

# 渤海湾曹妃甸围填海工程对大型底栖动物群落的影响\*

李晓静<sup>1,2</sup> 周政权<sup>1,2</sup> 陈琳琳<sup>1</sup> 李宝泉<sup>1</sup> 刘甜甜<sup>3</sup> 艾冰花<sup>1</sup>  
杨陆飞<sup>4</sup> 刘 博<sup>4</sup> 王诗帅<sup>5</sup>

(1. 中国科学院烟台海岸带研究所 烟台 264003; 2. 中国科学院大学 北京 100049; 3. 浙江海洋大学 舟山 316022;  
4. 烟台大学 烟台 264003; 5. 莱州市渔政渔港监督管理站 莱州 261400)

**摘要** 为研究渤海湾围填海工程对附近海域大型底栖动物群落的影响, 利用 2013 年秋季和 2014 年春季调查数据, 对渤海湾附近海域大型底栖动物群落的物种数、总平均丰度、总平均生物量和生物多样性指数进行分析。结果发现, 调查区域的优势类群为多毛类, 优势种为凸壳肌蛤(*Musculus senhousia*)和日本倍棘蛇尾(*Amphioplus japonicas*), 这与渤海湾大型底栖动物群落优势种单一和物种小型化的特征相符。曹妃甸围填海海域与邻近海域的大型底栖动物群落物种数、丰度、生物量和多样性指数均没有显著差异。2014 年春季较 2013 年秋季的大型底栖动物群落多样性稍有所提高, 这可能是围填海工程放缓和阶段性施工结束后生物群落在缓慢的恢复。ABC 曲线(Abundance/Biomass Curves)分析表明渤海湾大型底栖动物群落均已受到中等程度干扰; M-AMBI 指数分析发现曹妃甸围填海区大型底栖动物群落健康状况较差。结合渤海湾围填海面积和历史数据, 发现围填海等人类活动已对渤海湾生态环境和大型底栖动物群落造成了不同程度的影响, 导致该区域的生态系统受损。受损生态系统的完全恢复需要漫长的过程, 受损大型底栖动物群落的次生演替也需要较长的时间, 短时间内不会有明显的改善。

**关键词** 大型底栖动物; 群落结构; 围填海工程; 渤海湾; 曹妃甸; 人为干扰

**中图分类号** Q178 doi: 10.11693/hyhz20161200292

随着沿海经济发展和人口增长, 土地短缺的问题日益突出, 围填海作为解决土地短缺, 拓展发展空间的有效手段, 已被沿海国家广泛采纳。然而, 围填海工程在带来巨大的经济利益的同时, 也对海洋环境和海洋生物等造成了严重的破坏。20 世纪中后期, 人们已经意识到围填海的巨大破坏力, 荷兰、日本、美国等发达国家开始进行围填海区域湿地等的恢复研究, 注重经济进步与海岸带可持续利用综合发展(Wang *et al.*, 2014; 李宝泉等, 2016)。

中国大陆海岸线长度约为 18000km, 包括海岛在

内的总海岸线长度则达到 30000km, 中国的围填海工程开始于 20 世纪中期, 规模持续增大, 围填海几乎遍及海岸线各处。据估计, 到 2020 年, 中国对围填海造陆面积的需求将超过 5880km<sup>2</sup>, 接近过去 50 年围填海总面积的一半, 其影响不言而喻(Wang *et al.*, 2014)。

曹妃甸海域位于河北省唐山市唐海县南部, 渤海湾东北部, 东经 118°28'40"—118°34'0"、北纬 38°54'0"—39°05'0"。曹妃甸沙岛北侧与大陆岸线之间发育大片潮间浅滩, 滩地地形破碎复杂, 生境形式多

\* 中国科学院重点部署项目, KZZD-EW-14 号; 中国科学院战略性先导科技专项, XDA11020403 号, XDA11020702 号; 中国科学院科技服务网络计划(STS 计划), KFJ-EW-ST-127 号。李晓静, 硕士研究生, E-mail: xjli@yic.ac.cn

通讯作者: 李宝泉, 副研究员, 硕士生导师, E-mail: bqli@yic.ac.cn

收稿日期: 2016-12-31, 收修改稿日期: 2017-02-14

样, 生物资源丰富(索安宁等, 2012)。渤海湾主要的两个围填海区域为曹妃甸和天津滨海新区, 其中曹妃甸围填海工程开始于 2004 年预计到 2020 年围填海面积达 310km<sup>2</sup>(尹延鸿, 2007); 天津新区始于 1994 年, 预计围填海面积为 2270km<sup>2</sup>(肖庆聪等, 2012)。

大型底栖生物是海洋生态系统中种类最多、生态关系最复杂的生物类群, 在海洋生态系统的物质循环和能量流动中发挥着重要的作用。大型底栖动物活动范围有限, 有些营固着生活, 对逆境的逃避能力较差, 受环境影响更为深刻(李新正, 2011)。索安宁等(2012)对曹妃甸围填海工程的环境回顾性评价表明, 在 5 类海洋生物群落中底栖动物受影响程度最大, 其中群落密度影响最大, 其次为底栖动物种数、生物量和生物多样性指数(索安宁等, 2012)。Lu 等(2002)于 1998—2000 年对新加坡 Sungei Punggol 河(榜鹅河)围填海区域生物群落进行了研究, 发现围填海区域的大型底栖动物群落物种数和丰度均明显减少, 而附近区域的大型底栖动物的物种数和丰度均有所上升(Lu *et al.*, 2002)。索安宁等(2015)研究了 2004—2010 年围填海对曹妃甸海域鱼类群落的影响, 对曹妃甸围填海前中后期的鱼类群落物种丰富度、密度、生物量、生物多样性指数进行了分析, 结果表明围填海导致鱼类的密度和生物量均有所减少, 附近海域的鱼卵和幼鱼密度和生物量也有所下降, 这主要是由于围填海产生的悬浮物导致的(Suo *et al.*, 2015)。

对大型底栖动物长周期的调查和分析, 对于研究环境条件长期变化引起的生物响应具有重要意义(Holland, 1985)。渤海湾围填海工程的影响研究多集中于天津滨海新区沿岸, 对于曹妃甸附近海域的研究极少, 而对曹妃甸海域围填海对大型底栖动物群落的研究则更少。本文利用 2013 年和 2014 年的调查数据进行区域和年际比较分析, 明确了曹妃甸围填海工程对大型底栖动物群落的影响范围和程度, 为渤海湾发展规划、环境保护与可持续发展提供基础资料。

## 1 材料与方法

### 1.1 站位布设和样品采集

分别于 2013 年 9—10 月和 2014 年 4—5 月在渤海湾布设站位进行调查(图 1), 站位的布设原则主要考虑距离围填海区域的远近及受影响程度的差异, 图中以 CFD 标记站位为曹妃甸围填海工程区影响较大海域, 其他以 BH 标记站位为距离围填海区域较远区域, 进行对比。由于受天气海况等影响, 两个航次

成功采集的样品有所差异, 2013 年成功采集 23 个站位, 2014 年成功采集 20 个站位。采用 0.1m<sup>2</sup>的采泥器采集底泥, 经 0.5mm 孔径的网筛分选后用 95%的酒精现场固定生物样品, 带回实验室进行种类鉴定、个体计数和称重。样品的处理、保存、称重均按照《海洋调查规范 第 6 部分: 海洋生物调查》(GB/T 12763.6-2007)进行。水深、水温、盐度、溶解氧(DO)和 pH 等环境因子利用 YSI 环境监测系统(600QS-M-O, 美国)现场同步测定。营养盐用 Niskon 采水器采集表层海水, 带回实验室利用营养盐自动流体分析仪(AutoAnalyzer 3, Bran Luebbe, Germany)测定, 测定方法按照《海洋监测规范 第 4 部分: 海水分析》(GB 17378.4-2007)进行。

