifício nasal anterior que do posterior. Extremidade posterior do maxilar localizada aproximadamente sob a pupila de olho inferior. Perfil superior da cabeça convexo, com um entalhe pronunciado em frente ao olho superior. Nadadeiras com pequenas manchas marrons espalhadas; manchas maiores das nadadeiras dorsal e anal regularmente espaçada. Alcança pelo menos 15 cm de comprimento. Vive em águas rasas. Distribui-se das Antilhas e Colômbia até a costa do Estado do Paraná.</p> |
| <p data-bbox="313 1413 711 1472"><i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1828) Nome vulgar- Corcoroca</p>  <p data-bbox="237 1822 399 1843">Foto- Krumme, V</p> | <p data-bbox="821 1413 1422 1780">Corpo escuro apenas um pouco mais claro ventralmente. Estrias longitudinais escuras indistintas nos lados do corpo, a da parte média um pouco mais evidente. Aparece em águas costeiras, mais comumente perto da desembocadura de rios. É encontrada também em lagoas estuarinas e mesmo em água doce. Alimenta-se de pequenos crustáceos e pequenos peixes. Cresce até aproximadamente 30 cm, mas o maior exemplar examinado mediu 21,5 cm. Não tem valor comercial. Ocorre da Florida, Estados Unidos, ao sudeste do Brasil.</p> |

| ESPÉCIE | INFORMAÇÕES GERAIS |
|---|---|
| <p data-bbox="261 268 760 296"><i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)</p> <p data-bbox="386 300 634 327">Nome vulgar- Baíacu</p>  <p data-bbox="237 625 467 653">Foto- Gasparini, J.L</p> | <p data-bbox="820 268 1424 659">São características diagnosticadas desta espécie; lateralmente aparecem manchas negras arredondadas de tamanhos variados e geralmente existe uma ou duas estrias brancas transversais na região interorbital, nadadeira caudal escura distalmente, clara anteriormente, com uma estria escura indistinta na parte basal; demais nadadeiras claras. Alcança um comprimento máximo de aproximadamente 25 cm. Vive em baías e estuários, chegando a penetrar em água doce e é, talvez, a espécie de Baíacu mais comum do litoral brasileiro. Distribui-se de Nova Jersey até o Estado de Santa Catarina.</p> |
| <p data-bbox="310 701 711 728"><i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)</p> <p data-bbox="412 732 609 760">Nome- Cabrinha</p>  <p data-bbox="224 1058 383 1085">Foto- Martins, I.A</p> | <p data-bbox="820 701 1424 1062">Corpo castanho – claro na parte dorsal, tornando-se claro inferiormente; manchas escuras arredondadas presentes principalmente nas partes dorsal e lateral superior do corpo; Muito comum em todo litoral brasileiro, encontrada em fundos de areia, lama e também em poças de maré e perto de áreas estuarinas. Alimenta-se de crustáceos em geral e pequenos peixes. O maior exemplar com 33 cm de comprimento. Ocorre no Atlântico ocidental, da América Central (Belize) à Argentina. Nas costas do Brasil foi coletada desde Recife, PE até o Rio Grande do Sul.</p> |

5.5.1.1 Distribuição quantitativa das espécies

Dentre os 25 taxa registrados durante o experimento, 13 foram comuns em ambas as estações de amostragem. Foram contabilizados 199 exemplares na estação controle, representados por 20 taxa, enquanto na estação “impactada” o número de exemplares quantificados foi igual a 277, perfazendo um total de 18 taxa (**Tabela 18**).

Tabela 18 - Inventário dos taxa identificados e os respectivos números de exemplares capturados nas estações de amostragem localizadas na área interna do estuário da Baía de Vitória – ES.

| Família | Espécie | Estação Controle | Estação Impactada |
|----------------------------|--|------------------|-------------------|
| ACHIRIDAE | <i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758) | 3 | 32 |
| | <i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940) | 1 | 2 |
| ARIDAE | <i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829) | 1 | 4 |
| CENTROPOMIDAE | <i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860) | 2 | 1 |
| CICLIDAE | <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758) | 1 | |
| CINOGLOSSIDAE | <i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | 1 | 19 |
| DIODONTIDAE | <i>Ciclichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758) | 4 | 16 |
| ENGRAULIDAE | <i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911) | | 56 |
| | <i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839) | | 7 |
| EPHIPIEDAE | <i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782) | | 1 |
| GERREIDAE | <i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842) | 31 | 17 |
| | <i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1828) | 8 | 1 |
| | <i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824) | 31 | 5 |
| | <i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855) | 19 | |
| | <i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863) | 15 | 2 |
| LUTJANIDAE | <i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828) | 6 | |
| | <i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801) | 25 | 3 |
| MUGILIDAE | <i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836) | 3 | |
| SCIAENIDAE | <i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889) | 6 | 6 |
| SPARIDAE | <i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792) | 16 | |
| PARALICHTHYIDAE | <i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1840) | | 1 |
| | <i>Citharichthys arenaceus</i> (Everman & Marsh, 1902) | | 3 |
| POMADASYIDAE | <i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1828) | 5 | |
| TETRAODONTIDAE | <i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758) | 18 | 51 |
| TRIGLIDAE | <i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793) | 3 | |
| Total de Táxon | | 20 | 18 |
| Total de Exemplares | | 199 | 227 |

Com relação aos taxa registrados, na estação “controle” sete espécies contribuíram com aproximadamente 78% do número de exemplares capturados nesta área, sendo *D. auratus* e *E. gula* os taxa com maior representatividade (ambas com 15,58%), seguida por *L. jocu* (12,56%) *E. argenteus* (9,55%), *S. testudineus* (9,05%), *A. probatocephalus* (8,04%) e *E. melanopterus* (7,54%). Entre as espécies registradas na estação “impactada” *A. lepidentostole* apresentou a maior abundância numérica (24,7%), seguida de *S. testudineus* (22,5%), *A. lineatus* (14,10%), *S. tessellatus* (8,4%). *D. auratus* (7,5%) e *C. spinosus* (7,0%), as quais juntas, representaram 82,% do total de exemplares capturados. As espécies com maior representatividade numérica, não foram as mesma nas duas estações de amostragem. Apenas *D. auratus* e *S. testudineus* foram abundantes em ambas as estações de coleta. Entretanto é importante ressaltar que *D. auratus* foi mais abundante na estação “controle” e *S. testudineus* na estação “impactada” (Figura 34).

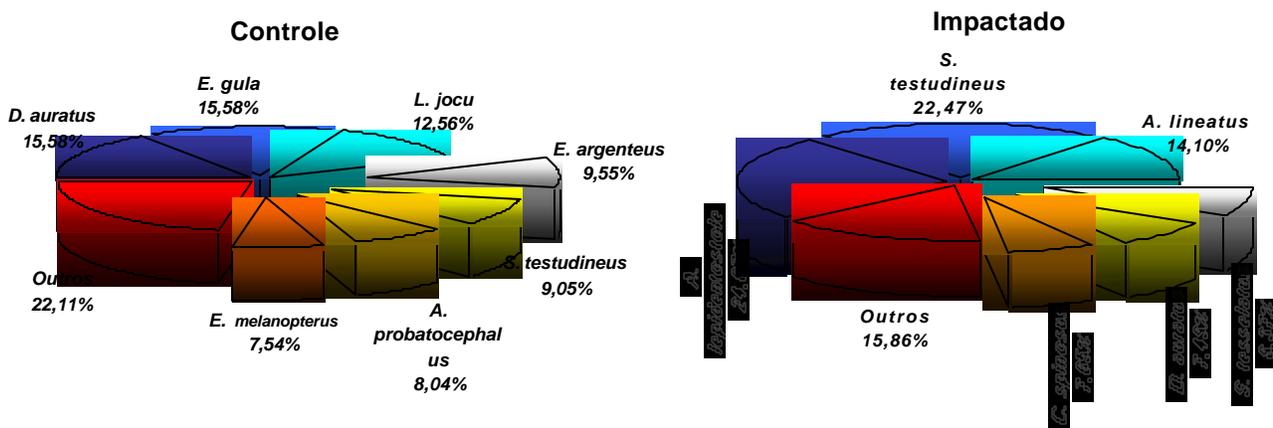


Figura 34 – Percentual de abundância das espécies mais abundantes capturados nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES.

Ao verificar a variação do número de exemplares nas estações monitoradas durante as campanhas realizadas, pode-se observar que estação “impactada” apresentou o maior número medido de exemplares capturados em todas as campanhas, quando comparada com a estação “controle”, porém esta diferença não foi significativa. Contudo na análise do total de indivíduos coletados por campanha, constatou-se diferenças significativas ($p=0,038$) (Figura 35).

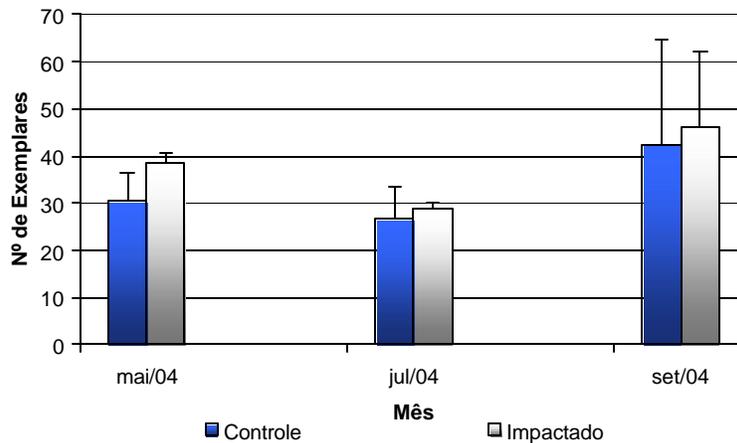


Figura 35 – Variação do número de exemplares capturados (média + e) nas estações de amostragem durante as campanhas realizadas no experimento.

A variação do número de espécies não seguiu o mesmo padrão do número de exemplares capturados nas campanhas. Com exceção da campanha realizada em julho/2004, em todas as campanhas o número de taxa foi maior nas amostras coletas na estação “controle” (**Figura 36**), entretanto as diferenças não foram significativas. Também não mostraram significativas as diferenças entre o número de espécies capturadas nas campanhas.

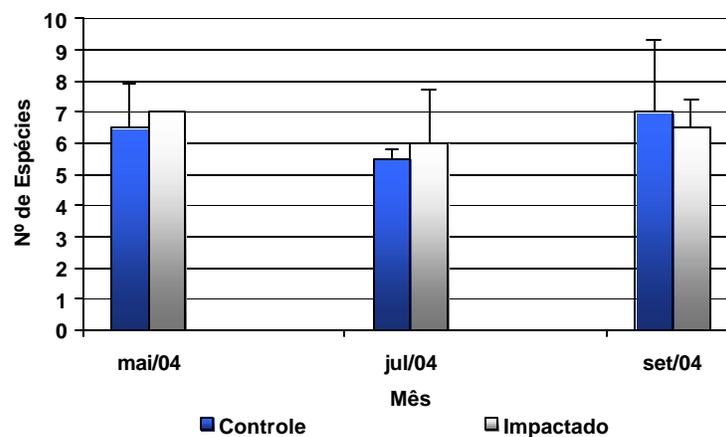


Figura 36 – Variação do número de taxa registrados (média + e) nas estações de amostragem durante as campanhas realizadas no estudo.

