

基于底栖动物完整性指数的河口健康评价

周晓蔚^{1,2}, 王丽萍², 郑丙辉^{3*}, 刘录三³, 付青⁴

(1. 中国水电工程顾问集团公司, 北京 100011; 2. 华北电力大学可再生能源学院水资源与水利水电工程研究所, 北京 102206; 3. 中国环境科学研究院河流与海岸带环境研究室, 北京 100012; 4. 中国环境科学研究院水环境研究所, 北京 100012)

摘要: 建立底栖动物完整性(B-IBI)评价指标体系和评价标准评价长江口及毗邻海域健康. 根据2005年7月长江口及毗邻海域41个站位的底栖动物数据(参照点13个, 干扰点28个), 通过对14个生物参数的分布范围、判别能力和相关关系分析, 筛选出了多样性指数、种类数、总栖息密度、总生物量、甲壳类的密度百分比和棘皮动物的密度百分比等6个生物参数构成B-IBI指标体系. 采用比值法统一参数量纲, 直接累加得到B-IBI指数值. 根据参照点B-IBI值的50%分位数值确定健康等级标准, 建立了评价长江口及毗邻海域健康的B-IBI标准: >2.48为健康, 1.86~2.48为亚健康, 1.24~1.86为一般, 0.62~1.24为差, <0.62为极差. 评价结果表明, 长江口及毗邻海域41个站位中, 7个为健康, 2个为亚健康, 8个为一般, 8个为较差, 16个为极差. 用2006年6月底栖动物数据进行评价结果验证, 准确率为89%.

关键词: 大型底栖动物; B-IBI指数; 健康评价; 长江口

中图分类号: X820.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)01-0242-06

Estuary Health Assessment Using a Benthic-Index of Biotic Integrity in Yangtze Estuary and Its Adjacent Waters

ZHOU Xiao-wei^{1,2}, WANG Li-ping², ZHENG Bing-hui³, LIU Lu-san³, FU Qing⁴

(1. China Hydropower Engineering Consulting Group Company, Beijing 100011, China; 2. Research Institute of Water Resources and Hydro-Electric Engineering, School of Renewable Energy, North China Electric Power University, Beijing 102206, China; 3. River and Coastal Environment Research Center, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 4. Institute of Water Environment Research, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: A benthic index of biotic integrity(B-IBI) was developed for application in estuaries health assessment of the Yangtze Estuary and its adjacent waters. Benthic macro-invertebrate samples were collected from 41 stream sites (13 non-degraded stations and 28 degraded stations) in the Yangtze Estuary and its adjacent waters in July, 2005. The analyses of the range of index value distribution, Pearson correlation and judgment ability were performed on fourteen candidate metrics. Six biological metrics were selected for the establishment of B-IBI, which were Shannon-Wiener index, the species number, total density, total biomass, Carapace Animals density percentage and Echinoderms density percentage. B-IBI was obtained by sum up all these indices after which were transformed into a uniform score by using the ratio scoring method. Base on 50 percentile of B-IBI value in reference sites, the criteria of health ranking was determined. The proposed criteria of benthic-index of biotic integrity were as follows: B-IBI > 2.48 was regarded as health, 1.86-2.48 sub-health, 1.24-1.86 fair, 0.62-1.24 poor, and B-IBI < 0.62 very poor. Assessing with these criteria, the results showed that among the 41 sites in Yangtze Estuary and its adjacent waters, 7 sites were health, 2 sites were sub-health, 8 sites were fair, 8 sites were poor and 16 sites were very poor. An independent data set sampled in June of 2006 was used to validate the index, the results indicated that final combined index correctly classified 89% of stations in the validation data set.

