

# ***Desenho amostral em meiofauna marinha***

## *Sample design in marine meiofauna*

Luciana Monteiro Lage<sup>\*</sup>  
Ricardo Coutinho<sup>\*\*</sup>

As atividades humanas litorâneas sobre a biota marinha têm levado a discussões sobre protocolos de amostragem adequados, de forma que os vários estudos possam ser comparados. A maior parte dos métodos de amostragem produzidos para a meiofauna, contempla o ambiente sedimentar. Porém, é conhecido que a meiofauna pode habitar qualquer substrato no meio marinho, sendo reconhecida como boa ferramenta para estudos de qualidade ambiental e processos ecológicos marinhos. A utilização de estudos experimentais pode elevar a compreensão dos mecanismos de dispersão e colonização da meiofauna, bem como seus processos ecológicos.

*Human activities on coastal marine biota have led to discussions of appropriate sampling protocols, so that the various studies can be compared. Most sampling methods produced for meiofauna, contemplates the sedimentary environment. However, it is known that meiofauna can inhabit any substrate in the marine environment. Meiofauna is recognized as a good tool for studies of environmental quality and marine ecological processes. The use of experimental studies can increase understanding of the mechanisms of dispersal and colonization of meiofauna and their ecological processes.*

Palavras-chave: Meiofauna. Desenho amostral. Monitoramento.

*Key words: Meiofauna. Sampling design. Monitoring.*

A meiofauna, definida por Mare (1942) como pequenos animais bentônicos que são retidos em peneiras com abertura de malha, entre 0,5 e 0,044 mm, e com representantes de quase todos os filos de invertebrados, ocorre em grande abundância em sedimentos de todo o mundo (SOLTWEDEL, 2000). Nesse ambiente, a meiofauna facilita a biomineralização da matéria orgânica aumentando a reciclagem de nutrientes; serve de alimento para uma variedade de níveis tróficos superiores e apresenta grande sensibilidade às ações antropogênicas, tornando-se ótima indicadora de poluição (COULL, 1999).

Trata-se de um grupo ecologicamente heterogêneo que ocupa uma variedade de *habitats*, dos lagos alpinos ao mar profundo. As diferentes associações da meiofauna ocupam *habitats* diversos: as que vivem em lama diferem das que vivem na areia; as que

<sup>\*</sup>Mestre – Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – Centro de Biotecnologia e Biotecnologia – Universidade Estadual do Norte Fluminense.

<sup>\*\*</sup>Doutor – Divisão de Bioincrustação – Departamento de Oceanografia – Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira.

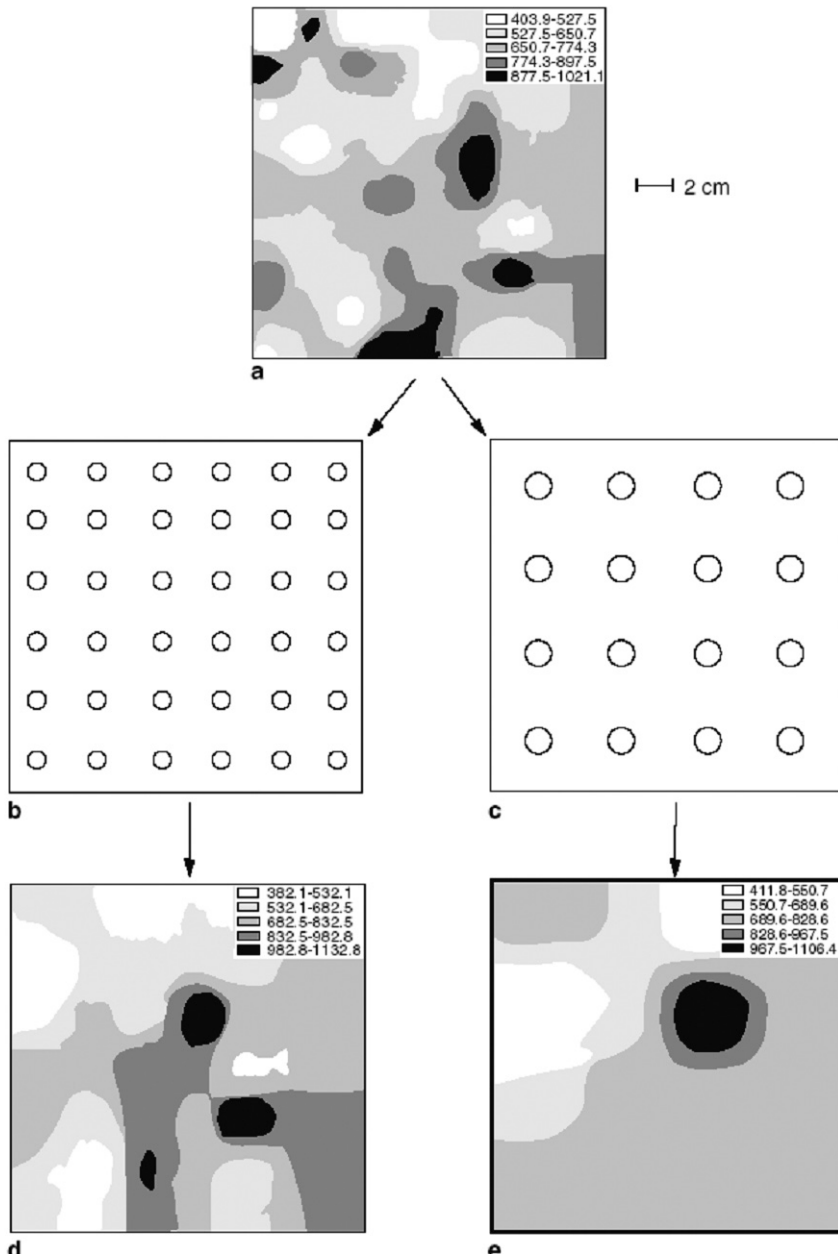
vivem em baixa salinidade diferem das de alta salinidade, as que vivem sobre vegetais, das escavadoras de sedimentos (COULL, 1999).

As consequências das atividades humanas sobre a biodiversidade têm gerado interesse ecológico, levando à discussão sobre protocolos de amostragem e estimativas adequadas na inventariação e monitoramento dos diferentes grupos de organismos com métodos que possam ser comparados (CASTRI *et al.*, 1992). Uma variedade de métodos tem sido utilizada para a coleta de sedimentos em ambientes de infralitoral raso, incluindo a coleta direta utilizando mergulho autônomo, e amostragens remotas, utilizando uma gama de amostradores (BLOMQUIST, 1991; KRAMER *et al.*, 1994). Vários estudos têm comparado amostras coletadas por alguns ou todos os métodos conhecidos. Muitos destes trabalhos, simplesmente contaram e identificaram os grandes grupos de animais, fornecendo dados com os quais se puderam comparar diferentes métodos (JENSEN, 1983; VIDAKOVIC, 1984; BETT *et al.*, 1994).

