

Paulo Roberto Pagliosa

VARIAÇÃO ESPACIAL NAS CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS, DOS SEDIMENTOS
E DA MACROFAUNA BÊNICA EM ÁREAS URBANAS E EM UNIDADES DE
CONSERVAÇÃO NA BAÍA DA ILHA DE SANTA CATARINA

Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia e Recursos
Naturais da Universidade Federal de São
Carlos para a obtenção do título de Doutor.
Orientador: Dr. Francisco A. R. Barbosa

São Carlos

2004

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

P138ve

Pagliosa, Paulo Roberto.

Varição espacial nas características da água, dos sedimentos e da macrofauna bentônica em áreas urbanizadas e em unidades de conservação na Baía da Ilha de Santa Catarina / Paulo Roberto Pagliosa. -- São Carlos : UFSCar, 2004.

100 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2004.

1. Ecologia marinha. 2. Urbanização. 3. Unidades de conservação. 4. Bentos. 5. Sedimentos. 5. Nutrientes. 7. Metais pesados. I. Título.

CDD: 574.52636 (20^a)

Tô te explicando

Prá te confundir

Tô te confundindo

Prá te esclarecer

Tô iluminando

Prá poder cegar

Tô ficando cego

Prá poder guiar

TÔ - Elton Medeiros & Tom Zé

Aos meus pais

Marilda e Garcia

AGRADECIMENTOS

Este tipo de trabalho somente é possível ser realizado quando contamos com amigos pau-para-toda-obra e quando há instituições fortalecidas e estruturadas (descontado o contingenciamento?!). Por isso, o meu muito obrigado ao:

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar e ao prof. Dr. Francisco Barbosa pelo suporte acadêmico, pela orientação e por confiar e acreditar que isto seria possível.

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pela bolsa de estudos.

Núcleo de Estudos do Mar da UFSC, na pessoa do prof. Dr. Eduardo J. Soriano-Sierra, por ter disponibilizado o espaço e equipamentos.

Laboratório de Nutrientes do Instituto Oceanográfico - USP, na pessoa da profa. Dra. Elisabete Braga por ter disponibilizado a estrutura do laboratório. A Gláucia Bosquilha, Alessandra Fonseca e Vitor Chiozzini por terem processados as amostras de nutrientes.

3º Pelotão de Proteção Ambiental da Polícia Militar de Santa Catarina, na pessoa do 1º Ten. Wilian Wallace de Souza e dos PMs Céu, Coutinho, Campos e Orlando, pelo auxílio em campo.

IBAMA (Estação Ecológica de Carijós e Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé) pela autorização e colaboração com o estudo.

Programa “O Homem e a Biosfera” da UNESCO, pelo prêmio “MAB Young Scientist”.

Este estudo teve o apoio do WWF/Brasil - Fundo Mundial para a Natureza e Ford Foundation.

Aos amigos Ricardo S. Souza, Jorge Linenburg Jr., Gabriel Ribenboimg, Rafael Arantes, Luiz H.L. Vieira, Hermes Schmidth e Gonzalo Torres, pela convivência e ajuda.

Ao pessoal do Núcleo de Estudos do Mar NENAR-UFSC: Eduardo, Tião, Gisela, Simão, Emília, Paulo e Néres pela paciência, compreensão e ajudas mil.

Ao Beto da Toca pelo equipamento de mergulho.

Ao Garcia Alves e Marilda Pagliosa, por tantas coisas que não cabem aqui.

Ao Luiz Corona e Ieda Pagliosa pela prazerosa moradia. A Karoline e Bruno pela companhia.

A Alessandra por tudo, tudo mesmo!

A Áurea e Mariah pela imensurável alegria.

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
Capítulo 1 - Apresentação do Estudo	
INTRODUÇÃO.....	1
OBJETIVOS.....	3
ÁREA DE ESTUDO	4
O PROBLEMA	6
MÉTODOS E PROCEDIMENTOS GERAIS	8
BIBLIOGRAFIA CITADA.....	11
Capítulo 2 - Estudo Comparativo das Características da Água em Áreas Urbanas e em	14
Unidades de Conservação	
RESUMO	14
INTRODUÇÃO.....	15
MATERIAIS E MÉTODOS	16
RESULTADOS	18
DISCUSSÃO.....	22
BIBLIOGRAFIA CITADA.....	26
Capítulo 3 - Variação Espacial na Concentração de Metais Traço em Sedimentos Estuarinos Como	
Resultado da Urbanização	
RESUMO	29
INTRODUÇÃO.....	30
MATERIAIS E MÉTODOS	31
RESULTADOS	33
DISCUSSÃO.....	37
BIBLIOGRAFIA CITADA.....	42
Capítulo 4 - Distribuição de Fósforo na Água e no Sedimento de Rios Urbanizados e Não-	
Urbanizados	
RESUMO	47
INTRODUÇÃO.....	48
MATERIAL E MÉTODOS.....	49
Área de estudo	49
Planejamento amostral e tratamento das amostras	50
Análises dos dados	52
Modelo K_d	52
RESULTADOS	53
DISCUSSÃO.....	61
BIBLIOGRAFIA CITADA.....	66
Capítulo 5 - Predizendo a Variação Espacial da Macrofauna Bêntica em Áreas Urbanizadas e em	
Unidades de Conservação Através das Diferenças Ambientais	
RESUMO	71
INTRODUÇÃO.....	72
MATERIAIS E MÉTODOS	74
Área de estudo e planejamento amostral	74
Procedimento amostral	74
Análise dos dados	76
RESULTADOS	78
DISCUSSÃO.....	90
BIBLIOGRAFIA CITADA.....	96

RESUMO

A comparação entre áreas urbanizadas e não urbanizadas pode ser uma alternativa para o estabelecimento de relações de causa e efeito das mudanças ambientais provocadas pela urbanização em locais onde não há dados históricos. Os impactos da urbanização sobre as águas, os sedimentos e as associações bênticas macrofaunais foram investigados utilizando-se um planejamento amostral hierarquizado, avaliando as variações espaciais dentro de um mesmo rio, dentro de um mesmo grupo de rios e entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados na Baía da Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. As características da água, dos sedimentos e da fauna bêntica foram diferentes entre áreas urbanizadas e não urbanizadas. Na água (nutrientes dissolvidos, material particulado em suspensão e biomassa fitoplanctônica) e nos sedimentos (chumbo, zinco, cobre, fósforo e polifosfato) as concentrações foram mais elevadas e apresentaram maiores variações nos rios urbanizados do que nos rios não urbanizados. Ao contrário, nos rios não urbanizados as concentrações foram similares e muitas vezes inferiores aquelas de áreas consideradas como “locais referência” para estudos de biogeoquímica e de ecotoxicologia. A fauna bêntica respondeu as mudanças ambientais de tal forma que pode ser separada em associação de espécies sensíveis, formada pelos poliquetas *Nephtys fluviatilis* e *Heteromastus similis* e pelo crustáceo *Kalliapseudes schubarti*; e associação de espécies tolerantes, formada pelo poliqueta *Laonereis acuta* e por um oligoqueta Tubificidae não identificado. Os resultados do estudo evidenciaram que em ecossistemas costeiros rasos os compartimentos bêntico e pelágico estão profundamente interligados. Não só as mudanças nas características dos sedimentos, mas também das propriedades da água estiveram diretamente relacionadas com as alterações na fauna.

ABSTRACT

Comparisons between urban and non-urban areas may be one method for the establishment of cause and effect relations in environmental changes provoked by urbanization in locations for which there is no historic data. The impacts of urbanization on water, sediment and the macrofaunal benthic associations were investigated using an hierarchized sample planning. The spatial variations were evaluated within a single estuary, within a single group of estuaries and between groups of urban and non-urban estuaries in the Santa Catarina Island Bay in southern Brazil. The properties of water, sediments and the benthic fauna were distinctly different between urban and non-urban areas. In the water (dissolved nutrients, particulated matter in suspension and phytoplankton biomass) and in the sediments (lead, zinc, and copper, phosphorus and polyphosphate) concentrations were higher and had greater variations in the urban estuaries than in the non-urban estuaries. In contrast, in the non-urban estuaries the concentrations were similar and often lower than those in the areas considered to be "reference locations" for biogeochemistry and ecotoxicology studies. The benthic fauna responded to the environmental changes in such a way that it can be separated in association with sensitive species, including *Nephtys fluviatilis*, *Heteromastus similis* and *Kalliapseudes schubarti* and in association with tolerant species, including the polychaete *Laeonereis acuta* and by a non-identified oligochaete Tubificidae. The study results indicate that in shallow coastal ecosystems the benthic and pelagic compartments are closely linked. Not only the changes in the characteristics of the sediments, but the water properties are also directly related to the changes in the fauna.

Capítulo 1 - Apresentação do Estudo

INTRODUÇÃO

A crescente urbanização em áreas próximas ao mar é a principal causa de alterações no ambiente costeiro e tem incitado diferentes estratégias de ações regionais e globais (Kenchington, 1992; Nollkaemper, 1992). Atualmente, 13 das 18 maiores cidades do globo estão localizadas em regiões costeiras. Estima-se que na primeira década do século XXI metade da população mundial viverá em áreas urbanas. Como os países desenvolvidos já são altamente urbanizados, o crescimento na urbanização está ocorrendo principalmente nos países em desenvolvimento. No Brasil, estima-se que metade da população resida a não mais que 200 km do mar, o que equivalia a mais de 70 milhões de habitantes na década passada e hoje somam mais de 85 milhões de pessoas (IBGE, 1994; IBGE, 1999). Diversos estudos têm evidenciado que as principais causas de contaminação na zona costeira do Brasil estão relacionadas ao processo de urbanização (Diegues, 1987; Tommasi, 1987; Tommasi, 1994; Brasil, 1996; Diegues, 1999; Braga *et al.*, 2000; Leão & Dominguez, 2002). Neste estudo, o termo urbanização é entendido como o fenômeno da concentração cada vez mais densa da população. De acordo com o Dicionário Aurélio (Ferreira, 1999), urbanização também significa “o conjunto de trabalhos necessários para dotar uma área de infra-estrutura (p. ex., água, esgoto, gás, eletricidade) e/ou de serviços urbanos (p. ex., de transporte, de educação, de saúde)”. No entanto, quando se trata dos efeitos ambientais relacionados à urbanização, quase sempre está se referindo aos efeitos da aglomeração humana sem saneamento básico.

O grande desafio atual em cidades costeiras está em como gerenciar o rápido crescimento urbano e a preservação do ambiente costeiro para o desenvolvimento sustentável, como indicado na Agenda 21, Capítulo 17. Enquanto o crescimento das cidades pode trazer oportunidades financeiras, sociais e culturais, pode também produzir crises econômicas e mudanças no comportamento social e cultural tradicionais característicos das populações menos urbanizadas. Os problemas mais comuns

em grandes cidades, particularmente em países em desenvolvimento, incluem uso inadequado do solo, ausência de saneamento básico, falta de água, poluição atmosférica e congestionamento de veículos. Nas cidades costeiras, acrescenta-se, entre outros, problemas com erosão da linha da costa, intrusão de água marinha nos mananciais de água doce, perda e fragmentação de habitats, depleção de recursos pesqueiros como fonte alimentar, problemas com saúde pública relacionada à contaminação de frutos do mar, deterioração do ambiente marinho como área de lazer e turismo, desenvolvimento de algas nocivas, aquecimento global e aumento do nível do mar (Barbière, 1999).

Por ser área de transição entre o continente e o oceano, as baías e estuários são os grandes sorvedouros da poluição aquática, terrestre e atmosférica nas regiões costeiras. A manutenção das propriedades ecológicas destes ambientes aquáticos depende do balanço entre a sua capacidade de diluir as substâncias e a magnitude da entrada dos poluentes no sistema. A avaliação física e química da água para verificar estes processos, entretanto, nos fornece apenas um registro momentâneo da qualidade ambiental, nem sempre em sintonia temporal com os eventos impactantes (Hynes, 1971). Ao contrário, elevadas concentrações de metais pesados, compostos orgânicos e detergentes são seqüestrados pelos sedimentos e podem persistir por longo tempo no ambiente. Neste contexto, os organismos bênticos são particularmente úteis como indicadores de alterações ambientais por uma série de razões. Em primeiro lugar, a sua variada tolerância a fatores físicos, químicos e biológicos faz com que muitas espécies possam indicar, por sua presença ou por seu desaparecimento, eventuais alterações ambientais induzidas por atividades humanas. Organismos bênticos estão ainda diretamente expostos aos impactos ambientais, devido a seus hábitos relativamente sésseis ou sedentários que impedem as reações de evitação ou fuga típicas de outros organismos, como os peixes. Por sua vez, os ciclos de vida relativamente longos tornam estes animais particularmente úteis para a detecção de impactos ambientais, pois registram o acúmulo dos eventos no ambiente e não apenas a situação momentânea.

A crescente poluição causada pela urbanização representa uma ameaça para a saúde humana e dos ecossistemas. Frente a essa perspectiva de degradação ambiental, cabe a pergunta: o que

fazer? O trabalho conjunto de pesquisadores e tomadores de decisão pode desenvolver programas de manejo integrado de sistemas costeiros, promovendo sobretudo o planejamento e manejo participativo do ambiente. O papel do pesquisador neste processo é mapear, estabelecer diretrizes básicas, manejar dados, treinar e formar recursos humanos especializados, quantificar os problemas e suas causas, construir modelos preditivos, avaliar impactos, formular medidas mitigadoras e monitorar o ambiente sistematicamente.

OBJETIVOS

Tendo em vista esta perspectiva, o presente estudo pretende fornecer subsídios ao manejo integrado de áreas costeiras em Santa Catarina, principalmente seu litoral central, no entorno da Baía da Ilha de Santa Catarina. Através da comparação das variações espaciais nas características das águas, dos sedimentos e da fauna bêntica de estuários urbanizados e não urbanizados o trabalho pretende abordar especificamente:

- Estudo comparativo das características da água em áreas urbanas e em unidades de conservação (Capítulo 2);
- Variação espacial na concentração de metais traço em sedimentos estuarinos como resultado da urbanização (Capítulo 3);
- Distribuição de fósforo na água e no sedimento de rios urbanizados e não-urbanizados (capítulo 4);
- Predizendo a variação espacial da macrofauna bêntica em áreas urbanizadas e em unidades de conservação através das diferenças ambientais (Capítulo 5).

ÁREA DE ESTUDO

Vales erodidos voltados para o mar e maciços, morros e colinas envolvidas total ou parcialmente por sedimentação quaternária marinha caracterizam geomorfologicamente a área costeira de Santa Catarina (Cruz, 1998). De norte a sul, a Serra do Mar perde continuidade e a drenagem atlântica se interioriza pelas Serras de Leste, agrupadas na unidade geomorfológica do Tabuleiro-Itajaí. Na região central do litoral a paisagem costeira se estende até a Ilha de Santa Catarina e outras 39 ilhas, ilhotas e lages vizinhas (Caruso, 1990; Cruz, 1998).

Na Ilha de Santa Catarina, no lado voltado para o Atlântico o declive é íngreme, com planícies bastante reduzidas e formando dunas e praias extensas. A textura e a composição mineralógica dos sedimentos são mais maduras, com areias bem selecionadas e índices de arredondamento mais elevados (Martins *et al.*, 1970). Nas praias, predominam areias finas e muito finas (Horn Filho *et al.*, 2000). No lado voltado para oeste o declive é menos acentuado, formando planícies cujas águas drenam para a Baía da Ilha de Santa Catarina. Os sedimentos apresentam menores índices de arredondamento e textura sacaróide, com fragmentos rochosos e minerais instáveis (Martins *et al.*, 1970). As planícies arenosas estão diretamente ladeadas por costões rochosos e sob influência de rios com nascentes em morros próximos (Cruz, 1998).

Os manguezais colonizam a porção estuarina da baía e dos rios locais e são compostos predominantemente pelas espécies *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. Os manguezais estão no seu limite sul de distribuição geográfica na costa Atlântica da América do Sul e ocorrem juntamente com bancos monoespecíficos da gramínea *Spartina alterniflora*. As duas maiores áreas de manguezal e marisma locais compõem as unidades de conservação Estação Ecológica de Carijós, cujos principais sorvedouros são os rios Ratonés e Veríssimo, e a Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé, que é formada pelo rio Tavares (Fig. 1). Bosques de manguezal e marismas aparecem também nas desembocaduras dos rios Itacorubi, Saco Grande e da Tapera.

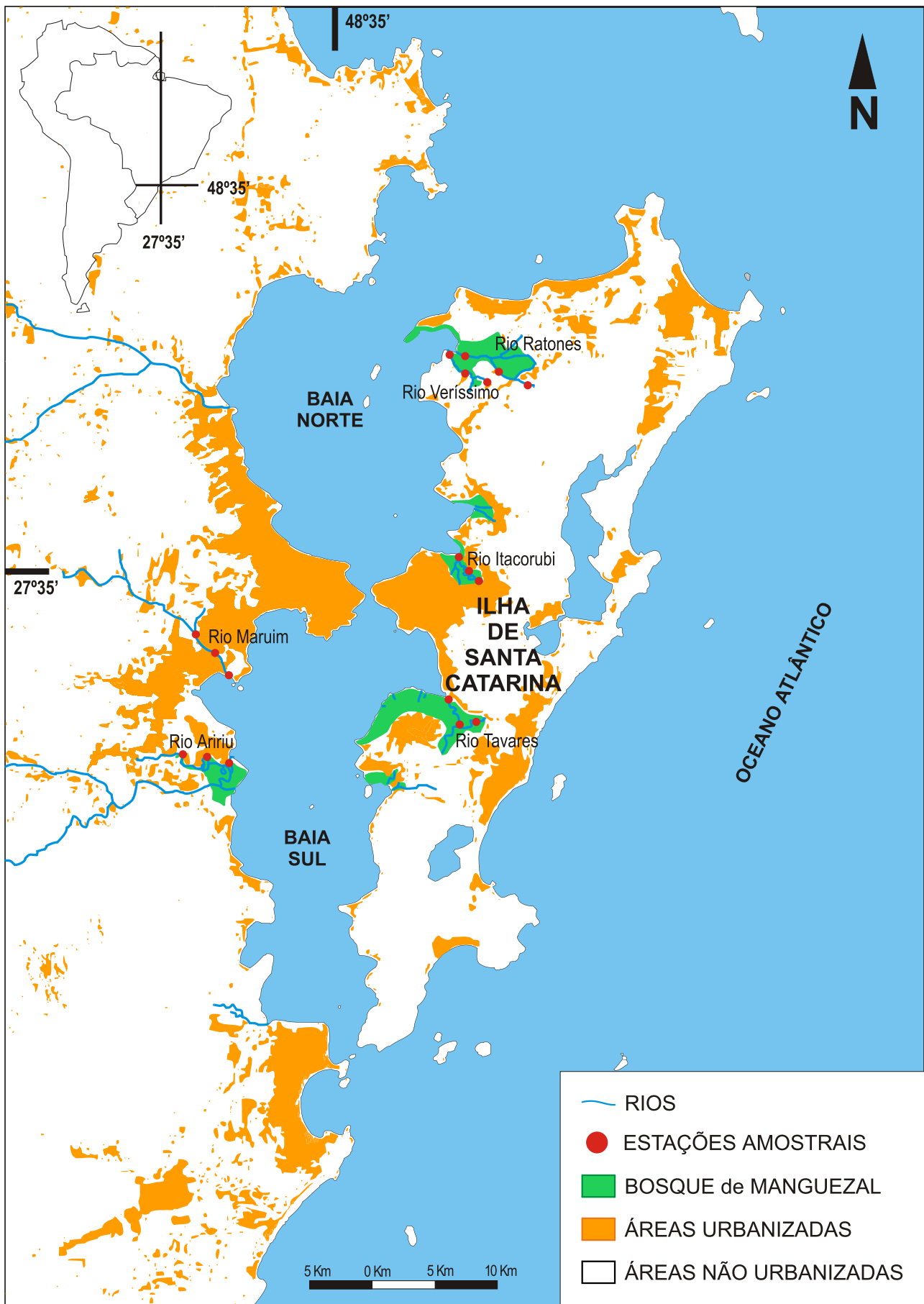


Figura 1. Mapa indicando os rios e pontos de amostragem na Baía da Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil. Produzido através de imagem de satélite Landsat, ano 2000. Fonte: Embrapa.

No continente próximo, a vegetação marginal da maioria dos rios foi quase completamente removida e substituída por muros e residências que liberam seus efluentes diretamente no corpo d'água. Na região sob influência das marés restam exíguas faixas de marisma e plântulas de árvores de mangue. Os bosques de manguezal mais expressivos estão localizados junto ao limite do Parque Estadual Serra do Tabuleiro, no delta formado na foz dos rios Cubatão Sul e Aririú. Estes dois rios são a barreira natural da crescente urbanização em direção ao sul da baía. O pequeno parque industrial dos municípios de São José e Palhoça é atravessado pelo rio Maruim.

Informações sobre o corpo aquático da Baía da Ilha de Santa Catarina são escassos e pontuais. O regime de marés na Baía da Ilha de Santa Catarina é do tipo micromarés, com 0,83 m de amplitude média para as marés de sizígia e 0,15 m para as marés de quadratura (Cruz, 1998). Os ventos predominantes são os de N-NE seguidos pelos de maior intensidade, de S-SE, formadores das ondas de deriva que agitam as águas no interior da baía. Durante a subida da maré, as águas que entram pela barra sul e pelo canal norte da baía se encontram próximo a Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé e não na região do estreito (Martins *et al.*, 1997).

O PROBLEMA

A crescente urbanização na região de drenagem para a Baía da Ilha de Santa Catarina tem causado evidentes mudanças na qualidade dos habitats marinhos para plantas e animais. Exceto pelos dados de desmatamento (Caruso, 1990), a dimensão e os impactos destas modificações não foram quantificados até o momento. O ambiente estuarino sub-aquoso tem sido intensamente alterado pela remoção da vegetação, a linha da praia tem sido substituída por superfícies sólidas e impermeáveis, alterando os padrões naturais de fluxo das águas. Na água, atividades de dragagem e disposição de sedimentos, além de atividades de pesca e cultivo de espécies exóticas, têm alterado a dinâmica dos sedimentos locais.

A urbanização reconhecidamente causa declínio crônico na qualidade das águas como resultado direto da descarga de efluentes industriais e municipais, e indireto pela deposição aérea de contaminantes (Mota, 1999). Dados sobre poluição na Baía da Ilha de Santa Catarina são escassos,

não publicados ou restritos a relatórios internos de órgãos governamentais. Entretanto, informações sobre crescimento populacional, atividades agrícolas prevalentes e tipos de indústrias estabelecidas podem ser utilizadas como um indicativo da poluição latente na região. Estes mesmos dados podem servir de guia para a definição das variáveis físicas e químicas relevantes para avaliar a condição ambiental da região.

A população que habita a bacia de drenagem da Baía da Ilha de Santa Catarina abrange 9 municípios conurbados cujo crescimento populacional passou de 387.119 habitantes, em 1980, para 616.134 em 1999, apresentando a maior densidade demográfica do Estado (IBGE, 1983; 1999). Os principais agentes impactantes da urbanização, segundo o poder público local, são o esgoto doméstico que é despejado *in natura*, inclusive por um emissário submarino, os resíduos hospitalares, os agrotóxicos, os efluentes industriais e a erosão dos solos (Santa Catarina, 1996 e 1997). Como reflexo destes impactos podemos tomar o estudo da balneabilidade das praias locais. Durante todo o ano as praias da região central da Baía da Ilha de Santa Catarina, monitoradas pela Fundação do Meio Ambiente (FATMA - <http://www.fatma.sc.gov.br/>), são classificadas como impróprias para banho.

O trabalho agrícola na região é predominantemente familiar, exercido em propriedades com tamanho inferior a 50 ha e está baseado na cultura de hortifrutigranjeiros, principalmente tomate (Santa Catarina, 2001). O cultivo do tomate despende até cinco aplicações semanais de defensivos agrícolas. Estima-se o uso de 188 kg/ano de agrotóxicos por propriedade rural, em sua maioria pertencente aos grupos químicos dos carbamatos e organofosforados (Oliveira, 1997; Leão, 1998). Uma vez dispostos no ambiente, os carbamatos e organofosforados são rapidamente hidrolisados resultando em compostos nitrogenados e fosfatados (Laws, 1993). Dependendo das concentrações, eventualmente estes compostos podem ser considerados como tóxicos. Tendo como base o ciclo vegetativo da cultura do tomateiro, os períodos críticos de aplicação de agrotóxicos e os períodos de maior pluviometria, pode-se estimar que há maior potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas durante os meses do verão (UFSC, 1997).

No início da década passada havia cerca de 1915 indústrias implantadas na região, sendo 78 % microindústrias (RAIS, 1993). Hoje são mais de 5743, abrangendo desde construção civil, extração mineral, madeira, borracha, fumo, couros, peles, produtos alimentícios, papel, materiais elétricos, químicos, têxteis, calçados, transporte, mecânica e metalurgia (RAIS, 1999). Indústrias de médio e grande porte cresceram 246 % durante a última década. Os setores que mais cresceram foram os de indústrias químicas (de produtos farmacêuticos, veterinários, perfumaria e sabão), de materiais de transporte e de mecânicas.

MÉTODOS E PROCEDIMENTOS GERAIS

O impacto da urbanização costeira sobre as propriedades da água, dos sedimentos e das associações bênticas foi investigado através do uso de um planejamento amostral hierarquizado (Underwood, 1997), que incorporou diferentes escalas espaciais e contrastou respostas em locais sujeitos aos impactos e em locais controles, não afetados (Fig. 2).

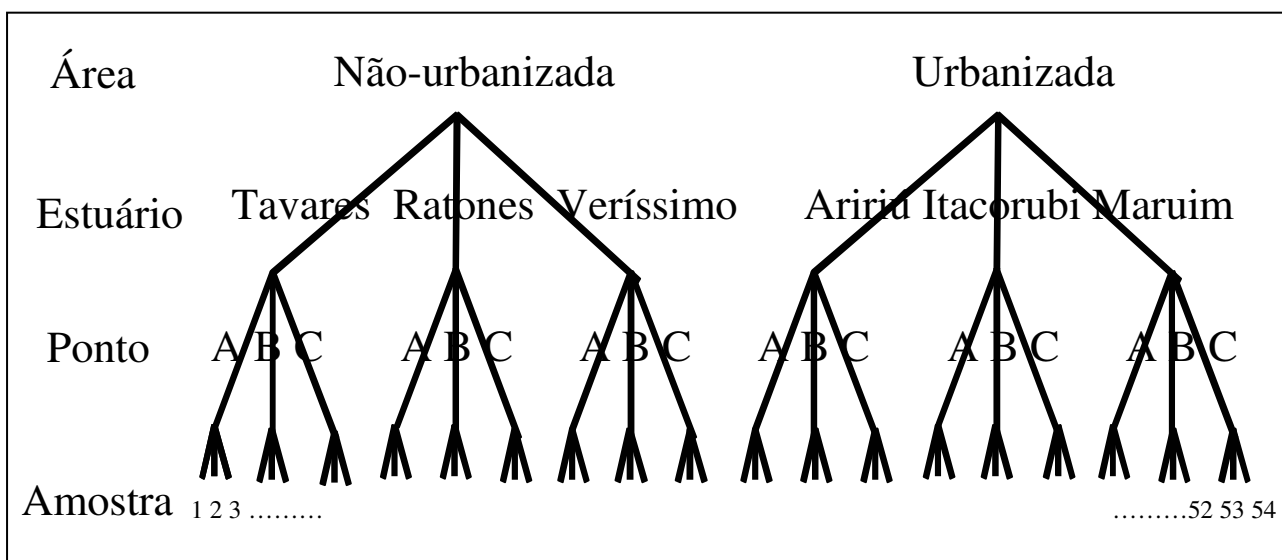


Figura 2. Fluxograma do planejamento amostral hierárquico.

O estudo investigou mudanças: (i-) REGIONAIS, contrastando áreas urbanizadas x áreas não urbanizadas. No presente estudo, áreas urbanizadas foram escolhidas como locais sujeitos ao impacto (áreas urbanizadas: rios Aririú, Itacorubi e Maruim) e áreas semelhantes localizadas no

interior de unidades de conservação foram consideradas como controles (áreas não urbanizadas: rios Ratoles, Tavares e Veríssimo); (ii-) LOCAIS, contrastando rios dentro de uma mesma área (urbanizada ou não urbanizada); e (iii-) PONTUAIS, contrastando pontos dentro de um mesmo rio. Em cada rio foram estabelecidos três pontos amostrais: próximo à desembocadura, na área limite de influência das marés e na região intermediária entre estas duas situações.

Durante a maré vazante, nos três pontos da planície litorânea sob influência das marés, em cada um dos 6 estuários, foram tomadas amostras em triplicata para todas as análises realizadas na água e nos sedimentos (Fig. 3).

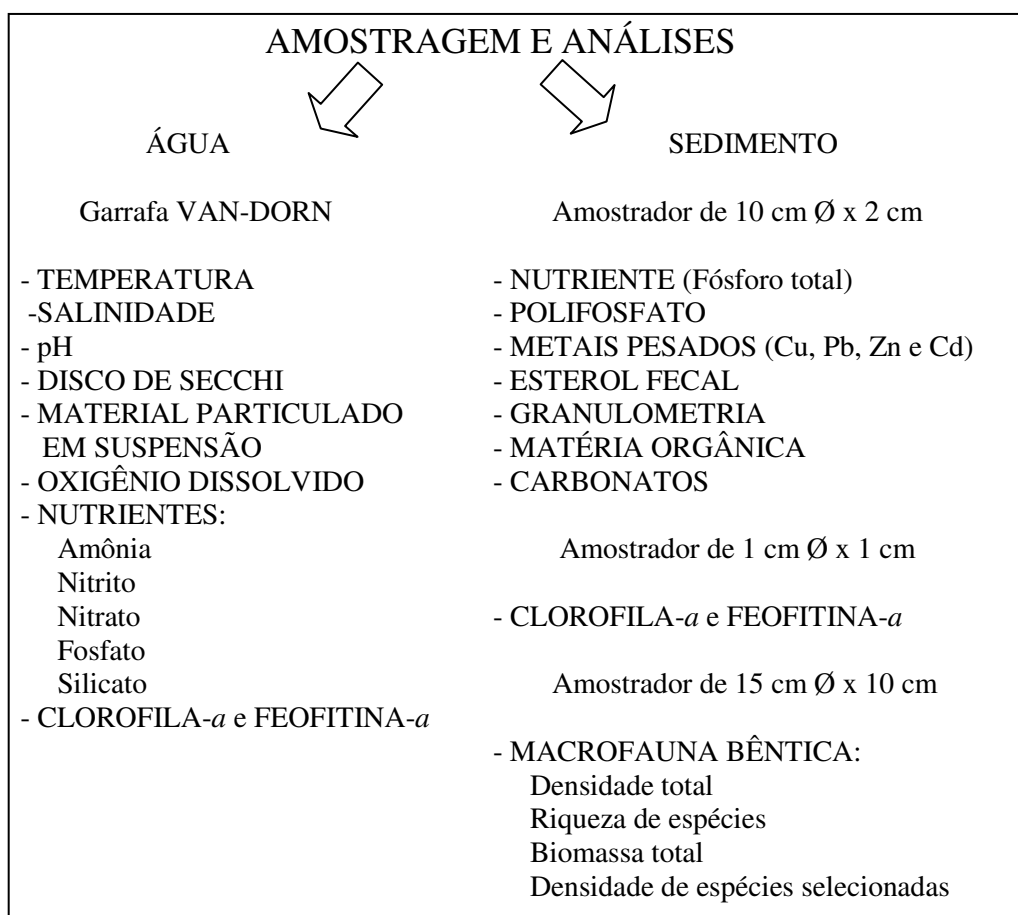


Figura 3. Fluxograma de amostragem e análises da água e dos sedimentos.

As coletas dos sedimentos para as análises discriminadas na Tabela 1 foram tomadas com testemunhos de 11 cm de diâmetro por 2 cm de altura, exceto para o microfítobentos, que foi de 1 cm de diâmetro e 1 cm de altura. Para análise da macrofauna bêmica, cada amostra foi composta por 4 sub-amostras de 15 cm de diâmetro e 10 cm de altura. As amostras foram triadas em peneira

de 0,5 mm, a fauna retida foi conservada em formol a 5 %, identificada e contada sob microscopia. Posteriormente, as amostras foram secas até peso constante, pesadas (0,00001 g), incineradas (550 °C por 1 h) e a biomassa expressa em peso seco livre de cinzas.

