第 34 卷 第 3 期 海 洋 学 报 Vol. 34, No. 3
2012 年 5 月 ACTA OCEANOLOGICA SINICA May 2012

# 长江口大型底栖动物群落的演变过程及原因探讨

刘录三[1],郑丙辉[1],李宝泉[2],蔡文倩[1,3],韩庆喜[2],林岿璇[1]

(1. 中国环境科学研究院 国家环境保护河口与海岸带环境重点实验室,北京 100012;2. 中国科学院 烟台海岸带研究所,山东 烟台 264003;3. 北京师范大学 水科学研究院,北京 100875)

摘要:根据近 30 年来的长江口大型底栖动物群落的历史资料,以及 2009 年和 2010 年的现场调查数据,从长江口底栖动物群落结构变化特征出发,分析了其长期演变的过程和规律,旨在阐明底栖动物群落的演变趋势,识别其重要演变时段。同时结合长江口海域近 50～60 年来的入海径流量和携沙量变化、营养盐和 DO 等水质特征变化,分析底栖动物群落的变化原因。分析结果表明,长江口底栖生物群落的变化可大体分为 3 个阶段,第一阶段是 20 世纪 90 年代之前,底栖生物群落无论物种数、生物量都维持相对较高的水平;第二阶段发生在 20 世纪 90 年代初至 2005 年,由于受到气候变化和人类活动的综合影响,底栖生物群落的上述指标都有所降低,表明受到自然和人为因素干扰的加剧;第三阶段是 2005 年之后至现在,由于长江口水域的各项生态环境保护措施加强,底栖生物群落得到一定程度的恢复。通过对长江口海域各种环境因素的分析表明,底栖生物群落变化受到长江口区域生物因素和非生物因素的共同影响,变化趋势也与环境因素的变化比较吻合。

关键词:大型底栖动物;群落演变;长江口

中图分类号:P714$^{+}$.5 文献标志码:A 文章编号:0253-4193(2012)03-0134-12

## 1 引言

底栖生物作为海洋生态系统中的重要组成部分,在海洋食物网和沉积物-水层界面的生物地球化学循环过程中起着重要的作用。作为环境指示生物,与其他生物类群相比,底栖动物具有更多的优点,如:不易移动或移动范围有限;具有较长的生命周期;占据了几乎所有的消费者营养级水平,能完成一个完整的生物积累过程;以及易于分类和统计等特点,因此其群落结构特征常被用于监测人类活动或自然因素引起的长周期海洋生态系统变化。对底栖动物群落结构进行长周期变化和趋势的研究,已在不同海域开展了较多的工作,并取得了较好的成果[1]。然而,由于这样的研究需要长期和大量的数据积累以及大量的精力和财力,也限制了其在各类海域的普遍展开。

长江口位于 29°30′～32°00′N,121°00′～124°00′E之间,属于亚热带季风气候区,年平均气温为 15.2～15.7 ℃[2]。我国对长江口底栖生物的大规模调查可追溯到 20 世纪 50 年代末,在之后的几十年时间内,随着一系列研究项目的实施,有关长江口底栖生物的种类组成、群落结构、功能组因、次级生产力等科研成果不断涌现,人们对长江口底栖生物的认识也逐渐深化[3-5]。长期以来,长江携带入海的大量的泥沙($4.86\times10^{8}$ t)、营养盐以及两岸城市群排放的有机污染物、重金属等[10]、以及其他各种人类活动如围垦、大型水利工程建设、跨海和跨江大桥建设、过度捕捞等已造成长江口生态系统的功能衰退,上述因素对栖息于河口底栖生物的物种多样性和资源量而言,产生的影响更加严重[11]。李宝泉等[12]利用 2002 年 9 月长江口大型底栖动物调查资料,采用 ABC 曲线对长江口底栖生物群落健康状

收稿日期:2011-06-20;修订日期:2011-10-21。

基金项目:国家环保公益性行业科研专项(2008467041)。

作者简介:刘录三(1975—),男,山东省莒县人,副研究员,博士,主要从事水生生态及生物监测研究。Email: liuls@craes.org.cn

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

况进行评价,结果表明底栖动物群落在靠近长江口的一些站位显示出受到一定程度的轻微污染扰动的趋势;而距长江口较远区域尚未受到干扰。周晓蔚等[7]根据 2005 年长江口底栖动物调查资料,采用底栖动物完整性指数对该区域进行健康评价,结果表明长江口及毗邻海域健康状况不容乐观。本文主要采用 2009 和 2010 年的调查数据进行现状分析,并结合相同海域已取得的研究成果和资料,分析长江口海域大型底栖动物群落结构的演变特征。同时结合长江口海域近 50 ～ 60 年来的入海径流量和携沙量及水质特征变化,探讨在相应时段底栖动物群落演变的原因。

## 2　材料和方法

### 2.1　调查海域及取样方法

于 2009 年 4 月、2010 年 3 月进行的 2 个航次调查中,共设置调查站位 25 个,其中 2009 年调查 21 个,2010 年调查 19 个,两年重复调查站数为 15 个。调查水域位于 29°54′ ～ 31°36′N 与 121°02′ ～ 122°45′E 之间(图 1)。

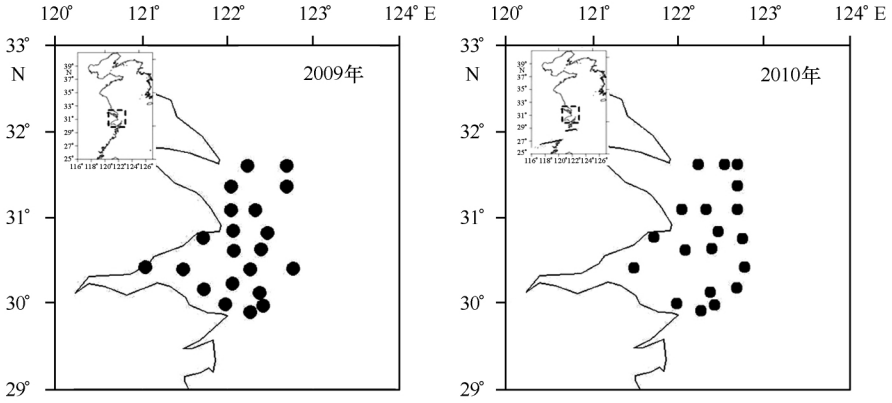


图 1　2009 年和 2010 年长江口调查站位

两次调查皆采用面积 0.1 $m^2$ 的箱式采泥器取样,每站成功取样 2 次计算为一个样品。泥样用孔目为 0.5 mm 的筛网冲洗,标本用 75%酒精现场固定,在实验室中进行分类鉴定、个体计数以及称重(湿重)等工作[14]。

### 2.2　数据处理和分析

使用 SPSS 13.0 以及英国普林矛斯海洋研究所开发的 PRIMER6.0 软件进行分析。

在进行底栖动物年际变化分析时,尽量选择与本两次调查具相似区域和调查季节以及近似采样方法所获得的有关物种数量、栖息密度和丰度等数据,但由于以往调查者的偏重点有所差异,因此调查站位很难完全一致。本文采取统计长江口邻近水域而没有具体到采样站位的方式,进行现状和历史资料的比较,以分析该水域大型底栖动物的长期变动情况。

## 3　结果

### 3.1　2009 年和 2010 年大型底栖动物的空间分布现状

#### 3.1.1　种类分布

2009 年 4 月航次共发现大型底栖动物 54 种(另有拖网定性种类 58 种),其中多毛类 38 种,占 70.4%;软体动物 7 种,占 12.96%;甲壳动物 3 种,占 5.6%;棘皮动物 2 种,占 3.7%;底栖型鱼类 1 种,占 1.9%;其他种类 3 种(纽虫、星虫、薮枝螅各 1 种)。

