

## A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil

Marcelo Grumach Falcão<sup>1</sup>, Valérie Sarpédonti<sup>2</sup>, Henry Louis Spach<sup>1</sup>, Marcelo Eduardo Barril Otero<sup>1</sup>, Guilherme Mac Laren Nogueira de Queiroz<sup>1</sup> & Cesar Santos<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Biologia de Peixes, CEM, Universidade Federal do Paraná. marcelo\_falcao@yahoo.com.br

<sup>3</sup> Laboratório de Biologia Pesqueira, Universidade Federal do Paraná

<sup>4</sup> Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná

<sup>5</sup> Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná

**Abstract.** The ichthyofauna in tidal flats from Laranjeiras and Paranaguá Bays, Paraná State, Brazil. The ichthyofauna from four tidal flats of Paranaguá and Laranjeiras Bays was sampled from August 2003 to June 2004. A total of 11992 fishes from 45 taxa and 22 families, mainly juvenile forms, was captured in the area, 47% in Laranjeiras Bay and 53% in Paranaguá Bay. There were no seasonal tendency in the number of individuals. Seasonal tendency were observed in the number of species and in the diversity index with largest means in the rainy season. A positive gradient in terms of abundance and species diversity between inner and outer areas of the Laranjeiras Bay occurred. No spatial differences were observed in Shannon-Wiener index. Lower number of fishes were also present in inner tidal flats of the Paranaguá Bay, but no differences were observed in the number of species and Shannon-Wiener index. The MDS analysis showed significant difference among months and areas within Laranjeiras and Paranaguá bays.

**Key words:** Ichthyofauna, tidal flats, spatial variation, temporal variation, Brazil.

**Resumo:** A ictiofauna de bacias de maré das Baías de Paranaguá e Laranjeiras foi amostrada de Agosto de 2003 a Junho de 2004. Um total de 11992 peixes pertencentes a 45 taxa e 22 famílias, principalmente formas juvenis, foi capturado na área, 47% na Baía de Laranjeiras e 53% na Baía de Paranaguá. Não foi verificada tendência sazonal no número de indivíduos. Uma tendência sazonal foi observada no número de espécies e para o índice de diversidade com as maiores médias para a estação chuvosa. Registrou-se um gradiente positivo em termos de abundância e diversidade de espécies entre as áreas interna e externa da Baía de Laranjeiras. Não foram observadas diferenças no padrão espacial pelo índice de Shannon-Wiener. Menores números de peixes também estiveram presentes no interior das bacias de maré da Baía de Paranaguá, não sendo o mesmo observado para o número de espécies e para o índice de Shannon-Wiener. A análise MDS demonstrou diferença significativa para os meses e áreas entre as Baías de Paranaguá e Laranjeiras.

**Palavras-chave:** Ictiofauna, planícies de maré, variação espacial, variação temporal, Brasil.

### INTRODUÇÃO

Os estuários, além de serem muito dinâmicos, pois sofrem grandes variações em períodos curtos e longos (KUPSCHUS & TREMAIN, 2001), estão entre os sistemas mais produtivos. A combinação da alta produtividade e a presença de áreas rasas proporciona

uma variedade de habitats favoráveis, que suportam diversas espécies de organismos em vários estágios do ciclo de vida (YANES-ARANCIBIA, 1986).

NAGELKERKEN *et al.* (2000) relatam que muitos estudos em várias partes do mundo demonstraram a importância para os peixes dos manguezais e dos bancos de marismas, onde estão presentes com uma

alta diversidade e abundância, utilizando esses ambientes nos estágios iniciais ou durante todo o ciclo de vida (LAFFAILLE *et al.*, 2000). Esses e outros ecótonos estuarinos são utilizados pela ictiofauna para a reprodução, forrageamento, berçário e migração (BLABER & BLABER, 1980; WEINSTEIN *et al.*, 1980).

Para BLANC *et al.* (2001) as variáveis ambientais mostram um efeito significativo na estruturação da comunidade de peixes dentro de um sistema costeiro marinho, sendo as principais: temperatura (ROGERS & MILLNER, 1996; LAROCHE *et al.*, 1997), salinidade (THIEL *et al.*, 1995; ROGERS & MILLNER, 1996), concentração de oxigênio dissolvido (LOUIS *et al.*, 1995; DEEGAN *et al.*, 1997), profundidade (LAEGDSGAARD & JOHNSON, 1995) e características morfológicas do substrato (JENKINS & WHEATLEY, 1998; GARCÍA-CHARTON & PÉREZ-RUZAFÁ, 1998).

Além da distribuição espacial das espécies de peixes garantir uma não-uniformidade ao longo dos diversos pontos do estuário, há ainda a variação temporal que atua sobre a primeira (OLIVEIRA-NETO *et al.*, 2004). As variações espaciais e temporais na exploração destes habitats podem reduzir a competição trófica entre as espécies e entre os estágios que têm uma dieta similar e, conseqüentemente essa redução favorece o crescimento de ambas. Entender a função de cada habitat e suas relações, especialmente seus efeitos na abundância, nos movimentos e no

crescimento dos organismos, é essencial para gerenciar o ecossistema (LAFFAILLE *et al.*, 2000).

Este trabalho oferece uma descrição da variação espacial e temporal das comunidades ictícas, associada aos fatores ambientais, em planícies de maré, das Baías de Laranjeiras e Paranaguá, duas áreas do Complexo Estuarino de Paranaguá.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Coleta de dados

Coletas bimestrais diurnas foram realizadas de agosto de 2003 a junho de 2004, em oito pontos de planícies de maré do Complexo Estuarino de Paranaguá: quatro na Baía das Laranjeiras (ponto 1- 48°24'21"/25°19'37", ponto 2- 48°25'25"/25°21'55", ponto 3- 48°25'01"/25°23'07" e ponto 4- 48°25'15"/25°24'47") (Fig. 1) e quatro na Baía de Paranaguá (ponto 5- 48°32'39"/25°30'28", ponto 6- 48°29'37"/25°30'48", ponto 7- 48°29'19"/25°30'58" e ponto 8- 48°25'40"/25°33'19") (Fig.2). Em cada ponto da planície, foram realizados três arrastos consecutivos de 15 metros cada, com duas redes tipo picaré, uma de 9m x 2,5m e outra de 15m x 1,60m, com laterais de 13mm e 5mm de abertura de malha, respectivamente, e saco com malha de 5 mm. Dois arrastos foram realizados com a primeira rede, e um com a segunda.