Tabela 1. Variáveis físicas, químicas e biológicas do sedimento e seus métodos de análise.

Variável	Método de Análise
Granulometria	Pipetagem e peneiramento (Carver, 1970)
Matéria orgânica	Ignição (Carver, 1970)
Carbonatos	Acidificação (Carver, 1970)
Biomassa microfitobêntica	Espectrofotometria (Plante-Cuny, 1978)
Metais pesados	Espectrometria de massa (Sammut, 1991)
Fósforo total	Espectrofotometria (Strickland & Parsons, 1972)
Polifosfato	Espectrofotometria (Strickland & Parsons, 1972)

Adicionalmente, foram medidas a temperatura, a salinidade e a transparência da água (disco de Secchi), bem como tomadas amostras de água próximo ao fundo com garrafa do tipo Van Dorn para análises químicas (pH, oxigênio dissolvido, nutrientes dissolvidos) e biológicas (biomassa fitoplanctônica e material particulado em suspensão) discriminadas na Tabela 2.

Tabela 2. Variáveis físicas, químicas e biológicas da água e seus métodos de análise.

Variável	Método de Análise
Temperatura	Termômetro químico padrão
Salinidade	Unidade de salinidade prática, condutividade
Transparência	Disco de Secchi
pH	pHmetro
Oxigênio dissolvido	Método Winkler (Strickland & Parson, 1972)
Nutrientes inorgânicos dissolvidos	Espectrofotometria (Grasshoff <i>et al.</i> , 1983)
Biomassa fitoplanctônica	Espectrofotometria (Strickland & Parson, 1972)
Material particulado em suspensão	Gravimetria (Strickland & Parson, 1972)

Os capítulos a seguir estão na forma de artigos completos, onde serão apresentados com maior detalhamento os métodos e procedimentos de amostragem, bem como os resultados de acordo com os objetivos específicos do presente estudo.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Barbière, J. 1999. Challenges of growing urbanization of coastal areas. *EEZ Technology*, 51-53.
- Braga, E. S., Bonetti, C. V. D H.; Burone, L. & Bonetti Filho, J. 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 40(2):165-173.
- Brasil. 1996. *Macrodiagnóstico da Zona Costeira do Brasil na Escala da União (1:1.000.000)*. MMA, Brasília, Brasil.
- Carreira, R.; Wagener, A. L. E.; Fileman, T. & Readman, J. W. 2001. Distribuição de coprostanol (5 α (H)-COLESTAN-3 β -OL) em sedimentos superficiais da Baía de Guanabara: indicador da poluição recente por esgotos domésticos. *Química Nova*, 24 (1):37-42.
- Caruso, M. M. L., 1990. *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Editora da UFSC, Florianópolis. 158 p.
- Carver, R. E. 1970. *Procedures in sedimentary petrology*. John Wiley & Sons, NY.
- Cruz, 1998. *A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo: um estudo de geomorfologia costeira*. Editora da UFSC, Florianópolis. 280p.
- Diegues, A. C. 1987. Conservação e desenvolvimento sustentado dos ecossistemas litorâneos no Brasil. *Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste do Brasil*. Vol III: 196-243.
- Diegues, A. C. 1999. Human populations and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 42:187-210.
- Ferreira, A.B.H. 1999. *Novo dicionário Aurélio - Século XXI*. Editora Nova Fronteira.
- Grasshoff, K; Ehrhardt, M. & Kremling, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2ed. Verlag Chemie, Weinheim. 419p.
- Horn Filho, N. O.; Leal, P. C. & Oliveira, J. S. 2000. Ilha de Santa Catarina, SC - Brasil: 88 km de praia arenosa. *Anais do Simpósio Brasileiro sobre Praias Arenosas*. Editora da UNIVALI, Itajaí. p164-165.

- Hynes, H. B. N. 1971. *The biology of polluted waters*. University of Toronto Press, 202p.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1983. *Censo demográfico 1980 - Santa Catarina*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1994. *Censo demográfico 1991 - Santa Catarina*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1999. *Censo demográfico* (<http://www.ibge.gov.br>).
- Kenchington, R. A. 1992. Decision making for marine environments. *Marine Pollution Bulletin*, 24(2):69-76.
- Laws, E. A. 1993. *Aquatic pollution: an introductory text*. John Wiley & Sons, Inc, NY.
- Leão, A. M. N. & Dominguez, J. M. L. 2000. Tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 41, 112-122.
- Leão, J. C. 1998. *Estudo do movimento do Carbofuran no perfil de um solo agrícola*. Dissertação de mestrado. Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFSC.
- Martins, L. R. S.; Gamermann, N.; Scheibe, L. F. & Teixeira, V. H. 1970. Sedimentologia da Ilha de Santa Catarina. 1 - Areias praias. Publicação Especial, Escola de Geologia - UFRS, Porto Alegre, nº 18: 1-55.
- Martins, R. P.; Mello Filho, E. & Franco, D. 1997. Circulação hidrodinâmica e dispersão de poluentes na Baía de Florianópolis. Relatório integrante do projeto PADCT/CIAMB “Tecnologias ambientais para o desenvolvimento sustentável da Bacia do Cubatão - SC”. Laboratório de Hidrologia Aplicada e Hidráulica Marítima - UFSC. 54p.
- Mota, S. 1999. *Urbanização e meio ambiente*. ABES, 352p.
- Nollkaemper, A. 1992. Marine pollution from land-based sources: towards a global approach. *Marine Pollution Bulletin*, 24(1):8-12.
- Oliveira, F. B. 1997. *Manejo de produtos residuários do uso de agrotóxicos na Bacia Hidrográfica do Cubatão do Sul*. Dissertação de mestrado. Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFSC.

- Plante-Cuny, M. R. 1978. Pigments photosynthétiques et production primaire des fonds meubles néritiques d'une région tropicale (Nosy-Bé, Madagascar). Trav. Doc. ORSTOM, 96: 1-359.
- RAIS, 1993. *Relatório anual de informação social*. Ministério do Trabalho e do Emprego, Brasília.
- RAIS, 1999. *Relatório anual de informação social*. Ministério do Trabalho e do Emprego, Brasília.
- Sammut, M. 1991. Aspects of analytical chemistry in marine toxicity testing. In: Abel, P.D. & Axiak, V. eds. *Ecotoxicology and marine environment*. NY, p.19-38.
- Santa Catarina. 1996. *Plano Básico de desenvolvimento ecológico-econômico*. Associação dos municípios da grande Florianópolis - GRANFPOLIS, 362p.
- Santa Catarina. 1997. *Bacias Hidrográficas de Santa Catarina: Diagnóstico Geral*. Governo de Estado de Santa Catarina - SDM. Florianópolis. 163p.
- Santa Catarina. 2001. *Síntese anual da agricultura de Santa Catarina - 1999/2000*. V1. Governo de Estado de Santa Catarina - ICEPA. Florianópolis. 170p.
- Strickland, J. D. H & Parson, T. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. 2 (Bulletin, 122) Ottawa, Fisheries Research, Board of Can. 172p.
- Tommasi, L. R. 1987. Poluição marinha no Brasil: síntese do conhecimento. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, 5:1-30.
- Tommasi, L. R. 1994. *Poluição. Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil*. PETROBRAS. 162pp.
- Underwood, A. J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, UK.
- UFSC, 1997. *Projeto Tecnologias Ambientais para o Desenvolvimento Sustentável da Bacia do Rio Cubatão Sul - PADCT/CIAMB*. CD-ROM.

Capítulo 2 - Estudo Comparativo das Características da Água em Áreas Urbanas e em Unidades de Conservação

RESUMO

A criação de unidades de conservação em áreas de manguezal tem permitido controlar, ao menos localmente, a crescente urbanização em regiões costeiras. A variação espacial das características da água de rios da Baía da Ilha de Santa Catarina, costa sul do Brasil foi avaliada para verificar os efeitos da urbanização. Um planejamento hierarquizado, com amostragens em várias escalas espaciais e áreas controle da urbanização foi aplicado neste estudo. Como áreas controle foram escolhidos três rios que compõem a Estação Ecológica de Carijós e a Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé. Estas áreas são os dois maiores remanescentes de bosques de manguezal no limite sul de distribuição geográfica na costa atlântica da América do Sul. Como áreas sob pressão antrópica foram escolhidos três rios com características ambientais semelhantes aos controles, com o diferencial de estarem localizadas em áreas de intensa urbanização. Os nutrientes dissolvidos, a matéria particulada em suspensão e a biomassa fitoplanctônica apresentaram concentrações de três a seis vezes maiores em áreas urbanizadas do que em áreas não urbanizadas. As concentrações médias de amônia, nitrito, nitrato, fosfato e silicato em rios não urbanizados foram de $13 \pm 3,4 \mu\text{M}$, $0,5 \pm 0,2 \mu\text{M}$, $6,2 \pm 7,5 \mu\text{M}$, $0,67 \pm 0,29 \mu\text{M}$ e $39,8 \pm 19,9 \mu\text{M}$; e em rios urbanizados foram de $72,5 \pm 39 \mu\text{M}$, $3,2 \pm 1,8 \mu\text{M}$, $14 \pm 13,4 \mu\text{M}$, $3,32 \pm 3,43 \mu\text{M}$ e $31,5 \pm 21,3 \mu\text{M}$, respectivamente. Nos rios urbanizados, a concentração de NID foi *c.* três vezes maior, enquanto o NOD e o POD foram menores e apresentaram as maiores variações quando comparadas aquelas dos rios não urbanizados. A clorofila-*a* e a feofitina-*a* foram maiores na área urbanizada ($31,1$ e $46,4 \mu\text{g.L}^{-1}$) do que na não urbanizada ($15,8$ e $26,2 \mu\text{g.L}^{-1}$), porém a razão Clor-*a*:Feo-*a* foi o dobro na área não urbanizada. Recomenda-se a manutenção das atuais áreas de manguezal e um melhor controle dos efluentes domésticos e das atividades no entorno das unidades de conservação como medidas necessárias para manter a qualidade das águas locais.

INTRODUÇÃO

Estima-se que na primeira década do século XXI metade da população mundial estará vivendo em áreas urbanas. Como os países desenvolvidos já são altamente urbanizados, o crescimento da urbanização está ocorrendo principalmente nos países em desenvolvimento (Barbiéri, 1999). No Brasil, houve um aumento recente no número de registros mostrando que as principais causas de contaminação ao longo dos quase 7500 km da região costeira estão relacionadas aos efeitos diretos e indiretos da urbanização (Diegues, 1999; Braga *et al.*, 2000; Leão & Dominguez, 2002).

A crescente urbanização em cidades costeiras causa evidentes mudanças na qualidade dos habitats marinhos para plantas e animais. Os aumentos das concentrações de nutrientes inorgânicos e da matéria orgânica dissolvida acima dos níveis naturais são as formas mais graves e comuns de perturbação ambiental afetando os sistemas marinhos costeiros (GESAMP, 2001). A eutrofização, em particular, é reconhecida como um dos processos capaz de levar ao colapso sistemas costeiros inteiros. Os sintomas incluem aumento da turbidez, crescimento excessivo do plâncton, diminuição das concentrações de oxigênio dissolvido e mortandade massiva de organismos bênticos. Estes eventos costumam ocorrer tipicamente em locais de áreas rasas, onde os sedimentos são finos e os corpos d'água estratificados, tais como os estuários (Gray *et al.*, 2002; de Jonge *et al.*, 2002).

Os sistemas estuarinos possuem papel fundamental na ciclagem biogeoquímica por serem os retentores da matéria orgânica e dos nutrientes inorgânicos dissolvidos advindos diretamente do ambiente terrestre ou via descargas fluviais. A manutenção das propriedades ecológicas em cada estuário depende do balanço entre a sua capacidade de diluir as substâncias e a magnitude da entrada dos poluentes no sistema.

O desafio atual em cidades costeiras é o gerenciamento do rápido crescimento urbano e a preservação do ambiente permitindo o desenvolvimento sustentável. Diversas estratégias de ações regionais e globais têm sido sugeridas e estimuladas para reduzir estes impactos. Neste contexto, a criação de unidades de conservação tem sido invocada para salvaguardar a diversidade genética e a

variabilidade biológica dos ecossistemas. Entretanto, apesar da grande importância das unidades de conservação, especialmente para “unidade aquáticas”, muitas questões sobre sua implementação permanecem sem resposta, tais como a necessidade de uma área mínima, conflitos culturais, sociais e políticos. Portanto, são as unidades de conservação capazes de sustentar a diversidade biológica e os processos ecológicos essenciais dos ambientes aquáticos? A qualidade ambiental é garantida pela sua implementação ou depende, em grande parte, das atividades antrópicas nas áreas adjacentes?

Como parte de um amplo estudo para avaliar o efeito da crescente urbanização em áreas costeiras, aqui foi investigado as características da água de rios urbanizados e não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina, costa sul do Brasil. Foi utilizado um planejamento amostral hierarquizado, com várias escalas espaciais e locais controles da urbanização. A variação espacial das propriedades físicas, químicas e biológicas do sistema foi avaliada pela comparação das variações pontuais (dentro de um mesmo rio), locais (entre um mesmo grupo de rios) e regionais (entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados). Onde áreas controles, potencialmente livres de poluição, estiveram localizadas no interior de unidades de conservação e locais potencialmente poluídos, em áreas semelhantes adjacentes a áreas urbanas.

MATERIAIS E MÉTODOS

A hidrodinâmica da Baía da Ilha de Santa Catarina é regida pela força das micromarés, com 0,83 m de amplitude média para as marés de sizígia e 0,15 m para as marés de quadratura (Cruz, 1998). Os ventos predominantes são os de quadrante N-NE seguidos pelos de maior intensidade, de S-SE, formadores das ondas de deriva que agitam as águas no interior da baía. Ao longo dos cerca de 80 km de costa existem diversos estuários que drenam para a baía (Cap.1 - Fig. 1). Estes estuários são originalmente colonizados por bosques de manguezal e marismas. Os manguezais estão no seu limite sul de distribuição geográfica e são compostos predominantemente por *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. As marismas são formadas por extensos bancos monoespecíficos de *Spartina alterniflora*. As duas maiores áreas de manguezal

e marisma locais compõem as unidades de conservação Estação Ecológica de Carijós, cujos principais sorvedouros são os rios Ratonés e Veríssimo, e Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé, que é formada pelo rio Tavares. Estas áreas foram consideradas como potencialmente não poluídas e serviram como áreas controle da urbanização.

Embora não quantificados, os principais agentes impactantes resultantes da urbanização, segundo o poder público local, são os esgotos domésticos, os resíduos hospitalares, os agrotóxicos, os efluentes industriais e a erosão dos solos (Santa Catarina, 1997). Mais de 600.000 pessoas habitam a bacia de drenagem da Baía da Ilha de Santa Catarina e este número costuma triplicar com a chegada de turistas durante os meses de verão. A agricultura na região está baseado na cultura de hortifrutigranjeiros, principalmente tomate, que utiliza *c.* 188 kg/ano de agrotóxicos por propriedade rural, em sua maioria pertencente aos grupos químicos dos carbamatos e organofosforados. Os rios Itacorubi, Aririú e Maruim estão em meio a urbanização e foram escolhidos como locais potencialmente poluídos quando considerada a qualidade das águas (Cap.1 - Fig. 1).

A análise hierárquica foi utilizada para avaliar a dinâmica espacial das propriedades físicas, químicas e biológicas da água, comparando variações espaciais pontuais (dentro de um mesmo rio), locais (entre um mesmo grupo de rios) e regionais (entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados). Foram selecionados dois grupos de rios: aqueles localizados em meio à área urbanizada e aqueles em meio a unidades de conservação. Em cada rio foram estabelecidos três pontos amostrais: próximo a desembocadura, na área limite de influência das marés e na região intermediária entre estas duas situações.

Durante uma semana do mês de abril de 2002 a água próxima ao fundo foi amostrada utilizando-se de uma garrafa de Van-Dorn. A temperatura e o pH foram medidos *in situ* através de pHmetro portátil Hach (mod. 50205, precisão 0,01). As amostras para análise de oxigênio dissolvido foram coletadas e processadas de acordo com o método Winkler (Grasshoff *et al.* 1983). Em laboratório, a salinidade foi medida pelo método da condutividade (TDS Hach mod. 44600). As amostras foram filtradas para estimativa do material em suspensão e da clorofila-*a* e feofitina-*a*

(filtro GF-52C Schleicher & Schuell). Os filtrados foram utilizados para a análise dos nutrientes inorgânicos dissolvidos. Amônia, fosfato e silicato foram determinados pelo método colorimétrico segundo Grasshoff *et al.* (1983). Nitrito e nitrato foram analisados utilizando-se um sistema autoanalyzer II® - Bran-Luebbe, de acordo com Tréguer & Le Corre (1976). O fósforo e o nitrogênio orgânico dissolvido (POD e NOD) foram determinados de acordo com Armstrong *et al.* (1966), com adaptações de Saraiva (2003). O nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foi calculado pela soma das concentrações de nitrato, nitrito e amônia. As concentrações de clorofila-*a* e de feofitina-*a* foram determinadas por espectrofotometria, segundo Strickland & Parsons (1972).

Para descrever o padrão de distribuição multidimensional dos dados foi utilizada a análise de proximidade (*multidimensional scaling ordination*, n-MDS), tendo como descritores índices de distância euclidiana dos dados da água. As diferenças na estrutura multidimensional entre áreas urbanizadas e não urbanizadas foram avaliada através da análise de similaridade (ANOSIM), um teste de permutação (Clarke & Warwick, 1994).

RESULTADOS

O sumário das variáveis físicas, químicas e biológicas da água de fundo dos rios urbanizados e não urbanizados é mostrado na Tabela 1. O pH e a temperatura foram, em média, muito semelhantes entre pontos e rios. A Salinidade apresentou maiores variações e maiores valores nos rios urbanizados do que nos não urbanizados, variando de 0,1 a 35,6 e de 1 a 20,6, respectivamente. Embora com valores médios semelhantes entre as áreas, o oxigênio dissolvido apresentou os valores mais extremos nos rios urbanizados, variando de 0,00 a 5,2 ml.L⁻¹, enquanto nos não urbanizados a variação foi de 1,02 a 3,20 ml.L⁻¹.

As concentrações de silicato foram elevadas tanto nas áreas urbanizadas (2,6 a 82,7 μM), quanto nas não urbanizadas (7,4 a 73,8 μM), sendo que nestas, as maiores concentrações foram verificadas nos rios Veríssimo e Ratonés (Fig. 2). Os teores de PID foram 5 vezes maiores nos rios urbanizados (0,39 a 12,45 μM) do que nos não urbanizados (0,22 a 1,20 μM). O POD, ao contrário,

apresentou maior concentração médias nas áreas não urbanizadas (4,4 a 5,6 μM), do que nas urbanizadas (0,0 a 5,9 μM). A porcentagem de POD em relação ao fósforo dissolvido total (PDT) variou entre 80 e 96 % nos rios não urbanizados e de 0 a 93 % nos urbanizados.

Tabela 1: Sumário das variáveis físicas, químicas e biológicas da água de fundo de rios urbanizados e não urbanizados na Baía da Ilha de Santa Catarina. O_2 em mL.L^{-1} , nutrientes em μM , material particulado em suspensão (MPS) em mg.L^{-1} , clor-*a* e feo-*a* em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Variáveis	Rios Urbanizados ($n = 27$)		Rios não urbanizados ($n = 27$)	
	Média (\pm dp)	Variação	Média (\pm dp)	Variação
Salinidade	13,8 (13,5)	0,1-35,6	6,4 (6,2)	1,0-20,6
pH	7,0 (0,4)	6,5-7,7	7,0 (0,2)	6,7-7,3
T °C	24,1 (0,9)	22,8-26,0	24,8 (1,2)	23,3-26,7
O_2	2,28 (1,76)	0,00-5,21	2,20 (0,79)	1,02-3,20
Si(OH)_4	31,5 (21,3)	2,6-82,7	39,8 (19,9)	7,4-73,8
PO_4	3,32 (3,43)	0,39-12,45	0,67 (0,29)	0,22-1,20
POD	4,5 (1,6)	0,0-5,9	5,1 (0,2)	4,4-5,6
% POD:PDT	64 (27)	0-93	88 (5)	80-96
NH_4	72,5 (39,0)	17,0-161,3	13,0 (3,4)	8,5-23,0
NO_3	14,0 (13,4)	1,3-48,8	6,2 (7,5)	0,5-27,2
NO_2	3,2 (1,8)	0,8-7,3	0,5 (0,4)	0,1-1,8
NOD	75,8 (58,8)	12,7-214,0	24,1 (9,4)	1,7-46,3
% NOD:NTD	44 (21)	9,9-77	55 (14)	6,8-73,9
% NID:NTD	89 (45)	19-180	19 (9,8)	10-43
% NH_4 :NID	82 (11)	58-94	74 (18)	36-94
% NO_3 :NID	14 (11)	2,3-37	23 (19)	4,5-63
N:P	66 (82)	8-336	30 (9)	15-52
MPS	26,8 (7,9)	13,4-46,8	31,4 (20,8)	5,7-62,8
Clor- <i>a</i>	31,1 (38,3)	0,0-122,8	15,8 (19,4)	0,0-69,4
Feo- <i>a</i>	46,4 (48,5)	0,0-176,2	26,2 (31,9)	0,0-108,9
Clor- <i>a</i> :Feo- <i>a</i>	2,5 (4,0)	0,1-14,2	4,9 (7,3)	0,1-20,0

Amônia, nitrito e nitrato apresentaram concentrações de 5, 2 e 6 vezes maiores, respectivamente, nos rios urbanizados do que nos não urbanizados (Tab. 1 e Fig. 2). Os teores de NOD apresentaram concentrações 3 vezes maiores nos rios urbanizados ($75,8 \pm 58,8 \mu\text{M}$), do que nos não urbanizados ($24,1 \pm 9,4 \mu\text{M}$). Amônia foi o principal constituinte do NID, variando de 58 a 94 % nas áreas urbanizadas e de 36 a 94 % nas não urbanizadas. O NOD representou 45 % do nitrogênio total dissolvido (NTD) nas áreas urbanizadas e 55 % nas não urbanizadas. Entretanto, a razão N:P variou de 8 a 336, com média de 66 ± 82 nos rios urbanizados, e de 15 a 52 e média de 30 ± 9 nas áreas não urbanizadas.

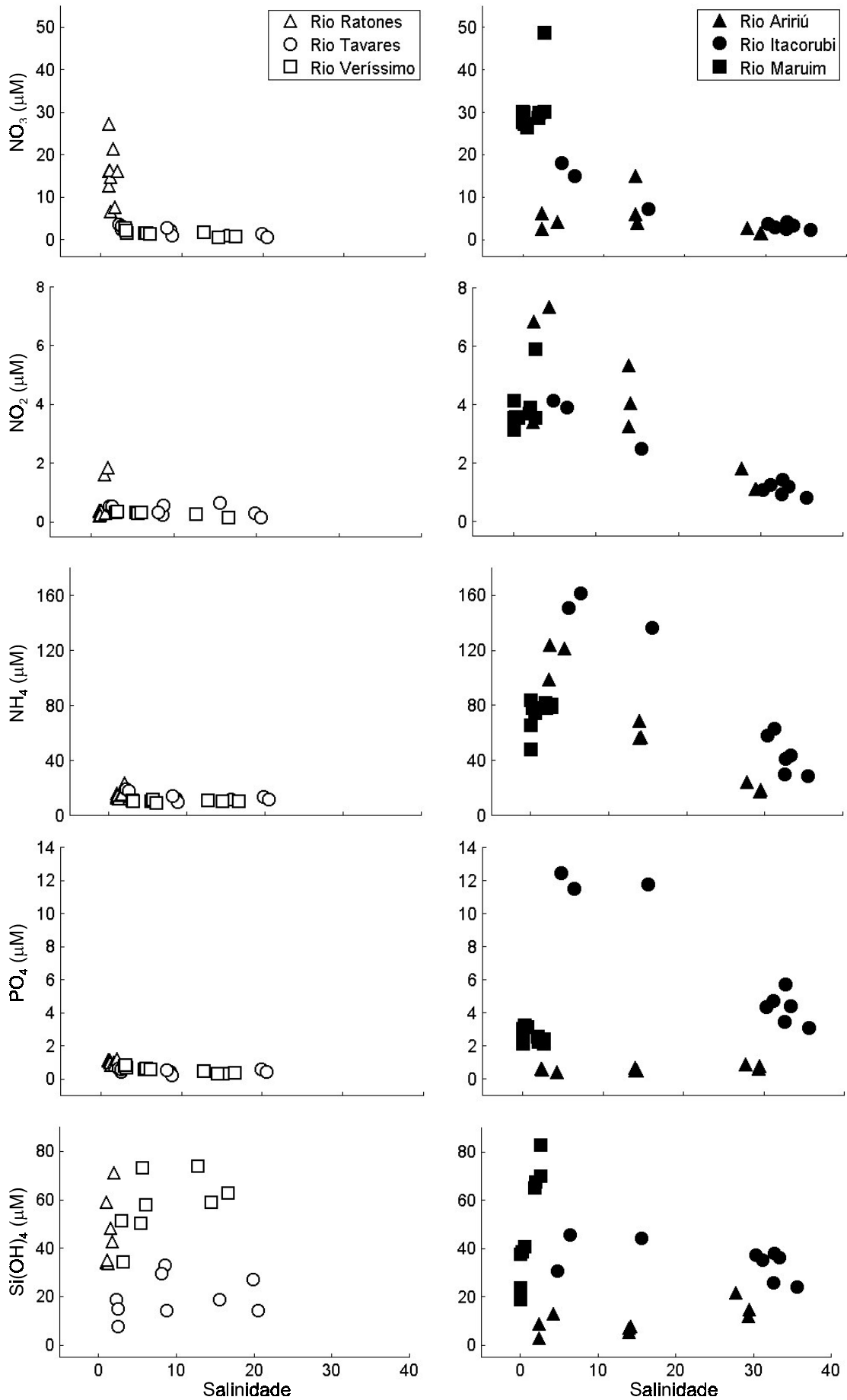


Figura 2. Concentração de nutrientes dissolvidos versus salinidade na água de rios não urbanizados (símbolos vazados) e urbanizados (símbolos cheios) da Baía da Ilha de Santa Catarina.

As concentrações de clorofila-*a* e a feofitina-*a* foram maiores nas áreas urbanizadas, variando de 0 a 122,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e de 0 a 176,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, do que nas não urbanizadas, com valores entre 31,1 e 46,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e entre 15,8 e 26,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A razão Clorofila-*a*:Feofitina-*a* variou de 0,1 a 14,2 nas áreas urbanas e de 0,1 a 20 nas áreas não urbanas. Ao contrário, os teores de material em suspensão variaram mais e foram mais elevados nos rios não urbanizados, com concentrações entre 5,7 a 62,8 mg.L^{-1} , enquanto nas áreas urbanas variaram de 13,4 a 46,8 mg.L^{-1} .

As tendências de variação na estrutura multidimensional das variáveis físicas, químicas e biológicas das águas de fundo foram mostradas pela análise de proximidade (Stress = 0,16) e as diferenças entre áreas urbanizadas e não urbanizadas foram confirmadas pela análise de similaridade (ANOSIM, $R = 0,502$, $P = 0,001$, Fig. 3). Em ambas as áreas os dados foram bastante dispersos devido às variações intrínsecas a cada rio, independentemente da área amostrada.

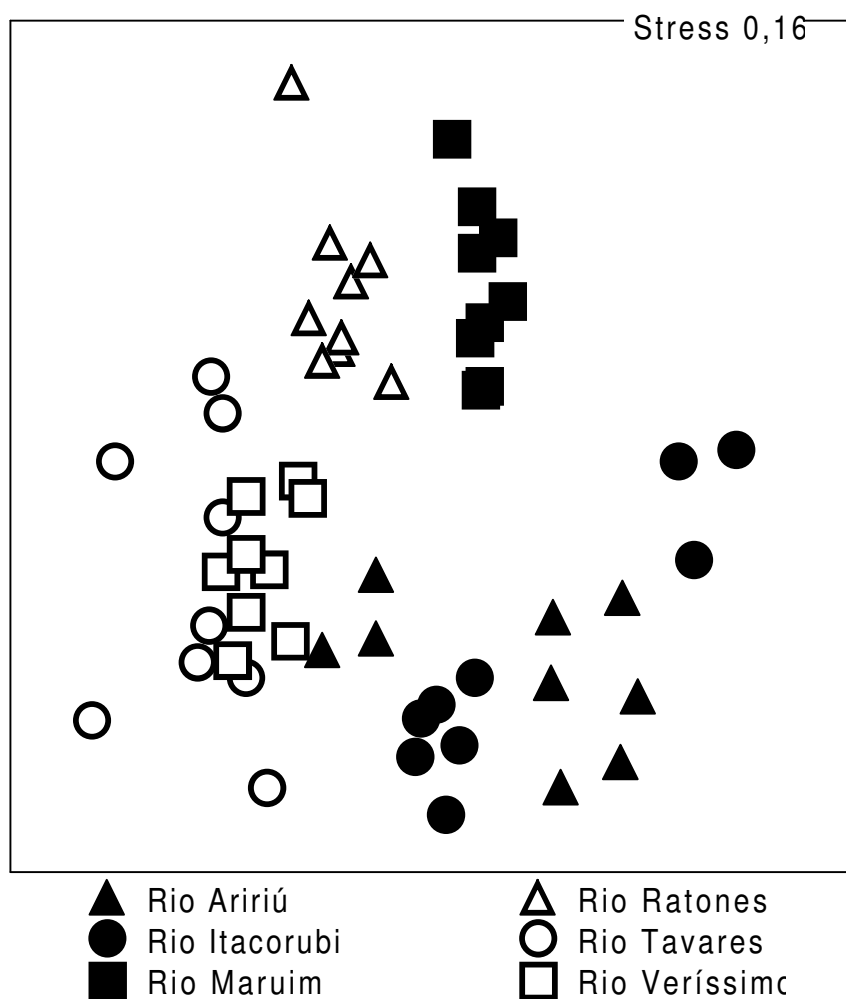


Figura 3. Configuração n-MDS das variáveis físicas, químicas e biológicas de rios não urbanizados (símbolos vazados) e urbanizados (símbolos cheios) da Baía da Ilha de Santa Catarina.

DISCUSSÃO

Os impactos da presença e das atividades humanas têm levado a diminuição das áreas alagáveis dos manguezais e marismas. A ocupação e contaminação destes ecossistemas são evidentes e têm sido reportadas no mundo inteiro (Ridgway & Shimmiel, 2002). Este estudo foi realizado numa área de forte pressão antrópica, porém com reduzida presença de indústrias. Os efeitos mais evidentes estão relacionados ao despejo *in natura* de efluentes domésticos. Os resultados mostraram a grande carga de compostos nitrogenados e fosfatados inseridos nos rios urbanizados. Nas áreas em meio a unidades de conservação as concentrações dos nutrientes dissolvidos foram as menores.

Os compostos nitrogenados e fosfatados inorgânicos dissolvidos são importantes para a caracterização e a detecção de problemas relacionados com a eutrofização (Cloern, 2001). Na Tabela 2 são apresentados valores de nutrientes dissolvidos na água de vários sistemas estuarinos na costa sul e sudeste do Brasil, comparando áreas urbanizadas e não urbanizadas. As concentrações de silicato, nitrito, nitrato, amônia e fosfato registradas para áreas urbanizadas no presente estudo foram similares e às vezes mais elevadas do que aquelas descritas para a Baía de Santos, Lagoa dos Patos e Baía da Guanabara (Tabela 2). Estes sistemas estuarinos são tidos como dos mais poluídos do Brasil, situados em região de alta densidade populacional, intensa industrialização e zona portuária. Estes resultados evidenciam que a descarga de esgotos nos corpos d'água podem ocasionar valores muito elevados de nutrientes, independentemente do tamanho da malha urbana no entorno. Vale ressaltar que, particularmente nos estudos de Braga *et al.* (2000) para a Baía de Santos, de Baumgarten *et al.* (1998) para a Lagoa dos Patos e de Kjerfve *et al.* (1997) para a Baía da Guanabara, os registros foram realizados diretamente nas águas receptoras de efluentes e portanto, locais de maior concentração.

As concentrações de silicato nos rios urbanizados aqui estudados evidenciaram influência terrestre e suas concentrações variaram de acordo com pontos de remobilização dos sedimentos, quer através de atividades de terraplenagem, dragagem e retilinização das margens, como no rio

Itacorubi, quer pela presença de paredes de concreto diretamente sobre e nos corpos d'água, como na desembocadura do rio Maruim.

