

黄河三角洲底栖动物群落分布及与环境的关系*

修玉娇 龙诗颖 李晓茜 崔圆 张振明 张明祥†

(北京林业大学生态与自然保护学院, 黄河流域生态保护国家林业和草原局重点实验室, 100083, 北京)

摘要 以水生食物网中地位关键的大型底栖无脊椎动物为研究对象, 于2018年8月在黄河口、大汶流管理站的淡水补给区(HR、DR)、潮汐区(HT、DT)和黄河故道及现行黄河区域(YR)设立28个水文节点进行定量采集, 获取生物样本1908个, 共3门6纲18目38科, 共计48个分类单元, 以节肢动物(58.33%)为优势门类, 丰度和生物量呈现潮汐区多于淡水补给区, 区域各样地湿地的群落结构差异显著。基于环境因子和群落组成的样地等级聚类分析发现, 3个生境类型与3个群落类型虽有重叠(重合度分别为44.44%, 0%, 53.33%)但不完全吻合。进一步冗余分析发现pH和电导率(EC)分别与中华螺赢蜚(*Corophium sinense*)、秀丽白虾(*Palaemon modestus*)、光滑河蓝蛤(*Potamocorbula laevis*)等优势种的分布呈显著相关。证明黄河三角洲底栖动物群落分布呈现较大的空间异质性, 环境物种变异系数高达80%以上, 部分水文节点的底栖动物资源需要进行优先恢复。

关键词 大型底栖无脊椎动物; 群落结构; 多样性; 环境因子; 黄河三角洲

中图分类号 180.4440

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2020433

黄河三角洲的生物多样性保护和区域生态完整性的维护具有重要意义和价值, 然而近年来, 因全球气候变化、海水咸潮侵蚀等不利的环境条件, 使得该区蒸发量大, 湿地盐渍化严重^[1-2], 加之建坝修路、石油开采等高强度的人类活动对河流水文过程的干扰, 使得水文连通遭到严重破坏^[3], 生态系统功能和生物多样性受到威胁^[4-5]。大型底栖无脊椎动物(以下简称“底栖动物”)是湿地食物网的中间环节, 在湿地生态系统营养关系中占据着承上启下的关键位置, 深入了解湿地(特别是生态修复中的湿地)的底栖动物群落结构特征, 对于揭示湿地水文环境、正确把握生态修复效率具有重要理论与实践意义^[6-7]。

目前, 对于黄河三角洲湿地底栖动物的研究多集中于滩涂区^[8-9]或芦苇湿地^[10]等某一单一类型湿地, 而对该区域多变水文条件下各类型湿地底栖动物群落分布的报道较少。本研究以湿地生态恢复过程为背景, 对黄河三角洲各区域类型湿地底栖动物资源现状进行普查研究, 综合考虑水系分布、水土理化性质、植被等环境因子的作用, 分析黄河三角洲底栖动物群落结构分布特征及其与环境因子的关系, 并据此对黄河三角洲湿地底栖动物资源稀缺的区域进行筛选, 为推进受损湿地底栖动物资源保护与恢复工作提供参考。

1 研究区概况

研究区域位于山东黄河三角洲国家级自然保护区及其周边湿地, 范围为118°30'~119°20' E, 37°35'~38°12' N。黄河三角洲地处山东省东部渤海湾南岸, 是我国温带最辽阔、最年轻的原生湿地^[11], 在自然演替的过程中形成了复杂多样的湿地类型。属温带大陆性季风气候, 年均温度12.3℃, 年均降水量530~630 mm, 主要集中于7—8月, 年蒸发量为1962.1 mm, 土壤类型以潮土和盐渍土为主^[12], 主要分布的植物有芦苇(*Phragmites australis*)、盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)等^[13]。

2 研究方法

2.1 样地布设 山东黄河三角洲国家级自然保护区今设有一千二、黄河口、大汶流3个管理站, 一千二管理站所在区域形成于1976年黄河改道前, 由于缺少淡水补给导致该处湿地退化严重^[14]; 1996年黄河尾间改道后所形成的湿地为新生湿地, 位于现在黄河入海口的南、北两侧^[15], 属黄河口和大汶流管理站管辖区域。根据水系分布、管理站管辖区域、生态补水策略将研究区域划分为大汶流恢复区(recovery zone on Dawenliu Station, DR)、大汶流潮汐区(tidal zone

* 河口湿地生物连通修复技术资助项目(2017YFC0505903)

† 通信作者: 张明祥(1972—), 男, 博士, 教授。研究方向: 湿地生态。E-mail: zhangmingxiang@bjfu.edu.cn

收稿日期: 2020-08-20

on Dawenliu Station, DT)、黄河口恢复区(recovery zone on Yellow River estuary Station, HR)、黄河口潮汐区(tidal zone on Yellow River estuary Station, HT)、黄河河道区(channel zone of Yellow River, YR)5 个区域。

通过遥感影像和现场观测河流的端点、汇流节

点以及水系重要位置, 在研究区域内选取水文节点^[16], 后按照生境代表性(植被类型, 潮沟发育等)、分层取样均匀性原则, 在每个水文节点所在位置附近布设调查 2 m × 2 m 的样地, 共 28 个(图 1), 其中 DR 区 8 个、DT 区 3 个、HR 区 3 个、HT 区 8 个、YR 区 6 个。



