

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RENATO LUIZ BOT NETO

**ICTIOFAUNA ASSOCIADA ÀS LANTERNAS DE CULTIVO DE OSTRAS DO
GÊNERO *Cassostrea* NA BAÍA DE GUARATUBA – PR – BRASIL.**

PONTAL DO PARANÁ

2010

RENATO LUIZ BOT NETO

ICTIOFAUNA ASSOCIADA ÀS LANTERNAS DE CULTIVO DE OSTRAS DO
GÊNERO *Cassostrea* NA BAÍA DE GUARATUBA – PR – BRASIL.

Monografia apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Oceanografia, com habilitação em Pesquisa Oceanográfica, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Marco Fábio Maia Corrêa

PONTAL DO PARANÁ

2010

Dedico a todos que de alguma forma colaboraram.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente aos meus pais por todo o apoio emocional e financeiro e por todos os bons ensinamentos que me deram.

Ao professor doutor Marco Fábio pela orientação, paciência e amizade durante esses anos.

À professora doutora Hedda Kolm e à professora doutora Theresinha Absher pelos puxões de orelha, pelos inúmeros ensinamentos e também pelas histórias.

Aos “piás” Bárbara, Marco e Tinho, pois sem a vossa ajuda esse trabalho provavelmente não existiria.

Aos demais que ajudaram durante as coletas (Bia, Mariza, Bruna).

Aos amigos Bárbara, Marco, Raíssa e Tinho que com certeza são os melhores amigos que um resmungão pode ter. Afinal nem sempre os membros de uma mesma família nascem sob o mesmo teto.

Ao Hamiltinho pelo gentil empréstimo do espaço e do material.

À Manuela que me deu grande ânimo e apoio desde o primeiro momento do projeto e me deu forças para sempre continuar em frente.

Obrigado!

Quero que a estrada venha sempre até você
E que o vento esteja sempre a seu favor
Quero que haja sempre uma cerveja em sua mão
E que esteja ao seu lado, seu grande amor.

Matanza

RESUMO

Os cultivos de moluscos são uma ótima opção para, sem comprometer os estoques naturais, incrementar a oferta de pescados. Além disso, suas estruturas artificiais funcionam como dispositivos agregadores de peixes (DAPs) que podem ter impacto positivo na comunidade biótica local aumentando a complexidade do ambiente. Fazendas de moluscos podem agir como DAPs. Em muitas partes do mundo as fazendas de moluscos, frequentemente localizadas próximas a costa em ambientes relativamente protegidos, proveem substrato complexo e tridimensional composto por cordas e moluscos. O presente trabalho procurou identificar a ictiofauna associada às lanternas em um cultivo de ostras. Para a realização do experimento foi montado um cultivo experimental com 18 lanternas, com a retirada mensal e exame total de 3 lanternas entre janeiro e junho de 2009. As diferenças observadas nos parâmetros ambientais nos meses do experimento não foram significativas. Contudo pudemos verificar diferenças na composição, padrão de agregação da comunidade e acompanhar a sucessão em relação a fatores relacionados com o tempo de submersão. O experimento nos ajudou a compreender melhor os processos de sucessão em um hábitat introduzido e colonizado por espécies crípticas, apontando as lanternas de cultivo como ótimos atrativos e criadores para espécies que têm uma forte ligação com substratos consolidados.

Palavras chave: Recifes artificiais, aqüicultura, estruturas artificiais.

ABSTRACT

The cultivation of shellfish are a great option to increase the supply of fish without compromising the natural stocks. Furthermore, their artificial structures act like fish aggregation devices (FAD) which may have a positive impact on the local biotic community, increasing the complexity of the environment. Shellfish farms can act like FADs. In many parts of the world the shellfish farms, which are located mostly near the shore in relatively protected environments, provide complex substrate consisting of three-dimensional strings and molluscs. The study sought to identify the fish fauna associated with lantern nets in oyster farms. An experimental cultivate of 18 lanterns was mounted to perform the experiment, with the monthly removal and examination of three lanterns between January and June 2009. The observed differences of the ambiental parameters were not significant in the experiment months. However we could observ differences on the composition, on the aggregation pattern of the community and also follow the succession related to factors associated with submersion time. The experiment has helped us to understand better the processes of succession in an habitat introduced and colonized by cryptic species, indicating the cultivate lantern nets as great attraction and breeding sites to species which have a strong bond to the consolidated substrates.

Keywords: Artificial reefs, aquiculture, artificial structures.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	09
2. OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3. MATERIAIS E MÉTODOS	14
3.1 ÁREA DE ESTUDO	14
3.2 CARACTERÍSTICAS DO CULTIVO	15
3.3 COLETA DOS DADOS	17
3.3 PROCEDIMENTO ANALÍTICO	19
4. RESULTADOS	20
4.1 PARÂMETROS AMBIENTAIS	20
4.2 COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA	21
4.3 ESTRUTURA EM COMPRIMENTO E PESO	25
4.4 DIVERSIDADE E BIOMASSA	34
5. DISCUSSÃO	40
6. CONCLUSÕES	47
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48

1. INTRODUÇÃO

É possível que a introdução de novos substratos no ambiente marinho tenha impacto positivo na comunidade biótica local, pois pode aumentar a complexidade do ambiente original. O aumento da complexidade ambiental há muito é reconhecido por exercer influência positiva na diversidade e na abundância dos organismos marinhos (FERNÁNDEZ et al, 2009). Superfícies duras como ostras (vivas ou mortas), restos calcários (e.g. conchas de bivalves, tubos de poliquetas) e materiais de cultivo são potenciais provedores de novos habitats para organismos incrustantes e para a biota móvel associada, que não ocorreriam (ou ocorreriam em densidades reduzidas) na ausência dessas estruturas (FORREST et al, 2009).

Dentro da “biota móvel associada” estão os peixes, que podem ser atraídos e acabam vivendo associados a esses novos habitats. Estruturas com a capacidade de atrair e agregar peixes são denominadas de dispositivos agregadores de peixes (DAPs). DAPs são estruturas naturais ou artificiais que estão na superfície ou subsuperfície dos oceanos e atraem peixes em grande número e diversidade. São utilizadas em todos os oceanos do mundo para a captura pela concentração de peixes (DEMPSTER, 2004). Peixes pelágicos e juvenis de peixes bênticos são atraídos para objetos a deriva e frequentemente associam-se a eles (KAWAMURA et al, 1996).

A demanda de pescados é atendida principalmente pela pesca marinha, que apresentou uma queda na produção de algumas espécies nos últimos anos. Este fato tem obrigado o setor a intensificar esforços de captura para a manutenção dos níveis exigidos. Dentre as formas de incremento na oferta de pescados, sem comprometer ainda mais os estoques naturais, está o desenvolvimento de sistemas de cultivo de organismos aquáticos, de valor comercial, a preço compatível (VIANNA et al, 1999; FAO, 2008).

Neste sentido, vem crescendo os incentivos à implantação de cultivos marinhos, como forma de utilização sustentável dos recursos do mar e redução do impacto sobre determinadas populações naturais. Estes cultivos são compostas por diferentes estruturas flutuantes tais como: “long-lines”, balsas e tanques-rede, utilizados para cultivos de bivalves, algas, peixes e camarões, que são fixadas no mar por âncoras ou por blocos compactos de concreto. Um

dos problemas existentes é que as áreas apropriadas à criação de fazendas marinhas são enseadas abrigadas, utilizadas tradicionalmente para a pesca artesanal realizada por comunidades litorâneas. Isto tem causado certa relutância na aceitação da maricultura pelas comunidades pesqueiras, embora considerem a atividade promissora (VIANNA et al, 1999, FAO, 2008). No litoral brasileiro o cultivo de moluscos marinhos vem aumentando e tornou-se uma importante fonte de renda em muitas regiões (RUPP et al, 2008).

No litoral do Paraná destaca-se o cultivo de ostras do gênero *Cassostrea*. Esses moluscos ocupam um lugar destacado nas comunidades estuarinas naturais do litoral, formando bancos na região entre-marés e no infralitoral, tanto em substratos rochosos como nas raízes do mangue. São moluscos bivalves, sésseis quando adultos e pertencentes à família Ostreidae. O gênero pode ser caracterizado por apresentar grande plasticidade na morfologia da concha na dependência do substrato onde estão fixados. As espécies são eurihalinas e euri térmicas adaptadas ao ambiente estuarino. São gonocóricas, os gametas são liberados na água onde se dá a fertilização. As larvas são planctônicas e ao completarem o ciclo larval fixam-se em um substrato duro e sofrem metamorfose (ABSHER, 1989).

O cultivo de ostras no litoral do Paraná tem sido realizado no sistema de “long-lines” que são constituídos por cabos que, fixados no local por poitas ou estacas, permanecem na superfície (ou a meia água) auxiliados por flutuadores. A função dos cabos é servir de suporte para as lanternas, onde os moluscos são efetivamente cultivados. As lanternas são estruturas constituídas por vários pisos (em geral de 5 a 8) envolvidas por uma malha (MANZONI, 2001).

Fazendas de moluscos podem agir como DAPs, que são conhecidos por atrair peixes, pelágicos em águas tropicais e temperadas, ou prover substrato para recrutamento e colonização por espécies demersais (MORRISEY, 2006). Proveem um substrato complexo e tridimensional composto por cordas e moluscos, frequentemente localizadas próximas à costa em ambientes relativamente protegidos. Esse novo hábitat possui características semelhantes ao ambiente natural e, desta forma, novas populações são formadas e passam a participar ativamente das relações tróficas do ambiente (FREITAS & VELASTIN, 2010). Espera-se que espécies pelágicas, atraídas pelas fazendas

marinhas, associem-se em um nível mais livre, enquanto que espécies demersais recrutem e associem-se de maneira mais próxima com as estruturas e os moluscos cultivados. As estruturas utilizadas para o cultivo agregam material biológico (incrustações ou “fouling”) e podem servir como local de abrigo, alimentação e reprodução para a ictiofauna local (MORRISEY, 2006). Portanto aumentam o número de indivíduos e de espécies que podem ser aproveitados comercialmente (SOUZA – CONCEIÇÃO et al, 2003).

As fazendas de moluscos em sistema de “long-line” frequentemente são utilizadas como locais de pesca (de linha e anzol) e os pescadores sugerem que são bons lugares para a prática da pesca desportiva. Este fato inclusive tem sido usado como argumento na ocupação da zona costeira por fazendas marinhas. Contudo, as evidências de que peixes de importância comercial ou recreacional são mais abundantes, em torno das fazendas marinhas do que associados com estruturas naturais ou ao sedimento, ainda não foram testadas (MORRISEY, 2006). No âmbito internacional vários são os estudos de peixes agregados em diversas estruturas, inclusive em cultivos marinhos. Em “long-lines” a maioria é realizada através da técnica do censo visual que pode subestimar as espécies crípticas.

KAWAMURA et al (1996) constataram que as cores de atratores de meia água têm grande influência na agregação dos peixes. LAEGDSGAARD & JOHNSON (2001) realizaram uma série de experimentos em campo e no laboratório para explicar os motivos pelos quais os peixes juvenis utilizam os ambientes de mangue. DEALTERIS et al (2004) realizaram um estudo comparativo entre a agregação de peixes em três diferentes habitats (equipamento de aquicultura, banco vegetado e banco não vegetado). Concluíram que os habitats artificiais e banco vegetado possuem nessa ordem a maior quantidade de organismos agregados. DEMPSTER (2004) realizou censos visuais para a estimativa de abundância de duas espécies de interesse recreacional em torno de DAPs colocados em águas abrigadas e águas abertas. Descreveu os tamanhos, razão sexual, distribuição e conteúdo estomacal. FELSING et al (2005) constataram que a exclusão dos peixes selvagens que circundam tanques rede aumentam o impacto, desse tipo de cultivo, nas comunidade bentônicas. BALART et al (2006) compararam o peso e o comprimento de 33 espécies de peixes crípticos em vários tipos de

ambientes, tanto artificiais quanto naturais. MORRISEY et al (2006) analisaram a abundância e a diversidade de peixes agregados ao cultivo de mexilhões na Nova Zelândia. VALLE et al. (2007) compararam áreas próximas de cultivos de peixes e constataram maiores abundâncias e biomassas de peixes nos locais próximos aos tanques rede. CLYNICK et al (2008) compararam agregações entre recifes naturais e estruturas urbanas e descobriram que as mesmas espécies presentes nos recifes naturais colonizam as estruturas urbanas e que existem diferenças entre as agregações em estruturas naturais e artificiais. FERNÁNDEZ et al (2009) testou e constatou diferenças na agregação de organismos entre recifes artificiais simples e com estruturas que imitam algas (aumentando a complexidade do ambiente). FORREST et al (2009) levantou a bibliografia e constatou que o efeito da implantação de um cultivo é positivo para a comunidade ictífica pelo aumento de oferta de alimento e complexidade do ambiente. SUDIRMAN et al (2009) constataram que os peixes agregados a tanques rede se alimentam principalmente da ração dada e não consumida pelos peixes do cultivo.

No Brasil estudo das relações entre a ictiofauna e as estruturas artificiais no Brasil ainda é incipiente (FREITAS & VELASTIN, 2010). Isso se deve ao fato das fazendas marinhas serem uma prática relativamente nova no país. Anteriormente os estudos concentravam-se nos recifes artificiais, entretanto vêm aumentando nos últimos 11 anos nas fazendas marinhas.

