

基于多指数分析确定胶州湾底栖生态状况的参考条件

刘旭东, 王振钟, 汪进生, 崔文连

(山东省青岛生态环境监测中心, 山东青岛 266003)

摘要:底栖生物因其生活方式以及对环境变化的应激能力,被广泛应用于海洋生态状况的评估。目前已构建了多个底栖生物指数用于评价底栖生态状况,但因单一指数具有片面性和不稳定性,对同一区域的评价结果并不一致。为准确评价胶州湾海域的底栖生态状况,本文根据胶州湾地区底栖生物群落近七年的变化情况,基于多个底栖生物指数的主要特点,运用合理的规则确定了底栖生态状况参考条件,并用 *M-AMBI* 指数进行了效果评估。分析表明,设定参考条件可以更为准确地评估生态状况,降低错误分类的风险。

关键词:生态评价; 参考条件; 生物指标; 大型底栖生物; 胶州湾

中图分类号:X171.1 文献标识码:A 文章编号:1007-6336(2023)04-0597-07

Multi-indices analysis to find out benthic ecological reference conditions of Jiaozhou bay

LIU Xudong, WANG Zhenzhong, WANG Jinsheng, CUI Wenlian

(Qingdao Ecological and Environment Monitoring Center of Shandong Province, Qingdao 266003, China)

Abstract: Macrobenthos can be used as good indicators for marine ecological quality status due to their lifestyle and Environmental stress ability. Recently multiple indices have been used to evaluate the benthic ecological status, because of the conceptual basis for each indices may rely on different assumptions and parameters, they were unable to give a consistent classification. In order to get a better evaluation of the benthic community health of Jiaozhou bay, we examined the changes of benthic communities over the past seven years, analyzed the main advantages and disadvantages of indices, established reasonable rules to selecte reference conditions, at last evaluate the selection effect by *M-AMBI*. Here we argue that setting reference conditions can reduce the error classification risk, helping us to identify the ecological status of Jiaozhou bay.

Key words: ecological assessment; reference conditions; biotic indices; macrobenthos; Jiaozhou bay

底栖生物是生活在海洋底泥表面和底泥中的各种生物,它们通过摄食、挖掘和建管等活动改变沉积物的粒度、结构和化学性质,从而促进生物地球化学循环^[1-2]。底栖生物迁移能力较弱、对外界不利环境趋避能力差,因此,其群落特征被广泛用于河口和海洋的环境影响评估^[3-4]。

目前,多种底栖生物指数已构建并应用于生态评价,如多样性指数、*AMBI*、*BO2A*、*BENTIX*、

ABC 曲线、分类多样性指数等。基于物种丰度和分布均匀程度的 *Shannon-Wiener* 多样性指数发展于 20 世纪 70 年代^[5],是目前生态学文献中使用最广泛的指数,其大小能充分说明群落结构的复杂程度,缺点是未利用生物物种的分类信息。以耐污敏感性为特征的 *AMBI*、*BO2A*、*BENTIX* 等指数,评价结果主要根据底栖生物的耐污值划分,而划分标准是有机物富集区域的底

收稿日期:2022-05-20, 修订日期:2022-11-16

基金项目:自然资源部海洋生态环境科学与技术重点实验室开放基金项目(MEEST-2020-4)

作者简介:刘旭东(1985-),男,河北衡水人,硕士,高级工程师,主要从事海洋生态学研究, E-mail: songxin19@163.com

通信作者:崔文连,主要从事海洋生态学研究, E-mail: cwlian2015@126.com

栖生物耐受等级分类^[6-7]。ABC曲线法是利用底栖生物的丰度和生物量对环境进行评价的一种方法,当环境被严重污染时,生物机会种大量增殖,导致丰度优势度积累曲线的起点高于生物量起点,但对养殖区域评价时需慎重考虑该方法^[8]。此外,还存在一系列反映物种之间分类距离的分类多样性指数,但目前仍缺乏相应的评价标准。

由于各类底栖生物指数的原理和适用区域不同,对同一区域的评价结果常存在较大的差异^[9-11]。评估生态状况的准确性,通常取决于评价前设定的参考条件^[12]。参考条件基于从评价区域中未受干扰或受人类影响较小的生境获得的底栖生物群落信息^[13],是度量生态状况的“标尺”。底栖生物具有极高的多样性,每个海洋生境具有不同的底栖生物群落,参考条件也各不相同,因此,多数评价未对研究区域的生境设置参考条件^[12-14]。

