

PRISCILA PAIXÃO LOPES ⁸⁸¹

Este exemplar corresponde à redação final
da tese defendida pelo(a) candidato(a)
Priscila Paixão Lopes
e aprovada pela Comissão Julgadora.
30/06/93

ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE POLIQUETOS DA ZONA ENTREMARÉS DA
REGIÃO DO ARAÇA, SÃO SEBASTIÃO (SP).

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia
da Universidade Estadual de Campinas como
requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas - Ecologia

Orientadora: Profa. Dra. A. Cecília Z. Amaral

(Amaral, Cecília Z.)

L881e

19785/BC

1993

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
BIBLIOTECA CENTRAL

A meus Pais,

Maria Inês e Sérgio Marcus,
meus melhores professores de vida

e

Ao Paulo,
minha melhor companhia ao longo dela.

INDICE

AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO	iv
SUMMARY	vi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	5
3. MATERIAL E MÉTODOS	6
3.1 Descrição da Área de Estudo	6
3.2 Metodologia de Coleta	9
3.3 Análise de Parâmetros Físico-químicos	10
3.4 Identificação das Espécies	11
4. CAPITULO 1	
Estrutura de Abundâncias da Comunidade de Poliquetos	12
4.1 Introdução	12
4.2 Métodos Estatísticos	16
4.3 Resultados	18
4.3.1 Características Ambientais da Área Estudada	18
4.3.2 Macrofauna Bêntica	24
. Considerações sobre as espécies amostradas	24
. Padrões de dominância da comunidade e fatores determinantes	32
. Distribuições de abundância	41
4.4 Discussão	46
5. CAPITULO 2	
Estrutura Trófica da Comunidade de Poliquetos	56
5.1 Introdução	56
5.2 Métodos Estatísticos	59
5.3 Resultados	61
5.4 Discussão	80
6. CONCLUSÕES	88
7. BIBLIOGRAFIA	90
ANEXO	104

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Cecília pela orientação, apoio durante as coletas, por ter me apresentado aos poliquetos e ensinado o que eu sei sobre sua taxonomia e seu valor na pesquisa ecológica;

A Eloísa pela co-orientação, conversas freqüentes e sugestões valiosas e também auxílio valioso durante as coletas;

Aos componentes da Pré-Banca e Banca Prof^{as}. Eloísa H. Morgado, Fosca Pedini Pereira Leite e Ana Maria Gouveia Monteiro, pelas correções e sugestões valiosas.

Agradeço à Luci pelo companheirismo, auxílio nas coletas e triagens, longos papos sobre ecologia de praia, estrutura de pesquisa, 'minhocas cerdudas' e 'melecas cascudas';

A Bel, Fosca e Lara que me ajudaram tanto durante o período de coleta, no duro trabalho de coleta e mais duro ainda trabalho de triagem;

A Leonor Faustino, que me ajudou fazendo as análises do sedimento;

Ao Elcio Marinho, Elso da Silva, Joseilton e Moisés, 'motorista-técnico' da UNICAMP e técnicos do CEBIMar, que fizeram o trabalho de 'peso' durante as coletas;

As minhas amigas e 'Companheiras de Praia' Mari, Mônica, Lúcia e à minha família campineira Júnia e Fábio, pelas longas discussões sobre as dúvidas existenciais, profissionais e 'abobrinhais', e pelo refúgio nos momentos de cansaço;

Aos amigos Zikán & Rô, Zé Flávio, Denise & Stella pela amizade, papos, incentivos, pizzas, lasanhas, cocas & bobagens;

A minha mãe Maria Inês, meu pai Sérgio Marcus, Cristina, Suzana, Bruno e Caio pelo carinho, pela confiança e ponto de referência de momentos e sentimentos muito bons;

Ao Paulo que, acima de tudo, foi amigo, apoio, 'incentivador animado' e se não bastasse, companheiro de todas as horas. A ele todo o meu carinho e admiração.

Agradeço ao CEBIMar - USP e ao Departamento de Zoologia da UNICAMP pelo apoio logístico;

e

A CAPES e FAEP - UNICAMP pela concessão das bolsas de Mestrado e Auxílio Ponte.

RESUMO

O estudo de comunidades visa verificar a ocorrência de padrões de organização entre as espécies encontradas e a determinação dos fatores abióticos mais importantes na estruturação desses padrões. Em ambientes entremarés processos abióticos são freqüentemente julgados como os principais controladores da comunidade, entretanto interações entre espécies são importantes na determinação de processos de recuperação de comunidades de sedimentos perturbados.

Os poliquetos são comumente referidos como indicadores de perturbação e seus padrões de dominância, distribuição de abundâncias de espécies e estrutura trófica são utilizados para avaliar a recuperação de comunidades de sedimentos não consolidados. A região entremarés do Araçá sofreu alterações, quando um canal começou a ser escavado em maio de 1989, para instalação de um emissário submarino. As alterações nas condições sedimentológicas e hidrodinâmicas provocaram mudanças na comunidade original a nível estrutural e fisionômico. A estrutura da comunidade pós-impacto de 4 áreas (transectos) do Araçá foi determinada a nível de padrões de abundâncias, de dominância e de distribuição das espécies em grupos funcionais, e a recuperação dessas áreas, analisada a partir da variação temporal dos parâmetros ecológicos citados acima, ao longo de 16 meses.

As 4 áreas estudadas formaram 2 setores distintos, tanto em composição sedimentológica quanto em estrutura biológica. A estrutura funcional dos 4 transectos foi determinada primeiramente pelo processo sucessional de recuperação da área, com diferentes influências de outros fatores em cada transecto. O desnível de densidade entre tubícolas e escavadores foi proporcional à heterogeneidade ambiental, com maior densidade de tubícolas em ambientes estruturalmente mais complexos e dominância de escavadores em ambientes estruturalmente mais simples.

A dominância de organismos tubícolas no transecto 1 é devida à colonização maciça por espécies oportunistas tubícolas que inibiram a ocupação por outros grupos funcionais. A manutenção dessa estrutura é devida à complexidade ambiental e grau de perturbação a que foi exposta a área deste transecto, que permitiram a manutenção de altas densidades dos organismos oportunistas durante o período de estudo. A complexidade estrutural e espacial do ambiente foi positivamente relacionada ao aumento de diversidade.

SUMMARY

The aims of the study of communities are the determination of patterns of cooccurrence among species and which abiotic parameters are more important in structuring these patterns. In intertidal habitats abiotic factors are considered the main determinants of community patterns, although interactions among species are also very important in the recovery of communities in disturbed patches.

Polychaetes are usually referred to as biological indicators of disturbances in non-consolidated habitats and their composition, abundance and dominance patterns and trophic structure are used to analyse the community recovery from such disturbances. The intertidal zone of the Araçá region was disturbed when a channel was dig in May, 1989, for the installation of a submarine outfall. The excavation changed sedimentologic and hydrodynamic conditions which disturbed the habitat and the polychaete community. Species composition, abundance and dominance patterns of the resulting polychaete community were studied in 4 areas and the degree of recovery analysed through temporal variation of these patterns.

The 4 areas composed 2 distinct sectors (A and B) in terms of sediment composition and biological structure. The functional structure (tube-builders versus burrowers) was primarily determined by successional processes. Differences between tube-builders' and burrowers' densities were related to

sediment complexity. Tube-builders reached high densities in more complex habitats and burrowers dominated less complex habitats.

Dominance of tube-builders in Sector A was the result of the colonization by opportunistic and tubicolous species, which inhibited the occupation by functionally different groups. This structure was maintained by the sediment complexity and degree of disturbance to which this sector was exposed, which allowed opportunistic species to keep high densities all through the study period. Species diversity was positively related to structural and spatial complexity.

1. INTRODUÇÃO

As comunidades podem ser definidas como agrupamentos de espécies simpátricas que estão inter-relacionadas em diversos níveis. A comunidade é uma entidade com organização dinâmica, razoavelmente definida, com espécies que interagem a nível vertical (interações tróficas) e horizontal (relações de competição, mutualismo) (Southwood, 1987). Como um sistema dinâmico, que se modifica espacial e temporalmente, padrões de composição específica fornecem informações estanques, a menos que se conheça a biologia das espécies que compõem a comunidade ou pelo menos das espécies mais importantes.

Os padrões de diversidade/dominância e distribuição de abundância dão uma idéia mais dinâmica da organização da comunidade, mas perdem seu sentido se esses padrões não puderem ser explicados através da história e biologia das espécies componentes. Wilson & Brown (1991) detectaram, nos últimos 20 anos, uma tendência de declínio no número de estudos sobre comunidades bênticas e um aumento do número de trabalhos sobre populações e biologia das espécies. Essa tendência é justificada pela dificuldade de se explicar os padrões de comunidade obtidos, sem ter informações a respeito de seus componentes, espécies e populações. A massa de informações que tem sido gerada a partir dessa tendência possibilita o desenvolvimento de trabalhos mais completos, com a determinação de padrões e uma melhor compreensão destes padrões.

A maior parte dos trabalhos sobre a fauna da zona entremarés revela a dominância de 3 grupos de invertebrados superiores: poliquetos, moluscos e crustáceos. Segundo Sanders (1969), 80% da macrofauna é composta por poliquetos e moluscos. McLachlan (1983) e Dexter (1983) observaram que os três grupos alternam sua dominância conforme as condições físicas sofridas pelas praias. De acordo com Dexter (1983), os poliquetos tendem a dominar em regiões protegidas, de baixa energia e compostas por sedimentos mais finos, enquanto que os crustáceos seriam o grupo dominante em condições opostas, ou seja, ambientes de alta energia e sedimentos mais grosseiros e os moluscos, em ambientes intermediários.

Pela íntima relação da fauna com o substrato, as características físicas deste são consideradas como os principais determinantes abióticos na distribuição da fauna bêntica (Cammen, 1982) ao lado da salinidade, temperatura e declividade (McLachlan, 1983).

Segundo Sanders (1969), um estresse físico-químico acentuado pode ser o principal agente controlador das comunidades, sendo que em um ambiente relativamente estável a comunidade apresentaria um controle interno através da interação dos organismos. Um impacto pode ser considerado como um estresse físico ou químico que determinaria o início de um processo sucessional de restabelecimento. Este processo seria regulado inicialmente pelas alterações abióticas introduzidas e, posteriormente, pelo determinante biológico/ecológico, até

alcançar uma comunidade estável (Sanders, 1969). Dentre esses determinantes biológicos/ecológicos podemos destacar relações competitivas (Woodin, 1974; Wilson, 1980; Levin, 1981; Commito & Shrader, 1985), predação (Mileikovsky, 1974; Chesney & Tenore, 1985; Commito & Ambrose, 1985; Zajac, 1985; Ambrose, 1986; Wilson, 1986), utilização diferencial de recursos (Whitlatch, 1980) e outras interações tróficas (Wulff & Field, 1983).

A região costeira é um ambiente muito suscetível a alterações (Gaston & Nasci, 1988), sendo constantemente atingida por fenômenos naturais de pequena, média e grande escala. Outras fontes de perturbação são esgotos domésticos e industriais, lançamentos de produtos químicos (principalmente derivados de petróleo) e destruição da vegetação costeira (restingas e mangues) através de atividades antrópicas. A extensa costa brasileira tem sido alvo de constantes perturbações e pouco tem sido feito para avaliar os danos, devido à ausência de informações quanto à composição faunística e ecologia de suas comunidades.

A zona entremarés, apesar de apresentar fácil acesso, ainda é pouco conhecida. No Brasil e na América Latina como um todo, os estudos de comunidades bênticas dessa região são muito esparsos.

A maior parte dos trabalhos sobre a fauna de poliquetos da região entremarés realizados na costa brasileira foi efetuada no litoral do Estado de São Paulo, dentro do projeto integrado "Distribuição da Macrofauna Bêntica da Zona Entremarés do Litoral

do Estado de São Paulo", desenvolvido na UNICAMP. Entre os quais podem ser citados Amaral (1979) e Amaral *et al.* (1987) sobre a distribuição dos anelídeos poliquetos na zona entremarés das praias da região de Ubatuba; Amaral *et al.* (1990), Morgado *et al.* (1990) e Lopes *et al.* (1989, 1990) que caracterizaram e estudaram a ecologia da comunidade de poliquetos de diversas praias do litoral norte de São Paulo.

O presente estudo foi desenvolvido dentro deste mesmo projeto global e dá continuidade aos trabalhos de Amaral & Morgado (1987, 1989), Morgado & Amaral (1988) e Morgado *et al.* (1989) sobre a distribuição e alterações na comunidade de poliquetos da região do Araçá, São Sebastião (SP).

As alterações das condições sedimentológicas e hidrodinâmicas da região entremarés, constatadas após escavação efetuada na parte central do Araçá, para instalação de um emissário submarino, provocaram mudanças na comunidade original (Amaral & Morgado, 1987; Morgado & Amaral, 1988; Lopes & De Marco, 1992) a nível estrutural e fisionômico. Através da caracterização temporal e espacial da comunidade em termos de estrutura de abundâncias, padrões de dominância e estrutura trófica e funcional, pode-se analisar se as modificações exibidas ao longo dos 16 meses de estudo são reflexos de padrões sazonais ou de um eventual processo de recuperação frente às perturbações ocorridas nesta região.

2. OBJETIVOS

O estudo de comunidades visa a verificação da ocorrência de padrões de organização entre as espécies encontradas e a determinação dos principais fatores abióticos responsáveis por esses padrões. O presente trabalho teve por objetivo responder a questões sobre a comunidade de poliquetos da região entremarés do Araçá (São Sebastião, SP). As abordagens sobre estas questões serão apresentadas em forma de capítulos sob os seguintes temas:

i. **Sobre a estrutura de abundâncias da comunidade:** Há algum padrão claro de coocorrência de espécies? Há dominância de algum grupo de espécies? As áreas amostradas são similares em termos da composição e distribuição de abundância das espécies? Quais são os fatores abióticos mais importantes na estruturação da comunidade? Como os padrões de dominância variam no tempo? Houve algum padrão sazonal? A estrutura de abundâncias mudou? Pode-se fazer previsões quanto à capacidade de recuperação da comunidade após perturbações?

ii. **Sobre a estrutura trófica da comunidade:** Quais os grupos tróficos dominantes? Quais mecanismos estão determinando a estrutura trófica da comunidade? Houve alguma variação nos padrões de dominância entre grupos tróficos ou funcionais ao longo do tempo? Houve modificação da estrutura ou algum padrão sazonal perceptível?

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A região do Araçá é composta por um conjunto de três praias principais, Pernambuco, Germano e Topo, que formam uma pequena enseada na parte central do Canal de São Sebastião, litoral norte do Estado de São Paulo (Fig. 1 e 2). Dentro dessa enseada são encontradas duas ilhotas (Ilha Pedroso e Pernambuco) e manchas de vegetação de mangue (Fig. 2).

Conforme Furtado (1978), o sistema de circulação de água dentro do canal é principalmente no sentido Sul-Norte (Fig. 1). Analisando a figura 1 pode-se observar que não há entrada direta de correntes na área, o que possivelmente explique, junto com a presença das ilhotas, a diminuição da força das águas, e conseqüentemente, da energia para transporte e sedimentação do fundo. Dessa maneira as praias que compõem o Araçá se caracterizam por apresentarem uma declividade muito suave, típica de um ambiente deposicional.

A partir de maio de 1989 foram iniciadas as obras para instalação de um emissário submarino, a partir da região superior da Praia do Germano até o infralitoral próximo à Ilha Pedroso. O sedimento ressuspendido, principalmente cascalho e conchas, começou a se depositar nas proximidades (lado sudoeste) da Ilha Pernambuco, formando um banco de areia e alterando as características sedimentológicas da região como um todo (Fig. 2). A área apresentava, antes do impacto, areia muito fina, relativamente compacta com pequenas ondulações formadas pela ação das ondas (Amaral & Morgado, 1987).

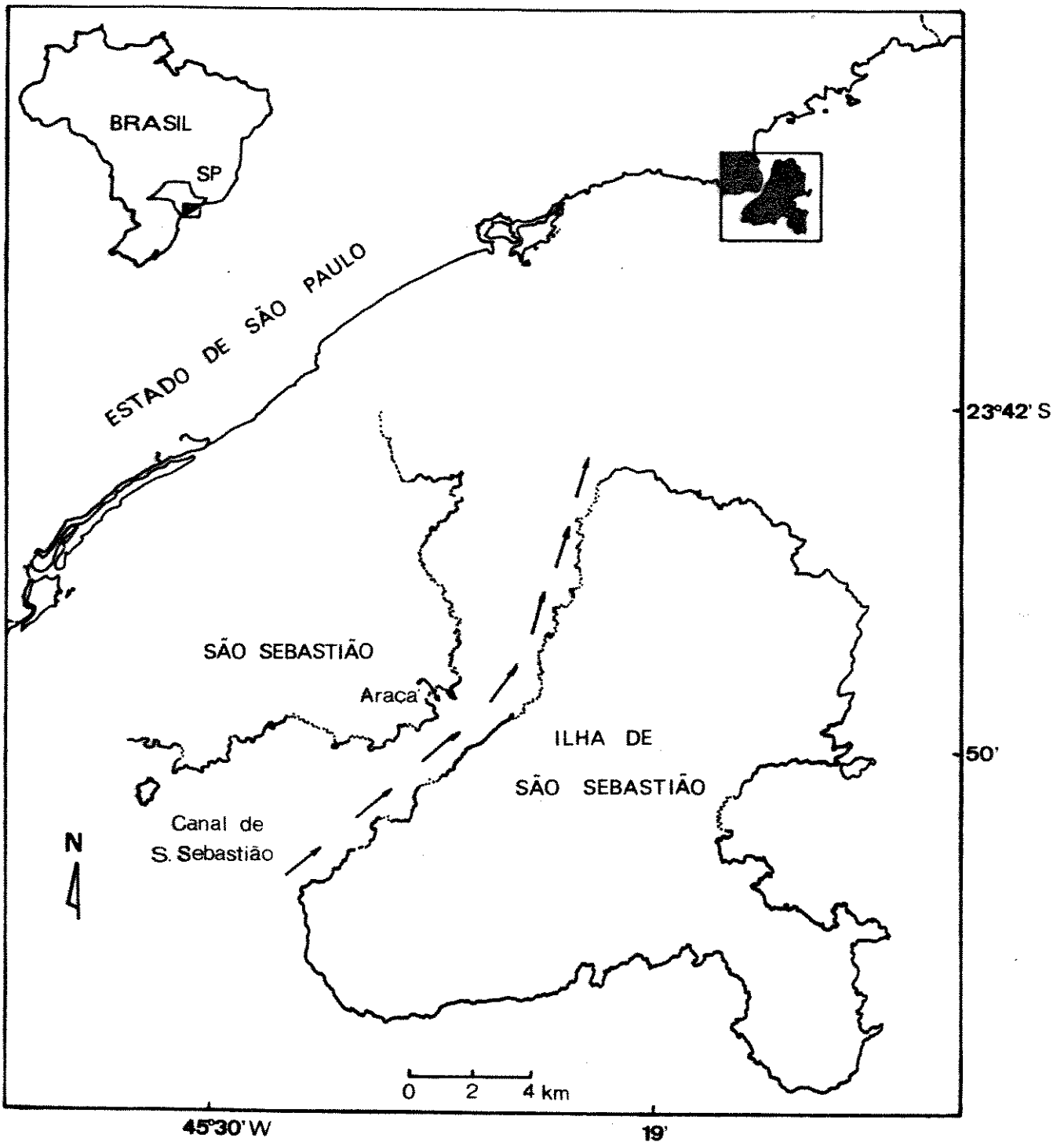


FIG. 1. Localização da região do Araçá no litoral norte do Estado de São Paulo e no Canal de São Sebastião. Setas indicam o sentido principal de entrada da corrente no Canal. (Conforme Fig. 31 de Furtado, 1981).

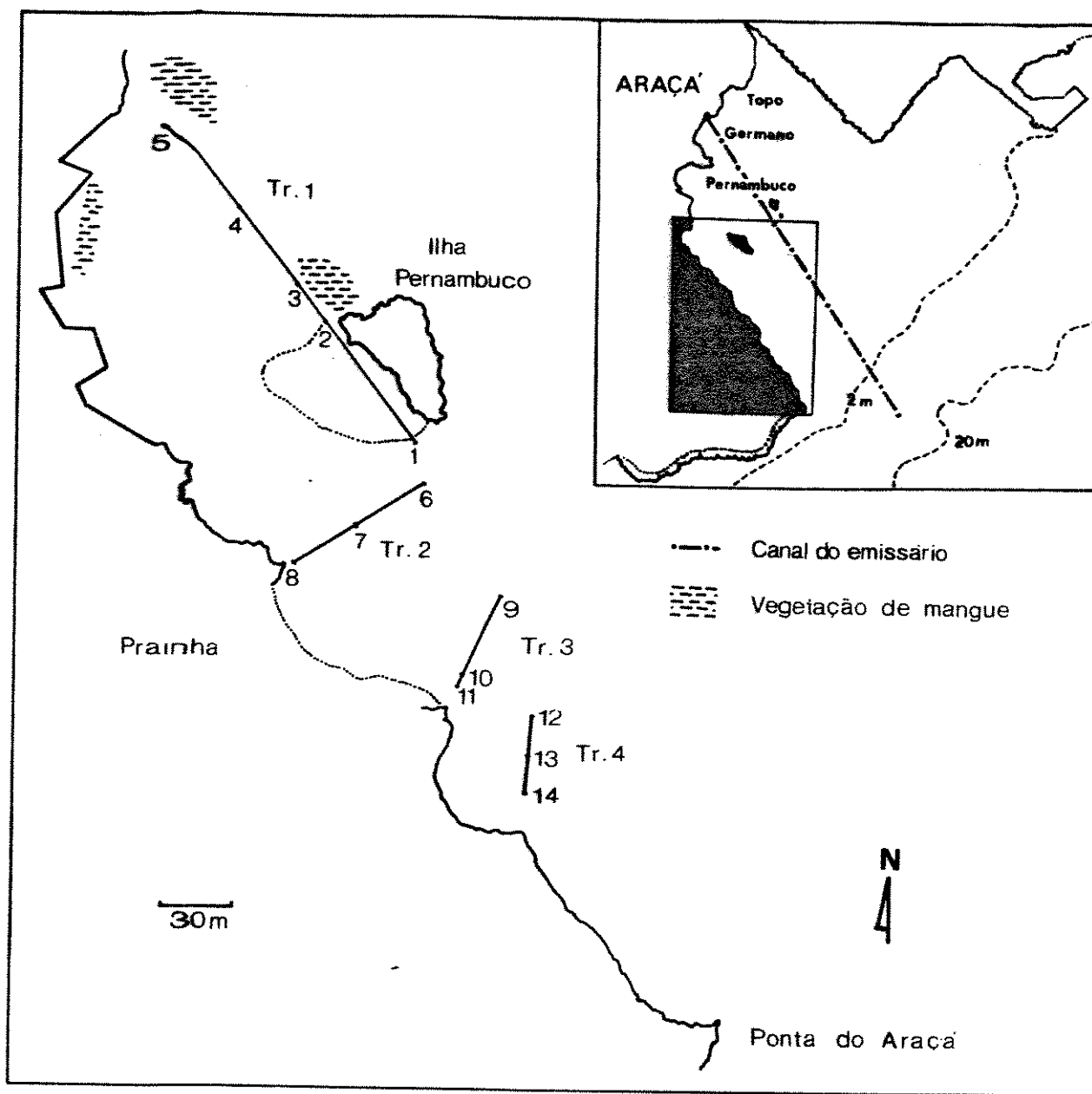


FIG. 2. Mapa da área estudada e sua posição relativa na região do Aracá. Localização dos 4 transectos (Tr.) e estações de coleta.

3.2 METODOLOGIA DE COLETA

As coletas foram efetuadas em outubro e dezembro de 1989, e mensalmente de janeiro de 1990 a fevereiro de 1991. Foram amostradas 14 estações fixas distribuídas em 4 transectos perpendiculares à linha de maré (Fig. 2), durante o período de baixamar (segundo as Tábuas de Maré - previsões para o Porto de São Sebastião - editadas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação, para os anos de 1990 e 1991). Os transectos foram determinados de forma a se amostrar 3 regiões fisionalmente diferentes (Fig. 2). A área correspondente ao transecto 1 passou a ser coberta por um sedimento muito fino, pouco compacto e de difícil drenagem. A área correspondente ao transecto 2 começou a ficar submersa gradativamente por mais tempo, com a formação de um 'braço' de mar durante a maré baixa. A partir de 1989 a região entremarés compreendida entre a Prainha e a Ponta do Araçá (transectos 3 e 4) começou a ficar gradativamente mais exposta aumentando a amplitude da praia que passou a apresentar características fisionômicas muito semelhantes às do Araçá antes do impacto.