VIANNA et al (1999) verificaram que muitos peixes estão presentes próximos a várias partes do sistema de cultivo de “long-line” e que isso pode ser um ponto positivo para a implantação de fazendas marinhas. GODOY et al (2002) verificaram a associação de peixes em sistemas de recifes artificiais próximo a desembocadura do rio Paraíba no Rio de Janeiro e constataram que, devido a uma diferença nos parâmetros químicos da água, há uma sazonalidade na sucessão dos organismos. SILVA (2002) realizou um levantamento da ictiofauna agregada às plataformas de petróleo e observou um grande número de indivíduos da espécie *Hypsoblennius invemar* ocupando as conchas vazias de cracas ao longo do pilares. SOUZA - CONCEIÇÃO et al (2003) analisaram o conteúdo estomacal das espécies capturadas utilizando-se de redes de emalhe ao redor de um cultivo de mexilhões. Constataram que as espécies associadas ao cultivo utilizavam-no, assim como as outras formas de

vida associadas, para se alimentar. JARDEWESKI & ALMEIDA (2005) compararam a colonização de recifes artificiais próximos e distantes de costões rochosos encontrando diferenças no tempo de colonização. GERHARDINGER et al (2006), através de um estudo no ambiente de cultivo de mexilhões, constataram que a espécie *Hyleurochilus fissicornis* estava utilizando as estruturas de cultivo e as conchas vazias como local para a desova. FREITAS & VELASTIN (2010) realizaram um estudo para a avaliação dos peixes agregados com as pencas de mexilhão e a relação que há entre abundância e o comprimento das pencas, concluindo que as maiores abundâncias ocorrem no verão juntamente com as maiores pencas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Caracterizar a ictiofauna associada às lanternas de um cultivo de ostras.

2.2 Objetivos específicos

- Definir a composição específica da ictiofauna.
- Caracterizar estrutura da ictiofauna em comprimento e peso.
- Caracterizar os parâmetros físicos e químicos do ambiente durante as amostragens.
- Verificar possíveis diferenças na comunidade ictíica entre os meses do experimento.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A costa do Paraná estende-se por 105 km na direção NE-SW e inclui duas reentrâncias principais, a Baía de Guaratuba e o Complexo Estuarino de Paranaguá. Essa região foi classificada por ANGULO & ARAÚJO (1996) *in* VEIGA et al (2004) como dominada por ondas, sob regime de marés classificado como semidiurno (1,5 m na maré alta), que apresenta importantes efeitos não lineares, com ressacas ocasionais associadas a frentes frias e fortes ventos, e prisma de maré resultante de $7,5 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ (MARONE et al, 2005).

A Baía de Guaratuba, com área de aproximadamente 48 km^2 , está localizada entre as coordenadas ($25^{\circ}52' \text{ S}$; $48^{\circ}39' \text{ W}$). Apresenta cerca de 15% de áreas rasas, com profundidade média de 3m e máxima de 27m na sua desembocadura (NOERNBERG et al, 2004). Possui orientação leste-oeste, com comprimento aproximado de 16 km e a largura máxima de 3 km, na linha de maré baixa, e de 10 km considerando-se as planícies de maré SOARES et al, 1997). Sua desembocadura é limitada por dois pontais rochosos, com aproximadamente 500 m de distância, que correspondem ao extremo meridional da Serra da Prata, ao norte, e ao morro de Guaratuba, ao sul (SANTOS 2003).

É um estuário relativamente prístino, cercado por planícies de gramíneas e florestas de manguezais (SANDERS et al, 2006). A partir do canal de conexão com o Oceano Atlântico, a baía apresenta alargamento à medida que se adentra ao continente, com grande quantidade de baixios e áreas de manguezais mais extensas na margem norte. Embora a maioria da assembléia de peixes seja formada por espécies que não habitam permanentemente o sistema, os manguezais da Baía de Guaratuba são lugares importantes para o ciclo de vida de espécies estuarinas e marinhas que habitam a região costeira (CHAVES & BOUCHEREAU, 2000).

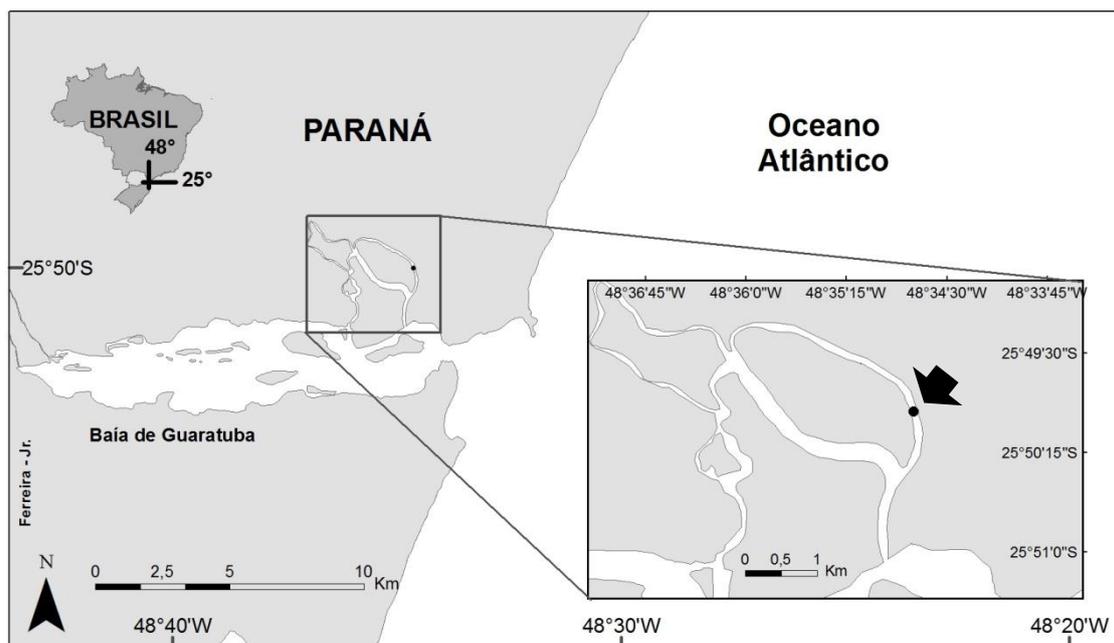


FIGURA 1 - Mapa da Baía de Guaratuba, mostrando no detalhe o local das coletas.

3.2 CARACTERÍSTICAS DO CULTIVO

Um cultivo experimental com 18 lanternas foi montado (no mês de dezembro de 2009) em uma extremidade do “long-line”, com espaço e material gentilmente cedidos pelo proprietário da área (FIGURA 2). As lanternas utilizadas eram compostas por 5 andares envolvidos por uma rede de malha de 3 centímetros, foram previamente etiquetadas e preenchidas (com a densidade de 50% do piso) com ostras do mesmo fornecedor do cultivador e então presas (mantendo-se um espaçamento médio de 1 metro entre cada lanterna) ao “long-line” exatamente como nos demais cultivos (FIGURA 3). A profundidade média no local onde foi realizado o experimento é de aproximadamente 3 metros, assim sendo as lanternas não tocavam o fundo em condições normais. Não foi realizado nenhum tipo de manejo nas lanternas do experimento, contudo as atividades continuaram normais no restante do cultivo.



FIGURA 2 – Detalhe do espaço utilizado para montagem do experimento.

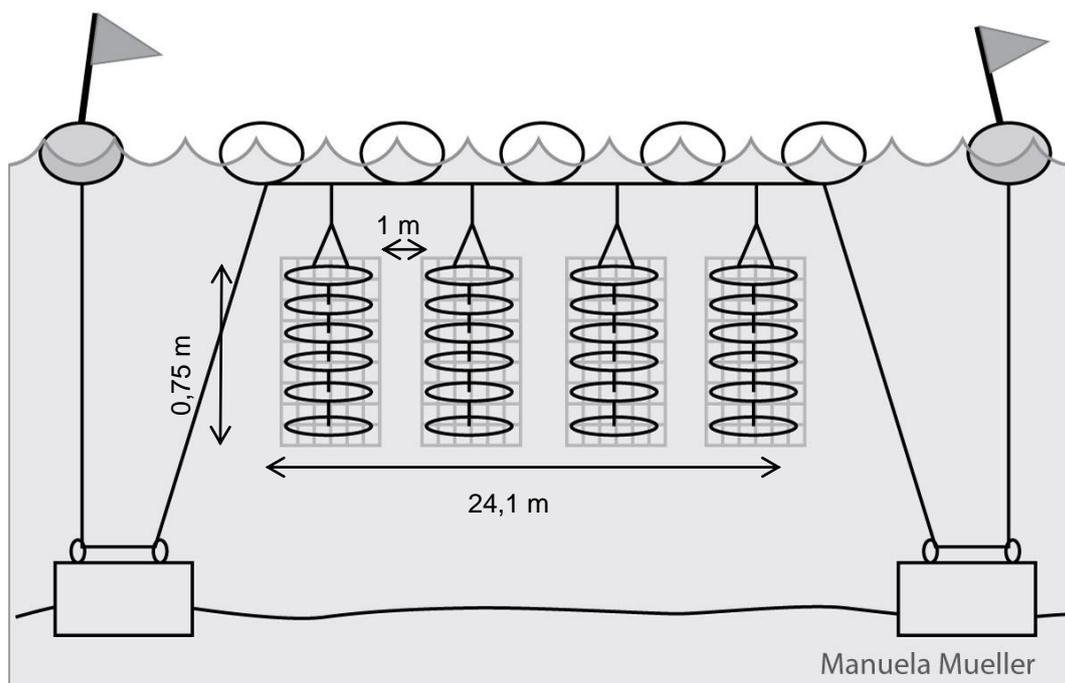


FIGURA 3 – Esquema de montagem das lanternas para o experimento em cultivo de long-line.

3.3 COLETA DOS DADOS

As coletas foram realizadas no cultivo “Ostra Viva”, localizado em Guaratuba – PR (FIGURA 4), entre janeiro e junho de 2010 sempre no período da manhã. Foi realizada uma coleta por mês durante seis meses, nas quais foram removidas e analisadas três lanternas, sem posterior reposição. Para que não houvesse tendência na hora das amostragens, antes de cada coleta as unidades amostrais (lanternas) foram aleatorizadas através de sorteio. Para esse sorteio foi utilizado um dado de vinte faces (FIGURA 5).



FIGURA 4 – Fazenda marinha Ostra Viva.



FIGURA 5 – Dado de vinte faces utilizado para aleatorizar as amostras.

Fonte: http://www.ehow.com/how_4626416_play-rpg-games-online.html

Para evitar o escape dos peixes durante a retirada das lanternas, foi utilizada uma rede, com dois metros de comprimento e com malha 3x7 mm, em forma de saco, previamente costurada a um aro de metal com 1 metro de diâmetro (FIGURA 6). No momento da coleta a lanterna era ensacada, de baixo para cima, pela rede e então embarcada. Posteriormente as 3 lanternas foram transportadas para a terra onde foram detalhadamente examinadas (inclusive o interior das conchas de ostras mortas).



FIGURA 6 – Rede utilizada para envolver as lanternas e diminuir a perda de organismos.

Todos os organismos foram acondicionados em potes plásticos previamente identificados e transportados ao laboratório onde foram congelados. Após uma semana de congelamento as amostras foram mensuradas com o auxílio de um ictiômetro (para a obtenção do comprimento total e padrão) (FIGURA 7), pesadas com balança de precisão de 0,01g, numeradas e fixadas em formalina a 4% para posterior identificação. A identificação foi realizada ao menor nível taxonômico possível com o auxílio dos manuais de BATH (1976) E FIGUEIREDO E MENEZES (1978, 1980, 1985). Após a utilização todo o material será depositado na coleção ictiológica do Museu de Ciências Naturais da Universidade Federal do Paraná.

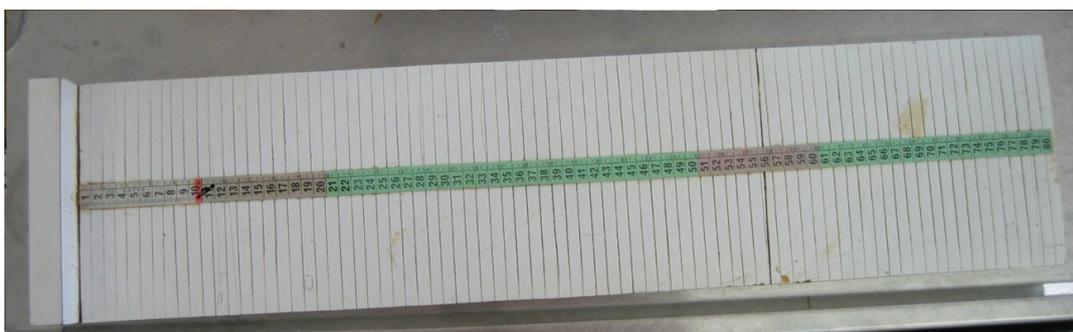


FIGURA 7 – Ictiômetro utilizado na mensuração dos peixes.

No momento da retirada das lanternas foram observados os seguintes parâmetros físicos e químicos: transparência da água (disco de Secchi), temperatura do ar e da água (termômetro químico escala 1/100°C) e uma amostra de água que foi transportada ao laboratório para a obtenção da salinidade (refratômetro ATAGO escala 1/40‰) e pH (pHmetro digital Digimed).

3.4 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

As possíveis diferenças na abundância da comunidade foram analisadas por métodos não paramétricos, contidos no software PRIMER v6, tendo como variáveis as espécies e como fator o tempo. Para a realização dos testes foram excluídas do modelo as espécies que apareceram em apenas uma réplica durante todo o experimento.

A matriz de similaridade de Bray-Curtis foi obtida de uma planilha de abundância de espécies. Posteriormente foi realizado um escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) para visualização da relação entre as amostras. Em seguida essa tabela foi invertida e foi realizado outro nMDS para a visualização da relação entre as espécies.

Com base na matriz de abundância também foram calculados, com o software PRIMER v6, os índices de diversidade (que incluem riqueza e equitatividade) de Hill (N1 e N2), que são considerados como mais fáceis de interpretar por representarem o número efetivo de espécies. Além disso, tendem a zero quando alguma delas torna-se mais dominante na comunidade. Posteriormente esses valores foram submetidos a um teste de variância (ANOVA) uni-fatorial no software Estatística 7.0 (Statsoft Inc. 2004).

Para o teste das possíveis diferenças entre os agrupamentos realizamos uma análise não paramétrica de variância multivariada permutacional PERMANOVA uni-fatorial (ANDERSON, 2001), baseada em uma matriz não transformada de dissimilaridade de Bray-Curtis no software PERMANOVA 1.6 (ANDERSON, 2005).

Para a comparação da variável abundância foi realizado o teste do Qui-Quadrado e para as variáveis peso e comprimento foi realizado o teste de variância (ANOVA) uni-fatorial apenas para as espécies mais abundantes

($n > 10\%$), ambos para a detecção de diferenças quanto ao fator tempo de imersão das lanternas. (Statística 7.0 Statsoft Inc. 2004).

