

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第34卷 第5期

Vol.34 No.5

2013

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

基于过氧化物的消毒技术研究进展 刁海玲, 赵三平, 周文 (1645)

环境损害评估: 国际制度及对中国的启示 张红振, 曹东, 於方, 王金南, 齐霖, 贾倩, 张天柱, 骆永明 (1653)

不同国家基于健康风险的土壤环境基准比较研究与启示 徐猛, 颜增光, 贺萌萌, 张超艳, 侯红, 李发生 (1667)

蚯蚓堆肥及蝇蛆生物转化技术在有机废弃物处理应用中的研究进展 张志剑, 刘萌, 朱军 (1679)

基于生态分区的我国湖泊营养盐控制目标研究 刁晓君, 席北斗, 何连生, 邓祥征, 吴锋, 王鹏腾 (1687)

我国东北地区地表水酸化现状 徐光仪, 康荣华, 罗遥, 段雷 (1695)

西安市对渭河水质的影响分析 于婕, 李怀恩 (1700)

极端干旱水文年(2011年)夏季珠江口溶解氧的分布特征及影响因素研究 叶丰, 黄小平, 施震, 刘庆霞 (1707)

应用相平衡分配法建立湘江衡阳段沉积物重金属质量基准 韩超南, 秦延文, 郑丙辉, 张雷, 曹伟 (1715)

长江口海域底栖生态环境质量评价——AMBI和M-AMBI法 蔡文倩, 孟伟, 刘录三, 朱延忠, 周娟 (1725)

温州城市降雨径流中 BOD₅ 和 COD 污染特征及其初始冲刷效应 王骏, 毕春娟, 陈振楼, 周栋 (1735)

影响悬浮颗粒物吸收系数测量的相关因素研究 余小龙, 沈芳, 张晋芳 (1745)

香溪河库湾春季 pCO₂ 与浮游植物生物量的关系 袁希功, 黄文敏, 毕永红, 胡征宇, 赵玮, 朱孔贤 (1754)

紊流脉动强度对藻类生长及水环境的影响研究 雷雨, 龙天渝, 伞磊, 安强, 黄宁秋 (1761)

高铁酸钾对水中藻类及其次生臭味污染物二甲基三硫醚同步去除研究 马晓雁, 张泽华, 王红宇, 胡仕斐, 李青松 (1767)

纳米 Fe₃O₄-H₂O₂ 非均相 Fenton 反应催化氧化邻苯二酚 何洁, 杨晓芳, 张伟军, 王东升 (1773)

水中萘普生的紫外光降解机制及其产物毒性研究 马杜娟, 刘国光, 吕文英, 姚锬, 周丽华, 谢成屏 (1782)

酸活化赤泥催化臭氧氧化降解水中硝基苯的效能研究 康雅凝, 李华楠, 徐冰冰, 齐飞, 赵伦 (1790)

镉污染应急处置含镉絮体稳定性实验研究 柳王荣, 魏清伟, 杨仁斌, 许振成, 曾东 (1797)

基于光学在线监测及形态学研究的絮凝体强度分析方法 金鹏康, 冯永宁, 王宝宝, 王晓昌 (1802)

不同电子供体下三氯苯酚的还原脱氯机制研究 王金泉, 胡梦蝶, 马邕文, 黄明智 (1808)

壳聚糖季铵盐磁性颗粒的制备及其对甲基橙的吸附效果 张璐璐, 胡筱敏, 英诗颖, 王芳 (1815)

城市污水二级出水超滤膜污染与膜特性的研究 孟晓荣, 张海珍, 王磊, 王旭东, 赵亮 (1822)

倒置 A²/O-MBR 处理城市污水的中试研究 张健君, 邹高龙, 杨淑芳, 丁星, 王莉, 毛乾庄, 杨丹 (1828)

不同电子供体的硫自养反硝化脱氮实验研究 袁莹, 周伟丽, 王晖, 何圣兵 (1835)

短程同步硝化反硝化过程的脱氮与 N₂O 释放特性 梁小玲, 李平, 吴锦华, 王向德 (1845)

基于固相萃取的水中多种有毒有害有机污染物富集方法优化 张明全, 李锋民, 吴乾元, 胡洪营 (1851)

多环麝香污染胁迫对蚯蚓特异性蛋白基因表达的影响 陈春, 刘潇威, 郑顺安, 周启星, 李松 (1857)

浙江省制药行业典型挥发性有机物臭氧产生潜力分析及健康风险评价 徐志荣, 王浙明, 许明珠, 何华飞 (1864)

苯系物光催化开环降解产物低级醛类的健康效应 赵伟荣, 廖求文, 杨亚楠, 戴九松 (1871)

四川妇女血清中多溴联苯醚的浓度水平与组成特征 邵敏, 陈永亨, 李晓宇 (1877)

咪唑类离子液体毒性的 QSAR/QSPR 研究 赵继红, 赵永升, 张宏忠, 张香平 (1882)

宁夏石嘴山河滨工业园区表层土壤重金属污染的时空特征 樊新刚, 米文宝, 马振宁, 王婷玉 (1887)

内蒙古包头白云鄂博矿区及尾矿区周围土壤稀土污染现状和分布特征 郭伟, 付瑞英, 赵仁鑫, 赵文静, 郭江源, 张君 (1895)

福建省重点城市路面尘负荷及化学组成研究 郑桢, 杨冰玉, 吴水平, 王新红, 陈晓秋 (1901)

重金属污染场地电阻率法探测数值模拟及应用研究 王玉玲, 能昌信, 王彦文, 董路 (1908)

丛枝菌根真菌对稀土尾矿中大豆生长和稀土元素吸收的影响 郭伟, 赵仁鑫, 赵文静, 付瑞英, 郭江源, 张君 (1915)

海洋细菌 N3 对几种赤潮藻的溶藻效应 史荣君, 黄洪辉, 齐占会, 胡维安, 田梓杨, 戴明 (1922)

1 株分离自煤矿废水的铁硫氧化细菌 LY01 的鉴定及其氧化特性研究 刘玉娇, 杨新萍, 王世梅, 梁银 (1930)

1 株苯并[a]芘高效降解菌的筛选与降解特性 蔡瀚, 尹华, 叶锦韶, 常晶晶, 彭辉, 张娜, 何宝燕 (1937)

2,2',4,4'-四溴联苯醚的好氧微生物降解 张姝, Giulio Franco, 李晓豹, 卢晓霞, 侯珍, 杨君君 (1945)

养猪废水培养微生物絮凝剂产生菌群 B-737 及发酵特性 裴瑞林, 信欣, 张雪乔, 周迎芹, 姚力, 羊依金 (1951)

1997~2011年北京市空气中酸性物质与降水组分变化趋势的相关性分析 陈圆圆, 田贺忠, 杨懂艳, 邹本东, 鹿海峰, 林安国 (1958)

黄山降水酸度及电导率特征分析 石春娥, 邓学良, 吴必文, 洪杰, 张苏, 杨元建 (1964)

夏季黄山不同高度大气气溶胶水溶性离子特征分析 文彬, 银燕, 秦彦硕, 陈魁 (1973)

广州秋季灰霾污染过程大气颗粒物有机酸的污染特征 谭吉华, 赵金平, 段菁春, 马永亮, 贺克斌, 杨复沫 (1982)

福建省三大城市冬季 PM_{2.5} 中有机碳和元素碳的污染特征 陈衍婷, 陈进生, 胡恭任, 徐玲玲, 尹丽倩, 张福旺 (1988)

上海市含碳大气颗粒物的粒径分布 袁宁, 刘卫, 赵修良, 王广华, 姚剑, 曾友石, 刘邃庆 (1995)

上海市浦东新区二次气溶胶生成的估算 崔虎雄, 吴迺名, 段玉森, 伏晴艳, 张懿华, 王东方, 王茜 (2003)

沙尘暴期间上海市大气颗粒物元素地球化学特征及其物源示踪意义 钱鹏, 郑祥民, 周立旻 (2010)

厦门秋季近郊地面 CO₂ 浓度变化特征研究 李燕丽, 穆超, 邓君俊, 赵淑惠, 杜可 (2018)

GC-MS 和 GC-ECD 同时在线观测本底大气中的 HCFC-142b 郭立峰, 姚波, 周凌晔, 李培昌, 许林 (2025)

城市居家环境空气真菌群落结构特征研究 方治国, 欧阳志云, 刘芄, 孙力, 王小勇 (2031)

城市污水处理厂挥发性芳香烃的气味指纹及定量评价研究 郭薇, 王伯光, 唐小东, 刘舒乐, 何洁, 张春林 (2038)

内河多点分散码头大气污染叠加影响特征 刘建昌, 李兴华, 徐洪磊, 程金香, 王忠岱, 肖杨 (2044)

义马煤中铅的热稳定性及转化行为研究 刘瑞卿, 王钧伟 (2051)

基于能源消费情景模拟的北京市主要大气污染物和温室气体协同减排研究 谢元博, 李巍 (2057)

