

河北昌黎生态监控区 8 月潮间带生物多样性年际变化趋势

张月明¹, 梁晓林¹, 赵志楠¹, 韩晓庆², 金照光³, 高伟明¹

(1. 河北师范大学 资源与环境科学学院, 河北 石家庄 050024; 2. 河北省国土资源利用规划院, 河北 石家庄 050056; 3. 昌黎黄金海岸国家级自然保护区管理处, 河北 昌黎 066600)

摘要: 依据国家海洋环境监测中心 2009~2013 年测得的数据和资料, 对河北昌黎生态监控区潮间带生物的种类组成、栖息密度、生物量、优势种以及多样性指数进行统计运算, 分析该监控区 5 年时间尺度的潮间带生物多样性变化趋势。结果表明: 监控区共鉴定出潮间带生物 5 门, 包括节肢动物、环节动物、软体动物、棘皮动物和脊索动物, 共 17 科, 26 种, 类型较少, 年际种数呈逐年下降趋势; 栖息密度与生物量较低, 保持低潮带>中潮带>高潮带的特征; 优势种群变化显著, 节肢动物、环节动物和软体动物交替出现, 优势种数逐年减少, 优势度上升, 对其他物种抑制作用增强; 均匀度指数(J)呈微上升趋势, 变化范围为 0.64~0.81, 状况良好, 物种多样性指数(H')和丰富度指数(d_{Ma})水平较低, 分别为 0.81~3.23 和 0.48~3.96, 生物多样性水平呈下降态势。

关键词: 生态监控区; 昌黎; 潮间带; 生物多样性; 变化趋势

中图分类号: S937.3 文献标识码: A 文章编号: 1000-3096(2014)07-0034-07
doi: 10.11759/hyxx20131202001

潮间带位于海水高潮线与低潮线之间的海岸带区域, 是连接陆地和海洋生态系统的过渡地带, 生态环境复杂多变, 长期以来许多国内外学者对这一生态领域做了大量研究工作^[1]。朱晓君等^[2]先后研究了长江口潮间带大型底栖动物的生态学意义, 刘加飞等^[3-4]分别研究了东海岛和泉州湾潮间带表层沉积物中的重金属及其分布特征, 倪晋仁等^[5]提出了评估填海工程对潮间带湿地生境损失影响的方法, John 等^[6]从历史和地理学的角度研究了北大西洋潮间带的生态性, Alke 等^[7]研究了德国北海潮间带沉积物的兼性厌氧性附件细菌。

2004 年国家海洋局设立河北昌黎生态监控区, 对海洋生态系统的变化趋势进行监测, 甄别海洋生态问题及原因。目前, 冯志权等^[8]研究了该区域的近岸浮游植物群落结构, 李莉等^[9]研究了该监控区大型底栖生物群落的特征, 苏艺等^[10]研究了该海域海水养殖对生态环境的影响, 但对该监控区潮间带的生物多样性的研究还未曾涉及, 潮间带生物是潮间带生态系统营养循环的重要组成部分, 能加速碎屑分解、调节沉积物与水陆界面物质, 其种类的组成以及数量的变动能灵敏的反映一地的环境变迁, 对环境变化敏感而脆弱^[11]。生物多样性指数在潮间带生物多样性变化研究中的应用较为广泛和成熟, 运用

多样性指数科学分析潮间带生物群落的变化将为调整海洋产业布局, 减轻海洋生态压力, 保护海洋生物栖息环境、促进海洋资源持续利用及海洋经济持续发展提供决策依据。

1 材料与方 法

1.1 样本采集

河北昌黎生态监控区位于河北省秦皇岛市昌黎县境内, 北起大蒲河口, 南至滦河口, 东临渤海, 西与团林、刘台庄和茹荷三镇接壤, 地理坐标为 39°25'N~39°40'N, 119°11'E~119°37'E, 总面积 300 km²。其中, 陆域面积 91.5 km², 海域面积 208.5 km²。根据海洋调查规范(GB12763-2007), 结合该监控区潮间带特征, 在监控区内设定 5 条潮间带生物监测断面, 即 A、B、C、D、F 5 条断面, 在每条断面的高、中、低潮区各设 1 个监测站位(图 1、表 1)。2009~2013 年, 每年 8 月采用 型(大网)和 型(中网)标准浮游生物网自底至表垂直拖取, 将采集到的样品用漩涡

