

基于鱼类生物完整性指数的黄河口近岸渔业水域健康评价

牛明香^{1,2}, 王 俊^{1,2}, 左 涛^{1,2}, 李永涛^{1,2}, 程兆龙^{1,2}

(1. 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 农业农村部海洋渔业可持续发展重点实验室, 山东 青岛 266071;

2. 青岛市海洋科学与技术试点国家实验室, 海洋生态与环境科学功能实验室, 山东 青岛 266237)

摘要:构建黄河口近岸水域鱼类生物完整性指数(F-IBI)评价指标体系,可为河口典型渔业水域的生态修复和渔业资源可持续利用提供科学参考。基于2020年黄河口近岸水域鱼类资源底拖网调查,分别以1982–1983年和2013–2014年的调查数据为参照点,从种类组成与丰度、繁殖共位群和营养结构等方面筛选14个评价指标,构建黄河口近岸水域F-IBI评价指标体系,采用1、3、5赋值法计算鱼类生物完整性指数,用以评价黄河口近岸渔业水域健康状况。结果显示,与20世纪80年代初相比,黄河口近岸水域鱼类生物完整性水平为“差”;与2013–2014年相比,鱼类生物完整性水平为“好”。相较于20世纪80年代初,近40年来黄河口近岸水域生态健康状况下降严重,处于较差的水平;但与2013–2014年相比,2020年黄河口近岸水域生态健康状况变化不明显。过度捕捞、环境污染、入海径流量锐减等因素致使黄河口鱼类栖息环境恶化,资源结构被破坏,生物完整性降低,生态健康状况下降。

关键词:鱼类生物完整性指数;生态系统;健康评价;渔业水域;黄河口

中图分类号:X826 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2023)06-0045-08

生物完整性指数(Index of Biotic Integrity, IBI)于1981年由Karr(1981)提出,作为水体污染指标用以评价水环境质量,其后指标体系发展为多种形式(朱迪和常剑波,2004);经过Fausch等(1990)修订后,采用12个指标(包括种类结构、营养结构、数量和体质状况三大类别)的IBI体系得到了较为广泛的应用。IBI是目前水生态系统健康评价中广泛应用的指标,常用的包括鱼类完整性指数(F-IBI)(Toham & Teugels, 1999)、底栖动物完整性指数(B-IBI)(陈凯等,2017)、浮游生物完整性指数(P-IBI)(崔亮等,2019)等。鱼类在食物网中处于较高位置且对水质具有高度敏感性,作为生态系统的重要组成部分,鱼类被认为是评价河口生态系统健康的理想物种(余景等,2017;刘守海等,2018)。因此,以鱼类为研究对象的生物完整性指数,在河口、海湾、河流以及湖泊生态系统的健康评价中得到广泛应用(毛成贵等,2011;边坤等,2021)。

黄河是注入渤海的主要河流,每年输入的淡水占渤海淡水总输入量的75%以上(Liu, 2015),毗邻的莱州湾有小清河、潍河等多条河流入海。入海径流带来了丰富的泥沙和各种营养盐,为海洋生物生长、发育提供了良好的生态环境,是黄、渤海众多海洋生物的产卵场、育幼场和索饵场(金显仕和邓景耀,2000)。在黄河径流量减少、季节性断流、过度捕捞以及环境污染的影响下,渔业资源衰退,种群结构发生了很大变化,生物多样性下降,甚至部分鱼类产卵场消失(卞晓东等,2010;吕振波等,2013),区域生态健康状况也发生了相应变化。有学者对黄河口及邻近水域(张芮等,2017)、莱州湾水域(林群等,2021)进行了鱼类生物完整性评价,但黄河口近岸渔业水域(包括黄河口及河口南北两侧)的鱼类生物完整性评价尚未见报道。本研究以鱼类构建黄河口近岸渔业水域的F-IBI指标体系,评价区域生态健康状况,旨在为黄河口近岸水域生态修复和健康发展提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本次研究中,2020年的鱼类数据来源于4–5月(春季)、6–7月(夏季)、12月(冬季)黄河口近岸水域(119°00′~119°25′E、37°20′~38°05′N)5个航次的鱼类资源底拖网实地调查,在区域内布设31个调查站位(图1)。调查船为小型木壳渔船,船长12.50 m,船宽4.30 m,型深0.95 m。每站拖网1次,时长20 min,

收稿日期:2022-04-10 修回日期:2023-06-05

基金项目:国家重点研发计划项目(2019YFD0901201, 2019YFD0901202);中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(2018HY-ZD0102)。