Os métodos de amostragem e estratégias de avaliação estatística e científica empregados para análise da meiofauna variam de acordo com o problema abordado (GIERE, 2009). Logo, seria difícil descrever aqui métodos universalmente aplicáveis. Desta forma, serão descritos os métodos mais utilizados para análise da meiofauna.

Antes de cada investigação é importante considerar cuidadosamente tanto a área a ser amostrada quanto os equipamentos a serem utilizados. Entre outros fatores, esses aspectos logísticos dependem da estrutura do sedimento (granulometria, potencial redox, porosidade, concentração de matéria orgânica) e do grupo animal a ser estudado. A abundância de animais no sedimento determina o tamanho da amostra e a estratégia de amostragem adequada. Como regra geral, a variação entre réplicas deve ser menor do que entre as estações de amostragem (UNDERWOOD e CHAPMAN, 2005).

O procedimento clássico utilizado para determinar o tamanho ideal da amostra consiste, inicialmente, em contar uma maior unidade amostral e, em seguida, compará-la com dados de subamostras de unidades menores. Os dados contabilizados não devem desviar-se mais do que 10% dos esperados (GRAY e ELLIOT, 2009). No entanto, devido à extrema heterogeneidade da meiofauna, nos padrões de distribuição, permanece questionável se este método é sempre aplicável. Existe uma regra em que a superfície da amostra deve exceder o tamanho da mancha de distribuição da meiofauna, mas para segui-la, esta deve ser conhecida (GRAY e ELLIOT, 2009). A relevância dessa regra é ilustrada na figura 1. Um grande número de pequenos amostradores (0,5 – 1,0 cm<sup>2</sup>) é necessário para avaliar o padrão da distribuição heterogênea da meiofauna em microescala (FINDLAY, 1982).



Para qualquer avaliação confiável de desenvolvimento da população, as fortes flutuações temporais em muitos grupos da meiofauna exigem a repetição da amostragem dentro de intervalos estreitos de tempo (por exemplo, semanal) (ARMONIES, 1990).

O tamanho da amostra e o método de amostragem têm de estar relacionados com a vasta gama de tamanho dos indivíduos que pertencem aos grupos da meiofauna e têm que considerar a sua abundância e distribuição. Se apenas uma classe é considerada (por exemplo, pequenos, mas numerosos ciliados ou os grandes, mas pouco frequentes oligoquetos), a amostragem pode ser otimizada utilizando amostradores especializados e avaliando diferentes volumes de amostra e diferentes métodos de extração (GIERE, 2009).

A maior parte dos trabalhos a respeito da meiofauna foi conduzida sobre a meiofauna associada aos sedimentos, pois outras informações podem ser obtidas com os sedimentos marinhos além da fauna associada. Isto fez com que a maior parte dos equipamentos utilizados para a amostragem de meiofauna fosse desenvolvida para amostragem em sedimentos (COSENTINO e GIACOBBE, 2008; ROGERS *et al.*, 2008; VEIT-KOHLER *et al.*, 2009; PUSCEDDU *et al.*, 2009; VEIT-KOHLER *et al.*, 2009; GWYTHER *et al.*, 2009; VEIGA *et al.*, 2009).

Uma variedade de equipamentos de amostragem foi desenhada para a coleta de vários grupos da meiofauna que diferem em mobilidade, tamanho e *habitat*. Com equipamentos oceanográficos cada vez mais avançados e precisos, tornou-se possível coletar amostras de sedimento até nas maiores profundidades dos oceanos.

Para a obtenção de amostragem qualitativa, o método mais simples e mais amplamente utilizado, desde os estudos de mesolitoral em costas arenosas realizados por Rename (1927), consiste em fazer uma escavação em forma de funil até alcançar as águas subterrâneas permitindo que as águas encham o fundo do poço. Em seguida, extrair a água afluyente com uma pequena rede de mão (com abertura de malha de 0,045 mm ou 0,063 mm) com rapidez e movimentos circulares. A meiofauna das camadas de areia ao redor é carregada para o interior do poço e capturada pela rede. Repetindo este procedimento várias vezes, será possível obter uma amostra qualitativa. Uma modificação semiquantitativa deste método pode ser utilizada em meiobentologia de águas subterrâneas: um volume definido de água é coletado e depois passado por uma peneira de malha de 0,045 mm. O conteúdo retido na peneira é fixado para posterior análise. Este método é apropriado para uma avaliação rápida da meiofauna quando as extrações exatas não são possíveis ou necessárias. Quando comparada com tubos amostradores verticais, esta filtragem das águas subterrâneas afluentes, nenhuma diferença em diversidade de espécies de Nematoda foi encontrada, mas a composição de espécies pode diferir (GOURBAULT e WARWICK, 1994).

O método de dragagem também pode ser utilizado para a amostragem qualitativa. Em fundos no infralitoral, uma draga com malha fina, por vezes combinada com uma chapa para empurrar o sedimento e otimizar a coleta (MUUS, 1964) é usada para

recolher os centímetros superiores do sedimento. O amostrador de Muus (1964), muitas vezes, é considerado semiquantitativo e pode capturar mesmo os organismos mais frágeis da meiofauna e pequenos organismos da macrofauna (por exemplo, isópodes).

Um outro método utilizado é a sucção. Somente pequenos coletores manuais, tipo pistão, são suficientemente suaves para coletar a meiofauna de substratos inconsolidados. Eles permitem a amostragem quantitativa e a perfilagem vertical da amostra (TITA *et al.*, 2000). Em contraste, a maioria dos aparatos de sucção que utilizam tanque de pressão acoplado, danifica a maior parte da meiofauna.

Para amostras quantitativas da meiofauna, amostradores tipo tubo são os mais versáteis instrumentos e são superiores aos amostradores tipo caixa e dragas. Os limites de precisão e as fontes de erro amostral foram bem investigados para o amostrador de meiofauna mais utilizado e comum, o tubo amostrador Perspex (GIERE, 2009). O clássico tubo Perspex de meiofauna é um tubo com a borda inferior oblíqua e uma superfície interna entre 10 e 20 cm<sup>2</sup>. Wells (1971) recomenda como área mínima amostral 10 cm<sup>2</sup> (= 3,6 cm de diâmetro). Este pequeno tubo é aplicável, sobretudo, para ciliados e outros organismos pequenos e abundantes da meiofauna. Muitas vezes, é construído a partir de grandes seringas médicas cuja extremidade inferior tenha sido cortada. Na parede do tubo, podem ser feitos furos para a inserção de finos eletrodos para a medição de parâmetros abióticos em várias profundidades (RIEDL e OTT, 1970).

Em praias lamacentas diretamente acessíveis, o tubo de amostragem aberto pode ser empurrado para o fundo e, após o fechamento de sua extremidade superior, pode ser removido com facilidade. Nas áreas arenosas, com um sedimento potencialmente mais compacto, a inserção do tubo é mais difícil (maior resistência), de modo que, muitas vezes deve ser aplicada mais força. O comprimento do amostrador é determinado pela profundidade a que pode ser empurrado para o fundo sem grandes perturbações, compressão ou que altere a profundidade de distribuição da meiofauna (GIERE, 2009). A amostragem por tubo em praias expostas onde táxons, tais como nematóides e tardígrados, ocorrem em profundidades maiores (até 180 cm) (KRISTENSEN e HIGGINS, 1984) deve ser gradual, por exemplo, com um tubo curto e devem ser coletadas amostras repetidamente, aumentando gradualmente a profundidade (McLACHLAN *et al.*, 1979).

