

ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DENTRO E FORA DE UMA PRADARIA DE *Ruppia maritima* L., NO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS PATOS (RS-BRASIL).

ABUNDANCE AND DIVERSITY OF FISH ASSEMBLAGES INSIDE AND OUTSIDE A BED OF *Ruppia maritima* L., IN THE PATOS LAGOON ESTUARY (RS-BRAZIL).

ALEXANDRE M. GARCIA*

Fundação Universidade do Rio Grande - Deptº de Oceanografia
Caixa Postal 474, CEP 96201-900, Rio Grande - RS - Brasil.
E-mail: PGOBAMG@SUPER.FURG.BR

JOÃO P. VIEIRA

Fundação Universidade do Rio Grande - Deptº de Oceanografia
Caixa Postal 474, CEP 96201-900, Rio Grande - RS - Brasil.
E-mail: JPVBELAP@SUPER.FURG.BR

*Bolsista IC - CNPq.

TÍTULO ABREVIADO: PEIXES DA PRADARIA DE *Ruppia maritima*

Palavras-chave: Lagoa dos Patos (RS- Brasil); enseada rasa; criadouro; *Ruppia maritima*; juvenis de peixes

Key-words: Patos Lagoon; Brazil; nursery, *Ruppia maritima*, juvenile fish

1 - INTRODUÇÃO

Desde o trabalho pioneiro de Petersen (1918), muitos estudos mostram uma maior abundância e riqueza de espécies de invertebrados bentônicos e peixes no interior de fundos vegetados por fanerógamas submersas (Pollard 1984). Estes resultados são bastante evidentes para os invertebrados bentônicos (Lewis 1984, Garcia et al. 1996), porém ainda permanecem ambíguos para os peixes, pois, embora vários estudos indicam uma maior abundância e riqueza da assembléia de peixes no interior das pradarias (Orth & Heck 1980, Heck et al. 1995), outros

mostram um padrão inverso (Hanekom & Baird 1984, Olney & Boehlert 1988, Heck et al. 1989). De qualquer forma, o paradigma estabelece que as pradarias de fanerógamas submersas são uma importante área de "berçário" para os juvenis de peixes. Segundo Edgar & Shaw (1995), o modo mais útil de testar esta hipótese é através da comparação da abundância e riqueza da assembléia de juvenis de peixes (considerando particularmente os de importância comercial) entre pradarias de fanerógamas e planos adjacentes sem vegetação.

No estuário da Lagoa dos Patos, os fundos vegetados por macrófitas ocorrem nas enseadas rasas protegidas, onde a baixa hidrodinâmica propicia a formação de extensas pradarias monoespecíficas de *Ruppia maritima* L. (Cafruni 1983). Estas pradarias podem apresentar ciclos de crescimento perenes ou anuais com a maior abundância nos meses de verão, sendo que a biomassa num determinado local pode variar interanualmente (Cafruni 1983, Mazo 1994). Apesar dos importantes estudos de autoecologia (Cafruni et al. 1978, Cafruni 1983, Koch & Seeliger 1988, Costa & Seeliger 1989), modelagem ecológica (Silva 1995) e fauna acompanhante (Asmus 1984) realizados nas pradarias de *R. maritima*, os trabalhos comparativos dentro e fora da vegetação são restritos. Garcia et al. (1996), por exemplo, demonstram que a pradaria de *R. maritima* é um hábitat preferencial para os crustáceos decápodos, quando comparada a um plano adjacente sem vegetação, particularmente para espécies de importância comercial como o camarão-rosa *Penaeus paulensis* e o siri *Callinectes sapidus*.

Considerando a grande importância destes habitats e a escassez de informações que permitam caracterizar o papel de "berçário" que estes exercem sobre os juvenis de peixes do estuário da Lagoa dos Patos, este trabalho tem por objetivo comparar a assembléia de juvenis de peixes no interior de uma pradaria de *R. maritima* e numa área próxima sem vegetação, através do estudo da composição, abundância relativa, tamanho e diversidade de espécies.

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Plano amostral

A área de estudo foi localizada entre a Ilha das Pombas e a Ilha da Pólvora na enseada rasa protegida, denominada Saco do Arraial (Figura 1), onde nos meses de verão e início de outono geralmente ocorrem densas pradarias de *R. maritima*, conjuntamente com áreas adjacentes sem vegetação (Mazo 1994). Coletas quinzenais foram realizadas em dois locais: numa pradaria vegetada por *R. maritima* (**CV**) e numa área adjacente sem vegetação (**SV**), no período diurno (**D**), aproximadamente às 15:00 hs, e noturno (**N**), cerca de duas horas após o entardecer. No total foram realizadas sete saídas de campo, de dezembro de 1994 a março de 1995, acompanhando todo o desenvolvimento da pradaria. As amostras foram obtidas com arrastos de 50 m de *beam trawl*, com boca de 1 x 0,5 m, malha de 13 mm no corpo e 3 mm no saco da rede, seguindo o *design* aperfeiçoado e sugerido por Macneill & Bell (1992) (Figura 2a). Um total de quatro réplicas aleatórias foram realizadas em cada local (**CV** e **SV**) e horário (**D** e **N**), evitando-se a sobreposição das áreas arrastadas, minimizando o efeito do barulho e turbulência do motor da embarcação (Figura 2b).

No total foram realizadas 144 amostras, 36 em cada local e horário.

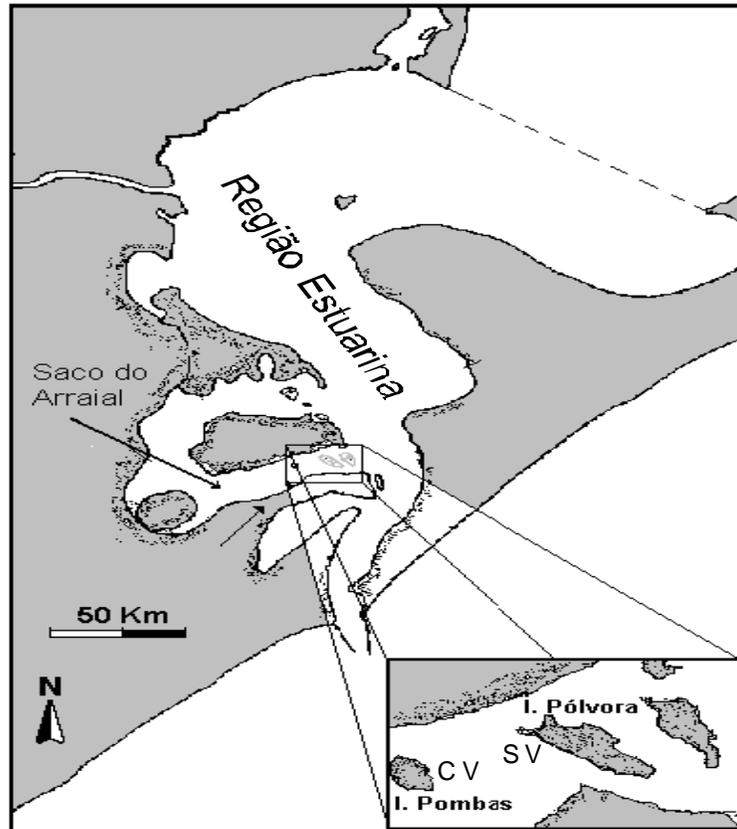


FIGURA 1 - Região estuarina da Lagoa dos Patos (RS-Brasil), mostrando no detalhe a localização da área com vegetação (CV) e a área sem vegetação (SV), entre a Ilha das Pombas e Ilha da Pólvora, ambas situadas na enseada rasa denominada de Saco do Arraial.