Com relação à variação do número de indivíduos em função do período da maré, notou-se que a estação “controle” apresentou maior número de indivíduos durante a maré alta, enquanto a estação “impactada” durante a maré baixa (**Figura 37**), no entanto, estes resultados não significativamente diferentes. Com relação ao número de espécies, este foi maior durante o período de maré alta em ambas estações (**Figura 38**). Com base nestes resultados pode-se inferir que nas áreas estudadas o aumento do nível da maré influenciou positivamente no número de espécies.

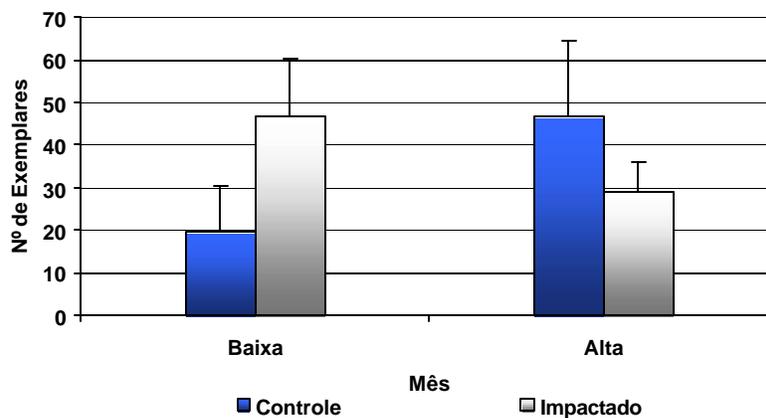


Figura 37 – Variação do número de exemplares (média + e) em função do período da maré e das campanhas realizadas no interior da Baía de Vitória – ES.

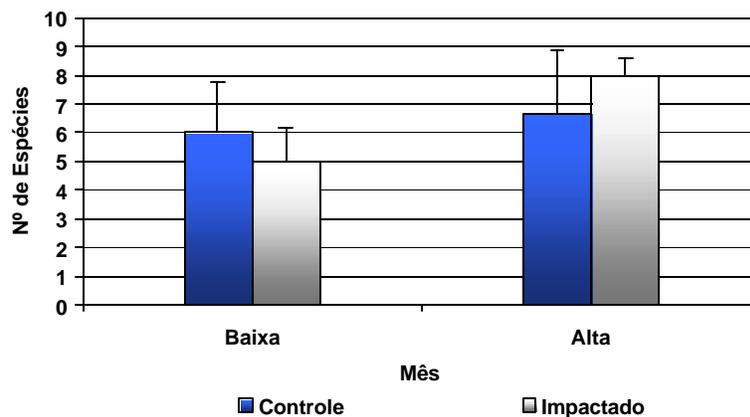


Figura 38 – Variação do número de espécies (média + e) em função do período da maré e das campanhas realizadas no interior da Baía de Vitória – ES.

5.5.1.2 Biomassa

A biomassa quantificada nesse estudo foi equivalente a 17.324,75g. O taxa que apresentou maior contribuição para a biomassa foi *M. liza* com aproximadamente (29,5%), seguido por *S. testudineus* (19,0%), *L. jocu* (11,5%), *D. auratus* (6,3%), *C. spinosus* (5,1%) e *A. probatocephalus* (5%). As demais espécies contribuíram cada com menos de 5% sobre o valor da biomassa acumulada durante o estudo(**Figura 39**).

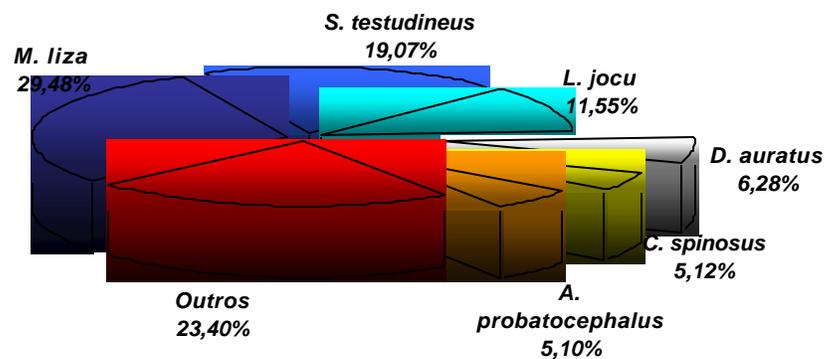


Figura 39 – Percentual **abundância** em peso dos taxa **capturados** no estudo realizado no interior da Baía de Vitória – ES.

Com base na biomassa das espécies, a análise de cluster mostra que as espécies com maior contribuição em peso, formaram grupos isolados (**Figura 40**). *M. liza* foi a espécie que apresentou a maior distância euclidiana, seguido de *S. testudineus* e *L. jocu*, resultado que está relacionado com os valores de biomassa de cada espécie.

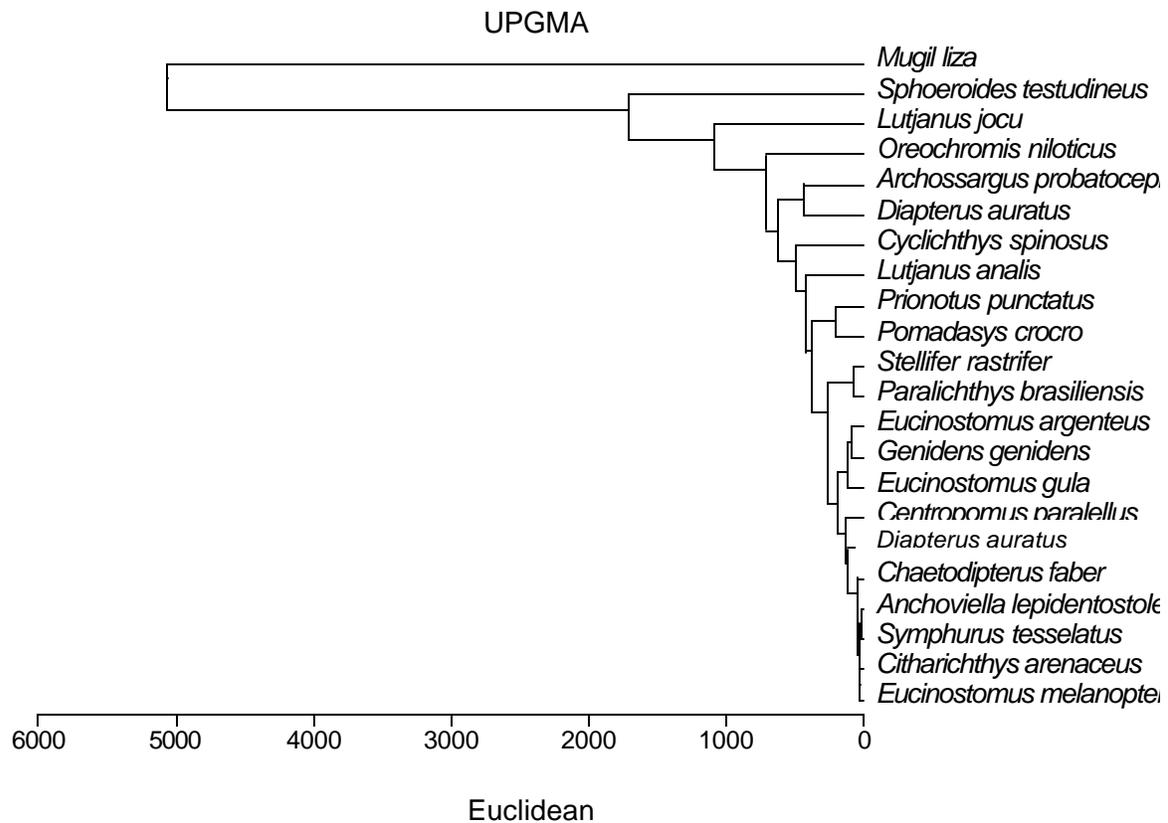


Figura 40 – Dendograma com base nos valores de biomassa das espécies

Os taxa capturados nas estações de amostragem apresentaram contribuíram com o percentuais para a biomassa de cada uma das áreas. Como observado na **Figura 41**, *M. liza* foi a espécie que mais contribui com peso para biomassa na estação “controle”, enquanto que na estação “impactada”. *S. testudineus* foi a espécie mais contribuiu.

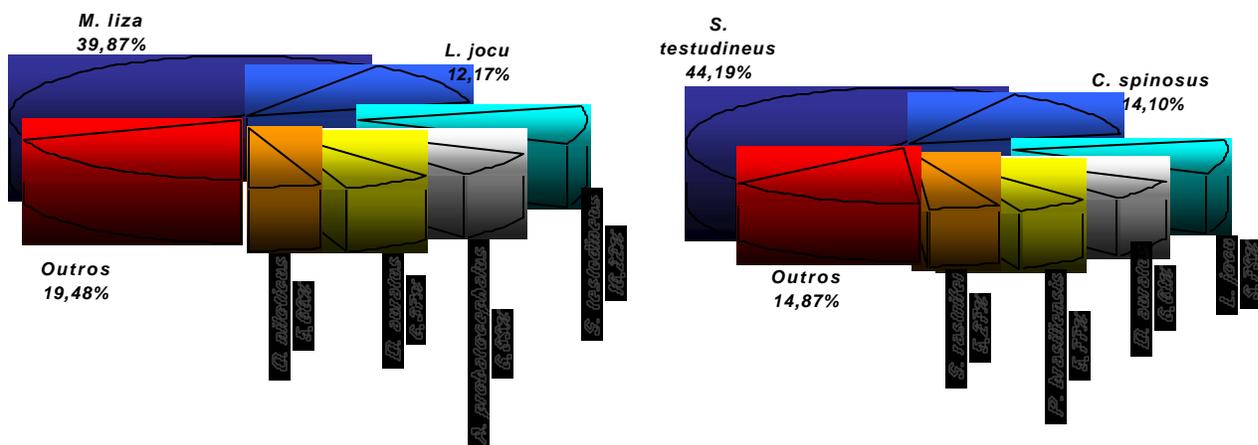


Figura 41 – Percentual de contribuição em peso dos taxa capturados nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado no interior da Baía de Vitória – ES.

Das 17.324,75g de peixe capturadas durante o estudo, 12.810,5g foram capturados na estação “controle”, sendo o restante da estação “impactada”. Desta forma pode-se afirmar que a estação “controle” apresentou exemplares com maior porte, já que mesmo apresentando o maior número de indivíduos, a estação “impactada” não foi a principal responsável pela biomassa coletada no estudo. Este resultado também foi observado entre as campanhas realizadas (**Figura 42**), porém mesmo sendo constatadas variações entre os valores de biomassa, não foram constatadas diferenças significativas entre as estações de monitoramento e as campanhas de campo.

