

VARIAÇÃO SAZONAL DA ICTIOFAUNA DO INFRALITORAL RASO DO MACIEL, BAÍA DE PARANAGUÁ, PARANÁ

JULIANA MARTINHÃO IGNÁCIO^{1,2} & HENRY LOUIS SPACH^{2,3}

1 - Universidade Federal do Paraná, Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, ju_martinhao@yahoo.com.br

2 - Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar. Av. Beira Mar s/n°, Caixa Postal 50.002, CEP: 83255-000, Pontal do Paraná, PR. henry@ufpr.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi averiguar diferenças sazonais entre as comunidades de peixes do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná, com uma rede fixa “capéchade”. As amostras foram mensais entre julho de 2006 a junho de 2007. Foram coletados 39.711 indivíduos, representando 69 espécies pertencentes a 32 famílias, predominando em número *Atherinella brasiliensis*, *Harengula clupeiola*, *Sardinella brasiliensis*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus argenteus*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Bairdiella ronchus*, *Sphoeroides greeleyi* e *Sphoeroides testudineus*. As espécies *Anchoa lyolepis* e *Harengula clupeiola* representaram mais de 61% do total numérico, enquanto *Pomadasys corvinaeformis* contribuiu com aproximadamente 28% da captura em peso, seguida de *Harengula clupeiola* (16%). As médias do comprimento padrão e peso (\pm S) foram de 87,6 mm (\pm 32,2 mm) e 22,5 g (\pm 27,8 g), respectivamente, demonstrando o predomínio de indivíduos pequenos, na sua maioria juvenis. Não houve diferenças significativas entre os meses de coleta nos índices de riqueza de espécies de Margalef (D), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J'). Diferenças significativas no número de indivíduos, espécies, peso da captura e comprimento padrão ocorreram sazonalmente. Os valores médios de número de indivíduos e espécies foram maiores nos meses mais quentes, enquanto o peso da captura foi maior no final do outono e inverno, e o comprimento padrão foi maior em maio e junho.

PALAVRAS-CHAVE: Baía de Paranaguá; Capéchade; Assembléia de peixes. Estrutura da comunidade. Sazonalidade.

ABSTRACT

Seasonal variation in the ichthyofauna of Maciel, Paranaguá Bay, Paraná

The objective of this study was to identify any seasonal differences in the fish assemblage from the Paranaguá Bay Estuary, Paraná, using a “capéchade” stow net. The samples were obtained between July 2006 to June 2007. A total of 39711 individuals, representing 69 species belonging to 32 families were collected, with *Atherinella brasiliensis*, *Harengula clupeiola*, *Sardinella brasiliensis*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus argenteus*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Bairdiella ronchus*, *Sphoeroides greeleyi* and *Sphoeroides testudineus* being the most prevalent species. *Anchoa lyolepis* and *Harengula clupeiola* represented more than 61% of the total number, while *Pomadasys corvinaeformis* contributed to 28% of the total weight, followed by *Harengula clupeiola* (16%). The average standard (\pm SE) length and weight were 87.6 mm (\pm 32.2 mm) and 22.5 g (\pm 27.8 g), respectively; demonstrating a dominance of small individuals, most of which were juveniles. There were no significant differences between months in terms of the Margalef diversity (D), Shannon-Wiener diversity (H') and Pielou's evenness index (J'). There was seasonal variation in the numbers of individuals and species and their capture weight and standard length. The average numbers of individuals and species were greater during warmer months, while biomass were greater at the end of autumn and winter, and standard lengths higher in May and June.

KEY WORDS: Paranaguá Bay. Capéchade. Fish assemblage. Community structure. Seasonality.

INTRODUÇÃO

Estuários são ambientes de transição entre o continente e o oceano e, em média, suas águas são biologicamente mais produtivas do que as do rio e do oceano adjacente, devido às características hidrodinâmicas da circulação que, aprisionando nutrientes, algas e outras plantas, estimula a produtividade desses corpos d'água (Miranda *et al.*, 2002). Estes sistemas complexos variam consideravelmente quanto à geomorfologia, hidrografia, salinidade, características da maré, sedimentação e energia do ecossistema. Como resultado, a comunidade

biótica também difere substancialmente em sistemas estuarinos (Kennish, 2002).

Regiões estuarinas possuem grande aporte de nutrientes, o que justifica sua função como criadouros de diversas espécies de peixes, inclusive de importância comercial (Longhurst & Pauly 1987, Sheridan 1992, Costa *et al.* 1994) e recreacional (Kennish 1986, Sheridan 1992). Estes ambientes oferecem alimento em abundância, sendo utilizados pelos peixes como local de reprodução e alimentação. Ainda assim, a maior parte dos peixes não está adaptada a cumprir todo o seu ciclo de vida nos estuários, geralmente são membros sazonais das comunidades estuarinas ou utilizam este

habitat estritamente como via de migração entre as áreas de alimentação e desova (Potter *et al.* 1986, Costa *et al.* 1994).

Alguns autores afirmam que a abundância e a distribuição dos peixes estuarinos é primariamente determinada por fatores físico-químicos, especialmente temperatura e salinidade, e apenas secundariamente afetada por predação e competição (Moyle & Cech 1988, Vieira & Musick 1993). Outros autores enfatizam a importância da turbidez da água na distribuição dos juvenis de peixes (Blaber & Blaber 1980, Hanekom & Baird 1984, Vieira & Castello 1996). A ictiofauna estuarina apresenta abundância e composição variável ao longo do estuário, pois os peixes, através de movimentos ativos, evitam condições desfavoráveis de salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e turbidez.

Os mecanismos usados por peixes para encontrar áreas estuarinas não são completamente compreendidos, mas as respostas das espécies às oscilações das correntes de maré ou aos padrões de vento combinadas com as mudanças diárias na posição vertical parecem ser os principais fatores que ajudam os peixes juvenis a entrar em estuários, planícies de maré e lagoas (Weinstein *et al.* 1980, Schossman & Chittenden 1981, Boehlert & Mundy 1988, Power 2000).

A ictiofauna estuarina resulta principalmente de uma combinação de espécies estuarino-residentes, as quais completam seu ciclo de vida no estuário; estuarino-transientes, que reproduzem na plataforma, porém os indivíduos juvenis usam o estuário como berçário, o que não caracteriza necessariamente uma dependência do ambiente estuarino, mas uma utilização oportunística de um ambiente próximo à costa, que oferece refúgio e abundância de alimento; e as espécies visitantes-ocasionais, geralmente adultas, que entram no estuário para se alimentar (Day *et al.*, 1989; Blaber & Blaber, 1980; Potter *et al.*, 1998; Greenwood & Hill, 2003; Lobry *et al.*, 2003).

A estrutura das comunidades de peixes estuarinos é extremamente dinâmica e sujeita a diversas formas de influência. Além da distribuição espacial das espécies garantir uma não uniformidade ao longo de diversos pontos do estuário, há ainda a variação temporal, que atua sobre a primeira. A

variação temporal pode ser de longo ou curto prazo. As variações em longo prazo mais comuns e periodicamente detectáveis são aquelas provocadas pelas estações do ano (variação sazonal). Quase todos os peixes encontrados nos estuários têm seus ciclos reprodutivos e migratórios sincronizados com as mudanças sazonais e parcialmente regulados por estas (Oliveira Neto *et al.* 2004).

Algumas planícies de maré tiveram sua ictiofauna analisada na Baía de Paranaguá. Vendel *et al.* (2003) descreveram a variação temporal na estrutura da assembléia de peixes em uma planície de maré com sedimento arenoso, margeada principalmente por marisma. Santos *et al.* (2002) compararam as ictiofaunas de duas planícies situadas em áreas diferentes quanto à hidrodinâmica, sedimento e vegetação. Spach *et al.* (2004a) estudaram a variação temporal na composição e abundância da ictiofauna em uma planície de maré do infralitoral de uma praia estuarina. Spach *et al.* (2007) estudaram a variação temporal da composição da assembléia de peixes em duas planícies de maré com fundo arenoso, margeadas principalmente por vegetação de restinga, no Canal da Cotinga.

O objetivo deste trabalho foi identificar a composição específica e o padrão de variação temporal da assembléia de peixes no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo, infralitoral raso do Maciel, é uma planície de maré colonizada por bosques de mangue, no setor euhalino da Baía de Paranaguá (Fig. 1), localizada em frente a uma pequena comunidade tradicional de pescadores, denominada Maciel (25°33'14"S-048°24'06"W). A região como um todo é uma zona de transição de manguezais (regiões tropicais), que começam a ser substituídos pelas marismas (regiões temperadas), sendo a colonização dos manguezais composta de três espécies principais *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* (Faraco & Lana 2003). Os sedimentos no setor euhalino de alta energia são essencialmente areia fina bem ordenada, com baixo conteúdo orgânico.