图 1 研究区域样点分布

2.2 样品采集及处理

2.2.1 大型底栖无脊椎动物 因夏季丰水期湿地生物可获得性更高且湿地生态系统具有更高生物多样性, 基底调查数据更为丰富可靠, 故本研究于 2018 年黄河三角洲生态补水工作完成后的 8 月进行野外调研。每个样地根据多生境采样原则采集底栖动物样本, 样方点水深和水生植被密度选择用特制定量采样框(水深 ≤ 60 cm)或彼得逊采泥器(水深 > 60 cm)及扫网采集, 每样地内设 3 个重复, 累积采集面积为 0.03 m²。将沉积物混合为一个站位样本后, 先后经由网目孔径为 10 目(2 mm)、100 目(0.035 mm)的分样筛冲洗、分拣, 将所有生物样品按环节、软体、节肢动物 3 类分别置于 5 mL 离心管或 250 mL 广口瓶中, 加入 75% 乙醇溶液固定, 有环节动物存在的站位样本另加 10% 福尔马林溶液固定保存。所有样本带回实验室置于光学电镜(Olympus SZX16、Olympus CX22)下进行挑拣、观察、分类、计数, 鉴定, 将生物个体鉴定到可能的最小分类单元(通常为属或种级)。用滤纸吸干表面水分后进行称量(精度 0.001 g, 软体动物带壳称量), 获取底栖动物原始数据。

2.2.2 沉积物及上层水 每个样地用环刀采集 0~15 cm 的沉积物 500 g(湿质量)左右, 用水样瓶采集上层水

1000 mL, 皆在避光环境下 4 °C 冷藏保存。采用我国国家环境保护标准中的检测方法于实验室内测量: 利用 pH 计(Hanna Instruments, Woonsocket, RI, USA)、盐度仪(VWR Scientific, West Chester, PA, USA)、碘量法(GB/T 7489-1987)、碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636-2012)、钼酸铵分光光度法(GB 11 893-19 89)对各样点的 pH、电导率(electrical conductivity, EC)、总氮(total nitrogen, TN)、总磷(total phosphorus, TP)、溶解氧(dissolved oxygen, DO)、有机碳(soil organic carbon, SOC)、有机质(soil organic matter, SOM)等表征底栖动物生境情况的环境因子进行测定, 共获得有效指标 11 个, 其中沉积物 6 个(pH、EC、TN、TP、SOC、SOM), 上层水 5 个(pH、EC、TN、TP、DO)。

2.3 数据处理与分析 生物多样性水平是评价河口湿地生态系统健康的重要衡量测度。运用国际评价生物多样性最为常用的 Shannon-Wiener 多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J)和 Margalef 丰富度指数(D)^[17-20] 来表征黄河三角洲湿地各样地的底栖动物多样性, 用优势度指数(Y)计算各物种的优势度, $Y > 0.02$ 的物种即被定义为优势种。计算式分别为:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (N_i/N) \ln(N_i/N), \quad (1)$$

$$J = H' / \ln S, \quad (2)$$

$$D = (S - 1) / \ln N, \quad (3)$$

$$Y = N_i / N f_i. \quad (4)$$

为分析底栖动物空间分布与环境的关系,将广泛用于群落生态学研究中的聚类分析方法^[21-22]同时应用到生境和底栖动物群落结构分析中,文中所有图表制作在 Excel、Sigma plot 12.5、R 3.6.3、SPSS 22.0、Arc GIS 10 中完成。

3 结果与分析

3.1 群落组成及优势种 28 个样地中共采集到底栖动物样本 1 908 个,共 48 个分类单元,隶属 3 门 6 纲 18 目 38 科。节肢动物种类最为丰富,共 28 种,其中:昆虫纲 17 种,占总分类单元数的 35.42%;甲壳纲 11 种,占 22.92%。软体动物次之,共 13 种,其中:腹足纲 7 种,占 14.58%;双壳纲 6 种,占 12.50%。环节动物最少,共 7 种,其中:多毛纲 5 种,占 14.42%;寡毛纲 2 种,占 4.17%。

从物种尺度分析底栖动物分布,DR 区物种分布最为丰富,共 29 种,占调查区域总分类单元数的 60.42%,其中昆虫纲(13 种)为优势类群;区内不同样地的物种数为 3~13 个(图 2),其中 DR3 为该区域物种分布最丰富的样地(13 种)。HT 区物种分布次之,共 18 种,占全区总分类单元数的 37.50%,其中双壳纲(6 种)为优势类群;区内不同样地的物种数为 3~10 个。DT、HR 区物种分布的丰富度较低(均为 17 种,占比 35.42%),DT 区腹足纲最多(5 种),其中 DT3 为该区域物种分布最丰富的样地(13 种),而 HR 区与 DR 区优势类群一致,为昆虫纲(10 种)。YR 区最少(13 种,27.08%),其中能适应湍急水流、附着能力强的腹足纲(5 种)为优势类群。由各物种的分布区域可知,2 个淡水水域共有种包括霍甫水丝蚓(*Limnodrilus hoffmeisteri*)、凸旋螺(*Gyraulus convexiusculus*)、狭萝卜螺(*Radix lagotis*)、槲豆螺(*Bithynia misella*)、日本扁跳钩虾(*Platorchestia japonica*)、秀丽白虾(*Palaemon modestus*)、斑点小划蝽(*Micronecta guttata*)、负子蝽(*Diplonychus sp.*)、色丝螳(*Sympyga sp.*)、多足摇蚊(*Polypedilum sp.*)、羽摇蚊(*Chironomus plumosus*) 11 种;2 个潮汐区域共有种包括中蚰虫(*Mediomastus sp.*)、日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)、缨鳃虫(*Sabelliidae*)、槲豆螺、理蛤(*Theora lata*)、彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)、中华裸赢蜚(*Corophium sinense*)、秀丽白虾、日本大

