

DOI: 10.5846/stxb201503310623

任鹏,方平福,鲍毅新,李海宏,王华,龚堃.漩门湾不同类型湿地大型底栖动物群落特征比较研究.生态学报,2016,36(18): - .  
Ren P, Fang P F, Bao Y X, Li H H, Wang H, Gong K. Variation in macrobenthic community characteristics among different types of wetlands in Xuanmen Bay. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(18): - .

## 漩门湾不同类型湿地大型底栖动物群落特征比较研究

任 鹏, 方平福, 鲍毅新\*, 李海宏, 王 华, 龚 堃

浙江师范大学生态研究所, 金华 321004

**摘要:**为研究漩门湾围垦后自然滩涂湿地和不同利用方式人工湿地 7 种生境的大型底栖动物群落结构现状和受扰动情况, 2010 年 10 月至 2012 年 7 月在两个区域中进行了为期两周年 8 个季度的大型底栖动物调查, 结果表明: 两周年共获得大型底栖动物 5 门 8 纲 41 科 63 种; 第一周年为 47 种, 其中自然滩涂湿地 41 种, 人工湿地 14 种; 第二周年为 58 种, 其中自然滩涂湿地 50 种, 人工湿地 10 种, 人工湿地的物种数明显少于自然滩涂湿地。采集到的物种以软体动物和节肢动物为主, 分别为 32 种和 23 种, 各占总物种数的 50.00% 和 37.10%。两周年的年均栖息密度和年均生物量在生境间从高到低依次为, 年均栖息密度第一周年 HS>GT>HH>RL>SC>NY>SK, 第二周年 GT>HS>HH>SC>NY>RL>SK; 年均生物量第一周年为 HS>RL>HH>GT>NY>SK>SC, 第二周年是 HS>HH>RL>GT>NY>SC>SK。3 种大型底栖动物的生物多样性指数 (Margalef 丰富度指数 ( $S$ )、Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J$ )) 分析表明, 两周年 7 种生境 3 种多样性指数均处在不断的变化之中, 人工湿地的 Margalef 丰富度指数 ( $S$ ) 和 Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ ) 相对于自然滩涂湿地偏低, 而 Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) 人工湿地大于自然滩涂湿地。聚类 and 排序的结果表明, 围垦使大型底栖动物的群落结构发生明显的变化。ABC 曲线分析结果表明, 自然滩涂湿地受到的干扰程度较轻, 而人工湿地受到的干扰程度较大。围垦改变了潮滩高程、水动力、盐度、沉积物特性, 再加上人类活动的影响, 这些因素是造成底栖动物群落结构及生物多样性变化的主要原因, 围垦结束后的生态修复十分必要。

**关键词:**大型底栖动物; 周年变化; 围垦; 人工湿地; 自然滩涂湿地; 群落特征

## Variation in macrobenthic community characteristics among different types of wetlands in Xuanmen Bay

REN Peng, FANG Pingfu, BAO Yixin\*, LI Haihong, WANG Hua, GONG Kun

Institute of Ecology, Zhejiang Normal University, Jinhua 321004, China

**Abstract:** In order to study the structure of the macrobenthic community in the coastal and artificial wetlands in Xuanmen Bay, samples in different seasons were collected in seven habitats from two types of wetlands from October 2010 to July 2012. We identified 63 macrobenthic species in total, belonging to 41 Families, 8 Classes, and 5 Phyla. In the first year, 47 species were found, of which 41 were identified in the coastal wetlands and 14 in the artificial wetlands. In the second year, 58 species were found, including 50 in the coastal wetlands and 10 in the artificial wetlands. The total number of species in the artificial wetlands was significantly lower compared to that in the coastal wetlands. The two dominant species belonged to mollusks and arthropods, and accounted for 50.00% and 37.10%, of the species total respectively. In two years, 5 species were identified in the coastal wetland and the average number of dominant species was 4.50, whereas in the artificial wetlands, 8 species were identified, with the average number of dominant ones being 3.25. The two-year average density and biomass values for the macrobenthos ranked from highest to the lowest were as follows for the first year: density values were HS > GT > HH > RL > SC > NY > SK, and GT > HS > HH > SC > NY > RL > SK, whereas biomass values

基金项目: 浙江省自然科学基金项目 (ZEO204)

收稿日期: 2015-03-31; 网络出版日期: 2015-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sky90@zjnu.cn

were HS > RL > HH > GT > NY > SK > SC and HS > HH > RL > GT > NY > SC > SK. In two years, three species diversity measurements (the Margalef richness index ( $S$ ), the Shannon-Wiener diversity index ( $H'$ ), and the Pielou evenness index ( $J$ )) were in a state of constant change in 7 different habitats. Compared with the values obtained for the coastal wetlands,  $S$  and  $H'$  in the artificial wetlands were lower. Over two years, three species diversity measurements in the coastal wetlands three habitats (HH, GT, HS) was the second year higher than the first year, while in the artificial wetlands, three species diversity measurements in the NY habitat was the second year higher than the first year, other three habitats (SC, SK, RL) was the first year higher than the second year. Based on the results of the two-way ANOVA analysis of the diversity of the three species, we found that  $S$  in 7 of the habitats was significantly distinct ( $F_{6,6} = 7.62, P < 0.01$ ). However, in different years the index showed no significant changes ( $F_{1,6} = 0.44, P > 0.05$ ). Additionally  $H'$  in various habitats and multiple years revealed no significant differences. The  $J$  in distinct habitats and years also showed no significant differences. The hierarchical cluster analysis and non-metric multidimensional scaling (MDS) showed that community structure was divided into two groups: SC, SK, NY, and RL in the artificial wetland, and GT, HS, and HH in the coastal wetlands, which indicated that the community structure had been changed greatly because of land reclamation. From the ABC curve analysis, we theorized that the coastal wetland was affected by slight disturbances and the artificial wetland was influenced by dramatic disturbances. Reclamation changes the tidal flat elevation, hydrodynamic force, salinity and tidal flat sediment characteristics. These factors, including human activities, were pivotal to obtain an understanding of variations in macrobenthic communities. Therefore, the ecological restoration projects after reclamation are essential.

**Key Words:** macrobenthos; annual variation; reclamation; artificial wetland; coastal wetland; community structure

围垦能解决人们用地需求激增的矛盾,可以在短期内带来巨大的经济效益,但从长远来看,就生态系统功能与服务而言,围垦使原有的湿地类型发生改变,许多底栖动物将随之消失,一些以这些底栖动物为食的鸟类,其生存和繁殖也将直接受到影响<sup>[1]</sup>。大型底栖动物是湿地生态系统中一个重要的生态类群,在物质循环和能量流动中扮演着重要角色,其种类组成、群落结构以及生物多样性能够较灵敏地反应该区域的环境变化,其对生态环境具有一定的指示作用<sup>[2]</sup>。漩门湾围垦工程的实施使原先的天然滨海湿地转变为自然滩涂湿地和各种类型的人工湿地<sup>[3]</sup>,围垦后对新形成湿地的不同利用方式以及围垦时间的增加,将导致生态系统与功能服务转变的差异,生物群落的结构和功能会随之发生变化,其中对底栖动物的影响最为明显<sup>[4]</sup>。