2010 年 3 月共发现大型底栖动物 30 种,其中多毛类 21 种,占 70%;软体动物 4 种,占 13.3%;甲壳动物 3 种,占 10%;棘皮动物 2 种,占 6.7%;其他类群 2 种,占 6.7%。

#### 3.1.2　丰度和生物量

2009 年,调查区域大型底栖生物丰度值范围为 0 ～ 1 230 个/$m^2$(其中 2 个调查站位未采到生物),平均值为 212.38 个/$m^2$,其中位于长江口外的 3 个站数值明显高,分别达到 1 230,1 060 和 960 个/$m^2$,主要是由于双形拟单指虫(*Cossurella dimorpha*)和昆士兰稚齿虫(*Prionospio queenslandica*)分布密度较高。而位于长江口内侧的站位大型底栖生物的丰度均相对较低,且大体沿长江口内侧向外缘增加。

2010 年,调查区域大型底栖动物的丰度值范围

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

为 10 ～ 290 个/m²，平均值为 70 个/m²，与 2009 年相比，明显偏低。其中位于长江口外的一个站数值明显高，达到 290 个/m²，主要也是由于该站采集到大量双形拟单指虫。而位于长江口内侧站位的大型底栖生物丰度相对较低，区域整体水平分布也是长江口外侧大于内侧（图 2）。

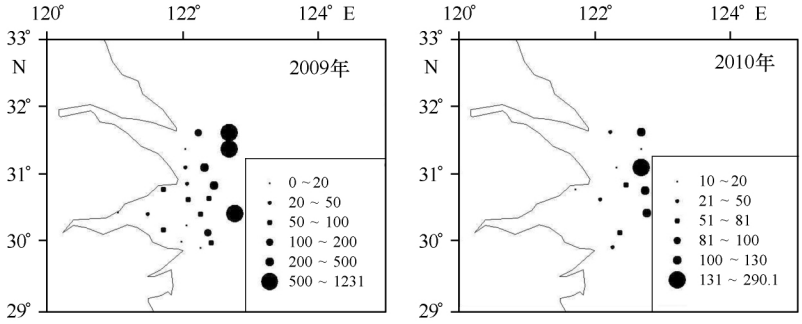


图 2 2009 年和 2010 年长江口大型底栖生物丰度的水平分布（个/m²）

2009 年，大型底栖生物生物量值范围为 0 ～ 83.5 g/m²，平均值为 10.90 g/m²，其中位于长江口外缘四个站的数值明显高，超过 27.3 g/m²，最高值达到 83.5 g/m²，主要是由于采集到底栖型鱼类所致。而位于长江口内侧的站位大型底栖生物的生物量均相对较低。由于不同底栖动物的个体存在大的差异，某些大型种类如鱼类被采到的几率不确定，因此导致底栖生物的生物量水平分布无明显规律。但整体上，长江口外侧水域大于内侧水域。

2010 年调查发现，该区域大型底栖动物的生物量范围为 0.1 ～ 83.46 g/m²，平均值为 9.12 g/m²，与 2009 年相比，略有下降。水平分布也与 2009 年基本重叠，其中 4 个生物量较高的站位中，有 3 个重叠。最高值为 83.46 g/m²，主要是由于该站采到 3 个棘刺锚参（*Protankyra bidentata*）。除未重叠的站位外，2 年内底栖生物生物量的水平分布基本相同（图 3）。

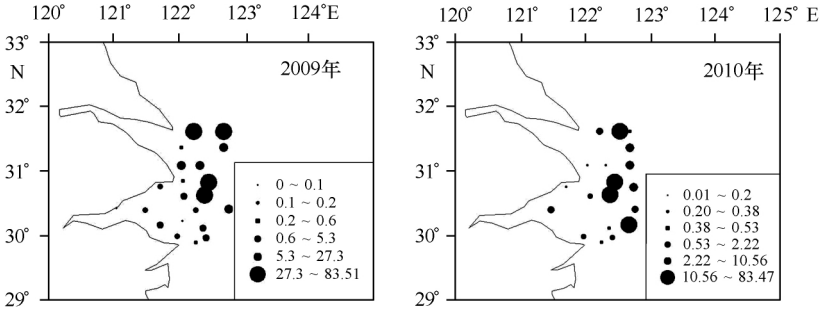


图 3 2009 年和 2010 年长江口大型底栖生物生物量的水平分布（g/m²）

### 3.1.3 物种多样性

2009 年 4 月和 2010 年 3 月长江口海域底栖生物的三项多样性指数均较低（表 1），说明该海域生物群落物种多样性较低，分布的均匀度和物种的丰富度均不高。

表 1 2009 年和 2010 年长江口大型底栖生物物种多样性

| 调查航次 | 丰富度指数（$D$） | 均匀度指数（$J$） | Shannon-Wiener 指数（$H'$）（$\log_2 n$） |
|---|---|---|---|
| 2009 | 0.87±0.79 | 0.80±0.21 | 1.36±1.11 |
| 2010 | 0.46±0.35 | 0.84±0.14 | 1.08±0.79 |

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

### 3.2　大型底栖动物群落的演变

#### 3.2.1　物种数

自 20 世纪 70 年代末以来,长江口附近海域大型底栖动物的物种数发生了较大的波动。从 70 年代末、80 年代初的 153 种,降至 90 年代的平均 28 种。2005 年后,物种数又有所增加,达到 50 余种,最近一次 2010 年春季调查中,则在该区域发现 30 种(表 2、图 4)。

表 2　长江口底栖生物种类组成的变动

| 调查时间 | 总种数 | 种类数及所占比例/% | | | | | | 参考文献 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 多毛类 | 软体动物 | 甲壳动物 | 棘皮动物 | 底栖鱼类 | 其他 | |
| 1978—1979 | 153 | 52(34.0)* | 35(22.9) | 41(26.8) | 0(0) | 25(16.3) | | ① |
| 1982—1983 | 153 | 51(33.3) | 33(21.6) | 37(24.2) | 3(2.0) | 27(17.6) | 2(1.3) | [15] |
| 1988 | 135 | — | — | — | — | — | — | [16] |
| 1990 | 32 | 5(15.6) | 5(15.6) | 8(25) | 1(3.2) | 9(28.1) | 4(12.5) | [17]** |
| 1990—1991 | 35 | 6(17.1) | 5(14.3) | 9(25.7) | 1(2.9) | 10(28.6) | 4(11.4) | [18] |
| 1996 | 30 | 5(16.7) | 8(26.7) | 7(23.3) | 1(3.3) | 8(26.7) | 1(3.3) | [17]** |
| 1998 | 24 | 6(25) | 2(8.3) | 9(37.5) | 0(0) | 6(25) | 1(4.2) | *** |
| 2002 | 19 | 3(31.6) | 6(31.6) | 3(15.8) | 1(5.3) | 1(5.3) | 2(10.5) | [5] |
| 2005 | 62 | 17(27.4) | 14(22.6) | 27(43.5) | 4(6.5) | 0 | 0 | [19] |
| 2007 | 50 | 26(52%) | 9(18) | 8(16) | 4(8) | 0 | 3(6) | [16] |
| 2009 | 54 | 38(70.4) | 7(12.96) | 3(5.6) | 2(3.7) | 1(1.9) | 3(5.6) | 本次调查 |
| 2010 | 30 | 21(70) | 4(13.3) | 3(10) | 2(6.7) | 0 | 2(6.7) | 本次调查 |