《环境科学》征订启事(1652) 《环境科学》征稿简则(1789) 信息(1807, 1821, 1881, 1987) 专辑征稿通知(1863)

长江口海域底栖生态环境质量评价——AMBI 和 M-AMBI 法

蔡文倩^{1,2}, 孟伟^{2*}, 刘录三², 朱延忠², 周娟²

(1. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875; 2. 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)

摘要: AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) 和 M-AMBI (Multivariate-AMBI) 指数可以有效地评价河口和近岸海域软底质海洋大型底栖动物群落对人为和自然扰动的响应。本研究根据 2009 年 4 月在长江口采集的大型底栖动物资料, 首次在长江口海域同时运用栖息密度和生物量计算 AMBI (BAMBI) 和 M-AMBI (M-BAMBI), 对其进行底栖生态质量评价。结果表明, 长江口底栖生态环境皆受到不同程度的干扰, 其中受干扰最严重的区域集中在杭州湾、舟山及长江口门区附近海域, 与该海域的陆源排污、富营养化以及大量的海岸工程建设等有密切的关系。单因素方差分析表明, 运用栖息密度和生物量计算出的两个指数值, 评价结果无明显的差异。与 AMBI 相比, M-AMBI 与本研生物群落结构参数以及环境因子的匹配度更高, 能够更有效地评价长江口底栖生态环境质量。Pearson 相关分析和一元线性回归分析表明, M-AMBI 与底层水体的富营养化指数之间存在线性显著负相关关系, 而与表层水体的呈非线性显著负相关; AMBI 与富营养化指数之间却无显著相关关系, 说明 M-AMBI 更适合指示长江口水域的富营养化压力。

关键词: 底栖生态质量; AMBI; M-AMBI; 栖息密度; 生物量; 富营养化; 长江口

中图分类号: X820.2 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2013)05-1725-10

Assessing the Benthic Ecological Status in Yangtze River Estuary Using AMBI and M-AMBI

CAI Wen-qian^{1,2}, MENG Wei², LIU Lu-san², ZHU Yan-zhong², ZHOU Juan²

(1. College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. State Environmental Protection Key Laboratory of Estuary and Coastal Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: Both AMBI and M-AMBI could effectively assess the benthic ecological status of estuaries and coastal systems with soft sediments, and show the response of benthic communities to human pressures and natural changes. To monitor the ecological status of Yangtze River Estuary, macroinvertebrate samples and environmental data were collected in April 2009. Results showed that the benthic habit of Yangtze River Estuary was disturbed to various degrees, especially in the watersheds of Hangzhou Bay, coastal areas of Zhoushan islands and in the inner part of Yangtze River Estuary, which was related to land resourced discharges, eutrophication and large amounts of coastal projects. No significant difference was found between the calculation results of AMBI and M-AMBI based on density and biomass, as indicated by one-way Analysis of Variance (ANOVA). Compared with AMBI, M-AMBI could be more effective to assess the ecological status of Yangtze River Estuary because M-AMBI matched the community structure and environmental variables better. Moreover, according to results of Pearson correlation and linear regression analysis, significant negative relationships were found between the eutrophication index both in the surface and bottom water layers and M-AMBI, but no significant relationship was found between the eutrophication index and AMBI. Therefore, M-AMBI could be more suitable in indicating the eutrophication stress of Yangtze River Estuary.

Key words: benthic ecological status; AMBI; M-AMBI; density; biomass; eutrophication; Yangtze River Estuary

河口及近岸海域营养盐丰富, 生物多样性高, 生态价值极高^[1]。作为离岸最近的海洋生态系统, 它与人类的生产生活息息相关, 同时也易受到人类活动的干扰^[2]。因此, 环境管理者需要合适的环境质量评价方法以全面了解河口及近岸海域的环境质量状况, 从而制定出科学有效的管理政策^[3], 保护其生态环境并防止退化。

大型底栖动物行动迟缓、易于采集以及对环境的扰动敏感而深刻, 是良好的海洋环境指示生

物^[4]。目前, 底栖生态环境质量的评价方法很多^[5], 而 AMBI^[6] 和 M-AMBI^[7] 则是其中应用最广泛、最成功的两个指数^[8,9]。AMBI 建立在物种的相对栖息密度之上, M-AMBI 则是在 AMBI 的基础上, 加入生物多样性和物种数指标^[6]。Warwick 等^[10]首次尝

收稿日期: 2012-08-20; 修订日期: 2012-10-19

基金项目: 中国环境科学研究院院所基金项目 (gyk5091201)

作者简介: 蔡文倩 (1986 ~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为海洋生态学, E-mail: cwqpop0308@163.com

* 通讯联系人, E-mail: mengwei@caes.org.cn

试用生物量来计算 AMBI (BAMBI), 评价的结果与采用栖息密度得出的结果相似度高, Muxika 等^[11]进一步验证了 Warwick 等^[10]的结论.

近年来, 中国沿海经济迅速腾飞, 随之而来的污水排放、水利水电工程、围海造陆、港口建设等海岸工程导致河口和近岸海域的环境污染逐渐加剧, 生境退化严重^[12, 13]. 长江口沿岸省市作为我国主要的经济区之一, 随着沿江经济的快速发展, 人口剧增, 大量的城市生活污水和工农业废水(如 2007 年长江废污水排放量为 3.2×10^{12} kg, 比 1998 年增加了约 62%) 随长江入海, 导致河口区及邻近海域自 20 世纪 60 年代至今, 营养盐水平增加了 7 ~ 8 倍^[14], 富营养化程度日益严重, 赤潮频繁发生(暴发次数从 90 年代的 33 次, 达到 2000 年以后的 126 次^[15]), 生态环境日趋恶化^[16]. 另外, 河口湿地的围垦、三峡大坝的建设运行、跨海和跨江大桥的建设、航道治理等海岸工程建设造成长江口生态系统功能衰退^[17]. 已有的研究表明, 长江口严重退化的生境使得长江口底栖生态系统在时间和空间上都产生了较大变化^[17, 18].

我国学者已经尝试了多种方法对长江口的底栖生态环境质量进行评价, 如李宝泉等^[19]采用 ABC 曲线(栖息密度/生物量曲线)对长江口底栖动物群落健康状况进行评价, 结果表明在靠近长江口的一些站位, 底栖动物群落受到轻微的扰动, 而在距长江口较远的区域则尚未受到干扰. 周晓蔚等^[20]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较差. 罗民波^[21]首次在长江口海域应用 AMBI 指数检测大型海洋工程对底栖动物群落的影响, 结果表明底内动物的生态类群发生了较大的演替, 群落结构受到了一定程度的干扰. 然而, 他们仅用栖息密度计算 AMBI 值, 而 M-AMBI 及采用生物量得出的评价结果不得而知.

鉴于 BAMBI 在世界上其他海域应用的成功性, 本研究以长江口 2009 年 4 月采集的大型底栖动物资料为基础, 首次在长江口海域同时采用 AMBI、BAMBI、M-AMBI 和 M-BAMBI 对该海域的生态环境质量进行评价, 探讨运用生物量和栖息密度得出的评价结果异同, 分析影响长江口底栖生态环境质量的主要人为干扰因素.

1 材料与与方法

1.1 调查海域及取样方法

调查海域见图 1. 长江口位于 $121^{\circ}00' \sim 124^{\circ}00'$

$E, 29^{\circ}30' \sim 32^{\circ}00'N$ 之间, 属于亚热带季风气候区, 年平均气温为 $15.2 \sim 15.7^{\circ}C$ ^[22], 底质以黏土质软泥、细砂粉为主, 水深一般在 60 m 以内. 长江口大陆架宽, 浅水区范围大, 强大的潮汐流与长江冲淡水及各种外来流系混合, 使得悬浮物质在河口不能立即沉积, 大量泥沙使近河口处透明度降低, 限制浮游生物生长繁殖, 高生物量和高初级生产力主要分布在远离河口的冲淡水和外海海流交汇的水域, 营养盐也主要在那里被浮游植物利用^[14]. 长期以来, 长江携带入海的大量泥沙(4.86×10^8 t)、营养盐以及两岸城市群排放的有机污染物、重金属以及其它各种人类活动如大型水利工程建设、过度捕捞等严重干扰长江口底栖生境^[23]. 为监测人为干扰对长江口底栖生态环境质量的影响, 于 2009 年 4 月在该海域采集了 23 个大型底栖动物样品和 21 个环境数据样本(其中, SJHM 和 YS09 未采集环境数据).

