

热带海草床典型鱼类重金属的富集特征和风险评价

江睿¹, 吴云超², 黄小平^{2,3}, 刘松林², 陈启明²

1. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东广州 510300

2. 中国科学院南海海洋研究所/热带海洋生物资源与生态重点实验室, 广东广州 510301

3. 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 植食性鱼类对海草的摄食会影响海草床中金属元素的传递, 其对重金属的累积可能会造成人类摄食风险。以热带海草床中两种摄食海草的典型鱼类——点斑篮子鱼 (*Siganus guttatus*) 和褐篮子鱼 (*S. fuscenssens*) 为主要研究对象, 探究了重金属在海草床环境和鱼类中的富集情况, 并对两种鱼类进行了污染和膳食暴露风险评价, 分析了重金属在海草床生态系统中的传递特征。结果显示, 两种典型鱼类肌肉中的铜 (Cu)、镉 (Cd)、锌 (Zn)、铅 (Pb) 含量均较低, 其中 Cu 和 Pb 及 Zn 和 Cd 表现出显著正相关性, Zn 和 Cu 的富集程度明显大于 Cd 和 Pb, 仅 Zn 存在潜在的明显富集现象。两种鱼类的重金属污染情况均为 Zn 存在超标风险, Pb 轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景水平; 摄食这两种鱼类的健康风险极低。受生长速度和食源差异影响, 褐篮子鱼中重金属的含量、污染和富集程度均略高于点斑篮子鱼。海草床环境中的重金属含量和富集情况普遍高于鱼体, 重金属主要在海草中出现了显著的富集现象, 而随着营养级增加, 鱼类体内的重金属含量反而下降。

关键词: 热带海草床; 鱼类; 重金属传递; 重金属富集; 风险评价

中图分类号: P 76

文献标志码: A

开放科学 (资源服务) 标识码 (OSID):



Heavy metal enrichment characteristics and risk assessment of typical fishes in tropical seagrass beds

JIANG Rui¹, WU Yunchao², HUANG Xiaoping^{2,3}, LIU Songlin², CHEN Qiming²

1. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China

2. South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences/Key Laboratory of Tropical Marine Bio-resources and Ecology, Guangzhou 510301, China

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: The ingestion of seagrass by herbivorous fish will affect the transfer process of metal elements in seagrass beds, and the accumulation of heavy metals will cause human ingestion risks. Taking two typical fish species (*Siganus guttatus* and *S. fuscenssens*) eating seagrasses in two tropical seagrass beds as main research objects, we determined the enrichment of heavy metals and their contamination, and assessed the dietary exposure risk in seagrass bed environment and fishes. Then we further explored the transfer characteristics of heavy metals in seagrass bed ecosystems. The results show that the contents of Cu, Cd, Zn and Pb in fish muscles were at a low level. There are significant positive correlations between Cu and Pb, and between Zn and Cd. The enrichment effects of Zn and Cu were greater than those of Cd and Pb, but only Zn showed a potential enrichment effect in these two fish muscles. The Zn contents in these two fishes showed a serious pollution risk, while Pb contents showed slight pollution, but the contents of Cu and Cd were at a normal risk level. Eating these two fishes has little health risk. Due to

收稿日期: 2022-04-29; 修回日期: 2022-05-24

基金项目: 广东省基金面上项目 (2020A1515010907); 生态重点实验室、广东省海洋药物重点实验室、广东省应用海洋生物学重点实验室联合资助开放基金课题 (LMB20191003); 农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室开放基金课题 (FREU2021-05)

作者简介: 江睿 (1989—), 女, 助理研究员, 博士, 研究方向为海洋生态学。E-mail: jr1017241007@126.com

the different growth rates and food sources, the content, pollution and enrichment of heavy metals in *S. fuscenssens* are slightly higher than those in *S. guttatus*. The contents and enrichment of heavy metals in seagrass beds are generally higher than those in fishes. The accumulation of heavy metals mainly occurs in seagrass, and the heavy metal content in fish decreases with higher trophic levels.

Keywords: Tropical seagrass bed; Fish; Transfer of heavy metals; Heavy metal enrichment; Risk assessment

海草床是一类生产力极高的生态系统, 广泛分布于温带、亚热带和热带沿海岸域, 其作为三大典型的海洋生态系统(珊瑚礁、红树林、海草床)之一, 具有重要的生态服务功能^[1]。海草床复杂的生态和环境结构不仅为鱼类提供了丰富的食物来源, 也为其产卵和育幼提供了重要的庇护场所^[2]。近几十年来, 全球海草床以每年 7% 的速度衰退, 而人类活动是造成其衰退的最主要因素^[3-4]。工业、农业和养殖业的快速发展导致大量未经处理的污水进入水体, 增加了沿岸海域化学污染物的含量, 对海草床鱼类的栖息环境造成威胁^[5-6]。而其中, 重金属污染物因具有持久性、潜在毒性、生物易富集性和在营养级中的传递性需格外关注^[6-8]。重金属污染物一旦通过食物网进行传播, 可能最终累积到危险水平, 对人类健康构成潜在风险^[9]。

一些重金属元素如铁(Fe)、铜(Cu)、锌(Zn)、硒(Se)等, 在低浓度范围时是生物所需的微量元素, 但一旦超过一定浓度范围便会对生物体产生毒害作用。水生动植物是海草床生态系统生物组成的主要代表, 与环境介质紧密联系, 其可吸收和积累环境中的重金属^[10-11]。水生动物通过呼吸、渗透和摄食 3 种途径从水体中吸收重金属, 而摄食是其中最主要的途径; 水生植物则主要通过叶片和根系吸收水体中的重金属^[12-13]。已有研究表明, 当食物网中至少 2 个营养级的跨度出现重金属含量增加时表明发生了生物放大作用; 反之, 当重金属含量随营养级的增加而降低时表明发生了生物稀释作用^[14]。但目前对于大多数重金属元素在海草床各营养级上的传递行为(放大或稀释)仍无定论。

目前, 我国对海草床生态系统重金属的研究大部分集中在海草或环境中^[15-17], 尚未见有关海草床中摄食海草的鱼类重金属含量, 以及重金属从海草到海草床鱼类的传递和富集效应的研究, 由此产生的风险评价也未开展, 对重金属在海草床生态系统中行为效应的研究非常匮乏^[18]。本研究以海南热带典型海草床(黎安港和新村湾)为研究区域, 对其中可能摄食海草的典型鱼类体内的重金属含量开