Em cada uma das estações foram obtidas amostras quantitativas da macrofauna através do uso de um delimitador de ferro com área de 0.025 m² (5 x 50 cm) e 10 cm de profundidade, para amostrar a maior parte da macrofauna, que ocorre até aproximadamente 4 cm (Woodin, 1974). Foram coletadas duas subamostras em cada estação que agrupadas totalizaram 0.05 m². Cada amostra quantitativa foi dividida em dois estratos (superior

e inferior) de acordo com diferenças texturais ou de coloração do sedimento, sendo medida a profundidade de cada estrato. Amostras aparentemente homogêneas foram divididas a meia profundidade (5 cm). Foram também tomadas amostras de sedimento, para determinação da granulometria, teores de matéria orgânica e calcário do sedimento de cada estrato, de água intersticial, para determinação da salinidade, e medida a temperatura do sedimento.

O sedimento proveniente das coletas biológicas foi triado em peneiras sobrepostas, com malhas de 1 mm e 0.5 mm para separação da macrofauna, conforme recomendado por Knox (1977). Os animais foram retirados da malha com pinças e colocados em água do mar para posterior fixação em formol a 10% (por 24 horas) e conservação em álcool a 70%.

3.3 ANALISE DE PARAMETROS FISICO-QUIMICOS

O teor de calcário foi calculado a partir da diferença entre o peso seco antes (10 g) e após tratamento com ácido clorídrico a 10%, e o teor de matéria orgânica da diferença entre o peso da amostra descalcificada antes e após a calcinação a 600°C em mufla elétrica, de acordo com a metodologia recomendada por Amoureux (1966). A granulometria do sedimento foi determinada através do peneiramento de amostras descalcificadas (50 g) em uma série de 12 peneiras (série de Wentworth) com malhas de 2 mm a 0.062 mm, utilizando um agitador automático para separação das frações de areia. A classificação dos tipos de sedimento quando ao diâmetro médio dos grãos e a determinação do

coeficiente de seleção foi feita segundo Suguio (1973). O diâmetro do grão foi expresso em ϕ ($\phi = -\log_2(\text{mm})$), de forma que ϕ alto implica em pequeno diâmetro. O coeficiente de seleção fornece informações sobre a variância do diâmetro, ou seja, quanto maior o coeficiente mais pobremente selecionado (heterogêneo) é o sedimento.

A salinidade foi determinada utilizando-se um refratômetro portátil Goldberg T/C - Model. 10419 (precisão de cerca de 1 ppm) e as temperaturas do ar e do sedimento medidas com termômetros comuns de laboratório (0 a 100°C).

3.4 IDENTIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES

A identificação a nível de gênero e/ou espécie foi efetuada com base nas chaves de identificação de Nonato & Amaral (1979) e Amaral & Nonato (1981) e literatura especializada disponível. A classificação das espécies em Grupos Tróficos foi feita segundo informações de Fauchald & Jumars (1979), Pettibone (1963, 1982), Gaston (1987), Paiva (1990) e referência de literatura sobre espécies não mencionadas nos trabalhos acima.

4. CAPITULO 1 : ESTRUTURA DE ABUNDANCIAS DA COMUNIDADE DE POLIQUETOS

4.1 INTRODUÇÃO

A descrição de uma comunidade envolve características tais como composição específica, parâmetros físico-químicos importantes na estruturação da comunidade, padrões de diversidade e descrição da distribuição de abundâncias de suas espécies.

Informações sobre a composição específica são de relevante importância na medida que se tem poucas informações sobre a biologia das espécies ou pelo menos das mais representativas. A composição específica diz muito a respeito do grau de estabilidade ou perturbação de um ambiente. Muitas espécies só ocorrem em ambientes mais estáveis, enquanto outras aproveitam espaços vazios na comunidade, às vezes gerados através de perturbações de diversas origens, para se estabelecer. Essas espécies oportunistas freqüentemente indicam o estado de perturbação dos ambientes bênticos. Como espécies cosmopolitas (oportunistas ou não) são mais intensamente estudadas, estas podem fornecer informações valiosas para a compreensão dos processos que estão ocorrendo na comunidade. No entanto, a maioria das espécies, principalmente as que ocorrem nos trópicos ou em menor densidade, simplesmente não são conhecidas ecologicamente pela escassez de estudos.

Os índices de diversidade mais freqüentemente calculados (Shannon-Wiener e Simpson) fornecem informações sobre

a riqueza de espécies e a distribuição de abundâncias entre as espécies. Estes índices atribuem pesos diferentes a cada um desses dois componentes. O Índice de Shannon (H') é baseado na Teoria da Informação, portanto, assume que os indivíduos são amostrados ao acaso em uma população infinitamente grande, e que todas as espécies estão representadas na amostra (Pielou, 1975). O fato de todas as espécies não estarem efetivamente na amostra gera um certo erro, nem sempre significativo, mas que se agrava caso o número de espécies decline muito (Peet, 1974 *apud* Magurran, 1988). O Índice de Simpson é na verdade, uma medida de dominância, que dá mais peso à abundância das espécies mais comuns ao invés de medir a riqueza. Este índice estima a probabilidade de 2 indivíduos amostrados ao acaso pertencerem à mesma espécie, o que reflete o padrão de dominância na comunidade (Magurran, 1988). Dessa forma é considerado um índice que fornece informações sobre hierarquia de abundâncias da comunidade.

Apesar de muito utilizados, os índices tentam mostrar matrizes complexas de dados através de um único número (Warwick & Clarke, 1991), e como tal, servem para fazer comparações restritas, e devem ser complementados com informações que mostrem o comportamento geral das distribuições de abundância de espécies das comunidades que serão posteriormente comparadas.

As curvas de distribuição de abundâncias das comunidades combinam uma série de informações (entre elas a diversidade) e constituem a descrição matemática mais completa de

dados de abundância de espécies (Magurran, 1988). A maioria dos dados se ajusta a 4 modelos de distribuição: Log-normal, log-série, série geométrica e modelo 'broken-stick' (vara quebrada). Esses modelos formam um gradiente de dominância. A série geométrica é uma distribuição onde há alta dominância de poucas espécies com as demais sendo consideravelmente incomuns. Esta distribuição é encontrada em ambientes muito pobres em espécies ou ambientes em estágios muito iniciais de sucessão (Magurran, 1988). As distribuições log-normal e log-série são intermediárias (espécies com abundância intermediária são as mais comuns) e o modelo 'broken-stick' representaria a distribuição mais equitativa.

Muitos dos estudos que tentam ajustar dados de distribuição de abundância em substratos não consolidados, a modelos de distribuição (Gray, 1981a; Mirza & Gray, 1981; Ugland & Gray, 1982), indicam que comunidades de ambientes estáveis apresentariam uma tendência à distribuição log-normal. Desvios desta tendência seriam indicativos de perturbação. Segundo Gray (1981b), em casos de perturbação o aumento exagerado da abundância de uma determinada espécie e diminuição de outras implicaria em uma distorção na relação de dominância dentro da comunidade. Nesse tipo de situação, a distribuição das abundâncias foge do ajuste à log-normal, se adequando melhor a uma distribuição log-série, onde a classe de abundância com maior número de espécies passa a ser a primeira (1 indivíduo) (Gray,

1981b). Mas Nelson (1987) mostrou que o ajuste à log-normal ou à log-série pode ser independente de estados de perturbação.

Aparentemente o único consenso entre trabalhos sobre ajustes de distribuição de comunidades às curvas log-normal e log-série (Preston, 1980; Gray, 1981a; Ugland & Gray, 1982; Nelson, 1987) é o fato da primeira ser derivada da chamada Lei dos Grandes Números, onde toda e qualquer amostragem aleatória feita em um conjunto de dados construído aleatoriamente terá uma distribuição de abundâncias do tipo log-normal. A amostragem de conjuntos diferentes, não inter-relacionados (no caso de um ambiente excessivamente heterogêneo) será equivalente a um conjunto formado aleatoriamente, e o resultado será essa mesma distribuição. No entanto, essa discussão não invalida o ajuste como descritor da estrutura das comunidades bênticas.

A descrição das comunidades através de características como padrões de diversidade e dominância de espécies, mostram como a comunidade explora recursos de espaço e alimento. A descrição do comportamento temporal destes padrões permite também identificar a ocupação temporal diferencial dos recursos ou distinguir os mecanismos através dos quais a comunidade desenvolveu os padrões atuais. Quando ocorre uma perturbação de qualquer origem, uma comunidade tende a ter sua estrutura modificada em diferentes níveis. A evolução da modificação temporal dos padrões de dominância, comparados aos padrões registrados em ambientes semelhantes, podem fornecer indícios de uma recuperação ou identificar os mecanismos através dos quais a

comunidade está se adaptando às novas condições físico-químicas impostas ao ambiente.

Neste capítulo serão examinadas as características físico-químicas responsáveis pelo aspecto fisionômico do Araçá e os fatores mais importantes na distribuição das espécies de poliquetos na área. Serão discutidos os padrões de dominância entre espécies e distribuição de abundâncias das comunidades encontradas, além do seu comportamento ao longo do tempo de estudo. Com base nesse comportamento temporal serão feitas inferências a cerca do processo de recuperação da área após o impacto causado pela escavação do canal.

4.2 MÉTODOS ESTATÍSTICOS

Os dados de matéria orgânica e calcário, expressos em proporções, foram transformados para arco-seno para as análises estatísticas de acordo com Sokal & Rohlf (1981). A variância dos dados de abundância de indivíduos foi homogeneizada através de uma transformação para raiz quadrada de $(x+1)$ (Sokal & Rohlf, 1981).

A semelhança entre as curvas de salinidade e entre as curvas de temperatura de cada transecto foi testada através do Coeficiente de Concordância (W) de Kendall (Sokal & Rohlf, 1981).

Para testar se as médias de teores de matéria orgânica, calcário, diâmetro de grão e coeficiente de seleção das amostras de sedimento de cada transecto eram iguais, foi efetuada uma

Análise de Variância (ANOVA) e testes *a posteriori* de Tukey ($p \leq 0.05$).

O padrão de dominância de espécies foi analisado com base no cálculo do Índice de Dominância de Simpson (D). Este índice varia de 0 (mínima dominância) a 1 (máxima dominância). O padrão temporal de variação do Índice de Dominância foi examinado através da média e variância do índice em cada transecto em todos os meses.

A determinação das relações entre espécies e fatores ambientais foi feita através de uma Análise de Correlação Canônica (ACC). Este método investiga a relação entre grupos de variáveis através de combinações lineares que representem a máxima correlação dentro e entre os conjuntos de variáveis (ambientais e biológicas) (Manly, 1986).

O primeiro eixo canônico é calculado de modo a conter a máxima correlação entre as variáveis. O segundo eixo canônico é a combinação linear que contém a segunda maior correlação entre as variáveis, independente do primeiro eixo (os eixos são perpendiculares entre si). O terceiro eixo segue as mesmas premissas, sendo perpendicular a ambos os eixos, e assim por diante. Dessa forma, os eixos estão escalonados pela quantidade da variação original explicada além de serem independentes entre si. O peso das variáveis nos eixos canônicos é dado pelos coeficientes de correlação (coeficientes de estrutura) entre os eixos gerados e as variáveis originais. A análise foi realizada entre todas as variáveis ambientais (diâmetro médio do grão,

coeficiente de seleção, teor de matéria orgânica e calcário, temperatura de sedimento e salinidade) e as 20 espécies que apresentaram frequência de ocorrência maior ou igual a 10% das estações amostradas.

O padrão de distribuição de abundância das espécies na comunidade estudada foi descrita através do ajuste às distribuições log-normal truncada e log-série. O ajuste à log normal foi feito pelo método de Cohen descrito por Krebs (1989). O ajuste à log-série foi determinado através de um método iterativo Quasi-Newton no módulo NONLIN do SYSTAT, seguindo o método proposto por Magurran (1988). Para julgar o ajuste às distribuições, foi procedido um teste de qualidade de ajuste por Qui-quadrado (Sokal & Rohlf, 1981).

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Características Ambientais da Area Estudada

Na Tabela 1 estão reunidas as médias e desvios padrão das variáveis abióticas para cada estação.

As curvas das médias de temperatura do sedimento (Fig. 3a) e salinidade da água intersticial (Fig. 3b) para cada transecto apresentaram alta concordância ($W_{sal.} = 0.213$, $p = 0.071$, 3 gl; $W_{temp. sed.} = 0.102$, $p = 0.336$, 3 gl). Os menores valores tanto de salinidade quanto de temperatura foram registrados durante os meses de maio a outubro (final de outono/final de

inverno) (Fig. 3a, b), sendo os únicos parâmetros a apresentarem comportamento sazonal.

As características do sedimento nos transectos 1 e 2 foram muito semelhantes (Fig. 4 a-d), o mesmo ocorrendo com os transectos 3 e 4. O teor de calcário variou muito tanto entre transectos quanto ao longo do período amostrado (Fig. 4d). Os maiores teores de calcário foram encontrados no transecto 1 (estação 2), onde ocorreu grande deposição de conchas durante o período de estudo. O teste *a posteriori* de Tukey para médias de diâmetro médio do grão identificou 3 conjuntos de estações (Transectos 1, 2 e 3-4) em um gradiente que foi do sedimento mais grosso ao mais fino (Tabela 1).

TABELA 1. Média das variáveis abióticas para cada estação (Trans=transecto; Est=estação; P=estrato vertical [S=superior, I=inferior]); entre parênteses=valores de desvio padrão de cada variável. Letras iguais (a,b,c,d) significam médias não diferentes a nível de 5% (Teste de Tukey).

Setor	Trans	Est	P	Temp. sed. (°C)	Salinidade (ppm)	Calcário (proporção)	Mat. orgânica (proporção)	Diâmetro médio (µ)	Coef. seleção (%)
A	1	1	S	24.90 (3.48)	32.83 (2.19)	0.107 ^a (0.078)	0.012 ^a (0.010)	2.584 ^a (0.979)	0.365 ^a (0.227)
			I			0.087 ^a (0.044)	0.022 ^a (0.021)	2.646 ^a (0.892)	0.731 ^a (0.340)
		2	S	24.93 (2.96)	32.50 (4.59)	0.129 ^b (0.073)	0.036 ^b (0.011)	2.605 ^a (1.433)	0.548 ^b (0.323)
			I			0.163 ^b (0.115)	0.036 ^b (0.013)	2.247 ^a (1.595)	0.531 ^b (0.352)
		3	S	25.47 (3.08)	32.81 (3.19)	0.092 ^a (0.081)	0.042 ^b (0.011)	2.843 ^a (1.085)	0.499 ^a (0.364)
			I			0.073 ^a (0.025)	0.043 ^b (0.016)	2.960 ^a (0.886)	0.270 ^a (0.343)
		4	S	24.54 (2.86)	33.32 (2.93)	0.070 ^{a,c} (0.024)	0.041 ^b (0.011)	2.617 ^a (1.210)	0.475 ^a (0.336)
			I			0.056 ^{a,c} (0.010)	0.041 ^b (0.006)	2.654 ^a (1.160)	0.414 ^a (0.296)
		5	S	25.53 (3.65)	32.56 (2.74)	0.053 ^c (0.032)	0.050 ^b (0.020)	2.831 ^a (1.094)	0.453 ^a (0.374)
			I			0.041 ^c (0.014)	0.052 ^b (0.017)	2.953 ^a (0.999)	0.398 ^a (0.354)
A	2	6	S	24.70 (2.00)	34.39 (2.45)	0.080 ^a (0.030)	0.036 ^b (0.013)	3.105 ^b (0.943)	0.422 ^a (0.467)
			I			0.085 ^a (0.023)	0.040 ^b (0.013)	2.963 ^b (1.003)	0.577 ^a (0.481)
		7	S	25.41 (2.80)	33.36 (4.00)	0.093 ^a (0.075)	0.036 ^b (0.013)	2.985 ^b (0.952)	0.322 ^a (0.331)
			I			0.069 ^a (0.020)	0.044 ^b (0.011)	3.116 ^b (0.815)	0.195 ^a (0.231)
	8	S	24.23 (2.45)	33.35 (2.50)	0.075 ^a (0.022)	0.040 ^b (0.017)	3.214 ^b (0.797)	0.382 ^a (0.401)	
		I			0.066 ^a (0.021)	0.042 ^b (0.015)	2.550 ^b (1.279)	0.681 ^a (0.511)	
B	3	9	S	25.00 (1.41)	34.71 (1.68)	0.056 ^a (0.029)	0.028 ^{a,b} (0.013)	3.140 ^{b,c} (0.682)	0.345 ^c (0.320)
			I			0.042 ^a (0.026)	0.019 ^{a,b} (0.010)	3.277 ^{b,c} (0.422)	0.132 ^c (0.289)
		10	S	23.96 (2.15)	33.65 (1.88)	0.069 ^a (0.034)	0.024 ^a (0.018)	3.474 ^c (0.470)	0.299 ^c (0.308)
			I			0.103 ^a (0.085)	0.025 ^a (0.015)	3.524 ^c (0.457)	0.268 ^c (0.228)
	11	S	24.00 (2.28)	33.50 (2.41)	0.031 ^c (0.013)	0.013 ^a (0.009)	3.476 ^c (0.321)	0.098 ^c (0.053)	
		I			0.037 ^c (0.020)	0.012 ^a (0.004)	3.405 ^c (0.496)	0.396 ^c (0.370)	
B	4	12	S	24.50 (2.77)	33.43 (3.03)	0.058 ^a (0.044)	0.027 ^a (0.027)	3.372 ^c (0.406)	0.073 ^c (0.123)
			I			0.069 ^a (0.041)	0.021 ^a (0.012)	3.433 ^c (0.444)	0.166 ^c (0.164)
		13	S	24.96 (2.89)	33.89 (2.03)	0.054 ^a (0.030)	0.016 ^a (0.008)	3.475 ^c (0.357)	0.046 ^c (0.047)
			I			0.041 ^a (0.031)	0.016 ^a (0.009)	3.567 ^c (0.337)	0.159 ^c (0.050)
	14	S	25.21 (3.00)	34.29 (2.50)	0.032 ^d (0.013)	0.010 ^a (0.003)	3.342 ^c (0.470)	0.142 ^c (0.124)	
		I			0.032 ^d (0.014)	0.010 ^a (0.005)	3.336 ^c (0.438)	0.139 ^c (0.091)	

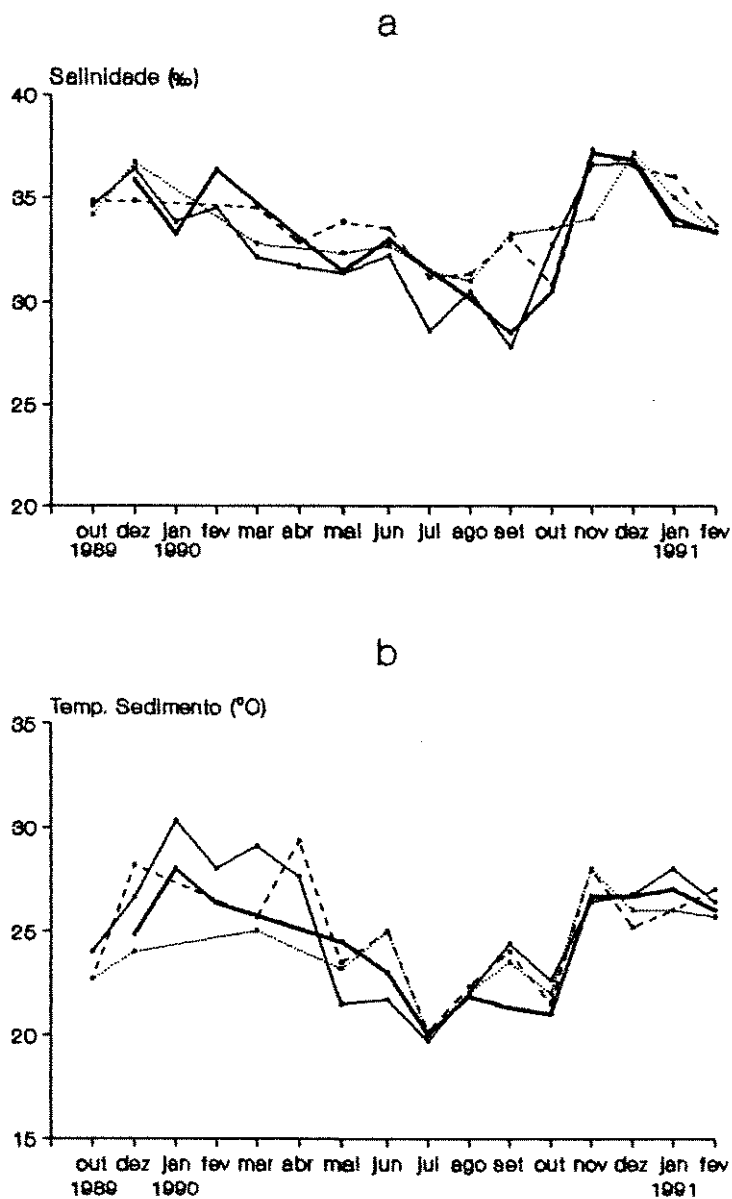


FIG. 3. Variação mensal da salinidade da água intersticial (a) e temperatura do sedimento (b) em cada transecto. Legenda: linha fina=transecto 1; grossa=trans. 2; tracejada=trans. 3; pontilhada=trans. 4.

O coeficiente de seleção do sedimento formou dois conjuntos, transectos 1 e 2 e transectos 3 e 4, sendo que o primeiro conjunto se caracterizou por um sedimento pouco selecionado (alta variância) e o segundo conjunto por um sedimento mais homogêneo. O teor de matéria orgânica também delimitou dois grupos de sedimento, pobres e ricos em matéria orgânica. As estações dos transectos 1 e 2 (com exceção da estação 1 - transecto 1) foram em média mais ricas em matéria orgânica e as estações dos transectos 3 e 4 tiveram teores mais baixos. Devido a essa semelhança, a região pode ser caracterizada em 2 setores distintos. O setor A englobando os transectos 1 e 2 e o setor B, os transectos 3 e 4 (Fig. 4a-d).

Os setores se diferenciaram muito quanto às características do sedimento. O setor A apresentou de maneira geral areia fina ($X_{dg}=2.795 \text{ } \phi$, $dp=0.519$), pobremente selecionada ($X_{cs}=1.068 \text{ } \phi$, $dp=0.405$) e rica em matéria orgânica ($X_{mo}=0.038$, $dp=0.017$). O setor B por sua vez apresentou areia muito fina ($X_{dg}=3.418 \text{ } \phi$, $dp=0.225$), bem selecionada ($X_{cs}=0.432 \text{ } \phi$, $dp=0.207$) e pobre em matéria orgânica ($X_{mo}=0.018$, $dp=0.014$) em relação ao setor A.

A diferença entre as características dos estratos verticais da coluna de sedimento foi examinada através de análises de variância e nenhum efeito significativo foi encontrado (mo: $F=0.309$, $p=0.579$; calc: $F=0.236$, $p=0.627$; dg: $F=0.195$, $p=0.659$; cs: $F=0.000$, $p=0.999$).