雁蟹(*Macrophthalmus japonicus*) 9 个;5 个湿地区域均有分布的物种仅槲豆螺、秀丽白虾 2 个,仅占总分类单元数的 4.17%;各区特有种为 25 个,占总分类单元数的 52.08%,这体现出不同物种对生境选择的偏好差异。

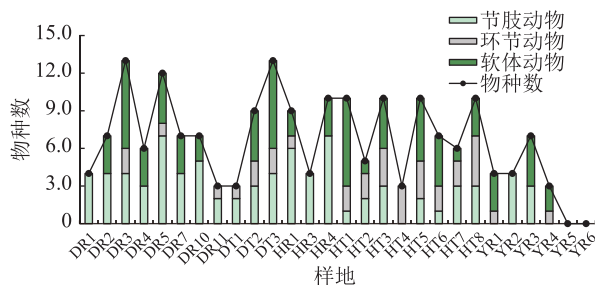


图 2 基于系统分类的底栖动物空间分布

从门类尺度分析整个研究区域群落组成,节肢动物生存适应力强,在 80% 以上的样地均有分布,为优势门类;具体到各样地,恢复区、河道区内几无耐盐的环节动物分布,而潮汐区的样地多是软体和环节动物为优势门类(图 2)。

从优势种尺度,整个研究区域(黄河三角洲湿地, YRD)的优势种为秀丽白虾、光滑河蓝蛤、中华螺赢蜚、槲豆螺 4 种,前 3 种分别在 DR、HT、DT 为第一优势种(表 1)。空间分布上,因不同区域水文环境不同,优势种分布也不同,黄河口管理站范围内的 HR 和 HT 区域较大汶流管理站范围内的 DR、DT 区域及 YR 区域优势种类数量多且优势度更高。门类上,恢复区优势种皆为节肢、软体动物,潮汐区为节肢、环节动物居多。

3.2 丰度及生物量分布 黄河三角洲调水调沙后各区域湿地底栖动物丰度、生物量分布相差较大(表 2)。整个研究区域的底栖动物平均丰度为 $2\,589.88 \text{ inds} \cdot \text{m}^{-2}$,平均生物量为 $145.54 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$,由多到少依次呈现为:节肢动物、软体动物、环节动物的规律,且节肢动物占比均超过 50%,这是由于秀丽白虾、中华裸赢蜚、天津厚蟹(*Helice tientsinensis*)等正值繁殖期,数量多且单个个体生物量较多数软体、环节动物大,后两者的生物量组成较高的主要为光滑狭口螺(*Stenothyra glabar*)、彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)及日本刺沙蚕等。而具体到各区域湿地,各区域丰度及生物量整体由多到少依次呈现为潮汐区、淡水补给区、河道区的规律,但丰度及生物量的门类占比存在差异:2 个管理站内的淡水补给区(DR、HR)门类占比差异较小,节肢动物占总数量的 70%~90%,其次为软体动物,占 10%~20%,环节动物最低,占 1%~

5%; 而 2 个管理站内潮汐区差异显著, DT 与淡水补 和软体动物占优, 这一规律与优势种种类的区域分 给区几近一致, 亦是节肢动物占优, 而 HT 则是环节 布相一致.

表 1 2018 年丰水期黄河三角洲大型底栖无脊椎动物的优势种及优势度

第n优势种	优势度					
	YRD	DR	DT	HR	HT)	YR
1	秀丽白虾(0.064)	秀丽白虾(0.076)	中华螺赢蜚(0.360)	色丝螭(0.239)	光滑河蓝蛤(0.240)	霍甫水丝蚓(0.126)
2	光滑河蓝蛤(0.064)	凸旋螺(0.069)	秀丽白虾(0.186)	凸旋螺(0.087)	秀丽白虾(0.068)	分齿异腹摇蚊(0.039)
3	中华螺赢蜚(0.053)	二叉摇蚊(0.045)	小头弹钩虾(0.028)	多足摇蚊(0.065)	中蚓虫(0.066)	中华螺赢蜚(0.037)
4	橈豆螺(0.031)	橈豆螺(0.041)	中蚓虫(0.020)	斑点小划蝽(0.033)	日本刺沙蚕(0.061)	橈豆螺(0.022)
5				负子蝽(0.022)	橈豆螺(0.042)	
6				狭萝卜螺(0.022)	霍甫水丝蚓(0.021)	