胶州湾位于山东省青岛市,是延伸至内地的

半封闭型海湾,其与沿岸周边地区、入海河流、港口码头等构成了一个复杂的生态系统^[15]。作为我国近岸海域典型的半封闭型海湾,胶州湾的生态健康状况非常值得关注,有必要在评价胶州湾底栖生态状况时使用为其“量身定做”的定量评价方法,而合适的参考条件是确保评价结果准确的关键因素。本研究提出了一种在胶州湾内确定参考条件的方法,通过多个指数互相校准,寻找合适的参考点位,进行初步评估,为建立胶州湾底栖生态状况的定量评价方法做准备。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本文的监测数据为2015—2021年共计13个航次146个点位的底栖生物数据。其中,春季采样时间为5月,夏季为7月下旬至8月上旬,秋季为10月,各航次采样点的数量略有不同(表1),但位置始终保持不变(图1)。

表1 调查时间与点位数量

Tab.1 Investigation time and number of stations

时间	2015年			2016年			2017年			2018年	2019年	2020年	2021年
	春季	夏季	秋季	春季	夏季	秋季	春季	夏季	秋季	夏季	夏季	夏季	夏季
点位数	12	10	12	12	12	12	12	12	12	4	12	12	12

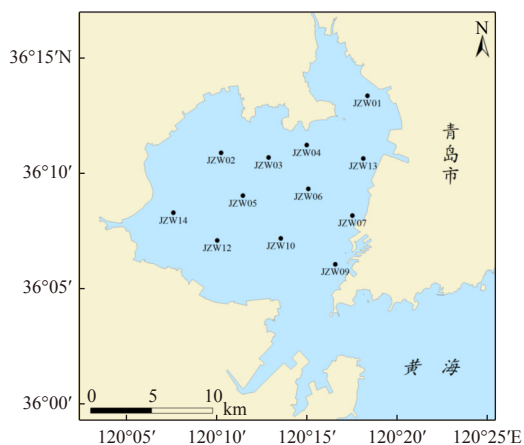


图1 调查点位

Fig. 1 Sketch map of sampling stations

1.2 样品分析

底栖生物使用0.05 m²曙光型采泥器采集。

每个点位取四个平行样,用孔径0.5 mm网筛筛选。样品的处理、保存、计数等处理步骤均按照《海洋调查规范》(GB 12763—2007)执行。

1.3 功能群划分方法

本研究共采集227种底栖生物,根据食性及运动方式可分为13个功能群,主要以固着-滤食、固着-食碎屑、缓慢爬行-食碎屑、缓慢爬行-肉食者为主。

1.4 群落生态状况选择方法

1.4.1 生物指数

本研究涉及5类代表生物群落特征的22种指数(表2)。

1.4.2 多个指数相互校准确定参考点位规则

研究人员在利用生物指数对生态状况进行评价时,可以根据指数阈值得出评价结果,表3

表 2 本研究所用到的指数及代表特征

Tab.2 Required indices in this study

代表特征	指数	参考文献
生物丰度及分布均匀性	S, H, M, P, J	[5,16]
功能群丰度及分布均匀性	$F-S, F-H, F-M, F-P, F-J$	[17-19]
物种耐污敏感性	$AMBI, BENTIX, BO2A, BPA$	[20]
密度、生物量的异常优势	W	[21-22]
物种分类阶元、亲缘关系	$\Delta, \Delta^*, \Delta+, \Delta A+, \Delta+, \Phi^+, S\Phi^+$	

表 3 底栖生态质量状况评价的 6 个指标阈值

Tab.3 Threshold levels of six indices for benthic ecological quality status assessment.