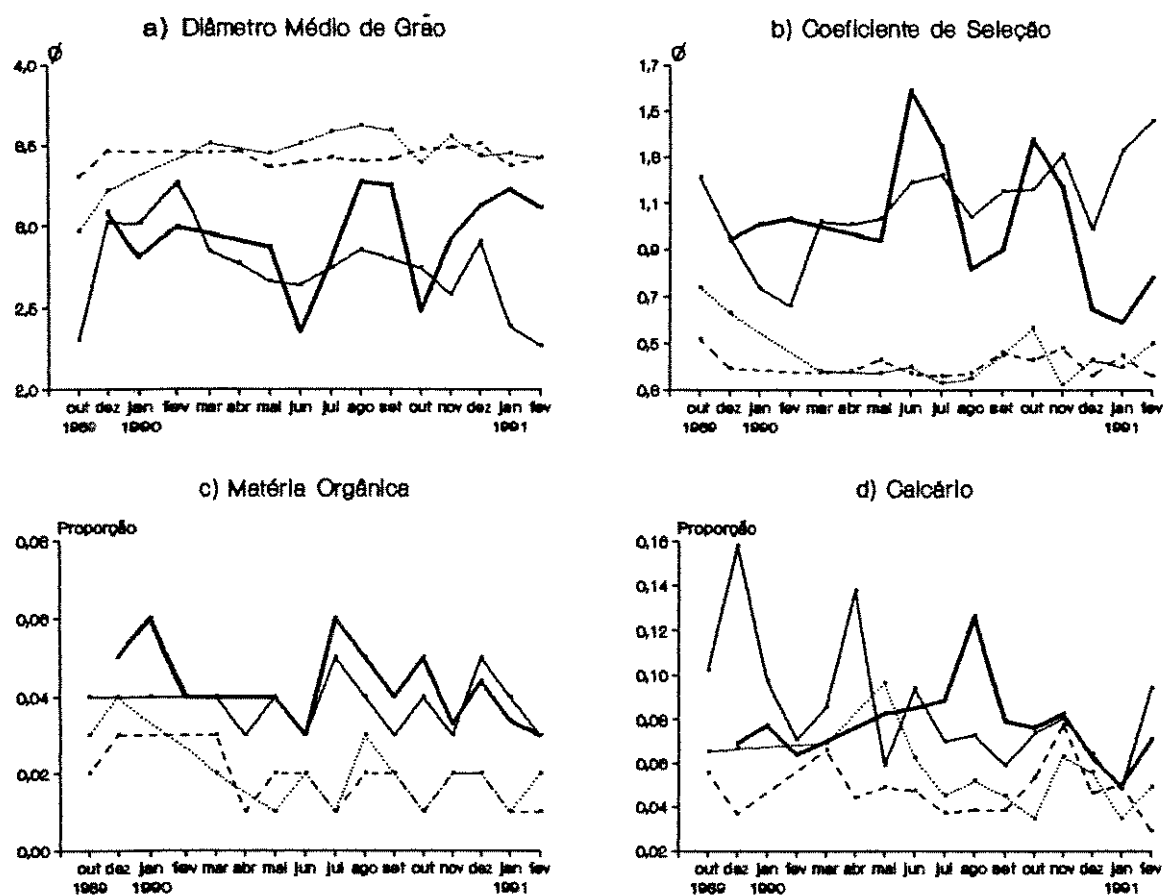


FIG. 4. Variação mensal do a) Diâmetro médio do Grão, b) Coeficiente de seleção, c) Teor de Matéria Orgânica e d) Teor de calcário por transecto. Linhas: fina=transecto 1; grossa=trans. 2; pontilhada=trans. 3; tracejada=trans. 4. Linhas contínuas=setor A, linhas interrompidas=setor B.

4.3.2 Macrofauna bêntica

. Considera es sobre as espécies amostradas

Foram encontradas 75 espécies de poliquetos distribuídas entre 27 famílias (Tabela 2). Suas densidades médias por transecto estão relacionadas no Anexo.

As espécies mais abundantes e freqüentes foram *Capitella capitata*, *Heteromastus filiformis* e *Laeonereis acuta*. A espécie numericamente mais importante, *C. capitata*, apresentou no transecto 1 um comportamento aparentemente sazonal, com densidades mais elevadas se repetindo nos dois períodos de primavera/início de verão amostrados (outubro a dezembro) e pequena densidade nos meses correspondentes ao outono e inverno (Fig. 5). O mesmo aconteceu com o segundo capitel deo mais importante, *H. filiformis* e com o nere deo *L. acuta*. A ocorrência destas 3 espécies foi praticamente restrita ao setor A (transectos 1 e 2); no setor B essa ocorrência se restringiu a picos de densidade apenas em outubro e dezembro de 89 (Fig. 5).

As densidades tanto das 3 espécies citadas acima como das demais espécies no transecto 1 apresentaram aumento logo após setembro. No transecto 2 os picos de abundância das demais espécies foram anteriores   das 3 espécies mencionadas acima, com um aumento de densidade em agosto, tendência de diminui o em outubro ( poca de pico das 3 espécies) e novamente aumento em novembro. No entanto, as

diferenças de densidade não foram muito acentuadas, e não houve indicação marcante de qualquer relação entre o aumento de densidade das 3 espécies numericamente mais importantes e a abundância das demais (Fig. 5).

Em comparação com as demais espécies amostradas, *Polydora ligni* foi abundante, mas pouco freqüente. Esta espécie, considerada oportunista e cosmopolita, manteve densidades baixas e apenas um pico populacional nos meses de outubro e novembro de 90, apresentando suas maiores densidades na estação 2 (transecto 1). Esta grande abundância foi devida à presença de um elevado número de jovens, encontrados dentro de tubos membranosos.

Algumas espécies se caracterizaram por ocorrer com alta freqüência, mas em baixas densidades, em quase todos os transectos. Dentre estas, as espécies *Loandalia americana* e *Glycinde multidentis* ocorreram nos dois setores, sendo que *G. multidentis* ocorreu principalmente nas estações 3 e 4 do transecto 1. *Loandalia americana* apresentou suas maiores densidades nas estações 6 (trans. 2), 9 e 10 (trans. 3). A espécie *Sigambra grubii* foi registrada muito freqüentemente nas estações 8 (transecto 2) e 9 (transecto 3), onde alcançou também suas maiores densidades.

Loandalia americana e *G. multidentis* não tiveram oscilações de densidade concordantes entre os transectos de maneira que se caracterizasse um padrão sazonal ou resposta a oscilações de outros grupos. Já as espécies *Marphysa*

sanguinea e *Lumbrineris tetraura* oscilaram em fase nos transectos 1, 3 e 4 e de maneira independente no transecto 2. Um padrão comum para estas espécies (*M. sanguinea* e *L. tetraura*) foi a maior densidade em dezembro.

Um dos organismos mais freqüentes no transecto 4 foi *Armandia agilis*, que alcançou aí densidades muito superiores às alcançadas nas demais estações de coleta, demonstrando preferência pela região mais inferior, próxima da linha d'água, através de um gradiente de densidade. *Armandia agilis* apresentou aumentos bruscos de densidade em setembro e outubro/90. Essa foi a espécie numericamente dominante no transecto 4, seguida por *L. americana*, *G. multidentis* e *Goniada littorea*.

De maneira geral, o transecto 2 juntamente com a estação 9 do transecto 3, foram as áreas mais ricas em espécies durante todo o período de estudo (Fig. 6), sendo aí encontradas a maior parte das espécies numericamente importantes. Dentre estas estão *Lumbrineris cf tetraura*, *Mediomastus californiensis* e *Capitellidae* sp., *Scoloplos (Leodamas) ohlini*, *Scoloplos (Leodamas) gracilis* e *Scoloplos (Leodamas) sp.*, *Aricidea (Aricidea) simplex*, *Terebellides anguicomus* e *Ceratocephala* sp.

TABELA 2. Lista das espécies de poliquetos encontradas na zona entremarés da região do Araçá.

Sigalionidae	Glyceridae
<i>Sthenelais limicola</i> (Ehlers, 1864)	<i>Glycera oxycephala</i> Ehlers, 1887
	<i>Hemipodus olivieri</i> Orensanz e Gianuca, 1974
Phyllodocidae	<i>Hemipodus rotundus</i> Nonato, 1981
<i>Eteone heteropoda</i> Hartman, 1951	
<i>Phyllodoce</i> sp.	Goniadidae
Hesionidae	<i>Glycinde multicens</i> F. Müller, 1858
<i>Gyptis brevipalpa</i> (Hartman-Shröder, 1959)	<i>Goniada littorea</i> Hartman, 1950
<i>Ophiodromus pugettensis</i> (Johnson, 1901)	<i>Goniada</i> sp.
<i>Podarke</i> sp.	Onuphidae
Pilargidae	<i>Diopatra cuprea</i> (Bosc, 1802)
<i>Loandalia americana</i> Hartman, 1947	<i>Diopatra splendidissima</i> Kinberg, 1865
<i>Sigambra grubii</i> F.Müller, 1858	<i>Diopatra ornata</i> Moore, 1911
	<i>Onuphis vexillaria</i> Moore, 1911
Syllidae	Eunicidae
<i>Exogone occidentalis</i> Westheide, 1974	<i>Lysidice ninetta</i> Audouin e Milne Edwards, 1833
<i>Langerhansia cornuta</i> (Rathke, 1842)	<i>Marphysa sanguinea</i> (Montagu, 1815)
Nereidae	Lumbrineridae
<i>Ceratocephala</i> sp.	<i>Lumbrineris cf tetraura</i> (Schmarda, 1861)
<i>Laeonereis acuta</i> Webster, 1879	<i>Ninõe brasiliensis</i> Kinberg, 1865
<i>Neanthes</i> sp.	
<i>Newtonereis</i> sp.	
<i>Nereis pseudonereis</i> Hartman, 1940	
<i>Perinereis cultrifera</i> Grube, 1840	
<i>Platynereis</i> sp.	
<i>Nereidae</i> sp.	
Nephtyidae	
<i>Nephtys</i> sp.	

(cont.)

TABELA 2 (cont.). Lista das espécies de poliquetos encontradas na zona entremarés da região do Araçá.

Orbiniidae	Cirratulidae
<i>Haploscoloplos fragilis</i> (Verrill, 1873)	<i>Cirriformia tentaculata</i> (Montagu, 1808)
<i>Maineris setosa</i> (Verrill, 1900)	<i>Tharyx filibranchia</i> Day, 1961
<i>Phylo felix</i> Kinberg, 1866	
<i>Scoloplos (Leodamas) ohlini</i> (Ehlers, 1864)	Cossuridae
<i>Scoloplos (Leodamas) gracilis</i> Pillai, 1961	<i>Cossura delta</i> Reish, 1958
<i>Scoloplos texana</i> Maciolek e Holland, 1978	
<i>Scoloplos (Leodamas) sp.</i>	Ophellidae
	<i>Armandia agilis</i> (Andrews, 1891)
Paraonidae	
<i>Aricidea (Aricidea) fragilis</i> Webster, 1879	Capitellidae
<i>Aricidea (Aricidea) pseudoarticulata</i> Hobson, 1972	<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)
<i>Aricidea (Acmira) simplex</i> Day, 1963	Capitellidae sp.
<i>Cirrophorus sp.</i>	<i>Capitowastus minimus</i> (Langerhans, 1881)
	<i>Heterowastus filiformis</i> (Ctaparède, 1864)
Spionidae	<i>Mediowastus californiensis</i> Hartman, 1944
<i>Aonides sp.</i>	
<i>Apoprionospio sp.</i>	Maldanidae
<i>Boccardia sp.</i>	<i>Clymenella brasiliensis</i> Mangum, 1966
<i>Laonice sp.</i>	
<i>Paraprionospio pinnata</i> (Ehlers, 1901)	Oweniidae
<i>Polydora ligni</i> Webster, 1879	<i>Owenia fusiformis</i> delle Chiaje, 1844
<i>Prionospio (Apoprionospio) dayi</i> (Foster, 1969)	
<i>Prionospio heterobranchia</i> Moore, 1907	Pectinariidae
<i>Prionospio (Prionospio) steenstrupi</i> Malmgren, 1867	<i>Pectinaria sp.</i>
<i>Scoletelepis squamata</i> (F. Müller, 1806)	
<i>Spiophanes missionensis</i> Hartman, 1941	Ampharetidae
	<i>Isolda pulchella</i> F. Müller, 1858
Magelonidae	
<i>Magelona papillicornis</i> F. Müller, 1858	Terebellidae
<i>Magelona variolamellata</i> Bolivar, 1986	<i>Loimia medusa</i> (Savigny, 1818)
<i>Magelona posterelongata</i> Bolivar, 1986	
<i>Magelona riojai</i> Jones, 1963	Trichobranchidae
	<i>Terebellides anquicomus</i> F. Müller, 1856
Poecilochaetidae	
<i>Poecilochaetus australis</i> Nonato, 1981	

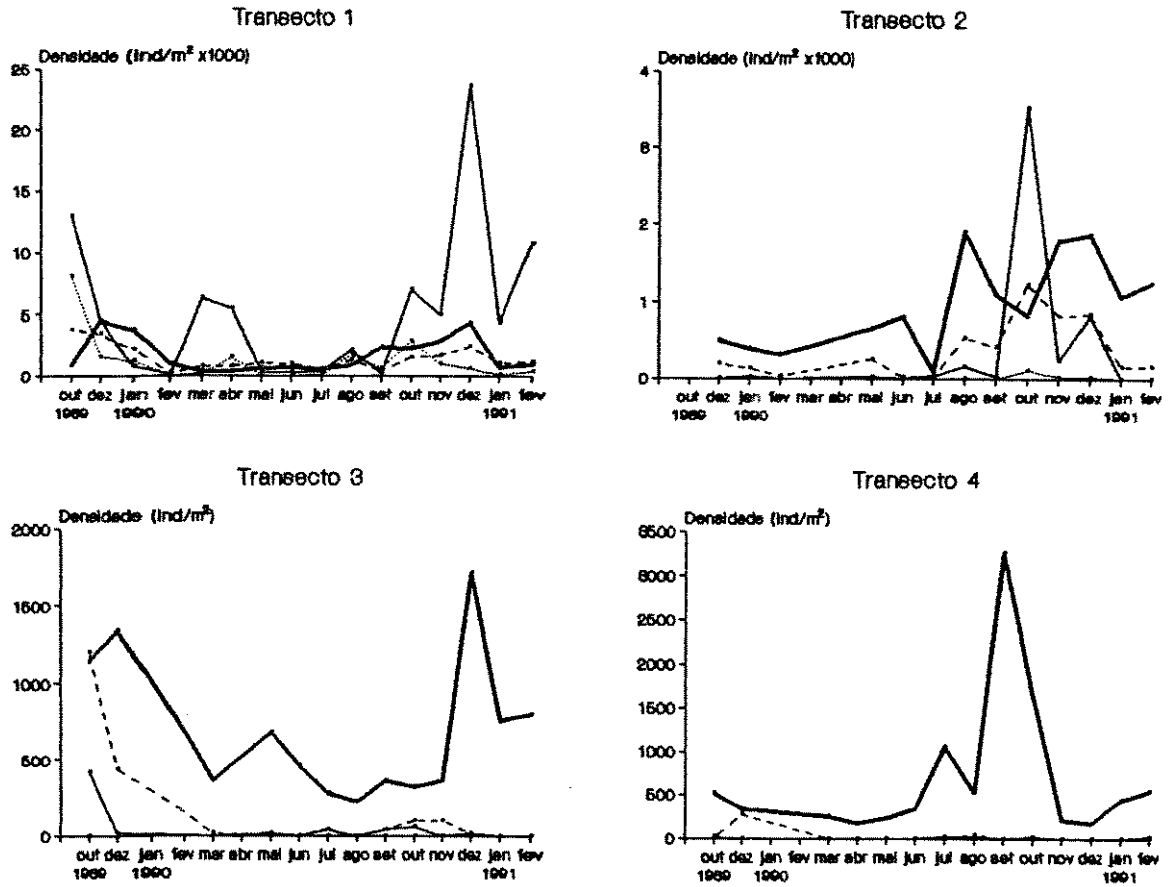


FIG. 5. Densidades médias das 3 espécies oportunistas numericamente mais importantes (*Capitella capitata*: linha fina; *Heteromastus filiformis*: linha tracejada; *Laeonereis acuta*: linha pontilhada) e somatória das densidades das demais espécies (linha grossa) por mês para cada transecto.

As maiores densidades de indivíduos foram registradas nas estações 2 e 5 do transecto 1 (Fig. 6). Não foram registrados picos evidentes de densidade nos demais transectos, sendo que no setor B só houve aumentos de densidade em estações próximas à linha de baixamar (estações 9 e 12) (Fig. 6).

No transecto 3 as densidades se mantiveram baixas de maneira geral. As densidades encontradas no transecto 4 foram também sempre muito pequenas (Fig. 6), sendo que a maior variação numérica foi devida à dinâmica populacional da espécie *Armandia agilis*, muito abundante neste transecto, nos meses de julho, setembro e outubro de 1990. As espécies oportunistas *C. capitata*, *H. filiformis* e *L. acuta* não foram muito importantes nos transectos 3 e 4 (Fig. 5).

A maior parte das espécies relacionadas na Tabela 2 tiveram aumentos na densidade a partir de outubro/novembro de 1990, muitas apresentando quedas no mês seguinte, mas a média variou entre 1 e 4 indivíduos por amostra. *Scoloplos (Leodamas) gracilis* diferiu desse padrão por apresentar densidades mais elevadas. *Isolda pulchella* apresentou um crescente aumento de densidade a partir de agosto/90, atingindo um máximo em dezembro, com picos de densidade nas estações 6 e 9. *Lumbrineris tetraura*, *S. grubii* e *Ceratocephala sp.* tiveram suas maiores densidades no início do período de estudo (dezembro/89).

Nos transectos 1 e 2 foi observada um aumento no número de espécies ao longo do período (Fig. 7). Essa

tendência não foi observada nos transectos 3 e 4. No transecto 3 o número médio de espécies foi baixo (11.7), aumentando rapidamente em dezembro/90, mas apresentando uma queda acentuada no mês seguinte (Fig. 7). A variação temporal do número de espécies no transecto 4 foi pequena (mínimo de 3 e máximo de 12), com média de aproximadamente 7 espécies. A variação no número de espécies foi muito diferente nos 4 transectos.

Houve uma tendência de aumento no número de espécies ocasionais (1 indivíduo) em todos os transectos. Nos transectos 2, 3 e 4 a curva do número total de espécies aumentou conforme foram amostradas espécies ocasionais (Fig. 7). Apenas no transecto 1 essa tendência não foi registrada, sendo que a partir de agosto as duas curvas passaram a se comportar de maneiras diferentes.

. Padrões de dominância da comunidade e fatores determinantes

As maiores médias e a maior variação do Índice de Simpson foram encontradas nas regiões compreendidas pelos transectos 1 e 4 (Fig. 8). A maior média foi encontrada no transecto 1 (0.373), seguida dos transectos 4 (0.368), 3 (0.184) e 2 (0.150), e a maior variação (de 0 a 1) foi registrada nas estações 1, 13 e 14 (transectos 1 e 4). As estações do transecto 4 (12, 13 e 14) não foram significativamente diferentes entre si em termos de dominância (Fig. 8).

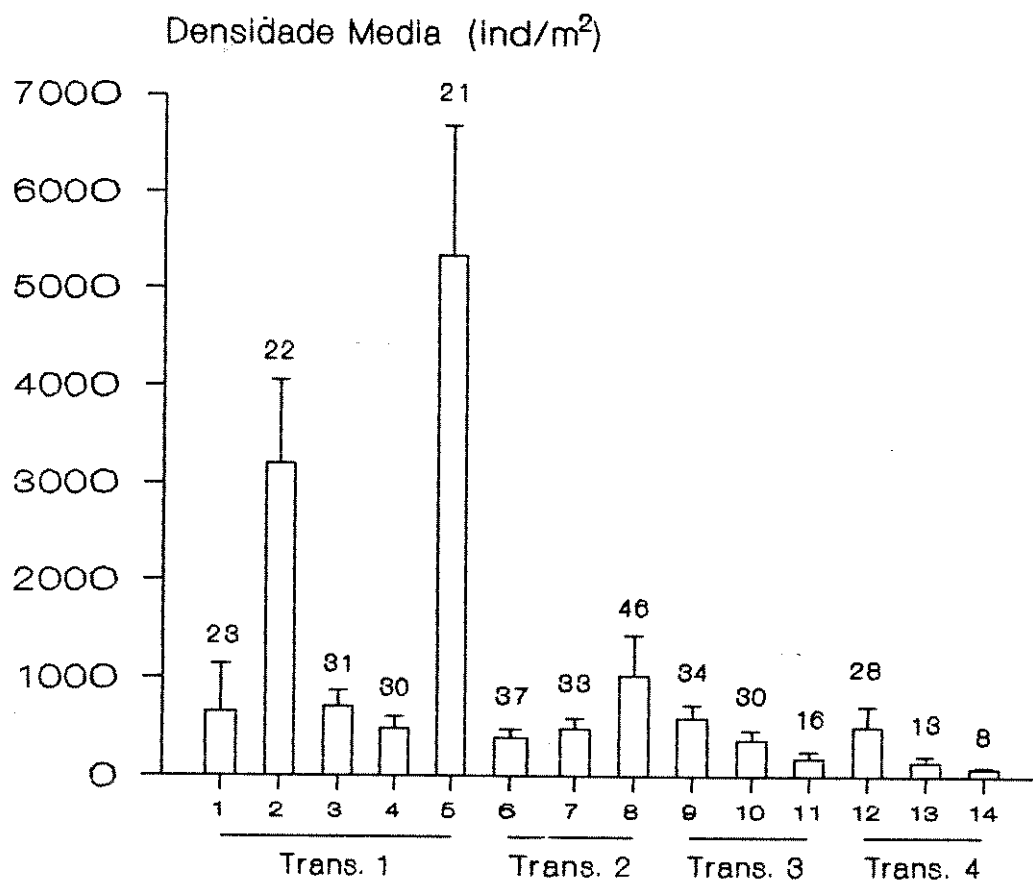


FIG. 6. Médias de densidade por estação. Barras representam o erro padrão da média. Valores no alto de cada barra correspondem ao número total de espécies registradas.

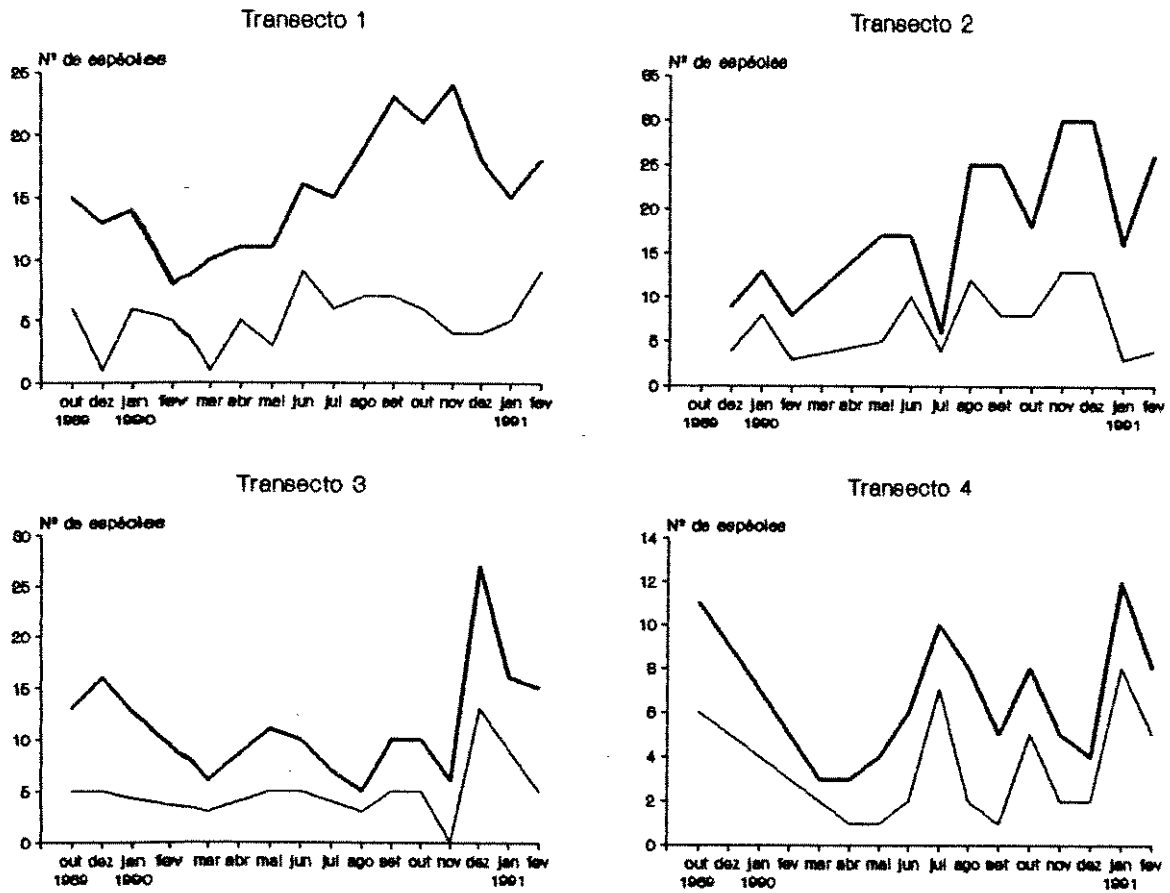


FIG. 7. Número total de espécies (linha grossa) e número de espécies com apenas 1 indivíduo registrado (linha fina) por mês para cada transecto.