Problemas de amostragem, com todos os tubos de amostradores, estão na redução do núcleo por compactação do sedimento e debaixo da água os efeitos da perturbação das ondas de choque que tendem a afastar os sedimentos superficiais (JENSEN, 1983). Estas deficiências de amostragem são, particularmente, graves em fundos com sedimentos finos e floculados e só podem ser minimizadas utilizando-se tubos com um diâmetro de 8 cm ou mais (SOMERFIELD *et al.*, 2005). Estes, para a maioria dos fins, produzem amostras com uma grande quantidade de sedimento dificultando o trabalho e aumentando o gasto de tempo.

Para amostrar no sedimento mais profundo do infralitoral são necessários amostradores operados remotamente. Outra opção é o uso de equipamentos de amostragem por meio de dispositivos hidráulicos de investigadores submersíveis. Muitas vezes, a camada superficial de fragmentação é particularmente rica em meiofauna. Assim é indispensável que haja um rigoroso sistema de fecho que mantenha a fração floculada do sedimento. O tubo deve ser montado em um estande de apoio que, após tocar no fundo, permita que o tubo deslize lentamente e penetre verticalmente no sedimento, a fim de alcançar uma amostra quantitativa confiável sem o efeito do arco de onda que tende a afastar a meiofauna superficial.

Os tubos de gravidade confiáveis para amostragem de infralitoral são os Kajak ou Hapscorer (KANNEWORFF e NICOLAISEN, 1973, 1983), com suas várias modificações (JENSEN, 1983; BLOMQVIST e ABRAHAMSSON, 1985; CHANDLER *et al.*, 1988), algumas das quais permitem múltiplas amostragens com três ou quatro tubos paralelos. Em todas as versões, o tubo é bem fechado por uma tampa superior liberada quando o amostrador entra em contato com o sedimento. Uma vez que no amostrador do tipo Kajak, uma válvula de fechamento abaixo é inexistente, sua função é melhor em sedimentos de granulometria fina ou lamosos. No amostrador Craib (CRAIB, 1965) uma válvula esférica funciona como um dispositivo de fechamento na parte inferior.

Ao trabalhar em maiores profundidades a partir de um navio de pesquisa, o amostrador múltiplo SMBA inicialmente descrito por Barnett *et al.*, (1984) se tornou a ferramenta padrão (SOMERFIELD *et al.*, 2005). Ele possui sólida armação de apoio e elaborada técnica de penetração dos tubos que é hidraulicamente amortecida, sistema de liberação eletrônico e inspeção visual opcional com câmera de vigilância por vídeo. Múltiplos amostradores podem fornecer amostras quantitativas confiáveis com tubos replicados mesmo a partir do mar profundo. A maioria dos amostradores para águas profundas está equipada com alguns pesos e asas para uma descida rápida, bem orientada e segura até o fundo.

A popular draga van Veen e a draga de Ekman, na sua concepção clássica, são notoriamente amostradores não quantitativos (BLOMQVIST, 1985, 1990) e os seus resultados devem ser utilizados com cautela. Embora a sua construção possa ser melhorada (BLOMQVIST, 1990), ainda assim a draga não penetraria com mais de 5 cm de seus bordos nos sedimentos e os perfis de amostragem muitas vezes não são quantificáveis (ELEFTHERIOU e MOORE, 2005).

Quando tanto macro quanto meiofauna precisam ser estudadas simultaneamente, a coleta da meiofauna é frequentemente realizada por subamostragem do sedimento coletado por um amostrador tipo caixa (Box-corer) (por exemplo, o amostrador USNEL), que é necessário para obter a macrofauna (ELEFTHERIOU e MOORE, 2005). Este tipo de amostrador permite livre fluxo de água durante a descida e, em grande parte, evita a oscilação se cuidadosamente rebaixado.

Por meio de cuidadosos experimentos de laboratório, Rutledge e Fleegeer (1988) deram valiosas contribuições para o entendimento do processo de amostragem da meiofauna utilizando tubos de amostragem de três diferentes diâmetros. Os autores produziram um sistema artificial em laboratório que foi projetado para simular a porção floculada do sedimento e sua meiofauna associada. Os autores prepararam um sedimento artificial e adicionaram mímicas de meiofauna feitas de grânulos de gel Sephadex (esférico, 0,05 a 0,15 mm de diâmetro) que simulam o comportamento da meiofauna no sedimento. Foi, então, adicionada ao sedimento uma densidade conhecida de grânulos de gel, que também serviu como parâmetro de controle do experimento. Eles estimaram que tubos de 10,5, 5,7 e 2,6 cm de diâmetro tiveram densidades médias de 456 (+/- 140,9), 519 (+/- 148,6) e 586 (+/- 62,4) ind/cm<sup>2</sup>, respectivamente.

Rutledge e Fleegeer (1988) concluíram que as maiores densidades médias no amostrador de diâmetro menor impedem a rejeição da hipótese nula unicaudal de igualdade de densidades, em favor da hipótese alternativa de densidades, proporcionalmente, mais elevadas no amostrador de diâmetro maior (RUTLEDGE e FLEEGER, 1988). Os resultados de testes não paramétricos Kruskal-Wallis entre as densidades encontradas nos três tamanhos de amostradores não revelaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ), sugerindo que a densidade encontrada não está relacionada com o tamanho do amostrador. Os autores ressaltam ainda que não foi clara para eles qualquer explicação física que justificasse os resultados encontrados, já que era esperada uma menor densidade no amostrador de diâmetro menor devido ao efeito de arco de onda que tende a afastar a porção superficial do sedimento, rica em meiofauna.

Um estudo realizado por Somerfield e Clarke (1997) comparou a eficiência de amostragem de quatro tipos de amostradores de meiofauna comumente utilizados em vários outros estudos. O experimento foi desenhado para comparar as amostras coletadas utilizando os diferentes métodos em dois tipos de sedimentos contrastantes. Os amostradores comparados foram:

1 – Coleta manual por mergulho autônomo utilizando tubos de amostragem do tipo Perspex com tampa de borracha. Este é considerado o melhor método para coleta de sedimentos de sublitoral devido à diminuição da perturbação dos sedimentos superficiais (FLEEGER *et al.*, 1988).

2 – Coleta com amostradores do tipo deliberados. Os amostradores deliberados são concebidos para serem baixados no fundo do mar, onde uma unidade móvel de amostragem, que é liberada lentamente, empurra um ou mais tubos de coleta para o sedimento. Geralmente são recomendados para a amostragem em que mergulhadores não podem ser utilizados (McINTYRE e WARWICK, 1984).