由于国外发达国家十分重视滨海滩涂湿地及其生物多样性的保护,极少进行较大规模的滩涂围垦,因此国外学者在围垦对滩涂湿地大型底栖动物群落结构与功能影响方面研究较少<sup>[5-6]</sup>,而国内主要在长江口的南岸<sup>[7]</sup>、南汇东滩<sup>[8]</sup>、横沙东滩<sup>[9]</sup>、灵昆东滩<sup>[10-12]</sup>等地开展了围垦对底栖动物群落结构、多样性、物种生态位以及功能群等方面的研究,结果表明,围垦改变了潮滩湿地生境中多种环境因子,如潮滩高程、水动力、沉积物特性、植被演替等,正是由于这些因子的综合作用,从而造成底栖动物群落结构及生物多样性的变化。漩门湾围垦后形成的自然滩涂湿地与不同利用方式的人工湿地,其各生境之间有哪些共同点和特异性;围垦湿地与自然湿地群落结构的差别能够显示出不同的利用方式将对大型底栖动物群落产生哪些不同的影响。因此作者通过对围垦后漩门湾人工湿地和自然滩涂湿地的调查,通过各生境大型底栖动物的群落结构特点及其年度、季节变化,分析上述问题,为进一步研究该区域生物多样性的可持续利用提供参考,也为围垦工程意义的评价和滩涂湿地的保护提供依据。

## 1 研究地区概况及研究方法

### 1.1 研究区概况

漩门湾国家湿地公园位于浙江省台州市玉环县,中心区地理坐标为 28°14'N、121°13'E,总面积 31.48 km<sup>2</sup>,其中海域面积约 6.66 km<sup>2</sup>,淡水湖泊 16 km<sup>2</sup>,兼有湖泊湿地与浅海滩涂湿地,气候类型为亚热带季风气

候, 年平均气温 16.9—17.6℃, 年降水量为 1300—1400 mm, 是浙江沿海地区典型的湿地类型。

漩门湾二期围垦工程于 1998 年 10 月开工, 2005 年 12 月竣工, 堤外的自然滩涂湿地潮带宽度约为 250—300 m, 土质属粘涂土种, 为最新浅海沉积物, 土体未分化, 呈母质状; 表层平均有机质含量 1.38%, 全氮 0.090%、碱解氮 45 PPm、速效磷 1030 PPm、pH 值 8.2—8.4; 粘涂较肥, 适宜水产养殖。堤内的围垦区集雨面积 166.2 km<sup>2</sup>, 坝址以上流域多年平均降水量为 1430 mm; 水库围垦总面积 3735.2 hm<sup>2</sup>, 蓄淡水区 1600 hm<sup>2</sup>, 总库容 8312 万 m<sup>3</sup>, 正常库容 6410 万 m<sup>3</sup>, 多年平均调节水量 5931 万 m<sup>3</sup>[13]; 土壤海积层厚度为 20—40 m, 土壤平均 pH 值为 8, 地下水位 0.2 m; 含盐量初围垦时为 6‰—10.0‰, 现已淡化为 3‰—5‰。

堤外的自然滩涂湿地中有互花米草草滩(Hu Hua, HH)、自然滩涂光滩(Guang Tan, GT)和人工红树林泥滩(Hong Shu, HS)3 种类型的生境, 其中互花米草草滩由于互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵年限较早, 大多已发育成熟, 具有潮沟地貌; 红树林种植始于 2010 年, 所引种的秋茄红树(*Kandelia candel*), 由于受到当年冬季雪灾的影响, 长势不良, 第二年已逐渐恢复。堤内的人工湿地, 是围垦前的高、中潮带形成的, 围垦后由于地形的不同, 再加上人类利用的方式不同, 可以分为蓄淡水区水域(Shui Ku, SK)、水产养殖区水域(Shui Chan, SC)、农业种植区水域(Nong Ye, NY)和人类活动区水域(Ren Lei, RL)4 种类型的生境。蓄淡水区植物以芦苇(*Phragmites communis*)为优势种, 水域内有淡水鱼生存, 平均水深为 5 m 左右, 2011 年秋季调查时, 水库沿岸经过清理; 水产养殖区是与水库相连的一条河道, 平均水深在 2 m 左右, 人工养殖淡水鱼; 农业种植区土壤肥沃, 生境多样, 主要种植水稻, 含有水塘、小河、水沟和低洼盐碱地水域等多种湿地类型; 人类活动区位于水库上游, 漩门湾大桥附近, 处于人类生活区域, 且与多条流经人类生活区的河道相连, 受人类活动干扰较大。

### 1.2 样点设置与采样

2010 年 10 月至 2012 年 7 月, 每年 10 月(秋季)、1 月(冬季)、4 月(春季)、7 月(夏季), 分别对上述 7 种生境(HH、GT、HS、SK、SC、NY、RL)进行大型底栖动物调查。堤外的 3 种生境各选 2 条与滩涂线垂直的带状断面, 各断面布设 5 个样点, 在最低潮时, 样点的选择依据地形在高、中、低潮带均匀分布, 用 25 cm×25 cm×30 cm 规格的定量采样器采集泥样, 采样深度为 20 cm; 堤内的 4 种生境, 取样点的选取依据其地形特点规划确定, 其中蓄淡水区水域和农业种植区水域各布设 8 个样点, 水产养殖区水域和人类活动区水域各布设 5 个样点, 使用 1/16 m<sup>2</sup>规格的彼德逊采泥器(Peterson Grab sampler)进行深水采样, 此采样器的体积为 0.005 m<sup>3</sup>, 在同一样点抓取 3 次, 使采集的泥量和定量采样器保持相同, 均为 0.0125 m<sup>3</sup>, 保证两种取样方法具有可比性。上述每个样点均选取 4 个样方, 总计 224 个样方。

所采泥样用 1 mm 孔径的分样筛进行淘洗, 获取的标本用 10% 福尔马林固定, 带回实验室后, 进行种类鉴定、分类计数、烘干称重。对各生境中出现的偶见种和不易用采样器采集的物种进行定性取样, 将定量和定性调查综合考虑。调查方法和样品处理按《海洋调查规范》第六部分: 海洋生物调查(GB12763.6—2007)进行。

### 1.3 数据处理与分析

将每年的同一生境 4 个季度的数据合并为一组数据后, 采用下列公式计算大型底栖动物的优势度和多样性指数:

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

$$\text{Marglef 种类丰度指数} \quad S = (S-1)/\ln N$$

$$\text{Shanno-Wiener 多样性指数} \quad H' = - \sum_{i=1}^N P_i \ln P_i$$

$$\text{Pielou 均匀度指数} \quad J = - \left( \sum_{i=1}^N P_i \ln P_i \right) / \ln S$$

$$\text{ABC 曲线的统计量用 } W \text{ 表示} \quad W = \sum_{i=1}^s \frac{(W_i - N_i)}{50(S-1)}$$

式中,  $n_i$  为某一调查群落中第  $i$  种的个体数,  $s$  为取样面积。  $S$  为总物种数,  $N$  为总个体数,  $W_i$  为某一物种的重量百分比(%),  $N_i$  为该物种的数量百分比(%).  $f_i$  为种  $i$  在研究区内各站位出现的频率, 当  $Y > 0.02$  时, 该种为优势种。

使用 SPSS18.0 软件对数据进行聚类分析 (Hierarchical Cluster) 和非度量多维尺度 (Non-metric Multidimensional Scaling, MDS) 分析, 同时采用 PRIMER5.0 对不同群落进行 ABC 曲线分析和  $W$  值的计算<sup>[14]</sup>, 当生物量优势度曲线在数量优势度曲线之上时,  $W$  为正, 反之  $W$  为负。