Tabela 2: Propriedades da água em sistemas estuarinos urbanizados e não urbanizados do sul e sudeste do Brasil. Dados referenciados são valores mínimos e máximos; nd = não determinado.

Sistemas Estuarinos	Chl.-a µg.L ⁻¹	NO ₃ ì M	NO ₂ ì M	NH ₄ ì M	PO ₄ ì M	Si(OH) ₄ ì M
BAÍA DA ILHA DE SANTA CATARINA ¹						
Não urbanizado	0 - 69,4	0,5 - 27,2	0,1 - 1,8	8,5 - 23	0,22 - 1,2	7,4 - 73,8
Urbanizado	0 - 122,8	1,3 - 48,8	0,8 - 7,3	17 - 161,3	0,39 - 12,45	2,6 - 82,7
LAGOA DA CONCEIÇÃO ^{2, 3, 4 e 5}						
Não urbanizado	0,6 - 15,7	0,4 - 3,5	0,0 - 0,3	1,0 - 2,2	0,0 - 7,5	1,3 - 38,8
Urbanizado	0,4 - 37,0	0,1 - 3,3	0,0 - 0,5	0,5 - 11,1	0,0 - 5,5	1,9 - 77,5
RÍO CAMBORIÚ ⁶						
Urbanizado	5,1 - 22,8	0,4 - 6,5	0,2 - 1,8	2,4 - 66,2	0,13 - 3,26	14,7 - 210
BAÍA DA BABITONGA ⁷						
Não urbanizado	3,3 - 7,6	0,7 - 2,6	0,1 - 0,46	2,7 - 5,5	0,3 - 1,0	10,7 - 36,4
Urbanizado	31,2	2,9	2,75	62,1	1,4	33,1
BAÍA DE PARANAGUÁ ^{8 e 9}						
Não urbanizado	0,03 - 15	0,1 - 2,7	0,0 - 0,6	0,4 - 21,6	0,2 - 1,5	10,7 - 99
Urbanizado	0,0 - 49	0,1 - 13	0,0 - 1,4	0,6 - 12,6	0,3 - 3,7	19,6 - 362
LAGOA DOS PATOS ^{10, 11, 12 e 13}						
Não urbanizado	1 - 17	10 - 78,9	0,01 - 0,87	0 - 14,16	0,07 - 2,3	0 - 399,8
Urbanizado	2,83 - 137,6	0,7 - 101,4	0,1 - 3,5	0 - 924	0 - 44,3	0,9 - 256
BAÍA DE SANTOS ^{14 e 15}						
Não urbanizado		0,0 - 19,1	0,1 - 4,2	0,6 - 23,5	0,5 - 2,9	10 - 50
Urbanizado	0,3 - 4,5	0,0 - 120,1	0,1 - 15	0,6 - 94,9	0,2 - 24,5	1,2 - 160,1
BAÍA DE GUANABARA ¹⁶						
Urbanizado	19,1 - 133,7	1,2 - 7,5	0,2 - 2,7	1,7 - 124,2	0,3 - 11,6	nd
Este estudo ¹			Machado <i>et al.</i> (1997) ⁹			
Knoppers <i>et al.</i> (1984) ²			Almeida <i>et al.</i> (1984) ¹⁰			
Odebrecht & Caruso (1987) ³			Baumgarten <i>et al.</i> (1995) ¹¹			
Souza-Sierra <i>et al.</i> (1987) ⁴			Santos <i>et al.</i> (1997) ¹²			
Fonseca <i>et al.</i> (2002) ⁵			Baumgarten <i>et al.</i> (1998) ¹³			
Pereira-filho <i>et al.</i> (2001) ⁶			Braga <i>et al.</i> (2000) ¹⁴			
Kuroshima & Bellotto (1998) ⁷			Gianesella <i>et al.</i> (2000) ¹⁵			
Brandini & thamm (1994) ⁸			Kjerfve <i>et al.</i> (1997) ¹⁶			

O fosfato dissolvido apresentou concentrações particularmente elevadas no rio Itacorubi, chegando a concentrações 50 vezes maiores que nos demais. Processos de assimilação, adsorção pela matéria orgânica em suspensão e floculação devido a mudanças na salinidade podem estar induzindo a sedimentação do fosfato, levando a concentrações mais baixas na desembocadura deste rio. Entretanto, mesmo nestes locais, as concentrações foram maiores do que em qualquer ponto dos

outros cinco rios estudados.

Os compostos nitrogenados também apresentaram tendência de diluição ao longo dos rios. Os processos físicos de mistura da água, ocasionados pela entrada de água salgada no sistema, renovam e diluem os compostos que estão sendo despejados pelos pequenos canais pluviais ou diretamente das residências. Isto se verifica principalmente nos rios Itacorubi e Aririú. Assim, os elevados valores de amônia podem estar sendo adicionalmente originados pela hidrólise da uréia, como relatado por Braga *et al.* (2000), uma vez que são elevados os teores de NOD nestes rios.

As concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos dissolvidos estão diretamente relacionadas aos processos de produção primária e de decomposição (Gray *et al.*, 2002). Em geral, quanto maior a concentração de nutrientes maior é a produção do sistema e maiores são as concentrações de clorofila-*a*. Entretanto, um grande aporte de matéria orgânica pode dificultar a regeneração dos nutrientes e favorecer a denitrificação, ocasionando uma depleção de oxigênio dissolvido na coluna da água (Nixon, 1981). Este fato foi evidenciado pelas diferenças na composição do NID entre os rios urbanizados e aqueles em unidades de conservação. No primeiro, a forma nitrogenada reduzida, a amônia, foi a predominante na composição do NID. Enquanto, nas áreas não impactadas houve um aumento na contribuição relativa do composto nitrogenado mais estável, o nitrato.

A razão N:P média, tanto nos rios urbanizados quanto nos não urbanizados, é maior que a razão proposta por Redfield de 16:1 para a produção fitoplanctônica. Em rios não urbanizados, as limitações por fósforo ocorreram em águas internas com salinidade inferior a 5 e com alta concentração de material em suspensão. Enquanto, as águas mais salinas nas desembocaduras estiveram limitadas pelos compostos nitrogenados. A descarga e a manutenção das formas nitrogenadas inorgânicas dissolvidas no interior destes rios são mais intensas que as dos fósforos inorgânicos dissolvidos, os quais devem estar sendo, em parte, adsorvidos às partículas em suspensão, como reportado por outros autores (Fonseca *et al.*, 2002; Kocum *et al.*, 2002). Por outro lado, a diluição e a assimilação de NID ao longo dos rios podem ser os principais fatores para torná-

lo limitante nas águas mais salinas. Em rios urbanizados a razão N:P média foi o dobro daquela reportada para áreas em unidades de conservação, não sendo observado uma alternância de nutrientes limitantes ao longo do gradiente salino. A adsorção de fósforo e as diversas entradas de nitrogênio ao longo destes rios mantiveram a razão N:P > 16, chegando a valores extremos de 336. Estes resultados estão de acordo com a tendência geral em áreas costeiras impactadas e não impactadas, com a limitação da produção primária por compostos nitrogenados nas áreas naturais e por compostos fosfatados em áreas impactadas (Cloern, 2001; de Jonge *et al.*, 2002)

Áreas de manguezal protegidas por unidades de conservação não estão totalmente livres da dinâmica urbana no seu entorno. Este fato ficou evidente, particularmente, nos rios Ratonés e Veríssimo. Ambos compõem a Estação Ecológica de Carijós, a maior reserva de manguezal no seu limite de distribuição geográfica na costa Atlântica da América do Sul. Estes rios mostraram valores elevados de silicato. O curso natural do rio Ratonés foi desviado em décadas passadas por obras de engenharia que visavam a drenagem das áreas alagáveis. Atualmente, um grande canal retificado se tornou a principal via de fluxo das águas. As velocidades das correntes de entrada e saída e as atividades de terraplenagem no entorno podem ser os principais agentes de remobilização dos sedimentos e manutenção dos elevados teores de silicato na água. O rio Veríssimo é contíguo ao rio Ratonés, porém localizado na porção mais bem preservada de toda a reserva. Entretanto, atividades de exploração de areia na região mais interna, próximo aos limites da reserva, podem estar causando os elevados teores de silicato neste rio. Merecem destaque as elevadas concentrações de nitrato no manguezal do Ratonés, chegando a alcançar valores até 30 vezes maior que o menor valor registrado.

Os resultados deste estudo mostraram que as propriedades das águas nos rios urbanizados apresentaram elevadas concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados, quando comparadas às concentrações registradas em áreas não urbanizadas. As características das águas nos rios da Baía da Ilha de Santa Catarina dependem diretamente do controle da urbanização no entorno, uma vez que estes locais são os receptores das substâncias inseridas em toda a bacia hidrográfica. Devido a

isto, a manutenção do tamanho das áreas de manguezal e o tratamento dos efluentes domésticos são medidas urgentes para conter os impactos demonstrados neste estudo.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Almeida, M.T.; Baumgarten, M.G.Z.; Kinas, P.G. & Kantin, R. 1984. Estudo da poluição orgânica das águas nas imediações da cidade de Rio Grande (RS - Brasil). *Atlântica*, 7: 15-24.
- Armstrong, F.A.; William, P.M. & Strickland, J.D.H. 1966. Photooxidation of organic matter in sea water by ultraviolet radiation, analytical and other applications. *Nature*, 211: 463-481.
- Barbière, J. 1999. Challenges of growing urbanization of coastal areas. *EEZ Technology*, 51-53.
- Baumgarten, M.G.Z.; Aznar, C.E.; Rocha, J.M.; Almeida, M.T. & Kinas, P.G. 1998. Contaminação química das águas receptoras do principal efluente doméstico da cidade do Rio Grande (RS). *Atlântica*, 20: 35-54.
- Baumgarten, M.G.Z.; Niencheski, L.F.H. & Kuroshima, K.N. 1995. Qualidade das águas estuarinas que margeiam o município do Rio Grande (RS, Brasil): nutrientes e detergente dissolvidos. *Atlântica*, 17: 17-34.
- Braga, E.S.; Bonetti, C.V.D.H.; Burone, L. & Bonetti-Filho, J. 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 165-173.
- Brandini, F.P. & Thamm, C.A. 1994. Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros ambientais na Baía de Paranaguá. *Neritica*, 8: 55-72.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. UK: Natural Environment Research Council. 144p.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- Cruz, O. 1998. *A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo: um estudo de geomorfologia costeira*. Florianópolis: Editora da UFSC. 280p.

- de Jonge, V.N.; Elliott, M. & Orive, E. 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476: 1-19.
- Diegues, A.C. 1999. Human populations and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 42: 187-210.
- Fonseca, A.; Braga, E.S. & Eichler, B.B., 2002. Distribuição espacial dos nutrientes inorgânicos dissolvidos e da biomassa fitoplanctônica no sistema pelágico da Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil. (Setembro, 2000). *Atlântica*, 24: 69-83.
- GESAMP. 2001. A sea of troubles. *GESAMP Rep. Stud.*, 70: 1-35.
- Gianesella, S.M.F.; Saldanha-Corrêa, F.M.P. & Teixeira, C. 2000. Tidal effects on nutrients and phytoplankton distribution in Bertioga Channel, São Paulo, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 533-544.
- Grasshoff, K; Ehrhardt, M. & Kremling, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2ed. Weinheim: Verlag Chemie. 419p.
- Gray, J.S.; Wu, R.S.S. & Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279.
- Kjerfve, B.; Ribeiro, C.H.A.; Dias, G.T.M.; Filippo, A.M. & Quaresma, V.S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil, *Continental Shelf Research*, 17: 1609-1643.
- Knoppers, B.A.; Optiz, S.S.; Souza, M. & Miguez, C.F. 1984. The spatial distribution of particulate organic matter and some physical and chemical water properties in Conceição Lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 27: 59-77.
- Kuroshima, K.N. & Bellotto, V.R. 1998. Caracterização química da coluna d'água da Baía da Babitonga. In: *Proteção e controle de ecossistemas costeiros: manguezal da Baía da Babitonga*. Brasília: IBAMA, Coleção meio ambiente, Série estudos pesca n°25, pp.75-83.
- Leão, A.M.N. & Dominguez, J.M.L. 2000. Tropical coast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 112-122.

- Machado, E.C.; Daniel, C.B.; Brandini, N. & Queiroz, R.L.V. 1997. Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate suspended matter in Paranaguá Bay, Pr, Brazil. *Neritica*, 11: 17-36.
- Nixon, S.W. 1981. Reminalization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. *In*: Neilson, B.J. & Cronin L.E. (eds.), *Estuaries and Nutrients*. Clifton, New Jersey: Humana Press. pp.111-138.
- Odebrecht, C. & Caruso Jr., F. 1987. Hidrografia e material orgânica particulada em suspensão na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. *Atlântica*, 9: 83-104.
- Pereira-Filho, J.; Schettini, C.A.F.; Rörig, L. & Siegle, E. 2001. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll *a* in the Camboriú river estuary, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 249-257.
- Ridgway, J. & Shimmiel, G. 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 903-928.
- Santa Catarina. 1997. *Bacias Hidrográficas de Santa Catarina: Diagnóstico Geral*. Florianópolis: Governo de Estado de Santa Catarina - SDM. 163p.
- Santos, E.D.; Abreu, P.C.; Thompson, F.L.; Hickenbick, G.R.; Almeida, M.T.A. & Baumgarten, M.G.Z. 1997. Poluição orgânica e condições sanitárias das águas próximas à cidade do Rio Grande - RS, Brasil (verão de 1996). *Atlântica*, 19: 5-18.
- Souza, E.C.P.M.; Tommasi, L.R. & David, C.J. 1998. Microphytobenthic primary production, biomass, nutrients and pollutants of Santos Estuary (24°S, 45°20'W). São Paulo, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41: 27-36.
- Souza Sierra, M.M.; Soriano-Sierra, E.J. & Salim, J.R.S. 1987. Distribuição espacial e temporal dos principais nutrientes e parâmetros hidrológicos da Lagoa da Conceição, SC, Brasil. *An. Cient. UNALM*, 2: 19-32.
- Strickland, J.D.H & Parson, T. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. 2 (Bulletin, 122) Ottawa: Fisheries Research, Board of Can. 172p.
- Tréguer, P. & Le Corre, P. 1976. *Manual d'analyse des seis nutritifs de l'eau de mer*. 2° ed. Brest: Université de Bretagne Occidentale. 110p.

Capítulo 3 - Variação Espacial na Concentração de Metais Traço em Sedimentos Estuarinos Como Resultado da Urbanização

RESUMO

A concentração total de Cu, Pb, Zn e Cd foi analisada em sedimentos superficiais ao longo de seis rios da Baía da Ilha de Santa Catarina, na costa sul do Brasil. Rios localizados no interior de unidades de conservação foram considerados como áreas controle da poluição urbana. Rios em meio à urbanização foram considerados como possivelmente apresentando elevados teores de metais nos sedimentos superficiais. A variação espacial foi avaliada através da comparação entre pontos dentro de um mesmo rio, entre rios de um mesmo grupo (urbanizado ou não urbanizado) e entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados. Os resultados indicaram comportamentos diferentes entre os metais e entre as áreas investigadas. As concentrações de chumbo, zinco e cobre nos sedimentos superficiais (< 0,063 mm) foram mais elevadas e apresentaram maiores variações nos rios urbanizados do que nos rios não urbanizados. Cádmio esteve sempre abaixo dos níveis de detecção, independentemente da área analisada. Concentrações mínimas e máximas em rios não urbanizados foram de 11,47-26,85 mg/kg para Cu, 17,76-28,48 mg/kg para Pb e 73,37-104,80 mg/kg para Zn; e em rios urbanizados foram de 13,51-37,76 mg/kg para Cu, 27,86-47,81 mg/kg para Pb e 83,84-144,27 mg/kg para Zn. As distribuições dos teores de Zn e Cu diferiram entre pontos dentro de um mesmo rio, indicando possíveis fontes de poluição. Os valores de Pb nos sedimentos foram constantes ao longo dos rios urbanizados, indicando fontes difusas deste metal. O baixo nível de contaminação dos sedimentos locais foi evidenciado pela comparação das concentrações dos metais pesados nos rios urbanizados e não urbanizados com aqueles de outras regiões do Brasil e com valores referência. Apesar dos baixos níveis de contaminação registrados, foram detectadas diferenças significativas nas concentrações de metais traço entre rios urbanizados e não urbanizados, evidenciando possíveis efeitos da urbanização e a importância das unidades de conservação em ecossistemas costeiros.

INTRODUÇÃO

A expansão industrial iniciada na metade dos anos 50 promoveu um rápido crescimento urbano no Brasil, principalmente em áreas costeiras. A população das cidades chegou a aumentar sete vezes e meia durante a década de 70. Hoje, estima-se que 85 milhões de pessoas, *c.* metade da população, reside a não mais que 200 km do mar. A crescente urbanização causa mudanças nas características físicas, químicas e biológicas nos sistemas estuarinos (Ridgway & Shimmield, 2002). Os impactos mais evidentes e documentados se restringem sobretudo aos grandes centros industriais do país, nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro, na costa sudeste; Bahia, na costa nordeste; e Rio Grande do Sul, na costa Sul (Tommasi, 1987; Seeliger *et al.*, 1988; Diegues, 1999). Em locais onde a industrialização é menos intensa ou mais controlada, praticamente não há registros publicados. Nestes locais, os efeitos diretos e combinados da urbanização são mais difíceis de quantificar. As fontes de poluição são variadas e estão dispersas no ambiente, dificultando estabelecer-se relações de causa-efeito.

Por ser área de transição entre distintos ambientes, os estuários são os grandes sorvedouros da poluição aquática, terrestre e atmosférica. Dentre os vários contaminantes comumente dispersos nos estuários, os metais pesados são importantes pelo seu papel na ciclagem biogeoquímica (Neubecker & Allen, 1983), persistência nos sedimentos (Förstner, 1987) e efeitos ecológicos (Matthiessen & Law, 2002). Os metais são originados pelo intemperismo geológico, processamento industrial, uso direto de metais ou de componentes de metal, lixiviação de depósitos e excreção humana e animal (Förstner & Wittmann, 1981). A maneira como afetam o ambiente aquático depende mais do comportamento químico em circunstâncias específicas do que dos níveis de concentração total. A especiação e a distribuição química de contaminantes nos estuários são influenciadas principalmente pela salinidade, sólidos em suspensão, pH, potencial redox, granulometria do sedimento e grau de mistura da água. Os íons livres dissolvidos são considerados a forma mais biodisponível e responsável pela bioacumulação, biotransferência e biomagnificação na cadeia trófica (Fisher *et al.*, 1996; Barwick & Maher, 2003).

A detecção de metais em amostras de água fornece apenas um registro momentâneo da qualidade ambiental, nem sempre em sintonia temporal com os eventos impactantes. Entretanto, o estudo da variação espacial na composição e na concentração química dos sedimentos superficiais serve como um indicador de possíveis locais fonte de poluição. A abordagem hierárquica em estudos ambientais, comparando diferentes escalas de magnitude dos impactos, possibilita detectar alterações pontuais e sistêmicas na concentração dos poluentes.

O presente estudo objetiva detectar os efeitos da urbanização na concentração de metais pesados em rios que deságuam na Baía da Ilha de Santa Catarina. Foram investigadas as concentrações de Cu, Pb, Zn e Cd em sedimentos de seis rios urbanizados e não urbanizados. Rios não urbanizados, localizados no interior de unidades de conservação, foram considerados como não poluídos, servindo de áreas controle da urbanização. Rios localizados em meio a urbanização foram considerados como potencialmente poluídos. As alterações no ambiente estuarino foram avaliadas pela comparação das variações espaciais dentro de um mesmo rio, entre rio de um mesmo grupo e entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os rios locais nascem nas estruturas granítico-gneise do Pré-Cambriano que formam as montanhas da Serra do Mar e correm ao longo de uma curta planície de sedimentos flúvio-marinhos do quaternário. A formação rochosa da Ilha de Santa Catarina é uma extensão do continente próximo, possuindo as mesmas características. Para o estudo foram amostrados seis rios que drenam do continente e da ilha para a Baía da Ilha de Santa Catarina. Os rios Ratoes (RA) e Veríssimo (VE) e grande parte da suas bacias hidrográficas compõem a Estação Ecológica de Carijós. O rio Tavares (TA) engloba os bosques de manguezal e marisma da Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé. Estas áreas foram consideradas como potencialmente não poluídas e utilizadas como áreas controle da urbanização (Cap. 1 - Fig. 1).

A população que habita a bacia de drenagem da Baía da Ilha de Santa Catarina abrange nove

municípios conurbados e cresceu *c.* 60 % nas duas últimas décadas. Acompanhando este crescimento, o número de indústrias aumentou 300 % somente na última década. Exceto pelos dados de desmatamento (Caruso, 1990), a dimensão e os impactos destas mudanças não foram quantificados até o momento. O ambiente estuarino sub-aquoso tem sido intensamente alterado pela remoção da vegetação, a linha da praia tem sido substituída por superfícies sólidas e impermeáveis, alterando os padrões naturais de fluxo das águas. No meio aquoso, atividades de dragagem e disposição de sedimentos, além de atividades de pesca e maricultura podem estar alterando a dinâmica dos sedimentos locais. Os rios Itacorubi (IT), Aririú (AR) e Maruim (MA) sofrem diretamente os efeitos da urbanização e foram escolhidos como locais potencialmente poluídos para análise das concentrações de metais pesados do sedimento (Cap. 1 - Fig. 1).

A análise hierárquica foi utilizada para avaliar as mudanças sistêmicas nas concentrações de Cu, Pb, Zn e Cd nos sedimentos, comparando variações espaciais pontuais (dentro de um mesmo rio), locais (entre rios de um mesmo grupo) e regionais (entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados). Em cada rio foram estabelecidos três pontos: próximo à desembocadura, na área limite de influência das marés e na região intermediária entre estas duas situações. Através de mergulho autônomo foram tomadas, em cada ponto, três amostras de sedimento para análise dos metais e três amostras para análises sedimentológicas, utilizando-se um delimitador de 11 cm de diâmetro e 2 cm de profundidade. O teor de matéria orgânica dos sedimentos e as análises granulométricas foram realizadas segundo Carver (1970). Adicionalmente foram aferidas a salinidade e a concentração de oxigênio dissolvido da água de fundo (Strickland & Parson, 1972).

As concentrações total de Cu, Pb, Zn e Cd na fração de sedimentos finos (< 0,063 mm) foram analisadas sob espectrometria de absorção atômica de chama. A extração foi elaborada com 0,50 g de sedimento acondicionado em uma bomba de teflon, utilizando-se de ácidos nítrico, fluorídrico e clorídrico em concentração analítica padrão. Para verificar a precisão analítica foi utilizado material certificado de referência PACS-2 (National Research Council - Canada).

A concentração de cada metal ao longo do gradiente salino foi analisada em separado para

rios em áreas urbanizadas e não urbanizadas. Para descrever o padrão de distribuição multidimensional dos dados foi utilizada a análise de proximidade (*multidimensional scaling ordination* - n-MDS), utilizando-se como descritores índices de distância euclidiana das concentrações dos metais. As diferenças na estrutura multidimensional dos dados foram avaliadas através da análise de similaridade (ANOSIM), um teste de permutação (Clarke & Warwick, 1994). A análise de variância hierárquica (*nested design*) foi utilizada para testar a significância das diferenças nas concentrações de cada metal entre áreas, rios (encadeados dentro da respectiva área) e pontos de amostragem (encadeados dentro do respectivo rio e área). Quando significativas, as diferenças foram avaliadas através de Comparações Múltiplas. A homogeneidade das variâncias foi previamente verificada pelo teste de Cochran e quando necessário foi utilizada a transformação logarítmica.

RESULTADOS

A distribuição da salinidade foi típica de estuários, com os menores valores nos pontos mais internos e maiores valores na região das desembocaduras. A salinidade da água de fundo variou de 0,1 a 35,6, com as menores amplitudes sendo registradas nos rios Maruim e Ratonés e as maiores nos rios Aririú e Itacorubi (Tab. 1). As menores salinidades e amplitudes, juntamente com os elevados teores de oxigênio dissolvido encontradas nos rios Maruim e Ratonés, refletem a maior importância da entrada de água doce e a maior vazão fluvial nestes sistemas.

Do mesmo modo que a salinidade, observou-se uma tendência ao decréscimo no tamanho dos grãos desde as áreas mais internas até a desembocadura dos rios. Os tamanhos médios dos grãos de sedimentos variaram desde areia fina com baixa quantidade de silte-argila (< 0,063 mm) no rio Veríssimo (14,4 % em média) a silte fino com elevada quantidade de silte-argila no rio Tavares (95,97 % em média). Entretanto, ocorreram sedimentos com areia grossa e média nos pontos mais internos dos rios Itacorubi e Maruim. Os teores de matéria orgânica nos sedimentos variaram de 0,74 % no rio Veríssimo a 25,37 % no Aririú.

Tabela 1. Média (Md), desvio padrão (Dp), máximos (Max) e mínimos (Min) de salinidade (S) e oxigênio dissolvido (OD) da água de fundo e matéria orgânica (MO), finos (< 0,063 mm), tamanho médio dos grãos (TMG) e concentração de metais (Cu, Pb, Zn e Cd) em sedimentos de rios na Baía da Ilha de Santa Catarina. < nd = abaixo do nível de detecção.

Rios	Água		Sedimento						
	S	OD ml/L	MO %	Finos %	TMG phy	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg
ARIRIÚ (<i>n</i> = 9)									
Md	15,3	1,60	16,33	67,98	4,65	18,76	33,52	122,05	< nd
Dp	11,3	0,95	5,19	24,16	1,25	1,38	4,48	12,35	
Min	2,4	0,29	6,66	13,47	2,25	16,93	28,78	101,20	
Max	29,5	3,00	25,37	92,26	5,99	20,56	43,86	144,27	
ITACORUBI (<i>n</i> = 9)									
Md	24,8	0,82	10,88	64,52	4,22	26,96	32,02	96,64	< nd
Dp	12,3	0,89	6,28	42,31	2,78	5,33	3,94	12,22	
Min	4,9	0,00	2,22	7,38	0,15	21,49	27,86	83,84	
Max	35,6	2,22	16,11	98,58	6,23	37,76	39,37	122,75	
MARUIM (<i>n</i> = 9)									
Md	1,2	4,42	11,99	60,33	4,23	17,24	37,68	124,56	< nd
Dp	1,1	0,52	7,65	39,74	2,28	1,67	5,61	12,30	
Min	0,1	3,89	2,03	7,54	1,09	13,51	29,59	108,20	
Max	2,7	5,21	21,11	98,36	6,42	19,47	47,81	144,27	
RATONES (<i>n</i> = 9)									
Md	1,3	3,12	9,15	29,31	3,14	14,26	25,99	92,89	< nd
Dp	0,4	0,11	6,09	14,49	1,17	2,14	1,90	9,14	
Min	1,0	2,85	4,07	7,53	0,47	11,47	22,84	73,84	
Max	2,0	3,20	22,03	56,85	4,38	18,59	28,48	104,8	
TAVARES (<i>n</i> = 9)									
Md	9,9	1,58	16,81	95,97	6,16	19,30	23,57	80,79	< nd
Dp	7,2	0,42	1,93	3,19	0,12	4,10	3,40	7,37	
Min	2,3	1,02	14,44	88,79	5,94	12,93	17,76	73,37	
Max	20,6	2,13	20,74	98,99	6,30	26,85	28,05	97,30	
VERÍSSIMO (<i>n</i> = 9)									
Md	7,9	1,90	2,93	14,42	2,69	14,74	21,51	86,45	< nd
Dp	5,3	0,61	2,15	12,06	0,70	1,07	2,06	3,01	
Min	3,0	1,36	0,74	4,46	1,93	13,44	18,79	82,11	
Max	16,7	2,84	6,11	34,25	3,84	16,39	23,87	91,59	

As concentrações de Cu nos sedimentos variaram de 11,47 mg/kg no rio Ratonas a 37,76 mg/kg no Itacorubi, com as menores amplitudes no Veríssimo e as maiores no Itacorubi. Os valores de Pb foram menores no rio Tavares, c. 17,76 mg/kg e mais elevados no rio Maruim (47,81 mg/kg). Os teores de Zn variaram de 73,37 mg/kg, no rio Tavares, a 144,27 mg/kg, nos rios Aririú e Maruim (Tab. 1). As concentrações de Cd nos sedimentos estiveram sempre abaixo do limite de detecção.

A ordenação dos dados através da análise de proximidade mostrou diferenças na

concentração de metais entre rios de áreas urbanizadas e não urbanizadas (Fig. 2). As amostras dos rios Ratonés, Tavares e Veríssimo apresentaram forte agregação entre amostras dentro do mesmo rio e entre si. Este resultado evidencia uma menor variação nas concentrações dos metais nos rios não urbanizados. As amostras dos rios Aririú, Itacorubi e Maruim ocorreram dispersas no gráfico, refletindo a maior variação dos dados nos rios urbanizados. A análise de similaridades detectou diferenças significativas entre áreas urbanizadas e não urbanizadas (ANOSIM, $R = 0,643$, $P = 0,001$).

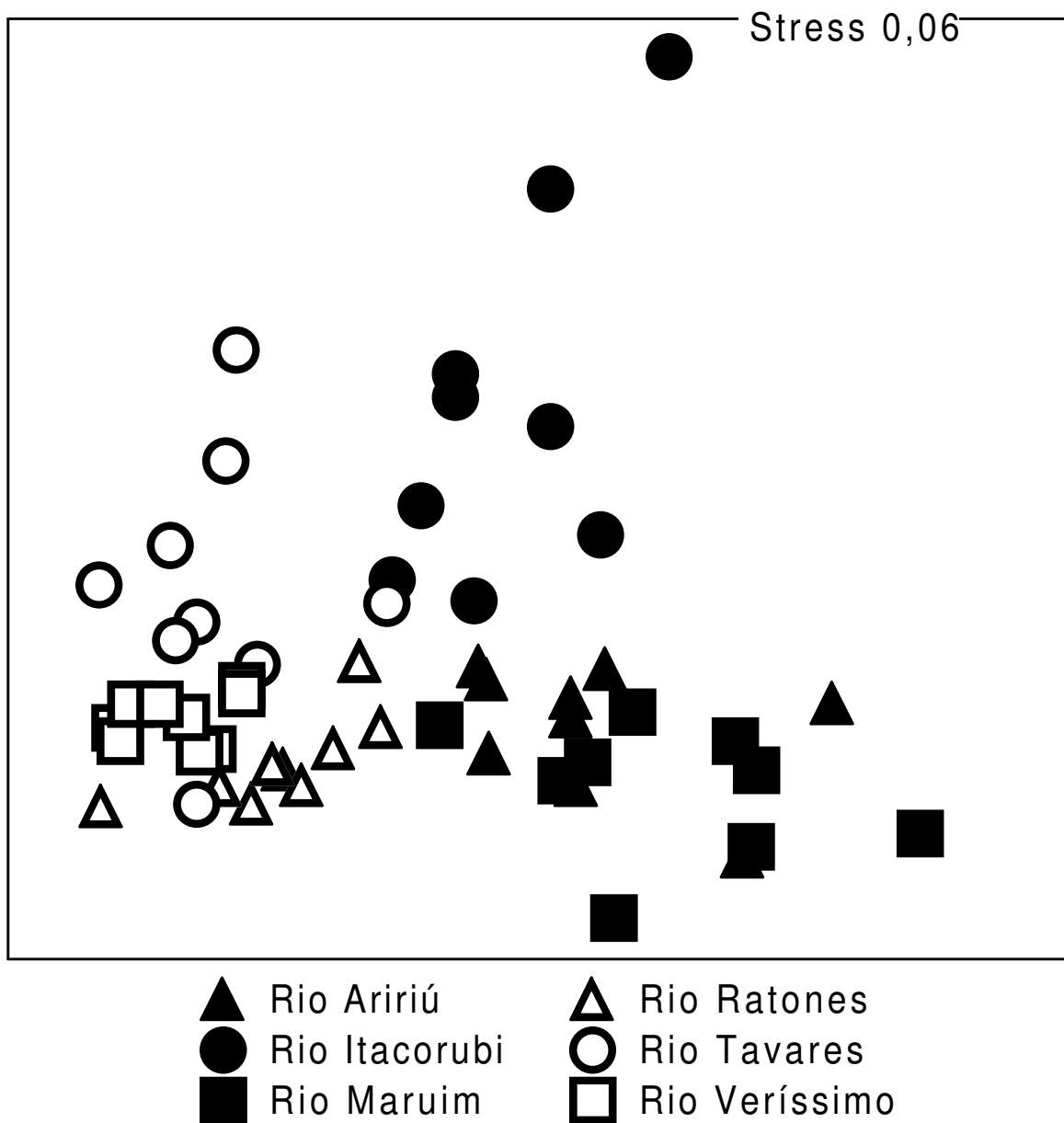


Figura 2. Configuração n-MDS da concentração de metais (Cu, Pb e Zn) em sedimentos de rios urbanizados (símbolos vazados) e não urbanizados (símbolos cheios) da Baía da Ilha de Santa Catarina.