表 2 2018 年丰水期黄河三角洲湿地不同区域大型底栖无脊椎动物的数量分布

参数		YRD	DR	DT	HR	HT	YR
丰度/(inds · m ⁻²)	最小值	0	650.00	1 166.67	700.00	900.00	0
	最大值	16 433.33	7 200.00	7 866.67	1 400.00	16 433.33	4 950.00
	均值	2 589.88	2 268.75	4 094.44	1 022.22	3 633.33	1 658.33
比例/%	节肢动物	51.96	71.58	66.40	78.57	22.35	41.16
	环节动物	21.94	4.07	5.18	1.59	48.19	33.06
	软体动物	26.09	24.35	28.42	19.84	29.46	25.78
生物量/(g · m ⁻²)	最小值	0	1.50	6.17	1.30	1.40	0
	最大值	734.13	413.60	608.40	14.30	734.13	403.85
	均值	145.54	74.58	311.39	6.09	213.95	135.76
比例/%	节肢动物	57.05	77.45	74.81	90.16	33.52	25.14
	环节动物	15.09	0.89	1.02	0.42	30.95	33.30
	软体动物	27.86	21.65	24.17	9.42	35.53	41.56

同一区域内不同样地间底栖动物的总丰度及生物量的空间分布呈现较大的异质性(图 3), 尤其是恢复区域内差异显著($P < 0.01$), 丰度和生物量基本呈现出如下规律: 黄河故道多于现行黄河分布; 潮汐区由大到小依次为 I 级潮沟、II 级潮沟、III 级潮沟; 植被覆盖区多于无植被覆盖区分布. 物种丰度表现为: 淡水补给区内碱蓬呈带状分布的 DR4、一级潮沟的 DT1、临海恢复区的 HT1 为所在区域最高, HR 区的 3 个样点数量级低且差异不显著($P > 0.05$); 生物量分布中, DT1、HT1 仍为区域最高, 而 DR 区则是位于游览栈道、植被为芦苇且沉积物中腐殖质富集的 DR7 替代了 DR4, 成为最高.

3.3 生物多样性分析 空间尺度上, 对比 5 个区域湿地, 除 YR 区外, 其他 4 个区域湿地的底栖动物多样性指数值差异不显著($P > 0.05$, 图 4-a), 但对多样性起主要贡献的门类不同, 淡水补给区主要是虾、

水生昆虫幼虫等节肢动物, 潮汐区则主要是螺、贝等软体动物以及沙蚕等环节动物. 而具体到同一区域的不同样地内, 底栖动物多样性指数值表现出明显差异, 其中以 DR 区各样地间多样性差异最为显著($P < 0.01$, 图 4-b).

3.4 环境因子作用分析 对 28 个样地的 11 个环境因子, 即上层水和沉积物理化性质指标数据进行标准化处理, 对底栖动物群落结构分析则采用各样地某物种是否有分布的二元变量, 使用 Ward 联接分别生成生境聚类图(图 5-a)和群落结构聚类图(图 5-b), 将基于水土理化性质的生境相似性与基于底栖动物物种分布的栖息地连续性进行比较.

从分类结果来看, 基于水土理化性质的生境聚类分析结果显示, 黄河三角洲湿地大致可以分为 3 个生境类型(图 5-a): 类型 I 是近现行黄河类, YR 区除了位于海岸线附近、植被类型为碱蓬的

