

TESE

**ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA ESTUARINO PARA A
BAÍA DE SEPETIBA – RJ, E ANÁLISE DE METAIS PESADOS EM PEIXES.**

ROBERTO GUIÃO DE SOUZA LIMA JUNIOR

SEROPÉDICA - RIO DE JANEIRO - 2001

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA ESTUARINO PARA A
BAÍA DE SEPETIBA, RJ E ANÁLISE DE METAIS PESADOS EM PEIXES.**

Roberto Guião de Souza Lima Junior

Tese submetida ao Curso de
Pós-Graduação em Ciências
Ambientais e Florestais da
UFRRJ como requisito
parcial para a obtenção do
grau de *Magister Scientiae*

Orientador: Prof. Dr. Francisco Gerson Araújo

Seropédica, Rio de Janeiro
Agosto de 2001

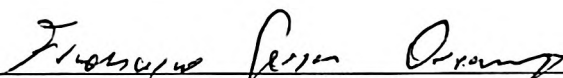
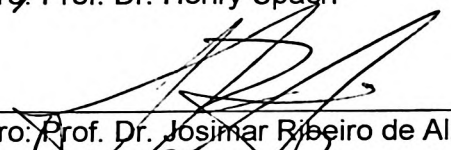
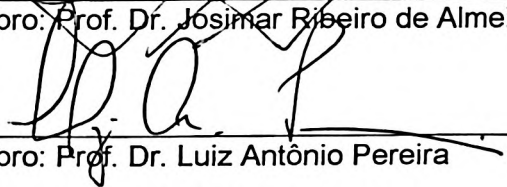
639.0098153
L7320
T

TITULO

**ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA ESTUARINO PARA A
BAÍA DE SEPETIBA, RJ E ANÁLISE DE METAIS PESADOS EM PEIXES.****Roberto Guião de Souza Lima Junior**

Aprovado em 03 /08/2001

Banca Examinadora:


Presidente: Prof. Dr. Francisco Gerson Araújo
Membro: Prof. Dr. Henry Spach
Membro: Prof. Dr. Josimar Ribeiro de Almeida
Membro: Prof. Dr. Luiz Antônio Pereira

Lima Jr., Roberto Guião de Souza.

Adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba, RJ e análise de metais pesados em peixes. Seropédica, Rio de Janeiro. UFRRJ, Instituto de Florestas, 2001.

XXi, 145p.

Tese de Mestrado apresentada a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

1. Integridade Biótica, 2. Monitoramento Ambiental, 3. Metais Pesados,
4. Baía de Sepetiba.

Agradecimentos

Sou muito grato,

Ao Prof. Francisco Gerson Araújo

Aos colegas do laboratório,

André

Antônio

Benjamin

Carla

Cássio

Daniel

Francisco

Ilana

Iracema

Luciano

Luiz

Magna

Márcia

Márcio

Marcus

Pablo

Rafaela

Richard

Rosana

Aos funcionários,

Deca

Deco

Erasmo

Irene

Jorginho

Paulo

Ulises

Ao pessoal da FEEMA,

Ariston

Fernando Batalha

Marilza Farias Maia

Ugo Fontini

Ao Sr. Hélio Roncarati

Aos companheiros de casa,

Alexandre Ururahy

Fábio Pitombo

Roberto Xerez

Aos meus pais,

Sr. Roberto Guião

Sr. Madalena Sofia Nogueira

A CAPES, pela concessão de um ano de bolsa de estudo.

A todos os amigos, namoradas, anônimos e ao meu Anjo de guarda.

agradeço-os de coração.

Dedico este trabalho a todas as vidas que aqui se transformaram em números, tomara que não seja em vão.

Índice	página
Agradecimentos	v
Índice de Figuras	ix
Índice de Tabelas	xvi
Resumo	xviii
Abstract	xix
Apresentação	1
Introdução	2
Área de estudo	10
Formação geológica	10
Dinâmica atual dos sedimentos	11
Coordenadas e localização	14
Características, dimensões e forma	14
Bacia hidrográfica	16
Referências bibliográficas	30
Capítulo 1	
Adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba.	34
Introdução	35
Metodologia	38
Definição das zonas de coleta	38
Programa de amostragem	39
Fatores ambientais	40
Definição tradicional de qualidade de habitat	43
Processamento das amostras e classificação trófica	45
Tratamento de dados	46
Seleção das métricas do IBE	47
Estabelecimento de pontuações e escores	47
Resultados	50
Descrição dos parâmetros abióticos	50
Análise de componentes principais dos parâmetros abióticos	58
Descrição tradicional de qualidade de habitat	60
Descrição das populações	65
Seleção do período de aplicação do IBE	71
Análise de componentes principais dos parâmetros bióticos	76
Seleção das métricas do IBE	78
Formulação do IBE	91
Relação do IBE com os parâmetros tradicionais de qualidade	93

Discussão	100
Referências bibliográficas	121
Capítulo 2	
Análise de metais pesados em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande	129
Introdução	130
Metodologia	131
Resultados e Discussão	132
Conclusões	140
Referências bibliográficas	142

Índice de Figuras	página
Apresentação	
Figura 1. Área de estudo - Baía de Sepetiba.	11
Figura 2. Dinâmica atual dos sedimentos na Baía de Sepetiba.	12
Figura 3. Parte estreita da restinga antes dos primeiros rompimentos.	13
Figura 4. Parte estreita da restinga com evidências de rompimento.	13
Figura 5 . Padrões de circulação de correntes na Baía de Sepetiba	15
Figura 6. Área da bacia hidrográfica da Baía da Sepetiba.	16
Figura 7. Distribuição populacional na área da bacia hidrográfica.	17
Figura 8. Principais sub-bacias hidrográficas.	18
Figura 9. Pluma da sedimentos e Delta construtivo na foz do Rio Guandú .	18
Figura 10. Localização de atividades Industrias potencialmente poluidoras.	19
Figura 11. Localização de atividades não industriais potencialmente poluidoras.	20
Figura 12. Localização das áreas de mineração na área da bacia hidrográfica.	20
Figura 13. Porto de Sepetiba, Lagoa de decantação e pilha de rejeitos da Ingá.	21
Figura 14. Detalhe do Porto de Sepetiba.	21
Figura 15. Antigo Saco do Engenho em 1965.	22
Figura 16. Região do Saco do Engenho após a construção do porto de Sepetiba	22
Figura 17. Detalhe de uma das praias da margem continental da Baía de Sepetiba.	23
Figura 18. Detalhe da degradação do córrego na praia de Sepetiba.	23

Figura 19. Localização das Unidades de Conservação na região da Baía de Sepetiba.	25
Figura 20. APA de Mangaratiba, vista das ilhas da parte externa da Baía.	26
Figura 21. Detalhe do costão rochoso e vegetação marginal na zona externa da Baía de Sepetiba.	26
Figura 22. Parte interna da restinga da Marambaia.	27
Figura 23. Detalhe da transparência da água na restinga.	27
Figura 24. Reserva Biológica de Guaratiba, área de manguezal .	28

Capítulo 1

Adaptação do Índice de Integridade Biótica para a Baía de Sepetiba.

Figura 1. Zonas de coleta, canal de acesso ao porto de Sepetiba e área de deposição de sedimentos dragados na manutenção do canal portuário.	38
Figura 2. Tipo de embarcação utilizada nos arrastos de fundo.	39
Figura 3. Detalhe da rede de arrasto.	40
Figura 4. Tomada dos fatores ambientais com o HORIBA U-10.	41
Figura 5. Coleta de água de fundo.	41
Figura 6. Tomada dos fatores ambientais, salinidade	42
Figura 7. Média, erro e desvio padrão da temperatura por estação do ano, em cada zona de coleta.	50
Figura 8. Média, erro e desvio padrão da temperatura por zona de coleta em cada estação do ano.	51
Figura 9. Média, erro e desvio padrão da salinidade por estação do ano em cada zona de coleta.	52
Figura 10. Média, erro e desvio padrão da salinidade por zona de coleta em cada estação do ano.	52

Figura 11. Média, erro e desvio padrão da profundidade por zona de coleta em cada estação do ano.	53
Figura 12. Média, erro e desvio padrão da transparência por estação do ano em cada zona de coleta.	54
Figura 13. Média, erro e desvio padrão da transparência por zona de coleta em cada estação do ano.	54
Figura 14. Média, erro e desvio padrão do oxigênio dissolvido em cada estação do ano por zona de coleta.	55
Figura 15. Média, erro e desvio padrão do oxigênio dissolvido por zona de coleta em cada estação do ano.	56
Figura 16. Escores dos dois primeiros componentes de principais dos parâmetros abióticos, codificados por zona de coleta na Baía de Sepetiba.	59
Figura 17. Escores dos dois primeiros componentes principais de parâmetros abióticos, codificados por estação do ano na Baía de Sepetiba.	60
Figura 18. Valores de Clorofila a entre as zonas de coleta.	61
Figura 19. Valores de Nitrogênio Inorgânico Total nas zonas de coleta.	61
Figura 20. Valores de Fósforo total nas zonas de coleta.	62
Figura 21. Valores de oxigênio dissolvido nas zonas de coleta.	62
Figura 22. Valores de transparência nas zonas de coleta.	63
Figura 23. Contaminação de Cd e Zn nos sedimentos da Baía de Sepetiba.	64
Figura 24. Percentuais em número de indivíduos das principais famílias capturadas na Baía de Sepetiba.	69
Figura 25. Percentuais em biomassa de indivíduos das principais famílias capturadas na Baía de Sepetiba.	69
Figura 26. Percentuais em número de indivíduos das principais espécies capturadas na Baía de Sepetiba.	70

Figura 27. Percentuais em biomassa das principais espécies capturadas na Baía de Sepetiba.	70
Figura 28 . Variação espaço-temporal do Log. número de indivíduos na Baía de Sepetiba.	72
Figura 29. Variação espaço-temporal do Log. biomassa de indivíduos na Baía de Sepetiba.	72
Figura 30. Variação espaço-temporal no número de espécies na Baía de Sepetiba.	73
Figura 31. Variação espaço-temporal na H' indivíduos na Baía de Sepetiba.	73
Figura 32. Variação espaço-temporal na H' biomassa na Baía de Sepetiba.	74
Figura 33. Escores dos dois primeiros componentes de parâmetros bióticos, codificados por mês, na Baía de Sepetiba.	77
Figura 34. Escores dos dois primeiros componentes de parâmetros bióticos, codificados por zona de coleta, na Baía de Sepetiba.	78
Figura 35. Variação do número de indivíduos capturados entre as zonas.	79
Figura 36. Variação da biomassa de indivíduos capturados entre as zonas.	79
Figura 37. Variação do número de espécies capturadas entre as zonas.	80
Figura 38. Variação de H' biomassa entre as zonas.	80
Figura 39. Variação do número de espécies que compõem 90% do núm. de indivíduos capturados entre as zonas.	81
Figura 40 . Variação do número de espécies que compõem 90% da biomassa de indivíduos capturados entre as zonas.	81
Figura 41 . Variação de H' indivíduos entre as zonas.	82
Figura 42 . Variação do % de indivíduos intolerantes capturados entre as zonas.	82
Figura 43 . Variação do % de indivíduos tolerantes capturados entre as zonas.	83

Figura 44. Variação do % de biomassa de indivíduos intolerantes capturados entre as zonas.	83
Figura 45. Variação do % de biomassa de indivíduos tolerantes capturados por zonas.	84
Figura 46. Variação do número de espécies que compõem 50% do núm. de indivíduos capturados entre as zonas.	84
Figura 47. Variação do número de espécies que compõem 50% da biomassa de indivíduos capturados entre as zonas.	85
Figura 48. Variação do % de espécies carnívoras capturadas entre as zonas.	85
Figura 49. Variação do % de indivíduos carnívoros capturados entre as zonas.	86
Figura 50. Variação do % de biomassa de indivíduos carnívoros capturados entre as zonas.	86
Figura 51. Variação do % de espécies invertívoras capturadas entre as zonas.	87
Figura 52. Variação do % de indivíduos invertívoros capturados entre as zonas.	87
Figura 53. Variação do % de biomassa de invertívoros capturados entre as zonas.	88
Figura 54. Variação do % de espécies onívoras capturadas entre as zonas.	88
Figura 55. Variação do % de indivíduos onívoros capturados entre as zonas.	89
Figura 56. Variação do % de biomassa dos indivíduos onívoros capturados entre as zonas.	89
Figura 57. Média $\pm$ erro padrão dos valores do IBE indivíduos para cada zona de coleta.	93
Figura 58. Média $\pm$ erro padrão dos valores do IBE biomassa para cada zona de coleta.	93

Figura 59. Média $\pm$ erro padrão dos valores do IBE geral para cada zona de coleta.	94
Figura 60. Variação mensal do IBE número de indivíduos entre as zonas	96
Figura 61. Variação mensal do IBE biomassa de indivíduos entre as zonas.	96
Figura 62. Variação mensal do IBE geral entre as zonas.	97
Figura 63. Variação do IBE número de indivíduos por estação do ano entre as zonas.	98
Figura 64. Variação do IBE biomassa de indivíduos por estação do ano entre as zonas de coleta.	98
Figura 65. Variação do IBE geral por estação do ano entre as zonas.	99
Figura 66. Percentual de espécies por nível trófico 1987/1988.	113
Figura 67. Percentual de espécies por nível trófico 1998/1999.	113
Figura 68. Percentual de indivíduos por nível trófico 1987/1988.	114
Figura 69. Percentual de indivíduos por nível trófico 1998/1999.	114

Capítulo 2

Análise de metais pesados em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Figura 1. Área de estudo.	132
Figura 2. Concentrações de cobre em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.	133
Figura 3. Concentrações de ferro em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.	134
Figura 4. Concentrações de cromo em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.	136
Figura 5. Concentrações de zinco em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.	138
Figura 6. Concentrações de cádmio em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.	139

Figura 7. Concentrações de chumbo em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande. 140

Figura 8. Concentrações de níquel em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande. 141

Índice de Tabelas	página
Apresentação	
Tabela 1. Ranking das principais indústrias poluidoras por bacia hidrográfica na Baía de Sepetiba.	24
Capítulo 1	
Adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba	
Tabela 1. Expectativa de resposta da comunidade de peixes as alterações ambientais.	37
Tabela 2. Critérios de qualidade e suas referências bibliográficas.	44
Tabela 3. Métodos de análise e fonte bibliográfica para os parâmetros químicos de qualidade ambiental da Baía de Sepetiba.	45
Tabela 4. Valores de F da Análise de Variância Bifatorial sobre os parâmetros abióticos avaliados na Baía de Sepetiba.	57
Tabela 5. Média e erro padrão dos parâmetros abióticos por zona de coleta	57
Tabela 6. Média e erro padrão dos parâmetros abióticos por estação do ano	57
Tabela 7. Valores gerais de média, mínimo, máximo e desvio padrão para os parâmetros abióticos.	58
Tabela 8. Autovalores e explicação da variância dos 2 componentes principais dos parâmetros abióticos da Baía de Sepetiba.	58
Tabela 9. Valores e observações referentes a cada parâmetro avaliado na classificação de habitat na Baía de Sepetiba.	65
Tabela 10. Classificações tradicionais de qualidade para as três zonas da Baía de Sepetiba.	65
Tabela 11. Número, peso total e percentual dos peixes capturados por famílias e espécies na Baía de Sepetiba.	66
Tabela 12. Teste não paramétrico Kruskal-Wallis sobre os parâmetros bióticos testados por mês versus zonas na Baía de Sepetiba.	74

Tabela 13 . Teste Kruskal-Wallis sobre os parâmetros bióticos das três zonas por cada um dos meses na Baía de Sepetiba	75
Tabela 14. Autovalores e explicação da variância dos 2 componentes principais dos parâmetros bióticos da Baía de Sepetiba.	76
Tabela 15. Média $\pm$ erro padrão das métricas candidatas ao IBE por zona de coleta da Baía de Sepetiba.	90
Tabela 16. Escores atribuídos na classificação de qualidade de habitat.	92
Capítulo 2	
Análise de metais pesados em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande	
Tabela 1- Espécies incluídas nas análises de metais pesados e suas características tróficas.	132

Resumo

A Baía de Sepetiba vem sofrendo ao longo das últimas décadas alterações ambientais por eutrofização química (orgânica e inorgânica) e alterações físicas resultando em modificações nas condições físico-químicas do ambiente e no nível de produção do sistema. Como consequência imediata, cita-se a quebra da estabilidade (homeostase) do ecossistema, alterando seu metabolismo, e afetando quali-quantitativamente as comunidades aquáticas. Existem diversas formas de monitoramento de ambientes aquáticos, as quais não são capazes de mensurar isoladamente a grande variedade de interferências a que estão expostos estes sistemas. No presente trabalho testou-se uma nova estratégia de monitoramento em ambientes costeiros, através da adaptação do Índice de Integridade Biótica para a Baía de Sepetiba. Tal índice foi proposto pela primeira vez por James Karr em 1981 para utilização em rios nos E.U.A. sendo baseado em atributos da comunidade de peixes como modelo integrado de monitoramento de qualidade de ambientes. Para a adaptação do presente estudo, foram testados 14 atributos da ictiofauna demersal com vistas as suas capacidades de inferir alterações antrópicas. Destas 14 métricas iniciais, 9 responderam corretamente as variações ambientais e foram incluídas na adaptação do Índice Biótico Estuarino - IBE: dominância, % de indivíduos tolerantes, % de indivíduos intolerantes, % espécies carnívoras, % de indivíduos carnívoros, % espécies invertívoras, % de indivíduos invertívoros, % espécies onívoras, % de indivíduos onívoros. Os resultados do Índice Biótico Estuarino coincidiram com as diferentes qualidades de habitat, propostas pelos parâmetros tradicionais de avaliação de qualidade. A abordagem por número de indivíduos foi mais sensível do que a abordagem por biomassa na detecção de qualidade de habitat. Foram feitas adicionalmente análises dos metais pesados (Cr, Ni, Cd, Zn, Pb, Fe e Cu), em 3 tipos de tecido de peixes (músculo, gônadas e fígado) das Baías de Sepetiba e Ilha Grande, sistema vizinho e teoricamente menos impactado utilizado para comparação. Estas análises foram utilizadas buscando identificar poluentes específicos, uma vez que o Índice Biótico reflete a saúde geral do sistema considerando todas as formas de interferência

antrópica. Os níveis de Cr e Zn ultrapassaram as concentrações máximas permitidas em músculo de algumas espécies. Chumbo, Cu e Cd apresentaram concentrações acima das permitidas somente em gônadas e fígado. Não existem concentrações máximas permitidas para Ferro, entretanto este metal apresentou concentrações em fígado comparáveis a áreas bastante poluídas. Níquel foi o único metal a não apresentar contaminação nos tecidos dos 120 peixes avaliados. De maneira geral, os peixes capturados na Baía de Sepetiba apresentaram maiores concentrações que os capturados na Baía da Ilha Grande, entretanto estes últimos também apresentaram, em muitas amostras, concentrações acima das máximas permitidas pelo Ministério da Saúde.

Abstract

Sepetiba Bay has underwent increasing environmental deterioration over the last decades from chemical eutrofication (organic and inorganic) and physical alterations resulting in physico-chemistry alteration in the environment in detriment of the level of production of the system. Consequently, alteration in stability (homeostase) of the ecosystem by changing environmental metabolism, affecting the aquatic communities take place. Some ways of monitoring aquatic environments are available, which are limited because they are not suitable for assessing a large number of human interference that might take place in such systems. In this work, a new strategy for monitoring coastal environments using an adaptation of the Index of Biotic Integrity for the Sepetiba Bay was used. This index was proposed for the first time by James Karr in 1981 for use in rivers in the USA, and it is based on attributes of the fish populations in an integrated approach for monitoring water quality. For Sepetiba Bay, fourteen candidate metrics of ichthyofauna were tested in their capacity to infer anthropogenic alterations. Nine out of the 14 initial metrics were selected in the adaptation of the Estuarine Biotic Index - EBI: dominance, % of tolerant individuals, % of intolerant individuals, % carnivorous species, % of carnivorous individuals, % invertivorous species, % of invertivorous individuals, % omnivorous species, % of omnivorous individuals. Scores of the Estuarine Biotic Index coincided closely with expectation of different habitat qualities, being validated by the traditional parameters used for measuring water quality. The approach by number of individuals was more efficient than the approach by biomass in detecting habitat quality. Additionally, heavy metals (Cr, Ni, Cd, Zn, Pb, Fe and Cu) were measured in 3 types of fish tissues (muscle, gonads and liver) caught in both Sepetiba Bay and Ilha Grande Bay, the latter system being theoretically less impacted, and was used for comparisons. These analyses aimed to identify specific pollutants once the Estuarine Biotic Index reflects general health of the system as result of anthropic interference. The level of Cr and Zn surpassed the maximum allowed concentrations in muscle of some fish species. Lead (Pb), Cu and Cd presented concentrations above maximum

permissible only for gonads and liver. Iron (Fe) presents concentrations comparable to high polluted areas for viscera, however there is no standards available for this metal. Niquel (Ni) was the only metal to do not present contamination in the fish tissues examined. Overall, fish caughted in the Sepetiba Bay showed higher metal concentrations than those from Ilha Grande Bay, but the latter also presented metals concentration above the maximum allowed by the Brazilian Health Ministry in several samples.

Apresentação

Introdução

A Baía de Sepetiba oferece condições favoráveis do ponto de vista ecológico para o desenvolvimento de inúmeras espécies de peixes e crustáceos de interesse comercial, contribuindo significativamente com o volume total de pescado comercializado no Rio de Janeiro, de onde sobrevivem diretamente 5000 mil pescadores provenientes de três comunidades pesqueiras. (FIPERJ,1998; FEEMA, 1991).

Do ponto de vista turístico, existem inúmeras empresas que o exploram a região, com vários hotéis situados em ilhas e praias da costa norte, além de dezenas de saveiros operando com passeios na Baía. Em diversas localidades e ilhas encontram-se instaladas edificações de lazer, caracterizadas por casas de veraneio, loteamentos, condomínios de segunda residência assim como bares e restaurantes especializados em frutos do mar.

Ecologicamente a Baía também tem importância reconhecida, sendo declarada "Área de Relevante Interesse Ecológico" (ARIE) pela constituição do estado do Rio de Janeiro através do artigo 266, VI, porem não regulamentado até o momento.

De acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, Conama nº 20, artigo 1º, que classifica as águas com relação aos usos preponderantes, a Baía de Sepetiba deve ser incluída na classe 5, de acordo com as características de utilização de suas águas, sendo destinadas à recreação de contato direto, à proteção das comunidades aquáticas, à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de espécies destinadas à alimentação humana. (Conama, 1986)

Entretanto, apesar da vocação natural de centro pesqueiro, turístico, e de sua importância ecológica, a região da Baía de Sepetiba vem sendo desenvolvida como um dos pólos industriais do Estado do Rio de Janeiro. Sua bacia tem quase a totalidade de seu território submetido ao disciplinamento de uso do solo estabelecido pelo Zoneamento Industrial Metropolitano do Rio de Janeiro, dividida em Zonas de uso estritamente industrial (ZEI), Zonas de uso predominantemente

Industrial (ZUPI) e Zonas de uso diversificado (ZUD). As ZEIs contaram com vultuosos investimentos em infra estrutura, além de outros subsídios aos empreendedores que nelas se implantaram, criando uma grande concentração industrial na área.

Hoje, só em seu entorno, a Baía de Sepetiba conta com mais de 100 empresas de médio e grande porte de diversos setores industriais, responsáveis pelo lançamento de inúmeras substâncias potencialmente tóxicas na Baía. (SEMA, 1998). Entre os principais poluentes para o meio aquático, destacam-se os metais pesados: cádmio, zinco, e cromo (Lacerda *et al*, 1983). Porém outros metais como cobre, mercúrio, níquel, chumbo e manganês, acumulam-se no sedimento e na cadeia trófica deste ecossistema, oriundos principalmente de indústrias químicas e metalúrgicas, atingindo concentrações até vinte vezes superiores aos níveis permitidos pela legislação brasileira (Lacerda *et al*, 1983). Além dos metais, outros compostos bioacumulativos tóxicos (organoclorados, PCB's e benzo-A- pireno) constituem importante fonte de poluentes.

Outro grande atrativo industrial e fonte impactante para a Baía é o Porto de Sepetiba, operando hoje principalmente com importação para CSN, Cosigua e Valesul. Este porto vem sendo ampliado para se transformar no maior porto da América Latina, com características de Porto Concentrador de Cargas (*Hubport*), como os portos de Cingapura e Rotterdam. Tecnicamente o porto vem sendo preparado para receber navios de até 150 mil toneladas, movimentando 7 milhões de containers por ano. Tais números representam uma capacidade dez vezes maior que o movimento de todos os portos do país, com algo em torno de 20 milhões de toneladas / ano de mercadorias. Entretanto, tal magnitude tem em paralelo uma série de prejuízos ambientais associados, como as alterações físico-químicas inerentes a implantação, manutenção e operação de tamanho complexo portuário. Na Baía ainda existe um porto de minérios de propriedade da Minerações Brasileiras Reunidas (MBR), situado na parte externa da Baía nas proximidades da Ilha Guaíba, também contribuindo com alterações físico-químicas no ambiente. (SEMA, 1998)

A região situa-se no mais importante entorno geo-econômico do país, abrangendo as cidades do Rio de Janeiro, São Paulo e Belo Horizonte, concentrando num raio de 500km cerca de 32% da população do País, 65% do produto industrial, 65% dos serviços e 40% da produção agrícola do País (SEMA, 1998).

Com relação a poluição orgânica, os 1.300.000 habitantes dos municípios da bacia de drenagem da Baía produzem cerca de 286.900 m³ / dia de esgoto sanitário, equivalendo a uma DBO de 70 toneladas / dia (ZEE, 1996). Os esgotos são lançados sem qualquer tipo de tratamento nos rios e canais que chegam a Baía, acumulando-se principalmente ao longo das praias da porção leste, nas localidades de Sepetiba e Guaratiba. O mau cheiro pode ser sentido da orla, afugentando o turismo e causando a falência de bares e restaurantes tradicionais (SEMA, 1998).

É importante que também se ressalte a existência de um enorme passivo ambiental (resíduos sedimentados no fundo da Baía), os quais são revolvidos e dispersados pelas operações de dragagem e descarte de sedimentos da ampliação e manutenção do porto de Sepetiba, tornando-se novamente disponíveis para a cadeia alimentar.

Embora o processo de industrialização da Baía de Sepetiba seja relativamente recente, iniciando-se na década de 60, os níveis de poluição já são da mesma ordem daqueles descritos para áreas industriais mais velhas e historicamente poluídas da Europa e América do Norte (Lacerda & Pfeifer, 1987). Já as alterações físicas datam do início da década de trinta, com as obras de "saneamento" da baixada realizadas pelo Departamento Nacional de Obras e Saneamento. Nessa época foram retificados mais de 10 Km de rios e construídas 400 pontes, causando a destruição de extensas áreas de mangue (SEMA, 1998). Uma década depois, a transposição de parte das águas do Rio Paraíba do Sul para o Rio Guandú, principal contribuinte de águas continentais para a Baía, contribui com o aumento nas alterações físico – químicas na região. Estas obras objetivaram inicialmente um maior fornecimento de energia elétrica para o grande Rio, e em 1960 passam também a serem aproveitadas no abastecimento de água.

Consequentemente, o incremento no fluxo d'água que o Rio Guandu despeja na baía de Sepetiba resultou em alterações no seu regime hidrólogo e na transparência de suas águas.(Oliveira, 1971).

Atualmente a Baía de Sepetiba é classificada na categoria de sistema com áreas eutrofizadas e outras mesotróficas (Machado *et al.*, 1998), e de curto a longo prazo, a bacia constitui espaço prioritário e disponível para a expansão industrial da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Estão previstos investimentos na ordem de R\$ 300 milhões no setor portuário pelos Governos Estadual e Federal, e mais U\$ 1 bilhão em projetos industriais de iniciativa privada segundo a Federação das Indústrias do Rio de Janeiro FIRJAN (1997). Estima-se, caso medidas de controle de poluição não sejam tomadas, um acréscimo de 50% no lançamento de cargas poluentes na Baía até 2020, com sérias conseqüências ecológicas e econômicas considerando as condições de degradação atuais (SEMA, 1998). Já são observados prejuízos no setor turístico e pesqueiro; e além disso esta em jogo a integridade de um dos mais importantes ecossistemas costeiros da região sudeste e a saúde de milhares de pessoas que consomem itens de pescado provenientes de suas águas.

Oliveira (1971) analisando aspectos ambientais da Baía de Sepetiba, comenta que sob o ponto de vista sanitário as poluições foram sem significação até 1965. Quanto as poluições químicas, já existiam queixas dos pescadores sobre desequilíbrios no ambiente aquático causados pelos inseticidas aplicados na agricultura, e no combate a malária após a Segunda Guerra Mundial. Esse autor alerta também para os futuros desequilíbrios físico-químico-biológicos causados pela transposição das águas do Rio Paraíba para a Baía, a qual naquela época já causava alterações na transparência de suas águas. Este, prevê para o futuro, alterações nas comunidades planctônica e bentônica, assim como a redução de centenas de quilômetros quadrados de fundo propícios à ótima e abundante criação do camarão *Penaeus schimdti*, tão normal e natural em 1965 que suas larvas chegavam a fazer manchas cor de ferrugem na superfície de algumas áreas. Atualmente, o camarão rosa representa uma pequena parcela dos crustáceos capturados nesta Baía (FIPERJ, 1998). Oliveira (1971), conclui seu

trabalho com o seguinte comentário: *"Este levantamento preliminar serve para comparações futuras, pois a Baía de Sepetiba ainda não é poluída. Futuramente haverá um porto de minérios e um de cargas, siderúrgicas e outras indústrias a poluirão"*.

Provavelmente o futuro a que se referia Oliveira em 1971 seja o presente na Baía de Sepetiba, o que intensifica a necessidade de estudos bio-ecológicos e programas de monitoramento, um dos objetivos do presente trabalho. Há pouco mais de uma década, intensificam-se os trabalhos aplicados principalmente a fauna da Baía de Sepetiba, como o levantamento preliminar da comunidade de peixes e crustáceos decápodes realizado por Oshiro & Araújo (1987) e estudos da biologia de alguns grupos de peixes, realizados por Oliveira (1988); Souza & Araújo (1990); Santos (1996) e Azevedo (1997). Estudos ecológicos da ictiofauna foram realizados por Cruz-Filho (1995); Araújo *et al.* (1997) e por Araújo *et al.* (1998).

Cruz-Filho (1995), comenta sobre alterações na composição dos grupos mais abundantes e suas contribuições relativas para o número total de peixes da Baía. Outros trabalhos como o monitoramento realizado pela FEEMA (1980); FEEMA (1991) e Machado *et al.* (1998), buscam mensurar a abrangência da degradação neste ecossistema, analisando a qualidade da água e sedimentos através da análise de contaminantes específicos e fatores físico-químicos. O diagnóstico de qualidade da água da Bacia da Baía de Sepetiba, realizado em 1996 / 1998 num convênio entre a FEEMA e a Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), utilizando-se das mesmas técnicas, conclui serem superficiais as possibilidades de avaliação resultantes da análise de fatores físico-químicos (FEEMA / GTZ, 1998). Segundo Karr *et al.* (1986), a análise somente dos fatores físico-químicos são insuficientes para refletir uma abrangente abordagem da qualidade da água, visto que não demonstram com precisão as condições ecológicas da comunidade que está sendo avaliada. Karr (1981), comenta que a análise de contaminantes específicos também são bastante discutíveis, não levando em conta variações geográficas dos poluentes, efeitos de curto prazo, assim como sinergismo e efeitos subletais causados pelos mesmos.

Esses mensuramentos também não consideram algumas alterações físicas como, mudanças de fluxo, assoreamentos, aterramentos e dragagens. Em suma, é impossível medir todas as alterações que podem ser impostas a um sistema, e a multiplicidade de suas conseqüências para a bióta. Esse mesmo autor defende a idéia de que a habilidade em manter uma comunidade biótica equilibrada, seria um dos melhores indicadores de qualidade de habitat, sugerindo a utilização de atributos das populações de peixes na determinação da integridade biótica dos sistemas aquáticos como forma sofisticada de monitoramento. Barroso (1989), sugere que os peixes sejam excelentes indicadores de qualidade da água, ocupando o mais alto nível trófico da cadeia alimentar aquática com relação a outros grupos, representam uma resultante das condições das formas biológicas inferiores, funcionando como indicadores da qualidade total do corpo d'água.

O uso de bioindicadores específicos, geralmente moluscos, constitui uma outra forma de abordagem, promovendo uma melhor avaliação da biodisponibilidade dos poluentes, do que as análises físico-químicas (Phillips and Segar, 1986 *apud* FEEMA, 1991). De fato, muitos grupos de organismos têm sido propostos como indicadores de qualidade de habitat, moluscos, macroinvertebrados, diatomáceas e outros, entretanto nenhum deles responde a todas as possibilidades de interferências em que um sistema pode ser exposto. Estudos de dinâmica de populações, organização da cadeia alimentar e estrutura de comunidades tem sido mais eficientes que espécies bioindicadoras em detectar múltiplos efeitos estressores (Schindler, 1987; Plafkin, 1989). Além disso os bioindicadores citados contam com outras desvantagens, como maior tempo de classificação e identificação, conhecimento restrito sobre seus ciclos vitais e dificuldade na tradução dos resultados para o público em geral. Já os peixes, possuem ampla documentação de seus ciclos vitais, representam uma variedade de níveis tróficos, são de fácil captura e identificação, além de estarem sempre presentes e serem bastante familiares ao público. Tanto a toxidez aguda (mortalidade ou ausência de grupos), efeitos estressores (diminuição do tamanho, sucesso reprodutivo), assim como perda e alteração nos níveis tróficos podem ser avaliadas (Karr, 1981). Os peixes apresentam contudo alguns inconvenientes,

como a mobilidade e a seletividade amostral. Entretanto existem técnicas de minimização destes problemas, sendo as pequenas desvantagens suprimidas pelas vantagens de sua utilização. Talvez um modelo ideal de monitoramento deveria contemplar atributos de várias populações dentro de um sistema, entretanto limitações de tempo, recursos e pessoal especializado inviabilizam tal proposta.

Karr (1981), desenvolveu para a Environmental Protection Agency (EPA) dos Estados Unidos, uma metodologia que permite verificar a qualidade da água fundamentando-se na análise da estrutura das populações de peixes, mais especificamente através do Índice de Integridade Biótica (IBI). Tal metodologia, acrescida de parâmetros físico-químicos tem sido utilizada na caracterização da qualidade da água por agências ambientais em vários estados dos EUA e Países Europeus. O Índice de Integridade Biótica, originalmente criado para ser aplicado em rios, foi inicialmente utilizado no Brasil por Araújo (1998) e recentemente por Fichberg (2000), ambos no rio Paraíba do Sul. O IBI sofreu adaptações para aplicação em ambientes estuarinos, surgindo então o Índice de Integridade Biótica Estuarino (IBE), que tem sido utilizado em trabalhos nos EUA, (Ayvazian *et al.*, 1992; Batiuk *et al.*, 1992; Guillen, 1996; Deegan *et al.*, 1997) e pela Agência de Proteção Ambiental do Estado de Maryland's EUA, nos estuários da Baía de Chesapeake.

O objetivo geral do presente trabalho, em caráter pioneiro, foi a tentativa de adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino (IBE) em dois aspectos concomitantes. Adapta-lo para ambientes costeiros mais amplos e com predominância de características marinhas como as Baías, especificamente a de Sepetiba, e às diferentes características ambientais do sudeste do Brasil. Para tal, utilizou-se o trabalho de Deegan *et al.* (1997) como ponto de partida. A denominação Índice de Integridade Biótica Estuarino (IBE) foi mantida, embora os estuários não sejam o objetivo principal do trabalho em tela, e sim Baías, como o caso da Baía de Sepetiba, ambientes caracterizados pela maior estabilidade dos fatores ambientais.

Karr (1991) comenta que esta estratégia de monitoramento pode rapidamente e a baixo custo servir como abordagem exploratória da qualidade do habitat em questão. Nos locais onde o uso inadequado é sugerido, podem ser aplicados programas de detecção de agentes impactantes específicos se necessário. Assim foram realizadas adicionalmente análises de metais pesados em peixes da região, visando exemplificar uma estratégia de monitoramento integrada, entre o IBE, mais amplo e generalista e as análises de metais, um dos agentes específicos causadores da deterioração da Baía. A escolha das análises de metais pesados como instrumento exploratório em complemento ao IBE, deve-se ao fato dos metais pesados serem um dos agentes impactantes mais relevantes para esse ecossistema. Entretanto, outras análises específicas também poderiam ser desenvolvidas devido a natureza variada das agressões sofridas pela Baía.

A adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba, representa o teste de adaptação de uma metodologia de monitoramento internacionalmente reconhecida, oferecendo uma alternativa relativamente barata, rápida e eficiente de avaliação de qualidade de habitat aos órgãos ambientais competentes.