作者简介:牛明香,1977年生,女,副研究员,主要从事海洋渔业遥感及GIS应用、渔业生态研究。E-mail: niumx@ysfri.ac.cn

通信作者:王俊,1964年生,男,研究员,主要从事资源增殖养护研究。E-mail: wangjun@ysfri.ac.cn

平均拖速 2.0~2.5 nmile/h。按照《海洋调查规范 第 6 部分:海洋生物调查》(GB/T 12763.6-2007)和《海洋渔业资源调查规范》(SC/T 9403-2012)进行鱼类样品的采集、保存、分析处理和生物学测定。

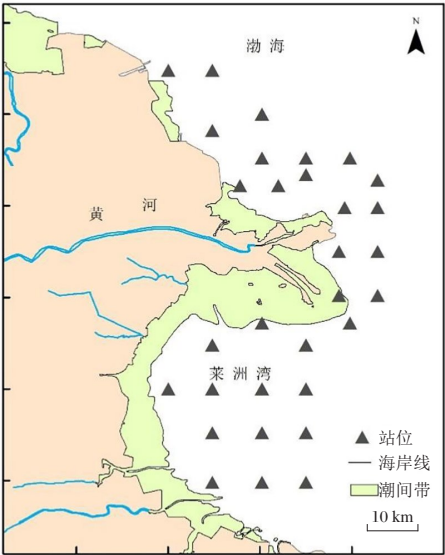


图 1 黄河口近岸水域调查站位分布

Fig.1 Location of the survey stations in the coastal water of the Yellow River estuary

1.2 F-IBI 指标设置

参考有关研究(唐启升等,1997;张芮等,2017;林群等,2021),根据黄河口及近岸水域鱼类组成特征、水域生态系统特征及数据可获得性等因素,设置三大类 14 个指标,构建 F-IBI 评价指标体系,包含种类组成与丰度、繁殖共位群和营养结构(表 1)。

表 1 黄河口近岸水域鱼类生物完整性指数评价指标体系
Tab.1 Fish-based biotic integrity index (F-IBI) system in the coastal waters of Yellow River estuary

属性归类	评价指标	对干扰的响应
种类组成与丰度	1. 鱼类总种类数/种	下降
	2. 冷温性鱼类种类数比例/%	下降
	3. 中上层鱼类种类数比例/%	上升
	4. 鲈形目鱼类种类数比例/%	上升
	5. 虾虎鱼种类数比例/%	上升
	6. 平均单位网次渔获量/kg·h ⁻¹	下降
	7. 生物多样性指数(以质量计)	下降
繁殖共位群	8. 产浮性卵鱼类种数比例/%	上升
	9. 产粘着沉性卵鱼类种数比例/%	下降
	10. 产附着性卵鱼类种数比例/%	上升
营养结构	11. 杂食性鱼类种数比例/%	上升
	12. 浮游动物食性鱼类种数比例/%	上升
	13. 底栖动物食性鱼类种数比例/%	下降
	14. 广食性鱼类种数比例/%	下降

1.3 参照点确定

理想的参照点应为在同一生态地区中未受损点或受损极小样点进行调查获得的数据,或者根据历史资料确定各指标的期望值(Karr,1991)。由于现今河口水域均受到不同程度的干扰,本文以研究区域的历史数据为参照点。为比较不同年代黄河口水域鱼类生物完整性变化,分别采用 1982—1983 年的历史调查数据(邓景耀和金显仕,2000;张芮等,2017;林群等,2021)以及 2013—2014 年的数据(王娇等,2019)为参照点,对应指标的历史结果作为期望值。

1.4 指标赋值和评价标准

基于期望值,将各指标实测值分为三等,采用 1、3、5 分赋值法,1 分表示指标实测值与期望值强烈偏离,5 分表示二者十分接近,3 分为中等(Karr & Chu,2000)。指标的复合采用等权重处理,将各指标的分值合计即为 F-IBI 值。根据研究区的实际情况,参考相关研究(Karr et al,1986;张芮等,2017),将黄河口近岸水域的 F-IBI 值分为 5 个等级(表 2)。若 F-IBI 值介于 2 个评价等级的分值之间,则鱼类完整性评价处于 2 个等级之间的水平。采用以下公式进行标准化处理,消除指标数量不同造成的 F-IBI 总分差异(Moyle & Randall,1998;余景等,2017):