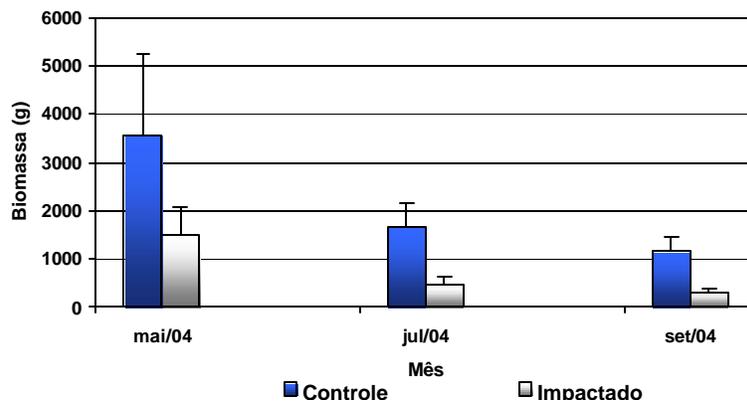


Figura 42 – Variação da biomassa (média + e) coleta nas campanhas de campo realizadas nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES.

Com relação a variação da biomassa em função da maré, a estação “controle” apresentou valores de biomassa mais elevados em comparação com os valores encontrados na estação “impactada”, durante os períodos de maré alta e baixa. Resultado que estaria associado à presença de exemplares de maior porte durante este período da maré, o que contribui para o incremento da biomassa. Em ambas as áreas de estudo, os maiores valores de biomassa ocorreram na maré alta (**Figura 43**).

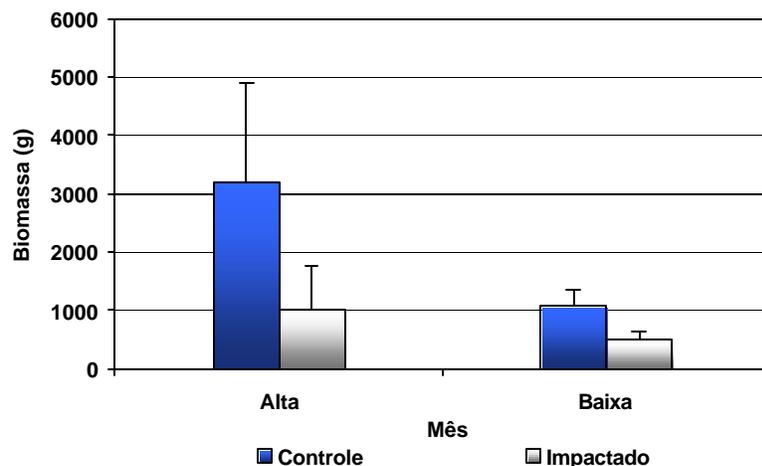


Figura 43 - Variação da biomassa (média + e) nos períodos de maré nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES.

5.5.1.3. Classe de tamanho

No intuito de classificar os exemplares capturados por classe de tamanho foram criadas três categorias- pequeno (< 50mm); médio (> 50mm e < 100 mm) e grande (>100 mm). Com isso foi possível avaliar de forma sistêmica a variação dos exemplares em função do tamanho.

Dos 426 exemplares capturados no presente estudo 21% foram classificados como “pequeno”, 38% como “grande” e 41% como “médio”. Não foram observadas diferenças significativas entre os números médios por classe de tamanho e área. Entretanto, a classe de tamanho “média” foi maior nas duas estações de amostragem, como pode ser observado na **Figura 44**.

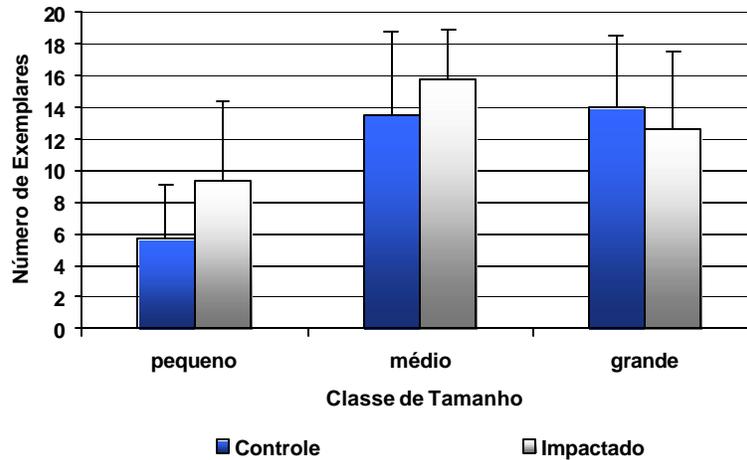


Figura 44 - Variação do número de indivíduos por classe de tamanho (média + e) nas amostragens nas estações “controle” e “impactada” do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES.

Constatou-se que o número de exemplares classificados como “pequeno” e “médio” apresentaram aumento entre as campanhas realizadas, enquanto o número de exemplares pertencentes à classe de tamanho “grande” apresentou redução (**Figura 45**).

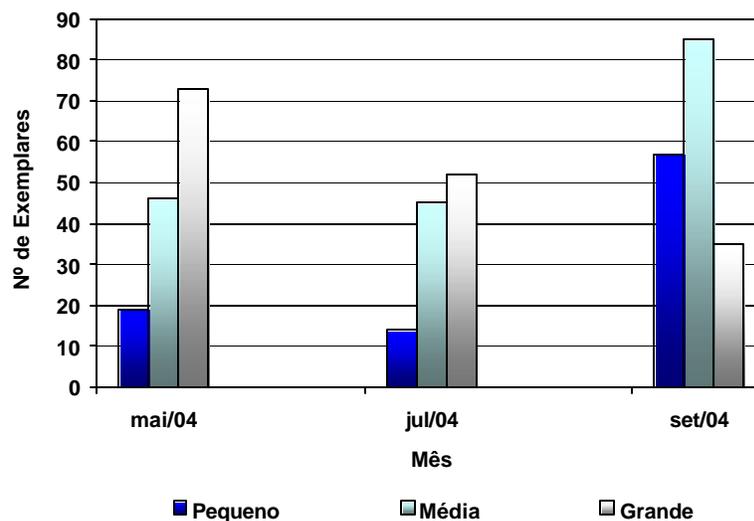


Figura 45 – Abundância total por classe de tamanho durante as campanhas de campo do estudo realizado em no interior da Baía de Vitória – ES.

5.5.1.4 Índices ecológicos

O índice de Shannon em todas as campanhas apresentou – se maior que o índice de dominância, não tendo sido detectadas por meio dos testes estatísticos empregados, diferenças significativas dos dois índices entre as estações de amostragem e as campanhas realizadas (**Figura 46 e 47**). Através deste resultado pode-se constatar que o número de exemplares capturados por espécie apresentou-se bastante eqüitativo, não sendo evidenciado, assim, espécies dominantes entre as amostras coletadas nas estações de amostragem. Também pode ser evidenciado, que a diversidade na estação “controle” foi maior nos mês de maio de 2004, enquanto na estação “impactada” o maior valor de diversidade foi registrada no mês de setembro de 2004.

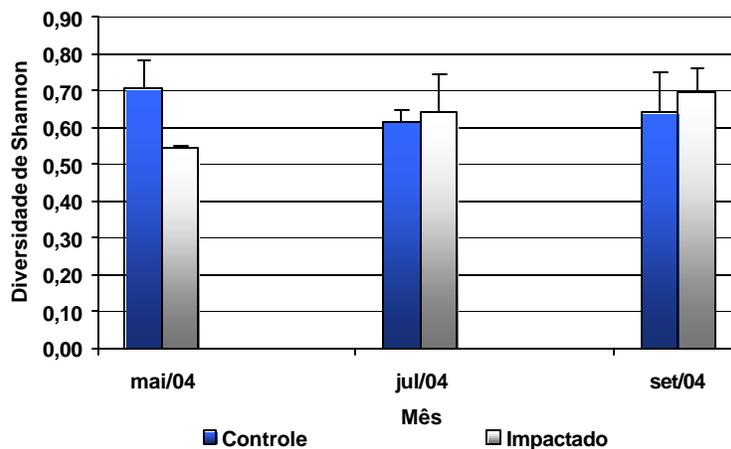


Figura 46 - Índice de Shannon (média + e) calculado para as amostras das estações de amostragem “controle” e “impactada” localizadas no interior da Baía de Vitória – ES.

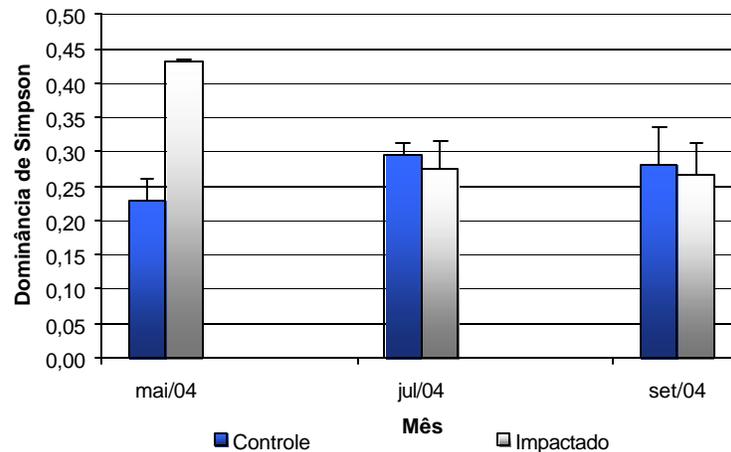


Figura 47 - Índice de Dominância (Simpson) (média + e) calculado para as amostras das estações de amostragem “controle” e “impactada” localizadas no interior da Baía de Vitória – ES.

O índice de equitabilidade apresentou pouca variação entre as campanhas e as estações de amostragem “controle” e “impactada”. Este resultado confirma a homogeneidade das amostras, já observada através dos índices de diversidade e dominância (**Figura 48**).

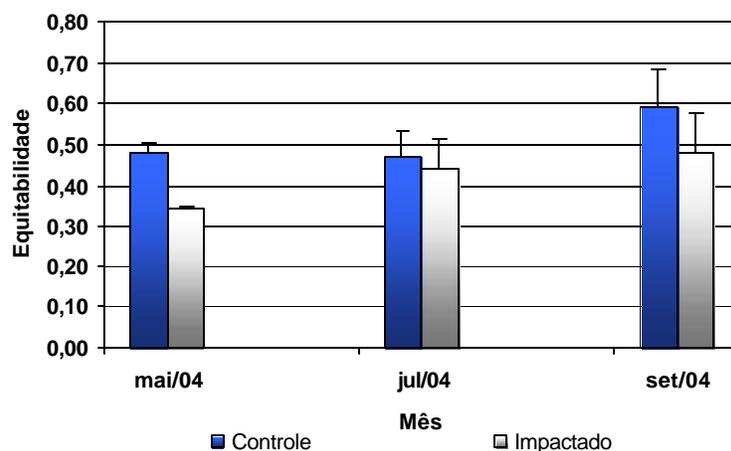


Figura 48 - Índice de equitabilidade (média + e) calculado para as amostras das estações de amostragem “controle” e “impactada” localizadas no interior da Baía de Vitória – ES.