### 1.2 群落特征分析

采用优势度指数计算优势种组成, 多样性指数计算物种多样性特征。计算公式分别如下:

优势度指数(陈亚瞿等, 1995):

$$Y = (n_i / N) \times f_i \quad (1)$$

Shannon-Wiener 多样性指数(Shannon *et al.*, 1949):

$$H' = -\sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i \quad (2)$$

Margalef 物种丰富度指数(Margalef, 1968):

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (3)$$

Pielou 物种均匀度指数(Pielou, 1975):

$$J = H' / \log_2 S \quad (4)$$

式中,  $N$  为所有站位采集的大型底栖动物总个体数;  $n_i$  为第  $i$  种底栖动物的总个体数;  $f_i$  为物种  $i$  在各站位出现的频率;  $S$  为采泥样品中的种类总数;  $P_i$  为第  $i$  种的个体数与样品中总个体数的比值( $n_i/N$ )。当物种优势度  $Y > 0.02$  时, 该种即为优势种(陈亚瞿等, 1995)。

### 1.3 群落结构分析

采用 PRIMER 6.0 进行多元统计分析: 首先对物种的丰度数据进行平方根转换以平衡优势种和稀有种在群落中的影响, 并计算站位间的 Bray-Curtis 相似性系数, 构建相似性矩阵, 然后采用 CLUSTER 等级聚类方法和非度量多维标度(non-metric multidimensional scaling, MDS)排序方法分析大型底栖动物的群落分布格局。通过 ANOSIM 分析不同聚类组间的差异性, 并通过 SIMPER 分析(similarity percentage program)不同物种对各群落组内相似性和组间差异性的平均贡献率(Clarke *et al.*, 1994; 周红等, 2003)。

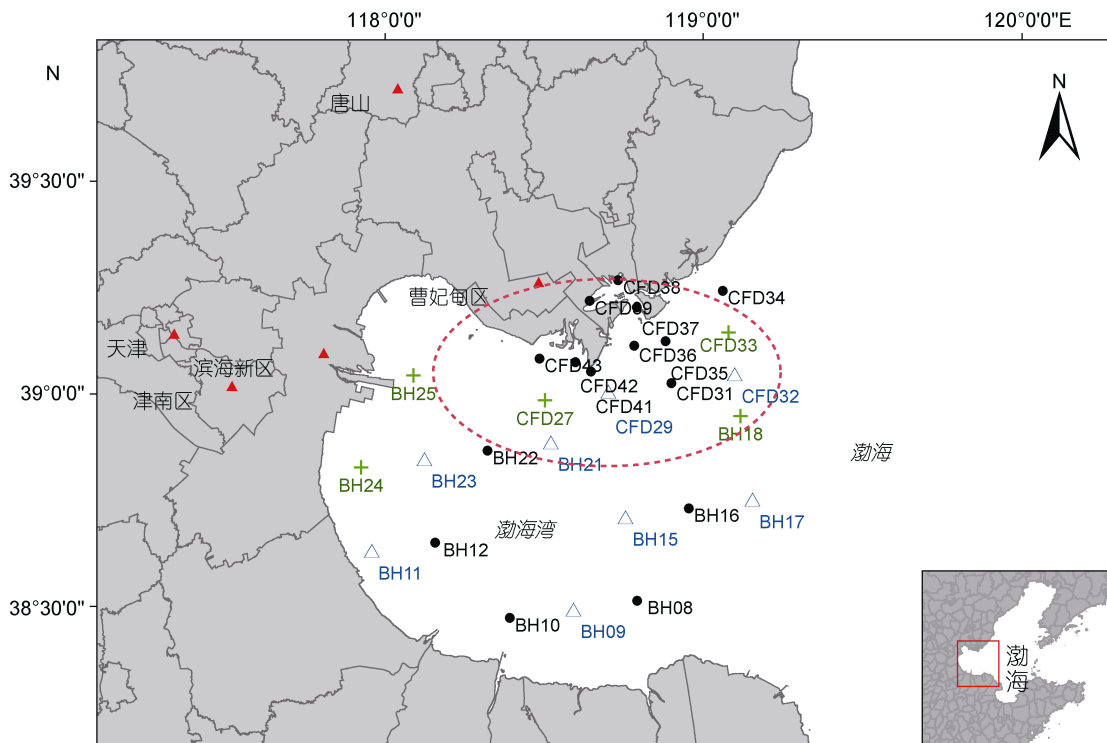


图 1 2013 年和 2014 年渤海湾采样站点

Fig.1 Sampling stations of macrobenthos off Caofeidian in Bohai Bay in 2013 and 2014

注: ●: 2013 年和 2014 年相同调查站位; △: 仅 2013 年调查站位, +: 仅 2014 年调查站位

#### 1.4 群落与环境因子相关性分析

为减少群落中的机会种对分析结果的干扰,对两次调查站位的环境因子与大型底栖动物群落的物种数、总丰度、总生物量和群落多样性指数进行对数( $\ln(x+1)$ )处理后,利用分析统计软件 SPSS 进行环境因子与群落生物指数的相关性分析。并利用生物统计软件 PRIMER 对所有站位的丰度和生物量指数与环境因子进行 BVSTEP 分析,获取解释群落结构的最佳环境因子组合(Clarke *et al.*, 1994)。

#### 1.5 群落健康状况评价

采用丰度/生物量比较曲线(abundance and biomass curves)分析大型底栖动物群落受扰动状况,若生物量曲线始终位于丰度曲线之上,则群落未受干扰;若生物量和丰度曲线接近重合,或者出现部分交叉,则群落受到中等程度的扰动;若生物量曲线始终位于丰度曲线之下,则群落受到严重干扰(田胜艳等, 2006)。

采用 AMBI 5.0(<http://www.azti.es>)计算 AMBI 和 M-AMBI 指数,采用 2014 年物种列表,根据各种底栖动物对环境的敏感度不同,将其分为不同的生态

组。采用结果中的 AMBI 最小值多样性指数( $H'$ )的最高值和丰富度指数  $S$  的最高值,并对上述  $H'$ 值和  $S$ 值各乘以 115%,计算 M-AMBI 指数,设定 M-AMBI 的阈值如下:“优” $>0.77$ ;“良好” $=0.53-0.77$ ;“中等” $=0.39-0.53$ ;“较差” $=0.20-0.39$ ;“差” $<0.20$ ,非底栖无脊椎动物(鱼)除外。

## 2 结果

### 2.1 渤海湾曹妃甸与附近海域大型底栖动物群落现状

**2.1.1 渤海湾曹妃甸与附近海域物种组成** 2013 年渤海湾调查海域共发现大型底栖动物 128 种,其中多毛类 64 种为主要优势类群,占总物种数的 50%,其他依次为软体动物 28 种(21.88%),甲壳动物 21 种(16.41%),棘皮动物 8 种(6.25%),其他动物 7 种(5.47%)。

2014 年共发现大型底栖动物 143 种,其中多毛类 59 种,占总物种数的 41.26%,其次为甲壳动物 43 种,占 30.07%,软体动物 27 种(18.88%),棘皮动物 8 种(5.59%),其他动物 6 种(4.20%)

曹妃甸海域(CFD 站位)和附近海域(BH 站位)各站位的物种数在不同区域( $F=0.013$ ,  $P=0.909>0.05$ , 单因素方差分析)和不同年间( $F=1.508$ ,  $P=0.226>0.05$ , 单因素方差分析)差异均不显著。曹妃甸海域(CFD 站位)两个航次的总物种数均高于附近海域(BH 站位), 具体表现为, 2013 年调查航次曹妃甸海域的多毛类物种数明显高于附近海域, 而 2014 年调查航次多毛类和甲壳类物种数均明显高于附近海域, 其他主要类群在区域间和航次间均无明显差异(图 2)。