Key words: benthic macro-invertebrate; B-IBI index; health assessment; Yangtze Estuary

水生物群落具有整合不同时间尺度上化学、物理和生物影响的功能, 利用生物评价水生态系统健康, 能反映多种生态胁迫对水环境的累积效应^[1~3], 是人们认识水环境特点、预测环境质量变化的重要手段^[4,5]. 大型底栖动物生物学、生态学与生理学特征是反映水生态系统质量的重要指标, 基于其群落结构特征而构建的底栖动物完整性指数 B-IBI (benthic index of biotic integrity) 是应用最广泛的水生态系统健康评价指标之一^[6~8]. 河口是河流生态系

统和海洋系统之间的生态交错带. Weisberg 等^[9]利用 B-IBI 指数评价了 Chesapeake Bay 的健康状况. Dolah 等^[10]归纳了美国东南部河口 B-IBI 建立的基本过程. 蔡立哲^[1]分别以深圳湾福田潮间带、厦门港

收稿日期: 2008-01-16; 修订日期: 2008-03-26

基金项目: 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB412409); 国家自然科学基金项目(50579019); 国家科技支撑计划项目(2006BAC05B03-02)

作者简介: 周晓蔚(1964~), 女, 博士, 副教授, 主要研究方向为风险管理及决策理论, E-mail: zwx@ncepu.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: zhengbh@cras.org.cn

潮下带和集美凤林红树林为对象,对底栖生物完整性指数和评价标准进行了研究.由于河口之间的底栖动物区系差异较大,世界上的河口都是独一无二的^[11],还需要在更广泛的区域进行研究.为此,本研究以长江口及毗邻海域为对象,构建 B-IBI 评价指标体系和评价标准,以期为我国河口未来生态环境管理提供技术支持.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

长江口位于我国东部地区,东经 121°~124°,北纬 29°30'~32°00'之间,属亚热带季风气候区,气候温和湿润,四季分明.年平均气温在 15.2~15.7℃,年平均最高气温为 28℃(8 月),年平均最低气温为 6.7℃(2 月)^[12].降雨量充沛,年雨日达 132 d,多年平均降雨量为 1 149 mm;年际降水量变化较大,降水主要集中在 4~9 月份,其降水占全年总降水量的 70%以上.夏季热带气旋及其伴随的暴雨和风暴潮时有侵袭^[13].

长江口径流丰富,承泄长江流域 1 800×10³ km² 的来水来沙,多年平均入海径流量为 28 400 m³/s,多年平均输沙量为 4.7 亿 t.长江口属中等强度的潮汐河口,多年平均潮差 2.40~3.20 m,多年平均口内为非正规半日浅海潮,口外为正规半日潮,南支潮差由口门往里递减.长江口是淡水和盐水的交汇带,平均盐度是 0.21‰~35.8‰^[14]长江口具有丰水、多沙、三级分叉、四口入海的特点,河网交错,地形地貌和

水动力条件十分复杂,堪称为世界上最为复杂的河口之一.

长江口及毗邻海域是我国重要的生态经济水域.近几十年来,随着长江流域日益加剧的人类活动和资源开发,以及苏、浙、沪地区社会经济的迅速发展,大量污染物质经长江直接排入东海,加上海洋渔业、海洋交通运输业、海洋油气业等海洋经济活动的影响,长江口及毗邻海域的环境发生了显著的变化,不仅环境污染严重,而且生态系统退化,生物多样性降低,渔业资源衰退,传统的渔场已经很难形成渔汛^[15~17],河口生态系统结构和功能严重退化^[18].

1.2 采样与分析方法

2005 年 5~7 月,在长江口及毗邻海域 41 个站位进行大型底栖动物采样,具体位置见图 1(a);2006 年 6 月采集了 27 个站位的大型底栖动物,具体位置见图 1(b).每个采样站位面积不小于 0.2 m²,标本直接在野外筛选并合在一起,加酒精固定,并放入便携式冰箱中.在实验室进行分类和计数工作,获取基本的大型底栖动物原始数据.

同期进行水体和沉积物理化指标的监测.文中所用到的统计分析皆在 SPSS 13.0 中完成.