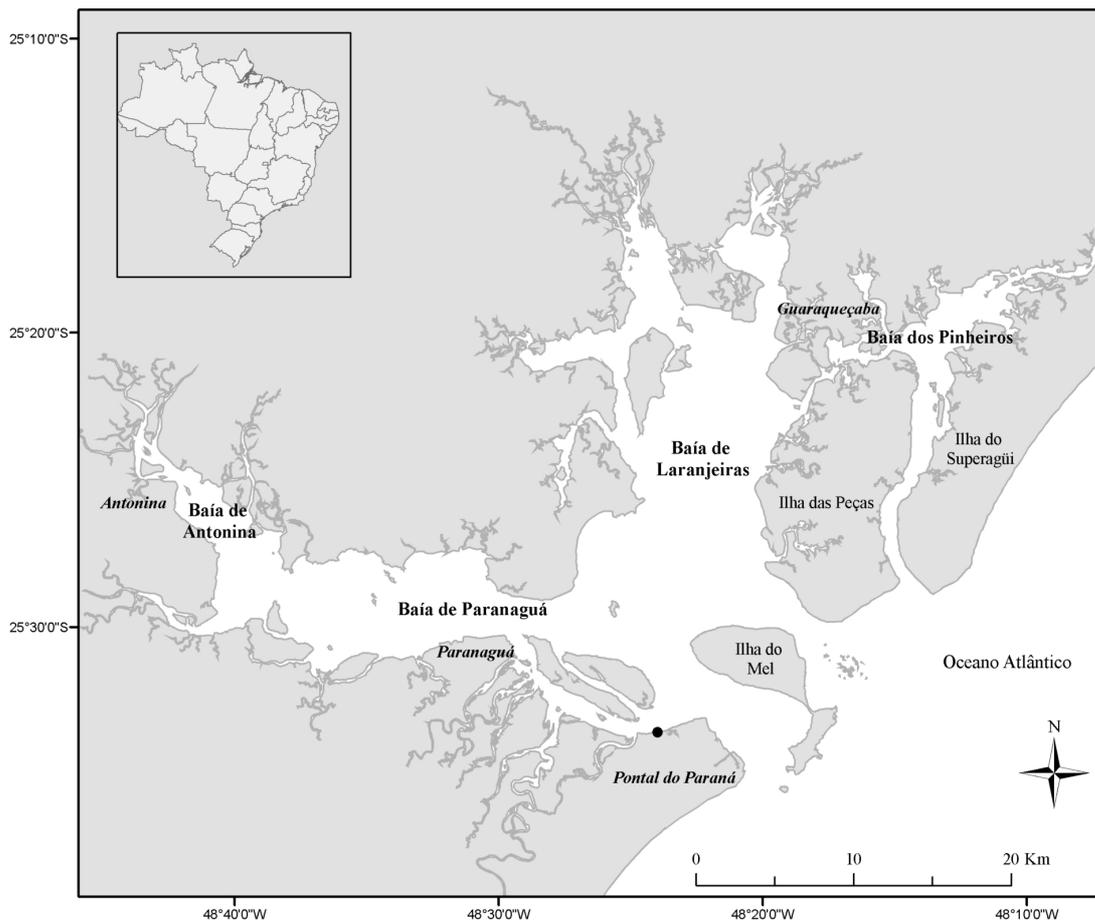


Figura 1 – Mapa da área de estudo indicando o local de coleta. Fonte: Ignácio, G.M., 2006.

Os peixes do infralitoral raso do Maciel foram coletados mensalmente entre julho de 2006 e junho de 2007, com uma rede de pesca tipo “capéchade”, desenhada para operar em profundidades de 0,5 a 2,0 m, composta por uma barreira (20 m de

comprimento, 2,0 m de altura, malha de 13,0 mm) e três redes em forma de covo, com malha variando de 13,0 a 6,0 mm (Fig. 2). A rede foi fixada no início do dia e retirada 48 horas depois, com despesca no final do dia e da noite, totalizando 4 amostras mensais.

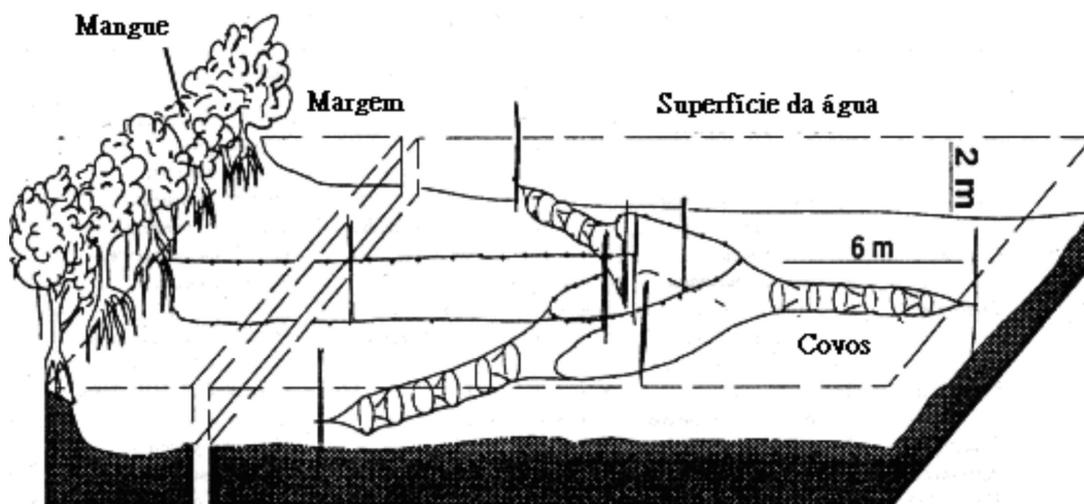


Figura 2 – Rede “capéchade” utilizada nas coletas do presente estudo. Fonte: Louis *et al.* 1995.

No laboratório, os peixes foram identificados até o nível de espécie. De cada exemplar, considerando-se um máximo de trinta exemplares por espécie em cada amostra, foi medido o comprimento total (mm), comprimento padrão (mm) e o peso (g) e, quando possível, determinando o sexo e estágio de maturidade gonadal, seguindo-se a escala de Vazzoler (1996).

Para avaliar as diferenças temporais e espaciais nos valores médios do número de exemplares e no peso da captura, que não exibiram os pressupostos de normalidade e homogeneidade, os mesmos foram transformados pela raiz quarta para atingirem os pressupostos da ANOVA e poderem ter suas médias avaliadas. Os valores de número de espécies (S), riqueza de espécies de Margalef (D), diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e comprimento padrão (CP), foram tratados sem transformação. Todos os dados foram testados quanto à homogeneidade da variância (Teste de Bartellett) e normalidade (Teste de Kolmogorov-Smirnov). Nos casos em que algum dos pressupostos da ANOVA não foi atendido, utilizou-se a estatística não-paramétrica de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf 1995). Onde ocorreram diferenças significativas ($p < 0,01$ e $p < 0,05$), aplicou-se o teste a posteriori de Tukey nos casos onde a ANOVA foi utilizada, e o de Mann-Whitney onde Kruskal-Wallis foi empregado (Conover 1990, Sokal & Rohlf 1995). Foi utilizado um modelo de ANOVA fixa (Sokal & Rohlf 1995) para analisar as variações sazonais, considerando-se as amostras agrupadas por mês de coleta.

As análises de agrupamento Cluster hierárquico (modo normal) e a técnica não métrica de escalonamento multidimensional (MDS) foram utilizadas para o estudo das variações temporais na composição e abundância das espécies capturadas ao longo dos doze meses de coleta. Antes da realização dessas análises, foram selecionadas as espécies com uma contribuição nunca inferior a 1% da captura total e presentes em no mínimo 6 meses de coleta. Além disso, os valores de ocorrência numérica dessas espécies foram transformados pela raiz quarta e a matriz de similaridade foi gerada através do índice de similaridade de Bray-Curtis, obtendo-se os agrupamentos pela média dos seus

valores de similaridade (UPGMA) (Johnson & Wichern 1992).

A análise de similaridade das percentagens (SIMPER) foi usada para identificar quais espécies foram as principais responsáveis pelas similaridades dentro de cada grupo definido pelo Cluster (modo normal) e para as dissimilaridades entre esses grupos (espécies mais discriminantes) (Clarke & Warwick 1994).