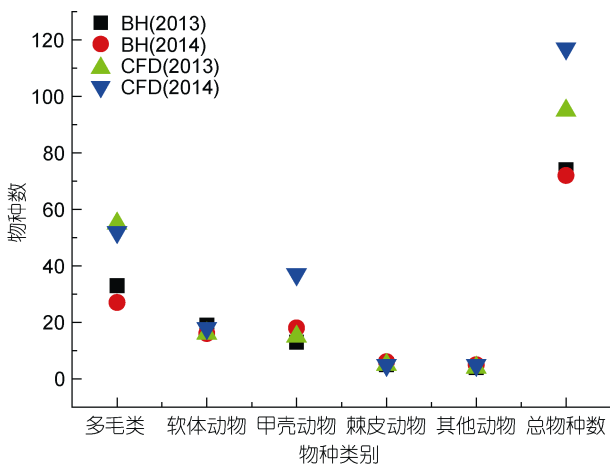


图2 2013年和2014年曹妃甸和附近海域大型底栖动物物种数和物种组成的比较

Fig.2 Comparison in species number and composition of macrobenthos between Caofeidian and its adjacent areas in 2013 and 2014

注: CFD 为曹妃甸海域, BH 为曹妃甸附近海域, 括号中数字为调查年份

**2.1.2 曹妃甸以及附近海域大型底栖动物群落优势种** 2013 年和 2014 年曹妃甸和附近海域大型底栖动物群落优势种均为凸壳肌蛤(*Musculus senhousia*)和日本倍棘蛇尾(*Amphioplus japonicus*)。曹妃甸区域两个调查航次中, 凸壳肌蛤的优势度 2014 年为 0.5, 2013 年下降为 0.264, 优势度均明显; 日本倍棘蛇尾 2013 年和 2014 年的优势度分别为 0.036 和 0.038, 变化较小。附近海域优势度组成两个航次期间则发生变化, 2013 年凸壳肌蛤(0.36)优势度高于日本倍棘蛇尾(0.109); 2014 年凸壳肌蛤(0.0260)优势度明显降低于日本倍棘蛇尾(0.252)。

**2.1.3 曹妃甸以及附近海域大型底栖动物的丰度和生物量** 2013 年总平均丰度为 1130.44ind/m<sup>2</sup>, 贡献率最高的为软体动物 699.13ind/m<sup>2</sup>, 占比 61.85%, 其次为多毛类 181.74ind/m<sup>2</sup>(16.08%), 棘皮动物 165.22ind/m<sup>2</sup>(14.62%), 甲壳动物 75.65ind/m<sup>2</sup>(6.69%),

其他动物 8.70ind/m<sup>2</sup>(0.77%)。

2013 年总平均生物量为 50.44g/m<sup>2</sup>, 其中棘皮动物生物量最高为 23.99g/m<sup>2</sup>, 占总平均生物量的 47.56%, 其次为软体动物 18.67g/m<sup>2</sup>(37.02%), 多毛类 5.22g/m<sup>2</sup>(10.34%), 其他动物 1.86g/m<sup>2</sup>(3.69%), 甲壳动物 0.70g/m<sup>2</sup>(1.39%)。

2014 年总平均丰度为 698.25ind/m<sup>2</sup>, 软体动物丰度最高为 38.08ind/m<sup>2</sup>, 占总平均丰度的 54.43%, 其次为多毛类 123.17ind/m<sup>2</sup>(17.64%), 棘皮动物 119.92ind/m<sup>2</sup>(17.17%), 甲壳动物 68.58ind/m<sup>2</sup>(9.82%), 其他动物 6.5ind/m<sup>2</sup>(0.93%)。

2014 年总平均生物量为 38.62g/m<sup>2</sup>, 其中棘皮动物最多为 16.35g/m<sup>2</sup>, 占总平均生物量的 42.33%, 其次为软体动物 8.24g/m<sup>2</sup>(21.35%), 其他动物 7.25g/m<sup>2</sup>(18.77%), 多毛类 4.60g/m<sup>2</sup>(11.91%), 甲壳动物 2.18g/m<sup>2</sup>(5.64%)。

大型底栖动物丰度和生物量不同区域间( $F=0.045$ ,  $P=0.833>0.05$ ;  $F=0$ ,  $P=0.983>0.05$ , 单因素方差分析)及不同年份间( $F=1.521$ ,  $P=0.224>0.05$ ;  $F=0.480$ ,  $P=0.492>0.05$ , 单因素方差分析)差异均不显著。大型底栖动物丰度和生物量的空间分布不均匀, 站位间有较大差距(图 3), 主要与个体较小但数量较多的凸壳肌蛤和个体较大但数量较少的哈氏刻勒海胆(*Temnopleurus hardwickii*)、棘刺锚参(*Protankyra bidentata*)的不均匀分布有关。

**2.1.4 曹妃甸及附近海域大型底栖动物生物多样性** 2013 年曹妃甸海域的物种丰富度指数  $d$ 、物种均匀度指数  $J'$  和香农威纳多样性指数  $H'$  平均值分别为  $2.22\pm 1.10$ ,  $0.60\pm 0.29$  和  $2.43\pm 1.35$ 。3 个多样性指数最高值均出现在 CFD29 站位, 最低值均出现在 CFD42 站位。附近海域的物种丰富度指数  $d$ 、物种均匀度指数  $J'$  和香农威纳多样性指数  $H'$  平均值分别为  $2.16\pm 0.78$ ,  $0.61\pm 0.27$ ,  $2.32\pm 0.95$ 。丰富度指数的最高值位于 BH08 站位, 均匀度指数的最高值位于 BH11 站, 香农威纳多样性指数最高值位于 BH23 站位, 3 个指数的最低值均位于 BH15 站位。

2014 年曹妃甸海域物种丰富度指数  $d$ 、物种均匀度指数  $J'$  和香农威纳多样性指数  $H'$  平均值分别为  $3.08\pm 1.48$ ,  $0.79\pm 0.23$  和  $3.12\pm 1.12$ 。丰富度指数  $d$  指数、物种多样性指数  $H'$  最高值均位于 CFD33 站位, 物种均匀度指数  $J'$  最高值均位于 CFD31; 丰富度指数  $d$  指数最低值位于 CFD39, 物种均匀度指数  $J'$  和香农威纳多样性指数  $H'$  最低值均位于 CFD38。附近海域