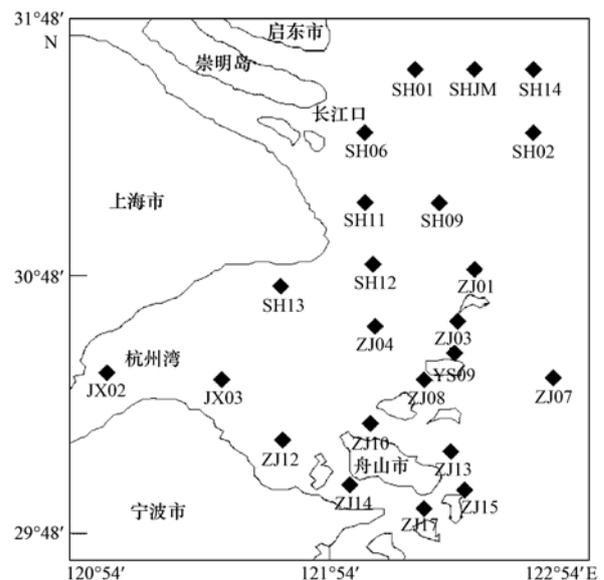


图 1 2009 年 4 月长江口采样站位示意

Fig. 1 Sampling stations in April 2009 in Yangtze River Estuary

大型底栖动物采用面积为 0.1 m^2 的箱式采泥器取样, 每站成功取样 3 次, 其中 2 次计算为一个样品, 用以筛选底栖动物; 另一个样品用以测定沉积物中的营养盐、重金属等. 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. 调查中借助 CTD 以及相关便携式仪器现场测定水深、水温、盐度、透明度、溶解氧、pH 等环境因子. 化学需氧量、营养盐、有机污染物、重金属、悬浮物浓度、油类等环境参数的采集和分析方法根据文献[24, 25]中的规定执行.

1.2 生物和富营养化指数

AMBI 值采用 AMBI 5.0 软件包进行计算,底栖动物生态分组依据 2012 年 5 月的生物分组表进行分组(<http://ambi.azti.es>)^[6]. 分组表内未包含的底栖动物根据文献[26]的规定执行. M-AMBI 也用 AMBI 5.0 软件包计算,评价标准为:“高”生态质量状况(high ecological status), >0.77; “好”(good), 0.53~0.77; “中等”(moderated), 0.38~0.53; “不良”(poor), 0.20~0.38 以及“差”(bad), <0.20^[7].

M-AMBI 参照状态的建立方法有两种:①AMBI 最小值、物种数和多样性指数最高值;②多样性指数和物种数增加 15% (文中用 M-AMBI-15% 表示此参照状态下得出的 M-AMBI 值; 同样地,采用生物量计算的 M-AMBI 值用 M-BAMBI-15% 表示)^[26, 27]. 之所以采用第二种方法,是因为长江口海域受人为干扰严重,根据目前的群落结构参数已无法建立参照状态^[9]. 按照欧盟对生态环境质量的定义,“差”生态质量的参照状态值选自于无生命沉积物下的群落结构参数和 AMBI 值^[7]. 因此,多样性指数、物种数参照值取 0, AMBI 的参照值取 6 (排除无生命沉积物下的 AMBI 值,一般此种情况下 AMBI 值为 7)^[26].

为检测 AMBI、M-AMBI 对长江口富营养化压力的指示作用,本研究引入富营养化指数. 其计算公式为:(活性磷酸盐 × 化学需氧量 × 无机氮 × 10⁶)/4 500^[28]. 富营养化指数值大于 1 表示富营养化. 值越高,富营养化程度越高.

1.3 数据处理和分析

采用 SPSS 13.0 软件包中的 Correlate 分析 (Pearson) 对环境因子和底栖动物栖息密度及生物量的相关关系计算及检验,采用线性回归分析描述其相关关系. 采用单因素方差分析法对 AMBI、M-AMBI、BAMBI、M-BAMBI 评价结果的差异进行验证. 本研究所有图片均由 Surfur 7.0 软件生成,空间分布图插值方法为克里格插值法.

2 结果与分析

2.1 物种生态分组

本次调查共获取 69 种大型底栖动物. 根据 2012 年 5 月生态分组表,共有 52 个种被分入相应的生态组 (ecological groups, EGs). 另外,根据 2.2 节中对未列入分组表的物种分组方法,9 种底栖动物中 3 个被分入 EG I (sensitive, 敏感型), 6 个被分入 EG II (indifferent, 不敏感型). 在此基础上,未分

组物种的比例范围为 0%~40%, 共有 5 个站位的未分组比例超过 20%, 包括 ZJ08 (33.3%)、ZJ13 (40%)、SH01 (27.3%)、SH12 (40%) 和 YS09 (25%). 即除了这 5 个站的评价结果需谨慎判断外,其他 18 个站均可运用 AMBI 和 M-AMBI 进行分析.

2.2 AMBI 和 M-AMBI 值的空间分布

AMBI 最大值分布在舟山附近海域的 ZJ14、ZJ15、ZJ10 站,杭州湾的 JX02 站以及长江口门附近的 SH06 站(表 1). 此 5 站皆未发现大型底栖动物,说明其底栖生境被极度干扰(表 2). 其次为位于长江口外侧水域的 SH14 站,底栖生境受到中度干扰,占优势的物种为次阶机会种 (EG IV, Second-order opportunistic species; 占该站总栖息密度的 86.81%). 其它 17 个站位的 AMBI 值皆低于上述 6 站,位于 0~2.61 之间,说明其底栖生境处于被轻微干扰或未被干扰状态,优势物种为环境不敏感或敏感型 (EG II/EG I; 表 1).

从 AMBI 值的空间分布来看[图 2(a)],高值区集中分布在长江口门区附近海域、杭州湾以及舟山西侧靠近陆地的海域,而低值区则基本集中在离岸较远的外侧海域. AMBI 值沿长江口门区、杭州湾以及舟山群岛向外海逐渐降低,说明了长江口及毗邻海域的底栖生境受干扰程度由内向外逐渐降低. 总体来说,AMBI 的空间分布模式[图 2(b)]与 BAMBI 的基本一致,差异不显著 ($P=0.82$).

M-AMBI 最小值分布在舟山西侧和北侧附近海域的 ZJ14、ZJ10 站,杭州湾内侧的 JX02 站以及长江口内侧的 SH06 站,皆小于 0.20,说明其底栖生态环境质量差(表 1). 其次为位于舟山西侧水域的 ZJ17 站,底栖生态环境质量也差. M-AMBI 最高值分布在长江口和杭州湾外侧海域的 SH02 站和 YS09 站,其底栖生态环境质量高. 其他 16 个站位的 M-AMBI 值位于 0.25~0.61 之间,说明其底栖生态环境质量不良或中等或好(表 1).

从 M-AMBI 值的空间分布来看[图 2(c)],低值区集中分布在长江口门区附近海域、杭州湾以及舟山群岛附近海域,说明其底栖生态环境质量较差;而高值区则基本集中在离岸较远的外侧海域,说明其底栖生态环境质量较好;M-AMBI 沿长江口门区、杭州湾以及舟山群岛向外海逐渐降低,说明了长江口底栖生态环境质量由内向外逐渐变好. 总体来说,M-AMBI 的空间分布模式[图 2(d)]与 M-AMBI 的基本一致,差异不显著 ($P=0.65$).

表1 长江口各站位 AMBI、BAMBI、M-AMBI、M-BAMBI 和富营养化指数值

Table 1 Values of the AMBI, BAMBI, M-AMBI M-BAMBI and eutrophication index (EI) for all the Stations in the Yangtze River Estuary

| 站位 | AMBI | BAMBI | M-AMBI | M-BAMBI | M-AMBI-15% | M-BAMBI-15% | EI(表层) | EI(底层) |
|------|------|-------|--------|---------|------------|-------------|--------|--------|
| SH01 | 1.89 | 2.34 | 0.65 | 0.58 | 0.58 | 0.52 | 0.8 | 0.62 |
| SH02 | 2.43 | 2.05 | 0.91 | 0.93 | 0.81 | 0.83 | 0.55 | 0.03 |
| SH06 | 7 | 7 | -0.04 | -0.04 | -0.03 | -0.03 | 1.77 | |
| SH09 | 2.7 | 2.83 | 0.46 | 0.39 | 0.41 | 0.35 | 12.26 | |
| SH11 | 0.5 | 1.41 | 0.34 | 0.24 | 0.31 | 0.21 | 10.34 | |
| SH12 | 0.5 | 0.75 | 0.49 | 0.33 | 0.44 | 0.3 | 8.69 | |
| SH13 | 0 | 0 | 0.25 | 0.23 | 0.22 | 0.21 | 12.9 | |
| SH14 | 4.06 | 3.05 | 0.52 | 0.69 | 0.47 | 0.62 | 0.18 | 0.04 |
| JX02 | 7 | 7 | -0.04 | -0.04 | -0.03 | -0.03 | 54.86 | 48.16 |
| JX03 | 0 | 0 | 0.25 | 0.23 | 0.22 | 0.21 | 8.01 | 14.86 |
| ZJ01 | 1.23 | 1.2 | 0.61 | 0.61 | 0.55 | 0.55 | 0.49 | 0.17 |
| ZJ03 | 1.8 | 1.47 | 0.71 | 0.49 | 0.64 | 0.44 | 4.42 | 3.18 |
| ZJ04 | 1.13 | 1 | 0.31 | 0.31 | 0.28 | 0.28 | 9.98 | 19.43 |
| ZJ07 | 0.6 | 1.4 | 0.56 | 0.36 | 0.5 | 0.33 | 0.13 | 0.04 |
| ZJ08 | 1.5 | 1 | 0.4 | 0.39 | 0.35 | 0.35 | 3.24 | 6.75 |
| ZJ10 | 7 | 7 | -0.04 | -0.04 | -0.03 | -0.03 | 2.69 | 6.75 |
| ZJ12 | 2.5 | 2.79 | 0.27 | 0.21 | 0.24 | 0.19 | 13.79 | |
| ZJ13 | 3 | 0.36 | 0.39 | 0.37 | 0.35 | 0.33 | 1.93 | 2.69 |
| ZJ14 | 7 | 7 | -0.04 | -0.04 | -0.03 | -0.03 | 7.84 | 6.41 |
| ZJ15 | 0 | 0 | 0.37 | 0.35 | 0.33 | 0.31 | 0.77 | |
| ZJ17 | 1.5 | 1.5 | 0.19 | 0.18 | 0.17 | 0.16 | 0.06 | 1.41 |
| SHJM | 2.61 | 1.62 | 0.8 | 0.74 | 0.72 | 0.66 | | |
| YS09 | 1.5 | 1.5 | 0.46 | 0.43 | 0.41 | 0.38 | | |