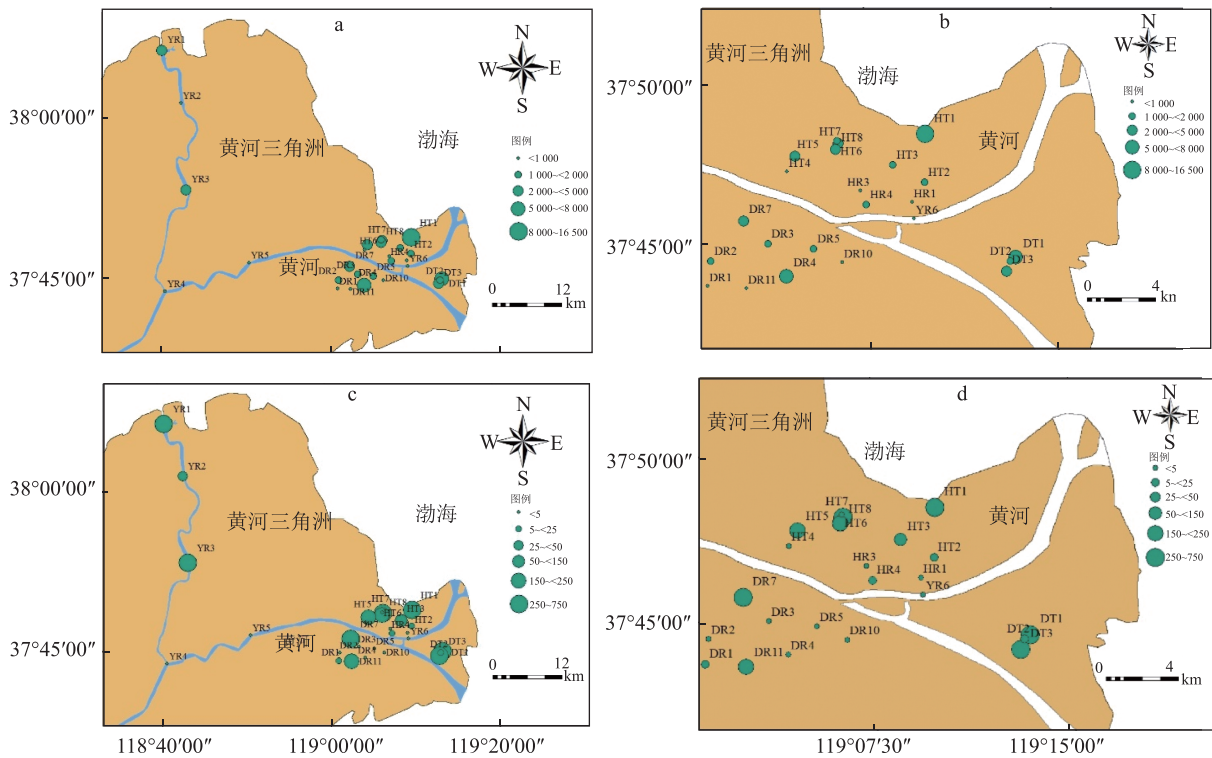


图 3 黄河三角洲大型底栖无脊椎动物丰度 (a、b) 及生物量 (c、d) 的空间分布

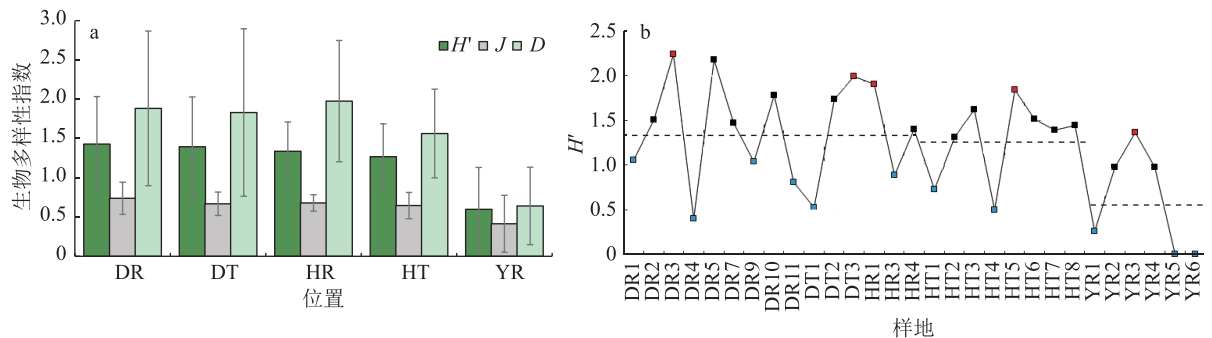


图 4 黄河三角洲湿地各区底栖动物群落的多样性 (a)、各样地香农威纳指数 (H') 及各区分值 (b)

YR1 之外, 其余 5 个样地都包含在内, 另有大汶流、黄河口管理站范围内恢复区的 6 个样地; 类型 II 只有 3 个样点 (DT1-2 和 DR5); 类型 III 为咸水类, 包括研究区域内 80% 以上的潮汐区样地, 以及地理位置在恢复区或黄河故道而优势植被为碱蓬的 5 个样地. 将基于物种分布的群落类型亦分为 3 个 (图 5-b): 群落 I 是以 YR 所有样地和 DR1、2、7、10、11 以及 DT1、HR3、HT1、HT6 共 15 个样地组成的混生群落; 群落 II 是 HR1、4 和 DR3、5 组成的芦苇淡水群落, 这一类样地分布的底栖动物种类较多, 丰度中等, 以螳科、摇蚊科一类的水生昆虫幼虫等节肢动物占优势; 群落 III 是以 DR4 和潮汐区的 8 个样地组成的碱蓬群落, 这一类样地分布的生物种类较少, 丰度中等偏上, 以沙蚕、中华裸蠃蜚、明樱蛤、日本大眼蟹等占优势. 2 种等级聚类下, 3 个生境类型与 3 个底栖

动物群落类型下的样地虽有部分重叠 (类型 I 与群落 I 重叠 8 个样地, 占比 44.44%; 类型 III 与群落 III 重叠 8 个样地, 占比 53.33%), 但并不完全吻合.

进一步分析环境作用, 以各站位出现的底栖动物密度平方根为响应变量, 以 11 个环境因子为解释变量作冗余分析 (RDA), 结果显示: 环境物种变异系数达 80% 以上, 所有因子组合共能解释 28% 的群落变化原因 (图 6). 其中, 沉积物的 EC、pH 以及上层水的 EC 起显著作用, 也是影响黄河三角洲湿地不同生境下的底栖动物群落结构分布的主导因素. 另外, 黄河三角洲湿地底栖动物的优势种与环境因子的关系密切程度也不同: 中华螺赢蜚与沉积物 pH 呈显著正相关, 秀丽白虾、光滑河蓝蛤与沉积物 EC 呈正相关, 而榭豆螺则与上述 3 个环境因子相关性不高. 综上可知, 影响黄河三角洲湿地夏季底栖动物