收稿日期: 2013-12-18; 修回日期: 2014-04-25

基金项目: 河北省科技支撑计划项目(14273303D)

作者简介: 张月明(1989-), 女, 河北乐亭人, 硕士研究生, 主要从事资源评价与可持续利用研究, 电话: 18631589063, E-mail: zhangyuming2012@126.com; 高伟明, 通信作者, 教授, 从事资源与环境科学研究, 电话: 0311-80787618, E-mail: gaowmd@126.com

分选装置经过 18 目的筛子现场淘洗, 筛洗后获取的潮间带生物标本立即用 5% 的福尔马林溶液固定, 带回实验室进行潮间带生物的种类鉴定和计数, 并称取湿质量。

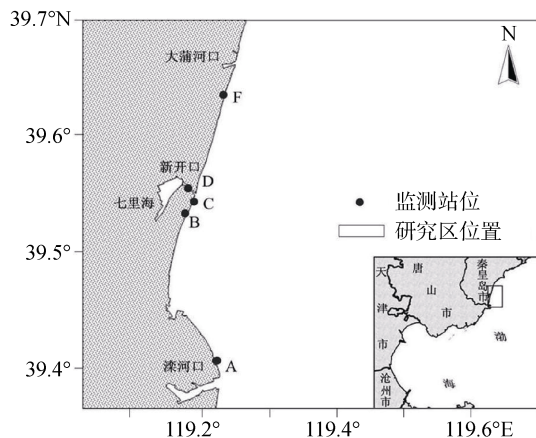


图 1 监测站位

Fig.1 Monitoring stations

表 1 监测站位经、纬度

Tab.1 The longitude and latitude of monitoring stations

站位编号	经度	纬度
A	119°17.12'	39°25.76'
B	119°15.95'	39°32.60'
C	119°16.45'	39°33.55'
D	119°16.26'	39°35.12'
F	119°18.53'	39°38.02'

1.2 数据处理方法

利用调查取得的潮间带生物样品的定量、定性数据, 选取物种多样性指数(H'), 丰富度指数(d_{Ma}), 优势度指数(Y)和均匀度指数(J) 4 个指标进行多样性分析。物种多样性指数(H'), 从种类组成方面研究生物群落的组织水平, 借用信息论的方法, 通过描述物种出现的不确定性来表征物种多样性, 不确定性

越高, 多样性水平越高^[12-13]; 丰富度指数(d_{Ma}), 综合样品中种类数目和密度信息, 表征一定生物密度中的种类数目, 值越大, 数目越多, 多样性水平越高^[14]; 均匀度指数(J), 用于表征个体在各物种间的分布均匀性, 取值范围 0~1, 指数越大, 则分布越均匀^[15]。各多样性指数计算公式如下:

$$\text{物种多样性指数 } H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i$$

$$\text{丰富度指数 } d_{Ma} = \frac{S-1}{\ln N}$$

$$\text{优势度指数 } Y = \frac{n_i}{N} f_i$$

$$\text{均匀度指数 } J = \frac{H'}{\log_2 S}$$

式中, S 为样方中物种总数, P_i 为第 i 种个体数 n_i 与总个体数 N 的比值, f_i 为该物种在样方中出现频率。

2 结果与分析

2.1 种类组成及其年际变化

2009~2013 年监控区内共获得潮间带生物 5 门, 17 科, 26 种, 包括节肢动物、环节动物、软体动物、棘皮动物和脊索动物。节肢动物、环节动物和软体动物是该潮间带生物的主要成分, 比例超过 90% (图 2)。其中, 环节动物和软体动物比例年际变化较大, 即 2009 年软体动物占绝对优势, 比例为 59.4%, 2010 年, 环节动物居首位, 比例上升, 占 64.1%, 2011 年软体动物取代环节动物再次成为比例最大的群类, 占 45.5%, 而环节动物比例下降至 22.7%, 2013 年未检测到软体动物, 节肢动物与环节动物各占 75%、25%。2012 年新增棘皮动物细毛参, 但数量甚微, 与脊索动物变化不显著。5 年中, 监控区内生物种类数量呈波状下降的趋势, 最多为 2012 年 16 种 4 纲, 最少为 2013 年 2 种 2 纲, 年际差异明显。