RESULTADOS

Um total de 39.711 indivíduos (368,52 kg), representando 69 espécies, pertencentes a 32 famílias foram coletadas (Tab. 1). As formas juvenis imaturas foram dominantes, representando mais de 80% das capturas. Entre os adultos predominaram os machos (36%) sobre as fêmeas (4%). As famílias mais representativas em número de espécies foram Sciaenidae (11 espécies), Carangidae e Engraulidae (7), Gerreidae (5) e Clupeidae (4). Poucas espécies foram dominantes em termos numéricos: *Anchoa lyolepis*, *Harengula clupeola*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides testudineus*, *Atherinella brasiliensis*, *Diapterus rhombeus*, *Ophistonema oglinum* e *Sardinella brasiliensis*, sendo que cada uma destas espécies representou mais de 2,2% do número total de capturas. *Anchoa lyolepis* (30,78%) foi a espécie mais abundante no infralitoral raso do Maciel, mesmo ocorrendo em apenas cinco meses de coleta. Apenas sete espécies (*Cathorops spixii*, *Atherinella brasiliensis*, *Harengula clupeola*, *Diapterus rhombeus*, *Eucinostomus argenteus*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Sphoeroides greeleyi* e *Sphoeroides testudineus*) estiveram representadas durante todo o período de estudo. Algumas espécies pertencentes às famílias Atherinopsidae, Clupeidae, Engraulidae, Gerreidae, Haemulidae, Sciaenidae e Tetraodontidae apresentaram certa irregularidade no número de indivíduos ao longo do ano. A biomassa manteve-se alta de setembro a dezembro e sofreu maior oscilação nos demais períodos. A contribuição das cinco espécies mais numerosas (*A. lyolepis*, *H. clupeola*, *P. corvinaeformis*, *S. greeleyi* e *S. testudineus*) atingiu 82,26% do total de peixes e chegou a 65,71% das capturas em peso.

Tabela 1 – Composição específica, número de exemplares e porcentagem do total capturado (PTC) (números indicam as principais espécies em ordem decrescente).

espécie (ranque)	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	PTC (%)
<i>Achirus declivis</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0	2	0,02
<i>Achirus lineatus</i>	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,01
<i>Cathorops spixii</i>	6	19	6	13	1	1	13	8	7	11	2	4	0,23
<i>Genidens genidens</i>	1	6	9	4	0	0	0	1	1	5	5	1	0,08
<i>Atherinella brasiliensis</i> ⁶	36	103	38	33	11	21	277	54	95	202	159	66	2,76
<i>Opsanus beta</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,01
<i>Strongylura marina</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0,02
<i>Strongylura timucu</i>	1	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,01
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2	3	3	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0,03
<i>Oligoplites saliens</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0,01
<i>Oligoplites saurus</i>	0	0	0	4	0	0	0	0	3	0	2	1	0,03
<i>Selene vomer</i>	2	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,02
<i>Trachinotus carolinus</i>	1	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03
<i>Trachinotus falcatus</i>	1	7	1	2	0	2	0	0	0	0	1	0	0,04
<i>Uraspis secunda</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,00
<i>Centropomus parallelus</i>	1	2	0	0	0	0	1	0	1	0	2	4	0,03
<i>Centropomus undecimalis</i>	4	1	1	0	0	0	0	0	0	0	5	6	0,04
<i>Harengula clupeiola</i> ²	2467	3214	2376	1011	64	9	115	306	347	985	1043	241	30,67
<i>Ophistonema oglinum</i> ⁸	656	224	28	15	1	0	0	0	0	0	0	0	2,33
<i>Platanichthys platana</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Sardinella brasiliensis</i>	377	1	0	85	0	1	0	0	9	403	1	0	2,21
<i>Cichlychthys spinosus</i>	0	5	2	0	1	0	0	1	0	0	2	0	0,03
<i>Guavina guavina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Anchoa lyolepis</i> ¹	11490	17	83	0	0	9	0	0	0	0	0	623	30,78
<i>Anchoa parva</i>	39	273	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,79
<i>Anchoa sp.</i>	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Anchoa tricolor</i>	209	35	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0,62
<i>Cetengraulis edentulus</i>	3	7	7	3	0	0	0	0	7	2	4	1	0,09
<i>Engraulis anchoita</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	36	3	0,10
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0,01
<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0	6	0	2	0	0	0	0	0	8	1	0,04
<i>Fistularia petimba</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Diapterus olisthostomus</i>	23	8	7	14	18	3	0	0	0	0	20	0	0,23
<i>Diapterus rhombeus</i> ⁷	44	33	37	210	82	31	51	14	49	90	271	23	2,35
<i>Eucinostomus argenteus</i>	11	48	39	30	9	15	137	39	52	70	270	45	1,93
<i>Eucinostomus gula</i>	1	14	20	7	12	0	0	0	0	0	41	7	0,26
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	9	10	4	3	42	3	0	0	0	0	0	35	0,27
<i>Bathygobius soporator</i>	5	1	0	0	0	0	0	1	0	1	2	1	0,03
<i>Orthoprithis ruber</i>	0	0	0	1	0	2	0	7	0	3	14	6	0,08
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> ³	18	24	26	85	7	5	252	88	3565	1369	254	21	14,39
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0,02
<i>Lobotes surinamensis</i>	0	1	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Stephanolepis hispidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,00
<i>Mugil curema</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	2	0,02
<i>Mugil sp.</i>	0	16	3	3	0	0	4	1	0	1	1	0	0,07
<i>Ophichthus gomesii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0	0,01
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0	5	2	0	1	0	0	0	0	7	0	0	0,04
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0	15	6	2	1	3	1	0	2	9	30	10	0,20
<i>Polidactylus virginicus</i>	0	0	9	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0,03
<i>Bairdiella ronchus</i>	128	143	57	30	2	0	38	3	47	107	71	56	1,72
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	4	4	2	37	1	0	0	0	0	0	4	0	0,13
<i>Cynoscion leiarchus</i>	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Cynoscion sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,00
<i>Cynoscion striatus</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,01
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,00
<i>Menticirrus americanus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5	1	0,02
<i>Menticirrus litoralis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Micropogonias furnieri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,01
<i>Stellifer rastrifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	13	116	0,33
<i>Umbrina coroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,00
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,01
<i>Rypticus randalli</i>	6	9	15	23	0	0	0	1	4	8	45	8	0,30
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	2	2	3	2	1	0	0	0	0	1	8	0	0,05
<i>Sphyræna sp.</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Synodus foetens</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Sphoeroides greeleyi</i> ⁴	34	54	32	21	17	24	184	65	151	430	167	179	3,42
<i>Sphoeroides testudineus</i> ⁵	111	109	65	24	69	77	42	14	25	187	155	313	3,00
<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Prionotus punctatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0,02

As amostras caracterizaram-se pela presença de indivíduos de pequeno porte (até 150 mm de CP) (97,8%). O comprimento padrão médio dos exemplares capturados foi de 87,61 mm (\pm 32,17 mm), sendo que o menor indivíduo mediu 14 mm (*S. hispidus*) e o maior foi um exemplar de *O. gomesii* com 673 mm. O peso médio dos peixes capturados foi de 22,53 g (\pm 27,83 g) (Tab. 2). Os menores valores de peso individual foram registrados em *O. oglinum* (0,13 g) e o peso máximo de um indivíduo capturado foi 1.027,02 g (*C. spinosus*). As maiores amplitudes de variação de tamanho (diferença superior a 150 mm no comprimento padrão)

ocorreram em exemplares de *O. gomesii*, *C. spinosus*, *S. testudineus*, *C. undecimalis*, *G. genidens* e *S. marina*. Foram menores as amplitudes (diferença inferior a 30 mm no comprimento padrão) de *A. tricolor*, *A. lineatus*, *P. platana* e *L. grossidens* (Tab. 2). As maiores amplitudes em peso (diferença superior a 200 g no peso total) ocorreram em exemplares de *C. spinosus*, *S. testudineus*, *A. rhomboidalis*, *C. undecimalis*, *G. genidens* e *O. beta*, enquanto as menores amplitudes (diferença inferior a 5 g no peso total) ocorreram em exemplares de *A. parva*, *E. anchoita*, *A. lyolepis*, *A. tricolor*, *L. grossidens*, *Sphyræna sp.* e *P. platana* (Tab. 2).