表2 AMBI 和 M-AMBI 底栖生态质量状况评价结果

Table 2 Benthic ecological status assessed by AMBI and M-AMBI

| 站位 | AMBI | M-AMBI | 站位 | AMBI | M-AMBI |
|------|------|--------|------|------|--------|
| SH01 | 轻微扰动 | 好 | ZJ04 | 未扰动 | 不良 |
| SH02 | 轻微扰动 | 高 | ZJ07 | 未扰动 | 好 |
| SH06 | 极度扰动 | 差 | ZJ08 | 轻微扰动 | 中等 |
| SH09 | 轻微扰动 | 中等 | ZJ10 | 极度扰动 | 差 |
| SH11 | 未扰动 | 不良 | ZJ12 | 轻微扰动 | 不良 |
| SH12 | 未扰动 | 中等 | ZJ13 | 轻微扰动 | 中等 |
| SH13 | 未扰动 | 不良 | ZJ14 | 极度扰动 | 差 |
| SH14 | 中等扰动 | 中等 | ZJ15 | 无扰动 | 不良 |
| JX02 | 极度扰动 | 差 | ZJ17 | 轻微扰动 | 差 |
| JX03 | 未扰动 | 不良 | SHJM | 轻微扰动 | 高 |
| ZJ01 | 轻微扰动 | 好 | YS09 | 轻微扰动 | 中等 |
| ZJ03 | 轻微扰动 | 好 | | | |

如 1.2 节所述,由于长江口海域受人为干扰严重,采用两种方法建立 M-AMBI 的参照状态.事实上,使用群落结构参数最高/最低值[图 2(c)]或增加 15% [图 2(e)]算出的 M-AMBI 值之间并无明显的差异($P=0.62$); 同样地,两种参照状态下得出的 M-BAMBI [M-BAMBI,图 2(d); M-BAMBI-15%,图 2(f)]也无明显的差异($P=0.64$).

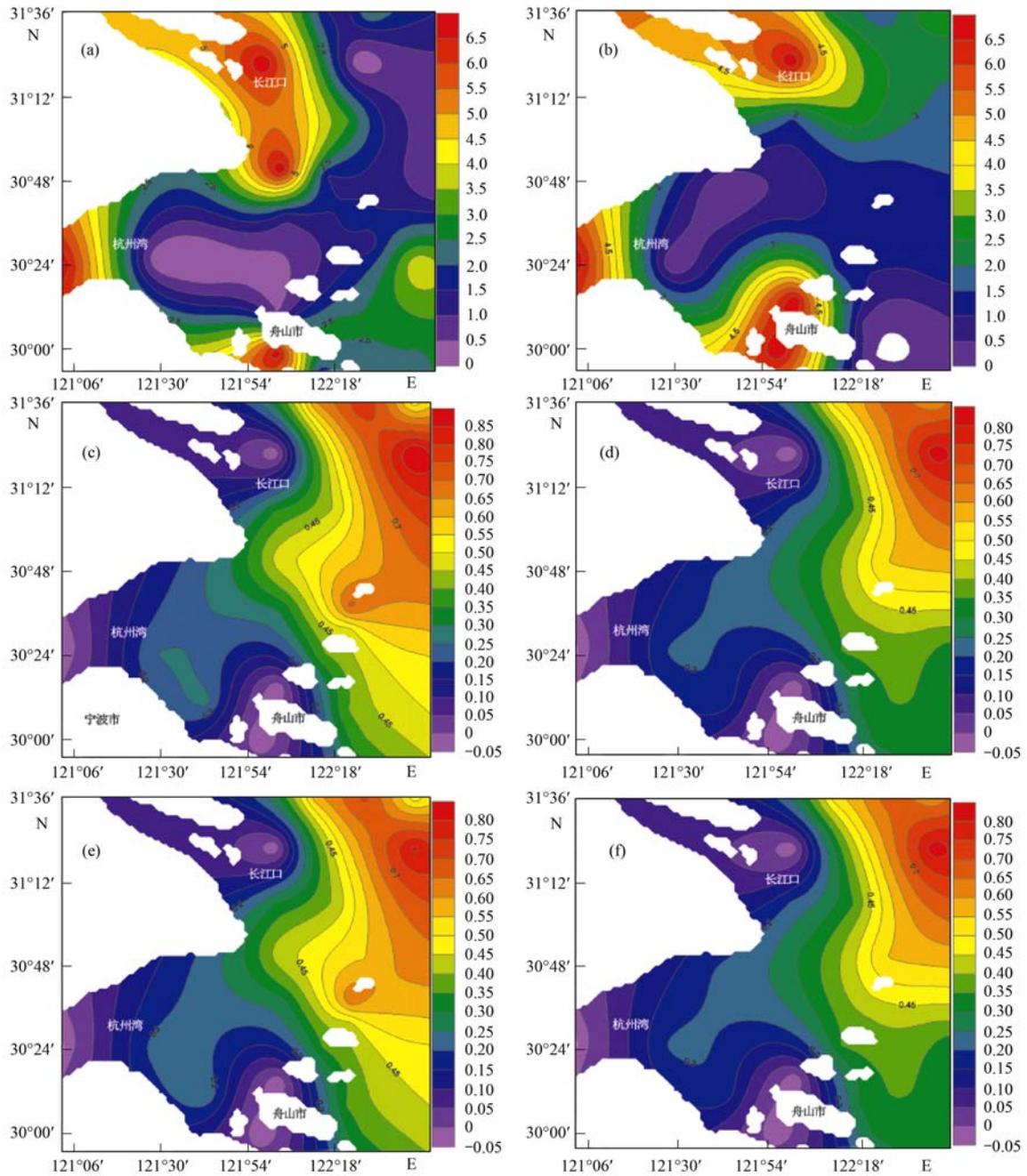
总体来说,AMBI 和 M-AMBI 的高值区、低值区以及空间分布趋势相反,都反映了长江口底栖生态环境质量由内向外逐渐变好的分布规律;且不管是

采用栖息密度还是生物量计算 AMBI 和 M-AMBI,评价结果基本一致,无明显差异. 尽管 AMBI 和 M-AMBI 的空间分布趋势相似,但是后者指示的底栖生态环境质量普遍差于 AMBI(表 2).

2.3 生物指数与环境因子之间的关系

Pearson 相关性分析和一元线性回归分析表明 AMBI 和粒度呈线性极显著负相关($F=5.98$, $P=0.03$),而与底层水中的亚硝酸盐则呈线性显著正相关($F=6.48$, $P=0.04$; 表 3). M-AMBI 和沉积物中的汞,表层水中的化学需氧量、硝酸盐、无机氮、重金属(Cu、Cd)、活性硅酸盐以及底层水中的活性磷酸盐、化学需氧量、硝酸盐、无机氮、重金属(Cu、Cd、As、Zn)、活性硅酸盐呈显著或极显著负相关,而与透明度、水体中的盐度以及底层水中的水温呈显著或极显著正相关(表 3). 一元线性回归分析表明,除与铜、盐度和透明度呈线性相关外, M-AMBI 与表层水的上述环境变量呈非线性关系,而与沉积物中的汞以及底层水的上述环境变量呈线性相关(表 4).