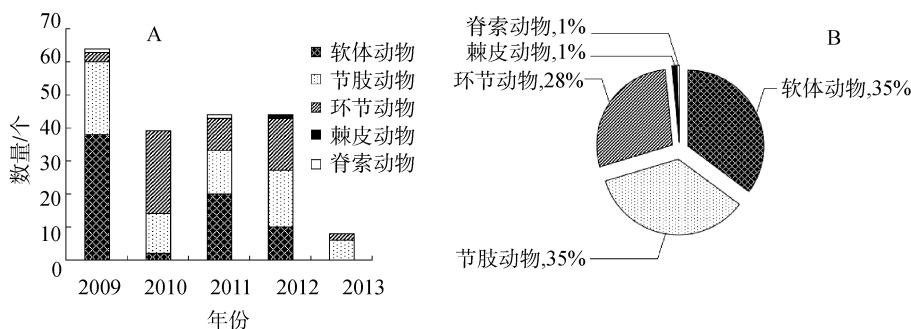


图 2 潮间带生物种类组成

Fig.2 Species composition in the intertidal zone

不同生境栖息的生物种类和数量各不相同, 该监控区潮间带生物种类及数量呈现低潮带>中潮带>高潮带的态势(表 2)。其中环节动物在数量上占优势, 为 37%, 软体动物次之, 为 32%; 低潮带共检测出生物 6 纲 19 种, 软体动物种数最多, 占 37%, 软体动物次之, 占 32%; 中潮带共检测出生物 5 纲 13 种, 节肢动物与软体动物各占 46%, 环节动物仅占 8%; 高潮带共检测

出生物 4 纲 6 种, 节肢动物与软体动物占优势, 各占 33%。3 个潮带共有种 4 种, 即长趾股窗蟹(*Scopimera longidactyla*)、日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)、青蛤(*Cyclina sinensis*)、彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)。5 年检测时间中, 各个潮带种类数量均成下降趋势, 2009 年低、中、高潮带分别检测出物种 6、6、4 种, 2013 年中、高潮带分别降至 2 种和 1 种, 低潮带未检测到生物。

表 2 各潮带生物种类组成

Tab.2 Species composition in each tidal zones

潮带	生物	年份					合计
		2009	2010	2011	2012	2013	
高潮带	个数(N)	12	13	10	7	3	45
	种数(S)	4	3	1	1	1	6
中潮带	个数(N)	18	8	13	18	5	62
	种数(S)	6	1	4	6	2	13
低潮带	个数(N)	34	18	21	19	—	92
	种数(S)	6	3	4	12	—	19

5 条断面受到不同程度的人为活动影响, 使各断面间的群落结构产生差异, 但总体均呈下降趋势。5 年中 B 断面种类最多, 为 13 种, F 断面最单一, 仅在 2011、2012 年各检测到一种潮间带生物, A 断面虽然在 2009 年检测到 9 种生物类型, 但其余 4 年均未检测到生物, 该断面种类组成同样比较单一, 调查后发现, A、F 断面分布在昌黎黄金海岸国家级自然保护区核心区边缘, A 断面附近大量开发养殖池塘, 对潮间带水质影响较大, F 断面紧邻国际滑沙活动中心和黄金海岸旅游区, 人类活动频繁, 对潮间带生物的栖息环境造成负面影响。

2.2 栖息密度、生物量的年际变化

该监控区栖息密度与生物量水平较低, 年际差异显著, 下降趋势明显(图 3)。平均栖息密度为 3.93 个/m², 变化范围 0.89~7.11 个/m²。2009 年 A 断面低潮带密