Utilizamos ainda análises de variância (ANOVA) uni-fatoriais para os parâmetros físico-químicos (temperatura, salinidade, transparência da água e pH), para a detecção de diferenças relacionadas ao fator tempo de imersão das lanternas realizadas com o software Statística 7.0 (Statsoft Inc. 2004).

Para todas as análises de variância o fator tempo foi utilizado como um fator fixo. Os intervalos de confiança utilizados são de 0,95 e as diferenças significativas foram assumidas para valores de $p < 0,05$. Para valores de p significativos foi utilizado o teste a posteriori LSD para determinar a(s) possível(veis) causa(s) de variação.

Antes da realização das análises de variância (ANOVA) foram realizados testes para verificar se os dados cumpriam os pressupostos exigidos para esse tipo de análise (normalidade e homocedasticidade). Para a normalidade utilizamos o teste de Shapiro e para a homocedasticidade o teste de Bartlett. Os dados que não cumpriram os pressupostos foram submetidos a transformações (raiz quadrada, raiz quarta e logarítmica) para se adequarem. Os dados que mesmo com a transformação logarítmica (a mais radical) não alcançaram a homocedasticidade foram submetidos à ANOVA, no entanto a significância do teste foi mudada para valores de $p < 0,01$, os dados que não alcançaram a normalidade foram submetidos à ANOVA sem nenhuma restrição segundo UNDERWOOD (1997).

4 RESULTADOS

4.1 PARÂMETROS AMBIENTAIS

Na TABELA 1 os valores de F e p resultante da comparação dos parâmetros ambientais e o tempo de submersão das lanternas. As diferenças observadas não foram significativas para nenhuma das variáveis ambientais dentro do tempo do experimento.

TABELA 1 – Resultados das análises de variância (ANOVA) dos parâmetros ambientais em relação ao parâmetro tempo de submersão. Os dados

Parâmetro	F	p	Média	DP
Transparência H ₂ O	0,1111	0,9699	0,85	± 0,21
Temperatura do ar	0,6857	0,7188	24,71	± 2,42
Temperatura da H ₂ O	2,4857	0,4462	24,21	± 3,17
Salinidade	2,9111	0,4167	18	± 3,41
pH	19,032	0,1722	7,78	± 0,36

4.2 COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA

Durante os seis meses do experimento foram capturados 306 indivíduos e 794,94 gramas de biomassa. Foram constatadas 10 espécies pertencentes a 7 famílias (TABELA 2). As espécies *Acanthistius patachonicus*, *Chaetodipterus faber* e *Rypticus randalli* foram retiradas das análises por apresentarem um indivíduo em uma réplica cada.

TABELA 2 – Nomes científicos das espécies capturadas e seus respectivos nomes populares.

Família	Espécie	Nome popular
Atherinidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	Peixe rei
Blenniidae	<i>Hypoleurochilus fissicornis</i>	Maria da toca
Blenniidae	<i>Lupinoblennius paivai</i>	-
Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i>	Dorminhoco
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	Paru
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>	Amborê
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	Corvina
Serranidae	<i>Acanthistius patachonicus</i>	Mero
Serranidae	<i>Mycteroperca acutirostris</i>	Badejo mira
Serranidae	<i>Rypticus randalli</i>	Peixe-sabão

Na TABELA 3 as espécies e as frequências absolutas de captura nos meses do experimento. As espécies mais abundantes durante todo o experimento foram: *Hypoleurochilus fissicornis* (184), *Bathygobius soporator* (43), *Dormitator maculatus* (41) e *Lupinoblennius paivai* (15).

Na TABELA 4 a biomassa capturada por espécie ao longo dos 6 meses de experimento. As espécies com maior biomassa durante o experimento foram: *H. fissicornis* (415,31 g), *B. soporator* (180,11 g) e *D. maculatus* (79,77 g).

TABELA 3 – Espécies capturadas e respectivas frequências de captura.

Mês	2010																		
	Janeiro (T1)			Fevereiro (T2)			Março (T3)			Abril (T4)			Maio (T5)			Junho (T6)			Σ
Espécie/Réplica	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
<i>Acanthistius patachonicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Atherinella brasiliensis</i>	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	1	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Bathygobius soporator</i>	0	2	2	2	1	0	1	3	4	0	8	6	2	4	1	2	1	4	43
<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dormitator maculatus</i>	2	2	0	6	3	1	0	4	4	8	4	0	0	0	0	0	7	0	41
<i>Hyleurochilus fissicornis</i>	2	5	4	9	18	13	6	13	8	14	10	21	6	7	5	6	34	3	184
<i>Lupinoblennius paivai</i>	0	2	1	0	3	0	0	1	0	5	2	0	1	0	0	0	0	0	15
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Rypticus randalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Σ	6	18	8	18	29	18	9	21	16	27	24	27	10	12	6	8	42	7	306

TABELA 4 – Espécies capturadas e respectivas biomassas de captura.

Mês	2010																		
	Janeiro (T1)			Fevereiro (T2)			Março (T3)			Abril (T4)			Maio (T5)			Junho (T6)			Σ
Espécie/Réplica	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
<i>Acanthistius patachonicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,932	0	0	0	0	0,932
<i>Atherinella brasiliensis</i>	1,412	3,906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,318
<i>Bairdiella ronchus</i>	0	0	0	2,164	6,360	10,264	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18,788
<i>Bathygobius soporator</i>	0	2,440	0,178	5,305	0,109	0	3,861	0,284	1,437	0	20,455	21,928	6,387	59,078	18,920	7,521	2,710	29,502	180,115
<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0	0	0	0	0	29,090	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	29,090
<i>Dormitator maculatus</i>	0,763	0,478	0	10,568	0,868	0,758	0	2,946	8,612	23,544	9,000	0	0	0	0	0	22,238	0	79,775
<i>Hyleurochilus fissicornis</i>	1,746	4,561	0,831	6,947	30,766	21,874	14,809	20,265	18,362	54,203	24,888	61,656	6,177	28,957	20,278	11,147	72,744	15,101	415,312
<i>Lupinoblennius paivai</i>	0	1,352	0,598	0	2,565	0	0	0,852	0	5,915	3,113	0	0,127	0	0	0	0	0	14,522
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0,695	0,305	1,348	0	11,289	12,287	13,556	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39,480
<i>Rypticus randalli</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11,609	0	0	0	0	0	11,609
Σ	4,616	13,042	2,955	24,984	51,957	45,183	61,316	24,347	28,411	83,662	57,456	83,584	24,300	88,967	39,198	18,668	97,692	44,603	794,94

Na TABELA 5 os resultados do teste de qui-quadrado da comparação das espécies mais abundantes pelo tempo de imersão das lanternas. As diferenças entre as abundâncias pelo tempo de submersão foram significativas para as espécies *Hypleurochilus fissicornis*, *Bathygobius soporator*, *Dormitator maculatus*.

TABELA 5 – Resultado do teste qui-quadrado.

Espécie	χ^2	g.l.	p
<i>Hypleurochilus fissicornis</i>	31,463	5	<0,05
<i>Bathygobius soporator</i>	14,620	5	<0,05
<i>Dormitator maculatus</i>	26,7525	5	<0,05
<i>Lupinoblennius paivai</i>	0	5	>0,05

As diferenças observadas nas abundâncias, das espécies agregadas, pelo tempo de submersão são significativas e não podem ser atribuídas ao erro de amostragem (PERMANOVA g.l.=5; F=2,1352 e p=0,02). Contudo, não foram constatadas diferenças significativas nas abundâncias entre os grupos nos resultados do teste “a posteriori” (TABELA 6).

TABELA 6 – Resultado do teste permutacional a posteriori da PERMANOVA.

Grupos	t	p
(T1, T2)	2,0933	0,0940
(T1, T3)	1,4845	0,1690
(T1, T4)	2,2542	0,1060
(T1, T5)	1,8796	0,0850
(T1, T6)	1,2063	0,1960
(T2, T3)	1,1816	0,3050
(T2, T4)	1,0258	0,5010
(T2, T5)	2,7831	0,1030
(T2, T6)	1,2084	0,2810
(T3, T4)	1,2487	0,2730
(T3, T5)	1,2035	0,3090
(T3, T6)	0,4657	1,0000
(T4, T5)	2,5312	0,0950
(T4, T6)	1,0421	0,4170
(T5, T6)	0,7843	0,8970

O escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) das réplicas resultou agrupamentos que sugerem um padrão temporal na distribuição das réplicas (FIGURA 8).

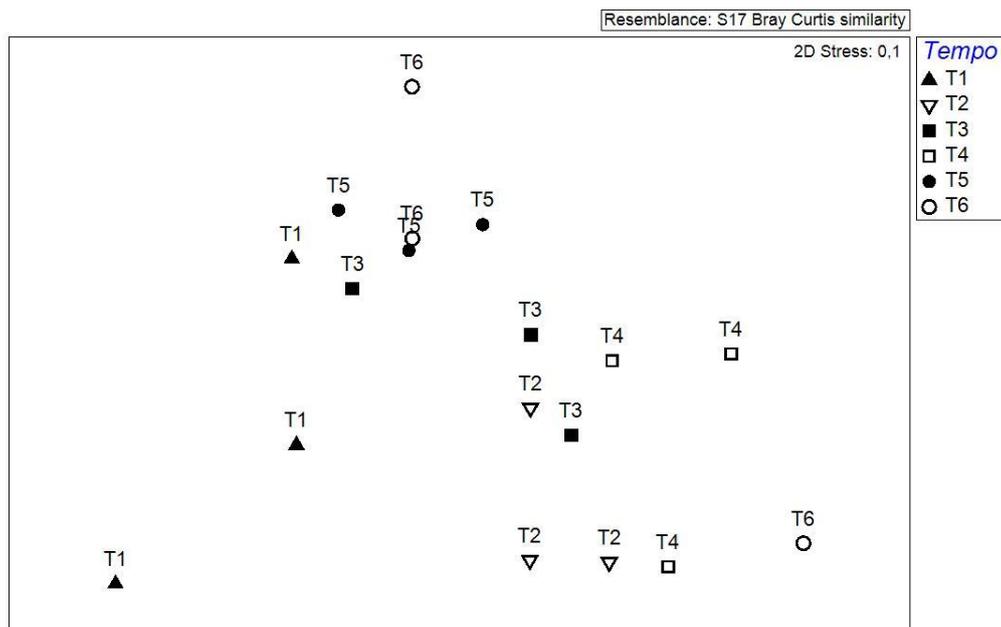


FIGURA 8 – Representação gráfica do nMDS das réplicas.

O nMDS das espécies resultou no agrupamento de *Hypleurochilus fissicornis*, *Bathygobius soporator*, *Dormitator maculatus* e *Lupinoblennius paivai* (I) que corresponderam às mais abundantes. Por sua vez *Atherinella brasiliensis* (IV) ocorreu apenas no primeiro mês, *Bairdiella ronchus* (II) no segundo mês e *Mycteroperca acutirostris* (III) no primeiro e segundo mês e por isso ficaram equidistantes entre si (FIGURA 9).

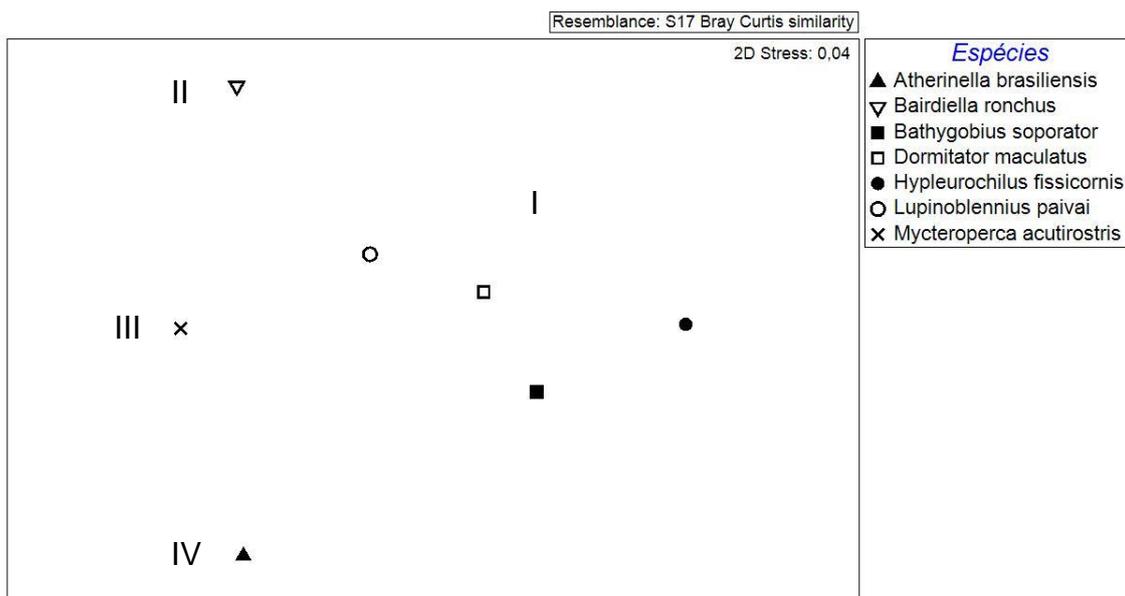


FIGURA 9 – Representação gráfica do nMDS das espécies.

4.3 ESTRUTURA EM COMPRIMENTO E PESO

Na TABELA 7 o comprimento médio por espécie ao longo do 6 meses de captura.

A diferença observada entre as médias de comprimento total de *H. fissicornis* pelo tempo não foi significativa. Houve aumento no tamanho dos indivíduos do tempo 1 para o 4 (FIGURA 10).