$$F-IBI = \left(\sum_{i=1}^n C_i / n \right) \times 12$$

①

式中:F-IBI 为鱼类生物完整性指数, C_i 为第 i 个指标的得分, n 为指标个数。

表 2 鱼类生物完整性等级划分及特征
Tab.2 Grading of F-IBI and the attributes of each grade

F-IBI 值	特征描述	完整性等级
58~60	期望出现的种类都存在,鱼类种类丰富,多样性指数高,鲈形目鱼类比例较低,底层鱼类比例高,广食性和底栖动物食性鱼类比例较高。	极好
48~52	种类丰度低于期望值,某些种类的数量和分布低于期望值,多样性指数高,鲈形目种类比例较高,中上层鱼类比例较高,杂食性鱼类比例高于期望值。	好
40~44	种类丰度降低,部分种类数量下降,中上层鱼类种类数量上升,杂食性鱼类比例增加。	一般
28~34	种类丰度较低,鲈形目比例较高,虾虎鱼种数比例较高,杂食性种类占据优势。	差
12~22	种类丰度低,鲈形目鱼类比例较高,除杂食性种类外,鱼类较少。	极差

1.5 指标计算

平均单位网次渔获量(kg/h)为全年5次调查均值。计算鱼类 Shannon–Wiener 多样性指数(H'):

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$
①

式中: S 为种类数, P_i 为第*i*种鱼所占总渔获量的比例。
各鱼种的栖息水层、适温类型、鱼卵类型、食性类型及耐受性等生态习性参考相关文献(邓景耀等,1997;万瑞景和姜言伟,2000;杨纪明,2001;张波等,2015;陈大刚和张美昭,2016;张波,2018)和FishBase信息确定。

2 结果与分析

2.1 鱼类组成

黄河口近岸水域2020年4–7月以及12月5个航次调查共捕获鱼类37种(表3)。其中,鲈形目鱼

类21种,约占总种类数的56.8%;虾虎鱼9种,约占24.3%;5个航次的生物多样性指数为2.3。按生态类型划分,底层鱼类27种,约占总种类数的73.0%;中上层鱼类10种,约占27.0%。按适温类型划分,暖温性种类23种,暖水性种类10种,冷温性种类4种,分别占总种类数的62.2%、27.0%、10.8%。根据鱼卵类型,产浮性卵鱼类19种,占51.4%;产附着性卵鱼类10种,占27.0%;产粘着沉性卵鱼类5种,占13.5%;产粘着浮性卵鱼类1种,占2.7%;卵胎生鱼类2种,占5.4%。按鱼类食性类型划分,浮游动物食性鱼类5种,底栖动物食性鱼类14种,杂食性鱼类6种,广食性鱼类11种,食鱼性鱼类1种,分别占13.5%、37.9%、16.2%、29.7%、2.7%。按洄游类型划分,定居性鱼类最多,有21种,占56.8%;洄游性鱼类13种,占35.1%;河口鱼类3种,占8.1%。

表3 黄河口近岸水域鱼类名录和生态习性

Tab.3 Species categories and ecological guilds of fish in the coastal waters of the Yellow River estuary

种名	栖息水层	适温类型	鱼卵类型	营养结构	洄游类型
白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	D	WW	PE	GP	MT
皮氏叫姑鱼 <i>Johnius belengerii</i>	D	WW	PE	GP	MT
小黄鱼 <i>Pseudosciaena polyactis</i>	D	WT	PE	GP	MT
中华栉孔虾虎鱼 <i>Ctenotrypau chenchinensis</i>	D	WT	EE	BV	ST
钟馗虾虎鱼 <i>Triacnopus barbatus</i>	D	WT	EE	BV	ST
红狼牙虾虎鱼 <i>Odontobutys lacepedii</i>	D	WT	EE	BV	ST
六丝矛尾虾虎鱼 <i>Amblychaeturichthys hexanema</i>	D	WT	EE	BV	ST
矛尾复虾虎鱼 <i>Acanthogobius ommaturus</i>	D	WT	EE	GP	ST
矛尾虾虎鱼 <i>Chaeturichthys stigmatias</i>	D	WT	EE	BV	ST
拟矛尾虾虎鱼 <i>Parachaeturichthys polynema</i>	D	WT	EE	BV	ST
纹缟虾虎鱼 <i>Tridentiger trigonocephalus</i>	D	WT	EE	BV	ST
小头栉孔虾虎鱼 <i>Ctenotrypauchen microcephalus</i>	D	WW	EE	BV	ST
大泷六线鱼 <i>Hexagrammos otakii</i>	D	CT	ADE	GP	ST
多鳞鱻 <i>Sillago sihama</i>	D	WW	PE	BV	ST
方氏云鳚 <i>Enedrias fangi</i>	D	CT	ADE	GP	ST
鲱鳚 <i>Repomucenus beniteguri</i>	D	WT	PE	BV	ST
蓝点马鲛 <i>Scomberomorus niphonius</i>	P	WT	PE	GP	MT
中国花鲈 <i>Lateolabrax maculatus</i>	D	WT	PE	GP	ST
细条天竺鲷 <i>Apogon lineatus</i>	D	WW	APE	OV	MT
银鲷 <i>Pampus argenteus</i>	P	WW	PE	OV	MT
长绵鲷 <i>Enchelyopus elongates</i>	D	CT	O	BV	ST
斑鲹 <i>Konosirus punctatus</i>	P	WW	PE	OV	MT
青鳞小沙丁鱼 <i>Sardinella zunasi</i>	P	WW	PE	OV	MT
鳀 <i>Engraulis japonicas</i>	P	WT	PE	ZV	MT
赤鼻棱鳀 <i>Thryssa chefuensis</i>	P	WT	PE	ZV	ST
中颌棱鳀 <i>Thryssa mystax</i>	P	WT	PE	ZV	ST
黄鲫 <i>Setipinna termuifilis</i>	P	WT	PE	ZV	MT
大银鱼 <i>Protosalanx chinensis</i>	D	CT	PE	GP	ET
鲛 <i>Liza haematocheila</i>	P	WT	PE	OV	ET