## 2 结果与分析

### 2.1 大型底栖动物的种类组成和季节变化

#### 2.1.1 种类组成及分布

本次定性和定量调查中共获得大型底栖动物 63 种 (表 1), 隶属 5 门 8 纲 41 科, 第一周年定性调查共得到 47 种, 其中自然滩涂湿地 41 种, 人工湿地 14 种; 第二周年定性调查共有 58 种, 其中自然滩涂湿地 50 种, 人工湿地 10 种。采集到的所有物种中, 以软体动物和节肢动物为主, 分别为 32 种和 23 种, 各占总物种数的 50% 和 37.1%, 可见软体动物和节肢动物是该区域的主要生活类群。其中齿纹蛭螺、粗糙滨螺、短滨螺、粗腿厚纹蟹、海蟑螂和纹藤壶为沿石岸生活的种类, 弹涂鱼和大弹涂鱼弹跳能力强, 红螺为光滩中的偶见种; 中华束腰蟹在农业种植区河道边水草中可用分样筛淘到, 弧边招潮和大弹涂鱼在农业种植区的水塘沿岸边打洞和活动, 大弹涂鱼和中华拟蟹守螺仅在水产养殖区的岸边中有发现, 以上物种均不易做定量调查。

第一周年定量调查中共发现 41 种, 其中自然滩涂湿地 36 种, 人工湿地 14 种; 第二周年共发现 48 种, 其中自然滩涂湿地 41 种, 人工湿地 7 种。人工湿地定性和定量调查的物种数均少于自然滩涂湿地。图 1 为自然滩涂湿地和人工湿地在两周年内定量调查物种组成情况。两周年内, 自然滩涂湿地的大型底栖动物物种数有所增加, 而堤内人工湿地的物种数有所减少。从组成情况来看, 自然滩涂湿地第一周年有 4 种在第二周年未采集到, 而新采集到 9 种; 人工湿地第一周年有 9 种在第二周年未采集到, 新增 2 种。

图 2 为漩门湾围垦湿地内外各生境定量调查的大型底栖动物物种数的季节变化。分别对两周年各生境物种数进行生境季节间的无重复双因素方差分析发现, 物种数在季节间无显著差异 ( $F_{7,42} = 0.72, P > 0.05$ ), 而在生境间存在极显著差异 ( $F_{6,42} = 43.64, P < 0.01$ )。但分别对自然滩涂湿地和人工湿地内的生境进行大型底栖动物物种数生境季节间的无重复双因素方差分析发现, 自然滩涂湿地物种数在季节间存在显著差异 ( $F_{7,14} = 2.97, P < 0.05$ ), 在生境间则无显著差异 ( $F_{2,14} = 0.72, P > 0.05$ ); 人工湿地物种数在生境间和季节间都存在显著差异 ( $F_{3,21} = 3.79, F_{7,21} = 2.57, P < 0.05$ )。结果表明季节对自然滩涂湿地和人工湿地的物种数都有显著影响, 人工湿地的 4 种不同利用方式对物种数也有显著影响。

#### 2.1.2 各生境的优势种组成

根据优势度  $Y \geq 0.02$  的计算结果 (表 2), 两周年中自然滩涂湿地各生境的优势种共有 5 种, 年平均优势种为 4.50 种, 3 种生境都是以短拟沼螺、珠带拟蟹守螺、婆罗囊螺、焦河蓝蛤和泥蟹中的几种为优势种。人工湿地各生境的优势种变化较大, 共有 8 中, 年平均仅为 3.25 种, 4 种生境都以摇蚊幼虫为优势种, 其中 NY 和 RL 的优势种在两周年内基本相同, 而 SK 和 SC 两周年内变化较大。

### 2.2 栖息密度和生物量及其季节、年度变化

#### 2.2.1 不同生境大型底栖动物栖息密度和生物量的季节、年度变化

各生境的年平均栖息密度 (表 3), 第一周年表现为  $HS > GT > HH > RL > SC > NY > SK$ , 第二周年表现为  $GT > HS > HH > SC > NY > RL > SK$ ; 第一周年生物量为  $HS > RL > HH > GT > NY > SK > SC$ , 第二周年是  $HS > HH > RL > GT > NY > SC > SK$ 。在自然滩涂湿地中, 年均栖息密度第一周年大于第二周年, 年均生物量 HS 第一周年大于第二周年, HH 和 GT 为第二周年大于第一周年。人工湿地中, 各生境大型底栖动物的年均栖息密度和年均生物量都要大大低于自然滩涂湿地各生境, 年均栖息密度同样是第一周年大于第二周年, 而年均生物量 SK 和 SC 为第一周年大于第二周年, NY 和 RL 则为第二周年大于第一周年。





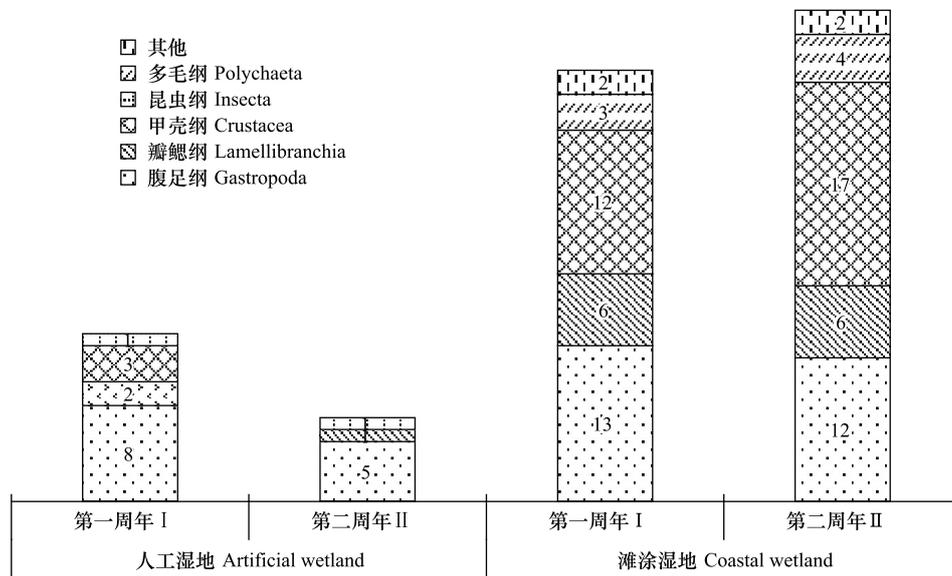


图 1 漩门湾围垦湿地大型底栖动物物种组成

Fig.1 Species composition of macrobenthic in Xuan Menwan reclaimed wetland

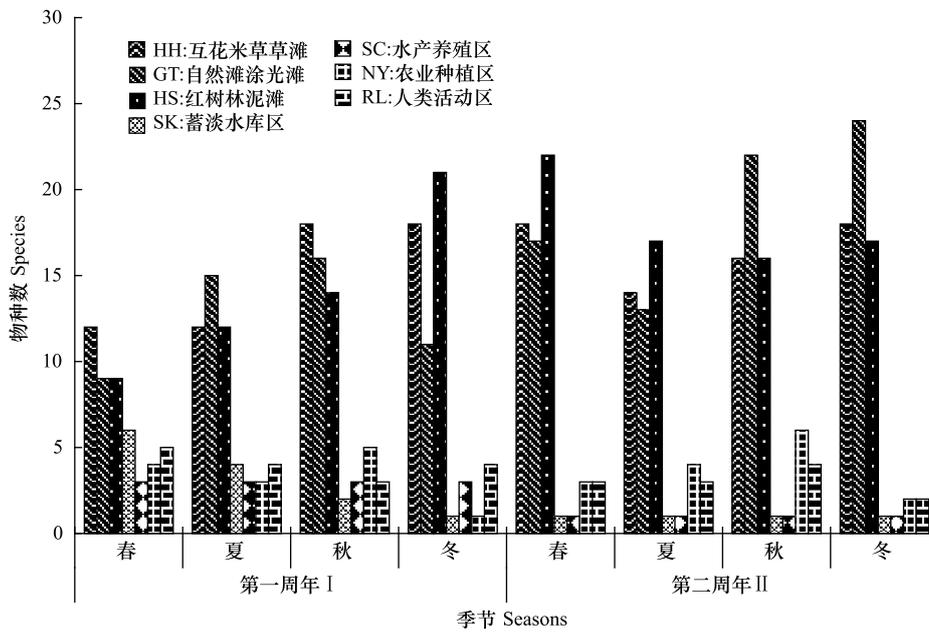


图 2 漩门湾围垦湿地各生境大型底栖动物物种数的季节变化

Fig.2 Number of macrobenthic species at different seasons in Xuan Menwan reclaimed wetland