Os valores do índice de diversidade calculados para amostras coletadas na estação “controle” apresentaram-se maiores do que os valores registrados na estação “impactada” nos períodos de maré alta e baixa, no entanto estes não apresentaram diferenças significativas (**Figura 49**). Tal fato está relacionado com

surgimento de maior número de espécies de peixes residentes em ecossistemas costeiros adjacentes ao estuário, como as espécies marinhas que visitam essas regiões em períodos que os valores de salinidade são favoráveis.

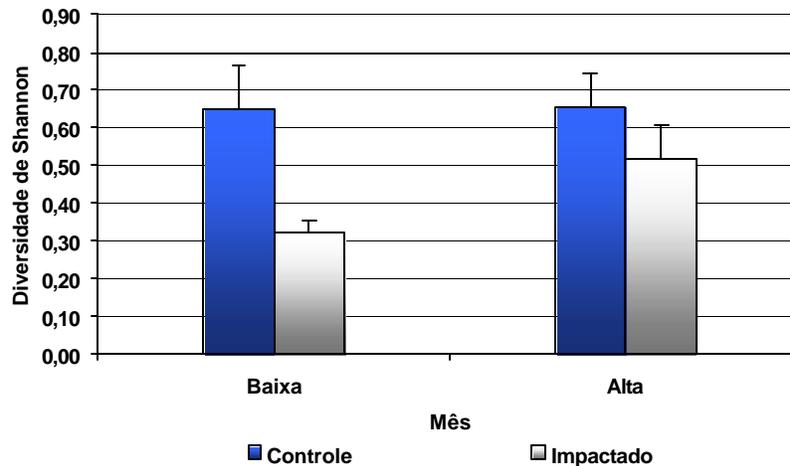


Figura 49 - Valores do índice de Shannon (média + e) calculado para as amostras coletadas nos períodos de maré alta e baixa na área nas estações de amostragem localizadas na área interno da Baía de Vitória – ES.

O índice de dominância calculado foi maior na área " impactada" em comparação com a área controle, enquanto a diversidade de Shannon apresentou-se mais elevada na área "controle". Este resultado confirma a influencia que dos valores de dominância sobre a diversidade e vice-versa (**Figura 50**).

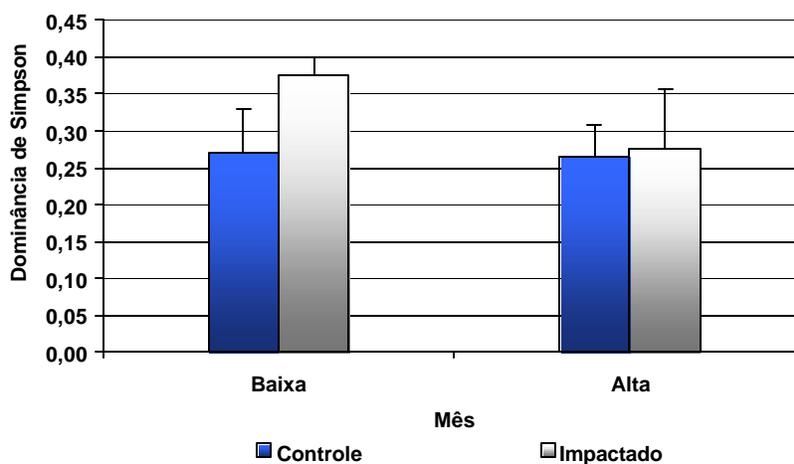


Figura 50 – Valores do Índice de Dominância (média + e) calculada para as amostras coletadas nos períodos de maré alta e baixa na área nas estações de amostragem localizadas na área interna da Baía de Vitória – ES.

O índice de equitabilidade demonstrou heterogeneidade entre as amostras coletadas, sendo estas diferenças significativas ($p=0,006$) (**Figura 51**).

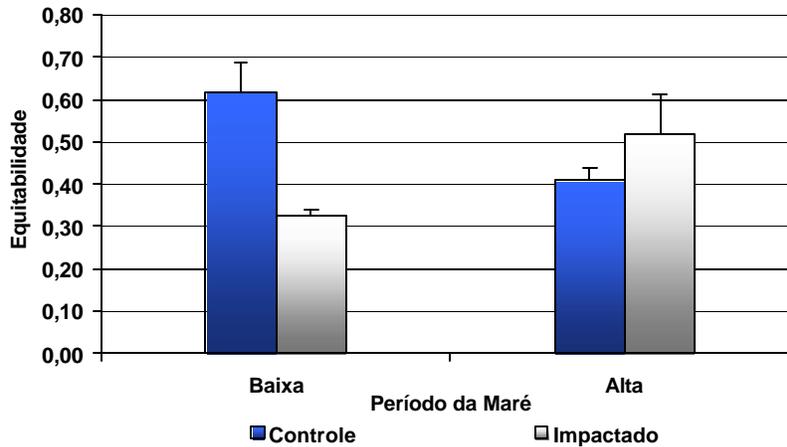


Figura 51 - Índice de equitabilidade (média + e) entre os períodos de maré alta e baixa no interior da Baía de Vitória – ES.

Na maré baixa o índice de equitabilidade apresentou-se menor na estação “impactada”, o que demonstra maior desigualdade na distribuição de exemplares por espécie capturada. Já na maré alta ocorreu o inverso, o equitabilidade aumentou nas amostras coletadas na área “impactada” e reduziu na área “controle” (**Figura 51**).

5.6. Correlação entre parâmetros de qualidade de água e a comunidade de peixes

Na tentativa de avaliar a qualidade de água com base nos valores de abundância e biomassa das espécies de peixes e aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos mensurados nas estações de amostragem foi utilizada a análise de agrupamento e análise de correspondência canônica. A análise de agrupamento foi realizada sobre os valores de biomassa e abundância das espécies registradas em cada estação. Já a análise de correspondência canônica integrou os valores de abundância com as variáveis ambientais (parâmetros de qualidade de água).

5.6.1. Análise de agrupamento

De acordo com os testes estatísticos empregados a abundância das espécies coletadas não apresentou diferenças significativas entre as estações amostrais (**Item 5.5.1.2**). Este resultado foi corroborado pela análise de agrupamento realizada sobre esses dados, já que foram formados apenas dois grupos pertencentes à mesma estação de amostragem (3CA/1CB e 1CA/2CA), o que confirma que o número de exemplares entre as estações apresentaram-se bastante homogêneos (**Figura 52**).

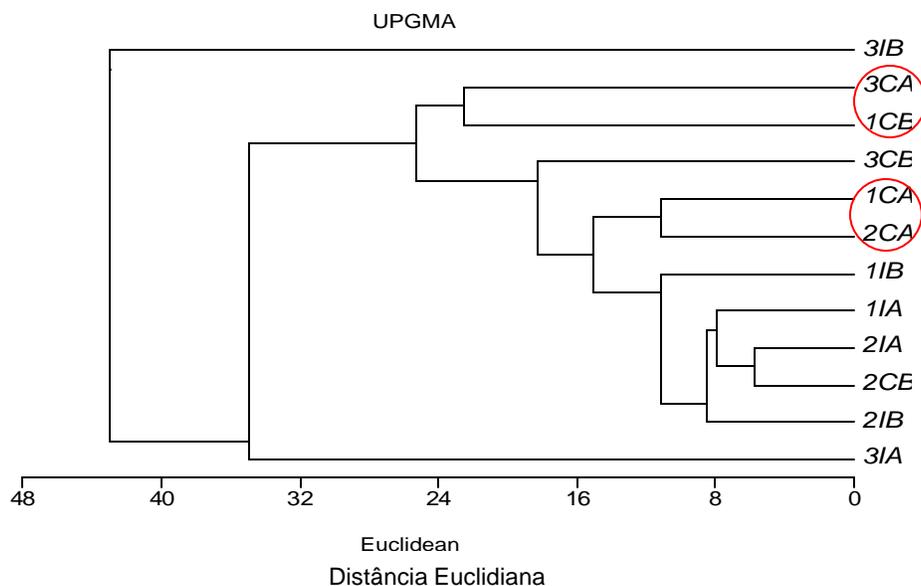


Figura 52 - Dendrograma das estações de amostragem com base nos valores de abundância de espécies capturadas durante o experimento. (1= primeira campanha, 2= segunda campanha, 3= terceira campanha, C= estações controle, I= estações impactada, A= maré alta e B= maré baixa).

Mesmo não apresentando diferenças significativas em relação à abundância, ao analisarmos os taxa que contribuíram com mais de 5% de importância numérica foi observado que as estações “controle” e “impactada” apresentaram comunidades compostas por diferentes espécies, com exceção de *S. testudineus* e *D. auratus* que ocorreram em ambas as estações. Também foi constatado que a estação “controle” apresentou valores de abundância mais homogêneos entre as espécies, quando comparado à distribuição observada na estação “impactada” (**Tabela 19 e 20**).

Tabela 19 – Abundância total e percentual das espécies que contribuíram com mais de 5% do total de exemplares capturados na estação “impactada”.

| Estação Impactada | | |
|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| Espécies | Número de Exemplares | % Importância Numérica |
| <i>A. lepidentostole</i> | 56 | 24,66 |
| <i>S. testudineus</i> | 51 | 22,46 |
| <i>A. lineatus</i> | 32 | 14,09 |
| <i>S. tessellatus</i> | 19 | 8,37 |
| <i>D. auratus</i> | 17 | 7,48 |
| <i>C. spinosus</i> | 16 | 7,04 |
| Número de Exemplares | 191 | |
| Número de Espécies | 7 | |
| Shannon | 0,7228 | |
| Dominância | 0,2102 | |

Tabela 20 – Abundância total e percentual das espécies que contribuíram com mais de 5% do total de exemplares capturados na estação “controle”.

| Estação Controle | | |
|-----------------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| Espécies | Número de Exemplares | % Importância Numérica |
| <i>D. auratus</i> | 31 | 15,58 |
| <i>E. gula</i> | 31 | 15,58 |
| <i>L. jocu</i> | 25 | 12,56 |
| <i>E. argenteus</i> | 19 | 9,55 |
| <i>S. testudineus</i> | 18 | 9,05 |
| <i>A. probatocephalus</i> | 16 | 8,04 |
| <i>E. melanopterus</i> | 15 | 7,54 |
| Número Total de Exemplares | 155 | |
| Número de Espécies | 7 | |
| Shannon | 0,82 | |
| Dominância | 0,15 | |

Conforme observado nas **Tabelas 19 e 20** o índice de Shannon foi maior na estação “controle”, este resultado está associado a maior equitabilidade entre as espécies capturadas nesta área do estudo, bem como ao menor índice de dominância (Simpson).