3 – Coleta por amostrador tipo caixa, seguida por subamostragem, a bordo do navio, com um tubo. Na essência, os amostradores em forma de caixa do tipo Kastengriener (REINECK, 1958) ou USNEL (HESSLER e JUMARS, 1974) são grandes amostradores deliberados com uma seção retangular. Apesar de amplamente utilizados



para a coleta de amostras de sedimentos não perturbados, há indícios de formação de ondas induzidas na operação desses amostradores (BLOMQVIST, 1991; BETT *et al.*, 1994), e é provável que eles não tomem normalmente amostras com qualidade similar à dos amostradores deliberados menores, como o do tipo Craib (FLEEGER *et al.*, 1988).

4 – Coleta com draga do tipo van Veen, seguido por subamostragem, a bordo do navio, com um tubo. Embora as dragas sejam amplamente utilizadas para a amostragem quantitativa, alguns pesquisadores têm reservas sobre a qualidade dessas amostras, já que o sedimento coletado por elas sofre lavagem no momento da subida até a embarcação e tende a se misturar no momento da abertura da draga. Além disso, o forte efeito de arco de onda produzido quando a draga toca o fundo, pode afastar a porção superficial do sedimento (BLOMQVIST, 1991). Alguns pesquisadores ressaltaram que as amostragens com dragas devem ser evitadas, se possível, para amostragem quantitativa da meiofauna (FLEEGER *et al.*, 1988).

Somerfield e Clark (1997) evidenciaram neste estudo que foram detectadas diferenças qualitativas entre as amostras coletadas com as diferentes técnicas de amostragem. As análises multivariadas revelaram diferenças significativas entre as estruturas das comunidades amostradas com os diferentes métodos de amostragem. Em geral, as amostras dos tubos deliberados foram mais similares àquelas obtidas por mergulho autônomo do que as das outras técnicas de amostragem. As amostras coletadas por draga foram diferentes das demais. As diferenças detectadas, embora significativas, foram pequenas. Somerfield e Clark (1997) enfatizaram, ainda, que o método de amostragem mais adequado para um determinado estudo depende de muitos fatores, podendo ser relevante ou não de acordo com os objetivos do mesmo.

O estudo da meiofauna marinha tem contemplado, principalmente, os ambientes sedimentares. Na literatura científica, são encontradas poucas referências para trabalhos desenvolvidos com meiofauna associada às macroalgas (De TROCH *et al.*, 2001; FRANZ e FRIEDMAN, 2002; DA ROCHA, 2003; CRISTONI *et al.*, 2004; ARROYO *et al.*, 2007; SONG *et al.*, 2010). Esta amostragem é diferente daquela executada para sedimentos arenosos devido às características próprias de cada substrato. Nenhum dos amostradores descritos anteriormente pode ser utilizado para a amostragem em substratos fitais.

Inicialmente, para a coleta da amostra, a macroalga a ser coletada tem que ser envolvida por um saco plástico ou uma rede de malha de 0,044 mm até a base. Corta-se a base da macroalga com auxílio de uma faca ou espátula e o saco pode, então, ser fechado e levado ao laboratório com todo o seu conteúdo. Este é depositado sobre um conjunto de peneiras geológicas de malhas de 0,5 e 0,044 mm, onde a macroalga é lavada para a retirada total da meiofauna associada. O processo de leitura da amostra segue semelhante àquele utilizado para qualquer tipo de amostra de meiofauna (DA ROCHA, 2003).



Para uma avaliação quantitativa da amostragem é preciso saber o volume de cada alga coletada. Essa avaliação, geralmente, é feita pelo método de deslocamento de água na proveta (MONTOUCHET, 1979). O método consiste em colocar um volume conhecido de água em uma proveta graduada e, após a imersão da alga, pode-se verificar que o volume de água foi deslocado na proveta pela adição da alga (biovolume). Além disso, são realizadas medidas de altura e largura máxima das macroalgas. Para isso, as algas são colocadas em um aquário de forma ereta com sua porção basal voltada para baixo e presa a um peso. Desta forma, podem ser obtidas medidas de altura e largura máximas (DA ROCHA, 2003). Outros tipos de medida também podem ser utilizadas, como o peso úmido, onde se pesa a alga fresca, e o peso seco, onde se pesa a alga após a secagem em estufa para a retirada de toda a água.

A densidade da meiofauna em cada amostra pode ser uniformizada a valores relativos a uma medida padrão da alga. Desta forma, calcula-se a densidade média das réplicas através de média aritmética simples. Os valores médios de volume, altura e largura das réplicas (algas) também são calculados por média aritmética simples. A densidade por alga pode ser calculada através da multiplicação do volume médio pela densidade média. Segundo Muñoz (1993), este cálculo pode ser multiplicado pela densidade de algas em cada praia para obtenção dos valores de densidade de meiofauna/m<sup>2</sup>, também sugerido por Curvêlo (1998).

Algumas macroalgas que crescem sobre rochas e que formam densos tapetes, como por exemplo, as dos gêneros *Janya* e *Amphiroa*, não podem ser coletadas da mesma forma. Elas precisam ser raspadas do substrato rochoso de forma que tanto a fauna associada quanto o sedimento por elas trapeado possam ser coletados (LAGE, 2005). Em lugares onde as algas ficam expostas durante os períodos de baixa-mar, esse processo de raspagem e coleta das amostras é relativamente fácil, com pouca ou nenhuma perda de material. Já em ambientes de infralitoral, onde as algas permanecem submersas o tempo todo, o processo de coleta fica prejudicado, já que o material raspado pode se espalhar na água, ocasionando uma perda que pode comprometer a análise quantitativa. Neste caso, é preciso decidir se a amostragem pode ou não ser utilizada para fins quantitativos, o que não impede uma avaliação qualitativa da meiofauna.

Um estudo realizado por Nunes (2003) avaliou a meiofauna associada a mímicas de *Sargassum*, no qual foram utilizadas algas de plástico como aquelas feitas para ornamentação de aquários. As mímicas foram presas a um peso no fundo e com uma boia amarrada na parte superior para que ficassem eretas. Os efeitos da densidade e da cor das mímicas foram testados para a meiofauna associada. O autor verificou que a composição e a densidade da comunidade meiofaunística variaram com a densidade e a cor das mímicas de alga.

Outros tipos de substratos artificiais também podem ser utilizados para o estudo da meiofauna marinha. Estudos recentes têm investigado a utilidade de substratos artificiais aplicados no monitoramento da meiofauna, e têm revelado a importância

da arquitetura e da composição dos substratos (ATILLA e FLEEGER, 2000; ATILLA *et al.*, 2003). Entre os substratos já utilizados podemos citar fitas de malha de plástico suspensas (ATILLA e FLEEGER, 2000), piers de madeira (ATILLA *et al.*, 2003), escovas de lavar garrafas (MIRTO e DANOVARO, 2004), varetas de madeira para mimetizar pneumatóforos (GWYTHYER e FAIRWEATHER, 2005) e placas de alumínio (FONSÊCA-GENEVOIS, 2006).