展研究, 分析其与海草和环境中重金属含量之间的关系, 以揭示重金属元素在热带典型海草床生态系统中的传递特征; 并基于以上结果, 对海草床生态系统中重金属的潜在生态危害进行了评价, 以期在海草床的保护与管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域及对象

本研究所关注的热带典型海草床区域——黎安港(109°2'30"E, 18°25'30"N)和新村湾(109°58'30"E, 18°24'32"N)均位于海南省陵水黎族自治县的东南部, 属热带海洋性季风气候, 年均气温 25.4 ℃。黎安港和新村湾均为典型的近封闭天然潟湖海湾, 湾内海流主要受潮汐控制^[19]; 潟湖四周 0~3 m 的浅水区域分布有丰富的海草资源, 主要海草种类为海菖蒲(*Enhalus acoroides*)和泰来藻(*Thalassia hemprichii*), 其中海菖蒲的分布更为广泛^[20]。近年来, 研究区域沿岸渔业和养殖业发展迅猛, 港内鱼排养殖、网箱养殖、珍珠贝养殖等的数量、规模逐年增加, 加之潮汐通道缩小, 水体交换能力变弱, 污染日趋严重^[16-17]。

本研究以点斑篮子鱼(*Siganus guttatus*)和褐篮子鱼(*S. fuscenssens*)为研究对象, 关注其体内的重金属含量和重金属在食物链中的传递特征。点斑篮子鱼和褐篮子鱼是黎安港和新村湾海草床共有的典型植食性鱼类, 也是两种可能以海草为食的典型鱼类^[20], 对研究重金属从海草到鱼类的传递效应具有代表性意义。点斑篮子鱼栖息于海草床的混浊近海岩礁之中, 其幼鱼多停驻于河口海草床中, 而成鱼则会随潮水进出河口, 主要以藻类为食^[21]; 褐篮子鱼喜居于海藻、海草床中以及潟湖浅滩、岸礁, 其稚鱼主要以菌丝藻为食, 而成鱼则以叶状的藻类及海草为食^[22]。这两种篮子鱼类均具有肉质细嫩、鲜美, 对环境适应力强, 生长速度快的特征, 深受消费者喜爱^[23-24]。

1.2 样品采集

本研究分别于 2019 年 4 和 11 月在新村湾和黎

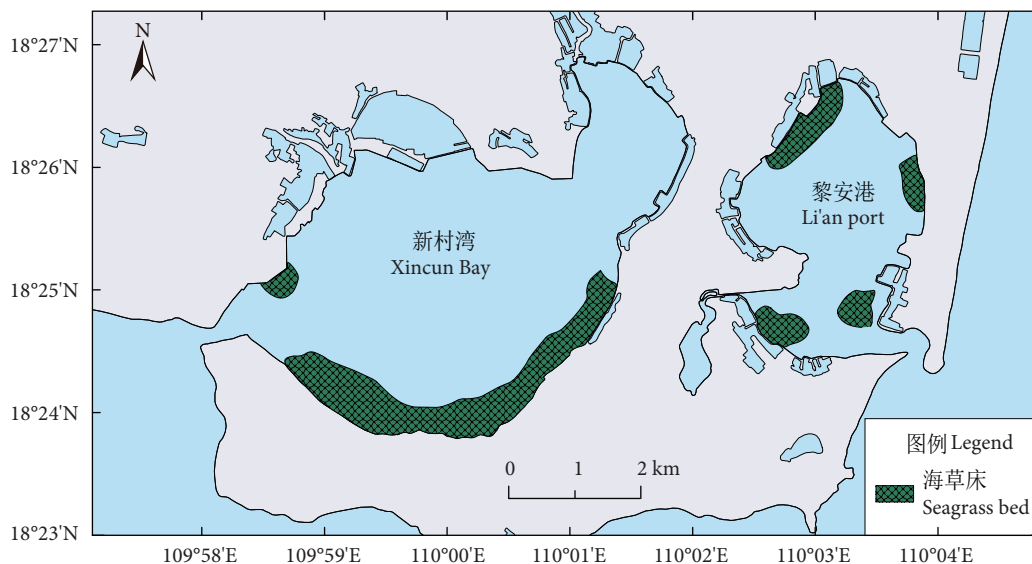


图1 新村湾和黎安港采样图

Fig. 1 Sampling stations of Xincun Bay and Li'an Port

安港的海草床区域(图1)对水体、沉积物、代表性海草种类[海菖蒲(*Enhalus acoroides*)和泰来藻(*Thalassia hemperichii*)]和两种食用海草的鱼类(点斑篮子鱼和褐篮子鱼)进行样品采集。

用有机玻璃采样器采集海草床表层海水(水面以下0.5 m),用玻璃纤维滤膜过滤(测Hg水样不过滤),加入质量分数为10%的硝酸,酸化至 $\text{pH}<2$,置于聚乙烯瓶中避光保存。用聚乙烯铲取海草床表层沉积物湿样(0~3 cm)约100 g,置于封口袋中冷藏保存。采集泰来藻和海菖蒲,用聚乙烯小铲将植株整株连根铲起,用海水将植株叶片表面的附生藻类洗净后整株装入封口袋中,冷藏备用。鱼类则通过在2个海草床的不同区域放置围网(孔径为1.5 cm)和刺网(孔径为3 cm)获取,海水冲洗去除表面杂质后分类,-20℃冻存备用。

1.3 样品分析

鱼类样品带回实验室后立即进行前处理,解冻后依次用自来水、去离子水洗净,用滤纸吸干鱼体

表面水分后进行生物学测定(体质量和体长),通过观察耳石切片判定鱼龄(表1)。由于生物体不同部位重金属元素的含量差异较大,考虑到鱼类的主要可食部分为肌肉,因此选择肌肉部分进行重金属含量分析。将鱼类样品去鳞后,用不锈钢解剖刀取其肌肉组织10~20 g装入封口袋中,称量湿质量;样品经冷冻干燥后,用不锈钢样品粉碎机研磨,过200目筛,混合均匀后,装入封口袋中-20℃冷冻保存。海草和沉积物样品同样经冷冻干燥后,研磨过200目筛。表层海水样品过0.45 μm微孔滤膜后于-20℃冷冻保存。