A análise de cluster permitiu a visualização das similaridades entre os padrões quantitativos das espécies com maior importância numérica nas estações de amostragem (**Figura 53 e 54**).

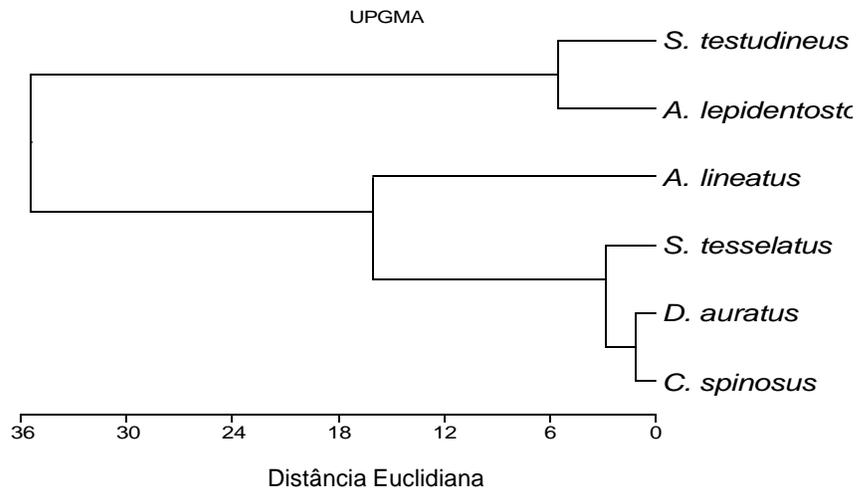


Figura 53 - Dendrograma das espécies que apresentaram valores de importância numérica acima de 5% na estação "impactada"

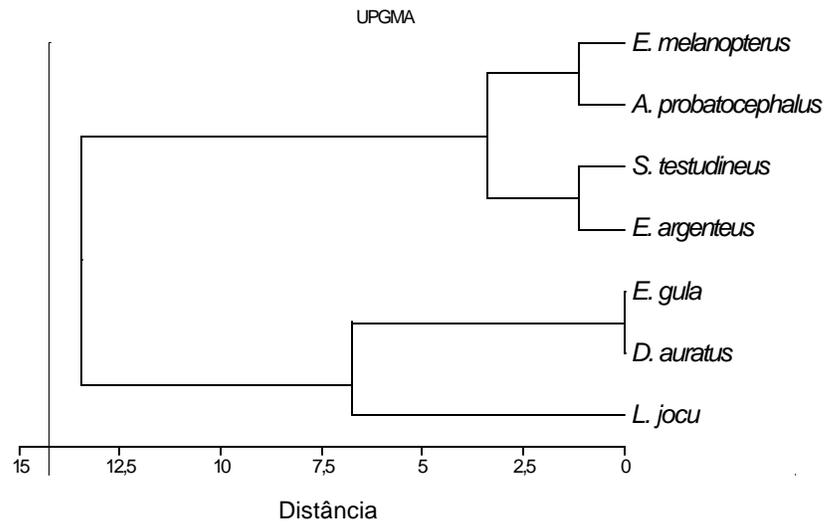


Figura 54 - Dendrograma das espécies que apresentaram valores de importância numérica acima de 5% na estação "controle".

Outra forma de agrupar as estações de amostragem foi utilizando os dados de biomassa quantificados para cada espécie. Conforme observado na **Figura 55** as amostras da estação "controle" e "impactada" formaram grupos diferentes, com exceção da amostra 1CB, a qual apresentou a maior distância euclidiana formando um grupo isolado, e as amostras 2CA e 1IB que apesar de pertencerem a estações diferentes foram agrupadas no mesmo grupo. Por meio dos resultados da análise de agrupamento pode-se constatar que os valores de biomassa demonstraram-se mais eficiente na separação de amostras "controle" e

“impactada”, quando comparado com agrupamento realizado com base nos valores de abundância.

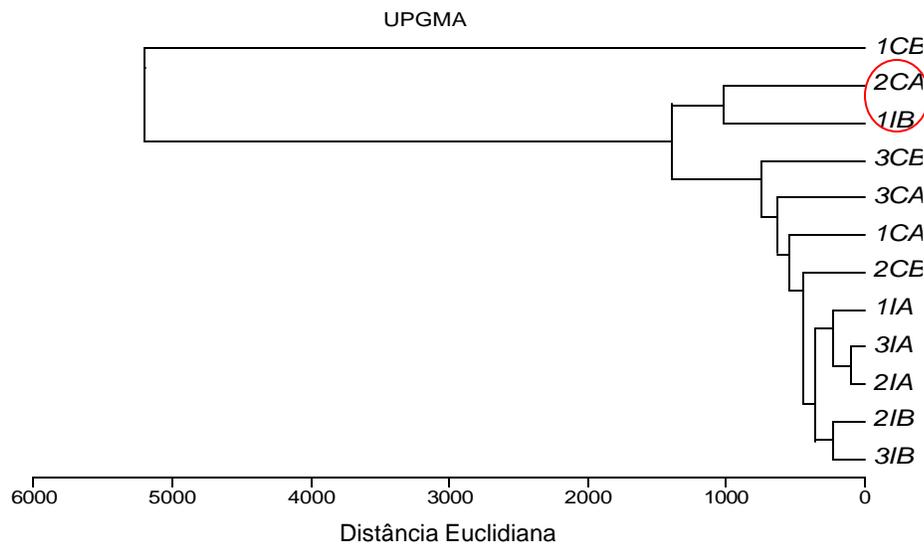


Figura 55 - Dendrograma das estações de amostragem com base nos dados de biomassa capturados nas campanhas de campo realizadas no estudo. (1= primeira campanha, 2= segunda campanha, 3= terceira campanha, C= estações controle, I= estações impactada, A= maré alta e B= maré baixa).

Por meio dos resultados da análise de agrupamento pode-se constatar que os valores de biomassa demonstraram-se mais eficiente na separação de amostras “controle” e “impactada”, quando comparado com agrupamento realizado com base nos valores de abundância.

5.6.2. Análise de correspondência canônica – ACC

Os diagramas gerados pelo ACC em função das variáveis ambientais e abundância das espécies de peixes tornaram possível a visualização da distribuição das amostras das estações “controle” e “impactada”. Na tentativa de evidenciar a separação das amostras, foi utilizada no diagrama uma marcação vermelha para amostras da estação “controle” e uma marcação laranja para amostras da estação “impactada” (**Figura 56**).

A **Figura 56** apresenta o diagrama de ordenação dos resultados da ACC para os parâmetros de qualidade de água. Os dois primeiros eixos canônicos explicaram 60,9% da distribuição dos variáveis ambientais ao longo das estações de amostragem. O eixo 1 explicou 34,2% da variação total. O pH, fósforo total, nitrato, amônia, temperatura e oxigênio dissolvido estiveram positivamente relacionados a este eixo, enquanto DBO, salinidade e turbidez estiveram negativamente relacionados ao eixo 1. Já o eixo 2 explicou 26,7%, onde pH, fósforo total, nitrato e amônia estiveram positivamente relacionados a este eixo, enquanto temperatura, oxigênio dissolvido, cloreto, SDT, DBO, salinidade e turbidez foram negativamente relacionados a este eixo.

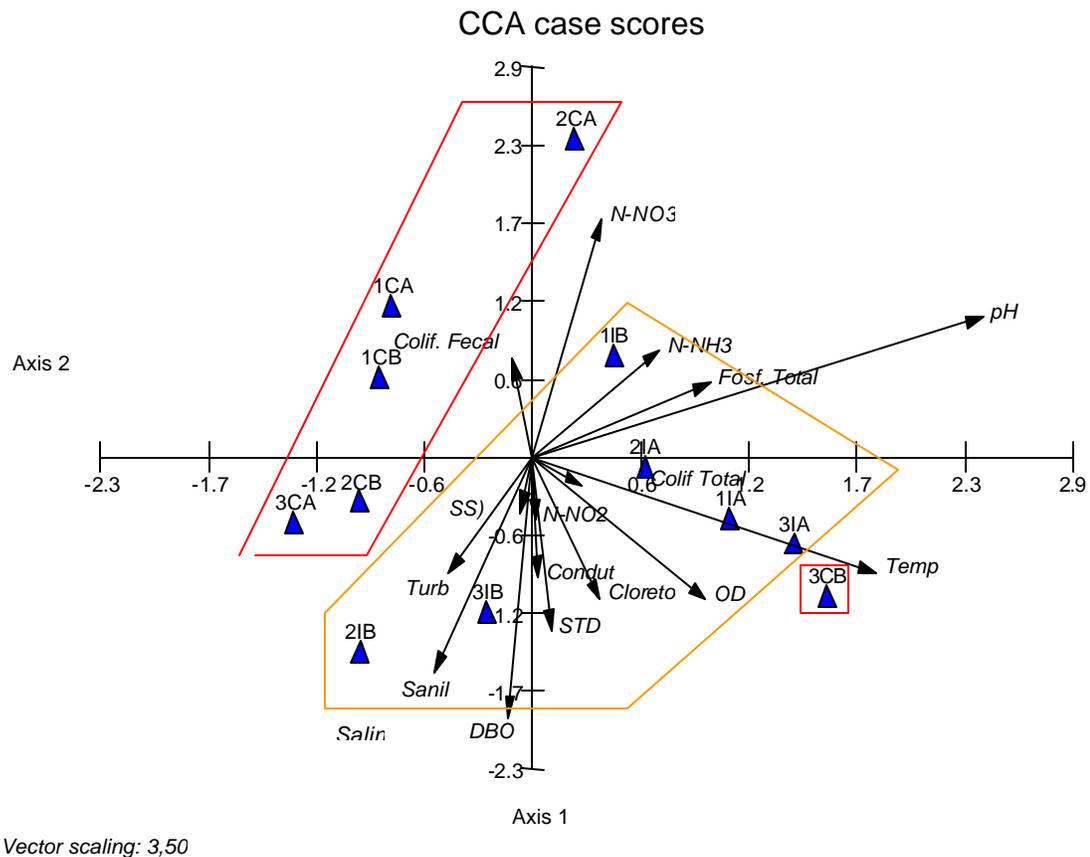
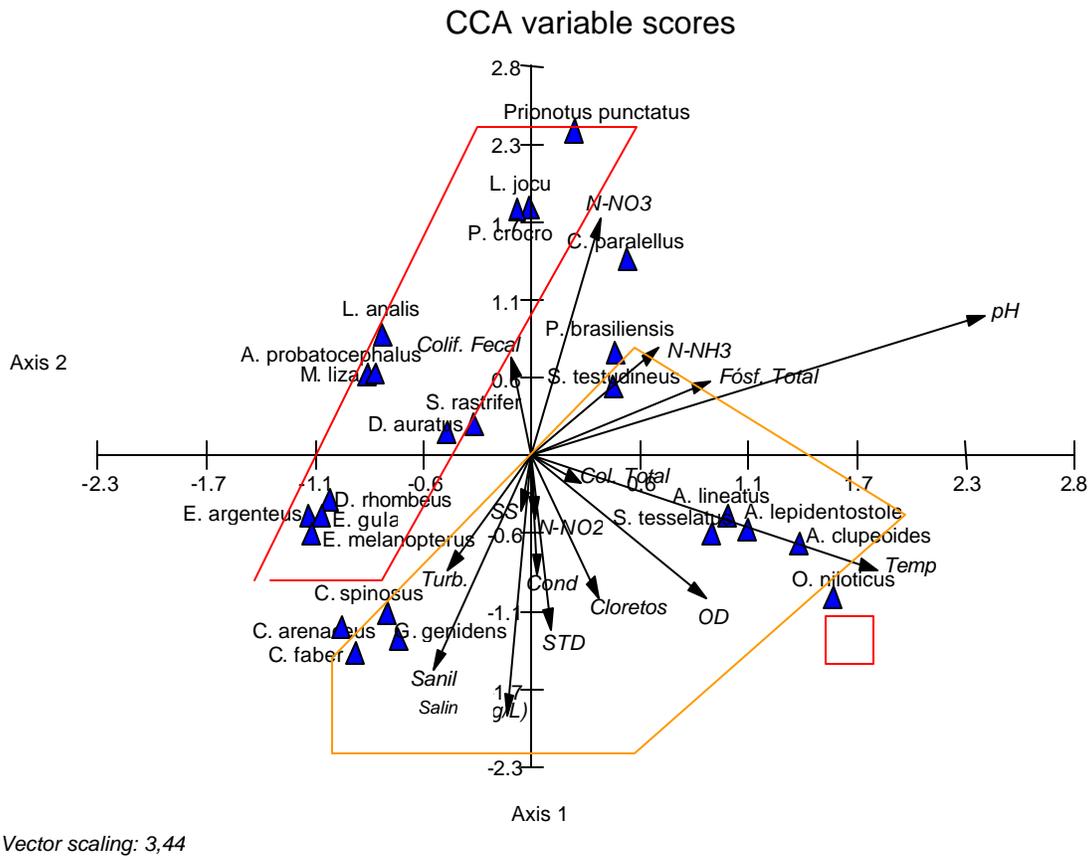