Tabela 2 - Número de exemplares analisados (N), média, desvio padrão, mínimo e máximo de comprimento padrão e peso das espécies capturadas no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná.

espécie	n	Comprimento Padrão (mm)				Peso Total (g)			
		média	\pm S	Min.	Máx.	média	\pm S	Min.	Máx.
<i>Ophichthus gomesii</i>	4	410,5	175,1	317	673	34,6	25,9	18,8	73,2
<i>Cichlychthys spinosus</i>	11	44,3	75,0	17	270	94,5	309	0,2	1027
<i>Sphoeroides testudineus</i>	798	101,6	22,2	37	242	49,2	35,6	3	479,8
<i>Centropomus undecimalis</i>	16	159,8	48,9	92	281	79,5	68,5	13,8	268,9
<i>Genidens genidens</i>	33	151,9	48,3	89	269	59,9	61,5	10,2	259,7
<i>Strongylura marina</i>	5	351,6	64,0	260	430	59,1	35,7	21,9	114,3
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	19	170,4	44,8	124	273	164	119	58,7	471,2
<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	6	196,5	62,7	136	284	16,8	7,5	6,5	27
<i>Oligoplites saliens</i>	3	91,6	71,2	31	170	19,3	29,1	0,5	52,8
<i>Ophistonema oglinum</i>	216	48,9	14,3	28	163	2,5	6	0,1	77,8
<i>Harengula clupeiola</i>	1031	73,2	28,3	20	153	11,3	12,8	0,2	69,5
<i>Centropomus parallelus</i>	11	151,3	37,1	96	223	69,5	59,9	14,2	201,5
<i>Citharichthys spilopterus</i>	78	98,6	27,2	41	168	18,6	15,5	1	82,6
<i>Mugil sp.</i>	29	59,6	39,1	21	144	8,9	12,1	0,1	48
<i>Strongylura timucu</i>	5	262,8	51,8	207	327	24,4	13,2	10	40,5
<i>Diapterus rhombeus</i>	598	94,2	13,0	30	147	29,6	12,8	0,6	117,4
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	10	58,0	38,4	22	135	8,4	14,3	0,3	42,7
<i>Citharichthys arenaceus</i>	15	93,4	30,7	45	158	15,9	16,2	1,3	62
<i>Cathorops spixii</i>	89	148,9	18,7	87	199	52,1	19,7	16,2	126,7
<i>Eucinostomus argenteus</i>	572	80,2	19,1	24	128	15,1	9,6	0,2	47,7
<i>Cetengraulis edentulus</i>	24	86,6	27,7	30	130	11,7	10,2	0,2	36,7
<i>Bairdiella ronchus</i>	454	119,5	14,3	59	156	36,7	12,3	4,1	85,1
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	105	112,6	25,6	71	167	35,1	23,5	7,3	98,8
<i>Selene vomer</i>	6	76,5	36,6	55	150	20,3	31,5	5,4	84,4
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	3	187,0	54,6	155	250	56,7	41,9	31,9	105
<i>Rypticus randalli</i>	112	110,6	14,1	45	140	29,9	11,6	1,8	75,5
<i>Atherinella brasiliensis</i>	666	88,4	13,7	35	125	8,5	3,9	0,5	24,8
<i>Sardinella brasiliensis</i>	218	68,6	26,1	27	117	5,9	5,4	0,2	23,9
<i>Chaetodipterus faber</i>	17	82,9	24,1	35	121	42,4	28,9	2	105,4
<i>Stellifer rastrifer</i>	61	104,7	16,5	62	148	24,3	9	8,4	53,4
<i>Orthopristhis ruber</i>	33	122,0	18,0	97	180	48,3	26,6	23,8	145,3
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	736	67,7	14,1	32	115	14,4	8,5	1,9	65,3
<i>Opsanus beta</i>	2	181,0	55,1	142	220	182,8	160	69,8	295,8
<i>Trachinotus falcatus</i>	14	48,3	18,1	28	91	6,9	8,3	0,9	31,4
<i>Bathygobius soporator</i>	11	69,3	23,5	45	108	11,7	12,4	2,4	33
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	496	93,0	10,0	72	134	20,7	8	8,1	60,1
<i>Achirus declivis</i>	6	83,3	22,2	67	127	29,2	30,6	11,6	90,8
<i>Cynoscion leiarchus</i>	3	139,3	33,6	118	178	55,4	41,5	28,7	103,2
<i>Diapterus olisthostomus</i>	91	119,8	12,4	96	154	56,5	18	26,2	113,9
<i>Polidactylus virginicus</i>	11	146,2	13,9	122	180	68,4	22,4	34,8	128,2
<i>Synodus foetens</i>	2	157,0	39,6	129	185	32,5	19,9	18,4	46,6
<i>Micropogonias furnieri</i>	2	194,5	37,5	168	221	143,8	95,1	76,5	211

continuação

espécie	n	Comprimento Padrão (mm)				Peso Total (g)			
		média	±S	Min.	Máx.	média	±S	Min.	Máx.
<i>Oligoplites saurus</i>	10	136,0	16,4	114	162	24,7	9,2	14	43,6
<i>Eucinostomus gula</i>	102	96,4	8,4	65	110	24,8	6,2	8,8	36,8
<i>Prionotus punctatus</i>	7	86,29	13,9	70	114	13,6	8,3	7,6	32
<i>Mugil curema</i>	6	130,1	14,8	114	156	40	16,5	25,5	70,6
<i>Menticirrhus americanus</i>	7	159,1	14,9	142	183	68,3	20,8	46,7	106
<i>Cynoscion striatus</i>	3	158,0	21,8	143	183	71,8	25,9	49,9	100,4
<i>Anchoa parva</i>	86	51,5	6,7	39	77	1,5	0,7	0,5	5,1
<i>Anchoa lyolepis</i>	176	43,2	8,3	30	67	0,9	0,7	0,2	3,4
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	52	96,1	8,1	75	112	24	6,1	11,8	37,8
<i>Lobotes surinamensis</i>	6	41,8	14,1	28	63	3,9	3,9	0,8	10,8
<i>Trachinotus carolinus</i>	12	64,5	9,4	47	78	8	2,6	4,5	13,5
<i>Engraulis anchoita</i>	32	50,0	7,6	41	72	1,5	0,8	0,6	4,2
<i>Sphyræna sp.</i>	4	48,2	12,7	32	63	0,7	0,6	0,2	1,5
<i>Anchoa tricolor</i>	64	52,4	5,3	40	69	1,6	0,5	0,6	3,7
<i>Achirus lineatus</i>	4	84,7	6,3	76	91	23,3	4,4	17,1	27,4
<i>Platanichthys platana</i>	4	43,0	5,2	39	50	1,1	0,5	0,8	1,9
<i>Lycengraulis grossidens</i>	2	138,0	1,4	137	139	34,6	1,4	33,6	35,6
<i>Uraspis secunda</i>	1	84,0	-	84	84	7,8	-	7,8	7,8
<i>Guavina guavina</i>	1	92,0	-	92	92	13,4	-	13,4	13,4
<i>Fistularia petimba</i>	1	146,0	-	146	146	0,8	-	0,8	0,8
<i>Stephanolepis hispidus</i>	1	14,0	-	14	14	0,2	-	0,2	0,2
<i>Isophistus parvipinnis</i>	1	59,0	-	59	59	2,4	-	2,4	2,4
<i>Menticirrhus litoralis</i>	1	150,0	-	150	150	60,2	-	60,2	60,2
<i>Umbrina coroides</i>	1	205,0	-	205	205	213	-	214	214

A diversidade geral variou consideravelmente e foi maior nos meses de maio e novembro. O maior número de espécies (S) foi capturado nos meses de janeiro e fevereiro. No verão e outono, o número de

espécies permaneceu relativamente alto, principalmente devido à entrada de jovens, baixando consideravelmente no inverno (Tab. 3).

Tabela 3 – Número de espécies (S), indivíduos (N), biomassa (gramas) e índices de riqueza de Margalef (D), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') em cada mês de coleta no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná.

	S	N	Biomassa (g)	D	H'	J'
Jan	40	15708	24511,82	4,04	0,99	0,27
Fev	40	4431	25802,15	4,65	1,29	0,35
Mar	37	2900	21548,80	4,52	0,98	0,27
Abr	28	1672	24674,37	3,64	1,62	0,49
Mai	27	351	14661,01	4,44	2,24	0,68
Jun	16	207	7445,91	2,81	2,04	0,74
Jul	15	1119	15406,75	1,99	1,95	0,72
Ago	18	609	7164,96	2,65	1,66	0,58
Set	23	4377	75529,82	2,62	0,82	0,26
Out	23	3897	68480,04	2,66	1,84	0,59
Nov	38	2659	51251,72	4,69	2,17	0,60
Dez	32	1782	32037,29	4,14	2,08	0,60

O número de indivíduos apresentou picos de captura nos meses de janeiro, fevereiro e setembro, que podem ser explicados pela presença de cardumes de *A. lyolepis* (janeiro e fevereiro) e de *P. corvinaeformis* (setembro). Comparando o mês de julho com os meses próximos, a captura foi elevada em razão de pequenos cardumes de várias espécies

(*A. brasiliensis*, *H. clupeiola*, *E. argenteus*, *P. corvinaeformis* e *S. greeleyi*), porém neste mês ocorreu o valor mínimo para o número de espécies (15). Os picos de biomassa foram registrados nos meses de setembro e outubro, e os valores mínimos em junho (7.445,91 g).