鱼类肌肉、海草、沉积物和表层海水样品中的重金属分析方法参考GB 5009.268—2016《食品安全国家标准食品中多元素的测定》。称取0.2~0.3 g生物样品至15 mL聚四氟乙烯消解罐中,加入5 mL浓硝酸(质量分数为65%,Merck),在电热板180℃下消解24 h直至澄清;冷却后,用去离子水将溶液稀释至15 mL,取1 mL稀释后的溶液,定

表1 鱼类生物学信息

Table 1 Sampling information of fish

种类 Species	采样地 Sampling site	样本量 Sample size/尾	体长 Body length/cm	体质量 Body mass/g	日龄 Days of age/d
褐篮子鱼 <i>S. fuscensens</i>	黎安港	33	7.7~23.0	8.50~343.25	101~2 095
	新村湾	33	11.6~21.9	39.99~255.85	110~1 730
点斑篮子鱼 <i>S. guttatus</i>	黎安港	31	10.9~21.0	53.69~333.45	122~1 365
	新村湾	30	8.9~22.5	21.58~398.01	120~1 730

容至 10 mL, 过 0.45 μm 滤膜。采用 $\text{HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ 消解体系对沉积物样品进行分阶段升温联合消解。上述样品均采用电感耦合等离子体质谱仪 ICP-MS (Agilent 8800, 日本) 进行重金属含量测定。

1.4 评价方法

利用单因子污染指数法 (Single factor index, SFI) 对鱼类体内的重金属污染情况进行评价, 计算公式为:

$$\text{SFI} = C_i/S_i \quad (1)$$

式中: C_i 为第 i 种金属在生物体内的实测值; S_i 为第 i 种金属的评价标准值。SFI < 0.2 为正常背景值范围, $0.2 \leq \text{SFI} < 0.6$ 为轻度污染, $0.6 \leq \text{SFI} < 1.0$ 为中度污染, SFI ≥ 1.0 为重度污染; SFI < 1.0 时, 生物质量符合标准^[25-26]。鱼类体内重金属的污染程度评价参考《无公害食品 水产品中有毒有害物质限量》(NY 5073—2006) 进行, 其中 Cu、Zn、Cd、Pb 在鱼体内的限量值分别为 50、50、0.1、0.5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

重金属的生物富集系数可以表征生物体从周围环境中吸收并积累某种元素或难分解化合物的程度, 本文采用生物-水质富集系数法 (Biota-sediment accumulation factors, BSAFs) 来评价鱼类对重金属的富集能力^[27], 计算公式为:

$$\text{BSAFs} = C_x/C_s \quad (2)$$

式中: C_x 为生物体内的某种重金属质量分数; C_s 为水体环境中的某种重金属质量分数; 当 BSAFs > 1 000 时, 表明生物对该种污染物存在潜在的严重富集问题。

根据 Copat 等^[28] 的方法对其进行膳食暴露风险评价, 计算公式为:

$$\text{DI}_i = \frac{\text{FIR} \times C_i}{\text{BW}} \quad (3)$$

式中: i 为某种重金属; DI_i 为单位体质量日均摄入 i 的量 [$\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$]; FIR 为根据联合国粮农组织统计数据得出的鱼类日均摄入量 (36 $\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$); C_i 为海产品中 i 的质量分数 ($\times 10^3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$); BW 为平均体质量, 本文将 BW 设为世界卫生组织推荐的男女平均

体质量 60 kg。

1.5 数据分析

采用 SPSS 22.0 和 Excel 2010 软件对实验结果进行统计分析, 并用“平均值 \pm 标准差 ($\bar{X} \pm \text{SD}$)”表示。采用单一样本 t 检验法分析样本数据在 95% 置信区间上差异是否显著 ($P < 0.05$), 采用 Pearson 分析法研究重金属元素间及其与环境因子间的相关性。采用 ArcGIS 10.6 软件绘制地图, 数据来源于全国地理信息资源目录服务系统 (<https://www.webmap.cn/>, 1:25 万全国基础地理数据库, 2015 公众版), 使用 Excel 2010 软件绘制相关性分析图。

2 结果

2.1 海草床环境中的重金属含量及差异分析

新村湾表层水体中 4 种重金属的平均质量分数均高于黎安港 (表 2), 但除 Zn 外 ($P < 0.05$), 这两处海草床水体中其余 3 种重金属的差异均不显著 ($P > 0.05$)。新村湾水体中 Zn、Cu、Pb、Cd 的最大质量浓度分别为 74.64、0.98、1.85 和 0.22 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, 黎安港水体中 Zn、Cu、Pb、Cd 的最大质量浓度分别为 7.85、0.88、1.81 和 0.23 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。参照 GB 3097—1997《海水水质标准》第一类标准限值 (Zn、Cu、Pb、Cd 的质量浓度分别为 20、5、1、1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), 除部分样品的 Pb、Zn (仅新村湾) 含量略有超出, 其余均达到一类标准。

整体而言, 黎安港沉积物中 4 种重金属的平均质量分数均高于新村湾 (表 2), 但两处海草床沉积物中 4 种重金属的差异均不显著 ($P > 0.05$)。新村湾沉积物中 Zn、Cu、Pb、Cd 的最大质量分数分别为 28.59、3.99、9.19 和 0.061 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 黎安港沉积物中 Zn、Cu、Pb、Cd 的最大质量分数分别为 58.32、7.78、15.85 和 0.064 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。参照 GB 18668—2002《海洋沉积物质量》第一类标准限值 (Zn、Cu、Pb、Cd 的质量分数分别为 150、35、60、0.5 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 所有样品均达到一类标准。

表2 海草床环境中的重金属含量

Table 2 Heavy metals concentrations in seagrass bed

区域 Area		铜 Cu	锌 Zn	镉 Cd	铅 Pb
新村湾 Xincun Bay	表层水体/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	0.92 \pm 0.16	34.07 \pm 24.09	0.10 \pm 0.07	1.23 \pm 0.55
	沉积物/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	3.24 \pm 0.36	24.82 \pm 2.78	0.05 \pm 0.01	6.41 \pm 2.30
黎安港 Li'an Port	表层水体/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	0.72 \pm 0.17	5.91 \pm 1.71	0.09 \pm 0.10	0.67 \pm 0.77
	沉积物/ $(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	4.60 \pm 1.47	27.82 \pm 8.73	0.06 \pm 0.02	8.87 \pm 4.03