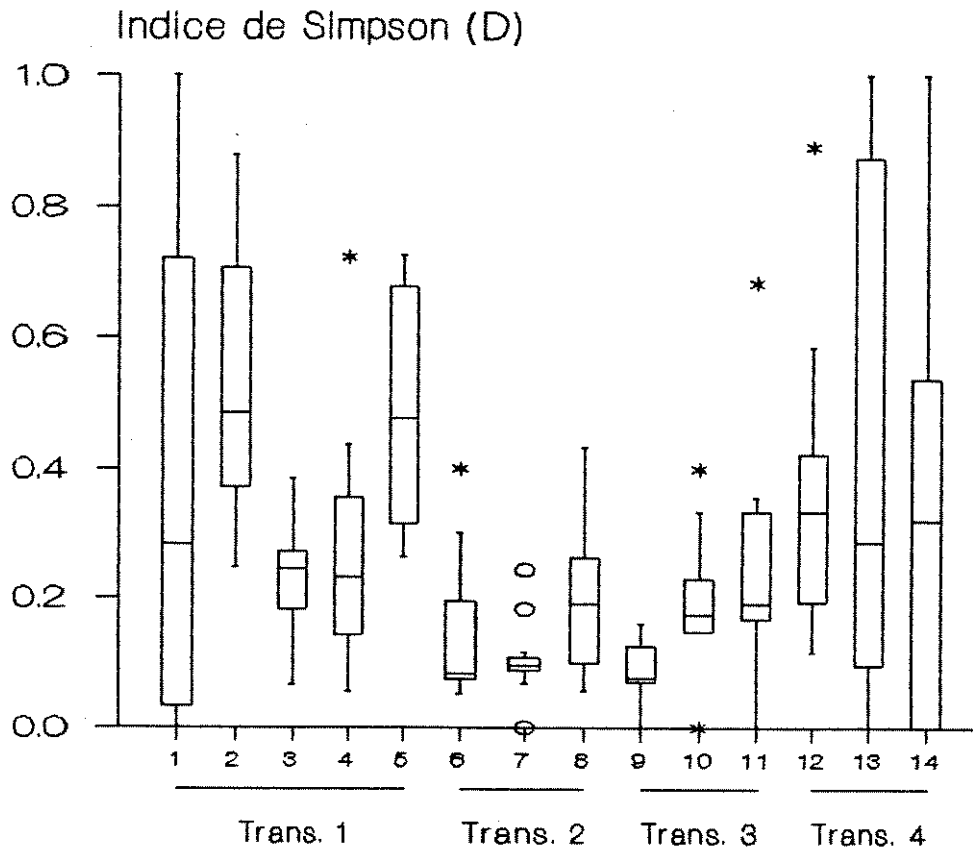


FIG. 8. 'Box Plot' da dominância (Índice de Simpson) por estação. Representações: trave horizontal interna=mediana, traves horizontais externas=2º e 3º quartis; barras verticais=limite para detecção de 'outliers'; *= 'outliers'; O='far-outliers')

O padrão temporal de dominâncias entre espécies para os transectos também evidenciou dois grupos formados pelos transectos 1 e 4 e transectos 2 e 3 (Fig. 9). A distribuição de abundâncias do primeiro e quarto transectos exibiram alta dominância com alta variância em quase todos os meses. No transecto 4 foram encontradas menos espécies e em baixa densidade, com uma ou outra espécie apresentando maior densidade, o que justifica os altos valores de dominância e suas variâncias. No transecto 2 a dominância foi mais homogênea, sendo que o maior valor do índice para este transecto foi devido a um pico de densidade de *C. capitata*, em outubro/90. No transecto 3 houve uma tendência de declínio ao longo do período de estudo (Fig. 9).

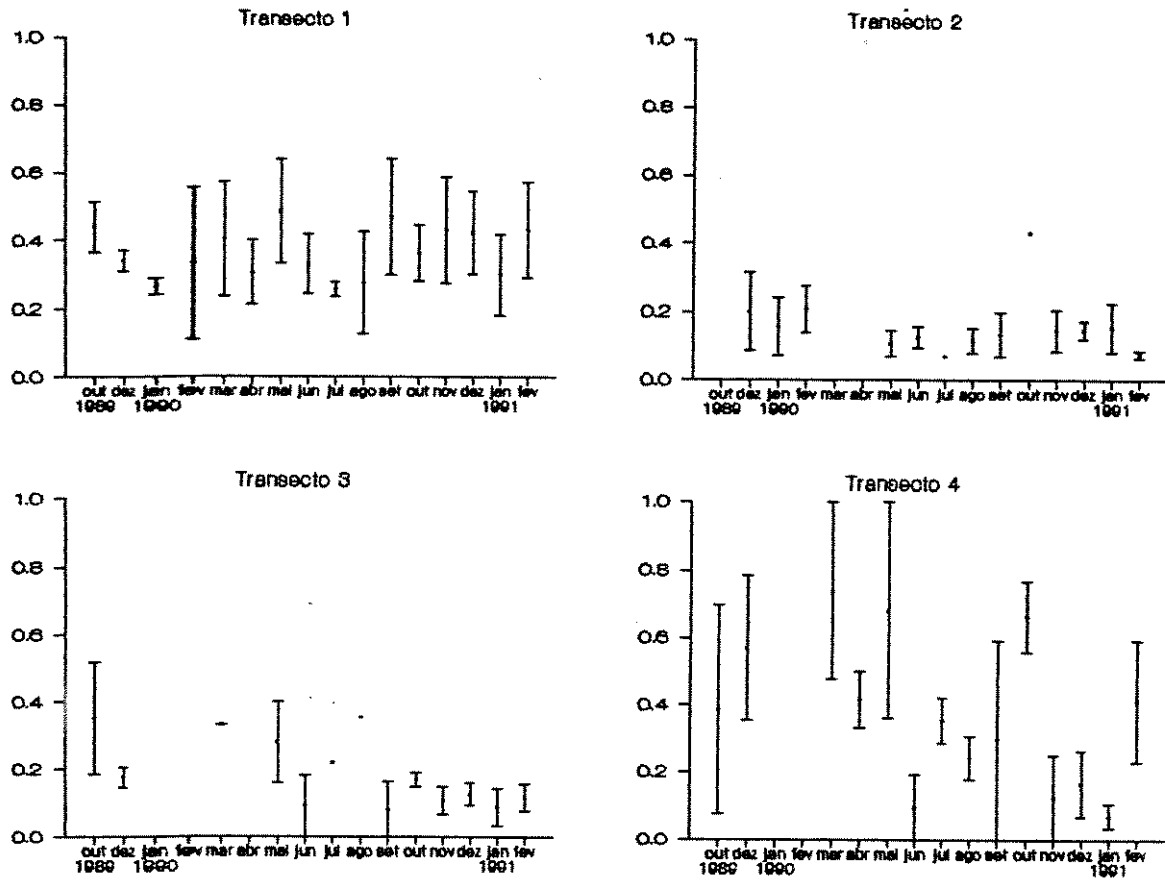


FIG. 9. Variação mensal do Índice de Dominância de Simpson (D) entre todas as espécies por transecto.

A Análise de Correlação Canônica efetuada com as 20 espécies que apresentaram maior frequência de ocorrência (Tabela 3) gerou três eixos significativos (Tabela 4).

A maior variação dos dados está correlacionada positivamente com o coeficiente de seleção (cs), teor de matéria orgânica e calcário, e negativamente com o diâmetro médio do grão (dg) em ϕ . As espécies que tiveram sua variação melhor explicada por esse primeiro eixo canônico (CAN1) foram *C. capitata*, *H. filiformis*, *Scoloplos (Leodamas) ohlini*, *L. acuta*, *I. pulchella* e *Sigambra grubii*. Estas espécies e características sedimentológicas (maiores teores de calcário e a maior variação na granulometria) estão diretamente relacionadas ao setor A. *Armandia agilis* apresentou correlação positiva com o diâmetro médio do grão e negativa com as demais variáveis sedimentológicas, confirmando sua maior ocorrência no transecto 4, que teve sempre dominância, acentuada de areia muito fina, com coeficiente de seleção muito reduzido (Tabela 1).

O segundo eixo canônico (CAN2) relaciona positivamente as espécies *M. californiensis*, *G. multicens* e *L. acuta* com a temperatura do sedimento e negativamente com o diâmetro médio do grão e coeficiente de seleção do sedimento. As espécies *Scoloplos (Leodamas) gracilis*, *Scoloplos (Leodamas) sp.* e *Terebellides languicomus* apresentaram-se negativamente correlacionadas a esse eixo, portanto estando positivamente relacionada às variáveis sedimentológicas citadas acima. Todas essas espécies

estiveram amplamente distribuídas no transecto 2 e na estação 9 do transecto 3.

No terceiro eixo canônico (CAN3) as variáveis com características sazonais (temperatura do sedimento e salinidade) estiveram positivamente relacionadas com as espécies Capitellidae sp, *P. ligni* e *L. tetraura*. A espécie negativamente correlacionada com este eixo foi *Scoloplos (Leodamas) gracilis*.

TABELA 3. Freqüências e abundâncias absolutas e relativas e ordenação por freqüência e abundância das 20 espécies dominantes na zona entremarés da região do Araçá (F_{abs} =freq. absoluta; F_{rel} =freqüência relativa; R_F =ordem por freqüência*; A_{abs} =abundância absoluta; A_{rel} =abund. relativa; R_A =ordem por abundância*).

Espécies	F_{abs}	F_{rel}	R_F	A_{abs}	A_{rel}	R_A
<i>Loandalia americana</i>	110	0.598	(1)	323	0.032	(6)
<i>Heteromastus filiformis</i>	101	0.549	(2)	1529	0.153	(2)
<i>Glycinde multidentis</i>	87	0.473	(3)	220	0.022	(8)
<i>Capitella capitata</i>	75	0.408	(4)	4491	0.451	(1)
<i>Sigambra grubii</i>	52	0.283	(5)	95	0.010	(9)
<i>Scoloplos (Leodamas) ohlini</i>	45	0.245	(6)	73	0.007	(12)
<i>Scoloplos (Leodamas) sp.</i>	37	0.201	(7)	88	0.009	(10)
<i>Mediomastus californiensis</i>	35	0.190	(8)	74	0.007	(11)
<i>Laeonereis acuta</i>	34	0.185	(9)	1021	0.102	(3)
<i>Armandia agilis</i>	34	0.185	(10)	391	0.039	(5)
<i>Isolda pulchella</i>	34	0.185	(11)	69	0.007	(14)
<i>Polydora ligni</i>	30	0.163	(12)	285	0.029	(7)
<i>Goniada littorea</i>	26	0.141	(13)	49	0.005	(17)
<i>Aricidea simplex</i>	25	0.136	(14)	73	0.007	(13)
Capitellidae sp.	22	0.120	(15)	43	0.004	(20)
<i>Lumbrineris tetraura</i>	22	0.120	(16)	29	0.003	(23)
<i>Ceratocephala sp.</i>	21	0.114	(17)	51	0.005	(16)
<i>Scoloplos (Leodamas) gracilis</i>	19	0.103	(18)	40	0.004	(21)
<i>Terebellides anguicomus</i>	19	0.103	(19)	47	0.005	(18)
<i>Marphysa sanguinea</i>	18	0.098	(20)	28	0.003	(24)
Total	184 (est.)			9967 (inds.)		

* A ordem das espécies em freqüência e abundância foi determinada em relação a todas as 75 espécies amostradas.

TABELA 4. Correlação entre os fatores canônicos (CAN) e o logaritmo da média da densidade das espécies e fatores abióticos por transecto. Valores em negrito indicam os coeficientes mais importantes.

	CAN1	CAN2	CAN3
Espécies			
<i>Loandalia americana</i>	-0.398	-0.107	0.074
<i>Heteromastus filiformis</i>	0.811	0.180	0.136
<i>Glycinde multident</i>	0.217	0.374	0.111
<i>Capitella capitata</i>	0.713	0.257	0.018
<i>Sigambra grubii</i>	0.508	-0.229	0.242
<i>Scoloplos (Leodamas) ohlini</i>	0.519	0.027	0.155
<i>Scoloplos (Leodamas) sp.</i>	0.168	-0.313	0.085
<i>Mediomastus californiensis</i>	-0.037	0.325	-0.051
<i>Laeonereis acuta</i>	0.656	0.373	0.007
<i>Armandia agilis</i>	-0.516	-0.060	-0.185
<i>Isolda pulchella</i>	0.505	-0.097	0.150
<i>Polydora ligni</i>	0.424	-0.129	0.461
<i>Goniada littorea</i>	-0.449	-0.009	0.293
<i>Aricidea simplex</i>	0.057	-0.075	0.170
Capitellidae sp.	0.264	-0.179	0.430
<i>Lumbrineris tetraura</i>	0.066	0.188	0.500
<i>Ceratocephala sp.</i>	0.158	-0.202	0.079
<i>Scoloplos (Leodamas) gracilis</i>	0.226	-0.486	-0.336
<i>Terebellides anguicomus</i>	0.258	-0.499	0.122
<i>Marphysa sanguinea</i>	0.283	0.143	0.075
Variáveis abióticas			
Temperatura do sedimento	-0.027	0.375	0.340
Salinidade	-0.143	0.232	0.644
Teor de calcário	0.716	0.214	-0.265
Teor de matéria orgânica	0.835	-0.045	0.111
Diâmetro médio do grão	-0.823	-0.128	-0.144
Coefficiente de seleção	0.878	-0.104	0.121
Correlações canônicas	0.949	0.859	0.815
Qui-quadrado	250.139**	154.354**	98.520*
Graus de liberdade	120	95	72

* $p \leq 0.05$

** $p \leq 0.01$

. Distribuições de abundância

As distribuições de abundâncias das espécies nos transectos 3 e 4 foram mais lineares, enquanto nos transectos 1 e 2 foi possível distinguir uma inclinação maior no início e uma menor na área correspondente às espécies de abundância intermediária (Fig. 10). A proporção de espécies ocasionais (com apenas 1 indivíduo) foi semelhante entre os transectos 1 e 2 (25.5 e 21.3%, respectivamente) e entre 3 e 4 (40.4 e 41.9%, respectivamente). As espécies do transecto 1 apresentaram uma distribuição de abundâncias muito desigual em relação às espécies do transecto 2, que apresentaram uma distribuição mais uniforme.

Um valor elevado da média da distribuição log-normal é indicativo de uma boa amostragem, sendo que valores negativos refletem uma amostragem que não chegou a incluir a classe de abundância com maior número de espécies (moda da distribuição). Os valores de média positivos menores que 1 para os transectos 1 a 3 (Tabela 5) indicam que a distribuição foi truncada muito próximo da moda, ou seja, a moda foi apenas parcialmente amostrada. Dessa forma, um número estimado muito grande de espécies ocasionais só seria coletado com o aumento do tamanho amostral. Apenas no transecto 4 a média foi negativa, indicando que o ponto de truncamento foi anterior à moda. Destes valores, também é possível destacar que no transecto 2 a média chega a ser 2.5 vezes maior que o segundo maior valor (trans. 1).

A variância da distribuição de abundâncias relaciona-se com a diversidade da comunidade, sendo menor quanto maior uniformidade houver na distribuição de indivíduos entre espécies. A comunidade encontrada no transecto 1 apresentou a maior variância, ou seja, a maior predominância numérica de poucas espécies, seguida do transecto 4 e dos transectos 3 e 2, com distribuições mais uniformes (Tabela 5).

Na amostragem de uma comunidade nunca se atinge o número total de espécies presentes na área, uma vez que espécies com densidades muito reduzidas nem sempre são coletadas. Através dos valores da média e variância de uma distribuição log-normal truncada, pode-se estimar qual seria o número total de espécies (S^*). Com base nesses cálculos, verifica-se que no transecto 3 seria encontrado o maior número de espécies, seguido dos transectos 1, 2 e 4, sendo este último o correspondente à área mais pobre também em espécies efetivamente observadas (31).

Segundo o teste de Qui-quadrado de qualidade de ajuste, os dados de abundância não foram significativamente diferentes das distribuições estimadas para cada transecto, logo, todos os transectos são ajustáveis à distribuição log-normal (Tabela 5).

Apenas os dados do transecto 4 não se ajustaram à distribuição do tipo log-série (Tabela 6). O parâmetro α desta distribuição, que é utilizado como índice de diversidade, separa as comunidades dos transectos 1 e 4

(pouco diversas) e dos transectos 2 e 3 (muito diversas), coincidindo com o resultado do índice de dominância de Simpson. A semelhança no índice de diversidade da log-série entre os transectos 1 e 4 é devida à alta dominância exercida pelas espécies *Capitella capitata* e *Armandia agilis*, respectivamente, e por serem os transectos com menor número de espécies (47 e 31, respectivamente).

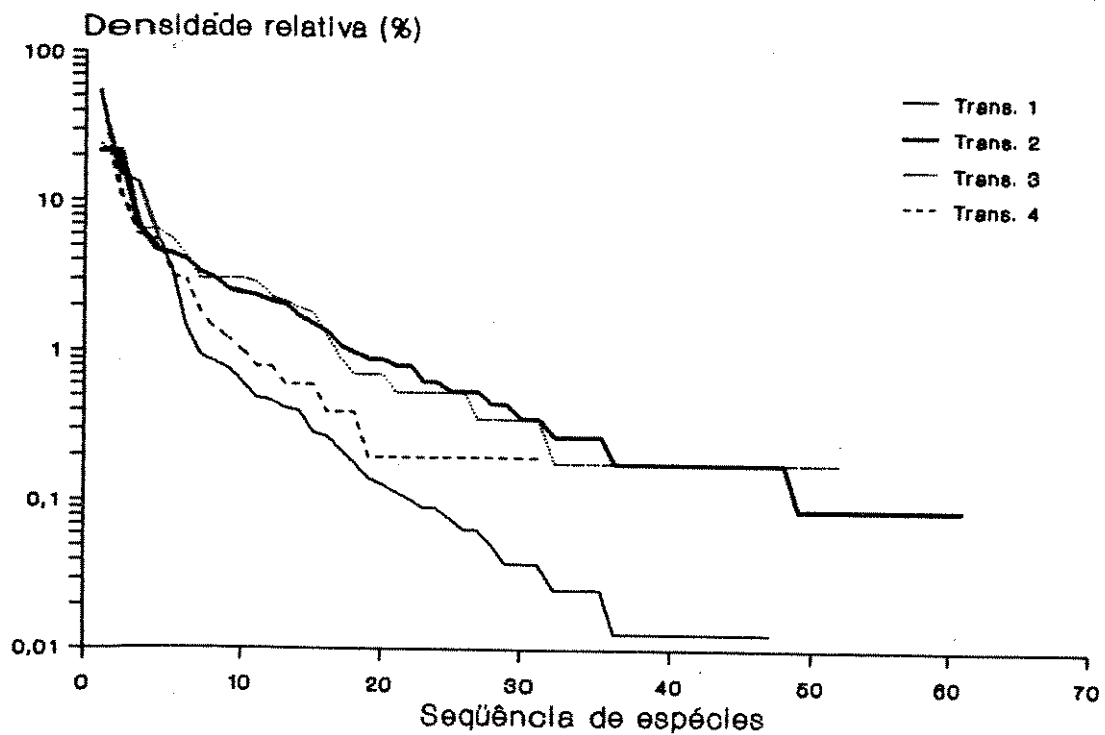


FIG. 10. Curvas de densidade relativa em escala logarítmica pela seqüência de espécies para cada transecto.

TABELA 5. Ajuste das curvas de abundância em cada transecto à curva log-normal (Média=logaritmo do nº de indivíduos por espécie na moda; var=variância da distribuição log-normal; S*=nº estimado de espécies; χ^2 =Qui-quadrado de qualidade de ajuste; gl=graus de liberdade (n-2)).

Trans	Média	var	S*	χ^2	gl
1	0.1960	2.1028	80.0	3.3560ns	7
2	0.4851	0.6430	72.9	3.2758ns	6
3	0.0150	0.8041	81.5	6.2673ns	5
4	-0.4039	1.1748	67.1	1.5195ns	4

ns = diferença não significativa

TABELA 6. Ajuste das curvas de espécies por classes de abundância dos 4 transectos à distribuição log-série. (N=nº total de indivíduos encontrados no transecto; S=nº de espécies no transecto; x=parâmetro iterativo da log-série; α =índice de diversidade da distribuição log-série; var(α)=variância do índice α)

Trans	N	S	x	α	var(α)	χ^2	gl
1	7771	47	0.999	6.662	0.943	11.732ns	11
2	1121	61	0.988	13.843	3.141	5.950ns	11
3	567	52	0.976	13.942	3.738	13.175ns	11
4	508	31	0.986	7.277	1.708	30.831**	11

ns = não significativo

** $p \leq 0.01$

4.4 DISCUSSÃO

As espécies *Capitella capitata* e *Heteromastus filiformis*, consideradas como indicadoras de ambiente poluídos ou perturbados (Grassle & Grassle, 1974; Grassle & Grassle, 1976; Dauer & Conner, 1980), também comuns em fases iniciais de recuperação de regiões degradadas (Pearson & Rosenberg, 1978; Dauer & Conner, 1980), não apresentaram uma dominância típica de um ambiente nestas condições. A distribuições temporais das espécies acima referidas foram muito semelhantes às apresentadas em outros ambientes não perturbados (Watling, 1975), com aumento de densidade nos meses de primavera/verão e diminuição abrupta no mês seguinte, possivelmente devido a alta mortalidade. Segundo Grassle & Grassle (1974), essa mortalidade poderia ser devida à depleção de recursos alimentares. No entanto, não houve queda equivalente nos valores de matéria orgânica nos transectos em que essas espécies dominaram que pudesse ser indicativa dessa possibilidade. A alta densidade alcançada nos meses de outubro a dezembro/90 não indica apenas um período de reprodução muito acentuada, mas também marca uma característica instável da comunidade e do ambiente do setor A. *Capitella capitata* é uma espécie competitivamente fraca (Grassle & Grassle, 1974), sendo possível supor que, se a comunidade estivesse melhor estruturada, com relações biológicas mais fortes, essa espécie não teria alcançado densidades tão elevadas.

O Araçá é uma área muito freqüentemente afetada por pequenos derrames de óleo provenientes dos navios que trafegam intensamente pelo Canal de São Sebastião, além de ser também atingida por descargas de esgoto doméstico. No entanto não pode ser percebida nenhuma queda abrupta de densidade ou diminuição do número de espécies coletadas. Isso indica que talvez a freqüência das perturbações já tenha selecionado a comunidade em função da resistência a esse tipo de impacto. As altas densidades das espécies oportunistas *C. capitata*, *H. filiformis* e *L. acuta* registradas no início do período de estudo (outubro/89) indicam não somente que estas espécies já se encontravam no ambiente na época da perturbação, como também que encontraram condições físico-químicas apropriadas para suportar a explosão populacional que ocorreu após a escavação do canal.

As espécies chamadas oportunistas (*C. capitata*, *H. filiformis* e *Laonereis acuta*) só tiveram explosões populacionais em ambientes ricos em matéria orgânica, moderadamente selecionados e estruturalmente complexos. Apesar do coeficiente de seleção ser uma medida da heterogeneidade ambiental, outros elementos que não são medidos ou quantificados talvez sejam mais eficientes em justificar a complexidade comparativamente maior desses ambientes em as espécies citadas acima ocorrem mais abundantemente.