续表 3

种名	栖息水层	适温类型	鱼卵类型	营养结构	洄游类型
布氏下银汉鱼 <i>Hypoatherina bleekeri</i>	P	WT	ADE	ZV	ST
鲷 <i>Platycephalus indicus</i>	D	WW	PE	GP	MT
半滑舌鳎 <i>Cynoglossus semilaevis</i>	D	WT	PE	BV	ST
短吻红舌鳎 <i>Cynoglossus joyneri</i>	D	WT	PE	BV	ST
虫纹东方鲀 <i>Takifugu vermicularis</i>	D	WT	ADE	BV	MT
假睛东方鲀 <i>Takifugu pseudommus</i>	D	WT	ADE	PV	MT
尖海龙 <i>Syngnathus acus</i>	D	WW	O	OV	ST
松江鲈 <i>Trachidermus fasciatus</i>	D	WT	EE	GP	ET

注:P:中上层,D:底层,WT:暖温种,WW:暖水种,CT:冷温种,ZV:浮游动物食性,OV:杂食性,BV:底栖动物食性,PV:鱼食性,GP:广食性,PE:浮性卵,EE:附着性卵,O:卵胎生,ADE:粘着沉性卵,APE:粘着浮性卵,MT:洄游性鱼类,ST:定居性鱼类,ET:河口鱼类。

Note: P: pelagic, D: demersal, WT: warm temperature species, WW: warm water species, CT: cold temperature species, ZV: zooplankivore, OV: omnivore, BV: benthivore, PV: piscivore, GP: euryphagy, PE: pelagic eggs, EE: attached egg, O: ovoviviparity, ADE:adhesive demersal egg, APE: adhesive pelagic egg, MT: migratory fish, ST: settled fish, ET: estuarine fish.

2.2 F-IBI 指标赋值标准及健康评价

以 1982–1983 年数据为参照点,2020 年黄河口近岸水域 F-IBI 得分为 29.14(表 4),其生物完整性等级水平为“差”(表 2);表明与 1982–1983 年相比,黄河口近岸水域生态健康状况差,鱼类种类丰度较低,鲈形目和虾虎鱼种数比例较高,杂食性鱼类占据优势。

以 2013–2014 年数据为参照点,2020 年黄河口近岸水域 F-IBI 得分为 48.00(表 5),其生物完整性等级水平为“好”(表 2);表明与 2013–2014 年相比,黄口近岸水域生态健康状况有所下降,但下降程度相对小。种类丰度低于参考值,某些种类的数量和分布低于参考值,但多样性指数较高;鲈形目种类数、中上层鱼类比例均较高,杂食性鱼类种类数比例高于期望值。

3 讨论

3.1 黄河口近岸水域 F-IBI 评价指标体系构建

本研究应用鱼类生物完整性指数法(F-IBI),综合了种类组成与丰度、繁殖共位群、营养结构等指标,评价了黄河口近岸水域的健康状况,弥补了单一评价指标的不足。鱼类生物完整性指数法不仅能有效评价渔业水域的健康状况,还能对鱼类及渔业资源本身进行客观描述(朱迪和常剑波,2004)。鱼类生物种类鉴定和数据分析的准确性是决定 IBI 评价结果正确与否的基础(Karr,1981),渔获物科学取样、准确的种类鉴定和生物学分析至关重要。本文所用分析数据和参照数据(金显仕和邓景耀,2000;王娇