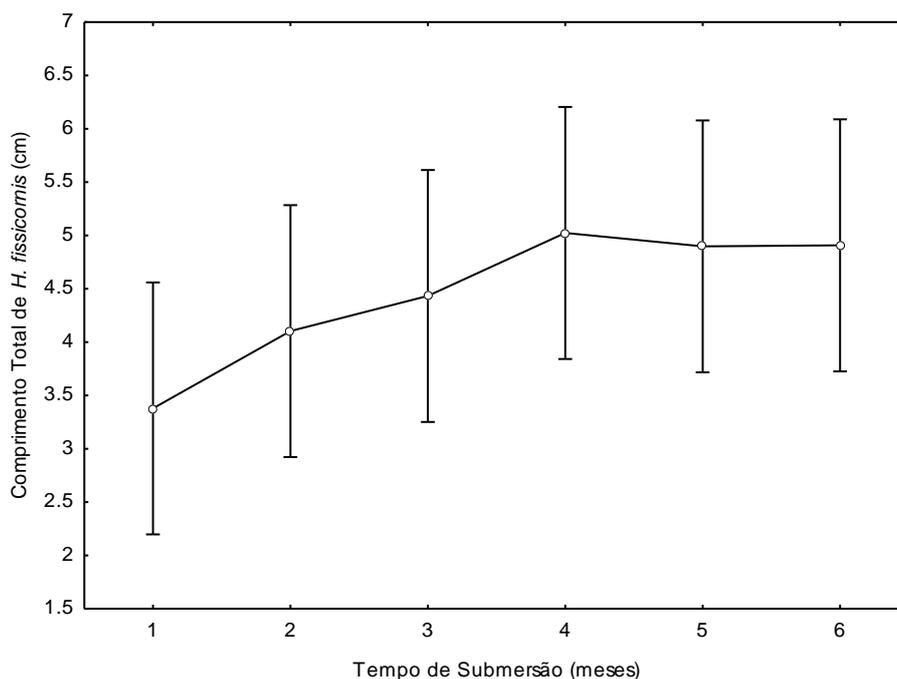


FIGURA 10 – Gráfico resultante da comparação das médias do comprimento total de *Hypleurochilus fissicornis* em relação ao parâmetro tempo de submersão. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F= 1,3655$; $p=0,30369$.

As diferenças entre as biomassas médias de *H. fissicornis* pelo tempo não foram significativas. Como observado para o comprimento total, também houve aumento na biomassa do tempo 1 para o 4 (FIGURA 11).

TABELA 7 – Espécies capturadas e respectivas comprimentos médios e desvios.

Mês	Janeiro (T1)						Fevereiro (T2)						Março (T3)					
Réplica	1		2		3		1		2		3		1		2		3	
Espécie	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
A. patachonicus	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
A. brasiliensis	7,00	-	4,97	0,99	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
B. ronchus	0	-	0	-	0	-	5,50	-	5,63	0,58	6,45	0,84	0	-	0	-	0	-
B. soporator	0	-	4,05	2,75	2,40	0,70	4,65	2,89	2,20	-	0	-	6,10	-	1,77	0,46	2,75	0,64
C. faber	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	8,90	-	0	-	0	-
D. maculatus	3,25	0,07	2,75	0,77	0	-	4,60	1,57	2,93	0,30	3,60	-	0	-	3,55	0,47	4,88	1,36
H. fissicornis	3,75	2,19	3,76	1,44	2,63	0,96	3,37	0,99	4,53	1,66	4,42	1,14	4,78	1,45	4,18	0,99	4,34	1,67
L. paivai	0	-	3,40	1,83	3,80	-	0	-	3,60	1,12	0	-	0	-	3,70	-	0	-
M. acutirostris	4,70	-	3,20	-	5,20	-	0	-	9,70	-	9,40	-	9,90	-	0	-	0	-
R. randalli	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

Mês	Abril (T4)						Maio (T5)						Junho (T6)					
Réplica	1		2		3		1		2		3		1		2		3	
Espécie	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
A. patachonicus	0	-	0	-	0	-	0	-	3,60	-	0	-	0	-	0	-	0	-
A. brasiliensis	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
B. ronchus	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
B. soporator	0	-	5,34	1,05	4,93	2,91	6,28	0,38	9,55	2,05	10,90	-	6,05	1,34	5,50	-	6,80	2,52
C. faber	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
D. maculatus	5,34	1,95	4,88	2,13	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	5,00	2,76	0	-
H. fissicornis	5,41	2,01	4,57	1,93	5,10	1,53	3,03	1,78	5,61	2,44	6,06	0,92	4,02	1,81	4,40	1,59	6,30	0,69
L. paivai	4,16	0,76	4,65	0,35	0	-	2,15	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
M. acutirostris	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
R. randalli	0	-	0	-	0	-	9,50	-	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

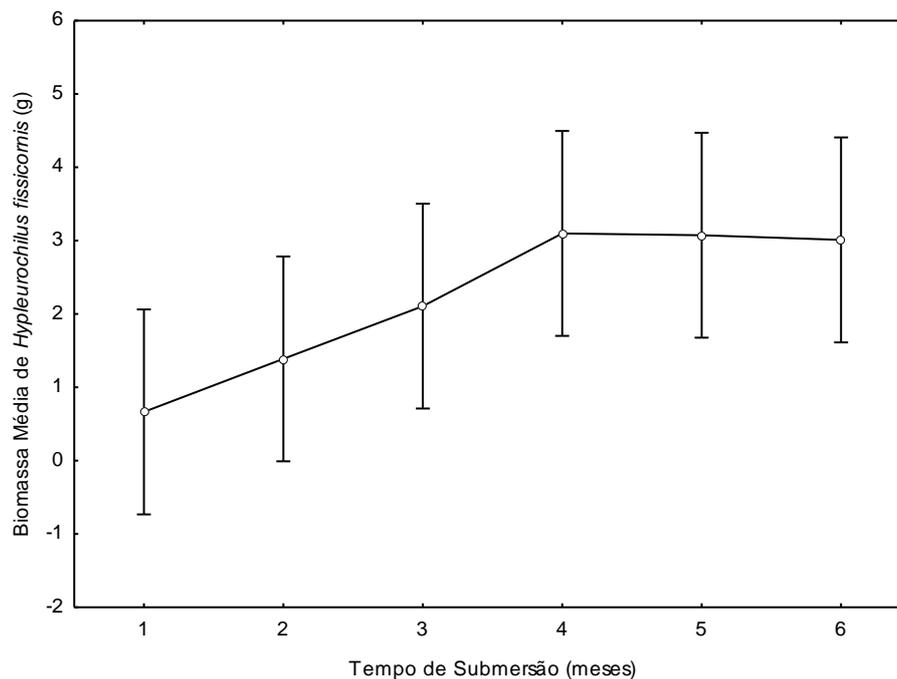


FIGURA 11 – Gráfico resultante de comparação das médias da biomassa média de *Hyleurochilus fissicornis* em relação ao parâmetro tempo de submersão. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F=2,5549$; $p=0,08501$.

As diferenças entre as médias de comprimento total de *B. saporator* em relação ao tempo de imersão das lanternas são significativas. Os tamanhos do tempo 5 (quinto mês) foram significativamente maiores que os dos tempos 1,2,3 e 4. Do mesmo modo que os do tempo 1 (primeiro mês) foram significativamente menores em relação ao tempo 6 (TABELA 8, FIGURA 12).

TABELA 8 – Probabilidades resultantes do teste LSD da comparação do comprimento total de *Bathygobius saporator*.

Tempo	1	2	3	4	5	6
1		0,9426	0,4587	0,4969	0,0028*	0,0493*
2	0,9426		0,5020	0,5424	0,0033*	0,0562
3	0,4587	0,5020		0,9491	0,0119*	0,1808
4	0,4969	0,5424	0,9491		0,0105*	0,1630
5	0,0028*	0,0033*	0,0119*	0,0105*		0,1497
6	0,0493*	0,0562	0,1808	0,1630	0,1497	

*significativo

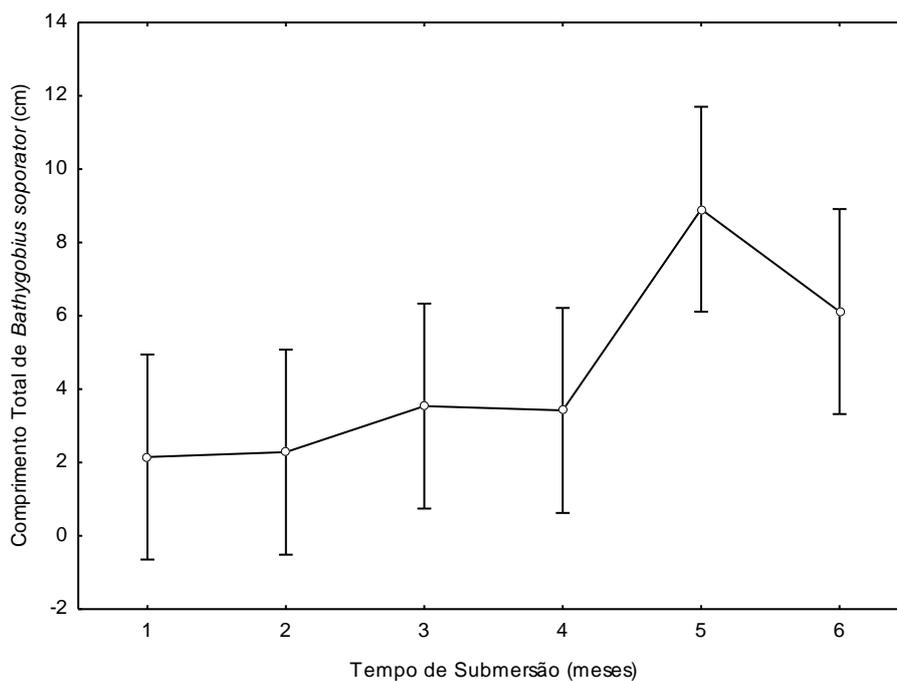


FIGURA 12 – Gráfico resultante da comparação das médias do comprimento total de *Bathygobius soporator* em relação ao parâmetro tempo de submersão. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança 0,95. $F= 4,1948$; $p= 0,01947^*$.

As diferenças das médias das biomassas médias pelo tempo de imersão da espécie *B. soporator* não foram significativas. No entanto visualmente houve um aumento da média do tempo 1 ao tempo 5 e uma queda no tempo 6 (FIGURA 13).

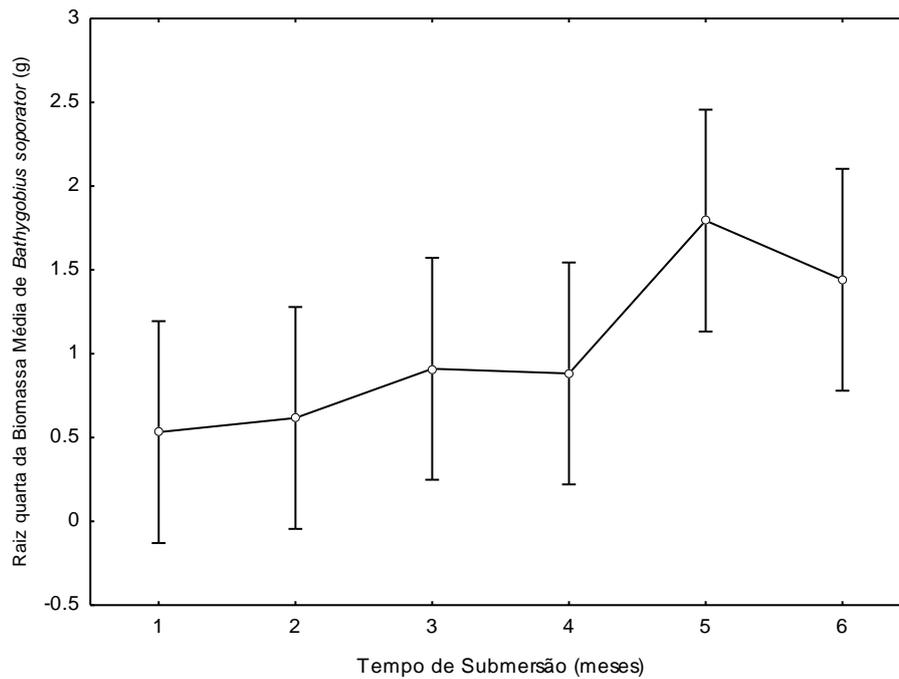


FIGURA 13 – Gráfico resultante da comparação das médias da biomassa média de *Bathygobius soporator* em relação ao parâmetro tempo de submersão. O dado recebeu transformação (raiz quarta) para atender os pressupostos da análise. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F= 2,6165$; $p= 0,07996$.

As diferenças entre médias de tamanho de *D. maculatus* ao longo do experimento não são significativas. Contudo, visualmente houve um aumento no tamanho dos indivíduos do tempo 1 para o tempo 2 e a ausência de indivíduos no tempo 5, assim como o seu reaparecimento (em tamanhos menores) no tempo 6 (FIGURA 14).

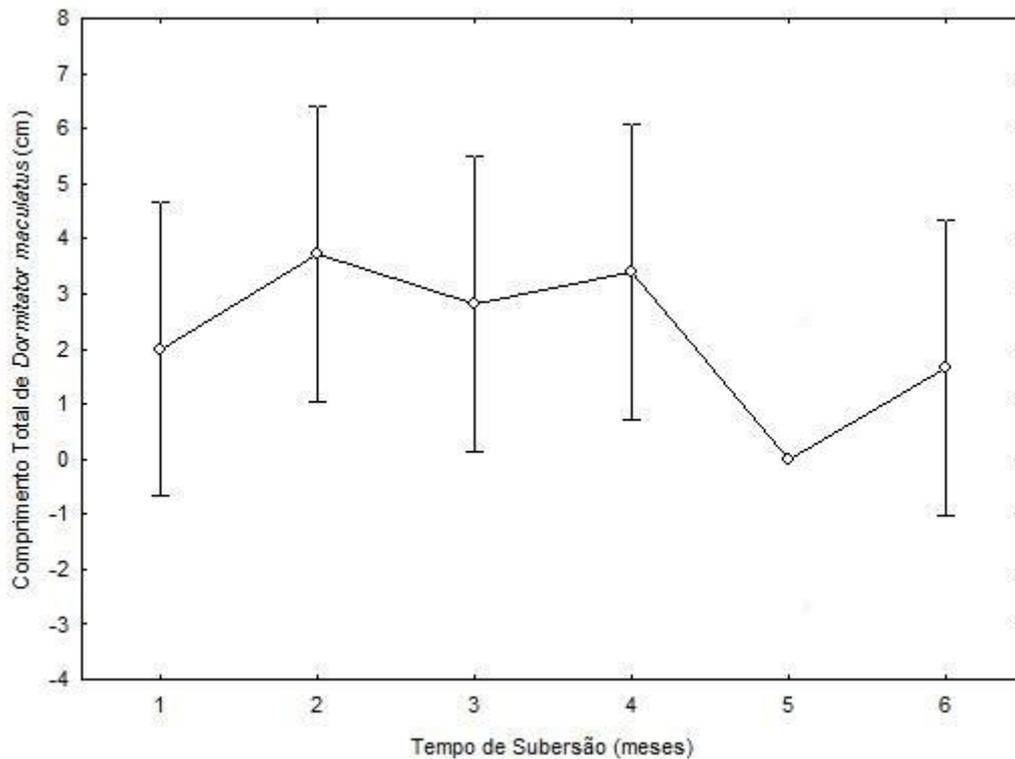


FIGURA 14 – Gráfico resultante da comparação das médias do comprimento total de *Dormitator maculatus* em relação ao parâmetro tempo de submersão. O dado não cumpriu o pressuposto normalidade. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F = 1,2234$; $p = 0,35650$.