根据富营养化指数的空间分布图可以得出,长江口及邻近海域的富营养化程度从近岸向外海逐渐降低,长江口及杭州湾内侧的富营养化程度最高(图 3). 虽然总体上与两个指数的空间分布均较为



(a) AMBI; (b) BAMBI; (c) M-AMBI; (d) M-BAMBI; (e) M-AMBI-15%; (f) M-BAMBI-15%

图2 长江口 AMBI 和 M-AMBI 指数值空间分布

Fig. 2 Spatial distribution maps of the AMBI and M-AMBI values in Yangtze River Estuary

符合(图2, 3), 但与 M-AMBI 的更趋相似. 由表 1 可知, 本研究大部分样点的水体环境严重富营养化, 这与 M-AMBI 指示长江口生态环境质量普遍处于不良或差的状态一致, 而 AMBI 指示本次大部分样点的生态环境处于未受干扰或轻微干扰的状态, 与富营养化指数的结果有较大差异(表 2). 另外, M-AMBI 较高的 3 个站位, 富营养化指数也低(小于 1), 说明这些站位的水体环境并未富营养化, 底栖

生态质量较好. 但在 ZJ03 站, M-AMBI 指示其生态质量好, 富营养化指数却指示该处水体环境已经处于富营养化状态. Pearson 相关分析也表明 AMBI 与表层和底层水中的富营养化指数之间均不存在明显的相关关系, 而 M-AMBI 则与表层水 ($R = -0.42$, $P = 0.03$) 以及底层水中的 EI ($R = -0.56$, $P = 0.04$) 均存在显著的负相关关系. 回归分析表明 M-AMBI 与表层水中的富营养化指数之间呈非线性相

表 3 AMBI 和 M-AMBI 与环境因子的相关关系

Table 3 Relationships between AMBI and M-AMBI and environmental variables

| 项目 | 环境变量 | R 值 | 样本数/个 | P 值 |
|--------------------------------------|--------------------------------------|--------|-------|-------|
| AMBI | 粒度(Φ) | -0.717 | 21 | 0.000 |
| | 亚硝酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 0.693 | 9 | 0.019 |
| | 沉积物 | | | |
| | Hg/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | -0.450 | 21 | 0.020 |
| | 表层水体 | | | |
| | 盐度/ ‰ | 0.624 | 21 | 0.001 |
| | 化学需氧量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.386 | 21 | 0.042 |
| | 硝酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.382 | 21 | 0.044 |
| | 无机氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.382 | 21 | 0.044 |
| | Cu/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.509 | 21 | 0.009 |
| Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.402 | 21 | 0.035 | |
| 活性硅酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.383 | 21 | 0.043 | |
| M-AMBI | 透明度/m | 0.416 | 21 | 0.030 |
| | 底层水体 | | | |
| | 温度/ $^{\circ}\text{C}$ | 0.575 | 14 | 0.016 |
| | 盐度/ ‰ | 0.682 | 14 | 0.004 |
| | 活性磷酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.778 | 14 | 0.001 |
| | 化学需氧/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.602 | 14 | 0.011 |
| | 硝酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.705 | 14 | 0.002 |
| | 无机氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.704 | 14 | 0.002 |
| | Cu/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.772 | 14 | 0.001 |
| | Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.536 | 14 | 0.024 |
| | As/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.470 | 14 | 0.045 |
| | Zn/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.757 | 6 | 0.041 |
| | 活性硅酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | -0.707 | 14 | 0.002 |

表 4 M-AMBI 与环境因子线性回归分析结果¹⁾

Table 4 Linear regression analysis between M-AMBI and environmental variables

| 环境变量 | F | P |
|--------------------------------------|-------|-------|
| 沉积物 | | |
| Hg/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ | 4.84 | 0.04 |
| 表层水体 | | |
| 盐度/ ‰ | 12.11 | 0.003 |
| 化学需氧量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 3.33 | 0.08 |
| 硝酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 3.26 | 0.09 |
| 无机氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 3.26 | 0.09 |
| Cu/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 6.66 | 0.02 |
| Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 3.67 | 0.07 |
| 活性硅酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 3.27 | 0.09 |
| 透明度/m | 3.97 | 0.06 |
| 底层水体 | | |
| 温度/ $^{\circ}\text{C}$ | 7.46 | 0.02 |
| 活性磷酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 18.37 | 0.001 |
| 化学需氧量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 6.81 | 0.02 |
| 硝酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 11.88 | 0.005 |
| 无机氮/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 11.80 | 0.005 |
| Cu/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 17.70 | 0.001 |
| Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 4.48 | 0.05 |
| As/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 4.84 | 0.05 |
| Zn/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 4.48 | 0.05 |
| 活性硅酸盐/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ | 12.01 | 0.005 |

1) $P > 0.05$ 表明非线性相关

关 ($F = 4.05$, $P = 0.06 > 0.05$), 而与底层水中的富营养化指数呈线性相关 ($F = 5.56$, $P = 0.04 < 0.05$).

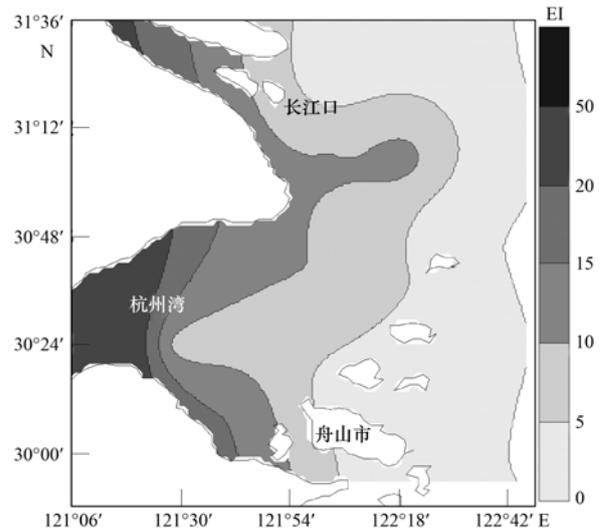


图 3 长江口富营养化指数值空间分布

Fig. 3 Spatial distribution map of the eutrophication index (EI) in Yangtze River Estuary

3 讨论

3.1 生态分组

根据目前的物种分组表 (<http://ambi.azti.es>), 尽管大多数物种被分入相应的生态组别, 但由于指数创立者无法掌握所有底栖动物的生物学和环境资料, 还有部分物种并未分入相应的组别. 一般来说, 同一个属的物种生态组别相同^[26]. 因此, 本研究中大部分物种被分入物种表中同属物种的生态组别 (如参照物种表中已有的 *Magelona cincta* 的生态组别, 将 *Magelona crenulifrons* 分入 EG I). 本次调查中, 个别未归入相应组别的物种, 主要是因为其分类阶元较高^[29], 如多毛类 (Polychaets). 此外, 必要时相关专家的判断对生物的分组也至关重要^[30].

3.2 M-AMBI 参照状态的设定

当使用 M-AMBI 评价底栖生态环境质量时, 设定合适的参照状态是非常重要的^[7]. 参照状态对应于某一特殊的生境或栖居地类型, 但当栖居地种类太多时, M-AMBI 的应用会受到一定的限制^[31, 32]. 总体来说, 本次调查海域内各站点的粒度、水温及盐度 (尽管 SH06 站的盐度较低, 但是该站点的粒度、水温与其他站点相差不大, 故本研究并不将其单独划分为一个独立的栖居地类型) 等差别不大, 因此可以认为整个调查海域为一种栖居地类型而设定一个参照状态. 事实上, 在高度富营养化的长江口

很难找到未受人为扰动的区域或点。一般情况下, AMBI 默认生物多样性最大值和物种数最大值为高生态质量的参照状态。考虑到调查区皆受到人为干扰,故采用“预防”(precaution)的方法,在多样性指数和物种数最大值的基础上再增加 15%^[27]。值得注意的是,两种参照状态下计算出来的 M-AMBI 值无明显差别,类似的情况也出现在世界上其它海洋生态系统^[9]。

事实上, M-AMBI 在欧洲被广泛地用于检测多种人为压力^[9]。然而, M-AMBI 和 M-BAMBI 在中国海域应用较少。蔡立哲等^[33]运用 M-AMBI 评价深圳湾的底栖生态质量,但是并未给出参照状态的设定依据,也并未探讨 M-AMBI 在深圳湾的适用情况;本研究结果表明,若设定充分、合适的参照状态, M-AMBI 和 M-BAMBI 均能较好地评价长江口底栖生态环境质量,其评价结果也基本一致。

3.3 AMBI 和 M-AMBI 值的空间分布

研究证实,长江输入和人类排污为长江口海域带来大量的营养盐和有机污染物^[34],导致长江口海域水质进一步恶化,近海水体均呈富营养或严重富营养化状态,富营养程度从外海向近岸增加^[35]。另外,长江三峡工程的建设 and 后期运作以及流域用水量的增加导致长江入海径流量变小、携沙量增大^[17],营养盐向外海扩散的速度变缓而多聚集在近岸海域。上述因素直接导致了营养盐和污染物浓度在河口区累积明显,并由近岸向外海逐渐增加。

AMBI 和 M-AMBI 均能有效地检测生态系统受到的人为压力^[9],指示底栖动物群落对环境压力梯度的响应^[36]。在我国, AMBI 和 M-AMBI 已用于评价渤海湾潮间带、香港和深圳近岸海域、长江口等的底栖生态环境质量,证实两者均能有效地指示有机污染物、重金属污染、富营养化等环境压力梯度^[33, 37~39]。本研究也证实 AMBI 和 M-AMBI 能够较好地响应长江口受到的上述人为压力梯度,即河口区、海湾内侧等离岸较近的海域其底栖生态环境质量较差,而离岸较远的区域则较好。

