

南海小型底栖动物生态学的初步研究*

杜永芬^{1,2} 徐奎栋¹ 孟昭翠^{1,2} 王家栋^{1,2}

(1. 中国科学院海洋研究所 青岛 266071; 2. 中国科学院研究生院 北京 100049)

摘要 2007 年 10—11 月对南海海域(17—21 °N, 109—112 °E)的小型底栖动物的生态特点进行了研究。结果表明,小型底栖动物的丰度平均为 $(901 \pm 913)\text{ind}/10\text{cm}^2$,自近岸向外海域呈递减趋势;平均生物量和生产量分别为 $(798 \pm 713)\mu\text{g dw}/10\text{cm}^2$ 和 $(7185 \pm 6421)\mu\text{g dw}/10\text{cm}^2$ 。研究海域小型动物的平均丰度与莱州湾和南黄海冬季的研究结果较接近,高于东、黄海,低于胶州湾和长江口。在分选的 17 个主要类群中,海洋线虫在丰度上占绝对优势(92.9%),多毛类(2.5%)和桡足类(1.5%)所占比例均较小。在生物量上,海洋线虫(41.9%)和多毛类(40.1%)为绝对优势类群,其次是介形类(3.6%)和桡足类(3.2%)。在垂直分布上,占总量约 53%的小型底栖动物和 52%的海洋线虫分布于 0—2cm 表层,该结果与长江口较为接近,而较渤海和黄海低。统计分析表明,本海域的小型底栖动物和线虫的数量与沉积物中有机质含量呈显著正相关,与水深呈显著负相关。由海洋线虫与桡足类的数量比(N/C)与本海域环境状况的分析表明,该数值在一定尺度上可为海洋环境监测提供参考。

关键词 南海,小型底栖动物,线虫,丰度,生物量,生物监测

中图分类号 Q958

小型底栖动物的物种多样性高,个体数量大且分布广泛,同时因其个体微小、繁殖率高且生命周期短,加之对微尺度环境改变的快速反应能力,故而是环境污染监测的重要生物指标(Coull, 1999; Kennedy *et al*, 1999; Pinckney *et al*, 2003; Moreno *et al*, 2008)。在底栖生态系统中,小型底栖动物与底栖细菌、微藻和原生动物等微型生物组成底栖小/微食物网(Fenchel, 1978; Kuipers *et al*, 1981; Montagna *et al*, 1995a, b; Epstein, 1997a, b; Moens *et al*, 2005; Ansari, 2005),其本身又是许多经济鱼、虾和贝类幼体的优质饵料,由此在底栖生态系统的物质循环和能量流动中发挥重要作用(Coull, 1988; Giere, 1993, 张志南等, 2004a, b)。

国际间对陆架海域小型底栖动物的生态学进行了较为详尽的研究(Coull *et al*, 1988)。我国的相关研究启动于渤海(张志南等, 1989; 慕芳红等, 2001),相继在黄海和东海陆续开展(张志南等, 2004a, b; 华

等, 2005; 张艳等, 2007),并且就环境污染与小型动物的关系进行了探讨(张志南等, 1993; 党宏月等, 1996)。本文作为国家 908 专项调查的一部分,首次对南海海域(17—21°N, 109—112°E)共 14 个站位的小型底栖动物的生态学特点及其与环境因子的关系进行了报道,以期对海洋生物资源、污染监测和海域管理提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 调查海域与站位

2007 年 10—11 月,利用“科学 1 号”考察船对广东湛江以东、茂名以南以及海南东部和南部的南海海域(17—20°N, 109—112°E)的 14 个站位进行了小型底栖动物和沉积物环境因子的调查研究。采样站位见图 1a。

1.2 样品采集和分析

利用 0.1m²改进型 Gray-Ohara 箱式采泥器采集沉

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目, KZCX2-YW-417 号; 我国近海海洋综合调查与评价专项(908-ST08 区块)资助。杜永芬, 博士, E-mail: duyongfen@nju.edu.cn

通讯作者: 徐奎栋, 研究员, E-mail: kxu@ms.qdio.ac.cn

收稿日期: 2008-03-25, 收修改稿日期: 2008-05-27

积物, 用内径为 23mm 的注射器改造的采样管随机采集长度为 8cm 的芯样 6 个, 并按 0—2cm、2—5cm、5—8cm 分层。其中 3 个芯样分别加入等体积的 10% 福尔马林溶液固定后, 用于小型底栖动物分析; 另外 3 个芯样的相应分层合并后, 分别装入封口袋, -20℃ 冷冻保存, 用于叶绿素 *a* (Chl-*a*)、脱镁叶绿素 *a* (Ph-*a*)、有机质 (OM) 及含水量的分析, 同时刮取表层沉积物用于粒度分析。

小型底栖动物样品经虎红 (Rose Bengal) 染色, 500 μ m 和 42 μ m 孔径套筛冲洗后, 转入硅胶液 (Ludox-TM) 中悬浮离心, 然后在解剖镜下按类群分选计数 (Pfannkuche *et al*, 1988; 张志南等, 2004a, b)。主要类群的平均个体干重依据 Widbom (1984) 给出的参数, 即线虫: 0.4 μ g; 多毛类: 14 μ g; 双壳类: 4.2 μ g; 动物类: 2.0 μ g; 介形类: 26 μ g; 其它: 3.5 μ g。桡足类参照 McIntyre (1968) 以 1.86 μ g 计算。小型底栖动物的干湿比按 1:4 计算。生产量依 $P=9B$ 换算 (P 为生产量, B 为生物量) (Gerlach, 1971; 张志南等, 2004a, b)。

沉积物粒度分析采用 Cilas (940L) 型激光粒度仪进行测定。有机质测定参照《海洋调查规范》及刘昌岭等 (2007) 改进的方法。叶绿素 *a* 和脱镁叶绿素 *a* 测定采用湿样法 (王荣, 1986; 刘晖等, 1998; Metaxatos *et al*, 2002)。其它环境资料来自随船温盐深测定仪 (CTD) 现场测定。