Figura 56 - Análise de Correspondência Canônica das variáveis ambientais mensuradas nas estações amostrais durante as campanhas realizadas na área interna do Estuário da Baía de Vitória-ES. São apresentados os dois primeiros eixos da ACC, o eixo 1 sendo horizontal e o eixo 2 vertical. (1= primeira campanha, 2= segunda campanha, 3= terceira campanha, C= estações controle, I= estações impactada, A= maré alta e B= maré baixa).

A partir do diagrama gerado pelo ACC (**Figura 56**) foi possível observar a formação de dois grupos- um formado pelas amostras coletadas na estação “controle” e outro pelas amostras coletadas na estação “impactada”, com exceção da amostra da 3ª campanha/controle/maré alta (3CB).

A **Figura 57** mostra a distribuição das espécies de peixes e das variáveis ambientais. Quanto às espécies foram observados os seguintes padrões- *A. lineatus*, *A. lepidentostole*, *A. clupeioides*, *S. tessellatus* e *O. niloticus* estiveram positivamente relacionados ao eixo 1 e negativamente ao eixo 2, estando associadas principalmente a menores valores de temperatura e o oxigênio dissolvido, já *S. testudineus*, *P. brasiliensis*, *C. paralellus* estiveram positivamente relacionados ao eixo 1 e ao eixo 2, porém mais associadas a maiores valores de pH, nitrato, fósforo total e amônia. Já as espécies *C. spinosus*, *C. arenaceus*, *C. faber* e *G. genidens* estiveram negativamente relacionados ao eixo 1 e ao eixo 2, sendo associadas principalmente a maiores valores de turbidez, salinidade e DBO. Todas estas espécies apresentaram maior abundância nas amostras coletadas na estação “impactada” com exceção do *O. niloticus*

As espécies *P. punctatus*, *P. crocro*, *L. analis*, *A. probatocephalus*, *L. jocu*, *M. liza*, *S. stellifer*, *S. rastrifer* *D. auratus*, *D. rhombeus*, *E. gula*, *E. argenteus*, *E. melanopterus* não estiveram diretamente relacionadas a nenhuma variável ambiental. Estas apresentaram maior abundância nas amostras coletadas na estação “controle” (**Figura 57**).



.Figura 57 - Análise de Correspondência Canônica das amostras de qualidade de água e peixes coletados e nas áreas amostrais durante as campanhas realizadas na área interna do Estuário da Baía de Vitória-ES. São apresentados os dois primeiros eixos da ACC, o eixo 1 sendo horizontal e o eixo 2 vertical. (1= primeira campanha, 2= segunda campanha, 3= terceira campanha, C= estações controle, I= estações impactada, A= maré alta e B= maré baixa).

DISCUSSÃO

6. DISCUSSÃO

Geograficamente, os ecossistemas estuarinos estão localizados em regiões estratégicas para o homem, já que estes sistemas encontram-se protegidos por algum tipo de barreira, não apresentando assim, fortes ventos e ondas, além de apresentarem conexão com o mar, o que facilita os processos de escoamento de produtos para importação e exportação. Por esta razão, a instalação de portos, implantação de indústrias e centros urbanos são ações antrópicas comuns nestas áreas. O estuário da Baía de Vitória não foge à regra, visto que tem-se registrado ao longo das décadas um crescimento desordenado nesta área, o que tem provocado sérias modificações na estrutura e no funcionamento deste ecossistema. Um dos principais impactos promovidos pela presença do homem é o descarte de efluentes sanitários em diversos pontos do estuário, já que esgotos industriais, hospitalares e de residências são lançados na baía, quase sempre sem tratamento adequado.

PEREIRA-FILHO *et. al* (2000) destaca que um dos principais impactos provocados no estuário do Rio Itajaí-Açu é o descarte de efluentes domésticos *in natura* e parcialmente tratados do município de Itajaí. O sistema estuarino da Baixada Santista, no litoral sul de São Paulo, é um outro exemplo de como os efluentes domésticos e industriais provocam aumentos nas concentrações de nutrientes no meio (BRAGA *et al.* 2000).

O descarte de efluentes sanitários promove uma série de alterações negativas no corpo receptor, dentre os quais podem ser destacados os problemas de ordem sanitária, visto que seus recursos naturais, tais como peixes, crustáceos e moluscos, são amplamente consumidos pela população. Além disso, estes efluentes podem causar problemas de ordem ecológica, como a redução do oxigênio dissolvido, provocado pelo aumento da concentração de matéria orgânica na massa d'água e no sedimento (SERRA *et al.*, 2003).

Os maiores aumentos em termos de DBO, num corpo d'água, são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa exaustão do oxigênio dissolvido na água o que pode provocar o desaparecimento de peixes e de outras formas de vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis na água, devido à produção de H_2S e CH_4 , gases metabólicos gerados nos processos de decomposição anaeróbica (CETESB, 2003).

É importante ressaltar que os valores de DBO registrados nas áreas deste estudo não podem estar relacionados com a concentração de matéria orgânica disponível para decomposição. Isto porque regiões estuarinas apresentam grande capacidade de renovação de massa d'água e alto poder de diluição dos constituintes, o que pode mascarar a concentração real de material orgânico descartado nestas áreas.

Os resultados relativos aos parâmetros de qualidade de água monitorados foram comparados com o limite estabelecido pelo Art. 22º da Resolução CONAMA 357/05 (**Tabela 21**), a qual estabelece padrões e critérios para o enquadramento de águas salobras classe 2. Como observado, os valores de turbidez, cloreto, DBO, temperatura, salinidade, sólidos suspensos, sólidos totais dissolvidos, condutividade e coliformes totais não apresentam limites estabelecidos pelo Art. 22º da Resolução CONAMA 357/05.

Tabela 21 - Valores máximos permitidos pelo Art. 22º da Resolução CONAMA 357/05, para os parâmetros de qualidade de água monitorados.

| Parâmetros | Padrões de Qualidade de Água |
|----------------------------|------------------------------|
| Turbidez | - |
| Cloreto | - |
| Fósforo Total | até 0,186 mg/L |
| DBO | - |
| Amônia | até 0,70 mg/L |
| Nitrito | até 0,20 mg/L |
| Nitrato | até 0,70 mg/L |
| Sólidos Suspensos | - |
| Sólidos Totais Dissolvidos | - |
| Coliformes Termotolerantes | até 2.500 NMP/100mL |
| Coliformes Totais | - |
| Temperatura | - |
| Condutividade | - |
| pH | 6,5 - 8,5 |
| Oxigênio Dissolvido | superior a 4 mg/L |
| Salinidade | - |

Com relação aos padrões preconizados pelo Art. 22 da Resolução CONAMA 357/05, as concentrações de fósforo total permaneceram acima de 0,186 mg/L apenas nas estações de amostragem “impactadas”; amônia apresentou valores acima de 0,7 mg/L nas estações amostrais localizadas áreas “impactadas”; nitrito e nitrato apresentaram concentrações abaixo de 0,20 mg/L e 0,70 mg/L, respectivamente, em ambas estações de amostragem; os coliformes termotolerantes apresentaram valores acima de 2500 NTU em ambas estações de amostragem; o pH apresentou valores, em ambas as áreas de amostragem, dentro de 6,5 a 8,5 e o oxigênio dissolvido apresentou valores acima de 4mg/L apenas nas amostras de superfície em ambas estações de amostragem.

Na estação “controle”, os valores de nitrito, nitrato, pH, DBO, oxigênio (amostras de superfície), fósforo total e amônia respeitaram os critérios da Resolução CONAMA 357/05, enquanto que apenas o oxigênio (amostras de fundo) e o número de coliformes termotolerantes apresentaram valores fora dos limites preconizados. Com relação à estação “impactada”, os parâmetros que apresentaram concentrações e/ou valores fora dos limites estabelecidos foram-

fósforo total, amônia, oxigênio dissolvido (amostras de fundo) e coliformes termotolerantes. Os demais parâmetros (nitrito, nitrato, pH e DBO) respeitaram os limites estabelecidos pela referida Resolução. Os parâmetros que apresentaram valores significativamente diferentes entre as estações “controle” e “impactada”, foram: fósforo total, amônia, DBO, pH e coliformes termotolerantes e totais. Tal fato revela que estes parâmetros apresentaram-se mais suscetíveis à influencia do descarte de efluentes domésticos. Sendo assim, estes parâmetros podem ser utilizados como variáveis ambientais determinantes para avaliação ou identificação dos impactos provocados pelo descarte de esgotos (*in natura*) em regiões estuarinas.