No método de análise do sedimento (granulometria), três importantes elementos que impõem uma heterogeneidade estrutural ao sedimento não são medidos ou quantificados: conchas, detritos vegetais e tubos. As conchas são dissolvidas na descalcificação e os detritos vegetais e tubos podem ser desagregados mecanicamente no processamento do sedimento e no agitador automático. Os tubos, que podem ser temporários ou permanentes, promovem a estabilização do sedimento (Rhoads et al., 1978 apud Alongi, 1985) e a deposição de material em suspensão, incluindo larvas planctônicas. Isso ocorre pela alteração, mesmo que em pequena escala, das características da hidrodinâmica local (Woodin, 1981; Luckenbach, 1986). Dependendo de fatores tais como densidade e dimensões dos tubos ou tipo de sedimento, pode ocorrer o inverso, ou seja, a desestabilização do substrato (Eckman et al., 1981; Eckman, 1983).

No presente estudo esse tipo de elemento não foi registrado em forma quantitativa, mas o crustáceo (Tanaidacea) *Kalliapseudes schubartii* Mané Garzon, um oportunista tubícola (Leite, 1989), ocorreu em densidades elevadas na mesma região em que os poliquetos alcançaram suas maiores densidades (trans. 1 e 2). Essa coincidência fornece indícios de que talvez os tubos formados pelo crustáceo estejam contribuindo para o aumento da complexidade estrutural do sedimento e assim, permitindo uma utilização mais ampla do substrato.

A maior densidade de indivíduos foi encontrada na estação 5 (transecto 1, setor A)(Fig. 6), onde também foram registrados os maiores teores de matéria orgânica. Uma grande quantidade da matéria orgânica registrada nesta estação provavelmente estava sob a forma de detritos vegetais de grande dimensão (em termos comparativos com partículas alimentares), provenientes da vegetação de mangue adjacente à estação. A ocorrência desse material vegetal em processo de decomposição agrega bactérias que são utilizadas tanto por *C. capitata* quanto por *H. filiformis* (Watling, 1975). Dessa forma, os detritos tanto oferecem uma fonte de alimento quanto aumentam a complexidade estrutural do sedimento. Ou seja, além da heterogeneidade sedimentológica, o substrato passa a apresentar estruturas de origem biológica, que podem alterar a estabilidade do sedimento (Eckman et al., 1981; Brenchley, 1982; Eckman, 1983; Luckenbach, 1986), interferir na mobilidade dos organismos (Posey, 1987), criar refúgios para os mesmos (Woodin, 1978) ou aumentar a quantidade de alimento disponível (Watling, 1975; Alongi, 1985).

A segunda maior densidade média foi encontrada na estação 2 (transecto 1, setor A), onde os elementos não registrados de heterogeneidade foram conchas, confirmando uma certa tendência de ambientes estruturalmente complexos suportarem maiores densidades (Bell et al., 1978; Dauer et al., 1982). *Polydora ligni*, apesar de já ter sido considerada oportunista (Dauer & Simon, 1976), com

reprodução contínua durante o ano todo (Grassle & Grassle, 1974), se limitou a densidades reduzidas durante a maior parte do período de estudo e a uma distribuição praticamente restrita à estação rica em carbonato de cálcio (est. 2). Blake (1971), em sua revisão do gênero *Polydora*, encontrou várias espécies relacionadas a sedimentos grossos e ricos em calcário, onde alguns animais se estabelecem, perfurando conchas e/ou formando tubos. É possível ainda que as larvas de *Polydora* tenham sua metamorfose induzida pela presença de carbonato de cálcio dos fragmentos de conchas, como sugerido por Faiva (1990) para *P. socialis*.

Em ambientes complexos, as espécies oportunistas que são normalmente fracas competidoras (Grassle & Grassle, 1974) não vão enfrentar uma competição muito acentuada com outras espécies por recursos alimentares e espaço, devido à abundância destes recursos e da variedade de nichos potencialmente utilizáveis (Gray, 1981b). Isso se confirma no primeiro eixo da análise de correlação canônica, em que as espécies oportunistas se relacionam positivamente com o coeficiente de seleção, quantidade de matéria orgânica e inversamente com o diâmetro médio.

O tipo de distribuição de abundância no transecto 1, com alta dominância e relativamente poucas espécies ocasionais (25.5%), é devido à maior heterogeneidade na composição do sedimento (valores mais elevados de coeficiente de seleção). Esses padrões são indicativos de uma complexidade não somente sedimentológica, como também

espacial, com a formação de manchas de diferentes composições granulométricas. Isso geraria um mosaico de microhabitats que seria colonizado por 'comunidades' variadas ou por espécies isoladas com muitos indivíduos, tais como as espécies *Capitella capitata*, *H. filiformis*, *Scoloplos (Leodamas) ohlini*, *P. ligni* e *L. acuta*. Estas espécies, que são consideradas oportunistas e de ocorrência freqüente em ambientes perturbados ou em estágios sucessionais iniciais (Grassle & Grassle, 1974; Dauer & Simon, 1976; Dauer & Conner, 1980; Rice et al., 1986), foram muito abundantes no local. Utilizando o cálculo do valor total estimado de espécies, constata-se que apenas 58.8% das espécies podem ter sido amostradas e os 41.2% restantes seriam espécies pouco densas que estariam distribuídas por esse mosaico.

De uma maneira geral, as estações do transecto 2 apresentaram as maiores diversidades acompanhadas de altas densidades. Essa estrutura é justificada por uma alta complexidade sedimentológica aliada ao fato destas estações permanecerem submersas, quando comparada a outras regiões entremarés. O transecto 2 e parte do transecto 3 (estação 9) estão localizados em regiões que freqüentemente permanecem submersas mesmo durante a baixamar. No transecto 2 foi encontrado o mesmo número de espécies com 1 e com 2 indivíduos (21.3%), enquanto em média 9.3% de espécies nos demais transectos foram representadas por 2 indivíduos.

Isso diferenciou a estrutura de abundância do transecto 2 como a mais diversa.

O ambiente deste transecto não deve ser composto por um mosaico espacial tão complexo quanto o ambiente do transecto 1, uma vez que 83.7% das espécies potencialmente presentes foram coletadas, o que mostra que as espécies devem ter se distribuído espacialmente de maneira mais homogênea. A situação encontrada é muito semelhante à que ocorre em ambientes de fundo em que há uma grande diversidade e pequena dominância (Sanders, 1958, 1968; Gray, 1981b).

Em termos fisionômicos, a região do transecto 4 é a que mais se assemelha ao Araçá antes da escavação do canal (Amaral & Morgado, 1987; Morgado & Amaral, 1988), apesar de ser estruturalmente mais pobre que a comunidade original (Lopes & De Marco, 1992). Foi registrada uma diversidade relativamente baixa devido ao seu pequeno número de espécies (31) e apenas uma sendo numericamente marcante. Essa relativa 'pobreza' pode ser relacionada à homogeneidade do sedimento e sua característica de areia muito fina. A compactação do sedimento neste ambiente foi a maior da área total de estudo, e a drenagem da água durante a baixamar era muito rápida. O aparentemente baixo conteúdo de água intersticial durante a maré baixa pode ser o principal fator que determina um ambiente que suporta uma fauna mais restrita.

No entanto, essa é uma região que passou a permanecer gradativamente mais tempo exposta devido às modificações hidrodinâmicas sofridas a partir de 1989, logo, pode não ter sido completamente colonizada e a distribuição estaria refletindo a colonização de um ambiente comparativamente mais pobre em termos de recursos (teor baixo de matéria orgânica). O ajuste à log-normal estimou como sendo 67 o número total estimado de espécies neste transecto, sendo que apenas 46.2% das espécies da região teriam sido amostradas, o que é devido à baixa densidade de suas espécies.

O transecto 3 possui uma característica intermediária às já descritas, devido ao fato de ter englobado uma área que permanece mais tempo imersa (estação 9 semelhante ao transecto 2) e outra com características sedimentológicas muito semelhantes às do transecto 4 (estações 10 e 11). A sobreposição da composição específica entre os transectos 2 e 3 é grande, mas o transecto 3 não é homogêneo na estrutura de suas estações. O resultado é uma estrutura diversa, rica em espécies, mas ainda pouco amostrada. Dentre as 81 espécies estimadas para o local (a maior estimativa entre os transectos) foram coletadas 52, faltando ainda 36.2% das espécies previstas.

Há um gradiente de complexidade estrutural de sedimento que vai do transecto 1 (complexo) ao transecto 4 (simples), mas a complexidade de estrutura biológica não

acompanha esse gradiente devido ao transecto 1, menos diverso que o esperado para um ambiente tão heterogêneo.

Se o fator "heterogeneidade ambiental" fosse considerado o principal determinante da estrutura da comunidade, seria de se esperar que o transecto 1 fosse muito mais diverso (com menor dominância) do que realmente se apresentou. No entanto, um mesmo padrão (abundância, dominância ou distribuição espacial) pode ser desenvolvido através de vários mecanismos diferentes. A determinação do mecanismo correto muitas vezes depende do estabelecimento do processo histórico do ambiente (Drake, 1990). Apesar das áreas correspondentes aos transecto 1 e 4 serem completamente distintas em termos fisionômicos, as espécies tiveram padrões de dominância semelhantes. Nos dois ambientes a alta dominância foi devida a uma espécie que teve uma densidade comparativamente mais elevada, mas devido a diferentes efeitos de uma mesma perturbação.

A escavação do canal no Araçá alterou a estrutura sedimentológica e o sistema de drenagem da área correspondente ao transecto 1. A comunidade que se instalou foi composta por espécies de reprodução rápida, muito freqüentes em ambientes perturbados (Grassle & Grassle, 1974; Grassle & Grassle, 1976; Pearson & Rosenberg, 1978; Dauer & Conner, 1980), que alcançaram densidades muito elevadas. Mesmo com a sucessiva chegada de outras espécies, as altas densidades das espécies colonizadoras não foram em

nenhum momento igualadas, determinando índices de dominância mais elevados.

O histórico da região do transecto 4 também está relacionado aos efeitos hidrodinâmicos da escavação do canal. A alteração da hidrodinâmica local causou um aumento na amplitude da zona entremarés. A área não foi densamente colonizada, sendo que *Armandia agilis* foi a única espécie a apresentar 'explosões' populacionais. O gênero *Armandia* foi relacionado anteriormente a ambientes de areia fina e 'limpa' (Pettibone, 1982), como a área do transecto 4. Em cada amostragem foi coletado um número muito reduzido de espécies e a densidade um pouco mais elevada de *Armandia* se destacou no cálculo do índice de dominância.

A semelhança de padrões de dominância encontrados entre os transectos 1 e 4 podem ser comparáveis ao que foi encontrado por Gillet (1988), onde situações distintas apresentaram características próximas de diversidade e ajustes a curvas de abundância.

O ambiente do transecto 2 também sofreu a influência do mesmo impacto, mas a seqüência de acontecimentos foi diferente. Inversamente à situação da região do transecto 4, esse ambiente passou a ficar gradativamente submerso por mais tempo. Com isso, espécies de franja de infralitoral podem ter deslocado a fauna oportunista, que não conseguiu chegar aos mesmos níveis de densidade que na região vizinha. A maior estabilidade de distribuição da comunidade foi refletida no índice de dominância, o mais baixo e com menor variação mensal.

5. CAPITULO 2 : ESTRUTURA TROFICA DA COMUNIDADE DE POLIQUETOS

5.1 INTRODUÇÃO

Segundo Posey (1987), padrões de abundância ou diversidade de espécies em ambientes de sedimento não consolidado podem ser determinados e regulados por vários processos. Entre os principais podem ser relacionados fatores físico-químicos (Sanders, 1958, 1960), disponibilidade de recursos alimentares (Levinton, 1972; Whitlatch, 1981), predação (Commito, 1982; Ambrose, 1984; Quammen, 1984), competição entre espécies (Woodin, 1974; Wilson, 1983, 1984) e recrutamento (Mileikovsky, 1974; Woodin, 1986; Luckenbach, 1987).

Interações indiretas entre grupos de espécies semelhantes em termos tróficos ou funcionais têm sido relacionadas como importantes determinantes dos padrões de distribuição dentro dessas comunidades (Fauchald & Jumars, 1979; Woodin & Jackson, 1979; Whitlatch, 1980; Whitlatch & Zajac, 1985; Posey, 1987; Woodin, 1987).

A partir de observações de que organismos com diferentes hábitos alimentares excluíam uns aos outros, havendo dominância maciça de um dos grupos tróficos, Rhoads & Young (1970) formularam a Teoria do Amensalismo Trófico. Segundo essa teoria, a dominância de detritívoros não se daria apenas pela presença de um tipo de alimento mais adequado, mas sim pela bioturbação do sedimento provocada

pelo revolvimento e ressuspensão do sedimento devido à movimentação dos organismos, o que inibiria a colonização por suspensívoros e filtradores. Por sua vez, a predominância de suspensívoros e filtradores (geralmente tubícolas) compactaria demais o sedimento, prejudicando a mobilidade dos detritívoros.

O estudo sobre interferência entre grupos tróficos foi consideravelmente facilitado a partir da proposta de Fauchald & Jumars (1979) que elaboraram uma classificação dos poliquetos em categorias funcionais baseada nas relações que envolvem adaptações anatômicas, mecanismos de apreensão e ingestão do alimento e mobilidade do animal durante a alimentação. O agrupamento das muitas espécies segundo o conceito de Grupo Trófico ou Grupo Funcional de Alimentação (GFA) (Fauchald & Jumars, 1979) permite que se use um conjunto de espécies como unidade ecológica e assim seja facilitada a determinação do papel ecológico dos poliquetos na comunidade como um todo. No entanto, esse tipo de análise implica no conhecimento das estratégias alimentares das espécies que compõem a comunidade em estudo. Como a maioria das espécies de comunidades bênticas de substrato não consolidado é pouco conhecida quanto à sua biologia e comportamento alimentar, as classificações mais detalhadas não são muito úteis (Maurer & Leathem, 1981; Morgado, 1988). A observação direta, durante a coleta e triagem, da presença de tubos, marcas de buracos ou galerias no sedimento, por

sua vez, já fornecem indícios importantes sobre possíveis efeitos dos animais no sedimento.

Neste estudo foi utilizada uma classificação funcional contruída com base em categorias tróficas e categorias de mobilidade. As categorias tróficas são semelhantes àquelas propostas por Fauchald & Jumars (1979) e se referem ao tipo de alimento freqüentemente mais ingerido (ex. carnívoros ou detritívoros) e/ou à posição em que o animal se alimenta no substrato (ex. na superfície ou de subsuperfície). Na proposta de Fauchald & Jumars (1979), o fator mobilidade é relativo a quanto o animal se movimenta durante a alimentação. Na classificação alternativa aqui proposta (baseada em Woodin, 1987), a mobilidade é relacionada à influência do animal na estrutura do substrato através da construção de tubos ou escavações. Na construção de tubos haveria uma interferência através da imposição de barreiras físicas ao deslocamento dos demais organismos. A manutenção de buracos ou galerias, ou até mesmo a formação destes durante a locomoção dos animais, afrouxaria o sedimento, permitindo uma maior oxigenação, entrada de água e talvez desestabilização deste. A alimentação ou a movimentação na superfície do sedimento alterariam a comunidade por predação de larvas ou desestabilização da camada mais superficial do sedimento. O fator mobilidade foi introduzido para verificar se a hipótese de interferência se aplica à comunidade de poliquetos do Araçá.

Utilizando esta classificação procurou-se analisar a estrutura trófica da comunidade, determinando: que grupo se destaca numericamente; quais os grupos mais diversos; quais os fatores abióticos que mais influenciam a estrutura trófica e funcional da comunidade e quais as relações biológicas mais importantes na comunidade. O estudo da sucessão da estrutura funcional da comunidade foi efetuada com a finalidade de analisar a existência ou não de um processo de recuperação frente à perturbação causada pela escavação do canal para instalação do emissário (Capítulo 1).

5.2 MÉTODOS ESTATÍSTICOS

As 75 espécies encontradas foram classificadas em grupos funcionais segundo categorias de hábitos alimentares (categorias ou grupos tróficos) e modo de interferência no sedimento (categorias de mobilidade). Os grupos tróficos foram divididos em onívoros (O), carnívoros (C), detritívoros de subsuperfície (B), de superfície (S) e de interface (I), ou seja, que podem apresentar comportamento de detritívoros de superfície ou de suspensívoros conforme as condições ambientais, p.ex. velocidade das correntes (Taghon *et al.*, 1980; Gaston & Nasci, 1988). A classificação do tipo de interferência dos animais no sedimento foi feita segundo a construção de tubos (T) ou escavação do sedimento (B), que inclui os organismos que se movimentam no sedimento por escavação ou que constroem buracos ou galerias. Os

carnívoros (C) e onívoros (O) foram ainda subdivididos em discretamente móveis (DM). Esta última classe engloba espécies de mobilidade reduzida ou referidas como freqüentemente associadas a estruturas ou organismos (tubos, hidróides) como formas de refúgio ou fonte de alimento (Fauchald & Jumars, 1979).

As combinações dos grupos tróficos e tipos de interferência deram origem a 11 grupos funcionais :

- BT - Detritívoros de subsuperfície tubícolas
- BB - Detr. de subsuperfície escavadores
- ST - Detr. de superfície tubícolas
- SB - Detr. de superfície escavadores
- OT - Onívoros tubícolas
- OB - Onívoros escavadores
- ODM - Onívoros discretamente móveis
- CB - Carnívoros escavadores
- CDM - Carnívoros discretamente móveis
- IT - Detr. de interface tubícolas
- IB - Detr. de interface escavadores

As informações necessárias à classificação das espécies em grupos funcionais foram obtidas em literatura, e aquelas espécies cujas informações eram incompletas foram agrupadas com seus congêneres. As informações sobre gêneros ou famílias foram retiradas principalmente de Fauchald & Jumars (1979) e Pettibone (1963, 1982). Espécies com informações sobre hábitos alimentares conflitantes ou com indicação de mais de uma estratégia foram agrupadas como onívoros (ex. Nereidae, Eunicidae, Lumbrineridae etc). Os

Spionidae e Oweniidae foram classificados como detritívoros de interface.

As densidade das espécies pertencentes a um mesmo grupo trófico foram somadas e transformadas por logaritmização para homogeneizar as variâncias (Sokal & Rohlf, 1981).

Os grupos foram analisados quanto ao grau de dominância interna de suas espécies através do cálculo do Índice de Simpson (D) para cada transecto. Foi também calculado o índice de dominância total com os grupos funcionais para cada transecto (grupos funcionais como unidades ecológicas).

A distribuição vertical na coluna de sedimento dos 11 grupos funcionais foi determinada através de uma análise de variância. Os grupos foram correlacionados com os parâmetros ambientais (temperatura do sedimento, salinidade, teores de calcário e matéria orgânica, diâmetro médio do grão, e coeficiente de seleção) através de uma Análise de Correlação Canônica.

5.3 RESULTADOS

A distribuição das espécies por grupos tróficos está relacionada na Tabela 7. Dentre as 20 espécies selecionadas como as mais importantes da comunidade, 7 são consideradas detritívoras de subsuperfície (*H. filiformis*, *M. californiensis*, Capitellidae sp., *A. agilis*, *Scoloplos (Leodamas) ohlini*, *S. (Leodamas) gracilis* e *S. (Leodamas)*

sp., 4 são detritívoras de superfície (*C. capitata*, *I. pulchella*, *T. anguicomus*, *Aricidea simplex*), 4 são carnívoras (*L. americana*, *G. multidentis*, *Goniada littorea* e *S. grubii*) e as demais são onívoras (*Lumbrineris tetraura*, *Marphysa sanguinea*, *L. acuta*, *Ceratocephala* sp.). Dentre os detritívoros de interface apenas *P. ligni* foi numericamente importante.

Todos os grupos foram encontrados nos dois estratos da coluna de sedimento (Fig. 11). A análise de variância indicou uma densidade significativamente maior de todos os grupos no estrato superior com exceção dos detritívoros de superfície e onívoros escavadores (SB e OB) e carnívoros discretamente móveis (CDM) (Tabela 8).

TABELA 7. Classificação das espécies de poliquetos segundo seu grupo funcional (B=detrítivos de subsuperfície, S=detr. de superfície, O=onívoros, C=carnívoros, I=detr. de interface; T=tubícolas, B=escavadores, DM=discretamente móveis). Dados obtidos de Pettibone (1963, 1982) e Fauchald & Jumars (1979). (Referências específicas ou genéricas citadas à frente de cada espécie)

BB

<i>Capitellidae</i> sp.	
<i>Cossura delta</i>	
<i>Naineris setosa</i>	
<i>Phylo felix</i>	
<i>Scoloplos (L.) ohlini</i>	Pettibone, 1982; Rice et al., 1986
<i>Scoloplos (L.) gracilis</i>	Pettibone, 1982; Rice et al., 1986
<i>Scoloplos (L.)</i> sp.	Pettibone, 1982; Rice et al., 1986
<i>Scoloplos texana</i>	Pettibone, 1982; Rice et al., 1986
<i>Haploscoloplos fragilis</i>	
<i>Armandia agilis</i>	

BT

<i>Capitomastus minimus</i>	Fauchald & Jumars, 1979
<i>Heteromastus filiformis</i>	Woodin, 1987; Gaston & Nasci, 1988
<i>Mediomastus californiensis</i>	Pettibone, 1982; Gaston & Nasci, 1988
<i>Clymenella brasiliensis</i>	
<i>Pectinaria</i> sp.	

SB

<i>Magelona riojai</i>
<i>Magelona papillicornis</i>
<i>Magelona variolamellata</i>
<i>Magelona posterelongata</i>
<i>Poecilochaetus australis</i>
<i>Aricidea pseudoarticulata</i>
<i>Aricidea fragilis</i>
<i>Aricidea (Acmira) simplex</i>
<i>Cirrophorus</i> sp.
<i>Cirriformia tentaculata</i>
<i>Tharyx filibranchia</i>

ST

<i>Capitella capitata</i>	Myers, 1977; Gaston & Nasci, 1988
<i>Isolda pulchella</i>	
<i>Terebellides anguicomus</i>	
<i>Loimia medusa</i>	

OB

<i>Narphysa sanguinea</i>	Pettibone, 1982
<i>Lysidice ninetta</i>	Pettibone, 1982
<i>Nematonereis</i> sp.	
<i>Glycera oxycephala</i>	
<i>Hemipodus olivieri</i>	
<i>Hemipodus rotundus</i>	

TABELA 7 (cont.). Classificação das espécies de poliquetos segundo seu grupo funcional.

OT

<i>Lumbrineris cf tetraura</i>	
<i>Ninoë brasiliensis</i>	
<i>Onuphis vexillaria</i>	
<i>Diopatra cuprea</i>	Pettibone, 1982
<i>Diopatra ornata</i>	Fauchald & Jumars, 1979; Woodin, 1987
<i>Diopatra splendidissima</i>	
<i>Laeonereis acuta</i>	Woodin, 1987
Nereidae sp.	
<i>Ceratocephala</i> sp.	
<i>Platynereis</i> sp.	
<i>Perinereis cultrifera</i>	
<i>Nereis pseudonereis</i>	Pettibone, 1982; Woodin, 1987
<i>Neanthes</i> sp.	Woodin, 1987

ODM

<i>Phyllodoce</i> sp.	
<i>Eteone heteropoda</i>	Pettibone, 1982

CB

<i>Loandalia americana</i>	
<i>Glycinde multidentis</i>	Fauchald & Jumars, 1979; Pettibone, 1982
<i>Goniada littorea</i>	Fauchald & Jumars, 1979; Pettibone, 1982
<i>Nephtys</i> sp.	Pettibone, 1982
<i>Goniada</i> sp.	Fauchald & Jumars, 1979; Pettibone, 1982
<i>Sigambra grubii</i>	

CDM

<i>Sthenelais limicola</i>	Pettibone, 1982
<i>Langerhansia cornuta</i>	
<i>Exogone occidentalis</i>	
<i>Ophiodromus pugettensis</i>	Woodin, 1987
<i>Gyptis brevipalpa</i>	
<i>Podarke</i> sp.	

IB

<i>Scolecopsis squamata</i>	Fauchald & Jumars, 1979; Dauer, 1983
<i>Aonides</i> sp.	Fauchald & Jumars, 1979
<i>Paraprionospio pinnata</i>	Dauer, 1985; Woodin, 1987
<i>Apoprionospio</i> sp.	