1.3 数据统计分析

在采集的 14 个站位中, D18-5 站的沉积物因受到了一定程度的扰动, 故仅对其环境数据进行分析, 所获生物数据, 仅作为参考值进行简单述及, 未纳入本文的统计分析。小型底栖动物的丰度、生物量与环境因子的相关性, 及其环境因子之间的相关性, 采用 SPSS 10.0 软件包中的 Pearson 相关分析 [原始数据经 $\lg(x+1)$ 转化]。站位间环境因子的相似性分析, 采用等级聚类 (CLUSTER) 和非度量多维标度 (MDS)。用 BIOENV 将环境和生物矩阵相连接, 分析环境因子与动物群落的相关性, 上述分析采用 PRIMER 5.0 软件处理 (周红等, 2003)。

2 结果

2.1 沉积物环境

2.1.1 水深、底温和底盐 (图 1b、c) 调查海域自北到南逐渐加深, 最深处位于海南岛东部 (D15-12 和 D18-5 为 159m, D20-5 为 150m); 深水区底层水温偏低: D15-12 站温度约为 17.7℃, D18-5 为 19.4℃,

D20-5 约为 19.7℃, 其它 11 个站位为 (26.9 ± 0.6) ℃; 相比较而言, 底盐相对稳定, 除 D15-1 站略低外 (29.6), 其它 13 个站位波动较小 (33.8 ± 0.5)。

2.1.2 沉积物组成 (图 1d) 所涉 14 个站位属于 4 种沉积物类型: (1) 粘土-砂-粉砂 (广东茂名近岸的 D13-1 站), 粘土-粉砂含量为 76%, 中值粒径为 5.5; (2) 砂-粘土-粉砂 (海口附近的 D15-7 站), 粘土-粉砂含量占 67%, 中值粒径约为 6.5; (3) 砂质粉砂 (除北部的 D13-4 外, 主要分布在海南岛东南岸, 包括 D15-12、D18-5、D20-1、D20-5、D21a-1 站), 粘土-粉砂含量为 60%—73%, 中值粒径为 4.3—5.7; (4) 粉砂质砂 (雷州半岛和海南三亚附近, 包括 D13-6、D15-1、D15-3、D18-3、D22-1、D22a-1 站), 粘土-粉砂含量为 44%—55%, 中值粒径为 3.7—4.4。调查海区的中值粒径自近岸向外海递减, 与沉积物中有机质含量呈显著的正相关 ($P < 0.05$, $r = 0.582$)。

2.1.3 叶绿素 *a* (Chl-*a*)、脱镁叶绿素 *a* (Ph-*a*) (图 1e、f) 沉积物中叶绿素 *a* 的分布从近岸向外、从北到南递减, 14 个站位的平均含量为 (0.35 ± 0.21) μ g/g, 高值区位于广东近岸的 D13-1 站和 D15-1 站, 分别为: 0.72 μ g/g 和 0.79 μ g/g, 最低值位于 D18-5 站, 仅为 0.12 μ g/g, 其次位于海南三亚附近, 平均为 (0.17 ± 0.01) μ g/g (D21a-1、D22-1 和 D22a-1 站)。调查海域脱镁叶绿素 *a* 含量为 (1.97 ± 1.16) μ g/g。Ph-*a* 与 Chl-*a* 含量呈显著的正相关 ($P < 0.01$, $r = 0.748$)。Ph-*a* 与 Chl-*a* 比值除在 D21a-1 高达 15 外, 其余站位的波动范围为 4.0—9.1, 意味着底栖微藻的大部分去向为自身降解。

垂直分布上, 表层 (0—2cm)、次表层 (2—5cm) 及深层 (5—8cm) 中叶绿素的含量分别为: (0.41 ± 0.26) μ g/g、 (0.33 ± 0.18) μ g/g 和 (0.32 ± 0.21) μ g/g。Ph-*a* 在表层、次表层及深层的含量依次为 (2.26 ± 1.13) μ g/g、 (1.97 ± 1.21) μ g/g 和 (1.79 ± 1.14) μ g/g, Ph-*a* 与 Chl-*a* 的比值平均为 5.5 ± 3.2 、 6.0 ± 3.3 和 5.6 ± 3.3 。

2.1.4 有机质 (图 1g) 14 个调查站位的平均含量为 $1.28\% \pm 0.47\%$, 在沉积物表层 (0—2cm), 次表层 (2—5cm) 及深层 (5—8cm) 的含量分别为 $1.36\% \pm 0.53\%$ 、 $1.27\% \pm 0.45\%$ 和 $1.22\% \pm 0.56\%$ 。有机质含量与 Chl-*a*、Ph-*a* 含量以及沉积物的中值粒径和粘土含量显著相关。

14 个站位的沉积物环境 (水深、底温、底盐、沉积物的粒度组成、沉积物中 Chl-*a*、Ph-*a* 及有机质含量) 的相似性分析 (非度量多维标度 MDS 标序, 图 2;

CLUSRTER 聚类, 图 3)表明: 位于广东近岸 D13-1 和 D15-1 站(A 组)相似性最高, 其水体最浅, 底温较高, 叶绿素和有机质含量高; 位于海南岛东南海域的

D15-12、D18-5 和 D20-5 站相似性较高(C 组), 其特征是水体较深, 底温最低, 叶绿素和有机质含量低; 其它 10 个站位的沉积物环境介于 A 组和 C 组之间。