SP: Spring; SU: Summer; AU: Autumn; WI: Winter; HH:互花米草草滩 the spartina alterniflora swamp; GT:自然滩涂光滩 the natural unvegetated tidal flat; HS:红树林泥滩 the mangrove swamp; SK:蓄淡水库区 the fresh water storage reservoir; SC:水产养殖区 aquaculture dominant species; NY:农业种植区 agriculture area; RL:人类活动区 the human activity area

表 2 各生境大型底栖动物物种优势度 (Y)

Table 2 Dominance (Y) of macrobenthic species of each sampling station

物种 Species	第一周年 I							第二周年 II						
	HH	GT	HS	SK	SC	NY	RL	HH	GT	HS	SK	SC	NY	RL
梨形环棱螺 <i>Bellamyia purificata</i>						0.047	0.094						0.051	0.067
铜锈环棱螺 <i>B. aeruginosa</i>						0.118	0.154						0.033	0.301

续表

物种 Species	第一周年 I						第二周年 II							
	HH	GT	HS	SK	SC	NY	RL	HH	GT	HS	SK	SC	NY	RL
双旋环棱螺 <i>B. dispiralis</i>						0.058	0.082						0.032	0.058
短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	0.413	0.400	0.324	0.129	0.148			0.590	0.375	0.467				
珠带拟蟹守螺 <i>Cerithidea cingulata</i>	0.167	0.027	0.091	0.067	0.034			0.184		0.190				
中华拟蟹守螺 <i>C. sinensis</i>													0.088	
婆罗囊螺 <i>Retusa boenesis</i>	0.030	0.025												
焦河蓝蛤 <i>Potamocorbula ustulata</i>	0.298	0.428	0.489	0.032				0.339	0.075					
泥蟹 <i>Ilyoplax sp.</i>		0.042	0.066					0.137	0.118					
沈氏厚蟹 <i>Helice sheni</i>								0.027						
伍氏厚蟹 <i>Helice wuana</i>								0.048	0.040	0.023				
摇蚊幼虫 <i>Chironomus larvae</i>				0.417	0.454	0.433	0.068				1.000	1.000	0.228	0.143
可口革囊星虫 <i>Phascolosoma esculenta</i>								0.054						

表 3 不同生境大型底栖动物的栖息密度和生物量的季节变化

Table 3 Seasonal variation of Inhabited density and biomass of macrozoobenthos in different habitats

参数 Parameters	滩涂湿地 Coastal wetland				人工湿地 Artificial wetland				
	HH	GT	HS	SK	SC	NY	RL		
密度 Density/ (ind./m <sup>2</sup> )	第一周年 I	秋 Autumn	658.40	216.80	357.60	33.50	19.20	19.00	56.00
		冬 Winter	182.80	339.20	377.20	11.00	20.00	9.00	28.80
		春 Spring	725.60	3273.60	3630.40	18.00	115.20	91.50	60.80
		夏 Summer	250.00	423.60	1019.20	16.00	52.00	63.00	84.80
		平均 Average	454.20	1063.30	1346.10	19.63	51.60	45.63	57.60
	第二周年 II	秋 Autumn	397.20	297.60	448.00	10.00	59.20	46.00	28.00
		冬 Winter	191.20	142.00	102.00	7.00	28.80	14.00	25.60
		春 Spring	167.60	386.40	130.80	15.00	88.00	64.00	78.40
		夏 Summer	231.20	565.20	392.00	16.00	28.00	49.00	20.00
		平均 Average	246.80	347.80	268.20	12.00	51.00	43.30	38.00
生物量 Biomass/ (g/m <sup>2</sup> )	第一周年 I	秋 Autumn	28.47	9.58	57.75	5.68	2.71	11.19	23.91
		冬 Winter	9.70	26.89	20.27	1.90	1.17	6.63	36.09
		春 Spring	40.17	37.83	25.13	0.24	0.49	13.21	49.29
		夏 Summer	70.36	22.64	86.33	0.06	0.42	0.21	48.57
		平均 Average	37.18	24.24	47.37	1.97	1.20	7.81	39.46
	第二周年 II	秋 Autumn	87.99	22.14	95.06	0.03	0.12	16.08	30.62
		冬 Winter	27.62	12.73	13.35	0.04	0.14	7.70	37.75
		春 Spring	17.98	29.55	37.32	0.04	0.26	49.71	68.64
		夏 Summer	51.28	57.31	40.94	0.04	0.07	23.19	29.27
		平均 Average	46.22	30.43	46.67	0.04	0.15	24.17	41.57

通过对围垦湿地内外 7 种生境大型底栖动物密度、生物量在生境季节间无重复双因素方差分析,结果表明:各生境的大型底栖动物的密度、生物量在生境间都无显著性差异;密度在季节间第一周年无显著性差异,第二周年差异极显著,生物量第一周年差异极显著,第二周年有显著性差异(表 4)。

表 4 各生境大型底栖动物密度、生物量在生境季节间无重复双因素方差分析统计

Table 4 Two-way ANOVA analysis of data on inhabited density and biomass in different habitats and different seasons on each sampling station

参数 Parameters		生境间 Habitats		季节间 Seasons	
		$F_{6,18}$	$P$	$F_{3,18}$	$P$
密度 Density/(ind./m <sup>2</sup> )	第一周年 I	2.34	0.0756	2.92	0.0620
	第二周年 II	2.15	0.1300	8.29	0.0002
生物量 Biomass/(g/m <sup>2</sup> )	第一周年 I	1.59	0.2260	5.84	0.0016
	第二周年 II	1.36	0.2876	3.73	0.0137

## 2.3 物种多样性

### 2.3.1 多样性指数的分析

对自然滩涂湿地和人工湿地大型底栖动物两周年的 Margalef 丰富度指数 ( $S$ )、Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) 进行分析 (图 3), 滩涂湿地 3 种生境的 3 种指数均是第二周年大于第一周年, 而在人工湿地中, 3 种指数只有 NY 第二周年大于第一周年, 其它 3 种生境均是第一周年大于第二周年。对不同生境连续两周年 3 种指数进行无重复双因素方差分析发现: Margalef 丰富度指数 ( $S$ ) 在不同生境之间的差异极显著 ( $F_{6,6} = 7.62, P < 0.01$ ), 周年之间无显著差异 ( $F_{1,6} = 0.44, P > 0.05$ ); Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ ) 在不同生境之间和周年之间都无显著差异 ( $F_{6,6} = 2.06, F_{1,6} = 0.06, P > 0.05$ ); Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) 在不同生境之间和周年之间也都无显著差异 ( $F_{6,6} = 1.09, F_{1,6} = 1.10, P > 0.05$ )。但分别对自然滩涂湿地和人工湿地中各生境进行无重复双因素方差分析, 发现自然滩涂湿地和人工湿地各自的生境之间并无显著差异 ( $F_{2,2} = 0.07, F_{3,3} = 1.46, P > 0.05$ ); Shannon-Wiener 多样性指数 ( $H'$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) 在不同生境之间和周年之间都无显著差异 ( $H': F_{6,6} = 2.06, F_{1,6} = 0.06, P > 0.05$ ;  $J: F_{6,6} = 1.09, F_{1,6} = 1.10, P > 0.05$ )。