权重	状态	未干扰	轻度干扰	中度干扰	严重干扰	重度干扰
	评价得分	5	4	3	2	1
1/3	H	>4	>3 且 ≤ 4	>2 且 ≤ 3	>1 且 ≤ 2	≤ 1
1/3	W	>0.5	>0.15 且 ≤ 0.5	>-0.15 且 ≤ 0.15	>-0.5 且 ≤ -0.15	≤ -0.5
1/12	$AMBI$	≤ 1.2	>1.2 且 ≤ 3.3	>3.3 且 ≤ 5	>5 且 ≤ 6	>6
1/12	BPA	≤ 0.135	>0.135 且 ≤ 0.211	>0.211 且 ≤ 0.260	>0.260 且 ≤ 0.300	>0.300
1/12	$BO2A$	≤ 0.025	>0.025 且 ≤ 0.13	>0.13 且 ≤ 0.199	>0.199 且 ≤ 0.255	>0.255
1/12	$BENTIX$	>4.5	>3.5 且 ≤ 4.5	>2.5 且 ≤ 3.5	>2 且 ≤ 2.5	≤ 2

为常用的生物指数及其评价阈值。由于海洋生态系统的复杂性和差异性,不同指数的评价结果往往并不一致^[6],本研究选取参考条件点位的基本要求为不同指数的评价结果基本一致。本研究中选取参考点位规则如下:

(1)根据表 2 中指数代表的生物学特征分配相应的权重,即底栖生物敏感性分类指数为 1/3 ($AMBI$ 、 $BOPA$ 、 BPA 和 $BENTIX$ 权重各为 1/12),底栖生物多样性指数 H 权重为 1/3, ABC 曲线值 W 权重为 1/3。选取多指数均值 >4 ,且 CV (变异系数,标准差/平均值)值 <0.2 的点位为初选未干扰状态点位;取多指数均值 <3 ,或任一指数评价结果为 1(重度干扰)的点位为初选重度干扰状态点位。

(2)对于无评价标准的其余指数,经过数据标准化后结合热力图和小提琴图进行选择。首先,将热力图中相关关系较大的指数选为一组,组内选择小提琴图更接近纺锤形且分布范围更大的指数为代表指数。指数选取完毕后,全部化为正向指标并分别排序,得到点位位次值。其次,根据指数类型代表的生物学特征意义,分配相应的权重,以位次平均值排序。将分位数

$>90\%$ 的点位与初选未干扰点位取交集,最终得到未干扰参考点位;将分位数 $<10\%$ 的点位与初选重度干扰状态点位取交集,最终得到重度干扰状态参考点位。

(3)优良率为未干扰点位与轻度干扰点位占全部点位的比率。

1.4.3 数据处理

本文点位图由 ArcGis10 软件绘制,生物指数计算、图片绘制主要由软件 Primer v7 及 Python 语言共同完成。

2 结果与讨论

2.1 参考条件的选取

根据 1.4.2 节规则(1),取多指数均值 >4 ,且 $CV<0.2$ 的点位为初选未干扰状态点位,结果为 45 个点位;取多指数均值 <3 ,或任一指数评价结果为 1(重度干扰)的点位为初选重度干扰状态点位,结果为 10 个点位。

根据标准化后的热力图与小提琴图(图 2、图 3、表 4),最终选择总种类数(S)、总功能群数($F-S$)、均匀度指数(J)、功能群多样性指数($F-H$)、平均分类差异指数($\Delta+$)和分类变异差异指