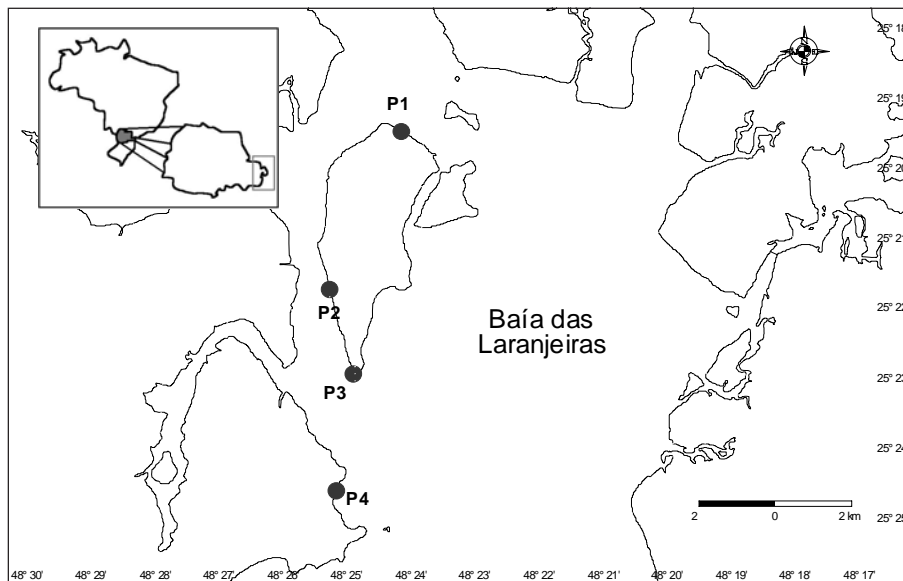


Figura 1. Mapa da Baía das Laranjeiras, indicando os pontos de coleta.

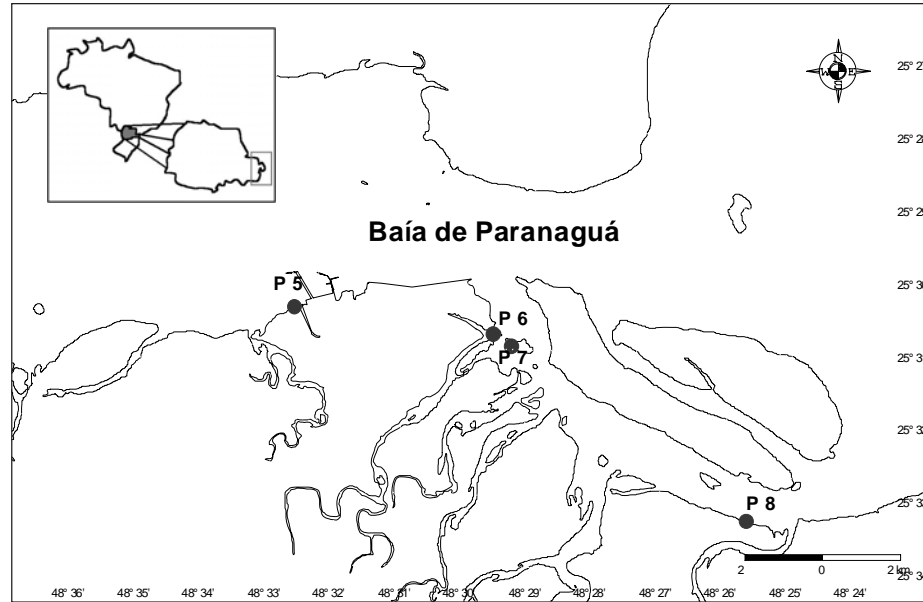


Figura 2. Mapa da Baía de Paranaguá, indicando os pontos de coleta.

Temperatura, salinidade e pH foram medidos na água de superfície de cada planície usando termômetro de mercúrio (escala de 1°C), refratômetro de mão ATAGO S/MILL (escala de 1ppm) e pHmetro portátil digital, respectivamente. Em cada planície de maré a água superficial foi coletada com uma garrafa de Van Dorn e fixada "in loco". A análise da concentração de oxigênio dissolvido foi feita pela técnica de Winkler (GRASSHOFF *et al.*, 1983), e os resultados expressos em porcentagem de saturação. Foram obtidas amostras de sedimento superficial do substrato para análises granulométricas (pipetagem e peneiramento), matéria orgânica e carbonato de cálcio biodetrítico (CARVER, 1971; DEAN, 1974).

#### Processamento das amostras e análise dos dados

No laboratório, os peixes foram identificados até o nível de espécie, medidos (comprimento padrão) e classificados como juvenis (imaturos) ou adultos (em atividade reprodutiva), com base na escala de desenvolvimento gonadal proposta por VAZZOLER (1996).

Os valores das variáveis físico-químicas, enquadrados nos pressupostos dos testes paramétricos (homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos valores, SOKAL & ROHLF, 1995), foram submetidos à Análise de Variância unifatorial (ANOVA),

sempre que a hipótese nula era rejeitada. O teste *a posteriori* de Tukey foi aplicado para identificar que médias diferenciavam significativamente ( $p < 0,05$ ).

A riqueza e a diversidade da ictiofauna é apresentada através de uma listagem das espécies encontradas e do índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) referente a cada mês e ponto de coleta. As variações temporal e espacial foram determinadas comparando-se os valores de  $H'$ , número de espécies e número de indivíduos por meio dos testes paramétricos de ANOVA e Tukey e não paramétricos de Kruskal-Wallis e de Mann-Whitney U (SOKAL & ROHLF, 1995).

O grau de similaridade entre as assembléias de cada ponto de coleta foi calculado, usando-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis com base no número de indivíduos de cada espécie, após transformação dos dados de abundância pela raiz quarta, para cumprir requisitos das análises paramétricas (CLARK & WARWICK, 1994). A matriz de similaridade resultante foi submetida ao escalonamento multidimensional não métrico (MDS) (CLARK, 1993).

Com o objetivo de facilitar a descrição dos resultados, as estações do ano foram definidas como segue: verão (dezembro e fevereiro), outono (abril), inverno (junho e agosto) e primavera (outubro).

## RESULTADOS

### Fatores abióticos

As áreas de coleta apresentaram, ao longo do ano, um sedimento composto por areia. Os pontos de coleta 2 e 3, na Baía das Laranjeiras, e 5 e 8, na Baía de Paranaguá, apresentaram concentrações em matéria orgânica maiores que nas demais estações. Nenhuma tendência espaço-temporal foi observada com relação à porcentagem de  $\text{CaCO}_3$  (Tab. 1).

Tabela 1. Valores percentuais da quantidade de  $\text{CaCO}_3$  e matéria orgânica presente nas análises sedimentológicas das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá

Ponto	% $\text{CaCO}_3$	% Matéria Orgânica	Observação
1A	3,22	0,69	
1B	3,01	1,42	
2A	4,29	3,91	
2B	3,04	2,51	
3A	2,40	5,53	Presença de fragmentos vegetais
3B	5,93	3,01	Presença de fragmentos de concha
4A	2,12	0,53	
4B	4,33	2,20	Presença de fragmentos vegetais e de concha
5A	4,52	3,66	Presença de fragmentos vegetais e de concha
5B	3,86	2,09	Presença de fragmentos vegetais e de concha
6A	2,66	1,53	Presença de fragmentos vegetais
6B	2,26	1,35	Presença de fragmentos de concha
7A	1,69	0,17	Presença de fragmentos de concha
7B	3,69	1,40	Presença de fragmentos de concha
8A	3,41	2,63	Presença de fragmentos vegetais
8B	2,46	2,65	Presença de fragmentos vegetais

A salinidade variou de 13 a 29, apresentando uma diferença temporal significativa caracterizada por valores maiores no mês de agosto em relação a abril, na Baía das Laranjeiras (Fig. 3a), e de modo geral no inverno e na primavera, em comparação com o verão e outono na Baía de Paranaguá (Fig. 4a). Diferenças espaciais só foram detectadas na Baía das Laranjeiras, com um aumento gradativo da salinidade do ponto mais interno (P1) ao mais externo da baía (P4) (Fig. 3b). Na Baía de Paranaguá, embora as médias não sejam diferentes estatisticamente, o ponto mais externo (P8) também apresentou uma salinidade maior (Fig. 4b). A temperatura da água variou entre 16°C e 28°C. Foram significativas as diferenças entre os meses (Fig. 3c e 4c), mas não entre os pontos de coleta (Fig. 3d e 4d). As médias mais altas da temperatura ocorreram em dezembro, fevereiro e abril em ambas as baías, com a menor média em junho, um mês típico de inverno.