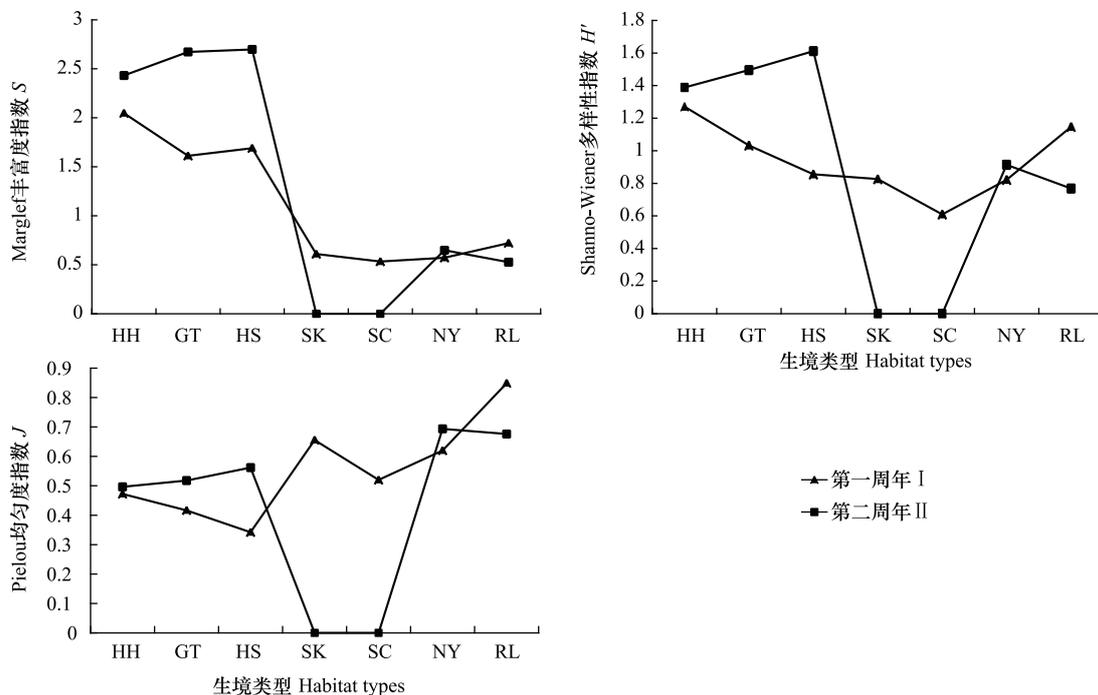
图 3 各生境大型底栖动物 Margalef 丰富度指数 ( $S$ )、Shanno-Wiener 多样性指数 ( $H'$ )、Pielou 均匀度指数 ( $J$ ) 年平均变化

Fig.3 Average annual Margalef index, Shannon-Weiner index, Pielou index in different habitats

### 2.3.2 不同生境大型底栖动物群落聚类和排序

利用 SPSS 软件对 7 种生境进行系统聚类分析和 MDS 排序 ( $stress = 0.00444 < 0.05$ , 可信度较高) 结果基本

吻合,如图 4,图 5。可分为 2 组,第一组为人工湿地的 4 个生境,这些生境在聚类和排序分析中距离均比较接近,第二组是自然滩涂湿地的 3 种生境,人工湿地和自然滩涂湿地在聚类图和 MDS 分析图上的距离较大,表明围垦后人工湿地大型底栖动物群落结构相对于自然滩涂湿地已经发生了很大改变。

### 2.3.3 ABC 曲线

丰度生物量比较法是基于研究海洋底栖动物群落提出的<sup>[15]</sup>,能反映环境中各种污染物的协同与拮抗作用对生物的综合影响,被认为是评价、监测海洋污染的有效方法<sup>[16]</sup>。其原理是当群落未受扰动时,其生物量曲线始终位于丰度曲线上方,当群落受到中度或重度干扰的时候,丰度曲线与生物量曲线相交或完全位于生物量曲线之上。人工湿地和自然滩涂湿地丰度/生物量曲线(图 6),可以看出,自然滩涂湿地两周年的 ABC 曲线均是生物量曲线位于丰度曲线之上,但第二周年两曲线相差不大,有重叠的趋势,表明自然滩涂湿地受到的干扰程度较轻。而人工湿地两周年的 ABC 曲线均是接近重合且出现部分交叉,因此人工湿地受到中等程度的干扰。

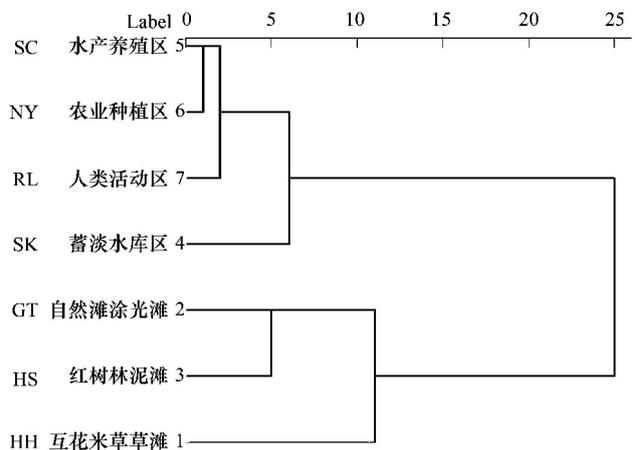


图 4 不同生境大型底栖动物群落系统聚类图

Fig.4 Hierarchical cluster dendrogram of macrobenthic communities base on the Euclidean distance

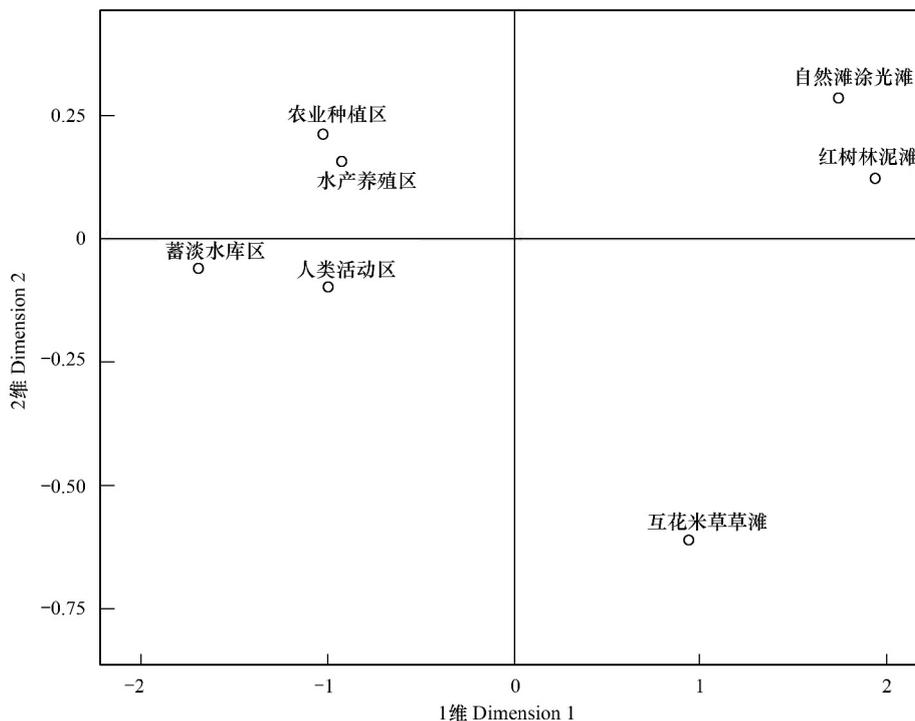


图 5 不同生境大型底栖动物群落的非度量多维标度排序图 (Stress=0.00817)

Fig.5 The 2-dimentional MDS ordinal configuration of the macrobenthic communities

