

DOI: 10.3724/j.1007-6336.2025-0020

海南岛近岸海域海菖蒲海草床重金属富集特征 与潜在生态风险评估

刘 贤¹, 黄端杰¹, 刘 顿¹, 王先明¹, 赵俊福¹,
吴小龙¹, 熊曾恒¹, 林积泉¹, 覃乐政²

(1.海南省生态环境监测中心, 海南海口 571126; 2.海南大学 海洋生物与水产学院, 海南海口 570228)

摘 要:为评估海南岛近岸海域海菖蒲海草床环境质量状况, 基于 2022 年秋季在海菖蒲海草床典型分布区域的调查结果, 分析了海水、沉积物、海菖蒲体内的重金属 (Pb、Cr、As、Zn 和 Cu) 含量和海菖蒲生长特征, 并评估了潜在生态风险。结果表明, 海水和沉积物的单项重金属 E_r^i 均 <40, 表明均属于低风险水平。海草床不同海域海水和沉积物重金属的综合 RI 排序分别为文昌高隆湾>陵水黎安港>琼海龙湾>文昌长圯港>陵水新村港和文昌长圯港>文昌高隆湾>琼海龙湾>陵水黎安港>陵水新村港, 且均 <150, 表明属低风险水平, 其中, 海水 Pb 和沉积物 As 分别占综合 RI 的比例为 49.3% 和 45.3%。海菖蒲对重金属的富集因重金属种类和海草不同组织部位而异, 其地上组织对重金属 (Pb、Cr 和 Cu) 富集能力高于地下组织。

关键词:海菖蒲; 海草床; 重金属; 生态风险评估; 相关性

中图分类号:X142; X820.4

文献标识码:A

文章编号:1007-6336(2026)01-0095-11

Heavy metal accumulation characteristics and potential ecological risk assessment of *Enhalus acoroides* beds on the east coast of Hainan Island

Liu Xian¹, Huang Duanjie¹, Liu Dun¹, Wang Xianming¹, Zhao Junfu¹,
Wu Xiaolong¹, Xiong Zengheng¹, Lin Jiquan¹, Qin Lezheng²

(1.Hainan Provincial Ecological Environment Monitoring Center, Haikou 571126, China; 2.School of Marine Biology and Fisheries, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: To evaluate the environmental quality of *Enhalus acoroides* seagrass beds in the coastal waters of Hainan Island, based on the survey results of typical distribution areas of *E. acoroides* seagrass beds in autumn 2022, the contents of heavy metals (Pb, Cr, As, Zn, and Cu) in seawater, sediments, and *E. acoroides*, as well as the growth characteristics of *E. acoroides*, were analyzed, and the potential ecological risk index method was used for evaluation. The results showed that the single heavy metal E_r^i values of seawater and sediments were all <40, indicating a low-risk level. The comprehensive RI rankings of heavy metals in seawater and sediments in different sea areas of seagrass beds were Gaolong Bay > Lian harbor > Longwan bay > Changpi harbor > Xincun harbor; sediment—Changpi harbor > Gaolong bay > Longwan bay > Lian harbor > Xincun harbor, respectively, and both were <150, indicating that RI belonged to the low-risk level. Among them, seawater Pb

收稿日期:2025-02-14, 修订日期:2025-07-02

基金项目:海南省自然科学基金青年基金项目(424QN361)

作者简介:刘 贤(1980—), 男, 海南临高人, 高级工程师, 主要从事海洋生态系统监测与评价工作, E-mail: 1433929@qq.com

通信作者:赵俊福(1985—), 男, 山东菏泽人, 高级工程师, 主要从事海洋环境系统监测与评价工作, E-mail: hnuzhao@sina.com

林积泉(1980—), 男, 海南乐东人, 正高级工程师, 主要从事环境评价与环境监测工作, E-mail: 8797469@qq.com

and sediment as accounted for 49.3% and 45.3% of the comprehensive RI , respectively. The enrichment of heavy metals by *E. acoroides* varied with the types of heavy metals and different tissue parts of seagrass, and the enrichment capacity of aboveground tissues for heavy metals (Pb, Cr, and Cu) was higher than that of belowground tissues.