其生物多样性与优势类群呈现不稳定性: 2009 年春季黄河三角洲潮间带底栖生物调查共采集到 161 种, 其中各门类物种数由多到少依次为软体动物门、环节动物门、节肢动物门^[31]; 2012 年夏季调查数据显示底栖动物仅 67 种, 其中各门类物种数由多到少依次为节肢动物门、软体动物门、棘皮动物门、其他类群^[32]; 而 2015 年大汶流区域采集到底栖动物仅 33 种, 各门类物种数由多到少依次为节肢动物门、环节动物门、软体动物门^[33]. 本研究中潮汐区、淡水补给区和河道区共发现底栖动物 48 个分类单元, 隶属 3 门 6 纲 18 目 38 科, 其中, 各门类物种数由多到少依次为节肢动物门、软体动物门、环节动物门. 结合本文与前人的黄河三角洲区域调查结果可推断: 近年来黄河三角洲底栖动物物种数较之往年呈现下降趋势, 且优势类群存在变性; 而大汶流区域(35 种, 物种数由多到少依次为节肢动物门、软体动物门、环节动物门)较 2015 年有小幅增加, 优势门类略有改变; 各区域湿地的底栖动物多样性指数值表现出明显差异(图 4-b). 这一现象可归结于底栖动物分布、生长、繁殖受植被类型、水深、流速、水土理化性质等环境因子的空间差异性影响, 且不同底栖动物的生境选择偏好不同, 加之黄河三角洲河口湿地生境类型复杂, 也增强了研究区域底栖动物分布的不稳定性.

另有研究认为, 各潮间带的底栖动物体现了分布的连续性^[34-35], 然而对这连续性的具体表现却尚未达成统一: Edgar 等^[36]、Honkoop 等^[37]认为从高潮带向低潮带, 物种数、丰度和生物量会同时逐渐增高; 李佳芮^[31]的研究表明黄河三角洲潮间带底栖动物秋季生物量的垂直分布由大到小依次为中潮带、低潮带、高潮带, 丰度的垂直分布由大到小依次为低潮带、高潮带、中潮带. 本研究黄河口潮汐区 8 个样地呈现出的规律(由大到小依次为 I 级潮沟、II 级潮沟、III 级潮沟)与后者的研究结论基本相符, 但不排除其底栖动物分布规律会随环境演替而发生变化, 因而建议后续对湿地生物多样性保护及修复应结合各区域特征, 结合保护目标因地制宜地制定保护及修复策略.

4.2 大型底栖无脊椎动物与环境的关系 黄河三角洲湿地同时受到来自上游的径流与上溯潮流的共同影响, 淡咸水交互作用非常剧烈, 水文条件更加复杂, 底栖动物资源丰富, 而不同底栖动物对生境的要求不同, 因此底栖动物与环境因子的关系密切程度不同: 李姗泽等^[26]认为黄河三角洲不同环境下的底栖动物群落结构不同是由水深、土壤(沉积物)、

EC 和硬度 4 个关键指标决定的; 而李少文等^[32]则认为在各水文环境因子中, 水深与底栖动物丰度分布相关性最高, 其次为氨氮, 且不同物种与环境因子的关系不同, 其结论是钩虾(*Gammaridea* spp.) 的分布与 EC 呈正相关, 寡节甘吻沙蚕(*Glycinde gurjanovae*)、江户明樱蛤(*Moerella jedoensis*) 则与以上各环境因子不相关. 在本研究中, 不同物种与环境因子关系不同这一结论被验证, 而 EC 亦被证实是底栖动物群落结构的主要影响因子, 且于被测试的诸多水土理化性质中相关性最高, 与钩虾呈现正相关, 但同时与沙蚕、明樱蛤亦呈现正相关(图 6), 与他人结论有异, 这也从侧面说明黄河三角洲多变水位条件下, 底栖动物与环境关系的复杂性, 二者之间作用机制有待后续继续开展针对性研究.

另外, 底栖动物因生活周期长、直接接触底泥, 栖息地相对固定、活动范围较小、迁移能力弱、环境敏感度高, 不同物种对水质状况的响应程度差异较大, 故其群落结构对水质状况具有良好的指示性, 能较直观地反映湿地生态系统水质变化和污染长期累积效应, 可以很好地指示水质及底质的污染状态^[38]. 目前, 底栖动物已被国内外公认为是水质生物评价的最佳选择. 采用底栖动物生物量对水体营养类型进行评价, 曾有学者将水库营养类型分为 <1.5 、 $1.5 \sim <3$ 、 $3 \sim <6$ 、 $6 \sim <12$ 和 $\geq 12 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 对应分别为贫、低、中、高、富营养类型共 5 个级别^[39]. 本研究中各区域湿地的丰水期平均生物量为 $145.54 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ (表 2), 属富营养类型, 5 个区域中, 除 HR($6.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$) 为高营养类型外, 其余皆为富营养类型, 且 HT 区均值($213.95 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$)显著高于 10 年前的黄河三角洲滩涂区的丰水期 $27.06 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 平均生物量^[9], 这在一定程度上反映了黄河口管理站在湿地恢复(尤其是生物多样性恢复)策略上的有效性.

另外, 参考底栖动物指标水质评价标准, 结合各区域底栖动物的 H 均值和偏离情况, 对黄河三角洲各区域湿地进行了优先恢复节点的筛选: 确定了恢复参照点 5 个, 分别为 DR3、DT3、HR1、HT5、YR3; 优先恢复节点 10 个, 分别为 DR1、DR4、DR11、DT1、HR3、HT1、HT4、YR1、YR5、YR6. 对比同区域浮游生物多样性测评结果筛选的恢复节点^[40]可发现, 优先恢复节点存在 50% 以上的重合(DR1、DR4、HT1、HR3、YR1、YR5、YR6), 可为黄河三角洲生物多样性恢复策略提供参考.