1.3 站位划分标准

按照受干扰程度,站位可分为参考点和退化点或干扰点.本研究在文献[10]基础上,主要考虑河口沉积物污染程度、沉积物毒性和底层溶解氧的变化确定参考点和干扰点,具体标准是选择低污染、低毒性并且可接受溶解氧站位作为参考点,具有高污染

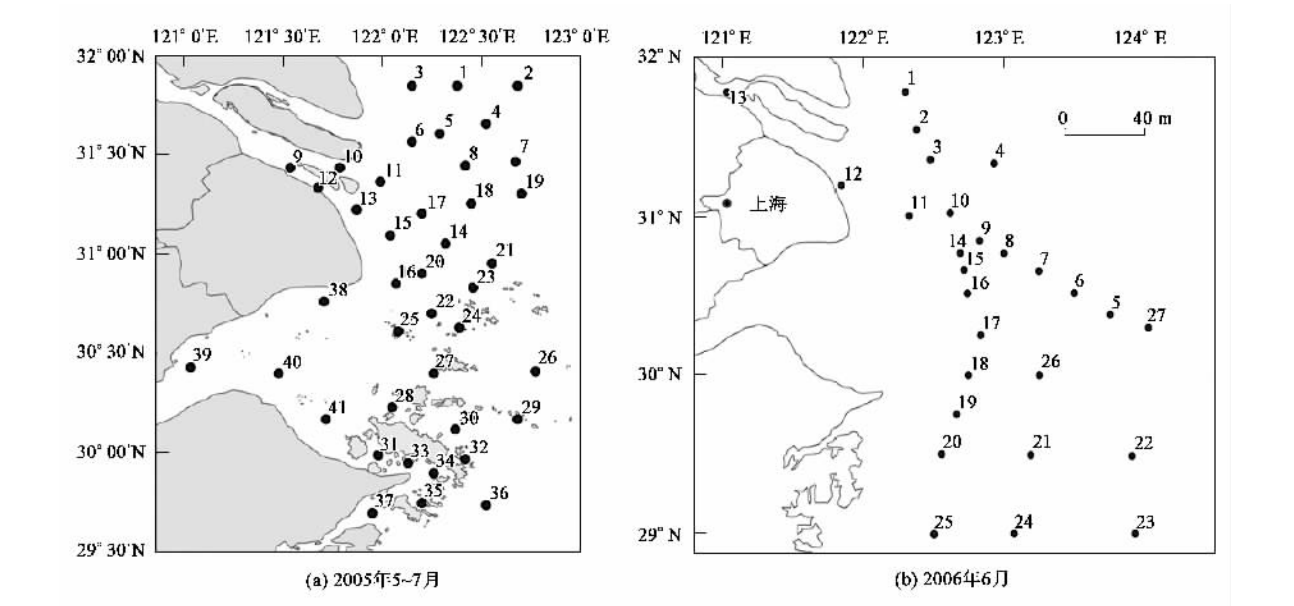


图 1 长江口大型底栖动物调查站位示意
Fig.1 Location of macrobenthos sampling stations in the Yangtze Estuary

或高毒性或不可接受溶解氧的站位作为干扰点^[10,19].按照这个原则,把 2005 年 41 个站位中的 13 个采样站位作为参考点群,其中包括站位 1、2、3、4、7、8、17、19、21、26、29、32、36,其余 28 个站位则组成受干扰点群.

对研究区域的沉积物生态环境质量进行评价,采用国际上较为通用的地质累积指数法、潜在生态危害指数法和生物效应浓度法 3 种方法,考虑河口水动力过程、沉积过程和盐度影响,3 种方法评价结果基本一致^[20].鉴于潜在生态危害指数法(potential ecological risk index, RI)评价沉积物生态环境质量较其它 2 种方法敏感,本研究用 RI 值反映底栖环境质量.