As análises de variâncias hierárquicas detectaram padrões diferentes de comportamento para cada metal ao longo das áreas, rios e pontos de amostragem (Tab. 2). As concentrações de Pb foram significativamente maiores nas áreas urbanizadas do que nas não urbanizadas e não variaram dentro de um mesmo rio (Comparações múltiplas, $P < 0,05$, AR IT MA > RA TA VE) . As concentrações de Zn diferiram significativamente entre áreas, rios e pontos de amostragem. As maiores concentrações foram encontradas nos pontos mais internos e nos rios Aririú e Maruim (Comparações múltiplas, $P < 0,05$, AR MA > IT RA > TA VE e RA=VE). Os teores de Cu não diferiram significativamente entre áreas urbanizadas e não urbanizadas. Entretanto, as concentrações foram significativamente maiores no ponto mais interno do rio Itacorubi (Comparações múltiplas, $P < 0,05$, IT > TA AR MA > RA VE).

Tabela 2. Sumário das análises de variância hierárquica das concentrações dos metais em sedimentos de rios na Baía da Ilha de Santa Catarina. $n = 3$, g.l. = graus de liberdade, QM = quadrados médios, F = teste- F , ns = diferenças não significativas, * diferenças significativas a $P < 0.05$ e ** $P < 0.005$.

Fontes de variação	g.l.	Cu		Pb		Zn	
		QM	F	QM	F	QM	F
Área	1	0,169	2,55 ^{ns}	1550,219	25,28 [*]	0,186	8,74 [*]
Rio	4	0,066	6,39 ^{**}	61,319	3,70 [*]	0,021	6,86 ^{**}
Local	12	0,010	6,30 ^{**}	16,555	1,20 ^{ns}	0,003	2,54 [*]
Erro	36	0,002		13,696		0,001	

As análises de correlação de Pearson realizadas entre as variáveis físico-químicas e sedimentológicas revelaram tendências diferentes para cada um dos metais analisados e entre áreas urbanizadas e não urbanizadas para um mesmo metal (Tab. 3). Embora as amostragens tenham sido realizadas ao longo do gradiente salino, somente os teores de Pb nas áreas urbanizadas e de Zn nas áreas não urbanizadas se correlacionaram inversamente com os valores de salinidade (Tab. 3). Os três metais analisados se correlacionaram com as concentrações de oxigênio dissolvido da água de fundo, sendo que Pb e Zn se correlacionaram positivamente, enquanto Cu se correlacionou inversamente. Pb não se correlacionou com nenhuma variável sedimentológica, tanto nas áreas urbanizadas como nas áreas não urbanizadas. Zn apresentou correlação inversa com os teores de

matéria orgânica e positiva com o tamanho médio dos grãos de sedimento nas áreas não urbanizadas, não se correlacionando com nenhuma destas variáveis nas áreas urbanizadas. Cu apresentou correlações significativas contrárias para os mesmos parâmetros entre áreas urbanizadas e não urbanizadas. Em locais não urbanizados esteve correlacionado com os menores tamanhos de grãos e com os teores mais elevados de matéria orgânica e de finos, enquanto em locais urbanizados se correlacionou negativamente com estas mesmas variáveis.

Tabela 3. Correlação Produto Momento de Pearson da salinidade (S) e oxigênio dissolvido (OD) da água de fundo e matéria orgânica (MO), finos (< 0,063 mm), tamanho médio dos grãos (TMG) e concentração de metais (Cu, Pb e Zn) em sedimentos de rios não urbanizados e urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina. * diferenças significativas a $P < 0,05$.

Variável	S	OD	MO	Finos	TMG	Pb	Cu	Zn
Rios urbanizados ($n = 27$)								
S								
OD	-0,56 *							
MO	0,39 *	-0,08						
Finos	0,51 *	-0,12	0,90 *					
TMG	0,48 *	-0,09	0,89 *	0,98 *				
Pb	-0,56 *	0,40 *	-0,18	-0,17	-0,17			
Cu	0,24	-0,54 *	-0,50 *	-0,39 *	-0,45 *	-0,09		
Zn	-0,34	0,44 *	0,13	0,08	0,12	0,33	-0,69 *	
Rios não urbanizados ($n = 27$)								
S								
OD	-0,13							
MO	0,15	-0,14						
Finos	0,39 *	-0,37	0,75 *					
TMG	0,41 *	-0,36	0,61 *	0,96 *				
Pb	-0,05	0,51 *	0,21	0,08	0,05			
Cu	0,16	-0,42 *	0,63 *	0,59 *	0,50 *	-0,14		
Zn	-0,40 *	0,51 *	-0,04	-0,45 *	-0,51 *	0,45 *	-0,14	

DISCUSSÃO

Quando contrastamos áreas intensamente poluídas com áreas não poluídas esperamos encontrar grandes diferenças. Entretanto, em locais onde não há fontes evidentes de forte poluição, esta assertiva não é tão bem estabelecida por causa das potenciais origens de variação nos resultados obtidos. O uso de um planejamento amostral hierarquizado, contrastando variações pontuais dentro de um mesmo rio, entre grupos de rios e entre áreas urbanizadas e não urbanizadas,

permitiu identificar diferenças nas concentrações de metais em sedimentos estuarinos de locais com baixos níveis de contaminação. As concentrações de Pb, Zn e Cu nos sedimentos superficiais estudados foram mais elevadas e apresentaram maiores variações nos rios urbanizados do que nos rios não urbanizados. Adicionalmente, a distribuição dos teores de Zn e Cu diferiram entre pontos dentro de um mesmo rio, indicando possíveis locais fonte, e as concentrações de Pb foram semelhantes entre pontos, indicando fontes difusas no ambiente. A ausência de uma fonte de poluição específica ou da baixa industrialização local parece ser o fator mais importante na definição das atuais concentrações. Mesmo com os baixos níveis de contaminação, foram encontradas diferenças significativas nas concentrações dos metais-traço entre rios urbanizados e não urbanizados, evidenciando por um lado os possíveis efeitos da urbanização e por outro a importância das unidades de conservação.

Elevadas concentrações de metais em sedimentos superficiais são comumente relatadas como tendo forte correlação com a matéria orgânica e menor granulometria (Gibbs, 1994; Che *et al.*, 2003). Através dos processos de deposição e ressuspensão, as partículas de sedimento são distribuídas no ambiente de acordo com seus diferentes tamanhos. Os metais geralmente seguem esta mesma distribuição por serem fortemente adsorvidos na superfície das partículas finas argilosas. Procedimentos de normalização, utilizando elementos referência como Al e Fe, são utilizados para separar o efeito dos sedimentos sobre a concentração de metais. Mesmo assim, é comum observarmos e até prevermos a distribuição das concentrações de metais em estuários através do mapa de granulometria dos sedimentos. No presente estudo, as concentrações dos metais analisados não estiveram relacionadas com as características dos sedimentos ou não seguiram a tendência habitual. Isto pode estar relacionado com o fato de que as amostragens foram realizadas, preferencialmente, em áreas de deposição de sedimentos finos. A maior homogeneidade no tamanho das partículas parece ter reduzido a importância dos sedimentos na análise dos dados.

Somente em áreas não urbanizadas, onde as concentrações foram as mais baixas, os teores de Cu se relacionaram com os de matéria orgânica e de grãos mais finos. Ao contrário do esperado,

nos rios urbanizados os maiores valores de Cu estiveram associados a pontos com sedimentos mais grosseiros e com menores teores de matéria orgânica. Estudos avaliando as concentrações de Cu ao longo de sistemas estuarinos não poluídos revelaram a afinidade deste elemento pelas partículas orgânicas (Lacerda *et al.*, 1989; de Paula & Mozeto, 2001). Já em locais poluídos a dinâmica dos metais parece não responder diretamente ou somente à quantidade de material orgânico no ambiente (Lacerda *et al.*, 1987; Batista Neto *et al.*, 2000). Em geral, quanto mais poluído o ambiente, mais diversificadas são as formas dos metais (Seeliger *et al.*, 1988). A fase redutora parece ser a principal responsável pela deposição dos metais. Entretanto, estudos considerando a especiação geoquímica dos elementos têm indicado que em locais poluídos ocorre um aumento da fração oxidável de Cu, havendo sinergismo entre a poluição orgânica e os metais e causando a remobilização da forma redutora para a forma oxidável (Souza *et al.*, 1986).

As concentrações de cobre no rio Itacorubi foram elevadas em todos os pontos e particularmente na região mais interna. A hidrografia deste rio foi completamente alterada pela implantação de vários canais laterais, amplos aterros e construção de rodovias, além do uso como depósito de lixo doméstico durante as décadas de 80 e 90 (c. 250 ton/dia). O fato das concentrações de Cu estarem inversamente relacionadas com os teores de oxigênio dissolvido e da circulação da água neste local ser quase nula (Soriano-Sierra *et al.*, 1986), indica que as atividades de remobilização dos sedimentos para retificação e alargamento das margens no interior do rio parecem ser os principais responsáveis pelas elevadas concentrações deste metal no ambiente, uma vez que podem estar disponibilizando o Cu anteriormente depositado.

Os teores de Zn nas áreas não urbanizadas apresentaram o comportamento típico para metais em estuário, de decréscimo com o aumento da salinidade. Entretanto, também se relacionaram com o maior tamanho dos grãos de sedimento. O decréscimo das concentrações em direção a desembocadura do rio, seguindo o gradiente salino, provavelmente está relacionado com processos de dessorção e diluição com a água do mar (Förstner & Wittmann, 1981). Nos rios não urbanizados, Ratonés, Tavares e Veríssimo, ocorreram as maiores variações granulométricas entre rios. Tais

resultados indicam que a relação inversa dos teores de Zn com os menores tamanhos de grãos de sedimentos está mais relacionada com as diferenças entre rios do que entre pontos dentro de um mesmo rio. Esta situação porém não se manteve nos rios urbanizados, com valores *c.* 32 % maiores do que nos rios não urbanizados. As concentrações de Zn nos rios Aririú, Itacorubi e Maruim não se relacionaram com nenhuma das variáveis sedimentológicas e da água de fundo e apresentaram variações entre pontos apenas nos sedimentos do rio Itacorubi.

A crescente urbanização na região do continente está limitada ao sul pela margem esquerda do rio Aririú. A população que habita a área que drena para este rio não possui saneamento básico e os esgotos residenciais deságuam diretamente neste sistema desde suas nascentes. Situação semelhante é encontrada em ambas as margens do rio Maruim, pelo menos na planície até onde a maré tem influência. Esta também é a região onde residem as poucas indústrias locais, caracteristicamente de pequeno porte. Nestes dois rios a concentração de Zn nos sedimentos parece estar relacionada com o enriquecimento orgânico generalizado ao longo de todo o sistema. No rio Itacorubi, onde já ocorre coleta e tratamento dos resíduos sólidos, somente a região da desembocadura apresenta valores elevados de Zn. Esta distribuição parece estar diretamente relacionada com os efeitos do lixo depositado em décadas anteriores e ainda presente na área, embora não visível.

As concentrações de Pb foram maiores nos rios Maruim, Aririú e Itacorubi. A distribuição deste metal não esteve relacionada com nenhuma das propriedades dos sedimentos e das águas, e apresentou valores similares nos pontos ao longo de um mesmo rio. Este resultado indica grande dispersão de Pb nos sedimentos dos rios urbanizados. O Pb é normalmente associado a poluição atmosférica e a combustão em motores de explosão (Rebello *et al.*, 1986; Seeliger *et al.*, 1988). Embora desde 1989 a legislação brasileira proíba o uso de Pb como aditivo na gasolina, é comum o registro deste metal em análises de cabelo de pessoas que trabalham em rodovias, solos e plantas próximos a auto-estradas (Duarte & Pasqual, 2000).

A Tabela 4 mostra os valores das concentrações de metais em sedimentos de estuários e

regiões costeiras urbanizadas e não urbanizadas no Brasil e de valores referência para o nível limiar abaixo do qual não ocorre efeito adverso às comunidades biológicas (TEL, Threshold effect level) e o nível provável de efeito adverso às comunidades biológicas (PEL, Probable Effect level). Os valores atualmente encontrados para rios não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina são similares ou ligeiramente inferiores àqueles registrados em outros locais. Do mesmo modo, as concentrações de metais em sedimentos nas áreas urbanizadas estudadas foram inferiores aquelas registradas para outros locais. Nenhuma das concentrações registradas para os metais analisados no estudo está acima do nível provável de efeito adverso às comunidades biológicas (PEL). As concentrações de Cu, Pb e Zn nas áreas não urbanizadas estão abaixo; e das áreas urbanizadas estão muito próximas, do limiar referência, abaixo do qual não ocorre efeito adverso às comunidades (PEL), segundo o órgão ambiental Canadense (Law, 1999). Deste modo, os níveis de metais encontrados na área estudada são similares àqueles locais considerados como “condição de referência” para estudos de biogeoquímica e de ecotoxicologia na região costeira no sul do país.

Quando comparamos os dados gerados com aqueles realizados a quase uma década (da Silva *et al.*, 1996), podemos notar que as concentrações máximas registradas para Cu e Pb nos rios Itacorubi (urbanizado), Rationes e Tavares (não urbanizados) praticamente não mudaram. Entretanto, houve um claro aumento (36 % em média) nas concentrações de Zn nos três rios. Este resultado indica um possível aumento nas concentrações deste metal em toda a Baía da Ilha de Santa Catarina.

Estudo recente mostrou que os níveis de Zn em tecidos de moluscos bivalves cultivados na região (*Crassostrea gigas* e *Perna perna*) estão muito próximos dos limites de tolerância recomendados pelas agências reguladoras internacionais (Curtius *et al.*, 2003). Uma investigação preventiva mais detalhada sobre as possíveis fontes de Zn para o sistema estuarino como um todo é necessária para assegurar a qualidade dos recursos marinhos cultivados e dos ecossistemas costeiros locais.

Tabela 4. Concentração de metal (mg/kg) em sedimentos de estuários urbanizados e não urbanizados do Brasil. Dados referenciados são valores mínimos e máximos; nd = não determinado.

Local	Cu	Pb	Zn	Referência
Estuários urbanizados				
Aririú (S)	17-21	29-44	101-144	Este estudo
Maruim (S)	13-19	30-48	108-144	Este estudo
Itacorubi (S)	21-38	28-39	84-123	Este estudo
Itacorubi (S)	28-46	48-56	89-97	Da Silva <i>et al.</i> (1996)
Babitonga (S)	3-73	2-83	6-1156	Tommasi (1987)
Lagoa dos Patos (S)	1-20	8-267	20-214	Baisch <i>et al.</i> (1988)
Paranaguá (S)	0.5-23	2-25	0.5-311	Sá (2003)
Santos (SE)	nd	0-48	0-185	Tommasi (1987)
Santos (SE)	0.24-114	nd	2.1-90	Souza <i>et al.</i> (1998)
Santos (SE)	nd	9-242	9-624	Siqueira et al (2001)
Guanabara (SE)	0-478	5-460	10-1660	Perin <i>et al.</i> (1997)
Iguaçu (SE)	22-196	22-36	nd	Souza <i>et al.</i> (1986)
Estrela (SE)	74-731	37-63	nd	Lacerda <i>et al.</i> (1988)
Guarda (SE)	19-45	103-237	nd	Lacerda <i>et al.</i> (1988)
São Francisco (SE)	22-28	4-86	nd	Souza <i>et al.</i> (1986)
Sepetiba (SE)	2-166	6-83	18-795	Lacerda <i>et al.</i> (1987)
Jurujuba (SE)	40-213	45-123	162-337	Baptista Neto <i>et al.</i> (2000)
Acari (SE)	500-2700	110-440	700-1400	Rego <i>et al.</i> (1993)
Todos os Santos (NE)	5-55	10-960	5-2400	Pfeiffer <i>et al.</i> (1988)
Lagoa Jauá (NE)	16-531	24-282	417-1511	Da Silva <i>et al.</i> (2000)
Estuários não urbanizados				
Veríssimo (S)	13-16	19-24	82-92	Este estudo
Ratones (S)	11-19	23-28	74-105	Este estudo
Ratones (S)	1-21	2-28	6-79	da Silva <i>et al.</i> (1996)
Tavares (S)	13-27	18-28	73-97	Este estudo
Tavares (S)	17-25	14-26	31-65	da Silva <i>et al.</i> (1996)
Capivari (SE)	4-29	13-53	24-142	de Paula & Mozeto (2001)
Caranguejo (SE)	20-27	40-81	nd	Lacerda <i>et al.</i> (1988)
Ingaíba (SE)	26-31	33-40	nd	Souza <i>et al.</i> (1986)
Frade (SE)	16-31	27-47	47-106	Lacerda <i>et al.</i> (1989)
Ribeira (SE)	14-60	9-27	4-14	Lacerda <i>et al.</i> (1982)
Ribeira (SE)	3-32	nd	29-189	Cardoso <i>et al.</i> (2001)
Valores referência para comunidades biológicas				
TEL (nível limiar seguro)	18,7	30,2	124	Laws (1999)
PEL (nível provável de efeito)	108	112	271	Laws (1999)

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Baisch, P.R.N.; Nienchenski, L.F.H. & Lacerda, L.D. 1988. Trace metal distribution in sediments of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. In: Seeliger, U.; Lacerda, L.C. & Patchineelam, S.R. (eds.). *Metal in coastal environments of Latin America*. Germany: Springer-Verlag, pp.59-64.

- Barwick, M. & Maher, W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research*, 56: 471-502.
- Batista Neto, J.A.; Smith, B.J. & McAllister, J.J. 2000. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. *Environmental Pollution*, 109: 1-9.
- Cardoso, G.A., Boaventura, G.R., Silva Filho, E.V. & Brod, J.A. 2001. Metal distribution in sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro - Brazil. *Journal of Brazilian Chemical Society*, 12: 767-774.
- Caruso, M.M.L. 1990. *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais*. Florianópolis: Editora da UFSC. 158p.
- Carver, R.E. 1970. *Procedures in sedimentary petrology*. NY: John Wiley & Sons. 650p.
- Che, Y.; He, Q. & Lin, W.Q. 2003. The distribution of particulate heavy metals and its indication to the transfer of sediments in the Changjiang Estuary and Hangzhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 123-131.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. *Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. UK: Natural Environment Research Council. 144p.
- Curtius, A.J.; Seibert, E.L. & Fiedler, H.D. 2003. Avaliando a contaminação por elementos traço em atividades de maricultura. Resultados parciais de um estudo de caso realizado na Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Quimica Nova*, 26: 44-52.
- da Silva, M.R.; Lamotte, M.; Donard, O.F.X.; Soriano-Sierra, E.J. & Robert, M. 1996. Metal contamination in surface sediments of mangroves, lagoons and Southern Bay in Florianópolis Island. *Environmental Technology*, 17: 1035-1046.
- da Silva, E.M; Navarro, M.F.T.; Barros, A.F.; Mota, V.F.V. & Chastinet, C.B.A. 2000. Metal in the sediments of Jauá Lake (Camaçari, Bahia, Brazil) following an episode of industrial contamination. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 509-514.

- de Paula, F.C.F. & Mozeto, A.A. 2001. Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed in the Brazilian southeastern coastal region. *Applied Geochemistry*, 16: 1139-1151.
- Diegues, A.C. 1999. Human populations and coastal wetlands: conservation and management in Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 42: 187-210.
- Duarte, R.P.S. & Pasqual, A. 2000. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. *Energia na Agricultura*, 15: 46-58.
- Fisher, N.S.; Teyszié, J.L.; Fowler, S.W. & Wang, W.X. 1996. Accumulation and retention of metals in mussels from food and water: a comparison under field and laboratory conditions. *Environment, Science and Technology*, 30: 3232-3242.
- Förstner, U. 1987. Sediment-associated contaminants - an overview of scientific bases for developing remedial options. *Hydrobiologia*, 149: 221-246.
- Förstner, U. & Wittmann, G.T.W. 1981. *Metal pollution in the aquatic environment*. Second edition. Germany: Springer-Verlag Press. 486p.
- Gibbs, R.J. 1994. Metal in the sediments along the Hudson River Estuary. *Environment International*. 20: 507-516.
- Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Fiszman, M. 1982. Níveis naturais de metais pesados em sedimentos marinhos da Baía da Ribeira, Angra dos Reis. *Ciência e Cultura*, 34: 921-924.
- Lacerda, L.D.; Pfeiffer, W.C. & Fiszman, M. 1987. Heavy metal distribution, availability and fate in Sepetiba Bay, S.E. Brazil. *The Science of the Total Environment*, 65: 163-173.
- Lacerda, L.D.; Souza, C.M.M. & Pestana, M.H.D. 1988. Geochemical distribution of Cd, Cu, Cr and Pb in sediments of estuarine areas along the southern Brazilian coast. In: Seeliger, U.; Lacerda, L.C., & Patchineelam, S.R. (eds.), *Metal in coastal environments of Latin America*. Germany: Springer-Verlag. pp.86-99.
- Lacerda, L.D.; Souza, C.M.M. & Pestana, M.H.D. 1989. Trace metals geochemical associations in sediments of a non-contaminated estuary. *Ciência e Cultura*, 41: 301-304.

- Matthiessen, P. & Law, R.J. 2002. Contaminants and their effects on estuarine and coastal organisms in the United Kingdom in the late twentieth century. *Environmental Pollution*, 120: 739-757.
- Neubecker, T.A. & Allen, H.E. 1983. The measurement of complexation capacity and conditional stability constants for ligands in natural waters. *Water Research*, 17: 1-14.
- Perin, G.; Fabris, R.; Manente, S.; Rebello Wagener, A.; Hamacher, C. & Scotto, S. 1997. A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. *Water Research*, 31: 3017-3028.
- Rego, V.S.; Pfeiffer, W.C.; Barcellos, C.C.; Rezende, C.E.; Malm, O. & Souza, C.M.M. 1993. Heavy metal transport in the Acari-São João de Meriti river system, Brazil. *Environmental Technology*, 14: 167-174.
- Ridgway, J. & Shimmiel, G. 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 903-928.
- Sá, F. 2003. *Distribuição e fracionamento de contaminantes nos sedimentos superficiais e atividades de dragagem no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (PR)*. Curitiba, Brasil: Universidade Federal do Paraná, Dissertação de mestrado.
- Seeliger, U.; Lacerda, L.C. & Patchineelam, S.R. 1988. Metal in coastal environments of Latin America. Germany: Springer-Verlag. 297p.
- Siqueira, G.W.; Braga, E.S.; Mendes, A.S. & Aprile, F.M. 2001. Contaminação metálica nos sedimentos provenientes do sistema estuarino de Santos-SP/Brasil. *Anais da XIV Semana Nacional de Oceanografia* (Rio Grande, Brasil). CD-ROM.
- Soriano-Sierra, E.J.; Silva, J.R.B.M; Derner, R.B. & Branco, J.O. 1986. Aspectos ecológicos do manguezal do rio Itacorubi, Santa Catarina, Brasil. Florianópolis: NEMAR, *Série Contribuições Científicas*, nº16, 32p.

- Souza, C.M.M.; Pestana, M.H.D. & Lacerda, L.D. 1986. Geochemical partitioning of heavy metals in sediments of three estuaries along the coast of Rio de Janeiro (Brazil). *The Science of the Total Environment*, 58: 63-72.
- Souza, E.C.P.M.; Tommasi, L.R. & David, C.J. 1998. Microphytobenthic primary production, biomass, nutrients and pollutants of Santos Estuary (24°S, 45°20'W). São Paulo, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41: 27-36.
- Strickland, J.D.H & Parson, T. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. 2 (Bulletin, 122) Ottawa: Fisheries Research, Board of Can. 172p.
- Tommasi, L.R. 1987. Poluição marinha no Brasil: síntese do conhecimento. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, 5: 1-30.

Capítulo 4 - Distribuição de Fósforo na Água e no Sedimento de Rios Urbanizados e Não-Urbanizados

RESUMO

Estuários podem servir como locais de depósito ou fonte de fósforo (P) para o mar adjacente. Modelos do fluxo de P estabelecem que a deposição tende a ser uma característica comum a sistemas estuarinos poluídos, enquanto a liberação de P para o mar adjacente tende a ocorrer em ambientes naturais não poluídos. Este estudo analisa a distribuição do P na água e nos sedimentos ao longo de seis rios na costa sul do Brasil. Três rios localizados no interior de unidades de conservação foram considerados como áreas não poluídas e serviram com controle da urbanização. Outros três rios em meio a urbanização foram considerados como possivelmente apresentando elevados teores de P. Os resultados indicaram comportamentos diferentes para o P na água e nos sedimentos e entre locais urbanizados e não urbanizados. As concentrações de P-orgânico e P-inorgânico na água e de P-total e Polifosfato nos sedimentos foram maiores nos rios urbanizados do que nos não urbanizados. Tanto o P de origem pontual como o de origem difusa contribuíram para a manutenção das elevadas concentrações e alteraram os fluxos naturais ao longo dos rios poluídos. As concentrações mínimas e máximas nas áreas urbanizadas variaram de 0,39-12,45 (μM) para P-orgânico e 0,00-5,92 (μM) para P-inorgânico na água e de 89,90-808,16 ($\mu\text{M}\cdot\text{g}^{-1}$) para P-total e 0,00-76,51 ($\mu\text{M}\cdot\text{g}^{-1}$) para Polifosfato nos sedimentos. Nas áreas não urbanizadas as concentrações variaram de 0,22-1,20 (μM) para P-inorgânico e 4,43-5,56 (μM) para P-orgânico na água e de 45,91-652,26 ($\mu\text{M}\cdot\text{g}^{-1}$) para P-total e 0,00-8,61 ($\mu\text{M}\cdot\text{g}^{-1}$) para Polifosfato nos sedimentos. Com o uso de um planejamento amostral hierárquico e um modelo simples da variação do P (modelo K_d) foi possível demonstrar que estuários urbanizados e não urbanizados podem atuar como depósitos ou fontes de P. A análise da variação do P em diferentes pontos ao longo de cada um dos seis rios mostrou ainda que podem ocorrer áreas de exportação e deposição dentro de um mesmo rio, independentemente se urbanizado ou não urbanizado.

INTRODUÇÃO

Os estuários podem servir tanto como fonte quanto local de depósito de compostos que entram no sistema via mar adjacente, água subterrânea, rios, terra e atmosfera. Dentre os vários compostos comumente dispersos nos estuários, o fósforo é importante pelo seu mecanismo tampão. O mecanismo tampão do P é reconhecido como mantenedor das concentrações próximas de valores constantes, providenciando um reservatório adicional para a produção primária (Smil, 2000), e pelo seu envolvimento no intemperismo natural, o qual interfere na distribuição vertical de P nos sedimentos (Froelich, 1988).

O ciclo do P é fortemente determinado por processos biológicos em combinação com processos geoquímicos, como adsorção-desorção e precipitação-dissolução. O domínio de um ou outro processo depende de fatores físicos, tais como o fluxo de entrada do nutriente, a turbidez, o tempo de residência e ocorrência de estratificação na coluna d'água (de Jonge *et al.*, 2002).

Diversos estudos têm registrado o aumento na concentração de fósforo em rios e estuários nas últimas décadas, nos países em desenvolvimento (Machado *et al.*, 1997; Carreira & Wagener, 1998; Braga *et al.*, 2000; Pagliosa *et al.*, 2004b), e no último século, nos países já intensamente urbanizados (Nixon, 1995; de Jonge *et al.*, 2002; Foy *et al.*, 2003). Entretanto, o aumento das concentrações do fósforo no ambiente e seus efeitos sobre as águas costeiras não segue uma relação direta ou linear, mas sim um caminho complexo por causa das interações sedimento-água que mudam as concentrações de fósforo ao longo dos rios e estuários.

Prastka *et al.* (1998) utilizaram um modelo de equilíbrio de sorção para tentar prever os efeitos do aumento da entrada de P nos estuários sobre o funcionamento dos sistemas aquáticos costeiros. Este tipo de modelo, também chamado de divisão equilibrada, tem sido usado tanto para estudos biogeoquímicos de ambientes (Morris, 1986; Turner, 1996), como para o estabelecimento de critérios de qualidade para água e sedimento (Van Der Meent *et al.*, 1991). O modelo utiliza o conceito de K_d (coeficiente de distribuição) que é tido pela razão entre a concentração particulada e a concentração dissolvida de um constituinte químico qualquer em estado de equilíbrio

termodinâmico. O modelo é bastante simples e prediz que o aumento das concentrações de fósforo inorgânico dissolvido nos rios pode causar um aumento na remoção (deposição) do fósforo pelas partículas em regiões estuarinas de baixa salinidade. Em outros termos, isto quer dizer que a deposição do P é uma característica de sistemas estuarinos poluídos, enquanto a liberação ou fornecimento de P para o mar adjacente ocorre em ambientes naturais não poluídos.

Este estudo tem como objetivo descrever o caminho do fósforo na água próxima ao fundo e nos sedimentos de rios localizados em meio a urbanização e rios localizados no interior de unidades de conservação na Baía da Ilha de Santa Catarina, costa sul do Brasil. Foi verificado, em particular, a relação do fósforo com outros parâmetros da água e do sedimento e o padrão de comportamento destes rios como depósito ou fonte de fósforo inorgânico dissolvido para o mar adjacente, utilizando o modelo de equilíbrio K_d . Adicionalmente, o grau de poluição relacionado com a urbanização ao redor dos estuários foi analisado através da concentração de polifosfato nos sedimentos. Os polifosfatos não ocorrem naturalmente em ambientes estuarinos, servindo como um indicador em potencial da ocorrência de contaminações recentes e da qualidade ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Baía da Ilha de Santa Catarina está situada próxima a uma região anfidrômica, caracteristicamente formada por micromarés, com 0,83 m de amplitude média para as marés de sizígia e 0,15 m para as marés de quadratura (CRUZ, 1998). O clima da região é subtropical úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, porém com períodos de chuvas mais intensos no inverno e mais constantes no verão. Os ventos predominantes sopram do quadrante norte/nordeste, enquanto os mais intensos são os do quadrante sul/sudeste. Os manguezais estão no seu limite sul de distribuição geográfica na costa Atlântica da América do Sul e são compostos predominantemente pelas espécies *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. As marismas são formadas por extensos bancos monoespecíficos da gramínea *Spartina*

alterniflora. As duas maiores áreas de manguezal e marisma locais compõem as unidades de conservação Estação Ecológica de Carijós, cujos principais sorvedouros são os rios Ratoes e Veríssimo, e a Reserva Extrativista Marinha de Pirajubaé, que é formada pelo rio Tavares (Cap. 1 - Fig. 1). Estas áreas foram consideradas como potencialmente não poluídas e serviram como áreas controle da urbanização.

A urbanização no entorno da baía é intensa e se concentra sobretudo na porção continental e na região central da ilha. Mais de 600.000 pessoas habitam a bacia de drenagem da Baía da Ilha de Santa Catarina e este número costuma triplicar com a chegada de turistas durante os meses quentes do ano. Em meio a urbanização, muitos cursos d'água foram retelinizados e impermeabilizados e grandes extensões da orla marítima foram aterradas. Após crescente estímulo governamental a região tem se tornado economicamente importante na produção pesqueira, principalmente com a produção da ostra exótica *Crassostrea gigas* e do mexilhão *Perna perna*, atingindo 7.000 t/ano (Rockzanski *et al.*, 2000). Os rios Itacorubi, Aririú e Maruim sofrem diretamente os efeitos da urbanização e foram escolhidos como locais potencialmente poluídos para análise do P nas águas e nos sedimentos (Cap. 1 - Fig. 1).

Planejamento amostral e tratamento das amostras

A análise hierárquica foi utilizada para avaliar a dinâmica do fósforo na água e nos sedimentos, comparando variações espaciais pontuais (dentro de um mesmo rio), locais (entre um mesmo grupo de rios) e regionais (entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados). Foram estudados seis rios, estando três em áreas urbanizadas e três em áreas não urbanizadas localizadas no interior de unidades de conservação. Em cada rio foram estabelecidos três pontos de amostragem: na região de alta salinidade, próximo da desembocadura, na região de baixa salinidade, próximo do limite de influência das marés, e na região intermediária entre estas duas situações.