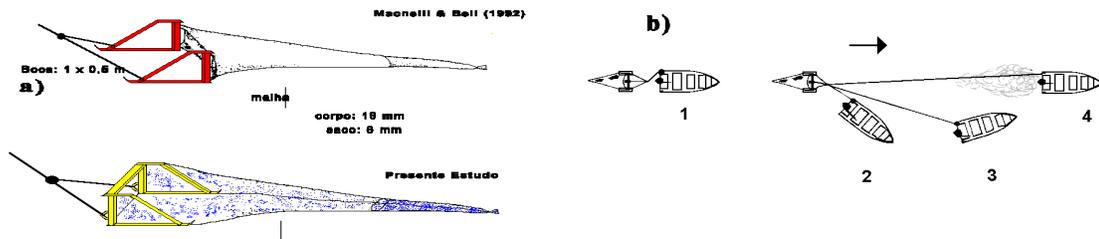


FIGURA 2 - a) dimensões do beam trawl proposto por Macneill & Bell (1992) e o utilizado no presente estudo b) metodologia empregada no arrasto: 1-3 (posicionamento da embarcação), 4 (acionamento do motor e tração).

Com o objetivo de capturar indivíduos de maior tamanho e mobilidade e que poderiam atuar potencialmente como predadores piscívoros, foram realizadas amostras com tarrafa (110 cm de raio e malha de 20 mm), sendo 3 réplicas em cada estação de coleta, e em ambos os horários. Cada amostra de tarrafa foi o resultado de 3 arremessos positivos (com captura), ou de até 5 arremessos, podendo ser 2 ou mais negativos (sem captura). A esta matriz de captura foram acrescentados dados obtidos com tarrafa no verão anterior (1993/1994), seguindo o mesmo plano amostral e acompanhando o desenvolvimento de uma pradaria de *R. maritima*, situada no mesmo local do presente trabalho. O *status* de predador potencialmente piscívoro (considerado aqui como aquelas espécies que teriam peixes como um item importante na sua dieta), foi avaliado com base no tamanho dos exemplares capturados e nas informações disponíveis sobre a dieta alimentar das espécies (Araújo 1983, Betito 1984, Buckup 1984, Reis 1986, Bemvenuti 1990, Ahrenholz 1991, Lazzaro 1991, Vieira 1991b, Gonçalves 1993, Teixeira & Vieira 1996).

Em cada estação de coleta foram registradas a temperatura, a salinidade, a profundidade e a transparência da água. O material biológico obtido foi acondicionado e fixado em formol diluído a 10% com água do ambiente. Os organismos foram identificados em nível de espécie, enquanto o comprimento total - CT (mm) de cada indivíduo e o número total de indivíduos por espécie foram obtidos em cada amostra.

2.2 - Análise estatística

Os dados obtidos com tarrafa foram utilizados apenas para avaliar a presença dos indivíduos de maior tamanho e mobilidade que, normalmente, não são capturados com o *beam trawl* e, portanto, não foram utilizados na análise comparativa de abundância e diversidade. Os peixes capturados com *beam trawl*, e considerados dominantes (Frequência

de Ocorrência > 20% e Percentual Numérico > 10%), tiveram sua abundância individual comparada estatisticamente pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Zar 1984), considerando dois efeitos: local (CV e SV) e horário (D e N), e adotando um nível de significância de 0,05.

O comprimento médio (CT) de cada espécie, conjuntamente com o limite de confiança de 95%, foram calculados para os indivíduos capturados em cada local e horário. O padrão de abundância por classe de tamanho para cada espécie foi avaliado graficamente, plotando-se a CPUE (Captura por Unidade de Esforço - Indivíduos/arrasto) por classes de comprimento de 5 mm (Vieira 1991a).

A diversidade foi analisada separadamente em seus dois componentes: a riqueza de espécies através da Técnica de Rarefação (**E[S]**) (Sanders 1968, Hurlbert 1971) e a equitatividade através das Curvas de Lorenz e do Índice de Equitatividade Ajustada (**EA^{x%}**) (Taillie 1979, Vieira 1996). Os resultados obtidos (**E[S]** e **EA^{x%}**) foram dispostos graficamente, em conjunto com o número total de indivíduos coletados, o número total de espécies capturadas e a abundância percentual das duas espécies mais abundantes em cada local e horário. Desse modo, foi possível interpretar com mais objetividade e clareza o conceito de diversidade, e ao mesmo tempo, avaliar a interação de seus componentes (Vieira 1996).

A Técnica de Rarefação foi aplicada às combinações de local e horário. No gráfico resultante cada curva representa o "número esperado de espécies-E[S]" em função de um número hipotético de indivíduos coletados. Este número hipotético deve ser menor que a abundância total de indivíduos da menor amostra, subtraída a abundância da espécie dominante nesta mesma amostra. Complementando a técnica gráfica, foi calculado o intervalo de confiança de 95% para a média do número esperado de espécies (Krebs 1989,

A Curva de Lorenz também foi aplicada às combinações de local e horário. No gráfico resultante, a abundância percentual acumulada (eixo da ordenada) foi plotada contra o número percentual de espécies (eixo da abscissa). As curvas mais equitativas são aquelas mais próximas à diagonal formada pelos eixos xy do gráfico. Associado a técnica foi calculado o índice $EA^{x\%} = 1/(D^{x\%})$, onde $D^{x\%}$ corresponde à soma das contribuições percentuais de "x%" das espécies mais abundantes nas assembléias. Segundo Vieira (1996), o valor de "x" é igual ao número de espécies da assembléia de menor riqueza, expresso em percentagem. Portanto, neste trabalho "x" é igual a 10%, já que a assembléia de menor riqueza (SV-D) possui 10 espécies.

3 - RESULTADOS

3.1 - Parâmetros físicos

A profundidade foi inferior a 1 m ao longo de todo o período amostral, enquanto a transparência da água foi, em algumas ocasiões, maior no interior da pradaria (CV) porém, na média do período não houveram diferenças significativas ($t=0,80$; $p>0,05$). A temperatura da água apresentou menor flutuação no período noturno, enquanto não houveram diferenças nos locais de coleta (CV e SV). A salinidade mostrou a maior amplitude de variação, apresentando valores entre 5 e 33, e também não apresentou diferenças entre os locais de coleta (CV e SV) (Figura 3).

(FIGURA 3)

3.2 - Composição de espécies e abundância

As coletas realizadas com tarrafa (verão de 1993/94 e 1994/95) capturaram 294

indivíduos, distribuídos em 12 espécies (Tabela 1). Dentre as espécies capturadas, apenas *Micropogonias furnieri*, *Netuma barba* e *Genidens genidens* podem ser consideradas potencialmente piscívoras, porém estas espécies ocorreram em tamanhos pequenos, como juvenis ou sub-adultos.

TABELA 1 - Abundância dos peixes capturados com tarrafa (Saco do Arraial). CPUE = Captura por Unidade de Esforço, CT: Comprimento total (mm), MIN-MAX: Comprimento total mínimo e máximo (mm), SV (Sem Vegetação), CV (Com Vegetação), * peixes potencialmente piscívoros.

