

崇明东滩潮间带大型底栖动物的空间分布与历史演变*

余 骥 马长安 吕巍巍 田 伟 张铭清 赵云龙

(华东师范大学生命科学学院 上海 200062)

提要 于 2012 年 4—12 月, 采用生态学的方法, 选择了崇明东滩潮间带的 5 条断面, 研究了大型底栖动物群落的空间分布现状。结果表明, 在崇明东滩共发现大型底栖动物 40 种, 其年均丰度为 $(210.30 \pm 93.56) \text{ ind/m}^2$, 年均生物量为 $(74.07 \pm 16.03) \text{ g/m}^2$, 生物多样性指数 d 、 H' 与 J 分别为 1.81 ± 0.41 、 2.55 ± 0.38 、 0.67 ± 0.11 。群落聚类和 MDS 分析表明南北断面存在较明显的差异。根据 2000 年和 2006 年的历史资料, 分析了底栖动物群落结构长期演变的过程和规律。结果显示, 东滩大型底栖动物群落的物种数、丰度和生物量均减少; 平均分类差异指数(Δ^+)呈减小趋势, 而分类差异变异指数(Δ^+)呈增加趋势, 反映了组成群落的物种之间亲缘关系越来越近。环境变化和人为干扰是导致群落结构趋于简单化的主要原因。

关键词 潮间带; 大型底栖动物; 空间分布; 分类多样性; 历史演变
中图分类号 Q958.1

大型底栖动物是河口生态系统中的次级生产者, 其生态类群构成了底栖亚系统, 对整个河口生态系统的物流和能流过程起到调节或修饰的作用(陆健健, 2003)。同时, 由于大型底栖动物的生活范围相对固定(活动能力弱、生活周期长), 因此其群落结构的变化能较好的反映潮间带环境的变化(顾晓英等, 2010)。

崇明东滩地理位置独特, 位于长江入海口, 是长江河口规模最大、发育最完善的河口滩涂湿地, 同时也是亚太地区候鸟迁徙的重要停歇地。近年来, 东滩湿地生态系统不断地受到来自自然和人为两方面的干扰。仅 1990—2000 年, 崇明东滩就已有 4 次大规模的围垦, 围垦面积近 90 km^2 , 造成东滩湿地生境面积锐减(徐宏发等, 2005)。同时外来入侵物种互花米草在东滩不断的持续蔓延和扩散, 在很大程度上抑制了芦苇、海三棱藨草等土著物种的生长, 潮滩植被结构的改变进一步影响了崇明东滩底栖动物的群落结构(陈中义等, 2005)。而一系列的人类活动如收割

芦苇、放养水牛、围网作业等进一步影响了崇明东滩的湿地生态系统。

对崇明东滩大型底栖动物的研究一直备受关注。近年来的一些研究涉及到该区域大型底栖动物优势种的探讨(刘文亮, 2007)¹⁾、次级生产力的分布(严娟等, 2012)、与盐沼植被的关系(陈中义等, 2005), 但是针对群落的历史演变尚未见有报道。因此本文于 2012 年 4—12 月在崇明东滩开展了大型底栖动物实地调查, 同时结合本实验室历史资料, 对比分析崇明东滩大型底栖动物在长时间尺度下群落结构的变化, 以期深入了解其空间分布的规律与历史演变的内在机制, 为崇明东滩的生态保护提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

崇明东滩鸟类自然保护区地理位置为 $121^{\circ}50'E$ — $122^{\circ}05'E$, $31^{\circ}25'N$ — $31^{\circ}38'N$, 保护区呈仿半椭圆形,

* 公益性行业(农业)科研专项, 201203065-04 号。余骥, 硕士研究生, E-mail: 19870822yuji@163.com

1) 刘文亮, 2007. 长江河口大型底栖动物及其优势种探讨. 上海: 华东师范大学硕士学位论文, 64—72

通讯作者: 赵云龙, 教授, E-mail: ylzhaol@bio.ecnu.edu.cn

收稿日期: 2013-02-19, 收修改稿日期: 2013-04-17

南起奚家港, 北至八滃港, 西以目前的一线大堤为界, 东至吴淞标高 0m 线外侧 3km 水线。潮间带主要为淤泥质滩涂, 且垂直剖面上根据潮汐作用程度可分为高潮带、中潮带和低潮带。高潮带主要植被为芦苇和互花米草, 中潮带以互花米草为主, 伴生有海三棱藨草, 低潮带为光滩, 无植被生长。

1.2 采样时间与研究方法

于 2012 年 4 月(春季)、7 月(夏季)、10 月(秋季)和 12 月(冬季), 对崇明东滩鸟类自然保护区潮间带大型底栖动物进行定性和定量调查。依据《海洋调查规范》(GB/T 12763.6-2007)中潮间带生物调查方法(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局等, 2007), 通过 GPS 定位, 同时结合本实验室 2000 年和 2006 年历史资料的样点设置, 设置相同的 5 条采样断面(S1—S5), 每条断面包含高、中、低潮带三个采样站点(图 1)。