度最高, 34 个/m², 2010 年 D 断面低潮带次之, 17 个/m², 多处出现栖息密度为 0 的监测站点, 以 2013 年最多, 2010 年次之。年际平均栖息密度由 2009 年最高值 7.11 个/m² 降至 2013 年最低值 0.89 个/m²。

低潮带, 平均栖息密度 5.47 个/m², 变化范围 0~11.33 个/m²。2009 年平均水平最高, 之后逐年下降。物种栖息密度结构年际变化显著, 除 2013 年未检测到生物外, 2009 与 2011 年以软体动物密度最大, 分别为 8.33 个/m²、2.5 个/m²; 2010 年环节动物密度最大, 5.33 个/m²; 2012 年节肢动物密度上升至最大, 2.25 个/m²。

中潮带, 平均栖息密度 3.62 个/m², 变化范围 1.67~6 个/m²。各年物种密度结构差异较大, 2009 与 2013 年节肢动物最高, 但数值下降明显, 分别为 3.33 个/m²、1 个/m²; 2011 年软体动物密度最大, 2.5 个/m², 2012 年环节动物密度最大, 3 个/m²。2010 年该潮位只检测到环节动物, 密度为 2.67 个/m², 较上一年该潮带平均值有所下降, 由此, 该潮带生物栖息密度成下降趋势。

高潮带, 平均栖息密度 2.72 个/m², 变化范围 1~4.33 个/m², 2010 年为平均密度峰值。与低潮带相同, 2009 年以软体动物密度最大, 但数值明显下降, 为 1.67 个/m²; 2010 年节肢动物密度最大, 4 个/m²; 2011~2013 年该潮带均检测到节肢动物一门, 数值由 2.5 个/m² 降至 1.75 个/m² 和 1 个/m²。

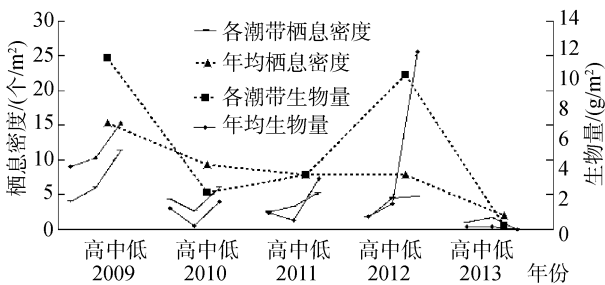


图 3 栖息密度与生物量变化趋势

Fig.3 Variation trends of density and biomass

由此可见, 3 个潮带栖息密度成低潮带>中潮带>高潮带的态势, 且均成下降趋势。

5 年内, 监控区总生物量为 296.46 g/m², 其中软体动物 213.46 g/m², 占 72%, 居首位, 其次为节肢动物, 60.6 g/m², 占 20.4%, 棘皮动物最低, 1.18 g/m², 0.4%。最大值出现在 2012 年 D 断面低潮带, 51.6 g/m², 2009 年 A 断面低潮带次之, 45.94 g/m²。年际平均生物量呈波状递减, 由 2009 年的最高值 11.51 g/m² 降至 2013 年的最低值 0.22 g/m²。

低潮带, 2012 年总生物量最高, 102.41 g/m², 其中软体动物 80.8%, 节肢动物 18%, 环节动物 1.2%; 2009 年次之, 45.94 g/m², 软体动物 73.5%, 节肢动物 17.7%, 环节动物 8.8%, 与 2012 年比例结构相同。5 年内平均生物量 10.44 g/m², 2009 年均值 11.51 g/m², 2011 年降至 3.68 g/m², 2012 年突增至 10.39 g/m², 但 2013 年回落至 0.22 g/m², 总体均值依然呈下降趋势。