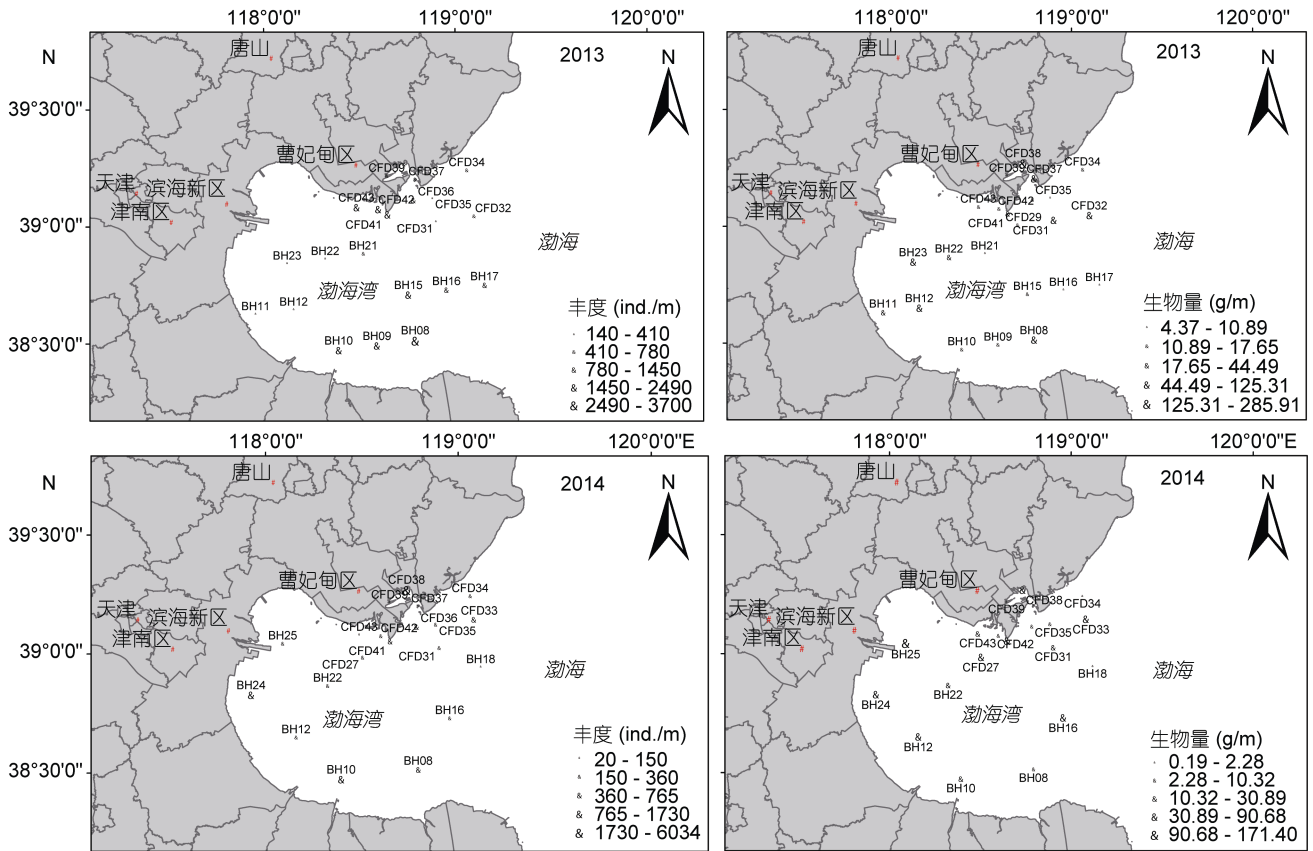


图 3 2013 年和 2014 年调查区域大型底栖动物丰度和生物量在各站位的分布

Fig.3 Spatial distributions of microbenthic abundance and biomass in sampling stations in 2013 and 2014

的丰富度指数  $d$  平均值为  $2.83 \pm 0.96$ , 最高值位于 BH10 站点, 最低值位于 BH18; 物种均匀度指数  $J'$  和香农威纳多样性指数  $H'$  平均值分别为  $0.74 \pm 0.21$  和  $2.84 \pm 0.75$ , 最高值位于 BH25, 最低值位于 BH24。

航次间比较, 曹妃甸海域生物多样性指数均高于附近海域; 区域间比较, 2014 年均高于 2013 年(图 4)。物种丰富度指数和均匀度指数在不同年间有显著差异( $F=5.350, P=0.026 < 0.05; F=4.651, P=0.037 < 0.05$ , 单因素方差分析), 区域间无显著差异( $F=0.331, P=0.568 > 0.05; F=0.102, P=0.751 > 0.05$ , 单因素方差分析)香农威纳多样性指数区域和年份间均无差异( $F=0.454, P=0.504 > 0.05; F=3.693, P=0.062 > 0.05$ , 单因素方差分析)。

2.1.5 渤海湾调查海域大型底栖动物群落结构  
大型底栖动物群落结构聚类分析结果见图 5, 且 MDS 分析与 CLUSTER 聚类分析结果一致。ANOSIM 分析表明, 两次调查的不同聚类组间均存在显著差异(2013 年  $R=0.858, P < 0.01$ ; 2014 年  $R=0.921, P < 0.01$ , Global Test)。

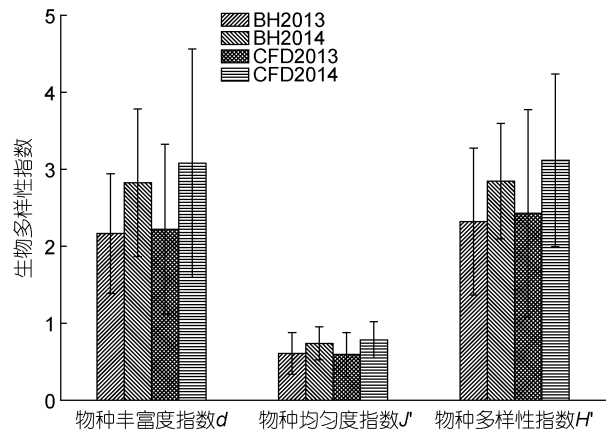


图 4 2013 年和 2014 年大型底栖动物生物多样性指数

Fig.4 Species biodiversity indices of microbenthic communities in 2013 and 2014

注: CFD 为曹妃甸海域, BH 为曹妃甸附近海域, 数字为调查年份

以 20% 的相似性, 2013 年调查区域的大型底栖动物群落可分为 8 组, 其中 CFD37、BH12、CFD38、BH23 单独成组, 其他 3 组分别为:

组 I: 由 13 个站点组成, 组内平均相似性为 35.61%, 主要贡献物种为凸壳肌蛤和日本倍棘蛇尾,

贡献率分别为 60.72%和 10.64%。

组 II: 由 BH21、BH22、CFD29 组成, 组内平均相似性为 32.87%, 主要贡献物种为日本倍棘蛇尾 (32.84%)、深沟毛虫(*Sigambra bassi*)(13.89%)和双栉虫(*Ampharete acutifrons*)(13.89%)。

组 III: 包括 CFD31 和 CFD32 两个站位, 组内平均相似性为 35.67%, 主要贡献物种为侧带裁判螺 (*Inquisitor latifasciata*)(39.97%)、凸壳肌蛤(15.68%)、豆形胡桃蛤 (*Nucula faba*)(11.09%)、丝异蚓虫 (*Heteromastus filiformis*)(11.09%)、长须沙蚕 (*Nereis longior*)(11.09%)、笔帽虫(Pectinoridae)(11.09%)。

以 20%的相似性, 2014 年调查区域的大型底栖动物群落可分为 7 组, 其中 CFD37、CFD42 单独聚为一组, 其他 5 组分别为:

组 I: 由 9 个站位组成, 组内平均相似性为 26.56%, 主要贡献物种为日本倍棘蛇尾和拟特须虫 (*Paralacydonia paradoxa*), 贡献率分别为 34.47%和 13.40%。

组 II: 由 BH12、BH25、CFD43 组成, 组内平均

相似性为 27.10%, 主要贡献物种为豆形胡桃蛤 (20.54%)、纽虫(Nemertinea)(20.54%)和凹鳍孔鰕虎鱼 (*Ctenotrypauchen chinensis*)(20.54%)。

组 III: 由 BH18 和 CFD39 组成, 组内平均相似性为 36.02%, 主要贡献物种为塞切尔尼钩虾 (*Eriopisella sechellensis*)(50%) 和日本倍棘蛇尾 (50%)。

组 IV: 由 BH24 和 CFD38 组成, 组内平均相似性为 29.97%, 主要贡献物种为凸壳肌蛤。

组 V: 由 CFD34、CFD35、CFD36 三个站位组成, 组内平均相似性为 24.45%, 主要贡献物种为多鳃齿吻沙蚕 (*Nephtys polybranchia*) (18.92%)、独指虫 (*Aricidea fragilis*) (17.83%)、寡节甘吻沙蚕(*Glycinde gurjanovae*) (13.38%)、塞切尔尼钩虾 (10.02%)。