Dentre os parâmetros, a amônia caracterizou-se como *variável chave* na determinação das áreas “controle” e “impactada”, demonstrando a influencia dos efluentes sanitários sobre as concentrações dos compostos nitrogenados, em especial, a amônia nos corpos d’água, visto que as maiores concentrações deste composto foram mensuradas na área “impactada”. De acordo com SPERLING, 1996, a amônia é um composto nitrogenado que normalmente encontra-se em elevadas concentrações no esgoto doméstico, pelo fato de ser o primeiro composto nitrogenado a ser formado a partir da decomposição do nitrogênio orgânico (proteínas, aminoácidos e uréia), o que promove elevação da concentração deste composto em áreas que sofrem influencia direta do descarte de efluentes sanitários. Segundo BRANCO (1992), efluentes sanitários constituem, em geral, a principal fonte de nitrogênio, pois quando lançado na água, a uréia (nitrogênio orgânico) sofre hidrólise, contribuindo significativamente para o aumento na concentração da amônia.

É oportuno salientar que a amônia pode ocorrer na forma livre, que é o nitrogênio amoniacal (NH_3), tóxico para peixes, e na forma ionizada (NH_4), não tóxica. Desta forma pode-se inferir que a área “impactada” poderá funcionar como área de exclusão para algumas espécies de peixes sensíveis as altas concentrações de N- NH_3 , devido à toxicidade.

Através da avaliação dos parâmetros de qualidade de água analisados, pôde-se verificar que a qualidade de água na estação “impactada” está altamente alterada, em função do descarte de efluentes sanitários (lançamento *in natura* e parcialmente tratado – Estação de Tratamento de Esgoto de Jardim Camburi), quando comparada com a área “controle” do experimento, onde não foram identificados descartes pontuais de esgoto doméstico. No entanto, é válido ressaltar que, mesmo não apresentando lançamentos pontuais de efluentes sanitários, a estação “controle” apresentou valores de coliformes termotolerantes e totais característicos de corpos d’água impactados por efluentes domésticos. Tal fato está relacionado com os processos hidrodinâmicos, que permitem a mistura das massas d’água localizadas em diferentes regiões do estuário da Baía de Vitória.

RIGO e SARMENTO (1993) determinaram uma região no canal da passagem, onde ocorre o encontro da maré, quando esta se propaga no entorno da Ilha de Vitória. Este fenômeno foi intitulado “Tombo de Maré”. Os dados registrados pelos autores revelam que durante a maré de enchente, o local indicado na **Figura 58** é uma região de velocidade nula, e em suas proximidades o escoamento é direcionado para esta região vindo das duas entradas da Baía de Vitória. No início da maré vazante a direção do escoamento se inverte e esta região de velocidade nula percorre para norte até as proximidades da desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória, fazendo com que o escoamento em todo canal da passagem ocorra em direção ao sul. Ao término da maré vazante a região de velocidade nula faz o caminho inverso, retornando aproximadamente para área onde encontrava-se durante a enchente.

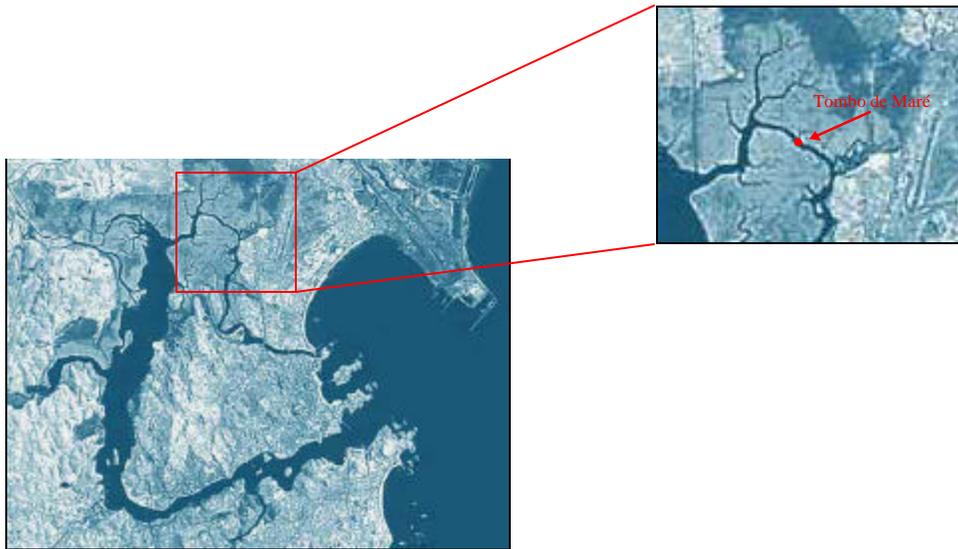


Figura 58 – Localização do “Tombo de Maré” determinado por RIGO e SARMENTO (1993), em uma região do canal da passagem quando está propagando-se no entorno da Ilha de Vitória.

A variação da maré apresentou grande influencia sobre os valores e/ou concentrações dos parâmetros de qualidade de água mensurados nas estações de amostragem, especialmente a salinidade, o fósforo total, a amônia, o oxigênio dissolvido e o cloreto, os quais apresentaram diferenças significativas para os diferentes períodos de maré. De uma forma geral, na condição de maré alta, constatou-se a redução da concentração de fósforo total, de amônia e de DBO e nos valores de coliformes termotolerantes e totais, enquanto que na condição de maré baixa, estes parâmetros apresentaram aumento em suas concentrações/valores. Em contrapartida, os valores de salinidade, cloreto, turbidez, nitrito, nitrato e pH tiveram aumento na maré alta e se reduziram na maré baixa.

Mesmo não apresentando diferenças significativas entre as estações “controle” e “impactada”, a abundância, a biomassa e os índices de diversidade, dominância e equitabilidade apresentaram diferenças entre os períodos de maré baixa e maré alta. Tal fato também deve estar relacionado com as alterações na qualidade da água provocadas pela influencia da maré, conforme discutido anteriormente.

No que tange ao número de espécies e de exemplares coletados na estação “impactada”, constatou-se uma relação de inversão. Na condição de maré baixa o número de exemplares capturados foi maior do que na maré alta, ao contrário do número de espécies registradas, que foi menor no período de vazante e maior no período de enchente. Esta condição deve-se, basicamente, à diferença no volume de água nos períodos de maré. Na enchente, com o aumento do fluxo de água, há redução das concentrações dos principais parâmetros monitorados, bem como o aumento do OD, favorecendo uma melhor condição da qualidade de água, que interfere diretamente na distribuição dos organismos, conforme exposto por BLAHER (1980) e ARAÚJO (1998).

Em situação inversa, sob condição de maré baixa, ocorreu a redução do volume de água, conduzindo ao aumento da concentração dos principais constituintes e a redução do OD, com o comprometimento da qualidade da água local. A análise dos índices ecológicos corrobora com esta afirmação. A deterioração da qualidade da água limita a presença de espécies, resultando nos baixos valores dos índices de diversidade e equitabilidade na estação “impactada”, bem como no aumento do índice de dominância.

Na estação “controle”, o número de exemplares capturados durante a maré baixa foi menor, quando comparado com número de exemplares na maré alta. Contudo os números de espécies registrados em ambos os períodos de maré não apresentaram diferenças significativas. Além disso, não foram registradas reduções ou aumentos nos valores dos índices de diversidade e dominância de espécies, o que demonstra que as alterações nas características físico-químicas da massa d’água, desta área, promovidas pela influencia da maré, não geraram grandes diferenças na composição específica e numérica da comunidade de peixes.

Em ambas as estações de amostragem os números de espécies e exemplares foram inferiores aos esperado para regiões estuarinas. Este fato provavelmente

está relacionado com a degradação da qualidade de água, principalmente na estação “impactada”, provocada pelo descarte de efluentes sanitários. Segundo PALLER *et al* (1996), elevadas capturas por unidade de esforço (CPUE) são frequentemente associadas a ecossistemas aquáticos de boa qualidade de água, enquanto baixas CPUE são comuns em sistemas altamente degradados. A abundância de peixes é peculiar a cada sistema, sendo um reflexo da capacidade do ecossistema suportar uma comunidade aquática. Reduções no número de indivíduos para um determinado esforço de amostragem poderiam indicar alguma forma de estresse que estaria afetando os requisitos de sobrevivência de uma comunidade. Os resultados obtidos no presente estudo contrapõem PALLER (1996), já que os maiores valores das CPUEs foram encontradas na estação “impactada”, local de descarte de efluentes sanitários.

A resposta da comunidade de peixes às alterações na qualidade de água, provocadas pelo descarte de efluentes domésticos, pôde ser melhor avaliada a partir dos taxa que apresentaram mais de 5% de importância numérica. Com exceção de *S. testudineus* e *D. auratus* que ocorreram em ambas as estações, constatou-se que a composição específica das áreas “controle” e “impactada” foram formada por diferentes taxa. Além disso, observou-se que a distribuição do número de indivíduos por espécie na estação “controle” foi mais homogênea, quando comparada com a estação “impactada”. Tal fato demonstra a influencia do descarte de efluentes domésticos sobre a estrutura da comunidade de peixes no estuário da Baía de Vitória. Segundo ARAÚJO (1998), a qualidade da água e/ou a degradação de habitats promovem o desaparecimento de espécies que não suportam tais alterações, o que corrobora o observado no presente estudo, embora tenha sido constatado o aparecimento de espécies que aparentemente são mais tolerantes às alterações provocadas pelo descarte de efluentes.

Com relação aos valores de biomassa, constatou-se os maiores valores de peso na área “controle”. Este resultado foi influenciado pela ocorrência de algumas espécies de peixes como *M. liza* e *L. jocu* que, apesar de apresentarem baixa

representatividade numérica, foram as que mais contribuíram em peso, visto que ambas apresentaram grande porte, quando comparados com as demais espécies.

Ao longo do estudo notou-se que os valores de biomassa registrados apresentaram redução cronológica na execução das campanhas (maio, junho e setembro de 2003). Este resultado coincide com o reportado na literatura para outros complexos estuarinos, que indica o outono como a estação de maior abundância de juvenis/recrutas (com baixo peso), resultante da reprodução realizada nas estações de primavera/verão marcadas pela maior frequência de peixes de maior peso (CORRÊA, 2001), já que, foi observado aumento do número de exemplares classificados como “pequenos” (= 50 mm) e redução no número de indivíduos classificados como “grandes” (> 100 mm) ao longo do estudo.

A influencia de variáveis ambientais sobre o padrão de distribuição de peixes em áreas estuarinas, como por exemplo, a variação de salinidade, turbidez e oxigênio dissolvido (BLAHER, 1980) e características do sedimento, como: substratos com ou sem vegetação, lamosos, argilosos e arenosos (MARCHAND,1993), foram variáveis consideradas na distribuição da comunidade de peixes no presente estudo.