## 3 讨论

### 3.1 人工湿地和自然滩涂湿地大型底栖动物群落结构比较

漩门湾的围垦工程自 2005 年完成后,围垦的人工湿地虽然利用的形式不同,但各自的环境条件基本已趋

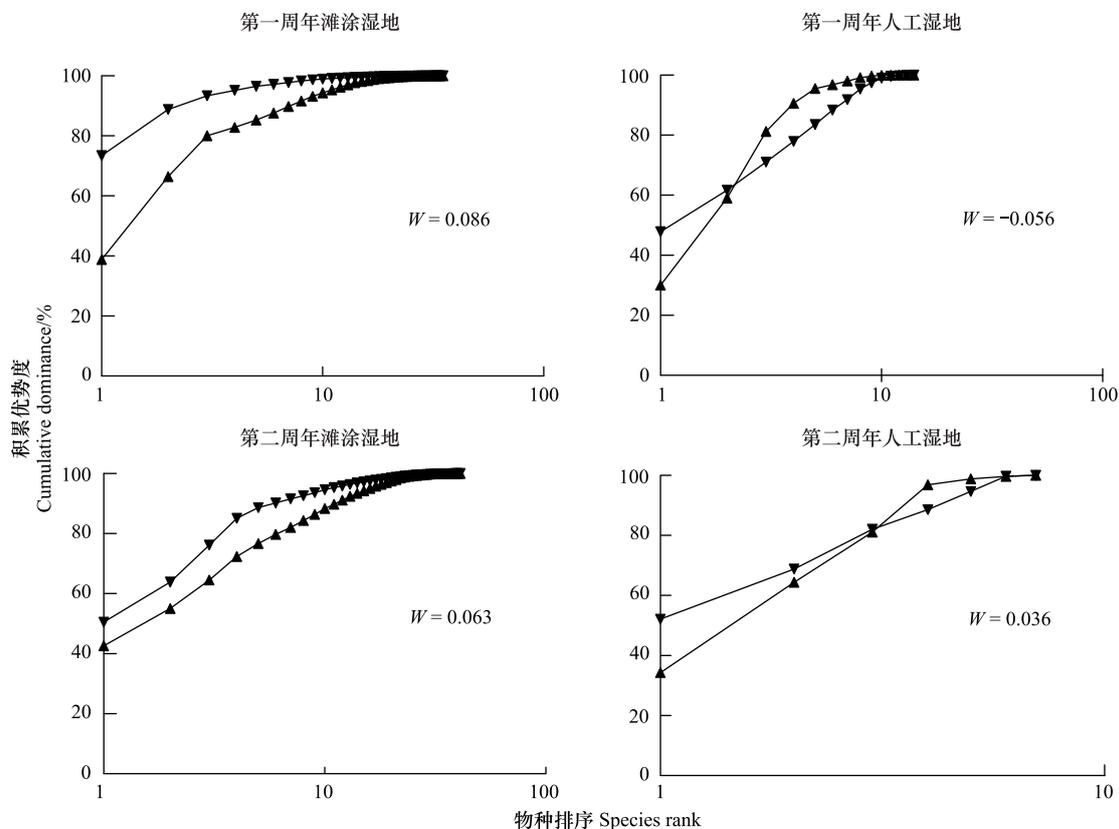


图 6 滩涂湿地和人工湿地两周年 ABC 曲线

Fig.6 ABC plots in the coastal wetland and engineered wetland about two anniversary

(a) 第一周年滩涂湿地 in the frist anniversary about coastal wetland (b) 第一周年人工湿地 in the frist anniversary about artificial wetland (c) 第二周年滩涂湿地 in the second anniversary about coastal wetland (d) 第二周年人工湿地 in the second anniversary about artificial wetland; ▲ 丰度 Density; ▼ 生物量 Biomass

于稳定。在自然滩涂湿地,潮位会对大型底栖动物动物群落的物种数、栖息密度和生物量产生影响。已有的研究表明,物种数、密度和生物量的变化趋势会出现不同的情况,或从高潮带到低潮带逐渐增高<sup>[14]</sup>,或均以中潮带为最高<sup>[17-18]</sup>,或随潮位并无一致性的变化<sup>[19-21]</sup>。本次调查的自然滩涂湿地,在围垦工程完成后并无潮位的明显区分,因此在采样时并未严格区分潮位,而是根据采样点的地形特点随机取样。

此次调查中,人工湿地累计采集到 19 种大型底栖动物,远小于自然滩涂湿地的 54 种,且人工湿地两年年的年均栖息密度和生物量均小于自然滩涂湿地。滩涂围垦后,围堤内外的湿地生态环境有着不同的演化特征<sup>[22]</sup>,堤外的自然滩涂湿地,在围垦工程完成后,水文环境和沉积环境都发生了变化,成为引起堤外滩涂底栖动物群落变化的最重要因素<sup>[7]</sup>,围堤之后,潮流条件的变化使得原来相对平衡的海滩剖面遭受破坏。随着潮滩均衡态的调整,堤外滩地逐渐淤高,并继续向海推进<sup>[23]</sup>。围垦改变了潮滩高程、水动力、沉积物特性和盐沼植被等多种环境因子,这些环境敏感因子将对生活其间的生物产生综合作用,进而导致底栖动物群落结构及多样性的改变,但还是保持自然滩涂湿地的特征<sup>[24]</sup>。堤内人工湿地由于围垦工程的影响,导致其与外部海域隔绝,垦区水域逐渐淡化,堤内湿地在农业水利建设、地下水位下降、潮汐带来的泥沙沉积等条件的作用下,原来的滩涂带湿地逐渐转变为内陆湖泊湿地,原有潮滩底栖动物的种类、丰度、密度、生物量、生物多样性等都将明显降低,一些底栖动物种类和数量会逐渐减少,有些种类最终消失,人工湿地内的底栖生物由潮间带生物逐渐演替为淡水生物,陆生动物逐渐得以发展<sup>[7,24]</sup>,本次调查中蓄淡水库区和水产养殖区主要栖息摇蚊幼虫,至第二周年只能定量调查到摇蚊幼虫。农业种植区和人类活动区受人为活动较大,脱盐速率较快,淡水螺类(如环棱螺属)生存较多。

在物种组成方面,自然滩涂湿地以软体动物、节肢动物和环节动物为优势类群,与乐清湾滩涂湿地<sup>[25]</sup>、灵昆岛潮间带<sup>[26]</sup>类似,但与胶州湾<sup>[27]</sup>、洋山港<sup>[28]</sup>潮间带滩涂湿地中大型底栖动物组成相比,多毛类相对较少,这与堤外自然滩涂湿地以较细颗粒沉积物为主的软泥底质有关,泥沙的沉积速率大,大量快速沉降,使得底质经常处于剧烈的扰动变化之中,限制了一些生活在海水、底质交界处类群的生存和繁殖,如多毛类、腔肠、棘皮动物等,而一些个体小、以沉积物为食的埋栖性动物占优势,如软体动物、甲壳动物<sup>[29]</sup>。自然滩涂湿地各生境的栖息密度和生物量均远大于人工湿地各生境,互花米草生境中,互花米草发达的根系交织成致密的网状,且覆盖度高,严重影响了底栖动物的栖息和生长,特别是限制了底内潜穴型动物的生存<sup>[30]</sup>,如一些软体动物门的瓣鳃纲种类和环节动物门种类,但相对稳定的环境,为运动迟缓的动物提供了优良的生存条件,因而能大量繁殖,如软体动物门的腹足纲种类。红树林植被可以改变生境内的土壤的性质,如盐度、酸度以及营养物质含量等,进而影响底栖动物的组成和分布<sup>[31-32]</sup>。一般认为,红树林植被增加了生境的复杂性,可以很好地维持一个生境的物种多样性<sup>[33-34]</sup>,在发育初期有益于增加底栖动物的多样性<sup>[35]</sup>。此次调查的红树林是 2010 年引种的秋茄红树,由于红树林生长年限较短,生境仍处在发育初期,尚未对生境的异质性产生大的影响,且由于采样前一年冬季霜冻的影响,红树生长状况不佳,导致底栖动物栖息密度和生物量均低于光滩生境。第一周年的春季调查到大量的焦河蓝蛤苗种,其栖息密度在春季最高可达 3402.00 ind./m<sup>2</sup>(HS),最低可达 407.20 ind./m<sup>2</sup>(HH),而在第二周年焦河蓝蛤栖息密度出现的最高期则是在夏季的光滩中,仅有 118.40 ind./m<sup>2</sup>。另外,焦河蓝蛤在生物量上所占比重较小,而第二周年在生物量上所占比重大的珠带拟蟹守螺增多,导致第二周年的生物量增多。