Key words: *Enhalus acoroides*; seagrass meadow; heavy metal; ecological risk assessment; correlation

海草是地球上唯一一类可以完全生活在海水中的多年生高等被子植物^[1]。海草床作为最重要的沿海栖息地之一,不仅能够净化水质、固定沉积物和保护海岸,还能调节气候,是海洋生态系统中的重要碳汇,同时,可为各种海洋生物提供避难所、育幼场所和栖息地,是绿海龟、儒艮、蟹类和沙虫等生物的重要食物来源^[2-3]。近几十年来,受自然因素和人类活动的影响,全球海草床退化严重。我国沿岸陆源输入主要包括沿岸居民生活污水、垃圾直接入海、养殖业和造船厂等企业废水直排入海^[4-5]。同时,重金属污染物也可以随着河流输送、地表径流及大气沉降等途径进入海洋环境,然后经化学、物理和生物作用,转入悬浮物并富集于海洋沉积物中^[6-7]。重金属进入海洋环境中,通过海洋生物吸收并在体内不断富集,随着食物链积累与放大,体内富集和累积过量产生毒害作用,影响种群、群落和生态系统的结构功能,破坏生态系统的健康^[8-9]。目前,国内外学者不仅重点关注海草种类、分布、变化、进化、退化、生理生化和生态修复^[3-5],也着重研究海草对重金属富集、重金属累积、指示生物和生态风险评估等,但目前关于海南岛近岸海域海菖蒲海草床重金属潜在生态风险评估的研究甚少^[9-16]。

与陆生植物相比,海草对重金属的吸收有所不同,除通过根部从沉积物吸收外,还可以通过叶片从海水中吸收。海草本身对重金属具有累积效果,不同组织部位对重金属的累积情况具有较大差异,体内重金属含量与海草床的水环境密切相关^[9]。海菖蒲(*Enhalus acoroides*)是一种水鳖科多年生沉水草本植物,广泛分布于印度洋-西太平洋区域,在我国仅分布于海南岛,主要分布于海南文昌、琼海、陵水沿岸海域,是多数海草床建群种和优势种^[3,5]。

潜在生态风险指数法是量化环境污染物对

生态系统产生不利影响概率及程度的综合评估方法,计算得到的潜在生态风险指数能综合反映重金属对生态的风险程度并明确各个重金属对总风险的贡献大小^[16-17]。由于海菖蒲生长环境的特殊性,在评估海菖蒲海草床潜在生态风险及其对重金属富集特征时,应同时考虑海水和沉积物两种不同环境介质,综合使用富集系数(F_{BC})和转运系数(F_T)等评估指标^[10]。本研究基于2022年秋季对海南岛近岸海域海菖蒲海草床调查监测数据,分析海水、沉积物和海菖蒲体内Pb、Cr、As、Zn和Cu等5种重金属含量,对比分析不同海域海菖蒲地上组织(叶片、茎)和地下组织(根)对重金属的富集特征,采用潜在生态风险指数法对海菖蒲海草床进行全面评估,并初步探讨海菖蒲生长指标与重金属含量的相关性。研究结果将丰富海南岛近岸海域海草床重金属含量水平基础数据,为评估海草床重金属污染状况提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

海南岛地处热带,四周环海,属海洋性热带气候,年均温度为22℃~26℃,年均降水量1600 mm以上。独特的地理位置和气候,极大程度地丰富了海南岛沿岸海草资源。本研究共设14个调查监测站点,主要分布于海南省文昌市高隆湾和长圯港、琼海市龙湾、陵水县新村港和黎安港,基本覆盖海南岛近岸海域海菖蒲分布海域,站点名称按从北到南的方向顺序编为1#—14#(图1)。研究海域秋季的环境背景参数列于表1。