Devido ao seu pequeno tamanho, alta taxa de renovação, ausência de fase de dispersão larval e sensibilidade às mudanças de condições ambientais, o estudo da meiofauna está atraindo um crescente interesse por seu potencial uso como um importante instrumento para o monitoramento ambiental (KENNEDY e JACOBY, 1999). Além disso, a comunidade meiofaunal é indicadora coletiva de qualidade ambiental, capaz de exibir diferentes respostas a diferentes tipos de perturbações (ALBERTELLI *et al.*, 1999; DANOVARO *et al.*, 1999). Isso torna o uso da meiofauna preferido a outros componentes bentônicos, especialmente quando a fonte de poluição não foi identificada (KENNEDY e JACOBY, 1999). No entanto, devido à sua íntima associação e dependência das propriedades sedimentares (ou seja, granulometria, porosidade, teor de matéria orgânica, potencial redox), a utilização da meiofauna para avaliar os efeitos da poluição não é desprovida de problemas (KINGSTON e RIDDLE, 1989), especialmente quando áreas de controle têm de ser identificadas.

O uso de substratos artificiais poderia superar problemas relacionados à dependência da meiofauna a substratos naturais inconsolidados, desde que possam ser colonizados de forma similar aos substratos naturais. Em função dos conhecimentos atuais sobre a resposta meiofaunal à poluição (KENNEDY e JACOBY, 1999; SCHRATZBERGER *et al.*, 2000), o uso de substratos artificiais poderia ter as seguintes vantagens: (i) redução dos custos relacionados com a área de amostragem, (ii) menor tempo para o processamento da amostra e (iii) independência das propriedades do substrato natural.

Átilla e Fleeger (2000) e Atilla *et al.* (2003) investigaram a capacidade meiofaunal de colonizar substratos artificiais e identificaram três pontos-chave a serem observados antes desta abordagem ser amplamente aplicada para estudos de biomonitoramento: (i) estrutura arquitetônica, (ii) composição dos substratos artificiais e (iii) tempo de colonização da meiofaunal. Além disso, substratos artificiais podem representar uma ferramenta para monitoramento, apenas se propriedades da meiofauna em substratos artificiais refletirem as das assembléias naturais (MIRTO e DANOVARO, 2004).

Um estudo realizado por Gwyther e Fairweather (2002) testou o comportamento da comunidade meiofaunística em pneumatóforos e mímicas dos mesmos em uma região de estuário da Austrália. Existe hoje um crescente reconhecimento da meiofauna como uma boa ferramenta para o estudo de dinâmica de comunidade. Os ciclos de vida e ecologia de táxons da meiofauna fazem com que muitos destes animais sejam adequados para estudar os efeitos da poluição e outros distúrbios (SCHRATZBERGER

*et al.*, 2000). Por razões semelhantes, a meiofauna é tema ideal para a investigação da dinâmica da colonização e da dispersão em sedimentos (ATILLA e FLEEGER, 2000; ZHOU, 2001).

O estudo de Gwyther e Fairweather (2002) teve como objetivo acompanhar a colonização da meiofauna em raízes emergentes de mangue para avaliar a utilização de um substrato similar para experimentos de campo da dinâmica da comunidade de meiofauna. Pneumatóforos em estuários são conhecidos como ilhas de substrato duro e suportam distintas comunidades de macro-epibiontes e meiofauna (GWYTHER, 2000).

Os substratos adequados para este propósito foram avaliados, comparando taxas de colonização e composição da assembléia da meiofauna em pneumatóforos naturais, mas transplantados com os padrões das mímicas artificiais. A primeira hipótese nula a ser testada foi de que nenhuma diferença seria encontrada entre as taxas de colonização de algas, cracas e meiofauna para pneumatóforos transplantados e mímicas que estavam nuas no início do experimento. A segunda hipótese nula foi que a composição das assembléias de pneumatóforos transplantados e mímicas seriam semelhantes àquelas dos pneumatóforos naturais *in situ* durante o experimento. O objetivo de comparar mímicas de pneumatóforos com os pneumatóforos reais nus, porém mortos, foi avaliar a adequação deste conveniente substrato artificial para outras experiências de manipulação em manguezais.

A densidade máxima de colonização para os tratamentos experimentais em relação ao controle (pneumatóforo vivo) foi menor, refletindo o que também foi reportado para experimentos de recolonização de sedimentos (ZHOU, 2001). Entre os tratamentos, a maior densidade final de meiofauna foi registrada para as mímicas de pneumatóforos. Este resultado pode estar ligado à secreção de metabólitos secundários pelo pneumatóforo transplantado podendo reduzir a colonização. Ao final do experimento as comunidades de meiofauna eram mais similares entre as mímicas e os pneumatóforos naturais (controle) do que entre os transplantados e os naturais, possivelmente devido à degradação dos transplantados.

Gwyther e Fairweather (2002) concluíram, a partir destes resultados, que as mímicas foram substitutos satisfatórios para o *habitat* de pneumatóforos porque foram colonizados por algas e cracas epibiontes e, além disso, eles suportaram de forma similar as comunidades de meiofauna durante o tempo de pico de abundância de algas. As vantagens na utilização experimental de mímicas incluem a facilidade de normalizar as áreas de superfície, bem como uma maior persistência no ambiente intertidal do que a encontrada para os pneumatóforos transplantados.

Organismos bentônicos têm sido classificados como bioengenheiros em que suas atividades têm um efeito profundo em seus ambientes (MAZIK e ELLIOTT, 2000), resultando em uma alteração significativa das propriedades do sedimento (DE BROUWER *et al.*, 2000). Invertebrados bentônicos desempenham um papel chave

na ciclagem de nutrientes e na distribuição e decomposição de matéria orgânica (MORTIMER *et al.*, 1999). Além disso, suas atividades de escavação modificam as propriedades físicas dos sedimentos em termos da distribuição de tamanho das partículas (MEADOWS e HARIRI, 1991; MEADOWS e MEADOWS, 1991; HALL, 1994), compactação, rugosidade da superfície e coesão e adesão entre as partículas (RHOADS e BOYER, 1982; JUMARS e NOWELL, 1984).

A irrigação das tocas introduz água rica em oxigênio para o sedimento (MORTIMER *et al.*, 1999) que leva ao desenvolvimento dos gradientes horizontal e vertical do potencial redox (ALLER, 1982) e, por sua vez, gradientes de especiação química e microbiana (MERMILLOD-BLODIN *et al.*, 2004). Tais processos têm uma forte influência sobre os fluxos químicos (poluentes, nutrientes) na interface sedimento-água (PETERSEN *et al.*, 1996; WHEATCROFT e MARTIN, 1996; SCHAFFNER *et al.*, 1997; RASMUSSEN *et al.*, 1998).