5 结论

探明了黄河三角洲潮汐区、淡水补给区和黄河

河道区底栖动物群落组成及生物多样性存在显著差异, 现行河道区底栖动物资源稀少与黄河水速有关, 而潮汐区与淡水补给区的底栖动物分布差异, 一方面体现出底栖动物分布的空间异质性, 另一方面淡水补给区中不同补水年限样地之间的分布差异也初步反映了淡水补给对退化湿地生态修复的效果。

分析了夏季各湿地类型间底栖动物及其生境的相似程度(图5)以及物种分布与环境因子的关系(图6), 为后续进一步探究如何调控水土理化性质(尤其是pH、EC这2个主要影响因子), 以恢复湿地生物多样性提供了基础数据参考。除去文中提到的11个水土理化性质外, 发现植被类型及密度、水利设施建设、人类活动强度对底栖动物分布也存在一定的影响, 具体影响机制有待进一步探讨。黄河三角洲底栖动物资源匮乏的水文节点进行了筛选, 并给出了参照样点, 但具体采用何种技术方法、各项环境指标达到何等数值可对底栖动物多样性恢复成何等水平尚未探明, 有待后续学者通过更为精确的控制实验进行研究。

6 参考文献

- [1] ZHANG J F, SUN Q X. Causes of wetland degradation and ecological restoration in the Yellow River Delta Region[J]. *Forestry Studies in China*, 2005, 7(2): 15
- [2] CUI B S, WANG C F, TAO W D, et al. River channel network design for drought and flood control: a case study of Xiaqinghe River basin, Jinan City, China[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(11): 3675
- [3] 崔保山, 蔡燕子, 谢焯, 等. 湿地水文连通的生态效应研究进展及发展趋势[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2016, 52(6): 738
- [4] 洪佳, 卢晓宁, 王玲玲. 1973—2013年黄河三角洲湿地景观演变驱动力[J]. *生态学报*, 2016, 36(4): 924
- [5] 张希涛, 毕正刚, 车纯广, 等. 黄河三角洲滨海湿地生态问题及其修复对策研究[J]. *安徽农业科学*, 2019, 47(5): 84
- [6] 芦康乐, 武海涛, 吕宪国, 等. 基于水生无脊椎动物完整性指数的三江平原沼泽湿地健康评价[J]. *湿地科学*, 2017, 15(5): 670
- [7] 杨薇, 李晓晓, 李铭, 等. 基于Logistic回归模型的黄河三角洲淡水恢复湿地大型底栖生物种群分布模拟[J]. *生态学报*, 2017, 37(22): 7750
- [8] 王新艳, 闫家国, 白军红, 等. 黄河口滨海湿地水文连通对大型底栖动物生物连通的影响[J]. *自然资源学报*, 2019, 34(12): 2544
- [9] 夏江宝, 李传荣, 许景伟, 等. 黄河三角洲滩涂区大型底栖动物群落数量特征[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(4): 1368
- [10] 芦康乐, 杨萌尧, 武海涛, 等. 黄河三角洲芦苇湿地底栖无脊椎动物与环境因子的关系研究: 以石油开采区与淡水补给区为例[J]. *生态学报*, 2020, 40(5): 1637
- [11] 王永丽, 于君宝, 董洪芳, 等. 黄河三角洲滨海湿地的景观格局空间演变分析[J]. *地理科学*, 2012, 32(6): 717
- [12] LV X F, MA B, YU J B, et al. Bacterial community structure and function shift along a successional series of tidal flats in the Yellow River Delta[J]. *Science Report*, 2016, 6: 36550
- [13] MA Z W, ZHANG M X, XIAO R, et al. Changes in soil microbial biomass and community composition in coastal wetlands affected by restoration projects in a Chinese delta[J]. *Geoderma*, 2017, 289: 124
- [14] 于君宝, 褚磊, 宁凯, 等. 黄河三角洲滨海湿地土壤硫含量分布特征[J]. *湿地科学*, 2014, 12(5): 559
- [15] 张光亮, 白军红, 郗敏, 等. 黄河三角洲湿地土壤质量综合评价[J]. *湿地科学*, 2015, 13(6): 744
- [16] 常占锋, 易善楨. 基于ArcHydro-Feature的数据模型在中国西北灌区中的应用[J]. *中国农村水利水电*, 2008, 3(3): 76
- [17] SHANNON C E. A mathematical theory of communication[J]. *The Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3): 379
- [18] PIELOU E C. The measurement of diversity in different types of biological collections[J]. *Journal of Theoretical Biology*, 1966, 13: 131
- [19] BELAOUSSOFF S, KEVAN P G, MURPHY S, et al. Assessing tillage disturbance on assemblages of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) by using a range of ecological indices[J]. *Biodiversity and Conservation*, 2003, 12(5): 851
- [20] JAYACHANDRAN P R, JIMA M, PHILOMINA J, et al. Assessment of benthic macroinvertebrate response to anthropogenic and natural disturbances in the Kodungallur-Azhikode estuary, southwest coast of India[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2020, 192(10): 1
- [21] 周红, 张志南. 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[J]. *青岛海洋大学学报(自然科学版)*, 2003, 33(1): 58
- [22] 袁兴中, 陆健健, 刘红. 长江口底栖动物功能群分布格局及其变化[J]. *生态学报*, 2002, 22(12): 2054
- [23] KANSANEN P H. Effects of heavy pollution on the zoobenthos in Lake Vanajavesi, southern Finland, with special reference to the meiozoobenthos[J]. *Annals Zoologici Fennici*, 1981, 18(4): 243
- [24] 吴斌, 宋金明, 李学刚. 黄河口大型底栖动物群落结构特征及其与环境因子的耦合分析[J]. *海洋学报(中文版)*, 2014, 36(4): 62
- [25] 冷宇, 刘一霆, 刘霜, 等. 黄河三角洲南部潮间带大型底栖动物群落结构及多样性[J]. *生态学杂志*, 2013, 32(11): 3054