Em abril de 2002 a água de fundo em cada ponto e rio estudado foi coletada em triplicata

utilizando-se uma garrafa de Van-Dorn com fechamento horizontal. As amostras foram filtradas através de uma membrana de 0,45 μm (filtro GF-52C Schleicher & Schuell) para estimativa do material particulado em suspensão e dos pigmentos fitoplanctônicos, clorofila-*a* e feofitina-*a* (Strickland & Parson, 1972). A solução filtrada foi utilizada para as análises de fósforo dissolvido inorgânico (P-inorgânico) e fósforo dissolvido orgânico (P-orgânico). O P-inorgânico foi determinado pelo método colorimétrico, segundo Grasshoff *et al.* (1983), e medido com espectrofotômetro mod. Bauch & Lomb. O P-orgânico foi determinado pela diferença entre o P-inorgânico e o fósforo dissolvido total. Este foi analisado através da foto-oxidação de acordo com Armstrong *et al.* (1966), com adaptações de Saraiva (2003). As amostras para análise de oxigênio dissolvido foram coletadas e processadas de acordo com o método Winkler (Grasshoff *et al.*, 1983). Em laboratório, a salinidade foi medida pelo método da condutividade (TDS Hach mod. 44600).

Através de mergulho autônomo foram tomadas, em cada ponto, três amostras de sedimento para análise do fósforo total (P-total) e do polifosfato (poli-P) e três amostras para análises sedimentológicas. Utilizaram-se delimitadores de 11 cm de diâmetro e 2 cm de profundidade, previamente lavados com ácido clorídrico 10 % e água destilada. O P-total dos sedimentos e o poli-P foram avaliados utilizando-se o método proposto por Strickland & Parsons (1972) com adaptações de Áspila (1976), utilizando-se extração por 16h e digestão ácida. O teor de matéria orgânica dos sedimentos foi determinado pela porcentagem da diferença de peso após ignição (550 °C por 1 h) e queima com H₂O₂ e os de carbonato por acidificação (H Cl a 10 %). As análises granulométricas foram realizadas pelo método de pipetagem e peneiramento segundo Carver (1970). A biomassa microfitobêntica foi coletada em triplicata com amostrador de 1 cm de diâmetro e 1 cm de altura. As amostras foram armazenadas em potes plásticos escuros e mantidas em baixa temperatura até laboratório, onde foram imediatamente congeladas (-12 °C) até posterior análise dos pigmentos. A extração dos pigmentos, a leitura das absorbâncias da clorofila-*a* e da feofitina-*a* e os cálculos das concentrações foram realizados segundo método descrito por Plante-Cuny (1978).

Análises dos dados

A distribuição das concentrações do P-total na água e nos sedimentos foi analisada ao longo do gradiente salino. Análises de variância hierárquica (nested design) foram utilizadas para testar as diferenças nas concentrações do P-total na água e nos sedimentos entre áreas, rios (encadeados dentro da respectiva área) e pontos de amostragem (encadeados dentro do respectivo rio e área). Quando significativas, as diferenças foram avaliadas através de testes de Comparações Múltiplas. A homogeneidade das variâncias foi previamente verificada pelo teste de Cochran e quando necessário foi utilizada a transformação logarítmica.

Para descrever o padrão de distribuição multidimensional das concentrações de P-inorgânico e P-orgânico na água e P-total e poli-P nos sedimentos, foi utilizada a análise de proximidade (*multidimensional scaling ordination* - n-MDS), empregando índices de distância euclidiana normalizada sob dados transformados para raiz dupla. As diferenças na estrutura multidimensional entre áreas urbanizadas e não urbanizadas foi avaliada através da análise de similaridade (ANOSIM), um teste de permutação (Clarke & Warwick, 1994).

Correlações de Pearson foram realizadas em separado para os dados dos rios de áreas urbanizadas e não urbanizadas entre cada uma das variáveis físico-químicas e biológicas da água e os valores de P-orgânico e P-inorgânico na água e entre as variáveis sedimentológicas e biológicas e os valores de P-total e poli-P nos sedimentos.

Modelo K_d

A dinâmica do P nos rios estudados foi verificada segundo modelo de equilíbrio de sorção, utilizando o coeficiente de distribuição K_d . O modelo prevê que as concentrações do P dissolvido na água e nos sedimentos dos rios decrescem em direção ao mar. Na zona de encontro das águas doce e salgada ocorre aumento na concentração da matéria particulada em suspensão e conseqüentemente do P ressuspendido. Ao longo do estuário, reações de adsorção-desorção ocorrem modificando a concentração final de P nos sedimentos, resultando em deposição ou liberação de P para o mar

adjacente. No presente estudo, o ponto amostral mais interno de cada estuário (ponto a), foi utilizado como valor referência das concentrações que estão chegando pelos rios. Os pontos intermediário (ponto b) e da desembocadura (ponto c) foram utilizados separadamente, ou como médias, para os cálculos do fluxo de P ao longo de cada um dos estuários estudados. A deposição ou liberação do P é tida pela fórmula:

$$\Delta P = \frac{(P_a^A K_d M_{b,c}) - P_a^A (\alpha P_a^A (M_{b,c} - M_a)) - (M_a P_a^S)}{1 + (K_d M_{b,c} (1 - \alpha)) + (\alpha K_d M_a)}$$

Onde P_a^A e P_a^S são as concentrações de P na água (^A) e nos sedimentos (^S) no ponto mais interno (a) dos estuários, respectivamente. M_a e $M_{b,c}$ são as concentrações de matéria particulada em suspensão (M) no ponto mais internos (a) e ao longo do estuário (b ou c, ou o valor médio destes), respectivamente. K_d é tido pela razão entre a concentração de P nos sedimentos ($P_{b,c}^S$) e na água ($P_{b,c}^A$) dos estuários. O modelo assume que o P na água (P_a^A) e no sedimento ($P_a^S M_a$) que chega nos estuários, mais a porção ressuspensa ($P^{res} + M^{res}$), é igual a soma do P na água ($P_{b,c}^A$) e no sedimento ($P_{b,c}^S + M_{b,c}$) presente ao longo dos estuários, após as reações de equilíbrio. α é tido pela razão entre o P ressuspensa (P^{res}) e o P no sedimento ($P_{b,c}^S$) dos estuários. O material particulado em suspensão dos estuários ($M_{b,c}$) é igual a soma do material particulado em suspensão que entra nos estuários (M_a) e aquele ressuspensa (M^{res}). A derivação completa e a discussão detalhada do modelo podem ser encontradas em Prastka *et al.* (1998).

RESULTADOS

A distribuição das concentrações de P-total na água e nos sedimentos ao longo do gradiente salino dos rios estudados é apresentada na Figura 2. Para o P-total na água, houve uma tendência geral de manutenção das concentrações com o aumento da salinidade. Enquanto, para o P-total no sedimento as concentrações tenderam a aumentar junto com a salinidade. Os dados evidenciaram também que estes padrões de comportamento não são comuns a todos os rios, ocorrendo distintas

variações nas concentrações de P-total, dependendo do rio.

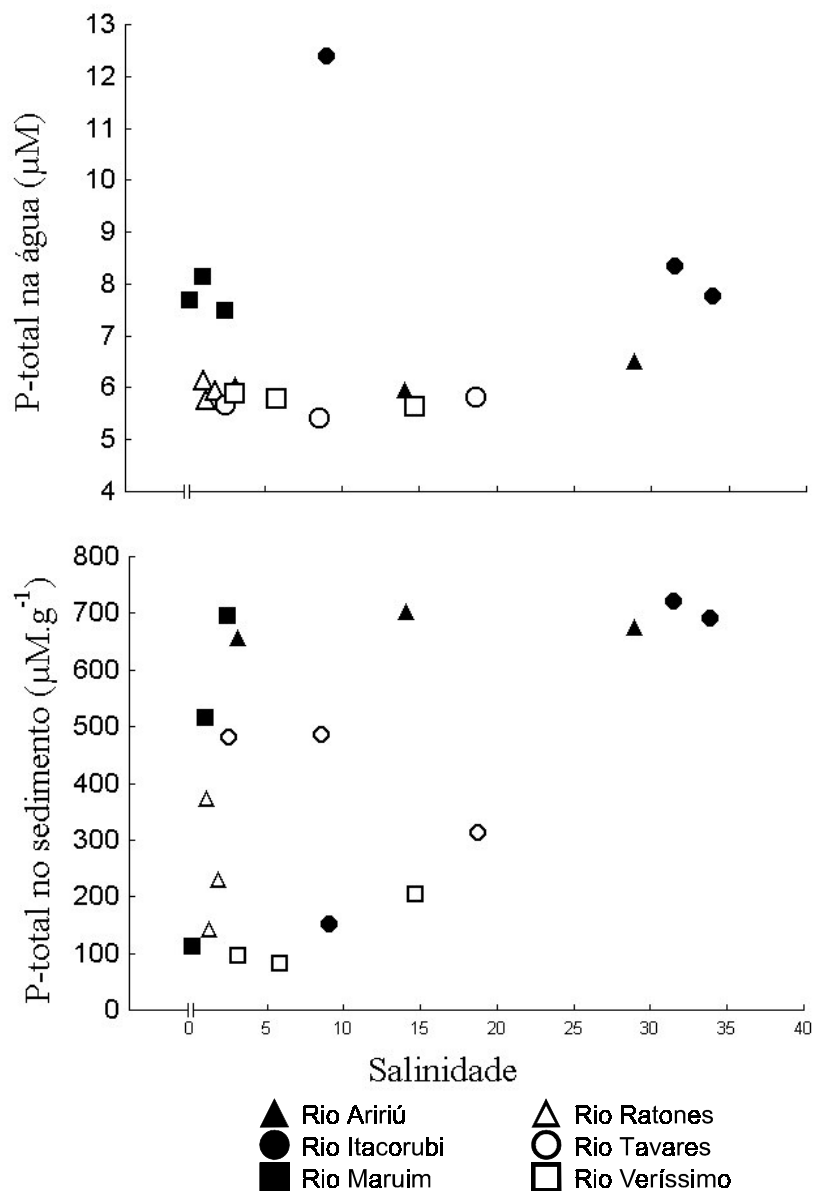


Figura 2. Concentração de P-total na água e no sedimento versus salinidade em rios da Baía da Ilha de Santa Catarina.

As análises de variâncias hierárquicas realizadas em separado para os teores de P-total na água e nos sedimentos mostraram as diferenças significativas existentes entre áreas urbanizadas e não urbanizadas, entre rios dentro de cada área e entre pontos dentro de cada rio (Tabela 1). Os testes de comparação múltipla para o P-total da água evidenciaram os maiores valores nos rios urbanizados e menores nos rios não urbanizados ($P < 0,05$). O teste mostrou que ocorreram diferenças entre dados dos rios urbanizados ($IT > MA > AR$, $P < 0,05$), mas não entre dados dos rios não urbanizados ($RA = VE = TA$, $P > 0,05$), e que as únicas diferenças significativas entre

pontos dentro de um mesmo rio estiveram relacionadas com as maiores concentrações de P-total registradas no ponto mais interno das águas do rio Itacorubi.

Tabela 1. Sumário das análises de variância hierárquica das concentrações de P-total na água e nos sedimentos de rios na Baía da Ilha de Santa Catarina. $n = 3$, g.l. = graus de liberdade, QM = quadrados médios, $F =$ teste- F , * diferenças significativas a $P < 0,05$.

Fontes de variação	g.l.	P-total na água		P-total no sedimento	
		QM	F	QM	F
Área	1	56,52	574,66*	1052612,00	65,45*
Rio	4	12,58	127,92*	167162,00	10,39*
Local	12	3,35	34,03*	109820,00	6,83*
Erro	36	0,10		16082,68	

Estas variações na concentração de P-total na água podem ser melhor compreendidas quando verificamos separadamente as formas orgânicas e inorgânicas. Na figura 3 pode ser observado o claro predomínio da forma orgânica sobre a inorgânica. Nas áreas não urbanas as concentrações tanto de P-inorgânico como de P-orgânico se mantiveram constantes ao longo de um mesmo rio e entre rios. Nas áreas urbanizadas, ao contrário, as concentrações do P-inorgânico foram maiores nos rios Itacorubi e Maruim, e as concentrações do P-orgânico foram menores para o rio Itacorubi. Quando comparados aos demais rios, os valores do P-inorgânico e P-orgânico no ponto mais interno do rio Itacorubi apresentaram uma clara tendência inversa, com concentrações maiores da forma inorgânica e menores da forma orgânica.

As comparações múltiplas para as concentrações de P-total dos sedimentos evidenciaram, da mesma forma que para os valores da água, as maiores concentrações nos rios urbanizados e menores nos rios não urbanizados ($P < 0,05$, Fig. 3). Para os rios urbanizados, as concentrações de P-total nos sedimentos foram maiores no rio Aririú do que em qualquer outro rio. Na área não urbanizada, as concentrações de P-total foram maiores no rio Tavares. Somente no ponto mais interno dos rios Itacorubi e Maruim foram encontradas concentrações de P-total nos sedimentos significativamente menores do que nos outros pontos destes rios. Não foram encontradas diferenças significativas nas concentrações de P-total ao longo dos outros rios estudados.

As concentrações de poli-P nos sedimentos também foram maiores nos rios urbanizados do que nos rios não urbanizados, ocorrendo distintas variações entre pontos dentro de um mesmo rio (Fig. 3).

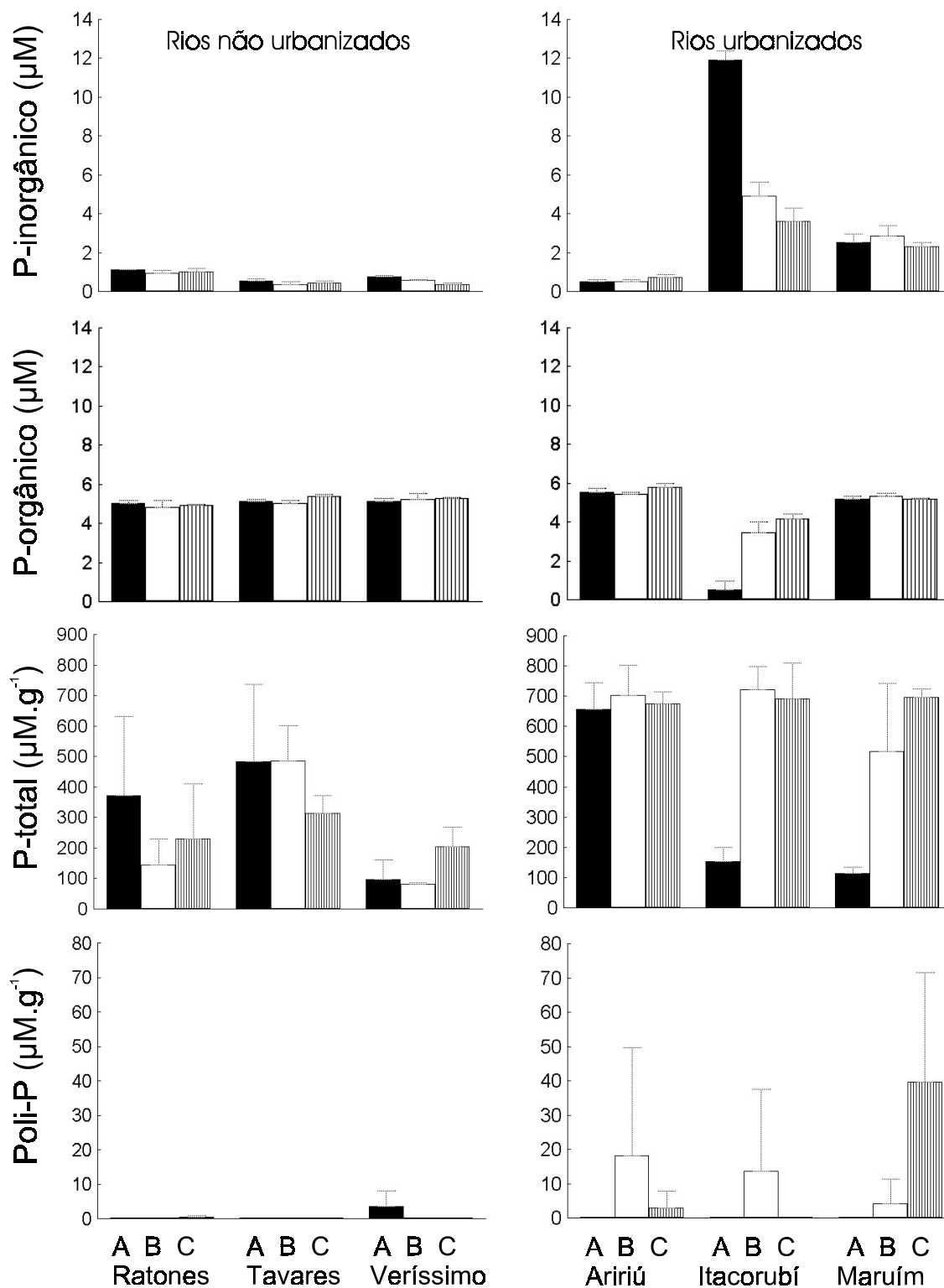


Figura 3. Concentrações de P-inorgânico e P-orgânico na água e P-total e Poli-P no sedimento ao longo de rios não urbanizados e urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina. A = ponto mais interno, B = ponto intermediário e C = ponto na desembocadura do estuário.

A análise de proximidade (n-MDS) dos dados de P-orgânico e P-inorgânico da água e P-total e poli-P dos sedimentos evidenciou as diferenças entre rios urbanizados e não urbanizados (ANOSIM, $R= 0,308$, $P = 0,001$, Fig. 4). As amostras dos rios não urbanizados ocorreram concentradas, evidenciando a forte agregação dos dados. Por outro lado, as amostras dos rios urbanizados ocorreram dispersas no gráfico, evidenciando a grande variação nas concentrações dos distintos tipos de P na água e nos sedimentos destes ambientes.

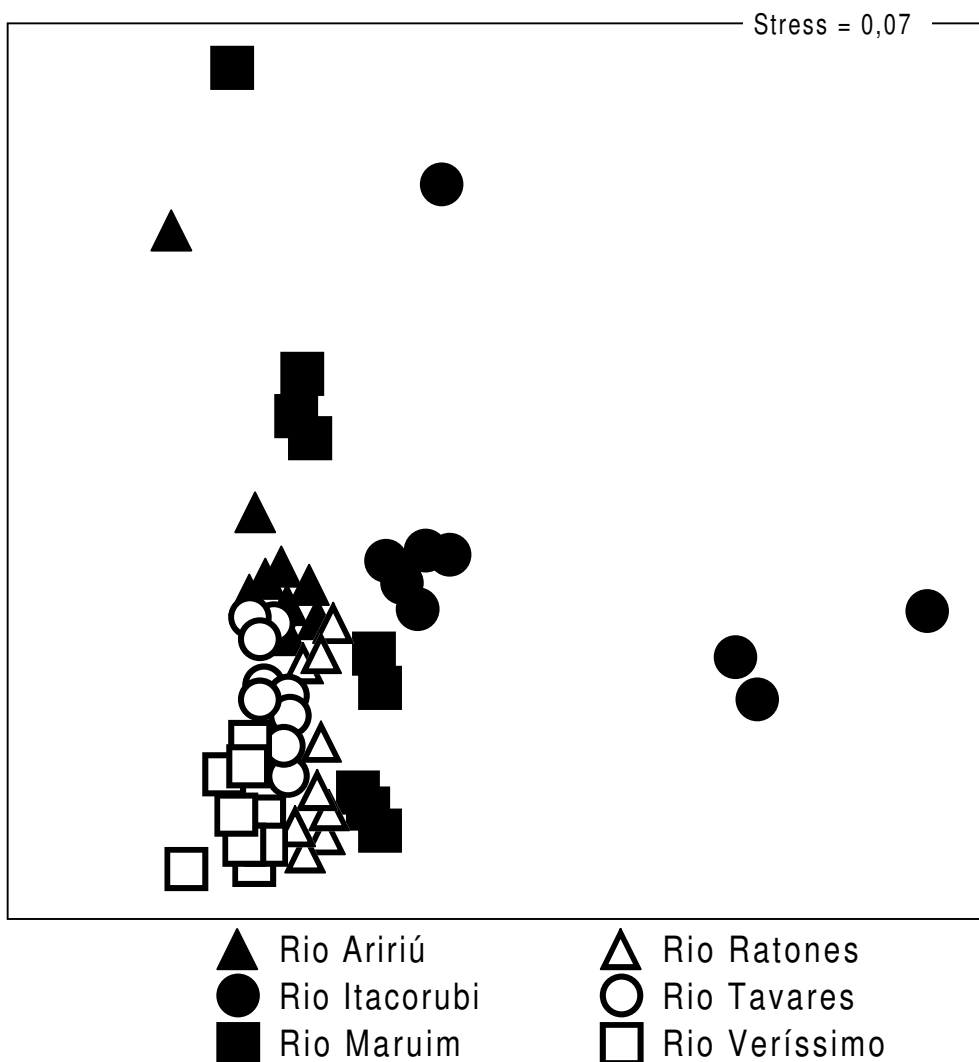


Figura 4. Configuração n-MDS das concentrações de P-inorgânico e P-orgânico na água e P-total e Poli-P nos sedimentos de rios não urbanizados (símbolos vazados) e urbanizados (símbolos cheios) da Baía da Ilha de Santa Catarina.

As tabelas 2 e 3 mostram um sumário das propriedades físico-químicas e biológicas da água dos sedimentos nos rios amostrados. Uma discussão mais detalhada de cada uma destas variáveis é

fornecida em Pagliosa *et al.* (2004a e 2004b). Em síntese, ocorre um gradiente de diluição da salinidade e da concentração de clorofila-*a* desde a região das desembocaduras até a porção interna dos estuários, acompanhado pelo aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido, material particulado em suspensão e de feofitina-*a*. Nos sedimentos, foi verificada uma tendência geral de aumento nos teores de matéria orgânica, sedimentos finos e carbonatos em direção ao mar.

Tabela 2. Média e desvio padrão de P-inorgânico, P-orgânico e propriedades físico-químicas da água de fundo de rios na Baía da Ilha de Santa Catarina.

Rios		P-inorgânico μM	P-orgânico μM	S	OD ml.L ⁻¹	MPS Mg.L ⁻¹	Clor- <i>a</i> μg.L ⁻¹	Feo- <i>a</i> μg.L ⁻¹
Ariirú	Média	0,58	5,60	15,35	1,60	24,24	13,65	57,61
	desvio	0,15	0,20	11,25	0,95	6,52	20,70	37,85
Itacorubi	Média	6,81	2,70	24,78	0,82	22,13	59,33	55,18
	desvio	3,90	1,71	12,27	0,89	4,59	49,70	69,30
Maruim	Média	2,56	5,22	1,16	4,42	34,09	20,17	26,28
	desvio	0,43	0,13	1,14	0,52	6,76	22,14	26,88
Ratones	Média	1,02	4,93	1,35	3,12	56,10	7,71	51,89
	desvio	0,13	0,22	0,36	0,11	5,72	11,36	39,19
Tavares	Média	0,44	5,18	9,91	1,58	18,59	14,83	15,13
	desvio	0,13	0,19	7,23	0,42	16,46	17,87	22,76
Veríssimo	Média	0,56	5,20	7,85	1,90	19,44	24,77	11,72
	desvio	0,18	0,20	5,34	0,61	8,21	24,64	11,94

Tabela 3. Média e desvio padrão de P-total, Poli-P e características sedimentológicas de rios na Baía da Ilha de Santa Catarina.

Rios		P-total μM.g ⁻¹	Poli-P μM.g ⁻¹	Carbonato %	MO %	Areia %	Finos %	Clor- <i>a</i> mg.m ⁻²	Feo- <i>a</i> mg.m ⁻²
Ariirú	Média	678,30	7,01	11,17	16,33	31,18	67,98	30,51	96,53
	desvio	72,07	18,04	3,85	5,19	23,27	24,16	22,38	57,30
Itacorubi	Média	522,19	4,57	10,92	10,88	32,62	64,52	28,97	61,81
	desvio	286,68	13,71	5,75	6,28	38,31	42,31	9,70	17,66
Maruim	Média	441,96	14,56	7,76	11,99	39,60	60,33	50,49	60,36
	desvio	282,91	24,98	6,65	7,65	39,63	39,74	42,16	48,83
Ratones	Média	248,77	0,11	8,16	9,15	69,95	29,31	23,31	54,81
	desvio	191,71	0,32	6,31	6,09	13,37	14,49	6,51	10,78
Tavares	Média	427,72	0,00	10,62	16,81	4,03	95,97	12,38	51,16
	desvio	166,09	0,00	1,32	1,93	3,19	3,19	8,59	20,54
Veríssimo	Média	128,26	1,17	5,09	2,93	85,58	14,42	13,39	28,15
	desvio	73,12	2,86	1,66	2,15	12,06	12,06	6,88	19,16

As análises de correlação de Pearson realizadas entre as formas inorgânica e orgânica do P e as variáveis físico-químicas e biológicas da água revelaram tendências diferentes para cada uma das formas de P analisadas e entre áreas urbanizadas e não urbanizadas (Tab. 4). Nas áreas não urbanas, as concentrações do P-inorgânico se correlacionaram positivamente com os teores de oxigênio dissolvido, matéria particulada em suspensão e feofitina-*a*, e inversamente com a salinidade e com a biomassa de clorofila-*a*. As concentrações do P-orgânico, ao contrário, se correlacionaram positivamente com a salinidade e biomassa de clorofila-*a*, negativamente com as concentrações da matéria particulada em suspensão e feofitina-*a* e não se correlacionaram significativamente com os teores de oxigênio. Nas áreas urbanizadas, as correlações entre as distintas formas de P e as variáveis físico-químicas e biológicas da água não seguiram o mesmo padrão encontrado para áreas não urbanizadas. As concentrações do P-inorgânico não se correlacionaram com nenhuma das variáveis estudadas, enquanto, as concentrações do P-orgânico se correlacionaram significativamente apenas com os teores de oxigênio dissolvido.

Tabela 4. Correlação Produto Momento de Pearson do P-orgânico e do P-inorgânico versus as propriedades da água de fundo em rios não urbanizados e urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina. * diferenças significativas a $P < 0,05$.

Propriedades da Água	Rios não urbanizados ($n = 27$)		Rios urbanizados ($n = 27$)	
	PID	POD	PID	POD
Salinidade	-0,71 *	0,57 *	0,03	-0,13
Secchi	-0,89 *	0,50 *	0,17	-0,25
pH	-0,74 *	0,57 *	0,03	-0,11
Oxigênio dissolvido	0,58 *	-0,31	-0,23	0,39 *
Material Particulado em Suspensão	0,73 *	-0,44 *	-0,25	0,35
Clorofila- <i>a</i>	-0,43 *	0,54 *	0,13	-0,18
Feofitina- <i>a</i>	0,40 *	-0,46 *	0,15	-0,16

As concentrações de P-total do sedimento apresentaram correlações significativas com os teores de carbonato, matéria orgânica, feofitina-*a* e partículas finas (silte-argila) do sedimento e inversas com a percentagem de areia tanto nas áreas urbanizadas como nas não urbanizadas (Tab. 5). As concentrações de poli-P no sedimento não se correlacionaram com nenhuma das variáveis

sedimentológicas e biológicas analisadas na área não urbanizada e somente com a biomassa de clorofila-*a* na área urbanizada.

Tabela 5. Correlação Produto Momento de Pearson do Fósforo total e do polifosfato versus as propriedades do sedimento em rios não urbanizados e urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina. * diferenças significativas a $P < 0,05$.

Características do Sedimento	Rios não urbanizados ($n = 27$)		Rios urbanizados ($n = 27$)	
	Poli-P	P-total	Poli-P	P-total
Carbonato	-0,15	0,69 *	-0,17	0,58 *
Matéria orgânica	-0,31	0,82 *	0,32	0,81 *
Areia	0,28	-0,59 *	-0,35	-0,81 *
Finos	-0,27	0,57 *	0,35	0,81 *
Clorofila- <i>a</i>	0,05	0,11	0,47 *	0,17
Feofitina- <i>a</i>	-0,37	0,54 *	0,20	0,49 *

A variação do P, com o resultado final de deposição (valores positivos) ou liberação (valores negativos), estimado para os vários rios estudados é apresentado na Figura 5 como uma função da concentração de P nos pontos mais internos (P_a^A) de cada rio. Para cada rio são apresentados três valores, relacionados aos cálculos realizados a partir de valores médios, da região intermediária e da desembocadura dos rios. Os resultados indicam não estar havendo consistência entre o comportamento esperado de deposição ou liberação de P de acordo com a caracterização do estuário como urbanizado ou não urbanizado. Segundo os valores calculados para os diferentes pontos ou média geral, nos rios Itacorubi, Maruim e Veríssimo ocorreu deposição de P, enquanto, nos rios Ratoes e Tavares ocorreu liberação de P. No rio Aririú ocorreu liberação de P segundo os dados médios e no ponto próximo da desembocadura (ponto c), enquanto houve deposição de P no ponto intermediário (ponto b).

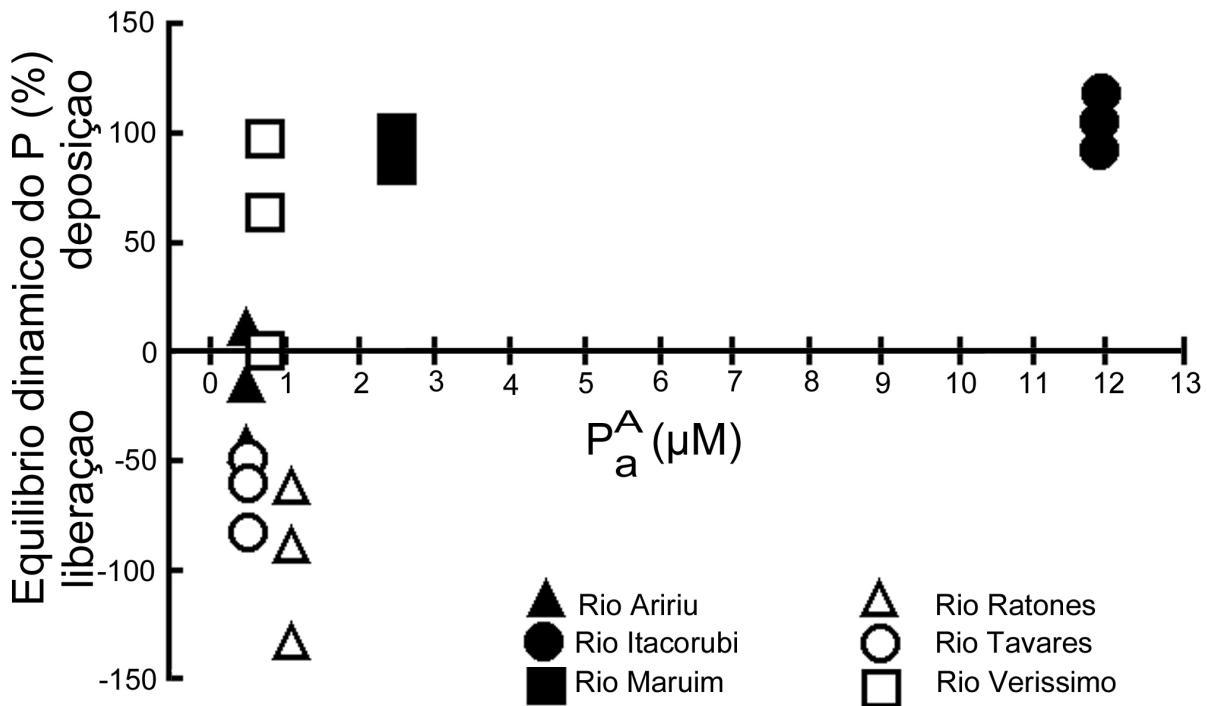


Figura 5. Modelo preditivo da variação do P (%), considerando deposição (+) e liberação (-) de P como uma função da concentração de P nos pontos mais internos (P_a^A) para rios não urbanizados (símbolos vazados) e urbanizados (símbolos cheios) da Baía da Ilha de Santa Catarina.

DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo evidenciaram o grande aporte de P proveniente de áreas urbanizadas. Na água, o P-inorgânico atingiu concentrações médias 5 vezes maiores nos rios urbanos do que nos rios não urbanos, enquanto o P-orgânico apresentou concentrações semelhantes em ambas as áreas. Nos sedimentos, a concentração de P-total foi duas vezes maior, enquanto a de poli-P foi 20 vezes maior na área urbanizada do que na não urbanizada. Este resultado foi o esperado, uma vez que o despejo de efluentes urbanos e rurais são os principais agentes causadores do aumento do P e de outros nutrientes dissolvidos no ambiente aquático (Caraco, 1995). Antes do início do processo de urbanização, c. do ano de 1800, o mar adjacente parece ter sido o principal fornecedor de P para os sistemas estuarinos (de Jonge *et al.*, 2002). Após a urbanização crescente, ocorreu uma inversão, com os estuários passando a atuar como verdadeiros reservatórios de P para o mar adjacente e, conseqüentemente, como reguladores da produção primária costeira (Howarth *et al.*, 1995).

Em países fortemente urbanizados, o aumento nas concentrações de P tem sido registrado como acompanhando o período de desenvolvimento. Em alguns locais este processo está sendo revertido através da remoção de emissários submarinos e implementação do tratamento dos efluentes. Entretanto, após um período inicial de diminuição nas concentrações de P no ambiente, os níveis registrados voltam a aumentar (Zhou *et al.*, 2000; Foy *et al.*, 2003). Com o controle do P de origem pontual, conhecida, o P de origem difusa, não conhecida, começa a ter uma maior importância e mantém as concentrações em níveis elevados. Provavelmente, o principal causador deste aumento nas concentrações é o uso excessivo de P na agricultura, desde épocas passadas até hoje. Processos de oxidação-redução no sedimento medeiam a liberação do P acumulado nos solos (Cloern, 2001). Através do mecanismo tampão, o P em excesso que ficou acumulado no solo, ou seja, que não foi utilizado pelas plantas e que não foi imediatamente disponibilizado para os corpos aquáticos próximos das plantações, passa a ser liberado para o ambiente. A agricultura é tida como um dos principais fatores afetando o movimento do P da terra para o mar. Estima-se que o fluxo global do P para os oceanos aumentou 3 vezes após o desenvolvimento da agricultura (Howarth *et al.*, 1995).

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, a contenção do P de origem pontual e difusa é insipiente e, atualmente, de poucos resultados práticos. Na região urbana que drena para a Baía da Ilha de Santa Catarina, os efluentes residenciais são despejados diretamente das casas ribeirinhas ou via canais pluviais que captam os efluentes das casas na região. Na melhor das condições, são construídas fossas para retenção das fezes e da gordura. A estatística oficial para o estado de Santa Catarina aponta que somente 13 % das residências possuem rede coletora de esgoto e outras 46 % possuem fossa séptica (IBGE, 2002). Na região rural que drena para a baía, as propriedades são de pequeno porte, de tamanho inferior a 50 ha e estão baseadas na cultura de hortifrutigranjeiros, principalmente tomate (Santa Catarina, 2000). O cultivo do tomate despense até cinco aplicações semanais de defensivos agrícolas. Estima-se o uso de 188 kg/ano de agrotóxicos por propriedade rural, em sua maioria pertencente aos grupos químicos dos carbamatos e organofosforados

(Oliveira, 1997; Leão 1998). Estes altos valores são resultado, sobretudo do uso de dosagens acima do recomendado nas aplicações dos defensivos. Uma vez dispostos no ambiente, os carbamatos e organofosforados são rapidamente hidrolisados resultando em compostos nitrogenados e fosfatados.

A grande carga de compostos despejados em direção ao mar altera os fluxos naturais e as relações existentes entre os diversos tipos de substâncias (Jickells, 1998). No presente estudo, este fato ficou bastante evidente com a comparação do comportamento de diferentes formas de P na água e nos sedimentos ao longo de rios urbanizados e não urbanizados. O P-inorgânico e o P-orgânico na água em rios não urbanizados estiveram intimamente relacionados com as propriedades físico-químicas da água e com a biomassa fitoplanctônica nestas áreas. Nos rios urbanizados, ao contrário, as tendências espaciais nas concentrações das diferentes formas do P não seguiram as mesmas tendências que as propriedades físico-químicas e nem estiveram relacionadas com a biomassa fitoplanctônica nas águas. Além disto, as análises evidenciaram que em áreas urbanizadas, ao contrário das áreas não urbanizadas, o comportamento do P na água varia entre rios e entre pontos dentro de um mesmo rio. Estes resultados indicam consistentemente que, tanto o P de origem pontual como o de origem difusa, contribuem para a manutenção das elevadas concentrações deste elemento no ambiente e alteram os fluxos naturais ao longo dos estuários.

No presente estudo, não foram quantificadas separadamente as formas orgânicas e inorgânicas de P no sedimento, entretanto, as concentrações de poli-P, um tipo de P-inorgânico, e do P-total foram avaliadas. O poli-P não ocorre naturalmente em ambientes marinho-costeiros, sendo registrado principalmente nas camadas superficiais de sedimentos em lagos (Carman *et al.*, 2000). Sua presença em sistemas estuarinos é normalmente associada ao uso e despejo de detergentes domésticos e industriais (Grasshoff *et al.*, 1983). No presente estudo, foi registrada a presença de poli-P em cinco dos seis rios avaliados. As concentrações foram mais elevadas nos rios urbanizados do que nos rios não urbanizados e estiveram relacionadas com a concentração de clorofila-*a*. Este resultado indica que o poli-P pode estar agindo no ambiente como uma fonte adicional de fósforo inorgânico. Testes em campo e laboratório têm mostrado que o poli-P é usado

durante o crescimento de microalgas (Aidar *et al.*, 1997) e que bactérias e outros organismos podem acumular longas cadeias de poli-P intracelularmente durante condições aeróbicas e na hidrólise, durante condições anóxicas (Gächter *et al.*, 1988). Entretanto, o poli-P pode também agir como um agente tóxico, dependendo das concentrações, dos organismos envolvidos, das características do ambiente e do sinergismo com outros compostos poluentes.

A presença de poli-P nos sedimentos de estuários urbanizados era esperado e tem relação direta com a urbanização no entorno dos corpos aquáticos. Entretanto, o registro de poli-P em dois dos nove pontos avaliados em rios não urbanizados indicam a necessidade de um maior controle da urbanização no entorno das unidades de conservação local. O ponto do rio Ratonas onde houve registro de poli-P tem confluência com o rio Papaquara que drena uma ampla área urbanizada no extremo norte da Ilha de Santa Catarina. A região mais interna do rio Veríssimo, onde foi detectado o poli-P, fica próximo dos limites da área de mangue e da própria unidade de conservação. Embora a região próxima seja caracteristicamente dominada por vegetação de restinga e as propriedades sejam formadas por pequenos estabelecimentos rurais, ocorre atividade de extração de areia. Provavelmente o uso de detergentes na lavagem do maquinário pode ser uma das possíveis fontes de poli-P para os sedimentos locais.

As variações espaciais nas concentrações de P-total dos sedimentos, tanto nas áreas urbanizadas como nas não urbanizadas, estiveram relacionadas com as variações nos teores de matéria orgânica, carbonatos e tamanho dos grãos de sedimentos. Da mesma forma que as concentrações de P-total na água, as concentrações de P-total nos sedimentos apresentaram variações entre pontos dentro de um mesmo rio nas áreas urbanizadas. Nos pontos mais internos dos rios Maruim e Itacorubi os sedimentos foram compostos por partículas mais grosseiras, e conseqüentemente, menores teores de matéria orgânica. Nestes mesmos pontos foram registradas elevadas concentrações de P-inorgânico na água, evidenciando a baixa capacidade de adsorção do P pelos sedimentos locais.

A adsorção do P às partículas de sedimento pode ocorrer segundo dois processos, uma

sorção rápida sobre superfícies reativas, seguida de uma dissolução lenta para a sub-superfície das partículas (Froelich, 1988). Os estuários avaliados no presente estudo são de pequeno porte e mais sujeitos a fluxos infrequentes, quando comparados a grandes sistemas estuarinos. A imprevisibilidade ambiental pode mediar os processos de adsorção-desorção e precipitação-dissolução através da remobilização das partículas de sedimentos e da água. Em estuários de pequeno porte, a cinética do processo de adsorção, ou seja, a variação do fosfato adsorvido com o tempo da reação, pode ser um fator importante, uma vez que o tempo de residência da água pode ser muito curto para atingir o equilíbrio das reações. Este fato pode explicar as variações localizadas nos fluxos sedimento-água ao longo dos rios estudados. Por outro lado, a capacidade de adsorção do P às partículas está relacionada com a composição do sedimento. Como evidenciado no presente estudo, sedimentos com elevados teores de areia possuem pequena área de superfície e conseqüentemente tem menor importância no processo de adsorção. Ao contrário, sedimentos com elevados teores de matéria orgânica, e conseqüentemente de hidróxidos Fe e Al, possuem grande capacidade adsorviva pelo P (Lopez *et al.*, 1996). Em estuários com esse tipo de sedimento, decréscimos nas concentrações de oxigênio podem ainda promover a redução do ferro e a liberação do P (Carreira & Wagener, 1998), influenciando localmente a direção do fluxo do P.

A crescente ocupação do entremarés nos rios urbanizados estudados, com o aterro de áreas com bosques de manguezal e marisma, são frequentes e tendem a indisponibilizar sedimentos que serviriam de depósito do P. A supressão de áreas de manguezal e marisma reduz o tempo de residência da água no sistema e tende a intensificar o fluxo das águas durante a maré vazante (Wolanski & Ridd, 1986), o que também favorece a exportação do P para o mar adjacente (Salcedo & Medeiros, 1995; Tappin, 2002). As elevadas concentrações de P entrando no sistema também induzem a uma maior taxa de exportação. Entretanto, modelagens das variações do P sugerem que estuários poluídos tenderiam a servir mais como depósitos, enquanto estuários não poluídos tenderiam a funcionar como fontes de P para as águas costeiras próximas (Prastka *et al.*, 1998). Esta aparente contradição no balanço final entre exportação ou deposição do P pelos estuários é

compreensível, uma vez que o fluxo de P segue um caminho complexo e não linear por causa das interações sedimento-água que alteram as concentrações ao longo dos rios e estuários. O uso de um planejamento amostral hierárquico, comparando diferentes escalas de variação do P entre diversos rios poluídos e não poluídos foi capaz de detectar diferenças entre grupos de rios e diferenças dentro de um mesmo rio.

Em síntese, o uso de um modelo de equilíbrio dinâmico do P (K_d) evidenciou que ambos os tipos de estuários, urbanizados e não urbanizados, podem atuar tanto como locais de depósito como fontes de P. A análise em separado para diferentes pontos ao longo de cada um dos seis rios mostrou ainda que podem ocorrer áreas de exportação e deposição dentro de um mesmo estuário, independente se em área poluída ou não poluída.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Aidar, E.; Sigaud-Kutner, T.C.S.; Nishihara, L.; Schinke, K.P.; Braga, M.C.C.; Farah, R.E. & Kutner, M.B.B. 1997. Marine phytoplankton assays: effects of detergents. *Marine Environmental Research*, 43: 55-68.
- Armstrong, F.A.; William, P.M., & Strickland, J.D.H., 1966. Photooxidation of organic matter in sea water by ultraviolet radiation, analytical and other applications. *Nature*, 211, 463-481.
- Áspila, K.I.; Agemian, H. & Chau, S.Y. 1976. A sei-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.
- Braga, E. S., Bonetti, C.V.D.H.; Burone, L. & Bonetti Filho, J. 2000. Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 165-173.
- Caraco, N.F. 1995. Influence of human population on P transfers to aquatic systems: a regional scale study using large rivers. In: *Phosphorus in the global environment*. Tiessen, H. (ed.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, p. 235-244.
- Carman, R.; Edlund G. & Damberg, C. 2000. Distribution of organic and inorganic phosphorus

- compounds in marine and lacustrine sediments: a ^{31}P NMR study. *Chemical Geology*, 163: 101-114.
- Carreira, R. & Wagener, A.L.R. 1998. Speciation of sewage derived phosphorus in coastal sediments from Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 818-827.
- Carver, R.E. 1970. *Procedures in sedimentary petrology*. NY: John Wiley & Sons. 650p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environmental Research Council, Plymouth, UK. 144p.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- Cruz, O. 1998. *A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo; um estudo de geomorfologia costeira*. Editora da UFSC, Florianópolis, Brasil. 276p
- de Jonge, V.N.; Elliot, M. & Orive, E. 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476: 1-19.
- Foy, R.H.; Lennox, S.D. & Gibson, C.E. 2003. Changing perspectives on the importance of urban phosphorus inputs as the cause of nutrient enrichment in Lough Neagh. *The Science of the Total Environment*, 310: 87-99.
- Froelich, P.N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: a primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*, 33: 649-668.
- Gächter, R.; Meyer, J.S. & Mares A. 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnology and Oceanography*, 33: 1542-1558.
- Grasshoff, K; Ehrhardt, M. & Kremling, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2ed. Weinheim: Verlag Chemie. 419p.
- Howarth, R.W.; Jensen, H.S.; Marino, R. & Postma, H. 1995. Transport to and processing of P in near-shore and oceanic waters. In: *Phosphorus in the global environment*. Tiessen, H. (ed.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, p. 323-345.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. *Indicadores de desenvolvimento sustentável*.

- Série estudos e pesquisas n° 2, Rio de Janeiro, Brasil. 191p.
- Jickells, T.D. 1998. Nutrient biogeochemistry of the coastal zone. *Science*, 281: 217-222.
- Leão, J.C. 1998. *Estudo do movimento do Carbofuran no perfil de um solo agrícola*. Dissertação de mestrado, Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.
- Lopez, P.; Lluch, X.; Vidal, M. & Morguí, J.A. 1996. Adsorption of Phosphorus on Sediments of the Balearic Islands (Spain) Related to Their Composition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 185-196.
- Machado, E.C.; Daniel, C.B.; Brandini, N. & Queiroz, R.L.V. 1997. Temporal and spatial dynamics of nutrients and particulate suspended matter in Paranaguá Bay, Pr, Brazil. *Neritica*, 11: 17-36.
- Morris, A.W. 1986. Removal of trace metals in the very low salinity region of the Tamar Estuary, England. *The Science of the Total Environment*, 49: 297-304.
- Oliveira, F.B. 1997. *Manejo de produtos residuários do uso de agrotóxicos na Bacia Hidrográfica do Cubatão do Sul*. Dissertação de mestrado, Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFSC.
- Pagliosa, P.R.; Fonseca, A. & Barbosa, F.A.R., 2004a. Evidence of systemic changes in trace metal concentrations in subtropical estuarine sediments as a result of urbanization. *Journal of Coastal Research*, 39: 00-00.
- Pagliosa, P.R.; Fonseca, A.; Barbosa, F.A.R. & Braga, E., 2004b. Urbanization impact on subtropical estuaries: a comparative study of mangrove pelagic systems in urban areas and in conservation units. *Journal of Coastal Research*, 39: 00-00.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 333-65.
- Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L.; Grove, J.M.; Nilon, C.H.; Pouyat, R.V.; Zipperer, W.C. & Constanza, R. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan áreas. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 32: 127-157.
- Plante-Cuny, M.R. 1978. Pigments photosynthétiques et production primaire des fonds meubles néritiques d'une région tropicale (Nosy-Bé, Madagascar). *Trav. Doc. ORSTOM*, 96: 1-359.

- Prastka, K.; Sanders, R. & Jickells, T. 1998. Has the role of estuaries as sources or sinks of dissolved inorganic phosphorus changed over time? Results of K_d study. *Marine Pollution Bulletin*, 36: 718-728.
- Roczanski, M.; Costa, S.W.; Boll, M.G.; Oliveira Neto, F.M. 2000. A evolução da aquicultura no estado de Santa Catarina - Brasil. Anais do Simpósio Brasileiro de Aquicultura, ABRAq. Florianópolis, Brasil. CD-ROM.
- Salcedo, I.H. & Medeiros, C. 1995. Phosphorus transfer from tropical terrestrial to aquatic systems - mangroves. In: Phosphorus in the global environment. Tiessen, H. (ed.). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, p. 347-362.
- Santa Catarina. 2001. *Síntese anual da agricultura de Santa Catarina - 1999/2000*. V1. Governo de Estado de Santa Catarina - ICEPA. Florianópolis. 170p.
- Saraiva, E.S.B.G., 2003. Nitrogênio e fósforo totais dissolvidos e suas frações inorgânicas e orgânicas: considerações sobre a metodologia aplicada e estudo de caso em dois sistemas estuarinos do Estado de São Paulo. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, tese de Livre Docência, 133 p.
- Smil, V. 2000. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. *Annu. Rev. Energy Environ.*, 25: 53-88.
- Smith, V.H.; Tilman, G.D. & Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196.
- Strickland, J.D.H & Parson, T. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2 (Bulletin, 122) Ottawa: Fisheries Research, Board of Can. 172p.
- Tappin, A.D. 2002. An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 885-901.
- Turner, A. 1996. Trace-metal partitioning in estuaries: importance of salinity and particle concentration. *Marine Chemistry*, 54: 27-39.

- Van Der Koou, L.A.; Van De Meent, D; Van Leeuwen, C.J. & Bruggeman, W.A. 1991. Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partitioning method. *Water Research*, 25: 697-705.
- Wolanski, E. & Ridd, P.V. 1986. Tidal mixing and trapping in mangrove swamps. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 23: 759-771.
- Zhou, Q.; Gibson, C.E. & Foy, R.H. 2000. Long-term changes of nitrogen and phosphorus loadings to a large lake in north-west Ireland. *Water Research*, 34: 922-926.

Capítulo 5 - Predizendo a Variação Espacial da Macrofauna Bêntica em Áreas Urbanizadas e em Unidades de Conservação Através das Diferenças Ambientais

RESUMO

A crescente urbanização pode causar alterações nas propriedades da água, dos sedimentos e das comunidades bênticas em sistemas estuarinos. Em lugares onde não há dados históricos para o direto estabelecimento entre causas e efeitos das mudanças ambientais, a comparação entre áreas urbanizadas e não urbanizadas pode ser uma alternativa. Os impactos da urbanização sobre as associações bênticas macrofaunais foram investigados utilizando-se um planejamento amostral hierarquizado, avaliando as mudanças espaciais dentro de um mesmo rio, entre rios de um mesmo grupo e entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados. Adicionalmente, foram construídos modelos preditivos para a fauna tendo como base as características dos sedimentos e da água em rios urbanizados e não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. A comunidade bêntica diferiu tanto na estrutura como no padrão de variação entre áreas urbanizadas e não urbanizadas. A fauna bêntica pôde ser separada em: i) associação de espécies sensíveis, formada pelos poliquetas *Nephtys fluviatilis* e *Heteromastus similis* e pelo crustáceo *Kalliapseudes schubarti*; e ii) associação de espécies tolerantes, formada pelo poliqueta *Laeonereis acuta* e por um oligoqueta Tubificidae não identificado. A associação de espécies mais sensível às alterações ambientais apresentou menor variação na abundância entre pontos nas áreas urbanizadas. Ao contrário, a associação de espécies mais tolerantes mostrou um aumento na variação entre pontos nos rios urbanizados. Não só as mudanças nas características dos sedimentos, mas também das propriedades da água estiveram diretamente relacionadas com as alterações na fauna.

INTRODUÇÃO

O processo de urbanização pode ser entendido como um domínio demográfico e um importante agente recente de transformação da terra (Pickett *et al.*, 2001). Apesar do rápido crescimento das áreas metropolitanas, áreas suburbanas estão crescendo mais rapidamente do que qualquer outra zona. Este crescimento ocorre sobre e interdigitado com áreas naturais e tem causado alterações nas características físicas, químicas e biológicas de sistemas aquáticos adjacentes a urbanização (Paul & Meyer, 2001).

A urbanização em geral, e principalmente nas regiões costeiras, é tida como responsável por disponibilizar elevadas concentrações de nutrientes para o ambiente aquático. O uso em larga escala de fertilizantes artificiais e detergentes e a ampla conexão de sistemas de esgotos para o mar tem produzido um novo e já comum processo denominado eutrofização cultural (Smith *et al.*, 1999; de Jonge *et al.*, 2002). Nestes casos, os sedimentos e a água próxima ao fundo podem sofrer hipoxia ou anoxia decorrente do aumento da respiração e da decomposição da matéria orgânica, o que muitas vezes causa mortandade massiva da fauna bêntica. Em virtude de sua grande capacidade assimilativa, através de processos de transformação e retenção dos nutrientes, são necessárias grandes quantidades de matéria orgânica para criar um efeito deletério sob os sistemas estuarinos. Normalmente, o que ocorre nos sistemas aquáticos é o estímulo da produção primária e mudanças na estrutura das comunidades.

Além da eutrofização, a entrada de poluentes e de espécies invasoras, a sobre-pesca, a alteração de habitats e as mudanças climáticas globais são as principais causas de mudanças da biodiversidade em ecossistemas costeiros rasos (New, 1995; Levin *et al.*, 2001). Em estuários urbanizados, onde ocorre a maioria destas perturbações, a manutenção das propriedades ecológicas é dependente do balanço entre a sua capacidade de diluir as substâncias e a magnitude da entrada dos poluentes no sistema, assim como das trocas entre os distintos ambientes (Lee, 1999; Cloern, 2002). O funcionamento destas zonas de transição é dependente primariamente dos fluxos de energia e matéria com o ambiente terrestre e com o mar adjacente (Dame & Allen, 1996; Koch &

Wolff, 2002). A variabilidade espacial, a composição e riqueza de espécies da macrofauna são particularmente importantes neste processo de trocas, porque servem como indicadoras das mudanças ambientais e também como mediadoras dos fluxos entre os diferentes compartimentos do sistema. A fauna bêntica é o principal elo entre os produtores primários e os consumidores secundários nos estuários (Foreman *et al.*, 1995; Raffaelli, 1999).

Os estudos sobre ecologia de comunidades bênticas de fundo mole em sistemas estuarinos na costa Atlântica da América do Sul são recentes e na grande maioria dos casos não há dados históricos nem programas novos de contínuo monitoramento. Assim como em outras partes do mundo, alterações na estrutura das comunidades bênticas têm sido associadas a mudanças ambientais promovidas pela crescente urbanização. Entretanto, relações diretas de causa-efeito têm sido registradas apenas quando os impactos são óbvios (Bemvenuti *et al.*, 2003). Em locais onde a urbanização é menos intensa, praticamente não há registros publicados. Nestes locais, os efeitos diretos e combinados da urbanização são mais difíceis de quantificar. As fontes de poluição são variadas e estão dispersas no ambiente, dificultando estabelecer quaisquer relações de causa-efeito.

A comparação entre vários locais urbanizados e vários não urbanizados pode ser uma alternativa para estabelecermos relações de causas e conseqüências das mudanças ecológicas em sistemas estuarinos com ausência de dados históricos. Neste caso, apesar das diferenças intrínsecas a cada sistema, estuários de mesmo porte, localizados na mesma região geográfica, possuindo características ambientais semelhantes e variando basicamente na presença ou ausência de urbanização no seu entorno, podem ser contrastados.

O objetivo do presente estudo é investigar a influência da urbanização na biomassa, composição, riqueza de espécies e variabilidade espacial das associações bênticas macrofaunais e formular modelos preditivos com base nas características dos sedimentos e da água em rios urbanizados e não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina. Como rios urbanizados foram selecionados aqueles diretamente sob pressão antrópica e como rios não urbanizados foram selecionados aqueles sob conservação, na forma de reservas biológicas federais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e planejamento amostral

A Baía da Ilha de Santa Catarina (27° 29'S - 48° 30'W) é um grande canal onde deságuam vários pequenos estuários com nascentes na Serra do Mar próxima. Tanto na ilha como no continente a planície de sedimentos flúvio-marinhos do quaternário é colonizada por extensas faixas de manguezal e marismas. Os manguezais estão no seu limite sul de distribuição geográfica na costa Atlântica da América do Sul e são compostos predominantemente pelas espécies *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. As marismas são formadas pela gramínea *Spartina alterniflora*. A profundidade máxima dos estuários é de 3 m e os sedimentos são em sua maioria areno-lodosos. A variação das marés é mínima (micromarés), de regime semi-diurno com desigualdades diurnas, cuja influência atinge não mais que 3 km estuários adentro. Os ventos do quadrante sul e norte são os principais agentes físicos influenciando a hidrodinâmica local. O clima da região é subtropical úmido não havendo estação seca característica, mas sim uma redução do volume de chuvas de abril a setembro (Cruz, 1998).

Os rios locais formam um grande mosaico de áreas urbanizadas intercaladas com unidades de conservação (Cap. 1 - Fig. 1). Esta situação possibilitou a discriminação de rios com características ambientais muito similares em: i-) rios urbanizados e ii-) rios não urbanizados. Para o estudo da macrofauna bêntica, das características físicas e químicas dos sedimentos e da água foi usado um planejamento amostral hierárquico, comparando variações espaciais pontuais (dentro de um mesmo rio), locais (entre rios de um mesmo grupo) e regionais (entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados). Em cada rio foram estabelecidos três pontos amostrais, próximo a desembocadura, na área limite de influência das marés e na região intermediária entre estas duas situações.

Procedimento amostral

As amostragens foram realizadas em abril de 2002. Em cada ponto, através de mergulho

autônomo foram tomadas três amostras. Para a macrofauna, quatro unidades amostrais de 15 cm de diâmetro por 10 cm de altura foram coletadas para compor cada amostra. Ainda em campo as amostras foram triadas sob peneira de malha 0,5 mm e preservadas em formalina 5 % tamponada com água do mar. Em laboratório, sob microscopia a fauna foi separada, contada e identificada até o menor nível taxonômico possível. A biomassa total dos organismos foi determinada pela perda de peso sob ignição a 550 °C durante 1 h, após secagem a 60 °C até peso constante. Adicionalmente, utilizando-se delimitadores de 11 cm de diâmetro e 2 cm de profundidade, previamente lavados com HCl 10 % e água destilada, foram coletadas três amostras de sedimento para análise do fósforo total e do polifosfato e três amostras para análises sedimentológicas. O fósforo total foi determinado pelo método colorimétrico segundo Armstrong *et al.* (1966) e Grassholff *et al.* (1983). O polifosfato foi avaliado utilizando-se o método proposto por Áspila *et al.* (1976) com adaptações de Strickland & Parsons (1972) utilizando-se extração por 16 h e digestão ácida. O teor de matéria orgânica dos sedimentos foi determinado pela porcentagem da diferença de peso após ignição (550 °C por 1 h) e queima com H₂O₂ e os de carbonato por acidificação (HCl a 10 %). As análises granulométricas foram realizadas pelo método de pipetagem e peneiramento segundo Carver (1970). A biomassa microfitobêntica foi coletada em triplicata com amostrador de 1 cm de diâmetro e 1 cm de altura. A extração dos pigmentos, a leitura das absorbâncias da clorofila-*a* e da feofitina-*a* e os cálculos das concentrações foram realizados segundo método descrito por Plante-Cuny (1978).

A água de fundo em cada ponto e rio estudado foi coletada em triplicata. As amostras foram filtradas através de uma membrana de 0,45 µm (filtro GF-52C Schleicher & Schuell) para estimativa do material particulado em suspensão e dos pigmentos fitoplanctônicos, clorofila-*a* e feofitina-*a* (Strickland & Parson, 1972). Os filtrados foram utilizados para a análise dos nutrientes inorgânicos dissolvidos. O fósforo total e o silicato foram determinados pelo método colorimétrico segundo Armstrong *et al.* (1966) e Grassholff *et al.* (1983). O nitrogênio total foi analisado utilizando-se um sistema autoanalyzer II® - Bran-Luebbe. As amostras para análise de oxigênio dissolvido foram coletadas e processadas de acordo com o método Winkler (Grasshoff *et al.*, 1983).

Em laboratório, a salinidade foi medida pelo método da condutividade (TDS Hach mod. 44600).

Análise dos dados

A análise de variância hierárquica foi utilizada para testar as diferenças na densidade total, biomassa total, riqueza de espécies e densidade de espécies selecionadas entre áreas, rios (encadeados dentro da respectiva área) e pontos de amostragem (encadeados dentro do respectivo rio e área). Quando significativas, as diferenças foram avaliadas através do teste de comparações múltiplas Newman-Keuls. A homogeneidade das variâncias foi previamente verificada pelo teste de Cochran e quando necessário foi utilizada a transformação logarítmica.

O padrão de distribuição multidimensional dos dados foi descrito utilizando-se a análise de ordenação n-MDS. Para a fauna foram usados índices de dissimilaridade de Bray-Curtis sob dados não transformados e para as variáveis ambientais, índices de distância euclidiana normalizada sob dados logaritmizados. As diferenças na estrutura multidimensional para toda a comunidade bêntica e para as variáveis ambientais foi avaliada através da análise de similaridade (ANOSIM, Clarke & Warwick, 1994). Para selecionar as espécies que melhor representaram o padrão de toda a comunidade foi aplicado um algoritmo “forward selection backward elimination” (BVSTEP, Clarke & Warwick, 1998). O algoritmo extrai da matriz original o conjunto de espécies com valor de correlação de Sperman maior que 0,95. Após discriminação do primeiro conjunto de espécies, segue-se investigando se outros conjuntos de espécies também representam bem o padrão da comunidade.

Todas as variáveis ambientais foram usadas em conjunto (água + sedimento) e separadas (água e sedimento) nas análises de regressão múltipla para construir modelos preditivos para a fauna em áreas urbanizadas e em áreas não urbanizadas. Para evitar redundância, variáveis com valores de tolerância menor que 0,5 foram excluídas da análise. As significâncias dos modelos foram testadas usando ANOVA.

Tabela 1. Média (ind.0,07 m⁻²) e desvio padrão (em parêntesis) das características descritivas e das espécies da macrofauna bêntica em rios da Baía da Ilha de Santa Catariana.