Área de Estudo

Formação geomorfológica

Uma das hipóteses mais aceitas é que a formação da Baía de Sepetiba iniciou-se no final da transgressão Flandriana, cerca de 6.000 anos atrás, última grande transgressão Quaternária, concomitantemente à formação da restinga da Marambaia (Roncarati & Barrocas, 1978) Naquela período a Baía de Sepetiba constituía uma grande enseada, com o nível do mar situando-se cerca de 4 à 6 metros acima do atual, estando sujeita a ação das correntes litorâneas próximas a costa, que penetravam através da larga abertura primitiva da enseada, vindas do oeste. Tais correntes, provocavam por simples fricção uma nova corrente circular em direção contrária, varrendo a areia e os sedimentos do fundo da enseada trazidos pêlos rios, em direção ao Pico da Marambaia, naquela época uma Ilha. A corrente circular interna perderia força na altura desta Ilha, perdendo também a capacidade de transporte dos sedimentos, os quais se depositavam numa zona de águas mortas entre as duas correntes, a litorânea vinda da plataforma e a de circulação interna. Começava a desenvolver-se a raiz da restinga interior, crescendo na direção leste. Após a transgressão Flandriana o mar baixou para o nível atual, deixando a restinga já formada. Com a formação da barreira entre o mar aberto e o continente há aproximadamente 3.500 anos, formou-se a Baía, que sob ação dos ventos começa a apresentar correntes "oito" ou correntes de circulação interna. Tais correntes são de triplo efeito: erodem, transportam e sedimentam. Sob a ação destas correntes forma-se a ponta da Pombeba, com sedimentos erodidos da parte central da restinga. Esta tendência tende a evoluir, estendendo o esporão de areia até a margem continental da Baía, transformando-a futuramente em uma laguna. (Fig. 1)

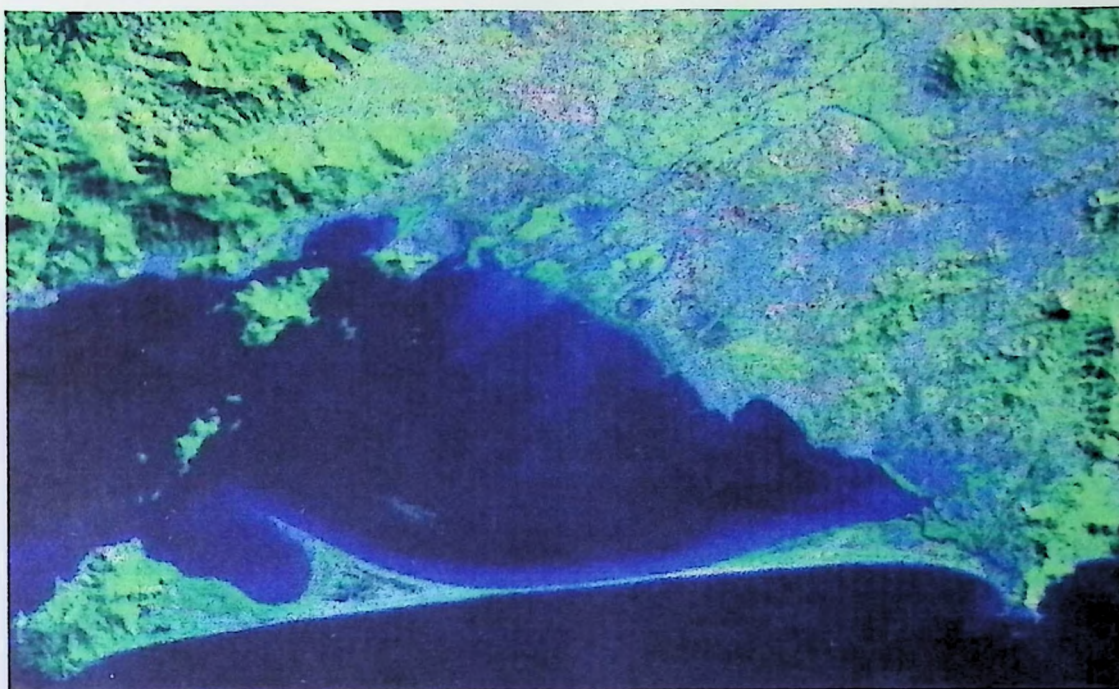


Figura 1- Área de estudo - Baía de Sepetiba

Dinâmica sedimentar atual da restinga

Estudos comparativos elaborados entre cartas batimétricas elaboradas pela Marinha Francesa em 1868, e a traçada pela Diretoria de Hidrografia e Navegação DNH (1984), demonstram modificações relevantes em áreas submersas. (Borges, 1990). A Baía da Marambaia apontada como tipicamente sedimentar, apresenta na carta de 1994 um recuo de 151 metros da praia no fundo da Baía se comparada ao estudo de 1868. A ponta da Pombeba, que originalmente apresentava-se ligada ao esporão que forma a Baía da Marambaia, encontra-se hoje separada, caracterizando uma razão erosiva de 15 metros por ano. Medidas de fotografias aéreas feitas entre 1956 e 1980, mostram modificações no comprimento e na largura da Ilha da Pombeba. Em 1956 possuía 210 de largura por 600 de comprimento, em 1980 as medidas reduziram-se para 107 e 448 respectivamente. Tais informações destoam das teorias propostas por Roncarati & Barrocas (1978), em que o esporão da Baía da Marambaia cresceria, transformando-a em uma laguna. Provavelmente as constantes dragagens,

retificações da linha costeira continental e destruição dos manguesais, possam estar contribuindo para o aumento na circulação das águas da Baía. Assim, onde se esperava um processo deposicional observa-se um processo erosivo, como modificações nas áreas de erosão e sedimentação atualmente vigentes Fig. 2. Destaca-se ainda o processo erosivo na parte central da restinga, que em 1868 apresentava-se com 360 metros de largura, contra 120 m em 1981, sugerindo uma razão erosiva de aproximadamente 2 metros por ano. A atual tendência de formação de canais de maré ou “washovers”, na parte estreita da restinga não observados por Borges até 1990, já foram evidenciadas em campo em 2000 e 2001. Foi observada uma depressão transversal ao cordão arenoso, com ausência de vegetação e acúmulo de lixo, evidenciando que em períodos de maré de sizigia, estaria havendo contato entre as águas oceânicas e as da Baía. Figuras 3 e 4.



Figura 2. Dinâmica atual dos sedimentos na Baía de Sepetiba, indicando erosão da ponta da Pombeba e carreamento de sedimentos para fora da Baía.



Figura 3. Parte estreita da restinga antes dos primeiros rompimentos, 1990.



Figura 4. Parte estreita da restinga com evidências de rompimento, ano 2000.

Coordenadas e localização

A Baía de Sepetiba localiza-se entre as coordenadas: 22°54' / 23°04'S de latitude e 43°34' / 44°10'W de longitude DHN (1984), em um trecho do litoral Sudeste ou das escarpas cristalinas. Este trecho corresponde a concavidade do litoral brasileiro que se estende do sul do Espírito Santo até a região de Laguna, em Santa Catarina, designado como o *Arco de Capricórnio*. Nesta região, sucede-se a transição dos sistemas tropicais para os sub-tropicais ou temperados. Este trecho do litoral brasileiro é caracterizado por escarpas de rochas do complexo cristalino pré-cambriano (4 bilhões de anos), entremeado por deposições marinhas do quaternário (Suguio & Martin, 1987). Geo-politicamente, o entorno da Baía compreende partes dos municípios de Mangaratiba, Itaguaí e Rio de Janeiro, localizando-se no extremo sudoeste do estado do Rio de Janeiro.

Características, dimensões e forma

A Baía de Sepetiba é um corpo de águas salinas e salobras, semi-enclausurado, com litoral caracterizado por cerca de 95 pequenas praias insulares e continentais separadas por pontas rochosas, 49 ilhas e uma região de mangues e estuários. As praias são do tipo arenosas, lodo-pedregosas, de cascalhos e de uma intercessão desses vários tipos. (Costa, 1992)

O substrato é principalmente lodoso, com as argilas de fundo formando um corpo sedimentar contínuo, recobrimdo quase que totalmente o fundo da Baía de Sepetiba (Roncarati & Barrocas, 1978). Apesar de atingir em certos locais profundidade de até 30 m, devido a existência de valas naturais e de dragagens realizadas para acesso de grandes embarcações ao Porto de Sepetiba, a Baía apresenta profundidades inferiores à 5 metros em 40 % de sua área, principalmente na zona mais interna.

Possui, espelho d'água de 520 Km² de superfície e 170,5 km de perímetro. Maior comprimento no sentido leste oeste, com 43 Km de extensão, e largura de 17 Km no sentido norte sul. Sua forma é alongada, limitando-se a norte e leste pelo continente, ao sul pela restinga da Marambaia e a oeste pela Baía da Ilha Grande (SEMA, 1998).

Aspecto O Clima é classificado como do tipo Aw, tropical quente e úmido, com verão chuvoso e inverno seco. Ventos do quadrante sul e brisas marinhas, descarregam umidade contra o anteparo das serras circundantes a Baía, podendo contribuir para a ocorrência de chuvas na estação seca de inverno (Barbière & Kronemberger, 1994). O período de maior pluviosidade na região da Baía, concentra-se em dezembro e janeiro, alongando-se por vezes até março, enquanto o período seco estende-se de maio à setembro. A região da bacia hidrográfica apresenta pluviosidade média de 1500 mm / ano. (ZEE, 1996)

O padrão de circulação de correntes no interior da Baía recebe influências das massas de águas oceânicas densas e frias provenientes da Corrente das Malvinas, que penetram na Baía à oeste, entre as ilhas de Itacuruçá e Jaguanum (Fig. 5). Ao misturarem-se as águas doces provenientes das bacias de drenagem continental, estas correntes aquecem-se tornando-se superficiais à medida que circundam a área interna da Baía, saindo pelo canal entre as ilhas de Jaguanum e Marambaia, onde ocorre uma sobreposição de correntes superficiais que saem e profundas que entram (Costa, 1992). Existem também correntes superficiais de circulação interna do tipo "oito", as quais transportam, erodem e sedimentam.



Imagem de satélite da restinga de Marambaia. As setas incluídas na imagem mostram a dinâmica das correntes de circulação interna na Baía de Sepetiba

Figura 5 . Padrões de circulação de correntes na Baía de Sepetiba

Aspectos gerais da bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba ocupa uma área de 2700 km², compreendendo, parcial ou totalmente, territórios de 12 municípios (SEMA, 1998). Totalmente incluídos na bacia encontram-se os municípios de Itaguaí, Japeri, Mangaratiba, Paracambi, Queimados e Seropédica, e parcialmente os de Eng. Paulo de Frontin, Pirai, Rio Claro, Miguel Pereira, Rio de Janeiro e Nova Iguaçu. A população foi estimada em 1,33 milhões de habitantes em 1996. (Fig. 6 e 7)

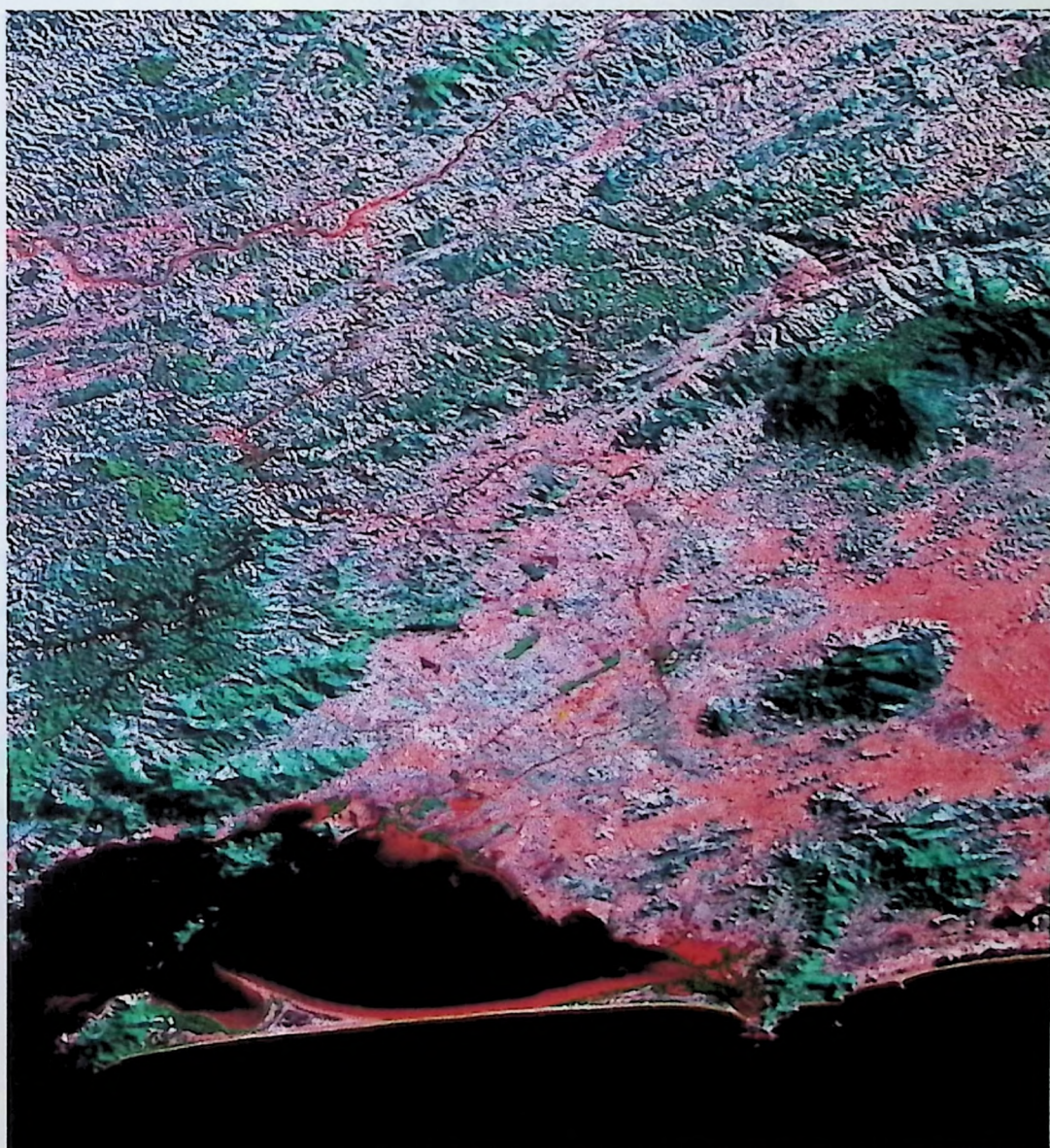


Figura 6. Área da bacia hidrográfica da Baía da Sepetiba.

Densidade Rural e Urbana - Censo 1991

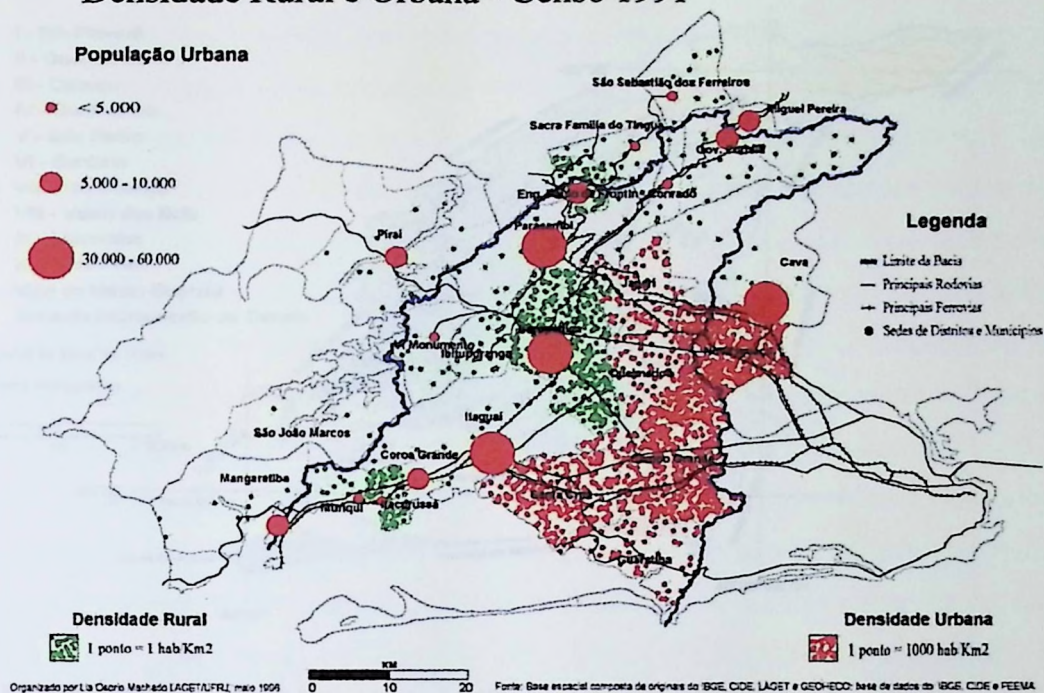


Figura 7. Distribuição populacional na área da bacia hidrográfica.

As águas de drenagem continental são provenientes principalmente de nove sub-bacias hidrográficas: Rio Mazomba, Rio da Guarda, Rio Guandú, Rio Cação Vermelho, Rio Piraquê, Rio Ita, Rio Porto, Rio Portinho e outros, além da região hidrográfica da Restinga da Marambáia contribuindo com pequenos córregos. A Baía recebe por transposição, uma contribuição significativa do rio Paraíba do Sul ($160 \text{ m}^3 / \text{segundo}$), desviada do curso principal deste rio para o rio Guandú (Canal de São Francisco). O corpo d'água resultante, o rio Guandú, é o maior contribuinte de águas continentais para a Baía, aproximadamente 77% do total das águas de drenagem continental. (Fig. 8 e 9)

A bacia hidrográfica abriga em sua área inúmeras atividades indústrias e não industriais de reconhecido potencial poluidor, assim como áreas de mineração e de atividade portuária. Tais atividades se utilizam dos rios e canais como corpos receptores de seus efluentes e modificam fisicamente as regiões costeiras. Nas figuras a seguir são mostradas as localizações das principais atividades industriais e não industriais com potencial poluidor (Figs. 10 e 11), áreas de mineração (Fig. 12) a área do porto de Sepetiba juntamente com a INGA, empresa beneficiadora de alumínio fechada na década de 90, após repetidos acidentes ambientais em sua lagoa de decantação, com extravasamento de zinco e cobre para a Baía de Sepetiba (Fig. 13) e o detalhe do Porto de Sepetiba (Fig. 14). As figuras 15 e 16 mostram a região do Saco do Engenho e Ilha da Madeira bastante modificadas pela construção do Porto de Septiba. Nas figuras 17 e 18 são mostrados aspectos das praias da margem continental da Baía. Na tabela 1 é apresentado um ranking das principais indústrias poluidoras por bacia hidrográfica, adaptado do Macroplano de Gestão Ambiental da Baía de Sepetiba. (SEMA, 1998)

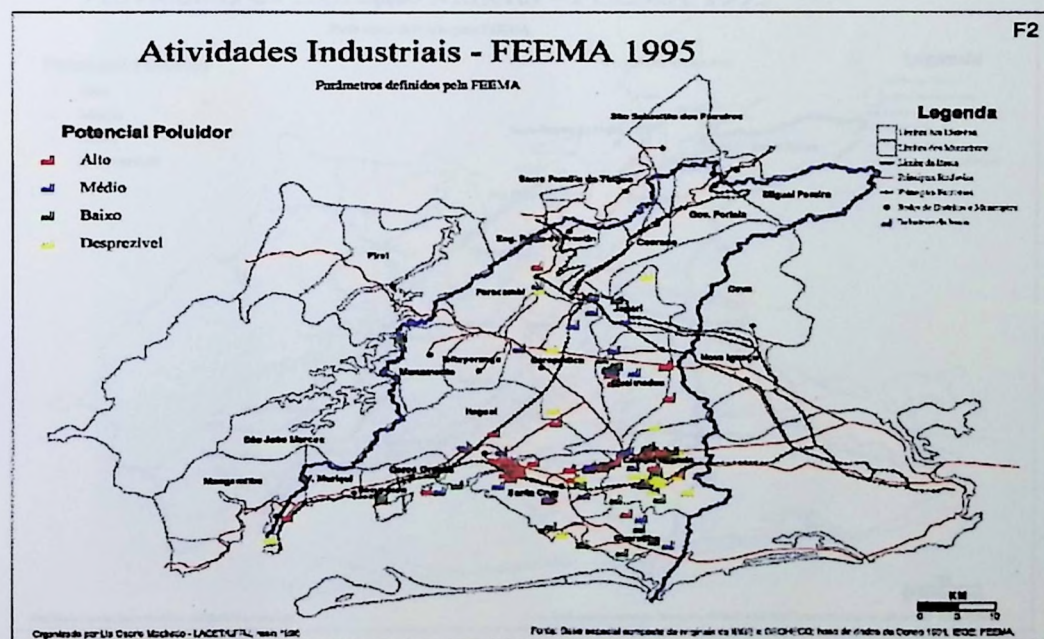


Figura 10. Localização de atividades Industriais potencialmente poluidoras

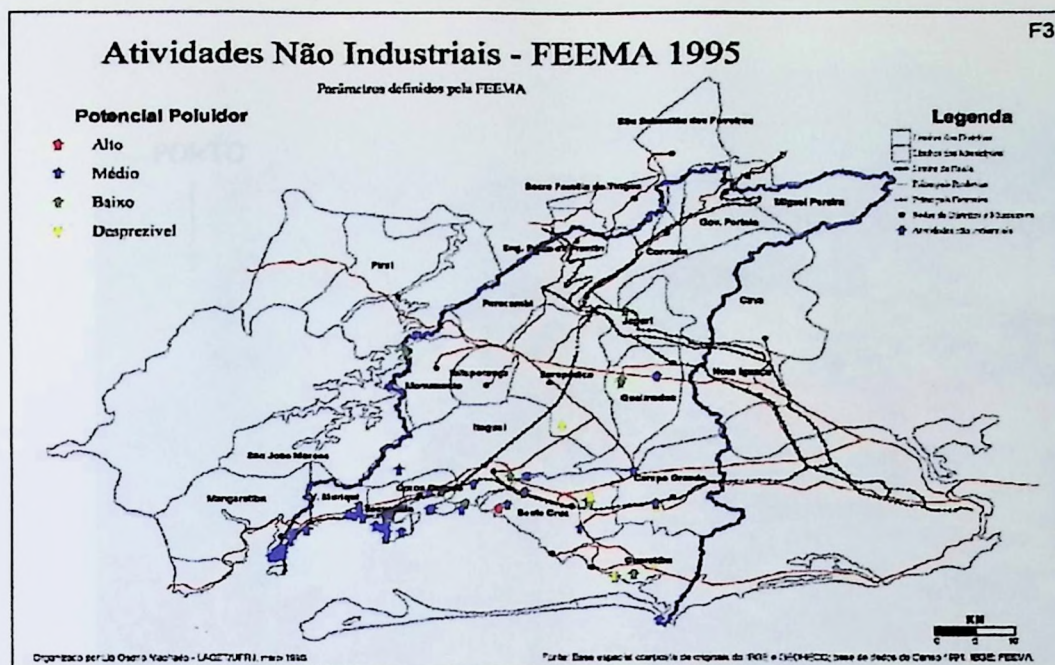


Figura 11. Localização de atividades não industriais potencialmente poluidoras

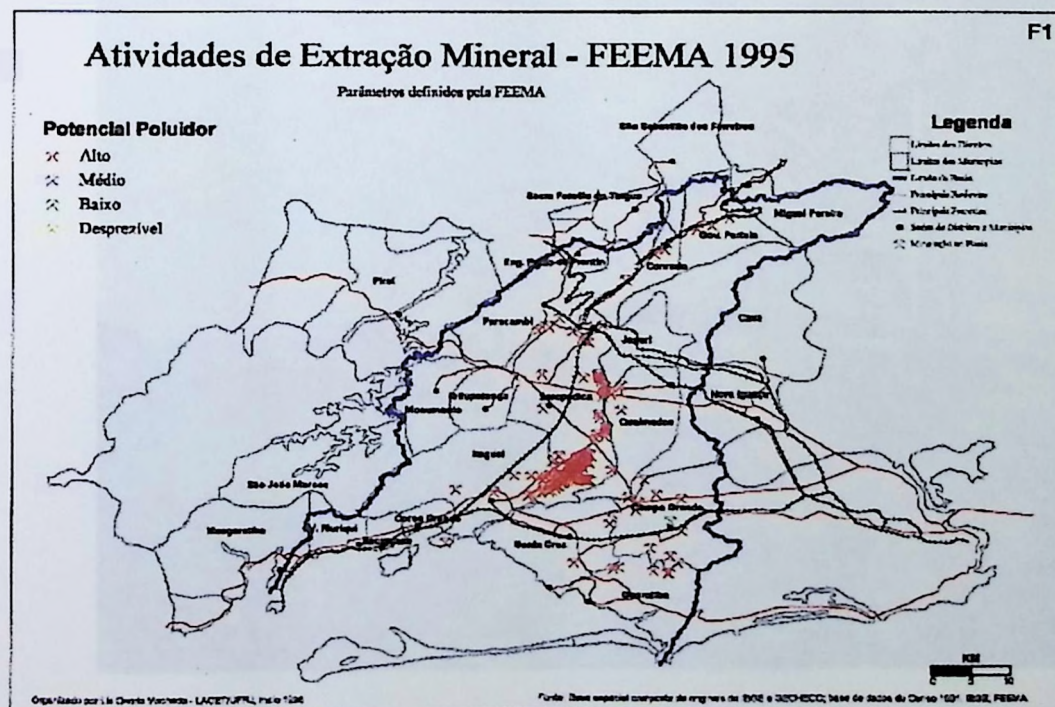


Figura 12. Localização das áreas de mineração



Figura 13. Porto de Sepetiba, Lagoa de decantação e pilha de rejeitos da Ingá.



Figura 14. Vista parcial do Porto de Sepetiba.

Figura 15. Região do Saco do Engenho após a construção do porto de Sepetiba



Figura 15. Saco do Engenho 1965, antes da implantação do porto.

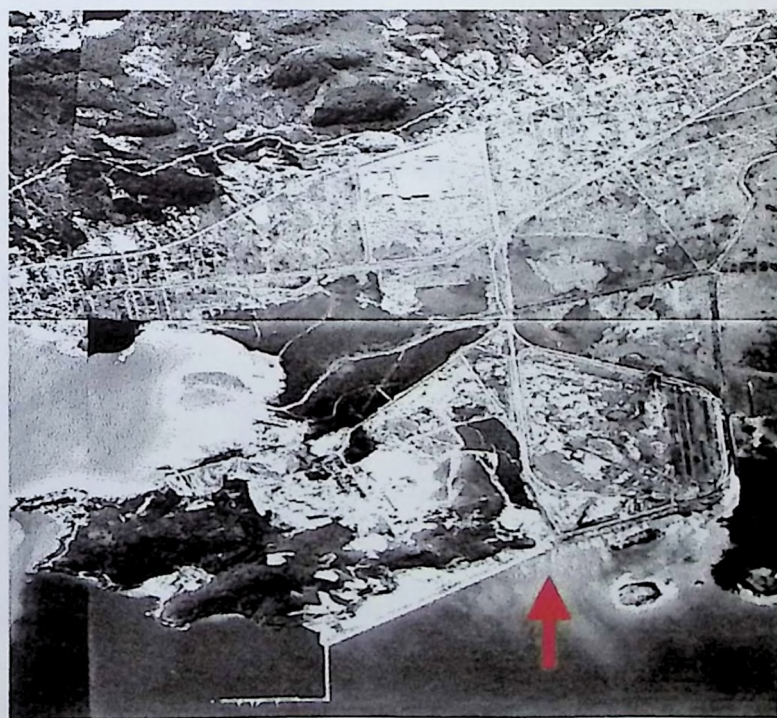


Figura 16. Região do Saco do Engenho após a construção do porto de Sepetiba



Figura 17. Aspecto de uma das praias da margem continental da Baía.



Figura 18. Aspecto de degradação de córrego na praia de Sepetiba.

Tabela 1. Ranking das principais indústrias poluidoras por bacia hidrográfica.

Vazão: vol. de efluentes; DBO: demanda bioq. de oxigênio; MS: materiais em suspensão; O&G: óleos e graxas; QUIMIO: aporte de metais pesados e outras substâncias quimicamente tóxicas; RpOrg.: resíduos perigosos orgânicos; Rplnorg.: resíduos perigosos inorg.; Rnp.org.: resíduos não perigosos org.; Rnp.Inorg.: resíduos não perigosos inorg.; Passivo Ambiental: empresa responsável pelo acúmulo de sedimentos contaminados.

Empresa	Efluentes líquidos					Resíduos sólidos					Bacia Hidrográfica
	VAZÃO	DBO	MS	O&G	QUIMIO	RpOrg	Rplnorg	Rnp.Org	Rnp.Inorg	Passivo ambiental	
Nuclep				6			9				Rio Macaíba
Oxigun	1		4	1	1		1	7	1		Rocha Garça
Fund. Téc. S.J. América							7				
Basf								8			
Ecolab						6					
Par Americana							2				
Casa da Moeda		7		5	9	4				X	
Lafosa				8				1			Rio Guriú
Carbonígeros		8	9		8						
Carlota Catalisadores	7		1	9	4				3		
White Martins		9					3				
Tecidos Maria Cand	9	4	10	7				6			
Coca-Cola	8	5	7								
Ferros Brasileiros					7	5	4	4	5		
Fundição Grupo Mpe					10	10	6				
Keiser	3	1	2								
Pepsi-Cola	5	3	5								
Furnas Centrais Ele	4		6	3	6						
Irga				10	5				2	X	Estimada
Harga						9					Rio Guriú Médio e Cação Vermelho
Vale do Alumínio	6			4	2	1	8	3	4	X	
Reouro				2	3						
Impel Químicos		10									
Brahma	2	2	3								
Hibom do Brasil						2	10	9	6		
Itacon	10	6	8								
Almax									7		
Dart do Brasil						3			9		
Michelin								2	8	X	Rio Piauí
Crown Ind. E Comercio								5			
Quaker						7					
Jolimode Roupas								10			
Centrifugal Do Brasil						8	5		10		

A região da bacia hidrográfica também conta com algumas Unidades de Conservação, como o Parque Estadual da Pedra Branca e a Reserva Biológica de Guaratiba na área de manguezal do fundo da Baía, a Reserva Biológica do Tingüá e o Parque estadual da serra de Madureira situados mais a noroeste, a Área de Proteção Ambiental de Mangaratiba a sudoeste, estendendo-se também às ilhas e à Restinga da Marambáia, administrada pelo Ministério do Exército, considerada Reserva Biológica situada na parte sul da Baía de Sepetiba. Nas figuras seguintes são apresentados alguns aspectos favoráveis como as áreas de preservação, de grande importância ecológica e cênica para a região. (Figs. 19, 20, 21, 22, 23 e 24).

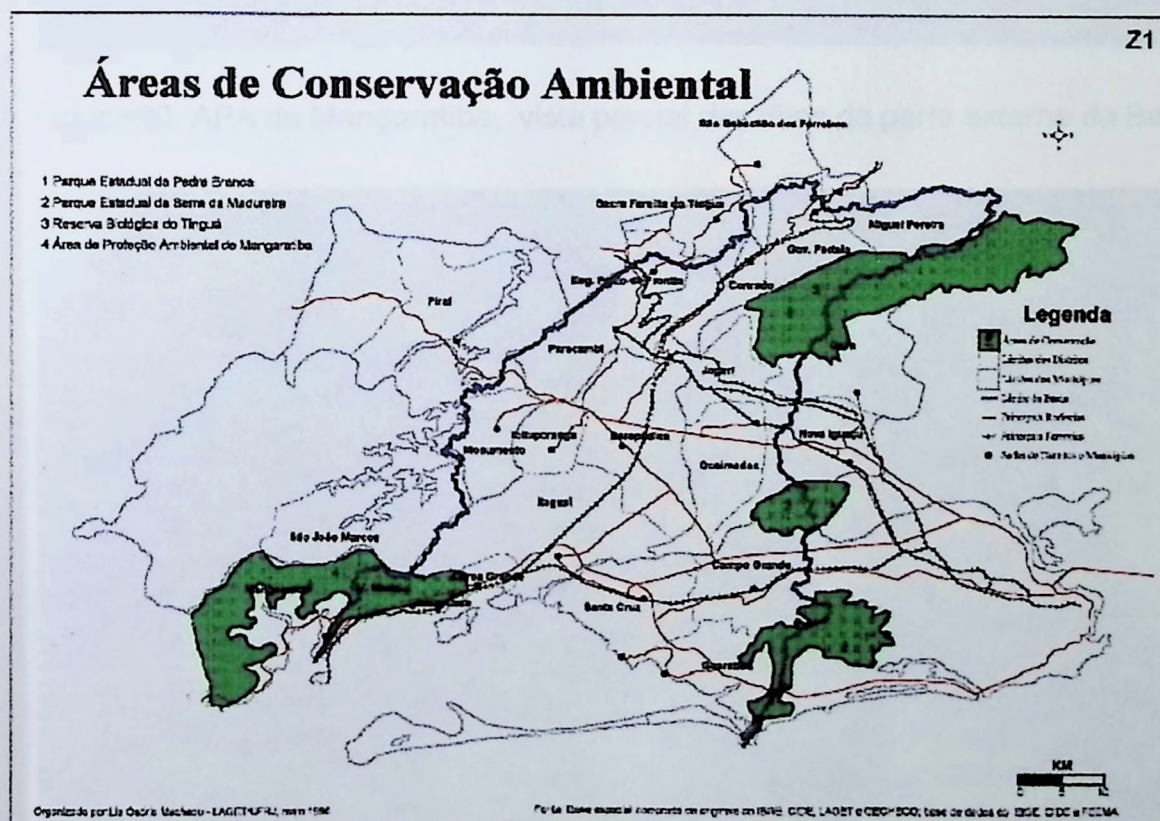


Figura 19. Localização de algumas das Unidades de Conservação na região da Baía de Sepetiba.



Figura 20. APA de Mangaratiba, vista parcial das ilhas da parte externa da Baía.



Figura 21. Detalhe do costão rochoso, vegetação marginal e transparência.



Figura 22. Vista parcial da parte interna da restinga da Marambaia.



Figura 23. Detalhe da transparência da água na parte interna da restinga



Figura 24. Vista parcial da Reserva Biológica de Guaratiba, área de manguezal .

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, F. G. , 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista brasileira de Biologia**, 58(4): 547 – 558.

ARAÚJO, F. G., CRUZ-FILHO, A. G., AZEVÊDO, M. C. C., & PESSANHA, A. L. M., 1998. Maturação e desova do bagre marinho *Genidens genidens* Valenciennes, 1833 (Siluriformes, Ariidae), na Baía de Sepetiba, RJ. **Acta Biológica Leopoldensia**, 20(1):109-122.

ARAÚJO, F. G., CRUZ-FILHO, A. G., AZEVÊDO, M. C. C., SANTOS, A. C. A. & FERNANDES, L. A. M., 1997. Estrutura da comunidade de peixes jovens da margem continental da Baía de Sepetiba, RJ. **Acta Biol. Leopoldensia**, 19(1):000 000.

AYVAZIAN, S. G., DEEGAN L. A & FINN, J. T., 1992. Comparison of habitat use by estuarine fish assemblages in the Acadian and Virginian biogeographic regions. **Estuaries** 15:368-383.

AZEVEDO, M. C. C., 1997. **Distribuição e abundância relativa de bagres Marinhos (Siluriformes, Ariidae), na Baía de Sepetiba, RJ**. Dissertação de Mestrado do Curso de Pós Graduação em Ciências Ambientais Florestais da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ, 71p.

BARBIÉRE, E.B. & KRONENBERGER, D.M.P., 1994. Climatologia do Litoral Sul Sudeste do Estado do Rio de Janeiro. **Cad.Geoc.**, Rio de Janeiro. 12: 57-73.

BARROSO, L.V. 1989. Diagnóstico Ambiental para a Pesca de Águas Interiores no Estado do Rio de Janeiro. MINTER/IBAMA-RJ/ACUMEP; Rio de Janeiro 177pp.

BATIUK, R. A ., ORTH, R. J. & MOORE, K. ,1992. Chesapeake Bay submerged aquatic vegetation habitats requirements and restoration targets: A technical synthesis. U. S. Environmental Protection Agency, for the Chesapeake Bay program, Annapolis, Maryland.

CONAMA, 1996. Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 20. Diário Oficial da União - Executivo – 30/06/1986 p. 11 – 22.

COSTA, R. N. L. T., 1992. **Pensar o mar para poder pescar: o espaço da pesca de litoral na Baía de Sepetiba, RJ.** Dissertação de Mestrado apresentada ao Corpo Docente do Prog. de Pós-Graduação em Geografia da UFRJ, 181pp.

CRUZ-FILHO, A.G., 1995. **Variações espaciais e temporais na comunidade de peixes da Baía de Sepetiba, RJ.** Tese de Mestrado do curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais da Univ. Fed. Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 99 p.

DEEGAN, L. A ., FINN, T. J. & BUONACCORSI, J., 1997, Development and Validation of na Estuarine Biotic Integrity Index. **Estuaries** 20: 601-617.

DHN, 1984. Baía de Sepetiba. Carta Náutica Nº 1621. Diretoria de Hidrografia e Navegação, Rio de Janeiro.

FEEMA, 1980. Relatório da bacia da Baía de Sepetiba. Rio de Janeiro - RJ

FEEMA, 1991. Relatório da bacia da Baía de Sepetiba. Rio de Janeiro - RJ

FEEMA / GTZ, 1998 Avaliação da Qualidade da água da Bacia da Baía de Sepetiba.

FICHBERG, I. , 2000. **Desenvolvimento e validação para o Índice de Integridade Biótica para o trecho médio inferior do rio Paraíba do Sul**. Tese de Mestrado do curso de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Florestais da Univ. Fed. Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 111 p.

FIPERJ, 1998. Fundação Instituto de pesca do Estado do Rio de Janeiro. A pesca no Estado do Rio de Janeiro em 1998. Análise das estatísticas de desembarque, IBAMA – SUPES / RJ.

FIRJAN, 1997. Federação das Industrias do Estado do Rio de Janeiro. Cadastro industrial 1996-1997, Rio de Janeiro, BR.

GUILLEN, G. J. , 1996. **Development of rapid bioassessment and index of Biotic integrity for estuaries located along the north-west Gulf of Mexico**. Ph.D. The University of Texas H.S.C. 328p.

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

KARR, J. R., 1991. Biological Integrity: A long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Application** 1: 66-85.

KARR, J. R , FAUSCH, K. D., ANGERMEIR, P. L. , YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J., 1986. Assessing Biological integrity in Running Waters - A Method and Its Rationale. **Special Publication Illinois Natural History Survey**. 5: 1-28

LACERDA, L. D. de, LIMA. N. R. W. & PFEIFER, W. C., FIZMAN, M., 1983. Size and metal concentration in the mangrove mussel *Mytella guyanensis* (Mollusca : Bivalva) from Baía de Sepetiba, Brazil, **Rev. Biol. Trop.**, 31(2), : 333-335

LACERDA, L. D. de & PFEIFER, W. C., 1987. Heavy metal distribution, Availability and Fate in Sepetiba Bay, Brazil, Intern. Conf. Heavy Metals in the environment, : 1258-1261, Heidelberg.

MACHADO, M. C., QUIROGA, A . I. & TENÖRIO, M. B.,1998. Qualidade da Água em três ecossistemas marinhos com diferentes graus de eutrofização: Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba e Litoral de Ipanema (Rio de Janeiro), IV Simpósio Ecossistemas Costeiros do Sudeste-Sul do Brasil. **Acad. Ciênc. São Paulo**. São Paulo 251-258.

OLIVEIRA, L. P. H., 1971. Prospecção hidrobiológica da Baía de Sepetiba. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 69 (1), sem paginação.

OLIVEIRA, S. S., 1988. **Aspectos sazonais de ocorrência, tamanho e dieta de duas espécies de Engraulididae (Teleostei, Clupeiformes) na Baía de Sepetiba,RJ**. Tese de Mestrado em Zoologia da Univ. Fed. do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 97p.

OSHIRO, L. M. Y. e ARAÚJO, F. G., 1987. Estudo dos peixes e crustáceos decápodes da Baía de Sepetiba, RJ. Simpósio Ecossistemas Costeiros do Sudeste-Sul do Brasil. **Acad. Ciênc. São Paulo**. São Paulo, 3(54): 283-297.

PLAFKIN, J. L., 1989. Water quality-based controls and ecosystem recovery, p. 87 – 96. In J. Carnis (ed), Rehabilitating Damaged Ecosystems. Volume II. CRC Press, Boca Raton, florida.

RONCARATI, H., & BARROCAS S. L. S., 1978. Estudo geológico preliminar dos sedimentos recentes superficiais da Baía de Sepetiba, municípios do Rio de Janeiro, Itaguaí e Mangaratiba - RJ. **Relatório do Centro de Pesquisas e Desenvolvimento (CENPES) – PETROBRÁS**.

SANTOS, E. P., 1996. **Distribuição, abundância relativa e hábitos alimentares de peixes da família Gerreidae na Baía de Sepetiba, RJ.** Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais Florestais da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ, 109p.

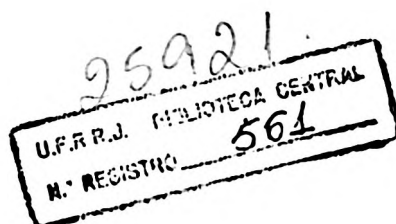
SCHINDLER, D. W., 1987. Detecting ecosystem responses to antropogenic stress. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 44: 6-25.

SEMA, 1998. Macroplano de Gestão e Saneamento Ambiental da bacia da Baía de Sapetiba- vol I, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

SOUZA, D. C. e ARAÚJO, F. G., 1990. Distribuição e abundância do peixe – rei *Xenomelaniris Brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) na Baía de Sepetiba, RJ. IBAMA, Serviço de Defesa Ambiental SDA, 7: 1-12.

SUGUIO, K & MARTIN, L 1987. Classificação de costas e evolução geologia das Planícies litorâneas quaternárias do sudeste e sul do Brasil. In: Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 1 Cananéia, 11-16 abril 1987. Síntese dos conhecimentos. São Paulo, ACIESP, 1: 01-28.

ZEE, 1996. Zoneamento Econômico - Ecológico do Estado do Rio de Janeiro. Projeto 1: Diagnóstico Ambiental da Bacia Hidrográfica da Baía de Sepetiba. Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio de Janeiro.



Capítulo 1

***Adaptação do Índice de Integridade
Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba.***

Introdução

Existe um crescente interesse de utilização de comunidades bióticas na avaliação de qualidade de recursos aquáticos (Miller *et al.*, 1988; Karr, 1991; Gerritsen, 1995; Paller *et al.*, 1996). Karr (1981) desenvolveu o Índice de Integridade Biótica para avaliação de qualidade da água e das condições dos ecossistemas aquáticos de água doce. Esta ferramenta foi adaptada mais tarde para estuários, e para Baías no presente trabalho. Tais aspectos já foram anteriormente discutidos, assim como as vantagens de sua utilização frente a outras possibilidades de monitoramento.