表3 热带海草床海草和鱼类重金属质量分数

Table 3 Heavy metals concentrations in seagrass and fish in seagrass bed

mg·kg⁻¹

区域 Area	物种 Species	铜 Cu	锌 Zn	镉 Cd	铅 Pb
新村湾 Xincun Bay	褐篮子鱼	0.56±0.085	20.8±8.47	0.029±0.035	0.049±0.017
	点斑篮子鱼	0.31±0.17	17.88±4.91	0.034±0.039	0.036±0.008 5
	鱼类均值	0.41±0.21	19±6.94	0.031±0.04	0.039±0.01
	海草均值	10.14±18.403	41.16±12.605	0.33±0.178	1.78±1.640
黎安港 Li'an Port	褐篮子鱼	0.31±0.090	19.83±3.58	0.019±0.023	0.043±0.015
	点斑篮子鱼	0.185±0.055	16.33±0.94	0.005 7±0.001 1	0.042±0.019
	鱼类均值	0.25±0.11	17.77±3.35	0.013±0.02	0.042±0.02
	海草均值	6.49±4.027	32.81±10.405	0.34±0.209	1.95±0.908

2.2 海草和海草床鱼类中的重金属含量

新村湾海草中 Zn、Cu、Cd 平均质量分数均高于黎安港, 仅 Pb 低于黎安港 (表 3); 但两地海草中 4 种重金属质量分数差异均不显著 ($P>0.05$)。新村湾海草中 Zn、Cu、Pb、Cd 的最大质量分数分别为 63.32、15.05、4.24 和 0.59 mg·kg⁻¹, 黎安港沉积物中 Zn、Cu、Pb、Cd 的最大质量分数分别为 65.78、14.52、3.27 和 0.74 mg·kg⁻¹。

新村湾和黎安港海草床鱼类肌肉中 4 种金属含量处于较低水平, 均低于 GB 2762—2017《食品安全国家标准食品中污染物限量》对上述重金属的限量规定, 且这 4 种重金属质量分数的变化趋势基本一致, 均以 Zn 最高, Cd 最低, 依次为 Zn>Cu>Pb>Cd。整体上看, 新村湾鱼类除 Pb 外的其余 3 种重金属质量分数均高于黎安港 (表 3)。褐篮子鱼中 Cu、Zn、Cd、Pb 最大质量分数分别为 0.64、35、0.078、0.069 mg·kg⁻¹, 点斑篮子鱼中 Cu、Zn、Cd、Pb 质量分数分别为 0.55、26、0.089、0.076 mg·kg⁻¹。根据 NY 5073—2006《无公害食品水产品中有毒有害物质限量》, 无超标样品。

新村湾和黎安港海草中的重金属质量分数顺序均为 Zn>Cu>Pb>Cd, 沉积物中的均为 Zn>Pb>Cu>Cd, 新村湾水体为 Zn>Pb>Cu>Cd, 黎安港水体为 Zn>Cu>Pb>Cd。整体上看, Zn、Cu、Cd 含量在海草中最高, 而 Pb 含量则在沉积物中最高, 海草次之。

2.3 海草床鱼类重金属含量间的相关性

新村湾和黎安港海草床鱼类肌肉中 4 种重金属含量的 Pearson 相关性分析结果显示, 部分重金属元素含量间存在一定的相互作用 (图 2)。其中,

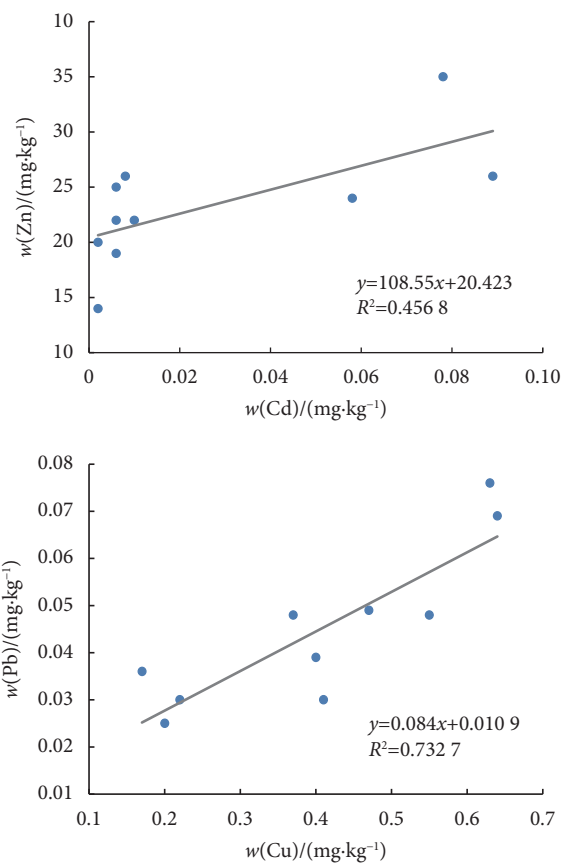


图2 重金属含量相关性分析图

Fig. 2 Correlation analysis of heavy metals

Cu 与 Pb 存在显著的正相关性 ($R=0.856, P<0.05$), 与 Zn、Cd 的相关性不显著 ($P>0.05$); Zn 与 Cd 呈现显著的正相关性 ($R=0.675, P<0.05$), 与 Cu、Cd 的相关性不显著 ($P>0.05$); 而 Pb 与除 Cu 以外的 2 种重金属元素, Cd 与除 Zn 以外的 2 种重金属元素的相关性均不显著 ($P>0.05$)。这与 Saher 和 Siddiqui^[29] 及杨玉峰等^[30] 的研究结果类似, 说明相关性显著的重金属间可能存在一定的伴生关系, 反

映出重金属元素间存在协同吸收现象, 具有同源污染物的可能性, 也可能拥有类似的生物地球化学行为。

2.4 海草床鱼类重金属污染程度评价

GB 18421—2001《海洋生物质量》将海洋生物质量按照海域使用功能和环境保护目标划分为三类, 本研究中的海草床生态区属于第一类 (I) 或第二类 (II); 本研究中, 海洋生物质量的重金属标准值见表 4。

表4 单因子污染指数法对海草床鱼类重金属水平的评价
Table 4 Assessment of heavy metals levels in seagrass bed fish using SFI