定量取样时, 用 25cm×25cm×30cm 的定量框准确挖取泥样, 样品经网孔为 0.5mm 的筛网筛选, 获得大型底栖动物标本。同时在该站点附近尽可能多的采集定性标本。所有大型底栖动物标本用 75%酒精固定后带回实验室, 进行分拣和鉴定, 鉴定时尽可能鉴定到种, 并进行计数和称重。

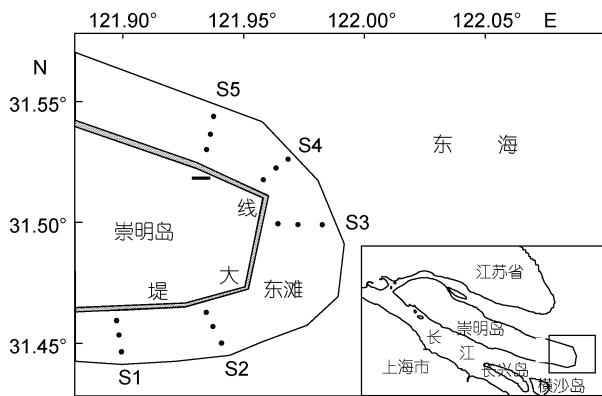


图 1 崇明东滩大型底栖动物采样断面

Fig.1 Sampling sections of macrozoobenthos in Chongming East shoal

1.3 数据处理与分析

1.3.1 多样性指数和优势度 采用以下公式计算底栖动物相关指数:

$$\text{Margalef 物种丰富度指数}(d): d = (S-1)/\log_2 N$$

$$\text{Shannon-Wiener 多样性指数}(H'): H' = -\sum p_i \log_2 p_i$$

$$\text{Pielou 均匀度指数}(J): J = H'/\log_2 S$$

$$\text{优势度指数}(Y): Y = (n_i/N) \times f_i$$

其中, 在某区域的所有样方中, n_i 为第 i 种的个体数; N 为所有物种的总个体数; S 为物种数; $p_i = n_i/N$ 为第 i 种的个体数占总个体数的比例; 出现率 f_i 为第 i 种出现的站位数与总站位数之比。

1.3.2 分类学多样性指数 依据《中国海洋生物名录》(刘瑞玉, 2008)以及其它分类学文献(刘文亮, 2007¹⁾; 安传光, 2010²⁾), 系统整理长江河口大型底栖动物种类及其相应分类阶元, 建立较全面的长江河口大型底栖动物物种名录。在此基础上使用 PRIMER5.0 软件计算平均分类差异指数(Δ^+)和分类差异变异指数(Λ^+)的理论平均值及其 95%置信区间漏斗图, 将 2000 年、2006 年和 2012 年 3 个年份的真实值叠加到该漏斗图中, 根据其偏离理论平均值的程度, 进而分析群落结构的历史演变。

平均分类差异指数(Δ^+):

$$\Delta^+ = \left(\sum_{i < j} \omega_{ij} \right) / [S(S-1)/2]$$

分类差异变异指数(Λ^+):

$$\Lambda^+ = \left(\sum_{i < j} (\omega_{ij} - \Delta^+)^2 \right) / [S(S-1)/2]$$

式中, Δ^+ 和 Λ^+ 分别表征物种间分类距离的集中性和不均匀性。其中, ω_{ij} 为第 i 个和 j 个物种在分类系统树中的路径距离权重值, S 为名录中的种类数。对数据处理所选用的分类等级为种、属、科、目、纲、门, 各等级间的路径距离权重值(ω_{ij}) 为等差递增, 即种间 16.667, 属间 33.333, 以此类推至门间 100。

1.3.3 年际间变化分析 在进行底栖动物物种数、丰度和生物量的年际间变化分析时, 选择历次调查相似站点的数据, 本文采用区域性类群间而不进行具体站位间的比较(刘录三, 2012)。

另外, 使用 SPSS19.0 统计分析软件对数据进行系统聚类分析(Cluster analysis)和非度量多维尺度(MDS)分析。采样断面图采用 Suffer8.0 软件绘制。

2 结果

2.1 大型底栖动物空间分布

2.1.1 物种组成 2012 年调查共鉴定出大型底栖动物 40 种, 隶属于 5 门、6 纲、27 科(表 1), 以节肢动物甲壳类、软体动物和环节动物多毛类为主, 分别

1) 刘文亮, 2007. 长江河口大型底栖动物及其优势种探讨. 上海: 华东师范大学硕士学位论文, 64—72

2) 安传光, 2010. 长江口潮间带大型底栖动物群落的生态学研究. 上海: 华东师范大学博士学位论文, 109—113

表 1 大型底栖动物物种名录(2012)
Tab.1 Species list of macrozoobenthos (2012)