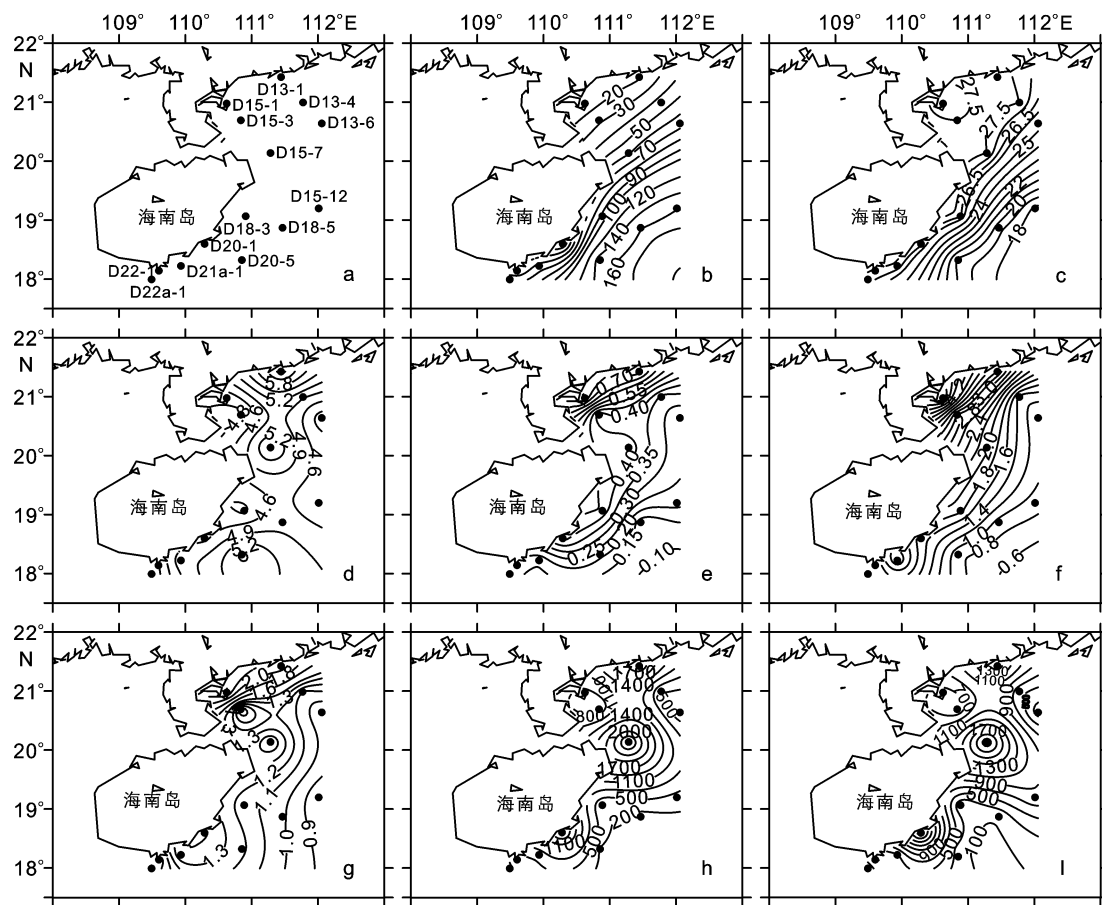


图 1 南海海域 14 个采样站位的沉积物环境和小型底栖动物的水平分布

Fig.1 The environmental parameters and horizontal distribution of meiofauna at 14 sampling stations in the South China Sea
a. 研究站位, b. 水深(m), c. 底温(°C), d. 中值粒径(Φ), e. 叶绿素 $a(\mu\text{g/g})$, f. 脱镁叶绿素 $a(\mu\text{g/g})$, g. 有机质(%), h. 小型底栖动物丰度(ind/10cm²), i. 小型底栖动物生物量($\mu\text{g dwt}/10\text{cm}^2$)

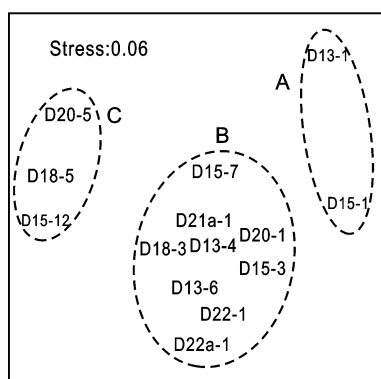


图 2 环境变量的 MDS 标序

Fig.2 MDS ordination of environmental parameters

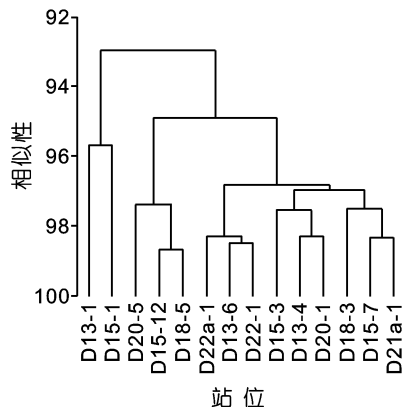


图 3 环境变量的 CLUSTER 分析

Fig.3 CLUSTER analysis of environmental parameters

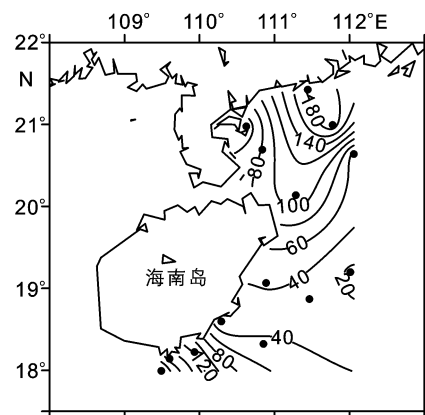


图 4 线虫与桡足类丰度比值(N/C)

Fig.4 Ratio of nematodes to copepods in abundance (N/C)