区域 Area	物种 Species	单因子污染指数 SFI	铜 Cu	锌 Zn	镉 Cd	铅 Pb
新村湾 Xincun Bay	褐篮子鱼	I	0.056	1.040	0.145	0.490
		II	0.022	0.416	0.015	0.025
	点斑篮子鱼	I	0.031	0.894	0.170	0.360
		II	0.012	0.358	0.017	0.018
黎安港 Li'an Port	褐篮子鱼	I	0.031	0.992	0.095	0.430
		II	0.012	0.397	0.010	0.022
	点斑篮子鱼	I	0.019	0.817	0.029	0.420
		II	0.007	0.327	0.003	0.021
GB 18421—2001		I	≤10	≤20	≤0.2	≤0.1
		II	≤25	≤50	≤2.0	≤2.0

新村湾海草床鱼类从单因子污染指数上看 (表 4), 与海洋生物质量标准的一类相比, 褐篮子鱼中仅 Zn 平均污染指数超过 1.0, 属于重度污染水平, Pb 为轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景值水平; 而若与二类标准相比, 除 Zn 为轻度污染外, 其余 3 种重金属的污染程度均处于正常背景值水平。与海洋生物质量标准的一类相比, 点斑篮子鱼中的 4 类重金属污染水平均小于 1.0, 未出现重度污染情况; Zn 为中度污染水平, Pb 为轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景值; 而若与二类标准相比, 除 Zn 为轻度污染外, 其余 3 种重金属的污染程度均处于正常背景值。

黎安港海草床鱼类从单因子污染指数上看 (表 4), 与海洋生物质量标准的一类相比, 褐篮子鱼中 Zn 为中度污染, Pb 为轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景值, 无重度污染的重金属; 而若与二类标准相比, 除 Zn 为轻度污染外, 其余 3 种重金属

的污染程度均处于正常背景值。与海洋生物质量标准的一类相比, 点斑篮子鱼中的 4 类重金属污染水平均小于 1.0, 未出现重度污染情况; Zn 为中度污染水平, Pb 为轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景值; 而若与二类标准相比, 除 Zn 为轻度污染外, 其余 3 种重金属的污染程度均处于正常背景值。

整体来看, 两处海草床鱼类的重金属污染情况基本一致, 污染程度均表现为 Zn>Pb>Cd>Cu, Zn 的平均污染指数存在超标风险, Pb 为轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景水平; 褐篮子鱼的重金属污染程度要略高于点斑篮子鱼。

2.5 海草床鱼类的重金属富集程度和食用安全性评价

海草床鱼类的重金属富集情况见表 5。新村湾褐篮子鱼和点斑篮子鱼中各类重金属的 BSAFs 排序均为 Zn>Cu>Cd>Pb, 且 BSAFs 均未超过 1 000, 说明新村湾主要海草床鱼类对这 4 种重金属污染物不存在潜在的严重富集问题。黎安港褐篮子鱼和点斑篮子鱼中各类重金属的 BSAFs 排序均为 Zn>Cu>Cd>Pb, 且两种鱼中 Zn 的 BSAFs 均超过 1 000, 其余 3 种重金属的 BSAFs 均未超过 1 000, 说明 Zn 在黎安港主要海草床鱼类中存在明显的富集现象, 富集程度显著高于其余几种重金属。这两片海草床的鱼类重金属富集情况基本一致, 仅黎安港的 Zn 富集程度显著高于新村湾, 褐篮子鱼的重金属富集程度整体上略高于点斑篮子鱼, 尤其是 Cu 的富集程度。整体来看, 两种海草床鱼类的重金属富集程度均为 Zn 和 Cu 明显大于 Cd 和 Pb。

表5 热带海草床重金属生物-水质富集系数
Table 5 BSAFs of heavy metals in tropical seagrass bed

区域 Area	物种 Species	铜 Cu	锌 Zn	镉 Cd	铅 Pb
新村湾 Xincun Bay	褐篮子鱼	609	611	290	40
	点斑篮子鱼	337	524	340	29
	鱼类均值	446	559	310	32
	海草均值	11 021	1 208	3 300	1 447
黎安港 Li'an Port	褐篮子鱼	431	3 355	211	64
	点斑篮子鱼	257	2 763	63	63
	鱼类均值	347	3 006	144	63
	海草均值	9 013	5 552	3 778	433

由于褐篮子鱼和点斑篮子鱼均具有肉质细嫩、味道鲜美的特征,深受消费者喜爱,是常见的经济水产品种类,对其进行食用安全性评价十分必要。因此,本研究根据 Copat 等^[28]的方法(式 3)对其进行膳食暴露风险评价。

根据表 6 结果可知,这 4 种重金属的 DI_i均远远低于参考标准。虽然根据上述的研究结果,黎安港存在 Zn 富集的潜在风险,但是其膳食暴露风险仍未超标,因此摄食这两种鱼类在重金属污染方面的健康风险极低。

表 6 海草床鱼类重金属含量膳食风险评价
Table 6 Diet risk assessment of heavy metals levels in seagrass bed fish $\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$

区域 Area	物种 Species	铜 Cu	锌 Zn	镉 Cd	铅 Pb
新村湾 Xincun Bay	褐篮子鱼	0.336	12.480	0.017 4	0.029 4
	点斑篮子鱼	0.186	10.728	0.020 4	0.021 6
	均值	0.246	11.400	0.018 6	0.023 4
黎安港 Li'an Port	褐篮子鱼	0.186	11.898	0.011 4	0.025 8
	点斑篮子鱼	0.111	9.798	0.003 4	0.025 2
	均值	0.150	10.662	0.007 8	0.025 2
参考标准 ^[31] Reference value		500	1 000	1	1.2