2.1.6 大型底栖动物群落与环境因子的关系  
2013 年生物群落指数与环境因子相关性(Pearson Correlation)分析表明, 物种数与总碳、总有机碳和总氮含量、硝酸盐、总溶解态磷呈显著负相关( $R = -0.557$ ,  $P = 0.006 < 0.01$ ;  $R = -0.582$ ,  $P = 0.004 < 0.01$ ;  $R = -0.721$ ,

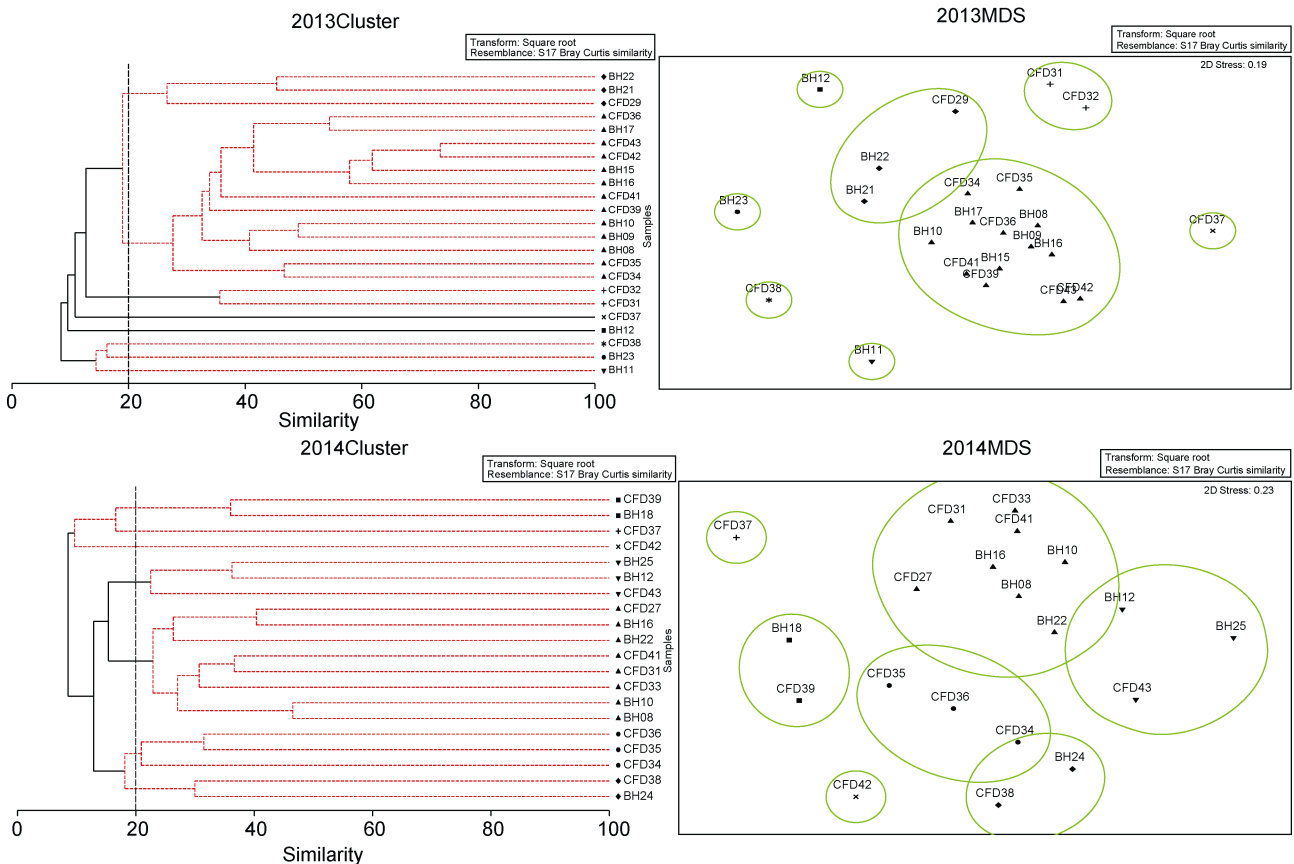


图 5 2013 年和 2014 年大型底栖动物群落 CLUSTER 和 MDS 分析  
Fig.5 CLUSTER and MDS analyses on macrobenthos in 2013 and 2014

$P=0<0.01$ ;  $R=-0.457$ ,  $P=0.028<0.05$ ;  $R=-0.444$ ,  $P=0.034<0.05$ ); 总丰度与铵盐呈极显著负相关 ( $R=-0.570$ ,  $P=0.004<0.01$ ); 物种丰富度指数与总碳、总有机碳和总氮均呈极显著负相关 ( $R=-0.567$ ,  $P=0.005<0.01$ ;  $R=-0.600$ ,  $P=0.002<0.01$ ;  $R=-0.706$ ,  $P<0.01$ ); 均匀度指数与铵盐呈显著正相关 ( $R=0.476$ ,  $P=0.022<0.05$ ), 与硅酸盐、总碳、总有机碳、总氮呈显著负相关 ( $R=-0.482$ ,  $P=0.020<0.05$ ;  $R=-0.429$ ,  $P=0.041<0.05$ ;  $R=-0.428$ ,  $P=0.042<0.05$ ;  $R=-0.509$ ,  $P=0.013<0.05$ ); 香农威纳多样性指数与硅酸盐、总碳、总有机碳和总氮呈显著负相关 ( $R=-0.466$ ,  $P=0.025<0.05$ ;  $R=-0.507$ ,  $P=0.014<0.05$ ;  $R=-0.502$ ,  $P=0.015<0.05$ ;  $R=-0.623$ ,  $P=0.001<0.01$ )。BVSTEP 分析表明, 铵盐是影响该航次大型底栖动物丰度和生物量分布的关键环境因子, 与丰度的 Spearman 相关系数为 0.310, 与生物量的 Spearman 相关系数为 0.240。

2014 年生物群落与环境因子相关性(Pearson Correlation)分析表明, 总生物量与盐度、溶解氧呈显著负相关 ( $R=-0.476$ ,  $P=0.034<0.05$ ;  $R=-0.488$ ,  $P=$

$0.029<0.05$ ), 与亚硝酸盐呈显著正相关 ( $R=0.477$ ,  $P=0.033<0.05$ ), 与硝酸盐呈极显著正相关 ( $R=0.568$ ,  $P=0.009<0.01$ ); 均匀度指数与深度呈显著正相关 ( $R=0.533$ ,  $P=0.016<0.05$ ); 香农威纳多样性指数与深度呈极显著正相关 ( $R=0.598$ ,  $P=0.005<0.01$ ), 与温度呈显著负相关 ( $R=-0.518$ ,  $P=0.019<0.05$ )。BVSTEP 分析表明, 温度、溶解氧和硝酸盐是影响该航次大型底栖动物丰度分布的关键环境因子, 与丰度的 Spearman 相关系数为 0.454, 溶解氧、酸碱度和硝酸盐是影响该航次大型底栖动物生物量分布的关键环境因子, 与生物量的 Spearman 相关系数为 0.368。

2.1.7 大型底栖动物群落受扰动状况 2013 年和 2014 年的 ABC 曲线分析表明, 渤海湾大型底栖动物群落均已受到中等程度的干扰, 2014 年大型底栖动物群落生物量优势有所上升(图 6), 说明生物群落受扰动状况较 2013 年有所改善。

