

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE UM CULTIVO DE OSTRAS SOBRE O AMBIENTE BENTÔNICO

Marta Caroline Silva da CRUZ¹; Sheyla Fernanda Fróes COSTA¹; Rafael Carnaúba FERREIRA^{1,2}; Rodolfo Leandro NASCIMENTO^{1,2}; Taciana Kramer de Oliveira PINTO^{1,2}

RESUMO

A ostreicultura tem se destacado nos estuários do nordeste do Brasil e é considerada menos prejudicial ao ambiente que outros cultivos, devido ao hábito alimentar filtrador das ostras, porém há uma lacuna no conhecimento a respeito dos seus impactos. Para que esta atividade continue ocorrendo de forma sustentável, deve-se utilizar parâmetros que detectem e quantifiquem os impactos ambientais, minimizando riscos e/ou danos causados aos ecossistemas costeiros. O presente trabalho teve como objetivo avaliar alterações ambientais associadas à presença de uma ostreicultura no estuário do Rio São Francisco, através da observação de mudanças na estrutura da comunidade de Nematoda. Foram delimitados dois transectos: um abaixo do cultivo (CULTIVO) e outro a 10 m de distância do cultivo (CONTROLE). Nos transectos, foram coletadas amostras em três pontos, cada uma com três réplicas, para o estudo da nematofauna, e mensurados os parâmetros: temperatura, salinidade, pH e oxigênio dissolvido na água, e granulometria, teor de matéria orgânica e concentração de pigmentos nos sedimentos. Foram aplicadas análises estatísticas uni e multivariadas, tais como índices de diversidade e equitatividade, teste T, ordenação (MDS) e testes de similaridade. Não foram encontradas diferenças significativas entre os valores dos parâmetros ambientais medidos nos dois transectos. Quanto à densidade e diversidade da nematofauna, seus valores a 10 m de distância do cultivo (CONTROLE), respectivamente 2.086 ind 10 cm⁻² e 0,8, foram significativamente superiores aos registrados abaixo do cultivo (CULTIVO): 776 ind 10 cm⁻² e 0,7, respectivamente, não sendo afetada a estrutura trófica do ambiente. O impacto da ostreicultura foi considerado moderado.

Palavras chave: aquicultura; estuário; Nematoda; bivalve; enriquecimento orgânico

IMPACT ASSESSMENT RELATED TO AN OYSTER FARMING ON THE BENTHIC ENVIRONMENT

ABSTRACT

The Oyster farming has attracted attention in the Northeastern region of Brazil. This activity is considered to cause less damages to the environment compared to other cultures, once oysters are filter feeders, however there is a lack of knowledge related to its environmental impacts. It is important to investigate such impacts in order to permit the maintenance of the activity with low environmental risk and high sustainability. The present study was carried out in an estuarine region of the São Francisco river where two transects were delimited: 10 meters far from the farm (CONTROL) and just below farming structures (CULTIVE). In each transect three points with three sediment replicates each were sampled to the analysis of nematodes. Abiotic factors were also measured (Temperature, salinity, pH, dissolved oxygen and organic matter and granulometry of the sediments). Multivariate and univariate statistical analyses were applied such as: indices of diversity and evenness, T tests, ordination (MDS) and analysis of similarity. There were no significant differences among all of the environmental parameters measured. It was observed that the oyster farm structures changes sediment characteristics and hence meiofauna and nematofauna community structure, mainly regarded to density and diversity values, which were always higher in CONTROL than the CULTIVE (from 2,086 to 776 ind 10 cm⁻² and from 0.8 to 0.7 for density and diversity, respectively). It seems that the farm has no effects on nematode trophic guilds. The impact was considered moderate.

Keywords: aquaculture; estuary; Nematode; bivalve; organic enrichment

Artigo Científico: Recebido em 17/09/2014 - Aprovado em 09/03/2015

¹ Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Unidade de Ensino Penedo, Campus Arapiraca. Av. Beira Rio s/n - Centro - CEP: 57200-000 - Penedo - AL - Brasil. e-mails: martinahacruz_ec@hotmail.com; taciakp@gmail.com

² Programa de Pós Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, ICBS, UFAL. e-mails: rafaelcarnauba@hotmail.com; rleandronascimento@gmail.com

INTRODUÇÃO

Os oceanos e as águas litorâneas já foram considerados fontes inesgotáveis de alimento, capazes de sustentar toda a população mundial ao longo de muito tempo. Acreditava-se que toda essa abundância surgia regularmente de maneira ininterrupta e que estava presente simplesmente para uso próprio (TUNDISI, 2005). No entanto o que se verifica nos dias atuais é a diminuição dos estoques pesqueiros, o que provoca uma preocupante crise mundial na oferta de pescado, principalmente relacionada ao aumento do esforço de pesca, à sobre-exploração e à degradação dos ecossistemas. A aquicultura é tida como alternativa à atividade pesqueira, factível no sentido de minimizar estes impactos, pois se apresenta como fonte confiável de produto fresco. Dentre os diferentes tipos de cultivos de organismos aquáticos está o de moluscos bivalves, tais como ostras e mexilhões.

Desde meados da década de 1930, tentativas de cultivo de ostras vêm sendo realizadas no Brasil, no entanto essa atividade só começou a se desenvolver na década de 1970 com a espécie *Crassostrea rizophorae* (ou ostra-do-mangue) e com a introdução de *Crassostrea gigas*, atualmente a principal espécie de ostra cultivada, especialmente no estado de Santa Catarina (POLI, 1993). É importante ressaltar que, recentemente, AMARAL e SIMONE (2014) publicaram uma revisão do gênero *Crassostrea* no Brasil, onde consta que as espécies deste gênero que ocorrem na costa brasileira são duas: *Crassostrea mangle*, espécie nova descrita pelos autores, com ocorrência registrada do Pará a Santa Catarina apenas em manguezais, e *Crassostrea brasiliiana*, que ocorre do Maranhão a Santa Catarina em manguezais e em ambientes marinhos, e que *C. rizophorae* está restrita aos manguezais do sudeste do Caribe. Assim, a espécie *C. rizophorae* citada por POLI (1993) deve, provavelmente, corresponder a uma destas duas espécies mencionadas por AMARAL e SIMONE (2014).

Somente no início da década de 1980 foi implantado em Cananéia, São Paulo, o primeiro projeto de cultivo de ostras em nível realmente comercial (FERREIRA e OLIVEIRA NETO, 2006). Atualmente, a expansão da malacocultura no

Brasil se deve, principalmente, ao cultivo de bivalves nas regiões Sul e Sudeste, responsáveis pelas maiores taxas nacionais de produção de moluscos, sendo cerca de 90% da produção de ostras proveniente do estado de Santa Catarina (LEGAT *et al.*, 2008; BARBIERI *et al.*, 2014a).