中潮带, 2009 年总生物量最高, 30.74 g/m², 软体动物 22.07 g/m², 占 71.8%, 节肢动物 8.67 g/m², 占 28.2%, 数值较低潮带下降, 种类减少了环节动物门; 到 2013 年降至最低水平, 0.9 g/m², 比 2009 年减少节肢动物, 增加环节动物, 生物量为 0.68 g/m², 占 76.7%。5 年平均生物量 3.2 g/m², 2009 年均值最高, 10.25 g/m², 2010 年降至 0.5 g/m², 之后连续两年上升, 但幅度很小, 2013 年降至最低值, 0.3 g/m², 整体呈下降趋势。

高潮带, 2009 年总生物量最高, 26.9 g/m², 以节肢动物、软体动物为主, 生物量分别为 6 g/m²、5 g/m², 各占 50%、42.7%, 脊索动物仅为 1 g/m², 占 8.3%。2010 年总生物量降低了近 15 g/m², 降幅较大, 2010~2012 年总生物量均在 10 g/m² 以下, 变化平缓, 2013 年再次大幅下降, 降至 1.07 g/m²。5 年平均生物量 3.32 g/m², 2009~2013 年逐年下降, 最高值 8.97 g/m², 最低值 0.36 g/m²。

各潮带生物量垂直分布规律与栖息密度相同, 即低潮带>中潮带>高潮带, 但年际变化相对复杂, 总体下降的趋势中有个别起伏, 但升幅不大, 作用较小。

2.3 优势群类的年际变化

运用 Simpson 优势度指数公式对检测区域内各种生物进行指标计算, 得出个物种优势度指数(Y)。目前, 多数研究把 $Y>0.02$ 的物种视为优势种^[16], 但计算后发现, 此标准更适合浅海底栖生物, 本文将

$Y>0.03$ 的物种视为优势种(表 3)。

表 3 潮间带优势种及优势度指数(Y)

Tab.3 Dominant species and index in the intertidal zone

年份	物种名称	优势度	门类
2009	长趾股窗蟹	0.034	软体动物
	日本美人虾	0.013	软体动物
	彩虹明樱蛤	0.043	节肢动物
2010	青蛤	0.017	节肢动物
	长趾股窗蟹	0.040	节肢动物
	双扇股窗蟹	0.030	节肢动物
	日本刺沙蚕	0.107	环节动物
2011	长趾股窗蟹	0.091	节肢动物
	日本刺沙蚕	0.020	环节动物
	托氏昌螺	0.074	软体动物
2012	长趾股窗蟹	0.043	节肢动物
	日本刺沙蚕	0.012	环节动物
2013	长趾股窗蟹	0.563	节肢动物
	日本刺沙蚕	0.063	环节动物

优势度指数作为衡量多样性水平的标志之一, 能够反映物种在整个群落中的地位和作用, Y 越大, 表明群落内物种数量及分布越不均匀, 优势种地位越突出, 越不利于生物多样性水平提高^[17]。监控区 5 年内共出现优势种 7 种, 分属于节肢动物、环节动物和软体动物。其中, 节肢动物优势最为明显, 连续 5 年出现优势种, 次数最多, 环节动物次之, 出现 2 次。2009 年第一优势种为软体动物彩虹明樱蛤 (*Moerella iridescens*), Y 为 0.043, 优势地位相对较低, 对其他生物生长繁殖的负面影响相对较小; 到 2010 年, 环节动物日本刺沙蚕 (*Neanthes japonica*) 取而代之, Y 上升至最高为 0.107, 在潮间带群落中占据极大优势, 对其他物种的抑制作用明显。2011~2012 年第一优势种节肢动物长趾股窗蟹 (*Scopimera longidactyla*) 优势度开始回落, Y 由 0.091 降至 0.043, 与 2009 年水平一致。由此, 2009 和 2012 年 Y 较小, 优势度较低, 在一定程度上丰富了群落结构。

不同潮带生境和底质不相同, 群类组成和多样性也不尽相同, 大多数研究表明, 低潮带在生物多样性方面优于中潮带和高潮带^[18], 该监控区 5 年内优势种状况也能反映这一规律(表 4)。综合该监控区 5 年物种分布情况, 低潮带优势种 6 种, 中、高潮带各 3 种, 低潮带优势种由环节动物、软体动物、节肢动物 3 门组成, 中潮带优势种由环节动物、软体动物 2 门组成, 高潮带由节肢动物、软体动物 2 门组成,