As diferenças entre as médias da biomassa ao longo do tempo de imersão para espécie *D. maculatus* não foram significativas. No entanto visualmente notamos um padrão muito parecido com o da análise anterior para o comprimento total ao longo do tempo de imersão. Ocorreu o aumento de peso do tempo 1 ao tempo 4 e a ausência de indivíduos no tempo 5 e seu reaparecimento no tempo 6 (FIGURA 15).

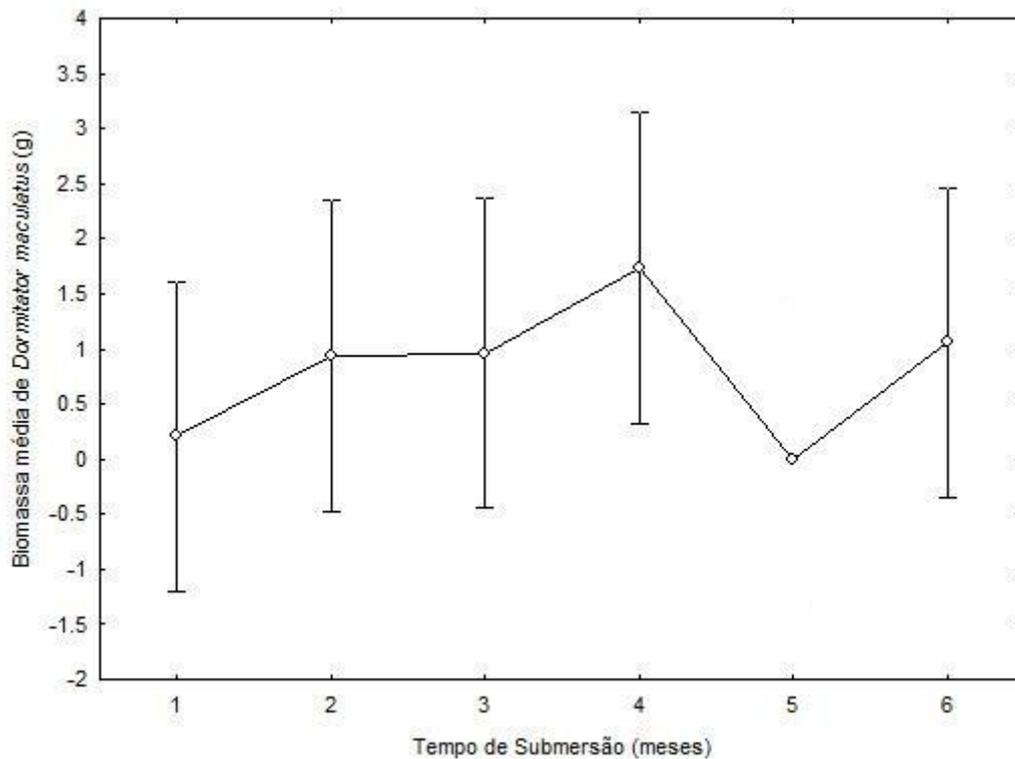


FIGURA 15 – Gráfico resultante da comparação das médias da biomassa média de *Dormitator maculatus* em relação ao parâmetro tempo de submersão. O dado não cumpriu o pressuposto normalidade. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F= 0,94131$; $p= 0,48905$.

Na FIGURA 16 a comparação das médias de comprimento total de *L. paivai* ao longo do tempo de imersão. As diferenças entre as médias de comprimentos nos meses não são significativas. No entanto visualmente podemos perceber a ausência de indivíduos no tempo 6 e a ocorrência dos maiores indivíduos no tempo 4 (FIGURA 16).

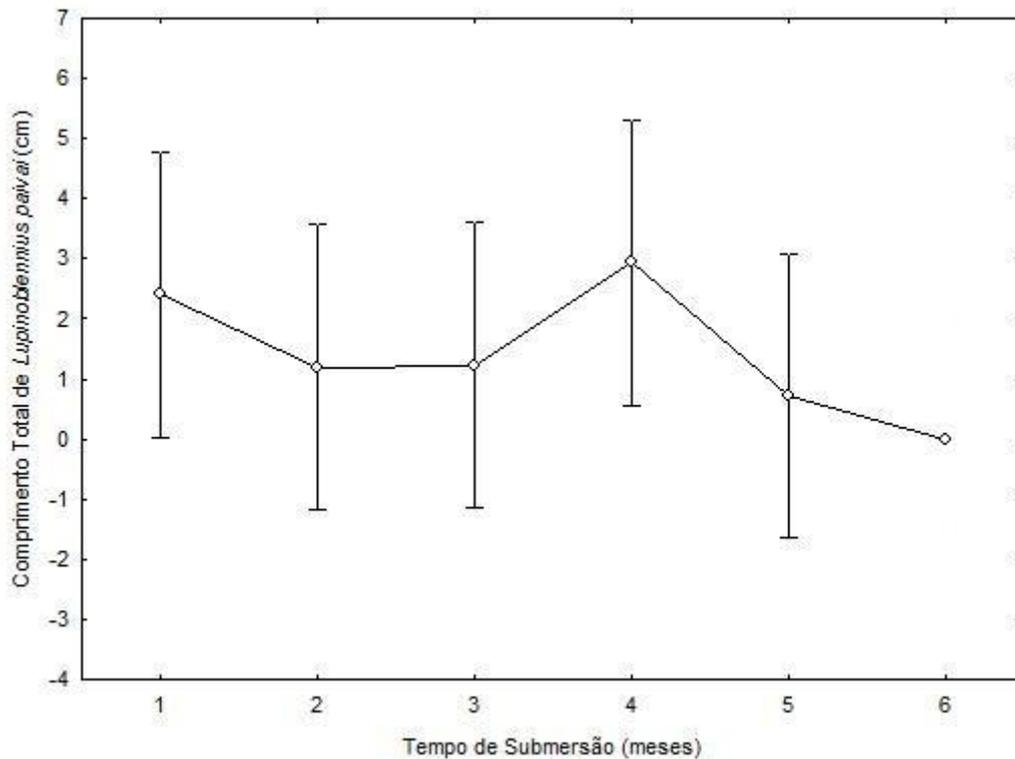


FIGURA 16 – Gráfico resultante da comparação das médias do comprimento total de *Lupinoblennius paivai* em relação ao parâmetro tempo de submersão. O dado não cumpriu o pressuposto normalidade. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F = 0,98898$; $p = 0,46385$.

As médias de biomassa ao longo do tempo de imersão para a espécie *Lupinoblennius paivai* não apresentaram diferenças significativas. Contudo através do gráfico observamos que o maior valor de biomassa média no tempo 4 (FIGURA 17).

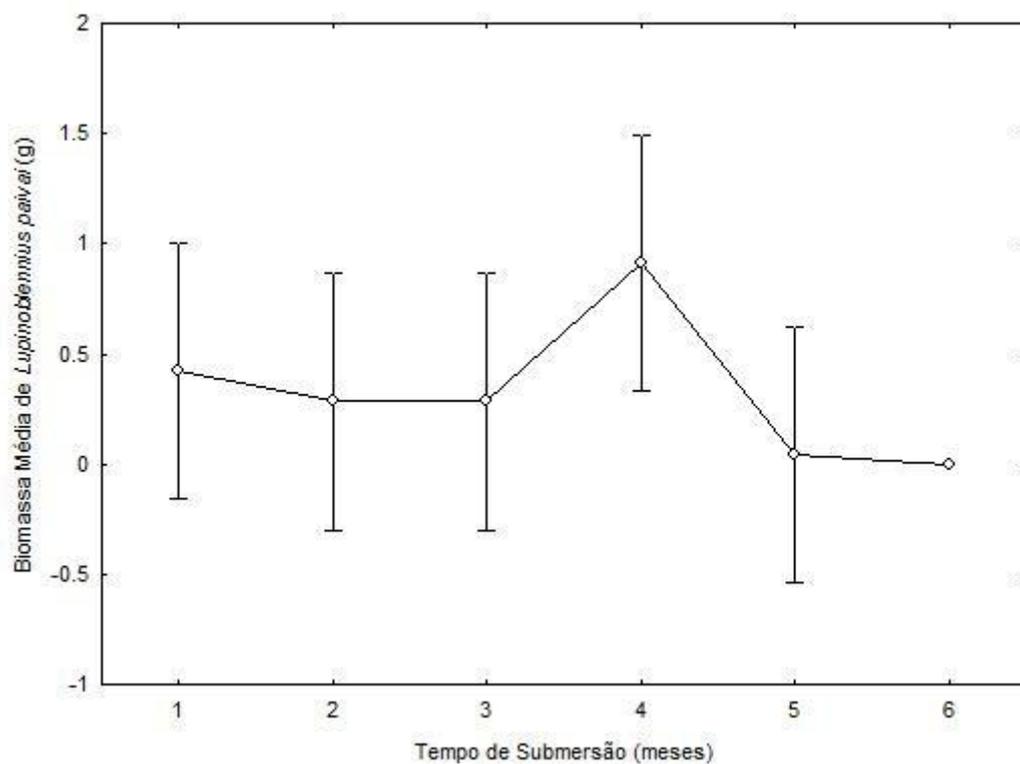


FIGURA 17 – Gráfico resultante da comparação das médias da biomassa média de *Lupinoblennius paivai* em relação ao parâmetro tempo de submersão. O dado não cumpriu o pressuposto normalidade. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F=1,5223$; $p=0,25468$.

4.4. DIVERSIDADE E BIOMASSA

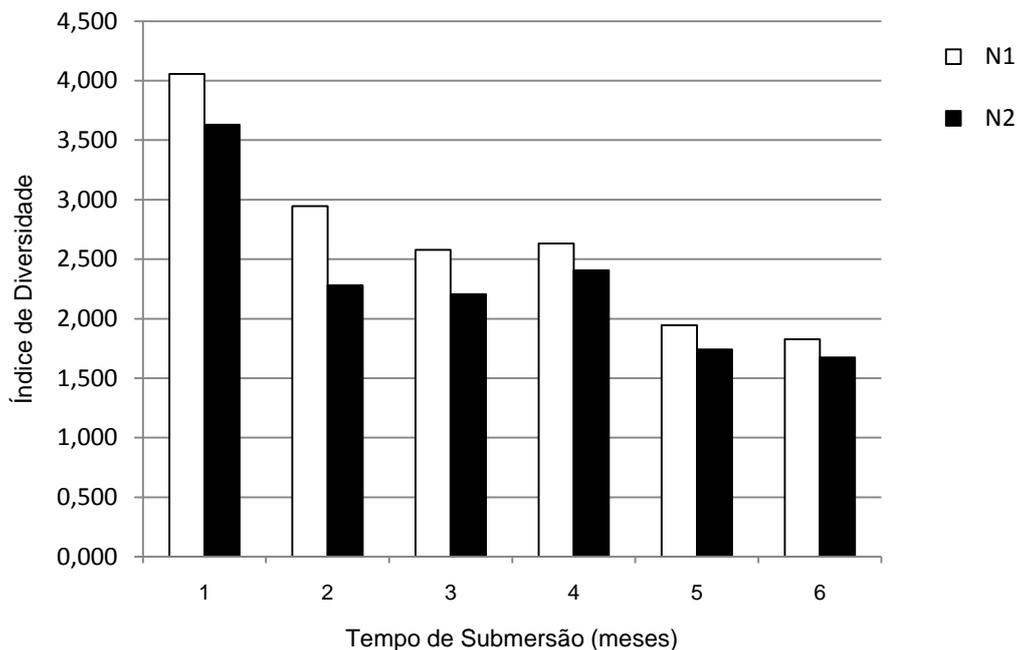


FIGURA 18 - Distribuição dos valores médios dos índices de diversidade de Hill (N1,N2) ao longo dos meses de experimento.

De modo geral a distribuição, dos valores médios dos índices de diversidade pelo tempo de experimento, foi bimodal com picos no início e meio do experimento (FIGURA 18). O maior número de espécies dominantes (TABELA 3) ocorreu no tempo1 (N1≈4 e N2≈5), seguido pelo tempo 2 (N1≈3 e N2≈4) e 4(N1 e N2≈3). As diferenças observadas ao longo do tempo são significativas e não podem ser atribuídas ao erro de amostragem ($F_{N1}=5,39$; $p<0,01$ e $F_{N2}=4,98$; $p=0,01$).

As principais causas de variação na diversidade foram os tempos 1 (com a maior diversidade – TABELA 3) e 2 (maior diversidade em relação ao tempo 6 – TABELA 3) e o tempo 6 (com a menor diversidade – TABELA 3) (TABELA 9).

TABELA 9 – Probabilidades resultantes do teste LSD da comparação dos índices de diversidade de Hill N1 e tempos de submersão.

Tempo	1	2	3	4	5	6
1		0,0428*	0,0107*	0,0132*	0,0010*	0,0006*
2	0,0428*		0,4674	0,5352	0,0639	0,0418*
3	0,0107*	0,4674		0,9126	0,2212	0,1526
4	0,0132*	0,5352	0,9126		0,1861	0,1270
5	0,0010*	0,0639	0,2212	0,1861		0,8166
6	0,0006*	0,0418*	0,1526	0,1270	0,8166	

*significativo

No gráfico (FIGURA 19) resultante da comparação das médias do índice de diversidade de Hill (N1) a tendência foi a redução na diversidade da comunidade em relação ao tempo de submersão.