	Airiú	Itacorubi	Maruim	Ratones	Tavares	Veríssimo
Biomassa (x 10 ⁻⁴ g PSLC)	79,1 (96,7)	482,0 (720,2)	60,9 (43,8)	82,8 (81,7)	179,7 (138,7)	224,2 (308,7)
Densidade Total	49,3 (53,8)	36,7 (73,5)	75,3 (73,6)	100,7 (129,4)	93,0 (71,6)	273,7 (329,3)
Número de espécies	6,6 (2,9)	2,6 (1,6)	3,7 (2,4)	5,4 (1,7)	4,3 (0,5)	7,4 (1,4)
POLYCHAETA						
<i>Heteromastus similis</i>	23,3 (43,9)	0,9 (1,7)	0,9 (1,5)	77,1 (117,0)	12,7 (9,6)	50,8 (55,0)
<i>Nephtys fluviatilis</i>	8,3 (6,7)	-	-	14,9 (15,3)	47,7 (31,3)	2,7 (1,5)
<i>Capitella</i> sp.	0,4 (0,9)	0,1 (0,3)	3,4 (4,8)	1,1 (1,8)	-	4,1 (5,3)
<i>Laonereis acuta</i>	0,1 (0,3)	5,7 (8,7)	1,1 (1,8)	-	-	0,6 (1,3)
<i>Aricidea (aricidea)</i> sp.	1,8 (4,6)	-	-	-	-	0,6 (1,1)
<i>Scoloplos (Leodamas)</i> sp.	0,2 (0,7)	0,1 (0,3)	-	0,8 (1,3)	0,7 (1,0)	0,2 (0,4)
<i>Glycinde multidentis</i>	0,6 (1,0)	0,1 (0,3)	-	0,2 (0,4)	0,3 (1,0)	0,6 (0,9)
<i>Polydora websteri</i>	1,2 (3,3)	-	-	-	-	-
<i>Isolda pulchella</i>	-	-	-	1,0 (1,0)	-	-
<i>Sigambra grubii</i>	0,2 (0,7)	-	-	-	-	0,4 (1,0)
<i>Mediomastus californiensis</i>	0,1 (0,3)	-	-	0,2 (0,4)	-	0,1 (0,3)
<i>Cossura</i> sp.	0,4 (0,9)	-	-	-	-	-
<i>Magelona papilicornis</i>	-	-	-	0,1 (0,3)	-	-
Polychaeta sp.1	-	-	-	-	-	0,1 (0,3)
Polychaeta sp.2	0,1 (0,3)	-	-	-	-	-
MOLLUSCA						
<i>Tellina nitens</i>	-	-	0,2 (0,4)	0,3 (0,7)	0,2 (0,4)	2,1 (2,3)
<i>Tagelus plebeius</i>	0,1 (0,3)	-	-	-	-	-
<i>Heleobia australis</i>	-	0,1 (0,3)	-	-	-	-
Nudibranchiata	0,7 (0,9)	-	4,3 (7,7)	-	-	1,3 (3,3)
CRUSTACEA						
<i>Kalliapseudes schubarti</i>	1,2 (1,6)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	2,8 (4,2)	26,4 (32,3)	204,7 (287,1)
Ostracoda	0,3 (0,7)	-	-	0,6 (0,7)	-	0,1 (0,3)
Anomura	-	0,3 (0,7)	0,1 (0,3)	0,1 (0,3)	-	0,1 (0,3)
<i>Corophium</i> sp.	0,1 (0,3)	-	-	-	-	0,2 (0,7)
Caridae	-	-	-	0,1 (0,3)	-	0,1 (0,3)
<i>Callinectes</i> sp.	-	-	0,2 (0,7)	-	-	-
Amphipoda	-	-	0,1 (0,3)	-	-	-
Copepoda	0,1 (0,3)	-	-	-	-	-
Cumacea	0,1 (0,3)	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	4,0 (4,2)	29,0 (68,6)	64,2 (77,7)	0,9 (1,5)	4,9 (8,8)	2,8 (3,5)
HIRUDINEA						
	-	-	0,1 (0,3)	-	-	-
NEMATODA						
	4,9 (11,0)	0,1 (0,3)	-	-	-	0,9 (1,4)
SIPUNCULA						
	-	-	-	-	0,1 (0,3)	0,9 (2,7)
PHORONIDA						
	0,8 (1,7)	-	-	-	-	-
INSECTA						
Hydrophilidae	-	-	0,4 (0,7)	-	-	-
Chironomidae	-	-	-	0,1 (0,3)	-	0,2 (0,7)
Nematocera	-	0,1 (0,3)	-	-	-	-
Hemiptera	0,1 (0,3)	-	-	-	-	-
COLLEMBOLA						
	-	-	-	-	-	0,1 (0,3)
FORAMINIFERA						
	-	-	-	0,2 (0,4)	-	-
NEMERTINA						
	-	-	-	0,1 (0,3)	-	-

RESULTADOS

Na tabela 1 são mostradas a riqueza de espécies, biomassa total e densidades médias totais, por espécies e grupos macrofaunais, registrados nos seis rios estudados. Foram identificados 12 grandes táxons, com Poliquetas e Crustáceos dominando em número de espécies (60 %) e de indivíduos (80 %). As densidades totais variaram de 0 a 784 ind.0,07 m⁻² e a riqueza de 0 a 12 espécies 0,07 m⁻². Os poliquetas *Nephtys fluviatilis* e *Heteromastus similis*, o tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti* e um oligoqueta Tubificidae não identificado foram os organismos numericamente dominantes e mais freqüentes ao longo dos rios.

Os resultados das ANOVAs para as medidas descritivas da comunidade são mostradas na Tabela 2 e Figura 2. Os testes mostraram que as densidades totais, o número de espécies e a biomassa total da macrofauna diferiram significativamente entre áreas urbanizadas e não urbanizadas, entre grupos de rios e entre pontos amostrais dentro de cada rio. Diferenças entre grupos de rios de áreas urbanizadas e não urbanizadas foram significativas para as densidades totais e número de espécies, mas não para a biomassa total da fauna. Os testes de comparações múltiplas mostraram que as densidades totais foram maiores no rio Veríssimo e no ponto mais interno de todos os rios (ponto A). A riqueza de espécies foi maior no rio Veríssimo e, ao contrário das densidades, foi maior na região das desembocaduras (ponto C) dos rios urbanizados e não diferiu ao longo de rios não urbanizados. A biomassa total da macrofauna foi maior no rio Itacorubi do que em qualquer outro ($P < 0,05$) e diferiu significativamente entre pontos somente nos rios de áreas urbanizadas.

O padrão de distribuição multidimensional de todas as espécies macrofaunais mostrou as diferenças entre grupos de rios urbanizados e não urbanizados (ANOSIM, $R = 0,328$, $P = 0,001$, Fig. 3). As espécies que melhor representaram a estrutura geral da comunidade foram os poliquetas *Nephtys fluviatilis*, *Heteromastus similis*, *Capitella* sp., o tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti* e o Tubificidae não identificado (BVSTEP, $\rho = 0,969$, Tab. 3). Quando verificado em separado para rios urbanizados e não urbanizados, a análise detectou, adicionalmente, que *Laonereis acuta* e

Aricidea (Aricidea) sp. são espécies importantes na estruturação da fauna em áreas urbanizadas.

Tabela 2. Sumário das análises de variância hierárquica e do teste Newman-Keuls das medidas descritivas da macrofauna bêntica de rios urbanizados e não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina. ns = diferenças não significativas, * diferenças significativas a $P < 0,05$ e ** $P < 0,001$. NU = não urbanizado, U = urbanizado, TA = rio Tavares, RA = rio Ratores, VE = rio Veríssimo, AR = rio Aririú, IT = rio Itacorubi, MA = rio Maruim, A = ponto a montante, B = ponto intermediário, C = ponto na desembocadura.

Fontes de variação	g.l.	QM	F	Teste NK
Densidade total				
Área	1	3,153	52,609**	NU>U
Rio	4	0,627	10,466**	
Rio (NU)	2	0,443	32,422**	VE>TA>RA
Rio (U)	2	0,812	7,645*	<u>MA AR>IT</u>
Ponto	12	1,311	21,882**	
Ponto (NU)	6	1,238	90,692**	A>B>C
Ponto (U)	6	1,385	13,039**	A>B>C
Erro	36	0,060		
Erro (NU)	18	0,014		
Erro (U)	18	0,106		
Número de espécies				
Área	1	29,630	14,159**	NU>U
Rio	4	30,370	14,513**	
Rio (NU)	2	22,370	13,727**	VE>TA>RA
Rio (U)	2	38,370	15,014**	<u>AR>MA IT</u>
Ponto	12	8,130	3,885**	
Ponto (NU)	6	1,852	1,136 ^{ns}	-
Ponto (U)	6	14,407	5,638*	C>A>B
Erro	36	2,093		
Erro (NU)	18	1,630		
Erro (U)	18	2,556		
Biomassa total (PSSC)				
Área	1	0,000036	1,144 ^{ns}	-
Rio	4	0,000452	14,566**	
Rio (NU)	2	0,000082	1,623 ^{ns}	-
Rio (U)	2	0,001	72,165**	IT> <u>AR MA</u>
Ponto	12	0,000628	20,233**	
Ponto (NU)	6	0,000128	2,518 ^{ns}	-
Ponto (U)	6	0,001	99,066**	A> <u>C B</u>
Erro	36	0,00003		
Erro (NU)	18	0,000051		
Erro (U)	18	0,000011		

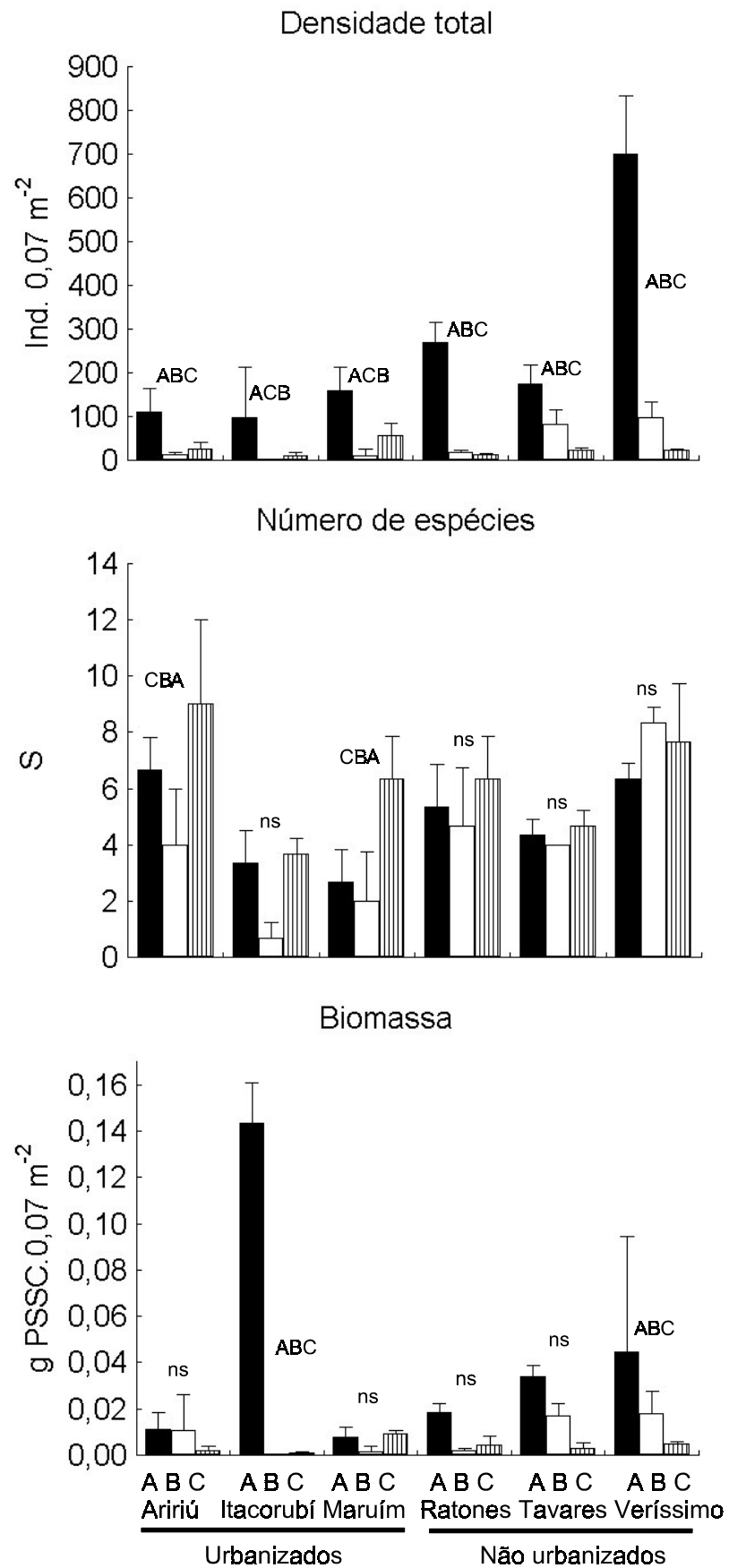


Figura 2. Média e desvio padrão das medidas univariadas da macrofauna bêntica em rios urbanizados e não urbanizados na Baía da Ilha de Santa Catarina. Resultado do teste Newman-Keuls entre pontos para cada rio. A = ponto a montante, B = ponto intermediário, C = ponto na desembocadura.

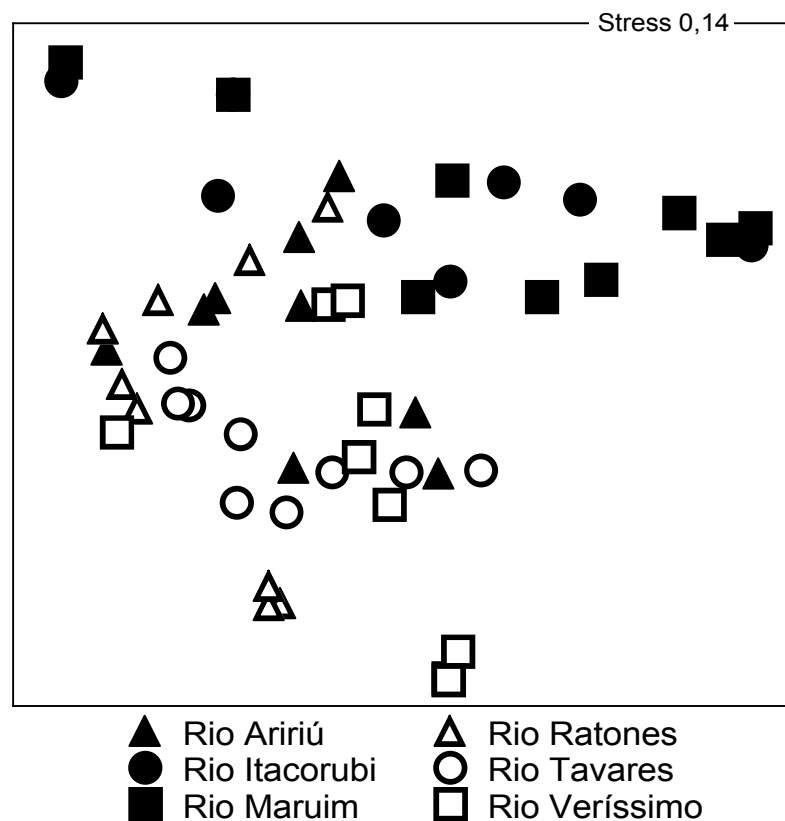


Figura 3. n-MDS da abundância e da biomassa total da macrofauna em rios urbanizados e não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina.

Tabela 3. Resultado da seleção das espécies que melhor contribuíram para a configuração multidimensional de toda a comunidade bêntica, somente em áreas não urbanizadas e somente em áreas urbanizadas, através da análise BVSTEP. ρ = Correlação de Sperman.

	Total	Não urbano	Urbano
1ª seleção	$\rho = 0,969$ <i>Nephtys fluviatilis</i> <i>Capitella</i> sp. <i>Heteromastus similis</i> <i>Kalliapseudes schubarti</i> Tubificidae	$\rho = 0,954$ <i>Nephtys fluviatilis</i> <i>Heteromastus similis</i> <i>Kalliapseudes schubarti</i>	$\rho = 0,958$ <i>Nephtys fluviatilis</i> <i>Capitella</i> sp. <i>Heteromastus similis</i> Tubificidae <i>Laeonereis acuta</i> <i>Aricidea (Aricidea)</i> sp.
2ª seleção (excluindo a 1ª)	$\rho = 0,439$ Chironomidae Amphipoda Hemiptera Biomassa total	$\rho = 0,651$ <i>Isolda pulchella</i> Scoloplos <i>Mediomastus californiensis</i> <i>Magelona papilicornis</i> Caridae Collembola Ostracoda <i>Laeonereis acuta</i> <i>Aricidea (Aricidea)</i> sp. Polychaeta sp.1 Biomassa total	$\rho = 0,373$ Coleóptera Hirudínea Chironomidae Amphipoda Hemiptera Foraminífera Biomassa total

O resultado das análises de variâncias hierárquicas das espécies selecionadas mostrou ocorrerem diferenças significativas entre áreas urbanizadas e não urbanizadas, entre rios dentro de cada área e entre pontos dentro de um mesmo rio (Tab. 4; Fig. 4). *Aricidea (Aricidea) sp.* não foi considerada porque ocorreu pontualmente, com baixas densidades e não se adequou ao pressuposto da homogeneidade das variâncias. Os testes de comparações múltiplas mostraram que *Nephtys fluviatilis*, *Heteromastus similis* e *Kalliapseudes schubarti* foram mais abundantes nos rios não urbanizados ($P < 0,05$), enquanto o Tubificidae e *Laonereis acuta* foram mais abundantes nos rios urbanizados. *Capitella sp.* foi a única espécie a não apresentar diferenças significativas entre áreas urbanizadas e não urbanizadas e a ocorrer com densidades mais elevadas no ponto B (ponto intermediário entre a desembocadura e a zona limite de influência das marés). Quando contrastadas áreas urbanizadas e não urbanizadas, todas as espécies analisadas mostraram padrões de distribuição diferentes ao longo dos rios. *N. fluviatilis*, *Capitella sp.* e *K. schubarti* diferiram significativamente entre pontos nos rios não urbanizados, mas não em rios urbanizados. Tubificidae e *L. acuta*, ao contrário, diferiram entre pontos nas áreas urbanizada e não diferiram nas áreas não urbanizadas. *H. similis* foi a única espécie a diferir significativamente entre locais dentro de rios urbanizados e não urbanizados.

As características sedimentológicas ao longo dos rios podem ser verificadas na figura 5. A granulometria e o teor de matéria orgânica diminuíram da região mais interna para as desembocaduras dos rios. O tamanho dos grãos de sedimento variou em média de silte fino a areia fina pobremente selecionada, embora pontualmente tenham ocorrido grãos grosseiros nos pontos mais internos dos rios Maruim e Itacorubi. As concentrações dos metais pesados, fósforo total, polifosfato, clorofila-*a* e feofitina-*a* foram mais elevadas nas áreas urbanizadas do que nas não urbanizadas. As concentrações de Pb e Zn tenderam a diminuir em direção as desembocaduras, enquanto as de clorofila-*a* e polifosfato tenderam a aumentar. Os teores de feofitina-*a* e fósforo total não variaram muito ao longo dos rios.

Tabela 4. Sumário das análises de variância hierárquica e do teste Newman-Keuls das espécies macrofaunais mais importantes nos rios da Baía da Ilha de Santa Catarina. ns e tracejado = diferenças não significativas, * diferenças significativas a $P < 0,05$ e ** $P < 0,001$. NU = não urbanizado, U = urbanizado, TA = rio Tavares, RA = rio Ratores, VE = rio Veríssimo, AR = rio Aririú, IT = rio Itacorubi, MA = rio Maruim, A = ponto a montante, B = ponto intermediário, C = ponto na desembocadura.

Fontes de variação	g.l.	QM	F	Teste NK	QM	F	Teste NK
<i>Nephtys fluviatilis</i>							
Área	1	4854,519	135,615 **	NU>U	2,241	0,511 ns	-
Rio	4	2540,741	70,978 **		35,519	8,093 **	
Rio (NU)	2	4873,148	81,019 **	TA>RA>VE	40,704	26,167 **	VE>RA TA
Rio (U)	2	208,333	18,204 **	AR> <u>IT MA</u>	30,333	4,200 *	MA> <u>AR IT</u>
Ponto	12	735,685	20,552 **		23,426	5,338 **	
Ponto (NU)	6	1446,370	24,047 **	A>B>C	36,630	23,548 **	B> <u>C A</u>
Ponto (U)	6	25,000	2,184 ns	-	10,222	1,415 ns	-
Erro	36	35,796			4,389		
Erro (NU)	18	60,148			1,556		
Erro (U)	18	11,444			7,222		
<i>Heteromastus similis</i>							
Área	1	7,445	270,154 **	NU>U	4,376	36,721 **	U>NU
Rio	4	0,780	28,303 **		0,679	5,694 *	
Rio (NU)	2	0,874	35,223 **	VE>TA>RA	0,170	1,812 ns	-
Rio (U)	2	0,686	22,642 **	AR> <u>IT MA</u>	1,188	8,203 *	MA> <u>IT AR</u>
Ponto	12	1,773	64,331 **		0,927	7,775 **	
Ponto (NU)	6	2,442	98,467 **	A>B>C	0,449	4,794 *	-
Ponto (U)	6	1,104	36,405 **	A>C>B	1,404	9,701 **	A>C>B
Erro	36	0,028			0,119		
Erro (NU)	18	0,025			0,094		
Erro (U)	18	0,030			0,145		
<i>Kalliapseudes schubarti</i>							
Área	1	11,184	166,161 **	NU>U	0,446	44,045 **	U>NU
Rio	4	1,572	23,352 **		0,184	18,192 **	
Rio (NU)	2	2,990	30,203 **	VE>TA>RA	0,037	2,712 ns	-
Rio (U)	2	0,153	4,301 *	AR <u>IT MA</u>	0,332	50,197 **	IT>MA>AR
Ponto	12	0,943	14,013 **		0,345	34,010 **	
Ponto (NU)	6	1,860	18,789 **	A>B>C	0,037	2,712 *	-
Ponto (U)	6	0,026	0,733 ns	-	0,652	98,718 **	A>C>B
Erro	36	0,067			0,010		
Erro (NU)	18	0,099			0,014		
Erro (U)	18	0,036			0,007		
<i>Laeonereis acuta</i>							

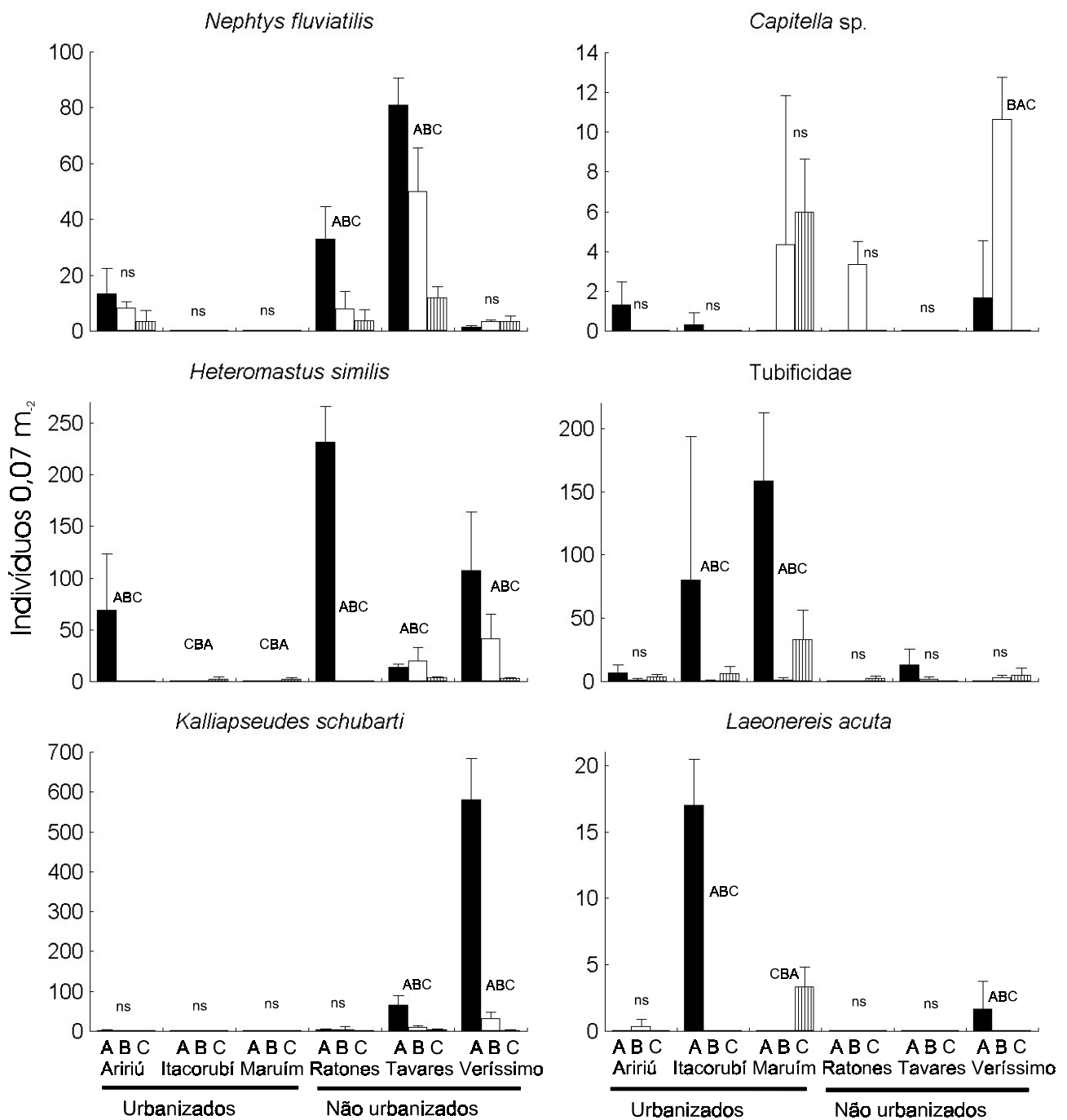


Figura 4. Média e desvio padrão das densidades das espécies mais importantes da macrofauna benthica em rios urbanizados e não urbanizados na Baía da Ilha de Santa Catarina. A = ponto a montante, B = ponto intermediário, C = ponto na desembocadura.

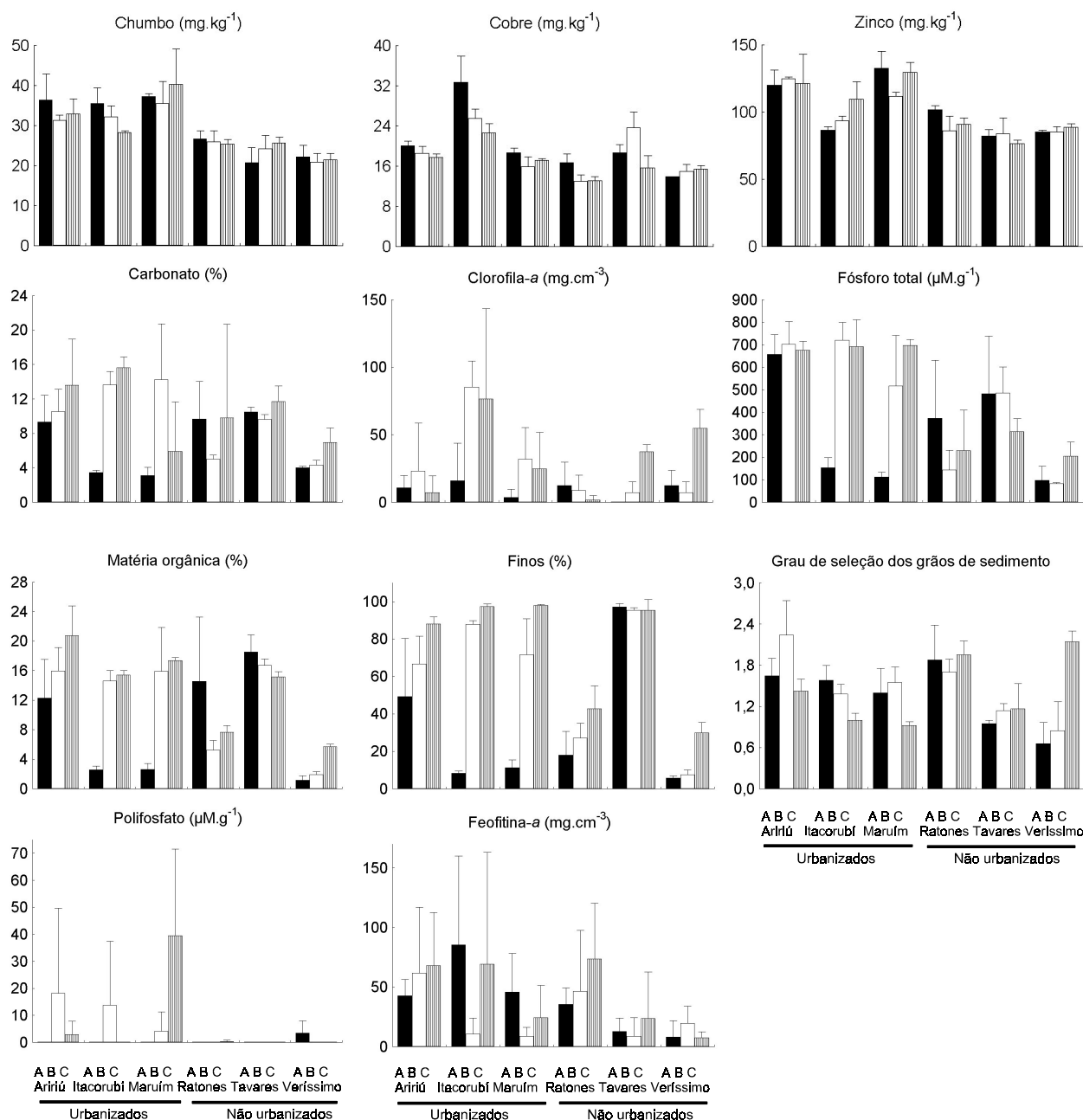


Figura 5. Média e desvio padrão das propriedades dos sedimentos em rios urbanizados e não urbanizados na Baía da Ilha de Santa Catarina. A = ponto a montante, B = ponto intermediário, C = ponto na desembocadura.

A qualidade das águas ao longo dos rios estudados pode ser observada na figura 6. A distribuição da salinidade e do pH foi típica de estuários, com os menores valores nos pontos mais internos e maiores valores na região das desembocaduras. Ao contrário, as concentrações de oxigênio dissolvido foram mais elevadas na porção mais interna dos rios. Em geral, as concentrações de nitrogênio dissolvido total, fósforo dissolvido total, clorofila-*a* e feofitina-*a* foram mais elevadas nos rios urbanizados do que nos não urbanizados.

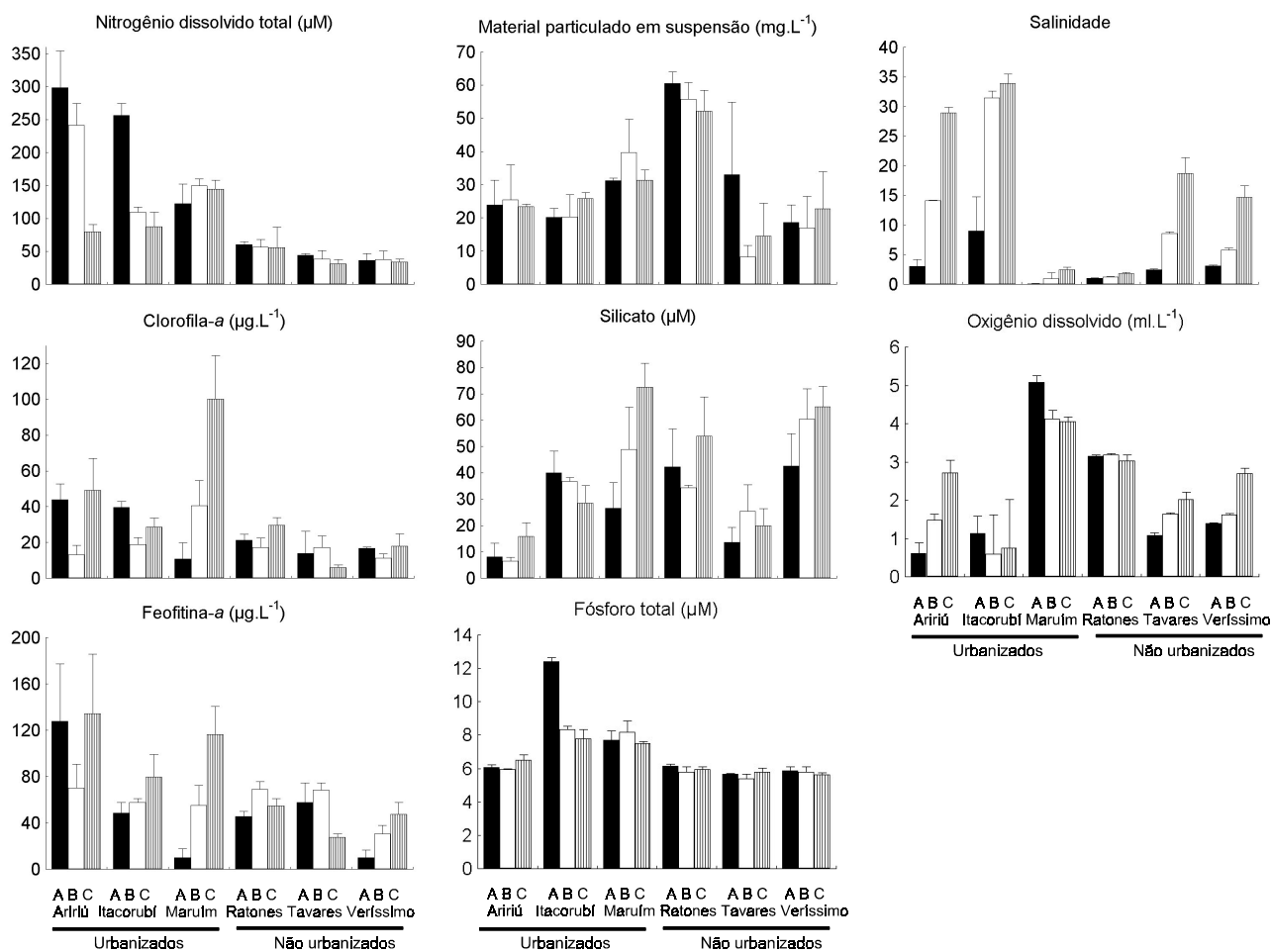


Figura 6. Média e desvio padrão das propriedades da água em rios urbanizados e não urbanizados na Baía da Ilha de Santa Catarina. A = ponto a montante, B = ponto intermediário, C = ponto na desembocadura.