数(Λ^+)共 6 个指数作为 1.4.2 节规则(2)所用的指数,其中, S 、 $F-S$ 代表种类数量, J 、 $F-H$ 代表物

种密度分布均匀程度, Δ^+ 、 Λ^+ 代表物种分类亲缘关系,各指数权重均为 1/6。

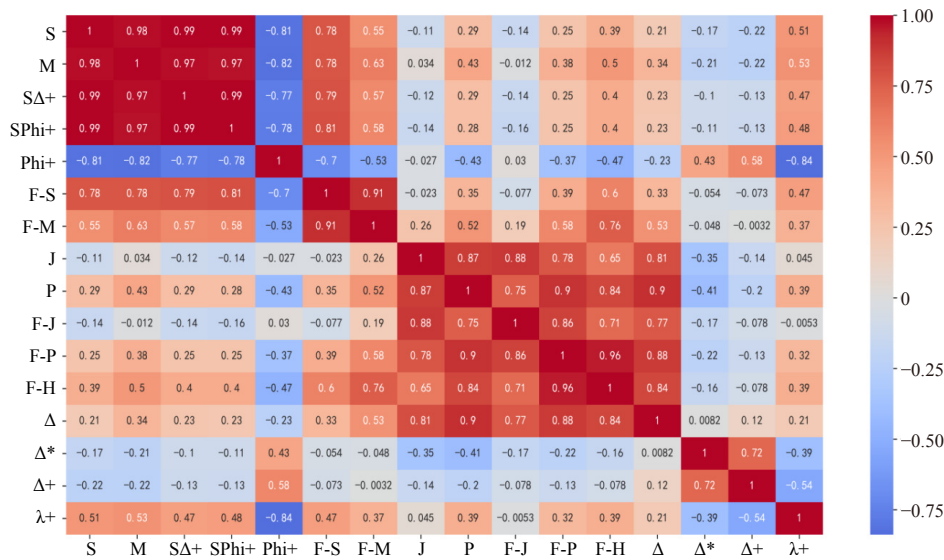
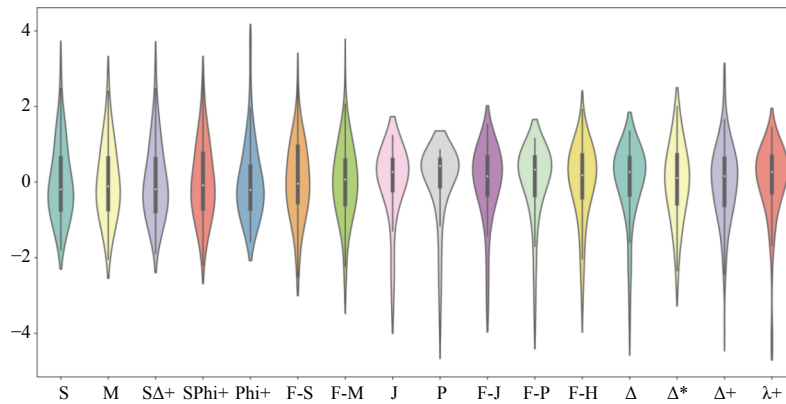


图 2 生物指数的相关性热图

Fig. 2 Pearson correlation heat map of biological indices



注:小提琴图显示了各指数的基本分布信息以及概率密度

图 3 生物指数的小提琴图

Fig. 3 violin plot of Biological Indices

表 4 规则(2)指数最终筛选结果
Tab.4 Required indices by rule (2)

相关性分组	最终筛选结果
$S, M, S\Delta^+, \Phi^+, S\Phi^+$	S
$F-S, F-M$	$F-S$
J, P	J
$F-J, F-H, F-P, \Delta$	$F-H$
Δ^+, Δ^*	Δ^+
Λ^+	Λ^+

一般认为,温度对大型底栖生物多样性的影

响也很显著,但主要发生在冬季^[23]。表 5 为 6 个指数春、夏、秋季的极值及汇总(不分季节)后的 1.4.2 节规则(2)分位选取值。结果显示,汇总后的分位选取结果能代表各季节的目标状态,仅对秋季种类数的优良状态给出了略高的标准,这在 1/6 的权重基础上是可以接受的,因此,本文点位的位次排序无须考虑季节因素。通过计算 6 个指数的位次均值,根据 1.4.2 节规则(2)得到未干扰状态点位及重度干扰状态点位各 14 个。

根据 1.4.2 节规则(1)(2)取交集后, 得到胶州湾 有未干扰参考点位 9 个, 有重度干扰参考点位 5 个。

表 5 指数的分位选取值与各季节极值的对比

Tab.5 Comparison between the quantile selection value of the index and the extreme value of each season

指数	<i>S</i>	<i>J</i>	<i>A+</i>	<i>A+</i>	<i>F-S</i>	<i>F-H</i>	
汇总	90%分位选取值	33	0.96	91.21	503.02	10	2.61
	10%分位选取值	7	0.52	76.40	292.47	5	1.36
春季	最大值	37	0.99	93.33	548.33	10	2.95
	最小值	7	0.24	69.23	233.65	3	0.51
夏季	最大值	49	0.98	100.00	517.18	13	2.87
	最小值	3	0.17	71.34	0.00	2	0.23
秋季	最大值	25	1.00	100.00	559.80	11	3.09
	最小值	2	0.25	60.00	0.00	2	0.67