表 4 各潮带优势种及优势度指数(Y)

Tab.4 Dominant species and index in each tidal zones

潮带	项目	年份					合计
		2009	2010	2011	2012	2013	
高潮带	第一优势种	长趾股窗蟹 (节肢动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)
	Y	0.200	0.019	1	1	1	0.498
中潮带	第一优势种	长趾股窗蟹 (节肢动物)	日本刺沙蚕 (环节动物)	托氏昌螺 (软体动物)	江户明樱蛤 (软体动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)	日本刺沙蚕 (环节动物)
	Y	0.079	1.000	0.277	0.185	0.300	0.051
低潮带	第一优势种	彩虹明樱蛤 (软体动物)	日本刺沙蚕 (环节动物)	日本刺沙蚕 (环节动物)	长趾股窗蟹 (节肢动物)	—	日本刺沙蚕 (环节动物)
	Y	0.093	0.296	0.119	0.022	—	0.023

且低潮带各优势种优势度均低于 0.04, 中、高潮优势种优势度均高于 0.04, 由于优势种越多, 优势度指数(Y)越低, 其群类组成越丰富, 可见该监控区与研究现状基本保持一致。

2.4 多样性指数的年际变化

由监控区 5 条断面采集到的生物样本得出 3 项指标变化结果与趋势图(图 4)。监控区潮间带生物物种多样性指数(H')、丰富度指数(d_{Ma})均不高, 均匀度指数(J)较好。物种多样性指数(H')年际变化为 0.81~3.23, 平均 1.94。丰富度指数(d_{Ma})年际变化为 0.48~3.96, 平均 1.81, 呈下降趋势。均匀度指数(J)从 0.64 逐年上升至 0.81, 平均 0.73, 略显上升趋势。

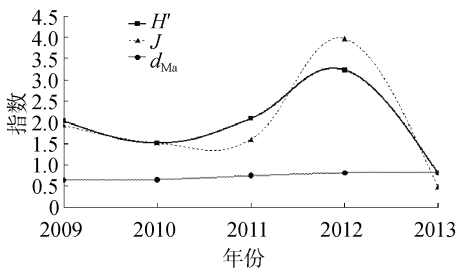


图 4 潮间带 H' 、 J 、 d_{Ma} 变化趋势

Fig.4 Variation trends of biodiversity index in the intertidal zone

低潮带 3 项指标(H' 、 d_{Ma} 、 J)最优, 其中 5 年综合物种多样性指数(H')3.32, 年际变化由 2009 年 1.86 上升至 2012 年 3.3, 期间 2010 年数值明显偏低, 这与该年低潮带青蛤(*Cyclina sinensis*)成为绝对优势种有关, 其生物量占总量的 75.9%。综合丰富度指数(d_{Ma})3.98, 2012 年最高, 指数为 3.74, 2009 年次之,

为 1.42; 2010~2011 年数值均低于 1, 期间的优势种日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)两年的优势度分别为 0.3、0.12, 对其他种类的生长造成了抑制。综合均匀度指数(J)0.8, 年际之间差距微小, 各年均匀度均高于 0.7, 物种间分布均匀性良好(图 5)。

中潮带 5 年综合丰富度指数(d_{Ma}) 2.91, 高于低潮带, 物种多样性指数(H')、均匀度指数(J)均低于低潮带, 分别为 2.97、0.8。2009 年物种多样性指数(H')最高, 值为 2.36, 之后逐年下降, 2013 年指数值最低, 0.97。丰富度指数(d_{Ma})最高值出现在 2012 年, 值为 3.98, 2009 年次之, 1.73, 最低值为 2013 年, 0.62, 整体呈下降趋势。均匀度指数(J)最高值出现在 2013 年, J 值为 0.97, 其次为 2009 年, J 值为 0.91, 2011、2012 年稍低, J 值分别为 0.67、0.65, 除 2010 年仅检测到日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)一种生物外, 其余 4 年变化幅度较小(图 5)。