双因素方差分析表明,人工湿地大型底栖动物的密度和生物量在不同利用方式中差异显著,说明围垦后不同的利用方式已经使围垦前的滩涂湿地向不同的方向发生分化。在蓄淡水库区和水产养殖区只定量采集到摇蚊幼虫一种大型底栖动物,摇蚊幼虫是淡水水域中底栖动物的主要类群之一,其栖息密度和生物量在两种生境中都偏低,而水产养殖区又高于蓄淡水库区,这是因为水产养殖区经常人工投放饵料,导致摇蚊幼虫滋生,此外水深、透明度、底层溶氧等<sup>[36-37]</sup>均会影响底栖动物的密度和生物量,随着深度的增加,其底栖动物的密度和生物量呈指数式下降<sup>[36]</sup>,这些也是导致蓄淡水库区底栖动物栖息密度和生物量偏低的原因。农业种植区和人类活动区受人类生产和生活的影响,使得有机质类营养物在腐泥中的含量较高<sup>[38]</sup>,人类干扰影响大,施肥使农业种植区土壤肥沃,同时含有水塘、小河、水沟和低洼盐碱地水域等多种生境,人类活动区受内河淡水水域的影响较大,水域盐度低,淡水栖息的环棱螺较多,环境条件复杂多变是导致其大型底栖动物的群落结构远较蓄淡水库区和水产养殖区复杂,栖息密度和生物量有明显的季节变化。

### 3.2 大型底栖动物的多样性特征分析

生物多样性与多种环境因素关系密切,如水温、底质、水化学条件、人为因素等<sup>[39]</sup>。自然滩涂湿地两周年各生境的 Margalef 丰富度指数( $S$ )、Shannon-Wiener 多样性指数( $H'$ )平均值均大于人工湿地各生境,而 Pielou 均匀度指数( $J$ )人工湿地中的农业种植区和人类活动区大于自然滩涂湿地各生境,表明了自然滩涂湿地的大型底栖动物的多样性程度较高,人工湿地的多样性程度偏低,这与此次在围垦区内调查发现的物种数较少是相符合的。在自然滩涂湿地的 3 种生境中, $S$ 、 $H'$ 、 $J$  3 种指数大小均是红树林>光滩>互花米草生境,且第二周年大于第一周年,这说明互花米草的入侵改变了原有滩涂的底质,在一定程度上降低了生境中的物种多样性,而红树林的生长可为一些底栖动物提供适宜的栖息场所<sup>[40]</sup>,因此底栖动物的多样性较高。由于自然滩涂湿地第一周年的春季大量存在焦河蓝蛤苗种,造成物种多样性的相对减少,而第二周年焦河蓝蛤的数量季节间变动较小,这是 3 种多样性指数第二周年大于第一周年的原因之一。但自然滩涂湿地的 3 种多样性指数大小相差不大,这是因为互花米草和红树林的生长时间较短,尚未对原有的自然光滩生境产生大的影响,与刘金亮等<sup>[41]</sup>的调查结果一致。生境的异质性是影响生物多样性非常重要的因素<sup>[42]</sup>,围垦后的自然滩涂湿地转变为人工湿地,利用方式的单一导致生境异质性偏低,不同的利用方式,又使得各生境的异质性不同,因此多样性指数变化较大,同样的结果已有相关报道<sup>[8]</sup>。第一周年各生境的 3 种多样性指数相差不大,农业种植区和人

类活动区多样性指数较高,第二周年蓄淡水库区和水产养殖区只定量采集到摇蚊幼虫一种生物,因此多样性指数均为零。仅农业种植区 3 种多样性指数两周年变化不大,在人工湿地内处于较高且稳定的水平,这主要是因为农业种植区的人为干预,经常施肥,使土壤营养含量较高,各种理化性质趋于稳定,同时农作物的生长也为一些底栖动物提供了食物。而在人类活动区,生活垃圾、生活污水等使得底栖动物受到的干扰较大,蓄淡水库区和水产养殖区生境异质性低且受外界干扰较大,导致其底栖动物多样性经常处于变动之中,只有那些以 r-选择为生存对策的生物才能生存下来,如摇蚊幼虫。

### 3.3 生态修复的建议

ABC 曲线分析的结果表明自然滩涂湿地受到的干扰程度较轻,而围垦后人工湿地受到的干扰程度较大。这与近年来进行的围垦对滩涂的影响研究,如长江口横沙东滩<sup>[9]</sup>、南汇东滩<sup>[8]</sup>以及珠江口<sup>[44]</sup>等结果相似。

漩门湾围垦工程在一定程度上缓解了该地区土地紧张问题,但不可避免地破坏了原有的自然滩涂湿地的生态环境,因此,对于围垦后的人工湿地根据其不同的利用方式进行保护。如水产养殖区,由于其进行淡水鱼的养殖,应避免投放过多的食料,造成水体的富营养化,同时适当种植芦苇、莲藕或水草,特别是一些挺水植物,这样不仅可以为鱼类提供食物和栖息地,同时也增加了水体的自净能力,对某些污染严重的河段,在枯水期对那些含有大量污染物的淤泥进行挖除。蓄淡水库区周围应建造绿化带,大量种植香樟、美人蕉或柳树等,这些植物的根茎可以很好地过滤和吸收污染物。农业种植区和人类活动区应特别注意不能随便排放人类生产生活产生的垃圾,在农业生产使用化肥时应合理施肥,避免造成水体的富营养化。堤外的自然滩涂湿地应继续积极引种秋茄红树,同时要控制互花米草生境的扩大,并适时对互花米草进行清除。另外要加强对沿海居民的生态科普教育,提高他们的生态意识,全民参与保护,使他们注重对生活垃圾,生活污水的处理,减少人类活动对湿地的干扰。