1.2 样品采集及现场调查监测

海水和沉积物重金属样品的采集、贮存和运输按《海洋监测规范第3部分:样品采集、贮存与运输》(GB 17378.3—2007)相关规定进行。使

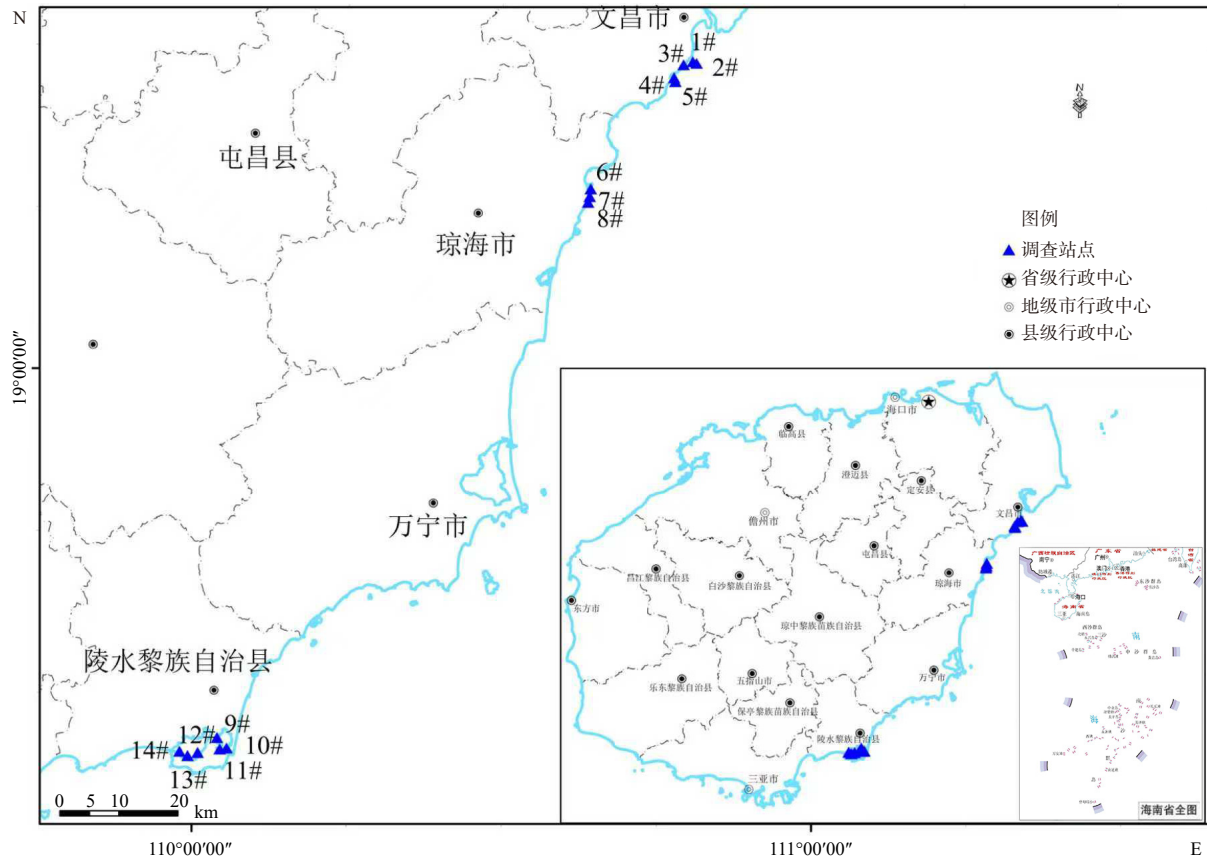


图 1 海南岛近岸海域海菖蒲海草床站点布设

Fig. 1 Study sites of *Enhalus acoroides* beds in the nearshore waters of Hainan Island

表 1 海南岛近岸海域海菖蒲海草床基础环境数据

Tab.1 Basic environmental variables in the *Enhalus acoroides* seagrass beds

海草床区域	水深/m	pH	盐度	透光率/%	水温/℃	悬浮物/mg·L ⁻¹	沉积物类型
文昌高隆湾	1.07±0.12	8.20±0.01	30.8±0.01	23.6±4.5	30.4±0.3	7±2	砂质砾(sG)
文昌长圯港	1.00	8.15±0.06	32.6	21.5±6.4	30.6±1.1	5±1	砂质砾(sG)
琼海龙湾	1.00	8.06±0.06	33.2±0.02	30.7±6.5	27.3±0.4	18±3	砂(S)
陵水新村港	1.57±0.23	8.19±0.02	25.0±0.02	26.0±7.0	27.7±0.6	9±2	砾质砂(gS)
陵水黎安港	0.87±0.23	8.21±0.02	32.8±0.02	32.0±1.7	29.9±0.5	7±1	砾质砂(gS)