3 讨论

3.1 热带海草床鱼类重金属含量与我国其他海域对比

新村湾和黎安港鱼类中的重金属质量分数与国内其他沿岸海域的比较见表 7。新村湾和黎安港鱼

类中的 Cu 和 Pb 质量分数与涠洲岛相近,低于其他海域; Cd 质量分数低于大亚湾,与其他海域相近;但 Zn 质量分数明显高于其他海域^[30,32-37]。综合分析,相较于国内其他近岸海域的已有研究,新村湾和黎安港鱼类肌肉中的 Cu、Cd、Pb 质量分数均处在相对较低的水平,而 Zn 质量分数较高。根据已有研究,大亚湾^[38]、珠江口淇澳岛^[39]、荣成湾^[40]、涠洲岛^[34]和北部湾^[41]海水中 Zn 的平均质量浓度分别为 5.19、14.82、23.5、4.57 和 8.4 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,或高或低于本研究中新村湾和黎安港的浓度,可见鱼体内的 Zn 含量和海水中 Zn 含量的变化规律并不一致。已有研究发现鱼类对 Zn 的富集与水温有关,在一定温度范围内,随温度升高鱼体内 Zn 的累计倍数和累积量均显著增加^[42],而新村湾和黎安港位于海南省,常年水温介于 20~28 $^{\circ}\text{C}$,是上述海域中水温最高的区域,因此鱼类在这样的温度环境下更容易富集 Zn。此外,已有研究发现篮子鱼类对 Zn 的富集能力要大于其余几种重金属^[43],与本研究的结果一致;本研究中的热带海草床代表性鱼类恰为两种篮子鱼类,而其他研究区域统计的鱼类品种较多,各种鱼类对重金属的富集特征也不同,如尖尾鳗 (*Uroconger lepturus*) 对 Pb 的富集能力最强,大鳞舌鳎 (*Cynoglossus macrolepidotus*) 对 Cu 的富集能力最强等^[44],已有研究证实不同食性鱼类对不同重金属元素具有选择性吸收的特性^[45],故而也会造成本研究中鱼体 Zn 质量分数偏高的情况。

表 7 热带海草床鱼类重金属质量分数
Table 7 Mass fractions of heavy metals in tropical seagrass bed fish $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

区域 Area	铜 Cu	锌 Zn	镉 Cd	铅 Pb	参考文献 Reference
新村湾 Xincun Bay	0.41	19	0.031	0.039	本研究
黎安港 Li'an Port	0.25	17.77	0.013	0.042	本研究
大亚湾 Daya Bay	0.99	—	0.063	0.28	[30]
淇澳岛 Qi'ao Island	0.786	9.424	0.022	0.800	[32]
荣成湾 Rongcheng BAY	0.792	5.179	0.029	0.188	[33]
涠洲岛 Weizhou Island	0.2~1.0	1~6	0.005~0.02	0.03~0.05	[34]
北部湾 Beibu Gulf	1.18	12.7	0.05	0.32	[35]
渤海湾 Baohai Bay	0.53	12.65	0.007	0.020	[36]
浙江沿海 Near-shore of Zhejiang Province	0.745	10.9	0.024	0.065	[37]

3.2 重金属在热带海草床鱼类中的富集特征

整体来看, 新村湾和黎安港海草床的鱼类对重金属的富集情况基本一致, Cu 和 Zn 的富集程度明显大于 Cd 和 Pb, 黎安港 Zn 的 BSAFs 甚至超过 1 000, 出现显著富集。这主要由于 Cu 和 Zn 是鱼类生理活动的必需微量元素, Cu 与动物体内的免疫和神经传导功能相关, 并参与血红素合成, 对造血、细胞繁殖和酶活性产生重要影响^[46-47], 而 Zn 更是构成 DNA、细胞膜、核糖体等生物体结构的必需微量元素^[48], 水生动物通常表现出对 Zn 和 Cu 的易吸收性, 而 Cd 和 Pb 则是非必需元素^[49]。

本研究发现, 同一海域中的褐篮子鱼和点斑篮子鱼中重金属含量和对重金属的富集情况存在一定差异, 整体上看褐篮子鱼中重金属含量和富集程度略高于点斑篮子鱼, 这可能由以下原因造成。首先, 本研究中相近体长和体质量的两种篮子鱼, 褐篮子鱼的鱼龄更高, 说明相较于褐篮子鱼, 点斑篮子鱼的生长速度更快^[23]; 表明相近体质量的两种鱼类, 褐篮子鱼与环境中的重金属接触时间更长, 因此对环境中的重金属的摄入也相对更多。已有研究也证实, 生长速度快的生物对重金属的生物放大作用低于生长速度慢的生物^[49], 与本研究结果一致。其次, Cui 等^[50] 对新村湾海草床植食鱼类的食源进行了具体分析, 发现其主要有 3 种食源, 分别是附生植物、海草和大型海藻, 其中夏季附生植物的占比最大, 而海草要略大于藻类。而本研究中两种篮子鱼类的食源存在一定差异, 点斑篮子鱼主要以藻类为食, 而褐篮子鱼除了以藻类为食外, 海草也是其主要食物; 本研究发现 Cu 在海草中的富集程度最高, 而重金属通常通过摄食进入鱼体, 因此褐篮子鱼中 Cu 的富集程度也要明显高于点斑篮子鱼。

3.3 重金属在海草床食物链中的传递

本研究发现, 海草床生态系统环境中的重金属含量普遍高于鱼体 (除黎安港水体中 Zn 含量低于鱼体外)。海草的 Zn、Cu、Cd 含量均高于水体、沉积物和鱼体, Pb 含量则是在沉积物中最高。海草中各类重金属的 BSAFs 排序均为 Cu>Zn>Pb>Cd, 且除黎安港的 Pb 外, 其余重金属的 BSAFs 均超过 1 000 (表 6), 说明重金属在海草中存在明显的富集现象, 且重金属在海草中的富集情况要明显高于在鱼类中的富集, 富集系数最大相差近 25 倍。

本研究中, 海草床生态系统中的重金属主要在海草中出现了显著的富集现象, 而随着营养级的增加, 鱼类中的重金属含量反而下降, 富集现象不明显。这与 Barwick 和 Maher^[51] 的研究结果基本一致, 重金属主要在海草床的生产者和初级消费者中富集, 随着营养等级的递增, 动物重金属含量反而降低。这可能与高等植物对重金属的生物蓄积作用和动物对重金属的排出机制有关。海草属于高等植物, 沉积物和水体中的重金属通过金属转运蛋白进入其根细胞和叶片细胞中, 而后进一步转运至液泡后储藏^[52], 并通过植物螯合素和金属硫蛋白与重金属形成稳定的复合物^[53]; 正是由于这种对重金属的蓄积和吸附作用, 有些海草种类 [如日本蔓草 (*Zostera japonica*) 等] 可被用于生物修复, 对重金属进行吸附, 进而达到处理环境中重金属污染的目的^[54-55]。而已有研究表明, 水体中的多数重金属污染物可诱导鱼体内特别是肾脏、肝脏组织中金属硫蛋白的大量合成, 而金属硫蛋白中的巯基基团能强烈整合 Cu、Pb、Cd 等有害重金属, 并将之排出体外, 起到自净和解毒作用^[56]。本研究对海草床鱼类的膳食风险评价也表明, 其膳食暴露风险未超标, 进一步在食物链中的传递风险较低, 这与刘洋等^[31] 对南海游泳动物的重金属膳食风险评价结果一致。