ESPÉCIE	CT(mm) MIN- MAX	CPUE			
		VERÃO 1993/94		VERÃO 1994/95	
		SV	CV	SV	CV
<i>Mugil platanus</i> (tainha)	15-343		1,6	0,02	
<i>Netuma barba</i> (bagre) *	81-221	1,0		0,5	
<i>Odonthestes argentinensis</i> (peixe-rei)	108-170	0,03	1,3		
<i>Micropogonias furnieri</i> (corvina) *	24-150	0,7	0,1	0,2	0,05
<i>Atherinela brasiliensis</i> (peixe-rei)	105-195	0,03	0,6	0,05	0,2
<i>Genidens genidens</i> (bagre) *	102-215	0,7	0,06		
<i>Jenynsia lineata</i> (barrigudinho)	53-85		0,2		
<i>Parapimelodus nigribarbis</i> (mandi)	75-142	0,03		0,11	
<i>Syngnathus folletti</i> (peixe-cachimbo)	74-111		0,03	0,07	0,03
<i>Brevoortia pectinata</i> (sardinha)	73-78	0,06			
<i>Lycengraulis grossidens</i> (manjuba)	98-137			0,05	
<i>Geophagus brasiliensis</i> (cará)	57-95		0,03		

Os arrastos com *beam trawl* coletaram um total de 1.374 indivíduos distribuídos em 22 espécies (Tabela 2), sendo que 10 foram consideradas dominantes, segundo os critérios apresentados na metodologia: *Syngnathus folletti*, *Micropogonias furnieri*,

Gobionellus schufeldti, *Jenynsia lineata*, *Lycengraulis grossidens*, *Mugil platanus*,

Platanichthys platana, *Netuma barba*, *Geophagus brasiliensis* e *Atherinella*

(*Xenomelaniris*) *brasiliensis*. Este último gênero foi recentemente modificado por Chernoff

(1986).

(TABELA 2)

TABELA 2 - Número de indivíduos (N), Frequência de Ocorrência em percentual (FO%) e Percentual Numérico (PE%) das espécies capturadas com beam trawl em cada local (SV-Sem Vegetação e CV-Com Vegetação) e horário (D-Dia e N-noite).

ESPÉCIES	SV-D			CV-D			SV-N			CV-N			N
	N	FO%	PE%	N	FO%	PE%	FO%	N	FO%	PE%	N		
<i>Syngnathus folletti</i>	8	30,	3,0	109	88,	31,	29	32,	6,2	156	85,	36,	
<i>Micropogonias furnieri</i>	78	52,	290	40	50,	11,	127	72,	39,	57	55,	13,	
<i>Jenynsia lineata</i>				67	38,	19,	11	12,	2,4	111	51,	26,	
<i>Lycengraulis grossidens</i>	125	78,	45,	10	15,	2,9	7	20,	2,1	4	14,	1,0	
<i>Netuma barba</i>	21	39,	78,	2	3,8	0,6	80	44,	27,				
<i>Gobionellus schufeldti</i>	10	30,	37	10	26,	2,9	55	80,	15,	20	29,	4,7	
<i>Mugil platanus</i>				37	34,	10,				27	37,	6,4	
<i>Atherinella brasiliensis</i>				45	7,7	13,	1	4,0	0,3	2	7,4	0,5	
<i>Platanichthys platana</i>	10	30,	37	17	19,	4,1	5	12,	1,7	9	25,	1,9	
<i>Geophagus brasiliensis</i>				10	19,	2,9				28	37,	6,6	
<i>Brevoortia pectinata</i>	7	13,	26							2	3,7	0,5	
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	6	8,7	22				3	8,0	1,0				
<i>Mugil curema</i>										6	3,7	1,4	
<i>Paralichthys orbignyana</i>	3	13,	11	1	3,8	0,3	1	4,0	0,3				
<i>Achirus garmani</i>							3	12,	1,0	1	3,7	0,2	
<i>Genidens genidens</i>							4	12,	1,4				
<i>Odontheistes argentinus</i>	3	4,3	11										
<i>Pimelodus maculatus</i>							2	4,0	0,7				
<i>Hyphessobrycon</i>				1	3,8	0,3							

<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>				1	3,7	0,2
<i>Ophichthus gomesii</i>				1	3,7	0,2
<i>Phalloceros</i>		1	3,8	0,3		
TOTAL	271	350		328	425	

Comparando a abundância de cada espécie dominante dentro e fora da pradaria (fator Local), e no período noturno e diurno (fator Hora), podemos observar que quando presentes, as diferenças significativas ocorreram apenas em função do local (CV e SV). Ou seja, nenhuma das espécies apresentou diferenças significativas na abundância quanto ao horário (D e N), e do mesmo modo, não ocorreram interações entre o fator Local e Hora (Tabela 3; Figura 4). A abundância de *L. grossidens* no local sem vegetação (SV) foi maior de dia do que a noite, porém, este padrão não se repetiu no local com vegetação (CV), e desse modo, a espécie não apresentou diferenças significativas no fator Hora (Tabela 3; Figura 4).

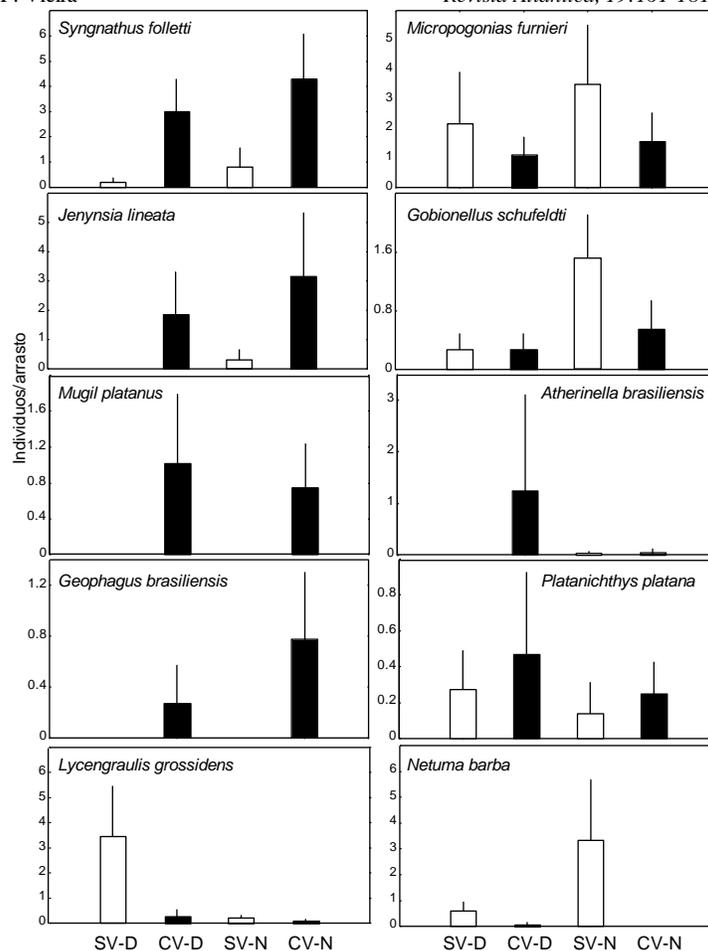


FIGURA 4 - Número médio de indivíduos/arrasto e intervalo de confiança de 95% para os peixes dominantes considerando local (SV=Sem Vegetação e CV=Com Vegetação) e horário (D = Dia e N= Noite).