1.4 B-IBI 指数构建

建立 B-IBI 指数的基本步骤包括:①提出候选生物参数;②通过对生物参数值的分布范围、判别能力和相关关系分析,选择能代表正常区域(参考点)和退化区域(干扰点)的生物参数数据集,建立评价指标体系;③确定每种生物参数值以及 IBI 指数的计算方法;④建立底栖生物完整性的评分标准;⑤通过独立数据的比较,确定 IBI 指数方法的有效性.

参考文献[9,10,21],并根据 2005 年和 2006 年长江口生态调查数据,选取了 14 个候选生物参数(表 1),进行分布范围筛选、判别能力分析、相关性分析和分值计算.

2 结果与分析

2.1 B-IBI 指数的评价指标

表 1 候选生物参数的测算方法及对干扰的反应

Table 1 Calculating method and response to interference of candidate biological metrics

序号	生物参数	对干扰的反应
M1	多样性指数 ^[22]	减小
M2	种类数	减小
M3	丰富度指数 ^[23]	减小
M4	均匀度指数 ^[24]	减小
M5	总密度	减小
M6	总生物量	减小
M7	多毛类的密度百分含量/%	增大
M8	甲壳类的密度百分含量/%	增大
M9	棘皮动物的密度百分含量/%	减小
M10	软体动物的密度百分含量/%	可变
M11	多毛类的生物量百分含量/%	增大
M12	甲壳类的生物量百分含量/%	增大
M13	棘皮动物的生物量百分含量/%	减小
M14	软体动物的生物量百分含量/%	可变

2.1.1 生物参数的分布范围和判别能力筛选

分析 14 个候选生物参数,软体动物的密度百分含量(M10)和软体动物的生物量百分含量(M14)对于干扰的反应处于可变状态(表 1),这 2 个参数不适宜参与构建 B-IBI 指数体系.其余 12 个生物参数均随干扰的增强表现为单向增大或减小,可进入下一步筛选.

对 12 个生物参数的判别能力进行分析.根据 IQ 值的评定方法和筛选原则^[25,26],多样性指数(M1)、种类数(M2)、丰富度指数(M3)、总密度(M5)、总生物量(M6)、甲壳类的密度百分含量(M8)和棘皮动物的密度百分含量(M9)等 7 个生物参数的 $IQ \geq 2$ (表 2),可以保留作进一步分析.

表 2 12 个生物参数在参考点和干扰点的分布范围

Table 2 Distributing ranges of twelve biological metrics in reference and interferential sites

站位	分位数/%	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M11	M12	M13
参考点	25	1.48	8	0.56	0.66	70	3.03	0.66	0.36	0.16	0.00	0.02	0.03
	50	2.05	19	0.65	0.9	120	14.95	0.88	0.86	0.25	0.07	0.14	0.48
	75	2.28	26.5	0.88	0.95	392.5	59.6	0.99	0.99	0.82	0.36	0.25	0.84
干扰点	25	0.00	4	0.00	0.00	0	0.00	0.73	1.00	0.00	0.00	0.15	0.31
	50	1.00	6	0.23	0.79	15	0.4	1.00	1.00	0.00	0.00	0.24	0.60
	75	1.00	11.25	0.23	1	30	2.6	1.00	1.00	0.00	0.00	0.33	0.90
IQ		3	2	3	0	3	3	1	3	3	1	1	0

2.1.2 生物参数的相关性分析

对经过判别能力分析余下的 7 个生物参数进行正态分布检验和计算相关系数,检验各指数所反映信息的独立性,使最后构成 IBI 指标体系的每个生物指数都至少能提供一个新信息,而不是重复的信息.结果表明,7 个生物参数都符合正态分布(表

3),计算其 Pearson 相关系数(表 4).

从表 3 可以看出,在显著性水平 0.05 下,7 个候选生物参数符合正态分布.