注:①东海污染调查监测协作组. 东海污染调查报告(1978—1979)[M]. 北京:海洋出版社,1984; *括号内的数字表示种类组成比例(%);**含阿式拖网样品;***上海市环境科学研究院,长江口深水航道治理工程二、三期工程环境影响报告书(修订稿),2001;"—"为没有调查数据。

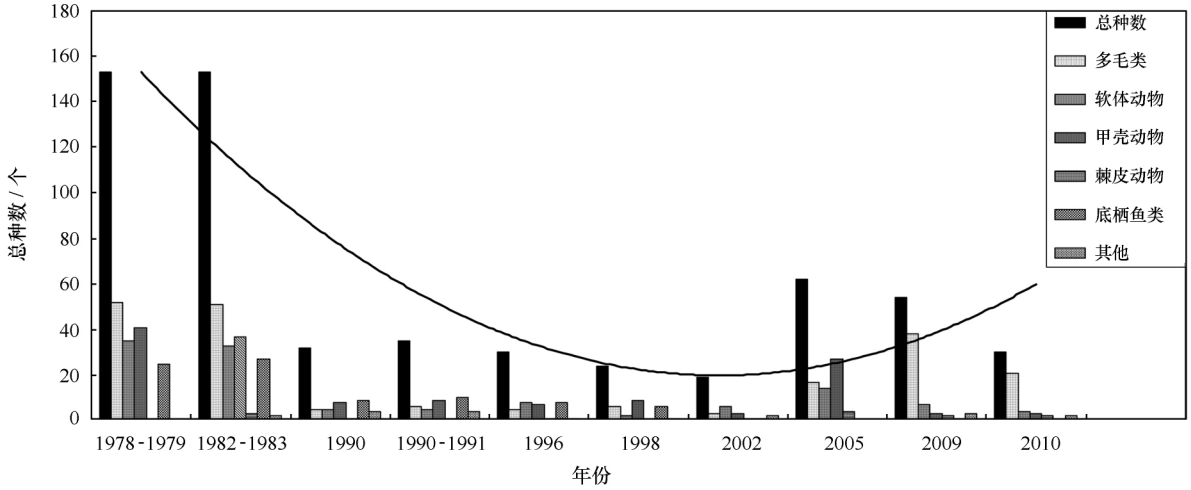


图 4　长江口海域大型底栖动物物种总数及各主要类群物种数的年际变动(图中黑线为趋势线)

#### 3.2.2　生物量

自 1959 年以来,长江口附近海域大型底栖动物的生物量也发生了较大的波动,变化和波动的模式与物种数相似,都是在 1988 年之前数值较高(平均 20.44 g/m$^2$),1988 年至 2005 年末数值偏低(平均 6.91 g/m$^2$),从 2005 和 2006 年开始,数值又有所增加(平均 14.37 g/m$^2$)。(表 3、图 5)。

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

表 3 长江口底栖生物生物量($g/m^2$)的年际变化

| 调查时间 | 平均生物量 | 多毛类 | 软体动物 | 甲壳动物 | 棘皮动物 | 鱼类 | 参考文献 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1959 | 21.95 | 3.63(16.5)* | 5.15(23.5) | 0.81(3.7) | 9.61(43.7) | — | ① |
| 1982－1983 | 24.2 | — | — | — | — | — | [15] |
| 1985－1986 | 21.75 | 3.45(15.9) | 10.26(47.2) | 1.73(7.9) | 4.19(16.3) | — | [3] |
| 1988 | 13.87 | — | — | — | — | — | [16] |
| 1996 | 8.66 | 0.4(4.6) | 6.46(74.6) | | 0.72(8.3) | — | [17]** |
| 1998 | 4.79 | — | — | — | — | — | *** |
| 2005 | 8.52 | 4.01(47.1) | 0.92(10.8) | 1.03(12.1) | 2.56(30) | — | [19] |
| 2005－2006 | 19.90 | 8.64(43.4) | 4.83(24.3) | 2.96(14.8) | 2.35(11.8) | — | [4] |
| 2007 | 17.57 | — | — | — | — | — | [16] |
| 2009 | 10.90 | 4.02(36.9) | 1.17(10.7) | 0.14(12.8) | 0.23(2.1) | 5.06 | 本次调查 |
| 2010 | 9.12 | 5.16(56.6) | 0.39(4.3) | 1.0(11.0) | 2.52(27.6) | — | 本次调查 |

注:①全国海洋综合调查资料,中华人民共和国科学技术委员会海洋组综合调查办公室编。*括号内的数字表示种类组成比例(%);**含阿式拖网样品;***上海市环境科学研究院,长江口深水航道治理工程二、三期工程环境影响报告书(修订稿),2001;"—"为没有调查数据。

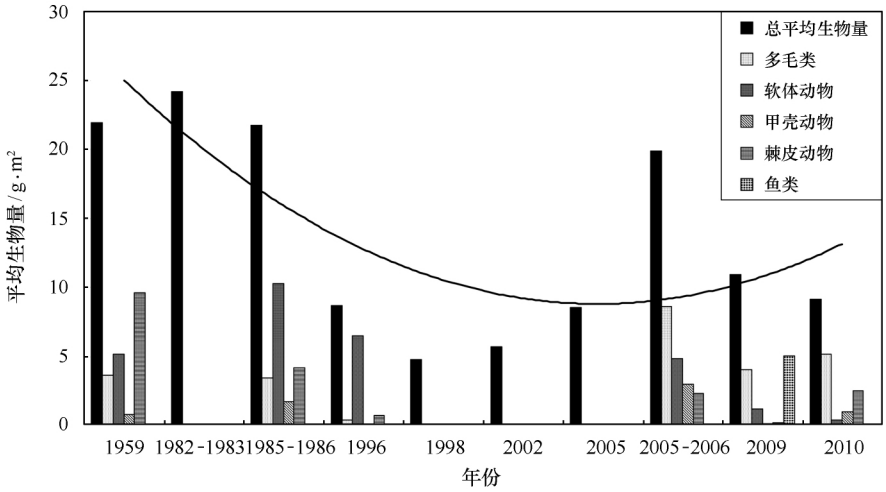


图 5 长江口大型底栖动物物种生物量及各主要类群生物量的年际变动

### 3.2.3 丰度

从图 6 可以看出,2005 年之后长江口海域大型底栖动物丰度明显增加,从之前的 21.6 ～ 64.0 个/$m^2$,迅速增加至 138 个/$m^2$(2005)和 212.38 个/$m^2$(2009),2010 年则又下降至 70 个/$m^2$(表 4、图 6)。

### 3.2.4 群落结构组成

物种组成方面,各主要类群物种数在群落中的比例发生明显变化。其中变化较为明显的是多毛类、甲壳动物和底栖鱼类,多毛类从 2009 年之前所占群落比例范围 15.6% ～ 34%,近两年迅速增加至 70%;甲壳动物则呈现相反的趋势,从 2009 年之前的 15.8% ～ 43.5%迅速降低至 5.6%(2009 年)和 10%(2010 年);底栖鱼类也明显减少,1978 至 1998 年期间所占比例为 16.3% ～ 28.6%,2002 年后已很少采到,其所占比例也降至 0 ～ 5.3%;软体

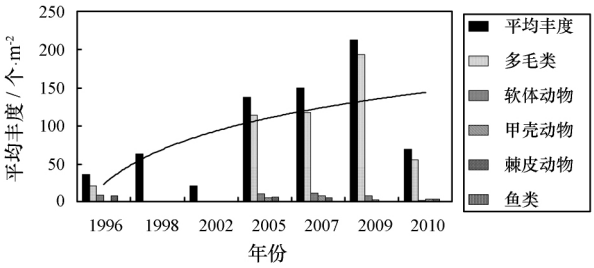


图 6 长江口大型底栖动物平均栖息密度的年际变动

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

动物的 8.3% ～ 31.6%,最低值出现在 1998 年,最高值出现在 2002 年春季,其余年份呈现无规律或在正常范围内波动。棘皮动物从 2002 年后呈增加的趋势,所占比例也由 2000 年前的 0 ～ 3.3%增加至 3.7% ～ 6.5%。