表 4 黄河口近岸水域鱼类 IBI 指标赋分标准和评价结果(以 1982–1983 年数据为基准)
Tab.4 F-IBI metrics scoring criteria and assessment results in the coastal waters of Yellow River estuary (based on data of 1982–1983)

指标	参照值	赋值标准			结果	赋分
		5	3	1		
鱼类总种类数/种	68	≥68	42~68	<42	37	1
冷温性鱼类/%	17	≥17	11~17	<11	10.81	1
中上层鱼类/%	14	≤14	14~19	>19	27.03	1
鲈形目鱼类/%	42.31	≤42.31	42.31~58.17	>58.17	56.76	3
虾虎鱼/%	13.5	≤13.5	13.5~18.56	>18.56	24.32	1
平均单位网次渔获量/kg·h ⁻¹	149	≥100	50~100	<50	5.16	1
生物多样性指数	2.39	≥2.39	1.49~2.39	<1.49	2.27	3
产浮性卵鱼类/%	46	≤46	46~63.25	>63.25	51.35	3
产粘着沉性卵鱼类/%	18	≥18	11.25~18.00	<11.25	13.51	3
产附着性卵鱼类/%	26.45	≤26.45	26.45~36.37	>36.37	27.03	3
杂食性鱼类/%	5.8	≤5.80	5.80~7.98	>7.98	16.23	1
浮游动物食性鱼类/%	17	≤17	17~23.38	>23.38	13.51	5
底栖动物食性鱼类/%	35	≥35	21.88~35	<21.88	37.84	5
广食性鱼类/%	33	≥33	20.63~33	<20.63	29.73	3
F-IBI 分值						29.14

表5 黄河口近岸水域鱼类IBI指标赋分标准和评价结果(以2013–2014年数据为基准)

Tab.5 F-IBI metrics scoring criteria and assessment results in the coastal waters of Yellow River estuary (based on data of 2013–2014)

指标	参照值	赋值标准			结果	赋分
		5	3	1		
鱼类总种类数/种	51	≥51	37~51	<37	37	3
冷温性鱼类/%	11.76	≥11.76	7.71~11.76	<7.71	10.81	3
中上层鱼类/%	21.57	≤21.57	21.57~31.71	>31.71	27.03	3
鲈形目鱼类/%	49.02	≤49.02	49.02~70.31	>70.31	56.76	3
虾虎鱼/%	21.57	≤21.57	21.57~30.69	>30.69	24.32	3
平均单位网次渔获量/kg·h ⁻¹	2.63	≥2.63	0.69~2.63	<0.69	5.16	5
生物多样性指数	2.35	≥2.35	1.50~2.35	<1.50	2.27	3
产浮性卵鱼类/%	52.94	≤52.94	52.94~72.19	>72.19	51.35	5
产粘着沉性卵鱼类/%	11.76	≥11.76	6.70~11.76	<6.70	13.51	5
产附着性卵鱼类/%	27.45	≤27.45	27.45~37.59	>37.59	27.03	5
杂食性鱼类/%	15.69	≤15.69	15.69~21.78	>21.78	16.23	3
浮游动物食性鱼类/%	13.73	≤13.73	13.73~18.79	>18.79	13.51	5
底栖动物食性鱼类/%	37.25	≥37.25	23.06~37.25	>23.06	37.84	5
广食性鱼类/%	29.41	≥29.41	18.26~29.41	<18.26	29.73	5
F-IBI分值						48.00

等,2019)均为底拖网渔获数据,且由专业人员分析,准确可靠。

IBI指标体系构建时应全面考虑,避免遗漏关键指标。IBI最初用于河流健康评价,由12个评价指标构成,但由于区域和生态类型的差异性以及人类活动干扰程度的不同,现今已发展为多种形式。本研究综合考虑区域特征并借鉴他人研究成果(张芮等,2017;林群等,2021),从3个方面选取了14个指标,构建了黄河口近岸水域渔业F-IBI评价指标体系。选取的14个评价指标具有完整的生态学涵义,可以全面反映鱼类群落结构的不同特征,响应环境压力梯度的变化(黄凯等,2018),能够科学评价黄河口近岸渔业水域生态系统健康状况。