- [26] 李姗泽, 崔保山, 谢焱, 等. 黄河三角洲沼泽中大型底栖动物的分布特征[J]. 湿地科学, 2015, 13(6): 759
- [27] 郑莉, 李传荣, 许景伟, 等. 黄河口湿地大型底栖动物名录初报[J]. 山东农业大学学报(自然科学版), 2010, 41(1): 60
- [28] 刘立杰. 黄河三角洲湿地大型底栖动物时空变化规律及其功能群研究[D]. 泰安: 山东农业大学, 2010.
- [29] 董贯仓, 李秀启, 刘峰, 等. 黄河三角洲潮间带底栖动物群落结构分析及环境质量评价[J]. 海洋环境科学, 2012, 31(3): 370
- [30] 王志忠, 张金路, 杜兴华, 等. 黄河口底栖动物群落特征及其环境质量评价[J]. 生态科学, 2014, 33(2): 269
- [31] 李佳芮. 黄河三角洲潮间带大型底栖生物生态学研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011
- [32] 李少文, 任中华, 王田田. 黄河口海域夏季大型底栖动物的生态学特征[J]. 渔业科学进展, 2017, 38(6): 9
- [33] 付命伟. 湿地修复对底栖动物及其环境因子影响研究[D]. 曲阜: 曲阜师范大学, 2016
- [34] 陆继红, 殷浩文, 周忠良. 潮间带生物多样性与生境的相关性调查[J]. 上海环境科学, 1992, 1(1): 41
- [35] 彭欣, 仇建标, 吴洪喜, 等. 台州大陈岛岩礁相潮间带底栖生物调查[J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2007, 26(1): 48
- [36] EDGAR G J, BARREN N S. Benthic macrofauna in Tasmanian estuaries: scales of distribution and relationships with environmental variables[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2002, 270: 1
- [37] HONKOOP P J C, PEARSON G B, LAVALEYE M S S, et al. Spatial variation of the intertidal sediments and macrozoobenthic assemblages along Eighty-mile Beach, Northwestern Australia[J]. Journal of Sea Research, 2006, 55: 278
- [38] 左倬, 陈煜权, 成必新, 等. 不同植物配置下人工湿地大型底栖动物群落特征及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 2016, 36(4): 953
- [39] 武国正, 李畅游. 内蒙古乌梁素海浮游动物与底栖动物调查[J]. 湖泊科学, 2008, 20(4): 538
- [40] 王倩, 崔圆, 王晨, 等. 基于浮游生物群落和水文连通的黄河三角洲湿地优先恢复节点筛选[J]. 湿地科学, 2019, 17(3): 324

Macro benthos community distribution in the Yellow River Delta and correlation with environment

XIU Yujiao LONG Shiyong LI Xiaoqian CUI Yuan ZHANG Zhenming ZHANG Mingxiang[†]

(The Key Laboratory of Ecological Protection in the Yellow River Basin of National Forestry and Grassland Administration, School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, 100083, Beijing, China)

Abstract Biodiversity conservation in the Yellow River Delta Wetland was examined, as exemplified by macro benthos which is at a crucial position in the aquatic food web. Twenty eight hydrological nodes were collected from fresh water recovery zone (HR, DR), tidal zone (HT, DT), old and current channel of Yellow River (YR) in the Yellow River estuary and Dawenliu Station in August 2018, with a total of 1908 samples. In total 3 phyla, 6 classes, 18 orders, 38 families and 48 taxa were found, with dominant taxa Arthropoda accounting for 58.33% of all. Abundance and biomass distribution revealed a larger population in tidal zones than recovery zones, the community structure showed significant differences in five zones. Cluster analysis with environmental factors and community structure revealed overlaps between three habitat types and three community types at 44.44%, 0%, 53.33% respectively. Environmental factors pH and EC were significantly correlated with distribution of dominant species *Corophium sinense*, *Palaemon modestus* and *Potamocorbula laevis*. Distribution of macro benthos community in the Yellow River Delta showed great spatial heterogeneity, coefficient of variation of environmental species was over 80%, macro benthos resources in some hydrological nodes may need to be restored urgently.

Keywords macro benthos; community structure; diversity; environmental factors; Yellow River Delta