Apesar disto, a ostreicultura vem se desenvolvendo no Nordeste em grande velocidade devido às condições ambientais propícias da região, dentre elas, a temperatura, com baixa variação de amplitude, o elevado aporte de nutrientes provenientes de manguezais, além da alta produção de matéria orgânica em suspensão, que oferece uma situação favorável ao cultivo (BRANDINI *et al.*, 2000).

O cultivo de ostras pode ser considerado pouco prejudicial ao ambiente, principalmente quando comparado ao de camarões e peixes, por exemplo, especialmente por não utilizar alimento artificial no manejo da produção, devido ao hábito alimentar filtrador daqueles organismos, que se utilizam do alimento natural disponível no ambiente (GRANT *et al.*, 1995).

Ainda assim, alguns autores apontam para impactos ecológicos perceptíveis decorrentes da implantação de cultivos de moluscos bivalves. De acordo com CALLIER *et al.* (2008), os principais impactos relacionados a esta atividade são: (1) depleção da biomassa fito e zooplancônica e diminuição do séston na coluna d'água devido à filtração praticada pelos bivalves e (2) aumento das taxas de sedimentação relacionada com a biodeposição, que pode causar enriquecimento orgânico e modificações na geoquímica do sedimento. Como consequência, a estrutura da comunidade bentônica pode ser alterada, permitindo que espécies tolerantes a baixas concentrações de oxigênio e elevado teor de finos tornem-se dominantes (CHAMBERLAIN *et al.*, 2001). Além disto, há o efeito físico imediato que a introdução de cordas, lanternas, poitas e outras estruturas necessárias à implantação do cultivo provoca na circulação local e na promoção de um novo substrato sobre o qual organismos epibiontes podem se fixar e crescer (KAISER, 2000).

Para que esta atividade continue ocorrendo de forma sustentável, é importante a utilização de parâmetros que permitam detectar e quantificar

os possíveis impactos ambientais causados, com o objetivo de, a partir destas informações, introduzir formas adequadas de manejo nos cultivos, minimizando riscos e/ou danos causados nos ecossistemas costeiros.

A estrutura das associações bêmicas e os diferentes componentes da biota são sensíveis a mudanças nas condições ambientais e no estado trófico, particularmente em sedimentos marinhos (JENSEN *et al.*, 1990). Dentre estes componentes está a nematofauna, que, quando comparada a outras comunidades biológicas, apresenta diversas vantagens em estudos de monitoramento ambiental, como a mobilidade restrita dos organismos, o que os qualifica como indicadores estáticos, sendo capazes de refletir, com maior precisão, processos anteriores ao momento da amostragem (LANA, 1994). Em razão disso, a caracterização da nematofauna se destaca como ferramenta/parâmetro sensível na detecção de impacto por biodeposição e vem sendo utilizada neste tipo de trabalho (DUPLISEA e HARGRAVE, 1996; LA ROSA *et al.*, 2001). Muitos estudos documentam alterações na estrutura das comunidades bêmicas como resposta ao aumento dos níveis de matéria orgânica e nutrientes provenientes dos cultivos (MIRTO *et al.*, 2000).

Apesar do crescente interesse a respeito dos impactos causados pela aquicultura costeira, são

relativamente poucos os estudos realizados sobre a resposta dos organismos bêmicos ao cultivo de bivalves (KAISER, 2000; MIRTO *et al.*, 2000; CHAMBERLAIN *et al.*, 2001; PINTO *et al.*, 2007; GRANT *et al.*, 2008; NETTO e VALGAS, 2010) e ainda não há nenhum indicador biológico bem estabelecido (MIRTO *et al.*, 2000). Um dos indicadores biológicos que vem sendo utilizado é a estrutura da comunidade de Nematoda na meiofauna circundante. A nematofauna, junto com outros organismos na meiofauna, é considerada um indicador ideal de impactos ambientais (COULL e CHANDLER, 1992). Recentemente, a nematofauna foi utilizada com sucesso como indicador biológico em cultivo de mexilhões na costa de Santa Catarina (NETTO e VALGAS, 2010). Diante das considerações apresentadas, este trabalho foi realizado com o objetivo de testar a hipótese de que a presença de uma ostreicultura provoca alterações ambientais que podem ser detectadas através de mudanças na estrutura da comunidade de Nematoda.

MATERIAL E MÉTODOS

A ostreicultura estudada, implantada há 12 anos aproximadamente, está localizada em um estuário do Rio São Francisco, no povoado Brejão, município de Brejo Grande, Sergipe (10°29'27,69"S e 036°27'35,3"W) (Figura 1).

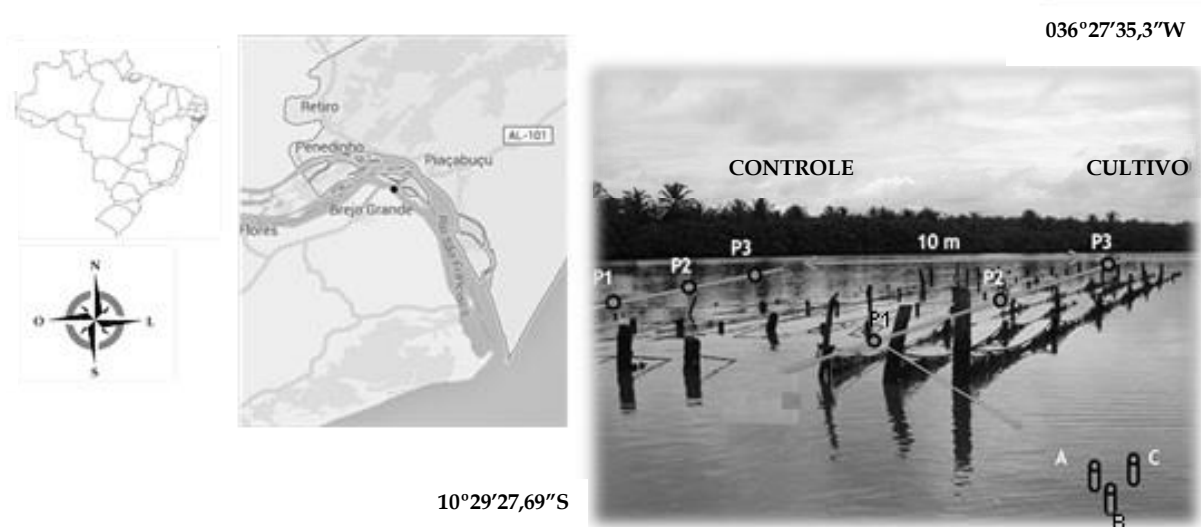


Figura 1. Área de estudo e sistema de cultivo de ostra estudado, evidenciando os transectos CONTROLE e CULTIVO e os pontos de coleta (P1, P2 e P3) (A, B e C = réplicas).