群落中各主要类群生物量所占比例也发生明显变化,其中变化较为明显的是多毛类,其从 1986 年之前所占群落比例范围 15.6% ～ 16.5%,2005 年至 2006 年增加至 43.4% ～ 47.1%,2010 年增加至 56.6%。

在各类群的丰度组成变化方面,由于缺乏更详细的数据统计,各类群所占比例的年际变化不如生物量变化明显。但大体也呈现一种趋势,即 2005 年之后,多毛类的丰度明显增加,导致群落丰度的整体增加,是丰度的最大贡献者(表 4)。

表 4　长江口底栖生物丰度(个/m²)的年际变化

| 调查时间 | 平均丰度 | 多毛类 | 软体动物 | 甲壳动物 | 棘皮动物 | 鱼类 | 参考文献 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1996 | 36.88 | 21.45(57.85) | 9.38(25.3) | — | 8.3(3.75) | — | [17]** |
| 1998 | 64.00 | — | — | — | — | — | *** |
| 2002 | 21.60 | — | — | — | — | — | [5] |
| 2005 | 138 | 114(82.6)* | 11(8.0) | 6 (4.3) | 7(5.1) | — | [19] |
| 2007 | 150 | 118(79.1) | 12(8) | 9(6) | 6(4) | | [16] |
| 2009 | 212.38 | 193.73(92.1) | 8.58(4.04) | 3.33(1.57) | 0.96(0.45) | 0.95(0.44) | 本次调查 |
| 2010 | 70 | 55.79(79.7) | 2.63(3.8) | 4.73(6.8) | 4.2(6.0) | — | 本次调查 |

注:*括号内的数字表示种类组成比例(%);**含阿式拖网样品;***上海市环境科学研究院.长江口深水航道治理工程二、三期工程环境影响报告书(修订稿),2001;"—"为无调查数据。

### 3.3　群落变化的 MDS 分析

MDS 分析表明,30 年来,长江口区域的大型底栖动物大体经历了 3 个主要阶段:稳定期(20 世纪 90 年代之前)、受干扰期(1990s—2005)和缓慢恢复期(2005—2010),平均生物量缺少 20 世纪 90 年代之前的资料,但 20 世纪 90 年代之后的资料表明,其变化也呈现类似的特征(见图 7)。

## 4　讨论

开展底栖生物长周期的调查和分析,是定量研究环境条件长期变化引起的生物响应的较好的方法[20]。过去 30 年来,长江口大型底栖生物群落在物种数、生物量、丰度以及群落结构组成等方面都发生了较大的变动,具体表现为寿命长、具有高竞争力的 $K$ 对策种的优势地位正逐渐丧失,而被寿命短、适应能力宽、具有高繁殖能力的 $R$ 对策种所取代,这是种群繁殖策略上的一种改变,以适应长江口水域越来越不稳定的自然环境[5]。随着人类活动的影响加剧以及自然环境复杂多变,这种以体型小、生长周期短的物种为主体的长江口水域底栖生物群落结构特征在短时间内难以逆转,并有愈来愈明显的趋势。已有的研究表明,长江口底栖动物群落结构的变化受多种因素的影响,如河口水文动力[21]、河口以上大型水利工程[22]、围垦[23]、航道工程[5]、沉积物粒径和盐沼高度[24]等。总之,长江口底栖动物群落结构变化并不能归因于一种或几种环境因素的变化,而是气候变化[25]和人类活动干扰这两种因素影响相互作用的结果[26－28]。

结合 30 年来长江口区域发生的气候变化和人类活动产生的干扰,如长江三峡工程的建设和后期运行导致长江入海径流量、携沙量的变化,加速了长江三角洲的演化进程,并产生一系列复杂的生态影响,包括沉积环境的改变,河口水体物理和化学性质的变化等。由于本文所引用的底栖动物资料和环境资料,很难做到在时间和空间上准确地一一对应,因此我们把长江口水域作为一个整体看待,讨论底栖动物群落的变动与环境因子之间的影响和响应关系。

### 4.1　物理因素的变化

许多研究工作表明,底栖生物群落直接受到各种物理环境因素的影响,包括温度、水动力状况、降雨和淡水注入量[29],以及沉积物类型和粒径等[30]。这些因素都直接或间接地影响到底栖生物群落的分布和组成特征。在这些因素中,对长江口水域环境带来较大的影响的是多年来由于气候变化和三峡大坝等大型蓄水工程,引起的长江入海径流量和携沙量的改变。

入海径流量的变化引起区域盐度和营养盐输入的差异,而盐度的变化引起群落中淡水种和咸水种

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

类组成的变化，并导致两者在群落中处于不稳定状态。入海泥沙的改变，直接引起河口三角洲及邻近海岸的冲淤演变，对河口三角洲地区的工程、环境、湿地、生物多样性等都将产生严重影响[31]。长江下游大通水文站观测资料显示，1959—2000 年间长江平均输沙量为 4.32 亿 t/a，其中 20 世纪 50—80 年代为 4.68 亿 t/a，20 世纪 90 年代平均值为 3.52 亿 t/a，减少了约 25%。2001 年至 2004 年更下降至约 2.5 亿 t/a[32-33]。而长江入海径流量主要呈现波动变化，没有明显的趋势性变化。由于长江入海泥沙以细颗粒物质为主，入海泥沙数量减少，含沙量也明显降低。大通站 20 世纪 50—80 年代的平均含沙量 0.48 ～ 0.55 kg/m$^3$，而 20 世纪 90 年代仅为 0.36 kg/m$^3$。含沙量的降低使得河口有机物质吸附的载体减少，必然引起水质发生变化。Currie 等[29]连续六年对澳大利亚 Port Curtis 的底栖动物进行调查分析，发现底栖动物的物种丰富度和分布密度与水体中的浊度有明显的正相关关系，高浊度能够提高该水域底栖动物幼体的补充和生长。同时，河口沉积过程和河势也将随着流域来沙量的减少产生相应的变化和调整[32]。