2.2 小型底栖动物的类群组成、丰度及垂直分布

由于采样中 D18-5 站的沉积物受到一定程度的扰动,可能对表层生物产生影响,因此对 D18-5 站的数据仅做简单提及,不列入调查海区的平均数值估算和统计分析之中。共鉴定出 17 个小型动物类群(表 1),其中海洋线虫在丰度上占绝对优势(达 92.9%),其次是多毛类和桡足类,分别占 2.5%和 1.5%。其它在数量上较重要的类群依次是动物虫、双壳类和介形类。小型底栖动物的丰度自近岸向外海递减(图 1h),平均为 (901 ± 913) ind/10cm²(表 1),高值区位于海口附近的 D15-7 站,丰度为 (2980 ± 500) ind/10cm²,其次为广东茂名近岸的 D13-1 站和海口近岸的 D20-1 站,丰度分别为 (2283 ± 945) ind/10cm²和 (2065 ± 766) ind/10cm²(图 1h)。最低值出现在海南岛东部离岸较远的 D18-5 站,仅为 (90 ± 54) ind/10cm²,该站较低的叶绿素含量和有机质含量是其丰度偏低的重要原因,不过沉积物受到的扰动作用同样可能会影响其数量分布,因此该站数据仅作参考。

统计分析表明,小型动物的总数量分布与沉积物中的有机质含量呈显著正相关,与水深呈显著负相关;作为优势类群的海洋线虫的丰度同样与有机质含量显著相关,而桡足类和多毛类的丰度与环境因子则没有表现出相关性(表 2)。在小型动物丰度值最高的 D15-7 站,表层的有机质含量同样最高。不过,在有机质和叶绿素含量较高的 D13-1 站,小型底栖动物丰度并不高,可能与大型动物的摄食有关。对 13 个站位的环境因子与其对应的生物群落(类群水平)进行的 BIOENV 相关分析显示,与小型底栖动物群落组成相关性最高的环境因子仍然是有机质含量,其相关系数为 0.299,其次是底层水温、砂含量、有机质和叶绿素 4 个环境因子的组合,相关系数为 0.283。

在所研究的 0—8cm 沉积物内,分布于 0—2cm 表层的小型底栖动物数量平均占 $53.2\%\pm 8.9\%$,分布在 2—5cm 和 5—8cm 的比例分别为 $31.9\%\pm 7.4\%$ 和 $14.8\%\pm 6\%$ (图 5a)。主要类群的垂直分布稍有差异,线虫分布在 0—2cm 的比例为 $52.4\%\pm 7.8\%$,桡足类

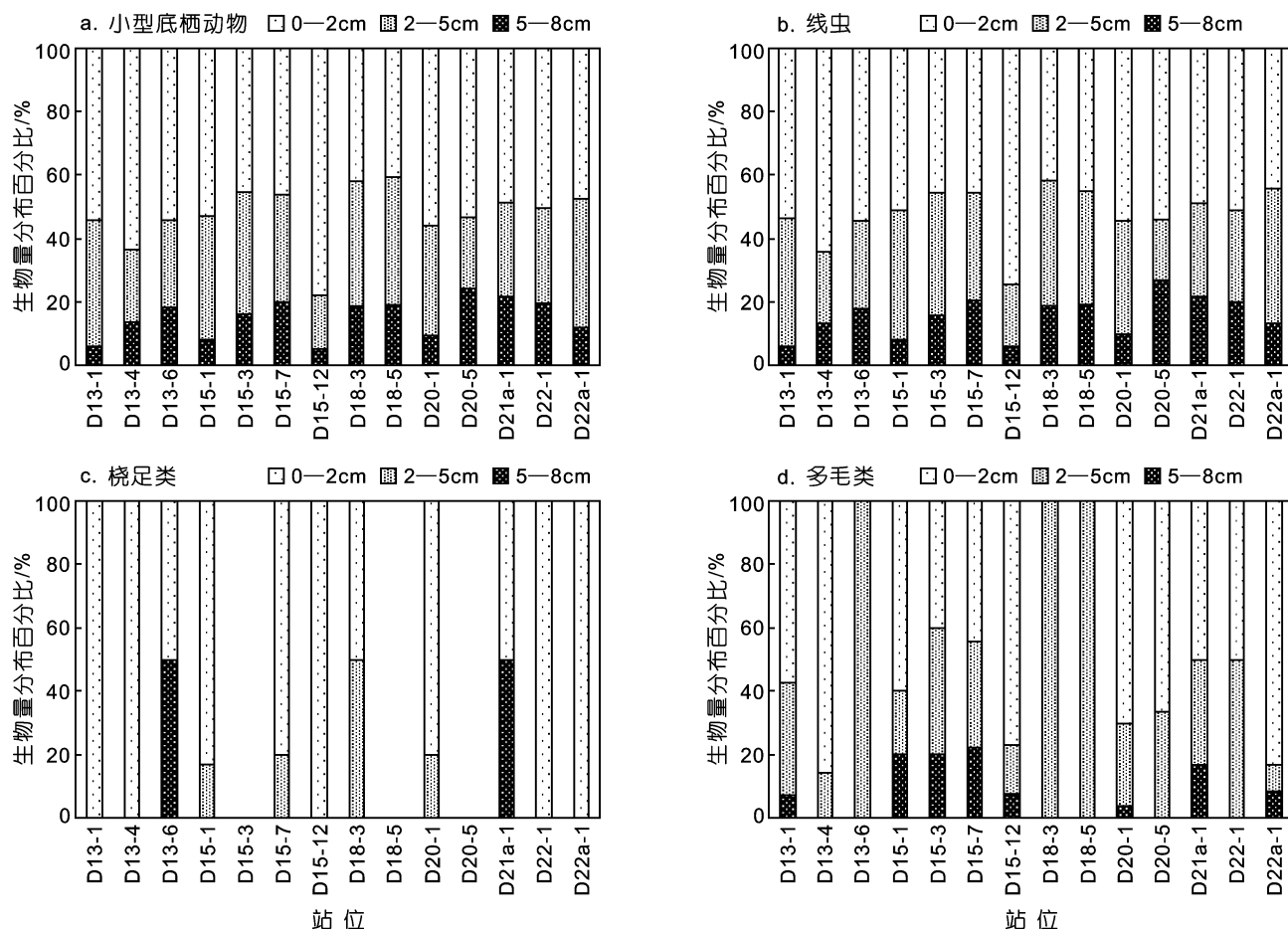


图 5 14 个采样站位的小型底栖动物(a)、线虫(b)、桡足类(c)及多毛类(d)的垂直分布

Fig.5 Vertical distribution of meiofauna (a), Nematoda (b), Copepoda (c) and Polychaeta (d) at 14 sampling stations