O pH variou entre 7,10 a 8,87 nas duas baías, com diferenças significativas entre todos os meses, cujos valores máximo e mínimo ocorreram em abril

e dezembro, respectivamente (Fig. 3e e 4e). Nenhuma diferença foi encontrada entre os pontos de coletas, embora tenham sido notados valores maiores nas partes mais externas das baías (pontos 4 e 8) (Fig. 3f e 4f). O oxigênio dissolvido oscilou entre 25,80% a 124,22%, com diferenças significativas somente entre os meses de coletas na Baía das Laranjeiras (Fig. 3g e 4g). As concentrações foram espacialmente homogêneas ( $p > 0,05$ , Fig. 3h e 4h), porém com um aumento crescente na concentração do ponto 5 até o ponto 8, na baía de Paranaguá (Fig. 4h).

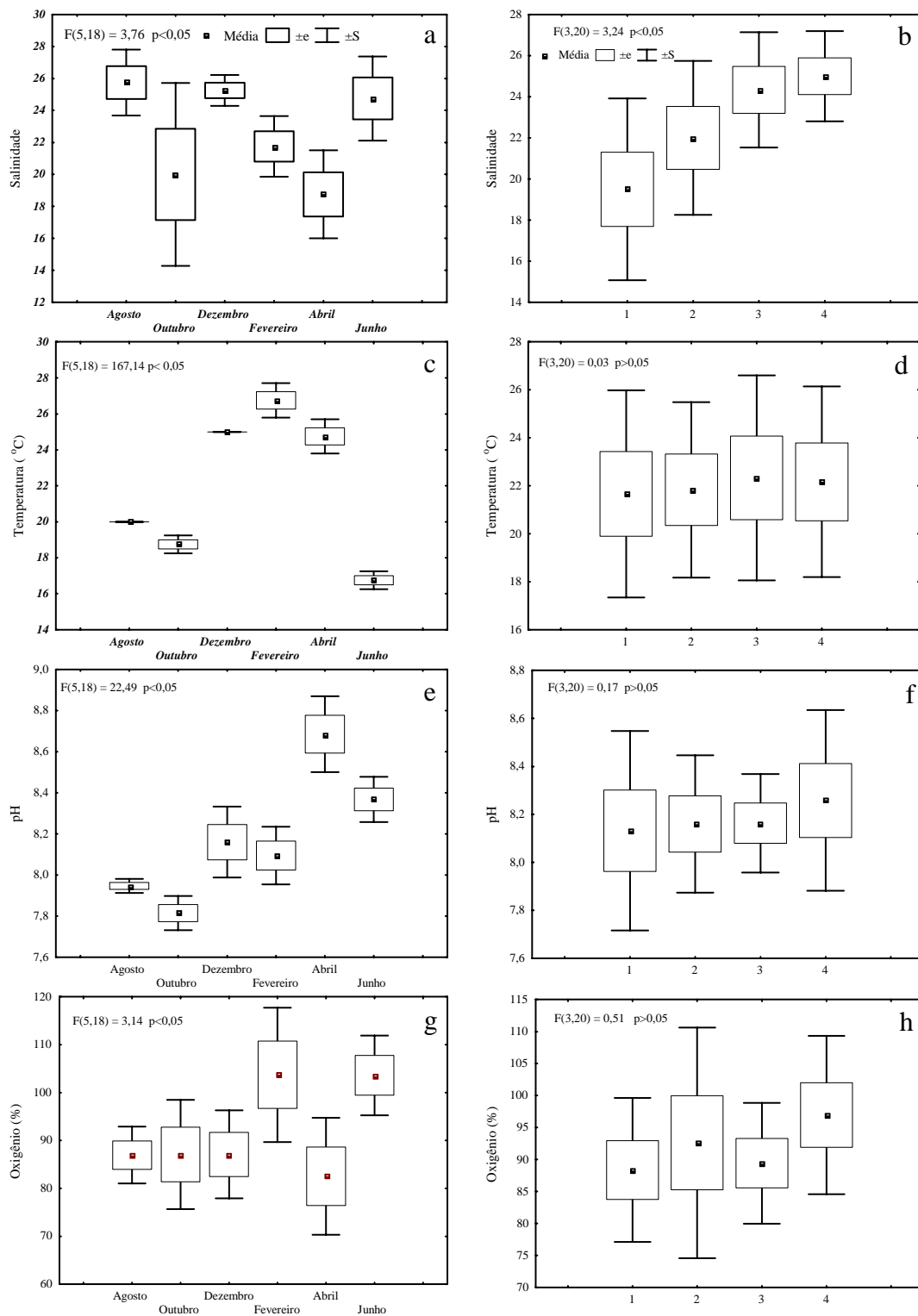
## ICTIOFAUNA

### Composição e estrutura

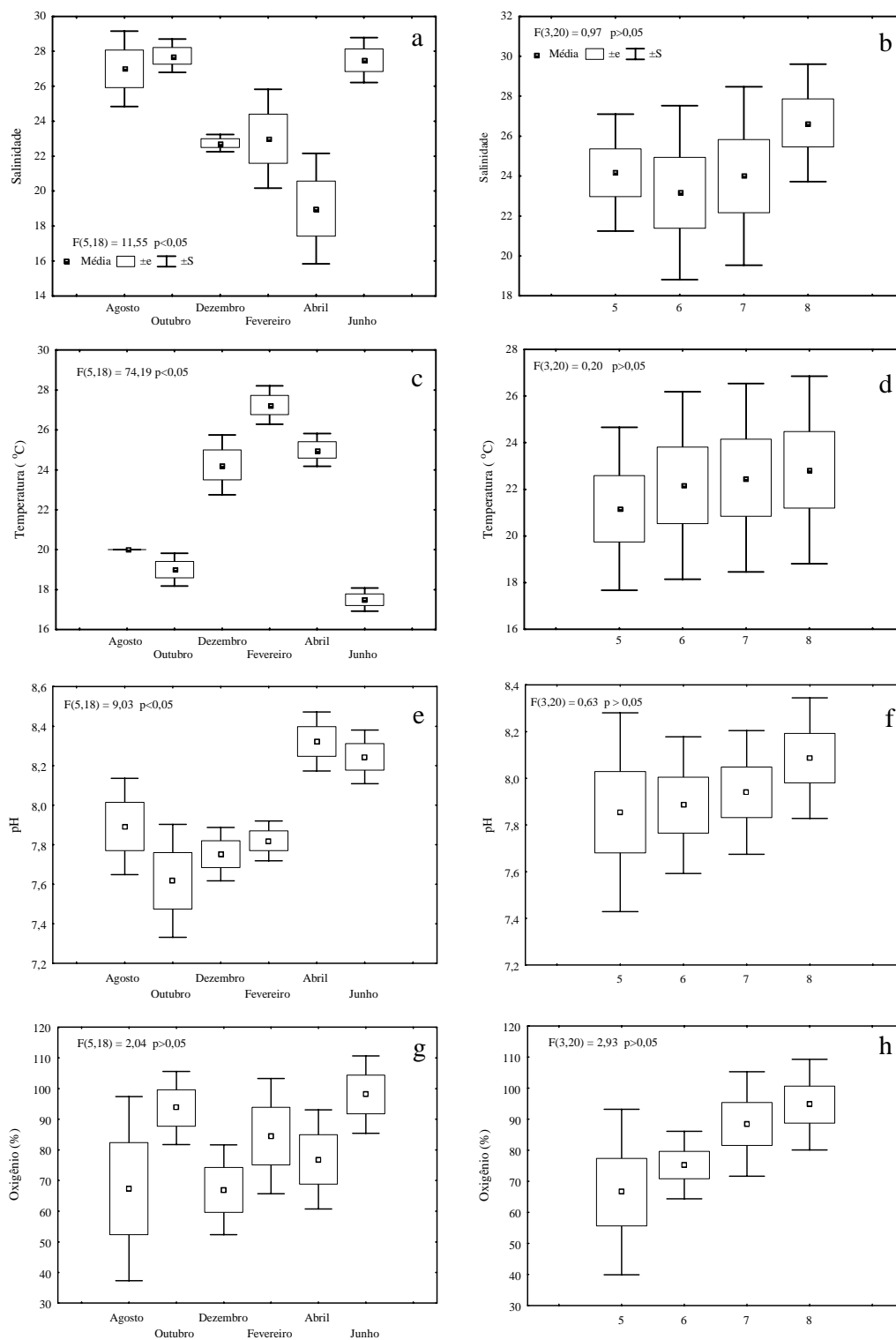
Foram amostrados 11992 indivíduos, assim distribuídos: 5653 (47,14%) na Baía de Laranjeiras e 6339 (52,86%) na Baía de Paranaguá, compreendendo 45 *taxa* pertencentes a 22 famílias de peixes (Tabela 2). Nessas duas baías, as famílias dominantes foram Atherinopsidae, Engraulidae e Mugilidae, sendo que na Baía das Laranjeiras elas representaram 38% do total capturado, com a família Engraulidae representando 20%, enquanto na Baía de Paranaguá, essas