A produção de imagens bidimensionais (2D) utilizando imagens de perfis de sedimentos (SOLAN e KENNEDY, 2002) tem se revelado útil na identificação e contagem de estruturas biogênicas e também fornece informações sobre as condições redox no sedimento. No entanto, esta técnica só fornece informações em duas dimensões. Solan *et al.* (2003) revisaram as técnicas disponíveis para imagens de ambientes bentônicos, mas assinalaram que, enquanto tocas, tubos vazios e outros recursos de bioturbação, podem ser enumerados, a quantificação (quando possível) das propriedades (como o volume de escavação) das estruturas sedimentares e biogênicas com estes métodos é largamente baseada em estimativas (ROSENBERG e RINGDAHL, 2005).

Mais recentemente, as técnicas de tomografia computadorizada têm sido utilizadas para determinar a quantidade de espaços ocupados por estruturas biogênicas nos sedimentos (DE MONTETY *et al.*, 2003; MERMILLOD-BLONDIN *et al.*, 2003; MICHAUD *et al.*, 2003; DUFOUR *et al.*, 2005). Rosenberg *et al.* (2007) quantificaram os volumes de escavação, que são de importância para o fluxo de solutos e propriedades dos sedimentos.

O estudo realizado por Mazik *et al.* (2008) descreve a nova técnica de tomografia computadorizada de alta resolução para a quantificação das propriedades das estruturas biogênicas marinhas. A novidade desta pesquisa está na resolução melhorada da técnica de varredura em conjunto com o desenvolvimento de *software* para quantificar a bioturbação e, finalmente, fornecer rapidamente informações quantitativas sobre as ligações entre os diferentes processos de destaque nos modelos conceituais disponíveis.

O uso da digitalização de micro-tomografia teve êxito em revelar algumas das maiores e mais permanentes estruturas de toca e o *software* utilizado permitiu o cálculo de uma série de parâmetros, alguns dos quais ainda não tinham sido quantificados (MAZIK *et al.*, 2008). A alta resolução desta técnica permitiu a digitalização em 3-D de imagem e quantificação das propriedades das tocas da meiofauna nos 6mm superiores do sedimento. Esta técnica pode ser levada adiante de forma rápida e precisa para

quantificar estruturas biogênicas e obter informações muito mais precisas a partir de amostras de sedimentos do que tem sido possível até agora (MAZIK *et al.*, 2008).

## ***Conclusões***

As inúmeras técnicas de amostragem existentes para a meiofauna refletem a variedade de ambientes e substratos em que estes organismos podem habitar. A escolha do tipo de amostragem a ser realizado depende dos objetivos do estudo, condições do ambiente, bem como do grupo animal abordado.

A meiofauna é conhecida como ferramenta útil para a avaliação da qualidade do ambiente. Por isso, tem sido alvo de estudos ecológicos cada vez mais complexos. Apesar de recentes e ainda escassos, estudos experimentais têm sido utilizados com sucesso para uma melhor compreensão dos mecanismos de dispersão e colonização da meiofauna em ambientes marinhos, bem como sua ecologia.

## ***Referências***

- ALBERTELLI, G. *et al.* Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *Journal of Sea Research*, v.42, p. 11–26, 1999.
- ALLER, R.C. The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediments and overlying water. *In: McCALL, D.L.; TEVESZ, M.J.S. (Eds). Animal-sediment relations*. New York: Plenum, 1982. p. 53–102.
- ARMONIES, W. Short-term changes of meiofaunal abundance in intertidal sediments. *Helgol Meeresunters.*, v. 44, p. 375–386, 1990.
- ARROYO, N.L. *et al.* Interactions between two closely related phytal harpacticoid copepods, asymmetric positive and negative effects. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 342, n. 2, p. 219–227, 2007.
- ATILLA, N. *et al.* Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 287, p. 273–287, 2003.
- ATILLA, N.; FLEEGER, J.W. Meiofaunal colonization of artificial substrates in an estuarine embayment. *PSZN I Mar. Ecol.*, v.21, p. 69–83, 2000.
- BARNETT, P.R.O. *et al.* A multiple corer for taking virtually undisturbed samples from shelf, bathyal and abyssal sediments. *Oceanol. Acta.*, v. 7, p. 399–408, 1984.
- BETT, B. J. *et al.* Sampler bias in the quantitative study of deep-sea meiobenthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 104, p. 197–203, 1994.
- BLOMQUIST, S.; ABRAHAMSSON, B. An Improved Kajak-type gravity core sampler for soft bottom sediments. *Schweiz Z. Hydrol.*, v. 47, p. 81–84, 1985.
- BLOMQUIST, S. Reliability of core sampling of soft bottom sediment: an in situ study. *Sedimentology*, v. 32, p. 605–612, 1985.

- BLOMQUIST, S. Sampling performance of Ekman grabs: in situ observations and design improvements. *Hydrobiologia*, v. 206, p. 245-254, 1990.
- BLOMQUIST, S. Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 12, p. 295-304, 1991.
- CASTRI, F. di *et al.* Inventorying and monitoring biodiversity: a proposal for an international network. *Biol. Znt.*, v. 27, p. 1-28, 1992.
- CHANDER, G.T. *et al.* The tom-tom corer: a new design of the Kajak corer for use in meiofauna sampling. *Hydrobiologia*, v. 169, p. 129-134, 1988.
- COSENTINO, A.; GIACOBBE, S. Distribution and functional response of sublittoral soft bottom assemblages to sedimentary constraint. *Est. Coast. Shelf Sci.*, v. 79, n. 2 p. 263-276, 2008.
- COULL, B.C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Austral. J. Ecol.*, v. 24, p. 327-343, 1999.
- CRAIBB, J.S. A sampler for taking short undisturbed marine cores. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.*, v. 30, p. 34-39, 1965.
- CRISTONI, C. *et al.* Spatial scale and meiobenthic copepods recolonization: testing the effect of disturbance size in a seagrass habitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 298, p. 49-70, 2004.
- CURVÊLO, R. R. *A meiofauna vágil associada a Sargassum cymosum C. Agardh, na praia do Lázaro, Ubatuba, SP.* São Paulo, 1998. 50p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.
- DA ROCHA, C.M. *Efeito do substrato fital na comunidade meiofaunística associada, com ênfase aos Nematoda livres.* Recife, 2003. 117p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco.
- DANOVARO, R. *et al.* Benthic response to particulate fluxes in different trophic environments: a comparison between the Gulf of Lions-Catalan Sea (western Mediterranean) and the Cretan sea (eastern Mediterranean). *Progress in Oceanography*, v. 44, p. 287-312, 1999.
- DE BROWER, J.F.C. *et al.* Interplay between biology and sedimentology in a mudflat (Biezlingse-Ham, Westerscheldt, the Netherlands). *Cont. Shelf Res.*, v. 20, n. 10/11 p. 1159-1177, 2000.
- DE MONTETY, L. *et al.* Utilisation de la scanographie pour l'étude des sédiments: influence des paramètres physiques, chimiques et biologiques sur la mesure des intensités tomographiques. *Can. J. Earth Sci.*, v. 40, p. 937-948, 2003.
- DE TROCH, M. *et al.* Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gezi Bay, Kenya). *J. Sea. Res.*, v. 45, p. 45-61, 2001.
- DUFOUR, S.C. *et al.* A new method for three dimensional visualization and quantification of biogenic structures in aquatic sediments using axial tomodensitometry.