4 结论

本研究中, 环境中的重金属含量和富集情况普遍高于鱼体。褐篮子鱼和点斑篮子鱼中的重金属含量反而下降, 这可能与动物对重金属的排出机制有关。在鱼类重金属富集程度上, 黎安港海草床的两种篮子鱼类对 Zn 存在潜在的严重富集问题, 但膳食暴露风险评价结果得出, 摄食热带海草床鱼类在重金属污染方面的健康风险极低。

受生长速度和食源差异的影响, 褐篮子鱼中重金属的含量、污染指数和富集程度整体上要略高于点斑篮子鱼。新村湾和黎安港海草床中褐篮子鱼和点斑篮子鱼肌肉中的 4 种金属含量均处在较低水平。对其进行 SFI 分析得出, 两片海草床鱼类的重金属污染情况基本一致, Zn 的平均污染指数存在超标风险, Pb 为轻度污染, Cu、Cd 处于正常背景水平。下一步研究应关注海草床生态系统中食物网中重金属的含量和富集情况, 探究海草床中重金属

的生物富集特征, 深入研究重金属在海草床生态系统中的行为效应。

参考文献:

- [1] SCOTT A L, YORK P H, DUNCAN C, et al. The role of herbivory in structuring tropical seagrass ecosystem service delivery[J]. *Front Plant Sci*, 2018, 9: 127.
- [2] JIANG Z J, HUANG D L, FANG Y, et al. Home for marine species: seagrass leaves as vital spawning grounds and food source[J]. *Front Mar Sci*, 2020, 7: 1-9.
- [3] WAYCOTT M, DUARTE C M, CARRUTHERS T J B, et al. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems[J]. *Proc Natl Acad Sci USA*, 2009, 106(30): 12377-12381.
- [4] 刘伟妍, 韩秋影, 唐玉琴, 等. 营养盐富集和全球温度升高对海草的影响[J]. *生态学报*, 2017, 36(4): 1087-1096.
- [5] ASUNCION B, VICTORIA T, DOLA B, et al. Trace element accumulation and trophic relationships in aquatic organisms of the Sundarbans mangrove ecosystem (Bangladesh)[J]. *Sci Total Environ*, 2016, 545/546: 414-423.
- [6] HU C, YANG X, DONG J, et al. Heavy metal concentrations and chemical fractions in sediment from Swan Lagoon, China: their relation to the physicochemical properties of sediment[J]. *Chemosphere*, 2018, 209: 848-856.
- [7] CUI B, ZHANG Q, ZHANG K, et al. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China[J]. *Environ Pollut*, 2011, 159: 1297-1306.
- [8] HUANG L, PU X, PAN J F, et al. Heavy metal pollution status in surface sediments of Swan Lake lagoon and Rongcheng Bay in the northern Yellow Sea[J]. *Chemosphere*, 2013, 93: 1957-1964.
- [9] YUAN L, LIU G, YUAN Z, et al. Heavy metals (As, Hg and V) and stable isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in fish from Yellow River Estuary, China[J]. *Sci Total Environ*, 2017, 613/614: 462-471.
- [10] RAINBOW P S. Trace metal bioaccumulation: models, metabolic availability and toxicity[J]. *Environ Int*, 2007, 33(4): 576-582.
- [11] MANUEL M C, ALEJANDRA S L, CELIA D F, et al. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: a case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico[J]. *Environ Pollut*, 2016, 210: 155-165.
- [12] GRIBOFF J, HORACEK M, WUNDERLIN D A, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of metals, As and Se through a freshwater food web affected by anthropic pollution in Cordoba, Argentina[J]. *Ecotox Environ Safe*, 2018, 148: 275-284.
- [13] MONFERRAN M V, GARNERO P, de los ANGELES B M, et al. From water to edible fish. Transfer of metals and metalloids in the San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Implications associated with fish consumption[J]. *Ecol Indic*, 2016, 63: 48-60.
- [14] TREVIZANI T H, PETTI M A V, RIBEIRO A P, et al. Heavy metal concentrations in the benthic trophic web of Martel Inlet, Admiralty Bay (King George Island, Antarctica)[J]. *Mar Pollut Bull*, 2018, 130: 198-205.
- [15] 邢孔敏, 陈石泉, 蔡泽富, 等. 海南东寨港表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. *海洋科学进展*, 2018, 36(3): 478-488.
- [16] 陈石泉, 吴钟解, 蔡泽富, 等. 海南黎安港表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. *海洋科学*, 2018, 42(2): 124-133.
- [17] 陈石泉, 张光星, 吴钟解, 等. 新村港表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. *海洋湖沼通报*, 2014(4): 144-152.
- [18] 许战州, 朱艾嘉, 蔡伟叙, 等. 流沙湾海草床重金属富集特征[J]. *生态学报*, 2011, 31(23): 259-265.
- [19] 陈石泉, 庞巧珠, 蔡泽富, 等. 海南黎安港海草床分布特征、健康状况及影响因素分析[J]. *海洋科学*, 2020, 44(11): 57-64.
- [20] 陈启明, 刘松林, 张弛, 等. 海南典型热带海草床 4 种代表性鱼类的生长特征及其对海草资源量变化的响应[J]. *热带海洋学报*, 2020, 39(5): 62-70.
- [21] KUITER R H, TONOZUKA T. Pictorial guide to Indonesian reef fishes [M]. Melbourne: Zoonetics Press, 2001: 100-893.
- [22] LIESKE E, MYERS R. Coral reef fishes: Caribbean, Indian Ocean and Pacific Ocean including the Red Sea [M]. New Jersey: Princeton University Press, 1998: 300-359.
- [23] 蒋伟明, 韦明利, 姚久祥, 等. 点篮子鱼和南美白对虾池塘混养技术[J]. *南方农业*, 2016, 10(33): 108-110.
- [24] 吴建绍, 杨求华, 陆振, 等. 褐篮子鱼鳃寄生多唇虫病的病原鉴定及其病理观察[J]. *中国水产科学*, 2021, 28(3): 355-363.
- [25] 许思思, 宋金明, 袁华茂, 等. 镉、汞、铅和石油烃复合污染对渤海湾常见渔业资源生物的影响初探[J]. *生态毒理学报*, 2010, 5(6): 793-802.
- [26] HAO Y, CHEN L, ZHANG X L, et al. Trace elements in fish from Taihu Lake, China: levels, associated risks, and trophic transfer[J]. *Ecotox Environ Safe*, 2013, 90(1): 89-97.
- [27] SSZEFER P, GELDON J. Distribution and association of trace metals in soft tissue and byssus of mollusc *Perna perna* from the Gulf of Aden, Yemen[J]. *Environ Int*, 1997, 23(1): 53-61.
- [28] COPAT C, BELLA F, CASTAING M, et al. Heavy metals concentrations in fish from Sicily (Mediterranean Sea) and evaluation of possible health risks to consumers[J]. *Bull Environ Contam Tox*, 2012, 88(1): 78-83.
- [29] SAHER N U, SIDDIQUI A S. Occurrence of heavy metals in sediment and their bioaccumulation in sentinel crab (*Macrophthalmus depressus*) from highly impacted coastal zone[J]. *Chemosphere*, 2019, 221: 89-98.
- [30] 杨玉峰, 梁浩亮, 黄舜琴, 等. 广东惠州 3 类海洋经济物种体内重金属含量分析和健康风险评估[J]. *生态科学*, 2020, 39(3): 95-103.
- [31] 刘洋, 林彩, 陈金民, 等. 南海游泳动物重金属含量特征及风险评估[J]. *海洋环境科学*, 2021, 40(3): 401-406,416.
- [32] 刘金苓, 李华丽, 唐以杰, 等. 珠海淇澳岛红树林湿地经济鱼类的重金属污染现状及对人体健康风险分析[J]. *生态科学*, 2017, 36(5): 186-195.
- [33] 孙玲玲, 宋金明, 于颖, 等. 荣成湾 14 种海洋经济生物体中的重