A variação do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), com valores mais baixos nos meses de janeiro, março e setembro, indica que, apesar do alto número de espécies, houve dominância de poucas espécies (baixa equitabilidade). Esse comportamento de H' refletiu a variação na estrutura da comunidade, aumentando quando a riqueza de espécies foi alta e a contribuição em abundância foi mais equivalente (Tab. 3). Neste estudo, H' teve um valor pequeno em setembro, quando *P. corvinaeformis* foi dominante nas capturas.

Foram significativas as diferenças entre o número médio (N), número de espécies (S), peso da captura (PT) e comprimento padrão (CP) dos exemplares capturados mensalmente ($p < 0,01$) (Tab. 4).

Com relação ao número médio, foram capturados menos exemplares em maio, junho e agosto em comparação ao resto do ano (Fig. 3a). O número de espécies apresentou médias significativamente menores em junho, julho e agosto, com diferenças estatísticas apenas em relação ao mês de fevereiro (Fig. 3b). Os maiores valores de peso médio foram registrados nos meses de maio e junho e os menores entre janeiro e março (Fig. 3c). Não houve diferenças estatísticas entre os meses de abril, agosto e dezembro e outubro e novembro. Os maiores valores das médias mensais de comprimento padrão foram registrados entre os meses de maio e junho e os menores entre janeiro e abril (Fig. 3d), mas nenhuma tendência sazonal foi evidenciada.

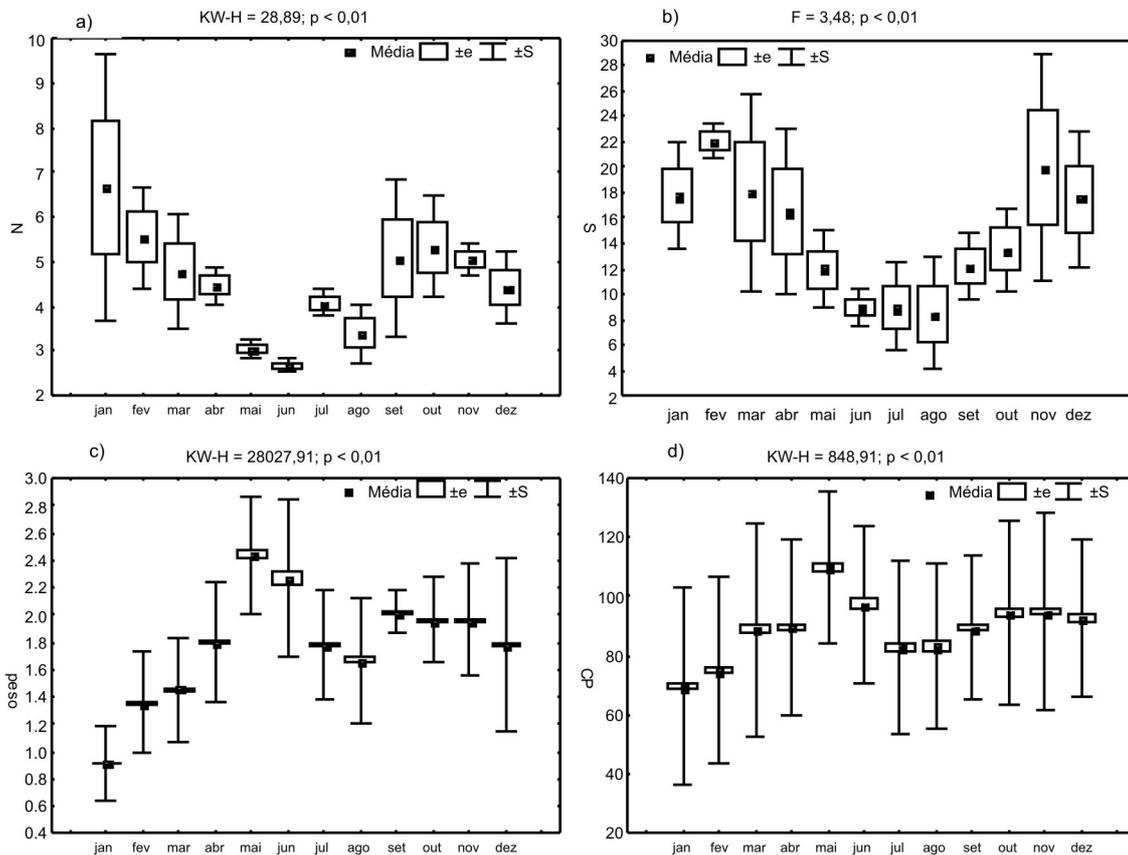


Figura 3 – Médias mensais do número de indivíduos (N) (a), número de espécies (S) (b), peso total (PT) (c) e comprimento padrão (CP) (d) dos peixes coletados no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. (Média, ±e, ±S). Fonte: Ignácio, 2007.

As médias mensais da riqueza de espécies de Margalef (D), diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') não foram significativamente diferentes (Tab. 4). Os maiores valores médios do índice de riqueza de espécies de

Margalef (D) ocorreram em fevereiro e novembro e os menores em julho e agosto (Fig. 4a). O índice de diversidade de Shannon-Wiener apresentou a menor média em setembro e a maior em novembro (Fig. 4b). O índice de equitabilidade de Pielou (J') apresentou

as maiores médias em maio e junho e as menores em fevereiro e setembro (Fig. 4c), mas sem uma

tendência sazonal definida.

Tabela 4 – Resultado da análise da variância (F) e do teste de Kruskal-Wallis (H), avaliando o efeito do mês de coleta sobre a captura média em número de exemplares (N), número de espécies (S), peso da captura (P), riqueza de espécies de Margalef (D), diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e comprimento padrão (CP) no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná (** diferença significativa no nível de $p < 0,01$).

	F	p	H	p
Número de exemplares (N)	-	-	28,89	0,0024**
Número de espécies (S)	3,48	0,0022**	-	-
Peso da captura (P)	-	-	28027,91	0,0000**
Riqueza de espécies de Margalef (D)	1,57	0,1499	-	-
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	0,62	0,8029	-	-
Equitabilidade de Pielou (J')	1,26	0,2849	-	-
Comprimento padrão (CP)	-	-	848,91	0,0000**

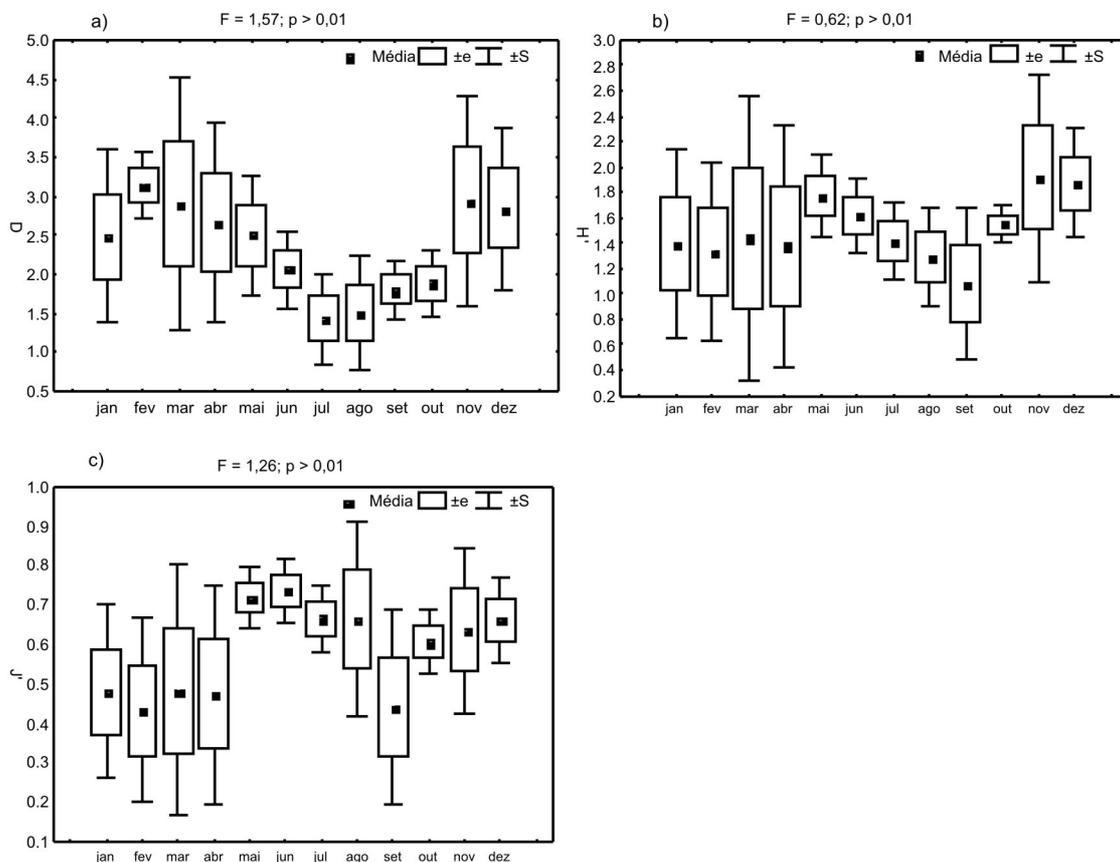


Figura 4 – Médias mensais de riqueza de espécies de Margalef (D) (a), diversidade de espécies de Shannon-Wiener (H') (b) e equitabilidade de Pielou (J') (c) dos peixes coletados no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. (■ média, □ ±e, I ±S). Fonte: Ignácio, 2007.