类群及物种	数量级	断面				
		S1	S2	S3	S4	S5
脊索动物门 Chordata						
硬骨鱼纲 Osteichthyes						
弹涂鱼 <i>Periophthalmus modestus</i>	+					
节肢动物门 Arthropoda						
软甲纲 Malacostraca						
无齿螳臂相手蟹 <i>Chiromantes dehaani</i>	+					
红螯螳臂相手蟹 <i>Chiromantes haematocheir</i>	+					
天津厚蟹 <i>Helice tientsinensis</i>	+					
伍氏拟厚蟹 <i>Helicana wuana</i>	+					
中华绒螯蟹 <i>Eriocheir sinensis</i>	+					
狭颚新绒螯蟹 <i>Neoeriocheir leptognathus</i>	+					
沈氏长方蟹 <i>Metaplax sheni</i>	+					
四齿大颚蟹 <i>Metopograpsus quadridentatus</i>	+					
谭氏泥蟹 <i>Illyoplax deschampsii</i>	+++					
日本大眼蟹 <i>Macrophthalmus japonicus</i>	+					
短身大眼蟹 <i>Macrophthalmus ababreviatus</i>	+					
弧边招潮蟹 <i>Uca arcuata</i>	+					
隆线背脊蟹 <i>Deiratonotus cristatum</i>	+					
豆形拳蟹 <i>Philyra pisum</i>	+					
秀丽白虾 <i>Exopalaemon modestus</i>	+					
脊尾白虾 <i>Exopalaemon carinicauda</i>	+					
安氏白虾 <i>Exopalaemon annandalei</i>	+					
雷伊著名团水虱 <i>Gnorimosphaeroma rayi</i>	++					
中华螺赢蜚 <i>Corophium sinensis</i>	+					
日本旋卷螺赢蜚 <i>Corophium volutator</i>	+					
板跳钩虾 <i>Orchestia platensis</i>	++					
软体动物门 Mollusca						
双壳纲 Bivalvia						
黑龙江河篮蛤 <i>Potamocorbula amurensis</i>	+					
缢蛏 <i>Sinonovacula constricta</i>	++					
中国绿螂 <i>Glauconome chinensis</i>	+					
彩虹明樱蛤 <i>Moerella iridescens</i>	+					
河蚶 <i>Corbicula fluminea</i>	++					
腹足纲 Gastropoda						
泥螺 <i>Bullacta exarata</i>	+					
中华拟蟹守螺 <i>Cerithidea sinensis</i>	++					
绯拟沼螺 <i>Assiminea latericea</i>	++					
董拟沼螺 <i>Assiminea violacea</i>	++					
拟沼螺 <i>Assiminea</i> sp.	+++					
光滑狭口螺 <i>Stenothyra glabra</i>	+++					
齿纹蜒螺 <i>Nerita yoldi</i>	+					
环节动物门 Annelida						
多毛纲 Polychaeta						

续表 1

类群及物种	数量级	断面				
		S1	S2	S3	S4	S5
疣吻沙蚕 <i>Tylorrhynchus heterochaetus</i>	+					
多齿围沙蚕 <i>Perinereis nuntia</i>	+					
圆锯齿吻沙蚕 <i>Dentinephrys glabra</i>	++					
丝异须虫 <i>Heteromastus filiformis</i>	+					
结节刺纓虫 <i>Potamilla torelli</i>	+					
纽形动物门 Nemertea						
无针纲 Anopla						
纽虫 <i>Cerebratulina</i> sp.	+					
合计		17	15	22	30	26

注: “+”表示该物种所占采集到总物种个体数的 1%以下; “++”表示该物种所占采集到总物种个体数的 1%—10%; “+++”表示该物种所占采集到总物种个体数的 10%以上。“ ”表示有分布

为 21、12、5 种, 合计 38 种, 占总数的 95.0%; 另外, 鱼类和纽虫各 1 种。

2.1.2 优势种 由表 2 可知, 2012 年大型底栖动物的优势种(优势度 $Y > 0.02$)有 9 种。谭氏泥蟹是所有断面的共有优势种; 雷伊著名团水虱和板跳钩虾仅是断面 S1 的优势种; 中华拟蟹守螺、排拟沼螺和董拟沼螺生活环境相似而经常混生, 小型腹足类拟沼螺和光滑狭口螺分布较广, 都是大部分断面的优势种; 多毛类仅有丝异须虫为断面 S3 的优势种。

表 2 大型底栖动物的优势种及优势度(Y)(2012)

Tab.2 Dominant species and dominance (Y) of macrozoobenthos (2012)