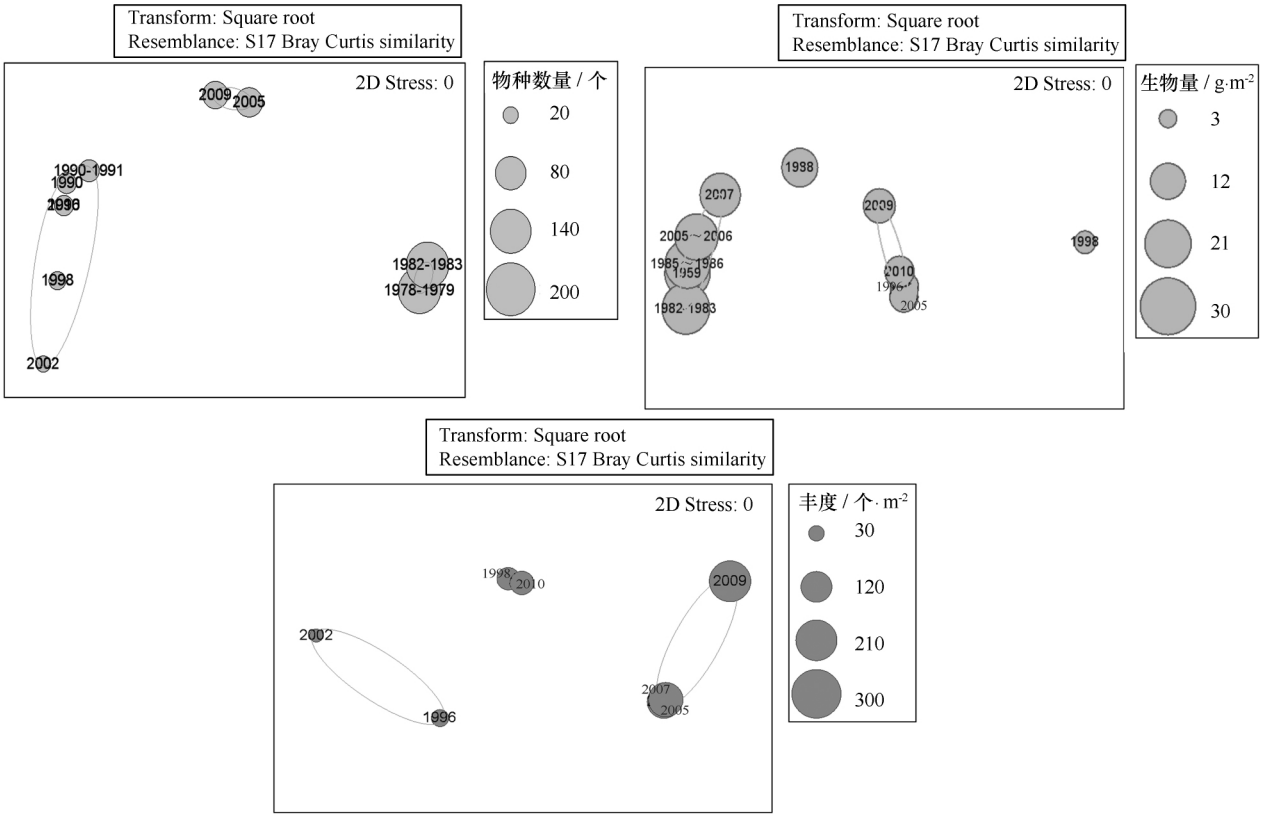


图 7 长江口底栖动物物种数量，生物量和丰度年际变化的 MDS 分析（基于 Bray-Curtis 相似性系数，数据经平方根转化，图中数字为不同年份相应的物种数量、生物量和丰度值。MDS 应力值 stress value 为 0）。

### 4.2 化学因素的变化

温度影响生物的生长、发育和繁殖，从而影响生物的种类数量、生物量和分布范围[34]。朱鑫华等[35]曾报道底栖生物群落多样性指数与水温的逐月变化规律多呈显著正相关。本研究中 2009 年和 2010 年采样站位、采样方式及数据处理方法基本一致，但是物种数及丰度却存在较大差别，在其他环境因子在一年的时间内变化不大的前提下，我们推测主要影响因素是水温。由于 2010 年采样时间比 2009 年提前 1 个月，2009 年 4 月底层水温为 13 ～ 16.1 ℃，而 2010 年 3 月底层水温较低，为 8.8 ～ 11.5 ℃，底层水温不同对底栖生物群落会产生一定的影响，导致 2010 年底栖生物种类较少，丰度偏低。此外，盐度对底栖动物的分布和组成有明显的影响[36]。溶解氧对底栖动物的存活、生长至关重要，研究证实低氧对蟹类[37]、鱼类[38]的生存都有负面作用，引起其

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

生存、竞争能力下降甚至死亡[39]。DO 的变化对于浅水区的底栖动物可能影响较小,但对于深水区泥质底栖息的大型底栖动物的年际变化影响较大[36]。在缺氧区,底栖动物的物种多样性、生物量、栖息于沉积层 5 cm 以下的种类所占比重低以及机会种(如某些环节动物)取代平衡种(如寿命较长的双壳类和多毛类的竹节虫),在丰度和生物量方面成为优势类群[40]。长江口外存在严重低氧区,含氧量最低值达 1 mg/L,低氧面积从上世纪中叶以来的约 1 800 $km^2$ 增加到 2006 年的 15 400 $km^2$,氧亏损量从 1999 年的 $1.59\times10^6$ t 增加到 2006 年的 $1.69\times10^6$ t[41]。此低氧区的存在必然对该水域底栖生态系统乃至东海陆架区生源物质的生物地球化学循环产生较大影响[42]。长江口季节性低氧区的存在,可能不会完全破坏其底栖生态系统,但对底栖动物组成存在明显影响。在低氧区,多毛类和棘皮动物占绝大多数,说明这两类生物能够适应季节性低氧区的相对缺氧环境。同时,季节性低氧区内的站位也发现了丝异须虫(*Heteromastus filiformis*)、小头虫(*Capitella capitata*)和短脊虫(*Asychis* sp.)等耐受低氧环境的底栖种类,而对氧浓度敏感的钩虾属(Gammarus)只出现在底层溶解氧浓度较高的站位[43]。

水体富营养化会影响底栖动物的群落结构[44],底栖动物的各种特征参数都与有机质污染源在时间和空间上存在明显关系[45]。中等程度的有机质污染可能导致底栖动物在物种丰富度,丰度和生物量方面都高于受高度污染或低水平有机质污染的区域[45-48]。这种情况也符合群落的中等程度干扰假说。长江口碳、氮、磷、硅多年平均的年通量分别为:$1\ 195\times10^7$,$3\ 115\times10^5$,$5\ 169\times10^3$,$3\ 117\times10^6$ t/ a。元素浓度多年间的变化特征可大体分为三类:一类是元素浓度比较稳定,波动较小,主要是 $HCO^{-3}$;第二类是主要呈上升趋势,主要有 $NO^{3-}$,$NO^{2-}$,$PO_4^{3-}$;第三类是表现出一定下降趋势,主要是游离 $CO_2$,$NH_4^+$ 和 $SiO_3^{2-}$[49](图 8)。

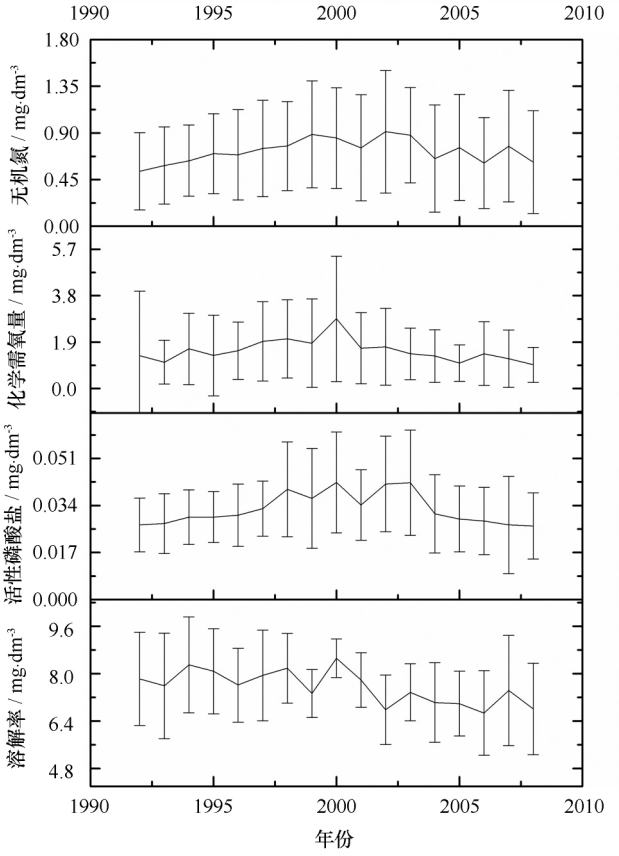


图 8　长江口海域海水化学指标的年际变动

有毒物质,尤其是来自工业和市政的点源污染,会附着于沉积物颗粒上并最终集中于细颗粒的沉积物中。DO 浓度低时,沉积物中的高浓度有毒物质会导致底栖动物群落各项特征参数降低[50-51]。长江口沉积物中重金属及有机质的平均含量,虽然年际间浓度都有波动,但没有明显的规律性变化(表 6)。