TABELA 3 - Teste de Kruskal-Wallis aplicada a abundância numérica dos peixes dominantes, considerando os fatores Local (Sem Vegetação e Com Vegetação) e Hora (Dia e Noite). *gl*: grau de liberdade, *H*= valor crítico, n.s.= não significante ($p>0,05$), *=significante ($p<0,05$)

	Efeito	<i>gl</i>	<i>H</i>	<i>p</i>
<i>Syngnathus folletti</i>	Hora	1	0,16	n.s.
	Local	1	7,92	*
	H x L	1	0,14	n.s.
<i>Micropogonias furnieri</i>	Hora	1	0,93	n.s.
	Local	1	0,01	n.s.
	H x L	1	0,50	n.s.
<i>Gobionellus schufeldti</i>	Hora	1	3,57	n.s.
	Local	1	0,35	n.s.
	H x L	1	2,21	n.s.

<i>Jenynsia lineata</i>	Hora	1	1,40	n.s.
	Local	1	6,67	*
	H x L	1	0,07	n.s.
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Hora	1	2,13	n.s.
	Local	1	5,05	*
	H x L	1	1,73	n.s.
<i>Mugil platanus</i>	Hora	1	0,12	n.s.
	Local	1	5,80	*
	H x L	1	0,12	n.s.
<i>Platanichthys platana</i>	Hora	1	0,02	n.s.
	Local	1	0,02	n.s.
	H x L	1	0,18	n.s.
<i>Netuma barba</i>	Hora	1	0,07	n.s.
	Local	1	4,60	*
	H x L	1	1,18	n.s.
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Hora	1	0,92	n.s.
	Local	1	7,24	*
	H x L	1	0,92	n.s.
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Hora	1	0,89	n.s.
	Local	1	1,20	n.s.
	H x L	1	0,01	n.s.

As diferenças na abundância dentro e fora da pradaria de *R. maritima* variaram conforme a espécie. Dentro da pradaria foram abundantes *S. folletti*, *J. lineata*, *M. platanus* e *G. brasiliensis*, enquanto fora da pradaria as mais abundantes foram *L. grossidens* e *N. barba*. Já as espécies *M. furnieri*, *G. schufeldti*, *A. brasiliensis* e *P. platana* ocorreram em abundância semelhante tanto no interior quanto fora da pradaria de *R. maritima* (Figura 4). A abundância de *A. brasiliensis* dentro da pradaria durante o dia (CV-D) foi muita variável e concentrada em poucas amostras (FO%=7,7 - Tabela 2), não permitindo diferenças significativas com as médias dos outros locais (Tabela 3; Figura 4).

3.3 - Tamanho

A distribuição geral da CPUE por classe de tamanho foi bimodal, com as principais abundâncias nas classes 15-20 mm e 75-95 mm (Figura 5). A primeira moda (15-20 mm) foi constituída pelos juvenis de diferentes espécies, e que se

distribuíram em função do local: em **SV** foi representada principalmente por *L. grossidens*, *M. furnieri*, *P. platana* e *G. schufeldti* e em **CV** por *J. lineata*, *A. brasiliensis*, *M. platanus*, *M. furnieri* e *G. brasiliensis*. Já a segunda moda (75-95 mm) foi representada por *N. barba* (95 mm), fora da pradaria, e por *S. folletti* (75 mm) , dentro da pradaria (Figura 5).

Todos os peixes dominantes ocorreram como juvenis ou sub-adultos, com exceção de *S. folletti*, que apresentou uma ampla faixa de tamanho (Figura 5), compreendendo desde juvenis até fêmeas ovadas e machos com ovos incubados . Em geral, diferenças no CT médio das espécies, entre horário e local, não foram evidentes. De qualquer modo, as espécies *G. schufeldti*, *J. lineata* e *S. folletti* mostraram tamanhos maiores, em média, dentro da vegetação (CV), enquanto *L. grossidens* apresentou um CT médio maior à noite (Tabela 4).

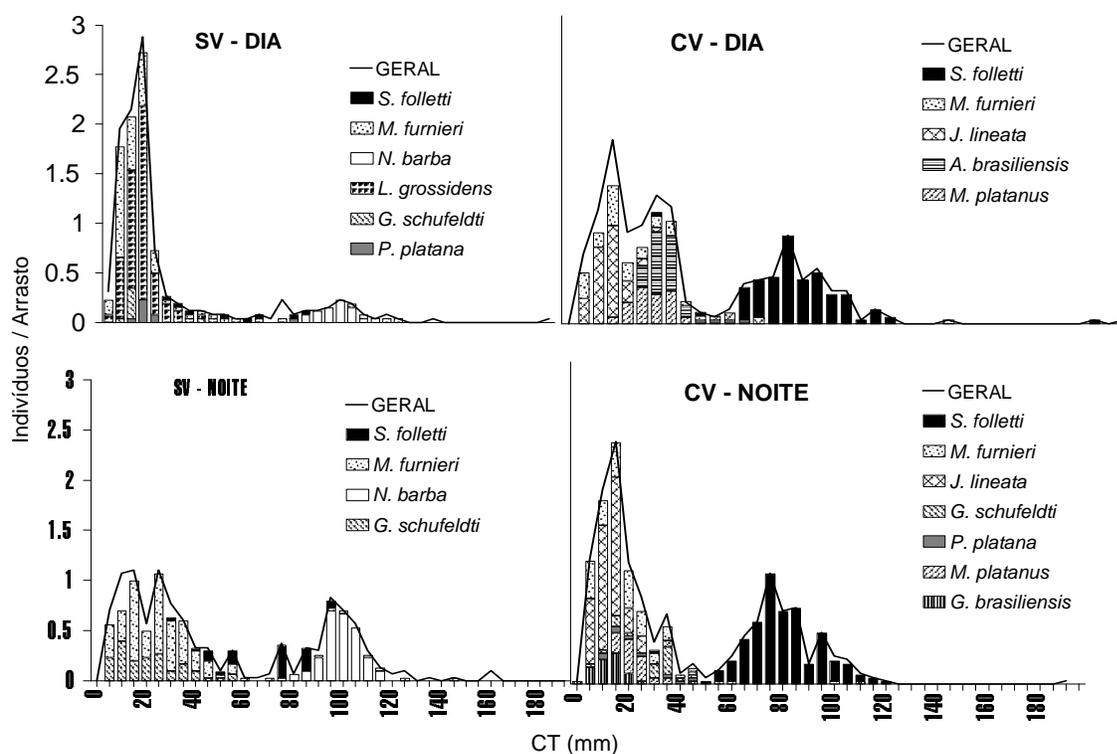


FIGURA 5 - Número médio de indivíduos/arrasto por classes de tamanho (CT = 5 mm) das espécies capturadas em cada local (SV=Sem Vegetação e CV=Com Vegetação) e

TABELA 4 - Tamanho médio (CT) e intervalo de confiança de 95% dos peixes dominantes. Os valores entre parênteses representam o número de indivíduos medidos. CT (Comprimento Total em mm), SV-D (Sem Vegetação-Dia), CV-D (Com Vegetação-Dia), SV-N (Sem Vegetação-Noite), CV-N (Com Vegetação-Noite).