Os princípios ecológicos de utilização do Índice de Integridade Biótica baseiam-se na manutenção dos mais altos níveis tróficos nos ecossistemas aquáticos, ou seja os peixes. Para tal, é necessário que o ecossistema conserve intacta sua diversidade funcional, possibilitando-o sustentar processos de sobrevivência, crescimento e reprodução de todas as formas de vida da comunidade, resultando na integridade biótica do sistema e consequentemente das populações de peixes. Os princípios de Integridade biótica têm sido aplicados também em outros grupos taxonômicos como os invertebrados bentônicos (Summers & Engle 1993; Kerans & Karr 1994; Dauer *et al.* 2000).

O Índice Biótico Estuarino – IBE, permite a utilização de vários atributos da comunidade de peixes, e a associação e composição destes dados podem refletir a qualidade do habitat em questão. Teoricamente, o espectro de qualidade de água é capaz de abranger situações onde poucas alterações ambientais tenham ocorrido, caracterizada por uma ictiofauna onde a maioria das espécies esperadas ocorram, incluindo as intolerantes e com estrutura trófica balanceada, até situações onde poucas ou nenhuma espécie de peixe ocorrem, ou casos intermediários onde a ictiofauna é composta de espécies tolerantes com estrutura trófica alterada (Karr, 1981). Estes aspectos são posteriormente traduzidos em notas, alta, média ou baixa qualidade de habitat, sintetizando os resultados e tornando-os de fácil entendimento para o público em geral. O estabelecimento das pontuações que fornecem a cada métrica os critérios de classificação citados,

devem ser estabelecidos baseando-se em habitats de referência não perturbados ou nos melhores valores obtidos em cada métrica para o habitat em questão (Karr & Dudley 1981; Karr, 1991). No presente trabalho foi utilizada a segunda opção, a qual é melhor discutida na seção métodos. Os 14 atributos ou métricas das populações de peixes, escolhidas para serem testadas na composição do IBE para a Baía de Sepetiba, relacionam-se a abundância de indivíduos, riqueza, diversidade e dominância de espécies, nível de tolerância e na composição trófica. Outros atributos além destes já foram utilizados em sistemas de água doce e sistemas estuarinos, entretanto não são adaptáveis a Baía de Sepetiba, ou talvez não se adaptem a Baías de maneira geral. As métricas candidatas foram investigadas sob aspectos relacionados a número de indivíduos e biomassa de indivíduos, dando origem a três tipos ou abordagens do IBE: IBE número, IBE biomassa e IBE geral, o qual incluía abordagens por número e biomassa concomitantemente.

O objetivo principal do presente trabalho foi testar a resposta dos atributos das populações de peixes às diferenças de qualidade de habitat, definidas pelos parâmetros tradicionais de avaliação de qualidade apresentados nos métodos. Para tal, foram testadas as hipóteses da tabela 1, representando as métricas candidatas à inclusão no IBE. Espera-se uma diminuição na abundância de indivíduos a medida que declina a qualidade de habitat, sendo entretanto a biomassa mais afetada que o número de indivíduos, o que foi proposto por Magurran, (1988). Esses fenômenos poderiam ser decorrentes de uma diminuição na fecundidade e no tamanho dos organismos com o aumento dos efeitos estressores (Gray, 1989). A riqueza e diversidade de espécies deveriam também diminuir, ao passo que a dominância de algumas poucas espécies aumentaria com a queda de qualidade de habitat (Rapport *et al.*, 1985; Shindler 1987). A espécie definida como intolerante, o linguado *Etropus crossotus*, diminuiria em número e biomassa, ao passo que a classificada como tolerante, o bagre *Genidens genidens*, teria suas abundâncias aumentadas com a perda de qualidade de habitat. As características tróficas também seriam afetadas, com diminuição de espécies piscívoras e invertívoras (especialistas), e aumento das

espécies onívoras (generalistas) de acordo com a diminuição da qualidade de habitat (Karr, 1981).

Outros aspectos interessantes aqui objetivados, seriam verificar a coerência ecológica das respostas obtidas em função das alterações antrópicas em cada métrica testada no IBE, assim como investigar qual das abordagens do IBE (número, biomassa ou geral) foram mais sensíveis em detectar variações de qualidade de habitat.

Tabela 1. Expectativa de resposta da comunidade de peixes às alterações ambientais.

Diminuição da abundância

número de indivíduos

biomassa de indivíduos

Diminuição da riqueza, número de espécies dominantes e diversidade de espécies

número de espécies

dominância (núm. de sp. compondo 90% dos indivíduos em núm. e biomassa e
núm. de sp. compondo e 50% dos indivíduos em núm. e biomassa)

índice de diversidade de Shannon Wiener (H') (núm. e biomassa)

Diminuição da espécie Intolerante

% de *Etropus crossotus* (núm. e biomassa)

Aumento da espécie tolerante

% de *Genidens genidens* (núm. e biomassa)

Alteração da composição trófica

diminuição do % de espécies carnívoras

diminuição do % de indivíduos carnívoros (núm. e biomassa)

diminuição do % de espécies invertívoras

diminuição do % de indivíduos invertívoros (núm. e biomassa)

aumento do % de espécies onívoras

aumento do % de indivíduos onívoros (núm. e biomassa)

Metodologia

Definição das zonas de coleta

Foram estabelecidas três zonas de coleta na Baía de Sepetiba, em função dos gradientes de profundidade, salinidade, transparência, oxigênio dissolvido e temperatura. Fig. 1

1- Zona externa, localizando-se na área mais externa da Baía, com maior influência de águas oceânicas.

2 - Zona central, intermediária entre a zona externa e a zona interna.

3 - Zona interna, localizando-se na região mais interna da Baía, com influência de aporte de rios e canais de maré.

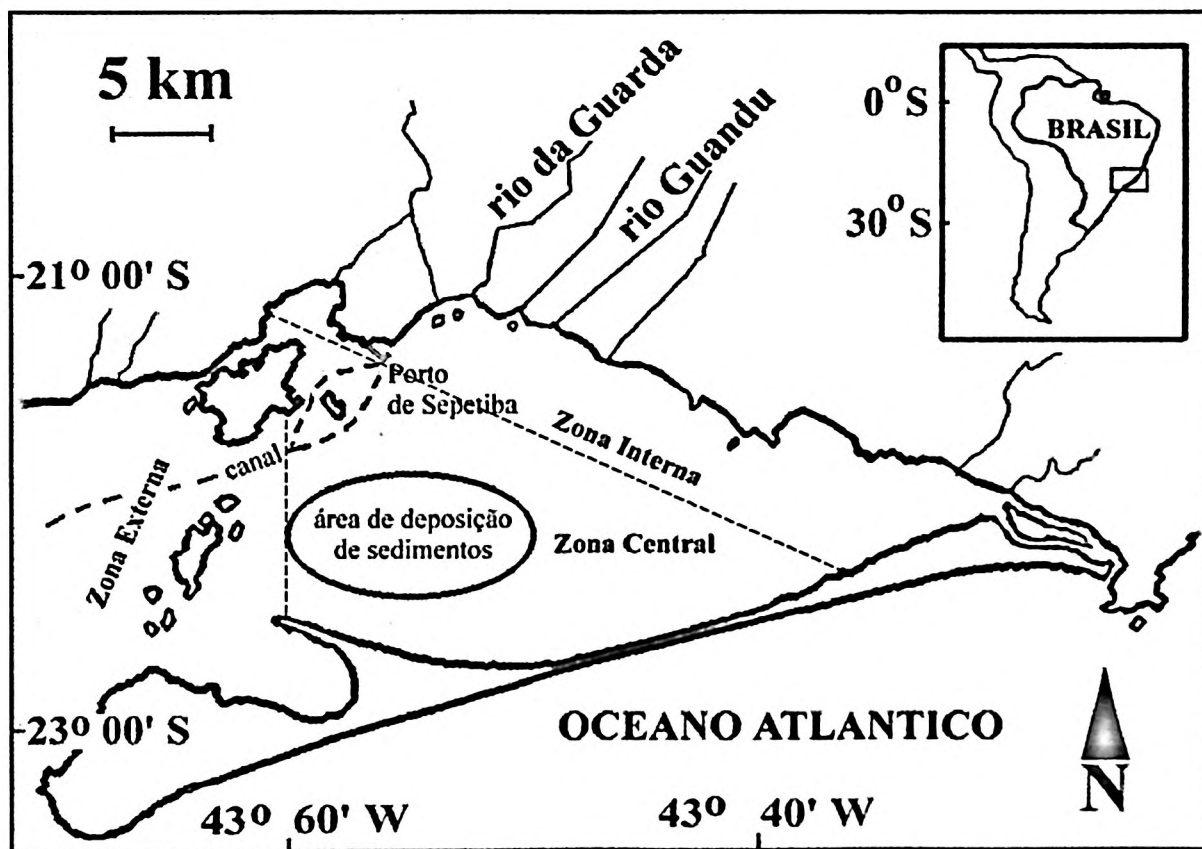


Figura 1. Zonas de coleta, canal de acesso ao porto de Sepetiba e área de deposição de sedimentos dragados na manutenção do canal portuário.

Programa de amostragem

Os peixes foram capturados em um programa de arrastos de fundo mensal, realizado entre outubro de 1998 e setembro de 1999, cobrindo as diferentes zonas da Baía. Em cada uma das três zonas (interna, central e externa), definidas sistematicamente, foram realizadas aleatoriamente 3 arrastos por excursão.

Os arrastos foram realizados no período diurno, por uma embarcação do tipo "arrasteiro" com 12 m de comprimento, provida de rede de arrasto com tralha superior de 10,5 m, tralha inferior de 12,0 m, malha de 25 mm de distância entre nós consecutivos nas asas, e de 15 mm na região do ensacador. As portas de abertura apresentavam dimensões de 1,40 m x 0,75 m e peso de 40 Kg cada (Fig.2 e 3). Os arrastos tiveram duração padronizada de 20 minutos a velocidade de 3km/h ou 1,6 nós, cobrindo cada uma uma extensão aproximada de 1 km, correspondendo a uma área de cerca de 4 km².



Figura 2. Tipo de embarcação utilizada nos arrastos de fundo

Programa de amostragem

Os peixes foram capturados em um programa de arrastos de fundo mensal, realizado entre outubro de 1998 e setembro de 1999, cobrindo as diferentes zonas da Baía. Em cada uma das três zonas (interna, central e externa), definidas sistematicamente, foram realizadas aleatoriamente 3 arrastos por excursão.

Os arrastos foram realizados no período diurno, por uma embarcação do tipo "arrasteiro" com 12 m de comprimento, provida de rede de arrasto com tralha superior de 10,5 m, tralha inferior de 12,0 m, malha de 25 mm de distância entre nós consecutivos nas asas, e de 15 mm na região do ensacador. As portas de abertura apresentavam dimensões de 1,40 m x 0,75 m e peso de 40 Kg cada (Fig.2 e 3). Os arrastos tiveram duração padronizada de 20 minutos a velocidade de 3km/h ou 1,6 nós, cobrindo cada um uma extensão aproximada de 1 km, correspondendo a uma área de cerca de 4 km².



Figura 2. Tipo de embarcação utilizada nos arrastos de fundo



Figura 3. Rede utilizada nos arrastos de fundo

Fatores ambientais

Foram tomados em cada local de amostragem os fatores ambientais de transparência, profundidade, temperatura, oxigênio dissolvido e salinidade. Os três últimos parâmetros citados foram mensurados na água de fundo, coletada através de garrafa de Van Dorn (Fig. 4). A transparência da água foi obtida através de disco de Secchi, com graduação em decímetros. A profundidade foi medida em pés através da eco-sonda Humminbird modelo 128, sendo os valores posteriormente convertidos para metros. Os valores de oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade foram medidos através de aparelho HORIBA U-10 (Figs.4, 5), sendo a salinidade também mensurada através de um refratômetro. (Fig. 6).



Figura 4. Coleta de água de fundo.

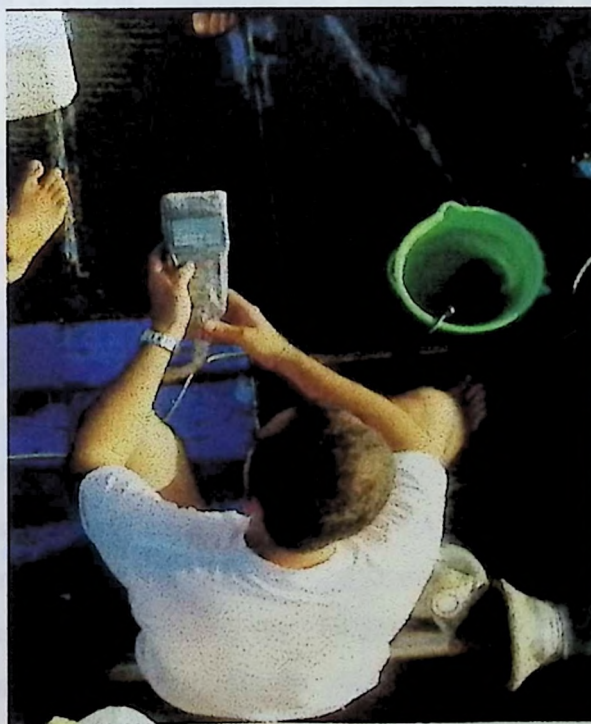


Figura 5. Tomada dos fatores ambientais, HORIBA U-10



Figura 6. Tomada dos fatores ambientais, salinidade

Análise dos fatores ambientais

Os parâmetros abióticos de profundidade, transparência, temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido, tiveram a normalidade e homocedasticidade determinadas (Sokal & Rohlf, 1981), e por não atenderem a estes requisitos da ANOVA, sofreram transformações logarítmicas $\text{Log}_n (x+1)$ onde log_n é o logaritmo natural e x o valor não transformado. As médias entre as estações do ano e zonas de coleta foram comparadas através de Análise de Variância Bifatorial, sendo aplicado o teste de Tukey, para determinação de quais as médias foram significativamente diferentes a um nível de confiança de no mínimo 95% ($p < 0,05$), sempre que a hipótese zero fosse rejeitada. Sendo assim, as variações no espaço foram feitas com base nas três zonas da Baía e as variações temporais (sazonais) foram baseadas nas quatro estações do ano. As zonas da Baía e estações do ano foram representadas pelos seguintes códigos - Zonas de coleta: Zona externa 1, zona central 2 e zona interna 3. Estações do ano: Verão 1, outono 2, inverno 3 e primavera 4. Primavera (outubro e novembro de 1998); Verão (dezembro 1998, janeiro e fevereiro de 1999); Outono (março, abril e maio de 1999), e inverno (junho, julho e agosto de 1999).

O padrão das variações espaço temporais dos parâmetros abióticos, foram sumariados através da Análise de Componentes Principais (Gauch, 1982).

Qualidade de habitat / Descritores Ambientais

Foi desenvolvida uma classificação de qualidade ambiental, utilizando-se parâmetros tradicionais de avaliação de qualidade de água, acrescidos de outras observações de alterações físicas na Baía. Essa ferramenta contou com medições parâmetros químico-físicos de clorofila *a*, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo total, transparência, oxigênio dissolvido, bem como pela presença de alterações físicas e contaminação de sedimentos, avaliados em cada uma das três zonas da Baía. Os critérios de classificação de cada parâmetro assim como suas referências são apresentados na Tabela 2.

Os parâmetros químicos clorofila *a*, nitrogênio inorgânico total e fósforo total, foram mensurados no verão, época de maior incidência de chuvas e consequentemente maior aporte de águas continentais carreando poluentes e nutrientes para a Baía. Foram tomadas duas amostras de água em cada zona de coleta, utilizando-se garrafa de Van Dorn a profundidade de 1,5m. As amostras foram acondicionadas em garrafas plásticas envolvidas com papel alumínio para proteção contra processos decorrentes da incidência de luz, resfriadas a temperatura de +4°C e conduzidas para análise logo após a coleta. A metodologia de preservação das amostras é descrita em Paranhos, (1996). As análises foram feitas na Divisão de Laboratórios - DILAB, da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente - FEEMA. As técnicas de análise e as respectivas referências para as mesmas foram descritas na Tabela 3. O oxigênio dissolvido foi medido mensalmente com o aparelho HORIBA U-10 na ocasião dos arrastos de fundo. O resultado apresentado refere-se a média anual deste parâmetro para cada zona de coleta.

As alterações físicas referem-se a diferentes tipos, assoreamento, dragagens, operações portuárias e pesca com arrasto de fundo observados na Baía. O assoreamento na Baía deve-se a dois fatores principais, o descarte de material dragado na manutenção do canal portuário e os sedimentos carreados

pelos rios e canais que deságuam na Baía, principalmente o Canal de São Francisco (SEMA,1998). As dragagens fazem parte da operações de ampliação e manutenção do porto de Sepetiba. As operações portuárias referem-se ao fundeio de embarcações que aguardam o momento de atracação no terminal portuário, e a operações de abastecimento referentes as mesmas. A pesca com arrasto de fundo amplamente difundida na Baía, também contribui com o revolvimento do substrato e na destruição das comunidades bentônicas. A contaminação de sedimentos foi avaliada segundo dados do Macroplano de Gestão e Saneamento Ambiental (SEMA, 1998), referindo-se a contaminação por metais pesados. A transparência foi medida com disco de Secchi nas saídas mensais à Baía, com resultados referindo-se as médias anuais em cada zona da Baía. A classificação de qualidade de habitat para as zonas foi considerada como uma resultante de todos os parâmetros físico-químicos analisados nesta seção.

Tabela 2. Critérios de qualidade suas respectivas referências.

Critérios de qualidade	baixa	média	alta	bibliografia
Clorofila (ug/l)	>5	1 à 3	<1	(Smith ,1998 <i>in</i> Pace & Groffman 1998)
Total nitro. Inorg. (ug/l)	> 40	10 à 40	< 10	(Smith , op. cit.)
Fósforo total (ug/l)	> 30	10 à 30	< 10	(Volleweider, 1968 apud Esteves,1988)
Oxigênio dissolvido (mg/l)	<2,5	2,5 à 4	> 4	(Summers & Engle, 1993)
Transparência (m)	<1,5	1,5 à 6	> 6	(Smith op. cit.)
Alterações físicas	sim	não	não	(Deegan, <i>et al.</i> 1997)
Contaminação em sedimentos	sim	não	não	(Deegan, <i>et al.</i> 1997)

Tabela 3 . Métodos de análise e fonte bibliográfica para os parâmetros químicos de qualidade ambiental da Baía de Sepetiba.

Nitrogênio inorgânico total = Σ de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+), nitrito e nitrato.

Fósforo Total = Σ de todas as formas de fósforo presentes na água.

Clorofila a = Quantidade de pigmentos de clorofila presentes na amostra.

Parâmetro ambiental	Método de análise	Bibliografia
Nitrogênio Total	Indo-Fenol	APHA, 1985
Fósforo Total	Colorimétrico	APHA, 1985
Clorofila a	Espectrofotométrico	APHA, 1985

Processamento das amostras e Classificações tróficas

Em cada amostra coletada o material capturado foi fixado em formalina a 10 %, acondicionado em sacos plásticos e conduzidos para laboratório. Todos os peixes foram identificados a nível de espécie, contados, pesados e conservados em álcool 70%. Os peixes foram identificados e classificados segundo os níveis tróficos baseando-se em Norman (1934); Figueiredo (1977); Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000); Fischer (1978) e Menezes & Figueiredo (1980, 1985). Adicionalmente algumas espécies foram dissecadas para determinação do conteúdo estomacal e determinação do habito alimentar.

Foram considerados carnívoras as espécies que preferencialmente alimentam-se de peixes, e completam sua dieta com invertebrados. Como invertívoros, foram consideradas as espécies que preferencialmente alimentam-se de invertebrados bentônicos, mas que podem complementar sua dieta com peixes. A classificação omnívora agrupou espécies sem preferência alimentar definida, com dieta variável, composta de itens vegetais, animais e detritos.

A espécie de linguado *Etropus crossotus* foi escolhida como espécie intolerante devido principalmente a quatro características. Posição trófica, hábito alimentar invertívoro / carnívoro, apresentando preferência por itens alimentares da infauna e epifauna sendo, portanto, considerada especialista (Kawakami, 1975). Associação com o substrato, sendo sensível a alterações nas condições ambientais. As populações desta espécie são pouco influenciada por variações sazonais na Baía de Sepetiba, evitando problemas relacionados a migrações (Souza e Ferreira, 1985). A ordem Pleuronectiformes foi utilizada em estudos que a correlacionam com declínio em abundância em resposta a degradação de habitat (Murchelano and Wolke, 1985; Nelson *et al.*, 1991; Deegan *et al.*, 1993 e Sinderman 1994).

Por outro lado os bagres da espécie *Genidens genidens* foram considerados tolerantes. Essa espécie ocorre por todo ano na Baía de Sepetiba, completando ali seu ciclo de vida (Gomes, 2000). Essa espécie não apresenta preferências alimentares definidas, sendo onívora, portanto de amplo espectro alimentar. Com relação a habitat, essa espécie também é pouco exigente, sendo classificada como generalista, sendo pouco sensível a degradação de habitat (Azevedo *et al.*, 1999).

Tratamento dos dados

Um dos aspectos a serem considerados para a adaptação do IBE é a definição de qual seria a melhor época do ano para sua aplicação, uma vez que é comum a ocorrência de sazonalidade entre as populações de peixes. Segundo Deegan *et al.*, (1997), o melhor período para a aplicação do IBE é quando a assembléia de peixes é mais estável no tempo, e exibe as maiores variações entre as regiões de diferentes qualidades de habitat. Buscando investigar tais aspectos quatro atributos da assembléia de peixes foram avaliados quanto as variações espaço-temporais, número de indivíduos, número de espécies, biomassa, e o índice de diversidade de Shannon-Wiener baseado em número de indivíduos e na biomassa. As variações foram testadas através do Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA. As médias dos parâmetros citados anteriormente foram

comparadas entre os meses do ano para cada zona de coleta separadamente e entre as zonas de coleta para cada mês individualmente. Para uma compreensão mais integrada destes parâmetros foi feita uma análise de componentes principais (Gauch, 1982). Tais parâmetros mostraram-se pouco sensíveis na definição de algum período preferencial devido a sua grande variabilidade, assim todos os meses do ano foram incluídos na formulação do IBE, entretanto a grande variabilidade dos dados revelava um problema. Nas coletas mensais de peixes, verificou-se grande variabilidade dos dados também entre as pseudo réplicas feitas em uma mesma zona, o que poderia classificar de forma diferente amostras tomadas na mesma zona de coleta. Visando diminuir a variabilidade causada possivelmente pelo tamanho da amostra, optou-se por agrupar as três amostras em uma única por cada zona. Ao todo foram obtidos doze resultados de IBE por zona de coleta, num total de 36 resultados.

Seleção das métricas

Após a definição do período de aplicação do índice, foram testadas a variação entre as zonas das 14 métricas inicialmente candidatas, incluídas na tabela 1.

O critério para seleção das amostras componentes do IBE, foi que as mesmas apresentassem diferenças significativas entre as zonas, e que tais separações fossem consistentes com a expectativa de diferença entre zonas de diferente qualidade de habitat. As métricas foram comparadas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA, para distinção das diferenças significativas quando a hipótese zero fosse rejeitada.

Estabelecimento de pontuação e escores

O estabelecimento dos escores que fornecem a cada métrica um critério de qualidade (alta, média ou baixa), devem ser estabelecidos baseando-se em habitats não perturbados como referência ou nos melhores valores obtidos para o habitat em questão (Karr & Dudley, 1981; Karr, 1991). Muitos trabalhos em variados sistemas de água doce em diferentes áreas geográficas atestam a

utilidade deste conceito (Fausch *et al.*, 1984; Berkman *et al.*, 1986; Karr *et al.*, 1986; Leonard & Orth, 1986; Miller *et al.*, 1988; Steedman, 1988; Fausch *et al.*, 1990; Bramblett & Fausch, 1991; Paller *et al.*, 1996). No presente trabalho talvez fosse possível uma comparação com a Baía da Ilha Grande, entretanto esta não conserva intacta sua integridade, além de possuir diferenças dimensionais, e outras características ambientais que poderiam influir nos resultados. Assim, o ranqueamento baseado nos melhores valores obtidos para os habitats estudados foram alternativamente empregados. A possibilidade de utilização de sítios de referência talvez seja uma prática possível em pequenos rios, os quais ainda podem ser encontrados habitats semelhantes que ainda não sofreram perturbações. Por outro lado é difícil encontrarmos Baías de grande porte ainda não perturbadas, e que ainda possuam características ambientais de ocorrência natural idênticas a que se pretende testar.

Fausch *et al.*, (1984) criaram um método para estimar diferentes escores a serem pontuados de acordo com a área de drenagem em rios. Esta prática contempla as diferentes expectativas de resposta das comunidades, variando em função das diferentes ordens de grandeza encontradas ao longo de um rio (área em km^2). O método consiste em plotar em gráficos de dispersão, os valores obtidos em cada métrica utilizada no Índice. É então traçada uma linha que conecta os pontos com maiores valores de cada métrica por área, e os pontos dispersos são divididos em três partes iguais (trisect-line), as quais recebem pontuação máxima, intermediária e mínima. Como a pontuação é relativa ao escore definido para cada área, este método é utilizado para estimar os escores dos atributos de "composição da comunidade" por praticamente todos os pesquisadores que aplicam o IIB.

No presente trabalho optou-se por uma adaptação deste método, semelhante a desenvolvida por Oberdorff & Hughes (1992) e Fichberg (2000). Para esses autores, não foi necessário a criação de escores diferenciados para cada uma das áreas estudadas, visto que essas possuíam ordens de grandeza semelhantes devido a proximidade geográfica entre as zonas de coleta. Da mesma forma não foram esperadas alterações nos atributos populacionais,

causadas por diferenças dimensionais ou ambientais naturalmente atuantes na Baía de Sepetiba. Assim, os escores atribuídos a cada métrica foram os mesmos para as diferentes zonas da Baía. Porém os gráficos de dispersão de pontos foram divididos em duas partes iguais (Biset-line), pois a Baía apresentava somente duas possibilidades de pontuação, média e baixa. A ausência de áreas de alta qualidade de habitat, assim como a existência de áreas de qualidade média e baixa, foram definidas pelos critérios de qualidade ambiental apresentados na Tabela 9. Foram então estabelecidos dois valores de pontuação: 0 para baixa qualidade e 5 para média qualidade. O valor 10, indicando boa qualidade de habitat (teoricamente possível), não foi incluído devido a ausência de áreas com máxima qualidade ambiental. Os critérios de pontuação, consideraram para a maioria das métricas, que os pontos dispersos na metade superior do gráfico obtinham nota cinco (5), correspondendo a média qualidade de habitat. Os pontos situados na metade inferior recebiam nota zero (0), correspondendo a baixa qualidade de habitat. As métricas relacionadas a indivíduos tolerantes e onívoros tiveram pontuações contrárias. Os pontos dispersos na metade superior do gráfico obtinham nota zero (0), correspondendo a baixa qualidade de habitat. Os pontos situados na metade inferior recebiam nota cinco (5), correspondendo a média qualidade de habitat.

Foram calculados três tipos de IBE, baseados em diferentes abordagens da assembléia de peixes. 1) IBE - número, incluindo somente métricas baseadas em número de indivíduos, 2) IBE - biomassa, relacionado a métricas baseadas em biomassa de indivíduos e 3) IBE - geral, incluindo métricas expressas em número e biomassa. As diferenças entre os resultados obtidos nas zonas de coleta (espaço), para cada abordagem do IBE, foram testadas através de Análise de variância ANOVA, seguida do Teste de Tukey para identificar eventuais diferenças encontradas entre as zonas. Posteriormente foram também testadas as diferenças espaço temporais em conjunto, com resultados agrupados por estação do ano.

Resultados

Descrição das variações espaço-temporais dos parâmetros abióticos

Temperatura: Variou significativamente entre as estações do ano, sendo maior no verão que na primavera e inverno (Fig. 7; Tab. 4). Especialmente os maiores valores ocorreram no interior da Baía, diminuindo na zona central e externa, embora com diferenças não significativas (Fig.8; Tab. 4)

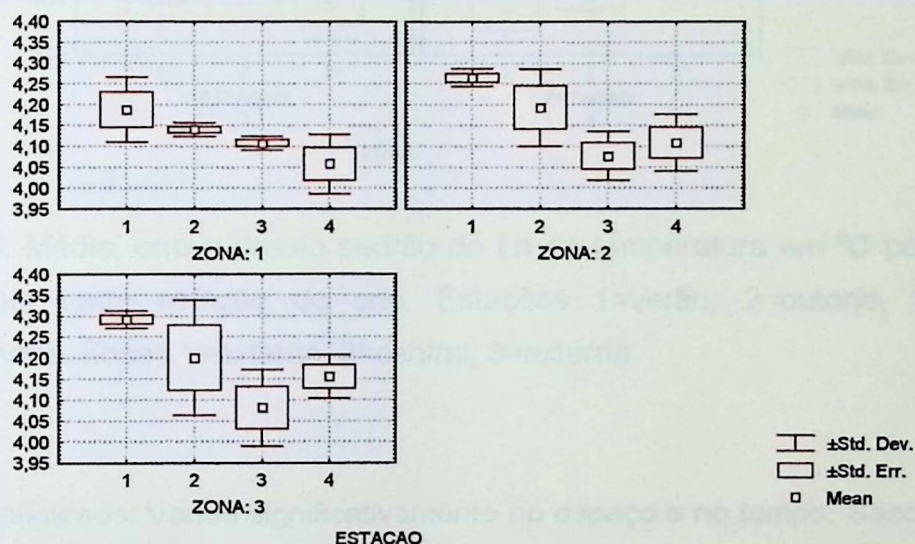


Figura 7. Média, erro e desvio padrão do Ln da temperatura em °C por estação do ano, em cada zona de coleta. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

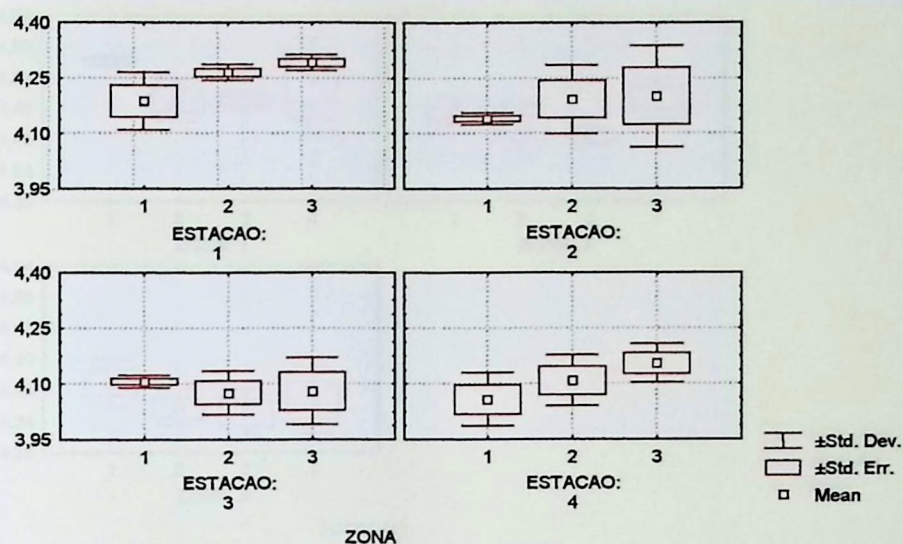


Figura 8. Média, erro e desvio padrão do Ln da temperatura em $^{\circ}\text{C}$ por zona de coleta em cada estação do ano. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

Salinidade: Variou significativamente no espaço e no tempo. Sazonalmente, foi maior no verão do que no inverno (Fig. 9; Tab. 4). Entre as zonas, a salinidade foi maior na zona externa que nas zonas central e interna, sendo a zona central também maior que na zona interna (Fig.10; Tab. 4)

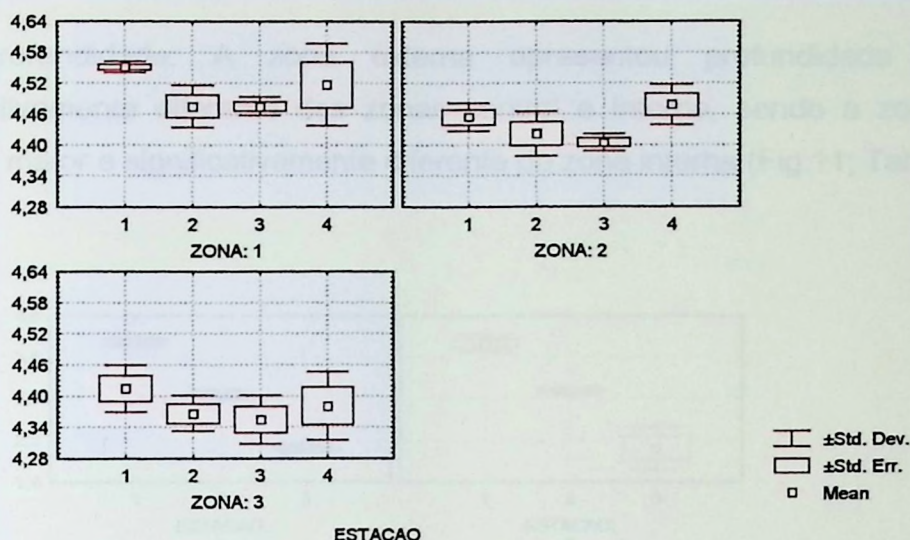


Figura 9. Média, erro e desvio padrão do Ln da salinidade em partes por mil por estação do ano em cada zona de coleta. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

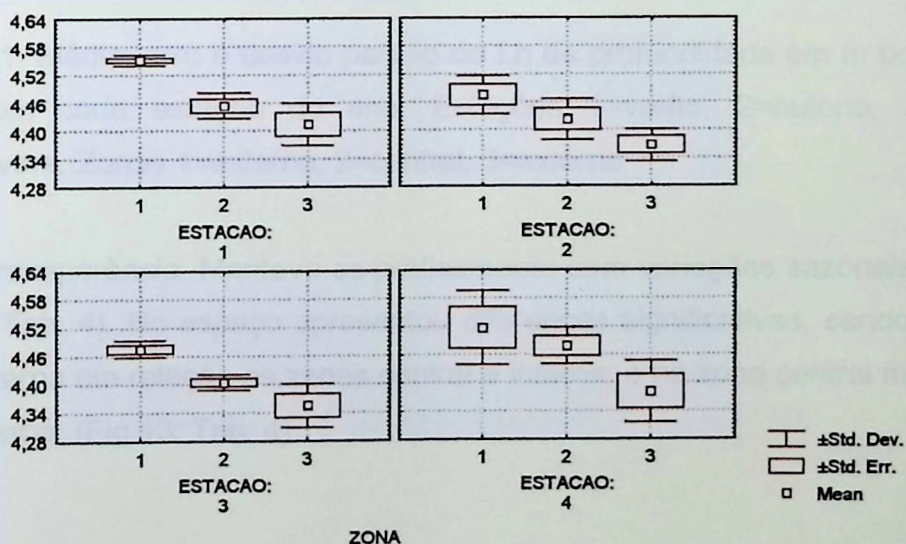


Figura 10. Média, erro e desvio padrão do Ln da salinidade em partes por mil por zona de coleta em cada estação do ano. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

Profundidade: A zona externa apresentou profundidade maior e significativamente diferente das zonas central e interna, sendo a zona central também maior e significativamente diferente da zona interna (Fig.11; Tab. 4)

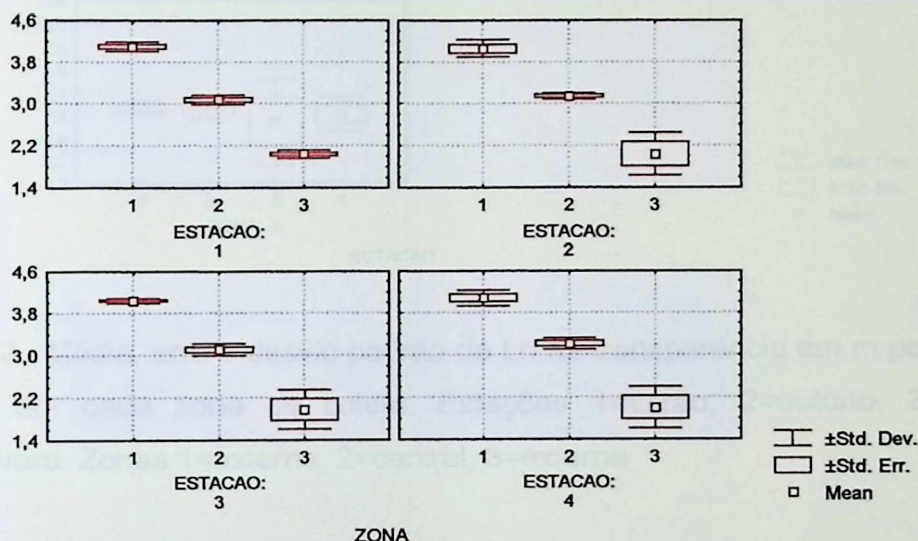


Figura 11. Média, erro e desvio padrão do Ln da profundidade em m por zona de coleta em cada estação do ano. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

Transparência: Manteve-se praticamente sem variações sazonais definidas (Fig.12; Tab. 4). No espaço apresentou diferenças significativas, sendo maior na zona externa em relação as zonas central e interna, e na zona central maior que a zona interna (Fig 13; Tab. 4).

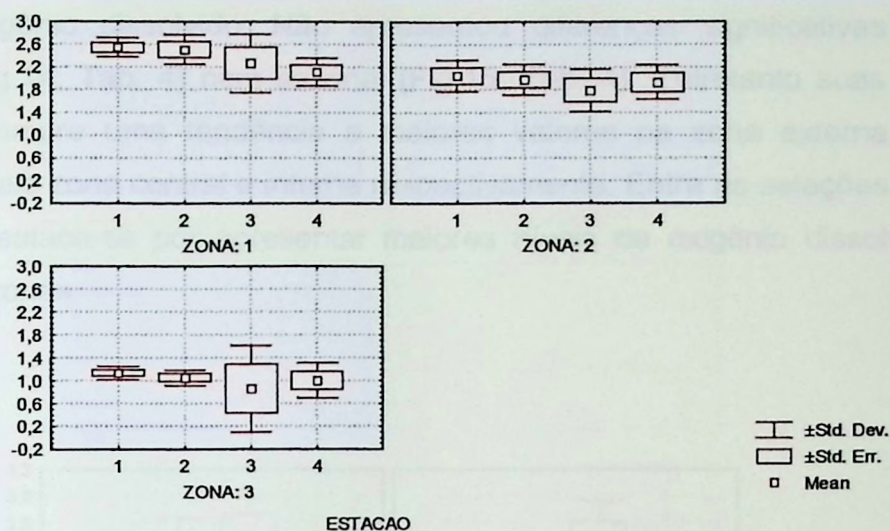


Figura 12. Média, erro e desvio padrão do Ln da transparência em m por estação do ano em cada zona de coleta. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

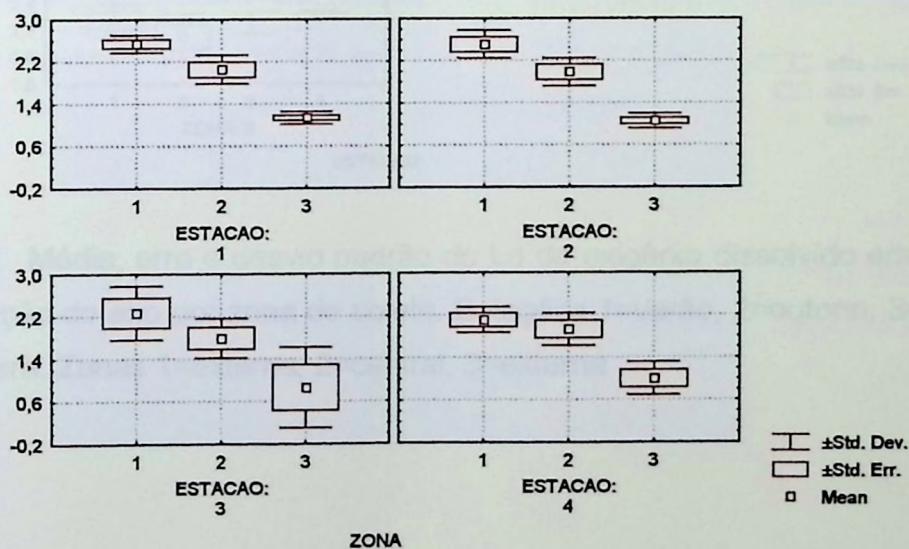


Figura 13. Média, erro e desvio padrão do Ln da transparência em m por zona de coleta em cada estação do ano. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

Oxigênio dissolvido: Não apresentou diferenças significativas entre as zonas (Fig.14; Tab. 4) nem sazonal (Fig.15; Tab. 4). Entretanto suas variações exibem sempre uma tendência a maiores valores na zona externa da Baía, seguida pela zona central e interna respectivamente. Entre as estações do ano, o inverno destaca-se por apresentar maiores níveis de oxigênio dissolvido entre todas as zonas.