寻找参考条件有四条基本原则: (1) 现有的“原始”(未受干扰)样本。在目前人类对全球气候变化影响的背景下, 严格寻找一个无重大人类影响的原始样本几乎不可能, 因此, 在具备相似物理特征的生境内, 从多个点位获得的最佳数据作为理想状态, 这样设置的参考条件体现了无或极小生态影响的人类压力水平, 可视为未受影响或受影响最小^[10]。(2) 历史数据和信息。同一区域的历史记录均可作参考信息与现状进行比较, 但难点在于寻找合适的日期基线, 同时常缺乏相应的历史记录^[24]。(3) 行业专家的专业判断。目前在美国和欧洲部分区域有所应用^[25-26], 但不同专家有不同的评判标准, 具备一定的主观性, 对公众来说较难理解。(4) 数学建模或机器学习等。对生态区域预期发现的代表性生物特征进行分析。目前的问题在于缺少相应的大数据集, 难以建立稳健的预测模型^[27]。

本文遵循了从多个点位获得最佳数据的原则, 通过多个指数互相校准后选择的参考条件并不着重于某一个底栖生物群落特征方面, 而是通过尽可能计算多个指数, 以等权重方法减少潜在的随机偏差。本文最终选取的理想未干扰状态可描述为: 物种丰富, 分布均匀, 功能群多样, 物种之间分类距离较远, 耐污种类占比低; 重度干扰状态则为其反状态。

2.2 结果评估

M-AMBI 指数是在 *AMBI* 指数基础上开发的评价底栖生物群落状况的指数之一, 使用 *S*、*H*、*AMBI* 三种指数作为参数, 使用时需要人为设定

参考状态, 其本身默认的最差状态为无生物的状态(*S*、*H* 为 0, *AMBI* 值为 6), 最好状态是评价样本中 *S*、*H*、*AMBI* 的各自最优值(或再增加 15%), 评价结果依赖于每个样本和参考点之间的距离比^[13,28]。目前, 国内外在 *M-AMBI* 的使用中多使用默认状态^[11-14, 23,29-30], 本文将找到的参考条件与该方法的默认状态进行对比, 以便对选择结果进行初步评估。

由于 *M-AMBI* 的参考状态为一个点位的值, 并非本文的参考点位群, 因此选择参考点位群的 *S*、*H*、*AMBI* 的质心值作为参考状态点: 未干扰状态质心值为 *S*=27.2、*H*=4.05、*AMBI*=1.87; 重度干扰状态质心值为 *S*=6、*H*=0.76、*AMBI*=2.70。分析结果如图 4、图 5 所示, 由于胶州湾底栖生物整体生物种类较多, 生物多样性较高, 且 *M-AMBI* 方法重度干扰状态设置为无生物状况(实际情况中重度干扰状态并不会导致生物参数都为 0), 导致数据集中分布于优、良状态区域, 优良率过高; 而默认未干扰状态为: *S*=27.2、*H*=4.05、*AMBI*=1.87, 作为各参数的最优值, 导致胶州湾区域多数点位的评价结果为轻度干扰状态。

另外, 对未有评价标准的生物指数, 90% 未干扰状态的 cut-off 值和 10% 重度干扰状态的 cut-off 值并不是恒定的, 是基于胶州湾底栖数据多集中分布于优、良状态的结果。图 5 同时显示了未干扰状态选取 >95%、>90%、>80%、>70%、>60% 的 cut-off 值后点位的分级变化情况, 可见主要变化的是未干扰和轻度干扰状态点位数目, 优良率基本保持一致, 这不会导致人为管理措施