	CT (mm)			
	SV-D	CV-D	SV-N	CV-N
<i>Syngnathus folletti</i>	61,1 ± 15,7 (8)	86,8 ± 3,7 (109)	76,4 ± 6,5 (29)	88,0 ± 2,6 (156)
<i>Micropogonias furnieri</i>	23,3±5,5 (78)	28,7 ± 6,4 (40)	36,5 ± 4,1 (127)	27,3 ± 4,1 (57)
<i>Gobionellus shufeldti</i>	19,6 ± 5,8 (10)	37,9 ± 10,2 (10)	28,4 ± 3,5 (55)	35,4 ± 4,8 (20)
<i>Jenynsia lineata</i>		23,4 ± 3,1 (67)	14,7 ± 1,1 (11)	20,5 ± 1,36 (111)
<i>Lycengraulis grossidens</i>	22,1 ± 1,8 (125)	21,4 ± 3,3 (10)	32,0 ± 15,9 (7)	45,5 ± 23,6 (4)
<i>Mugil platanus</i>		34,6 ± 2,1 (37)		29,4± 2,1 (27)
<i>Platanichthys platana</i>	28,3 ± 13,1 (10)	28,9 ± 2,8 (17)	38,2 ± 6,1 (5)	31,3 ± 8,4 (9)
<i>Netuma barba</i>	105,1 ± 3,1 (21)	95,5 ± 6,9 (2)	105,7 ± 1,8 (80)	
<i>Geophagus brasiliensis</i>		25,6 ± 16,8 (10)		23,5 ± 7,3 (28)
<i>Atherinella brasiliensis</i>		41,0 ± 2,1 (45)	26 (1)	69,0 ± 74,5 (2)

3.4 - Diversidade

Com a utilização da Técnica de Rarefação foi possível separar dois grupos em termos de número esperado de espécies - E[S] : uma assembléia de 10 espécies no local sem vegetação durante o dia (SV-D=10) e as demais situações

em torno de 11,5 espécies (CV-N=11,3; SV-N e CV-D=11,4) (Figura 6a). A análise da equitatividade através das Curvas de Lorenz também distinguiu duas situações: maior equitatividade dentro da pradaria apenas no período diurno (CV-D), e menor equitatividade nas situações restantes (SV-D, SV-N, CV-N) (Figura 6b). Este padrão foi expresso pelo índice $EA^{10\%}$ com os seguintes valores: 2,7 (CV-D), 2,2 (SV-D) e 2,1 (SV-N, CV-N). Portanto, a pradaria apresentou uma maior diversidade, porém a única situação que se distinguiu claramente das demais foi CV-D ($E[S] = 11,4$ e $E^{10\%} = 2,7$) (Figura 7).

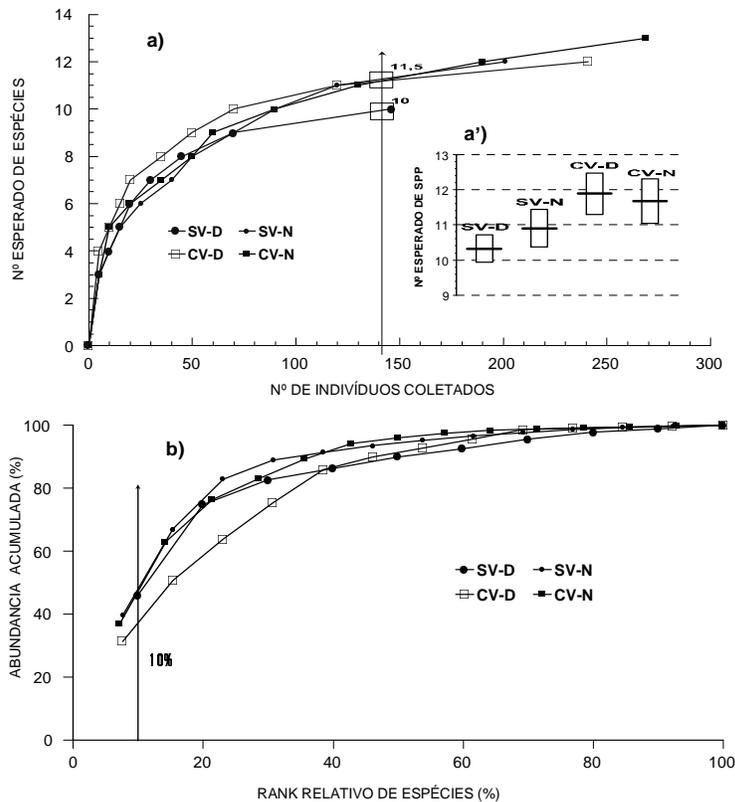


FIGURA 6 - a) Número esperado de espécies ($E[S]$) para um número hipotético de 146 indivíduos coletados a') intervalo de confiança de 95% calculado para $E[S]$ b) Curvas de Lorenz: a assembléia mais equitativa aproxima-se da diagonal formada pelo eixo xy do gráfico. Ambas as técnicas foram aplicadas a assembléia de peixes presente em cada local (SV=Sem Vegetação e CV=Com Vegetação) e horário (D=Dia e N=Noite).

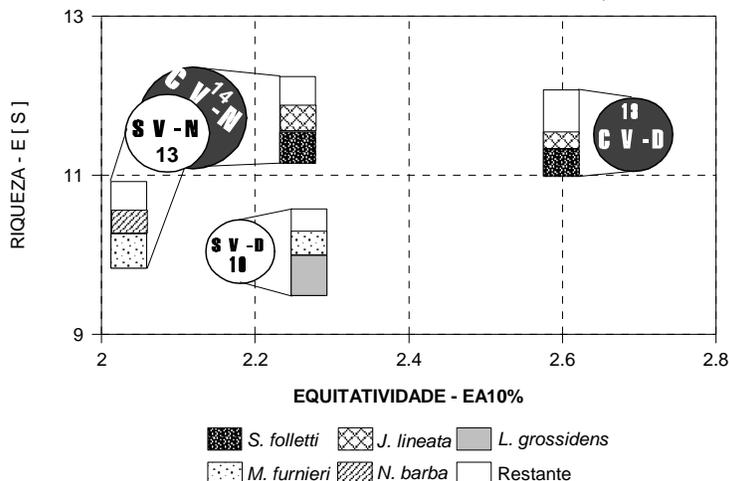


FIGURA 7 - Representação das informações obtidas com o Índice de Equitatividade Ajustada- $EA^{10\%}$ (eixo x) e com a Técnica de Rarefação-E[S] (eixo y) para a assembléia de espécies capturada em cada local e horário. O tamanho dos círculos é proporcional ao número total de indivíduos capturados e está centrado de acordo com o resultado obtido com $EA^{10\%}$ e E[S]. No interior dos círculos está o número real de espécies capturadas (S) e ao lado está a abundância proporcional (em percentual) dos dois peixes dominantes e a soma do restante das espécies em cada assembléia.

4 - DISCUSSÃO

A assembléia de peixes foi mais diversa no interior da pradaria principalmente pelo maior número esperado de espécies, já que a equitatividade foi muito semelhante nas diferentes situações (exceto em CV-D). Este padrão pode ser explicado pela presença dentro da pradaria, apesar da baixa abundância, de peixes de água-doce como os lambaris (*Hyphessobrycon bifasciatus* e *H. luetkenii*), o barrigudinho (*Phalloceros caudimaculatus*) e o cará (*G. brasiliensis*). Estas espécies provenientes do sistema límico adjacente, como os arroios de água-doce com margens vegetadas, podem encontrar nas pradarias de *R. maritima* do estuário da Lagoa dos Patos um local semelhante ao seu hábitat original.

Já os padrões de abundância e ocorrência dos peixes foram diferenciados em nível de espécie. Algumas tiveram sua abundância associada à pradaria de *R. maritima*, outras com o local sem vegetação, e também ocorreram aquelas que utilizaram os dois ambientes. Por exemplo *M. furnieri*, uma das espécies mais abundantes do estuário da Lagoa dos Patos, utilizou indistintamente os dois habitats, enquanto *S. folletti* ocorreu preferencialmente na pradaria de *R. maritima*. Na interpretação destes padrões vamos discutir as dificuldades inerentes à amostragem destes ambientes, e em seguida analisar os principais fatores que explicam a preferência de alguns peixes por pradarias de fanerógamas submersas: oferta de alimento, abrigo contra predadores e fatores abióticos.