O método de cultivo foi adaptado pelo produtor, que adotou um sistema de travesseiros dispostos verticalmente e não em mesas nem lanternas, como é mais comumente observado.

As coletas foram realizadas em três momentos, com intervalo de uma semana entre eles, durante o mês de abril de 2009. Em cada momento, amostras foram coletadas em dois transectos: um sob o cultivo, denominado Transecto CULTIVO e outro paralelo a este e afastado cerca de 10 metros do cultivo, denominado Transecto CONTROLE. Em cada transecto foram delimitados três pontos (P1, P2 e P3).

A cada semana, em todos os pontos e momentos de coleta, foram medidos parâmetros da água e do sedimento, sem replicação. Na água próxima ao fundo foram mensurados pH, salinidade, concentração de oxigênio dissolvido e temperatura, por meio de pHmetro, refratômetro, oxímetro e termômetro, respectivamente.

Para cálculo da concentração de pigmentos nos sedimentos, foram coletadas amostras com auxílio de um corer de PVC de 1 cm de diâmetro, inserido no primeiro centímetro do sedimento. As concentrações foram calculadas através do método de WELSHMEYER (1994), em que 10 mL de acetona a 90% neutralizada foram adicionados às amostras, que foram então deixadas descansar por 24 horas ao abrigo da luz, para extração dos pigmentos. Feito isto, realizaram-se leituras através de espectrofotômetro, utilizando dois comprimentos de onda, 665 e 750 nm, antes e após acidificação com 50 µL de HCl 0,1 N. As concentrações finais dos pigmentos foram calculadas segundo LORENZEN (1967).

Amostras de sedimento foram coletadas para análise granulométrica e cálculo do teor de matéria orgânica, sendo utilizado um corer de PVC de 10 cm de diâmetro interno, inserido nos cinco primeiros centímetros do sedimento. O material coletado foi resfriado em gelo, colocado ao abrigo da luz ainda em campo e, logo após, congelado. Para análise granulométrica, foi utilizado o método de pesagem a seco dos grãos grosseiros, realizada conforme proposto por SUGUIO (1973). Os resultados foram analisados através de programa de computador SYSGRAM 3.0, o qual permite realizar tarefas como cálculo de tamanho médio, classificação e selecionamento

dos grãos, seguindo o método de FOLK e WARD (1957). Para avaliação do teor de matéria orgânica contida nos sedimentos, adotou-se a metodologia da ignição em mufla (WALKLEY e BLACK, 1934).

Para o estudo da nematofauna, as amostras foram obtidas em triplicata, aleatoriamente em cada ponto, com o auxílio de um corer de PVC de 2,8 cm de diâmetro interno, coletando-se os cinco primeiros centímetros de sedimento. As amostras foram fixadas com formalina salina a 4%.

Em laboratório, os animais coletados foram separados através de elutriação manual sob água corrente, sendo o sobrenadante vertido através de um jogo de peneiras de 0,5 e 0,045 mm de abertura de malha. O material retido na peneira de menor abertura foi transferido para placa de Dolffus, para triagem, identificação e quantificação dos grandes grupos da meiofauna com auxílio de microscópio estereoscópico. De cada amostra retiraram-se os 100 primeiros animais pertencentes ao Filo Nematoda, para montagem de lâminas permanentes e posterior identificação até nível taxonômico de gênero com auxílio de microscópio óptico com objetiva de imersão de 100 X. Para a identificação dos gêneros de Nematoda, foi utilizada a chave de identificação de WARWICK *et al.* (1998).

De acordo com a classificação trófica proposta por WIESER (1953), os Nematoda foram identificados como: 1A – Nematoda comedores de depósito seletivo: apresentam cavidade bucal diminuta, sem dentes; 1B – Nematoda comedores de depósito não-seletivos: apresentam cavidade bucal grande, sem dentes; 2A – Nematoda pastejadores/herbívoros: presença de dentes pequenos; 2B – Nematoda predadores/onívoros: presença de dentes grandes e/ou mandíbulas. Foi calculado o índice de diversidade trófica (IDT) (HEIP *et al.*, 1985), que se baseia na frequência de ocorrência e abundância de cada um dos quatro grupos tróficos nas amostras.

Com a finalidade de verificar alterações na estrutura da comunidade e avaliar respostas a variações dos parâmetros ambientais decorrentes da presença do cultivo, foram aplicadas análises univariadas e multivariadas.

Os índices univariados de diversidade (H' de Shannon) e equitatividade (J' de Pielou) foram

calculados utilizando-se a rotina DIVERSE. O teste T para comparação destes índices entre os transectos foi aplicado.

Para os dados de densidade de organismos dos diferentes gêneros de Nematoda, uma matriz de similaridade, sem transformação, foi construída utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis. Ainda, análises multivariadas foram realizadas, tais como: análise de ordenação do tipo MDS (Análise de Escalonamento Multidimensional) e análise de similaridade do tipo ANOSIM, para verificar dissimilaridades entre amostras dos dois transectos e testar diferenças significativas entre estas, respectivamente.

A fim de avaliar a correlação entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade de Nematoda, foi realizada análise de correlação do tipo BIO-ENV, a partir da matriz de dados abióticos, gerada utilizando-se distâncias euclidianas, e da matriz de similaridade previamente descrita.

Todas as análises multivariadas referidas anteriormente foram aplicadas utilizando-se os pacotes estatísticos PRIMER v5.2.4 e Statistica v10.

RESULTADOS

Os valores médios dos parâmetros abióticos medidos foram sempre maiores no transecto

CONTROLE, com exceção da salinidade (Tabela 1). Para nenhum desses parâmetros foram registradas diferenças significativas entre os valores obtidos nos transectos ($p > 0,05$).

Tabela 1. Parâmetros abióticos mensurados na água próxima ao fundo (T = Temperatura; O.D. = Oxigênio dissolvido; Salinidade e pH) nos transectos CULTIVO e CONTROLE (média $\pm$ DP).