IT

<i>Spiophanes missionensis</i>	
<i>Polydora ligni</i>	Dauer et al., 1981; Zajac, 1991
<i>Prionospio steenstrupi</i>	Myers, 1977; Woodin, 1987
<i>Prionospio heterobranchia</i>	Myers, 1977; Woodin, 1987
<i>Prionospio dayi</i>	Myers, 1977; Woodin, 1987
<i>Boccardia</i> sp.	Woodin, 1987
<i>Laonice</i> sp.	
<i>Owenia fusiformis</i>	Fauchald & Jumars, 1979; Woodin, 1987

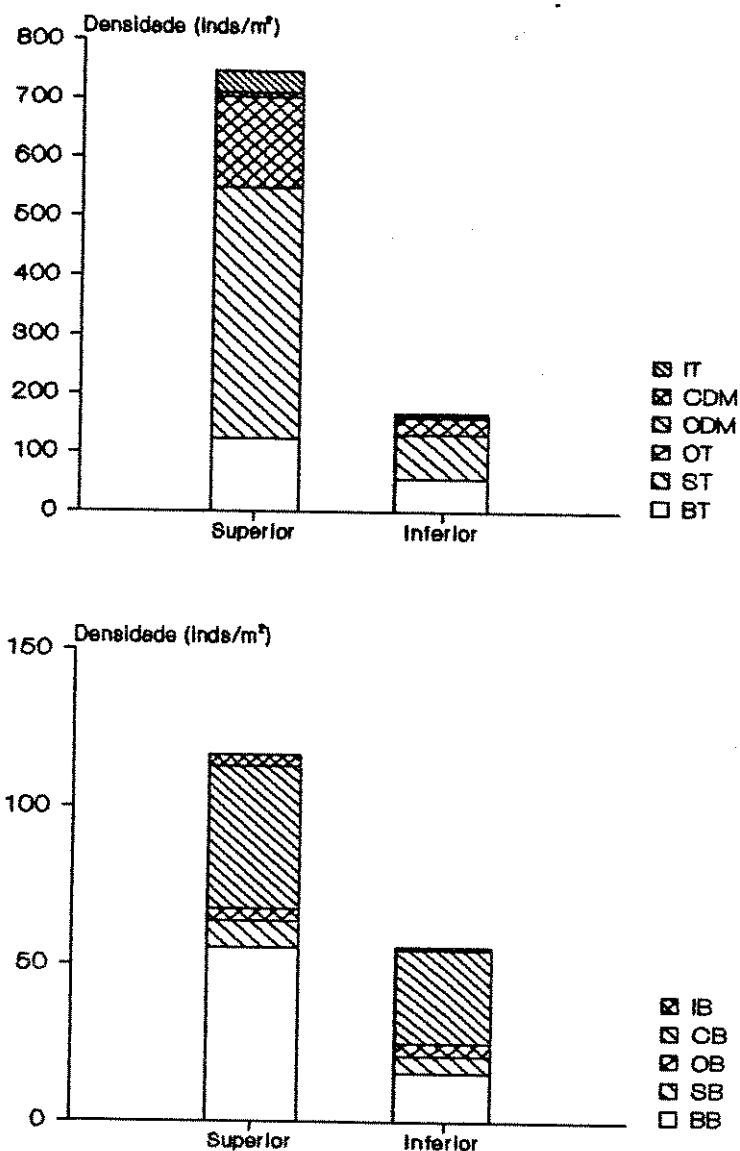


FIG. 11. Distribuição de densidades médias de cada grupo funcional por estrato da coluna de sedimento. Var. biológicas: B-detrítico de subsuperfície, S-detr. de superfície, I-detr. de interface, C-carnívoros, O-onívoros; T-tubícolas, B-escavadores, DM-discretamente móveis.

TABELA 8. Resultados da análise de variância da distribuição vertical dos grupos funcionais nos estratos superior e inferior do sedimento. (B=detrítivos de subsuperfície, S=detr. de superfície, O=onívoros, C=carnívoros, I=detr. de interface; T=tubícolas, E=escavadores, DM=discretamente móveis).

Grupo Trófico	F	p	Estrato
BB	4.904	0.027	Superior
BT	9.809	0.002	Superior
SB	1.513	0.219 ns	-
ST	9.415	0.002	Superior
OB	0.013	0.909 ns	-
OT	7.766	0.006	Superior
ODM	4.045	0.045	Superior
CB	8.329	0.004	Superior
CDM	2.750	0.098 ns	-
IB	7.164	0.008	Superior
IT	5.077	0.025	Superior

Os grupos tróficos numericamente mais importantes foram os detritívoros de superfície, de subsuperfície e os onívoros (Fig. 12a), seguindo a dominância das 3 espécies oportunistas que se destacaram numericamente, *Capitella capitata* (ST), *Heteromastus filiformis* (BT) e *Laeonereis acuta* (OT). A somatória das densidades de *C. capitata* e *H. filiformis* compôs 92.5% do total dos detritívoros tubícolas (69.1% e 23.5%, respectivamente) e 60.0% do total de indivíduos.

Os onívoros tubícolas (OT) tiveram grande importância numérica devido a *L. acuta* e Nereidae sp. Os indivíduos incluídos nessa última classificação são indivíduos jovens com estruturas da tromba ainda não identificáveis. Ocorreram em grande densidade durante 3 meses (janeiro, fevereiro e março de 1990) nas estações 2 e 5 (transecto 1). O pico de densidade de indivíduos jovens em fevereiro foi seguido de um pico de *Laeonereis* em março, o que sugere que os jovens provavelmente pertençam, em sua maioria, a esta espécie. *Laeonereis acuta* foi responsável por 10.24% do número total de indivíduos e os Nereidae jovens por 4.5%

Os carnívoros tiveram menor representatividade em termos de densidade (Fig. 12a), mas foram muito importantes em termos de porcentagem de indivíduos por estação (Fig. 12b).

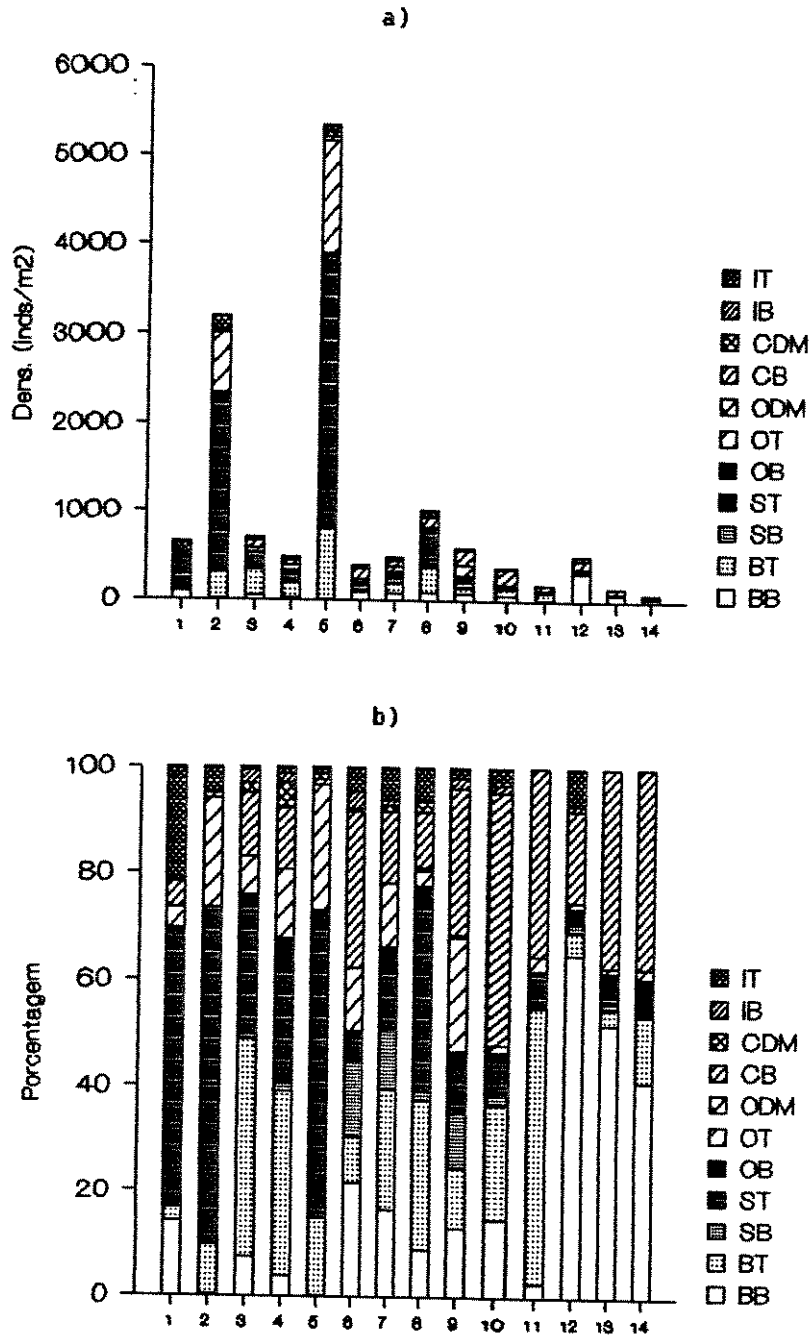


FIG. 12. Distribuição de densidades médias (a) e porcentagem de indivíduos (b) de cada grupo funcional por estação de coleta. Var. biológicas: idem Fig. 11. Estações 1-5 (transecto 1), 6-8 (transecto 2), 9-11 (transecto 3), 12-14 (transecto 4).

Os maiores valores de dominância entre espécies foram observados nos grupos BT, BB, ST e IT (Tabela 9). Esses índices refletiram as altas densidades de *C. capitata* (ST) no transecto 1, *H. filiformis* (BT) nos transectos 1 e 2, *P. ligni* (IT) no transecto 1 e *A. agilis* (BB) no transecto 4 (ver Anexo). Nos resultados acima não foram incluídos os valores de dominância iguais a 1.0, obtidos para os grupos ST, ODM e IB nos transectos 3 e 4, uma vez que esses valores extremos foram devidos à ocorrência de uma só espécie de cada grupo (as espécies foram *C. capitata*, *Eteone heteropoda* e *Scoelelepis squamata*, respectivamente) nesses transectos.

Os menores valores de dominância entre espécies foram registrados para os grupos SB, OT e IT, sendo que o grupo dos onívoros tubícolas foi o que apresentou a menor dominância global (dados totais) (Tabela 9). Com exceção de *L. acuta*, as espécies que compuseram este grupo tiveram densidades reduzidas.

O grupo dos carnívoros escavadores foi o mais homogêneo em termos de dominância, sendo que 4 de suas espécies foram relacionadas no capítulo anterior como importantes em termos numéricos e de frequência (Tabela 3).

A comunidade do transecto 4 foi a que apresentou o maior valor de dominância entre grupos funcionais (Tabela 9), o que foi reflexo da densidade dos detritívoros de subsuperfície escavadores (BB)(Fig. 12a), mais

especificamente da espécie *Armandia agilis*. A comunidade com menor dominância entre grupos funcionais foi a do transecto 2 (Tabela 9).

Os detritívoros de superfície e os de interface se apresentaram em maior densidade nas estações que permanecem submersas por mais tempo (setor A e estação 9) e em densidades gradualmente maiores nas estações próximas à baixamar. Esse padrão só não foi observado no transecto 2 (estações 6 a 8), cujas estações ficavam mais freqüentemente submersas.

A distribuição do número de espécies por grupo trófico em cada transecto foi muito semelhante (Tabela 10). A divisão das espécies em tubícolas, escavadores e discretamente móveis (categorias funcionais) mostrou um aumento gradativo do número de espécies escavadoras do transecto 1 ao transecto 4, o que também foi registrado em termos de porcentagem de indivíduos (Tabela 10). No transecto 1, quase 85% dos indivíduos eram tubícolas e 14% eram escavadores, enquanto que no transecto 4 essa porcentagem se inverteu, com 88% de escavadores e os tubícolas reduzidos a 11% dos indivíduos (Tabela 10). Essa inversão de dominâncias ocorreu também com relação aos grupos tróficos, sendo que 44.7% dos indivíduos no transecto 1 eram detritívoros de superfície e 25.9% eram detritívoros de subsuperfície. No transecto 4 os detritívoros de superfície foram reduzidos a 2% dos indivíduos (Fig. 12b).

Neste transecto os grupos mais importante em termo do número de indivíduos foram os detritívoros de subsuperfície (59.2%) e os carnívoros (30.6%)(Tabela 10). Os transecto 2 e 3 tiveram distribuições intermediárias aos transectos 1 e 4.

O desnível de densidade entre tubícolas e escavadores foi proporcional à heterogeneidade ambiental, com maior densidade de tubícolas em ambientes estruturalmente mais complexos e dominância de escavadores em ambientes estruturalmente mais simples.

A dominância de espécies tubícolas no transecto 1 se manteve por todo o período de estudo (Fig. 13). No transecto 2 houve um certo equilíbrio entre as formas tubícolas e escavadoras, interrompido apenas pelo pico de tubícolas de setembro a dezembro de 1990 (Fig. 13). Esses picos de densidade são devidos a *H. filiformis* (Fig. 7). Houve equilíbrio temporal entre as formas tubícolas e escavadoras no transecto 3, com densidades um pouco superiores dos escavadores. A dinâmica temporal das duas formas foi muito semelhante, sendo que a densidade dos escavadores só foi inferior à dos tubícolas no primeiro mês de estudo (outubro de 1989), quando houve alta densidade de *C. capitata* (Fig. 7). No transecto 4 a dominância foi total dos escavadores, sendo um reflexo das altas densidades de *A. agilis* e dos carnívoros *L. americana* e *G. multidentis*. Os organismos discretamente móveis tiveram densidades muito reduzidas em todos os transectos.

TABELA 9. Índice de Dominância de Simpson (D) e número de espécies (S) de cada grupo funcional por transecto e no total da praia e índice de dominância entre grupos funcionais (DDM). Legenda dos grupos funcionais: B=detrítivos de subsuperfície, S=detr. de superfície, O=onívoros, C=carnívoros, I=detr. de interface; T=tubícolas, E=escavadores, DM=discretamente móveis).

GF	Trans. 1		Trans. 2		Trans. 3		Trans. 4		Totais	
	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D
BB	6	0.350	10	0.215	7	0.197	4	0.974	10	0.434
BT	4	0.962	4	0.831	5	0.549	3	0.473	5	0.704
SB	4	0.257	7	0.548	8	0.341	3	0.476	11	0.406
ST	3	0.972	4	0.731	3	0.566	1	1.000	4	0.817
OB	5	0.386	4	0.357	3	0.321	5	0.333	6	0.349
OT	10	0.511	10	0.178	7	0.248	4	0.200	13	0.284
DDM	-	.	2	0.333	1	1.000	-	.	2	0.667
CB	4	0.409	3	0.353	6	0.475	5	0.344	6	0.395
CDM	4	0.406	6	0.208	-	.	-	.	6	0.307
IB	2	0.732	4	0.282	3	0.286	1	1.000	4	0.575
IT	5	0.949	6	0.279	8	0.076	5	0.435	8	0.435
DDM	0.440		0.239		0.327		0.573		0.409	

TABELA 10. Porcentagem de espécies (S) e indivíduos (N) por categoria trófica e por categoria de mobilidade por transecto. Legenda: igual a Tabela 9.

	Trans. 1		Trans. 2		Trans. 3		Trans. 4	
	S	N	S	N	S	N	S	N
B	21.3	25.9	23.0	35.8	25.0	38.8	22.6	59.2
S	14.9	44.7	18.0	27.2	21.2	11.9	12.9	2.0
O	31.9	15.0	26.2	11.0	21.2	9.7	29.0	5.5
C	17.0	7.8	16.4	19.0	11.5	36.8	16.1	30.6
I	14.9	6.7	16.4	7.1	21.2	2.8	19.1	2.7
T	46.8	84.3	39.3	52.3	44.2	46.3	41.9	11.3
B	44.7	14.0	47.5	46.4	53.8	53.7	58.1	88.7
DM	8.5	1.6	13.1	1.3	1.9	0.0	0.0	0.0

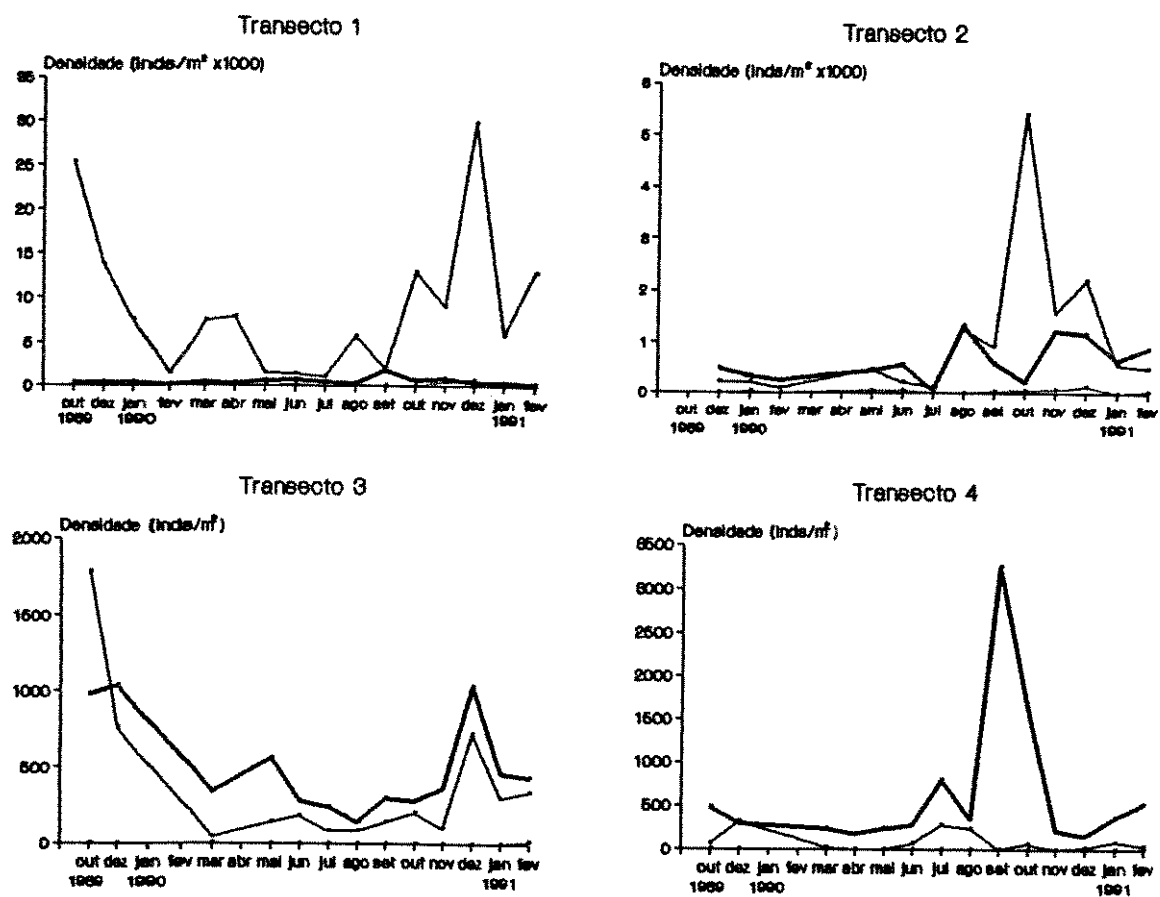


FIG. 13. Densidades médias dos organismos tubícolas (linha fina), escavadores (linha grossa) e discretamente móveis (linha pontilhada) por mês para cada transecto.

Os dois primeiros eixos da Análise de Correlação Canônica separaram perfeitamente dois agrupamentos, que foram compostos por tubícolas e escavadores, respectivamente (Fig. 14). Os tubícolas (BT, OT, ST, IT) e os carnívoros discretamente móveis apresentaram um peso alto no primeiro eixo, que por sua vez está positivamente relacionado ao teor de matéria orgânica e coeficiente de seleção do sedimento e negativamente relacionado ao diâmetro do grão (em ϕ). Este eixo explica 50.6% da variação dos dados.

Ao contrário do primeiro eixo, o segundo correlacionou positivamente os organismos escavadores (BB, OB e CB) e os detritívoros de subsuperfície tubícolas (BT). A maior correlação positiva foi com os carnívoros escavadores. Os fatores abióticos se relacionaram fracamente a esse eixo, sendo a maior correlação com o diâmetro de grão (0.312). O segundo eixo explica 9.2% da variação dos dados.

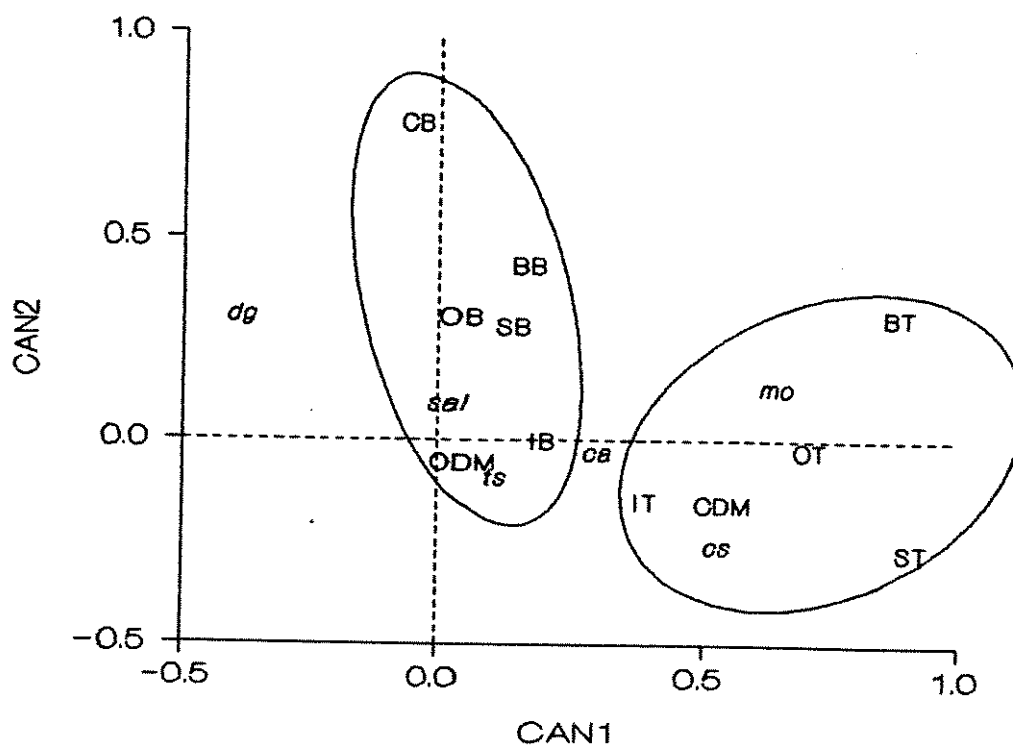


FIG. 14. Gráfico das cargas canônicas das variáveis biológicas (grupos funcionais) e abióticas (variáveis físico-químicas e sedimentológicas) nos 2 primeiros eixos canônicos. Códigos: Var. abióticas (em itálico): sal-salinidade, ts-temperatura do sedimento, ca-calcário, mo-matéria orgânica, dg-diâmetro médio do grão, cs-coeficiente de seleção; Var. biológicas (em maiúsculas): B-detrítico de subsuperfície, S-detr. de superfície, I-detr. de interface, C-carnívoros, O-onívoros; T-tubícolas, B-escavadores, DM-discretamente móveis.

Todos os grupos tróficos tiveram quedas de densidade em janeiro-fevereiro/90 e aumentos a partir de outubro ou dezembro/90 nos transectos 1 e 2 (Fig. 15). No transecto 3 as densidades de todos os grupos caíram em março, só aumentando em dezembro/90 e tornando a cair em janeiro/91 (Fig. 15). De maneira geral, a variação das densidades dos grupos tróficos apresentou um comportamento sazonal, com densidades mais elevadas ocorrendo nos 2 períodos de primavera/verão amostrados e quedas de densidade nos meses de inverno. As densidades registradas na área do transecto 4 não foram concordantes com esse padrão, uma vez que apenas os carnívoros apresentaram queda de densidade em julho. Os picos de densidade mais evidentes neste transecto foram dos detritívoros de interface (*Prionospio dayi*, 260 inds/m²) em julho e detritívoros de subsuperfície (*Armandia agilis*, 560 inds/m²) em setembro.