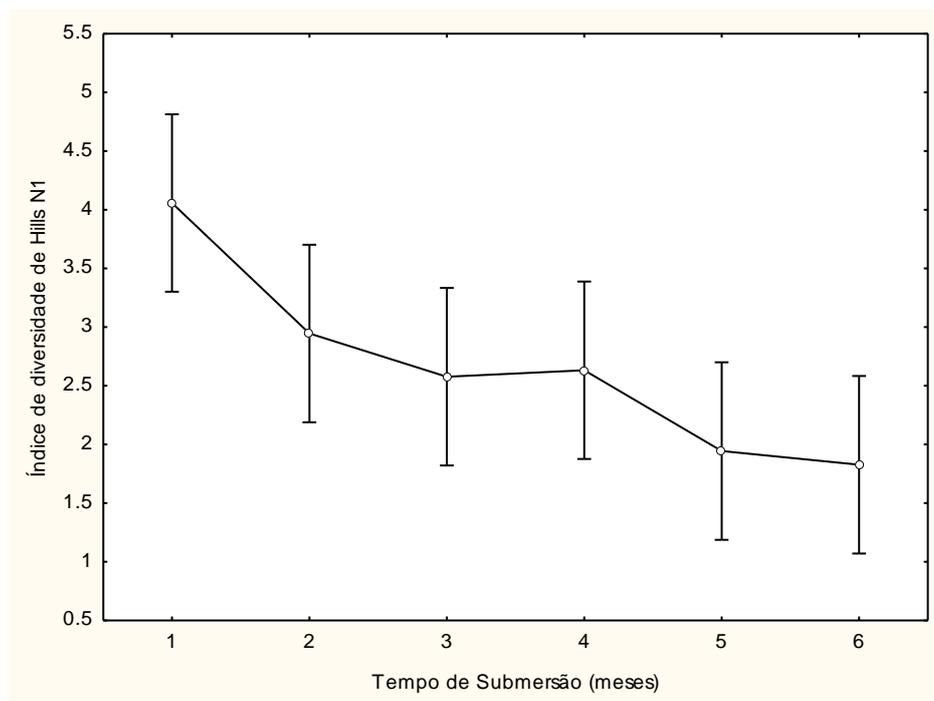


FIGURA 19 – Gráfico resultante da comparação das médias do índice de Hill N1 em relação ao parâmetro tempo de submersão. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F = 5,3903$; $p = 0,0079^*$.

As diferenças observadas entre os valores do índice de diversidade de Hill N2 foram significativamente diferentes e podem ser atribuídas ao tempo 1 (com maior diversidade) (TABELA 10).

TABELA 10 – Probabilidades resultantes do teste LSD da comparação do índice de diversidade de Hill N2.

Tempo	1	2	3	4	5	6
1		0,0106*	0,0078*	0,0180*	0,0011*	0,0009*
2	0,0106*		0,8695	0,7828	0,2517	0,2008
3	0,0078*	0,8695		0,6609	0,3204	0,2587
4	0,0180*	0,7828	0,6609		0,1630	0,1279
5	0,0011*	0,2517	0,3204	0,1630		0,8839
6	0,0009*	0,2008	0,1279	0,1279	0,8839	

*Significativo

Na FIGURA 20 o gráfico resultante da comparação das médias dos valores do índice de diversidade N2. Como observado para N1 a tendência foi de queda na diversidade da comunidade em relação ao tempo do experimento. Porém é evidente o aumento da diversidade no tempo 4, quase imperceptível em N1.

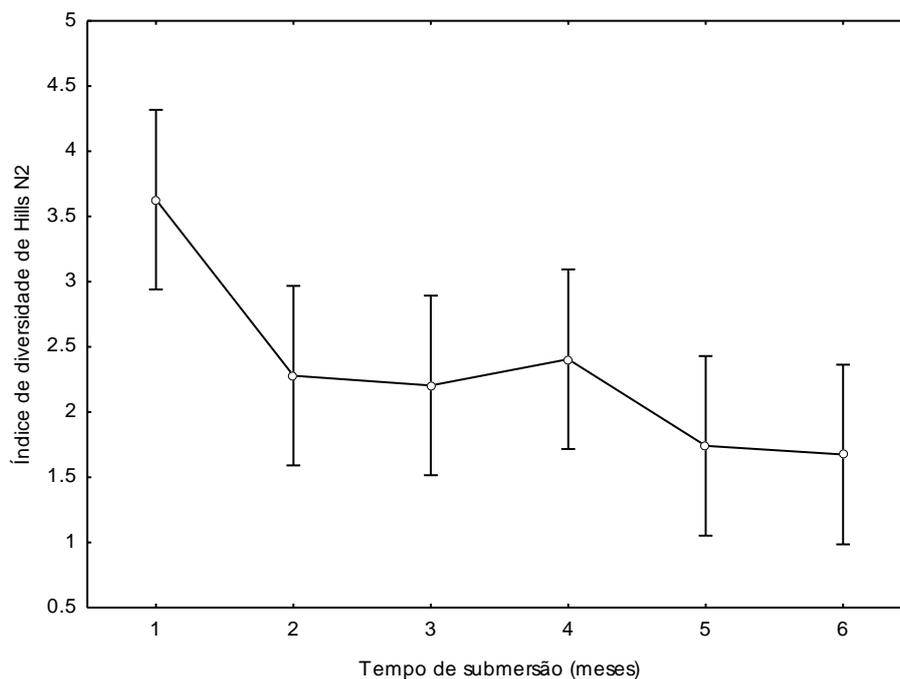


FIGURA 20 – Gráfico resultante da comparação das médias do índice de Hill N2 em relação ao parâmetro tempo de submersão. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F = 4,9798$; $p = 0,0106^*$.

As diferenças observadas nas médias de biomassa por tempo de experimento foram significativas e atribuídas principalmente ao tempo 1

(TABELA 11, FIGURA 21). A tendência geral foi de aumento do tempo 1 para o tempo 4, com posterior redução e estabilização de biomassa.

TABELA 11 – Probabilidades resultantes do teste LSD da comparação da raiz quadrada das médias da Biomassa total dos Peixes.

Tempo	1	2	3	4	5	6
1		0,0237*	0,0799	0,0013*	0,0211*	0,0104*
2	0,0237*		0,5123	0,1426	0,9509	0,6664
3	0,0799	0,5123		0,0444*	0,4746	0,2857
4	0,0013*	0,1426	0,0444*		0,1578	0,2817
5	0,0211*	0,9509	0,4746	0,1578		0,7112
6	0,0104*	0,6664	0,2857	0,2817	0,7112	

*Significativo

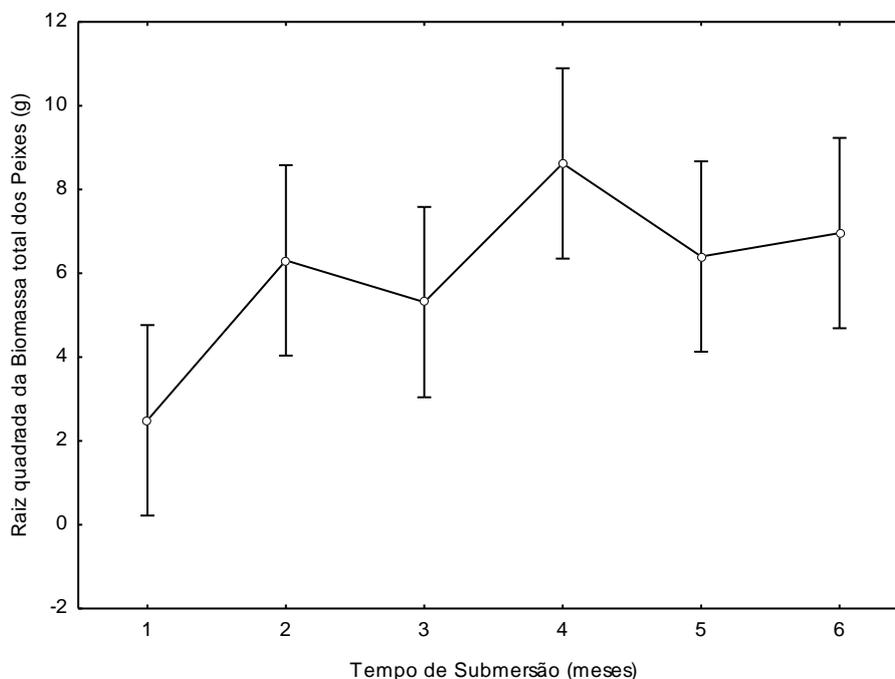


FIGURA 21 – Gráfico resultante da comparação das médias da biomassa total dos peixes em relação ao parâmetro tempo de submersão. O dado recebeu transformação (raiz quadrada) para atender os pressupostos da análise. As barras verticais demonstram o intervalo de confiança de 0,95. $F= 3,8322$; $p=0,02627^*$.

Na FIGURA 22 a abundância e biomassa média das capturas de *H. fissicornis* por réplicas nos diferentes tempos de submersão. A abundância foi trimodal, com picos nos tempos 2, 4 e 6. Por sua vez a biomassa média teve aumento gradual em relação ao tempo de submersão.

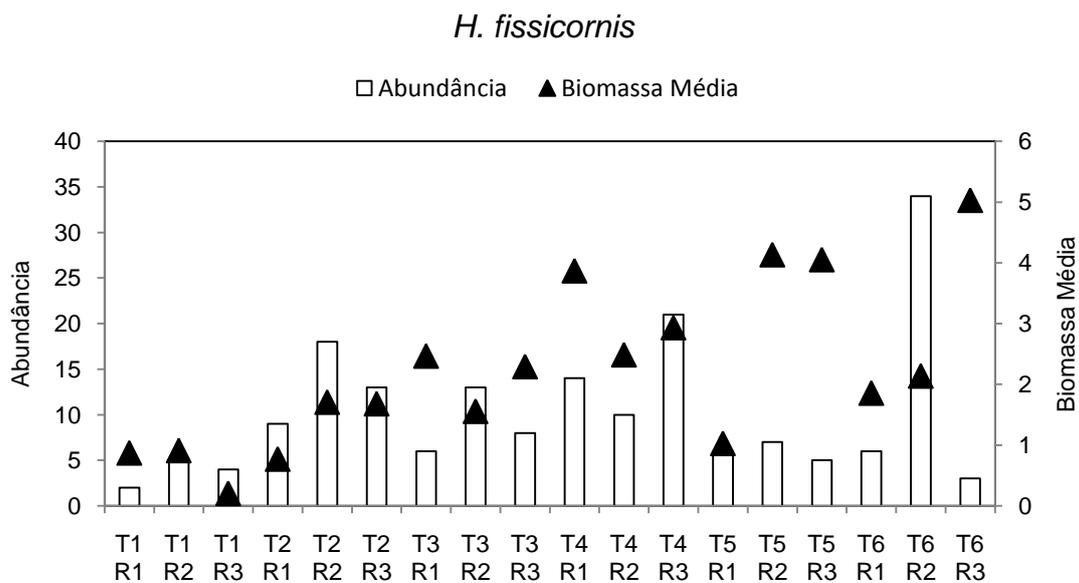


FIGURA 22 – Gráfico com as abundâncias e biomassas médias de *Hypleurochilus fissicornis* em relação ao parâmetro tempo de submersão.

Na FIGURA 23 os valores de biomassa média pelo tempo de submersão para a espécie *B. saporator* tiveram os maiores valores no tempo 5 enquanto os valores de abundância apresentam os maiores valores no tempo 4.

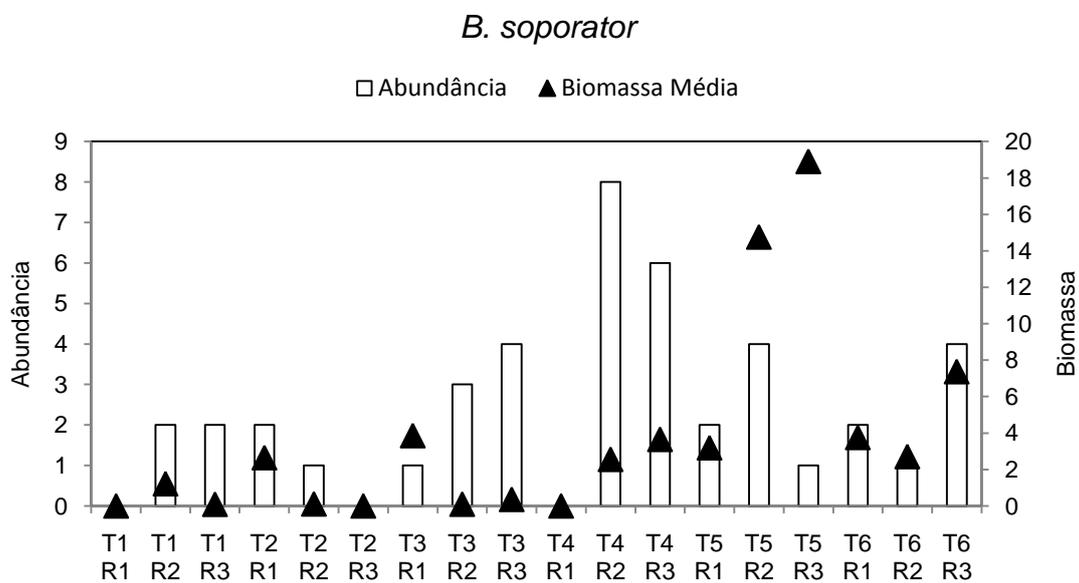


FIGURA 23 – Gráfico com as abundâncias e as biomassas médias da espécie *Bathygobius saporator* em relação ao parâmetro tempo de submersão.

Na FIGURA 24 os valores de biomassa média pelo tempo de submersão para a espécie *D. maculatus* tiveram três picos, no tempo 2, 4 e 6 e os valores de abundância acompanharam essa mesma distribuição.