famílias constituíram 42% do total, com Atherinopsidae representando 31,13%. Na Baía das Laranjeiras, as famílias que apresentaram um maior número de espécies foram Carangidae com 8 espécies, seguida por Engraulidae (6) e Gerreidae (5). Na Baía de Paranaguá, as famílias Engraulidae e Gerreidae foram representadas por 5 espécies cada e Carangidae por 4 espécies.

Na Baía das Laranjeiras a maior captura foi da espécie *Atherinella brasiliensis*, com 1453 indivíduos, seguida por *Mugil* spp. (1127), *Anchoa tricolor* (949) e *Eucinostomus argenteus* (670). *A. brasiliensis* também foi a espécie dominante na Baía de Paranaguá, com 3736 exemplares capturados, seguida por *Mugil* spp. (420), *Anchoa parva* (378) e *Sphoeroides greeleyi* (366) (Tab. 1).

Os *taxa* *Cathorops spixii*, *Carangoides bartholomaei*, *Trachinotus carolinus*, *Trachinotus falcatus*, *Anchoa lyolepis*, *Ctenogobius stigmaticus*, *Microgobius meeki*, *Citharichthys spilopterus*, *Diplectrum radiale*, *Prionotus punctatus*, *Strongylura* spp., *Trachinotus* spp. e



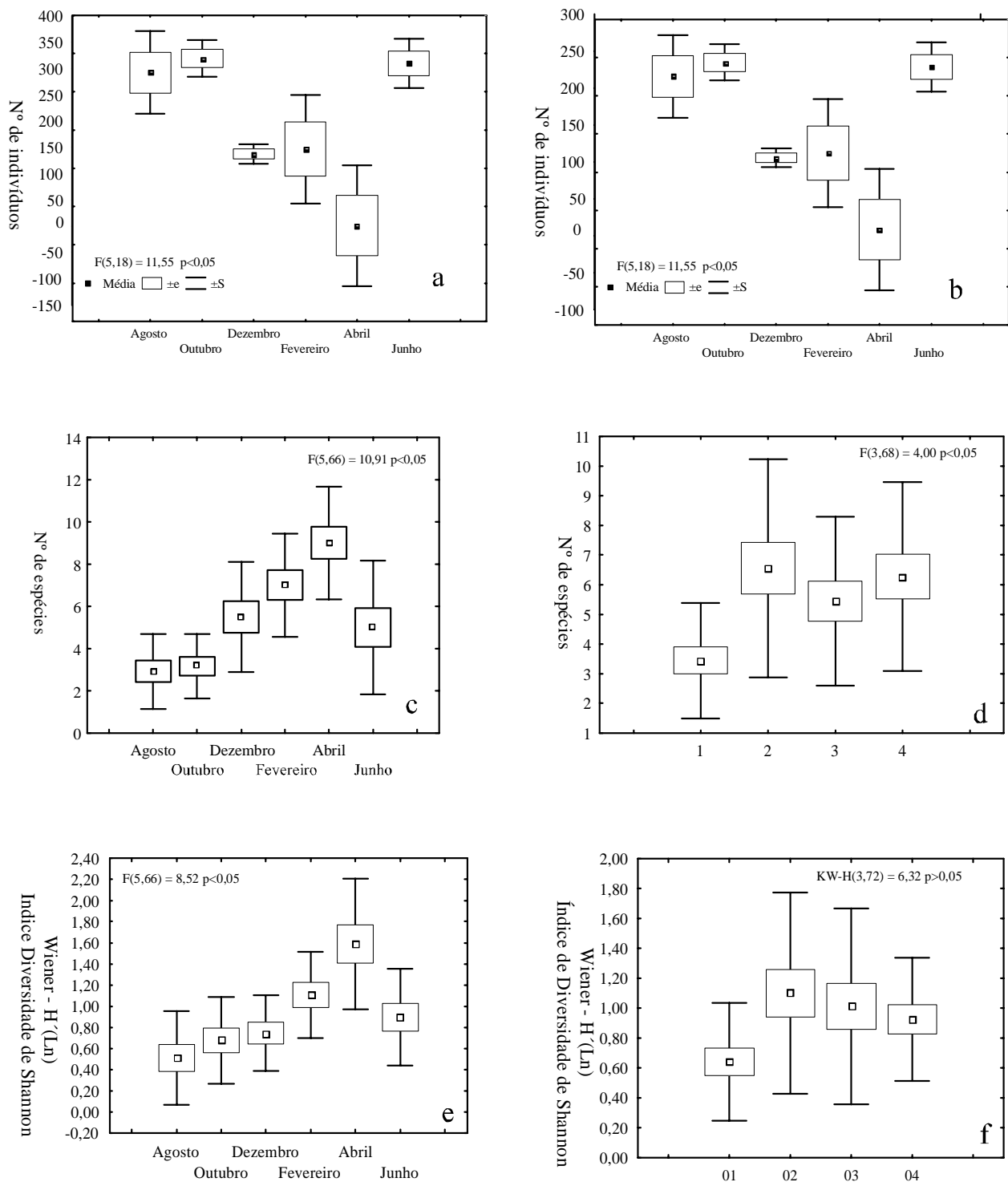
**Figura 3.** Médias mensais e por pontos de coleta de salinidade (a, b), temperatura (c, d), pH (e, f) e porcentagem de oxigênio dissolvido (g, h) na Baía das Laranjeiras.