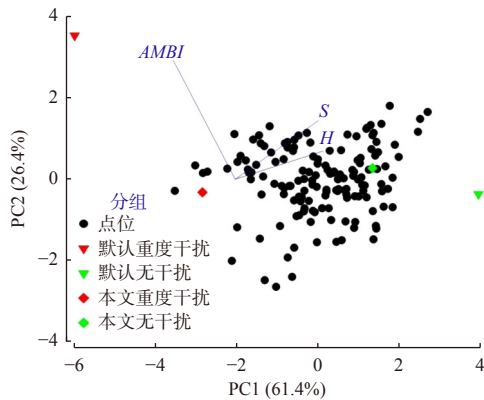


图 4 基于两种参考条件的 PCA 分析

Fig. 4 PCA analysis based on two reference conditions

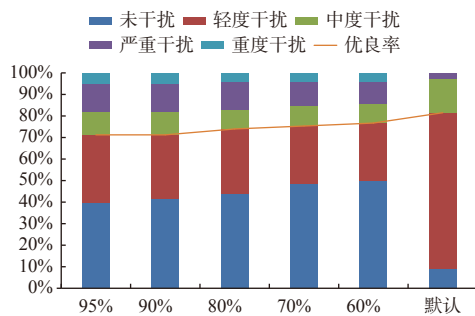


图 5 基于不同 cut-off 值的底栖生态状况的分级占比及优良率

Fig. 5 Ecological status using L indices for Jiaozhou bay in different cut-off values

产生较大的变化。当 1.4.2 节规则(2)应用于其他区域时,使用者应根据数据的实际分布情况选取合理的 cut-off 值。

2.3 尚需建立合适的评价方法

本文没有选择基于底栖生物密度及生物量指标的评价方法^[31],因为胶州湾底栖生物中贝类占比较高,尤其在贝类养殖区中,单一贝类的丰度变化伴随着极高的生物量变化,难以确定评价阈值。研究表明,自 20 世纪 80 年代以来,胶州湾的贝类水产养殖活动不断扩大,目前菲律宾蛤仔为胶州湾大型底栖生物的优势种^[10,32]。

尽管在 2.2 节中我们做出了相对合理的底栖生物群落状况评价,但应该认识到 *M-AMBI* 指数仅应用了三个参数,基于图 4 可以看出,状态分级主要利用的是 *S* 和 *H* 的变异信息, *AMBI* 指数未起决定性作用,评价结果也未用到其余众多指数的信息,是不完备的评价结果。另外,底栖生

物的参考条件可以使用单个参考点位或一组参考点位群来定义,但使用参考点位群显然要优于单个点位,因其富含多维的参数信息,这也是 *M-AMBI* 方法不具备的。

综上所述,综合评价胶州湾底栖生态状况,重点不能放在某一个参考点位上,而应根据参考点位群的特性进行定量评价。科学评价胶州湾底栖生态,应建立一种多元算法,多元数据可以在排序空间中可视化,并且样本在多元空间中相对参考群的位置可用于量化其生态状况。建议如下:(1)在监测数据分析中,通过本研究开发的方法,尽可能在未来的监测过程中找到更多的参考样本;(2)未来开发的适合胶州湾区域定量评价算法应以奥卡姆剃刀定理为基础(如无必要,勿增实体)。尽管我们在寻找参考条件时运用了众多参数,但一旦参考条件指定后,其假设空间是多维的,定量算法应在可解释的情况下选择最简单的方法。

3 结论

采用单一指标对底栖生态评价具有片面性和不稳定性,其准确性通常取决于评价前设定的参考条件。本研究采用代表生物群落不同特征的多种指数,是基于度量规则,通过相互校准筛选,减少了状态评估中的潜在随机偏差,最终确定胶州湾底栖生态状况的参考点位群。理想未干扰状态可以描述为:物种丰富,分布均匀,功能群多样,物种之间分类距离较远,耐污种类所占比率低。在进行胶州湾底栖生态状况评价时,使用特定的参考条件可以更合理地评价生态状况,以减少错误分类的风险。

参考文献:

- [1] QUINTINO V, ELLIOTT M, RODRIGUES A M. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2006, 330(1): 368-382.
- [2] SNELGROVE P V R. The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments[J]. *Biodiversity & Conservation*, 1998, 7(9): 1123-1132.
- [3] 刘旭东, 于建钊, 张晓红, 等. 胶州湾大型底栖动物的次级生产力[J]. *中国环境监测*, 2018, 34(6): 414-426.