由表 4 可以看出丰富度指数(M3)与多样性指数(M1)具有显著相关($r > 0.9$),由于多样性指数(M1)具有高灵敏性和指示性,保留 M1,删除丰富度

表 3 候选生物参数的正态分布检验结果

Table 3 Normal distribution test results among candidate biological metrics							
指标	M1	M2	M3	M5	M6	M8	M9
均值	1.53	12.5	0.44	67.5	7.68	0.93	0.12
标准差	1.01	11.83	1.29	239.71	21.10	0.10	0.15
相伴概率	0.59	0.84	0.77	0.74	0.21	0.32	0.09

表 4 候选生物参数间的 Pearson 相关分析结果

Table 4 Pearson's correlation analysis among candidate metrics							
	M1	M2	M3	M5	M6	M8	M9
M1	1.00						
M2	0.54	1.00					
M3	0.94	0.55	1.00				
M5	0.52	0.37	0.75	1.00			
M6	0.54	0.20	0.63	0.59	1.00		
M8	0.13	0.11	0.07	0.00	0.26	1.00	
M9	0.51	0.06	0.50	0.18	0.41	0.02	1.00

指数(M3)。

根据以上方法对生物参数的筛选,最终确定 B-IBI 指数体系由多样性指数(M1)、种类数(M2)、总密度(M5)、总生物量(M6)、甲壳类的密度百分含量(M8)和棘皮动物的密度百分含量(M9)6 个生物参

表 6 长江口及毗邻海域底栖动物完整性评价标准

Table 6 Assessment criteria for biological integrity of benthic macro-invertebrates in Yangtze Estuary					
健康分级	健康	亚健康	一般	较差	极差
B-IBI	> 2.48	1.86 ~ 2.48	1.24 ~ 1.86	1.24 ~ 0.62	0 ~ 0.62

2.3 底栖生物完整性评价

根据表 6 的评价标准,对长江口及毗邻海域 41 个站位的底栖生物完整性状况进行评价。结果表明(表 7),在长江口所监测点位中,7 个为健康,2 个为亚健康,8 个为一般,8 个为较差,16 个为极差。

调查海域生物量高值区出现在长江口北部及东部偏北、舟山海区外侧海域,生物量均在 10 g/m² 以上,低值区出现在长江口西部及横沙一带、杭州湾、六横-虾峙一带海域,测值均 < 1.0 g/m²,其它海域生物量在 1 ~ 10 g/m² 之间。底栖生物生物量呈现自西向东增高趋势。栖息密度平面分布与生物量平面分布基本一致。所以长江口北部及东部偏北、舟山海区外侧海域(122°30'E 以东)的底栖动物处于健康和亚健康状态,原因在于受长江径流的影响相对较少,底层水质状况在 I 和 II,沉积物质量较好(RI 分值在 100 以下);122°30'E 以西健康程度为从一般到极差,底层水质状况多为 III 和 IV,沉积物环境较差(RI 分

数构成。

2.1.3 生物学参数分值计算

根据各参数值在所有站位中的分布,确定计算各参数分值的比值法计算公式(表 5),并依此计算各站位的参数分值。

表 5 比值法计算 7 个参数分值的公式

Table 5 Formulas for calculating seven metrics scores by ratio scoring method					
生物参数	5% 分位数	25% 分位数	95% 分位数	最大值	计算公式
M1	0.00	0.00	2.48	3.09	M1/2.48
M2	0.00	4	27	30	M2/27
M5	0.00	5	563	760	M5/563
M6	0.00	0.23	100.31	118.60	M6/100.31
M8	0.00	0.00	1.00	1.00	1 - M8
M9	0.01	0.03	0.33	0.33	M9/0.33

2.2 健康评价标准

将计算后的参数分值加和,即获得 B-IBI 指数值。根据参照点 B-IBI 指数值的 50% 分位数值,确定健康标准^[21,27],对 < 50% 分位数值的分布范围进行 4 等分,确定了长江口及毗邻海域的 B-IBI 指数值的健康评价标准(表 6)。