	CULTIVO	CONTROLE
T ($^{\circ}$ C)	25,91 $\pm$ 2,7	26,58 $\pm$ 1,88
O.D. (mg L ⁻¹)	15,00 $\pm$ 2,69	15,30 $\pm$ 1,04
Salinidade	10,77 $\pm$ 2,95	10,22 $\pm$ 1,03
pH	8,06 $\pm$ 0,43	8,22 $\pm$ 0,12

O valor do teor de matéria orgânica contida nos sedimentos do transecto CULTIVO (9,87%) foi maior que aquele registrado no CONTROLE (5,5%) (Figura 2a). Apesar desta tendência de maior teor de matéria orgânica no CULTIVO, as diferenças não foram estatisticamente significativas ($p = 0,11$). Para ambos os transectos, o sedimento foi classificado como arenoso, com percentual de finos (S+A) no transecto CULTIVO (6,5%) superior ao observado no CONTROLE (4,5%) (Figura 2b). Os grãos foram classificados como moderadamente selecionados nos dois transectos (0,91 no cultivo e 0,87 no controle).

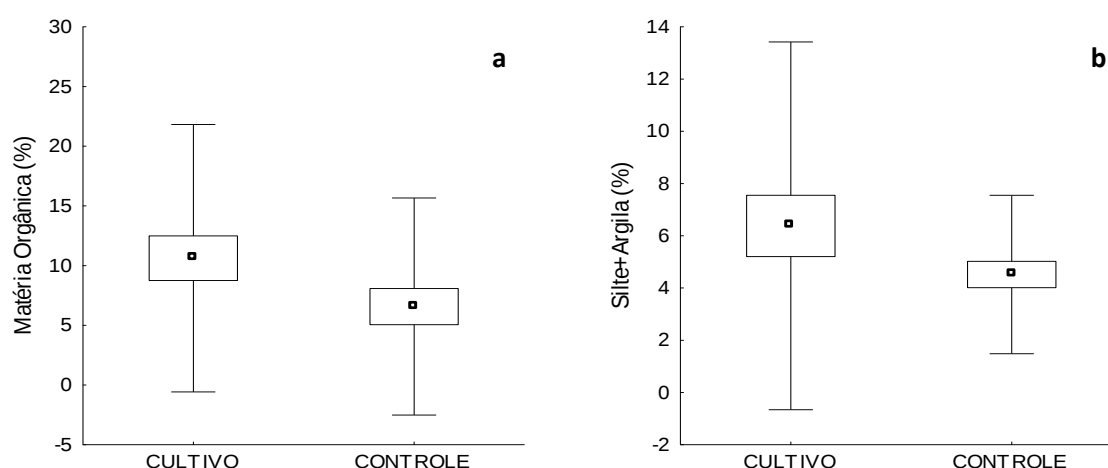


Figura 2. Valores médios do teor de matéria orgânica (%MO) contido no sedimento (a) e valores médios do percentual de finos (Silte+Argila) (b) nos transectos CULTIVO e CONTROLE (■ = média, □ = média $\pm$ erro padrão; barras = média $\pm$ desvio padrão).

Os valores médios das concentrações de clorofila-a no CONTROLE ($2,8 \mu\text{g cm}^{-2}$) foram superiores aos registrados no CULTIVO ($2,6 \mu\text{g cm}^{-2}$).

Já os valores de feopigmentos no CULTIVO foram maiores que os obtidos no CONTROLE: $4,2$ e $3,6 \mu\text{g cm}^{-2}$, respectivamente (Figura 3).

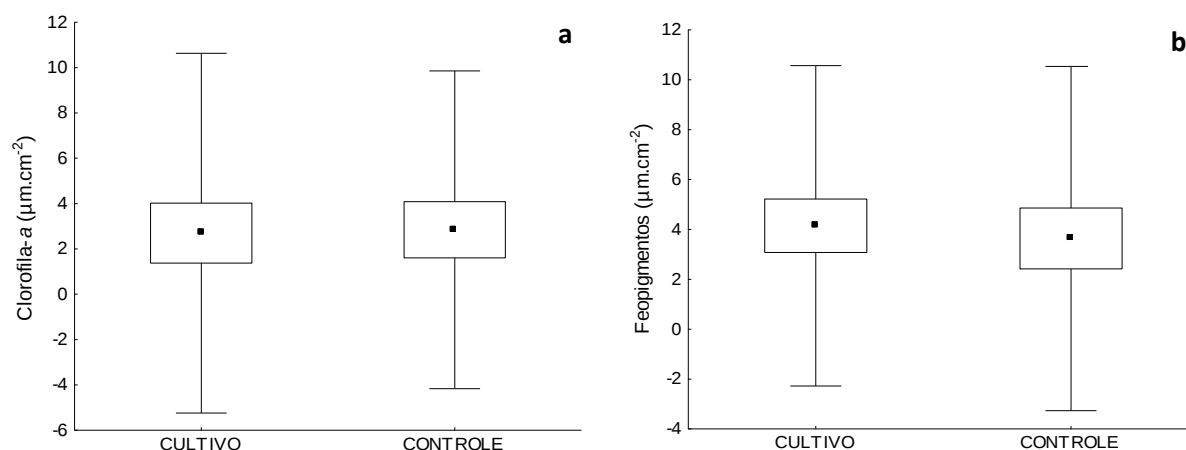


Figura 3. Valores da concentração ($\mu\text{g cm}^{-2}$) de clorofila-a (a) e feopigmentos (b) contidos nos sedimentos dos transectos CULTIVO e CONTROLE (■ = média, □ = média $\pm$ erro padrão; barras = média $\pm$ desvio padrão).

Estes valores foram muito similares e, através dos resultados do Teste T para cada um destes parâmetros, observou-se que estas diferenças não são estatisticamente significativas ($p > 0,05$).

Os Nematoda apresentaram valores de densidade média total iguais a 393 ± 176 e 920 ± 440 ind 10 cm^{-2} , nos locais CULTIVO e CONTROLE, respectivamente (Figura 4). O teste T aplicado a estes dados aponta para diferenças significativas entre os transectos ($t = -14,38$; $p = 0,001$).

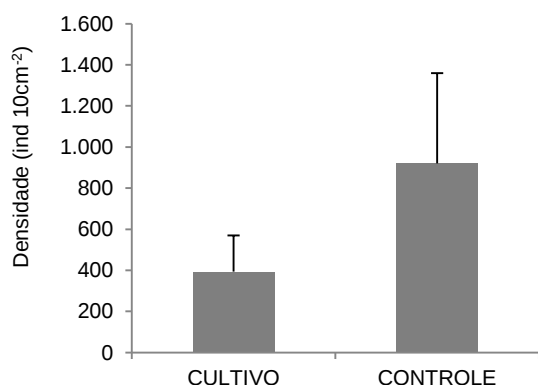


Figura 4. Densidade média (ind 10 cm^{-2}) do Filo Nematoda nos transectos CULTIVO e CONTROLE (barras = desvio padrão).