尽管 AMBI 能够响应环境压力梯度,但是其评价出的生态质量状况普遍比 M-AMBI 评出的更好。这与两种生物指数建立的原理以及应用条件有很大关系。运用 M-AMBI 评价生态质量状态必须设定参照状态。以第一种参照状态为例,高生态质量状态下 AMBI、多样性指数及丰富度的参照值分别为 0、3.58、20。而根据本研究的调查数据,仅 4 个站位有 10 种以上底栖动物,剩余 19 个站位的物种数都非

常低,相应地生物多样性指数也非常低,甚至为 0。这说明本研究区域的生物群落结构已经相当脆弱,底栖生境受到了一定程度的扰动。这与 M-AMBI 评价出的大部分站位生态质量不良或差契合。而 AMBI 评价结果显示大部分站位处于轻微干扰或未受干扰的状态,显然与群落结构参数不够匹配。这主要是因为 AMBI 仅建立在某一站位各底栖动物栖息密度所占比例的基础之上,如若某一站位 EG I 或者 EG II 占优势,则不管群落结构参数多低, AMBI 都会指示该站位未受干扰或轻微干扰,如 ZJ15 站。事实上,当某一站位的底栖动物种类数(1~3 个)和个体数(<3 个)都很少时, AMBI 的敏感程度会降低^[30],而本研究中有 11 个站位的物种数小于 3(包括无底栖动物的 3 个站位)。另外,当某一站内未安排进去的物种比例超过 20% 时,应谨慎判断评价结果;若超过 50%,则评价结果不可信^[31]。而本研究中未被安排进去的物种比例超过 20% 的有 5 个站位(表 1),故此应对这些站位的 AMBI 生态质量评价结果谨慎判断。此外,在河口内侧或受自然压力影响较大的区域, AMBI 的指示作用较弱,而 M-AMBI 则不会受此限制^[27]。综上所述,由于综合了 AMBI、多样性指数和物种数等群落结构参数,并在合适的参照状态基础上, M-AMBI 能够更为准确地评价长江口的底栖生态环境质量。

3.4 与环境因子的关系

许多研究表明,大型底栖动物的群落结构受多种环境因子的影响。如透明度通过限制初级生产力而间接影响大型底栖动物的生物量^[14]。盐度则直接影响底栖动物群落的分布和组成特征^[40, 41],可能是导致底栖动物群落沿河口到湾内呈连续梯度变化的主要原因^[42]。此外,研究证实沉积物特征的变化与底栖动物栖息密度和多样性有显著关系^[43]。已有的研究证实,温度通过影响生物的生长、发育和繁殖,从而影响生物的种类数量、生物量和分布范围^[44]。如在长江口海域,底层水温低导致该海域的底栖动物种类数降低,栖息密度较低^[17]。同样地,高浓度有毒物质也会导致底栖动物群落各项特征参数降低^[45, 46]。本研究中 M-AMBI 与透明度、水体盐度、底层水温的显著正相关关系,与重金属的显著负相关关系、AMBI 与粒度的显著负相关关系也验证了上述结论。

氮磷等营养盐浓度过高导致水体富营养化,从而影响底栖动物的群落结构^[47],如韩洁等^[48]报道底层水中的硝酸盐浓度与大型底栖动物栖息密度密

密切相关。另外,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^[49]。而 AMBI 与底层水体中亚硝酸盐的极显著正相关关系以及 M-AMBI 与水体中的化学需氧量、硝酸盐、活性磷酸盐、活性磷酸盐、无机氮之间显著的负相关关系,更加证实了长江携带大量营养盐以及两岸城市群排放的有机污染物等入海,影响长江口底栖动物群落结构。

尽管 AMBI 和 M-AMBI 均与环境因子有显著的相关关系,但是 M-AMBI 对环境因子尤其是富营养化压力响应的敏感程度更高些。由 2.3 节可知,与 AMBI 相比,M-AMBI 空间分布及对研究区域各站位底栖生态质量评价结果与富营养化指数的更为契合。此外,M-AMBI 与富营养化指数之间存在显著的负相关关系,而与 AMBI 则并不呈显著相关。这些都说明 M-AMBI 比 AMBI 能够更好地指示长江口水域的富营养化压力。但是在 ZJ03 站,M-AMBI 并未指示出该处水体的富营养化状态。这可能是因为富营养化程度未足以对该处的动物群落结构产生明显地影响^[50];也可能与近些年长江口底栖动物群落营养结构的变化有关,如捕食天敌的急剧减少可能抵消了环境污染直接给底栖动物带来的负面效应^[15, 51, 52]。

如上所述,由于多种环境因素的共同影响,长江口底栖动物群落结构受到很大的扰动^[17]。已有的研究证实,90 年代以前,长江口底栖动物群落结构参数值都维持在较高的水平;90 年代至 2005 年,长江口沿岸城市经济的腾飞,人为干扰加剧,尤其是三峡大坝建成后对长江口入海泥沙和径流量的改变非常明显,加上气候变化带来的影响,长江口底栖动物种类数、栖息密度和生物量与 80 年代相比显著下降,口门区海域已受到一定程度的轻微污染^[18, 19]。2005 年至今,由于长江口水域的各项生态环境保护措施加强,底栖动物群落得到一定程度的恢复^[17]。但是,长江口大型底栖动物各生态类群的优势地位发生了显著更替已是不争的事实,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^[51]。这意味着敏感种消失,机会种占据优势地位,底栖生态环境受到了较大的扰动,如 M-AMBI 的评价结果所示。就长江口大型底栖动物空间分布而言,长江口内侧水域与杭州湾的底栖动物种类组成最为单调,生物多样性指数最低,而口外水域与杭州湾外侧及舟山海区东侧的底栖动物种类组成呈现复杂化,生物多样性指数较高,群落结构

显著好于口内水域及杭州湾^[50]。而这种空间分布模式也被本研究中 M-AMBI 和 M-BAMBI 的评价结果证实。

4 结论

AMBI 和 M-AMBI 均能指示长江口海域的底栖动物群落受扰动状况,即长江口门区内侧、杭州湾以及舟山西侧靠近陆地的海域受干扰程度较高,而离岸较远的外侧海域受干扰的程度较低,这与长江口频繁的人为扰动如大型水利工程、陆源排污等致使污染物堆积在河口及近岸海域有较大关系。不论是采用栖息密度还是生物量计算 AMBI 和 M-AMBI,得出的评价结果基本一致。与 AMBI 相比,M-AMBI 更适用于指示长江口底栖生态环境质量,对富营养化压力的响应也更为敏感。AMBI 对河口内侧及自然压力下的底栖生态环境指示功能较弱,在物种数和生物个体数较少时的指示功能也较弱,限制了该指数在长江口海域的使用;而 M-AMBI 则建立在多种群落结构参数参照值的基础上,应用范围更广,但是干扰生境状况下参考状态的设定已然成为限制该指数应用的主要因素。

参考文献:

- [1] Costanza R, D'Arge R, De Groot R, *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Nature*, 1997, **387**(6630): 253-260.
- [2] Aubry A, Elliott M. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2006, **53**(1-4): 175-185.
- [3] Borja A, Ransinghe A, Weisberg S B. Assessing ecological integrity in marine waters, using multiple indices and ecosystem components: Challenges for the future [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, **59**(1-3): 1-4.
- [4] Pelletier M C, Gold A J, Heltshe J F, *et al.* A method to identify estuarine macroinvertebrate pollution indicator species in the Virginian Biogeographic Province [J]. *Ecological Indicators*, 2010, **10**(5): 1037-1048.
- [5] Birk S, Bonne W, Borja A, *et al.* Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive [J]. *Ecological Indicators*, 2012, **18**: 31-41.
- [6] Borja A, Franco J, Pérez V. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within EuroPan estuarine and coastal environments [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, **40**(12): 1100-1114.
- [7] Muxika I, Borja A, Bald J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the