和多毛类在 0—2cm 的比例平均为 81.2%±21.7%和 52.5%±29.4% (图 5b、c、d)。相关分析表明, 仅 2—5cm 的小型底栖动物和线虫的丰度与该层的叶绿素和脱镁叶绿素含量呈显著相关($P<0.05$)。

2.3 小型底栖动物的生物量 and 生产量

研究海域 13 个站位的平均生物量 and 生产量分别为(798±713)μg dwt/10cm²和(7185±6421)μg dwt/ 10cm²。生物量的水平分布同丰度类似, 位于海口附近丰度最高的 D15-7 站, 其生物量最高: (2261.8± 199.9)μg

dwt/10cm²; 其次为广东茂名近岸的 D13-1 站和海口近岸的 D20-1 站, 生物量分别为(1615.0± 378.0) μg dwt/10cm²和(2055.0±306.4)μg dwt/10cm² (图 1i)。在主要类群的贡献上, 海洋线虫(41.9%)和多毛类(40.1%)为最优势类群, 其次是介形类(3.6%)和桡足类(3.2%) (表 1)。相关分析表明, 小型底栖动物的生物量与所测定的所有因子均没有表现显著相关性, 海洋线虫的生物量分布与沉积物有机质含量呈显著正相关, 与水深呈显著负相关(表 2)。由于生产量的计算直接

表 1 南海海域 13 个研究站位的小型底栖动物的平均丰度、生物量 and 生产量
Tab.1 Average abundance, biomass and production of meiofaunal groups at 13 sampling stations in the South China Sea

类群	丰度		生物量		生产量
	(ind/10cm ²)	(%)	(μg dwt/10cm ²)	(%)	(μg dwt/10cm ²)
线虫 Nematoda	837±868	92.9	335±347	41.9	3013±3023
桡足类 Copepoda	14±23	1.5	25±42	3.2	228±378
多毛类 Polychaeta	23±21	2.5	320±300	40.1	2879±2701
动物虫 Kinorhyncha	2±4	0.2	4±7	0.5	38±64
双壳类 Bivalvia	1±3	0.1	5±11	0.6	47±95
介形类 Ostracoda	1±2	0.1	29±46	3.6	260±410
甲壳类幼体 Nauplii	3±6	0.4	11±21	1.4	101±186
端足类 Amphipoda	0±1	0.0	1±3	0.2	12±24
异足类 Tanaidacea	0±0	0.0	1±2	0.1	6±15
等足类 Isopoda	0±1	0.0	1±2	0.1	8±22
腹足类 Gastropoda	0±0	0.0	0±1	0.1	4±9
棘皮动物 Echinodermata	0±1	0.1	2±5	0.2	16±42
涡虫 Turbellaria	4±4	0.5	15±14	1.9	134±128
纽虫 Nemertina	7±5	0.7	23±18	2.9	208±160
腹毛虫 Gastrotricha	1±2	0.1	2±7	0.2	18±63
寡毛类 Oligochaeta	1±2	0.1	4±8	0.5	35±73
其它	6±5	0.6	20±19	2.5	179±171
合计	901±913	100.0	798±713	100.0	7185±6421

注: D18-5 站位的沉积物因为受到一定的扰动, 其数据在平均数值的估算中时不予考虑

表 2 13 个研究站位的小型底栖动物及其主要类群的丰度和生物量与其环境因子的相关分析
Tab.2 Correlation of the abundance and biomass of the total meiofauna and main groups to the environmental parameters at 13 stations

环境因子	小型底栖动物		线虫		多毛类		桡足类	
	丰度	生物量	丰度	生物量	丰度	生物量	丰度	生物量
水深	- 0.586*	- 0.431	- 0.609*	- 0.609*	- 0.230	- 0.237	- 0.256	- 0.252
底盐	- 0.263	- 0.182	- 0.277	- 0.277	- 0.035	- 0.048	- 0.207	- 0.211
底温	0.446	0.174	0.497	0.496	0.026	0.020	0.063	0.088
粉砂+粘土	0.356	0.351	0.348	0.348	0.334	0.336	0.183	0.148
中值粒径	0.462	0.404	0.467	0.467	0.369	0.371	0.157	0.137
含水量	0.247	0.112	0.268	0.269	0.030	0.035	0.064	0.060
有机质	0.556*	0.426	0.573*	0.574*	0.301	0.305	0.427	0.422
叶绿素 a	0.508	0.386	0.517	0.517	0.197	0.192	0.414	0.403
脱镁叶绿素 a	0.483	0.319	0.509	0.509	0.159	0.169	0.173	0.174

注: D18-5 站位的沉积物因为受到一定的扰动, 其数据不纳入统计分析。*表示相关($P<0.05$)

来自生物量的换算, 故其分析结果与生物量相同。

3 讨论

3.1 南海与其它海域的小型底栖动物比较

在小型底栖动物主要类群构成上, 本研究海域与中国其它海域相似(表 3), 同时具有不同于其它海域的特点。其它海域通常以桡足类为第二大优势类群, 而南海海域的 14 个站位中, 则以多毛类居次。这一方面可能与叶绿素含量较其它海域偏低有关, 其平均含量仅为 $(0.36\pm0.20)\mu\text{g/g}$, 与南黄海冬季的数值较为接近 $[(0.31\pm0.15)\mu\text{g/g}; (0.42\pm0.20)\mu\text{g/g}]$, 低于长江口 $(2.47\pm0.57)\mu\text{g/g}$ (华尔等, 2005; 张艳等, 2007)。由于大多数底栖桡足类通常以微藻为食, 藻类量少可能会造成食物限制, 影响小型底栖动物的群落结构(Blanchard, 1991); 另一方面, 底栖桡足类相较线虫和多毛类对环境污染更为敏感, 污染胁迫可导致其数量偏低(Raffaelli *et al*, 1981; Findlay, 1981)。此外, 与其它小型底栖动物不同的是, 底栖桡足类主要分布在表层, 大型底栖动物的选择性捕食也可能是控