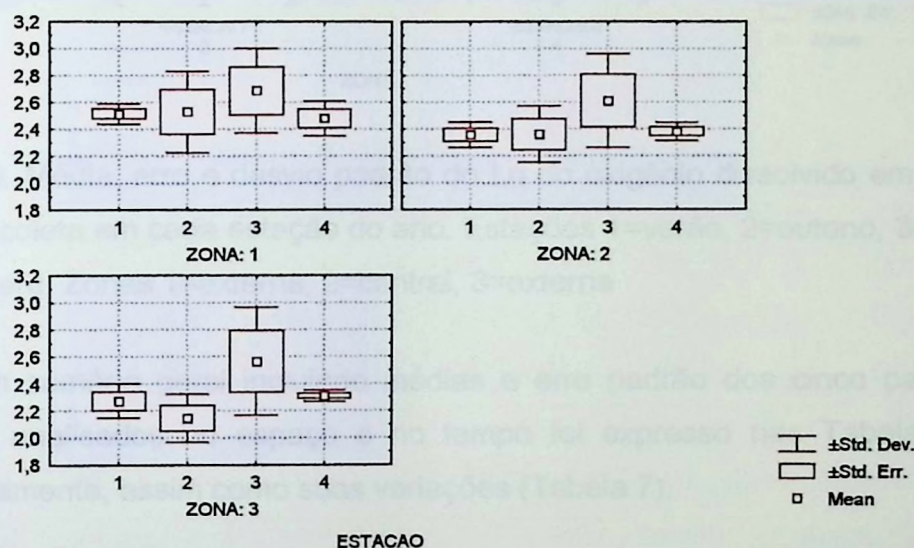


Figura 14. Média, erro e desvio padrão do Ln do oxigênio dissolvido em mg/l em cada estação do ano por zona de coleta. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

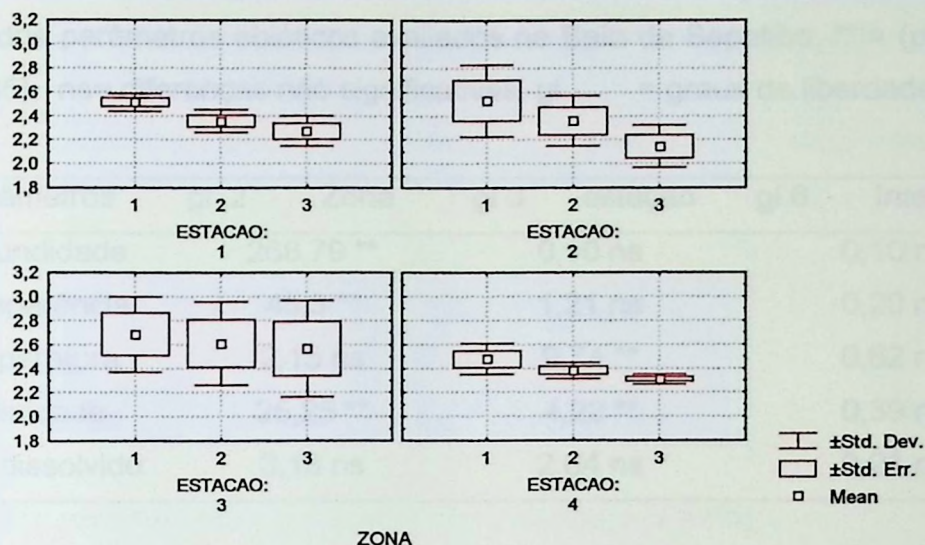


Figura 15. Média, erro e desvio padrão do Ln do oxigênio dissolvido em mg/l por zona de coleta em cada estação do ano. Estações 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera. Zonas 1=externa, 2=central, 3=externa

Um sumário geral incluindo médias e erro padrão dos cinco parâmetros abióticos analisados no espaço e no tempo foi expresso nas Tabelas 5 e 6 respectivamente, assim como suas variações (Tabela 7).

Tabela 4. Valores de F da Análise de Variância Bifatorial para comparação das médias dos parâmetros abióticos avaliados na Baía de Sepetiba. ** = ($p < 0,01$), * = ($p < 0,05$), ns= diferenças não significativas. gl = graus de liberdade

Parâmetros	gl 2	Zona	gl 3	estação	gl 6	Interação
profundidade	268,79 **		0,10 ns		0,10 ns	
transparência	45,3 **		1,21 ns		0,20 ns	
temperatura	2,15 ns		9,74 **		0,62 ns	
salinidade	25,25 **		4,22 **		0,39 ns	
oxig. dissolvido	3,13 ns		2,84 ns		0,21 ns	

Tabela 5. Média $\pm$ erro padrão dos parâmetros abióticos por zona de coleta

Zona	profundidade	transparência	temperatura	salinidade	Oxigê. diss.
externa	21,7 $\pm$ 0,6	4,1 $\pm$ 0,3	22,8 $\pm$ 0,4	33,3 $\pm$ 0,5	4,8 $\pm$ 0,3
central	8,5 $\pm$ 0,2	2,7 $\pm$ 0,2	23,7 $\pm$ 0,6	31,2 $\pm$ 0,4	4,3 $\pm$ 0,3
Interna	2,9 $\pm$ 0,2	1,1 $\pm$ 0,1	24,2 $\pm$ 0,7	29,4 $\pm$ 0,4	3,9 $\pm$ 0,3

Tabela 6. Média $\pm$ erro padrão dos parâmetros abióticos por estação do ano

estação	transparência	temperatura	salinidade	oxigênio diss.
verão	2,9 $\pm$ 0,5	25,8 $\pm$ 0,5	32,3 $\pm$ 0,7	4,0 $\pm$ 0,2
outono	2,8 $\pm$ 0,5	24,1 $\pm$ 0,7	30,7 $\pm$ 0,6	4,0 $\pm$ 0,4
inverno	2,4 $\pm$ 0,5	22,0 $\pm$ 0,4	30,4 $\pm$ 0,6	5,3 $\pm$ 0,5
primavera	2,3 $\pm$ 0,4	22,4 $\pm$ 0,5	31,9 $\pm$ 0,8	4,0 $\pm$ 0,1

Tabela 7. Valores e medidas de dispersão dos parâmetros abióticos da Baía de Sepetiba de outubro de 1998 à agosto de 1999.

Parâmetro	média	mínimo	máximo	desvio padrão
Profundidade	11,0	1,7	25,7	8,1
Transparência	2,6	0,5	5,7	1,5
Temperatura	23,6	19,7	28,3	2,2
Salinidade	31,3	27,3	36,7	2,2
Oxigênio dissolvido	4,3	2,7	6,9	1,1

Análise de componentes principais dos parâmetros abióticos:

Os parâmetros abióticos foram testados através da Análise de Componentes Principais, visando sintetizar as informações ambientais e detectar eventuais padrões espaço-temporais. O componente 1 explicou 56,2% da variabilidade, e esteve principalmente relacionado com profundidade, transparência e salinidade. O componente 2 explicou 20% da variabilidade, estando principalmente relacionado com a temperatura (Tab. 8) O oxigênio dissolvido não foi relacionado a nenhum componente.

Tabela 8. Autovalores e explicação da variância dos 2 principais componentes dos parâmetros abióticos da Baía de Sepetiba.

Descritores	Componente 1	Componente 2
profundidade	0,918	0,283
transparência	0,938	0,072
temperatura	0,017	-0,930
salinidade	0,874	0,029
oxigênio dissolvido	0,397	0,461
autovalores	2,813	1,000
% variância total	56,264	20,005

No diagrama referente aos escores das amostras em relação as zonas de coleta, foram observadas variações de transparência, profundidade e salinidade, sumariadas pelo componente 1, entre as três zonas de coleta. Um padrão pode ser observado com a concentração de amostras da zona 3 na esquerda do gráfico e da zona 1 a direita, indicando um aumento dos valores destes parâmetros neste sentido. O segundo componente, relacionado a temperatura, apresentou uma tendência a menores temperaturas na zona 1 e 2. Tal fato pode ser observado pela maior concentração de amostras referentes as zonas 1 e 2 na parte superior do gráfico, opondo-se as maiores concentrações da zona 3 na parte inferior do gráfico (Fig. 16).

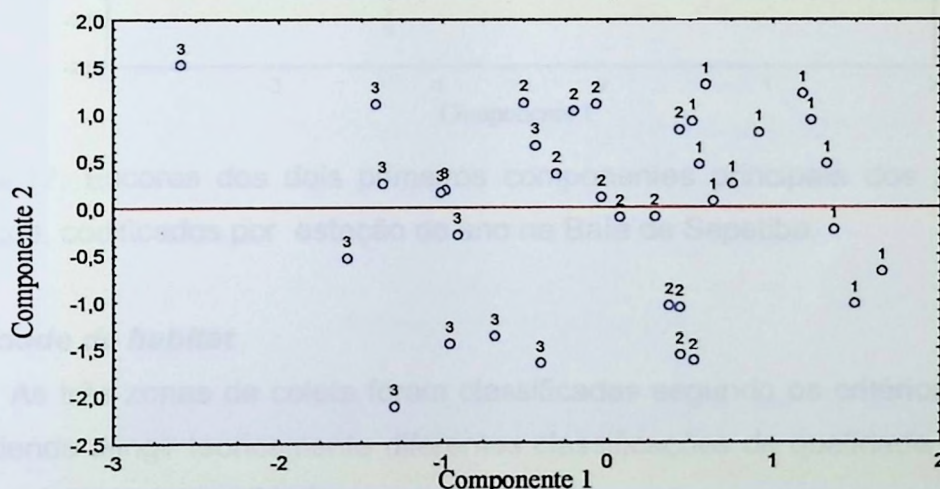


Figura 16. Escores dos dois primeiros componentes de parâmetros abióticos, codificados por zona de coleta na Baía de Sepetiba.

No diagrama referente aos escores das amostras em relação as estações do ano, não foram observados padrões temporais definidos para o componente 1. Tal fato deve-se a pequena variação dos parâmetros que explicam este componente ao longo das estações do ano. No componente 2, observa-se na porção inferior do gráfico as amostras referentes ao verão(1), na parte central as amostras de primavera(4) e outono(2), e na parte superior um agrupamento das amostras de inverno (3). Tal padrão de dispersão sugere uma mudança sazonal

da temperatura, com maiores valores no verão, diminuindo ao longo das outras estações do ano (Fig. 17)

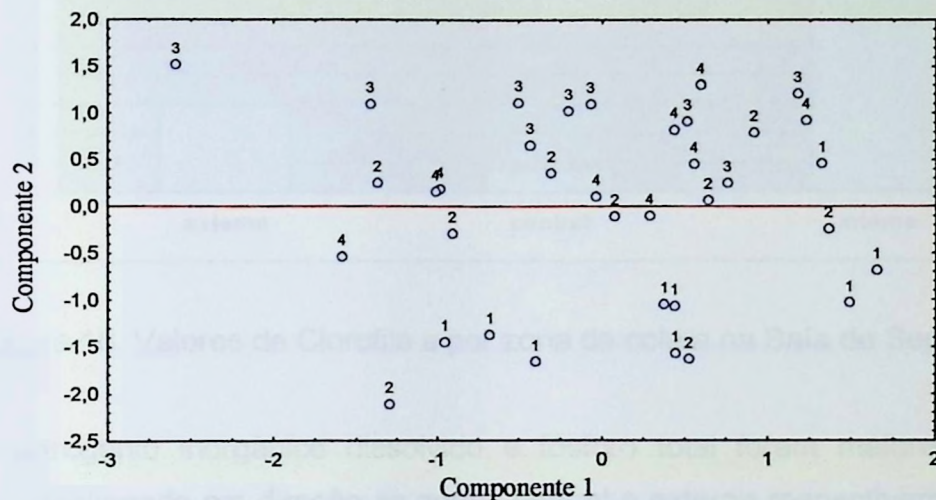


Figura 17. Escores dos dois primeiros componentes principais dos parâmetros abióticos, codificados por estação do ano na Baía de Sepetiba.

Qualidade de habitat

As três zonas de coleta foram classificadas segundo os critérios da tabela 2, podendo atingir teoricamente diferentes classificações de qualidade de habitat, baixa, média e alta qualidade.

Os valores para clorofila *a*, foram maiores na zona interna, seguida pelas zonas externa e central respectivamente (Fig. 18; Tab. 9)

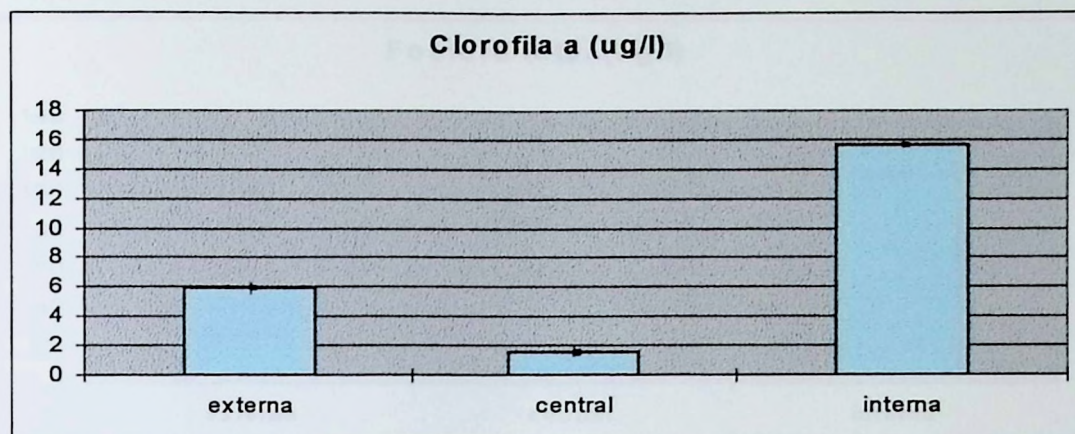


Figura 18. Valores de Clorofila a por zona de coleta na Baía de Sepetiba.

Nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo total foram maiores na zona interna, declinando em direção as zonas central e externa respectivamente (Figs. 19, 20; Tab. 9).

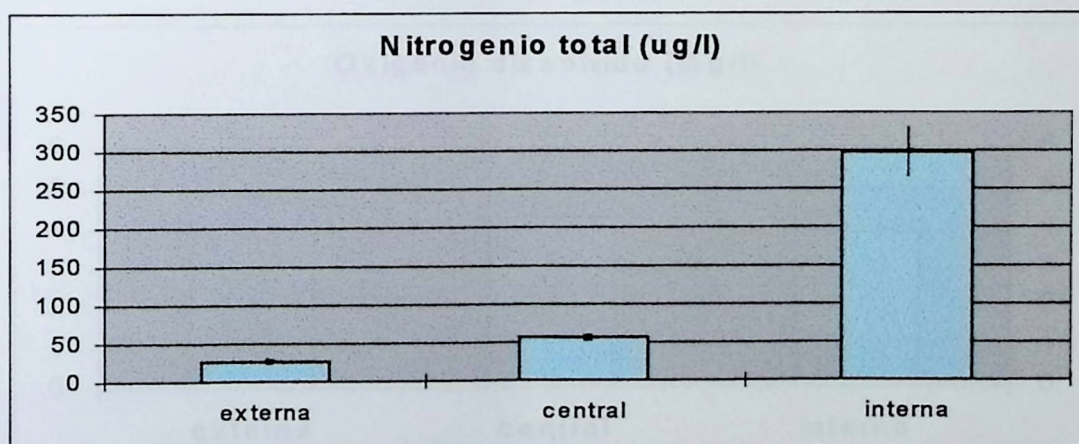


Figura 19. Valores de Nitrogênio Inorgânico Total por zona de coleta na Baía de Sepetiba

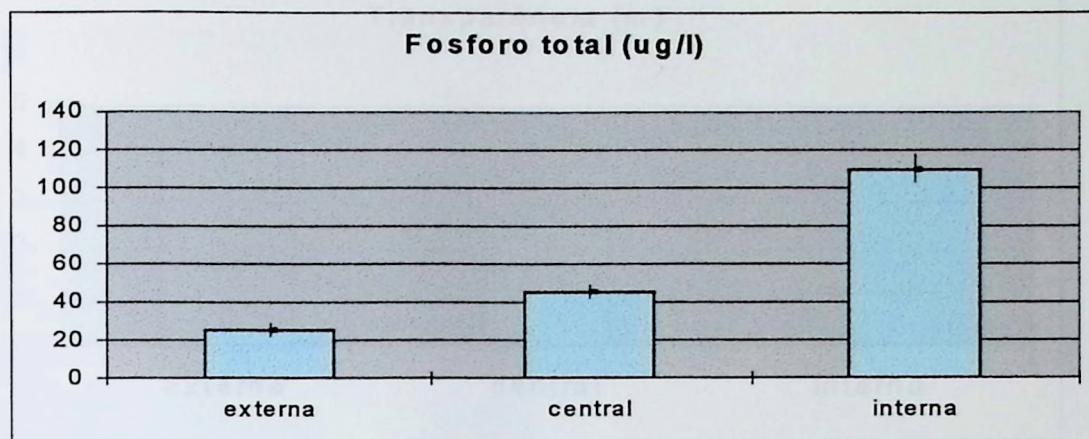


Figura 20. Valores de Fósforo total por zona de coleta na Baía de Sepetiba.

O oxigênio dissolvido e a transparência apresentaram maiores médias anuais na zona externa, quando comparadas as zona central e interna (Figs. 21, 22 ; Tab. 9).

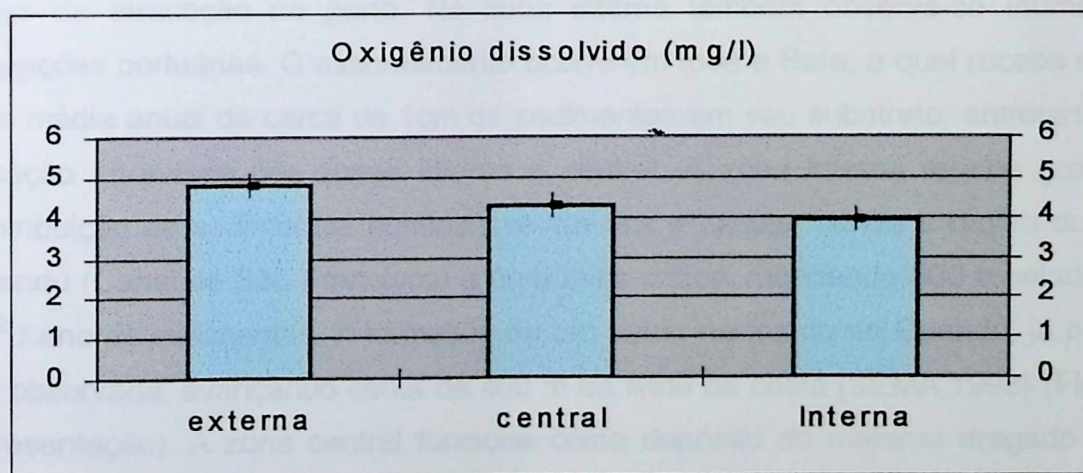


Figura 21. Valores de oxigênio dissolvido por zona de coleta na Baía de Sepetiba.

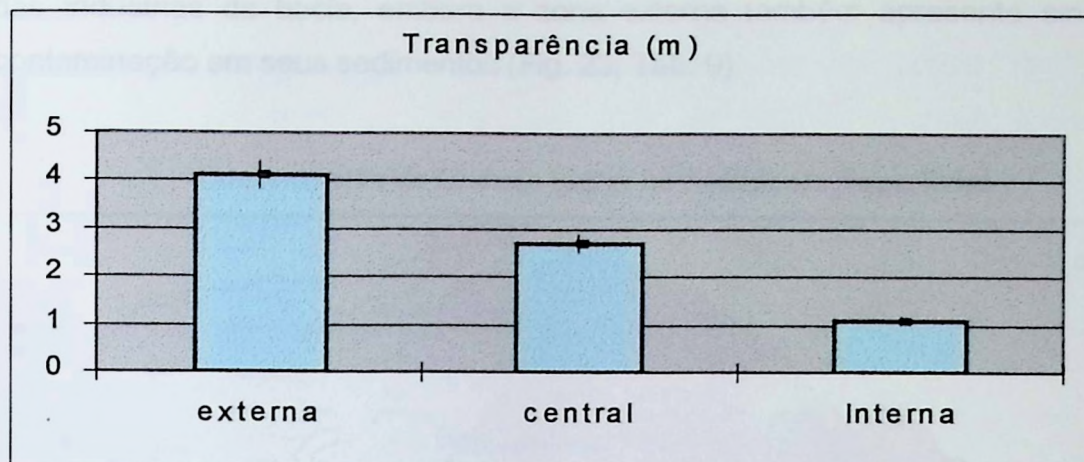


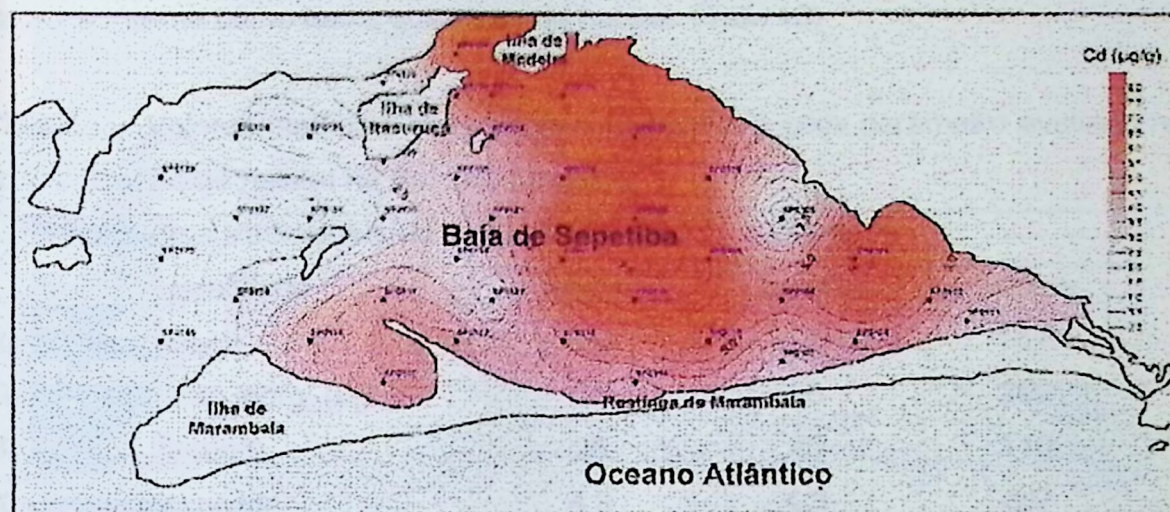
Figura 22. Valores de transparência por zona de coleta na Baía de Sepetiba

Alterações físicas foram observadas nas três zonas da Baía (Tab. 9). Operações de dragagem para ampliação e manutenção do canal de acesso ao porto de Sepetiba ocorrem principalmente na zona externa (Fig. 1). Esta zona também é preferencialmente utilizada como área de fundeio das embarcações antes da atracação no porto. Na zona interna também observa-se inúmeras operações portuárias. O assoreamento ocorre em toda a Baía, a qual recebe uma taxa média anual de cerca de 1cm de sedimentos em seu substrato, entretanto a situação agrava-se nas zonas interna e central. A zona interna recebe grande contribuição de sedimentos continentais via rios e canais, sendo a região do rio Guandú (Canal de São Francisco) a área mais crítica, recebendo 500 toneladas / km^2 / ano de sedimentos. A formação de um delta na foz do rio Guandú, já pode ser observada, avançando cerca de 400 m da linha da costa (SEMA, 1998) (Fig. 9 Apresentação). A zona central funciona como depósito do material dragado em todo o canal portuário, contribuindo com o aumento da taxa de sedimentação nesta região da Baía (SEMA, 1998) (Fig. 1). A pesca com arrasto de fundo ocorre nas três zonas, também contribuindo com as alterações físicas conforme discutido nos métodos.

A contaminação de sedimentos ocorre preferencialmente nas zonas interna e central, devido a maior proximidade dos rios e canais que recebem os efluentes

das indústrias da bacia, embora a zona externa também apresente sinais de contaminação em seus sedimentos (Fig. 23; Tab. 9).

Concentração de Cádmiu ($\mu\text{g/g}$) no Sedimento Superficial



Concentração de Zinco ($\mu\text{g/g}$) no Sedimento Superficial

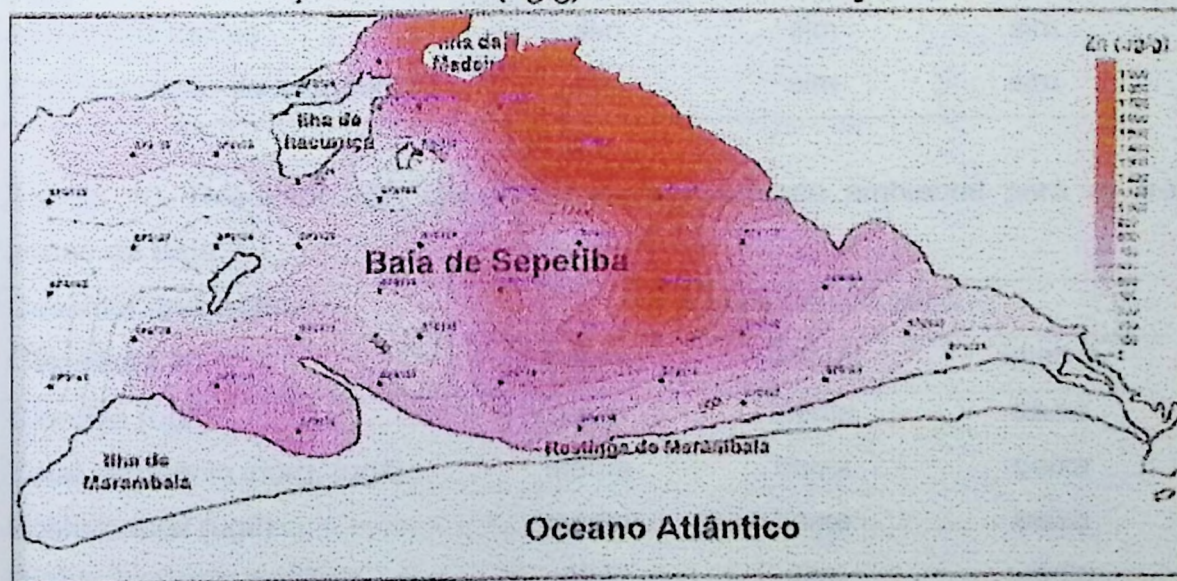


Figura 23. Contaminação de Cd (acima) e Zn (abaixo) nos sedimentos da Baía de Sepetiba.

A caracterização ambiental, baseou-se nos parâmetros tradicionais de qualidade e nas alterações físicas descritas, com as zonas tendo sido classificadas em baixa e média qualidade de habitat. A zona externa foi classificada como média qualidade, a zona central com média / baixa qualidade, e a zona interna como baixa qualidade de habitat. (Tab. 10)

Tabela 9. Valores médios e observações referentes a cada parâmetro avaliado na classificação de habitat na Baía de Sepetiba.

Parâmetros tradicionais de qualidade	Zona		
	externa	central	interna
Clorofila a (ug/l)	5,8	1,6	15,6
Total nitrogênio inorg. (ug/l)	26	56	298
Fósforo total (ug/l)	25	45	110
Oxigênio dissolvido	4,9	4,3	3,9
Transparência	4,1	2,7	1,1
alterações físicas	sim	sim	sim
Contaminação de sedimentos	sim	sim	sim

Tabela 10. Resultado das classificações de qualidade ambiental para as três zonas da Baía.

Descritor ambiental / Classificação	Qualidade da zona		
	externa	central	interna
Clorofila (ug/l)	baixa	média	baixa
Total nitrogênio inorg. (ug/l)	média	baixa	baixa
Fósforo total (ug/l)	média	baixa	baixa
Problemas com oxigênio	alta	alta	média
Alterações físicas	baixa	baixa	baixa
Transparência	média	média	baixa
contaminação de sedimentos	média	baixa	baixa
<i>Classificação final / qualidade</i>	<i>Média</i>	<i>Média / baixa</i>	<i>Baixa</i>

Descrição das populações de peixes

Um total de 20.480 indivíduos, caracterizando 92 espécies e 36 famílias, com peso total de 654.600 g de peixe foram capturadas no período estudado (Tab. 11). Os peixes foram em sua maioria adultos e jovens.

Tabela 11. Abundâncias em número e peso, dos peixes capturados por famílias e espécies na Baía de Sepetiba.

Espécie	Família	núm. indiv.	% individuos	Biomassa g	% biomas.
<i>Achirus lineatus</i>	Achiridae	47	0,2295	1149	0,1758
<i>Anchoa januaria</i>	Engraulididae	16	0,0781	25	0,0038
<i>Anchoa lyoleps</i>	Engraulididae	2	0,0098	5	0,0008
<i>Anchoa tricolor</i>	Engraulididae	183	0,8936	1181	0,1807
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Spaeridae	27	0,1318	9481	1,4508
<i>Atherinela brasiliensis</i>	Atherinidae	1	0,0049	1	0,0002
<i>Bardiella ronchus</i>	Sciaenidae	3	0,0146	84	0,0129
<i>Bothus robbinsi</i>	Bothidae	7	0,0342	63	0,0096
<i>Caranx hippos</i>	Carangidae	1	0,0049	120	0,0184
<i>Cathorops spixii</i>	Ariidae	182	0,8887	10034	1,5354
<i>Centropomus undecimalis</i>	Centropomidae	1	0,0049	151	0,0231
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Engraulididae	1564	7,6367	73989	11,3216
<i>Chaetodipterus faber</i>	Ephippidae	16	0,0781	1198	0,1833
<i>Chirocentrodon bleekermani</i>	Clupeidae	3	0,0146	14	0,0021
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Carangidae	1720	8,3984	26561	4,0643
<i>Citharichthys arenaceus</i>	Paralichthyidae	22	0,1074	248	0,0379
<i>Citharichthys macrops</i>	Paralichthyidae	2	0,0098	10	0,0015
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Paralichthyidae	206	1,0059	2561	0,3919
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	Sciaenidae	258	1,2598	2656,5	0,4065
<i>Cyclichthys spinosus</i>	Diodontidae	15	0,0732	1752	0,2681
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Sciaenidae	42	0,2051	1743	0,2667
<i>Cynoscion leiarchus</i>	Sciaenidae	82	0,4004	2257	0,3454
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	Sciaenidae	2	0,0098	423	0,0647
<i>Dactylopterus volitans</i>	Congiopodidae	2	0,0098	33	0,0050
<i>Dasyatis americana</i>	Dasyatidae	1	0,0049	1536	0,2350
<i>Dasyatis guttata</i>	Dasyatidae	12	0,0586	18950	2,8997
<i>Diapterus rhombeus</i>	Gerreidae	1314	6,4160	57210	8,7541

<i>Diplectrum formosum</i>	Serranidae	26	0,1270	438	0,0670
<i>Diplectrum radiale</i>	Serranidae	458	2,2363	13819	2,1146
<i>Dules auriga</i>	Serranidae	3	0,0146	31	0,0047
<i>Elops saurus</i>	Elopidae	1	0,0049	72	0,0110
<i>Etropus crossotus</i>	Paralichthyidae	909	4,4385	12023	1,8397
<i>Etropus longimanus</i>	Paralichthyidae	19	0,0928	57	0,0087
<i>Eugerres brasiliensis</i>	Gerreidae	1	0,0049	98	0,0150
<i>Galeorhinus vitaminicus</i>	Triakidae	1	0,0049	640	0,0979
<i>Genidens genidens</i>	Ariidae	2357	11,5088	71380	10,9225
<i>Gerres aprion</i>	Gerreidae	1437	7,0166	27004	4,1321
<i>Gerres gula</i>	Gerreidae	308	1,5039	7774	1,1896
<i>Gobionellus oceanicus</i>	Gobiidae	6	0,0293	188	0,0288
<i>Gymnotorax ocellatus</i>	Muraenidae	5	0,0244	578	0,0884
<i>Gymnura altavela</i>	Gymnuridae	7	0,0342	11317	1,7318
<i>Haemulon steindachneri</i>	Haemulidae	34	0,1660	3601	0,5510
<i>Harengula clupeola</i>	Clupeidae	74	0,3613	2039	0,3120
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	Carangidae	9	0,0439	199	0,0305
<i>Histrio histrio</i>	Atennariidae	1	0,0049	26	0,0040
<i>Isopisthus parvipinis</i>	Sciaenidae	4	0,0195	124	0,0190
<i>Lagocephalus laevis</i>	Tetraodontidae	21	0,1025	1239	0,1896
<i>Larimus breviceps</i>	Sciaenidae	2	0,0098	115	0,0176
<i>Menticirrhus americanus</i>	Sciaenidae	110	0,5371	5252	0,8036
<i>Micropogonias furnieri</i>	Sciaenidae	2030	9,9121	51102	7,8195
<i>Monacanthus ciliatus</i>	Monacanthidae	79	0,3857	1222	0,1870
<i>Mugil liza</i>	Mugilidae	4	0,0195	1794	0,2745
<i>Mullus argentinae</i>	Mullidae	1	0,0049	12	0,0018
<i>Netuma barba</i>	Ariidae	38	0,1855	1166	0,1784
<i>Oligoplites saurus</i>	Carangidae	15	0,0732	451	0,0690
<i>Oligoplites palometa</i>	Carangidae	1	0,0049	55	0,0084
<i>Opisthonema oglinum</i>	Clupeidae	5	0,0244	80	0,0122
<i>Orthopristis ruber</i>	Haemulidae	866	4,2285	117865	18,0354
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Paralichthyidae	3	0,0146	1028	0,1573
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	Paralichthyidae	2	0,0098	336	0,0514
<i>Paralichthys patagonicus</i>	Paralichthyidae	1	0,0049	6	0,0009
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Sciaenidae	2	0,0098	6	0,0009
<i>Parona signata</i>	Carangidae	2	0,0098	7	0,0011
<i>Pellona harroweri</i>	Clupeidae	2	0,0098	26	0,0040

<i>Peprilus paru</i>	Stromateidae	40	0,1953	946	0,1448
<i>Phrynelox scaber</i>	Atennariidae	1	0,0049	19	0,0029
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	Haemulidae	18	0,0879	216	0,0331
<i>Pomadasys croco</i>	Haemulidae	2	0,0098	333	0,0510
<i>Porichthys porosissimus</i>	Batrachoididae	6	0,0293	242	0,0370
<i>Prionotus punctatus</i>	Triglidae	1518	7,4121	22500	3,4429
<i>Rhinobatos percellens</i>	Rhinobatidae	6	0,0293	2832	0,4333
<i>Rhinoptera bonasus</i>	Rhinopteridae	1	0,0049	1500	0,2295
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Clupeidae	24	0,1172	1325	0,2027
<i>Sciadeichthys luniscutis</i>	Ariidae	498	2,4316	32557	4,9818
<i>Scorpaena isthmensis</i>	Scorpaenidae	21	0,1025	420	0,0643
<i>Selar crumenophthalmus</i>	Carangidae	67	0,3271	248	0,0379
<i>Selene setapinnis</i>	Carangidae	2523	12,3193	9517	1,4563
<i>Selene vomer</i>	Carangidae	46	0,2246	614	0,0940
<i>Sphoeroides greeley</i>	Tetraodontidae	22	0,1074	152	0,0233
<i>Sphoeroides testudineus</i>	Tetraodontidae	65	0,3174	6337	0,9697
<i>Sphoeroides tyler</i>	Tetraodontidae	102	0,4980	804	0,1230
<i>Sphyraena guachancho</i>	Sphyraenidae	5	0,0244	171	0,0262
<i>Sphyraena tome</i>	Sphyraenidae	1	0,0049	104	0,0159
<i>Stellifer stellifer</i>	Sciaenidae	1	0,0049	31	0,0047
<i>Syacium papillosum</i>	Paralichthyidae	20	0,0977	464	0,0710
<i>Symphurus diomedeanus</i>	Cynoglossidae	6	0,0293	121	0,0185
<i>Symphurus tessellatus</i>	Cynoglossidae	325	1,5869	5305	0,8118
<i>Synodus foetens</i>	Synodontidae	165	0,8057	6335	0,9694
<i>Trachurus lathami</i>	Carangidae	1	0,0049	2	0,0003
<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	152	0,7422	7580	1,1599
<i>Trinectes paulistanus</i>	Achiridae	231	1,1279	5963	0,9124
<i>Upeneus parvus</i>	Mullidae	38	0,1855	275	0,0421

Das 36 famílias registradas, 8 compreendem 90% do total de indivíduos capturados e 11 representaram 90% da biomassa obtida, (Fig.24 e 25).

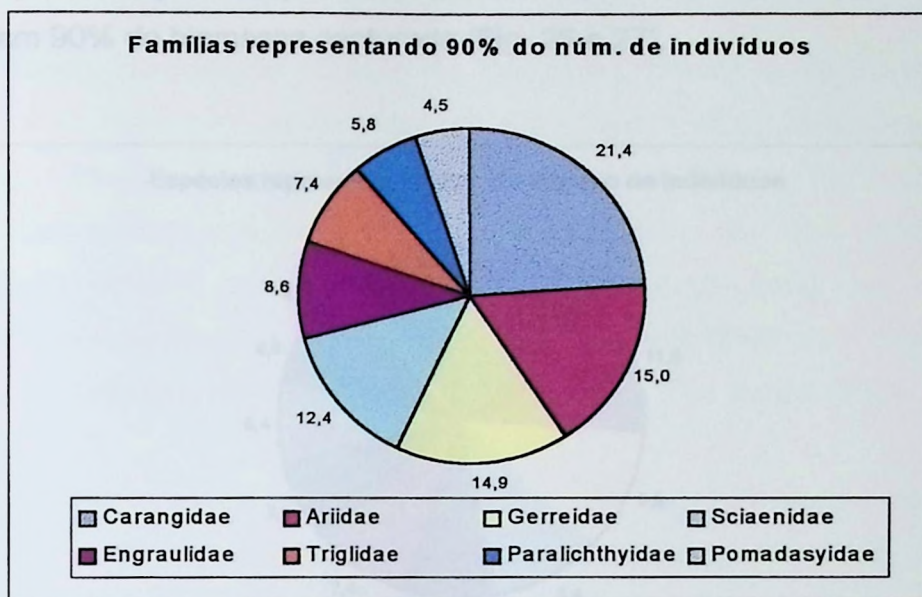


Figura 24. Percentuais em número de indivíduos das principais famílias capturadas na Baía de Sepetiba.