优势种	断面				
	S1	S2	S3	S4	S5
谭氏泥蟹	0.11	0.16	0.17	0.23	0.14
雷伊著名团水虱	0.11				
板跳钩虾	0.15				
中华拟蟹守螺	0.02	0.02	0.03	0.02	
排拟沼螺	0.09	0.02	0.03	0.02	
董拟沼螺	0.08	0.04	0.04	0.03	
拟沼螺		0.10	0.09	0.08	
光滑狭口螺		0.11	0.05	0.07	0.38
丝异须虫			0.03		

2.1.3 丰度和生物量 2012 年 5 条断面大型底栖动物各主要类群的丰度和生物量见表 3(其它底栖动物所占比例较低, 因此未列出)。平均总丰度为 (210.30 ± 93.56) ind/m², 其中 S1 断面总丰度最低, 为 (134.72 ± 34.28) ind/m², 各断面的总丰度由南到北呈现增加的趋势, S5 断面总丰度最高, 达 (372.61 ± 124.58) ind/m²。

各断面环节动物的丰度都不高, 另外除 S1 断面外, 其余各断面的总丰度由软体动物的丰度主导。原因是 S1 断面采集到大量的体型较小的甲壳动物雷伊著名团水虱和板跳钩虾。平均总生物量为 (74.07 ± 16.03) g/m², 其中 S2 和 S3 断面的生物量较低, 分别为 (55.19 ± 30.84) g/m² 和 (59.13 ± 36.18) g/m², 而 S4 和 S5 断面的生物量相对较高, 分别达 (86.15 ± 45.99) g/m² 和 (90.64 ± 41.23) g/m²。各断面环节动物的生物量都较低, S4 和 S5 断面甲壳动物的生物量明显高于软体动物的生物量, 其余断面两者的生物量差别不明显。

2.1.4 多样性指数 2012 年 5 条断面大型底栖动物的 Margalef 物种丰富度指数(d)、Shannon-Wiener 多样性指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J)的平均值分别为 1.81 ± 0.41 、 2.55 ± 0.38 和 0.67 ± 0.11 。从表 4 可知, S3、S4 和 S5 断面的 Margalef 物种丰富度指数(d)较高且大于平均值。除 S5 断面外, 其余断面的 Shannon-Wiener 多样性指数(H')和 Pielou 均匀度指数(J)相对较高, 原因是 S5 断面的优势种仅为谭氏泥蟹和光滑狭口螺, 且光滑狭口螺优势度较高, 而其余 4 条断面群落的优势种由多个物种组成, 优势度相对不明显。

2.1.5 群落系统聚类和 MDS 分析 为了解 2012 年崇明东滩潮间带大型底栖动物群落的空间分布特征, 对 5 个断面的 5 个群落进行系统聚类和 MDS 分析, 其中 MDS 分析中的 Stress 值小于 0.1, 说明图形吻合度较好, 结果可信。图 2 显示, 5 个断面的底栖动物群落分成 3 组, 组 和组 分别仅为 S1 和 S2, 组 包括 S3、S4 和 S5, 其中 S3 和 S4 较接近。

2.2 大型底栖动物群落的演变

2.2.1 物种组成 对比历史资料(表 5)可知, 自 2000 年以来, 崇明东滩潮间带大型底栖动物的物种

表 3 大型底栖动物的栖息丰度(ind/m²)和生物量(g/m²)(平均值±标准偏差)(2012)
Tab.3 Abundance (ind/m²) and biomass (g/m²) of macrozoobenthos (mean±SD.)(2012)

断面	甲壳动物		软体动物		环节动物		总计	
	丰度	生物量	丰度	生物量	丰度	生物量	丰度	生物量
S1	80.83±26.52	43.22±18.80	47.89±29.08	35.87±35.97	6.00±4.50	0.20±0.14	134.72±34.28	79.28±53.62
S2	59.69±24.30	34.44±16.23	114.68±34.15	20.75±14.99	—	—	174.37±12.53	55.19±30.84
S3	49.69±20.51	29.53±17.63	100.44±62.01	20.84±18.89	21.11±9.80	0.76±1.09	171.25±86.59	59.13±36.18
S4	77.42±33.49	54.28±26.34	108.68±51.24	30.29±19.27	9.11±9.86	1.39±2.40	198.54±87.73	86.15±45.99
S5	85.71±22.19	66.24±30.12	275.57±106.44	23.74±12.02	11.33±5.69	0.65±0.83	372.61±124.58	90.64±41.23
平均	70.67±15.29	45.54±14.92	129.45±85.87	27.90±5.88	9.51±7.76	0.60±0.54	210.30±93.56	74.07±16.03

注: “—” 表示该断面没有采集到样本

表 4 大型底栖动物的生物多样性指数(平均值±标准偏差)(2012)
Tab.4 Biodiversity indexes of macrozoobenthos (mean±SD.)(2012)