Foram identificados 40 gêneros de Nematoda. Em ambos os transectos, os gêneros dominantes foram *Sphaerolaimus*, *Paradontophora*, *Pseudochromadora* e *Terschellingia*.

Alguns gêneros ocorreram exclusivamente em um transecto: *Chromadorina*; *Halichoanolaimus*; *Oxystomina*; *Paracomesoma*; *Paracyatholaimus*; *Paramesochium*; *Pierrickia*; *Ptycholaimellus* no CULTIVO e *Adoncholaimus*; *Aegiolalaimus*; *Belbolla*; *Chromaspirinia*; *Comesoma*; *Desmodora*; *Eumorpholaimus*; *Linhystera*; *Oncholaimus* e *Polygastrophora* no CONTROLE. No entanto, nenhum dos gêneros exclusivos, tanto no CULTIVO quanto no CONTROLE, apresentou abundância relativa maior que 10%. No CONTROLE, os valores de densidade de todos os gêneros mais representativos foram sempre superiores aos do CULTIVO (Figura 5).

Os maiores valores dos índices de diversidade e equitatividade foram encontrados no CONTROLE (Figura 6). O teste T aplicado a estes dados apontam diferenças significativas para a diversidade ($t = -2,06$; $p = 0,04$). Já para a equitatividade, as diferenças encontradas não foram significativas ($t = -1,9$; $p = 0,06$).

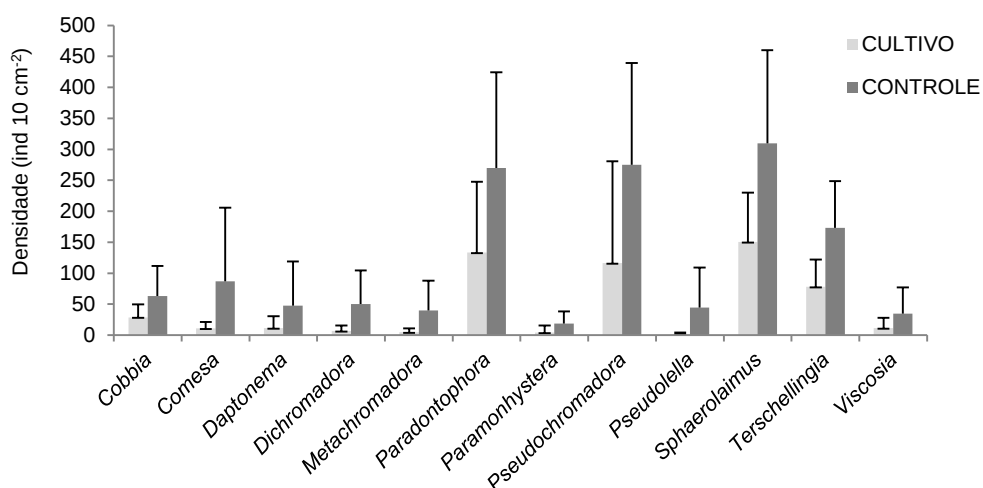


Figura 5. Densidades média (ind 10 cm⁻²) dos gêneros de Nematoda mais abundantes encontrados para os transectos CULTIVO e CONTROLE.

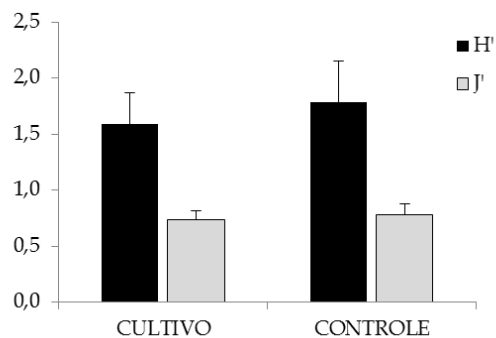


Figura 6. Valores médios dos índices de Diversidade de Shannon (H') e de Equitatividade de Pielou (J')

nos transectos CULTIVO e CONTROLE (barras = desvio padrão).

Através da análise de escalonamento multidimensional MDS, aplicada aos dados de densidade dos gêneros de Nematoda pode-se verificar uma elevada similaridade entre as amostras dos dois transectos (Figura 7). A análise de similaridade, ANOSIM 1-way, aplicada aos mesmos dados apresenta diferenças significativas ($p = 0,009$) apesar de valor de R considerado baixo ($R = 0,15$).

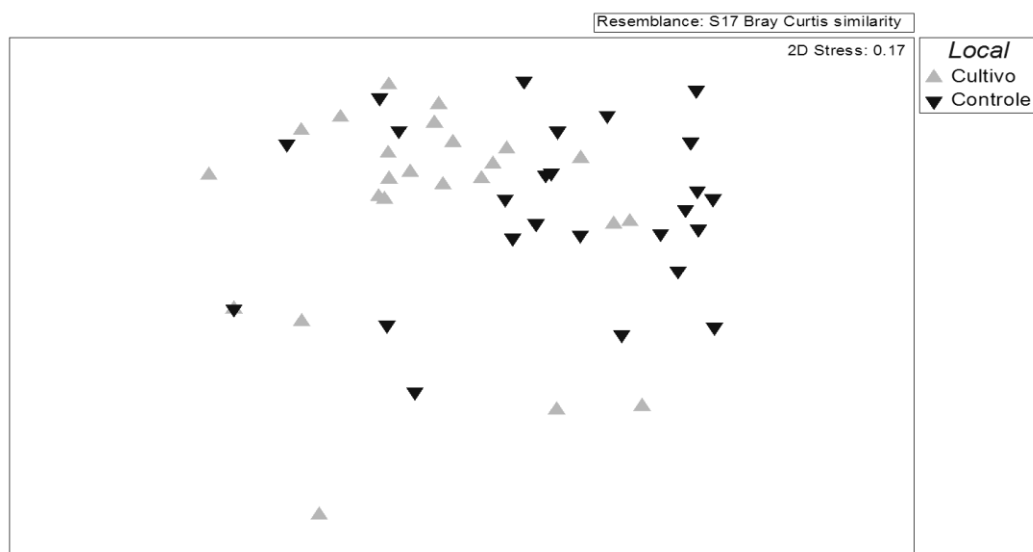


Figura 7. Análise de escalonamento multidimensional (MDS) aplicada aos dados de densidade de organismos dos gêneros de Nematoda nos transectos CULTIVO e CONTROLE.

Em ambos os transectos, o grupo trófico dominante foi 1B, chegando a representar 31% da abundância dos grupos no CULTIVO e 37% no CONTROLE, seguido por 2B, 2A e 1A (Figura 8).