表 6　历次调查中长江口沉积物重金属元素及有机质的平均含量

| Fe(%) | Mn/mg·kg⁻¹ | Pb/mg·kg⁻¹ | Zn/mg·kg⁻¹ | Cu/mg·kg⁻¹ | Cd/mg·kg⁻¹ | Cr/mg·kg⁻¹ | TOC(%) | 沉积时间、沉积物来源 | 参考文献 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 18.8 | | 12.9 | 0.59 | | | 1887－1918 年,柱状样 | [52] |
| | | 20.8 | | 14.8 | 0.56 | | | 1919－1939 年,柱状样 | [52] |
| | | 17.2 | | 12.0 | 0.56 | | | 1940－1956 年,柱状样 | [52] |
| | | 21.4 | | 17.5 | 0.60 | | | 1957－1967 年,柱状样 | [52] |
| | | 20.9 | | 16.2 | 0.54 | | | 1970－1979 年,柱状样 | [52] |
| 3.88 | | 19.7 | 101 | 22.2 | | 34.9 | 0.92 | 1979 年,东海污染调查,表层样 | [53] |

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

续表 6

| Fe(%) | Mn/mg·kg$^{-1}$ | Pb/mg·kg$^{-1}$ | Zn/mg·kg$^{-1}$ | Cu/mg·kg$^{-1}$ | Cd/mg·kg$^{-1}$ | Cr/mg·kg$^{-1}$ | TOC(%) | 沉积时间、沉积物来源 | 参考文献 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 3.44 | 683 | | 145 | | | | | 1981 年，中美联合采样，表层样 | [54] |
| | | 15.8 | 101 | 22.9 | 0.14 | | | 1988 年，河口最大浑浊带，表层样 | [55] |
| 3.21 | 653 | 31.7 | 88.8 | 23.2 | 0.24 | 89.5 | | 1991－1992 年，长江口调查，表层样 | [56] |
| 4.6 | 684 | 24.5 | 78.5 | 24.5 | | 62.3 | | 1988－1992 年，河口锋调查，表层样 | [57] |
| 4.53 | 228 | 18.0 | | 15.2 | 0.16 | | | 1994 年，长江口南支，表层样 | [58] |
| 3.12 | 634 | | | 39.8 | | | 0.90 | 2006 年，表层样 | [59] |
| 3.89 | 720 | 18.2 | 106 | 12.9 | 0.59 | 99.0 | | 长江口各元素环境背景值 | |

### 4.3 生物因素

近 10 年来，长江口浮游植物丰度保持相对稳定(见图 9)，而叶绿素 a 浓度自 2005 年即趋于升高。浮游植物藻华(algal bloom)主要通过两种途径影响底栖动物的补充、生长和存活：其一，改变底栖动物幼虫、幼体和成体食物来源的质和量[60－61]；其二，藻华导致 DO 降低，尤其是近沉积层处的极低 DO 值会对底栖动物群落产生更严重的影响[62]。30 多年来，长江口及邻近海域暴发的赤潮主要集中在口外佘山附近海域、花鸟山-嵊山-枸杞附近海域、舟山及朱家尖东部海域，多发生在春夏两季；赤潮爆发次数从 20 世纪 70 年代的 2 次增加至 20 世纪 90 年代的 33 次，2000 年以后达到 126 次。除去未记录原因种的赤潮，长江口及邻近海域引起赤潮暴发的原因种中，最具优势的是东海原甲藻，其次为中肋骨条藻、具齿原甲藻及夜光藻。尤其是 2003 年以后，东海原甲藻已成为该海区最为显著的赤潮原因种，且每年该类赤潮均有发生[63]。这些赤潮通过沉降和藻体分解消耗水体溶解氧或产生毒素，对底栖动物产生间接和直接的影响，但该影响的程度如何，迄今还没有详细的研究。虽然近几年长江口水域藻华发生的次数明显增多，但对底栖动物群落结构是否构成主要影响还有待研究。

### 4.4 其他因素

调查过程中采用的采泥器种类和筛网的孔径不同也会直接影响到底栖动物样品的统计结果。一般地，箱式采泥器抓取沉积物量多于抓斗式采泥器，而且密闭性好，能将沉积物及上覆水完好地采上来，后一种采泥器的密闭性差，有时一些小个体的种类会随水流掉。其次，调查范围的不同也导致了底栖生物群落结构的差异。再次，利用不同孔径的网筛所造成的差异。Reish[64]最早探讨了不同网筛孔径在生态学调查中的重要性。研究已证实，0.5 mm 网筛的使用在种类和数量组成上优于 1 mm 网筛，尤其对小个体的多毛类和钩虾类，使群落结构更加完整，样品代表性提高。尤其是在底栖生物的繁殖季节—春夏两季，0.5 mm 网筛的重要性尤为明显[65]。胶州湾大型底栖动物调查也发现，0.5 mm 孔径网筛所获样品的总平均栖息密度、总平均生物量、总种

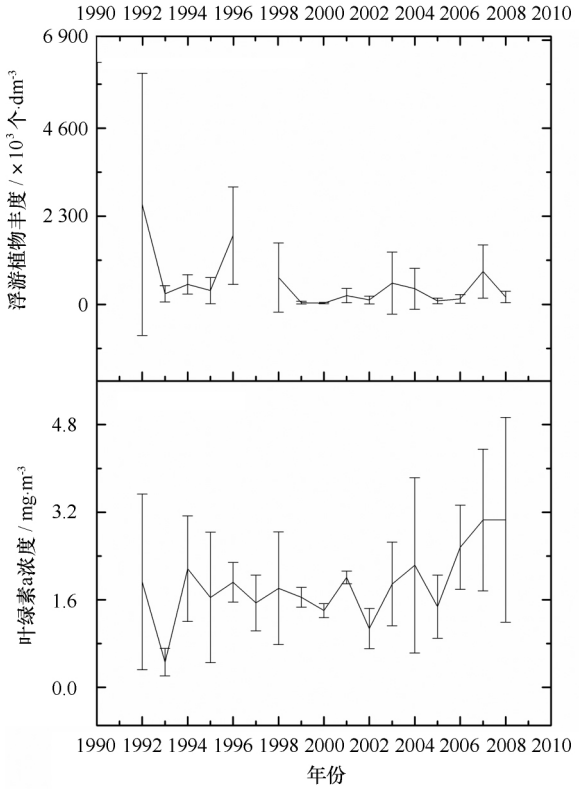


图 9 1990－2008 年长江口水域表层叶绿素 a 和浮游植物丰度的年际变化

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

数分别是 1.0 mm 孔径网筛所获样品的 1.36,1.19 和 1.15 倍;两种网筛所获的大型底栖动物样品对其栖息密度影响最明显,对生物量、种数影响较小[66]。本研究中所引用的参考文献中的调查方式,大多使用 0.1 $m^2$ 箱式采泥器或大洋－50 型采泥器,网筛也多采用 0.5 mm 孔径。因此总体对研究结果的影响不大。

由于底栖动物群落是海洋生态系统食物链中的重要一环,受到许多复杂的生物间的相互作用,如幼体的补充[36]、竞争和捕食[67]。底栖动物作为其他动物的主要食物来源,如底层鱼类以及海鸟等,能显著影响这些消费者的种类数量和物种组成情况[68－70]。同时底栖动物发育早期的幼体阶段,大多营浮游生活,也是大型浮游动物、水母等漂浮动物和鱼类及海洋哺乳类的食物。不加限制且高强度的捕食现象能快速降低某些种群的丰度以及新个体的补充,减少种间竞争强度[67,71－72],由此对底栖动物的群落特征参数产生影响。

由于海洋生态系统的复杂性,影响底栖生物的生物和非生物因素众多,影响程度也各不相同,因此很难用一种或几种环境和生物因素的变化来解释底栖生物 30 年来的变化,更多是许多环境和生物因子的相互作用的结果。在这一影响过程中,底栖生物本身也在慢慢适应这种影响,并做出反应。

## 参考文献:


[1] REES H L, HEIP C, VINCX M, et al. Benthic communities: use in monitoring point-source discharges[C] //Techniques in marine environmental sciences, No. 16, International Council for the Exploration of the Sea. Denmark:Copenhagen, 1991: 1－70.