- 金属水平与食用风险初步评价 [J]. 海洋与湖沼, 2018, 49(1): 52-61.
- [34] 陈丽雯, 戴圣生, 雷富, 等. 涠洲岛近岸海域重金属污染状况研究 [J]. 广西科学院学报, 2021, 37(1): 37-45.
- [35] YANG B, ZHOU J B, LU D L, et al. Phosphorus chemical speciation and seasonal variations in surface sediments of the Maowei Sea, northern Beibu Gulf [J]. *Mar Pollut Bull*, 2019, 141: 61-69.
- [36] 张晓举, 赵升, 冯春晖, 等. 渤海湾南部海域生物体内的重金属含量与富集因素 [J]. 大连海洋大学学报, 2014, 29(3): 267-271.
- [37] 孙维萍, 刘小涯, 潘建明, 等. 浙江沿海经济鱼类体内重金属的残留水平 [J]. 浙江大学学报 (理学版), 2012, 39(3): 338-344.
- [38] 杨文超, 黄道建, 陈继鑫, 等. 大亚湾海域 2009—2018 年重金属时空分布及污染评价 [J]. 华南师范大学学报 (自然科学版), 2020, 52(5): 65-75.
- [39] 贾钧博, 张嘉成, 张浩楠, 等. 珠江口水体中重金属含量及其生态风险评价 [J]. 东莞理工学院学报, 2021, 28(1): 54-60.
- [40] 张学超, 刘营, 宋吉德, 等. 威海双岛湾海域重金属的分布特征及生态风险评价 [J]. 海洋学研究, 2014, 32(2): 85-90.
- [41] 林红梅, 王伟力, 林彩, 等. 钦州湾及其邻近海域重金属的时空变化特征和影响因素 [J]. 应用海洋学学报, 2020, 39(4): 490-500.
- [42] 藏维铃, 叶林, 徐轩成, 等. 鲢、鲫鱼对锌富集作用的研究 [J]. 淡水渔业, 1990(3): 29-30.
- [43] 罗洪添, 王庆, 沈卓, 等. 南澳海域龙须菜和篮子鱼重金属含量及食用安全分析 [J]. 海洋环境科学, 2018, 37(3): 362-368.
- [44] 彭加喜, 徐向荣, 刘金铃, 等. 红海湾海产品体内重金属水平及人体暴露风险评估 [J]. 生态科学, 2014, 33(5): 825-831.
- [45] AHMED A, RAHMAN M, SULTANA S, et al. Bioaccumulation and heavy metal concentration in tissues of some commercial fishes from the Meghna River Estuary in Bangladesh and human health implications [J]. *Mar Pollut Bull*, 2019, 145: 436-447.
- [46] 蔡文超, 区又君. 重金属离子铜对鱼类早期发育的毒性 [J]. 南方水产, 2009, 5(5): 75-79.
- [47] 潘添博. 必需微量元素添加剂在动物生产中的应用 [J]. 畜牧兽医科技信息, 2021(2): 196-197.
- [48] VALLEE B L, FALCHUK K H. The biochemical basis of zinc physiology [J]. *Physiol Rev*, 1993, 73(1): 79-118.
- [49] 倪明龙, 周航, 罗立津. 广东省内珠江口海域深海鱼重金属富集特征及食用安全性评价 [J]. 食品安全质量检测学报, 2019, 10(22): 7798-7805.
- [50] CUI L Y, JIANG Z J, HUANG X P, et al. Carbon transfer processes of food web and trophic pathways in a tropical eutrophic seagrass meadow [J]. *Front Mar Sci*, 2021, 29(8): 725282.
- [51] BARWICK M, MAHER W. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from lake Macquarie Estuary, NSW, Australia [J]. *Mar Environ Res*, 2003, 56(4): 471-502.
- [52] 孙瑞莲, 周启星. 高等植物重金属耐性与超积累特性及其分子机理研究 [J]. 植物生态学报, 2005, 29(3): 497-504.
- [53] 美合日班·阿卜力米提, 王艳. 植物金属硫蛋白的金属结合及解毒研究进展 [J]. 生物学杂志, 2021, 38(6): 104-110.
- [54] 陈疆, 马炯. 6 种高等植物重金属吸附基因的比较研究 [J]. 广东农业科学, 2013, 40(9): 146-149, 154.
- [55] 杨晓龙, 郭美玉, 叶金清, 等. 黄渤海不同生长阶段的日本鳗草对 5 种重金属 (锌、铬、铜、铅、镉) 的生物蓄积 [J]. 海洋环境科学, 2021, 40(6): 895-902.
- [56] 邵欣欣, 许晓曦, 吕萍萍, 等. 金属硫蛋白对鲤鱼不同组织重金属蓄积影响的研究 [J]. 食品工业科技, 2013, 34(3): 120-123.