指数	断面					平均
	S1	S2	S3	S4	S5	
<i>d</i>	1.78±0.15	1.18±0.07	1.92±0.32	2.30±0.89	1.87±0.37	1.81±0.41
<i>H'</i>	2.89±0.31	2.37±0.17	2.88±0.41	2.62±0.73	1.98±0.15	2.55±0.38
<i>J</i>	0.77±0.06	0.72±0.06	0.75±0.02	0.63±0.06	0.49±0.02	0.67±0.11

数明显减少。相比 2000 年, 2006 年和 2012 年均未发现腔肠动物鲍枝螽 *Bougainvillia* sp.。另外, 3 个年份的物种在门和纲一级的分类阶元上不存在较大的差别, 物种数的减少主要体现在目级及以下分类阶元, 如 2012 年未发现十足目蟹类的长足长方蟹 *Metaplex longipes*、杂粒拳蟹 *Philyra heterograna*、中华虎头蟹 *Orithyia sinica* 等, 囊吻目小头虫科也只采集到丝异须虫。

2.2.2 丰度和生物量 自 2000 年以来, 崇明东滩潮间带大型底栖动物各主要类群的丰度和生物量也发生了较大的变动, 其变化模式与物种数相似, 总体上呈下降趋势, 见表 6。其中, 软体动物丰度的减小尤为明显, 小型腹足类拟沼螺和光滑狭口螺丰度的减小是主导这一趋势的主要原因。同时, 环节动物丰度和生物量在 2000—2006 年也明显降低。

2.2.3 分类学多样性指数 分类多样性指数作为评价河口和海洋大型底栖动物生态系统受干扰程度的新方法, 由于其不受采样方法的影

响, 并且可基于物种名录进行历史资料对比研究的优点, 在国内外得到了广泛的应用(Warwick *et al*, 2002; Raut *et al*, 2005; 曲方圆等, 2010; 张莹等, 2012)。其原理是群落受到污染或扰动后, 敏感的物种逐渐消失, 具有较高耐受性的物种仍存在, 群落结构趋于简化, 从而导致物种间分类距离的改变。

依据本次系统整理的长江河口大型底栖动物主名录, 计算出平均分类差异指数(Δ^+)的理论平均值为 80.33, 该值不随物种数的变化而变化(图 3a); 分类差异变异指数(Λ^+)的理论平均值为 827.51, 该值仅在物种数较少时才减小(图 4a)。

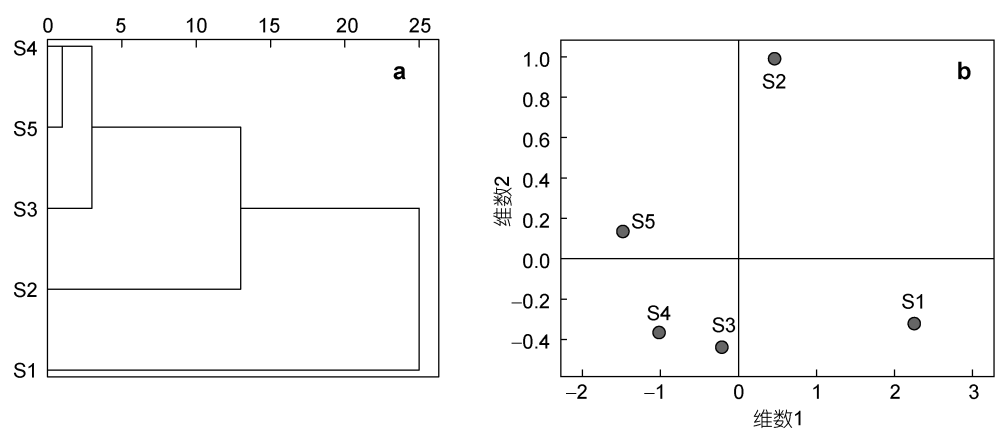


图 2 大型底栖动物群落的聚类(a)和 MDS 分析(b)(2012)
Fig.2 Cluster analysis (a) and non-metric multidimensional scaling (b) of macrozoobenthic communities (2012)

表 5 物种组成的年际变化
Tab.5 Annual variation of species composition

地点	门	纲	目	科	属	种	Δ^+	Λ^+
长江河口	8	13	35	89	124	161	80.33	827.51
东滩 2000 年	6	9	19	38	52	63	79.98	883.45
东滩 2006 年	5	8	16	33	44	54	79.56	888.93
东滩 2012 年	5	6	14	29	45	40	77.53	969.69

表 6 丰度(ind/m²)和生物量(g/m²)的年际变化
Tab.6 Annual variation of abundance (ind/m²) and biomass (g/m²)