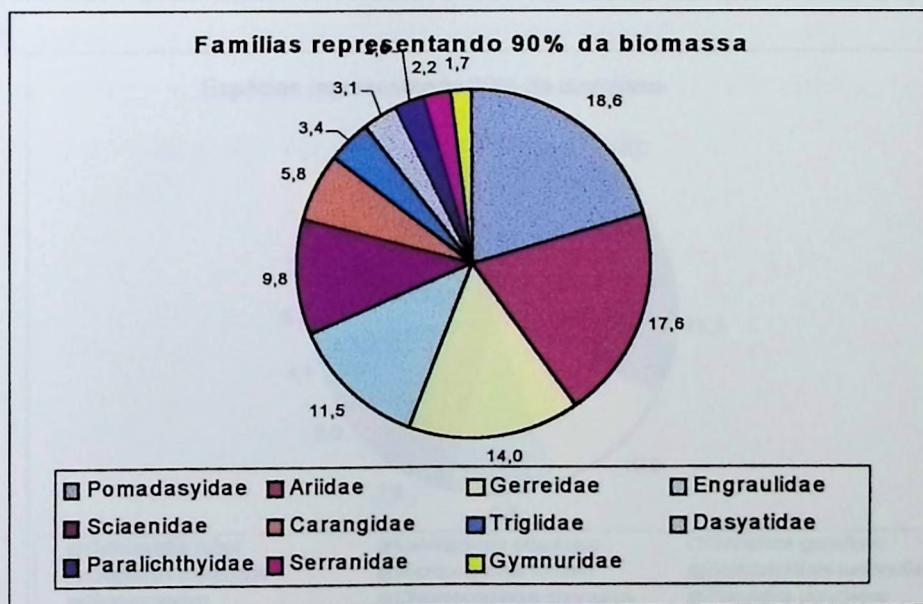


Figura 25. Percentuais em biomassa de indivíduos das principais famílias capturadas na Baía de Sepetiba.

Das 92 espécies capturadas, 17 representam 90% do total de indivíduos e 20 representam 90% da biomassa capturada (Fig. 26 e 27).

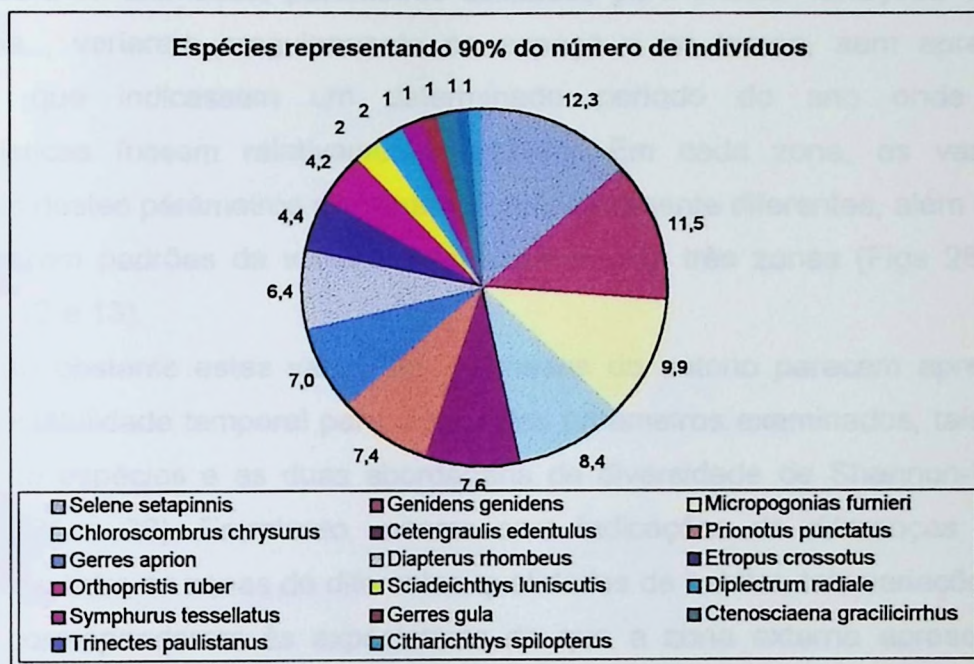


Figura 26. Percentuais em número de indivíduos das principais espécies

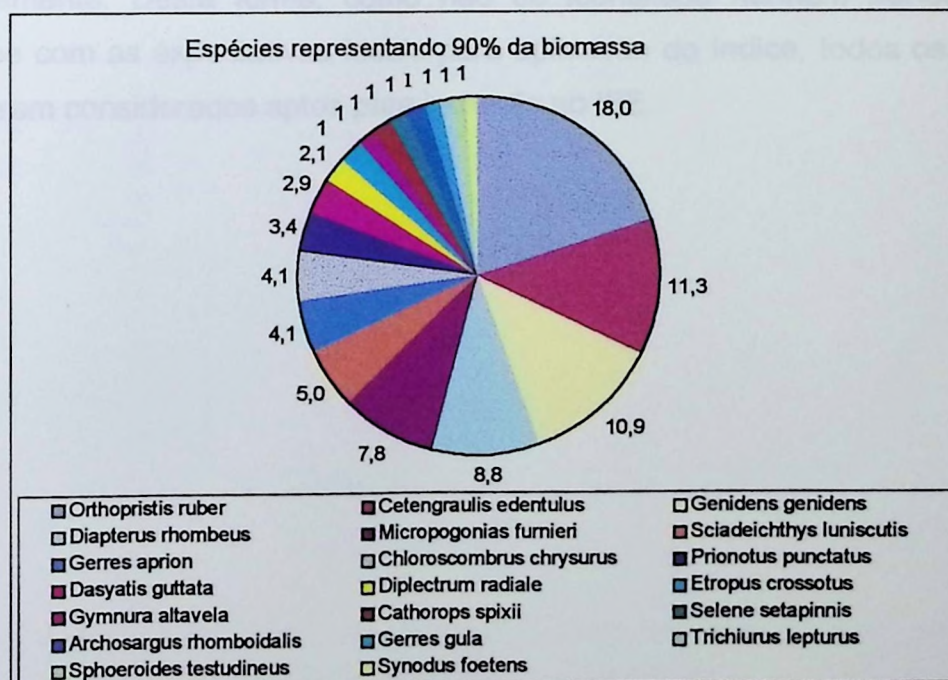


Figura 27. Percentuais em biomassa das principais espécies

Seleção do período para aplicação do IBE

O número de espécie, número de indivíduos, biomassa de indivíduos, H' indivíduos e H' biomassa, parâmetros utilizados para indicar variações espaço-temporais, variaram irregularmente no espaço e no tempo, sem apresentar padrões que indicassem um determinado período do ano onde estas características fossem relativamente estáveis. Em cada zona, as variações temporais destes parâmetros não foram significativamente diferentes, além de não apresentarem padrões de variação semelhantes nas três zonas (Figs 28 à 32; Tabelas 12 e 13).

Não obstante estas variações, os meses do outono parecem apresentar relativa estabilidade temporal para alguns dos parâmetros examinados, tais como número de espécies e as duas abordagens de diversidade de Shannon-Wiener (Fig. 30, 31 e 32). Entretanto, mesmo com indicações de diferenças destes parâmetros entre as zonas de diferentes qualidades de habitat, tais variações nem sempre corresponderam às expectativas de que a zona externa apresentasse sempre os maiores valores seguida pela central e pela zona interna respectivamente. Desta forma, como não se identificou nenhum período que coincidissem com as expectativas ideais para aplicação do índice, todos os meses do ano foram considerados aptos para inclusão no IBE.

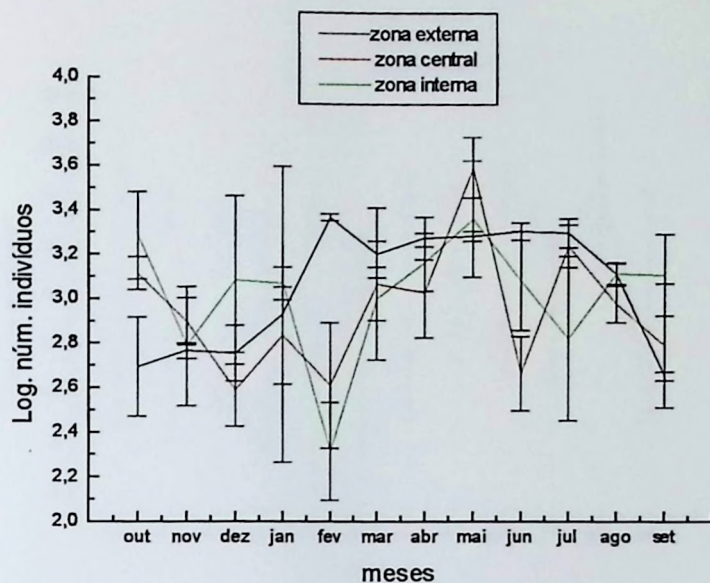


Figura 28. Média + - erro padrão da variação espaço-temporal do Log. número de indivíduos na Baía de Sepetiba.

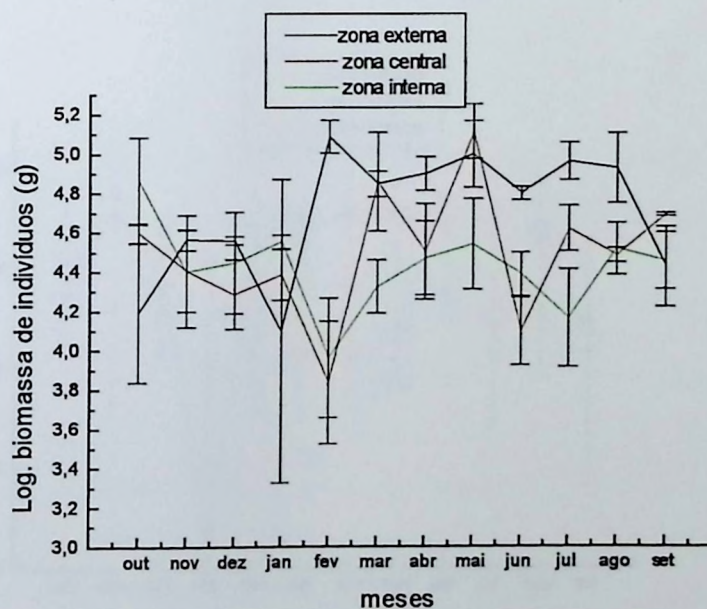


Figura 29. Média + - erro padrão da variação espaço-temporal do Log. biomassa de indivíduos na Baía de Sepetiba

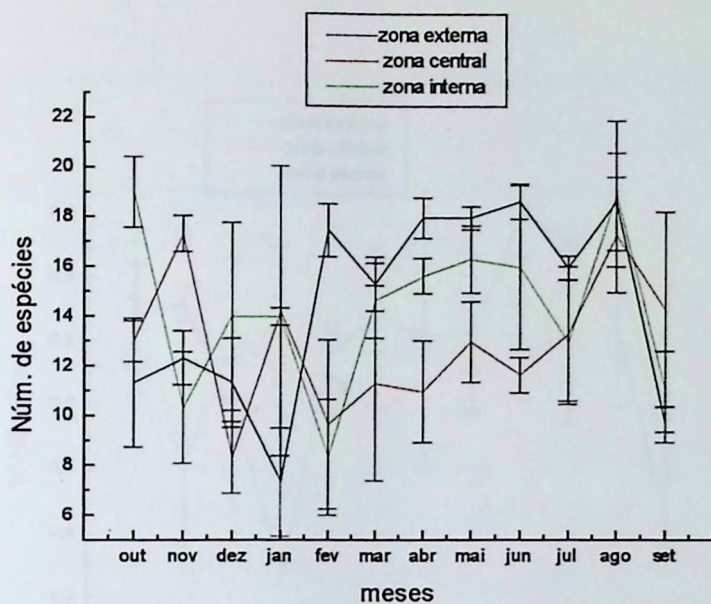


Figura 30. Média + - erro padrão da variação espaço-temporal no número de espécies na Baía de Sepetiba.

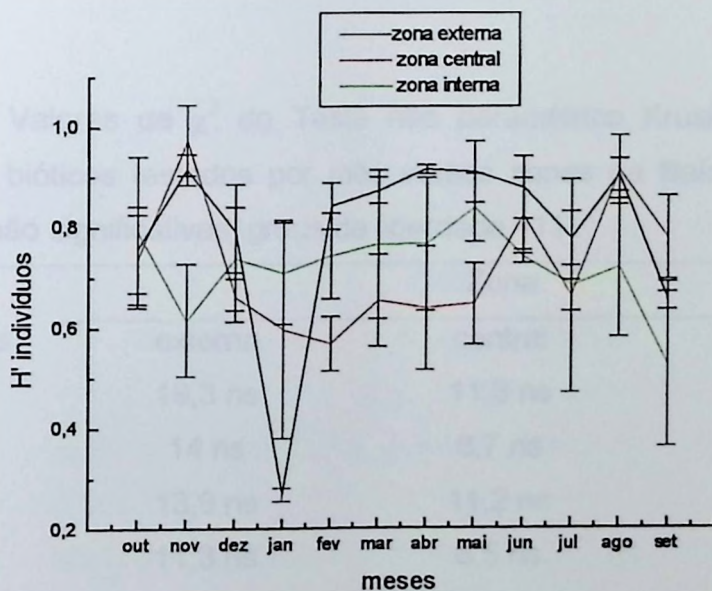


Figura 31. Média + - erro padrão da variação espaço-temporal na H' indivíduos na Baía de Sepetiba.

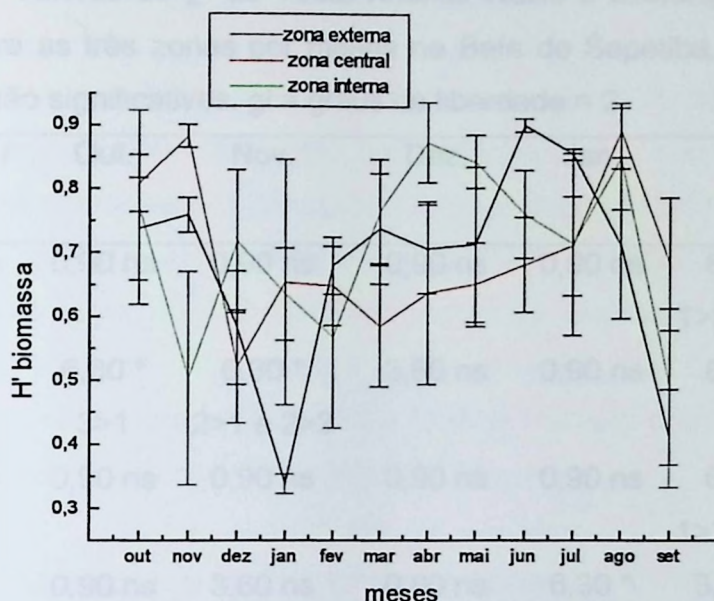


Figura 32. Média + - erro padrão da variação espaço-temporal na H' biomassa na Baía de Sepetiba.

Tabela 12. Valores de χ^2 do Teste não paramétrico Kruskal-Wallis sobre os parâmetros bióticos testados por mês versus zonas na Baía de Sepetiba. ns= diferenças não significativas, graus de liberdade =11

Parâmetros	Zona		
	externa	central	interna
Indivíduos	19,3 ns	11,3 ns	8,6 ns
Biomassa	14 ns	8,7 ns	5,9 ns
Espécies	13,9 ns	11,2 ns	11,2 ns
H' ind.	11,3 ns	8,5 ns	3,3 ns
H' biomassa	8,6 ns	6,0 ns	11,3 ns

Tabela 13 . Valores de χ^2 do Teste Kruskal-Wallis e diferenças nos parâmetros bióticos entre as três zonas por meses na Baía de Sepetiba. * = ($p < 0,05$), ns = diferenças não significativas. gl = graus de liberdade = 2

Parâmetro / mês	Out.	Nov.	Dez.	Jan.	Fev.	Mar.
Indivíduos	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns	6,30 *	0,90 ns
Zona					1>2 e 1>3	
Espécies	6,30 *	6,30 *	3,60 ns	0,90 ns	6,30 *	0,90 ns
Zona	3>1	2>1 e 2>3			1>3	
Biomassa	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns	6,30 *	6,30 *
Zona					1>2 e 1>3	1>3
H' ind.	0,90 ns	3,60 ns	0,90 ns	6,30 *	3,60 ns	6,30 *
Zona				3>1		1>2
H' biomas.	0,90 ns	6,30 *	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns
Zona		2>1				
Parâmetro / mês	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.
Indivíduos	0,90 ns	3,60 ns	6,30 *	0,90 ns	0,90 ns	3,60 ns
Zona			1>2			
Espécies	3,60 ns	3,60 ns	6,30 *	0,90 ns	0,90 ns	3,60 ns
Zona			1>2			
Biomassa	0,90 ns	0,90 ns	6,30 *	6,30 *	0,90 ns	0,90 ns
Zona			1>2 e 1>3	1>3		
H' ind.	6,30 *	3,60 ns	3,60 ns	3,60 ns	0,90 ns	0,90 ns
Zona	1>2					
H' biomas.	0,90 ns	0,90 ns	6,30 *	0,90 ns	0,90 ns	0,90 ns
Zona			1>2			

Análise de Componentes Principais/ Parâmetros bióticos.

Os parâmetros bióticos foram testados através da Análise de componentes principais, visando sintetizar e detectar eventuais padrões espaço-temporais. Os dois primeiros componentes principais sobre os dados bióticos explicaram 77,7% da variância total. O componente 1 foi associado principalmente ao número de indivíduos, biomassa de indivíduos e número de espécies, explicando 46% da variabilidade total. O componente 2 foi associado principalmente as duas abordagens de Diversidade de Shannon-Wiener (número e biomassa), explicando 31,7 % da variabilidade dos dados bióticos (Tab. 14)

Tabela 14. Autovalores e explicação da variância dos 2 componentes principais dos parâmetros bióticos da Baía de Sepetiba.

Descritores	Componente 1	Componente 2
número de indivíduos	0,938	0,186
Biomassa	0,902	0,057
número de espécies	0,713	-0,564
H' indivíduos	-0,302	-0,778
H' biomassa	,0985	-0,788
autovalores	2,30	1,58
% variância total explicada	46,1	31,7

No diagrama de dispersão dos escores das amostras codificadas pelos meses, não foram evidenciados tendências que a sugerissem um padrão temporal, com os pontos sendo amplamente distribuídos com meses de diferentes épocas do ano ocorrendo juntos nos mesmos locais do gráfico (Fig. 33).

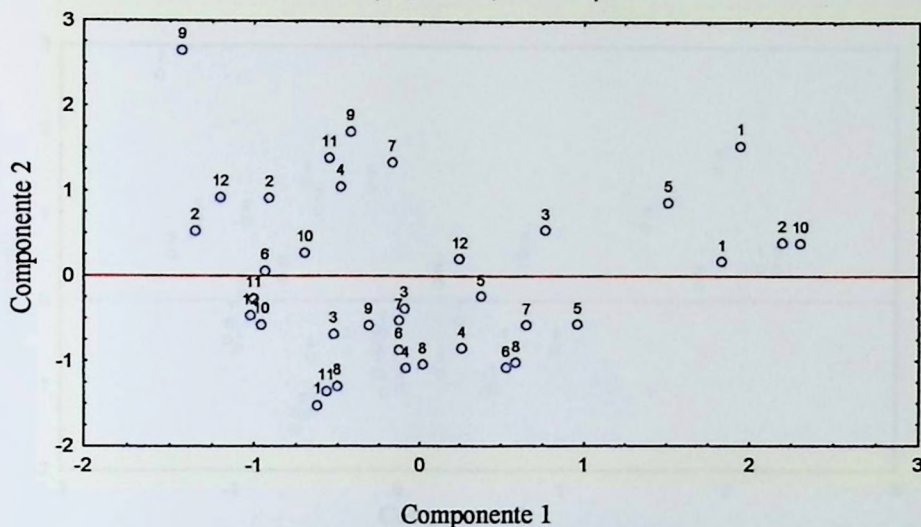


Figura 33. Escores dos dois primeiros componentes principais dos parâmetros bióticos, codificados por mês, na Baía de Sepetiba.

Por outro lado, no diagrama de dispersão dos escores das amostras codificadas por zonas de coleta, pode ser observado uma tendência de predomínio de pontos representando a zona 1 (externa) na metade inferior do gráfico, sugerindo que os maiores valores de diversidade, associados ao componente 2, ocorram nesta zona da Baía. A maior ocorrência das zonas 3 (interna) e 2 (central) na metade superior do gráfico, indicou menor diversidade para estas duas zonas quando comparadas com a zona 1. Para o componente 1, não foram observadas quaisquer tendências de separação espacial das amostras, indicando ausência de padrão de distribuição espacial para número de indivíduos, biomassa e número de espécies (Fig. 34).

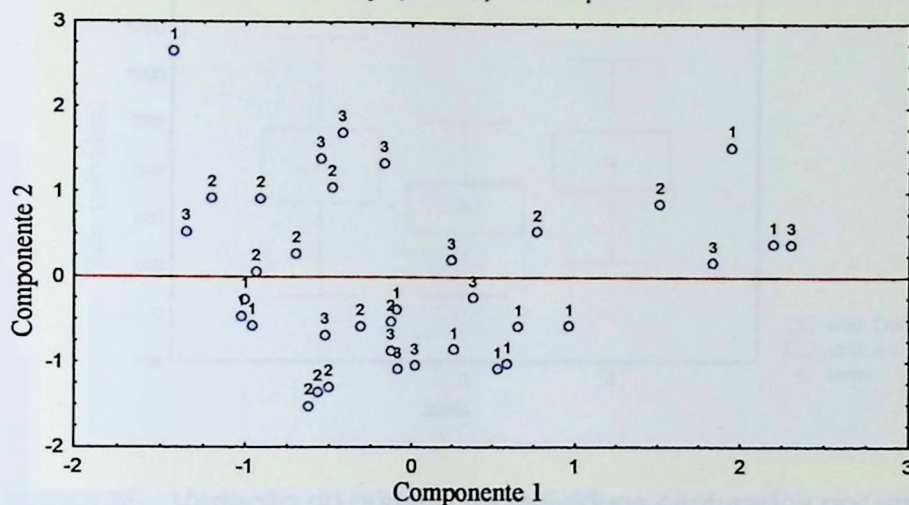


Figura 34. Escores dos dois primeiros componentes principais dos parâmetros bióticos, codificados por zona de coleta na Baía de Sepetiba.

Seleção das métricas do IBE para a Baía de Sepetiba.

A seleção das métricas para inclusão no IBE foram baseadas na expectativa de que estas apresentassem menores valores com a degradação do ambiente, e maiores valores com a melhoria sua qualidade. Foram testadas as variações de cada uma das 14 métricas inicialmente propostas na formulação do IBE (Tab. 1, Apresentação), buscando selecionar aquelas que melhor separassem as zonas de diferentes qualidades de habitat de acordo com as expectativas estabelecidas. Foram selecionadas as métricas que apresentaram diferenças significativas entre as zonas com diferentes qualidades de habitat ou que as definissem de acordo com as tendências esperadas. As métricas número de indivíduos, biomassa, núm. de espécies e H' biomassa não diferiram significativamente entre as zonas além de não apresentarem os padrões de distinção esperados sendo, portanto, excluídas (Figs 35 à 38; Tab. 15)

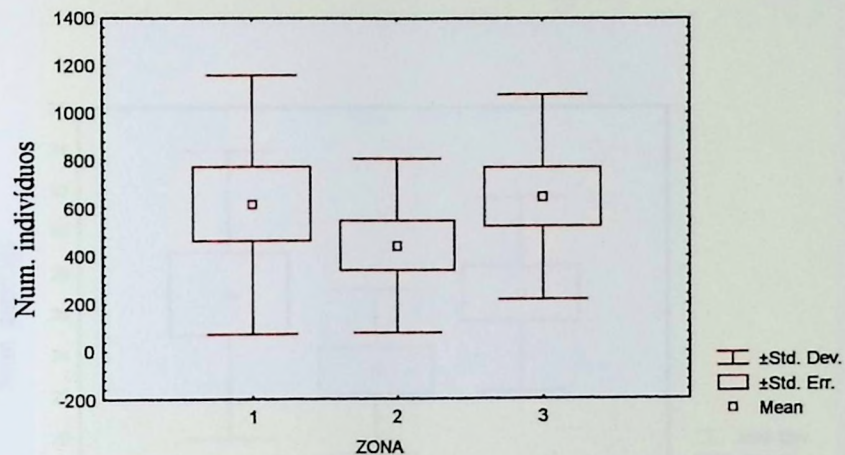


Figura 35 . Variação do número de indivíduos capturados por amostra entre as zonas.

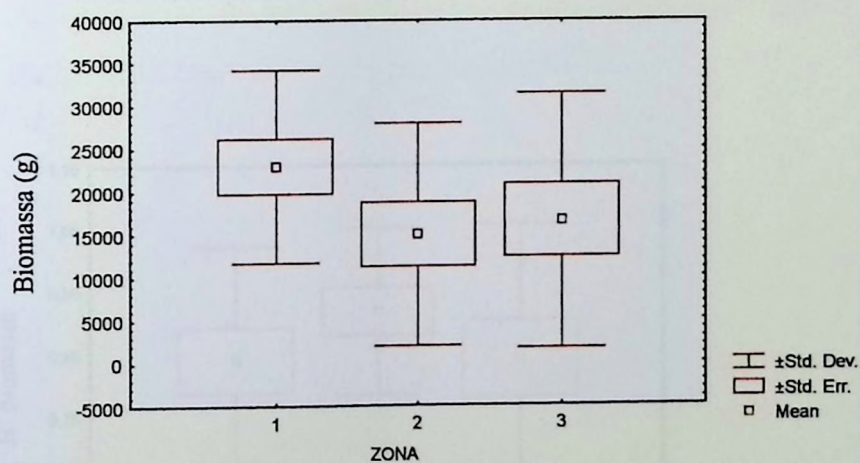


Figura 36 . Variação da biomassa de indivíduos em g capturados por amostra entre as zonas.

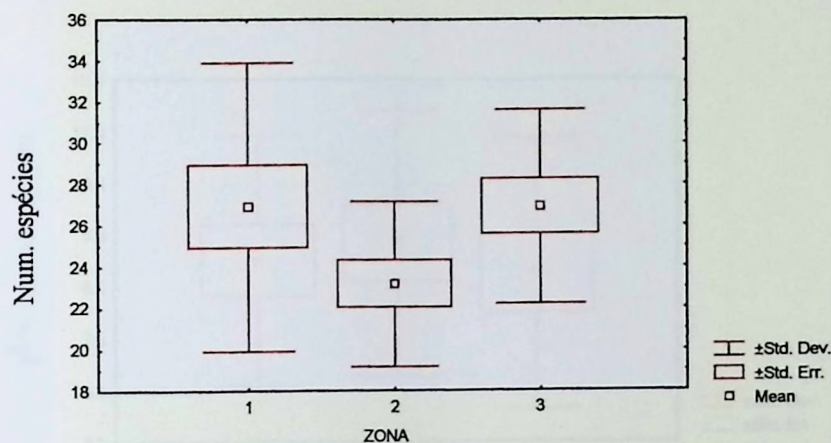


Figura 37 . Variação do número de espécies capturadas por amostra. entre as zonas.

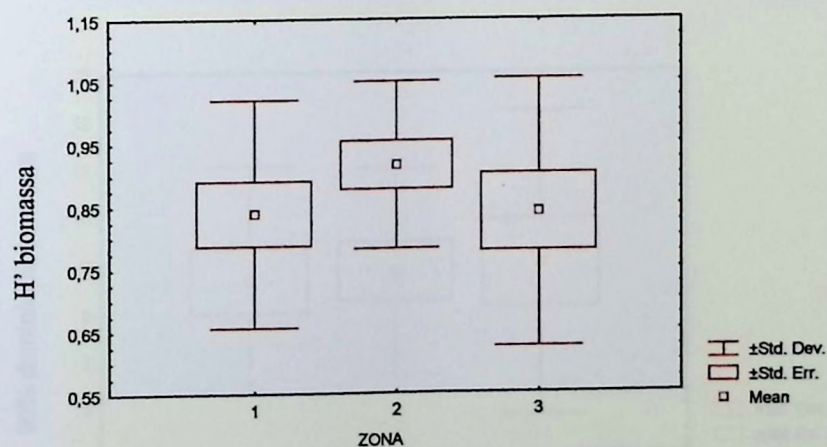


Figura 38 . Variação de H' biomassa por amostra entre as zonas.

As métricas dominância de 90% para indivíduos e biomassa não variaram entre as zonas, portanto não foram consideradas (Figs. 39 e 40; Tab. 15)

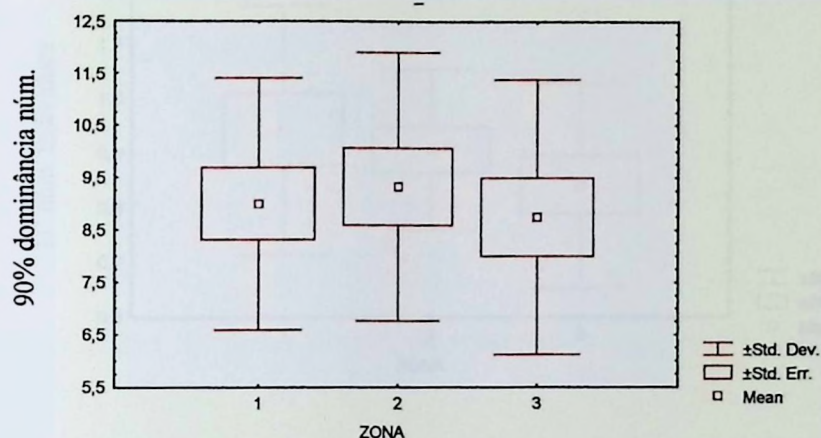


Figura 39. Variação do número de espécies que compõem 90% do núm. de indivíduos capturados entre as zonas por amostra.

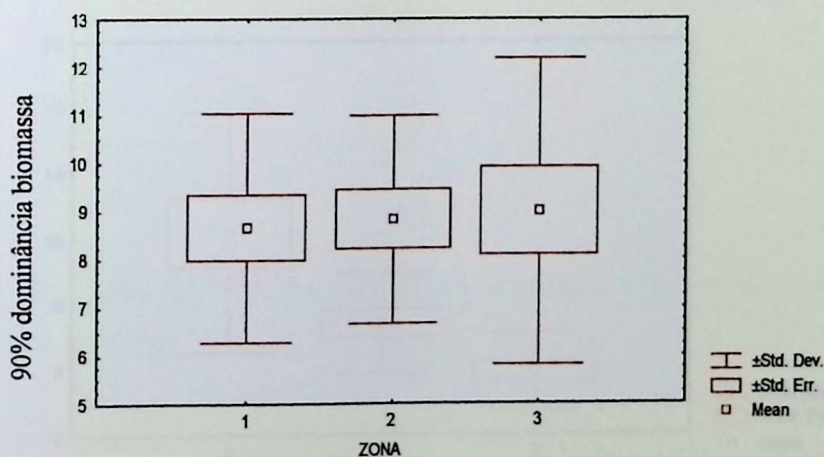


Figura 40 . Variação do número de espécies que compõem 90% da biomassa de indivíduos capturados entre as zonas por amostra.

A métrica H' - Indivíduos não apresentou de forma evidente a tendência esperada, além de apresentar grande variabilidade, sendo descartada (Fig. 41; Tab. 15)

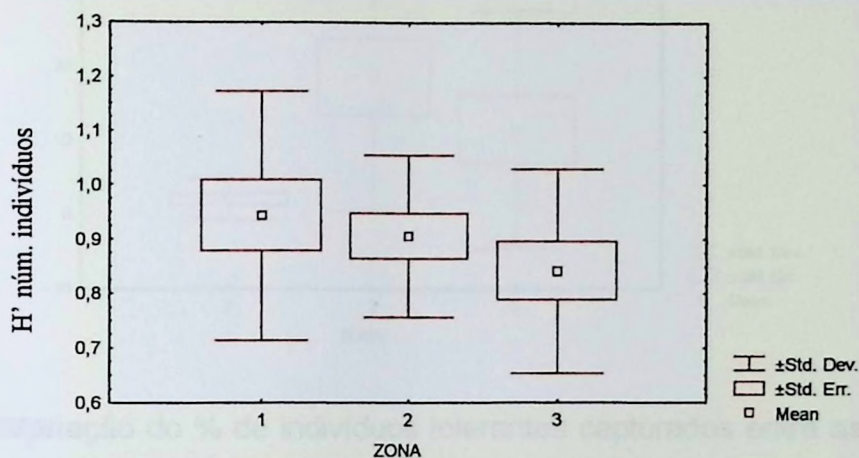


Figura 41 . Variação de H' indivíduos entre as zonas por amostra.

As métricas que melhor definiram as zonas de coleta foram aquelas relacionadas ao número e biomassa de indivíduos intolerantes e tolerantes, refletindo as diferenças mais significativas entre as zonas (Figs. 42 à 45; Tab. 15)

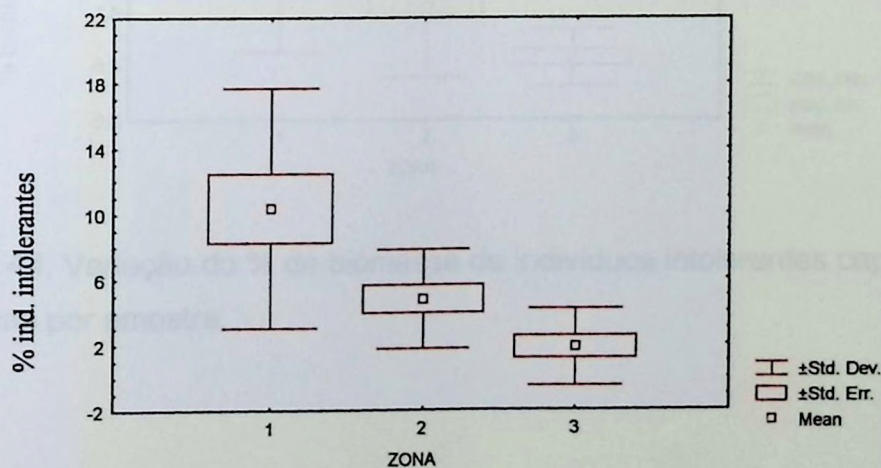


Figura 42 . Variação do % de indivíduos intolerantes capturados entre as zonas por amostra.

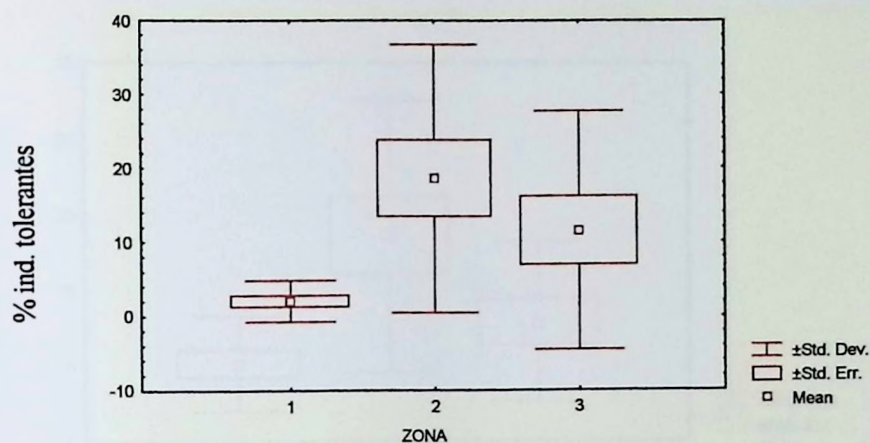


Figura 43. Variação do % de indivíduos tolerantes capturados entre as zonas por amostra.

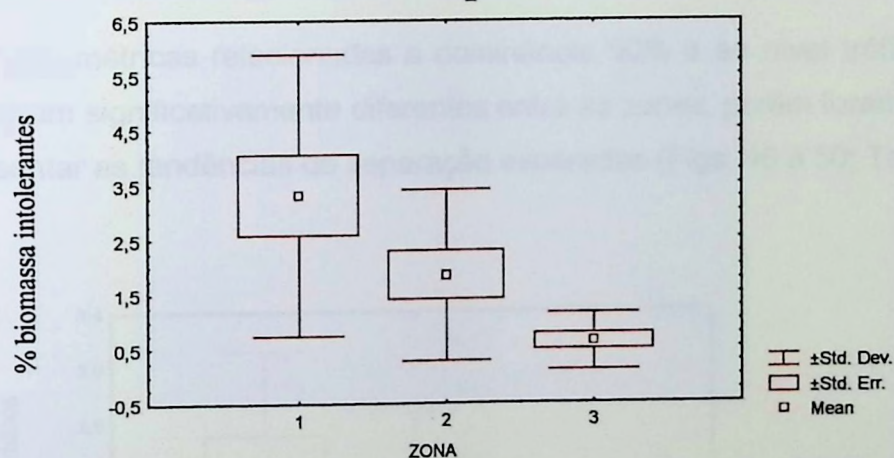


Figura 44. Variação do % de biomassa de indivíduos intolerantes capturados entre as zonas por amostra.

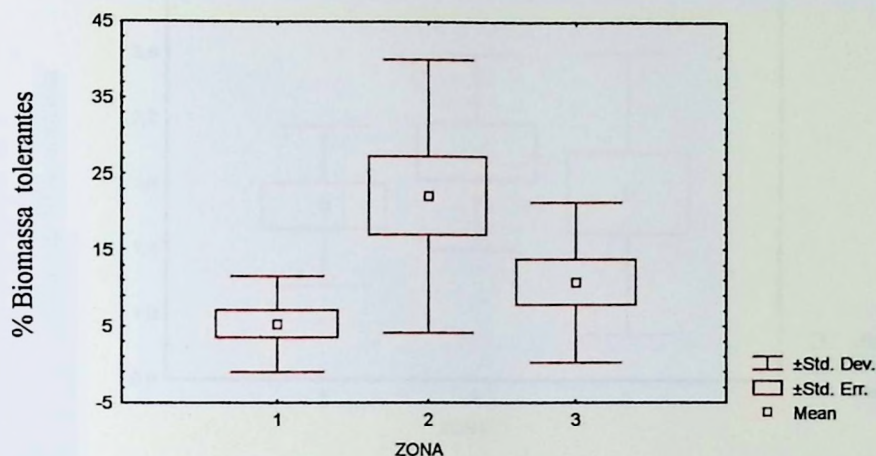


Figura 45 . Variação do % de biomassa de indivíduos tolerantes capturados entre as zonas por amostra.

As métricas relacionadas a dominância 50% e ao nível trófico carnívoros, não foram significativamente diferentes entre as zonas, porém foram mantidas por apresentar as tendências de separação esperadas (Figs. 46 à 50; Tab. 15)

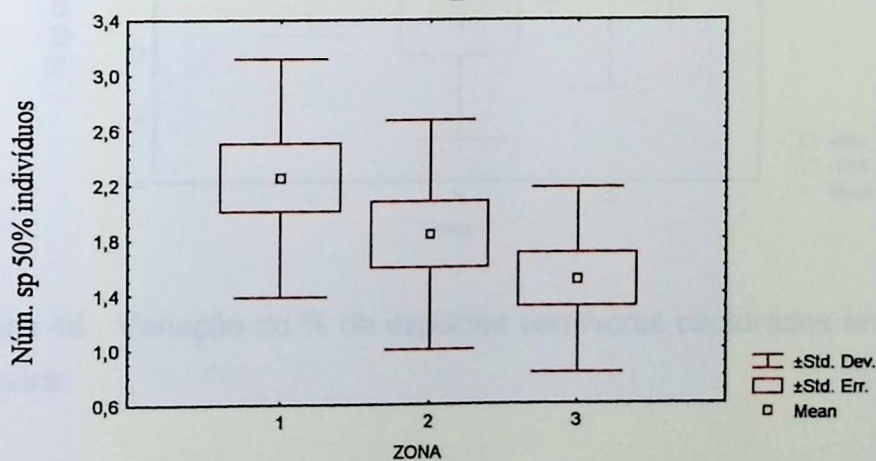


Figura 46. Variação do número médio de espécies que compõem 50% do núm. de indivíduos capturados entre as zonas por amostra.