**Figura 4.** Médias mensais e por pontos de coleta de salinidade (a, b), temperatura (c, d), pH (e, f) e porcentagem de oxigênio dissolvido (g, h) na Baía de Paranaguá.

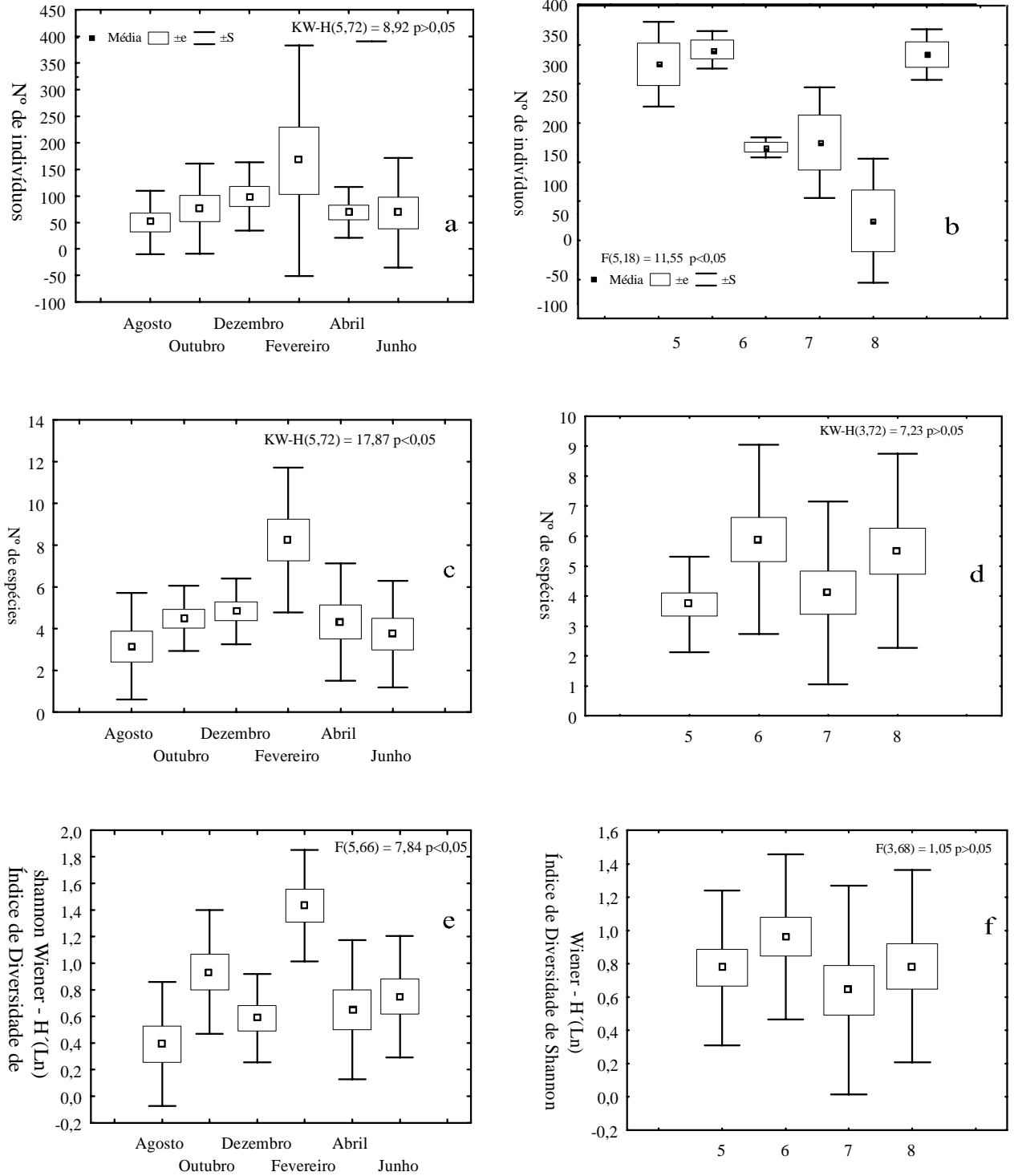
Tabela 2. Lista de famílias e espécies capturadas nas Baías das Laranjeiras e Paranaguá (em ordem alfabética segundo NELSON, 1994).

Família	Espécies	Laranjeiras	Paranaguá	Total	Total %
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	4	0,03 %
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	1		1	0,01 %
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1453	3736	5189	43,27 %
	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	17	27	44	0,37 %
	<i>Strongylura</i> spp.	3		3	0,03 %
Belonidae	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	1	7	8	0,07 %
	<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	1		1	0,01 %
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	3	2	5	0,04 %
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	5	7	12	0,10 %
	<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	5	3	8	0,07 %
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	25	15	40	0,33 %
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	1		1	0,01 %
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	8		8	0,07 %
	<i>Trachinotus</i> spp.	1		1	0,01 %
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	1	21	22	0,18 %
	<i>Harengula clupeiola</i> (Cuvier, 1829)		4	4	0,03 %
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)		1	1	0,01 %
	<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)		15	15	0,13 %
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	14	10	24	0,20 %
	<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh, 1902)	7		7	0,06 %
	<i>Anchoa parva</i> (Meek & Hildebrand, 1923)	430	378	708	6,74 %
	<i>Anchoa</i> spp.	541	4	545	4,54 %
	<i>Anchoa tricolor</i> (Agassiz, 1829)	949	300	1249	10,42 %
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	42	71	113	0,94 %
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	20	12	32	0,27 %
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	19	4	23	0,19 %
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Valenciennes, 1830)	52	10	62	0,52 %
	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	670	235	905	7,55 %
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	15	18	33	0,28 %
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	26	62	88	0,73 %
	<i>Eucinostomus</i> spp.	5	16	21	0,18 %
	<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	16	5	21	0,18 %
	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	3	5	8	0,07 %
	<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey, 1860)	8		8	0,07 %
Gobiidae	<i>Microgobius meeki</i> Evermann & Marsh, 1899	5		5	0,04 %
Hemiramphidae	<i>Hemirhamphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)		1	1	0,01 %
	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1842)	4	2	6	0,05 %
	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	10	92	102	0,85 %
	<i>Mugil platanus</i> Günther, 1880		13	13	0,11 %
	<i>Mugil</i> sp.	4	9	13	0,11 %
Mugilidae	<i>Mugil</i> spp.	1127	420	1547	12,90 %
	<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	21	5	26	0,22 %
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	1		1	0,01 %
	<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	2	1	3	0,03 %
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801		299	299	2,49 %
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1		1	0,01 %
	<i>Syngnathus folletti</i> Herald, 1942	1	2	3	0,03 %
Syngnathidae	<i>Syngnathus</i> spp.	1		1	0,01 %
	<i>Sphoeroides greeleyi</i> Gilbert, 1900	85	366	451	3,76 %
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides</i> spp.		4	4	0,03 %
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1766)	45	156	201	1,68 %
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	1		1	0,01 %
	Número total de indivíduos	5653	6339	11992	
	Número total de espécies	41	35	45	
	Número total de famílias	18	17	22	



**Figura 5.** Médias mensais e por pontos de coleta do número de indivíduos (a, b), número de espécies (c, d), índice de diversidade de Shannon-Wiener (e, f), na Baía das Laranjeiras.