4.1 - Amostragem

O arrasto com *beam trawl* é considerado um dos métodos mais eficientes para amostrar pradarias de fanerógamas submersas, em profundidades inferiores a 2 m (Gray & Bell 1986, Macneill & Bell 1992), e vem sendo utilizado por vários autores (Howard et al. 1989, para maiores referências). As dimensões do *beam trawl* utilizado neste trabalho são semelhantes às utilizadas por Macneill & Bell (1992), que estudando a eficiência de dois amostradores, propuseram e testaram um novo modelo bastante eficiente na captura de peixes.

A maior dificuldade na amostragem destes ambientes é a grande diferença na complexidade estrutural destes habitats. De um lado a cobertura vegetal oferece maior resistência à passagem da rede, diminuindo a velocidade e promovendo a fuga da rede. Enquanto na área sem vegetação, o arrasto ocorre sem resistência, facilitando a captura. No intuito de evitar estas diferenças, procuramos manter constante a velocidade de arrasto nos dois ambientes. Porém, observações em campo durante a realização dos arrastos, apontaram certa ineficácia na captura de peixes essencialmente pelágicos e de rápida natação, tanto

dentro quanto fora da vegetação, e assim, devemos considerar com restrição os resultados obtidos para *L. grossidens*, *P. platana* e *A. brasiliensis*, que provavelmente foram sub-amostrados durante o arrasto.

4.2 - Oferta de alimento

A dieta alimentar dos peixes comumente encontrados em pradarias de fanerógamas compreende diferentes estratégias alimentares, porém, os peixes carnívoros constituem o principal grupo trófico, sendo que neste grupo, os itens alimentares importantes são os crustáceos, representados por copépodes, anfípodes, camarões e caranguejos (Klumpp et al. 1989). No estuário da Lagoa dos Patos, as espécies dominantes nas enseadas rasas também apresentam diferentes estratégias alimentares: iliófago (*M. platanus* - Vieira 1991b), bentófago (*G. schufeldti* - Fitzhugh & Fleeger 1985), zooplantófago (*A. brasiliensis* - Bemvenuti 1990, *S. folletti* - Teixeira & Vieira 1996) e omnívoro (*J. lineata* - Betito 1984, *N. barba* - Reis 1986, *M. furnieri* - Gonçalves 1993, Figueiredo 1996). Em termos ontogenéticos, *M. furnieri* destaca-se pela marcada mudança no hábito alimentar ao longo de seu desenvolvimento (Gonçalves 1993).

Entre os peixes capturados que estiveram associados à vegetação, as espécies *S. folletti*, *J. lineata* e *G. brasiliensis* comumente apresentam uma alimentação ao longo da coluna d'água, predando pequenos crustáceos e, dessa forma, podem encontrar na pradaria de *R. maritima* um local adequado para a alimentação (Teixeira & Vieira 1996, Betito 1984). *Syngnathus folletti*, em especial, foi a espécie mais fortemente associada a pradaria de *R. maritima*, ocorrendo desde juvenis até fêmeas ovadas e machos com ovos incubados. Esta espécie pode ser considerada estuarino-residente (Chao et al. 1985), podendo completar todo seu ciclo de desenvolvimento dentro do estuário, embora também possa completá-lo em áreas oceânicas, ocorrendo em toda a costa Atlântica Sul-Occidental. Até o

presente momento, pouco se conhecia sobre sua distribuição e sua utilização dos habitats no interior do estuário da Lagoa dos Patos (Chao et al. 1985, Teixeira & Vieira 1996). Os resultados obtidos neste trabalho permitem considerar a pradaria de *R. maritima* como um habitat preferencial para o desenvolvimento desta espécie.

Já a ocorrência preferencial de juvenis de *M. platanus* no interior da pradaria está relacionada à maior disponibilidade de microalgas (Ferreira & Seeliger 1985) e ao seu hábito iliófago (Vieira 1991b), levando a crer que a espécie está "pastando" sobre a camada de epífitas. Por outro lado, as espécies que ocorreram em maior abundância fora da pradaria (*L. grossidens* e *N. barba*) ou que usaram os dois ambientes indistintamente, especialmente *M. furnieri* e *G. schufeldti* apresentaram uma alimentação epibêntica associada ao substrato. Considerando que as presas infaunais e epifaunais associadas ao substrato estariam melhor abrigadas entre os rizomas da vegetação, e assim menos disponíveis dentro da pradaria (Klumpp et al. 1989, Bell & Pollard 1989), poderíamos concluir que um plano sem vegetação é mais favorável para estes predadores epibênticos. De fato, a literatura refere-se aos organismos infaunais como um grupo incomum na dieta alimentar dos peixes associados a vegetação (Adams 1976, Carr & Adams 1973, Livingston 1982).

4.3 - Abrigo contra predadores

A predação como um fator determinante da diversidade e abundância dos organismos presentes em pradarias de fanerógamas é bastante conhecido (Kikuchi & Peres 1977, McRoy & Helfferich 1980), e seu papel já foi demonstrado em muitas manipulações experimentais (Leber 1985, Howard et al. 1989). Baseado nestas evidências, Heck & Orth (1980) sugerem um modelo estruturado principalmente na predação, propondo que o aumento da cobertura vegetal

aumenta a proteção dos juvenis de peixes contra a ação dos predadores, até um limite em que a própria densidade da vegetação irá restringir a mobilidade de todos os indivíduos. Esta hipótese baseada na predação não é aplicável, *a priori*, à assembléia de peixes encontrada nas enseadas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, já que a presença de predadores genuinamente piscívoros é baixa (Marques 1994, Vieira & Castello 1996). Dentre as espécies coletadas neste trabalho apenas *M. furnieri*, *N. barba* e *G. genidens* podem ser consideradas potencialmente piscívoras, porém estas espécies ocorreram em tamanhos pequenos, como juvenis ou sub-adultos, e provavelmente não se alimentem de outros juvenis de peixes nesta fase do desenvolvimento.

Um modelo alternativo para explicar a associação de peixes com pradarias de fanerógamas afirma que a estrutura da assembléia seria primariamente determinada pela disponibilidade, composição e padrão de assentamento das larvas, sendo apenas secundariamente influenciada pela predação (Bell & Westoby 1986).

A proposição inicial do modelo que trata do padrão de assentamento das larvas pode explicar, em parte, o padrão de ocorrência de algumas das espécies abundantes (e que possuem ovos e larvas pelágicas) na enseada rasa estudada: *M. furnieri*, *M. platanus*, *P. platana* e *L. grossidens*. Por exemplo, *M. furnieri* e *M. platanus* são espécies estuarino-dependentes que apresentam desova fora do estuário e recrutamento por ovos e larvas pelágica-demersais (*M. furnieri*) e por juvenis-demersais (*M. platanus*) (Vieira 1991b, Vieira & Muelbert 1995). Com a penetração no estuário, as larvas e juvenis assentam em regiões mais abrigadas e de menor dinâmica da água, como as enseadas rasas do estuário (Gonçalves 1993). Porém, depois de atingirem as enseadas rasas, acreditamos que estas espécies selecionam o hábitat (vegetado

ou não) em função principalmente da oferta e da disponibilidade de alimento, e não da predação que, como já foi salientado, pode ser considerada incipiente neste estuário.