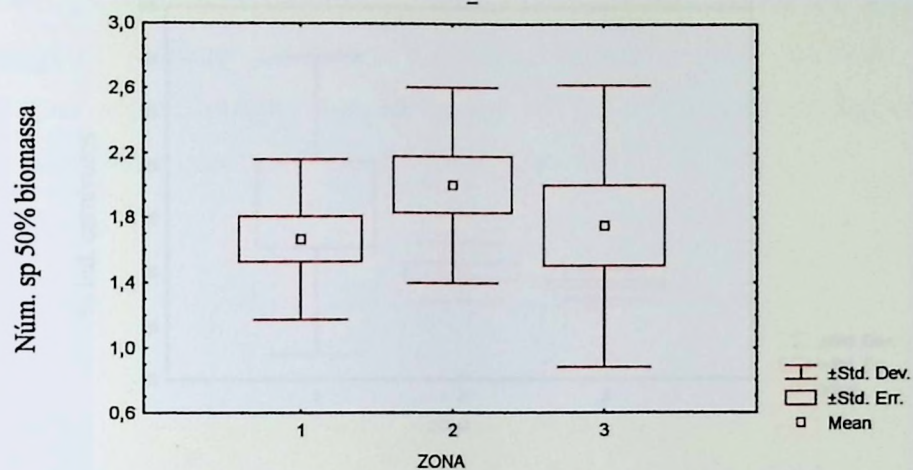


Figura 47 . Variação do número médio de espécies que compõem 50% da biomassa de indivíduos capturados entre as zonas por amostra.

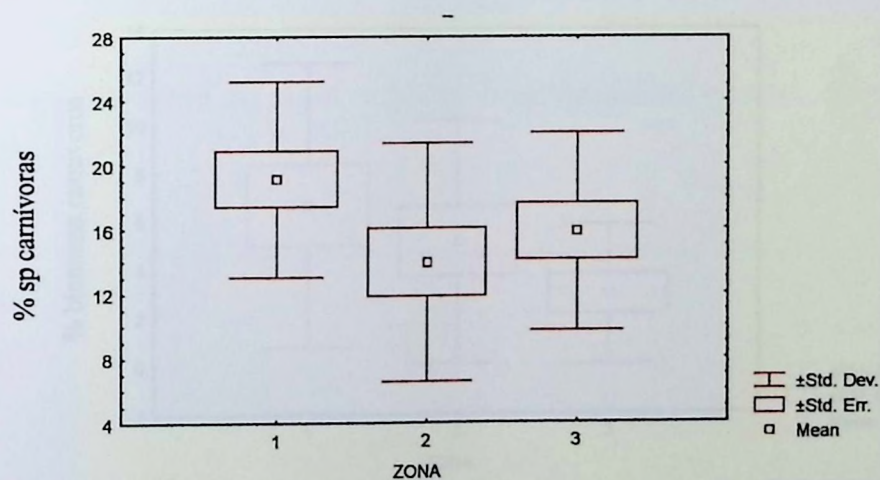


Figura 48 . Variação do % de espécies carnívoras capturadas entre as zonas por amostra.

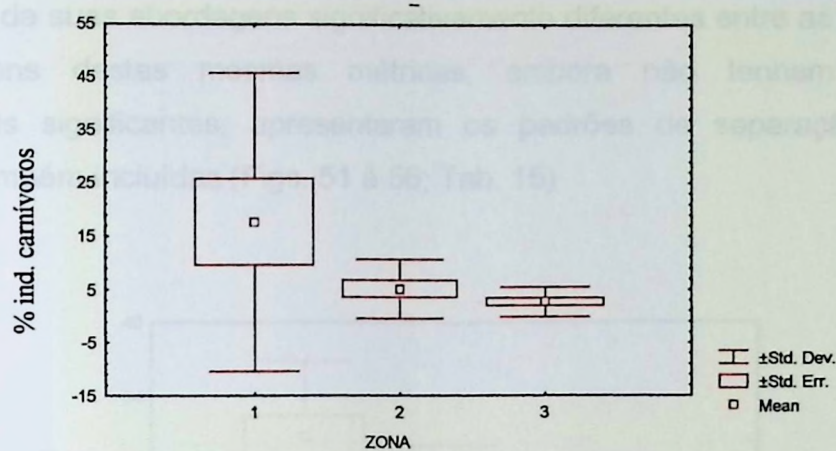


Figura 49 . Variação do % de indivíduos carnívoros capturados entre as zonas por amostra.

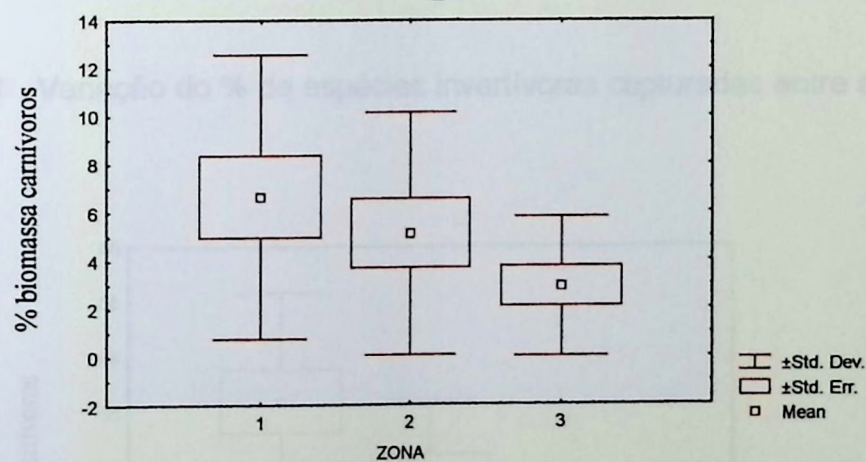


Figura 50 . Variação do % de biomassa de indivíduos carnívoros capturados entre as zonas por amostra.

As métricas relacionadas aos níveis tróficos invertívoros e onívoros tiveram algumas de suas abordagens significativamente diferentes entre as zonas. Outras abordagens destas mesmas métricas, embora não tenham apresentado diferenças significantes, apresentaram os padrões de separação esperados, sendo também incluídas (Figs. 51 à 56; Tab. 15)

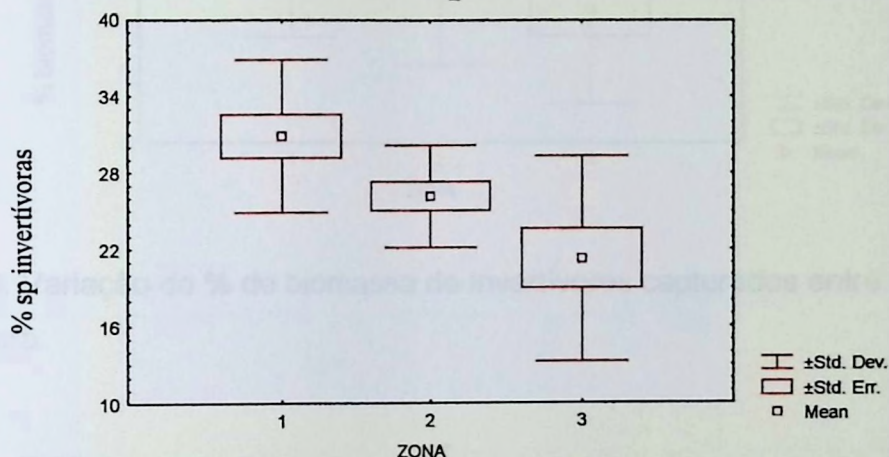


Figura 51 . Variação do % de espécies invertívoras capturadas entre as zonas por amostra.

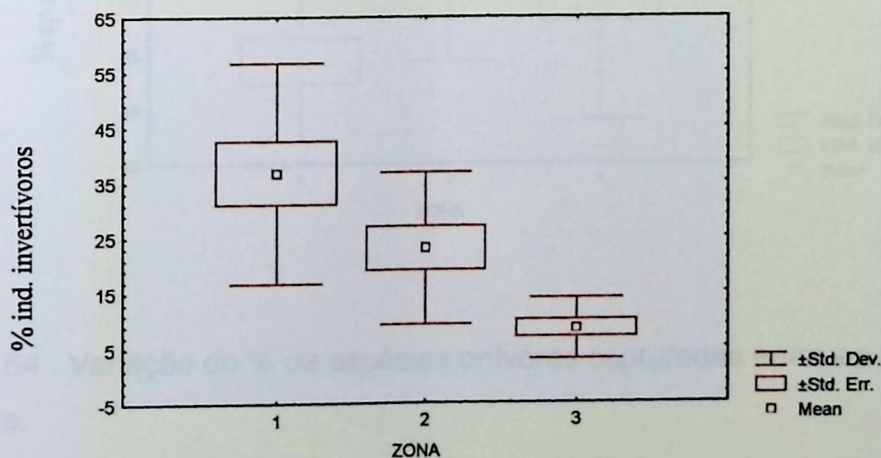


Figura 52 . Variação do % de indivíduos invertívoros capturados entre as zonas por amostra.

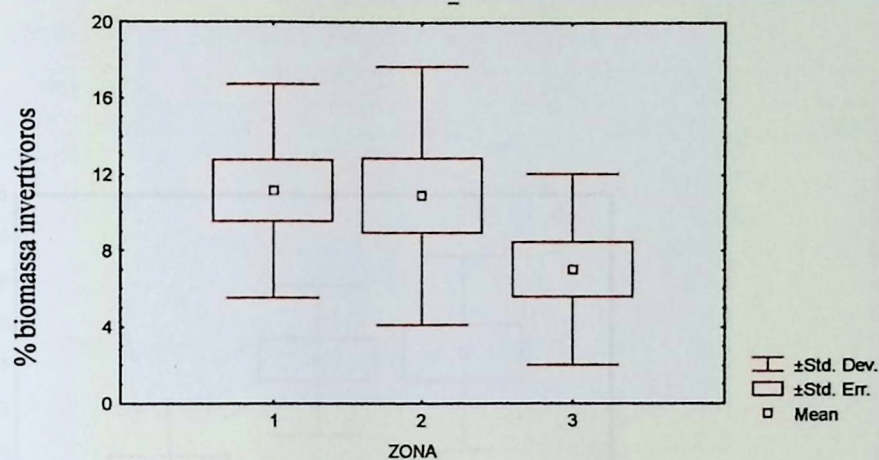


Figura 53. Variação do % de biomassa de invertívoros capturados entre as zonas por amostra.

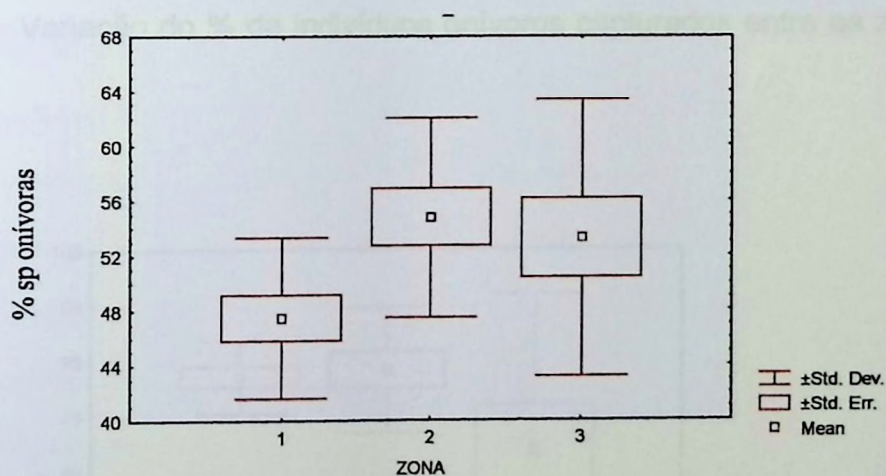


Figura 54 . Variação do % de espécies onívoras capturadas entre as zonas por amostra.

Tab.15. Média $\pm$ erro padrão das métricas condicionais ao IBE por zona de coleta da Baía de Sepetiba. * diferenças significativas a 55% confiança ($p < 0,05$); ** $p < 0,01$), entre as zonas de coleta.

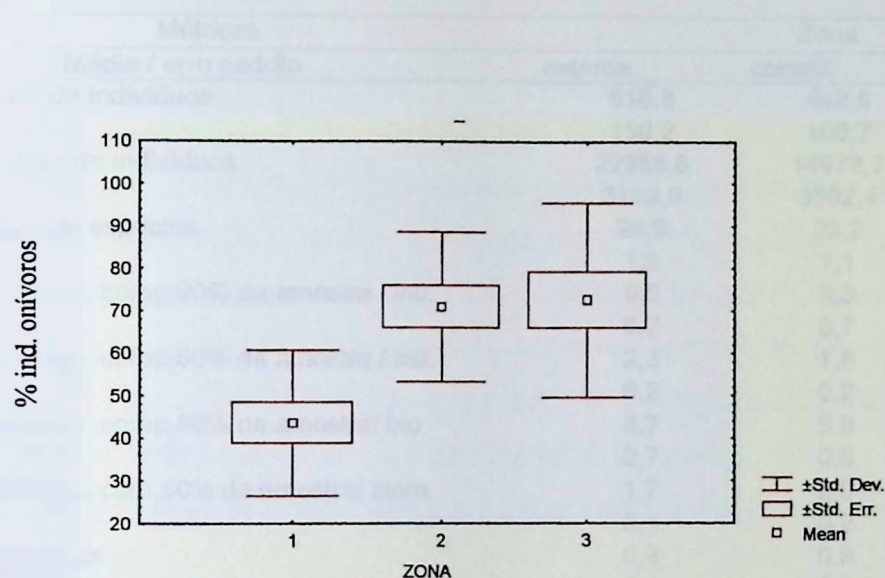


Figura 55 . Variação do % de indivíduos onívoros capturados entre as zonas por amostra.

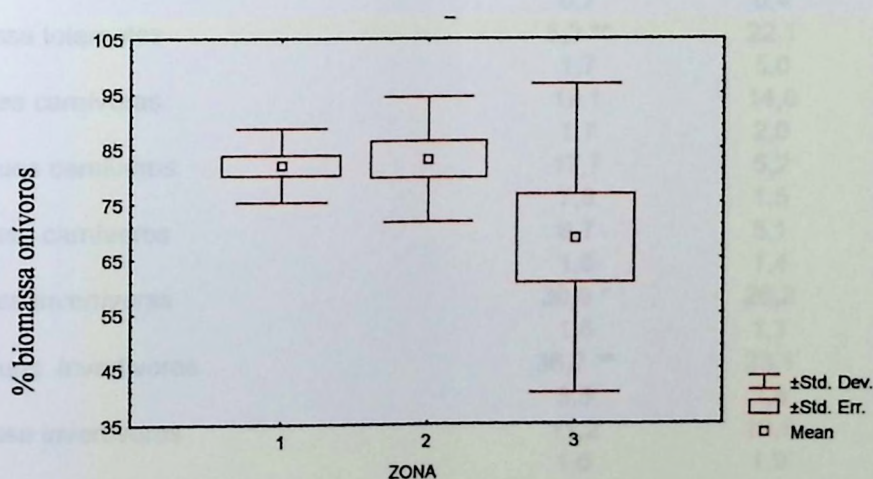


Figura 56 . Variação do % de biomassa dos indivíduos onívoros capturados entre as zonas por amostra.

Tab15. Média $\pm$ erro padrão das métricas candidatas ao IBE por zona de coleta da Baía de Sepetiba. * diferenças significativas a 95% confiança ($p < 0,05$);

** ($p < 0,01$), entre as zonas de coleta.

Métricas	Zona		
	Média / erro padrão	externa	central interna
número de indivíduos	616,8	442,8	647,1
	150,2	100,7	119,0
biomassa de indivíduos	22958,6	14972,7	16534,6
	3119,9	3592,4	4108,3
número de espécies	26,9	23,2	26,9
	1,9	1,1	1,3
núm. de sp. comp.90% da amostra / ind.	9,0	9,3	8,8
	0,7	0,7	0,7
núm. de sp. comp.50% da amostra / ind.	2,3	1,8	1,5
	0,2	0,2	0,2
núm. de sp. comp.90% da amostra/ bio.	8,7	8,8	9,0
	0,7	0,6	0,9
núm. de sp. com.50% da amostra/ biom.	1,7	2,0	1,8
	0,1	0,2	0,2
H' indivíduos	0,9	0,9	0,8
	0,1	0,0	0,1
H' biomassa	0,8	0,9	0,8
	0,1	0,0	0,1
% indivíduos intolerantes	10,4 **	4,8	1,8
	2,0	0,8	0,7
% indivíduos tolerantes	2,1 **	18,6	11,6
	0,8	5,0	4,5
% biomassa intolerantes	3,3 **	1,8	0,6
	0,7	0,4	0,1
% biomassa tolerantes	5,3 **	22,1	10,8
	1,7	5,0	2,9
% espécies carnívoras	19,1	14,0	15,9
	1,7	2,0	1,7
% indivíduos carnívoros	17,7	5,2	2,8
	7,8	1,5	0,8
% biomassa carnívoros	6,7	5,1	2,9
	1,6	1,4	0,8
% espécies invertívoras	30,9 *	26,2	21,3
	1,6	1,1	2,2
% Indivíduos Invertívoros	36,7 **	23,1	8,5
	5,5	3,8	1,5
% biomassa invertívoros	11,2	10,9	7,0
	1,6	1,9	1,4
% espécies onívoras	47,4	54,7	53,2
	1,6	2,0	2,8
% Indivíduos onívoros	43,6 **	71,0	72,6
	4,7	4,9	6,4
% biomassa onívoros	81,9	83,0	68,6
	1,8	3,1	7,7

Formulação do Índice de Integridade Biótica Estuarino

Foram selecionadas 9 métricas para o IBE: Dominância - 50%(número de espécies compondo 50% do total de indivíduos em número ou biomassa), percentual de indivíduos intolerantes (número ou biomassa), percentual de indivíduos tolerantes (número ou biomassa), % de espécies carnívoras, % em número e biomassa de indivíduos carnívoros, % de espécies invertívoras, % em número e biomassa de indivíduos invertívoros, % de espécies onívoros e % de número e biomassa de indivíduos onívoros. Estas foram incluídas na formulação das três versões para o IBE (número, biomassa e geral)

Os escores estabelecidos para cada métrica selecionada são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16. Valores de referência para a pontuação de cada métrica do IBE na classificação de qualidade de habitat. Amostras com valores menores que os estabelecidos em cada métrica receberam nota zero(0); valores maiores ou iguais receberam nota cinco (5), exceto onívoros e tolerantes, onde as pontuações invertem-se. No resultado final IBE - número e biomassa: amostras menores que 25 = baixa qualidade, maiores ou iguais a 25 = média qualidade. No resultado do IBE - geral: amostras menores que 40 = baixa qualidade, maiores ou iguais a 40 = média qualidade

Métricas	IBE número	IBE biomassa	IBE geral
Riqueza de espécies			
Dominância 50%	2	2	X
Indicadores			X
% Indivíduos intolerantes	10	4	
% Indivíduos tolerantes	25	15	X
Níveis tróficos			X
% sp carnívoras	14	14	X
% de indivíduos carnívoros	10	6	X
% sp invertívoras	23	23	X
% de indivíduos invertívoros	30	11	X
% de sp onívoras	40	40	X
% de indivíduos onívoros	50	50	X
Índice de integridade Biótica Estuarino	25	25	40

Relação entre o IBE e a qualidade ambiental

Nas três abordagens do IBE, a zona externa (média qualidade) obteve o dobro dos valores encontrados na zona interna (baixa qualidade). A zona externa apresentou também maior valores do IBE, sendo significativamente diferente ($p < 0,01$) das zonas central e interna nas três abordagens do IBE. Os resultados dos IBE's para a zona central foram sempre maiores do que os da zona interna, entretanto não foram significativamente diferentes (Figs. 57, 58 e 59).

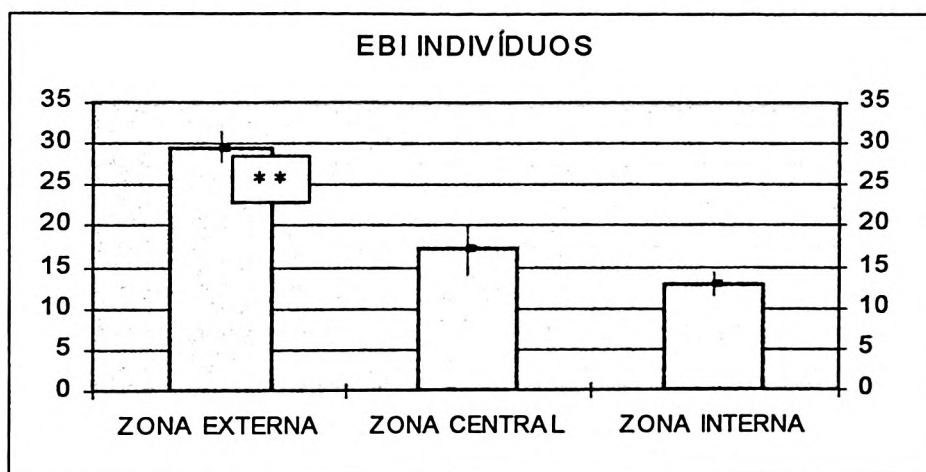


Figura 57. Média $\pm$ erro padrão dos valores do IBE indivíduos para cada zona de coleta. ** = ($p < 0,01$)

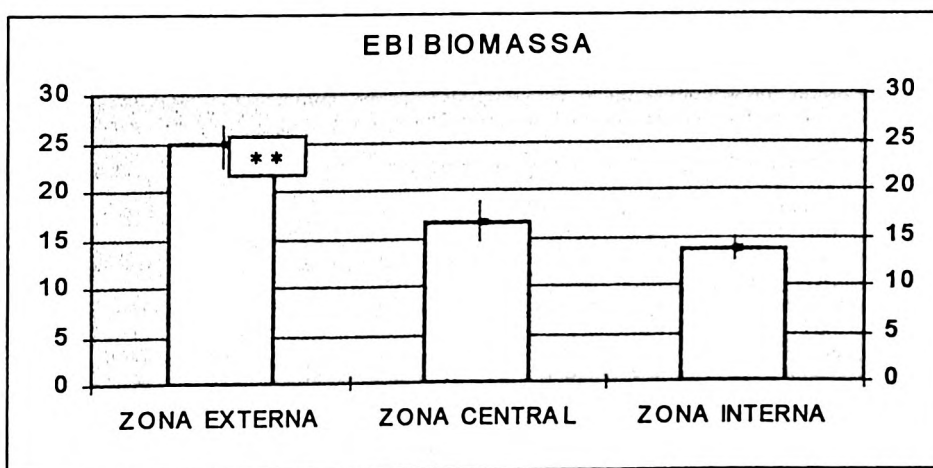


Figura 58. Média $\pm$ erro padrão dos valores do IBE biomassa para cada zona de coleta. ** = ($p < 0,01$)

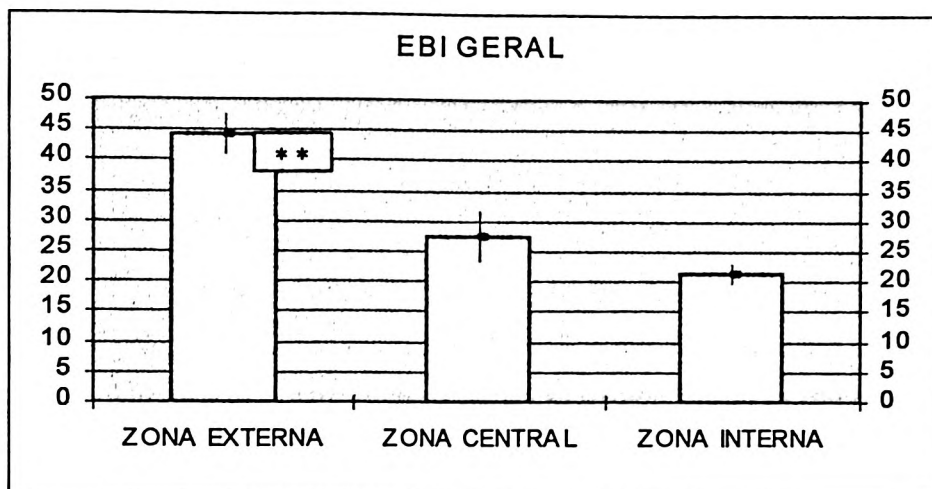


Figura 59. Média $\pm$ erro padrão dos valores do IBE geral para cada zona de coleta.

** = ($p < 0,01$)

Teoricamente o valor final dos IBE's (número e biomassa) pode variar de zero (0) a noventa (90), uma vez que é constituído de nove métricas X dez (10) pontos (pontuação máxima possível se alguma das zonas tivesse alcançado alta qualidade de habitat). Entretanto, na Baía de Sepetiba, só foram possíveis valores zero (0) à quarenta e cinco (45), nove métricas X cinco (5) pontos. Em relação ao IBE geral, apesar dos escores serem os mesmos para cada atributo, o maior número de métricas resulta em um valor final teoricamente de cento e cinquenta pontos (150), quinze métricas X dez (10) pontos, contra os setenta e cinco (75) possíveis atualmente, quinze métricas X cinco (5) pontos.

Em uma comparação com os critérios de qualidade definidos pelos parâmetros tradicionais de avaliação, O IBE-número classificou na zona externa (média qualidade) dez amostras com média qualidade e duas como baixa qualidade. Na zona central (média / baixa qualidade), três amostras foram classificadas com média qualidade e nove com baixa qualidade. Na zona interna (baixa qualidade), onze amostras foram classificadas com baixa qualidade e uma com média qualidade. O IBE-biomassa classificou na zona externa, seis amostras com média qualidade e seis com baixa qualidade. Na zona central, nove amostras foram classificadas com boa qualidade e três como média qualidade. Na zona

interna, uma amostra foi classificada com média qualidade e onze com baixa qualidade. O IBE-geral classificou na zona externa, oito amostras com média qualidade e quatro com baixa qualidade. Na zona central, três amostras foram classificadas com média qualidade e nove com baixa qualidade. Na zona interna, todas as doze amostras foram classificadas com baixa qualidade de habitat.

Em percentagem, o IBE-indivíduos classificou com média qualidade 83,3% das amostras tomadas na zona externa (média qualidade), e classificou com baixa qualidade 16,7% das amostras. Na zona interna (baixa qualidade) 91% das amostras foram classificadas como baixa qualidade, e 9% classificadas como média qualidade. O IBE-biomassa classificou 50% das amostras obtidas na zona externa como média qualidade e classificou 50 % com baixa qualidade. Na zona interna o IBE- biomassa classificou as amostras de maneira semelhante ao IBE-núm. de indivíduos com 91% baixa qualidade e 9% média qualidade. O IBE-geral classificou 66,6% das amostras da zona externa, contra 33,3% com baixa qualidade. Na zona interna esta abordagem do IBE classificou 100% das amostras com baixa qualidade (Figs. 60, 61 e 62).

Apesar das variações ao longo do meses, não foi observado um determinado período do ano em que tais variações coincidissem e indicassem uma melhor ou pior qualidade de habitat para as três zonas concomitantemente, conforme observado nos gráficos que se seguem.

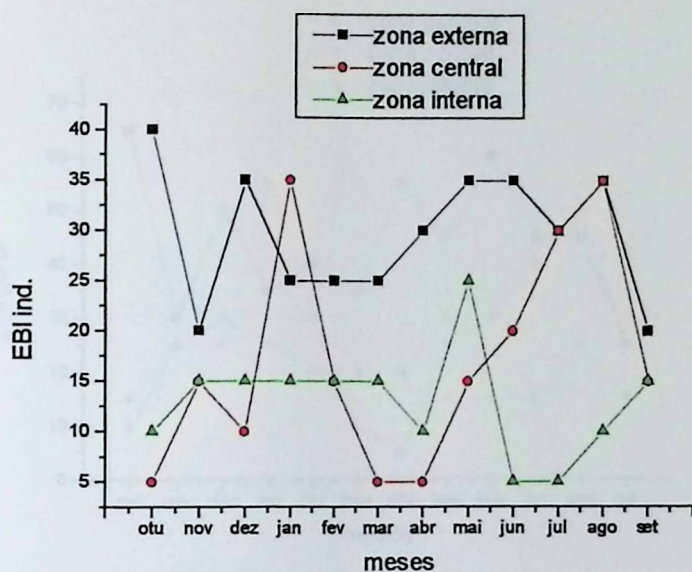


Figura 60. Variação mensal do IBE - número de indivíduos entre as zonas de coleta

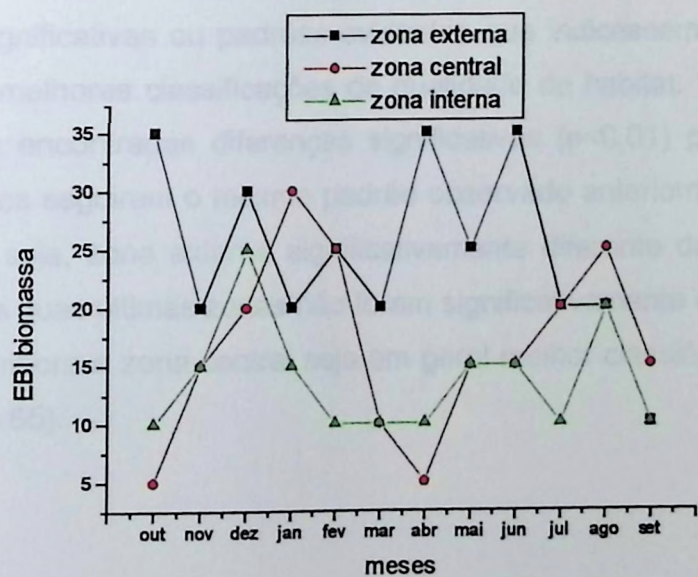


Figura 61. Variação mensal do IBE - biomassa de indivíduos entre as zonas de coleta.

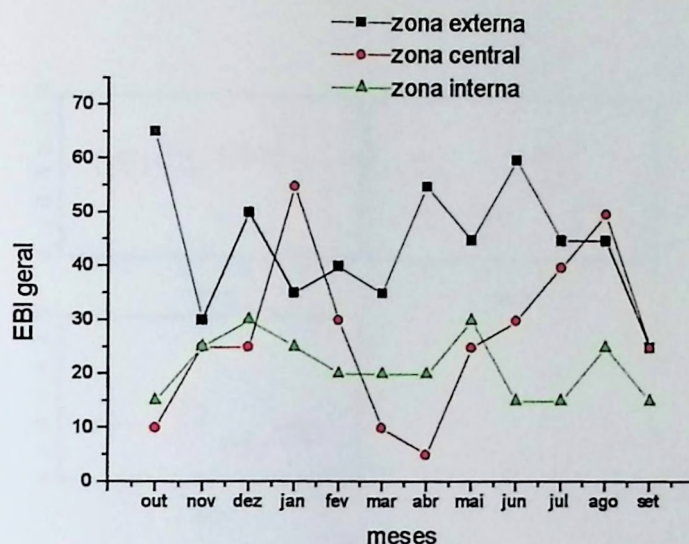


Figura 62. Variação mensal do IBE - geral entre as zonas de coleta.

Com os dados agrupados por estação do ano, não foram encontradas diferenças significativas ou padrões evidentes que indicassem alguma época do ano com as melhores classificações de qualidade de habitat. Entre as zonas de coleta, foram encontradas diferenças significativas ($p < 0,01$) para os três IBE's. Tais resultados seguiram o mesmo padrão observado anteriormente, com valores mensais, ou seja, zona externa significativamente diferente das zonas central e interna. Estas duas últimas zonas não foram significativamente diferentes segundo a ANOVA, embora a zona central seja em geral melhor classificada que a interna (Fig. 63, 64 e 65).

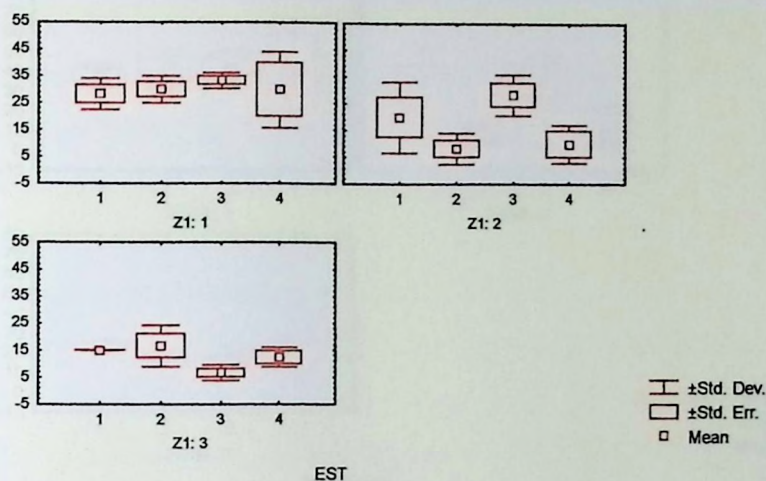


Figura 63. Variação dos resultados do IBE número de indivíduos por estação do ano entre as zonas. 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera

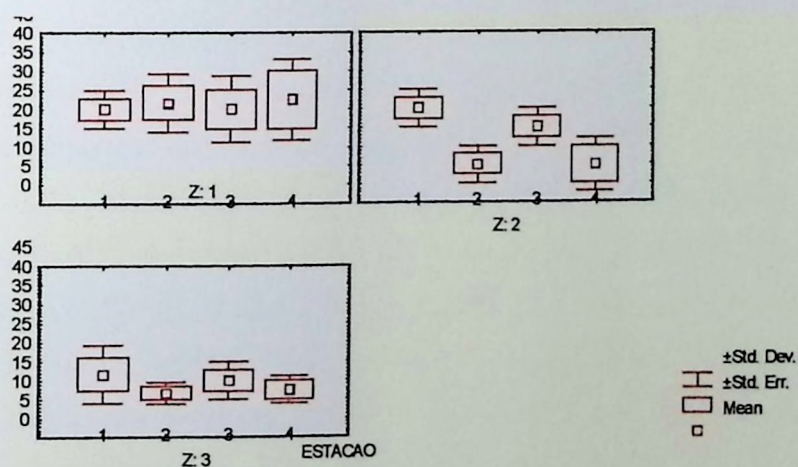


Figura 64. Variação dos resultados do IBE biomassa de indivíduos por estação do ano entre as zonas. 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera

Discussão

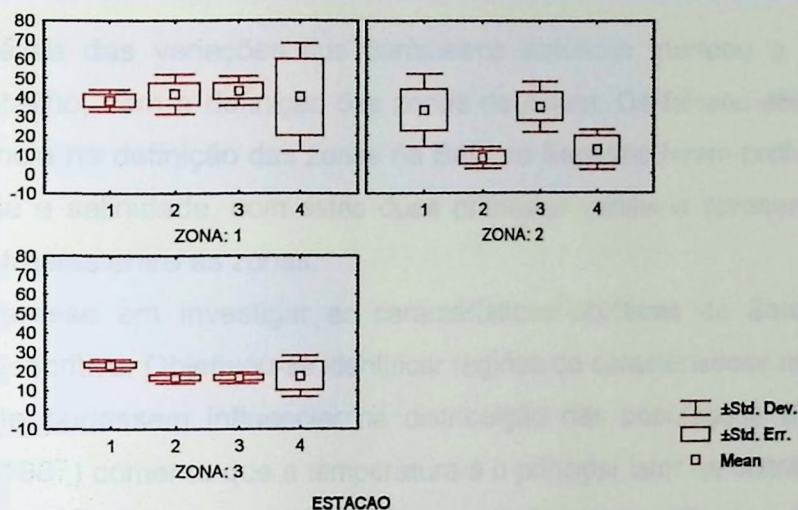


Figura 65. Variação dos resultados do IBE geral por estação do ano entre as zonas. 1=verão, 2=outono, 3=inverno, 4=primavera.

Discussão

A análise das variações dos parâmetros abióticos, norteou o início do presente trabalho, com a definição das zonas de coleta. Os fatores abióticos de maior influência na definição das zonas na Baía de Sepetiba foram profundidade, transparência e salinidade, com estas duas primeiras variáveis apresentando os maiores contrastes entre as zonas.

O interesse em investigar as características abióticas da Baía não foi puramente descritivo. Objetivou-se identificar regiões de características ambientais distintas, que pudessem influenciar na distribuição das populações de peixes. McConnell (1987) comenta que a temperatura é o principal fator na distribuição da fauna marinha, porém na Baía de Sepetiba não foram encontradas diferenças significativas entre as zonas, fazendo com que este fator provavelmente não tenha influenciado na distribuição dos peixes.

A variação da salinidade embora significativa não parece ter sido suficientemente grande para influir na distribuição das espécies, haja visto que os peixes de zonas costeiras e estuarinas são adaptados para suportar consideráveis mudanças na salinidade (Nikolsky, 1963; Wootton, 1992).

A transparência parece ter sido o fator ambiental de maior variação entre as zonas, apresentando um elevado gradiente de diminuição à medida que se penetra na Baía, o que poderia estar influenciando na diminuição da produção primária e afetando os processos de fluxo de energia nos vários elos da cadeia alimentar, aí se incluindo também os peixes. Por outro lado em regiões sob maior influência de águas continentais como a zona interna, o maior aporte de sedimentos orgânicos servindo de "input" de nutrientes é um dos fatores de maior influência como determinante da produtividade (McConnell, 1987). Tal fato poderia estar compensando a menor penetração de luz nesta área, sendo portanto difícil definir a real importância da transparência na produtividade, e em última instância, na distribuição dos peixes.

O nível de oxigênio dissolvido, embora decrescendo do exterior para o interior da Baía, provavelmente não foi um fator limitante nem estressor a ponto de

influenciar a distribuição das populações de peixes, uma vez que se situa dentro dos limites de tolerância da grande maioria das espécies.

Quanto ao tipo de fundo, a Baía de Sepetiba apresenta 80% de seu substrato formado por silte e argila (SEMA, 1998). Tal fato deve-se a contribuição dos rios que carregam grande quantidade destes materiais, os quais depositam-se na boca dos estuários, sendo redistribuídos para áreas mais amplas pela ação das correntes e marés (McConnell, 1987). Roncarati & Barrocas (1978), comentam que as argilas de fundo formam um corpo sedimentar contínuo, recobrendo quase que totalmente o fundo da Baía. Estes mesmos autores apontam como região mais arenosa, a face interna da restinga da Marambáia. Entretanto esta área corresponde a uma faixa bastante estreita e rasa ao longo da restinga, situada portanto fora do alcance das amostragens de arrasto de fundo realizadas neste trabalho. A ocorrência de macro-algas no substrato inconsolidado é rara, não influenciando em sua composição estrutural, e as alterações físicas artificiais apresentam-se em todas as zonas da Baía.

O tipo de fundo é de importância fundamental no controle da distribuição dos peixes demersais. Lodo mole, areia, rochas duras e coral, cada um apresenta uma comunidade de peixes e de invertebrados associados, que lhe servem de alimento (McConnell, 1987). A influência do tipo de fundo na distribuição das espécies não parece ocorrer, uma vez que não existem diferenças realmente marcantes na composição do substrato na Baía de Sepetiba.

Ao longo do ano também não foram encontrados padrões sazonais marcantes dos parâmetros ambientais examinados. Temperatura e salinidade apresentaram pequenas variações sazonais, provavelmente não sendo determinantes para as populações de peixes devido as pequenas amplitudes de variação. A sazonalidade dos parâmetros ambientais e suas influências na condição do habitat parecem ser o fator chave que afeta vários aspectos inter-relacionados da vida das populações de peixes, como os movimentos migratórios reprodutivos e para alimentação. As populações de peixes flutuam mais sob condições variáveis de alguns sistemas como rios de planície de inundação e estuários, e flutuam menos em condições mais estáveis das regiões litorâneas

tropicais e recifes de corais (McConnell, 1987). Devido a esta relativamente estável situação das variáveis ambientais, no presente trabalho não foi determinado um período mais favorável a aplicação do índice, como foi feito para os estuários das Baías Waquoit e Buttermilk por Deegan *et al.* (1997). Nessas Baías verão foi escolhido como melhor período para aplicação do IBE, correspondendo a época em que a assembléia de peixes é mais estável temporalmente, exibindo as maiores variações entre as regiões de diferentes qualidades de habitat.