由于暴露和干燥的时间骤然成倍增加, 高潮带生境恶劣^[19], 多样性水平较差, 3 项指标(H' 、 d_{Ma} 、 J)最低, 其中, 5 年综合物种多样性指数(H')为 1.56, 丰

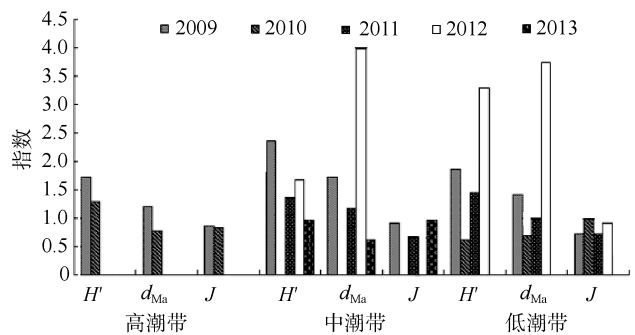


图 5 各潮带多样性指数变化趋势

Fig.5 Variation trends of biodiversity index in each tidal zones

丰富度指数(d_{Ma})1.31, 均匀度指数(J)0.64。由于甲壳类动物耐暴露和干旱能力较强, 2011~2013年该潮带仅检测到长趾股窗蟹(*Scopimera longidactyla*)一种生物, 2009、2010年物种多样性指数(H')、均匀度指数(J)呈下降趋势, 均匀度指数(J)变化较小(图5)。

3 结论与讨论

(1) 调查期间河北昌黎生态监控区潮间带生物类型较少, 年际种类数量呈逐年下降趋势; 种类组成以节肢动物、环节动物和软体动物为主, 属于渤海湾潮间带常见种类。

(2) 优势种群变化显著, 优势种数减少, 优势度上升, 对其他物种抑制作用增强, 优势度保持高潮带>中潮带>低潮带。

(3) 平均栖息密度与平均生物量较低, 呈下降趋势, 垂直分布上保持低潮带>中潮带>高潮带的特征。

(4) 均匀度指数(J)水平较高, 略显上升趋势, 物种多样性指数(H')与丰富度指数(d_{Ma})水平较低, 呈逐年下降趋势, 生物多样性水平下降。

通常情况下, 生态系统受到人为干扰会产生时空结构的剧烈变化^[20], 过度采捕、旅游开发、海岸工程、围海养殖等都是造成河北昌黎生态监控区生物多样性变化的主要原因。对潮间带生物多样性的调查和分析是了解海洋生态系统结构和功能的重要手段之一, 对经济快速发展下的渤海湾生态环境保护具有重要的现实意义和示范作用。

参考文献:

- [1] 黄慧, 李新正, 王洪法, 等. 山东半岛镆镎岛潮间带大型底栖动物群落特征[J]. 海洋科学, 2012, 36(11): 90-97.
- [2] 安传光, 赵云龙, 林凌, 等. 崇明岛潮间带夏季大型底栖动物多样性[J]. 生态学报, 2008, 28(2): 577-586.
- [3] 刘加飞. 东海岛潮间带表层沉积物重金属含量、形态分布及其潜在生态风险评价[D]. 湛江: 广东海洋大学, 2013: 32-38.
- [4] 余瑞莲. 泉州湾潮间带沉积物中重金属元素的环境地球化学研究[D]. 长春: 东北师范大学, 2009: 48-58.
- [5] 倪晋仁, 秦华鹏. 填海工程对潮间带湿地生境损失的影响评估[J]. 环境科学学报, 2003, 23(3): 345-349.
- [6] John P W, Clifford W C. Phylogeography and historical

ecology of the north atlantic intertidal [J]. Evolution, 2007,55(12): 2455-2469.