- European Water Framework Directive [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, **55**(1-6): 16-29.
- [8] Borja A, Miles A, Occhipinti-Ambrogi A, *et al.* Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive[J]. *Hydrobiologia*, 2009, **633**(1): 181-196.
- [9] Borja A, Dauer D M, Grémare A. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality[J]. *Ecological Indicators*, 2012, **12**(1): 1-7.
- [10] Warwick R M, Clarke K R, Somerfield P J. Exploring the marine biotic index (AMBI): variations on a theme by úngel Borja[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, **60**(4): 554-559.
- [11] Muxika I, Somerfield P J, Borja Á, *et al.* Assessing proposed modifications to the AZTI marine biotic index (AMBI), using biomass and Production [J]. *Ecological Indicators*, 2012, **12**(1): 96-104.
- [12] Lau M. Integrated coastal zone management in the People's Republic of China-An assessment of structural impacts on decision-making processes [J]. *Ocean & Coastal Management*, 2005, **48**(2): 115-159.
- [13] Pan K, Wang W X. Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, **421-422**: 3-16.
- [14] 王华新. 长江口环境变化及表层沉积物中总有机碳、总氮的时空分布[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2010.
- [15] 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*, 2012, **32**(9): 1-8.
- [16] 苏畅, 沈志良, 姚云, 等. 长江口及其邻近海域富营养化水平评价[J]. *水科学进展*, 2008, **19**(1): 99-105.
- [17] 刘录三, 郑丙辉, 李宝泉, 等. 长江口大型底栖动物群落的演变过程及原因探讨 [J]. *海洋学报*, 2012, **34**(3): 134-145.
- [18] 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.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 罗民波. 长江河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.
- [22] 沈焕庭. 长江河口物质通量[M]. 北京: 海洋出版社, 2001. 30-31.
- [23] 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.
- [24] GB 17378.4-1998, 海洋监测规范-4 海水分析[S].
- [25] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [26] Borja A, Tunberg B G. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI[J]. *Ecological Indicators*, 2011, **11**(2): 295-303.
- [27] Borja A, Dauer D, Diaz R, *et al.* Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices[J]. *Ecological Indicators*, 2008, **8**(4): 395-403.
- [28] 邹景忠, 董丽萍, 秦保平. 渤海湾富营养化和赤潮问题的初步探讨[J]. *海洋环境科学*, 1983, **2**(2): 41-54.
- [29] Forchino A, Borja A, Brambilla F, *et al.* Evaluating the influence of off-shore cage aquaculture on the benthic ecosystem in Alghero Bay (Sardinia, Italy) using AMBI and M-AMBI[J]. *Ecological Indicators*, 2011, **11**(5): 1112-1122.
- [30] Borja A, Muxika I. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's marine biotic index) in the assessment of the benthic ecological quality[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2005, **50**(7): 787-789.
- [31] De Paz L, Patrício J, Marques J C, *et al.* Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: a benthic perspective [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, **56**(7): 1275-1283.
- [32] Teixeira H, Salas F, Neto J M, *et al.* Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary-guidance on reference values[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, **80**(1): 130-140.
- [33] 蔡立哲, 陈昕韡, 吴辰, 等. 深圳湾潮间带1995-2010年大型底栖动物群落的时空变化[J]. *生物多样性*, 2011, **19**(6): 702-709.
- [34] 陈鸣渊, 俞志明, 宋秀贤, 等. 利用模糊综合方法评价长江口水域富营养化水平[J]. *海洋科学*, 2007, **31**(11): 47-54.
- [35] 柴超, 俞志明, 宋秀贤, 等. 长江口水域富营养化特性的探索性数据分析[J]. *环境科学*, 2007, **28**(1): 53-58.
- [36] Borja A, Barbone E, Basset A, *et al.* Response of single benthic metrics and multi-metric methods to anthropogenic pressure gradients, in five distinct European coastal and transitional ecosystems[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, **62**(3): 499-513.
- [37] Cai L Z, Tam N F Y, Wong T W Y, *et al.* Using benthic macrofauna to assess environmental quality of four intertidal mudflats in Hong Kong and Shenzhen coast [J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2003, **22**(2): 309-319.
- [38] 蔡文倩, 刘录三, 孟伟, 等. AMBI方法评价环渤海潮间带底栖生态质量的适用性[J]. *环境科学学报*, 2012, **32**(3): 992-1000.
- [39] Wu H Y, Chen K L, Chen Z H, *et al.* Evaluation for the ecological quality status of coastal waters in East China Sea using fuzzy integrated assessment method [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2012, **64**(3): 546-555.
- [40] Holland A F. Long-term variation of macrobenthos in a mesohaline Region of Chesapeake Bay[J]. *Estuaries*, 1985, **8**(2): 93-113.
- [41] 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**(1-2): 315-331.
- [42] 厉红梅, 李适宇, 蔡立哲. 深圳湾潮间带底栖动物群落与环境因子的关系[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2003, **42**(5): 93-96.

- [43] Mannino A, Montagna P A. Small-scale spatial variation of macrobenthic community structure [J]. *Estuaries*, 1997, **20**(1): 159-173.
- [44] 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.
- [45] Dauer D M. Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1993, **26**(5): 249-257.
- [46] 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.
- [47] 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.
- [48] 韩洁, 张志南, 于子山. 渤海中、南部大型底栖动物的群落结构[J]. *生态学报*, 2004, **24**(3): 531-537.
- [49] 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.
- [50] Salas F, Neto J M, Borja A, *et al.* Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal) [J]. *Ecological Indicators*, 2004, **4**(3): 215-225.
- [51] 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): 3024-3034.
- [52] 蔡文倩, 刘录三, 乔飞, 等. 渤海湾大型底栖生物群落结构变化及原因探讨[J]. *环境科学*, 2012, **33**(9): 3104-3109.