调查时间	甲壳动物		软体动物		环节动物		总计	
	丰度	生物量	丰度	生物量	丰度	生物量	丰度	生物量
2000	86.89±54.76	64.35±32.54	1178.06±1379.30	31.23±28.37	96.23±102.03	2.69±2.95	1361.18±1452.07	98.27±37.22
2006	79.07±71.58	82.64±53.90	183.57±252.28	27.36±20.44	2.86±1.59	1.58±0.71	265.50±178.27	111.58±72.38
2012	70.67±15.29	45.54±14.92	129.45±85.87	27.90±5.88	9.51±7.76	0.60±0.54	210.30±93.56	74.07±16.03

同时, 根据崇明东滩 3 个年份的名录计算了 Δ^+ 和 Λ^+ 并叠加到相应的漏斗图中。如图显示, 3 个年份的两个指数值均落在 95% 置信漏斗曲线内, 说明崇明东滩 3 个年份的大型底栖动物分类学多样性与整个长江河口区的理论期望值无显著差别。通过年际间比较可知, 3 个年份的 Δ^+ 均低于理论期望值且呈现减小趋势(图 3b), 说明组成东滩大型底栖动物群落的物种间亲缘关系越来越近, 生物多样性越来越低; 而 3 个年份的 Λ^+ 均高于理论期望值且呈现增加趋势(图

4b), 则说明组成东滩大型底栖动物群落的物种间的分类地位关系均匀程度越来越不均匀。

3 讨论

3.1 大型底栖动物群落的空间分布

底栖动物的分布与盐度、沉积物类型、水文动力密切相关(徐宏发等, 2005)。长江北支径流量小, 导致北部断面受海水冲刷影响大, 由于常年冲淤, 该区域盐度较高且营养盐含量丰富、沉积物颗粒较细、滩面较长, 适合广盐性的底栖动物生存; 相反, 南部断面由于长江北港径流量大而盐度较低、沉积物颗粒较粗且底质不稳定, 适合低盐性和淡水种生存(安传光等, 2008)。本次调查显示, 近北部的 S3、S4 和 S5 断面的物种数较丰富, 而近南部的 S1 和 S2 断面物种数较少, 同时各断面的总丰度由南到北呈现增加的趋势。表明盐度可能是影响东滩底栖动物分布的主要因素, 并且与物种数和栖息丰度呈正相关的关系。

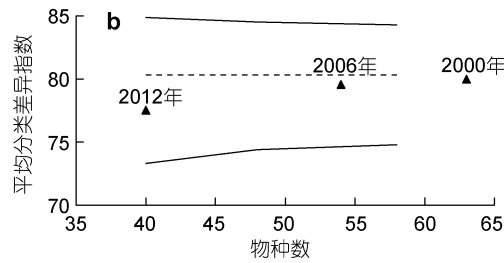
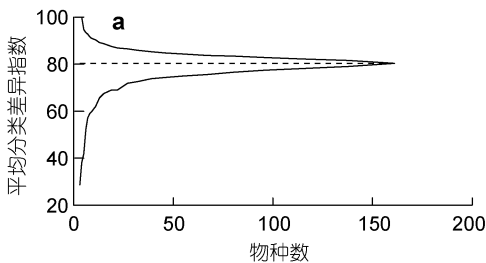


图 3 长江河口(a)和崇明东滩(b)大型底栖动物平均分类差异指数的 95%置信区间漏斗图
Fig.3 95% probability funnels of average taxonomic distinctness of macrozoobenthos in the Changjiang River Estuary (a) and Chongming East Shoal (b)

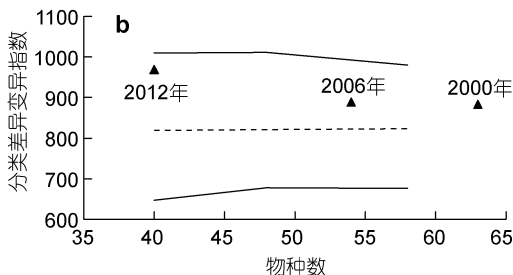
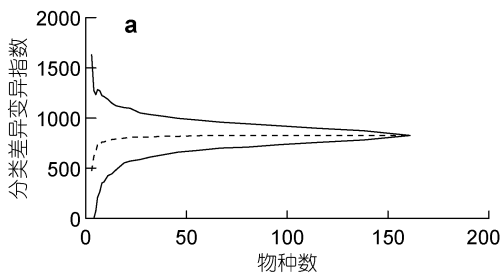


图 4 长江河口(a)和崇明东滩(b)大型底栖动物分类差异变异指数的 95%置信区间漏斗图
Fig.4 95% probability funnels of variation in taxonomic distinctness of macrozoobenthos in the Changjiang River Estuary (a) and Chongming East Shoal (b)

优势种是反映群落特征的种类(沈国英等, 2010), S1 断面高潮带为粒径较大的砂质底质环境, 因而为雷伊著名团水虱和板跳钩虾提供了较为适合的栖息生境。光滑狭口螺是除 S1 外其余断面的优势种, 其优势度在 S5 断面较大, 原因可能是该物种以底栖硅藻为主要的食物来源, 而北部断面营养盐丰富, 硅藻大量繁殖, 能较好的满足其对食物补充的要求; 另外北部断面沉积物颗粒较细, 滩面较长, 为其种群大量繁殖提供了适宜的底质环境和较大的生存空间, 导致聚类分析显示各断面底栖动物的群落结构呈现出相对的南北差异。