A variação mensal da dominância por grupo funcional (Fig. 16) foi semelhante à dominância por espécie (Fig. 9). O pico de densidade de *C. capitata* em dez/90 no transecto 1 não influenciou muito o índice de dominância devido ao elevado número de espécies registrado para este mês e devido ao aumento de densidade da maioria das demais espécies, independentemente do grupo trófico (Fig. 15). Os grupos funcionais tiveram abundâncias homogêneas no transecto 2, o que resultou em níveis reduzidos de dominância entre grupos. Os valores muito elevados e a alta

variância do índice de dominância no transecto 4 são devidos ao pequeno número de espécies registrados em cada estação do transecto e à distribuição preferencial das espécies na estação mais próxima à baixamar, respectivamente. De maneira geral a dominância deste transecto foi devida aos carnívoros ou detritívoros de subsuperfície.

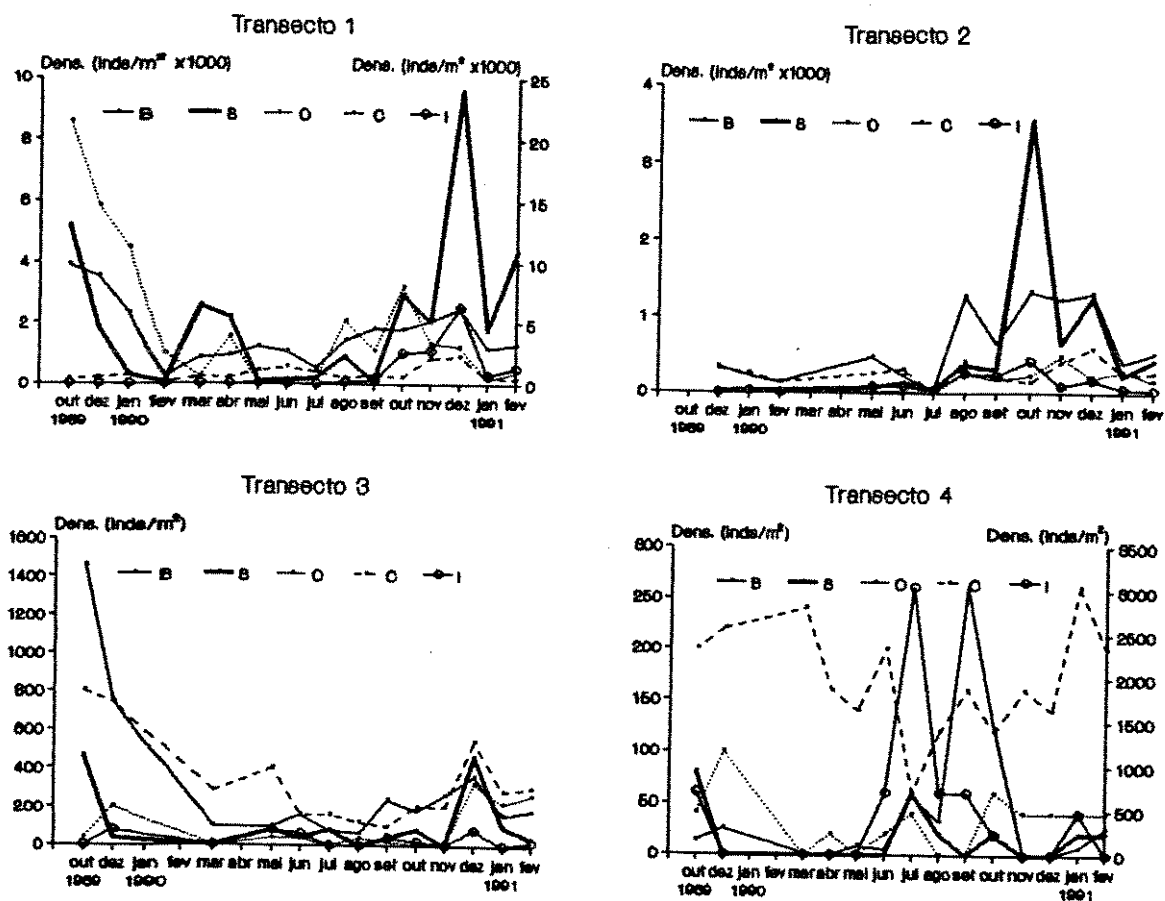


FIG. 15. Distribuição temporal das somatórias de densidades por categorias tróficas (B=detrítivos de subsuperfície; S=detr. de superfície; O=onívoros; C=carnívoros; I=detr. de interface). Escalas da direita dos transectos 1 e 4 são referentes a S e B, respectivamente

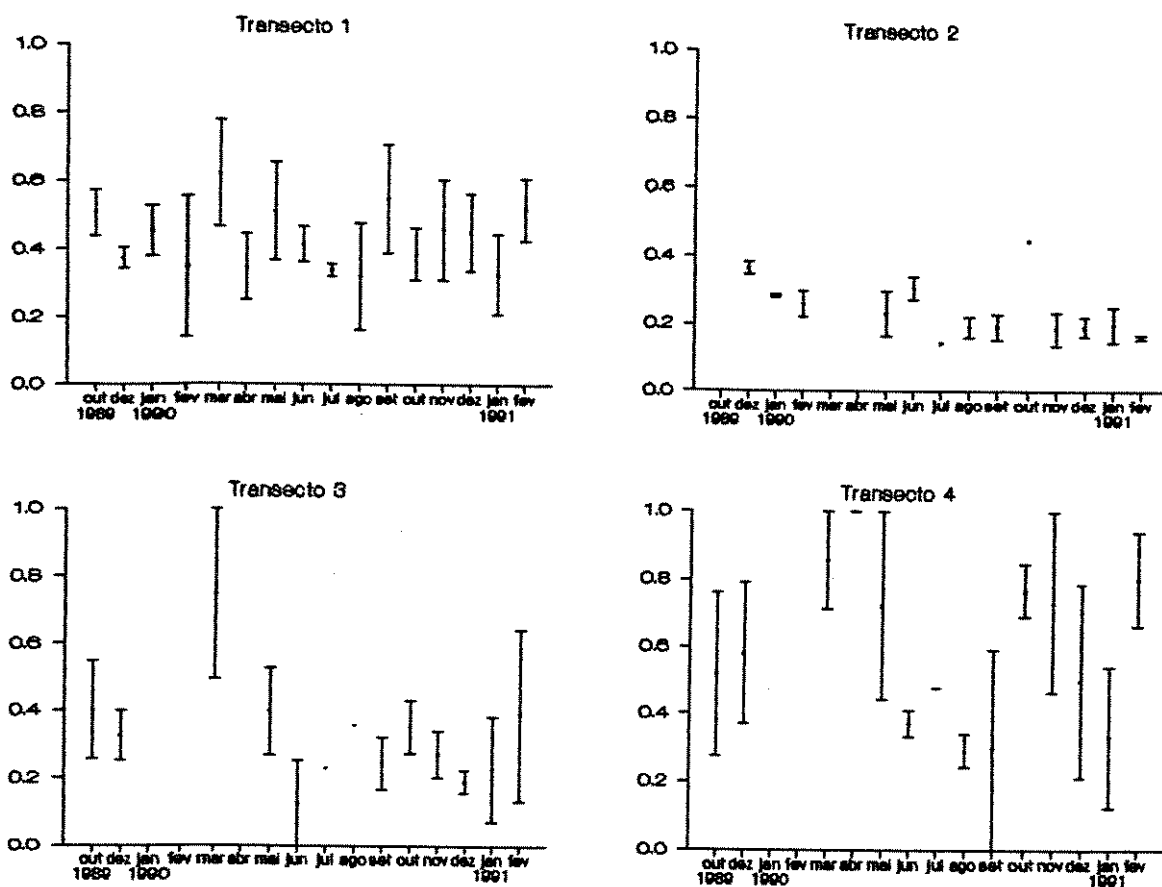


FIG. 16. Variação mensal do Índice de Dominância de Simpson (D) entre grupos funcionais por transecto.

5.4 DISCUSSÃO

De uma maneira geral, as comunidades amostradas foram dominadas por organismos que se alimentam de detritos depositados (detritívoros). Essa dominância numérica foi devida ao grande número de indivíduos de *C. capitata* e *H. filiformis*. Estes detritívoros são tradicionalmente conhecidos como oportunistas (Grassle & Grassle, 1974; Grassle & Grassle, 1976; Dauer & Conner, 1980) e mantiveram densidades elevadas durante a maior parte do período de estudo.

Muitos nereídeos foram designados por Fauchald & Jumars (1979) como onívoros que se comportam também como detritívoros de superfície. Apesar de não ter sido feita a observação do conteúdo do trato digestivo das espécies, o nereídeo *Laeonereis acuta* também foi classificado como onívoro. No entanto, esta espécie, que já foi encontrada em altas densidades em situações de perturbação ambiental (Amaral, 1979; Dauer & Conner, 1980), alcançou densidades muito elevadas, o que sugere que provavelmente esteja se alimentando predominantemente de detritos depositados. A fonte alimentar para organismos suspensívoros é inconstante, geralmente dependendo de explosões de plâncton, enquanto que a fonte para detritívoros é continuamente renovada (Levinton, 1972). Os detritívoros se alimentam principalmente da camada de bactérias, diatomáceas, fungos e outros organismos que estão aderidos aos grãos de areia

(Johnson, 1977; Whitlatch, 1981). Como as bactérias constituem a forma de vida mais "onipresente" da natureza (Eckman et al., 1981), a fonte de alimento acaba se renovando constantemente, permitindo a manutenção de grande número de indivíduos.

Comparando os índices de dominância dos detritívoros com os demais grupos, pode-se observar que os menores índices foram os apresentados pelos organismos de posição superior na cadeia alimentar (carnívoros) e de maior tamanho (onívoros e carnívoros escavadores). Uma explicação para esse fato é que organismos maiores ou de posição superior na cadeia alimentar, cujos recursos alimentares podem se tornar fatores limitantes de densidade (Peters, 1987), tendem a apresentar uma estratégia reprodutiva tipo K, enquanto aqueles cujo recurso não é fator limitante ao seu crescimento tendem a uma estratégia r. Como consequência, ocorreria uma menor variação de densidades nos grupos com características de K-estrategistas (onívoros escavadores e carnívoros) e maiores variações nos grupos com características de r-estrategistas (detritívoros), principalmente devido às espécies oportunistas.

Peters (1987) discutiu os padrões de tamanho corporal de diversas comunidades chegando à conclusão de que na maioria dos sistemas ecológicos a densidade diminui segundo uma relação inversa com o tamanho, de modo que os organismos grandes ocorrem sempre em menor densidade que

organismos pequenos. Observações do tamanho aproximado dos indivíduos de cada espécie registrada na região confirmam essa hipótese tanto em relação às espécies isoladamente, quanto à diferença de densidades dos grupos nos dois setores. A maioria dos carnívoros e onívoros escavadores possuíam tamanho corporal maior em comparação com os detritívoros. Segundo Pearson & Rosenberg (1978) e Beukema (1991), o aumento do número de indivíduos e espécies de menor tamanho corporal ocorre freqüentemente em ambientes perturbados, provavelmente devido ao fato das espécies que ocorrem nesses ambientes serem detritívoros oportunistas (r-estrategistas) de menor tamanho corporal e de haver, nessa situação, abundância de indivíduos jovens.

O agrupamento dos transectos em dois setores de acordo com a semelhança de características físico-químicas se repetiu em relação à estrutura trófica e funcional. Os detritívoros de superfície e subsuperfície foram dominantes no setor A, enquanto que no setor B os detritívoros de subsuperfície e carnívoros dominaram. O gradiente de dominância inverso de detritívoros e carnívoros sugere uma relação entre mobilidade e complexidade do sedimento, o que foi confirmado pelo resultado da Análise de Correlação Canônica. A alta correlação dos tubícolas com o desvio padrão do diâmetro médio do grão (coeficiente de seleção) no primeiro eixo, e a correlação dos escavadores com o diâmetro médio no segundo reproduzem essa separação de setores, já

que tanto as formas carnívoras quanto as detritívoras encontradas no setor B (principalmente transecto 4) são consideradas escavadoras.

Muitas relações de amensalismo já foram descritas, sendo que a mais conhecida é a do Amensalismo Trófico, que relaciona principalmente situações de ocupações por filtradores ou depositívoros de maneira mutuamente exclusiva (Rhoads & Young, 1970). Essa teoria sugere que a ocorrência de um determinado grupo trófico em densidades muito elevadas pode alterar o sedimento de maneira a torná-lo impróprio para o estabelecimento de organismos cuja forma de alimentação seja diferente do grupo dominante (Woodin & Jackson, 1979). O efeito de interferência foi relacionado à inibição de um grupo trófico, mas a origem da interferência vem do hábito de locomoção dos organismos (Brenchley, 1981; Posey, 1987), independentemente deste estar relacionado ao momento de alimentação, busca de um local apropriado para alimentação ou migração.

Experimentos desenvolvidos por Brenchley (1981) apontaram para uma interferência marcante de 'bioturbadores' (organismos escavadores) sobre tubícolas, sendo que a interferência variou conforme o modo de locomoção e a densidade dos organismos. Na natureza o efeito da densidade dos grupos funcionais está relacionado à história da comunidade. O início do processo sucessional é um componente estocástico, que depende da disponibilidade de

espécies ou do período reprodutivo das espécies potencialmente pioneiras (Connell & Slatyer, 1977). Se um ambiente for colonizado por grupos funcionalmente diferentes e em densidades equivalentes, talvez nenhum dos grupos chegue a dominá-lo.

Após a escavação do canal no Araçá, houve a deposição de uma camada de sedimento muito fino e instável na área correspondente ao transecto 1. A comunidade que se instalou nesse local no período inicial do estudo, caracterizada anteriormente como uma fauna oportunista, era composta em sua maioria por organismos tubícolas que provavelmente já estavam presentes na área antes da perturbação, mas em menor densidade. Há registros da presença do crustáceo oportunista *Kalliapseudes schubartii* na região desde 1972 (Leite, F.P.P., com. pessoal) e os levantamentos realizados por Amaral & Morgado (1987, 1989) registraram a ocorrência dos capitelídeos *C. capitata* e *H. filiformis*. Logo, a competição por espaço entre formas tubícolas e escavadoras foi desigual desde o início. Como Begon *et al.* (1986) caracterizaram as relações de amensalismo como 'uma competição assimétrica por recursos' pode-se considerar o que ocorreu na comunidade do transecto 1 como um 'Amensalismo Funcional', resultante de um processo de colonização por um grupo pertencente a uma categoria de mobilidade que atingiu altas densidades muito rapidamente.

O aumento de densidade teria um efeito multiplicativo na competição até caracterizar o amensalismo.

No presente caso, a grande densidade de detritívoros tubícolas e sua rede de tubos é capaz de dificultar a movimentação de organismos vágéis na área do transecto 1, como já foi registrado para redes de rizomas (Bell *et al.*, 1978) e tubos de animais (Woodin, 1974). As formas móveis e discretamente móveis seriam prejudicadas por essas estruturas biogênicas no setor A e, apesar da grande quantidade de presas potenciais, os carnívoros teriam dificuldade de movimentação e conseqüentemente de apreensão de presas.

A segregação entre os grupos tróficos parece mais uma decorrência da construção de tubos do que do hábito alimentar dos poliquetos dessa região. O fato de um tipo alimentar (detritívoros) ter dominado uma região esteve ligado principalmente à capacidade reprodutiva (Grassle & Grassle, 1974; Grassle & Grassle, 1976; Dauer & Conner, 1980) e às características de sobrevivência e desenvolvimento em ambientes fisicamente perturbados que algumas espécies do grupo apresentaram.

Em densidades baixas e com baixas taxas de crescimento populacional, a interação entre espécies colonizadoras pode gerar modificações do habitat positivas para o estabelecimento de espécies de estágios sucessionais posteriores (facilitação, conforme Connell & Slatyer, 1977).

Em densidades elevadas essas modificações podem não chegar a ser uma vantagem para outros grupos devido à maior competição por espaço, estabelecimento ou mortalidade de juvenis (Whitlatch & Zajac, 1985; Thrush et al., 1992). Da mesma forma, Woodin (1976) afirma que em ambientes com densidades muito elevadas, é possível que ocorra inibição no processo de sucessão. Segundo Gallagher et al. (1983) o caminho mais comum de sucessão em ambientes de substratos não consolidados após uma perturbação acentuada é a dominância inicial de organismos detritívoros de superfície tubícolas (também Grassle & Grassle, 1974; McCall, 1977). Em seu estudo Gallagher et al. (1983) encontraram um processo sucessional que envolveu a modificação do sedimento por tubícolas, o que facilitou a ocupação posterior por outros grupos. Alguns autores também registraram processos sucessionais semelhantes de substituição de grupos tróficos e funcionais (Eagle, 1973, 1975; Probert, 1984) que provavelmente tiveram suas estruturas definidas por um fator histórico (colonização).

As diferenças encontradas nas 4 áreas estudadas tanto em relação à estrutura geral quanto à variação temporal entre grupos tróficos e funcionais têm origem nas diferenças de escala de densidade dos organismos.

A área do transecto 1 foi dominada por oportunistas tubícolas (*C. capitata*, *H. filiformis* e *L. acuta*) que, somados, chegaram a densidades da ordem de

20 000 inds/m² nos meses iniciais do estudo. Então a predominância do grupo de tubícolas é compreensível a nível temporal, uma vez que teria havido uma inibição dos escavadores somada às condições físico-químicas do ambiente, propícias ao aumento de densidade dos oportunistas tubícolas (ambiente perturbado de baixa energia). Nos transectos 2 e 3 foi observado um maior equilíbrio entre os grupos (Fig. 15) e pequena dominância entre espécies e entre grupos funcionais, além de não ter havido dominância de um único grupo trófico ou inversão marcante de dominância de um ou outro grupo no decorrer do estudo.

Essas características podem ser devidas à maior estabilidade do ambiente, que, estando mais tempo submersa, permitiria o estabelecimento de uma comunidade também mais estável, em que espécies oportunistas seriam mais facilmente deslocadas competitivamente. As características descritas acima, além da recuperação comparativamente mais rápida (indicada pelo aumento do número de espécies e da diversidade) indicariam uma maior resiliência desta comunidade em comparação com outras áreas.

Apesar de ter havido dominância de escavadores no transecto 4 durante todo o tempo de estudo, pode-se afirmar que esta dominância é reflexo das características sedimentológicas e hídricas da região e pelas exigências ambientais e dinâmica da espécie que dominou a área, *Arandia agilis* (capítulo 1), e não de uma inibição por competição por espaço, uma vez que as densidades foram baixas.

6. CONCLUSÕES

▪ Não houve nenhum padrão claro de coocorrência de espécies. As espécies que se destacaram foram as oportunistas *Capitella capitata*, *Heteromastus filiformis* e *Laeonereis acuta*. Algumas espécies (*Loandalia americana*, *Glycinde multicens*, *Sigambra grubii* e *Armandia agilis*) se destacaram principalmente pela frequência com que ocorreram.

▪ As áreas dos transectos amostrados compõe dois setores, semelhantes em relação à composição sedimentológica e estrutura trófica/funcional: o setor A (transectos 1 e 2) formado por areia fina, pobremente selecionada e rica em matéria orgânica, é dominado numericamente por detritívoros tubícolas e em especial pela espécie oportunista *C. capitata*; o setor B (transectos 3 e 4) formado por areia muito fina, bem selecionada e pobre em matéria orgânica e é dominado por detritívoros escavadores. A espécie numericamente mais importante nesse setor foi *Armandia agilis*.

▪ O aumento da diversidade está positivamente relacionada à complexidade estrutural e espacial. Há um gradiente decrescente de complexidade estrutural de sedimento que vai do transecto 1 (complexo) ao transecto 4 (simples). A estrutura do transecto 1, menos diversa do que o esperado por uma relação diversidade biológica/complexidade ambiental, é devida ao processo sucessional. O desnível de densidade entre tubícolas e escavadores foi proporcional à heterogeneidade ambiental, com maior

densidade de tubícolas em ambientes estruturalmente mais complexos e dominância de escavadores em ambientes estruturalmente mais simples.

▪ A estrutura funcional nos 4 transectos foi determinada primeiramente pelo processo sucessional de recuperação da área, e secundariamente por processos biológicos e/ou fatores abióticos, em diferentes níveis para cada transecto. A dominância de organismos tubícolas no transecto 1 é devida à ocupação maciça por espécies oportunistas tubícolas que inibiram a ocupação por outros grupos funcionais. A manutenção dessa estrutura é devida à complexidade ambiental e grau de perturbação a que foi exposta a área deste transecto, que permitiram a manutenção de altas densidades dos organismos oportunistas durante o período de estudo.

▪ A estrutura dos transectos 2 e 3, com maior equilíbrio entre as formas está relacionada à heterogeneidade ambiental e à estabilidade hídrica da área. Devido a estas características, a recuperação da área (refletida por aumento do número de espécies e de diversidade) está ocorrendo de maneira mais rápida que o ambiente do transecto 1. As altas densidades de oportunistas ainda no final do estudo indicam que este transecto ainda exhibe características de ambiente perturbado.

7. BIBLIOGRAFIA

- ALONGI, D. M. 1985. Microbes, meiofauna, and bacterial productivity on tubes constructed by the polychaete *Capitella capitata*. **Marine Ecology - Progress Series**, **23**:207-208.
- AMARAL, A. C. Z. 1979. Ecologia e contribuição dos anelídeos poliquetos para a biomassa bêntica da zona das marés, no litoral norte do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto oceanográfico, São Paulo**, **28**:1-52.
- AMARAL, A. C. Z. & MORGADO, E. H. 1987. Padrões de distribuição de anelídeos poliquetos na Praia do Araçá, São Sebastião (SP). **Resumos do VI Mini-Simpósio de Biologia Marinha, São Sebastião, SP**, p5.
- . 1989. Avaliação da composição e densidade dos anelídeos poliquetos da região entremarés do Araçá (São Sebastião, SP). **Resumos do I Simpósio sobre Oceanografia, São Paulo, SP**, p96.
- AMARAL, A. C. Z. & NONATO, E. F. 1981. **Anelídeos Poliquetos da Costa Brasileira: características e chave para famílias**. CNPq/Coordenação Editorial, Brasília (DF). 17p.
- AMARAL, A. C. Z., NONATO, E. F. & MORGADO, E. H. 1987. Alterações na fauna de anelídeos poliquetos da Praia do Saco da Ribeira, Ubatuba - SP. **Anais do I Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileiras: Síntese dos Conhecimentos, Cananéia, SP**, vol. 3, p244-257.

- AMARAL, A. C. Z., MORGADO, E. H., LOPES, P. F., BELUCIO, L. F., LEITE, F. P. P. & FERREIRA, C. P. 1990. Composition and distribution of the intertidal macrofauna of sandy beaches on São Paulo coast. **Anais II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo, Aguas de Lindóia, SP, vol. 3, p258-279.**
- AMBROSE, W. G., Jr. 1984. Role of predatory infauna in structuring marine soft-bottom communities. **Marine Ecology - Progress Series, 17:109-115.**
- . 1986. Importance of predatory infauna in marine soft-bottom communities: reply to Wilson. **Marine Ecology - Progress Series, 32:41-45.**
- AMOUREUX, L. 1966. étude bionomique et écologique de quelques annélides polychètes des sables intertidaux des côtes de la France. **Archives de Zoologie expérimentale et générale, 107:1-218.**
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. 1986. **Ecology: Individuals, Populations and Communities.** Blackwell Scientific Publications, London. 876p.
- BELL, S. S., WATZIN, M. C. & COULL, B. C. 1978. Biogenic structure and its effect on the spatial heterogeneity of meiofauna in a salt marsh. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 35:99-107.**
- BEUKEMA, J. J. 1991. Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. **Marine Biology, 111:293-301.**
- BLAKE, J. A. 1971. Revision of the genus *Polydora* from the east coast of North America (Polychaeta: Spionidae). **Smithsonian Contributions to Zoology, 75:1-32.**

- BRENCHLEY, G. A. 1981. Disturbance and community structure: an experimental study of bioturbation in marine soft-bottom environments. **Journal of Marine Research**, 39:767-790.
- . 1982. Mechanisms of spatial competition in marine soft-bottom communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 60:17-33.
- CAMMEN, L. M. 1982. Effect of particle size on organic content and microbial abundance within four marine sediments. **Marine Ecology - Progress Series**, 9:273-280.
- CHESNEY, E. J., Jr. & TENORE, K. R. 1985. Effects of predation and disturbance on the population growth and dynamics of the polychaete *Capitella capitata* (Type I). **Marine Biology**, 85:77-82.
- COMMITO, J. A. 1982. Importance of predation by infaunal polychaetes in controlling the structure of a soft-bottom community in Maine, USA. **Marine Biology**, 68:77-81.
- COMMITO, J. A. & AMBROSE, W. G., Jr. 1985. Multiple trophic levels in soft-bottom communities. **Marine Ecology - Progress Series**, 26:289-293.
- COMMITO, J. A. & SHRADER, P. B. 1985. Benthic community response to experimental additions of the polychaete *Nereis virens*. **Marine Biology**, 86:101-107.
- CONNELL, J. H. & SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, 111:1119-1144.