参照点的选取对IBI评价体系的构建和评价结果具有导向性和决定性作用,关于如何确定参照点,目前尚未形成统一的方法。本研究选取了2个不同时期的历史数据作为参照点,1982—1983年,人类对环境干扰相对较少,可以作为研究时段内黄河口水域生物完整性的理想状况;2013—2014年,近岸水域鱼类资源和水环境条件已恶化,利用该数据作为参照点,可以反映近10年内黄河口水域生物完整性变化情况。

3.2 时间参照点可客观评价近岸水域健康现状

利用F-IBI指标体系对黄河口近岸水域进行健康评价,可以反映不同类型干扰因子的综合作用程度,干扰越强,F-IBI指数越低。本研究表明,与2个参照点相比,黄河口近岸水域生态系统健康水平均

下降,但下降幅度差异明显。与1982—1983年比,黄河口近岸水域鱼类生物完整性为“差”;与2013—2014年相比,鱼类生物完整性等级为“好”。张芮等(2017)以20世纪80年代初数据为参照点,评价黄河口及其邻近水域鱼类完整性水平为“极差”;林群等(2021)以1982—1983年数据为参照点,评价莱州湾2016—2017年鱼类完整性为“差”。本研究区域综合了莱州湾和黄河口水域,研究结果与其基本一致,符合黄河口近岸水域生态系统健康现状;其他学者用人海关系空间量化模型(李延峰等,2015)、结构功能指示分析(宋德彬等,2017)等方法评价了莱州湾西南部、莱州湾—渤海湾健康状况,结果均为“较差”,也与本研究结论相符,表明利用鱼类生物完整性指数能客观地评价黄河口近岸水域的健康状况。

3.3 人类活动和自然变化影响黄河口水域生态系统

黄河口水域生态系统同时受人类活动和自然变化的双重压力,其健康状况的变化也受到多种因素的影响,如捕捞强度、环境污染、黄河入海径流量等。适度的捕捞强度会增加鱼类多样性,但过高的捕捞强度又会使鱼类多样性下降(Washington, 1984)。根据《中国渔业统计年鉴》,黄渤海区的鱼类捕捞努力量从20世纪80年代初期开始急剧增加,2002年达到最高峰,之后呈波动下降趋势;与1980年相比,环渤海三省一市(山东省、河北省、辽宁省和天津市)拥有的海洋捕捞力量,2002年、2014年、2020年的海洋机动渔船总功率约为1980年的5.4、4.6、3.1倍。过度捕捞影响了黄河口生态结构和

生态功能,使得渔业质量下降,渔业资源结构发生变化,生物完整性遭到破坏(金显仕和邓景耀,2000;张崇良等,2017;杨涛等,2018)。

黄河口水域有黄河、小清河等多条河流入海,河水径流带来大量的陆源营养盐,使得该水域饵料生物丰富,黄河口是黄、渤海渔业生物的产卵场、育幼场和索饵场;该区域内的工矿企业和养殖池分布集中,污染物直接或间接排入海洋,生态环境遭到破坏。陆源污染主要为溶解态无机氮(DIN),其过量排放是影响黄河口水域环境的主要因素,以小清河和黄河的影响最为显著,且污染物在河口不易扩散,形成污染高值区(张雪等,2012;王琰等,2021)。根据利津水文站1980—2020年统计资料,自1983年开始,黄河径流量呈逐年下降趋势,1997年下降至最低点,入海径流量仅18.61亿m³,之后呈波动缓慢上升趋势,2018年径流量开始剧增;而断流天数和河流携带污染物数量1986年以来呈逐年增加之势,黄河断流时间由20世纪70—80年代的年均8~10d增加至90年代的94d;其中,1997年和1998年分别高达226d和141d。黄河径流量锐减、断流天数增加以及陆源污染物排放对黄河口渔业生物栖息地多样性、渔业生物的多样性和完整性都带来负面影响(邓景耀和金显仕,2000)。水域生态环境恶化,鱼类产卵场遭到破坏,有些水域甚至丧失了产卵场的功能(崔毅等,2003)。由此可见,20世纪80年代以来,黄河口水域环境质量恶化和过度捕捞使得鱼类组成和结构发生了很大变化,生物完整性显著下降。