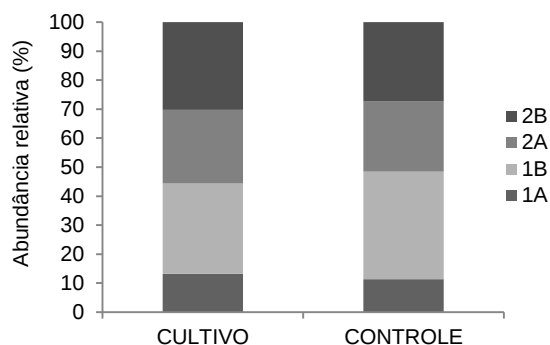


Figura 8. Abundância relativa dos grupos tróficos (WIESER, 1953) para os transectos CULTIVO e CONTROLE (1A = comedores de depósitos seletivos, 1B = comedores de depósitos não seletivos, 2A = comedores de epítrato, 2B = predadores).

Os valores para o Índice de Diversidade Trófica (IDT) foram de 0,283 a 0,286 nos transectos CULTIVO e CONTROLE, respectivamente.

Através da análise BIO-ENV, pode-se verificar um valor de correlação de 0,618 entre a comunidade de Nematoda e os fatores: salinidade, temperatura e percentual de finos.

DISCUSSÃO

Comparando-os transectos CULTIVO e CONTROLE com o objetivo de avaliar os efeitos da presença da ostreicultura, verifica-se que houve influência do cultivo sobre a nematofauna, em termos de densidade, diversidade e composição de gêneros.

Apesar de as diferenças entre os parâmetros, tanto de água quanto de sedimento, não terem sido significativas, especialmente quando se observam os parâmetros medidos no sedimento, tais como: teor de matéria orgânica, percentual de finos e concentração de pigmentos, os quais também são considerados muito importantes na estruturação da comunidade de Nematoda (CASTRO, 2003), verifica-se uma situação de menor dinâmica e maior contribuição de matéria orgânica e detritos no transecto CULTIVO. Esta situação levou a alterações significativas nos

descritores da comunidade, tais como densidade e diversidade, que podem ser constatadas através dos resultados das análises uni e multivariadas. Desta forma, observa-se uma mudança no ambiente bentônico devido à presença do cultivo. NETTO e VALGAS (2007) afirmam, em seu trabalho de avaliação de impacto de um cultivo de mexilhão em Santa Catarina, que a biodeposição altera as características do sedimento e que essas áreas estão sujeitas a um claro enriquecimento orgânico, indicado pelo teor de matéria orgânica significativamente maior que o registrado nas áreas controle. Este mesmo fato parece ter ocorrido na região da ostreicultura estudada no presente trabalho. BARBIERI *et al.* (2014a,b), avaliando impactos associados a cultivo de ostras na região de Cananéia, SP, consideram que os efeitos sobre a fauna são pequenos quando comparados aos causados por cultivos que exigem alimentação exógena. Os autores sugerem que os impactos sobre a abundância da fauna são aceitáveis ou indiferentes, sendo críticos apenas durante o período de operação do cultivo, pois, após a remoção das estruturas, a fauna deve se recuperar rapidamente.

As estruturas utilizadas no sistema de cultivo parecem ter alterado a dinâmica local, funcionando como uma barreira física, diminuindo a hidrodinâmica, facilitando a deposição da matéria orgânica produzida pelo cultivo, que conta também com a contribuição do próprio estuário, que pode ser o fator principal para o aumento do valor deste parâmetro, já que o estuário é naturalmente um ambiente com altas taxas de entrada de matéria orgânica. GONI *et al.* (2003) comentam que estuários são ambientes ricos em matéria orgânica, proveniente de diversas fontes, e que, por isso, sustentam uma elevada produtividade biológica, o que os torna um ecossistema de relevante interesse ecológico. Os estuários recebem influxo contínuo de matéria orgânica alóctone, tanto de origem marinha, trazida pela ação das marés, como de origem terrígena, exportada das margens dos rios (FISHER *et al.*, 1998). Há também a fonte autóctone, em que a matéria orgânica é produzida dentro do próprio estuário por algas e macrófitas.

Segundo POLY (1998), a produtividade de um local é verificada mediante a quantificação da clorofila-a, como índice de biomassa

fitoplantônica em determinado volume de água, expresso em mg m^{-3} . Ocorrem também produtos de degradação da clorofila-a, que são utilizados como indicadores indiretos de produtividade (feoforbídeos e feofitinas), constituindo os feopigmentos e os clorofídeos (BARROSO e LITTLEPAGE, 1998). A ocorrência de feopigmentos está associada à presença de detritos vegetais (SILVESTRI, 2009; GOLTERMAN *et al.*, 1978). Apesar de estatisticamente não significativos, os maiores valores de concentração de clorofila-a foram registrados no CONTROLE e os maiores de feopigmentos, no CULTIVO. Isso pode ser explicado pela maior atividade microbiana sob a área do cultivo, a qual promove a degradação da clorofila, transformando-a em detritos, representados pelos feopigmentos, como demonstra LEVINTON (2001), afirmando que a eutrofização pode levar a grandes aumentos da produção fitoplantônica e da atividade microbiana. Parece que a presença das estruturas e a alteração da dinâmica, somadas à contribuição orgânica dos dejetos das ostras, modificam as condições sob o cultivo, gerando um ambiente sedimentar caracterizado por maior teor de detritos, matéria orgânica e sedimentos finos. Vários autores consideram que cultivos de organismos filtradores podem provocar aumento das concentrações de produtos da excreção dos organismos cultivados próximo aos locais de cultivo (BARBIERI *et al.*, 2014a), apesar de em um cultivo de ostras em Cananéia não ter sido registrado incremento significativo das concentrações de amônia, nitrito e nitrato sob o cultivo (BARBIERI *et al.*, 2014b).

No presente trabalho, os gêneros de Nematoda dominantes registrados não diferiram entre os transectos. Vários autores sugerem que em situações de impacto espera-se que, em resposta, haja uma troca na dominância dos gêneros e/ou espécies de Nematoda (MAZZOLA *et al.*, 2000; MIRTO *et al.*, 2000). Mesmo não havendo esta alteração nos gêneros dominantes, a composição dos gêneros foi diferente entre os transectos, uma vez que se registraram vários gêneros exclusivos, mesmo não apresentando abundâncias significativas ($>10\%$). É provável que estes gêneros menos representativos tenham sido os responsáveis pelas diferenças significativas nos valores de diversidade entre os transectos. Além

disto, o teste T aplicado resultou em um valor de p para este índice muito próximo do limite da significância (0,05).