制其种群数量的因素之一。

小型底栖动物的丰度值除与环境因子有关外, 采集的沉积物深度和过筛冲洗选择的网筛孔径大小, 同样对所获数值产生重要影响。在浅海海域研究中, 2001 年以后采样深度均大于 8cm, 分选网筛下限为 $31\mu\text{m}$, 之前则普遍采用 $42\text{—}50\mu\text{m}$ 网筛作为分选下限。据张志南等(1989)对渤海的研究, $50\mu\text{m}$ 网筛对小型底栖动物的分选效率相当于 $31\mu\text{m}$ 网筛的 98%以上。而刘晓收(2005)¹⁾对南黄海小型底栖动物研究发现, $50\mu\text{m}$ 网筛仅能获得 $31\mu\text{m}$ 网筛所获动物数量的 91%, 其中线虫的分选效率的仅为 90%, 底栖桡足类则接近 100%。近年来大多数学者认为 $31\mu\text{m}$ 的网筛更为合适, 因为其上仍存留很多小型底栖动物的成熟个体(Giere, 1993; 张艳等, 2007)。据笔者对潮间带小型底栖动物的研究, 线虫的大小通常与其生境和季节有关, 虫体直径从 $8\text{—}30\mu\text{m}$ 不等, 样品提取中的过筛冲洗中总会造成虫体, 尤其是海洋线虫不同程度的丢失, 较大的孔径更易于导致数量上的低估。

在垂直分布上, 大部分小型底栖动物主要分布

表 3 南海小型底栖动物的丰度与中国其它海域研究数值的比较
Tab.3 Comparison of meiofauna between the South China Sea and other marine areas in China

研究海域	沉积物采集与过筛			丰度(ind/10cm ²)			参考文献
	时间(年.月)	深度	过筛	小型动物	线虫	线虫比率(%)	
南海	2007.10.11	8cm	$42\mu\text{m}$	901±913	837±868	93	本研究
黄河口水下三角洲	1987.10	10cm	$42\mu\text{m}$	1315±752	1140±662	87	张志南等(1990)
	1986.07—08	10cm	$50\mu\text{m}$	768±237	658±183	87	张志南等(1989)
渤海中部	1986.07—08	10cm	$50\mu\text{m}$	844±249	453±188	52	张志南等(1989)
莱州湾	1986.07—08	10cm	$50\mu\text{m}$	899±294	652±305	71	张志南等(1989)
渤海	1997.06	5cm	$48\mu\text{m}$	2300±1206	2151±1158	93	慕芳红等(2001)
	1998.09	5cm	$48\mu\text{m}$	869±510	758±475	87	慕芳红等(2001)
	1999.04	5cm	$48\mu\text{m}$	632±400	558±340	87	慕芳红等(2001)
胶州湾	1995—1996	5cm	$48\mu\text{m}$	1510±820	1350±800	87	张志南等(2001a, b)
	2006.06, 07, 09	10cm	$31\mu\text{m}$	1975±383	1805±252	91	范士亮(2007)
东海、黄海	2000.10	10cm	$50\mu\text{m}$	654±441	570±395	87	张志南等(2004a, b)
	2001.04	10cm	$50\mu\text{m}$	342±252	312±126	91	张志南等(2004a, b)
南黄海	2000.06	5cm	$50\mu\text{m}$	809±407	597±362	74	张志南等(2002)
	2003.01	10cm	$31\mu\text{m}$	954±269	831±227	87	张艳等(2007)
	2003.07	10cm	$31\mu\text{m}$	1584±686	1186±425	89	Liu 等(2005)
	2004.01	10cm	$31\mu\text{m}$	1186±486	1064±470	90	张艳等(2007)
长江口	2003.06	10cm	$31\mu\text{m}$	1971±584	1785±494	91	华尔等(2005)
台湾海峡	1997—1998	6cm	$63\mu\text{m}$	247	80	90	方少华等(2000)

1) 刘晓收, 2005. 南黄海鲰鱼产卵场小型底栖动物生态学研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文, 49—50

在 0—5cm 表层, 不同海域的分布比例差异较大: 本研究海域的小型底栖动物分布在 0—5cm 的比例(85%)与长江口的(86%)较为接近, 低于黄河口(95%)和东海、黄海(91%—97%), 分布在 0—2cm 表层的小型动物的数量仅占 52%, 是国内报道最低的, 仅与长江口的数值(54%)接近, 通常小型底栖动物的垂直分布模式与叶绿素及有机质相关, 主要受食物的影响。南海海域小型底栖动物表层(0—2cm)数量较低的原因主要为: 一是南海海域有机质和叶绿素垂直分层不明显(而有机质和叶绿素含量与小型底栖动物的数量分布密切相关), 这与长江口的情况相近, 而在南黄海和胶州湾, 表层叶绿素含量是次表层的 2 倍(张志南等, 2002; 田胜艳, 2003¹⁾; 黄勇等, 2007); 二是本海域的桡足类数量明显较少, 通常逾 80%的桡足类分布在 0—2cm 表层。此外, 大型动物的捕食也可能影响表层小型底栖动物的现存量, 从而影响其分布深度。