值在 79 ~ 212),基本处于不健康状态。底栖生物健康状况呈现自西向东变好的趋势。

2.4 评价结果验证

用独立的 2006 年数据进行验证,结果见表 8。从图 1(b)和表 8 可以看出,位于口门内的 13 号站位以及口门附近的 12、11 两站位的 B-IBI 分别为 1.29、1.61、1.72,这 3 个站位由于受长江径流影响显著,底栖生物群落结构简单,生物多样性最低,健康状况一般,但随远离海岸 B-IBI 逐渐增加。27 号站位所在区是以硬沙碎壳为主的粗颗粒沉积区,不适合管栖动物等许多底栖动物生存,因此栖息密度、生物量和生物多样性低,健康状况较一般。除 11、12 和 13 号站位评价结果与 2005 年相比差两级外,其他与 2005 年处于同一区域的站位健康状况相吻合,故准确率为 89%。

总体来看,由于受长江径流的影响,长江口内以及口门附近的沉积环境与水文条件复杂多变,只有

表 7 2005 年长江口各站位 B-IBI 评价结果

Table 7 B-IBI results for each sampling sites in Yangtze Estuary in 2005					
站位	性质	B-IBI	健康状况	水质类别	RI
1	参考点	2.50	健康	I	49
2	参考点	2.52	健康	II	62
3	参考点	3.37	健康	I	55
4	参考点	2.11	亚健康	I	48
5	干扰点	0.12	极差	I	38
6	干扰点	0.63	较差	II	43
7	参考点	4.70	健康	II	55
8	参考点	1.61	一般	I	89
9	干扰点	0.00	极差	IV	138
10	干扰点	0.00	极差	IV	98
11	干扰点	0.18	极差	III	79
12	干扰点	0.51	极差	IV	132
13	干扰点	0.00	极差	IV	159
14	干扰点	0.88	较差	IV	128
15	干扰点	0.42	极差	IV	119
16	干扰点	0.26	极差	II	101
17	参考点	1.70	一般	III	95
18	干扰点	1.15	一般	II	72
19	参考点	4.08	健康	II	80
20	干扰点	0.58	极差	IV	82
21	参考点	2.30	亚健康	II	50
22	干扰点	0.37	极差	III	94
23	干扰点	1.85	一般	II	118
24	干扰点	1.60	一般	II	139
25	干扰点	0.63	较差	IV	212
26	参考点	2.65	健康	II	95
27	干扰点	0.69	较差	IV	68
28	干扰点	1.85	一般	II	72
29	参考点	3.08	健康	II	83
30	干扰点	0.90	较差	IV	91
31	干扰点	0.67	较差	IV	101
32	参考点	1.45	一般	II	96
33	干扰点	0.14	极差	II	110
34	干扰点	0.15	极差	II	97
35	干扰点	0.58	极差	II	92
36	参考点	1.67	一般	II	87
37	干扰点	0.96	较差	II	98
38	干扰点	0.78	较差	IV	130
39	干扰点	0.15	极差	IV	90
40	干扰点	0.25	极差	IV	124
41	干扰点	0.15	极差	IV	88

少数底栖动物种类能适应这种严酷的生态环境,致使该区域的底栖动物种类在整个调查区中最少.而自位于口外122°30'E起向外海延伸,由于离河口较远,受长江径流的影响要小一些,各站位底栖动物的种类明显增加并处于自然波动状态^[28].