Em relação as demais espécies *S. folletti*, *J. lineata*, *N. barba* e *A. brasiliensis*, o modelo de Bell & Westoby (1986) não pode ser considerado, já que estas espécies não possuem ovos e larvas tipicamente pelágicos.

4.4 - Fatores abióticos

Alguns autores afirmam que a abundância e a distribuição dos peixes estuarinos é primariamente determinada por fatores físicos-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). Hanekom & Baird (1984), por exemplo, explicam a semelhança na abundância e diversidade de peixes dentro e fora de pradarias de *Zostera capensis* na África do Sul, em função da baixa transparência da água (aprox. 70 cm) naquele estuário.

Observando que no estuário da Lagoa dos Patos a transparência da água é baixa (média de 35 cm no presente estudo), podemos considerar que este fato, *per se*, representa um meio de proteção dos juvenis de peixes contra a ação de possíveis predadores, independente do hábitat. Além disso, quando consideramos a ausência de predadores piscívoros discutida anteriormente, somos levados a concluir que estes dois efeitos, em conjunto, representam um importante papel de proteção dos juvenis de peixes estuarinos nas enseadas rasas da Lagoa dos Patos, independente da proteção oferecida pelas pradarias de fanerógamas submersas. Esta mesma hipótese também foi considerada por Garcia et al. (1996) para explicar a maior abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos no interior de uma pradaria de *R. maritima* no estuário da Lagoa dos Patos.

Um fato que corrobora esta hipótese é o padrão de abundância apresentado por *G. schufeldti*, que durante este estudo ocorreu indistintamente nos dois habitats. A família Gobiidae é uma das mais comuns e abundantes em diferentes pradarias de fanerógamas submersas (Pollard 1984). Portanto, este gobídeo, muito comum no interior de pradarias de macrófitas, pode ocorrer no estuário da Lagoa dos Patos fora da vegetação possivelmente favorecido pela ausência de uma marcada predação e pela baixa transparência da água, potencializando seu comportamento críptico.

Em síntese, a pradaria de *R. maritima* apresentou uma assembléia de peixes mais diversa em relação ao local sem vegetação, devido a maior incidência de peixes de água-doce no seu interior. A utilização da pradaria de *R. maritima* variou de acordo com a espécie de peixe: algumas tiveram um padrão de ocorrência e abundância associados ao habitat vegetado (*S. folletti*, *J. lineata*, *M. platanus* e *G. brasiliensis*) e outras foram mais abundantes fora da pradaria (*L. grossidens* e *N. barba*), e também ocorreram aquelas que usaram indistintamente os dois habitats (*M. furnieri*, *G. schufeldti*, *A. brasiliensis* e *P. platana*). *Syngnathus folletti* foi a única espécie conspícua à pradaria de *R. maritima* que ocorreu em todos os estágios de desenvolvimento. Em relação às espécies importantes na pesca artesanal do estuário, *M. platanus* ocorreu preferencialmente na pradaria, quando comparada ao local sem vegetação, enquanto *N. barba* foi mais abundante no local sem vegetação, quando comparada a pradaria. *Micropogonias furnieri*, a espécie mais importante na pesca artesanal do estuário, utilizou de modo indiscriminado os dois ambientes. Os modelos tradicionalmente baseados na predação, tanto como uma causa primária (Heck & Orth 1980) ou como causa secundária (Bell & Westoby 1986), não explicam satisfatoriamente a estrutura da

assembléia de peixes encontrada. A baixa transparência da água e a ausência de predação, aliados ao hábito alimentar das espécies, explicam melhor o padrão observado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos comandantes Paulo Arede e Edgar pelo apoio técnico nas coletas de campo, aos colegas do Laboratório de Ictiologia-FURG pela ajuda na coleta e triagem das amostras, ao Prof. Tabajara Lucas de Almeida pelas discussões referentes a análise dos dados e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

LITERATURA CITADA

1. ADAMS, S.M. 1976. Feeding ecology of eelgrass fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.* 4:514-519.
2. ARAÚJO, F.G. 1983. Distribuição, migração e biologia dos bagres marinhos (Ariidae) na Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 89 p.
3. AHRENHOLZ, D.W. 1991. Population biology and life history of the north American Menhadens, *Brevoortia* spp. *Marine Fisheries Review*, 53(4):3-19.
4. ASMUS, L.M. 1984. Estrutura da comunidade associada a *Ruppia maritima* no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 154 p.
5. BELL, J.D. & D.A. POLLARD. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrass. In: LARKUM, A.W.D., A.J. MCCOMB & S.A. SHEPARD (eds.). *Biology of Seagrass, A Treatise on the Biology of Seagrass with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam. 841 p.
6. BELL, J. & M. WESTOBY. 1986. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia*, 68: 205-209.
7. BEMVENUTI, M.A. 1990. Hábitos alimentares e reprodução de peixes-rei (Atherinidae) na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica*, 11(2):79-102.

8. BETITO, R. 1984. Dinâmica da população de *Jenynsia lineata* (Cyprinodontiformes, Anablepidae) na restinga de Rio Grande, estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 145 p.
9. BLABER, S.J.M. & T.G. BLABER. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish. Biol.*, 17: 143-162.
10. BUCKUP, P.A. 1984. Distribuição e abundância dos peixes engraulídeos (Engraulidae) da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 73 p.
11. CAFRUNI, A.M. 1983. Autoecologia de *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos. Brasil. Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 64 p.
12. CAFRUNI, A.M., J.A. KRIEGER & U. SEELIGER. 1978. Observações sobre *Ruppia maritima* L. (Potamogetonaceae), no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil). *Atlântica*, 3:85-90.
13. CARR, W.E. & C.A. ADAMS. 1973. Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 102(3):511-540.
14. CHAO, L.H., L.E. PEREIRA & J.P. VIEIRA. 1985. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. In: YANEZ-ARANCIBIA, A. (ed.) Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration. DR (R) UNAM Press, Mexico, Chap. 20:429-450.
15. CHERNOFF, B. 1986. Systematics of american atherinid fishes of the genus *Atherinella*. I. The subgenus *Atherinella*. Proceedings of the Academic of Natural Sciences of Philadelphia. 138(1):86-188.
16. COSTA, C.S.B. & U. SEELIGER. 1989. Vertical distribution and resource allocation of *Ruppia maritima* L. in southern estuary. Amsterdam. *Aquatic Botany*, 33:123-129.
17. EDGAR, G.J. & C. SHAW. 1995. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia. I. Species richness, size-structure and production of fishes in Western Port Victoria. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 194:53-81.
18. FERREIRA, S. & U. SEELIGER. 1985. The colonization process of algal epiphytes on *Ruppia maritima* L. *Botanica marina*, Vol. XXVIII. 245-249 p.
19. FIGUEIREDO, G.M. 1996. Padrão alimentar circadiano da corvina *Micropogonias furnieri* (SCIANIDAE) no estuário da Lagoa dos Patos (RS). Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 87 p.