2002年开始的调水调沙有效遏制了黄河断流(齐璞等,2000);2018年底开始的“渤海综合治理攻坚战行动计划”取得成效。研究表明,2020年莱州湾水域环境和富营养化状况有所改善,主要污染物无机氮的含量大幅降低,富营养化面积显著减少(王琰等,2021)。近年来的捕捞力量下降、污染程度降低、黄河入海径流增加,均有利于黄河口水域生态环境改善;增殖放流等渔业资源养护措施的实施,对渔业资源起到了一定的保护作用。因此,与2013—2014年相比,黄河口水域鱼类生物完整性仍为“好”的等级,生态系统健康状况下降缓慢。

参考文献

边坤,张建禄,苟妮娜,等,2021. 应用鱼类生物完整性指数评价秦岭黑河流域健康状况[J]. 水生态学杂志, 42(3):23-29.
卞晓东,张秀梅,高天翔,等,2010. 2007年春、夏季黄河口海域鱼卵、仔稚鱼种类组成与数量分布[J]. 中国水产科学, 17(4):815-827.

陈大刚,张美昭,2016. 中国海洋鱼类[M]. 青岛:中国海洋大学出版社.
陈凯,于海燕,张汲伟,等,2017. 基于底栖动物预测模型构建生物完整性指数评价河流健康[J]. 应用生态学报, 28(6):1993-2002.
崔亮,李恩军,程光平等,2019. 基于浮游生物完整性指数的不同生物浮床黄颡鱼养殖池塘生态系统健康评价[J]. 南方农业学报, 50(1):179-186.
崔毅,马绍赛,李云平等,2003. 莱州湾污染及其对渔业资源的影响[J]. 海洋水产研究, 24(1):35-41.
邓景耀,姜卫民,杨纪明,等,1997. 渤海主要生物种间关系及食物网的研究[J]. 中国水产科学, 4(4):1-7.
邓景耀,金显仕,2000. 莱州湾及黄河口水域渔业生物多样性及其保护研究[J]. 动物学研究, 21(1):76-82.
黄凯,姚垚,王晓宁,等,2018. 基于鱼类完整性指数的滦河流域生态系统健康评价[J]. 环境科学研究, 31(5):901-910.
金显仕,邓景耀,2000. 莱州湾渔业资源群落结构和生物多样性的变化[J]. 生物多样性, 8(1):65-72.
李延峰,宋秀贤,吴在兴,2015. 人类活动对海洋生态系统影响的空间量化评价——以莱州湾海域为例[J]. 海洋与湖沼, 46(1):133-139.
林群,袁伟,单秀娟,等,2021. 莱州湾水域鱼类生物完整性评价[J]. 水生态学杂志, 42(2):101-106.
刘守海,张吴飞,何彦龙,等,2018. 基于河口生物完整性指数评价上海周边海域健康状况的初步研究[J]. 生态环境学报, 27(8):1494-1501.
吕振波,李凡,曲业兵,等,2013. 2010年夏季黄河口及邻近海域鱼类群落多样性[J]. 渔业科学进展, 34(2):10-18.
毛成贵,钟俊生,蒋日进,等,2011. 应用鱼类完整性指数(FAII)评价长江口沿岸碎波带健康状况[J]. 生态学报, 31(16):4609-4619.
齐璞,齐宏海,田世民,2013. 2000年以来黄河下游河道巨变与前景展望[J]. 水利水电科技进展, 33(6):23-28.
宋德彬,高志强,徐福祥,等,2017. 渤海生态系统健康评价及对策研究[J]. 海洋科学, 41(5):17-26.
唐启升,韦晟,姜卫民,1997. 渤海莱州湾渔业资源增殖的敌害生物及其对增殖种类的危害[J]. 应用生态学报, 8(2):199-206.
万瑞景,姜言伟,2000. 渤、黄海硬骨鱼类鱼卵与仔稚鱼种类组成及其生物学特征[J]. 上海水产大学学报, 9(4):90-297.
王娇,张崇良,薛莹,等,2019. 黄河口及其邻近水域鱼类生态类群组成及其季节变化[J]. 中国海洋大学学报, 49(4):41-51.
王琰,牟秀娟,徐承芬,2021. 莱州湾海洋生态环境状况与污染防治策略初探[J]. 海洋环境科学, 40(6):823-837.
杨纪明,2001. 渤海鱼类的食性和营养级研究[J]. 现代渔业信息, 16(6):10-19.
杨涛,单秀娟,金显仕,等,2018. 莱州湾春季鱼类群落关键种的长期变化[J]. 渔业科学进展, 39(1):1-11.