Os parâmetros reportados por BLAHER (1980) apresentaram homogeneidade (não foram constatadas diferenças significativas) entre as áreas estudadas. No entanto, os tipos de substrato existentes nas estações de amostragem não apresentaram composição semelhante. Por meio do mapa faciológico realizado por PAIVA (1999), foi constatado que o sedimento da estação “controle” é constituído principalmente por lama arenosa e na estação “impactada” este é constituído por areia lamosa. Com isso, a variável ambiental “tipo de substrato” (MARCHAND,1993) provavelmente funcionou com um dos fatores na distribuição dos peixes. É válido ressaltar que o teor de matéria orgânica mensurada por PAIVA, (1999) foi semelhante entre as estações “controle” e “impactada”.

A distribuição das espécies mostrou-se influenciada por algumas variáveis ambientais conforme observado nos diagramas gerados pela análise de correspondência canônica. Com base nessas informações evidenciou-se que *P. punctatus*, *L. jocu*, *P. crocro*, *L. analis*, *A. probatocephalus*, *M. liza*, *S. rastrifer*, *D.auratus*, *D. rhombeus*, *E. gula*, *E. melanopterus* e *E. argenteus* foram registrados com maior frequência na área “controle”, enquanto *P. brasiliensis*, *S. testudineus*, *A. lineatus*, *A. lepidentostole*, *A. clupeoides*, *G. genidens*, *C. spinosus*, *C. arenaceus* e *C. faber* foram mais comuns na área “impactada”, sugerindo que estas espécies apresentam maior tolerância a ambientes que sofrem com o aporte de efluentes sanitários. Com base nestes dados observa-se viabilidade de utilizar a comunidade de peixes como indicador da qualidade de água em regiões estuarinas que sofrem com descarte de efluentes domésticos.

CONCLUSÕES

7. CONCLUSÕES

A avaliação da qualidade da água em canais de manguezal do estuário da Baía de Vitória, por intermédio de informações a respeito da comunidade de peixes e dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos realizada no presente estudo, mesmo não validada estatisticamente, provavelmente devido ao pequeno número de amostras e à influencia de variáveis ambientais, em especial, a sazonalidade e a variação da maré, fornece informações que atestam a viabilidade do uso da comunidade de peixes como ferramenta para avaliação da qualidade da água em regiões estuarinas, uma vez que as análises descritivas da composição qualitativa da ictiofauna possibilitaram separar as duas áreas de estudo em “controle” e “impactada”.

BIBLIOGRAFIA

8. BIBLIOGRAFIA

ANGERMEIER, P. A. & J. R. KARR. **Biological integrity versus biological diversity as policy directives.** *bioscience*, 1994. 44- 690-697.

ANGERMEIER, P. L. & KARR, J. R. **Applying and index of biotic integrity based on stream-fish communities- considerations in sampling and interpretation.** *N. AM. J. FISH. MANAG*, 1986. 6- 418-429.

APHA- **Standard Methods for the examination of water and wastewater - 19 th**, Baltimore, 1995.

ARAÚJO, F. G. CRUZ-FILHO, A.G. AZEVÊDO, M.C. & SANTOS, A.C.A. **Estrutura e comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ.** *Rev. Brasil. Biol*, 1998. 58 (3)- 417-430 p.

ARAÚJO, G.F. **Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul.** *Rev. Brasil. Biol*, 1998. 58 (4)- 547-558 p.

BARROSO, G.F. & DIAS Jr, C. **Avaliação preliminar da qualidade da água do Canal da Passagem/manguezal Lameirão, Vitória (ES).** In- SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, São Carlos. Anais. São Carlos , 1997. v8, 221-232 p.

BRAGA ES, CVDH BONETTI, L BURONE & J BONETTI FILHO. **Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the baixada santista estuarine system- Brazil.** *Mar. Poll. Bull.*, 2000. 40 (2)- 165-173.

BRANCO, S.M. **A água e o homem.** In- PORTO, R. 1a L. (Org) *et al.* Hidrobiologia Ambiental, São Paulo, SP - Ed. USP. 1991.

CARVALHO-FILHO, A. **Peixes- costa brasileira**. MELRO, SÃO PAULO, 1999.

CERQUEIRA, D. A.; SÁ, M. C. **Coliformes fecais não existem** In- Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20º, 1999 Rio de Janeiro, Anais... Rio de Janeiro; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. CD Room.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**, 2003.

COSTA, E. A. **Estudo de Metais Pesados em Sedimentos do Sistema Estuarino da Baía de Vitória-ES**. Tese de Mestrado do Curso de Pós – Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2001.135 p.

CLARK, J. **Coastal zone management handbook**. New York- Lewis Publisher/CRC Press. 1996. 694 p.

DAY, J.W. JR. & YÁNEZ-ARANCIBA, A. **Coastal lagoons and estuaries, an ecosystem approach**. Ciencia interamericana (Mar. Sci.)1982. V 22, n 1-2, p. 11-26 p

DONATELLI, R.M. **Modelagem Matemática da Hidrodinâmica e da Qualidade de Água da Baía de Vitória**. Tese de Mestrado do Curso de Pós – Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 1998. 192 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro- FINEP/RJ, 1998. 578p.

FIDELMAN, P.I.J. **Impactos causados por tensores de origem antrópica no sistema estuarino do rio santana, ilhéus, Bahia.** XII Semana Nacional de Oceanografia, Novembro de 1999, Rio de Janeiro-RJ. p. 405-407.

FIGUEIREDO, J.L. MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil - III Teleostei (2).** 1^o.ed. São Paulo- Universidade de São Paulo, 1980. 90 p.

FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil - VI Teleostei (5).** 1^o.ed. São Paulo- Universidade de São Paulo, 2000. 116 p.

FONSECA, F.R. **Distribuição espacial e temporal da ictiofauna da Baía de Vitória, ES.** Monografia de conclusão do curso de ciências biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo. 2003.

KARR, J.R. **Assessment of biotic integrity using fish communities.** *Fisheries*, 1981 6 (6)- 21-27.

LEGENDRE, L. & LEGENDRE, P. **Numerical ecology** 1ED. ELSEVIER, AMSTERDAM. 1983. 419 P.

LITTLEPAGE, J. L. **Oceanografia- Manual de técnicas oceanográficas para trabalhos em laboratório e a bordo.** (Tradução de Francisco de Assis Pereira Costa). Fortaleza- EUFC. 99f. 1998.

MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil - IV Teleostei (3).** 1.ed. São Paulo- Universidade de São Paulo, 1980. 96 p.

MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil - V Teleostei** (4). 1.ed. São Paulo - Universidade de São Paulo, 1985. 105 p.

NAGELKERKEN, I.VAN DER VELDE, G. GORISSEN, M.W. MEIJER, G.J. VAN'T HOF, T. & DEN HARTOG, C. **Importance of mangroves, seagrass beds and shallow coral reefs as nursery for important coral reef fishes, using a visual census technique**. Marine and coastal resource management, the oottom, saba, netherlands antilles. 2000. 51. 31-44 p.

NIENCHESKI LF & HL WINDOM. 1994.. **Nutrient Flux and Bubget in Patos Lagoon Estuary**. *The Sci of Total Envir.*, 149- 53-60.

ODUM, E.P. & ODUM, H.T. **Natural areas as necessary components of man's total environment**. Thirthy-Seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference. 1972. 178-189 p.

PAIVA, D. **Caracterização Faciológica do sedimento na área interna do estuário da Baía de Vitória**. Monografia do Programa de Especialização de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória-ES, 1999.

PALLER, M. H., REICHERT, M. J. M. & DEAN, J. M., 1996, **Use of fish communities to assess environmental impacts in South carolina coastal plain streams**. *Trans.Amer. Fish. Soc.*, 125(5)- 633-644.

PATERSON, A.W. & WHITFIELD, A.K.. **Do Shallow-water Habitats Function as Refugia for Juvenile Fishes ?** *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2000. 51, 359-364.p.

PEREIRA FILHO J, CAF SCHETTINI, L RÖRIG & E SIEGLE. 2001. **Intratidal variation and net Trnasport of Dissolved Inorganic Nutrients, POC and Chlorophyll a in the Camboriú River Estuary, Brazil.** *Estuar, Coastal and Shelf Sci.*, 53- 249-257.

PEREIRA FILHO J. & CAF SCHETTINI. 2000 C N P **Budget for Camboriu River Estuary, Brazil.** *In-* DUPRA V, SV SMITH, C MARSHALL.

RIGO, D & SARMENTO, R. **Determinação do tombo da maré no canal da Passagem.** Anais do XII Seminário de Pesquisa da UFES. Resumos, Vitória-UFES, 1993.

RIVIERA-MONROY, V. H.; TORRES, L. A.; BAHAMON, N.; NEWMARK, F. & TWILLEY, R. R. 1999. **The potential use of mangrove forests as nitrogen sinks of shrimp aquaculture pond effluents- the role of denitrification.** *Journal of the world aquaculture society.* 30 (1)- pp 12-25.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & CINTRÓN, G. 1999. **Brasilian mangrove- a historical ecology – 500 – Year Anniversary of Discovery.** *Ciência e Cultura.* 51 (3/4)- 274-286.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **perfil dos sistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal.** *Publicação Esp. Inst. Oceanogr.*, São. Paulo, 1989. (7)-pag. 1-16.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y; SOARES, M. L. G. & COELHO-JR, C. A. **Bioma em maragogipe, recôncavo baiano, bahia, brasil. Seminário- ciência e desenvolvimento sustentável.** *lea/usp org.* 1997. 86-96

SERRA, C.M.L.; CAVALCANTE, P.R.S.; COELHO, L.M.A.; NASCIMENTO, A. R. DINIZ, C.C.S **Avaliação de parâmetros físicos e químicos e pesquisa de *Vibrio***

***parahaemolyticus* em águas do estuário do rio anil (são luís, estado do maranhão)** acta scientiarum. Biological sciences. Maringá, v. 25, no. 2, p. 261-266, 2003

SMITH, C. L, **National audubon society field guide to tropical marine fishes of the caribbean, the gulf of mexico**, florida, the bhamas, and bermuda. Chanticleer pres, inc. New york, 1997. 720 p.

SPERLING, M.V. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte- Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 243p. 1996.

TER BRAAK, C.J.F. **The analysis of environment relationships by canonical correspondence analysis**. Vegetatio, Dorderecht, v.69, .69-77, 1987.

WHITFIELD, A. K. **Fishes and the environmental status of south african estuaries**. *Fisheries management and ecology*. 1996. 3, 45–57.

VON SPERLING, P.A., **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de Esgotos** – Belo Horizonte, DESA/UFMG, 1995.

ZAR, H. J. **BIOSTATISTICAL ANALYSIS**, 4A EDIÇÃO. PRENTICE-HALL, NEW JERSEY. 1999. 663 P. MAIS APÊNDICES.