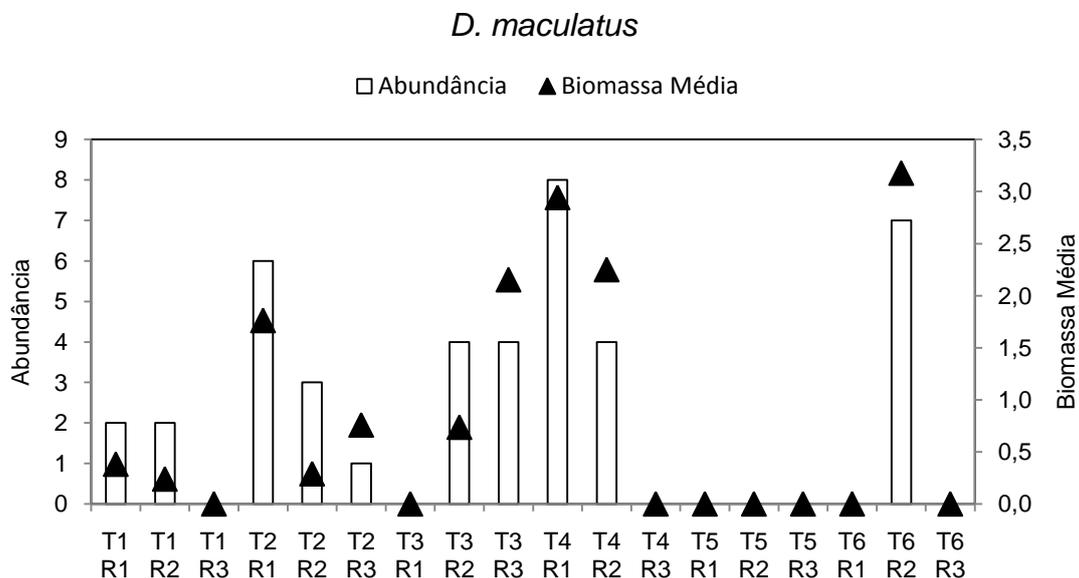


FIGURA 24 – Gráfico com as abundâncias e as biomassas médias da espécie *Dormitator maculatus* em relação ao parâmetro tempo de submersão.

Os dados de biomassa média e abundância pelo tempo de submersão da espécie *L. paivai* tiveram um aumento gradual do tempo 1 ao tempo 4, uma queda no tempo 5 e ausência de indivíduos no tempo 6 (FIGURA 25).

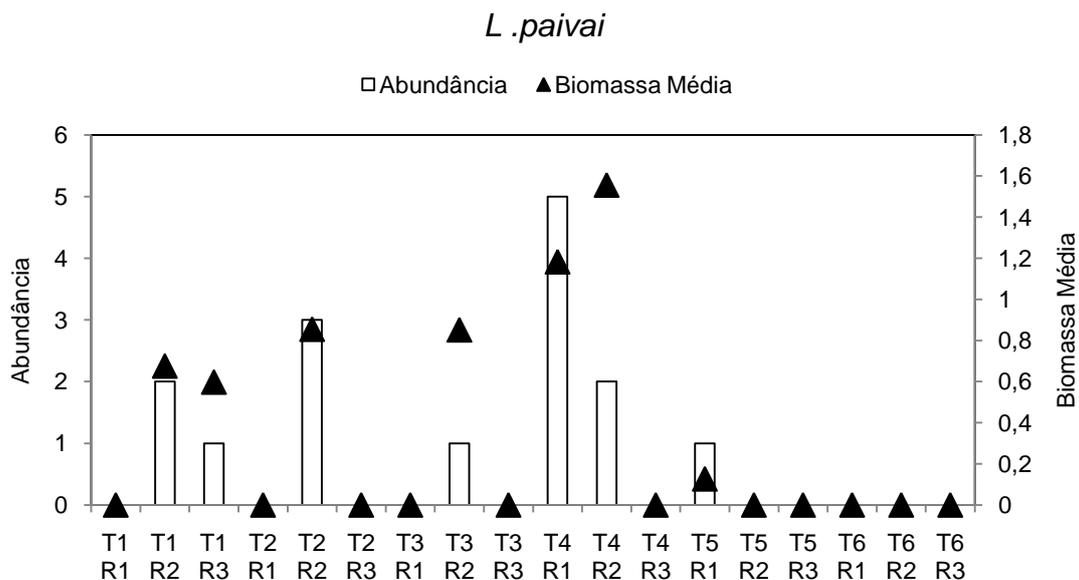


FIGURA 25 – Gráfico com as abundâncias e as biomassas médias da espécie *Lupinoblennius paivai* em relação ao parâmetro tempo de submersão.

5 DISCUSSÃO

Diferenças significativas nos parâmetros ambientais poderiam explicar padrões na composição das comunidades associadas às estruturas de cultivo. GODOY et al (2002) encontrou forte relação entre os fatores ambientais e a ictiofauna em um recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, constataram sazonalidade da associação ictíica com o recife artificial. DEMPSTER (2004) encontrou diferenças sazonais para duas espécies associadas às DAPs fato também observado por VALLE et al (2007). As variações observadas nos parâmetros analisados no presente experimento não foram significativamente diferentes ao longo dos 6 meses. Este fato não permitiu analisar possíveis correlações entre os padrões de composição, estrutura, diversidade e biomassa observados. Possivelmente a ausência de grandes variações nos parâmetros ambientais está relacionada principalmente ao curto espaço de tempo analisado.

As lanternas de cultivo recém colocadas na água podem atrair muitos organismos devido à oferta de novo substrato a ser colonizado. Além disso, muitos DAPs novos atraem peixes, muito antes de serem colonizados por outras espécies, que podem servir de alimento. KAWAMURA et al (1996) constatou que agregadores de meia água nas cores verde e azul foram mais eficientes que outras cores. Os equipamentos verdes e azuis são menos visíveis, por isso menos agressivos visualmente e por consequência mais atrativos aos peixes. Este fato, associado à ausência de incrustação (fouling), possivelmente explique a presença de peixes nas lanternas logo no primeiro mês.

Os peixes que colonizam esses novos habitats, inseridos no ambiente marinho por ação antrópica, estão presentes nas proximidades e adaptados a viver em habitats parecidos. JARDEWESKI & ALMEIDA (2005) ao compararem a sucessão em dois recifes artificiais constataram que a distância entre os recifes e o costão rochoso gerava diferenças no tempo e na colonização desses novos habitat introduzidos. Com base nesse estudo podemos inferir que os organismos que se agregaram às estruturas por nós introduzidas provavelmente originaram-se dos ambientes próximos (naturais e artificiais).

Durante o nosso experimento houve a ocorrência de indivíduos de vários tamanhos diferentes (TABELA 7), de juvenis até adultos. Segundo LAEGDSGAARD & JOHNSON (2001) os peixes juvenis utilizam os ambientes de mangue como locais de proteção e alimentação. Podem se associar a estruturas artificiais que imitem a complexidade do ambiente natural até chegarem aos tamanhos nos quais ingressam na população adulta (VALLE et al, 2007).

O aumento de complexidade é um fator positivo na agregação de ictiofauna, pois além de servirem como refúgio (DEALTERIS et al, 2004; CLYNICK et al, 2008; FERNÁNDEZ et al, 2009; FORREST et al, 2009) essas estruturas servem como locais para alimentação de muitas espécies (FORREST et al, 2009). Estes fatores podem explicar a utilização das lanternas pelos juvenis.

Além disso, os peixes associados aos cultivos podem funcionar como elementos de limpeza. Foi observado que os peixes associados a tanques rede se alimentam principalmente da ração que não é consumida pelos peixes cultivados e escapa dos tanques rede (SUDIRMAN et al, 2009) e que na ausência desses peixes os impactos causados pelo cultivo nas comunidades bentônicas é bem maior (FELSING et al, 2005).

Os nossos resultados mostram que o cultivo de ostra analisado agiu como DAPs. Dentre as espécies atraídas pelos cultivos podem estar presentes espécies de interesse comercial, fato que pode acarretar em um aumento na produção pesqueira e/ou um incremento na pesca esportiva (VIANNA et al, 1999). DEMPSTER (2004) descreveu a forte associação de duas espécies de interesse comercial ao redor de DAPs na costa leste da Austrália. No presente estudo isto foi particularmente verdadeiro, já que foram capturadas várias espécies de interesse pesqueiro, particularmente a espécie *Mycteroperca acutirostris* (badejo mira) reconhecidamente uma espécie de alto valor comercial e que pode estar utilizando os cultivos no estágio juvenil para refúgio e alimentação. Durante as coletas do mês de junho observamos um grupo de pescadores artesanais pescando próximo dos cultivos isto também corrobora o fato de que nas imediações dos cultivos ocorrem espécies de peixes de interesse pesqueiro e com tamanho para serem capturados (FIGURA 26). Peixes de maior tamanho, apesar de não estarem associados às lanternas de

cultivo podem utilizar para proteção e/ou alimentação outras estruturas do cultivo (cordas e poitas). Além disso, muitos peixes são atraídos para a área para predação os peixes associados às estruturas.



FIGURA 26 – Pescadores artesanais armando redes de emalhe no entorno do cultivo de ostras em Guaratuba – PR.

MORRISEY (2006) espera que as espécies pelágicas sejam atraídas pelas fazendas marinhas e associem-se a elas em um nível mais livre. Isto é, que as espécies pelágicas estejam associadas ao cultivo, porém o façam pelo uso do espaço entre as estruturas e ou delas se aproximem para a alimentação. Este pode ser o caso das espécies *Mycteroperca acutirostris* (badejo mira) e *Chaetodipterus faber* (parú). Os itens alimentares desta espécie (FROESE, R. AND D. PAULY, 2010) coincidem com as incrustações (fouling) encontradas nas lanternas (observação visual). Além disso, supõe-se que a captura de apenas um indivíduo ocorreu apenas porque havia um furo na malha da lanterna (comum no cultivo devido a desgaste do material), fato que permitiu a entrada do exemplar dentro da lanterna. Isso nos permite inferir que provavelmente a espécie habite o entorno do cultivo, alimentando-se das

incrustações das cordas, lanternas e poitas. Sem o furo na lanterna certamente esse exemplar teria conseguido escapar.

Cardumes de *Atherinella brasiliensis* também foram observados sempre nos espaços situados entre as lanternas. São citados como itens alimentares dessa espécie o fitoplâncton, detritos e crustáceos bentônicos. Todos estes itens podem ser encontrados dentro da lanterna. Ainda foi possível observar a ocorrência de cardumes, posicionados contra a corrente (provavelmente filtrando fitoplâncton), sobre a lanterna na qual estávamos coletando. Por essas razões, da mesma forma que *C. faber*, é provável que *A. brasiliensis* também ocupe e utilize-se das superfícies incrustadas dos cultivos (cordas, lanternas e poitas).

SOUSA - CONCEIÇÃO et al (2004) analisaram a dieta de diversas espécies que estavam de alguma forma associadas ao cultivo. Todos os itens alimentares encontrados estavam presentes nas estruturas de cultivo, inclusive alguns nunca antes relatados para essas espécies.

Os juvenis de várias espécies, conhecidas por associarem-se a objetos flutuantes, são todos habitantes crípticos de rochas adjacentes (GERHARDINGER et al., 2006). Em nosso experimento duas famílias (Blenniidae e Gobiidae) apresentaram esse comportamento críptico, e foram capturados sempre dentro das lanternas do cultivo. Este fato demonstra que as últimas oferecem proteção em níveis parecidos ao das tocas que esses animais utilizam na natureza.

Além disso, algumas espécies crípticas parecem estar muito adaptadas às estruturas de cultivo. Este parece ser o caso de *Hypleurochilus fissicornis* (Blenniidae), que foi muito abundante ao longo de todo o experimento. Observamos várias desovas desta espécie dentro das conchas de ostras mortas do cultivo. As desovas ocorreram nos três últimos meses do experimento (abril, maio e junho). Provavelmente porque antes disso não eram frequentes conchas abertas de ostras mortas. À medida que a complexidade das incrustações (fouling) foi aumentando (observação pessoal) a taxa mortalidade das ostras aumentou (aumentando os locais para desova) e proporcionando maior oferta de alimento para a ictiofauna associada. GERHARDINGER et al (2006) em cultivos de mexilhão de Santa Catarina também encontrou essa mesma espécie desovando em conchas vazias e

indicou que as estruturas do cultivo são locais em potencial para a reprodução da espécie. Pelo fato de que *Hyleurochilus fissicornis* apresente cuidado parental (realizado pelo macho), foi muito comum a presença de exemplares, durante a triagem do material, dentro das conchas associados aos seus respectivos ovos (FIGURA 27). *Lupinoblennius paivai* também foi observada ocupando o interior de conchas de ostras mortas. Contudo as ostras aparentavam ter morrido recentemente e não foi encontrada nenhuma desova junto dos exemplares, que possivelmente as utilizaram para proteção e/ou alimentação (FIGURA 28).

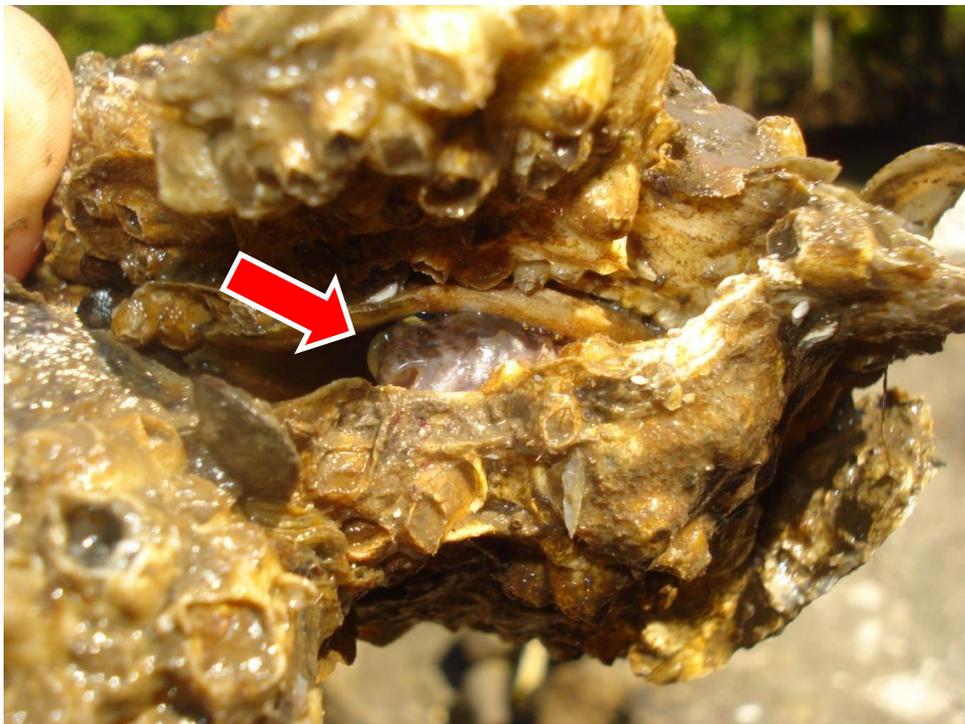


FIGURA 27 – Concha de ostra morta, contendo em seu interior um exemplar de *Hyleurochilus fissicornis* em cuidados parentais.