Os parâmetros bióticos utilizados para mensurar as flutuações populacionais (número de espécies, abundância e diversidade) não apresentaram padrões definidos ao longo do ano, tendo variado aleatoriamente, não identificando com clareza um período de maior estabilidade para aplicação do Índice.

McConnell (1987) comenta que em áreas onde as condições são menos sazonais as populações de peixes permanecem mais estáveis durante o ano. Na Baía de Sepetiba, apesar das condições ambientais não terem apresentado grandes variações sazonais, as populações foram bastante variáveis ao longo do ano, porém sem padrão sazonal definido. Entretanto não foram encontrados padrões definidos de variabilidade, dificultando o estabelecimento de épocas de maior estabilidade espaço – temporal, localizadas entre os movimentos de entrada e saída de grupos. Foram então levantadas duas hipóteses: 1) Os arrastos de fundo, capturando peixes de diferentes idades convivendo na mesma área, tenham sido pouco sensíveis aos pulsos migratórios e reprodutivos. Pessanha (2000), capturando peixes no primeiro ano de vida em arrastos de praia, evidenciou padrões sazonais de distribuição nas populações de peixes juvenis na Baía de Sepetiba. 2) O esforço amostral pode ter sido pequeno para as dimensões da Baía de Sepetiba, sendo a grande variação dos parâmetros bióticos derivadas do acaso, não identificando eficientemente as entradas ou saídas de grupos. Segundo Angermeir & Karr (1986) e Fore *et al.* (1994), quanto menos informação, mais suscetibilidade as variações ao acaso, o que corrobora a variabilidade da zona central.

A ausência de períodos de estabilidade na populações de peixes, como indicado pelos parâmetros examinados, não permitiu a identificação de uma época de melhor aplicabilidade do IBE, optando-se, portanto, pela inclusão de todos os meses do ano na formulação do índice.

A grande variação temporal nos valores obtidos nos IBE's, sem padrão evidente para as três zonas, foi semelhante as variações dos parâmetros bióticos utilizados para determinação do melhor período para a aplicação do índice. Entretanto tal fato não influenciou nos resultados finais da classificação de qualidade das zonas, as quais foram claramente definidas, sugerindo que na ausência de um período mais estável dos parâmetros bióticos, difícil de ser encontrado para o caso da Baía de Sepetiba, a inclusão de toda a série temporal não é uma alternativa equivocada. Analisando-se os mesmos resultados agrupados por estação do ano, as variações temporais foram praticamente irrelevantes, e as espaciais mantidas consistentemente ou seja, as zonas de diferentes qualidade de habitat continuaram bem definidas.

Variações entre as estações do ano foram verificadas entretanto na zona central da Baía. Essa região parece representar uma zona de transição entre a zona interna e a externa, com apenas três espécies de peixes sendo de ocorrência exclusiva nesta área. A zona central também é a maior entre todas as zonas, onde o acaso nas capturas poderia ter mais relevância. Segundo Deegan *et al.* (1997), zonas degradadas sofrem maiores variações, sendo menos capazes de amortecer as variações naturais ao longo do ano. Fore *et al.* (1994) também encontraram maiores variações dos resultados dos índices bióticos em regiões degradadas em águas doces.

O crescente processo de alteração que vem ocorrendo na Baía ao longo dos anos, parece estar sendo atualmente mais evidente na zona central, devido principalmente ao descarte do material oriundo do canal portuário, o que poderia estar sendo indicado pelas variações sazonais nos IBE's nesta zona. As populações da zona interna parecem ter já ultrapassado esta fase, apresentado atualmente uma aparente estabilidade temporal devido a adaptação das

populações às alterações ambientais, uma vez que o processo de degradação encontra-se em um nível relativamente contínuo e bem estabelecido nesta zona.

Reid (1975) reportou que a comunidade planctônica é alterada com os constantes enriquecimentos orgânicos. As diatomáceas são substituídas por microflagelados e a biomassa de zooplâncton declina. Greve & Pearson (1977), sugerem que as diatomáceas são alimento preferencial de muitos copépodos, sendo estes apreciados como alimento por peixes jovens. Por outro lado, onde os microflagelados dominam acompanhados por pequenas espécies do zooplâncton (sistemas estressados), ocorrem blooms de ctenóforos e medusas. Observações deste fenômeno sugerem uma situação de estresse no ambiente, tendo este fenômeno sido observado na Baía de Sepetiba durante as coletas de verão, quando o maior aporte de águas continentais poderia estar contribuindo com o aumento na eutrofização da Baía. Se o verão sofre o maior estresse ambiental, não existem dados disponíveis para uma afirmação consistente. De qualquer forma isto parece não ter sido traduzido para as populações de peixes, uma vez que os resultados do IBE não apresentaram em geral variações sazonais. Entretanto como o IBE é um índice abrangente, representando uma resultante de vários fatores, não pode ser sensível de imediato a um tipo de distúrbio individual como o maior aporte orgânico em determinada época do ano. É provável que este aspecto já tenha sido incorporado às características da Baía, e esteja sendo mensurado no conjunto, não sendo percebido isoladamente.

Os parâmetros físico-químicos tradicionalmente utilizados na classificação de qualidade em ambientes aquáticos, acrescidos de outras observações de caráter específico, foram reunidos na composição de uma ferramenta que avaliasse, sob o ponto de vista tradicional, a qualidade das zonas da Baía. Esta foi utilizada para o estabelecimento de parâmetros de comparação com os resultados finais do IBE. Tais critérios definiram regiões de diferentes qualidades de habitat na Baía de Sepetiba, e alguns atributos utilizados na adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino foram sensíveis em detectar tais diferenças.

Das quatorze métricas candidatas inicialmente, nove foram confirmadas e incluídas na formulação do índice e cinco foram descartadas. As métricas descartadas (número de indivíduos, biomassa de indivíduos, número de espécies, diversidade e dominância), são atributos que podem variar naturalmente em ambientes com características ambientais diferentes, independentemente das interferências antrópicas. Uma discussão envolvendo tais parâmetros torna-se difícil, visto que é necessário a distinção entre a causa das variações naturais e artificiais destes atributos. Soma-se a isso um outro componente, a interferência do acaso nas capturas, aspecto inegavelmente relacionado a trabalho ecológicos, principalmente os relacionados a fauna nectônica (vágil).

O número médio de indivíduos foi praticamente o mesmo entre as zonas externa e interna, sendo um pouco menor na zona central. O padrão observado não foi eficiente para distinção das zonas. Teoricamente uma zona de melhor qualidade de habitat (externa), deveria apresentar maior número de indivíduos se comparada com outras em condições mais estressantes (central e interna). Entretanto o maior aporte de nutrientes e conseqüente produtividade, característicos das regiões mais eutrofizadas, também estaria relacionado a incremento populacional, favorecendo as zonas interna e central. Tober *et al.* (1996), trabalhando em quatro estuários com diferentes níveis de aporte de nitrogênio, observou maior número de indivíduos e de espécies de peixes onde os níveis de nitrogênio foram maiores. Entretanto a biomassa tende a diminuir com os maiores níveis de nitrogênio no sistema. Tal fato poderia justificar a semelhança no número de indivíduos encontrado entre as zonas, uma vez que a zona interna equipara-se à externa, provavelmente devido ao aporte orgânico, mesmo esta primeira sofrendo de maior influência de poluentes químicos.

A biomassa de indivíduos apresentou-se ligeiramente maior na zona externa se comparada com as zonas central e interna, porem foi bastante variável, não sendo incluída no índice. Segundo Shindler (1987), o tamanho dos organismos diminui com o estresse ambiental, o que pode estar relacionado as menores biomassa encontradas na zona interna. A diminuição da biomassa de peixes em áreas de contínuo aporte de nutrientes também foi encontrada por

Tober *et al.* (1996). A biomassa poderia ter sido incluída como a 10ª métrica do IBE biomassa, porém optou-se pela exclusão, visando manter a equiparação com o IBE número, ambos sendo baseados em 9 métricas equivalente. Talvez esta seja uma métrica que deva ser melhor explorada e utilizada em trabalhos futuros na área.

O número médio de espécies por arrasto não distinguiu efetivamente as zonas, embora o número total de espécies registradas na zona externa da Baía (73) tenha sido maior do que o encontrado nas zonas central (55) e interna (62). Da mesma forma o número de espécies exclusivas da zona externa (22), foi maior que os da zona interna (13) e zona central (3). Tais resultados sugerem possível sazonalidade, e evidenciam a ocorrência de um número maior de espécies relacionado a zona externa da Baía, embora não traduzido em valores médios. O número ou riqueza de espécies varia principalmente em função da diversidade física do habitat, já que as reais influências dos fatores ambientais são pouco conhecidas (McConnell, 1987).

A Baía de Sepetiba é relativamente homogênea em relação ao tipo de fundo na região amostrada. As peculiaridades relacionadas a composição física referem-se as costas rochosas inseridas na zona externa e as áreas de mangue próximas a zona interna, porém em ambas não foram efetuadas amostragens. Os fatores ambientais e a estruturação física do habitat não diferiram nitidamente entre as zonas, entretanto as diferenças na contaminação química do sedimento e na qualidade da água são evidentes. Tal fato deveria favorecer a zona externa, com melhor qualidade de habitat, entretanto um incremento no número de espécies foi observado por Tober *et al.* (1996), em resposta ao aporte de matéria orgânica. A equivalência no número de espécies entre regiões de diferentes qualidades de habitat na Baía de Sepetiba também poderia ser atribuída a este fato.

Inúmeros fatores podem influir na abundância e riqueza de espécies, dificultando uma explicação mais acurada com os níveis de conhecimento atuais. Odum (1983), comenta que indivíduos de pequenos porte tendem a superestimar uma avaliação numérica, assim como indivíduos de grande porte apresentam a

mesma influencia em uma avaliação de biomassa. O espectro de espécies que se tem um conhecimento detalhado sobre as interações com o ambiente ainda é muito limitado, e uma extrapolação dos efeitos individuais para os níveis de população não é um exercício fácil. Gray (1989), comenta que padrões de presença e ausência de espécies são os últimos eventos a serem observados, representando a erradicação da espécie de determinada área resultante de eventos estressores severos. Este também chama a atenção para um dos maiores objetivos em monitoramentos, detectar os eventos estressores em curso, no menor tempo possível, onde a erradicação ou mortalidade de organismos ainda não foram observadas.

Investigando-se a diversidade de espécies através do índice de Shannon-Weaver baseado em número de indivíduos, observou-se uma discreta tendência a maior diversidade na zona externa, enquanto a abordagem baseada em biomassa apresentou resultados praticamente homogêneos entre as zonas. Embora alguns estudos apontem para diminuição da diversidade e aumento da dominância em áreas mais poluídas (Patrik's, 1972; Gray, 1979; Woodell, 1967 e Rapport *et al.*, 1985) este padrão não foi evidenciado para a Baía de Sepetiba. Os índices de diversidade se baseiam no número de espécies e na distribuição dos indivíduos entre as espécies, sem considerar portanto a identidade de cada espécie, o que deixam de considerar muitas variáveis importantes, super simplificando sistemas complexos (Karr, 1981). Talvez esta não seja a melhor forma de avaliação da diversidade, ou a diversidade não seja uma boa métrica a ser utilizada, pois exames na diversidade de sistemas estressados indicam um substituição das espécies dominantes por espécies oportunistas (Gray, 1989). Tal fato poderia confundir os resultados, principalmente se a redução da diversidade e o aumento da dominância não sejam ainda muito evidentes, principalmente no que tange a um sistema em processo de degradação como a Baía de Sepetiba.

A dominância é uma das características que tem sido utilizada para avaliar o efeito das perturbações sobre as estruturas das comunidades (Odum, 1983). Entretanto em sistemas costeiros de áreas tropicais é comum serem observadas poucas espécies dominantes (McConnell, 1987). A dominância 90% tanto para

biomassa quanto para número de indivíduos, não foi eficiente na separação das zonas, não apresentando variações significantes entre tais ambientes, o que fez com que esta fosse descartada.

A dominância 90% é o número de espécies compondo 90% no número de indivíduos ou da biomassa de uma determinada amostra. Por abranger um maior número de espécies componentes de uma assembléia, a dominância 90% poderia incluir grande variabilidade no número de espécies e na equitatividade ou contribuição relativa de cada espécie, enquanto que na dominância 50% esta chance seria diminuída, tornando este índice mais sensível a eventuais variações. Como exemplo disto, pode ser citado a possibilidade de se ter em uma determinada amostra, uma única espécie contribuindo com um considerável percentual da dominância-90%, e várias outras com menores contribuições percentuais, em oposição a uma situação mais equilibrada onde todas as espécies apresentem contribuições mais eqüitativas. Em ambos os casos, por terem o mesmo número de espécies compondo o percentual de 90% da abundância, o valor do atributo seria o mesmo.

No presente trabalho, por se tratar de um teste metodológico, foi feita uma experiência na tentativa de aumentar a sensibilidade de percepção das avaliações de dominância, com a utilização da dominância 50%, representando o número de espécies compondo 50% do número ou biomassa de indivíduos na amostra. Analisando-se os resultados encontrados, foi possível notar que as diferenças na dominância concentravam-se entre 0 e 50% do número e biomassa de indivíduos distribuídos entre as espécies nas amostras. A dominância 50% embora não apresentando diferenças significativas, apresentou um padrão de nítida distinção entre as zonas, pelo menos relacionando-se a núm. de indivíduos. Na abordagem baseada em biomassa, os resultados não seguiram os padrões de distinção e foram bastante variáveis. Possivelmente a família Haemulidae, bastante abundante na zona externa e com biomassa relativamente grande por indivíduo, tenham influenciado estes resultados. A dominância 50% é portanto, mais sensível do que a dominância 90%, podendo registrar mais rapidamente distúrbios relacionados ao aumento da dominância em sistemas em processo de

degradação. Esta métrica, foi mantida, uma vez que pode ser mais importante em análises futuras.

As métricas relacionadas a abundância, riqueza e diversidade, parecem ser de pouca aplicabilidade para indicar distúrbios ambientais em andamento, devido aos fatores já citados e a falta de eficiência na distinção das zonas. Por outro lado, o uso de atributos associados ao fluxo de energia no sistema, como os níveis tróficos, apresentaram sinais de alterações ambientais no presente trabalho. Estes também têm sido eficientemente utilizados na avaliação de sistemas de água doce (Fausch *et al.* 1986; Karr 1991). Segundo Karr (1981), a dominância de espécies onívoras, espécies tolerantes à poluição e generalistas em habitat, associada a presença de poucos carnívoros ou especialistas, é característica de áreas de baixa qualidade ambiental. Inversamente, uma estrutura trófica mais balanceada com formas intolerantes presentes e especialistas, indicaria melhor qualidade de habitat.

Analisando-se a composição trófica das espécies mais abundantes em cada zona separadamente, encontrou-se: Zona externa, distribuição trófica balanceada 30% onívoros, 40% carnívoros, 28% invertívoros e 2% planctívoros. Na zona central a dominância de onívoros foi evidente, com cerca de 80% das espécies pertencendo a esta categoria trófica, com 16% de invertívoros e 2% carnívoros. Na zona interna 70 % das espécies dominantes eram onívoras, 22% planctônicas e 8% invertívoras. É interessante ressaltar que a zona interna não apresentou nenhum representante carnívoro entre as espécies dominantes, e que o predomínio de espécies oportunistas nas zonas central e interna indicam diminuição de qualidade de habitat nestas regiões da Baía. Este aspecto parece interessante e corrobora com os resultados das métricas incluídas na formulação do IBE.

As nove métricas incluídas na adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba, basearam-se na composição trófica percentual das populações de peixes e nos percentuais de número e biomassa das espécies tolerante / intolerante entre as áreas amostradas.

As espécies de peixes carnívoros e invertívoros apresentaram em todas as abordagens do IBE, número e biomassa, maior associação positiva com a zona externa da Baía do que com as zonas interna e central. Inversamente, os onívoros apresentaram maiores percentuais nas zonas interna e central, em detrimento da zona externa. Tal distribuição concorda com o esperado. A análise do nível trófico das espécies, pode fornecer sinais de processos de deterioração ambiental em curso, sendo neste caso mais eficientes que parâmetros baseados em valores médios de riqueza de espécies, abundância de indivíduos, diversidade e dominância.

A espécie considerada intolerante, o linguado *Etropus crossotus*, apresentou maior número de indivíduos e biomassa na zona externa, diminuindo na central e interna, funcionando como bom indicador de diferentes qualidade de habitat. Além do sucesso do linguado *Etropus crossotus* em distinguir corretamente as zonas, observou-se a presença exclusiva na zona externa de cinco outros linguados da ordem Pleuronectiformes. São eles: *Bothus robinsi*, *Citharichthys macrops*, *Paralichthys patagonicus*, *Syacium papillosum* e *Symphurus diomedeanus*. Este grupo tem sido utilizado em numerosos estudos indicando diminuição de suas populações em resposta a poluição. (Murchelano & Wolke, 1985; Nelson *et al.*, 1991; Deegan *et al.*, 1993 e Sinderman, 1994).

A espécie considerada tolerante, o bagre *Genidens genidens*, apresentou maiores percentuais em número e biomassa nas zonas interna e central, e menores na zona externa da Baía de Sepetiba. Tal fato confirma a expectativa de tolerância a ambientes estressados por essa espécie, reforçando sua característica generalista proposta por Azevedo *et al.*, (1999). Ambas as espécies parecem corresponder as expectativas de incremento ou declínio de seus efetivos em resposta a mudança na qualidade de habitat, sendo interessante que estas sejam utilizadas em Índices Bióticos desenvolvidos em outras regiões, verificando sua aplicabilidade.

De acordo com o verificado no presente trabalho, as métricas número de espécies, número de indivíduos e biomassa, não foram muito informativos na avaliação de ambientes como a Baía de Sepetiba. Entretanto são utilizadas em

estuários e rios de alguns estados norte americanos inclusive pelas Agências de Proteção Ambiental. Por outro lado as métricas relacionadas a níveis tróficos e espécies tolerantes / intolerantes, que melhor se aplicaram no presente trabalho, não responderam bem nas avaliações em estuários de regiões temperadas como testado por Deegan *et al.*, (1997). No trabalho citado, a composição trófica não sofreu alterações com o declínio de qualidade ambiental, entretanto os autores comentam ter sido pequeno o número de carnívoros capturados na arte de pesca utilizada, o que poderia ter influenciado seus resultados. A abordagem sobre espécies tolerantes e intolerantes, inclusive usando linguados como intolerantes não funcionou, o mesmo para um integrante da família Cyprinodontidae (killifish) como tolerante. A mesma autora descartou também a dominância a nível de 90%, pouco sensível na distinção de qualidade de habitat como observado aqui. Parece ter havido um padrão inverso de resposta das métricas entre o trabalho do hemisfério norte e o desenvolvido aqui no sul. O trabalho de Deegan *et al.*, (1997) abrangeu exclusivamente regiões estuarinas de Baías no nordeste dos E.U.A. Na Baía de Sepetiba, trabalhou-se no corpo da Baía propriamente dito, onde a região estuarina é restrita a limitados trechos da margem continental da zona interna. As comparações entre estes dois ambientes podem não serem muito viáveis, uma vez que além das diferenças entre hemisférios e ambientes, os estuários amostrados na América do Norte também não apresentaram contaminações químicas, foram menos alterados fisicamente e representavam uma área bem menor que a Baía de Sepetiba.

As métricas número de espécies, número de indivíduos e biomassa, foram importantes inicialmente na avaliação do períodos para aplicação do Índice, embora não tenham sido incluídas na sua formulação. Estes parâmetros são os mais indicados para mensurar variações na estrutura das comunidades de peixes como a entrada e saída de grupos em estuários e Baías, principalmente em regiões temperadas, obedecendo a uma bem definida parte do ciclo de vida, ditada principalmente pelas variações sazonais de temperatura, que nestas regiões são bem marcadas.

Outro aspecto interessante foi a preferência do boto *Sotalia fluviatilis* pela parte externa da Baía de Sepetiba, constatada em campo durante o presente estudo. Este mamífero, carnívoro de topo na plataforma sudeste do Brasil (McConnell, 1987), ocorreu preferencialmente na parte externa da Baía de Sepetiba, o que também foi observado por Pereira (1999). Esta espécie é encontrada preferencialmente em regiões estuarinas em outras áreas da costa sudeste do Brasil, como na Baía de Parati RJ e no complexo estuarino-lagunar de Cananéia SP, ambos ainda com poucas indicações de alterações antrópicas. Esta espécie não apresenta preferência alimentar por nenhuma espécie de peixe, alimentando-se de inúmeras espécies, o que descartaria a hipótese desta ser atraída para uma determinada região específica em busca de presas preferenciais. A ampla distribuição desta espécie em ambientes bastantes diferenciados em relação a parâmetros ambientais como salinidade, temperatura e transparência, não parecem ser limitantes nas suas ocorrência, visto que ocorrem em regiões estuarinas de outras Baías. Tais fatos poderiam indicar uma opção destes mamíferos em utilizar preferencialmente a zona externa da Baía, devido a sua melhor qualidade de habitat se comparada com as demais.

No levantamento da comunidade de peixes demersais feito na Baía de Sepetiba em 1987/88 por Araújo (dados não publicados), o número total de indivíduos capturados foi 31% menor que em 1998/99, com o mesmo esforço amostral. O número de espécies capturadas em toda a Baía, no entanto, foi praticamente o mesmo, com 90 espécies registradas em 1987/88, e 92 em 1998/99. Tal fato corrobora a ineficiência de uma abordagem baseada simplesmente em abundância de indivíduos e número de espécies para efeitos de monitoramento. Porém, examinando-se a composição e equitatividade trófica, as alterações foram evidentes. De uma maneira geral, a década de 80 exibia melhor composição e equitatividade trófica percentual por espécies e indivíduos do que em 1998/99. Com relação a composição percentual de espécies por nível trófico, a Baía sofreu uma troca entre os grupos dominantes. Observou-se um declínio do percentual de espécies carnívoras (especialistas) e o aumento das espécies

onívoras (generalistas). Contudo a equitatividade foi pouco alterada neste aspecto, nos últimos onze anos (Figs. 66 e 67).

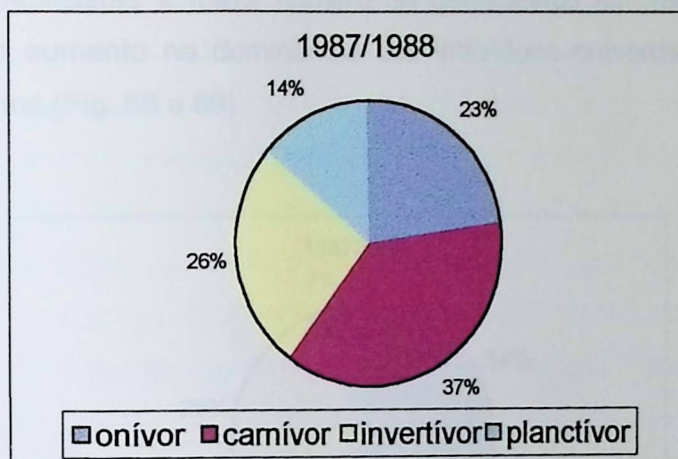


Figura 66. Percentual de espécies por nível trófico 1987/1988

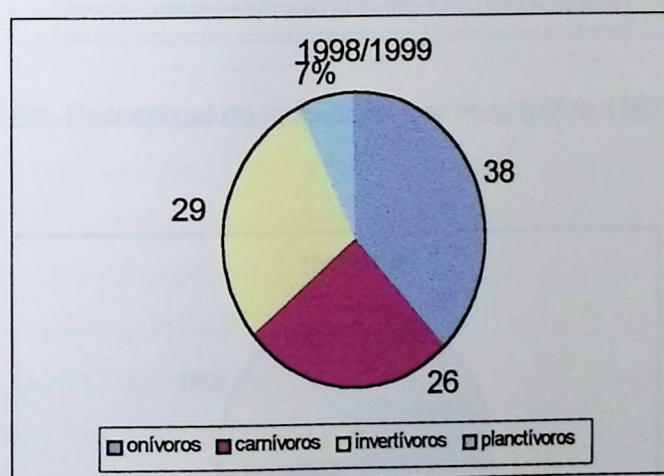


Figura 67. Percentual de espécies por nível trófico 1998/1999

Com relação ao percentual de indivíduos por nível trófico, as mudanças foram mais evidentes. Além da troca na composição trófica, expressa pelo menor número de especialistas e maior número de generalistas em 1998/99, também verificou-se um aumento na dominância dos indivíduos onívoros ao longo dos últimos onze anos (Fig. 68 e 69).

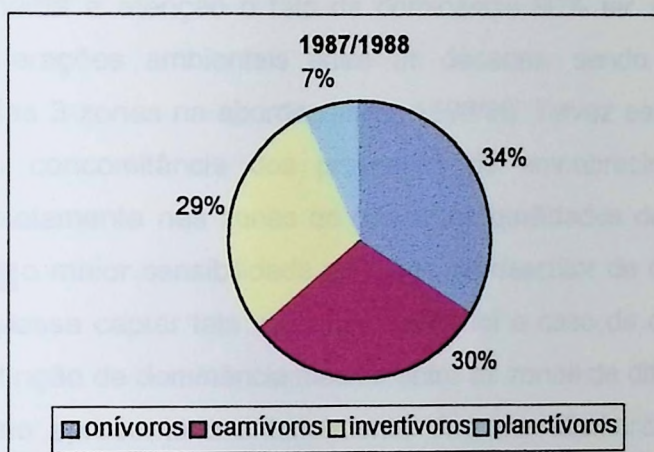


Figura 68. Percentual de indivíduos por nível trófico 1987/1988

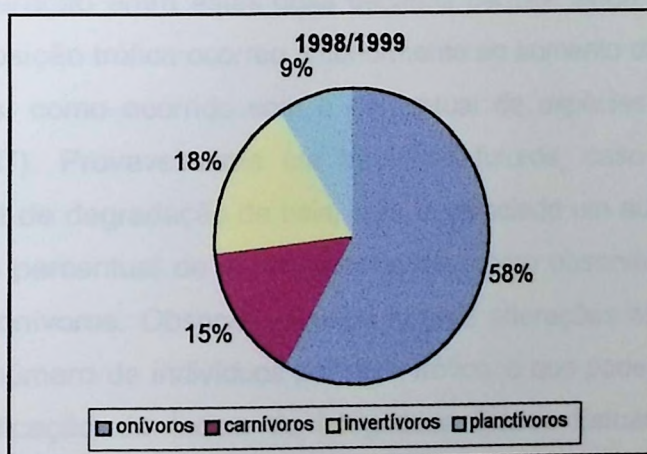


Figura 69. Percentual de indivíduos por nível trófico 1998/1999

A variação dos níveis tróficos mostrou-se eficiente tanto na distinção de zonas com diferentes qualidades de habitat, como na distinção temporal, conforme observado com dados generalizados na comparação entre décadas.

Um outro aspecto de marcada diferença foi a variação na dominância em estes dois períodos. Em 1987/88, 27 espécies compunham 90% e 9 espécies compunham 50% do número total de indivíduos na Baía. Em 1998/99, 17 espécies compunham 90% e 4 espécies compunham 50% do número total de indivíduos capturados. Chama a atenção o fato da dominância 90% ter sido sensível em detectar as alterações ambientais entre as décadas, sendo insensível para diferenciação das 3 zonas na abordagem de 1998/99. Talvez este fato possa ser explicado pela concomitância dos processos de empobrecimento da Baía, ocorrendo paralelamente nas zonas de diferentes qualidades de habitat. Assim, faz-se necessário maior sensibilidade por parte do descritor de dominância, para que o mesmo possa captar tais variações, como foi o caso da dominância 50%, eficiente na distinção de dominância mesmo entre as zonas de diferente qualidade de habitat, como apresentado anteriormente. A maior eficiência da dominância 50% em captar alterações deste parâmetro, confirma-se na avaliação entre décadas. A dominância 90% registrou uma queda de 37% no número de espécies compondo 90% dos indivíduos, contra 45% mensurada com a dominância 50%.

A comparação entre estas duas décadas permite ainda observar como a troca na composição trófica ocorreu anteriormente ao aumento da dominância dos grupos tróficos, como ocorrido com o percentual de espécies por nível trófico (Figs. 66 e 67). Provavelmente em trabalhos futuros, caso seja mantida a tendência atual de degradação da baía, seja evidenciado um aumento brusco na dominância do percentual de espécies onívoras, como observado no percentual de indivíduos onívoros. Observa-se ainda que as alterações são primeiramente sentidas pelo número de indivíduos por nível trófico, o que pode refinar tentativas futuras de aplicação do Índice de integridade Biótica Estuarino na Baía de Sepetiba.

Com relação ao número de espécies dominantes, este parece ser mais interessante de ser avaliado em comparações temporais, pois entre as zonas o

processo de aumento de dominância ocorre paralelamente o que poderia ocultar tais modificações. Todas as modificações na estrutura trófica e na dominância ao longo da última década, indicam perda de qualidade ambiental em toda a Baía de Sepetiba. É difícil apontarmos causas determinantes, pois a variedade de interferências antrópicas é bastante grande e intensa, como descrita na apresentação.

A adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino refletiu as mudanças ocorridas na assembléia de peixes, em resposta a degradação de habitat, podendo ser utilizado como indicador do status deste ecossistema. Os resultados do IBE, assim como o das métricas individuais que o compõem, foram relacionadas com a degradação de habitat. Os maiores resultados foram relacionados com melhor qualidade de habitat, o inverso observado em regiões de baixa qualidade de habitat.

A zona externa da Baía de Sepetiba foi classificada pelo IBE como média qualidade de habitat concordando portanto com a classificação dos parâmetros tradicionalmente usados na avaliação de qualidade ambiental. A zona central foi classificada entre média e baixa qualidade de habitat de acordo com estes parâmetros. O IBE classificou-a como baixa qualidade de habitat, com resultados médios em geral abaixo do mínimo necessário para a classificação como média qualidade de habitat, embora os resultados obtidos nesta zona tenham sido um pouco melhores do que os da zona interna, refletindo uma tendência a melhor qualidade. A zona interna foi classificada tanto pelo IBE quanto pelos parâmetros de qualidade ambiental, como de baixa qualidade de habitat, apresentando os menores resultados entre as três zonas da Baía de Sepetiba.

Baseando-se nos atributos das populações de peixes que compuseram o IBE, a zona central apresentou maior semelhança com a zona interna do que com a externa. Araújo *et al.* (1998), analisando a estrutura das populações de peixes na Baía de Sepetiba, encontrou maiores semelhanças entre as populações de peixes coletadas em pontos amostrais correspondentes as zonas central e externa. Os dados utilizados por este autor foram coletados em 1993, portanto com somente cinco anos de diferença das coletas efetuadas no presente trabalho.

Tal fato sugere uma ampliação do gradiente de degradação em curso nas zonas da Baía neste curto espaço de tempo. É provável que a zona central esteja ultimamente sendo mais severamente afetada que as demais, devido a deposição do material dragado na manutenção do canal de acesso ao porto em sua área, coincidentemente incrementada nos últimos anos com a retomada das obras de ampliação do porto de Sepetiba.

O IBE - número de indivíduos foi mais eficiente do que o IBE biomassa e o IBE - geral na discriminação de qualidade de habitat entre as zonas, classificando corretamente um maior percentual de amostras na zona de média qualidade de habitat que os outros dois. Por outro lado o IBE - geral classificou melhor as amostras de baixa qualidade. Contudo o percentual de erro do IBE indivíduos em classificar amostras de baixa qualidade foi pequeno (9%), menor que seu percentual de acerto na classificação de amostras com média qualidade de habitat, tendo sendo portanto o mais eficiente entre os três.

O IBE baseado em número de indivíduos também obteve melhores respostas no trabalho de Deegan *et al.* (1997), em estuários e em sistemas de água doce mensurados por Karr (1991). Talvez isto não seja uma regra geral, existindo contudo uma tendência de que a abordagem por número de indivíduos seja a mais indicada para aplicação dos índices de integridade biótica.

Alguns problemas relacionados a seletividade das amostras podem ter tido influência nos dados obtidos. O pequeno percentual de indivíduos planctívoros encontrados nas zonas externa e central, pode ter sido influenciada pela seletividade amostral dos arrastos de fundo em áreas mais profundas. A zona externa apresentou em média 21,7 m de profundidade enquanto a zona central apresentou 8,5 m, sendo esta última bem mais favorável as capturas de planctívoros. Na zona interna a probabilidade de captura deste grupo de indivíduos foi ainda maior, uma vez que a profundidade média é de apenas 2,9 m. Entretanto McConnell (1987), comenta que os peixes planctívoros distribuem-se na coluna d'água preferencialmente a noite, permanecendo junto ao fundo no período diurno, prevenindo-se do ataque de predadores. Isto poderia minorar o efeito das diferenças de profundidade na captura deste grupo de peixes, uma vez

que as amostragens foram sempre realizadas durante o dia. Estudou-se a possibilidade de inclusão de uma métrica relacionada ao nível trófico planctônico. Entretanto optou-se pela não inclusão, devido a dificuldade na correta avaliação sobre a influência ou não de seletividade amostral para este grupo trófico.

A adaptação do Índice de Integridade Biótica Estuarino para a Baía de Sepetiba, foi sensível na distinção das zonas de diferentes qualidades de habitat, inclusive entre as zonas central e interna, mais parecidas em qualidade habitat. Apesar da facilidade de aplicação e sensibilidade na distinção de diferentes qualidades de habitat, algumas questões podem ser melhoradas para reforçar a utilização do Índice de integridade biótica como ferramenta de monitoramento em Baías.

Para o futuro, talvez seja interessante a associação dos arrastos de fundo a redes de meia água nas zonas de maior profundidade, e a inclusão de amostragens nas zonas rasas. No caso da Baía de Sepetiba, os costões rochosos e praias da margem continental próximas a parte aberta da Baía fariam parte da zona externa. Áreas de mangue e praias continentais do interior da Baía fariam parte da zona interna. Por último, as praias da parte interna da restinga fariam parte da zona central. Entretanto quanto mais se amplia o domínio amostral, mais se apresentam as peculiaridades ambientais de cada trecho, e consequentemente a dificuldade de integração dos dados para efeito de comparação, sendo isto muito comum em Baías com grande diversidade de habitats como a Baía de Sepetiba. Aumentam também as dificuldades com relação a tempo, recursos financeiros e pessoal envolvido, reduzindo umas das grandes vantagens do IBE, a praticidade e o baixo custo para obtenção dos resultados.

Poderia também ser futuramente incluída uma métrica relacionada a proporção de peixes doentes ou portadores de anomalias, especialmente em sistemas que sofrem o aporte de substâncias químicas. Tal métrica já foi utilizada em rios por Karr, (1991) Na Baía de Sepetiba foram encontrados alguns indivíduos com os sintomas citados, porem foram raros, não justificando o estabelecimento de uma métrica para tal.

Deegan *et al.* (1997), chama atenção para a necessidade da continuidade dos estudos em outros sistemas estuarinos para verificar as respostas das populações de peixes aos eventos estressores em outras áreas. No presente trabalho sugere-se o mesmo, porém para outras Baías como um todo. É importante a verificação se os atributos que melhor se aplicaram na Baía de Sepetiba, podem ser também aplicados a Baía de Ilha Grande ou a Baía da Guanabara por exemplo, uma vez que cada sistema apresenta suas peculiaridades.

Outro ponto importante é a confirmação de que em zonas costeiras tropicais não haja um período preferencial de aplicabilidade do Índice, o que facilitaria e baratearia muito sua aplicação como ferramenta de monitoramento. Confirmando-se tal fato, os índices poderiam ser aplicados com somente uma campanha amostral por exemplo, independente da época do ano.

De fundamental importância, também seria a aplicação do Índice em um ambiente onde sejam ainda encontradas áreas de alta qualidade de habitat. (Deegan *et al.*, 1997). Isto auxiliaria a verificação dos valores estabelecidos para as diferentes qualidades de habitat entre as métricas.

No trabalho desenvolvido, seccionou-se a Baía de Sepetiba em três partes, as quais foram analisadas sob os pontos de vista físico, químico e biológico. Entretanto de acordo com a visão sistêmica, as propriedades de um sistema vivo são propriedades do todo, que nenhuma das partes possui, as quais surgem das interações e das relações entre as partes. Essas propriedades são destruídas quando o sistema é dissecado, física ou teoricamente, em elementos isolados. Embora possamos discernir partes individuais em qualquer sistema, essas partes não são isoladas, e a natureza do todo é sempre diferente da mera soma de suas partes. O pensamento sistêmico é contextual, o que é o oposto do pensamento analítico. A análise significa isolar alguma coisa a fim de entendê-la; o pensamento sistêmico significa colocá-la no contexto de um todo mais amplo. (Capra, 1996).

Embora abordagens de avaliação de ambientes como a desenvolvidas neste trabalho sejam consideradas "holísticas", se comparadas com os métodos

tradicionais de monitoramento ambiental, constituem tentativas preliminares de descrever a complexidade de ecossistemas como o estudado.

É provável que a interferência antrópica na Baía de Sepetiba já tenha causado sérios danos a integridade do sistema como um todo, independente de qual zona esteja mais ou menos alterada. Da mesma forma pode também estar influenciando na integridade do sistema vizinho, a Baía da Ilha Grande, e aí por diante dependendo da escala espacial que se queira utilizar.

A impossibilidade de se mensurar com clareza a abrangência dos danos causados nas características gerais dos sistemas, e a conectividade destes com os outros sistemas, baseando-se nos procedimentos analíticos empregados nos estudos ecológicos atuais, não quer dizer que os mesmos não ocorram. Com isso, torna-se ainda maior nossa responsabilidade em desenvolver tecnologias verdes de desenvolvimento e tratamento de resíduos. Da mesma forma devemos aprimorar as tentativas de monitoramento, como na adaptação da metodologia aqui testada, salvaguardando suas limitações ou questionamentos ecológicos.

Referências bibliográfica

- APHA, 1985. Standard methods for examination of water and wastewater. 15 ed. New York, AWWA / WPCF, 1134p.
- ANGERMEIR, P. L. & J. R KARR, 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities: Considerations in sampling and interpretation. **North American Journal of Fisheries Management** 6: 418-429.
- ARAÚJO, F. G., AZEVÊDO M. C. C., CRUZ-FILHO A. G. & SANTOS A. C. A., 1998. Estrutura da Comunidade de Peixes Demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, 58 (3): 417 – 430.
- AZEVEDO, ARAÚJO M. C. C., CRUZ-FILHO F. G., A. G., GOMES, I. D. & PESSANHA, A. L., 1999. Variação espaço temporal de Bagres Marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (3): 443 – 454.
- BERKMAN, H. E., RABENI, C. F. & BOYLE, T. P., 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas: Fish vs. Invertebrates. **Environmental Management** 10: 413 – 419.
- BORGES, H. V., 1990. **Dinâmica Sedimentar da Marambaia e Baía de Sepetiba**. Tese de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Geologia, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ.
- BRANBLETTI, R. & K. FAUSCH, 1991. Variable fish communities and the Index of Biotic Integrity in a Western Great Plains River. **Transactions of the American Fisheries Society**, 120 : 752 – 769.

CAPRA, F., 1996. *A Teia da Vida*. Editora Cultrix, São Paulo, 256p

DAUER, M. D., WEISBERG, B. S. & RANASINGHE, J. A. , 2000. Relationships Between Benthic Communities, Water Quality, Sediment Quality, Nutrient Loads, and Use Patterns in Cheasapeake Bay. **Estuaries**, 23 (1) : 80 – 96.

DEEGAN, L. A ., FINN, J. T. , AYVAZIAN, S. G. & RYDER, C., 1993. Feasibility and application of the index of biotic integrity to Massachusetts estuaries (EBI). Final Project Report to Massachusetts Executive Office of Environmental Affairs. Department of Environmental Protection, North Grafton, Massachusetts.

DEEGAN, L. A ., FINN, T. J. & BUONACCORSI, J., 1997, Development and Validation of na Estuarine Biotic Integrity Index. **Estuaries** 20: 601-617.