2013 年和 2014 年调查站位 M-AMBI 指数空间分布如图 7, 曹妃甸围填海区域大型底栖动物群落健康

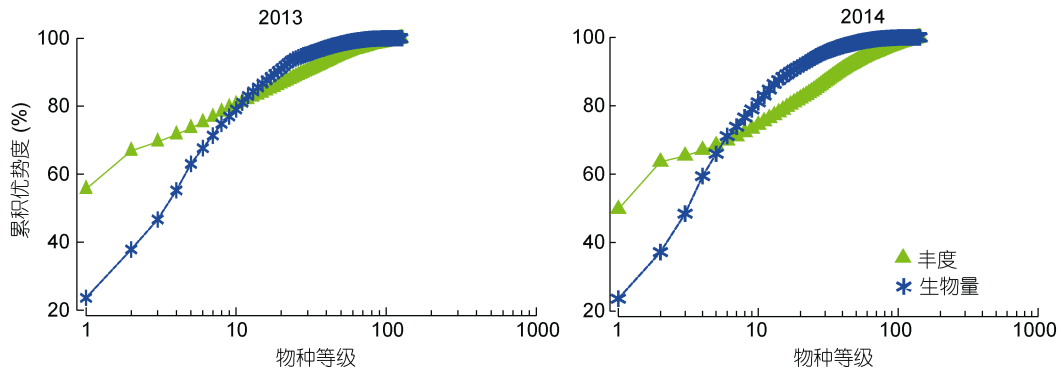


图 6 2013 年和 2014 年调查区域 ABC 曲线  
Fig.6 The ABC curves at all stations in study areas in 2013 and 2014

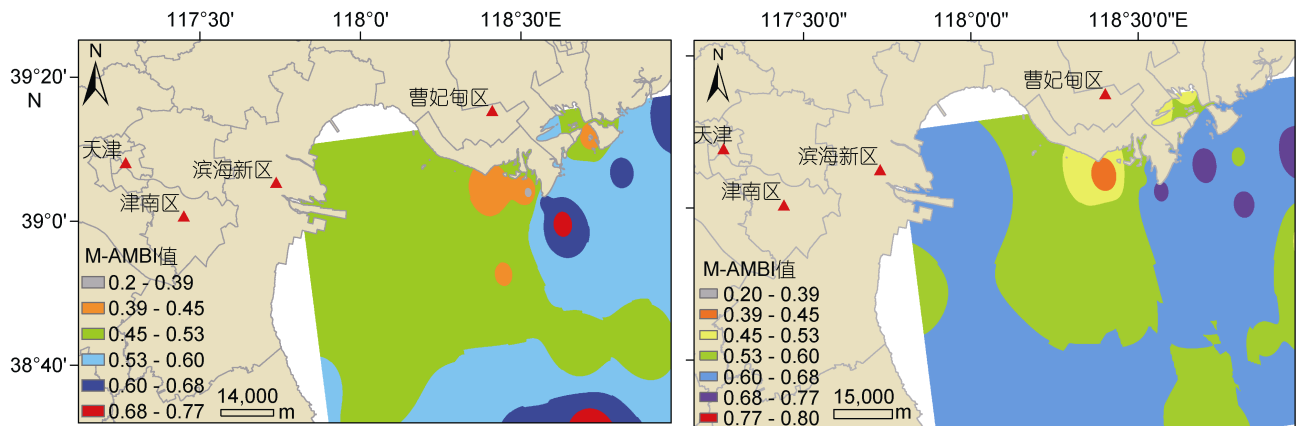


图 7 2013 年(左图)和 2014 年(右图)渤海湾 M-AMBI 指数分布  
Fig.7 Distributions of M-AMBI indices in Bohai Bay in 2013 (left) and 2014 (right)  
注: “优”>0.77; “良好”=0.53-0.77; “中等”=0.39-0.53; “较差”=0.20-0.39; “差”<0.20

状况明显较差, 2014年大型底栖动物群落状况明显优于2013年, 与ABC曲线分析的受扰动结果一致。

## 2.2 渤海湾大型底栖动物群落的年际变化

### 2.2.1 曹妃甸围填海区大型底栖动物群落年际变化

马万栋等(2015)统计了环渤海围填海不同区域不同时期的围填海面积, 其中也涵盖本调查CFD站位的唐山市和秦皇岛市同时期围填海面积(表1)。2005—2010年曹妃甸海域围填海面积迅速增加, 之后又有所减少(马万栋等, 2015)。索安宁等(2012)对曹妃甸围填海工程环境影响进行了回顾性评价, 2007年大型底

栖动物的物种数、丰度和香农威纳多样性指数均明显较低, 这可能与该时期曹妃甸围填海面积迅速增加有关(索安宁等, 2012)。本次调查发现2013—2014年该区域的物种数和生物多样性均有所上升, 这与近年来围填海面积有所下降有关, 生物多样性有所恢复。相关性分析表明围填海面积与大型底栖动物的物种数、丰度、生物量和香农威纳多样性指数均呈负相关关系, 但均未达显著水平( $R = -0.644$ ,  $P = 0.555 > 0.05$ ;  $R = -0.725$ ,  $P = 0.483 > 0.05$ ;  $R = -0.529$ ,  $P = 0.645 > 0.05$ ;  $R = -0.841$ ,  $P = 0.364 > 0.05$ , Pearson 相关)。

表1 曹妃甸不同时期围填海面积及大型底栖动物物种组成、丰度、生物量和香农维纳多样性指数

Tab.1 The area of reclamation, species composition, abundance, biomass, and Shannon-Weiner biodiversity indices of macrobenthos in different years off Caofeidian coast

调查时间	物种数	丰度(ind/m <sup>2</sup> )	生物量(g/m <sup>2</sup> )	香农-威纳多样性指数(H')	同时期围填海面积(km <sup>2</sup> )	参考文献
2004	36	213.30	17.80	2.89	34.77	索安宁等, 2012
2007	32	41.47	21.79	1.84	255.39	索安宁等, 2012
2013	95	999.17	60.37	2.43	2.08	本研究
2014	117	792.50	29.19	3.12	—	本研究

### 2.2.2 天津沿海大型底栖动物群落的变化

天津沿海区域大型底栖动物群落研究较多, 本文取孙道元等(1991)、张培玉(2005)、房恩军等(2006)、王瑜等(2010)、蔡文倩等(2012)以及本研究2013和2014年的调查数据, 结合马万栋等(2015)同时期围填海面积进行相关性分析(表2)。围填海面积与大型底栖动物物种数、物种均匀度指数和香农威纳多样性指数成正相关( $R = 0.467$ ,  $P = 0.533 > 0.05$ ;  $R = 0.702$ ,  $P = 0.298 > 0.05$ ;  $R = 0.647$ ,  $P = 0.353 > 0.05$ , Pearson 相关), 与丰度、生物量、物种丰富度指数呈负相关( $R = -0.413$ ,  $P = 0.587 >$

$0.05$ ;  $R = -0.101$ ,  $P = 0.899 > 0.05$ ;  $R = -0.173$ ,  $P = 0.827 > 0.05$ , Pearson 相关), 但均未达显著水平。生物多样性的年际变化显示大型底栖动物多样性在2010年左右有所下降, 近年来有所回升, 与2008年围填海面积急剧增加以及近年来围填海面积有所下降有关。大型底栖动物丰度和生物量受某些机会种如凸壳肌蛤或者重量较大个体的采集影响较大, 2011年大型底栖动物物种数、丰度和生物量明显高于其他年份, 主要因为该年份采集到大量的凸壳肌蛤和长偏顶蛤(蔡文倩等, 2012), 也与2010年围填海面积明显减少有关。

表2 天津沿海不同时期围填海面积及大型底栖动物物种组成、丰度、生物量和生物多样性指数

Tab.2 The area of reclamation, species composition, abundance, biomass and Shannon-Weiner biodiversity indices of macrobenthos in different years off Tianjin coast