### 参考文献 (References):

- [ 1 ] 龚志军, 谢平, 阎云君. 底栖动物次级生产力研究的理论与方法. 湖泊科学, 2001, 13(1): 79-88.
- [ 2 ] Weis J S, Weis P. Is the invasion of the common reed, *Phragmites australis*, into tidal marshes of the eastern US an ecological disaster? Marine Pollution Bulletin, 2003, 46(7): 816-820.
- [ 3 ] 唐小平, 黄桂林. 中国湿地分类系统的研究. 林业科学研究, 2003, 16(5): 531-539.
- [ 4 ] Drake P, Arias A M. The effect of aquaculture practices on the benthic macroinvertebrate community of a lagoon system in the bay of Cádiz (Southwestern Spain). Estuaries, 1997, 20(4): 677-688.
- [ 5 ] Monbet Y. Ame'nagement de grands ports // Dauvin J C, ed. Les bioce'noses marines et littorales Atlantique, Manche et Mer du Nord, synthese, menaces et perspectives. Muse'um National D'Histoire Naturelle, Paris. Patrimoines Naturels, 1997, 28(2): 259-267.
- [ 6 ] Dauvin J C, Desroy N, Janson A L, Vallet C, Duhamel S. Recent changes in estuarine benthic and suprabenthic communities resulting from the development of harbour infrastructure. Marine Pollution Bulletin, 2006, 53(1/4): 80-90.
- [ 7 ] 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. 生态学报, 2001, 21(10): 1642-1647.
- [ 8 ] 马长安, 徐霖林, 田伟, 吕巍巍, 赵云龙. 围垦对南汇东滩湿地大型底栖动物的影响. 生态学报, 2012, 32(4): 1007-1015.
- [ 9 ] 吕巍巍, 马长安, 余骥, 田伟, 袁晓, 赵云龙. 长江口横沙东滩围垦潮滩内外大型底栖动物功能群研究. 生态学报, 2013, 33(21): 6825-6833.
- [ 10 ] 胡知渊, 鲍毅新, 葛宝明, 李欢欢. 围垦滩涂潮沟秋季大型底栖动物群落和生态位分析. 动物学报, 2006, 52(4): 800-809.
- [ 11 ] 葛宝明, 郑祥, 程宏毅, 鲍毅新, 陈良. 灵昆岛围垦滩涂潮沟大型底栖动物群落和物种生态位分析. 水生生物学报, 2007, 31(5): 675-681.
- [ 12 ] 鲍毅新, 胡知渊, 李欢欢, 葛宝明, 程宏毅. 灵昆东滩围垦区内外大型底栖动物季节变化和功能群的比较. 动物学报, 2008, 54(3): 416-427.
- [ 13 ] 朱小敖. 浙江玉环漩门二期围垦工程的生态治理 // 中国水利学会 2008 年学术年会论文集. 北京: 中国水利学会, 2008: 469-471.
- [ 14 ] Edgar G J, Barrett N S. Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2002, 270(1): 1-24.
- [ 15 ] Warwick R M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology, 1986, 92(4): 557-562.
- [ 16 ] 蔡立哲, 谭凤仪, 黄玉山. 香港东部红树林区大型底栖动物种类组成与数量分布特点. 厦门大学学报: 自然科学版, 1998, 37(1):

115-121.

- [17] 鲍毅新, 葛宝明, 郑祥, 程宏毅. 温州湾天河滩涂大型底栖动物群落分布与季节变化. 动物学报, 2006, 52(1): 42-52.
- [18] 侯森林, 余晓韵, 鲁长虎. 盐城自然保护区射阳河口潮间带大型底栖动物空间分布与季节变化. 生态学杂志, 2011, 30(2): 297-303.
- [19] 胡知渊, 李欢欢, 鲍毅新, 葛宝明. 灵昆岛围垦区内外滩涂大型底栖动物生物多样性. 生态学报, 2008, 28(4): 1498-1507.
- [20] 吕巍巍, 马长安, 余骥, 田伟, 袁晓, 赵云龙. 围垦对长江口横沙东滩大型底栖动物群落的影响. 海洋与湖沼, 2012, 43(2): 340-347.
- [21] Spruzen F L, Richardson A M M, Woehler E J. Spatial variation of intertidal macroinvertebrates and environmental variables in Robbins Passage wetlands, NW Tasmania. Hydrobiologia, 2008, 598(1): 325-342.
- [22] 陈才俊. 围垦对滩涂动物资源环境的影响. 海洋科学, 1990, 14(6): 48-50.
- [23] 陈吉余. 开发浅海滩涂资源拓展我国的生存空间. 中国工程科学, 2000, 2(3): 27-31.
- [24] 李加林, 杨晓平, 童亿勤. 潮滩围垦对海岸环境的影响研究进展. 地理科学进展, 2007, 26(2): 43-51.
- [25] 郑荣泉, 张永普, 李灿阳, 周芸. 乐清湾滩涂大型底栖动物群落结构的时空变化. 动物学报, 2007, 53(2): 390-398.
- [26] 葛宝明, 鲍毅新, 郑祥, 程宏毅. 灵昆岛潮间带大型底栖动物群落结构与生态位分析. 生态学报, 2005, 25(11): 3037-3043.
- [27] 李新正, 李宝泉, 王洪法, 王金宝, 张宝琳. 胶州湾潮间带大型底栖动物的群落生态. 动物学报, 2006, 52(3): 612-618.
- [28] 王宝强, 薛俊增, 庄骅, 吴惠仙. 洋山港潮间带大型底栖动物群落结构及多样性. 生态学报, 2011, 31(20): 5865-5874.
- [29] Rhoads D C, Young D K. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. Journal of Marine Research, 1970, 28(2): 150-178.
- [30] 赵永强, 曾江宁, 陈全震, 高爱根, 寿鹿, 廖一波, 徐晓群, 刘晶晶. 不同互花米草 (*Spartina alterniflora* Loisel) 密度生境中大型底栖动物群落格局. 自然资源学报, 2009, 24(4): 630-639.
- [31] Kryger L, Lee S K. Effects of soil ageing on the accumulation of hydrogen sulphide and metallic sulphides in mangrove areas in Singapore. Environment International, 1995, 21(1): 85-92.
- [32] Lee H Y, Shih S S. Impacts of vegetation changes on the hydraulic and sediment transport characteristics in Guandu mangrove wetland. Ecological Engineering, 2004, 23(2): 85-94.
- [33] Lindegarth M, Hoskin M. Patterns of distribution of macro-fauna in different types of estuarine, soft sediment habitats adjacent to urban and non-urban areas. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2001, 52(2): 237-247.
- [34] Ashton E C, Macintosh D J. Preliminary assessment of the plant diversity and community ecology of the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. Forest Ecology and Management, 2002, 166(1/3): 111-129.
- [35] 唐以杰, 方展强, 钟燕婷, 张再旺, 陈康, 安东, 杨雄邦, 廖宝文. 不同生态恢复阶段无瓣海桑人工林湿地中大型底栖动物群落的演替. 生态学报, 2012, 32(10): 3160-3169.
- [36] 胡忠军, 孙月娟, 刘其根, 何光喜, 陈来生, 曲宪成, 余员龙, 史文, 刘国栋. 浙江千岛湖深水区大型底栖动物时空变化格局. 湖泊科学, 2010, 22(2): 265-271.
- [37] 徐小雨, 周立志, 朱文中, 许仁鑫, 曹玲亮, 陈锦云, 王勋. 安徽菜子湖大型底栖动物的群落结构特征. 生态学报, 2011, 31(4): 943-953.
- [38] 周晓, 葛振鸣, 施文彧, 王天厚, 曹丹, 周立晨. 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. 应用生态学报, 2006, 17(11): 2079-2083.
- [39] 于海燕, 李新正, 李宝泉, 王金宝, 王洪法. 胶州湾大型底栖动物生物多样性现状. 生态学报, 2006, 26(2): 416-422.
- [40] McGuinness K A. The climbing behaviour of *Cerithidea anticipata* (Mollusca: Gastropoda): the roles of physical and biological factors. Australian Journal of Ecology, 1994, 19(3): 283-289.
- [41] 刘金亮, 赵洪, 方平福, 项长友, 刘超, 鲍毅新, 丁平, 于明坚. 漩门湾国家湿地公园动植物群落物种多样性. 湿地科学, 2014, 12(2): 204-213.
- [42] Lee S Y. The effect of mangrove leaf litter enrichment on macrobenthic colonization of defaunated sandy substrates. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999, 49(5): 703-712.
- [44] 黄少峰, 刘玉, 李策, 黄晋沐. 珠江口滩涂围垦对大型底栖动物群落的影响. 应用与环境生物学报, 2011, 17(4): 499-503.