ESTEVES, F. A . , 1988. Fundamentos de Limnologia. Ed. Interciência, Rio de Janeiro - RJ, 602 p.

FAUSCH, K. D., KARR, J. R. & YANT, P. R., 1984. Regional aplication of an Index of Biotic Integrity Based on Strean Fish Communities. **Transactions of the American Fisheries Society**, 113 : 39 – 55.

FIGUEIREDO, J. L., 1977. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações e raias e quimeras. Museu de Zoologia, Univ. de São Paulo, São Paulo, 104 p.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N.A., 1978. Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II Teleostei (1). Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia: 110pp.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia da Univ. de São Paulo, São Paulo, 90p.

FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A., 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (5). Museu de Zoologia da Univ. de São Paulo, São Paulo, 116p.

FISHER, W., 1978. FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31). Vol I-VII. Roma, FAO. sem paginação.

FORE, L. S., KARR, J. L. & CONQUEST, L. L., 1994. Statistical properties of an index of biotic integrity used to evaluate water resources. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 51: 1077 – 1087.

GAUCH, H. H. Jr., 1982. Multivariate Analysis (2nd ed.). Heinemann Educational Books, London: 210p.

GERRITSEN, J., 1995. Additive biological indices for resource management. **Journal North American Benthological Society**, 14 : 451 – 457.

GOMES, I. D., 2000. **Biologia reprodutiva de Bagres Marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro**. Tese de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ.

GRAY, J. S. , 1979. Pollution – introduced changes in populations. **Philosophical transaction of royal Society, Series B**, 286 : 545 – 561.

GRAY, J. S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblage. **Biological Journal of Linnean Society**, 37: 19 – 32.

GREVE, W. & PARSON, T. H., 1977. Photosynthesis and fish production: Hipotetical effects of climatic and pollution. **Helgolander wissenschaftliche Meeresuntersuchungen**, 30: 666 – 672.

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

KARR, J. R. ,1991. Biological Integrity: A long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Application** 1: 66-85.

KARR, J. R. & DUDLEY, D. R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, 5 : 55 – 68.

KAWAKAMI, E., 1975. **Alimentação de Pleuronectiformes**. Tese de mestrado do Curso de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

KERANS, B. L. & J. R. KARR, 1994. A Benthic Index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. **Ecological Applications**, 4 : 768 – 785.

LEONARD, P. M. & D. J. ORTH, 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, 115 : 401 – 415.

MAGURRAN, A. E.,1988. Ecological diversity measurement. Princeton, University Press, 179p.

MCCONNELL, R. H., 1987. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Editora da Universidade de São Paulo, 534p.

MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L., 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia da Univ. de São Paulo, São Paulo, 96p.

MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L., 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Museu de Zoologia da Univ. de São Paulo, São Paulo, 105p.

MILLER, D. L. , P.M. LEONARD, R. M. HUDGES, J. R. KARR, P. B. MOYLE, L. H. SCHRADER, B. A . THOMPSON, R. A . DANIELS, K. D. FAUSCH, G. A . FITZHUGH, J. R. GAMMON, P. L. ANGERMEIR & D. J. ORTH, 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. **Fisheries** 13 : 12 – 20.

MURCHELANO, R. A. & WOLKE, R. E., 1985. Epizootic carcinoma in the winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. **Science** 228: 587 – 589.

NELSON, D. A. , MILLER, J. E., RUSANOWSKY, R. A . , SENNEFELDER, G. R. & CALABRESE, A . , 1991. Comparative reproductive success of winter flounder in Long Island Sound: A 3-year study (biology, biochemistry and chemistry.). **Estuaries** 14: 318 – 331.

NIKOLSKY, G. V. , 1963. The Ecology of Fishes. Academic Press Inc. London Ltd. 352p.

NORMAN, J. R., 1934. A systematic monography of the flatfishes (Heterosomata). vol. I Psettodidae, Bothidae, Pleuronectidae. British Natural History Museum London, 459 p.

OBERDRFF, T., & HUGHES, R. M., 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. **Hydrobiologia**, 228: 117 – 130.

PALLER, M. M., J. REICHERT & J. M. DEAN, 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina plain streams. **Transactions of the American Fisheries Society**, 125 : 633 – 644.

PARANHOS, R. , 1996. Alguns métodos para análise de água. Cadernos Didáticos Universidade Federal do Rio de Janeiro. 281p.

PATRICK, R., 1972. Bentic communities in streams. **Transactions of the connecticut academy of Arts and Sciences**, Philadelphia, 259.

PEREIRA, T. C. C. L., 1999. **Estudo da dinâmica de uso do habitat da Baía de Sepetiba (RJ) pelo boto *Sotalia fluviatilis* (CETACEA, Delphinidae)**. Tese de Mestrado do curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais da Univ. Fed. Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

PESSANHA, A. L. M., 2000. **Variações Espaciais, Temporais e Diurnas nas Assembléias de Peixes Jovens da Baía de Sepetiba, RJ**. Tese de Mestrado do Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro - RJ.

RAPPORT, D. J., REGIER, H. A. & HUTCHINSON, T. C. , 1985. Ecosystem behaviour under stress. **American Naturalist**, 125: 617 – 640.

REID, P. C., 1975. Large scale changes in North Sea phytoplankton. **Nature**, 257: 217 – 219.

RONCARATI, H., & BARROCAS S. L. S., 1978. Estudo geológico preliminar dos sedimentos recentes superficiais da Baía de Sepetiba, municípios do Rio de Janeiro, Itaguaí e Mangaratiba - RJ. Relatório do Centro de Pesquisas e Desenvolvimento (CENPES) – PETROBRÁS.

SCHINDLER, D. W., 1987. Detecting ecosystem responses to antropogenic stress. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 44: 6-25.

SEMA, 1998. Macroplano de Gestão e Saneamento Ambiental da bacia da Baía de Sapetiba- vol I, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

SINDERMAN, C. J., 1994. Quantitative effects of pollution on marine and anadromous fish populations. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NMFS-F / NEC – 104. Woods Hole, Massachusetts.

SKOAL, R. R. & ROLF, F. J., 1981. Biometry; the principles and pratic of statistics in biological reserch. W. H. Freemanand CO., San Francisco, (2nd ed), 776p.

SMITH, V. H., 1998. Cultural Eutrophication of Inland, Estuarine, and Coastal Watwrs. In: PACE, M. L. & GROFFMAN, P. N. (eds), Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science. Ed. Springer. 499p.

SOUZA, D. C. & FERREIRA, G. S., 1985. Sazonalidade das espécies de maior interesse comercial do Rio de Janeiro. IBAMA, ACUMEP nº 6: 1 – 4.

STEEDMAN, R. J., 1988. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quatify stream quality in southern Ontario. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 45 : 492 – 501.

- SUMMERS, J. K. & ENGLE, V., 1993. Evaluation of sampling strategies to characterize dissolved oxygen conditions in Gulf of Mexico estuaries. *Environmental Monitoring and Assessment* 24: 219 – 229.
- TOBER, J., FRITZ, C., LABRECQUE, E., BEHR, J. P. & VALIELA, I., 1996. Abundance, Biomass, and Species Richness of Fish Communities in Relation to Nitrogen – Loading Rates of Waquoit bay Estuaries. *Biological Bulletin*, 191: 321 – 322.
- WOODWELL, G. W., 1967. Radiation and the patterns of nature. *Science*, 156: 461 – 470.
- WOOTTON, R. J., 1992. *Fish Ecology*. Blackie, London, 211p.

Capítulo 2

***Avaliação de metais pesados em peixes
nas Baías de Sepetiba e Ilha Grande.***

Introdução:

Vários estudos tem mostrado um aumento nas concentrações de metais pesados no ambiente marinho principalmente em áreas costeiras (Boyer *et al.*, 1999; Hubertz & Cahoon, 1999; Wiese *et al.*, 1997; Wiese *et al.*, 1997).

Alguns metais, em pequenas quantidades, são necessários aos processos metabólicos vitais, sendo portanto assimilados pelos organismos marinhos. Entretanto, os metais tem capacidade de formar complexos com as substâncias orgânicas, fixarem-se nos tecidos e não serem excretados, acumulando-se e tornando-se tóxicos. Sofrendo acumulações através da cadeia alimentar, os metais podem apresentar concentrações 1000 vezes maiores do que na água em certos organismos (CETESB, 1982). Os efeitos oriundos destes poluentes são letais e sub-letais sobre todos os membros da cadeia alimentar, fitoplâncton, zooplâncton, bentos, peixes, pássaros e homem (Coelho & Fonseca 1986), com conseqüências teratogênicas e mutagênicas (Evangelista, 1994).

O crescente aumento das atividades urbanas e industriais na bacia hidrográfica da Baía de Sepetiba, tem gerado um acréscimo no aporte de substâncias antropogênicas lançadas diretamente na Baía ou nos rios que nela deságuam (FEEMA, 1991). Atualmente a região conta com mais de 100 empresas de médio e grande porte de diversos setores industriais, responsáveis pelo lançamento de inúmeras substâncias potencialmente tóxicas na Baía, destacando-se os metais pesados (SEMA, 1998).

As análises de metais pesados foram incluídas em caráter acessório ao Índice de Integridade Biótica Estuarino, buscando exemplificar a avaliação de um tipo de agente impactante específico, o que poderia ser classificado como o objetivo geral desta abordagem. Como objetivo específico este capítulo visa avaliar os níveis dos principais metais pesados em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande, sistema semi fechado e teoricamente menos impactado, localizado a oeste da Baía de Sepetiba, estabelecendo comparações entre as Baías e com os níveis máximos permitidos para consumo humano.

Métodos:

Foram utilizadas neste estudo peixes das Baías de Sepetiba e da Ilha Grande (Fig. 1), adquiridos em peixarias locais no entorno das duas Baías em duas campanhas: Dezembro de 1999 e maio de 2000. Metais analisados: Cd, Pb, Cr, Ni, Fe, Cu, Zn.

As espécies utilizadas foram escolhidas visando cobrir diferentes nichos ecológicos, explorando diferentes compartimentos do sistema, e por sua popularidade e preferência para consumo. Foram analisados nas duas campanhas, dezembro e maio, 36 pescadas, 36 corvinas, 36 tainhas e 12 bagres, 50% provenientes da Baía de Sepetiba e 50% da Baía da Ilha Grande, totalizando 120 indivíduos, 60 por campanha. Das Pescadas, tainhas e corvinas foram obtidas amostras de músculo, gônadas e fígado, compostas cada uma com tecidos de três indivíduos de cada espécie com tamanhos variados (Tabela.1). Foram analisados 18 indivíduos de cada espécies por Baía, obtendo-se seis amostras de cada tecido, originando um resultado expresso em média e erro padrão para cada tecido, espécie e baía analisados. Para os bagres foram analisados 12 indivíduos, seis provenientes da Baía de Sepetiba e seis da Baía da Ilha Grande, obtendo-se duas amostras compostas cada uma por três indivíduos para cada tecido.

As análises de músculo visam investigar possíveis transferências de metais pesados para a população humana via consumo de peixes. As análises de fígado investigam a sub-compartimentação das acumulações de metais, caracterizando mais evidentemente sua presença no ambiente. As análises de gônadas, investigaram as possíveis transferências e ou interferência dos metais nos processos reprodutivos ou incorporações via consumo humano, uma vez que as ovas de algumas espécies também são consumidas.

A abertura e filetagem das amostras foram feitas na UFRRJ em bancada com filme de polietileno e facas de plástico, descartados a cada tecido seccionado. A digestão e espectrofotometria das amostras foram feitas nos laboratórios da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente FEEMA, de acordo com os métodos 200.3 da Environmental Protection Agency E.U.A. EPA (1992). Os resultados foram expressos em ug de metal / g de peixe em peso úmido. A

concentrações máximas permitidas ,cmp, foram estabelecidas pelo Ministério da Saúde (1977).

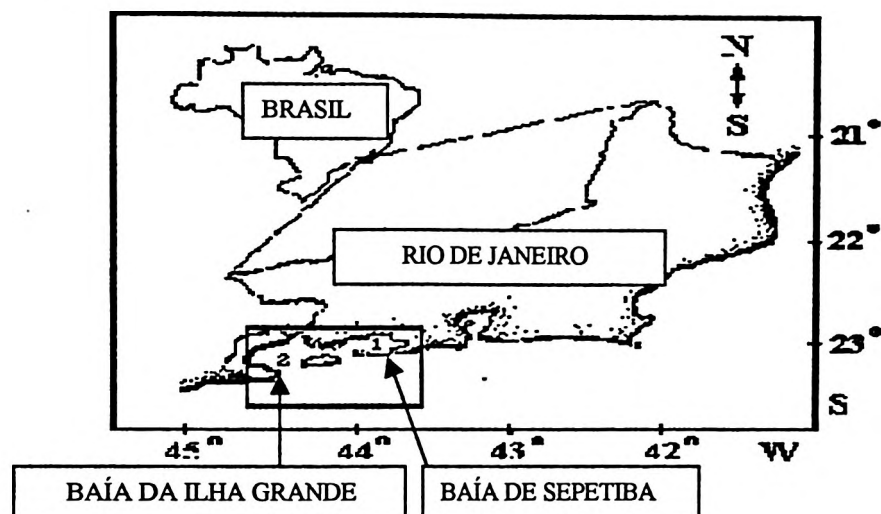


Figura 1. Área de estudo: 1 Baía de Sepetiba / 2 Baía da Ilha Grande.

Tabela 1. Espécies analisadas e suas características tróficas.

Peixes	Hábito alimentar	Compartimento biótico
Tainha <i>Mugil lisa</i>	filtrador / detritívoro	coluna d'água / fundo
Pescada <i>Cynocion leiarchus</i>	carnívoro	coluna d'água / fundo
Corvina <i>Micropogonias furnieri</i>	onívoro	fundo
Bagre <i>Genidens genidens</i>	onívoro	fundo

Resultados e discussão:

As concentrações de metais pesados encontrados são apresentadas a seguir.

Cobre (Fig. 2)

Os níveis de cobre mantiveram-se dentro da concentração máxima permitida para consumo, exceto em amostras de fígado e gônadas de tainhas da Baía da Ilha Grande. O Cu acumula-se de varias maneiras, e a importância relativa de cada uma dependerá das condições ambientais e do modo de vida das espécies em questão (Saward *et al.*, 1975). Os componentes do fitoplâncton são os organismos marinhos com maior fator de concentração de Cu (EPA 1972),

assim como os detritos de fundo, devido a grande capacidade de precipitação dos metais. Tal fato poderia justificar as maiores concentrações encontradas em tainhas devido ao seu habito alimentar. As tainhas foram os peixes que mais acumularam Cu em trabalhos anteriores na Baía de Sepetiba e Baía de Santos (Pfeiffer *et al.*, 1985; Lee, 1980). O Cu é um dos elementos essenciais para animais e plantas, compondo enzimas e pigmentos respiratórios, porém acumula-se nos organismos aquáticos com níveis de tolerância e aparecimento de sintomas de toxicidade variando com a espécie de animal e período de acumulação passiva, de semanas a um ano (CETESB, 1984). O Cu não é um metal que tradicionalmente apresente grandes problemas de contaminação, e o fígado de peixes não é utilizado em alimentação humana, entretanto as gônadas são, além dos resultados também indicarem concentrações em outros compartimentos do sistema, o que inspira cuidados.

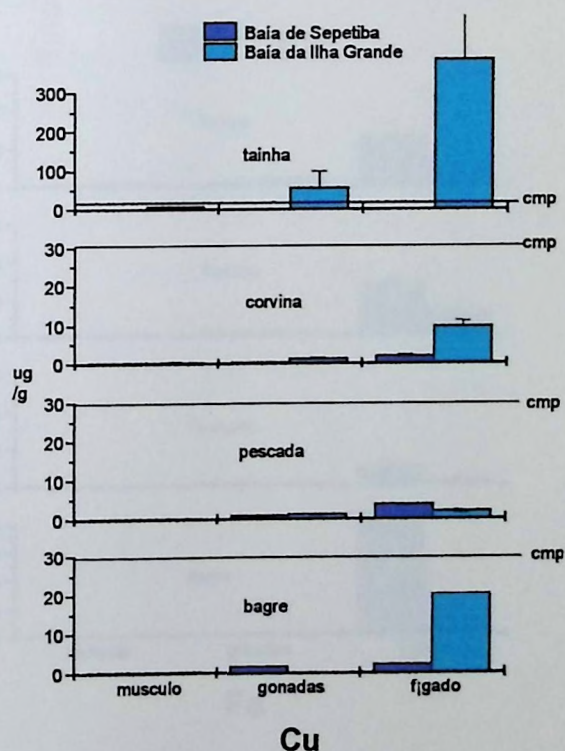


Figura 2. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de cobre em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Ferro (Fig 3)

O Fe apresentou maiores concentrações no fígado de todas as espécies na Baía de Sepetiba, principalmente nos bagres. O Fe está presente no solo, água e ar atmosférico, e assim como seus compostos se verifica em diversos tipos de processos industriais. Nos organismos participa ativamente das funções hepáticas, associado a hemoglobina no transporte de oxigênio. Não existe cmp para Ferro, dificultando a interpretação dos resultados obtidos. Entretanto os valores encontrados em vísceras na Baía de Sepetiba, são da mesma ordem de grandeza dos valores encontrados em peixes do rio Paraíba do Sul, ambiente considerado bastante contaminado com relação a este metal. (Azcue *et al.* 1988). Inclusive, O rio Paraíba do Sul deságua boa parte de suas águas na Baía de Sepetiba via sistema Guandú / Ribeirão das Lages.

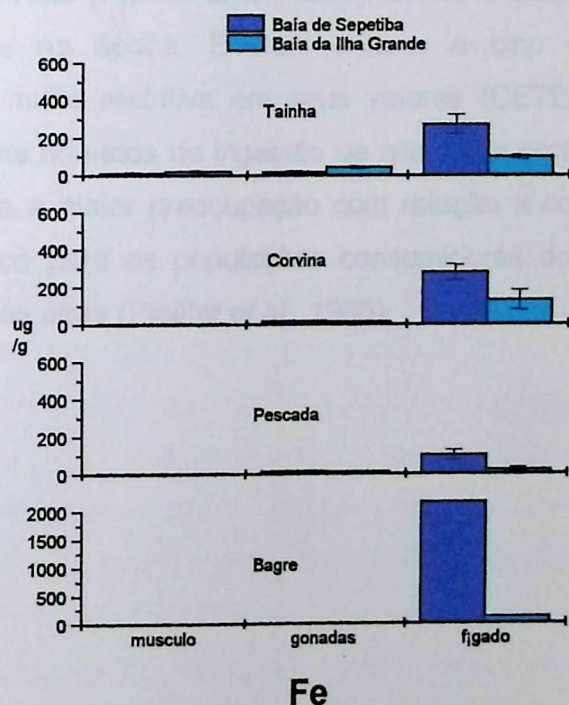


Figura 3. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de ferro em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Cromo (Fig.4)

As concentrações de Cr excederam a cmp em praticamente todas as espécies de peixes e estruturas analisadas nas duas Baías. O Cr é empregado em indústrias de couro, tintas, processamento de aço e outras (Evangelista, 1994). A região da Baía de Sepetiba abriga os tipos de indústrias citadas (SEMA, 1998). O cromo apresenta diversos estágios de oxidação, sendo importantes do ponto de vista industrial / ambiental o Cr^0 , Cr^{III} , Cr^{VI} , cromatos e dicromatos. O Cr^{III} é essencial aos processos vitais relacionando-se com as funções da insulina (CETESB, 1984). Já o Cr^{VI} é altamente tóxico, com características carcinogênicas e ulcerativas (Evangelista 1994; Rocha *et al.*, 1985). Seus maiores valores foram encontrados em gônadas de Tainhas da Baía de Sepetiba, provavelmente devido a afinidade do Cr a lipídeos. Valores acima dos permitidos para consumo já foram detectados em peixes de diferentes regiões, inclusive em peixes da Baía de Sepetiba desde 1985 (Pfeiffer *et al.*, 1985), sendo o único metal a ultrapassar a cmp em peixes na época. Existem críticas a cmp estabelecida para Cr, considerando-a muito restritiva em seus valores (CETESB, 1984). Entretanto, devido ao perigos oriundos da ingestão de alimentos contaminados por Cr, este metal representa a maior preocupação com relação a contaminação da região, assim como risco para as populações consumidoras do pescado conforme já alertado à 16 anos atras (Pfeiffer *et al.*, 1985).

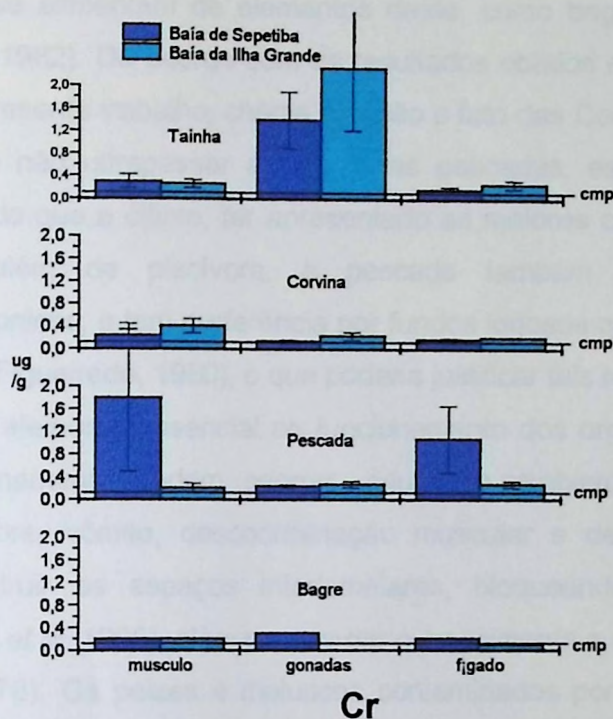


Figura 4. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de cromo em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Zinco (Fig.5)

Concentrações superiores a cmp foram encontradas principalmente em amostras de fígado em três das quatro espécies estudadas, com valores muito altos em Pescadas. Gônadas e músculos também excederam a cmp em tainhas e pescadas, porém em menor escala. A corvina foi a única espécie com concentrações de Zn inferiores a cmp para todas as estruturas analisadas. Em praticamente todos os casos as maiores concentrações ocorreram em peixes da Baía de Sepetiba. Alguns estudos sugerem as gônadas como uma estrutura de grande concentração de Zn, devido a sua participação nos processos de divisão e crescimento celular (Lacerda *et al.* 1989). No presente trabalho os maiores valores encontrados no fígado talvez caracterizem uma incorporação mais recente, via trato digestivo, conforme estudos com Zn radioativo mostrando rápidas absorções pelo fígado e rins. (Chipman, 1958 *apud* CETESB, 1982). Com relação ao hábito alimentar, estudos indicam maiores concentrações de Zn em peixes associados

ao fundo ou que se alimentam de elementos deste, como bagres, linguados e tainhas (CETESB, 1982). De acordo com os resultados obtidos em 1985 (Pfeiffer *et al.*, 1985). No presente trabalho, chama atenção o fato das Corvinas terem sido a única espécie a não ultrapassar a cmp, e as pescadas, espécie de menor associação ao fundo que a última, ter apresentado as maiores concentrações de Zn. Entretanto, além de piscívora, a pescada também alimenta-se de invertebrados bentônicos, e tem preferência por fundos lodosos quando em águas rasas (Menezes & Figueiredo, 1980), o que poderia justificar tais resultados.

O Zn é um elemento essencial ao funcionamento dos organismos, porém casos de envenenamento podem ocorrer, causando problemas pulmonares, gastroenterites, febre, vômito, descoordenação muscular e desidratação. Nos peixes, pode obstruir os espaços interlamelares, bloqueando o movimento respiratório (Rocha *et al.*, 1985), além de retardar o crescimento e a maturação dos mesmos (EPA, 1976). Os peixes e moluscos contaminados por Zn apresentam coloração azulada, sendo em geral rejeitados pelos consumidores (Rocha *et al.*, 1985). Entretanto os valores obtidos no presente trabalho são superiores aos encontrados em Pfeiffer *et al.*, (1985), indicando uma maior contaminação do sistema por Zn, com cmp superiores às permitidas inclusive na Baía da Ilha Grande. Vale ressaltar que a cmp para Zn utilizada no presente trabalho é de 100ug/g. Existem referências a cmp de 50ug/g, o que aumentaria sensivelmente a preocupação com os níveis de Zn nas duas baías. Existem controvérsias a respeito dos valores máximos permitidos, com valores variando entre 50ug/g e 100ug/g, (Ministério da Saúde, 1977).

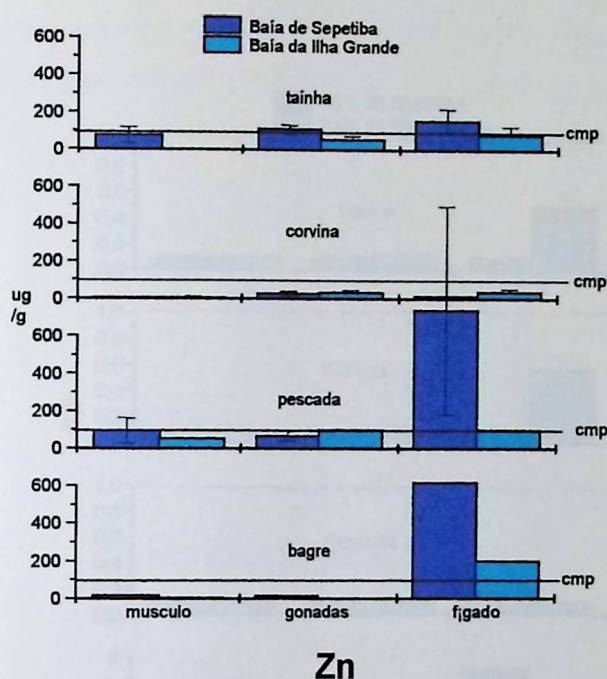


Figura 5. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de zinco em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Cadmium (Fig.6)

As concentrações de Cd de uma maneira geral mantiveram-se dentro da cmp, com exceção das encontradas em fígado de bagres da Baía de Sepetiba. Como o fígado não é uma estrutura comumente ingerida, possíveis intoxicações por Cd via ingestão de peixes é pouco provável. Entretanto, o Cd não é um elemento essencial, é cumulativo e de difícil excreção após ingerido e com alto poder tóxico. (FEEMA, 1997). Mesmo níveis subagudos de Cd produzem disfunções fisiológicas nos peixes, reduzindo as possibilidades de sucesso do animal no meio (Larsson *et al.*, 1976).

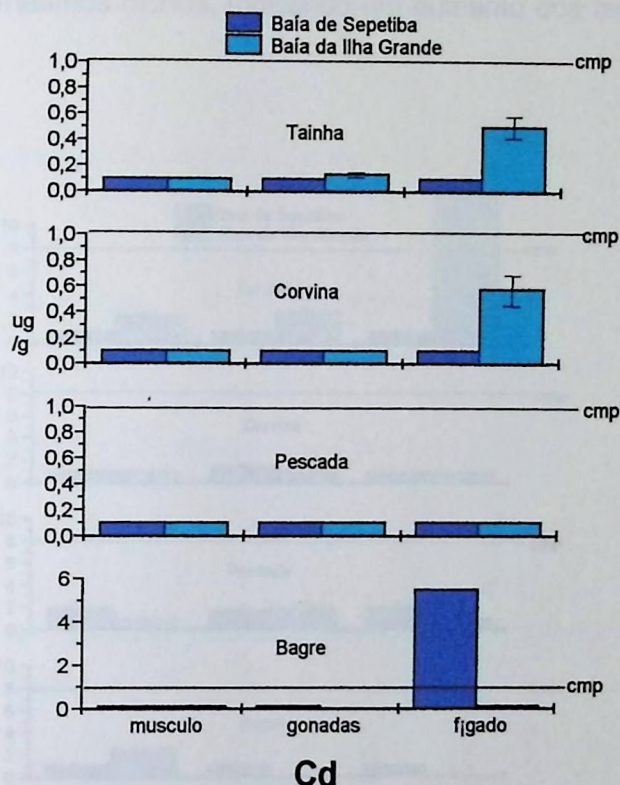


Figura 6. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de cádmio em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Chumbo (Fig. 7)

Concentrações superiores a cmp foram encontradas em amostras de fígado de Tainhas da baía da Ilha Grande. As demais estruturas e peixes analisados apresentaram valores inferiores aos máximos permitidas para consumo humano. O Pb não possui efeitos benéficos ou nutricionais, sendo extremamente tóxico (CETESB, 1982). De maneira geral esse elemento é pouco concentrado na biota marinha, mesmo com elevadas concentrações nos compartimentos abióticos do sistema (Phillips *et al.* 1982). O Pb é um metal empregado em diversos processos industriais e resíduo comum da queima da gasolina (Evangelista, 1984). Sendo o metal de maior difusão via atmosfera (SEMA, 1998). Tal fato poderia justificar

maiores concentrações em peixes da Baía da Ilha Grande. Embora todas as amostras de músculo estejam dentro da cmp, os valores obtidos no presente trabalho são superiores aos encontrados em 1985 por Pfeiffer *et al.*, com espécies exploradoras dos mesmos nichos. Indicando um aumento dos teores de chumbo no sistema.

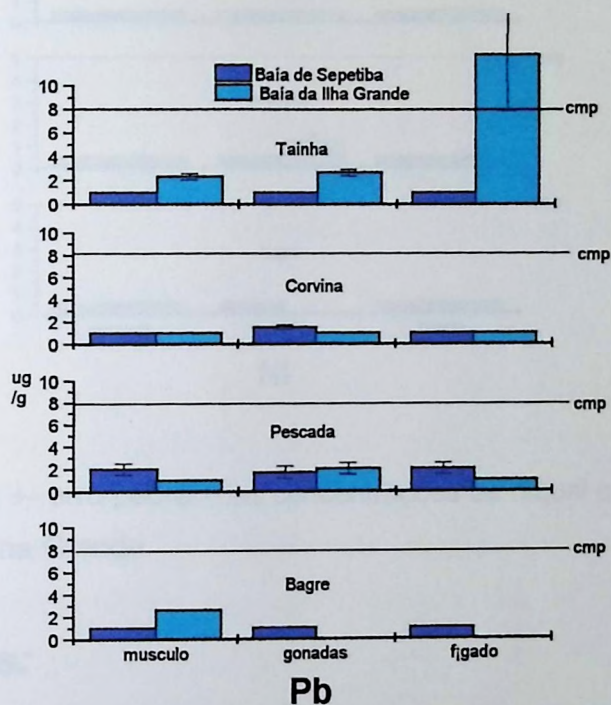


Figura 7. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de chumbo em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Níquel (Fig.8)

O Níquel foi o único metal a não ultrapassar a cmp em todos os peixes e estruturas analisadas nas duas baías. O Ni é o metal menos lançado na Baía de Sepetiba. Seu aporte, somente via atmosfera, é estimado em 1,5 toneladas por ano (SEMA 1998). Atualmente o Ni não parece ser um metal que apresente problemas de contaminação na Baía de Sepetiba.

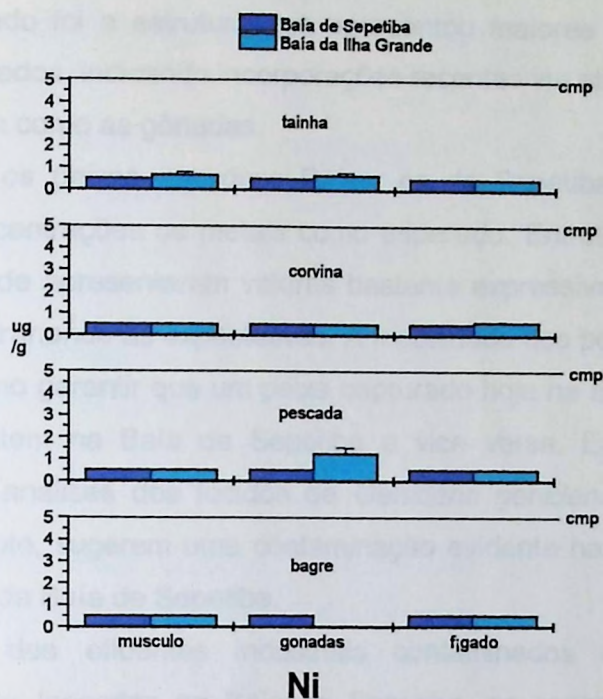


Figura 8. Média $\pm$ erro padrão das concentrações de níquel em peixes das Baías de Sepetiba e Ilha Grande.

Conclusões:

Com relação aos metais, a exceção do Ni, todos ultrapassaram a cmp pelo menos em alguma estrutura ou peixe analisado. O Cr foi o metal que mais excedeu os níveis permitidos em amostras de músculo, seguido pelo Zn.

Com relação aos níveis tróficos, estes parecem não exibir um padrão definido de maior ou menor incorporação de metais para uma espécie ou outra. Em um ambiente costeiro e de pouca profundidade, mesmo um peixe preferencialmente piscívoro, explora o sedimento em busca de invertebrados. Os planctívoros de coluna d'água também visitam o sedimento em busca de detritos e algas, complementando sua dieta. Portanto invariavelmente exibem relações com o substrato, compartimento do sistema em geral mais contaminado por metais pesados via sedimentação.

O fígado foi a estrutura que apresentou maiores concentrações para os metais estudados, indicando incorporações recentes via alimentação por parte dos peixes, assim como as gônadas.

Entre os peixes das duas Baías, os de Sepetiba em geral apresentam maiores concentrações de metais como esperado. Entretanto os peixes da Baía da Ilha Grande apresentaram valores bastante expressivos em metais como Cu, Pb e Cr, contrariando as expectativas. A mobilidade dos peixes entretanto é óbvia, e não há como garantir que um peixe capturado hoje na Baía da Ilha Grande não estivesse ontem na Baía de Sepetiba e vice versa. Entretanto os resultados obtidos das análises dos tecidos de *Genidens genidens*, espécie reconhecida como residente, sugerem uma contaminação evidente na Baía da Ilha Grande e confirmam a da Baía de Sepetiba.

Além dos efluentes industriais contaminados com metais pesados, continuamente lançados na Baía de Sepetiba, as operações de dragagem da ampliação do Porto de Sepetiba revolvem o fundo, disponibilizando para a bióta 40 anos de passivo ambiental (metais acumulados no fundo da Baía de Sepetiba). Os sedimentos obtidos nas dragagens são lançados dentro da Baía de Sepetiba contrariando recomendações dos órgãos competentes, os quais sugerem que o descarte dos sedimentos dragados seja feito em mar aberto. Outro aspecto relevante para a disponibilização de metais para a coluna d'água são as pescarias com arrasto de fundo, contribuindo com o revolvimento da camada superior do substrato. Sendo assim, os sedimentos espalham-se pela Baía de Sepetiba e provavelmente atingem parte da Baía da Ilha Grande, devido a finesa dos particulados suspensos, padrão de circulação de correntes e proximidade entre as Baías, além da contribuição da poluição atmosférica.

Os resultados mostram evidente aumento da contaminação da Baía de Sepetiba com metais pesados, com risco a população via consumo de peixes. À 16 anos atrás o perigo concentrava-se basicamente em moluscos filtradores.

A baía da Ilha Grande parece estar sofrendo reflexos do distúrbio ambiental em curso na Baía de Sepetiba, lembrando que esta é a última Baía relativamente preservada da região sudeste.

Referências bibliográficas:

Azcue, J.M.P. ; Pfeiffer, W. C.; Donangelo, C.M.; Fiszman, M. & Malm, O. ,(1988). Heavy Metals in foods from the Paraíba do Sul River Vallue, Brazil. **Journal of food composition and analysis**, 1, 250-258.

Boyer, J.N., Fourqurean, J.W. & Jones, D.R., (1999). Seasonal and Long-term Trends in the Water Quality of Florida Bay (1989-1997). **Estuaries**, 22, 2B, 417-430.

CETESB, (1982) Bioacumulação de metais pesados em peixes da Baía de Santos e São Vicente, São Paulo, Brasil. Relatório técnico, 56p.

CETESB, (1984). Níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas na água sedimento e peixes da represa de Barra Bonita, São Paulo, Brasil. Relatório técnico, 21p.

Coelho, V.M.B. & Fonseca, M.R.M.B.(coord.)(1986), Projeto regional sobre avaliação e controle do lançamento de substâncias tóxicas em águas superficiais. Estudo de caso do Rio Paraíba do Sul. (CEPIS-OPS / FEEMA / CETESB), 122p.
EPA,(1972) Water quality criteria. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 594p.

EPA,(1976). Quality criteria for water, Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 501p.

EPA,(1992). Methods for the determination of metals in Environmental Samples. Methods 200.3. Library of congress cataloging in publication, Cincinnati, Ohio, TD 196. M4 m 49.

Evangelista, S. (1994). Alimentos, um estudo abrangente. Ed. Atheneu São Paulo / Rio de Janeiro / Belo Horizonte.

FEEMA, (1997) Mapeamento dos Sedimentos da Baía de Sepetiba, Contaminação por metais pesados. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio de Janeiro.

FIPERJ (1998). Relatório anual sobre pesca extrativista marinha no Estado do Rio de Janeiro. Fundação Estadual de Pesca do Estado do Rio de Janeiro.

Hubertz, E.D. & Cahoon, L.B., (1999). Short-term Variability of Water Quality Parameters in Two Shallow Estuaries of North Carolina. **Estuaries**, vol.22, 3B, 814-823.

Lacerda, L.D. de & Pfeiffer, W.C. (1987), Heavy metal distribution, availability and fate in Sepetiba Bay, Brazil. International Conf. Heavy metals in the environment. Heidelberg, 1258-1261.

Lacerda, L.D.de; Carvalho C.E.V. & Gomes M.P. (1989), Nota sobre a distribuição de Mn, Zn e Cd em siris da Baía de Sepetiba. **Revista Brasileira de Biologia**, 49(3): 847-849.

Larsson, A. ; Bengtsson, B. & Suanberg, O. (1976), Some haematological and biochemical effects of cadmium on fish. Effects of pollutants on aquatic organisms. Ed. Lockwood, Cambridge University Press. London 7 - 34.

Lee, C.M. (1980), Bioaccumulation tests. Aquatic toxicity Seminar,15. São Paulo, 26-37.

Menezes N.A. & Figueiredo J.L. (1980), Manual de Peixes Marinhos do Sudeste IV. Museu de Zoologia Universidade de São Paulo. São Paulo, 96p.

Ministério da Saúde (1977), Decreto nº 55871 de 26 de março de 1965. Legislação Federal do setor de saúde. 2ª ed. Brasília, Consultoria Jurídica 1977 v2, p 498-545.

Pfeiffer, W.C.; Lacerda, L.D. ; Fiszman, M. & Lima, N.R.W. (1985), Metais pesados em itens de pescado da Baía de Sepetiba. **Ciência e Cultura**, 37, 297-302.

Phillips, D.H., Thomposon, G.B., Gabuji, K.M. & Ho, C.T. (1982), Trace metals of toxicological significance to man in Hong-Kong seafood. **Environ. Pollut. Ser. B** (3): 28-45.

Rocha A.A.; Pereira D.N. & Pádua H.B. (1985), Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da represa Billings, São Paulo, Brasil. **Revista Saúde Pública São Paulo**, 19, 401-410.

Saward, D.; Stirling, A. & Topping, G. (1975), Experimental studies on the effects of copper on a marine food chain. **Marine Biology**, 29, 351-361.

SEMA (1998), Macroplano de Gestão e Saneamento Ambiental da Bacia da Baía de Sapatiba- vol I, Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

Wiese, S.B.O.; Emmerson, R.H.C.; MacLeod, C.L. & Lester, J.N. (1997), Trends in the Solid Phase Partitioning of Metals in the Thames Estuary Sediments During Recent Decades. **Estuaries**, vol.20, 3, 494-503.

Wiese, S.B.O.; MacLeod, C.L. & Lester, J.N. (1997), A Recent History of Metal Accumulation in the Sediments of the Thames Estuary, United Kingdom. **Estuaries**, vol.20, 3, 483-493.