- 余景, 赵漫, 胡启伟, 等, 2017. 基于鱼类生物完整性指数的深圳鹅公湾渔业水域健康评价[J]. 南方农业学报, 48(3):524–531.
- 张波, 吴强, 金显仕, 2015. 1959–2011 年莱州湾渔业资源群落食物网结构的变化[J]. 中国水产科学, 22(2):278–287.
- 张波, 2018. 渤海鱼类的食物关系[J]. 渔业科学进展, 39(3):11–22.
- 张崇良, 陈勇, 韩东燕, 等, 2017. 生态模型在渔业管理中的应用[J]. 海洋学报, 39(10):1–18.
- 张芮, 徐宾铎, 薛莹, 等, 2017. 黄河口及其邻近水域鱼类生物完整性评价[J]. 中国水产科学, 24(5):946–952.
- 张雪, 张龙军, 侯中里, 等, 2012. 1980–2008 年莱州湾主要污染物的时空变化[J]. 中国海洋大学学报, 42(11):91–98.
- 朱迪, 常剑波, 2004. 长江中游浅水湖泊生物完整性时空变化[J]. 生态学报, 24(12):2761–2767.
- Fausch K D, Lyons J, Karr J R, et al, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation[J]. American Fisheries Society Symposium, 8:123–144.
- Karr J R, Fausch K D, Angermeier P L, et al, 1986. Assessing biological integrity in running water: a method and its rationale[J]. Illinois Natural History Survey Special Publication, 5:1–28.
- Karr J R, 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities[J]. Fisheries, 6(6):21–27.
- Karr J R, 1991. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management[J]. Ecological Applications, 1:66–84.
- Karr J R, Chu E W, 2000. Sustaining living rivers[J]. Hydrobiologia, 422:1–14.
- Liu S M, 2015. Response of nutrient transports to water–sediment regulation events in the Huanghe basin and its impact on the biogeochemistry of the Bohai[J]. Journal of Marine Systems, 141:59–70.
- Moyle P B, Randall R J, 1998. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California[J]. Conservation Biology, 12(6):1318–1326.
- Toham A K, Teugels G G, 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system[J]. Hydrobiologia, 397:29–38.
- Washington H G, 1984. Diversity, biotic and similarity indices: A review with special relevance to aquatic ecosystems[J]. Water Research, 18(6):653–694.

(责任编辑 万月华)

Health Assessment of Coastal Fishery Waters in the Yellow River Estuary Based on the Fish Index of Biotic Integrity

NIU Ming-xiang^{1,2}, WANG Jun^{1,2}, ZUO Tao^{1,2}, LI Yong-tao^{1,2}, CHENG Zhao-long^{1,2}

- (1. Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences; Key Laboratory of Sustainable Development of Marine Fisheries, Ministry of Agriculture and Rural affairs, Qingdao 266071, P.R. China;
2. Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology, Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao 266237, P.R. China)

Abstract: The Yellow River flows into the Bohai Sea and brings large amounts of nutrients and sediment into the sea, forming a typical estuarine ecosystem. In this study, we constructed a fish-based index of biotic integrity (F-IBI) evaluation system for the coastal waters of the Yellow River estuary. The biological integrity of the fish community was analyzed and the ecological health status of the coastal water in the Yellow River estuary was then evaluated. We aimed to provide a scientific reference to support ecological restoration and sustainable management of the fishery resource in a typical estuary. The construction of the fish-based index system of F-IBI was based on bottom trawl survey data of fish resources in the coastal waters of the Yellow River estuary in 2020. Fishery survey data from 1982–1983 and 2013–2014 in the area was used as the reference point. A total of 14 indices from four aspects of species composition and abundance, reproductive guilds, and trophic structure were selected to establish the evaluation system. The F-IBI value of the Yellow River estuary was calculated using a scale of 1, 3 and 5, and five grades of biological integrity were set according to the F-IBI values. Results show that the F-IBI value of the coastal water in the Yellow River estuary was 29.14 when using fishery survey data of 1982–1983 as the reference point, and the biological integrity level was poor compared with the early 1980s. The F-IBI value was 48.00 when using fishery survey data of 2013–2014 as the reference point and the F-IBI level was good compared with the status of 2013–2014. Analysis of the change in the F-IBI of Yellow River estuary indicates a serious decline in ecosystem health since the early 1980s, but little decline since 2013–2014. Overfishing, environmental pollution, and a sharp decrease of Yellow River discharge have damaged fish habitat, destroyed the fishery resource structure and damaged the biological integrity in the coastal fishery of the Yellow River estuary, resulting in a dramatic degradation in ecosystem health.

Key words: fish-index of biotic integrity (F-IBI); ecosystem; health assessment; fishery area; the Yellow River estuary