调查时间	物种数	丰度(ind/m <sup>2</sup> )	生物量(g/m <sup>2</sup> )	丰富度指数(d)	均匀度指数(J)	香农威纳多样性指数(H')	同时期围填海面积(km <sup>2</sup> )	参考文献
1982	—	157	26.5	—	—	—	209.3	孙道元等, 1991
2004	69	894.31	7.34	—	—	—	146.52	张培玉, 2005
2005	—	45	16.59	3.25	0.89	2	—	房恩军等, 2006
2008	99	228.81	36.03	1.71	0.84	2.99	355.16	王瑜等, 2010
2011	111	3378.14	169.13	0.89	0.72	1.82	137.34	蔡文倩等, 2012
2013	74	1273.64	39.60	2.16	0.61	2.32	0.79	本研究
2014	72	556.88	52.76	2.82	0.74	2.85	—	本研究



### 3 讨论

#### 3.1 渤海湾围填海工程对大型底栖动物群落的影响分析

**3.1.1 物种组成、丰度和生物量** 曹妃甸 2003—2011 年围海造地面积约 274.7km<sup>2</sup>, 其中 2007—2008 年围填海面积增幅最大, 之后几年有所下降(吴越等, 2013)。曹妃甸海域大型底栖动物群落年际比较发现, 2007 年大型底栖动物的物种数、丰度和多样性指数有所下降, 由此可以推断, 围填海工程对该区域的大型底栖动物群落造成了一定的影响。

张壮壮等(2015)利用 1984、2005 和 2007—2011 年的数据分析, 发现天津沿岸围填海工程引起的岸线长度、占用滩涂面积和近岸浅海面积, 与大型底栖动物总物种数、生物多样性指数呈负相关, 与总生物量、总丰度呈正相关关系。同时改变了群落中不同类群的组成, 即减少甲壳动物和软体动物比例, 增加多毛类种类数量所占比例。本文分析结果发现围填海面积与大型底栖动物丰度和生物量呈负相关关系, 与物种数和香农威纳多样性指数成正相关, 但相关性均未达显著水平, 这可能与我们的调查数据季节不同, 且本文的围填海面积为相同时间段的总面积, 与生物数据并非一一对应。张壮壮等(2015)文中也提及研究受调查时间、站点位置和数目、采泥器种类、网筛孔径等影响, 调查统计结果会有所差异。同时, 丰度与生物量受个别机会种的大量采集与重量较大个体的偶然采集影响较大, 无法准确反映大型底栖动物群落扰动状况。

渤海湾 2005—2010 年围填海面积较大, 大型底栖动物群落波动较大。近年来随着围填海面积的减少, 大型底栖动物群落多样性有所恢复。曹妃甸与附近海域的大型底栖动物群落差异不显著, 与渤海湾曹妃甸围填海工程浩大, 且围填海区域较广, 对渤海湾影响范围较大有关。同时也与渤海湾受人类扰动因素众多, 且围填海工程近年来有所减少, 沿岸群落有所恢复有关。

**3.1.2 优势种和优势类群** 优势种由于其高度的生态适应性, 对群落结构的分析具有重要的作用。蔡文倩等(2012)发现渤海湾生态环境受到严重干扰, 已发生改变, 不再适应对环境敏感的物种生存, 为干扰耐受种提供更多生态, 导致其扩张占据主导地位。自 2011 年来干扰耐受种凸壳肌蛤一直占据优势地位。本调查发现 2013 年和 2014 年凸壳肌蛤优势地位依然

显著, 但干扰不敏感种日本倍棘蛇尾的出现, 预示着生态环境的逐渐改善, 逐渐适应其他物种的生存。

2013 年和 2014 年两个航次的大型底栖动物群落优势类群为多毛类, 曹妃甸 2014 年甲壳动物明显增多, 所占比例仅次于多毛类, 但是两个区域两次调查中多毛类和甲壳动物的生物量均较低, 高丰度和低生物量可以看出调查区域物种小型化依然明显。

**3.1.3 群落健康状况** 2013 年和 2014 年大型底栖动物群落已受到中等程度的干扰, 曹妃甸围填海工程区大型底栖动物群落健康状况明显较差。Lu 等(2002)发现 Sungei Punggol 河靠近围填海区的大型底栖动物群落物种数和丰度明显下降。Li 等(2010)发现天津港工业区围填海工程导致大型动物多样性下降甚至灭绝。索安宁等(2012)对曹妃甸围填海工程的回顾性评价中提出, 围填海对底栖动物的影响最大。Suo 等(2015)研究发现曹妃甸围填海工程对鱼类群落造成明显的损害, 鱼类丰度、生物量明显下降。由此可以看出, 围填海对附近海域的生物群落造成了明显的扰动, 影响不容忽视。2014 年的大型底栖动物群落状况优于 2013 年, 这与 2014 年为春季调查航次, 处于大型底栖动物的繁殖季节, 而 2013 年为秋季调查航次有关。

#### 3.2 围填海对大型底栖动物影响的原因

围填海工程占用近岸浅滩, 滩涂湿地为鱼虾类的重要产卵场和索饵场, 浅滩填埋造陆后, 生物全部死亡, 造成生物群落不可逆的损害。围填海工程导致近岸潮流水动力减弱, 淤泥质粉土沉降堆积, 底质类型改变, 水深逐渐变浅, 改变了大型底栖动物生境状况。

底质类型和水深是影响大型底栖动物分布的重要环境因子(李宝泉等, 2005; 李新正等, 2006), 渤海湾优势种主要为凸壳肌蛤, 与该区域的粘土质粉砂为主有关。对 2013 年和 2014 年的生物群落进行聚类分组发现, 群落间相似性较低, 这由于渤海湾沿岸受人为干扰严重和环境复杂, 形成了不同的小生境, 导致各个站位的大型底栖动物群落相似性不高(蔡文倩等, 2013)。

大规模的围填海工程改变了原来浅海区的海洋动力边界条件, 势必引起周围海域的潮流、冲淤过程和泥沙迁移的改变, 使近岸海水与外海交换能力下降, 进而导致海水富营养化。

渤海 1960—1996 年的环境变化和生态系统反应研究发现, 渤海的盐度、温度、溶解无机氮、氮磷比呈上升趋势, 溶解氧、磷、硅和硅氮比呈下降趋势。

渤海由于人类的干扰和气候的变化,造成淡水补给的减少,进而导致磷、硅等营养盐的限制,造成渤海生物系统衰退和生物多样性减少(Ning *et al.*, 2010)。而本次调查发现,大型底栖动物物种数、丰富度指数和、均匀度指数和物种多样性指数与总碳、总有机碳和总氮呈显著或者极显著负相关,物种数与总溶解态磷呈显著负相关,物种均匀度指数、多样性指数与硅酸盐呈显著负相关。由此可以看出渤海的富营养化的状态和趋势对大型底栖动物群落已产生不同程度的影响。

围填海疏浚和吹填过程中,产生高浓度的悬浮物,造成水体的透明度下降,影响浮游植物的光合作用,进而影响以浮游生物为食的大型底栖动物的正常生长(Newcombe *et al.*, 1991)。另外,许多大型底栖动物幼体营浮游生活,幼体对悬浮物的抵抗力较差,悬浮物堵塞幼体的鳃部致其死亡,直接影响对成体的补充。实验发现荔枝螺幼体对悬浮物的耐受性很差,悬浮物浓度达到2mg/L时,将对荔枝螺造成急性毒性效应,且随着悬浮物浓度的上升,致死率明显上升(本研究),杜东等(2012)对曹妃甸近岸海域2009年悬浮泥沙含量分布发现近岸5m以浅地区的悬沙浓度多大于10mg/L,势必对大型底栖动物幼体造成一定的影响。

#### 4 结论

(1) 渤海湾大型底栖动物群落的物种组成仍以多毛类占据主要优势,优势种主要以干扰耐受种凸壳肌蛤为主,调查区域物种小型化特征明显。曹妃甸围填海区域与附近海域的物种组成、丰度和生物量以及多样性指数差异并不显著,与渤海湾沿岸围填海分布较广,影响较大,以及近年来生物群落有所恢复有关。