**Figura 6.** Médias mensais e por pontos de coleta do número de indivíduos (a, b), número de espécies (c, d) e índice de diversidade de Shannon-Wiener (e, f), na Baía de Paranaguá.

*Syngnathus* spp. só ocorreram na Baía das Laranjeiras. As espécies *Harengula clupeiola*, *Opisthonema oglinum*, *Hemirhamphus brasiliensis*, *Mugil platanus*, *Poecilia vivipara* e *Sphoeroides* spp. ocorreram somente na Baía de Paranaguá. Todos os taxa exclusivos sempre apareceram em baixa frequência, independente da área de ocorrência, com exceção de *Poecilia vivipara* que representou 4,17% do total na Baía de Paranaguá.

Com relação ao tamanho, os peixes da Baía das Laranjeiras apresentaram uma média no comprimento padrão de  $39,22 \pm 19,38$  mm, com variação de 8 até 144 mm, já os peixes da Baía de Paranaguá apresentaram um comprimento médio maior, de  $50,33 \pm 23,40$  mm, com tamanhos mínimo e máximo de 8 e 369 mm, respectivamente. A maioria dos exemplares apresentou comprimento padrão de 21 a 60 mm, com uma maior frequência na classe de tamanho de 21 a 30 mm. Nas planícies de maré de ambas as áreas, os peixes em estágio juvenil dominaram as capturas ao longo do período estudado, representando aproximadamente 84% dos indivíduos.

### Variação temporal e espacial

Os resultados indicam que o número de indivíduos na Baía das Laranjeiras não mudou significativamente ao longo do período estudado ( $p > 0,05$  – Fig. 5a), embora o número de espécies encontradas (Fig. 5c) e o índice de diversidade (Fig. 5e) apresentem diferenças significativas, para valores maiores em fevereiro e abril. Resultados similares foram observados na Baía de Paranaguá, caracterizada pela ausência de variações significativas do número de indivíduos ao longo do ano (Fig. 6a), porém com variações significativas do número de espécies (Fig. 6c) e do índice de diversidade (Fig. 6e). Mais espécies foram registradas em fevereiro, resultando em um índice  $H'$  significativamente maior neste mês que no resto do ano, com exceção do mês de outubro.

A respeito das variações espaciais, o número significativamente maior de indivíduos no ponto 4

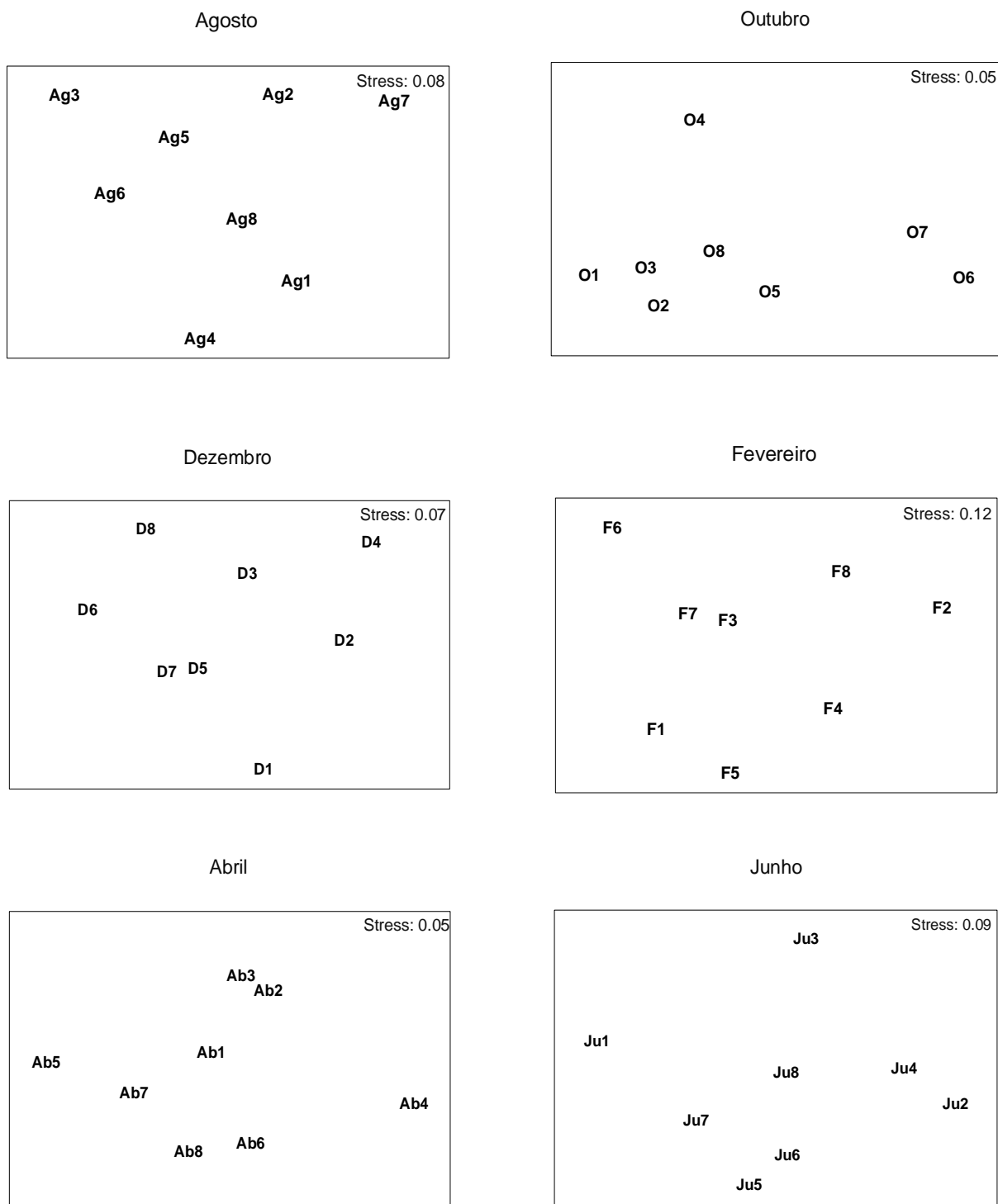
(Fig. 5b) junto com o número de espécies significativamente menor no ponto 1, comparado aos pontos 2 e 4 (Fig. 5d), mostram um aumento na abundância e na diversidade entre as áreas interna e externa da Baía das Laranjeiras. O índice de diversidade de Shannon-Wiener não apresentou diferenças significativas entre planícies (Fig. 5f). Na Baía de Paranaguá, o ponto de coleta da parte mais interna da baía também mostrou a menor quantidade de indivíduos (Fig. 6b), embora nessa baía nenhuma diferença significativa tenha sido notada em relação ao número de espécies (Fig. 6d) e ao índice de diversidade (Fig. 6f).