[2] 沈焕庭. 长江河口物质通量[M]. 北京: 科学出版社, 2001: 30－31.

[3] 刘瑞玉, 徐凤山, 孙道元, 等. 长江口区底栖生物及三峡工程对其影响的预测[J]. 海洋科学集刊, 1992, 33: 237－247.

[4] 刘录三, 孟伟, 田自强, 等. 长江口及毗邻海域大型底栖动物的空间分布与历史演变[J]. 生态学报, 2008, 28(7): 3027－3034.

[5] 叶属峰, 纪焕红, 曹恋, 等. 河口大型工程对长江河口底栖动物种类组成及生物量的影响研究[J]. 海洋通报, 2004, 23(4): 32－37.

[6] 李欢欢, 鲍毅新, 胡知渊, 等. 杭州湾南岸大桥建设区潮间带大型底栖动物功能群及营养等级的季节动态[J]. 动物学报, 2007, 53(6): 1011－1023.

[7] 袁兴中, 陆健健. 长江口潮滩湿地大型底栖动物群落的生态学特征[J]. 长江流域资源与环境, 2002, 11(5): 414－420.

[8] 章飞军, 童春富, 张衡, 等. 长江口潮下带春季大型底栖动物的群落结构[J]. 动物学研究, 2007, 28(1): 47－52.

[9] 周晓, 葛振鸣, 施文或, 等. 长江口九段沙湿地大型底栖动物群落结构的季节变化规律[J]. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2079－2083.

[10] 王金辉, 黄秀清, 刘阿成, 等. 长江口及邻近水域的生物多样性变化趋势分析[J]. 海洋通报, 2004, 23(1): 32－39.

[11] 罗民波. 长江口底栖动物群落对大型工程的响应与生态修复研究[D]. 上海:华东师范大学, 2008.

[12] 李宝泉, 李新正, 王洪法, 等. 长江口附近海域大型底栖动物群落特征[J]. 动物学报, 2007, 53(1): 76－82.

[13] 周晓蔚, 王丽萍, 郑丙辉, 等. 基于底栖动物完整性指数的河口健康评价[J]. 环境科学, 2009, 30(1): 242－247.

[14] 国家海洋局 908 专项办公室. 我国近岸海洋综合调查与评价专项:海洋生物生态调查技术规程[M]. 北京: 海洋出版社, 2006: 47 － 50.

[15] 陈吉余. 上海市海岸带和海涂资源综合调查报告[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1988: 1 － 394.

[16] 孙亚伟, 曹恋, 秦玉涛, 等. 长江口邻近海域大型底栖生物群落结构分析[J]. 海洋通报, 2007, 26(2): 66－70.

[17] 徐兆礼, 蒋玫, 白雪梅, 等. 长江口底栖动物生态研究[J]. 中国水产科学, 1999, 6(5): 59－62.

[18] 陈吉余. 上海市海岛资源综合调查报告[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1996: 1－394.

[19] 王延明, 方涛, 李道季, 等. 长江口及毗邻海域底栖生物丰度和生物量研究[J]. 海洋环境科学, 2009, 28(4): 366－382.

[20] CABIOCH L. Evolution a long terme d'ecosystemes benthiques cotiers des sediments subtidaux, en relation avec leur variabilite apatiale physique et biologique. Resultats obtenus par le programme COST 647 [C]// KEEGAN B F. Space and time series data analysis in coastal benthic ecology . Brussels: Commission of the European Communities, 1992: 237－264.

[21] 唐启升, 苏纪兰. 中国海洋生态系统动力学研究 . Ⅰ:关键科学问题与研究发展战略[M]. 北京: 科学出版社, 2000: 1－252.

[22] 罗秉征, 沈焕庭. 三峡工程与河口生态环境[M]. 北京: 科学出版社, 1994: 1－343.

[23] 袁兴中, 陆健健. 围垦对长江口南岸底栖动物群落结构及多样性的影响[J]. 生态学报, 2001, 21(10): 1641－1647.

[24] 谢志发, 章飞军, 刘文亮, 等. 长江口互花米草生长区大型底栖动物的群落特征[J]. 动物学研究, 2007, 28(2):167－171.

[25] BARRY J P, BAXTER C H, SAGARIN R D, et al. Climate-related, long-term faunal changes in a California rocky intertidal community[J]. Science, 1995, 267: 672－675.

[26] BOESCH D F, WAAS M L, VIRNSTEIN R W. The dynamics of estuarine benthic communities[M]// WELEY M. Estuarine Processes Ⅰ. New York: Academic Press, 1976: 176－196.


© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

[27] BUCHANAN J B, SHEADER M, KINGSTON P F. Sources of variability in the benthic macrofauna off the south Northumberland Coast, 1971－1976[J]. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1978, 58: 191－209.

[28] KRÖNCKE I, DIPPNER J W, HEYEN H, et al. Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability[J]. Marine Ecology Progress Series, 1998, 167: 25－36.

[29] CURRIE D R, SMALL K J. Macrobenthic community responses to long-term environmental change in an east Australian sub-tropical estuary[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2005, 63: 315－331.

[30] SERVICE S K, FELLER R J. Long-term trends of subtidal macrobenthos in North Inlet, South Carolina[J]. Hydrobiologia, 1992, 231: 13－40.

[31] 陈吉余，陈沈良. 南水北调工程队长江口河口生态环境的影响[J]. 水资源保护，2002，3：10－13.

[32] 陈吉余，陈沈良. 长江口生态环境变化及对河口治理的意见[J]. 水利水电技术，2003，34(1)：19－25.

[33] 周念清，王燕，夏明亮. 长江口的演化与发展趋势[J]. 水土保持通报，2007，27(3)：132－137.

[34] 李新正，刘录三，李宝泉，等. 中国海洋大型底栖生物:研究与实践[M]. 北京：海洋出版社. 2010：1－378.

[35] 朱鑫华，吴鹤洲，徐凤山，等. 黄渤海沿岸水域游泳动物群落多样性及其相关因素的研究[J]. 海洋学报，1994，16(3)：102－112.

[36] HOLLAND A F. Long-term variation of macrobenthos in a mesohaline Region of Chesapeake Bay[J]. Estuaries, 1985, 8(2A): 93－113.

[37] BRANTE A, HUGHES R N. Effect of hypoxia on the prey-handling behavior of Careinus maenas feeding on *Mytilus edulis*[J]. Marine Eeology Progress Series, 2001, 209:301－305.

[38] EBY L A, CROWDER L B. Hypoxia－based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds[J]. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 2002, 59: 952－965.