Considerando o padrão de abundância das espécies selecionadas, no nível de similaridade de 65% foram identificados três grupos de meses: o grupo I, agregando janeiro, fevereiro, março e abril; o grupo II, com os meses de julho, agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro; e o grupo III com os

meses de maio e junho (Fig. 5). O grupo I caracterizou-se pela baixa frequência absoluta das espécies dominantes, principalmente nos meses de janeiro, fevereiro e março, enquanto os grupos II e III tiveram uma maior ocorrência das mesmas (Fig. 5). A baixa frequência absoluta das espécies nos meses de

janeiro, fevereiro e março pode ser explicada em razão de um grande agregado de *H. clupeiola* ter

ocorrido nestes meses.

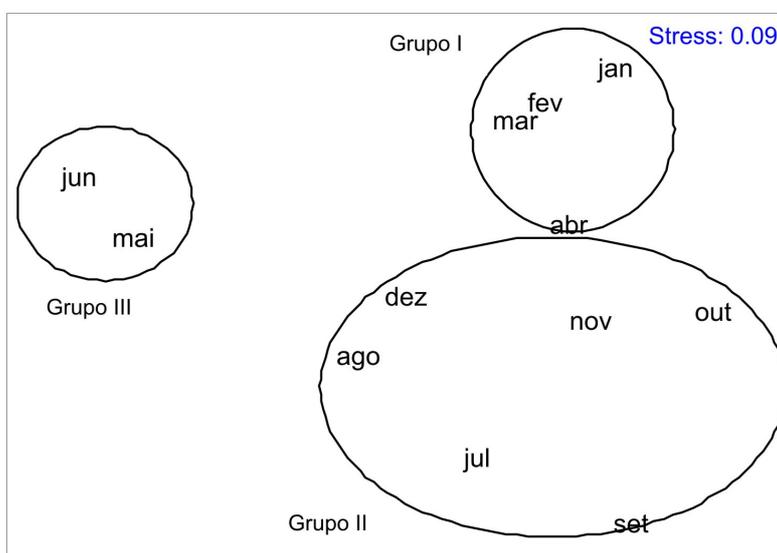
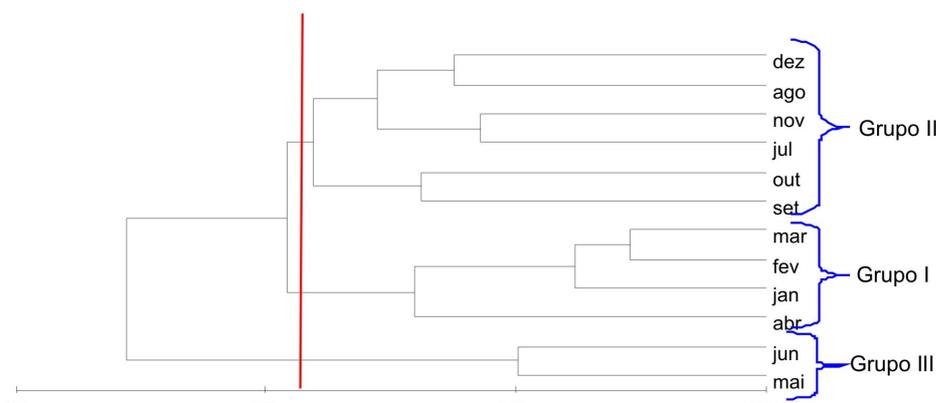


Figura 5 – Dendrograma e Análise de Ordenação pelo Método MDS, baseados nos dados de abundância das espécies selecionadas, amostradas mensalmente no infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. Fonte: Ignácio, 2007.

A análise de similaridade de percentagens (SIMPER) demonstrou uma similaridade média de 68,6% do grupo I, contribuíram mais para isso o padrão de ocorrência de *H. clupeiola*, *B. ronchus* e *S. testudineus*. O grupo II apresentou 41,2% de similaridade média e as espécies que contribuíram foram *H. clupeiola*, *P. corvinaeformis*, *S. greeleyi*, *A. brasiliensis*, *E. argenteus* e *S. testudineus*. O grupo III apresentou 68,0% de similaridade e as espécies que contribuíram para esse padrão foram *S. testudineus*, *D. rhombeus*, *S. greeleyi*, *A. brasiliensis* e *H. clupeiola*

(Tab. 5). A dissimilaridade média entre o grupo I e o grupo II foi de 66,9%, sendo que as espécies *H. clupeiola*, *P. corvinaeformis*, *S. greeleyi*, *S. brasiliensis*, *S. testudineus* e *A. brasiliensis* foram as que mais contribuíram para esse padrão, sendo sempre mais abundantes no grupo II, com exceção de *H. clupeiola*, que foi mais abundante no grupo I. Entre os grupos I e III a dissimilaridade média foi de 86,4% e as espécies que mais contribuíram foram *H. clupeiola*, *S. brasiliensis* e *D. rhombeus*, em razão de *H. clupeiola* ser mais abundante no grupo I e *D.*

rhombeus mais abundante no grupo III. Entre os grupos II e III a dissimilaridade foi de 79,5% e as espécies que mais contribuíram para isto foram *P. corvinaeformis*, *H. clupeola*, *S. greeleyi*, *A. brasiliensis*,

S. testudineus e *E. argenteus*, sempre mais abundantes no grupo II, com exceção de *S. testudineus*, que foi mais abundante no grupo III (Tab. 5).

Tabela 5 - Análise de Similaridade (SIMPER) entre os grupos I (janeiro, fevereiro, março e abril), II (julho, agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro) e III (maio e junho), identificados pela Análise de Cluster.

Grupos	Similaridade Média (%)			Dissimilaridade Média (%)		
	I 68,6%	II 41,2%	III 68,0%	I x II 66,9%	I x III 86,4%	II x III 79,5%
<i>Atherinella brasiliensis</i>	-	11,1	7,3	3,3	-	8,5
<i>Harengula clupeola</i>	86,3	32,8	6,0	56,4	83,2	26,4
<i>Sardinella brasiliensis</i>	-	-	-	4,5	4,6	-
<i>Diapterus rhombeus</i>	-	-	20,5	-	3,2	-
<i>Eucinostomus argenteus</i>	-	7,1	-	-	-	5,8
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	-	18,6	-	20,5	-	31,7
<i>Bairdiella ronchus</i>	2,7	-	-	-	-	-
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	-	16,7	11,3	4,9	-	10,5
<i>Sphoeroides testudineus</i>	2,5	6,3	45,7	3,4	-	7,8

DISCUSSÃO

Durante o período amostrado, poucas espécies dominaram tanto em número quanto em peso: *A. brasiliensis*, *B. ronchus*, *D. rhombeus*, *E. argenteus*, *H. clupeola*, *P. corvinaeformis*, *S. brasiliensis*, *S. greeleyi* e *S. testudineus*. Esta baixa dominância também foi observada em outros estudos na Baía de Paranaguá. Pinheiro (1999) encontrou que dentre as espécies mais abundantes, cinco estavam entre as que mais contribuíram em peso, enquanto Vendel *et al.* (2003), em uma planície, verificou que apenas duas espécies (*H. clupeola* e *A. brasiliensis*) foram responsáveis por 63,4% da captura em número e 62,9% do peso total amostrado.