Os MDS por mês evidenciaram mudanças temporais na ictiofauna entre pontos de coleta e baías (Fig. 7). Nos meses de agosto e fevereiro observaram-se as maiores diferenças entre as ictiofaunas dos pontos de coleta e, conseqüentemente, as menores diferenças na composição da ictiofauna das duas baías. Ao contrário, nos meses de abril e outubro as diferenças entre pontos de coleta são menores, principalmente os pontos 1, 2 e 3 da Baía das Laranjeiras, resultando em maiores diferenças entre as ictiofaunas das duas baías. Em dezembro e junho, apesar de não existirem agrupamentos bem definidos, parece existir uma maior similaridade ictiofaunística entre os pontos da Baía de Paranaguá, em comparação com a Baía das Laranjeiras.

## DISCUSSÃO

### Variações espaciais comparando as duas baías

Apesar da homogeneidade espacial dos fatores abióticos da água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura e salinidade) e do sedimento de fundo (matéria orgânica, carbonato de cálcio e granulometria dos sedimentos), o Complexo Estuarino de Paranaguá apresenta diferenças na composição espacial da ictiofauna, tanto em abundância quanto em diversidade. Durante o período de estudo, a Baía das Laranjeiras apresentou menos peixes (- 12 %) porém mais espécies (+ 19%) que a Baía de Paranaguá. Uma equitatividade menor na Baía de Paranaguá se deve à espécie *Atherinella brasiliensis* que contabilizou 59% do total dos peixes capturados nessa área, enquanto a segunda espécie mais abun-



**Figura 7.** Ordenação MDS das assembléias de peixes em cada planície e mês de coleta (Ag = agosto, O = outubro, D = dezembro, F = fevereiro, Ab = abril, Ju = junho; 1 a 4 = Baía das Laranjeiras; 5 a 8 = Baía de Paranaguá).

dante, *Mugil* spp., totalizou somente 7% dos indivíduos. Por outro lado, a Baía das Laranjeiras parece mais propícia a coabitação das espécies, embora *A. brasiliensis* tenha sido novamente a espécie a mais abundante, ela representou somente 25% dos indivíduos, seguido por *Mugil* spp. que totalizou 20% da ictiofauna dessa baía.

A predominância de Atherinopsidae em planícies de maré já foi anteriormente reportada, e atribuída ao fato de que *Atherinella brasiliensis* passe todo o seu ciclo de vida nas áreas marginais de estuários, principalmente nas planícies de maré associadas a marismas (SANTOS *et al.*, 2002; VENDEL *et al.*, 2003). Todavia, os fatores ambientais ou comportamentais responsáveis por essa distribuição espacial não foram, aparentemente, documentados até o momento. Uma possível explicação para a predominância dessa espécie na Baía de Paranaguá poderia estar relacionada à desova contínua ao longo do ano, implicando na constante necessidade de altas concentrações de fito e zooplâncton para otimizar as chances de sobrevivência das larvas. Nos pontos 5, 6 e 7 amostrados na Baía de Paranaguá, ocorre uma maior influência das águas dos rios Nhanha e Itiberê, fonte de poluição orgânica (KOLM, com. pess.) por captarem a rede de esgoto da cidade de Paranaguá isso induz a um aumento da produção primária, valiosa, sobretudo no inverno, favorecendo *A. brasiliensis*, que desova o ano todo na área (FAVARO *et al.*, 2003). A Baía das Laranjeiras, livre dessa poluição, tornar-se-ia menos atrativa para os peixes jovens.

As demais famílias mais abundantes e presentes nas duas baías são Engraulidae, Mugilidae, Tetraodontidae e Gerreidae, corroboram o que é frequentemente reportado em planícies de maré da região (SANTOS *et al.*, 2002; VENDEL *et al.*, 2003).

Várias espécies são registradas nas duas áreas de estudo ou em uma área só, porém em quantidades relativamente baixas, demonstrando ocorrência esporádica ou acidental (YANES-ARANCIBIA *et al.*, 1986). Dentre essas, as espécies *Strongylura marina*, *Strongylura timocu*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Oligoplites saliens*, *Oligoplites saurus*, *T. carolinus*, *T. falcatus*, *O. oglinum*, *Lycengraulis grossidens*, *Chaetodipterus faber*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus gula*, *Eucinostomus melanopterus*,

*Bathygobius soporator*, *Mugil curema*, *Mugil* sp., *C. spilopterus*, *Citharichthys arenaceus*, *D. radiale*, *P. punctatus* e *Centropomus parallelus* são mencionadas frequentemente em trabalhos desenvolvidos nas planícies de maré da costa paranaense (SANTOS *et al.*, 2002; VENDEL *et al.*, 2003; SPACH *et al.*, 2004). Além dessas espécies, outras também apresentaram baixa frequência numérica ao longo deste estudo: *Oligoplites palometa*, *Harengula clupeola*, *Sardinella brasiliensis*, *C. stigmaticus*, *Ctenogobius boleosoma*.

### Variações espaciais dentro de cada baía

As variações espaciais dentro de cada baía foram mínimas e caracterizadas em ambos casos pela menor quantidade de indivíduos e espécies nos pontos mais internos, os pontos 1 (Laranjeiras) e 5 (Paranaguá). Os fatores abióticos não mostraram diferenças significativas entre locais, com exceção a uma salinidade menor no P1, o que não explicaria as diferenças na distribuição de abundância. Os menores valores de abundância nas áreas mais internas poderiam estar relacionados às maiores distâncias do mar. De fato, a maioria das espécies são estuarino-dependentes, as quais utilizam como áreas de criação ambientes rasos, presentes nos setores mais externos do estuário, não havendo necessidade de grandes migrações para as áreas mais internas. Indivíduos presentes nos pontos mais afastados pertenceriam a espécies residentes ou espécies mais vulneráveis que procurariam estas áreas protegidas do estuário a fim de que, entre outros, possam proteger-se contra as incursões de predadores marinhos ou ficar em ambientes com um menor hidrodinamismo.

Nota-se que algumas espécies apresentam áreas de distribuição restritas, geralmente associadas à menor salinidade encontrada na desembocadura dos rios Nhanha e Itiberê. Por exemplo, a presença de *P. vivipara* apenas no mês de maior precipitação e no ponto localizado na desembocadura do rio Itiberê foi relacionado à formação de um microambiente com salinidade favorável à espécie, como foi observado em outro poecilídeo da costa dos Estados Unidos (KNEIB, 1997).

### Variações temporais

Nessas duas baías os fatores abióticos mostram diferenças significativas entre meses, dentro do padrão esperado para a área (SANTOS *et al.*, 2002; OLIVEIRA-NETO *et al.*, 2004; SPACH *et al.*, 2004). Apesar dessas variações ambientais, o número de indivíduos não apresentou diferenças significativas entre meses, provavelmente devido à dominância numérica dos residentes. Por outro lado, observou-se uma maior riqueza no verão nessas baías, resultante de uma maior abundância de espécies esporádicas, na sua maioria juvenis de espécies estuarino-dependentes. Portanto, sugere-se que as novas espécies que entram no estuário nos meses mais quentes são estuarino-dependentes pois usam as regiões rasas dos estuários como áreas de criação, onde os jovens encontrariam condições ambientais propícias à alimentação e à proteção dos predadores, como freqüentemente documentado (WEINSTEIN, 1979; HOSS & THAYER, 1993), assim otimizando as chances de sobrevivência. Os indivíduos residiriam no local até atingir o estágio juvenil, retornando para áreas mais profundas onde residem os adultos.