3.2 干扰对群落结构历史演变的影响

生境变化和人为干扰是造成底栖动物群落密度和生物量锐减、生物多样性降低的主要原因(王宝强等, 2011)。杨红等(2012)通过对崇明东滩中华鲟栖息地景观格局变化的研究认为, 从 2001—2006 年的 5 年间, 以长江口重大工程为主的人类活动对长江口水域生态环境影响显著, 其中无机氮和活性磷酸盐污染严重。小型腹足类和多毛类主要位于中低潮带, 两者的丰度受水质影响较大。因此, 5 年间水质变化可能是导致 2006 年软体动物和环节动物丰度下降的重要原因。本文对比历史资料, 发现一些经济物种如彩虹明樱蛤、泥螺等已经不再是优势种且丰度较低, 其资源量的下降可能与环境变迁有关外, 人为的捕捞也可能是资源量下降的原因之一。另外, S1 和 S2 断面附近的高中潮带受收割芦苇和放牧等活动的影响较大, 赵云龙等(2007)研究发现, 放牧直接破坏了自然植被生境, 改变了底栖动物的分布格局, 使物种数下降。但谭氏泥蟹、中华拟蟹守螺、董拟沼螺、排拟沼螺和拟沼螺仍是组成东滩潮间带底栖动物群落的主要物种。

3.3 干扰对分类学多样性指数的影响

对于研究群落结构的演变状况, 不应只关注各类群的数量特征, 更需要分析组成群落的物种之间的亲缘关系。由于在野外难以做到采样条件严格一致, 因而收集到的数据必然存在局限性。传统的多样性指数依赖于各样方的具体数据, 并且仅关注物种层面的多样性, 没有考虑物种组成的亲缘关系, 因此其所反映的多样性信息不足以分析年际间群落结构的演变情况。Clarke 等(1998)提出的平均分类差异指数(Δ^+)和分类差异变异指数(Λ^+)可以克服上述传统研究手段的缺点。

物种所处的分类阶元的选择直接影响两个指数

的计算值, 因此本文涉及到的名录均采用目前较权威的分类系统(刘瑞玉, 2008)。主名录能较全面的反映长江河口潮间带大型底栖动物的物种组成, 该主名录在两个指数分析中起到计算理论平均值和置信区间的作用。由于查阅文献资料的局限性, 遗漏物种在所难免, 但 Warwick 等(2002)研究表明, 若干物种的遗漏对两个指数的理论平均值和置信区间影响甚微。因此, 基于本研究的名录对不同年份东滩大型底栖动物群落的分类学多样性指数分析是可靠的。

Warwick 等(1998, 2002)研究发现, 受污染海域的分类学多样性指数(Δ^+)和(Λ^+)均低于未受污染海域, 指出此类指数可应用于评估海洋生态系统的污染。但是, 很多研究表明群落在受到外界污染或干扰后 Λ^+ 没有降低反而升高(Mouillot *et al.*, 2005; 曲方圆等, 2010)。本研究结果也是这样, 由于人为干扰导致东滩潮间带大型底栖动物的分类学多样性指数在年际间发生改变, 平均分类差异指数(Δ^+)变小而分类差异变异指数(Λ^+)变大。

由于东滩处于长江河口区, 两者有着相似的生态环境, 如都有广阔的滩涂, 因此分布的物种较为相似亲缘相近, 且都主要集中于多毛类、软体动物和甲壳类三大类群, 从而导致东滩 3 个年份的 Δ^+ 和 Λ^+ 与长江河口区的理论期望值较接近。尽管受到外界的干扰, 但是 3 个年份的物种在门和纲一级的分类阶元上不存在较大的差别, 物种数的减少主要体现在目级及以下分类阶元, 因此在系统树中等级路径距离相对较短, 从而导致 3 个年份的 Δ^+ 虽呈现出下降趋势但年际间的差异并不是很大。而 Λ^+ 对干扰的响应并非线性, 随着干扰程度的增强, Λ^+ 的变化出现先增大后减少的趋势(曲方圆等, 2010), 本文研究认为东滩底栖动物群落受干扰后一些敏感种消失, 留下的物种多数集中于甲壳类和软体类中的若干个分类单位, 其余等级路径距离较远的类群包含的物种数极少, 因此分类等级组成比较离散, 进而呈现出 Λ^+ 升高的趋势。

总体来看, 由于生境的改变, 特别是长期高强度的人为干扰, 东滩潮间带大型底栖动物的物种数、丰度和生物量不断减少, 生物多样性降低, 群落结构趋于简化。因此, 从湿地可持续发展的角度考虑, 需要对其进行合理的规划和保护, 并通过人工增殖放流不同生态位的物种开展生态修复。