2.5 长江口及其毗邻海域大型底栖动物的历史演变^[29]

通过本次调查结果和历史数据的对比,近半个世纪以来,长江口及毗邻海域大型底栖动物的总生

表 8 2006 年长江口各站位 B-IBI 评价结果

Table 8 B-IBI results for each sampling sites in Yangtze Estuary in 2006		
站位	B-IBI	健康状况
1	1.86	亚健康
2	1.69	一般
3	2.66	健康
4	4.30	健康
5	3.11	健康
6	3.73	健康
7	2.45	亚健康
8	4.14	健康
9	3.08	健康
10	2.36	亚健康
11	1.72	一般
12	1.61	一般
13	1.29	一般
14	3.22	健康
15	2.39	亚健康
16	2.31	亚健康
17	2.83	健康
18	3.52	健康
19	3.43	健康
20	3.57	健康
21	3.56	健康
22	3.93	健康
23	2.65	健康
24	3.14	健康
25	3.90	健康
26	2.54	健康
27	1.73	一般

物量未呈现明显变化,其值在 20 g/m²左右变动.但从四大类底栖生物对总生物量的贡献来看,近 50 年来该水域的底栖生物群落结构发生了显著改变.个体较小、生长周期较短的多毛类取代个体较大、生长周期较长的棘皮动物,成为目前冲淡水区最重要的优势类群,各生态类群的优势地位出现了明显更替.2005 年调查的杭州湾和长江口海域近 1/3 站位底栖生物量为零,多样性指数均 < 1,尤其是杭州湾多样性指数仅为 0.33,虽然近年来底质沙漠化程度有所缓和,但底栖生物生存环境仍相当恶劣,整个海域的生态环境日益脆弱.

3 讨论

本研究样点分别来自于 2 个年份,重叠样点较少,2005 年的取样点以 123°E 为分界线偏西,而 2006 年数据多数在 122°30'E 偏东, B-IBI 评价标准是以

2005 年数据确定的,故从 2005 与 2006 年重合区域 ($122^{\circ}30' \sim 123^{\circ}E$) 看,2005 年的健康率为 62.5%,2006 年的健康率为 72.7%,健康程度高些,说明长江口底栖生物有点好转迹象,但还不能下结论,需要更长期的调查才能支持。

参考点确定是制定标准的关键性因素,原则要求其是无人影响或者人类干扰较小,但是目前并没有形成统一的参照点位选取标准^[9,10,21,30]。本研究是根据长江口沉积物的污染程度和污染物的毒性及底层溶解氧浓度,确定参照点位的选取。

国外已开展了大量的水生生物监测,积累了大量的观测数据,并进行了深入的分析。而我国水生生物监测尚不普及,缺乏基础数据的积累。本研究根据 2 次观测结果,对长江口及毗邻海域的底栖生物完整性指数及其标准进行初步分析,虽然分析表明评价结果与水质、盐度、沉积物环境状况具有较显著相关性,能够反映出河口健康状况,但仍然需要进行长期观测和研究。

4 结论

(1)通过指数值分布范围、相关关系和判别能力分析等过程筛选,长江口及毗邻海域的 B-IBI 指数由多样性指数、种类数、总密度、总生物量、甲壳类的密度百分比和棘皮动物的密度百分比 6 个生物指数构成。

(2)长江口及毗邻海域 B-IBI 评价结果表明,41 个站位中 7 个为健康,2 个为亚健康,8 个为一般,8 个为较差,16 个为极差。健康状况极差主要分布在河口口门,杭州湾。大约 $122^{\circ}30'E$ 以东的底栖动物处于健康和亚健康状态,以西健康程度为极差至一般,基本处于不健康状态。用 2006 年 6 月底栖动物数据进行评价结果验证,准确率为 89%。

参考文献:

- [1] 蔡立哲. 海洋底栖生物生态学和生物多样性研究进展[J]. 厦门大学学报, 2006, 45(2): 83-89.
- [2] 李强, 杨莲芳, 吴璟, 等. 底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流健康[J]. 环境科学, 2007, 28(9): 2141-2147.
- [3] 唐涛, 蔡庆华, 刘建康. 河流生态系统健康及其评价[J]. 应用生态学报, 2002, 13(3): 1191-1194.
- [4] 蔡立哲. 大型底栖动物污染指数(MPI)[J]. 环境科学学报, 2003, 23(5): 265-269.
- [5] Gray J S. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental Shelf [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2000, 250 (1/2): 23-49.
- [6] Karr J R, Rossano E M. Applying public health lessons to protect river health[J]. Ecol Civil Eng, 2001, 4(1): 3-18.
- [7] Yagow G, Wilson B, Srivastava P, *et al.* Use of biological indicators in TMDL assessment and implementation [J]. American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2006, 49(4): 1023-1032.
- [8] Astin L E. Developing biological indicators from diverse data: The Potomac Basin-wide Index of Benthic Integrity (B-IBI) [J]. Ecol Indic, 2007, 7: 895-908.
- [9] Weisberg S B, Ranasinghe J A, Dauer, *et al.* An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay[J]. Estuaries, 1997, 20(1): 149-158.
- [10] Dolah R F, Hyland J L, Holland A F, *et al.* A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA[J]. Marine Environmental Research, 1999, 48: 269-283.
- [11] 陆健健. 河口生态学[M]. 北京: 海洋出版社, 2003. 175-178.
- [12] 沈焕庭. 长江河口物质通量[M]. 北京: 海洋出版社, 2001. 30-31.
- [13] 许世远. 长江三角洲地区风暴潮沉积研究[M]. 北京: 科学出版社, 1997. 45-47.
- [14] 于砚民. 长江口地区湿地生态环境调查与保护对策[J]. 首都师范大学学报, 2000, 21(3): 81-86.
- [15] 单秀娟, 钱薇薇, 武云飞. 长江河口生态系统鱼类浮游生物生态学研究进展[J]. 海洋湖沼, 2004, 4: 87-94.
- [16] 毕春娟, 陈振楼, 许世远, 等. 河口近岸水体中颗粒态重金属的潮周期变化[J]. 环境科学, 2006, 27(1): 132-136.
- [17] 张传松, 王修林, 石晓勇, 等. 东海赤潮高发区营养盐时空分布特征及其与赤潮的关系[J]. 环境科学, 2007, 28(11): 2416-2424.
- [18] 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.
- [19] 张莹莹, 张经, 吴莹, 等. 长江口溶解氧的分布特征及影响因素研究[J]. 环境科学, 2007, 28(8): 1649-1654.
- [20] 王丽萍, 周晓蔚, 郑丙辉, 等. 长江口及毗邻海域沉积物生态环境质量评价研究[J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2191-2198.
- [21] Diaz R J, Cutter G R, Dauer D M. A comparison of two methods for estimating the of benthic habitat quality in the Virginia Chesapeake Bay[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2003, 285-286: 371-381.
- [22] Shannon C E, Wiener W. The Mathematical Theory of Communication [M]. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 117.
- [23] Margalef D R. Information theory in ecology[J]. Gen Syst, 1958, 3: 36-71.
- [24] Pielou E C. Ecological Diversity [M]. New York: John Wiley and Sons, 1975. 46-49.
- [25] Barbour M T, Gerritsen J, Griffith G E, *et al.* A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macro-invertebrates [J]. Journal of the North American Benthological Society, 1996, 15(2): 185-211.
- [26] 张远, 徐成斌, 马溪平, 等. 辽河流域河流底栖动物完整性评价指标与标准[J]. 环境科学学报, 2007, 27(6): 919-927.
- [27] 王备新, 杨莲芳, 胡本进, 等. 应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康[J]. 生态学报, 2005, 25(6): 1481-1489.
- [28] 刘录三, 孟伟, 李新正, 等. 长江口及其毗邻水域大型底栖动物的群落结构[J]. 海洋学报, 2007, 29(3): 7-10.
- [29] Meng W, Liu L S, Zheng B H, *et al.* Macrobenthic community structure in the Changjiang estuary and its adjacent waters in summer [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2007, 26(6): 62-71.
- [30] Morley S A, Karr J R. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin[J]. Conservation Biology, 2002, 16: 1498-1509.