- [4] 李新正. 我国海洋大型底栖生物多样性研究及展望: 以黄海为例[J]. 生物多样性, 2011, 19(6): 676-684.
- [5] HEIP C H R, HERMAN P M J, SOETAERT K. Indices of diversity and evenness[J]. *Océanis* (Paris), 1998, 24(4): 61-87.
- [6] MEDEIROS J P, CHAVES M L, SILVA G, et al. Benthic condition in low salinity areas of the Mira estuary (Portugal): lessons learnt from freshwater and marine assessment tools[J]. *Ecological Indicators*, 2012, 19: 79-88.
- [7] MULIK J, SUKUMARAN S, DIAS H Q. Is the benthic index AMBI impervious to seasonality and data transformations while evaluating the ecological status of an anthropized monsoonal estuary?[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2020, 186: 105080.
- [8] CAI W Q, LIU J, ZHOU J, et al. Composition of macrozoobenthos functional feeding groups and assessment of ecological quality using the feeding evenness index calculated from biomass data[J]. *Biodiversity Science*, 2016, 24(9): 1045-1055.
- [9] DIAZ R J, SOLAN M, VALENTE R M. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality[J]. *Journal of Environmental Management*, 2004, 73(3): 165-181.
- [10] BORJA A, DAUER D M, DÍAZ R, et al. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake bay: a comparison of three indices[J]. *Ecological Indicators*, 2008, 8(4): 395-403.
- [11] NI D P, ZHANG Z N, LIU X S. Benthic ecological quality assessment of the Bohai Sea, China using marine biotic indices[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 142: 457-464.
- [12] BORJA Á, 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.
- [13] MUXIKA I, BORJA Á, 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(1/2/3/4/5/6): 16-29.
- [14] SANTIBAÑEZ-AGUASCALIENTES N A, BORJA Á, MONTERO-MUÑOZ J L, et al. Setting reference conditions to assess the ecological status of the sublittoral and bathyal benthic communities of the southern Gulf of Mexico[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 111: 105964.
- [15] 宋金明, 袁华茂, 李学刚, 等. 胶州湾的生态环境演变与营养盐变化的关系[J]. 海洋科学, 2020, 44(8): 106-117.
- [16] HEIP C, ENGELS P. Comparing species diversity and evenness indices[J]. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 1974, 54(3): 559-563.
- [17] BORJA A, FRANCO J, PÉREZ V. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2000, 40(12): 1100-1114.
- [18] SIMBOURA N, PAPATHANASSIOU E, SAKELLARIOU D. The use of a biotic index (Bentix) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities[J]. *Ecological Indicators*, 2007, 7(1): 164-180.
- [19] DAUVIN J C, ANDRADE H, DE-LA-OSSA-CARRETERO J A, et al. Polychaete/amphipod ratios: an approach to validating simple benthic indicators[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 63: 89-99.
- [20] WARWICK R M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities[J]. *Marine Biology*, 1986, 92(4): 557-562.
- [21] WARWICK R M, CLARKE K R. Taxonomic distinctness and environmental assessment[J]. *Journal of Applied Ecology*, 1998, 35(4): 532-543.
- [22] FAITH D P. Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 1994, 345(1311): 45-58.
- [23] LU X, XU J, XU Z D, et al. Assessment of benthic ecological quality status using multi-biotic indices based on macrofaunal assemblages in a semi-enclosed bay[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2021, 8: 734710.
- [24] KRÖNCKE I, REISS H. Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(1): 58-68.
- [25] TEIXEIRA H, BORJA Á, WEISBERG S B, et al. Assessing coastal benthic macrofauna community condition using best professional judgement—Developing consensus across North America and Europe[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(4): 589-600.
- [26] 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.
- [27] HERING D, BORJA A, CARSTENSEN J, et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(19): 4007-4019.
- [28] BORJA A, MADER J, MUXIKA I, et al. Using M-AMBI in assessing benthic quality within the Water Framework Directive: some remarks and recommendations[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, 56(7): 1377-1379.
- [29] 林和山, 俞炜炜, 刘 坤, 等. 基于AMBI和M-AMBI法的底栖生态环境质量评价——以厦门五缘湾海域为例[J]. 海洋学报, 2015, 37(8): 76-87.
- [30] RAO Y Y, CAI L Z, LI W J, et al. Spatiotemporal variations of benthic macrofaunal community in the Xiamen Amphioxus Nature Reserve, eastern South China Sea[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2020, 39(6): 10-18.
- [31] HY/T 215—2017, 近岸海域海洋生物多样性评价技术指南[S].
- [32] 范 颖, 刘晓收. 胶州湾菲律宾蛤仔的季节分布与资源评估[J]. 中国海洋大学学报, 2016, 46(7): 70-74.