Quase todas as espécies capturadas neste estudo estiveram presentes nas amostras de planícies entre marés situadas ao longo de um gradiente de salinidade no Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá (Falcão *et al.* 2006), em gamboas (Spach *et al.* 2004a, Oliveira Neto *et al.* 2008), em praias (Godefroid *et al.* 1997, Hackradt *et al.* 2009) e no infralitoral raso do corpo principal da Baía de Paranaguá (Queiroz *et al.* 2006), sendo que a captura da espécie *Diapterus olisthostomus*, significativa no presente estudo principalmente nos meses de janeiro, abril, maio e novembro, nunca foi registrada nos estudos citados anteriormente. Apesar da ocorrência das espécies nestes diferentes ambientes estuarinos,

são observadas diferenças consideráveis em relação à abundância, estrutura em tamanho e estágios de maturação quando considerados os diferentes ambientes de estudo.

O domínio numérico dos Clupeiformes (engraulídeos e clupeídeos) registrado neste trabalho é esperado para as regiões estuarinas subtropicais (Haedrich 1983, Chaves *et al.* 2000), sendo estes peixes caracterizados pelo médio porte e pelo hábito de formar cardumes numerosos e com tendência "r" estrategista, cujos descendentes são favorecidos pelas condições de turbidez e sazonalidade de temperatura. Tal dominância também foi reportada por Louis *et al.* (1995) na Martinica, Antilhas Francesas, em uma referência às áreas tropicais. A dominância numérica de exemplares pertencentes a esta ordem deve-se à captura de grandes agregados de *H. clupeola*, *O. oglinum* e *A. lyolepis* em janeiro e *H. clupeola* em fevereiro e março. Os Clupeiformes exibiram padrões mais claramente distintos, com aumento no número de indivíduos nas amostragens de verão e nas amostragens diurnas evidentes. Frequentemente, peixes que ocupam níveis mais baixos na cadeia trófica são as espécies dominantes em número de indivíduos (Blaber *et al.* 1984, Ross *et al.* 1987, Barreiros *et al.* 2005) e são mais diretamente favorecidas pelo incremento na produção primária que ocorre nas estações mais quentes do ano (Spach *et al.* 2004a).

A família Atherinopsidae foi representada por uma das espécies dominantes neste trabalho (*Atherinella brasiliensis*), o que também foi registrado em outros estudos desenvolvidos em áreas rasas do sul do Brasil (Garcia & Vieira 1997, Ramos & Vieira 2001), no Complexo Estuarino Baía de Paranaguá (Santos *et al.* 2002, Vendel *et al.* 2002, Oliveira Neto *et al.* 2004, Spach *et al.* 2004b) e na Flórida (Ley *et al.* 1999). A espécie *A. brasiliensis* foi capturada em todos os meses e apresentou um padrão irregular, semelhante às observações de Spach *et al.* (2003, 2004b), e um aumento na abundância é encontrado na primavera, enquanto Oliveira Neto *et al.* (2004) encontraram esse aumento no verão e outono.

A espécie mais comum de Sciaenidae e uma das mais comuns no conjunto das coletas, *B. ronchus*, mostrou tendência para maior captura na primavera e verão, mesmo padrão observado em áreas de manguezais da Baía de Guaratuba (Chaves 1995). As espécies da família Tetraodontidae foram muito comuns nas coletas, ocorrendo em todos os meses. A abundância de *S. greeleyi* foi maior que *S. testudineus* e ambos apresentaram alta biomassa, o que já foi observado na região (Vendel *et al.* 2002, Santos *et al.* 2002, Spach *et al.* 2003, Spach *et al.* 2004a).

Foi registrada maior ocorrência de espécies de peixes com baixa importância econômica, sendo que quase um terço das espécies coletadas apresentaram alto valor econômico e 40% da dominância numérica é exercida por espécies economicamente importantes (*A. parva*, *A. tricolor*, *C. parallelus*, *C. undecimalis*). Assim, além da importância ecológica, a área estudada é utilizada por espécies presentes nas capturas da pesca regional.

No presente trabalho, as espécies capturadas nas áreas rasas foram representadas em sua maioria por exemplares jovens, o que foi constatado também em outros estudos no litoral paranaense (Godefroid *et al.* 1997, Santos *et al.* 2002, Godefroid *et al.* 2004, Spach *et al.* 2004a) e por Pessanha *et al.* (2000) na baía de Sepetiba, RJ. Neste trabalho o predomínio de juvenis ocorreu em todas as amostras, mas em maior quantidade nos meses de janeiro, fevereiro e novembro. Esta maior quantidade de juvenis no verão sugere uma possível relação entre a abundância de peixes nessa época e a disponibilidade de alimentos

na área (Connolly *et al.* 1997, Desmond *et al.* 2000), relação que parece existir no Complexo Estuarino de Paranaguá, uma vez que a biomassa fitoplanctônica é maior na região neste período (Brandini & Thamm 1994), permitindo melhores condições alimentares para os peixes que utilizam os diferentes ambientes do estuário como criadouros (Spach *et al.* 2004b).

Observou-se uma tendência de aumento da abundância, em número e peso, nos períodos mais quentes do ano (Santos *et al.* 2002, Godefroid *et al.* 2003, Vendel *et al.* 2003, Godefroid *et al.* 2004, Spach *et al.* 2004a, Spach *et al.* 2004b, Félix *et al.* 2006, Otero *et al.* 2006, Spach *et al.* 2007), e coincidem com a estação de chuvas e abundância de alimentos. O elevado número de exemplares na captura de algumas poucas espécies resultou na redução da uniformidade, fator determinante na análise da diversidade. A baixa homogeneidade na distribuição das espécies resultou em uma baixa equitabilidade. Este fato pode ser explicado pela discrepância no número de exemplares das espécies, sendo poucas com grande número de indivíduos e muitas espécies com baixa captura. A presença de poucas espécies com elevada captura é característica de ambientes estuarinos e leva a uma distribuição pouco uniforme dos indivíduos da comunidade (Félix *et al.* 2006, Otero *et al.* 2006, Spach *et al.* 2007).

A estabilidade temporal em comunidade de peixes tropicais não é comumente observada (Baelde 1990, Louis *et al.* 1995). Na maioria dos casos os maiores valores de riqueza e diversidade acontecem nas estações mais quentes do ano, entre a primavera-outono (Tzeng & Wang 1992, Louis *et al.* 1995), o que foi verificado no presente trabalho e em outros realizados na costa brasileira (Fagundes Netto & Gaelzer 1991, Pereira 1994, Rocha & Rossi-Wongtschowski 1998).

O índice de riqueza de espécies de Margalef (D) mostrou uma tendência de aumento entre os meses de primavera e verão com um pico no mês de novembro. Isso se assemelhou com o encontrado em outros estudos na baía de Paranaguá, nos quais as maiores médias estiveram presentes nos meses de janeiro e abril, e as menores nos meses de inverno (Santos *et al.* 2002, Vendel *et al.* 2003, Spach *et al.* 2004a, Godefroid *et al.* 2004). Os maiores índices de diversidade foram observados de maio a agosto,

enquanto em outros trabalhos feitos no litoral do Paraná os maiores índices ocorreram no período de dezembro a abril (Santos *et al.* 2002, Spach *et al.*

2004a, Godefroid *et al.* 2004). No Hemisfério Norte, Lin & Shao (1999) detectaram as maiores diferenças na primavera e verão.