WARWICK e CLARCK (1995) alegam que, aumentando o nível de estresse do ambiente, a competição entre os Nematoda relaxa e os índices de diversidade aumentam, porém, quando a perturbação é muito forte, as espécies começam a ser eliminadas e a diversidade diminui, fato que pode ter ocorrido no presente estudo, pois o cultivo, implantado há cerca de 12 anos, provavelmente gerou uma situação de acúmulo/deposição de matéria orgânica, corroborando a forte perturbação citada por estes autores.

De acordo com PEARSON e ROSENBERG (1978), a principal resposta das comunidades bentônicas a situações de enriquecimento orgânico está relacionada a um decréscimo inicial dos índices univariados e a um aumento gradual das abundâncias, porém, em ocasiões em que ocorre enriquecimento orgânico do sedimento, a resposta dos organismos parece seguir o chamado “paradoxo do enriquecimento” (*sensu* HOCKIN, 1983), no qual, inicialmente, a densidade aumentaria até certo ponto e, a partir de então, o excesso dos componentes orgânicos tornar-se-ia prejudicial à biota, diminuindo muito os valores de densidade (PINTO *et al.*, 2007), semelhantemente ao ocorrido no presente trabalho. Segundo SANDULLI e DE NICOLA (1991), esta situação pode se agravar até a total ausência de organismos. Em ambos os transectos, o grupo trófico dominante foi 1B: comedores de depósito não seletivos. Como o ambiente natural (CONTROLE) já era dominado pelo grupo trófico que se alimenta de matéria depositada sobre o sedimento, a associação com elevados teores de depósito e a baixa dinâmica fez com que não houvesse alteração nessa estrutura.

O incremento de matéria orgânica no sedimento pode elevar a atividade microbiana que consome oxigênio (LEVINTON, 2001; MOENS e VINCX, 1997), sendo, consequentemente, fator limitante à vida da maioria dos animais. Assim, apesar de os valores de oxigênio dissolvido na coluna d'água não terem apresentado diferenças significativas entre os transectos, é provável que, na água intersticial, o valor desse parâmetro fosse

ainda menor, podendo influir na diminuição verificada na densidade da nematofauna. Percebe-se, desta forma, que o impacto deve estar relacionado a uma situação de hipóxia e ao metabolismo dos Nematoda e não somente à disponibilidade de recursos alimentares.

Em geral, em situações de impacto observam-se diferentes comportamentos dos organismos de diferentes gêneros de Nematoda: alguns atuam como oportunistas, incrementando os valores de densidade, outros demonstram sensibilidade ao impacto, apresentando decréscimo de densidade, ou mesmo, desaparecimento, e ainda outros se comportam como tolerantes, não sofrendo influência do impacto e mantendo constantes a sua distribuição em termos de ocorrência e abundância (PEARCE *et al.*, 1981; RYGG, 1985). No presente trabalho, este padrão não foi observado, uma vez que os gêneros dominantes são os mesmos em ambos os transectos e que se observa apenas o decréscimo das densidades de todos os gêneros, independentemente das características da estratégia de vida destes animais, inclusive das guildas tróficas, desaparecendo gêneros menos abundantes e sendo registrados gêneros exclusivamente no cultivo, porém, também em valores de densidade/abundância pouco representativos.

CONCLUSÕES

Apesar da maioria dos trabalhos que avaliam o grau de impacto de sistemas de cultivo de bivalves nos ambientes estuarinos e marinhos registrarem pouco ou nenhum impacto da atividade, o sistema de cultivo estudado no presente trabalho influenciou a área estuarina em que está implantado. Esta influência foi percebida através do aumento no teor de matéria orgânica contida nos sedimentos e do maior percentual de finos sob o cultivo, o que resultou em alterações na estrutura da comunidade de Nematoda, representada pela diminuição dos valores de densidade e diversidade no sedimento abaixo do cultivo.

Mesmo não sendo considerado um impacto severo, é importante atentar para meios de minimizar essas alterações. Uma medida simples pode ser adotada nestes casos, como mudar o local das estruturas em diferentes ciclos de

cultivo, fazendo com que haja circulação natural no local onde antes havia o cultivo e, assim, reestabelecendo não somente a fauna, como o ambiente antes impactado.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer ao Sr. Miguel, por ter permitido o estudo em sua propriedade, e ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela bolsa de iniciação científica concedida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, V. S. e SIMONE, L.R.L. 2014 Revision of genus *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 137: 1-26.
- BARBIERI, E.; MARQUES, H.L.A.; BONDIOLI, A.C.; CAMPOLIM, M.B.; FERRARINI, A.T. 2014 Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. *O Mundo da Saúde*, 38(1): 105-115.
- BARBIERI, E.; MARQUEZ, H.L.A.; CAMPOLIM, M.B.; SALVARANI, P.I. 2014 Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 13: 1-13.
- BARROSO, F.G. e LITTLEPAGE, J. 1998 *Protocolo para análise de Clorofila-a e feopigmentos pelo método fluorométrico (Fluorímetro TD-700)*. Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura - Monitoramento Ambiental. Vitória. 18p. Disponível em: <<http://web.uvic.ca/bmlp/Chl%20a%20protocol.pdf>>. Acesso em: 11 mai. 2014.
- BRANDINI, F.P.; SILVA, A.S.; PROENÇA, L.A. 2000 Oceanografia e maricultura. In: VALENTI, W.C.; POLY, C. R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. *Aqüicultura no Brasil: Bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília, CNPQ/MCT. p.107-142.
- CALLIER, M.D.; MCKINDSEY, C.W.; DEROSIERS, G. 2008 Evaluation of indicators used to detect