参 考 文 献

王宝强, 薛俊增, 庄 骅等, 2011. 洋山港潮间带大型底栖动

- 物群落结构及多样性. 生态学报, 31(20): 5865—5874
- 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2007. 海洋调查规范. 北京: 中国标准出版社, 48—51
- 曲方圆, 于子山, 2010. 分类多样性在大型底栖动物生态学方面的应用: 以黄海底栖动物为例. 生物多样性, 18(2): 155—160
- 刘录三, 郑丙辉, 李宝泉等, 2012. 长江口大型底栖动物群落的演变过程及原因探讨. 海洋学报, 34(3): 134—145
- 刘瑞玉, 2008. 中国海洋生物名录. 北京: 科学出版社, 405—809
- 安传光, 赵云龙, 林 凌等, 2008. 崇明岛潮间带夏季大型底栖动物多样性. 生态学报, 28(2): 577—586
- 严 娟, 庄 平, 侯俊利等, 2012. 长江口潮间带大型底栖动物次级生产力及其影响因子. 应用与环境生物学报, 18(6): 935—942
- 杨 红, 丁 俊, 王春峰等, 2012. 基于景观空间格局指数法的长江口水域生态环境变化分析. 海洋环境科学, 31(5): 712—717
- 沈国英, 黄凌风, 郭 丰, 2010. 海洋生态学. 北京: 科学出版社, 89—90
- 张 莹, 吕振波, 徐宗法等, 2012. 环境污染对小清河口大型底栖动物多样性的影响. 生态学杂志, 31(2): 381—387
- 陆健健, 2003. 河口生态学. 北京: 海洋出版社, 70—77
- 陈中义, 付萃长, 王海毅等, 2005. 互花米草入侵东滩盐沼对大型底栖无脊椎动物群落的影响. 湿地科学, 3(1): 1—7
- 赵云龙, 安传光, 林 凌等, 2007. 放牧对滩涂底栖动物的影响. 应用生态学报, 18(5): 1088—1092
- 顾晓英, 陶 磊, 尤仲杰等, 2010. 象山港大型底栖动物群落特征. 海洋与湖沼, 41(2): 208—213
- 徐宏发, 赵云龙, 2005. 上海市崇明东滩鸟类自然保护区科学考察集. 北京: 中国林业出版社, 75—107
- Clarke K R, Warwick R M, 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology, 35: 523—531
- Mouillot D, Laune J, Tomasini J A *et al*, 2005. Assessment of coastal lagoon quality with taxonomic diversity of fish, zoobenthos and macrophyte communities. Hydrobiologia, 550: 121—130
- Raut D, Ganesh T, Murty N V S S *et al*, 2005. Macrobenthos of KaKinada Bay in the Godavari delta, East coast of India: comparing decadal changes. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 62(4): 609—620
- Warwick R M, Clarke K R, 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. Journal of Applied Ecology, 35: 532—543
- Warwick R M, Turk S M, 2002. Predicting climate change effects on marine biodiversity: comparison of recent and fossil molluscan death assemblages. Journal of the Marine Biological Association of the UK, 82: 847—850

SPATIAL DISTRIBUTION AND TEMPORAL SUCCESSION OF MACROZOOBENTHOS IN THE INTERTIDAL ZONE OF CHONGMING EAST SHOAL

YU Ji, MA Chang-An, LÜ Wei-Wei, TIAN Wei, ZHANG Ming-Qing, ZHAO Yun-Long
(School of Life Science, East China Normal University, Shanghai, 200062)

Abstract The spatial distribution of macrozoobenthic community in five transects of the intertidal zone of Chongming East Shoal was investigated from April to December in 2012. A total number of 40 species was found. The average values of abundance and biomass were $(210.30 \pm 93.56) \text{ ind/m}^2$ and $(74.07 \pm 16.03) \text{ g/m}^2$, respectively. Correspondingly, the average values of biodiversity indexes d , H' and J were 1.81 ± 0.41 , 2.55 ± 0.38 , 0.67 ± 0.11 . Cluster and MDS analysis showed that there was a significant difference between the southern transects and the northern ones. Using similar historical data from 2000 to 2006, the process of the long-term succession of macrozoobenthic community structure in Chongming East Shoal was also analyzed. This historical study indicated that the species number, abundance, and biomass in this area were decreasing. The average taxonomic distinctness (Δ^+) also displayed a decreasing trend, while the variation in taxonomic distinctness (Δ^+) had an increasing trend, suggesting a closer genetic relationship among species in community. Environmental change and anthropogenic disturbance may be the major causes for the simplification of community structure.

Key words intertidal zone; macrozoobenthos; spatial distribution; taxonomic diversity; temporal succession