- [7] Alke B, Manfred R, Luise B C. *Muricauda ruestringensis* gen,Nov.,sp.Nov.,afacultatively anaerobic,appendaged bacterium from german north sea intertidal sediment [J].International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology,2001,51 (6): 1997- 2006 .
- [8] 冯志权, 郭皓, 马明辉. 滦河口近岸海域浮游植物群落结构[J]. 海洋环境科学, 2005, 24(1): 41-43 .
- [9] 李莉, 陈武军, 张臻. 滦河口-北戴河海域大型底栖生物群落特征研究[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(26): 13049-13054 .
- [10] 苏艺, 刘佳, 韩晓庆. 海水养殖对海洋生态环境的影响——以河北省昌黎县为例[J]. 江苏农业科学, 2012, 40(3): 306-309 .
- [11] 陶世如, 姜丽芬, 吴纪华. 长江口横沙岛、长兴岛潮间带大型底栖动物群落特征及其季节变化[J]. 生态学杂志, 2009, 28(7): 1345-1350 .
- [12] John R C. Coastal Zone Management Handbook [M].State of Florida: CRC-Press, 1996:219-220.
- [13] 覃林. 统计生态学[M]. 北京: 中国林业出版社, 2009: 72-73 .
- [14] 赵淑江, 吕宝强, 王萍. 海洋环境学[M]. 北京: 海洋出版社, 2011: 410-411 .
- [15] 张文军. 生态学研究方法[M]. 广州: 中山大学出版社, 2007: 169-170 .
- [16] 徐兆礼, 陈亚瞿. 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与蛤鲚渔场的关系[J]. 生态学杂志, 1989, 8(4): 13-15 .
- [17] 刘佳, 苏艺, 韩晓庆, 等. 河北昌黎生态监控区海洋浮游植物多样性变化趋势研究[J]. 海洋通报, 2012, 31(6): 648-653 .
- [18] 张宝琳, 王洪法, 李宝泉, 等. 胶州湾辛岛潮间带大型底栖动物生态学调查[J]. 海洋科学, 2007, 31(1): 60-64 .
- [19] 刘劲科, 韩维栋, 何秀玲, 等. 雷州半岛红树林海区底栖动物多样性的研究[J]. 海洋科学, 2009, 30(10): 65-69 .
- [20] 彭欣, 谢起浪, 陈少波, 等. 乐清湾潮间带大型底栖动物群落分布格局及其对人类活动的响应[J]. 生态学报, 2011, 31(4): 954-963 .

The inter-annual variation trend of intertidal biodiversity in August in the ecology-monitoring area of Changli in Hebei

ZHANG Yue-ming¹, LIANG Xiao-lin¹, ZHAO Zhi-nan¹, HAN Xiao-qing²,
JIN Zhao-guang³, GAO Wei-ming¹

(1. College of Resource and Environmental Sciences, Hebei Normal University, Shijiazhuang 050024, China; 2. Land and Resource Using and Planning Institute of Hebei Province, Shijiazhuang 050056, China; 3. The Management Office of Changli Golden Coast National Nature Reserve, Changli 066600, China)

Received: Dec., 18, 2013

Key words: ecology-monitoring area; Changli; intertidal; biodiversity; variation trend

Abstract: According to the monitoring data and information obtained from National Marine Environmental Monitoring Center, the species composition, density, biomass, dominant species and the trend of biodiversity variation in the ecology-monitoring area of Changli in Hebei Province from 2009 to 2013 were analyzed. The results showed that 5 phylum including arthropods, annelid, mollusks, echinodermata and chordata, totally 17 family and 26 species were identified. The types and number of species were declined annually. The density and biomass were consistent with the characteristics of low tidal zone>medium tidal zone>high tidal zone. The dominant species were changed significantly, by which arthropods, annelid and mollusks appearing alternately. As the decreasing of the number of dominant species, the dominance index went up which suppressed the other species. The Shannon-Wiener's index (H'), Margalef's richness index (d_{Ma}) were low, and their variation ranges were 0.81~3.23 and 0.48~3.96, respectively. The variation range of Pielou's evenness index (J) was 0.64~0.8, which presented a miniature uptrend and stable status.

(本文编辑: 梁德海)