20. FITZHUGH, G.H. & J.W. FLEEGER. 1985. Goby (Pisces:Gobidadae) interactions with meiofauna and small macrofauna. *Bull. Mar. Sci.*, 36(3):436-444.
21. GARCIA, A.M., J.P. VIEIRA, C.E. BEMVENUTI & R.M. GERALDI. 1996. Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodos dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius*, 4:113-128.
22. GONÇALVES, A.A. 1993. Hábito alimentar da corvina (Scianidae: *Micropogonias furnieri* Desmarest, 1823) na região estuarial da Lagoa dos Patos, RS. Monografia de graduação. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 40p.
23. GRAY, C.A. & J.D. BELL. 1986. Consequences of two common techniques for sampling vagile macrofauna associated with the seagrass *Zostera capricorni*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 43-48.
24. HANEKOM, N. & D. BAIRD. 1984. Fish community structures in *Zostera* and non-*Zostera* regions of the Kromme estuary, St Francis Bay. *S. Afr. J. Zool.*, 19:295-301.
25. HECK, K.L. & R.J. ORTH. 1980. Seagrass habitats: the roles of structure complexity, competition and predation in structuring associated fish and macroinvertebrate assemblages. In: KENNEDY, V.S. (eds). *Estuarine Perspectives*, Academic Press, New York, pp.449-464.
26. HECK, K.L. Jr., K.W. ABLE., M.P. FAHAY & C.T. ROMAN. 1989. Fishes and decapod crustaceans of Cape Cod Eelgrass Meadows: species composition, seasonal abundance patterns and comparison with unvegetated substrates. *Estuaries*, 12(2):59-65.
27. HECK, K.L. Jr., K.W. ABLE, C.T. ROMAN & M.P. FAHAY. 1995. Composition, abundance, biomass, and production of macrofauna in a New England estuary: comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries*, 18(2):379-389.
28. HOWARD, R.K., G.J. EDGAR & P.A. HUTCHINGS. 1989. Faunal assemblages of seagrass beds. In: LARKUM, A.W.D., A.J. MCCOMB & S.A. SHEPARD (eds). *Biology of Seagrass, A Treatise on the Biology of Seagrass with Special Reference to the Australian Region*. Elsevier, Amsterdam. 841p.
29. HURLBERT, S.H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*. 52:577-586.
30. KIKUCHI, T. & J. PEREZ. 1977. Consumer ecology of seagrass bed. In: MACROY, C.P. & HELFFERICH (eds.) *Seagrass ecosystem: a scientific perspective*. New York. 147-193p.
31. KLUMPP, D.W., R.K. HOWARD & D.A. POLLARD. 1989. Trophodynamics and nutritional ecology of seagrass communities. In: LARKUM, A.W.D., A.J. MCCOMB & S.A. SHEPARD (eds.) *Biology of Seagrass, A Treatise on the Biology of Seagrass with*

Special Reference to the Australian Region. Elsevier, Amsterdam. 841p.

32. KOCH, E.W. & U. SEELIGER. 1988. Germination ecology of two *Ruppia maritima* L. populations in southern Brazil. Elsevier Publishers B.V., Amsterdam. *Aquatic Botany*, 31:321-327.

33. KREBS, C.J. 1989. Ecological Methodology. Harper & Row, New York, USA. 653p.

34. LAZZARO, X. 1991. Feeding convergence in south american and african zooplanktivorous cichlids *Geophagus brasiliensis* and *Tilapia rendalli*. *Environ. Biol. Fish.*, 31(3):283-293.

35. LEBER, K.M. 1985. The influence of predatory decapods, refuge, and microhabitat selection on seagrass communities. *Ecology*, 66(6):1951-1964.

36. LEWIS III, F.G. 1984. Distribution of macrobenthic crustaceans associated with *Thalassia halodule* and bare sand substrata. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 19:101-113.

37. LIVINGSTON, R.J. 1982. Trophic organization of fishes in a coastal seagrass system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 7:1-12.

38. MACNEILL, S.E. & J.D. BELL. 1992. Comparison of beam trawls for sampling macrofauna of *Posidonia* seagrass. *Estuaries*, 15 (3):360-367.

39. MARQUES, W.M. 1994. Estrutura da comunidade de peixes em enseadas protegidas do estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). Monografia de graduação. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 58 p.

40. MAZO, A.M.M. 1994. Distribuição e biomassa da fanerógama submersa *Ruppia maritima* L. no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande - RS, Brasil. Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 83 p.

41. McROY, C.P. & C. HELFFERICH. 1980. Applied aspects of seagrass. In: PHILIPS, R.C. & C.P. MACROY (eds.). Handbook of Seagrass Biology: An Ecosystem Perspective, Garland STM Press, New York. p.297-343.

42. MOYLE, P.B. & J.J. CECH, Jr., 1988. Fishes an introduction to ichthyology. 2^{ed}. Prentice Hall, New Jersey, USA. 560p.

43. OLNEY, J.E. & G.W. BOEHLERT. 1988. Nearshore ichthyoplankton associated with seagrass beds in the lower Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 45:33-43.

44. ORTH, R.J. & H.L. HECK, Jr. 1980. Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay - Fishes. *Estuaries*, 3(4):278-288.

45. PETERSEN, C.G.J. 1918. The sea bottom and its production of fish-food. Danish Biological Station, Copenhagen, Report to Ministry., v.25, p1-62.

46. POLLARD, D.A. 1984. A review of ecological studies on seagrass-fish communities with particular reference to recent studies in Australia. *Aquatic Botanic*, 18:3-42.
47. REIS, E.G. 1986. Reproduction and Feeding Habits of the Marine Catfish *Netuma barba* (Siluriformes, Ariidae) in the Estuary of Lagoa dos Patos, Brazil. *Atlântica*, 8:35-55
48. SANDERS, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *The American Naturalist*, 102(925):243-282.
49. SILVA, E.T. 1995. Modelo ecológico de fundos vegetados dominados por *Ruppia maritima* L. (Potamogetonaceae) do estuário da Lagoa dos Patos. Tese de Mestrado. Universidade do Rio Grande - FURG, RS. 210 p.
50. TAILLIE, C. 1979. Species equitability: a comparative approach. In: Ecological Diversity in Theory Practice. p.51-62.
51. TEIXEIRA, R.L. & J.P.VIEIRA. 1996. The breeding population of the pipefish, *Syngnathus folletti* (Pisces: Syngnathidae) from southern Brazil. *Atlântica*, 17:123-134.
52. VIEIRA, J.P. 1991a. Ecology of estuarine fish assemblages in Patos Lagoon, Brazil (32°S), and York River, USA (37°N), with review of zoogeography of fishes in western atlantic warm-temperate and tropical estuaries. Tese de doutorado, College of William and Mary in Virginia, USA. 171p.
53. VIEIRA, J.P. 1991b. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. *Copeia*, 2:409-418.

54.VIEIRA, J.P. 1996. Técnicas alternativas para o estudo de diversidade de espécies: peixes de água doce como um estudo de caso. Anais do VII Seminário Regional de Ecologia-Universidade de São Carlos, SP - Brasil.

55.VIEIRA, J.P. & J.A.MUSICK. 1993. Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm-temperate and tropical estuarine waters of the western Atlantic. *Atlântica*, 15:115-133.

56.VIEIRA, J.P. & J.MUELBERT. 1995. Caracterização do comportamento estuarino dependente da corvina - *Micropogonias furnieri* - no estuário da Lagoa dos Patos. VI COLACMAR - Congresso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Resumos. Mar del Plata, Argentina.

57.VIEIRA, J.P. & J.P.CASTELLO. 1996. Fish fauna. In: SEELIGER, U. ODEBRECHT, C. & CASTELLO, J. (eds.). Subtropical convergence marine ecosystem. The coast and the sea in the warm temperate southwestern atlantic. Springer Verlag, Heidelberg, New York. Chapter 4.13:56:61.

58.ZAR, J.H. 1984. Biostatistical analysis. 2^o ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.