- DAUER, D. M. 1983. Functional morphology and feeding behavior of *Scolelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae). **Marine Biology**, 77:279-285.
- . 1985. Functional morphology and feeding behavior of *Paraprionospio pinnata* (Polychaeta: Spionidae). **Marine Biology**, 85:143-151.
- DAUER, D. M. & CONNER, W. G. 1980. Effects of moderate sewage input on benthic polychaete population. **Estuarine and Coastal Marine Sciences**, 10:335-346.
- DAUER, D. M. & SIMON, J. L. 1976. Habitat expansion among polychaetous annelids repopulating a defaunated marine habitat. **Marine Biology**, 37:169-177.
- DAUER, D. M., MAYBURY, C. A. & EWING, R. M. 1981. Feeding behaviour and general ecology of several spionid polychaete from the Chesapeake Bay. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 54:21-38.
- DAUER, D. M., TOURTELLOTE, G. H. & EWING, R. M. 1982. Oyster shells and artificial worm tubes: the role of refuges in structuring benthic communities of the lower Chesapeake Bay. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie**, 67:661-677.
- DEXTER, D. M. 1983. Community structure of intertidal sand beaches in New South Wales, Australia. pp. 461-472 In A., McLachlan & T., Erasmus, Eds. **Sand Beaches as Ecosystems**. The Hague, Junk.
- DRAKE, J. A. 1990. Communities as assembled structures: Do rules govern pattern? **Trends in Ecology & Evolution**, 5:159-164.

- ZAGLE, R. A. 1973. Benthic studies in the south east of Liverpool Bay. **Estuarine and Coastal Marine Sciences**, **1**:285-299.
- . 1975. Natural fluctuations in a soft bottom benthic community. **Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom**, **55**:865-878.
- ECKMAN, J. E. 1983. Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. **Limnology and Oceanography**, **28**:241-257.
- ECKMAN, J. E., NOWELL, A. R. M. & JUMARS, P. A. 1981. Sediment destabilisation by animal tubes. **Journal of Marine Research**, **39**:361-374.
- FAUCHALD, K. & JUMARS, P. A. 1979. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanography and Marine Biology, an Annual Review**, **17**:193-284.
- FURTADO, V. V. 1978. Contribuição ao estudo da sedimentação atual do Canal de São Sebastião, Estado de São Paulo. Tese de PhD. Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências. 110p.
- GALLAGHER, E. D., JUMARS, P. A. & TRUEBLOOD, D. D. 1983. Facilitation of soft-bottom benthic succession by tube builders. **Ecology**, **64**(5):1200-1216.
- GASTON, G. R. 1987. Benthic polychaeta of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution. **Marine Ecology - Progress Series**, **36**:251-262.
- GASTON, G. R. & NASCI, J. C. 1988. Trophic structure of macrobenthic communities in the Calcasieu Lake estuary, Louisiana. **Estuaries**, **11**:201-211.

- GILLET, P. 1988. Structure des peuplements intertidaux d'annélides polychètes de l'estuaire du Bou Regreg (Maroc). **Bulletin Ecologique**, 19:33-42.
- GRASSLE, J. F. & GRASSLE, J. P. 1974. Opportunistic life histories and genetic systems in marine benthic polychaetes. **Journal of Marine Research**, 32:253-284.
- GRASSLE, J. P. & GRASSLE, J. F. 1976. Sibling species in the marine pollution indicator *Capitella* (Polychaeta). **Science**, 192:567-569.
- GRAY, J. S. 1981a. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. **Marine Pollution Bulletin**, 12:173-176.
- . 1981b. **The Ecology of Marine Sediments**. Cambridge University Press, Cambridge. 185p.
- JOHNSON, R. G. 1977. Vertical variation in particulate matter in the upper twenty centimeters of marine sediments. **Journal of Marine Research**, 35:273-282.
- KNOX, G. A. 1977. The role of polychaetes in benthic soft-bottom communities. In D., Reish & K., Fauchald, Eds. **Essays on Polychaetous Annelids in Memory of Dr. Olga Hartman**. Allan Hancock Fdn, Los Angeles.
- KREBS, C. J. 1989. **Ecological Methodology**. Harper & Row, Publishers, New York. 654p.
- LEITE, F. P. P. 1989. Alterações na distribuição e densidade de *Kalliapseudes schubartii* Mané-Garzon, 1949 (Crustacea - Tanaidacea) do Araçá, São Sebastião (SP). **Resumos do I Simpósio sobre Oceanografia, São Paulo, SP**, p190.

- LEVIN, L. A. 1981. Dispersion, feeding behavior and competition in two spionid polychaetes. **Journal of Marine Research**, 39:99-117.
- LEVINTON, J. 1972. Stability and trophic structure in deposit-feeding and suspension-feeding communities. **The American Naturalist**, 106:472-486.
- LOPES, P. F. & DE MARCO, F., Jr. 1992. Avaliação quantitativa da recuperação da comunidade de poliquetos da zona entremarés da Região do Araçá, São Sebastião (SP). **Resumos do I Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, MG**, p185-186.
- LOPES, P. F., AMARAL, A. C. Z. & MORGADO, E. H. 1989. Distribuição da macrofauna bêntica da zona entremarés, em praias do litoral do Estado de São Paulo - Anelídeos poliquetos da Enseada de Caraguatatuba (SP). **Resumos do VIII Mini-Simpósio de Biologia Marinha, São Sebastião, SP**, p18.
- LOPES, P. F., AMARAL, A. C. Z. & MORGADO, E. H. 1990. Distribuição dos anelídeos poliquetos da região entremarés da Praia de Barequeçaba, São Sebastião (SP). **Resumos do XVII Congresso Brasileiro de Zoologia, Londrina, PR**, p483.
- LUCKENBACH, M. W. 1986. Sediment stability around animal tubes: the roles of hydrodynamic processes and biotic activity. **Limnology and Oceanography**, 31:779-787.
- . 1987. Effects of adult infauna on new recruits: implications for the role of biogenic refuges. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 105:197-206.
- MAGURRAN, A. E. 1988. **Ecological Diversity and its Measurement**. Cambridge University Press, London. 179p.

- MANLY, B. F. J. 1986. **Multivariate Statistical Methods: A Primer**. Chapman and Hall, London. 159p.
- MAURER, D. & LEATHEM, W. 1981. Polychaete feeding guilds from George Bank, USA. **Marine Biology**, 62:161-171.
- MCCALL, P. L. 1977. Community patterns and adaptive strategies of the infaunal benthos of Long Island Sound. **Journal of Marine Research**, 35:221-266.
- MCLACHLAN, A. 1983. Sandy beach ecology - a review. pp. 321-380 In A., McLachlan & T., Erasmus, Eds. **Sandy Beaches as Ecosystems**. The Hague, Junk.
- MILEIKOVSKY, S. A. 1974. On predation of pelagic larvae and early juveniles of marine bottom invertebrates by adult benthic invertebrates and their passing alive through their predators. **Marine Biology**, 26:303-311.
- MIRZA, F. B. & GRAY, J. S. 1981. The fauna of benthic sediments from the organically enriched Oslofjord, Norway. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 54:181-207.
- MORGADO, E. H. 1988. Anelídeos poliquetos do sublitoral da região de Ubatuba - SP, compreendida entre as ilhas Anchieta e Vitória. Tese de PhD. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. 181p.
- MORGADO, E. H. & AMARAL, A. C. Z. 1988. Distribuição dos anelídeos poliquetos na região do Araçá, São Sebastião (SP). **Resumos do VII Mini-Simpósio de Biologia Marinha, São Sebastião, SP**, p30.

- MORGADO, E. H., AMARAL, A. C. Z. & FERREIRA, C. P. 1989. Distribuição da macrofauna bêntica da região entremarés, em praias do litoral do Estado de São Paulo - Alterações da fauna de anelídeos poliquetos do Araçá, São Sebastião (SP). **Resumos do VIII Mini-Simpósio de Biologia Marinha, São Sebastião, SP, p23.**
- MORGADO, E. H., AMARAL, A. C. Z., BELUCIO, L. F., LOPES, P. P., FERREIRA, C. P. & LEITE, F. P. P. 1990. The intertidal macrofauna of São Francisco Complex beaches (São Sebastião, SP). **Anais II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileiras: Estrutura, Função e Manejo, Aguas de Lindóia, SP, vol. 3, p314-325.**
- MYERS, A. C. 1977. Sediment processing in a marine subtidal sandy bottom community: II. Biological consequences. **Journal of Marine Research, 35:633-647.**
- NELSON, W. G. 1987. An evaluation of deviation from the lognormal distribution among species as a pollution indicator in marine benthic communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 113:181-206.**
- NONATO, E. F. & AMARAL, A. C. Z. 1979. **Anelídeos Poliquetas: chaves para famílias e gêneros.** Edição dos Autores, São Paulo. 78p.
- PAIVA, P. C. 1990. Padrões de distribuição e estrutura trófica dos Anelídeos poliquetas da plataforma continental do litoral norte do Estado de São Paulo. Tese de MSc. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 146p.
- PEARSON, T. H. & ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology, an Annual Review, 16:229-311.**

- PETERS, R. H. 1987. **The Ecological Implications of Body Size**. Cambridge University press, Cambridge. 329p.
- PETTIBONE, M. H. 1963. Marine polychaete worms of the New England region. 1. Families Aphroditidae through Trochochaetidae. **United States National Museum Bulletin**, 227:1-356.
- . 1982. Annelida. pp. 1-43 *In* **Synopsis and classification of living organisms**. McGraw Hill Company, Inc., New York.
- PIELOU, E. C. 1975. **Ecological Diversity**. Wiley, New York. P.
- POSEY, M. H. 1987. Influence of relative mobilities on the composition of benthic communities. **Marine Ecology - Progress Series**, 39:99-104.
- PRESTON, F. W. 1980. Noncanonical distributions of commonness and rarity. **Ecology**, 61(1):88-97.
- PROBERT, P. K. 1984. Disturbance, sediment stability and trophic structure of soft-bottom communities. **Journal of Marine Research**, 42:893-921.
- QUAMMEN, M. L. 1984. Predation by shorebirds, fish, and crabs on invertebrates in intertidal mudflats: an experimental test. **Ecology**, 65(2):529-537.
- RHOADS, D. C. & YOUNG, D. K. 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. **Journal of Marine Research**, 28:150-178.
- RICE, D. L., BIANCHI, T. S. & ROPER, E. H. 1986. Experimental studies of sediment reworking and growth of *Scoloplos* spp. (Orbiniidae: Polychaeta). **Marine Ecology - Progress Series**, 30:9-19.

- SANDERS, H. L. 1958. Benthic studies in Buzzards Bay. I. Animal-Sediment relationships. **Limnology and Oceanography**, 3:245-258.
- . 1960. Benthic studies in Buzzards Bay. III. The structure of the soft-bottom community. **Limnology and Oceanography**, 5:138-153.
- . 1968. Marine benthic diversity: A comparative study. **The American Naturalist**, 102:243-282.
- . 1969. Benthic Marine Diversity and the Stability-Time Hypothesis. pp. 71-81 In Brookhaven Symp. in Biol., Ed. **Diversity and Stability in Ecological Systems**. Volume 22. Brookhaven National Laboratory, Upton, New York.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1981. **Biometry**. W. H. Freeman, San Francisco. 859p.
- SOUTHWOOD, T. R. E. 1987. The concept and Nature of the Community. pp. 3-27 In J. H. R., Gee & P. S., Giller, Eds. **Organization of Community: Past and Present**. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- TAGHON, G. L., NOWELL, A. R. M. & JUMARS, P. A. 1980. Induction of suspension feeding in spionid polychaetes by high particules fluxes. **Science**, 210:562-564.
- THRUSH, S. F., PRIDMORE, R. D., HEWITT, J. E. & CUMMINGS, V. J. 1992. Adult infauna as facilitators of colonization on intertidal sandflats. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 159:253-265.
- UGLAND, K. I. & GRAY, J. S. 1982. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. **Oikos**, 39:171-178.

- WARWICK, R. M. & CLARKE, K. R. 1991. A comparison of some methods for analysis of changes in benthic community structure. **Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom**, 71:225-244.
- WATLING, L. 1975. Analysis of structural variations in a shallow estuarine deposit-feeding community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 19:275-313.
- WHITLATCH, R. B. 1980. Patterns of resource utilization and coexistence in marine intertidal deposit-feeding communities. **Journal of Marine Research**, 38:743-765.
- . 1981. Animal-sediment relationships in intertidal marine benthic habitats: some determinants of deposit-feeding species diversity. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 53:31-45.
- WHITLATCH, R. B. & ZAJAC, R. N. 1985. Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. **Marine Ecology - Progress Series**, 21:299-311.
- WILSON, W. H., Jr. 1980. A laboratory investigation of the effect of a Terebellid polychaete on the survivorship of Nereid polychaete larvae. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 46:73-80.
- . 1983. The role of density dependence in a marine infaunal community. **Ecology**, 64(2):295-306.
- . 1984. Non-overlapping distributions of spionid polychaetes: the relative importance of habitat and competition. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 75:119-127.
- . 1986. Importance of predatory infauna in marine soft-sediment communities. **Marine Ecology - Progress Series**, 32:35-40.

- WILSON, W. H., Jr. & BROWN, B. 1991. Introduction to the Symposium: Trends in soft-sediment ecology during the period 1970-1989. *American Zoologist*, 31:785-788.
- WOODIN, S. A. 1974. Polychaete abundance patterns in a marine soft-sediment environment: the importance of biological interactions. *Ecological Monographs*, 44(2):171-187.
- . 1976. Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: Patterns of abundance. *Journal of Marine Research*, 34:25-41.
- . 1978. Refuges, disturbance, and community structure: a marine soft-bottom example. *Ecology*, 59(2):274-384.
- . 1981. Disturbance and community structure in a shallow water sand flat. *Ecology*, 62(4):1052-1066.
- . 1986. Settlement of infauna: larval choices? *Bulletin of Marine Sciences*, 39:401-407.
- . 1987. External morphology of the Polychaeta: Design constraints by life habit? *Bulletin of the Biological Society of Washington*, 7:295-309.
- WOODIN, S. A. & JACKSON, J. B. C. 1979. Interphyletic competition among marine benthos. *American Zoologist*, 19:1029-1043.
- WULFF, F. V. & FIELD, J. G. 1983. Importance of different trophic pathways in a nearshore benthic community under upwelling and downwelling conditions. *Marine Ecology - Progress Series*, 12:217-228.
- ZAJAC, R. N. 1985. The effects of sublethal predation on reproduction in the spionid polychaete *Polydora ligni* Webster. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 88:1-19.

ZAJAC, R. N. 1991. Population ecology of *Polydora ligni* (Polychaeta, Spionidae). I. Seasonal variation in population characteristics and reproductive activity. **Marine Ecology - Progress Series**, 77:197-206.

A N E X O

Densidades médias e erro padrão das médias (epm) das densidades de todas as espécies encontradas por transecto.

	Transecto 1		Transecto 2		Transecto 3		Transecto 4	
	Média	epm	Média	epm	Média	epm	Média	epm
<i>Sthenelais limicola</i>	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Eteone heteropoda</i>	-	-	1.176	(0.819)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Phyllodoce</i> sp.	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Gyptis brevipalpa</i>	1.867	(1.619)	1.176	(0.819)	-	-	-	-
<i>Ophiodromus pugettensis</i>	-	-	1.176	(1.176)	-	-	-	-
<i>Podarke</i> sp.	0.267	(0.267)	1.176	(0.819)	-	-	-	-
<i>Loandalia americana</i>	12.533	(2.935)	45.882	(6.349)	85.455	(15.479)	27.143	(4.713)
<i>Sigambra grubii</i>	8.267	(2.434)	21.765	(4.253)	14.545	(4.789)	1.429	(0.804)
<i>Exogone occidentalis</i>	9.867	(4.778)	4.118	(3.560)	-	-	-	-
<i>Langerhansia cornuta</i>	9.600	(3.569)	1.176	(0.819)	-	-	-	-
<i>Ceratocephala</i> sp.	2.667	(1.160)	14.118	(4.666)	10.303	(4.697)	-	-
<i>Laeonereis acuta</i>	269.600	(86.537)	5.294	(3.613)	-	-	0.476	(0.476)
<i>Neanthes</i> sp.	0.267	(0.267)	-	-	-	-	-	-
<i>Nereidae</i> sp.	118.667	(66.275)	1.765	(0.987)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Nereis pseudonereis</i>	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Perinereis cultrifera</i>	17.333	(6.677)	-	-	-	-	-	-
<i>Platynereis</i> sp.	0.267	(0.267)	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Nephtys</i> sp.	-	-	-	-	0.606	(0.606)	-	-
<i>Glycera oxycephala</i>	0.267	(0.267)	-	-	-	-	1.429	(1.054)
<i>Hemipodus olivieri</i>	0.267	(0.267)	1.176	(0.819)	0.606	(0.606)	4.286	(1.282)
<i>Hemipodus rotundus</i>	0.267	(0.267)	-	-	-	-	0.952	(0.665)
<i>Glycinde multicens</i>	29.600	(5.169)	26.471	(5.647)	21.818	(5.732)	13.333	(3.316)
<i>Goniada littorea</i>	1.333	(0.693)	1.765	(1.299)	6.667	(2.843)	14.286	(3.991)
<i>Goniada</i> sp.	-	-	-	-	0.606	(0.606)	0.476	(0.476)
<i>Lysidice ninetta</i>	2.933	(1.119)	3.529	(1.573)	2.424	(1.445)	0.476	(0.476)
<i>Marphysa sanguinea</i>	3.733	(1.182)	5.882	(2.989)	1.818	(1.338)	0.476	(0.476)
<i>Nematonereis</i> sp.	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Onuphis vexillaria</i>	0.533	(0.375)	7.059	(3.469)	3.030	(1.767)	0.476	(0.476)
<i>Diopatra cuprea</i>	0.533	(0.375)	1.176	(0.819)	1.212	(0.844)	-	-
<i>Diopatra ornata</i>	0.267	(0.267)	-	-	0.606	(0.606)	0.476	(0.476)
<i>Diopatra splendidissima</i>	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Lumbrineris cf tetraura</i>	2.400	(0.846)	5.882	(2.317)	4.242	(1.898)	1.429	(1.054)
<i>Ninõe brasiliensis</i>	-	-	6.471	(2.494)	10.303	(5.847)	-	-
<i>Haploscoloplos fragilis</i>	-	-	0.588	(0.588)	0.606	(0.606)	0.476	(0.476)
<i>Naineris setosa</i>	0.267	(0.267)	1.176	(0.819)	-	-	-	-
<i>Phylo felix</i>	-	-	2.353	(1.404)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Scoloplos (Leodamas) gracilis</i>	1.867	(1.150)	16.471	(7.287)	2.424	(1.154)	0.476	(0.476)
<i>Scoloplos (Leodamas) ohlini</i>	8.533	(2.154)	15.294	(3.277)	7.879	(3.007)	0.952	(0.665)
<i>Scoloplos (Leodamas) sp.</i>	5.867	(1.688)	28.824	(6.551)	10.303	(4.856)	-	-
<i>Scoloplos texana</i>	-	-	1.176	(0.819)	0.606	(0.606)	-	-

(cont.)

	Transecto 1		Transecto 2		Transecto 3		Transecto 4	
	Média	epm	Média	epm	Média	epm	Média	epm
<i>Aricidea fragilis</i>	1.600	(0.631)	2.941	(1.717)	2.424	(1.898)	2.381	(1.555)
<i>Aricidea pseudoarticulata</i>	0.533	(0.533)	-	-	-	-	0.476	(0.476)
<i>Aricidea (Acnira) simplex</i>	1.333	(0.790)	30.588	(8.621)	9.697	(5.158)	-	-
<i>Cirrophorus</i> sp.	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Aonides</i> sp.	4.533	(1.722)	2.353	(1.122)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Apoprionospio</i> sp.	-	-	0.588	(0.588)	1.818	(1.818)	-	-
<i>Boccardia</i> sp.	-	-	-	-	0.606	(0.606)	-	-
<i>Laonice</i> sp.	-	-	-	-	0.606	(0.606)	-	-
<i>Paraprionospio pinnata</i>	0.800	(0.456)	3.529	(1.327)	1.818	(1.016)	-	-
<i>Polydora ligni</i>	70.133	(32.773)	11.176	(4.321)	1.212	(0.844)	0.476	(0.476)
<i>Prionospio dayi</i>	0.267	(0.267)	0.588	(0.588)	0.606	(0.606)	7.143	(6.240)
<i>Prionospio heterobranchia</i>	0.533	(0.375)	13.529	(9.430)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Prionospio steenstrupi</i>	0.800	(0.593)	10.000	(4.408)	1.818	(1.818)	0.476	(0.476)
<i>Scolecopsis squamata</i>	-	-	1.176	(1.176)	-	-	1.905	(1.495)
<i>Spiophanes missionensis</i>	0.267	(0.267)	1.176	(0.819)	0.606	(0.606)	2.857	(1.457)
<i>Nagelona papillicornis</i>	-	-	3.529	(1.327)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Nagelona posterelongata</i>	-	-	-	-	0.606	(0.606)	-	-
<i>Nagelona riojai</i>	-	-	-	-	-	-	0.476	(0.476)
<i>Nagelona variolamellata</i>	-	-	0.588	(0.588)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Poecilochaetus australis</i>	-	-	0.588	(0.588)	1.818	(1.818)	-	-
<i>Cirriformia tentaculata</i>	2.133	(2.133)	-	-	0.606	(0.606)	-	-
<i>Tharyx filibranchia</i>	-	-	2.941	(1.494)	0.606	(0.606)	-	-
<i>Cossura delta</i>	-	-	1.765	(1.299)	-	-	-	-
<i>Armandia agilis</i>	19.200	(16.874)	1.765	(0.987)	10.303	(3.806)	142.381	(74.473)
<i>Capitella capitata</i>	1123.467	(298.325)	142.941	(105.294)	18.788	(8.208)	1.905	(0.917)
<i>Capitellidae</i> sp.	1.067	(0.646)	15.882	(4.287)	7.273	(4.591)	-	-
<i>Capitomastus minimus</i>	0.267	(0.267)	4.118	(3.560)	1.818	(1.338)	3.333	(2.450)
<i>Heteromastus filiformis</i>	313.333	(50.979)	142.353	(40.582)	58.182	(27.099)	7.619	(6.711)
<i>Mediomastus californiensis</i>	5.600	(1.591)	8.824	(3.601)	21.818	(5.598)	0.952	(0.665)
<i>Clymenella brasiliensis</i>	-	-	-	-	0.606	(0.606)	-	-
<i>Owenia fusiformis</i>	-	-	1.176	(0.819)	1.212	(1.212)	0.476	(0.476)
<i>Pectinaria</i> sp.	0.267	(0.267)	1.176	(1.176)	1.212	(0.844)	-	-
<i>Isolda pulchella</i>	15.467	(3.512)	5.294	(2.121)	1.212	(0.844)	-	-
<i>Loimia medusa</i>	-	-	0.588	(0.588)	-	-	-	-
<i>Terebellides anguicomus</i>	0.800	(0.593)	20.000	(5.911)	6.061	(3.842)	-	-