- mussel farm influence on the benthos: Two case studies in the Magdalen Islands, Eastern Canada. *Aquaculture*, 278(1-4): 77-88.
- CASTRO, F.J.V. 2003 *Variação temporal da meiofauna e da nematofauna em uma área mediolitorânea da Baía do Pina (Pernambuco - Brasil)*. Recife. 100p (Tese de Doutorado em Oceanografia - Universidade Federal de Pernambuco - UFPE). Disponível em: <<http://www.liber.ufpe.br/teses/arquivo/20040210172626.pdf>>
- CHAMBERLAIN, J.; FERNANDES, T.F.; READ, P.; NICKELL, T.D.; DAVIES, I.M. 2001 Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *ICES Journal of Marine Science*, 58: 411-416.
- COULL, B.C. e CHANDLER, G.T. 1992 Pollution and meiofauna - field, laboratory and mesocosm studies. *Oceanography and Marine Biology*, 30: 191-271.
- DUPLISEA, D.E. e HARGRAVE, B.T. 1996 Response of meiobenthic size-structure, biomass and respiration to sediment organic enrichment. *Hydrobiologia*, 339(1-3): 161-170.
- FERREIRA, J.F. e OLIVEIRA NETTO, F. 2006 Cultivo de Moluscos em Santa Catarina. *Infopesca Internacional*, 28: 34-41.
- FISHER, T.R.K.Y.; LEE, H.; BERNDT, J.A.; BENITEZ, J.A.; NORTON, M.M. 1998 Hydrology and chemistry of the Choptank River basin in the Chesapeake Bay drainage. *Water Air Soil Pollution*, 105: 387-397.
- FOLK, R.C. e WARD, W.C. 1957 Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1): 3-27.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. 1978 *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Oxford, Blackwell Scientific Publications. n.1, v. 8. 213p.
- GONI, M.A.; TEIXEIRA, M.J.; PERKEY, D.W. 2003 Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57(5-6): 1023-1048.
- GRANT, J.; HATCHER, A.; SCOTT, D.B.; POCKLINGTON, P.; SHAFER, C.T.; WINTERS, G.V. 1995 A multidisciplinary approach to evaluating impact of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries*, 18(1A): 124-144.
- GRANT, J.; BACHER, C.; CRANFORD, P.J.; GUYONDET, T.; CARREAU, M. 2008 A spatially explicit ecosystem model of seston depletion in dense mussel culture. *Journal of Marine Systems*, 73(1-2): 155-168.
- HEIP, C.; VINCX, M.; VRANKEN, G. 1985 The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review*, 23: 399-489.
- HOCKIN, D.C. 1983 The effects of organic enrichment upon a community of a meiobenthic harpacticoid copepods. *Marine Environmental Research*, 10(1): 45-58.
- JENSEN, M.H.; LOMSTEIN, E.; SORENSEN, J. 1990 Benthic NH_4^+ and NO_3^- flux following sedimentation of a spring phytoplankton bloom in Aarhus Bight, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 61: 87-96.
- KAISER, M.J. 2000 Ecological effects of shellfish cultivation. In: BLACK, K.D. (ed.), *Environmental Impacts of Aquaculture*. Boca Raton, CRC Press, p.51-75.
- LA ROSA, T.; MIRTO, S.; MAZZOLA, A.; DANOVARO, R. 2001 Differential responses of benthic microbes and meiofauna to fish-farming disturbance in coastal sediments. *Environmental Pollution*, 112(3): 427-434.
- LANA, P.C. 1994 Organismos bênticos e atividades de monitoramento. Diagnóstico Ambiental Oceânico e Costeiro das Regiões Sul e Sudeste do Brasil, Convênio PETROBRÁS-FUNDESPA. In: *Oceanografia Biológica Bentos*. Brasil, v.6, p.10-21.
- LEGAT, J.F.A.; PEREIRA, A.M.L.; LEGAT, A.P.; FOGAÇA, F.H.S. 2008 *Programa de Cultivo de Moluscos Bivalves da Embrapa Meio-Norte*. Teresina: Embrapa, 19p.
- LEVINTON, J.S. 2001 *Marine biology: function, biodiversity, ecology*. Oxford University Press, Second Edition. Oxford, Oxford University Press. 550p.
- LORENZEN, C.J. 1967 Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12(2): 343-346.
- MAZZOLA, A.; MIRTO, S.; LA ROSA, T.; FABIANO, M.; DANOVARO, R. 2000 Fish-farming effects

- on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofauna recovery. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1454-1461.
- MIRTO, S.; LA ROSA, T.; DONAVARO, R.; MAZZOLA, A. 2000 Microbial and meiofauna response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 40(3): 244-252.
- MOENS, T. e VINCX, M. 1997 Observations on the feedings ecology of estuarine nematodes. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 72(1): 211-227.
- NETTO, S.A. e VALGAS, I. 2007 Efeitos do cultivo de mexilhões sobre a estrutura da meiofauna. In BARROSO, G.F.; POERSCH, L.H.S.; CAVALLI, R.O. (eds), *Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: Recursos, tecnologias, aspectos ambientais e socioeconômicos*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.119-128.
- NETTO S.A. e VALGAS I. 2010 The response of nematode assemblages to intensive mussel farming in coastal sediments (Southern Brazil). *Environmental Monitoring and Assessment*, 162(1-4): 81-93.
- PEARCE, J.B.; RADOSH, D.J.; CARACCIOLO, J.V.; STEIMLE, F.W. 1981 *Benthic Fauna*. MESA New York Bigh Atlas Monograph. MESA New York Bigh. 79p.
- PEARSON, T.H. e ROSENBERG, R. 1978 Macrobenthic succession in the relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review*, 16: 229-311.
- PINTO, T.K.; BOINA, C.D.; VIEIRA, S.D.M.A. 2007 Influência do cultivo de moluscos na comunidade bentônica: Meiobentos. In: BARROSO, G.F.; POERSCH, L.H.S.; CAVALLI, R.O. (eds) *Sistemas de cultivos aquícolas na zona costeira do Brasil: Recursos, tecnologias, aspectos ambientais e sócio-econômicos*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p.235-241.
- POLI, C.R. 1993 *Análise dos produtores de molusco em Santa Catarina – UFSC*. Convênio University of Victoria/Canada. 29p.
- POLY, C.R. 1998 *Biologia e cultivo de ostras*. Florianópolis: [s. n.], 70p.
- RYGG, S.B. 1985 Distribution of species along pollution-induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian Fjords. *Marine Pollution Bulletin*, 16(12): 469-474.
- SANDULLI, R. e DE NICOLA, M. 1991 Responses of meiobenthic communities along a gradient of Sewage Pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 22(9): 463-467.
- SILVESTRI, F. 2009 *Determinação da produção da produção de resíduos sólidos provenientes de mexilhões na região da Ilha da Cocanha – Caraguatatuba – SP*. São Paulo. 108p (Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo) Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/21/21131/tde-20012010-144954/pt-br.php>>
- SUGUIO, K. 1973 *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: ed. Edgard Blücher. 318p.
- TUNDISI, J.G. 2005 Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios: estudos de caso e perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (eds). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, v.1, p.1-21.
- WALKLEY, A. e BLACK, I.A. 1934 An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the cronic and titration method. *Soil Science*, 37: 29-38.
- WARWICK, R.M. e CLARKE, K.R. New “biodiversity” measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129: 301- 305.
- WARWICK, R.M.; PLATT, H.M.; SOMERFIELD, P.J. 1998 *Free-living Marine Nematodes*. Part III: british monhysterids. The Linnean Society of Londo, Shrewsbury. 296p.
- WELSHMEYER, N.A. 1994 Fluorimetric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, 39(8): 1985-1992.
- WIESER, W. 1953 Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden. *Eineskologisen-morphologischestudie*. *Arkiv für Zoolgie*, 4: 439-484.