CONTENTS

| | |
|---|---|
| Advances in Peroxide-Based Decontaminating Technologies | XI Hai-ling, ZHAO San-ping, ZHOU Wen (1645) |
| Environmental Damage Assessment; International Regulations and Revelation to China | ZHANG Hong-zhen, CAO Dong, YU Fang, <i>et al.</i> (1653) |
| Human Health Risk-Based Environmental Criteria for Soil: A Comparative Study Between Countries and Implication for China | XU Meng, YAN Zeng-guang, HE Meng-meng, <i>et al.</i> (1667) |
| Organic Waste Treatment by Earthworm Vermicomposting and Larvae Bioconversion: Review and Perspective | ZHANG Zhi-jian, LIU Meng, ZHU Jun (1679) |
| Strategies of Nutrients Control in Lakes Based on Ecoregions of Lakes in China | DIAO Xiao-jun, XI Bei-dou, HE Lian-sheng, <i>et al.</i> (1687) |
| Current Status of Surface Water Acidification in Northeast China | XU Guang-yi, KANG Rong-hua, LUO Yao, <i>et al.</i> (1695) |
| Impact Analysis of Xi'an to the Water Quality of Weihe River | YU Jie, LI Huai-en (1700) |
| Distribution Characteristics of Dissolved Oxygen and Its Affecting Factors in the Pearl River Estuary During the Summer of the Extremely Drought Hydrological Year 2011 | YE Feng, HUANG Xiao-ping, SHI Zhen, <i>et al.</i> (1707) |
| Application of Equilibrium Partitioning Approach to Establish Sediment Quality Criteria for Heavy Metals in Hengyang Section of Xiangjiang River | HAN Chao-nan, QIN Yan-wen, ZHENG Bing-hui, <i>et al.</i> (1715) |
| Assessing the Benthic Ecological Status in Yangtze River Estuary Using AMBI and M-AMBI | CAI Wen-qian, MENG Wei, LIU Lu-san, <i>et al.</i> (1725) |
| Pollution Load and the First Flush Effect of BOD ₅ and COD in Urban Runoff of Wenzhou City | WANG Jun, BI Chun-juan, CHEN Zhen-lou, <i>et al.</i> (1735) |
| Influencing Factors in Measuring Absorption Coefficient of Suspended Particulate Matters | YU Xiao-long, SHEN Fang, ZHANG Jin-fang (1745) |
| Relationship Between pCO ₂ and Algal Biomass in Xiangxi Bay in Spring | YUAN Xi-gong, HUANG Wen-min, BI Yong-hong, <i>et al.</i> (1754) |
| Effects of Turbulent Fluctuation Intensity on the Growth of Algae and Water Environment | LEI Yu, LONG Tian-yu, SAN Lei, <i>et al.</i> (1761) |
| Simultaneous Removal of Algae and Its Odorous Metabolite Dimethyl Trisulfide in Water by Potassium Ferrate | MA Xiao-yan, ZHANG Ze-hua, WANG Hong-yu, <i>et al.</i> (1767) |
| Catalyzed Oxidation of Catechol by the Heterogeneous Fenton-like Reaction of Nano-Fe ₃ O ₄ -H ₂ O ₂ System | HE Jie, YANG Xiao-fang, ZHANG Wei-jun, <i>et al.</i> (1773) |
| Photodegradation of Naproxen in Aqueous Systems by UV Irradiation: Mechanism and Toxicity of Photolysis Products | MA Du-juan, LIU Guo-guang, LÜ Wen-ying, <i>et al.</i> (1782) |
| Catalytic Ozonation of Nitrobenzene in Water by Acidification-activated Red Mud | KANG Ya-ning, LI Hua-nan, XU Bing-bing, <i>et al.</i> (1790) |
| Experimental Studies on Stability of Floes from Cadmium Pollution Emergency Treatment | LIU Wang-rong, GUO Qing-wei, YANG Ren-bin, <i>et al.</i> (1797) |
| Evaluation of Floc Strength Based on Morphological Analysis and Optical Online Monitoring | JIN Peng-kang, FENG Yong-ning, WANG Bao-bao, <i>et al.</i> (1802) |
| Mechanism of Reductive Dechlorination of Trichlorophenol with Different Electron Donors | WAN Jin-quan, HU Meng-die, MA Yong-wen, <i>et al.</i> (1808) |
| Preparation of Magnetic Quaternary Chitosan Salt and Its Adsorption of Methyl Orange from Water | ZHANG Cong-lu, HU Xiao-min, YING Shi-ying, <i>et al.</i> (1815) |
| Membrane Fouling by Secondary Effluent of Urban Sewage and the Membrane Properties | MENG Xiao-rong, ZHANG Hai-zhen, WANG Lei, <i>et al.</i> (1822) |
| Treatment of Municipal Wastewater Using the Combined Reversed A ² /O-MBR Process | ZHANG Jian-jun, ZOU Gao-long, YANG Shu-fang, <i>et al.</i> (1828) |
| Study on Sulfur-based Autotrophic Denitrification with Different Electron Donors | YUAN Ying, ZHOU Wei-li, WANG Hui, <i>et al.</i> (1835) |
| Nitrogen Removal and N ₂ O Emission Characteristics During the Shortcut Simultaneous Nitrification and Denitrification Process | LIANG Xiao-ling, LI Ping, WU Jin-hua, <i>et al.</i> (1845) |
| Optimization of Solid-Phase Extraction for Enrichment of Toxic Organic Compounds in Water Samples | ZHANG Ming-quan, LI Feng-min, WU Qian-yuan, <i>et al.</i> (1851) |
| Polycyclic Musks Exposure Affects Gene Expression of Specific Proteins in Earthworm <i>Eisenia fetida</i> | CHEN Chun, LIU Xiao-wei, ZHENG Shun-an, <i>et al.</i> (1857) |
| Health Risk Assessment and Ozone Formation Potentials of Volatile Organic Compounds from Pharmaceutical Industry in Zhejiang Province | XU Zhi-rong, WANG Zhe-ming, XU Ming-zhu, <i>et al.</i> (1864) |
| Health Effect of Volatile Aldehyde Compounds in Photocatalytic Oxidation of Aromatics Compounds | ZHAO Wei-rong, LIAO Qiu-wen, YANG Ya-nan, <i>et al.</i> (1871) |
| Compositions and Distribution Characteristics of Polybrominated Diphenyl Ethers in Serum of Women from Sichuan Province | SHAO Min, CHEN Yong-heng, LI Xiao-yu (1877) |
| QSAR/QSPR for Predicting the Toxicity of Imidazolium Ionic Liquids | ZHAO Ji-hong, ZHAO Yong-sheng, ZHANG Hong-zhong, <i>et al.</i> (1882) |
| Spatial and Temporal Characteristics of Heavy Metal Concentration of Surface Soil in Hebin Industrial Park in Shizuishan Northwest China | FAN Xin-gang, MI Wen-bao, MA Zhen-ning, <i>et al.</i> (1887) |
| Distribution Characteristic and Current Situation of Soil Rare Earth Contamination in the Bayan Obo Mining Area and Baotou Tailing Reservoir in Inner Mongolia | GUO Wei, FU Rui-ying, ZHAO Ren-xin, <i>et al.</i> (1895) |
| Road Dust Loading and Chemical Composition at Major Cities in Fujian Province | ZHENG An, YANG Bing-yu, WU Shui-ping, <i>et al.</i> (1901) |
| Numerical Simulation and Application of Electrical Resistivity Survey in Heavy Metal Contaminated Sites | WANG Yu-ling, NAI Chang-xin, WANG Yan-wen, <i>et al.</i> (1908) |
| Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Growth and Rare Earth Elements Uptake of Soybean Grown in Rare Earth Mine Tailings | GUO Wei, ZHAO Ren-xin, ZHAO Wen-jing, <i>et al.</i> (1915) |
| Algicidal Activity Against Red-tide Algae by Marine Bacterial Strain N3 Isolated from a HABs Area, Southern China | SHI Rong-jun, HUANG Hong-hui, QI Zhan-hui, <i>et al.</i> (1922) |
| Isolation, Identification and Oxidizing Characterization of an Iron-Sulfur Oxidizing Bacterium LY01 from Acid Mine Drainage | LIU Yu-jiao, YANG Xin-ping, WANG Shi-mei, <i>et al.</i> (1930) |
| Isolation of an Effective Benzo[a]pyrene Degrading Strain and Its Degradation Characteristics | CAI Han, YIN Hua, YE Jin-shao, <i>et al.</i> (1937) |
| Aerobic Microbial Degradation of 2,2',4,4'-Tetrabrominated Diphenyl Ether | ZHANG Shu, Franco Giulio, LI Xiao-bao, <i>et al.</i> (1945) |
| Piggery Wastewater Cultivating Biofloculant-Producing Flora B-737 and the Fermentation Characteristics | PEI Rui-lin, XIN Xin, ZHANG Xue-qiao, <i>et al.</i> (1951) |
| Correlation Between Acidic Materials and Acid Deposition in Beijing During 1997-2011 | CHEN Yuan-yuan, TIAN He-zhong, YANG Dong-yan, <i>et al.</i> (1958) |
| Characteristics of Precipitation pH and Conductivity at Mt. Huang | SHI Chun-e, DENG Xue-liang, WU Bi-wen, <i>et al.</i> (1964) |
| Chemical Characteristics of Water-Soluble Components of Aerosol Particles at Different Altitudes of the Mount Huang in the Summer | WEN Bin, YIN Yan, QING Yan-shuo, <i>et al.</i> (1973) |
| Pollution Characteristics of Organic Acids in Atmospheric Particles During Haze Periods in Autumn in Guangzhou | TAN Ji-hua, ZHAO Jing-ping, DUAN Jing-chun, <i>et al.</i> (1982) |
| Characterization of Organic Carbon (OC) and Elemental Carbon (EC) in PM _{2.5} During the Winter in Three Major Cities in Fujian Province, China | CHEN Yan-ting, CHEN Jin-sheng, HU Gong-ren, <i>et al.</i> (1988) |
| Size Distribution of Carbonaceous Particulate Matter in Atmosphere of Shanghai, China | YUAN Ning, LIU Wei, ZHAO Xiu-liang, <i>et al.</i> (1995) |
| Secondary Aerosol Formation Through Photochemical Reactions Estimated by Using Air Quality Monitoring Data in the Downtown of Pudong, Shanghai | CUI Hu-xiong, WU Ya-ming, DUAN Yu-sen, <i>et al.</i> (2003) |
| Geochemical Characteristics and Sources of Atmospheric Particulates in Shanghai During Dust Storm Event | QIAN Peng, ZHENG Xiang-min, ZHOU Li-min (2010) |
| Near Surface Atmospheric CO ₂ Variations in Autumn at Suburban Xiamen, China | LI Yan-li, MU Chao, DENG Jun-jun, <i>et al.</i> (2018) |
| <i>In-situ</i> Measurement of Background Atmospheric HCFC-142b Using GC-MS and GC-ECD Method | GUO Li-feng, YAO Bo, ZHOU Ling-xi, <i>et al.</i> (2025) |
| Airborne Fungal Community Composition in Indoor Environments in Beijing | FANG Zhi-guo, OUYANG Zhi-yun, LIU Peng, <i>et al.</i> (2031) |
| Study on Quantification Assessment and Odor Fingerprint of Volatile Aromatic Hydrocarbons from Sewage Treatment Plant | GUO Wei, WANG Bo-guang, TANG Xiao-dong, <i>et al.</i> (2038) |
| Superposition Impact Character of Air Pollution from Decentralization Docks in a Freshwater Port | LIU Jian-chang, LI Xing-hua, XU Hong-lei, <i>et al.</i> (2044) |
| Thermal Stability and Transformation Behaviors of Pb in Yima Coal | LIU Rui-qing, WANG Jun-wei (2051) |
| Synergistic Emission Reduction of Chief Air Pollutants and Greenhouse Gases Based on Scenario Simulations of Energy Consumptions in Beijing | XIE Yuan-bo, LI Wei (2057) |

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2013年5月15日 34卷 第5期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 34 No. 5 May 15, 2013

| | | | | |
|---------|---|------------------|----|---|
| 主 管 | 中国科学院 | Superintended | by | Chinese Academy of Sciences |
| 主 办 | 中国科学院生态环境研究中心 | Sponsored | by | Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences |
| 协 办 | (以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院 | Co-Sponsored | by | Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University |
| 主 编 | 欧阳自远 | Editor-in -Chief | | OUYANG Zi-yuan |
| 编 辑 | 《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn | Edited | by | The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel: 010-62941102, 010-62849343; Fax: 010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn |
| 出 版 | 科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717 | Published | by | Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China |
| 印 刷 装 订 | 北京北林印刷厂 | Printed | by | Beijing Bei Lin Printing House |
| 发 行 | 科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com | Distributed | by | Science Press Tel: 010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com |
| 订 购 处 | 全国各地邮电局 | Domestic | | All Local Post Offices in China |
| 国外总发行 | 中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱) | Foreign | | China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China |

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 90.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行