FIGURA 28 – Exemplar de *Lupinoblennius paivai* no interior de concha de ostra morta.

Foram constatadas diferenças significativas na composição e abundância ao longo do tempo de experimento, porém o teste *post hoc* de permutação não detectou qual foi a principal causa de variação. Geralmente este fato ocorre com testes *post hoc* muito rigorosos como forma de evitar falsas interações. Assim, sabemos que as diferenças existem, provavelmente dependem de variáveis não observadas no experimento, e certamente relacionam-se com o tempo de submersão.

A diversidade (abundância e equitatividade) diminuiu progressivamente entre os meses iniciais e finais do experimento. Este fato possivelmente está relacionado com o aumento de competição por espaço e alimento entre as espécies ictílicas visitantes e residentes do cultivo. Em hipótese, por observação direta, pelo menos duas variáveis podem estar envolvidas: a área utilizável (interior das lanternas) e o alimento (incrustações ou fouling). Possivelmente inversamente proporcionais em relação ao tempo de cultivo. No início grande quantidade de espaço nas lanternas (com ostras pequenas) com malhas e estrutura pouco incrustadas e no final pouco espaço nas lanternas (representado principalmente por conchas de ostras mortas) e com malhas e estruturas muito incrustadas.

A tendência observada foi a diminuição gradual na diversidade, do início para o final do experimento, com aumento (não significativo) no quarto mês de

imersão. Deste modo possivelmente o aumento da complexidade permitiu o aumento da diversidade até o limite máximo que as lanternas poderiam suportar. Posteriormente permanecem apenas as espécies melhor adaptadas.

Contudo não pode ser ignorado o fato de que a partir do quarto mês as bóias começaram a soltar-se, permitindo que lanternas se aproximassem do substrato. Isto possibilitou que outros organismos (como siris e caranguejos) utilizassem as lanternas, até então suspensas e inacessíveis.

O mesmo padrão foi observado para a biomassa. Estes resultados associados aos de abundância corroboram a hipótese de aumento do tamanho e do peso dos indivíduos e, portanto da ocupação do espaço disponível. Resultados parecidos foram observados por DEALTERIS et al (2004) em um ensaio comparativo entre estruturas de cultivo e ambientes naturais. Obtiveram uma distribuição de riqueza que obedecia a um padrão muito parecido com maiores valores nos no início do experimento e queda, com a dominância de algumas espécies, no final.

Os dados sugerem que a espécie *H. fissicornis* influenciou fortemente a distribuição total de abundância. A queda no quinto mês pode ter sido causada pela diminuição de algum recurso como, por exemplo, espaço. Como já puderam ver outros autores GERHARDINGER et al (2006) e FREITAS E VELASTIN (2010) a espécie está bem adaptada e provavelmente passa todo o seu ciclo de vida nas estruturas de cultivo.

A espécie *B. soporator* apresentou dados que nos sugerem que provavelmente a espécie, que é abundante, compete com outra espécie por um mesmo recurso nos primeiros meses e não consegue se estabelecer o que começa a acontecer a partir do terceiro mês onde os provavelmente os menores espécimes não mais competem (deve haver um atraso na sucessão). Nos dois últimos meses do experimento a abundância se mantém constante, porém há a diminuição do peso e do tamanho (TABELA 4 e 7) isso provavelmente se deve à competição com outra espécie onde os maiores indivíduos podem ter uma desvantagem em relação à outra espécie (competição) e diminuem.

Durante o tempo do experimento pudemos notar que os maiores valores de biomassa e abundância ocorreram no quarto mês (TABELA 3 e 4) e os maiores valores de diversidade nos primeiros (FIGURA 18). Levando-se em conta que

os maricultores de ostra deixam as lanternas submersas por até 4 meses nos locais onde foram feitas as coletas (HAMILTON, 2010. Comunicação pessoal) as lanternas de cultivo acabam se tornando grandes criadouros atraindo peixes juvenis para que recrutam e têm condições de crescer e se reproduzir. Mesmo quando essas lanternas são “colhidas” muitos dos peixes associados a elas escapam pela malha da lanterna e ocupam outros lugares ao redor.

6 CONCLUSÕES

A introdução de novas estruturas no ambiente marinho pode aumentar a diversidade e complexidade da estrutura das comunidades ictíicas nas estruturas de cultivo e isso pode se tornar um grande incentivo para a implantação de fazendas marinhas em novas áreas.

As lanternas de cultivo são ótimos atratores e criadores para espécies que estão acostumadas a ter uma forte ligação com substratos consolidados.

A abundância, diversidade e complexidade estavam todas relacionadas com o fator tempo de submersão.

O devido experimento nos ajudou a compreender melhor os processos de sucessão em um hábitat introduzido e colonizado por espécies crípticas, assim como levantou novas questões tais como: Qual a dieta específica dos peixes associados à lanterna de cultivo? Qual é a razão sexual desses peixes (que não foi feita por dificuldades metodologia de preservação)? Quais são as espécies que estão ocupando os espaços entre as lanternas? Qual o grau de ligação de cada espécie com as estruturas de cultivo? Essas perguntas nos fazem perceber a necessidade de mais estudos nessa área.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABSHER, T. M. Populações naturais de ostras do gênero *Cassostrea* do litoral do Paraná - desenvolvimento larval, recrutamento e crescimento. 163 p. Tese de Doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. n. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. 2005.

BALART, E. F.; GONZÁLEZ-CABELLO, A.; ROMERO-PONCE, R. C.; ZAYAS-ALVAREZ, A.; CALDERÓN-PARRA, M.; CAMPOS-DÁVILA, L.; FINDLEY, L. T. Length – weight relationships of cryptic reef fishes from the southwestern Gulf of California, México. *J. Appl. Ichthyol.*, v. 22, p. 316-318, 2006.

BATH, H. Revision der Blenniini. *Senckenbergiana Biologica*, v.57, p. 167-234, 1976.

CHAVES, P.; BOUCHEREAU, J. –L. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Maztozoología Neotropical*. 11(2): 151-184. 2000.

CLYNICK, B. G.; CHAPMAN, M. G.; UNDERWOOD, A. J. Fish assemblages associated with urban structures and natural reefs in Sydney, Australia. *Austral Ecology*, v. 33, p.140-150, 2008.

DEALTERIS, J. T.; KILPATRICK, B. D.; RHEAULT, R. B. A comparative evaluation of the habitat value of shellfish aquaculture gear, submerged aquatic vegetation and a non-vegetated seabed. *Journal of Shellfish Research*, v.23, p.867-874, 2004.

DEMPESTER, T. Biology of fish associated with moored fish aggregation devices (FADs): implications for the development of a FAD fishery in New South Wales, Australia. *Fisheries Research*, v.68, p. 189-201, 2004.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). *The State of World Fisheries and Aquaculture*, FAO, Rome. 2008.

FELSING, M.; GLENSCROSS, B.; TELFER, T. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. *Aquaculture*, v.243, p.159-174, 2005.

FERNÁNDEZ, T. V.; ANNA, G. D.; BADALAMENTI, F.; PÉREZ-RUZAFÁ, A. Effect of simulated macroalgae on the fish assemblage associated with a temperate reef system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.376, p.7-16, 2009.

FORREST, B. M.; KEELEY, N. B.; HOPKINS, G. A.; WEBB, S. C.; CLEMENT, D. M. Bivalve aquaculture in estuaries : Review and synthesis of oyster cultivation effects. *Aquaculture*, v.298, p.1-15, 2009.

FREITAS, M. O. & VELASTIN, R. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus , 1758) Norte Catarinense, Sul do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, v.32, p.31-37, 2010.

FROESE, R. AND D. PAULY. Editors. 2010. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (09/2010).

GERHARDINGER, L. C.; HOSTIM-SILVA, M.; BARREIROS, J. P. Empty Mussel Shells on Mariculture Ropes as Potential Nest Places for the Blenny *Hypheurochilus Fissicornis* (Perciformes: Blenniidae). *Journal of Coastal Research*, v.39, p.1202-1204, 2006.

GODOY, E. A. S.; ALMEIDA, T. C. M.; ZALMON, I. R. Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef north of Rio de Janeiro, Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, v.59, p. 138-143, 2002.

JARDEWESKI, C. L. F. & ALMEIDA, T. C. M. Sucessão de espécies de peixes em recifes artificiais numa ilha costeira do litoral sul brasileiro. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, v.9, p. 57-63, 2005.

KAWAMURA, G.; MATSUSHITA, T.; NISHITAI, M.; MATSUOKA, T. Blue and green fish aggregation devices are more attractive to fish. *Fisheries Research*, v.28, p.99-108, 1996.

LAEGDSGAARD, P. and JOHNSON, C. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.257, p.229–253, 2001.

MANZONI, G. C.; *Pectens: aspectos biológicos e técnicas de cultivos*, Itajaí, 2001.

MARONE, E.; NOERNBERG, M. A.; DOS SANTOS, I. et al. Hydrodynamic of Guaratuba Bay – PR, Brazil. *Journal of Coastal Research*, n. 39. Special Issue. 2005.

MENEZES N.A. & FIGUEIREDO J.L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: II. Teleostei (1). Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia, 1978.

MENEZES N.A. & FIGUEIREDO J.L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: III. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia, 1980.

MENEZES N.A. & FIGUEIREDO J.L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia, 1980.

MENEZES N.A. & FIGUEIREDO J.L. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, Museu de Zoologia, 1985.

MORRISEY, D. J.; COLE, R. G.; DAVEY, N. K.; HANDLEY, S. J.; BRADLEY, A.; BROWN, S. N.; MADARASZ, A. L. Abundance and diversity of fish on mussel farms in New Zealand. *Aquaculture*, v.252, p.277-288, 2006.

NOERNBERG, M. A.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. de C.; BRANDINI, N.; ANGELOTTI, R. Caracterização de estratificação salina da Baía de Guaratuba – PR. In: Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2004, Itajaí, Santa Catarina. Livro de Resumos. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí. 224. 2004.

RUPP, G. S.; DE OLIVEIRA NETO, F. M.; GUZENSKI. 2008. Estado actual Del cultivo de moluscos bivalvos em La región sudeste-sur de Brasil. Em. A. Lovatelli, A. Farías e I. Uriarte (Eds). Estado actual Del cultivo y manejo de moluscos bivalvos y su proyección futura: factores que afectan su sustentabilidad em América Latina. Taller Técnico Regional de La FAO. 20-24 de agosto de 2007, Puerto Montt, Chile. *FAO Actas de Pesca y Acuicultura*. No. 12. Roma, FAO. PP. 77-89.

SANDERS, C. J.; SANTOS, I. R.; SILVA-FILHO, E. V.; PATCHINEELAM, S. R. Mercury flux to estuarine sediments, derived from Pb-210 and Cs-137 geochronologies (Guaratuba Bay, Brazil). *Note. Marine Pollution Bulletin*. (52): 1085-1089. 2006.

SANTOS, P. R. N. de M. Variação espaço-temporal do bacterioplâncton e espacial do bacteriobentos da baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 87p. 2003.

SILVA, H.M. “Plataformas de Petróleo, Pontos de encontro de peixes em alto-mar.” *Ciência Hoje*, v.31, n.183, p.20-27, 2002.

SOARES, R. C.; ANGULO, R. J.; LESSA, G. C. Roteiro da Excursão ao LITORAL do Estado do Paraná: Morfodinâmica de Ambientes Atuais, Evolução da Planície durante o Quaternário e Problemas de Erosão Costeira. Curitiba: VI Congresso da Associação Brasileira do Quaternário e Reunião sobre o Quaternário da América do Sul., PP. 127, (publicação especial n. 02). 1997.

SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M.; CASTRO-SILVA, M. A.; HUERGO, G. P. C. M.; SOARES, G. S.; MARENZI, A. C.; MANZONI, G. C. Associação da ictiofauna capturada através de rede de emalhe com o cultivo de mexilhões da enseada de Armação do Itapocoroy, em Penha (Santa Catarina - Brasil). *B. Inst. Pesca*, São Paulo, 29(2): 117 - 121, 2003.

SUDIRMAN; HALIDE, H.; JOMPA, J.; ZULFIKAR; ISWAHYUDIN; MCKINNON, A. D. Wild fish associated with tropical sea cage aquaculture in South Sulawesi, Indonesia. *Aquaculture*, v.286, p.233-239, 2009.

UNDERWOOD, A. J. Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press. 1997.

VALLE, C.; BAYLE-SEMPERE, J. T.; DEMPSTER, T.; SANCHEZ-JEREZ, P.; GIMENEZ-CASALDUERO, F. Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v.72, p.299-307, 2007.

VEIGA, F. A.; ANGULO, R. J.; MARONE, E.; BRANDINI, F. P. Características sedimentológicas da plataforma continental interna rasa na porção central do litoral paranaense. *Boletim Paranaense de Geociências* (55): 67-75. 2004.

VIANNA, M.; OSTINI, S.; PEREIRA, R. T. E BERCHEZ, F. 1999 Uso consorciado entre mitilicultura em sistema flutuante e recifes artificiais, para agregação de pescado. In: XI CONBEP e I CONLAEP, 2, Recife, 1999. Anais. Recife. p.1087-1095.