综上所述, 南海海域的小型底栖动物的丰度与莱州湾和南黄海冬季的研究结果接近, 高于东海、黄海, 低于长江口和胶州湾(表 3)。本研究海域叶绿素和有机质含量总体较低, 显示该海域的初级生产力较低, 这可能是小型底栖动物平均丰度较低的主要原因。此外, 在南海野外采集中因受风浪的影响, 有三个站位的表层沉积物受到轻微的扰动, 这可能是造成所获小型底栖动物数量偏低的原因。

3.2 海洋线虫与桡足类的比值(N/C)在污染监测中的应用

海洋线虫与桡足类的数量之比(N/C)作为海洋富营养化及有机污染的指标尽管存在争论, 尤其在微尺度上尚不具备确切反应海洋底栖环境质量的分辨率, 但仍然成功地应用于许多海域的环境监测(Raffaelli, 1987; Warwick, 1981; Coull *et al.*, 1981)。一般认为 N/C 比值小于 50 的环境质量属正常, 50—100 属富营养化, 而大于 100 则属有机污染区。据 2007 年海洋质量监测公报, 南海近岸海域 90%的排污口为超标排放, 仅次于渤海(91%), 严重污染的海域主要集中在珠江口附近。本研究所涉海域的 N/C 比值大于 100 的站点主要位于受珠江口及近岸排污影响而污染严重的广东茂名近岸的 D13-1 和 D13-4 站(分别为 182 和 195), 以及海南的海口(D15-7 站, N/C 值 118)和三亚亚龙湾(最南端的 D21a-1、D22-1 和 D22a-1,

N/C 值分别为 119、115 和 207)(图 4)。这些海域均是受人类活动影响较大且污染较重的区域。D15-3 和 D20-5 因没有发现桡足类而无从分析外, N/C 的值均接近或低于 50, 这与这些站位离岸较远, 其污染程度随着海水稀释而减弱相一致。从总体上看, 本研究所涉海域的 N/C 比值随离岸距离呈明显递减的趋势, 基本上与该海域的质量状况吻合, 表明 N/C 的比值可在较大尺度上为海洋底栖环境的生物监测提供参考。

致谢 “科学 1 号”调查船全体队员在样品采集中提供帮助, 中国科学院海洋研究所李康同学给予热情帮助, 尹宝树研究员提供了 CTD 数据, 中国海洋大学华尔老师和国家海洋局第一海洋研究所范士亮老师在统计分析中给予宝贵建议, 谨致谢忱。

参 考 文 献

- 王 荣, 1986. 荧光法测定浮游植物色素计算公式的修正. 海洋科学, 10(5): 1—5
- 方少华, 吕小梅, 张跃平等, 2000. 台湾海峡小型底栖生物数量的量分布. 海洋学报, 22(6): 136—140
- 华 尔, 张志南, 张 艳, 2005. 长江口及邻近海域小型底栖生物丰度和生物量. 生态学报, 25(9): 2234—2242
- 刘 晖, 吴以平, 高尚德等, 1998. 即墨养虾场虾病爆发前底质中叶绿素的变化. 海洋湖沼通报, 1: 65—69
- 刘昌岭, 朱志刚, 贺行良等, 2007. 重铬酸钾氧化-硫酸亚铁滴定法快速测定海洋沉积物中有机碳. 岩矿测试, 26(3): 205—208
- 张 艳, 张志南, 黄 勇等, 2007. 南黄海冬季小型底栖生物丰度和生物量. 应用生态学报, 18(2): 411—419
- 张志南, 李永贵, 图立红等, 1989. 黄河口水下三角洲及其邻近水域小型底栖动物的初步研究. 海洋与湖沼, 20(3): 197—208
- 张志南, 谷 峰, 于子山, 1990. 黄河口水下三角洲海洋线虫空间分布的研究. 海洋与湖沼, 21(1): 11—19
- 张志南, 党宏月, 于子山, 1993. 青岛湾有机质污染带小型底栖生物群落的研究. 青岛海洋大学学报, 23(1): 83—91
- 张志南, 周 红, 于子山等, 2001a. 胶州湾小型底栖生物的丰度和生物量. 海洋与湖沼, 32(2): 139—147
- 张志南, 周 红, 慕芳红, 2001b. 渤海线虫群落的多样性及中性模型分析. 生态学报, 21(11): 1808—1814
- 张志南, 慕芳红, 于子山等, 2002. 南黄海鲢鱼产卵场小型底栖生物的丰度和生物量. 青岛海洋大学学报, 32(2): 251—258
- 张志南, 林岚旋, 周 红等, 2004a. 东、黄海春秋小型底栖生物丰度和生物量研究. 生态学报, 24(5): 997—1005

1) 田胜艳, 2003. 胶州湾大型底栖动物的生态学研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文, 23—27