A ordenação das variáveis ambientais totais (sedimento + água) através da análise de proximidade (MDS) mostrou a clara distinção entre os rios urbanizados e não urbanizados (ANOSIM, $R = 0,435$, $P = 0,001$, Fig. 7). As análises de regressão múltipla, realizadas em separado para áreas urbanizadas e não urbanizadas possibilitou estabelecer correlações entre as medidas descritivas da comunidade e das espécies dominantes da fauna bêntica e as variáveis independentes totais, dos sedimentos e da água (Tab. 5 e 6). *Nephtys fluviatilis*, *Heteromastus similis*, *Kalliapseudes schubarti*, *Capitella* sp. e a densidades total apresentaram correlações gerais (água + sedimento) mais elevadas nas áreas não urbanizadas (Tab. 5). Enquanto, Tubificidae, *Laonereis acuta*, a biomassa total e o número de espécies e a biomassa total da macrofauna apresentaram correlações gerais mais elevadas nas áreas urbanizadas (Tab. 6).

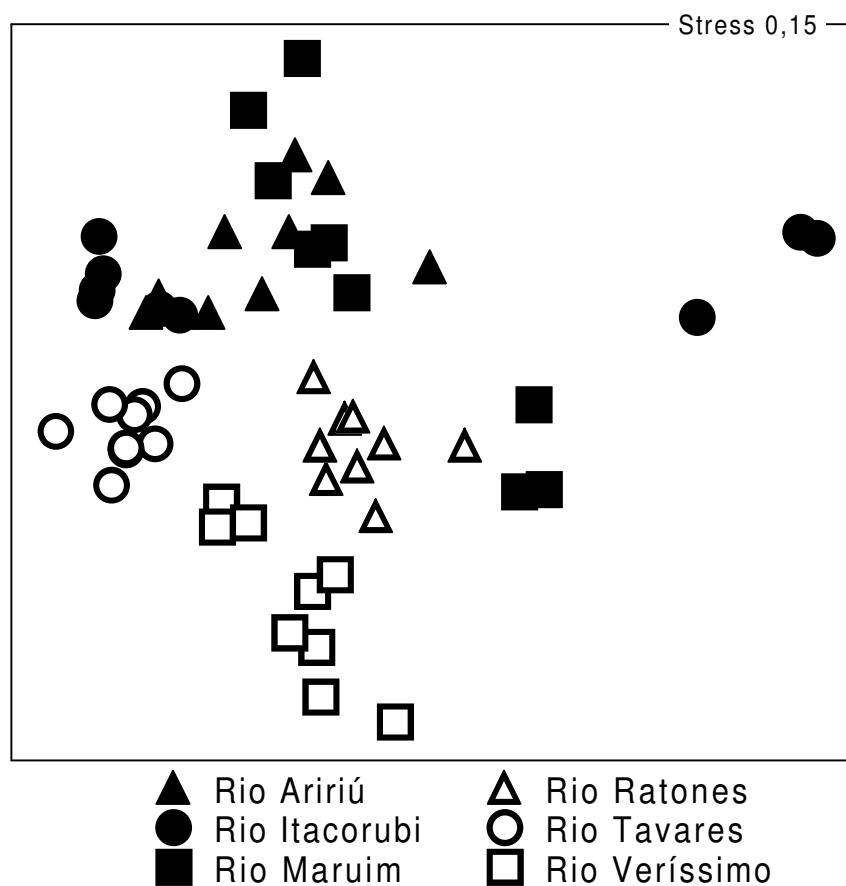


Figura 7. n-MDS dos dados da água e dos sedimentos em rios urbanizados e não urbanizados da Baía da Ilha de Santa Catarina.

Nas áreas não urbanizadas, quando avaliadas separadamente, a densidade total e de *Nephtys fluviatilis*, *Heteromastus similis*, *Kalliapseudes schubarti* e *Capitella* sp. apresentaram correlações mais elevadas com as variáveis sedimentológicas ($R^2 > 0,55$) do que com as da água ($R^2 < 0,55$). O número de espécies e a biomassa total, embora significativas, apresentaram correlações mais baixas que as demais. Não foram detectadas correlações significativas entre as variáveis independentes e os Tubificidae, entre os dados sedimentológicos e a biomassa total e entre os dados da água e *Capitella* sp.. *Laeonereis acuta* apresentou correlação significativa apenas com os dados sedimentológicos, embora, sendo esta bastante baixa.

Nas áreas urbanizadas, todos os descritores da fauna apresentaram correlações gerais igualmente significativas e elevadas. Entretanto, quando avaliadas separadamente, as correlações da fauna apresentaram valores muito parecidos entre as variáveis do sedimento e da água, independentemente se elevados ou baixos. Exceto para o número de espécies, cuja correlação

múltipla foi mais elevada com as variáveis sedimentológicas do que com as da água.

Tabela 5. Sumário das análises de regressão múltipla dos dados de rios não urbanizados. A significância final do modelo foi testada usando ANOVA. Betas significativos dos modelos estão em negrito. ns = diferenças não significativas a * $P < 0,05$ e ** $P < 0,001$, Sal = salinidade, Od = oxigênio dissolvido, Clo = clorofila-*a*, Feo - feofitina-*a*, Ndt = nitrogênio dissolvido total, P = fósforo dissolvido total, Si = silicato, Mes = material particulado em suspensão, Pb = chumbo, Cu = cobre, Zn = zinco, Pp = polifosfato, Fin = finos, Mo = matéria orgânica, Car = carbonato, Sel = grau de selecionamento dos grãos.

NÃO URBANIZADO	Variável independente	R ²
Densidade total		0,85**
Água	- 1224,37 - 154,89 Od + 309,87 P - 10,86	0,43 *
sedimento	- 260,61 + 47,77 Pp - 4,00 Feo + 8,14 Zn - 156,40 Sel + 5,29 Clo	0,71**
Número de espécies		0,45**
Água	5,06 + 0,06 Si - 0,04 Ndt	0,45**
sedimento	11,99 - 0,03 Fin - 0,16 Pb - 0,34 Pp - 0,02 Feo	0,46 *
Biomassa		0,54 *
Água	- 0,11 - 0,01 Od + 0,03 P - 0,001 S - 0,0004 Ndt	0,54 *
sedimento	-	ns
<i>Nephtys fluviatilis</i>		0,81**
Água	52,64 - 0,73 Si - 14,44 Od + 0,69 Ndt	0,53**
sedimento	- 31,88 + 2,72 Mo - 18,40 Sel + 0,44 Feo + 0,90 Zn - 1,93 Pb	0,78**
<i>Heteromastus similis</i>		0,65**
Água	- 655,40 + 125,01 P - 3,13 S	0,32 *
sedimento	- 447,01 + 6,23 Zn - 1,95 Feo + 0,16 P	0,58**
<i>Kalliapseudes schubarti</i>		0,80**
Água	- 705,53 - 133,18 Od + 193,34 P - 6,34 S	0,34 *
sedimento	293,25 + 51,50 Pp - 3,34 Feo - 85,70 Sel + 4,45 Clo - 5,12 Car	0,75**
<i>Capitella</i> sp.		0,68**
Água	-	ns
sedimento	11,20 - 0,38 Mo - 3,80 Sel - 1,23 Pp	0,68**
Tubificidae		ns
Água	-	ns
sedimento	-	ns
<i>Laeonereis acuta</i>		ns
Água	-	ns
sedimento	0,87 - 0,02 Feo	0,15 *

Avaliando todo o conjunto de análises feitas para as medidas da comunidade e para as espécies selecionadas, podemos observar que dentre as variáveis analisadas, as concentrações de feofitina-*a*, e grau de seleção dos grãos de sedimento e salinidade, concentrações de oxigênio e

nutrientes dissolvidos na água foram as mais presentes nos modelos preditivos da fauna bêntica em rios não urbanizados. Nos rios urbanizados, os teores de clorofila-*a*, feofitina-*a*, chumbo, cobre, fósforo total e percentagem de finos nos sedimentos e os teores silicato, clorofila-*a* e material particulado em suspensão e fósforo total na água foram as variáveis explicativas que mais vezes apareceram nos modelos.

Tabela 6. Sumário das análises de regressão múltipla dos dados de rios urbanizados. A significância final do modelo foi testada usando ANOVA. Betas significativos dos modelos estão em negrito. ns = diferenças não significativas a * $P < 0,05$ e ** $P < 0,001$, Sal = salinidade, Od = oxigênio dissolvido, Clo = clorofila-*a*, Feo - feofitina-*a*, Ndt = nitrogênio dissolvido total, P = fósforo dissolvido total, Si = silicato, Mes = material particulado em suspensão, Pb = chumbo, Cu = cobre, Zn = zinco, Pp = polifosfato, Fin = finos, Mo = matéria orgânica, Car = carbonato, Sel = grau de selecionamento dos grãos.

URBANIZADO	Variável independente	R ²
Densidade total		0,51**
água	184,85 - 3,53 Sal - 2,24 Mes - 0,71 Si	0,43 *
sedimento	- 3,03 - 0,75 Fin + 3,88 Pb - 2,87 Car	0,51**
Número de espécies		0,72**
água	11,68 - 0,58 P - 0,02 Clo - 0,08 Mes	0,29 *
sedimento	- 4,35 + 0,05 Feo + 0,04 Zn	0,60**
Biomassa		0,85**
água	- 0,12 + 0,02 P + 0,0002 Ndt - 0,0002 Clo - 0,001 Mes	0,88**
sedimento	- 0,12 + 0,01 Cu - 0,0001 P + 0,001 Clo 0,03 Sel	0,83**
<i>Nephtys fluviatilis</i>		0,64**
água	12,07 - 0,05 Si + 0,03 Ndt -1,44 P - 0,53 Od	0,61**
sedimento	- 7,24 + 0,08 Feo + 4,63 Sel - 0,05 Fin	0,53**
<i>Heteromastus similis</i>		0,61 *
água	39,65 + 0,16 Ndt - 5,41 P - 0,61 Mes	0,38 *
sedimento	- 60,42 + 0,21 Feo + 1,53 Pb	0,22 *
<i>Kalliapseudes schubarti</i>		0,53**
água	2,86 - 0,24 P - 0,39 Od - 0,03 Sal +0,03 Mes	0,39 *
sedimento	0,01 + 0,02 Feo - 0,02 Fin	0,53**
<i>Capitella</i> sp.		0,40 *
água	6,88 +0,09 Si -0,09 Sal - 0,51 Od - 0,12 Mes	0,39 *
sedimento	2,62 + 0,02 Clo - 0,03 Feo - 0,13 Cu	0,34 *
Tubificidae		0,61**
água	- 115,88 + 23,31 Od 17,40 P - 1,30 Si	0,43 *
sedimento	136,26 - 0,13 P - 3,18 Car	0,52**
<i>Laeonereis acuta</i>		0,89**
água	- 20,11 + 2,44 P + 0,02 Ndt - 0,03 Clo + 0,06 Sal	0,84**
sedimento	2,13 + 0,61 Cu - 0,01 P 0,10 Clo - 0,29 Pb	0,75**

DISCUSSÃO

Devido a grande variabilidade espacial e temporal nas características naturais, os efeitos ecológicos da urbanização nos estuários são difíceis de distinguir, sendo melhor reconhecidos quando os impactos se tornam óbvios. A comparação entre estuários impactados e estuários presumidamente não impactados nem sempre surte efeitos, porque é difícil encontrar estuários controles não afetados. Entretanto, o estudo das características físicas, químicas e biológicas seguindo os mesmos procedimentos da coleta de informações para a fauna bêntica, proporcionou uma maior confiabilidade a respeito das mudanças ecológicas nos rios da Baía da Ilha de Santa Catarina, uma vez que não há dados pretéritos para estabelecermos relações de causas e efeitos.

A crescente urbanização tem produzido evidentes alterações nos bosques de manguezais e marismas (Soriano-Sierra *et al.*, 1997; Bússolo & Soriano-Sierra, 1999), na qualidade das águas (Pagliosa *et al.*, 2004b, Cap. 2 e 4) e dos sedimentos (Pagliosa *et al.*, 2004a, Cap. 3 e 4) na Baía da Ilha de Santa Catarina. Os bosques de manguezal foram reduzidos a cerca de 30 % da cobertura original devido a atividades de abertura de canais de drenagem, dragagem, deposição de sedimentos, ocupação para construção de rodovias e residências. Em áreas urbanizadas, o aporte de nutrientes dissolvidos, a matéria particulada em suspensão e a biomassa fitoplanctônica foram distintos das concentrações, dos aportes e das relações existentes entre as propriedades da água nas áreas não urbanizadas. Nos sedimentos, as concentrações de Pb, Zn, Cu, P_{total} , polifosfato e a biomassa microfitobêntica foram mais elevadas e apresentaram as maiores variações nas áreas urbanizadas. Ao contrário, estuários localizados em meio a unidades de conservação apresentaram concentrações de metais pesados e nutrientes na água e nos sedimentos considerados como naturais para áreas não impactadas, podendo servir como locais-referência para estudos ambientais na região costeira do sul do Brasil (Pagliosa *et al.*, 2004a, 2004b). Estes resultados proporcionaram uma situação consistente para o teste de hipótese sobre a influência da urbanização na biomassa, composição, riqueza de espécies e variabilidade espacial das associações bênticas macrofaunais e para a formulação de modelos preditivos com base nas características dos sedimentos e da água em

áreas urbanizadas e não urbanizadas.

Os resultados das análises univariadas e multivariadas mostraram que as associações de animais de fundo mole nos rios urbanizados estudados foram diferentes daquelas de rios não urbanizados. Esta conclusão geral é consistente com o esperado, uma vez que diversos estudos têm demonstrado as tendências gerais de mudanças na biota com a contaminação e eutrofização do ambiente (Inglis & Kross, 2000; Grall & Chauvaud, 2002; Matthiessen & Law, 2002). As comunidades animais podem responder aos impactos das mudanças ambientais com o aumento da variação na abundância de determinados táxons, ou mesmo, com mudanças na composição taxonômica entre locais impactados e não impactados e entre amostras de locais impactados (Warwick & Clarke, 1993). Entretanto, as interações entre a variabilidade dos organismos ou de suas comunidades e as concentrações dos poluentes são complexas (Luoma, 1996; Grant, 2002). No presente estudo esta complexidade nas respostas da fauna ficou evidente e pôde ser racionalizada em dois padrões distintos. A comunidade bêntica diferiu entre áreas urbanizadas e não urbanizadas, tanto na composição de espécies como nas variações da riqueza de espécies, biomassa total, densidade total e das espécies dominantes entre pontos ao longo dos rios. A associação de espécies mais sensível às alterações ambientais apresentou menor variabilidade ou um padrão diferente na variação entre pontos nas áreas urbanizadas, quando comparado ao padrão registrado nas áreas não urbanizadas. Ao contrário, para a associação de espécies mais tolerantes, houve aumento da variabilidade entre pontos nos rios urbanizados. Isto foi devido, principalmente, a marcante redução das densidades das espécies sensíveis e aumento das densidades das espécies consideradas como tolerantes nas áreas urbanizadas.

A dominância, composição e a riqueza de espécies registradas nos rios não urbanizados são consistentes com o reportado por outros estudos realizados com fauna bêntica de áreas sub-litorais em pequenos estuários com manguezal na região subtropical do Brasil (Lana, 1989; Lorenzi, 1998). As densidades, em geral, foram mais elevadas nas porções internas e não ocorreram diferenças significativas na riqueza de espécies ao longo dos estuários. As espécies dominantes numericamente

foram os poliquetas *Nephtys fluviatilis* e *Heteromastus similis*, além do tanaidáceo *Kalliapseudes schubarti*. Entretanto, como era esperado, ocorreram diferenças na composição geral e nas densidades entre os vários rios.

As densidades populacionais de *N. fluviatilis*, *H. similis* e *K. schubarti* foram drasticamente reduzidas nas áreas urbanizadas. Apresentaram ainda discreta abundância no rio do Aririú, o menos impactado dos três rios urbanizados. Estes resultados indicam que estas espécies são bastante sensíveis às alterações no ambiente, a despeito de suas diferentes estratégias de vida e hábitos alimentares e comportamentais. O tanaidáceo tubícola *K. schubarti* possui hábito detritívoro seletivo-suspensívoro, vivendo na camada superficial dos sedimentos. A análise de regressão múltipla mostrou que esta espécie apresentou elevada correlação com as características dos sedimentos e baixa correlação com as propriedades da água. Apesar da marcada diferença nas densidades entre as áreas urbanizadas e não urbanizadas, as variáveis preditivas relacionadas a esta espécie foram muito semelhantes em ambas as áreas. O poliqueta generalista *N. fluviatilis* também apresentou elevada correlação com as propriedades do sedimento, tanto na área não urbanizada como na urbanizada. Porém, na área urbanizada houve um aumento na importância das propriedades da água. *N. fluviatilis* é um organismo bastante móvel e através da predação e da bioturbação parece exercer forte influência sobre as formas juvenis de *H. similis* (Bemvenuti, 1994). O poliqueta detritívoro *H. similis*, embora não possua grande mobilidade, é ágil cavador, podendo atingir profundidades maiores no sedimento do que as demais espécies. Sua alta tolerância a condições anóxicas está refletida no modelo preditivo, uma vez que foi a única das três espécies que não se correlacionou com as concentrações de oxigênio dissolvido. Este poliqueta apresentou elevadas correlações com as propriedades dos sedimentos nas áreas não urbanizadas e baixas correlações com as propriedades da água e do sedimento nas áreas urbanizadas. Isto pode estar sugerindo que enquanto as densidades de *H. similis* nas áreas não urbanizadas podem ser controladas pelos predadores infaunais, nas áreas urbanizadas suas baixas densidades se devem mais a competição com outras espécies detritívoras de sub-superfície, como *Capitella* sp.,

Laeonereis acuta e oligoquetas, do que propriamente com as mudanças gerais no ambiente.

O padrão de distribuição de *N. fluviatilis*, *H. similis* e *K. schubarti* ao longo das áreas urbanizadas e não urbanizadas sugere fortemente que estas espécies formam uma associação de espécies sensíveis às alterações e podem ser usadas como indicadoras da qualidade ambiental dos sistemas estuarinos locais e, provavelmente, da região subtropical e temperada quente no Atlântico Sul. Uma vez que estas espécies são frequentes nos grandes complexos estuarinos com manguezais e marismas do sudeste brasileiro (Tommasi, 1970; Lana, 1986) e também nas regiões constituídas somente por marismas, do sul da América do Sul (Mañe-Garzon, 1949; Orenzan & Estivariz, 1971; Capitoli *et al.*, 1978), aproximadamente entre as latitudes 23-35° S.

Por outro lado, o poliqueta *Laeonereis acuta* e o Tubificidae não identificado foram as espécies dominantes nos rios urbanizados e ocorreram com densidades bastante reduzidas nas áreas não urbanizadas. De acordo com o padrão de distribuição de *L. acuta* e dos Tubificidae, quando dominantes estes organismos formam uma associação de espécies tolerantes que podem ser usadas como indicadoras da qualidade ambiental nos sistemas estuarinos locais. Os espécimens de *L. acuta* nas áreas urbanizadas apresentaram tamanho corporal aumentado, sendo o principal responsável pelo acréscimo na biomassa total nestas áreas. A eutrofização registrada nos rios urbanizados locais tem favorecido o crescimento de macroalgas, principalmente *Enteromorpha* e *Ulva*, nas porções mais internas de pequenos cursos d'água no final do inverno. O poliqueta *L. acuta* é o organismo dominante em biomassa e número nestes locais (obs. pes.).

Laeonereis acuta e o Tubificidae não identificado são comumente registrados na região entremarés de estuários no sul e sudeste do Brasil, tanto no interior de manguezais e marismas, como em áreas não vegetadas (Bemvenuti, 1997; Lana *et al.*, 1997; Omena & Amaral, 2000; Pagliosa & Lana, 2003). Ambos estão normalmente associados a locais de fundos lodosos e elevados teores de matéria orgânica, sendo considerados como indicadores de enriquecimento orgânico. Este resultado está de acordo com um dos principais efeitos da urbanização, que altera as características sedimentológicas, provocando o enriquecimento orgânico, a diminuição no tamanho

dos grãos de sedimento (Amaral *et al.*, 1998; Frouin, 2000). Entretanto, no presente estudo *Laonereis acuta* e o Tubificidae apresentaram elevada correlação geral (água + sedimento) e praticamente não diferiram em importância entre correlações com as propriedades da água e dos sedimentos nas áreas urbanizadas. Em áreas não urbanizadas, ao contrário, não apresentaram correlação com as propriedades da água e dos sedimentos. Isto sugere que as respostas destas espécies estão mais relacionadas com as mudanças gerais do ambiente, tanto na água como nos sedimentos, do que simplesmente com as modificações nas características dos sedimentos.

O poliqueta *Capitella* sp. é espécie comumente reportada como indicadora do enriquecimento orgânico em estuários, lagoas e regiões costeiras do mundo todo. Entretanto, é também considerada como um complexo de espécies, uma vez que varia grandemente em seus caracteres taxonômicos, dificultando sua diferenciação regional. Esta grande confusão taxonômica faz com que conclusões sobre o padrão de distribuição de *Capitella* sp. possam estar mascarados. *Capitella* sp. e oligoquetas dominam numericamente os sedimentos de um manguezal local (Netto & Gallucci, 2003). No presente estudo, embora tenha ocorrido com baixas densidades, o Capitellidae ocorreu em todos os rios, sem diferenciação entre locais urbanizados e não urbanizados. *Capitella* sp. apresentou elevada correlação com as características dos sedimentos nas áreas não urbanizadas e baixa correlação com as variáveis da água e dos sedimentos nas áreas urbanizadas. Este resultado sugere que *Capitella* sp. não tem relação direta com os efeitos gerais da urbanização, pelo menos na escala em que foi estudada. Por estar associada a sedimentos organicamente ricos, *Capitella* sp. parece estar mais relacionada a pequenos agregados de enriquecimento orgânico dos sedimentos, independentemente das condições ambientais gerais. Devido ao seu hábito sedentário, suas estratégias de colonização após perturbações ambientais estão mais relacionadas ao rápido recrutamento e ao transporte passivo para áreas disponíveis e com baixas possibilidades de competição com outras espécies (Netto & Lana, 1994).

Os resultados do presente estudo evidenciaram que não só as mudanças nas características dos sedimentos, mas também das propriedades da água estiveram diretamente relacionadas com as

diferenças na comunidade bêntica macrofaunal entre áreas urbanizadas e não urbanizadas. Quando avaliamos o conjunto de variáveis do sedimento e da água que melhor predisseram as características gerais da comunidade faunal e das espécies mais importantes, podemos reparar que:

i-) As características da água e do sedimento relacionadas pelo modelo preditivo nas áreas não urbanizadas foram aquelas tipicamente discriminadas como influenciando a distribuição da fauna ao longo de sistemas estuarinos, como oxigênio dissolvido, salinidade e nutrientes dissolvidos na água e grau de selecionamento dos grãos e as concentrações de feofitina-*a* no sedimento. Nestes ambientes, a fauna dominante foi predominantemente composta por construtores de tubos, ágeis cavadores de sub-superfície e exploradores de camadas mais profundas do sedimento. Todas estas atividades auxiliam na oxigenação dos sedimentos e no processo de transferência de nutrientes do sedimento para a água (Rysgaard *et al.*, 1995; Cornwell *et al.*, 1999; Cloern, 2001; Gray *et al.*, 2002);

ii-) Por outro lado, as propriedades da água e dos sedimentos relacionadas com a degradação ambiental passaram a ter uma maior importância nos modelos explicativos da distribuição da fauna nas áreas urbanizadas. Nos sedimentos, as concentrações de Pb, Cu, P, finos, clorofila-*a* e feofitina-*a*, e na água os elevados teores de fósforo, silicato, matéria particulada em suspensão e clorofila-*a* foram as propriedades mais presentes nos modelos preditivos. Nestes locais houve um claro empobrecimento da fauna, dos grupos tróficos e de hábitos de vida. Houve predomínio de formas discretamente móveis e cavadoras de sub-superfície e exclusão de suspensívoros, como crustáceos e moluscos.

Os resultados do presente estudo são uma primeira tentativa para prever os efeitos da urbanização sobre as comunidades bênticas locais. Somente com a inclusão das variações temporais poderemos proporcionar consistência aos modelos gerados. Entretanto, o estudo da variação espacial da fauna em áreas urbanizadas e não urbanizadas evidenciou que o entendimento da interação animal-sedimento-água é ponto chave para podermos construir modelos preditivos capazes de nortear as estratégias para a recuperação ou mitigação dos impactos ambientais causados

pela crescente urbanização.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Amaral, A.C.Z.; Morgado, E.H. & Salvador, L.B. 1998. Poliquetas bioindicadores de poluição orgânica em praias paulistas. *Revista Brasileira de Biologia*, 58: 307-316.
- Armstrong, F.A.; William, P.M., & Strickland, J.D.H., 1966. Photooxidation of organic matter in sea water by ultraviolet radiation, analytical and other applications. *Nature*, 211, 463-481.
- Áspila, K. I., Agemian, H. & Chau, S. Y., 1976. A semi-automated Method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*, 101: 187-197.
- Bemvenuti, C.E. 1994. O Poliqueta *Nephtys fluviatilis* Monro, 1937, como predador da infauna na comunidade de fundos moles. *Atlântica*, 16: 87-98.
- Bemvenuti, C.E. 1997. *Benthic invertebrates*. In: *Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic*, Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello J.P. (eds.). Springer, Berlin. p.43-46.
- Bemvenuti, C.E.; Rosa-Filho, J.S. & Elliott, M. 2003. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Rio Grande harbor (RS, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 63: 183-194.
- Bússolo Jr., G. & Soriano-Sierra, E.J. 1999. Avaliação da resposta da vegetação ao impacto provocado pela construção de um aterro comportando uma rodovia sobre o Manguezal de Ratonés, Ilha de Santa Catarina, SC. *Resumos do VII Congresso Brasileiro de Limnologia*, 140p.
- Capitoli, R.R.; Bemvenuti, C.E. & Gianuca, N.M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa do Patos I - as comunidades Bentônicas. *Atlântica*, 3: 5-22.
- Carver, R.E. 1970. *Procedures in sedimentary petrology*. NY: John Wiley & Sons. 650p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environmental Research Council, Plymouth, UK. 144p.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1998. Quantifying structural redundancy in ecological communities.

- Oecologia*, 113: 278-289.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- Cornwell, J.C.; Kemp, W.M. & Kana, T.M. 1999. Denitrification in coastal ecosystems: methods, environmental controls, and ecosystem level controls, a review. *Aquatic Ecology*, 33: 41-54.
- Cruz, O. 1998. *A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo; um estudo de geomorfologia costeira*. Editora da UFSC, Florianópolis, Brasil. 276p
- Dame, R.F. & Allen D.M. Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200: 169-185.
- de Jonge, V.N.; Elliot, M. & Orive, E. 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476: 1-19.
- Foreman, K.; Valiela, I. & Sardá, R. 1995. Control of benthic marine food webs. *Scientia Marina*, 59: 119-128.
- Frouin, P. 2000. Effects of anthropogenic disturbances of tropical soft-bottom benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 194: 39-53.
- Grall, J. & Chauvaud, L. 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8: 813-830.
- Grant, A. 2002. Pollution-tolerant species and communities: intriguing toys or invaluable monitoring tools? *Human and Ecological Risk Assessment*, 8: 955-970.
- Grasshoff, K; Ehrhardt, M. & Kremling, K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2ed. Weinheim: Verlag Chemie. 419p.
- Gray, J.S.; Wu, R.S. & Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series*, 238: 249-279.
- Inglis, G.J. & Kross, J. 2000. Evidence for systemic changes in the benthic fauna of tropical estuaries as a result of urbanization. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 367-376.
- Koch, V. & Wolff, M. 2002. Energy budget and ecological role of mangrove epibenthos in the

- Caeté estuary, North Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 228: 119-130.
- Lana, P.C. 1986. Macrofauna Bêntica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná). *Neritica*, 1: 79-89.
- Lana, P.C.; Almeida, M.V.O.; Freitas, C.A.F.; Couto, E.C.G.; Conti, L.M.P.; Gonzalez-Peronti, A.L.; Giles, A.G.; Lopes, M.J.S.; Silva, M.H.C. & Pedroso, L.A. 1989. Estrutura das associações macrobênticas sublitorais da gamboa Perequê (Pontal do Sul, Paraná). *Neritica*, 4: 119-136.
- Lana, P.C.; Couto, E.C.G. & Almeida, M.V.O. 1997. Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). *Bulletin of Marine Science*, 60: 433-442.
- Lee, S.Y. 1999. Tropical mangrove ecology: physical and biotic factors influencing ecosystem structure and function. *Australian Journal of Ecology*, 24: 355-366.
- Levin, L.A.; Boech, D.F.; Covich, A.; Dahm, C.; Erséus, C.; Ewel, K.C.; Kneib, R.T.; Moldenke, A.; Palmer, M.A.; Snelgrove, P.; Strayer, D. & Weslawski, J.M. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment Biodiversity. *Ecosystems*, 4: 430-451.
- Lorenzi, L. Composição e distribuição da macrofauna bêntica em gamboas da Baía de Paranaguá (Paraná, Brasil). Dissertação de mestrado. Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, Brasil. 71p.
- Luoma, S. N. 1996. The developing framework of marine ecotoxicology: pollutants as a variable in marine ecosystems? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200: 29-55.
- Mañe-Garzon, F. 1949. Un Nuevo tanaidáceo ciego de Sud America, *Kalliapseudes schubartii*, nov. sp. *Com. Zool. Mus. Hist. Nat.*, 3: 1-6.
- Matthiessen, P. & Law, R. 2002. Contaminants and their effects on estuarine and coastal organisms in the United Kingdom in the late twentieth century. *Environmental Pollution*, 120: 739-757.
- Netto, S.A. & Gallucci, F. 2003. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. *Hydrobiologia*, 505: 159-170.
- Netto, S.A. Lana, P.C. 1994. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 106: 239-247.

- New, T.R. 1995. *Introduction to invertebrate conservation biology*. Oxford University Press. 194p.
- Omena, E.P. & Amaral, A.C.Z. 2000. Population dynamics and secondary production of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta). *Bulletin of Marine Science*, 67: 421-431.
- Orenzans, J.M. & Estivariz, M.C. 1971. Anelidos poliquetas de aguas salobres de la Provincia de Buenos Aires. *Rev. Mus. La Plata, Zool.*, 98: 95-114.
- Pagliosa, P.R.; Fonseca, A. & Barbosa, F.A.R., 2004a. Evidence of systemic changes in trace metal concentrations in subtropical estuarine sediments as a result of urbanization. *Journal of Coastal Research*, 39: 00-00.
- Pagliosa, P.R.; Fonseca, A.; Barbosa, F.A.R. & Braga, E., 2004b. Urbanization impact on subtropical estuaries: a comparative study of mangrove pelagic systems in urban areas and in conservation units. *Journal of Coastal Research*, 39: 00-00.
- Pagliosa, P.R. & Lana, P.C. 2003. Impact of plant cover removal on macrobenthic community structure of a subtropical salt marsh. *Bulletin of Marine Science*, in press.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32: 333-65.
- Pickett, S.T.A.; Cadenasso, M.L.; Grove, J.M.; Nilon, C.H.; Pouyat, R.V.; Zipperer, W.C. & Constanza, R. 2001. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 32: 127-157.
- Plante-Cuny, M.R. 1978. Pigments photosynthétiques et production primaire des fonds meubles néritiques d'une région tropicale (Nosy-Bé, Madagascar). *Trav. Doc. ORSTOM*, 96: 1-359.
- Raffaelli, D. 1999. Nutrient enrichment and trophic organization in an estuarine food web. *Acta Oecologica*, 20: 449-461.
- Rysgaard, S.; Christensen, P.B. & Nielsen, L.P. 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediments colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Marine Ecology Progress Series*, 126: 111-121.
- Smith, V.H.; Tilman, G.D. & Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100: 179-196.

- Soriano-Sierra, E.J.; Froidefond, J.M. & Ledo, B.S. 1997. Avaliação do impacto da construção de aterros e canais sobre os ecossistemas de manguezal de Ilha de Santa Catarina. *Resumos do VI Congresso Brasileiro de Limnologia*, p.471.
- Strickland, J.D.H & Parson, T. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2 (Bulletin, 122) Ottawa: Fisheries Research, Board of Can. 172p.
- Tommasi, L.R. 1970. Observações sobre a fauna bêntica do complexo estuarino-lagunar de Cananéia (SP). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, 19: 43-56.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.R. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 172: 215-226