REFERÊNCIAS

- BAELDE, P. 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadalupe, French West Indies, and their ecological significance. *Mar. Biol.*, 105: 163-173.
- BARREIROS, J.P.; FIGNA, V.; HOSTIN-SILVA, M.; SANTOS, R.S. 2005. Diel Seasonality of a Shallow-Water Fish Assemblage in a Sandy Beach at Canto Grande, Santa Catarina, Brazil. *J. Coast. Res.*, 42: 343-347.
- BLABER, S. J. M., HAY, D. G., CYRUS, D. P. & MARTÍN, T. J. 1984. The ecology of two degraded estuaries on the north coast of Natal, South Africa. *S. Afr. J. Zool.*, 19: 224-240.
- BOEHLERT, G.W. & MUNDY, B.C. 1988. Roles of behavioral and physical factors in larval and juvenile fish recruitment to estuarine nursery areas. *Am. Fish. Soc. Symp.*, 3: 51-67.
- BRANDINI, F.P. & THAMM, C.A.C. 1994. Variações diárias e sazonais do fitoplâncton e parâmetros ambientais na Baía de Paranaguá. *Nerítica*, 8(1-2): 55-72.
- CHAVES, P.T.C. 1995. Atividade reprodutiva de *Bairdiella ronchus* (Cuvier)(Pisces, Sciaenidae) na baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 12(4): 759-766.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.W. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. [S.l.]: Plymouth Marine Laboratory. 859p.
- CONNOLLY, R.M.; DALTON, A. & BASS, D.A. 1997. Fish use a inundated salt marsh flat in a temperate Australian estuary. *Aust. J. Ecol.*, 22: 222- 226.
- CONOVER, W.J. 1990. Practical nonparametric statistics. New Jersey: John Wiley & Sons. 584p.
- COSTA, M.J.; COSTA, J.L.; ALMEIDA, P.R. de & ASSIS, C.A. 1994. Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferencial nurseries and spawning grounds for fish? An example of the Mira estuary in Portugal. *Ecol. Eng.*, 3: 187-195.
- DESMOND, J.S.; ZEDLER, J.B. & WILLIAMS, G.D. 2000. Fish use of tidal creek habitats in two southern California salt marshes. *Ecol. Eng.*, 14: 233- 252.
- FAGUNDES NETTO, E.B. & GAELZER, L.F. 1991. Associações de peixes bentônicos e demersais na região do Cabo Frio, RJ, Brasil. *Nerítica*, 6(1-2): 139-156.
- FALCÃO, M.G.; SARPÉDONTI, V.; SPACH, H.L.; OTERO, M.E.B.; QUEIROZ, G.M.L.N.; SANTOS, C. 2006. A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 8(2): 125-138.
- FARACO, L.F.D. & LANA, P.C. 2003. Response of polychaetes to oil spills in natural and defaunated subtropical mangrove sediments from Paranaguá bay (SE Brazil). *Hydrobiologia*, 496 (1-3): 321-328.
- FÉLIX, F.C.; SPACH, H.L.; HACKRADT, C.W.; MORO, P.S. & ROCHA, D.C. 2006. Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá. *Rev. Bras. Zool.*, 8(1): 35-47.
- GARCIA, A. M. & VIEIRA, J. P. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia* marítima L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica*, 19: 161-181.
- GODEFROID, R.S.; HOFSTAETTER, M. & SPACH, H.L. 1997. Structure of fish assemblage in the surf one of the beach at Pontal do Sul, Paraná. *Nerítica*, 11: 77-93.
- GODEFROID, R.S.; SPACH, H.L.; SCHWARZ JR., R. & QUEIROZ, G.M.L.N. 2003. A fauna de peixes da praia do balneário Atami, Paraná, Brasil. *Atlântica*, 25(2): 147-161.
- GODEFROID, R. S.; SPACH, H. L.; de QUEIROZ, G. M. L. N. & SCHWARZ JR., R. 2004. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia (Zool.)*, 94(1): 95-104.
- HACKRADT, C.W.; PICHLER, H.A.; FÉLIX, F.C.; SCHWARZ JR., R.; SANTOS, L.O.; SPACH, H.L. 2009. A estrutura da comunidade de peixes em praias de baixa energia do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 11: 231-242.
- HAEDRISH, R.L. 1983. Estuarine fishes. In: KETCHUM, B.H. (Ed.) *Ecosystems of the World – Estuaries and Enclosed Areas*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V., p. 183-207.
- IGNÁCIO, G.M. 2006. Mapa: Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR, Brasil.
- JOHNSON, R.A. & WICHERN, D.W. 1992. Applied multivariate statistical analysis. New Jersey: Prentice Hall.
- KENNISH, M.J. 1986. Ecology of estuaries. V. 1, Boston: CRC. Press. 253 p.
- LEY, J.A.; McIVOR, C.C. & MONTAGUE, C.L. 1999. Fishes in mangrove prop-root habitats of northeastern Florida Bay: distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 48: 701-723.
- LIN, H.J. & SHAO, K.T. 1999. Seasonal and diel changes in a subtropical mangrove fish assemblage. *Bull. Mar. Sci.*, 65: 775-794.
- LONGHURST, A.R. & PAULY, D. 1987. Ecology of tropical oceans. London: Academic Press, INC. 407 p.
- LOUIS, M.; BOUCHON, C. & BOUCHON-NAVARO, Y. 1995. Spatial and temporal variations of mangrove fish assemblage in Martinique (French West Indies). *Hydrobiologia*, 295: 275-284.
- OLIVEIRA NETO, J.F.; SPACH, H.L.; SCHWARZ JR., R.; PICHLER, H.A. 2008. Diel variation in fish assemblages in tidal creeks in southern Brazil. *Brazilian Journal Biology*, 68(1): 37-43.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., DE QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JR., R. 2004. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biol. Leopoldensia*, 26(1): 125-138.
- OTERO, M.E.B.; SPACH, H.L.; PICHLER, H.A.; QUEIROZ, G.M.L.N.; SANTOS, C. & SILVA, A.L.C. 2006. O uso de atributos das assembléias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos das baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Biol. Paranaense*, 35(1-2): 69-82.
- PEREIRA, L.E. 1994. Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na Barra do Estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica*, 16: 5-21.

- PESSANHA, A.L.M.; ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C. & GOMES, I.D. 2000. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Zool.*, 17(1): 251-261.
- POTTER, I.C.; CLARIDGE, P.N. & WARWICK, R.M. 1986. Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 32: 217-226.
- POWER, M.; ATTRILL, M.J. & THOMAS, R.M. 2000. Temporal abundance patterns and growth of juvenile herring and sprat from the Thames estuary 1977-1992. *J. Fish Biol.*, 56: 1408-1426.
- QUEIROZ, G. Mc. N.; SPACH, H. L.; SOBOLEWSKI, M.; SANTOS, L. O. & SCHWARZ Jr., R. 2006. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Biociências*, 14(2): 112-124.
- RAMOS, L. A. & VIEIRA, J. P. 2001. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. *Bol. Inst. Pesca São Paulo*, 27(1): 109-121.
- ROCHA, G.R.A. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 1998. Demersal fish community on the inner shelf of Ubatuba, southeastern Brasil. *Rev. Bras. Oceanogr.*, 46(2): 93-109.
- ROMESBURG, H.C. 1984. Cluster analysis for researches. [S.L.]: Lifetime Learning Publications.
- ROSS, S.T., MCMICHAEL, R.H. & RUPLE, D.L.. 1987. Seasonal and diel variation in the standing crop of fishes and macroinvertebrates from a Gulf of Mexico surf zone. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 25: 391-412.
- 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. *Bol. Inst. Pesca São Paulo*, 28 (1): 49-60.
- SCHOSSMAN, P.A. & CHITTENDEN, M.E. 1981. Reproduction, movements, and population dynamics of the sand seatrout *Cynoscion arenarius*. *Fish. Bull.*, 79: 649-669.
- SHERIDAN, P.F. 1992. Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rockery Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 50(1): 21-39.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W. H. Freeman and Co. 3rd. ed. San Francisco. 887p.
- SPACH, H.L.; SANTOS, C. & GODEFROID, R.S. 2003. Padrões temporais na assembléia de peixes na gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 20(4): 591-600.
- SPACH, H.L.; SANTOS, C.; GODEFROID, R.S.; NARDI, M. & CUNHA, F. 2004a. A study of the fish community structure in a tidal creek. *Braz. J. Biol.*, 64(2): 337-351.
- SPACH, H.L.; GODEFROID, R.S.; SANTOS, C.; SCHWARZ JR, R. & QUEIROZ, G.M.L. 2004b. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. *Braz. J. Oceanogr.*, 52(1): 47-58.
- SPACH, H.L.; SANTOS, C.; PICHLER, H.A.; IGNÁCIO, J.M.; STOIEV, S.B. & BERNARDO, C. 2007. Padrões estruturais da assembléia de peixes em duas áreas do Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Bioikos (Campinas)*, 21(2): 57-67.
- TZENG, W.N. & WANG, Y.T. 1992. Structure, composition and seasonal dynamics of the larval and juvenile fish community in the mangrove estuary of Tanshui River, Taiwan. *Mar. Biol.*, 113: 481-490.
- VAZZOLER, A.E.A. de M. 1996. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EDUEM, 196 p.
- VENDEL, A.L.; SPACH, H.L.; LOPES, S.G. & SANTOS, S. 2002. Structure and dynamics of fish assemblages in a tidal creek environment. *Braz. Arch. Biol. Techn.*, 45(3): 365-373.
- VENDEL, A.L.; LOPES, S.G.; SANTOS, C. & SPACH, H.L. 2003. Fish assemblages in a tidal flat. *Braz. Arch. Biol. Techn.*, 46(2): 233-242.
- WEINSTEIN, M.P.; WEISS, S.L. & WALTERS, M.F. 1980. Multiple determinants of community structure in shallow marsh habitats. Cape Fear River estuary, North Carolina. *Mar. Biol.*, 58: 227-243.

Recebido – 12/05/2008

Aceito: 09/06/2010