*Limnol. Oceanogr. Methods.*, v. 3, p. 372–380, 2005.

ELEFHERIOU, A.; MOORE, C.G. Macrofauna techniques. In: ELEFHERIOU, A.; McINTYRE, A. (Eds). *Methods for the study of marine benthos*. Oxford, UK: Blackwell, 2005. p. 160–228.

FINDLAY, S.E.G. Influence of sampling scale on apparent distribution of meiofauna on a sandflat. *Estuaries*, v. 5, p. 322–324, 1982.

FLEEGER, J. W. *et al.* Sampling equipment. In: HIGGINS, R. P.; THIEL, H. (Eds) *Introduction to the Study of Meiofauna*. Washington, DC.: Smithsonian Institution Press, 1988. p. 115-125.

FONSÊCA-GENEVOIS, V. *et al.* Colonization and early succession on artificial hard substrata by meiofauna. *Marine Biology*, v. 148, p. 1039–1050, 2006.

FRANZ, D.R.; FRIEDMAN, I. Effects of a macroalgal mat (*Ulva lactuca*) on estuarine sand flat copepods: an experimental study. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 271, p. 209–226, 2002.

GIERE, O. *Meiobenthology: the microscopic fauna in aquatic sediments*. 2<sup>nd</sup> ed. Berlin: Springer-Verlag, 2009.

GOURBAULT, N.; WARWICK, R.M. Is the determination of meiobenthic diversity affected by the sampling method in sandy beaches? *Mar. Ecol. PSZN*, v. 15, p. 267–279, 1994.

GRAY, J.S.; ELLIOT, M. *Ecology of marine sediments: from science to management*. 2<sup>nd</sup> ed. New York: Oxford Univ. Press, 2009.

GWYTHER, D. *et al.* Recolonisation of mine tailing by meiofauna in mesocosm and microcosm experiments. *Mar. Poll. Bull.*, v. 58, n. 6, p. 841–850, 2009.

GWYTHER, J. Meiofauna in phytal-based and sedimentary habitats of a temperate mangrove ecosystem – a preliminary survey. *Proc. R. Soc. Vict.*, v. 112, p. 137–151, 2000.

GWYTHER, J.; FAIRWEATHER, P.G. Colonisation by epibionts and meiofauna of real and mimic pneumatophores in a cool temperate mangrove habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 229, p. 137–149, 2002.

GWYTHER, J.; FAIRWEATHER, P.G. Meiofaunal recruitment to mimic pneumatophores in a cool-temperate mangrove forest: spatial context and biofilm effects. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 317, p. 69–85, 2005.

HALL, S.J. Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, v. 32, p. 179–239, 1994.

HESSLER, R. R.; JUMARS, P. A. Abyssal community analysis from replicate box cores in the central North Pacific. *Deep-Sea Res.*, v. 21, p. 185-209, 1974.

JENSEN, P. Meiofauna abundance and vertical zonation in a sublittoral soft bottom, with a test of the Haps corer. *Mar. Biol.*, v. 74, p. 319-326, 1983.



- KANNEWORFF, E.; NICOLAISEN, W. The "Haps": a frame-supported bottom corer. *Ophelia*, v. 10, p. 119-129, 1973.
- KANNEWORFF, E.; NICOLAISEN, W. A simple, hand-operated quantitative bottom sampler. *Ophelia*, v. 22, p. 253-255, 1983.
- KENNEDY, A.D.; JACOBY, C.A. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna — a neglected benthic component? *Environ. Monitor. Assess.*, v. 54, p. 47-68, 1999.
- KINGSTON, P.F.; RIDDLE, M.J. Cost effectiveness of benthic faunal monitoring. *Mar. Poll. Bull.*, v. 20, p. 490-496, 1989.
- KRAMER, K. J. M. *et al.* *Tidal estuaries: manual of sampling and analytical procedures*. Rotterdam, The Netherlands: Balkema, 1994.
- KRISTENSEN, R.M.; HIGGINS, R.P. A new family of Arthrotardigrada (Tardigrada: Heterotardigrada) from the Atlantic coast of Florida, U.S.A. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, v. 103, p. 295-311, 1984.
- LAGE, L.M. *Distribuição espaço-temporal da meiofauna associada a algas epilíticas em costão rochoso, com ênfase aos Nematoda livres (Arraial do Cabo – Rio de Janeiro, Brasil)*. Recife, 2005. 122p. Dissertação (Mestrado - Biologia Animal) - Universidade Federal de Pernambuco.
- MARE, M.F. A study of marine benthic community with special reference to the microorganisms. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, v. 25, p. 517-554, 1942.
- MAZIK, K.; ELLIOT, M. The effects of chemical pollution on the bioturbation potential of estuarine intertidal mudflats. *Helgol. Mar. Res.*, v. 54, p. 99-109, 2000.
- MAZIK, K. *et al.* Accurate quantification of the influence of benthic macro- and meiofauna on the geometric properties of estuarine muds by micro computer tomography. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 354, p. 192-201, 2008.
- McINTYRE, A.D.; WARWICK, R.M. Meiofauna techniques. In: HOLME, NA; McINTYRE, A.D. (Eds). *Methods for the study of marine benthos*. Oxford: Blackwell Scientific, 1984. p. 217-244.
- McLACHLAN, A. *et al.* Vertical gradients in the fauna and oxidation of two exposed sandy beaches. *S. Afr. J. Zool.*, v. 14, p. 43-49, 1979.
- MEADOWS, P.S.; HARIRI, M.S.B. Effects of two infaunal polychaetes on sediment shear strength and permeability: an experimental approach. *Symp. Zool. Soc. London.*, v. 63, p. 319-321, 1991.
- MEADOWS, P.S.; MEADOWS, A. The geotechnical and geochemical implications of bioturbation in marine sedimentary ecosystems. In: MEADOWS, P.S.; MEADOWS, A. (Eds). *The environmental impact of burrowing animals and animal burrows*, *Symp. Zool. Soc. Lond.*, v. 63, p. 157-181, 1991.
- MERMILLOD-BLONDIN, F. *et al.* Assessment of the spatial variability of intertidal benthic communities by axial tomodensitometry: importance of fine scale heterogeneity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 287, p. 193-208, 2003.

MERMILLOD-BLONDIN, F. *et al.* Influence of bioturbation by three benthic infaunal species on microbial communities and biogeochemical processes in marine sediment. *Aquat. Microb. Ecol.*, v. 36, n. 3, p. 271–284, 2004.

MICHAUD, E. *et al.* Use of axial tomography to follow temporal changes of benthic communities in an unstable sedimentary environment (Baie des Ha! Ha!, Saguenay Fjord). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 285–286, p. 265–282, 2003.

MIRTO, S.; DANOVARO, R. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 48, p. 919–926, 2004.

MONTOUCHET, P.C. Sur la communauté des animaux vagiles associés a *Sargassum symosus* C. Agardh a Ubatuba, État de São Paulo, Brésil. *Stud. Neotrop. Fauna Env.*, v. 14, p. 33–64, 1979.