- 张志南, 周 红, 2004b. 国际小型底栖生物研究的某些进展. 中国海洋大学学报, 34(5): 799—806
- 周 红, 张志南, 2003. 大型多元统计软件 PRIMER 的方法原理及其在底栖群落生态学中的应用. 青岛海洋大学学报, 33(1): 58—64
- 党宏月, 黄 勃, 张志南, 1996. 青岛湾有机质污染潮间带底栖生物研究 . 小型底栖动物生态特点. 海洋科学集刊, 37: 91—101
- 黄 勇, 张志南, 刘晓收, 2007. 南黄海冬季自由生活海洋线虫群落结构的研究. 海洋与湖沼, 38(3): 199—205
- 慕芳红, 张志南, 郭玉清, 2001. 渤海小型底栖动物的丰度和生物量. 青岛海洋大学学报, 31(6): 897—905
- Ansari Z A, 2005. Inter-relationship between marine meiobenthos and microbes. In: Ramaiah N ed. Marine Microbiology: Facets & Opportunities. National Institute of Oceanography, Goa., 175—179
- Blanchard G F, 1991. Measurement of meiofauna grazing rates on microphytobenthos: is primary production a limiting factor? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 147: 37—46
- Coull B C, 1988. Ecology of the marine meiofauna. In: Higgins R P, Thiel H ed. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., 18—38
- Coull B C, 1999. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. Australian Journal of Ecology, 24: 327—343
- Coull B C, Giere O, 1988. The history of meiofaunal research. In: Higgins R P, Thiel H ed. Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., 14—17
- Coull B C, Hicks G R F, Well J B J, 1981. Nematode/copepod ratios for monitoring pollution: a rebuttal. Marine Pollution Bulletin, 12: 378—381
- Epstein S S, 1997a. Microbial food webs in marine sediments. I. Trophic interactions and grazing rates in two tidal flat communities. Microbial Ecology, 34: 188—198
- Epstein S S, 1997b. Microbial food webs in marine sediments. II. Seasonal changes in trophic interactions in a sandy tidal flat community. Microbial Ecology, 34: 199—209
- Fenchel T M, 1978. The ecology of micro and meiobenthos. Annual Review of Ecology and Systematics, 9: 99—121
- Findlay S E G, 1981. Small scale spatial distributions of meiofauna on a mud and sandflat. Estuarine Coastal Shelf Science, 12: 471—484
- Gerlach S A, 1971. On the importance of marine meiofauna for benthos communities. Oecologia, 6: 176—190
- Giere O, 1993. Meiobenthology. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg, New York, 1—328
- Kennedy A D, Jacoby C A, 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna—a neglected benthic component? Environmental Monitoring and Assessment, 54: 47—68
- Kuipers B R, De Wilde P, Creutzberg F, 1981. Energy flow in a tidal flat ecosystem. Marine Ecology Progress Series, 5: 215—221
- Liu X S, Zhang Z N, Huang Y, 2005. Abundance and biomass of meiobenthos in the spawning ground of anchovy (*Engraulis japonicus*) in the southern Huanghai Sea. Acta Oceanologica Sinica, 24: 94—104
- McIntyre A D, 1968. The macrofauna and meiofauna of some trophic beaches. Journal of Zoology, 156: 377—392
- Metaxatos A, Ignatiades L, 2002. Seasonality of algal pigments in the sea water and interstitial water/sediment system of an eastern Mediterranean coastal area. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 55: 415—426
- Moens T, Santos G A P, Thompson F *et al*, 2005. Do nematode mucus secretions affect bacterial growth? Aquatic Microbial Ecology, 40: 77—83
- Montagna P A, Bauer J E, Hardin D *et al*, 1995a. Meiofaunal and microbial trophic interactions in a natural submarine hydrocarbon seep. Vie et Milieu, 45: 17—25
- Montagna P A, Blanchard G F, Dinert A, 1995b. Effect of production and biomass of intertidal microphytobenthos on meiofaunal grazing rates. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 185: 149—165
- Moreno M, Ferrero T J, Gallizia I *et al*, 2008. An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 77: 565—576
- Pfannkuche O, Thiel H, 1988. Sample processing. In: Higgins R P, Thiel H ed. Introduction to the Study of Meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., 134—145
- Pinckney J L, Carman K R, Lumsden S E *et al*, 2003. Microalgal-meiofaunal trophic relationships in muddy intertidal estuarine sediments. Aquatic Microbial Ecology, 31: 99—108
- Raffaelli D G, Mason C F, 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematode to copepod. Marine Pollution Bulletin, 12: 158—163
- Raffaelli D G, 1987. The behaviour of the Nematode/Copepod ratio in organic pollution studies. Marine Environmental Research, 23: 135—152
- Warwick R M, 1981. The nematode/copepod ratio and its use in pollution ecology. Marine Pollution Bulletin, 12: 329—333
- Widbom B, 1984. Determination of average individual dry weight and ash-free dry weight in different sieve fractions of marine meiofauna. Marine Biology, 84: 101—108

SPATIAL DISTRIBUTION OF MEIOFAUNA IN RELATION TO ENVIRONMENTAL FACTORS IN THE SOUTH CHINA SEA

DU Yong-Fen^{1,2}, XU Kui-Dong¹, MENG Zhao-Cui^{1,2}, WANG Jia-Dong^{1,2}

(1. *Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, 266071;*

2. *Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049*)

Abstract The spatial distribution of meiofauna in the South China Sea was investigated for the first time based on samplings conducted at 14 stations (from 17°N to 20°N, 109°E to 112°E) from October to December 2007. The average abundance of the total meiofauna amounted to (901 ± 913) ind/10cm² in the maximum of (2980 ± 500) ind/10cm². The average biomass and production reached (798 ± 713) μg dwt/10cm² and (7185 ± 6421) μg dwt/10cm², respectively. Among the 17 main meiofaunal groups sorted, free-living Nematoda was the most abundant group accounting for 92.9%, followed by Polychaeta (2.6%), Copepoda (1.5%), and Kinorhyncha (0.1%). In terms of biomass, Nematoda and Polychaeta accounted for 41.9% and 40.1%, respectively, followed by Ostracoda (3.6%) and Copepoda (3.2%). In vertical distribution of the average abundance in 0—8cm sediments, 53% of the total meiofauna and 52% of the nematodes occurred in 0—2cm depth. Similar pattern was found only in the Changjiang (Yangtze) River estuarine and adjacent sea area, where the proportion of the abundance in surface sediments was lower than those in other sea areas of China. Statistical analyses show that the meiofaunal abundance was positively correlated to the content of sediment organic matter, but negatively to the water depth. The meiofaunal abundance in the South China Sea was similar to those in most samplings in the Bohai Sea and the Yellow Sea, but distinctly higher than those in the East China Sea, and conspicuously lower than those in the Jiaozhou Bay and Changjiang (Yangtze) River Estuarine. The abundance ratios of nematodes to copepods (N/C) correspond largely to the pollution status in the sampling area, indicating the values might be a useful indicator to marine environmental pollution on larger scale.

Key words The South China Sea, Meiofauna, Nematodes, Abundance, Biomass, Biomonitoring