A estrutura das assembléias de peixes no Complexo da Baía de Paranaguá, como descrita pelo MDS, apresenta variação temporal. Nota-se que as maiores divergências entre pontos de coleta ocorrem em condições de maior estabilidade e homogeneidade das condições ambientais, quando a pluviosidade é muito baixa (agosto) ou muito alta (fevereiro). Nesses períodos, o ambiente não exerceria uma ação controladora sobre a distribuição dos peixes, e as diferenças nos padrões de distribuição ocorreria provavelmente devido à minimização na competição por recursos alimentares entre espécies ou estágios de desenvolvimento. Assim, a ocupação territorial se relacionaria mais com as características comportamentais das espécies do que com as interações entre fatores abióticos e a ictiofauna. Por outro lado, os meses de transição, entre os períodos seco e chuvoso, foram caracterizados por maiores similaridades entre as comunidades ictícas de alguns pontos de coleta, ao passo que os outros apresentaram comunidades distintas. Na Baía das Laranjeiras, os locais que apresentaram uma fauna diferenciada: ponto 1 (junho e dezembro) e ponto 4

(abril e outubro), indicando a importância da salinidade (conseqüentemente das chuvas) e da distância da costa sobre a estruturação das assembléias de peixes. Esse padrão não foi observado na Baía de Paranaguá, provavelmente devido ao aporte de água doce pelos dois rios nas proximidades dos pontos de coleta, que quebraram o gradiente de salinidade entre as partes interna e externa da baía.

A alta seletividade das redes utilizadas neste trabalho poderia ser uma outra explicação para a predominância de exemplares de pequeno porte (ROZAS & MINELLO, 1997). Alguns fatores podem ter influenciado nessa seletividade, como o tamanho da rede, a distância arrastada e também a velocidade nos arrastos. Devido a isso, os peixes de maior porte conseguiriam perceber a aproximação das redes, possibilitando a sua fuga.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BLABER, S.J.M. & BLABER, T.G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **The Fisheries Society of the British Isles** **143**: 162.
- BLANC, L.; ALIAUME, C.; ZERBI, A. & LASSERRE, G. 2001. Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environmental: an example in the tropics. **Life Science** **324**: 635-646.
- CARVER, R.E. 1971. **Settling analysis In: Procedures in Sedimentary petrology**. New York: Wiley-Interscience, pp.427-452.
- CLARK, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** **18**: 117-143.
- CLARK, K.R. & WARWICK, R.M. 1994. **Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, U.K. 147p.
- DEAN, W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with others methods. **Journal of Sedimentary Petrology** **44**: 242-248.
- DEEGAN, L.A.; FINN, J.T.; AYVAZIAN, S.G.; RYDER-KIEER, C.A. & BUONACCORSI, J. 1997. Development and validation of an Estuarine Biotic Integrity Index. **Estuaries** **20**: 601- 617.
- FAVARO, L.F.; LOPES, S.C.G. & SPACH, H.L. 2003. Reprodução do peixe-rei, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinidae), em uma planície de maré adjacente à gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **20** (3): 501-506.

- FELLEY, J.D. 1987. Nekton assemblages of three tributaries to the Calcasieu estuary, Louisiana. **Estuaries** **10**: 321-329.
- GARCÍA-CHARTON, J.A. & PÉREZ-RUZAFÁ, A. 1998. A correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. **Marine Ecology** **19**: 111- 129.
- GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M. & KREMLING, K. 1983. **Methods of Seawater Analysis**, 2 ed., Verlag Chemie: Weinheim. 419 p.
- HOSS, D.E. & THAYER, G.W. 1993. The importance of habitat to the early life history of estuarine dependent fishes. **American Fish Society Symposium** **14**: 147-158.
- JENKINS, G.P. & WHEATLEY, M.J. 1998. The influence of habitats structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. **Journal Experimental Marine Biology Ecology** **221**: 147- 172.
- KNEIB, R.T. 1997. The role of tidal marshes in the ecology estuarine nekton. pp.163-220. *In*: ANSELL, A.D.; GIBSON, R.N. & BARNES, M. (eds.). **Oceanography and Marine Biology: an Annual Reviews**. UCL Press, Califórnia. 280p.
- KUPSCHUS, S. & TREMAIN, D. 2001. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, **58**: 1383-1403.
- LAEGDGAARD, P. & JOHNSON, C.R. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. **Ecology Marine Progress Series** **126**: 67- 81.
- LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E. & FEFEUVRE, J.C. 2000. Composition of fish communities in a european macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel Bay, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science** **21**: 429-438.
- LAROCHE, J.; BARAN, E. & RASOANANDRASANA, N.B. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of semiarid mangrove zone in Madagascar. **Journal of Fish Biology** **51**: 3-20.
- LOUIS, M. BOUCHON, C. & BOUCHON-NAVARO, Y. 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblages in Martinique (French West Indies). **Hydrobiologia** **295**: 275- 284.
- NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELD, G.; GORISSEN, M.W.; MEIJER, G.J.; VAN'THOF, T. & DEN HARTOG, C. 2000. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for importance coral reef fish, using a visual census technique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** **51**: 31-44.
- NELSON, J. S. 1994. **Fishes of the world**. 3<sup>rd</sup> ed. New York, John Wiley & Sons, Inc. 599p.
- OLIVEIRA-NETO, J.F.; GODEFROID, R.S.; MAC LAREN, G.N. Q. & SCHWARZ JR. R. 2004. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. **Acta Biologica Leopoldensia** **26** (1): 125-138.
- ROGERS, S.I. & MILLNER, R.S. 1996. Factors affecting the annual abundance on regional distribution of English inshore demersal fish populations: 1973 to 1995. **ICES. Journal of Marine Science** **53**: 1094-1112.
- ROZAS, L.P. & MINELLO, T.H. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: a review of sampling design with focus on gear selection. **Estuaries** **20** (1): 199-213.
- SANTOS, C.; SCHWARZ JR, R.; OLIVEIRA NETO, J.F. & SPACH, H.L. 2002. A ictiofauna em duas planícies de maré do setor euhalino da Baía de Paranaguá, PR. **Boletim do Instituto de Pesca** **28** (1): 49-60.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. **Biometry**. W. H. Freeman and Company. 859p.
- SPACH, H.L.; GODEFROID, R.S.; SANTOS, C; SCHWARZ JR, R. & QUEIROZ, G.M.L. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography** **52** (1): 47-58.
- THIEL, R.; SEPULVEDA, A.; KAFEMANN, R. & NELLEN, W. 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. **Journal of Fish Biology** **46**: 47-69.
- VAZZOLER, A.E. de M. 1996. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá, EDUEM. 169p.
- VENDEL, A.L.; LOPES, S.G.; SANTOS, C. & SPACH, H.L. 2003. Fish assemblages in a tidal flat. **Brazilians Archives of Biology and Technology** **46** (2): 233-242.
- WEINSTEIN, M.P. 1979. Shallow marsh habitats as primary nurseries for fishes and shellfish, Cape Fear River, North Carolina. **Fishery Bulletin** **77**: 339-357.
- WEINSTEIN, M.P.; WEISS, S.L. & WALTER, M.F. 1980. Multiple determinants of community structure in shallow marsh habitats Cape Fear River estuary, North Carolina, USA. **Marine Biology** **58**: 227-243.
- YANES-ARANCIBIA, A. 1986. **Ecología de la zona costera**. AGT Editor, México, DF. 187p.

Recebido: 20/03/2006

Revisado: 20/06/2006

Aceito: 11/08/2006