MORTIMER, R.J.G. *et al.* The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 48, p. 683–699, 1999.

MUNÓZ, A.O.M. *Aspéctos ecológicos da margem de Sargassum do costão rochoso da praia de Pedra do Xaréu – PE – Brasil.* Recife, 1993. 82p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco.

MUUS, B. A new quantitative sampler for the meiobenthos. *Ophelia.*, v. 1, p. 209–216, 1964.

JUMARS, P.A.; NOWELL, A.R.M. Flow environments of aquatic benthos. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 15, p. 303–328, 1984.

NUNES, J.L.S. *Colonização da meiofauna em ambientes algal e mimético do infralitoral da ilha de Cabo Frio, Arraial do Cabo – RJ, Brasil.* Recife, 2003. 88p. Dissertação (Mestrado - Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco.

PETERSEN, W. *et al.* The influence of diagenetic processes on the exchange of trace contaminants at the sediment–water interface. In: CALMANO, W.; FÖRSTNER, U. (Eds.). *Sediments and toxic substances. Environmental effects and ecotoxicity.* Berlin: Springer–Verlag, 1996. p. 37–50.

PUSCEDDU, A. *et al.* Organic matter composition, metazoan meiofauna and nematode biodiversity in Mediterranean deep-sea sediments. *Deep Sea Res. P.II.*, v. 56, p. 755–762, 2009.

RASMUSSEN, D. *et al.* Potential for cadmium uptake in near-shore sediments: effects of bioturbation by the lugworm *Arenicola marina*. *Mar. Ecol. Prog Ser.*, v. 164, p. 179–188, 1998.

REINECK, H. E. Der Kastengreifer. *Natur. Mus. (Frankf.)*, v. 93, p. 102–108, 1958.

REMANE, A. *Halammohydra*, ein eigenartiges Hydrozoon der Nord- und Ostsee. *Z. Morph. Ökol. Tiere.*, v. 7, p. 643–677, 1927.

RHOADS, D.C.; BOYER, L.F. The effects of marine benthos on physical properties of

sediments: a successional approach. *In: McALL, P.L.; TEVESZ, M.J.S. (Eds.). Animal-sediment relations: the biogenic alteration of sediments. London: Plenum, 1982. V.2 : Topics in geobiology. p. 1–52.*

RIEDL, R.J.; OTT, J.A. A suction-corer to yield electric potentials in coastal sediment layers. *Senckenb. Marit.*, v. 2, p. 67–84, 1970.

ROGERS, S.I. *et al.* Sampling strategies to evaluate the status of offshore soft sediment assemblages. *Mar. Poll. Bull.*, v. 56, p. 880–894, 2008.

ROSENBERG, R. *et al.* Application of computer-aided tomography to visualize and quantify biogenic structures in marine sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 331, p. 23–34, 2007.

ROSENBERG, R.; RINGDAHL, K. Quantification of biogenic 3-D structures in marine sediments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 326, p. 67–76, 2005.

RUTLEDGE, P.A.; FLEEGER, J.W. Laboratory studies on core sampling with application to subtidal meiobenthos collection. *Limnol. Oceanogr.*, v. 33, p. 274–279, 1988.

SCHAFFNER, L.C. *et al.* Effects of physical chemistry and bioturbation by estuarine macrofauna on the transport of hydrophobic organic contaminants in the benthos. *Environ. Sci. Technol.*, v. 31, n. 11, p. 3120–3125, 1997.

SCHRATZBERGER, M. *et al.* The structure and taxonomic composition of sublittoral meiofauna assemblages as an indicator of the status of marine environments. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, v. 80, p. 969–980, 2000.

SOLAN, M. *et al.* Towards a greater understanding of pattern, scale and process in marine benthic systems: a picture is worth a thousand worms. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 285–286, p. 313–338, 2003.

SOLAN, M.; KENNEDY, R. Observation and quantification of in-situ animal-sediment relations using time-lapse sediment profile imagery (t-SPI). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 228, p. 179–19, 2002.

SOLTWEDEL, T. Metazoan meiobenthos along continental margins: a review. *Prog. Oceanogr.*, v. 46, p. 59–84, 2000.

SOMERFIELD, P. J.; CLARKE, K. R. A comparison of some methods commonly used for the collection of sublittoral sediments and their associated fauna. *Mar. Envir. Res.*, v. 43, n. 3, p. 145–156, 1997.

SOMERFIELD, P.J. *et al.* Meiofauna techniques. *In: ELEFTHERIOU, A., McINTYRE, A. (Eds.). Methods for the study of marine benthos. Oxford: Blackwell, 2005. p. 229–272.*

SONG, S.J. *et al.* Seasonal variability of community structure and breeding activity in marine phytal harpacticoid copepods on *Ulva pertusa* from Pohang, east coast of Korea. *J. Sea Res.*, v. 63, p. 1–10, 2010.

- TITA, G. *et al.* New type of hand-held corer for meiofauna sampling and vertical profile investigation: a comparative study. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, v. 80, p. 171–172, 2000.
- UNDERWOOD, A.J.; CHAPMAN, M.G. Design and analysis in benthic surveys. *In: ELEFTHERIOU, A.; McINTYRE, A. (Eds). Methods for the study of marine benthos.* Oxford: Blackwell, 2005. p.1–42.
- VEIGA, P. *et al.* Shallow sublittoral meiofauna communities and sediment polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content on the Galician coast (NW Spain), six months after the *Prestige* oil spill. *Mar. Poll. Bull.*, v. 58, p. 581–588, 2009.
- VEIT-KÖHLER, G. *et al.* Meiobenthic colonisation of soft sediments in arctic glacial Kongsfjorden (Svalbard). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 636, p.58–65, 2008.
- VEIT-KÖHLER, G. *et al.* Metazoan meiofauna within the oxygen-minimum zone off Chile: results of the 2001-PUCK expedition. *Deep Sea Res. PII.*, v. 56, p. 1105–1111, 2009.
- VIDAKOVIC, J. Meiofauna of silty sediments in the coastal area of the North Adriatic, with special reference to sampling methods. *Hydrobiologia*, v. 118, p. 67-72, 1984.
- WELLS, J.B.J. A brief review of methods of sampling the meiobenthos. *In: HULLINGS, N.C. (Ed.) Proc. 1st International Conference on Meiofauna. Tunisia. Smithson Contrib. Zool.*, v. 76, p. 183-186, 1971.
- WHEATCROFT, R.A.; MARTIN, W.R. Spatial variation in short term ( $^{234}\text{Th}$ ) sediment bioturbation intensity along an organic carbon gradient. *J.Mar. Res.*, v. 54, p.763–792, 1996.
- ZHOU, H. Effects of leaf litter addition on meiofaunal colonization of azoic sediments in a subtropical mangrove in Hong Kong. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 256, p. 99–121, 2001.

*Artigo recebido em: 09 mar. 2010*

*Aceito em: 31 maio 2010*