[39] ROSENBERG R, ELMGREN R, FLEISCHER S, et al. Marine eutrophication case studies in Sweden[J]. Ambio, 1990, 19: 102－108.

[40] DAUER D M, RODI A J, RANASINGHE J A. Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay[J]. Estuaries, 1992, 15: 384－391.

[41] 朱卓毅. 长江口及邻近海域低氧现象的探讨——以光和色素为出发点[D]. 上海：华东师范大学，2007.

[42] 李道季，张经，黄大吉，等. 长江口外氧的亏损[J]. 中国科学:D 辑，2002，32(8)：686－694.

[43] 王延明. 长江口地区动物分布与沉积物和低氧区的关系研究[D]. 上海：华东师范大学，2008.

[44] BEUKEMA J J. Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication[J]. Marine Biology, 1991, 111(2): 293－301.

[45] PEARSON T H, ROSENBERG R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment [J]. Oceanography and Marine Biology, An Annual Review, 1978, 16: 229－311.

[46] DAUER D M, CONNER W G. Effects of moderate sewage input on benthic polychaete populations[J]. Estuary, Coastal and Marine Sciences, 1980, 10: 335－346.

[47] FALLESEN G. How sewage discharge, terrestrial runoff and oxygen deficiencies affect the bottom fauna in krhus Bay, Denmark[C]// GIUSEPPE C, FERRARI I, CECCHERELLI V U, et al. Marine Eutrophication and Population Dynamics. Fredensgorg: 25th European Marine Biology Symposium, Olsen & Olsen, 1992: 29－33.

[48] FERRARO S P, SWARTZ R C, COLE F A, et al. Temporal changes in the benthos along a pollution gradient: discriminating the effects of natural phenomena from sewage industrial wastewater effects[J]. Estuary, Coastal and Shelf Sciences, 1991, 33: 383－407.

[49] 刘新成，沈焕庭，黄清辉. 长江入河口区生源要素的浓度变化及通量估算[J]. 海洋与湖沼，2002，33(5)：332－340.

[50] DAUER D M. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community sutructure[J]. Marine Pollution Bulletin, 1993, 26: 249－257.

[51] DAUER D M, LUCKENBACH M W, RODI A J. Abundance biomass comparison (ABC method): effects of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contaminated sediments[J]. Marine Biology, 1993, 116(3): 507－518.

[52] 兰士侯，乔献芬. 长江口铜、铅、镉、铀、硒等元素的沉积通量及其人为影响的初步评价[J]. 海洋通报，1986，5(4)：1－8.

[53] 许昆灿，吴丽卿，黄水龙. 东海沉积物中重金属环境背景值的估算及异常站位的判别[J]. 台湾海峡，1982，1(2)：49－57.

[54] 陈松，许爱玉，骆炳坤，等. 长江口表层沉积物中 Fe，Mn，Zn，Co，Ni 的地球化学特征[J]. 台湾海峡，1987，6(1)：13－19.

[55] 陈敏，陈邦林，夏福兴. 长江口最大浑浊带悬移质、底质微量金属形态分布[J]. 华东师范大学学报:自然科学版，1996，1：38－44.

[56] 樊安德，杨晓兰. 长江河口及其邻近海区的重金属元素[J]. 东海海洋，1995，13(3/4)：31－71.

[57] 孟翊，刘苍字. 长江口沉积地球化学特征的定量研究[J]. 华东师范大学学报:自然科学版，1996，1：73－84.

[58] 车越，何青. 长江口南支重金属分布研究[J]. 上海环境科学，2002，21(4)：220－223，259.

[59] 孟伟. 区域景观生态质量评价研究[M]. 北京：科学出版社，2008：1－649.

[60] CHRISTENSEN H, KANNEWORFF E. Sedimenting phytoplankton as major food sources for suspension and deposit feeder in the Qre-

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

sund[J]. Ophelia, 1985, 24: 223－244.

[61] MARSH A G, TENORE K R. The role of nutrition in regulating the population dynamics of opportunistic, surface deposit feeders in a mesohaline community[J]. Limnology oceanography, 1990, 35: 710－724.

[62] DAUER D M, ALDEN R W. Long-term trends in the macrobenthos and water quality of the Lower Chesapeake Bay (1985－1991)[J]. Marine Pollution Bulletin, 1995, 30(12): 840－850.

[63] 刘录三, 李子成, 周娟, 等. 长江口及其邻近海域赤潮时空分布研究[J]. 环境科学, 2011, 32(9): 1－8.

[64] REISH D I. A discussion of the importance of screen size in washing quantative marine bottom samples[J]. Ecology, 1985, 46(2): 307－309.

[65] 张培玉. 渤海湾近岸海域底栖动物生态学与环境质量评价研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2005.

[66] 李新正, 王洪发, 王金宝, 等. 不同孔径底层筛对胶州湾大型底栖动物取样结果的影响[J]. 海洋科学, 2005, 29 (12): 68－74.

[67] HOLLAND A F, MOUNTFORD N K, HIEGEL M H, et al. the influence of predation on infaunal abundance in upper Chesapeake Bay [J]. Marine Biology, 1980, 57: 221－235.

[68] BOTTOM D L, JONES K M. Species composition, distribution, and invertebrate prey of fish assemblages in the Columbia River Estuary[J]. Progress in Oceanography, 1990, 25: 243－270.

[69] SKAGEN S K, OMAN H D. Dietary flexibility of shorebirds in the western hemisphere[J]. Canadian Field-Naturalist, 1996, 110(3): 419－444.

[70] STILLMAN R A, CALDOW R W G, GOSS-CUSTARD J D, et al. Individual variation in intake rate: the relative importance of foraging efficiency and dominance[J]. Journal of Animal Ecology, 2000, 69(3): 484－493.

[71] DAUER D M, EWING R M, TOURTELLOTTE G H, et al. Predation, resource limitation and the structure of benthic infaunal communities of the lower Chesapeake bay[J]. International Review of Hydrobiology, 1982, 67: 477－489.

[72] VIRNSTEIN R W. The importance of predation by crabs and fishes on benthic infauna in Chesapeake Bay[J]. Ecology, 1977, 58: 1199－1217.

# Long-term trends of macrobenthos in Changjiang Estuary, China in relation to environmental changes

LIU Lusan[1], ZHENG Binghui[1], LI Baoquan[2], CAI Wenqian[1,3], HAN Qingxi[2], LIN Kuixuan[1]

(1. *State Environmental Protection key Laboratory of Estuary and Coastal Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing* 100012, *China*; 2. *Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai* 264003, *China*; 3. *College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing* 100875, *China*)

**Abstract**: The macrobenthos samples collected from Changjiang Estuary, China in 2009 and 2010 were identified to clarify the current state, and the historical data obtained from essentially the same sampling area were analyzed to get the long-term trends and their response to environmental changes over the past 30 years. The average total species number exhibited an obvious fluctuation over this 30 year period, which includes three periods, e. g., period one-before 1990s, the total species number maintained relatively high value; period two-from 1990s to 2005, the total species number decreased markedly; and period three-after 2005, the total species number increased rapidly. The average biomass and the abundance also had similar trends over the last 30 years. The trends of species composition of macrobenthos community was that some long-lived, larger sized, stress intolerant resident species had been replaced by some opportunistic, short-lived, small sized taxa, especially some opportunistic polychaeta species, which indicated the macrobenthos community of the study area was unhealthy and unstable. The results of MDS ordination also approximately coincide with the above results. The integrated impacts both from climate changes and from anthropogenic disturbances, such as aquaculture, coastal land reclamation and sewage discharge were the triggers for these long-term changes.

**Key words**: macrobenthos; long-term trends; Changjiang Estuary

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net