(2) 渤海湾大型底栖动物群落的物种数、丰度和生物量以及多样性指数与围填海面积相关性不显著,但围填海面积较大的时期,大型底栖动物群落明显波动较大,曹妃甸2005—2010年围填海面积明显增多,而2007年大型底栖动物物种数、丰度和生物多样性指数明显较低,说明围填海对大型底栖动物群落具有强烈的扰动影响。

(3) 2013年和2014年的渤海湾大型底栖动物群落已受到中等程度的扰动,水体呈富营养化的状态和趋势,并对大型底栖动物群落产生了不同程度的影响。

(4) 大型底栖动物丰度、生物量受机会种和个体较大个体的偶然采集影响较大,对群落受扰动状况反映能力较差,M-AMBI指数对渤海大型底栖动物群落健康状况反映情况较佳,曹妃甸围填海区大型底栖动物群落生态健康状况明显较差。

#### 参 考 文 献

- 马万栋, 吴传庆, 殷守敬等, 2015. 环渤海围填海遥感监测及对策建议. 环境与可持续发展, (3): 63—65
- 王 瑜, 刘录三, 刘存歧等, 2010. 渤海湾近岸海域春季大型底栖动物群落特征. 环境科学研究, 23(4): 430—436
- 尹延鸿, 2007. 对河北唐山曹妃甸浅滩大面积填海的思考. 海洋地质动态, 23(3): 1—10
- 田胜艳, 于子山, 刘晓收等, 2006. 丰度/生物量比较曲线法监测大型底栖动物群落受污染扰动的研究. 海洋通报, 25(1): 92—96
- 孙道元, 刘银城, 1991. 渤海底栖动物种类组成和数量分布. 黄渤海海洋, 9(1): 42—50
- 杜 东, 刘宏伟, 秦雅飞等, 2012. 河北省曹妃甸近岸海域悬浮泥沙含量分布特征研究. 地质调查与研究, 35(2): 189—194
- 李宝泉, 李晓静, 周政权等, 2016. 围填海及其对底栖生物群落的生态效应. 广西科学, 23(4): 293—298
- 李宝泉, 李新正, 于海燕等, 2005. 胶州湾底栖软体动物与环境因子的关系. 海洋与湖沼, 36(3): 193—198
- 李新正, 2011. 我国海洋大型底栖生物多样性研究及展望: 以黄海为例. 生物多样性, 19(6): 676—684
- 李新正, 李宝泉, 王洪法等, 2006. 胶州湾潮间带大型底栖动物的群落生态. 动物学报, 52(3): 612—618
- 肖庆聪, 魏源送, 王亚炜等, 2012. 天津滨海新区湿地退化驱动因素分析. 环境科学学报, 32(2): 480—488
- 吴 越, 杨文波, 王 琳等, 2013. 曹妃甸填海造地时空分布遥感监测及其影响初步研究. 海洋湖沼通报, (1): 153—158
- 张壮壮, 王 琳, 杨文波等, 2015. 渤海湾近海栖息地变化对大型底栖动物群落结构的影响. 中国水产科学, 22(1): 106—112
- 张培玉, 2005. 渤海湾近岸海域底栖动物生态学与环境质量评价研究. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文, 86—92
- 陈亚龑, 徐兆礼, 王云龙等, 1995. 长江口河口锋区浮游动物生态研究 I: 生物量及优势种的平面分布. 中国水产科学, 2(1): 49—58
- 周 红, 张志南, 2003. 大型多元统计软件 primer 的方法原理及其在底栖群落生态学中的应用. 青岛海洋大学学报, 33(1): 58—64
- 房恩军, 李 军, 马维林等, 2006. 渤海湾近岸海域大型底栖动物(Macrofauna)初步研究. 现代渔业信息, 21(10): 11—15
- 索安宁, 张明慧, 于永海等, 2012. 曹妃甸围填海工程的环境影响回顾性评价. 中国环境监测, 28(2): 105—111
- 蔡文倩, 孟 伟, 刘录三等, 2012. 渤海湾大型底栖动物群落优势种长期变化研究. 环境科学学报, 33(8): 2332—2340
- 蔡文倩, 孟 伟, 刘录三等, 2013. 春季渤海湾大型底栖动物群落结构特征研究. 环境科学学报, 33(5): 1458—1466

- Clarke K R, Warwick R M, 1994. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory
- Holland A F, 1985. Long-term variation of macrobenthos in a mesohaline region of Chesapeake bay. *Estuaries*, 8(2): 93—113
- Li K Y, Liu X B, Zhao X G *et al*, 2010. Effects of reclamation projects on marine ecological environment in Tianjin Harbor Industrial Zone. *Procedia Environmental Sciences*, 2: 792—799
- Lu L, Goh B P L, Chou L M, 2002. Effects of coastal reclamation on riverine macrobenthic infauna (Sungei Punggol) in Singapore. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 9(2): 127—135
- Margalef R, 1968. *Perspectives in Ecological Theory*. New York, USA: University of Chicago Press
- Newcombe C P, Macdonald D D, 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, 11(1): 72—82
- Ning X R, Lin C L, Su J L *et al*, 2010. Long-term environmental changes and the responses of the ecosystems in the Bohai Sea during 1960-1996. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 57(11—12): 1079—1091
- Pielou E C, 1975. *Ecological Diversity*. New York, USA: Wiley-Interscience
- Shannon C E, Weaver W, 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, USA: University of Illinois Press
- Suo A N, Cao K, Zhao J H *et al*, 2015. Study on impacts of sea reclamation on fish community in adjacent waters: a case in Caofeidian, North China. *Journal of Coastal Research*, 73: 183—187
- Wang W, Liu H, Li Y Q *et al*, 2014. Development and management of land reclamation in China. *Ocean & Coastal Management*, 102: 415—425

## EFFECT OF COASTAL RECLAMATION ON BENTHIC MACROFAUNA IN COASTAL AREA OF CAOFEIDIAN, BOHAI BAY

LI Xiao-Jing<sup>1,2</sup>, ZHOU Zheng-Quan<sup>1,2</sup>, CHEN Lin-Lin<sup>1</sup>, LI Bao-Quan<sup>1</sup>, LIU Tian-Tian<sup>3</sup>,  
AI Bing-Hua<sup>1</sup>, YANG Lu-Fei<sup>4</sup>, LIU Bo<sup>4</sup>, WANG Shi-Shuai<sup>5</sup>

(1. *Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China*; 2. *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*; 3. *Zhejiang Ocean University, Zhoushan 316022, China*; 4. *Yantai University, Yantai 264003, China*; 5. *Fishery and Fishing Harbor Administration Station of Laizhou, Laizhou 261400, China*)

**Abstract** To investigate the impact of coastal reclamation on benthic macrofauna, its community characters, as indicated by species number, abundance, biomass, and biodiversity indices were analyzed based on the samples collected in two surveys of autumn 2013 and spring 2014 in Caofeidian coastal waters, Bohai Bay. The dominant species were *Musculus senhousi* and *Amphioplus japonicas*, and showed the same tendency of miniaturization on individual body size, simplicity composition of dominant species, and community structure. All these indicators to the macrobenthos community in the waters of Caofeidian area were similar to adjacent waters' in the two surveys, except for the biodiversity indices, higher in spring 2014 than that of 2013 autumn, which indicated a slow recovery of the macrofauna. In addition, the macrofauna was undergone moderate disturbance as indicated by the ABC curves (abundance/biomass curves), and the health status of Caofeidian area was worse than other areas' as indicated in M-AMBI analysis. The coastal reclamation activities in history have shown a negative impact on the microbenthic inhabitants. As the local environment has been damaged and the fauna affected in different degrees, the normal states of them are expected to recover in hope; however, it will be a long term course.

**Key words** macrobenthos; community structure; sea reclamation; Bohai Bay; Caofeidian; anthropogenic disturbance