用近岸表层采水器采集表层水样,每个站点采集 3 个平行样,水样现场过滤,其中 Pb、Cr、Zn 和 Cu 水样加硝酸至 pH<2 后保存,As 水样加硫酸至 pH<2 后保存。使用样框(25 cm×25 cm)随机采集海菖蒲生境附近表层沉积物重金属(Pb、Cr、Zn、Cu 和 As)样品,每个站点同样采集 3 个平行样,冷藏保存。根据《海草床生态监测技术规程》(HY/T 083—2005)的要求和实际调查监测情况,每个站点设置 2~3 条调查监测断面,每条断面布设 6~8 个 50 cm×50 cm 样方,对样

方内海菖蒲盖度、株高、茎枝密度及生物量进行调查分析,每个站点采集 3~4 株海菖蒲样品放置低温保存并运回实验室。

1.3 分析方法及质量控制

海水和沉积物重金属样品的分析分别按《海洋监测规范第 4 部分:海水分析》(GB 17378.4—2007)和《海洋监测规范第 5 部分:沉积物分析》(GB 17378.5—2007)相关规定进行。海菖蒲体内重金属含量的测定按《食品安全国家标准 食品中多元素的测定》(GB 5009.268—2025)和《食

品安全国家标准 食品中总砷及无机砷的测定》(GB 5009.11—2024)相关规定进行。重金属 Pb、Cr、Zn、Cu 和 As 分别使用电感耦合等离子体质谱(美国 PE 公司, Nex10N2000)和元素形态分析仪(北京宝德仪器有限公司, BAF-2000/ELSPE-2)分析测定。海菖蒲样品先使用自来水清洁再用超纯水清洗,将其分为海菖蒲地上组织和地下组织两部分,使用陶瓷研磨器手工研磨制样品,沉积物样品自然晾干研磨过 100 目筛后备用。重金属 Pb、Cr、Zn、Cu 和 As 的海菖蒲和沉

积物样品需进行消解,称取定量样品装入烧杯,加入 10 mL 浓硝酸,置于 140 ℃~200 ℃ 的电热板上,蒸至近干,加入 3 mL 浓硝酸:高氯酸(体积比 1:2)的混合溶液,用超纯水多次清洗,转移至 50 mL 玻璃管定容。所有要处理的样品按总量的 10% 做平行样品和室内空白样品,以检验样品处理过程中可能产生的误差。每 10 个样品插入标准物质样品用于测定检验仪器设备运行的稳定性,测定结果位于标准物质的标准值范围内(表 2)。

表 2 各要素重金属标准物质
Tab.2 Certified reference material for heavy metals of vsrious elements

要素	元素	标准物质编码	标准值	检测值
海水	Pb/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	GBW(E)080 040	10.23±0.6	10.40±0.19
	Cr/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	GSB07-3186-2014	0.496±0.022	0.511±0.008
	Zn/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	GBW(E)080 040	71.61±3	71.37±1.29
	Cu/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	GBW(E)080 040	5.115±0.4	5.144±0.143
	As/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	GSB07-1275-2000	38.3±3.5	37.4±1.7
沉积物	Pb/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW07314	25±4	25.5±0.7
	Cr/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW07314	86±4	85.0±1.8
	Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW07314	87±2	84.8±1.0
	Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW07314	31±4	34.6±0.4
	As/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW07476	10.7±0.6	10.6±0.4
生物体(芹菜)	Pb/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW10048(GSB-26)	2.7±0.7	2.45±0.11
	Cr/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW10048(GSB-26)	1.35±0.22	1.27±0.05
	Zn/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW10048(GSB-26)	26±2	25.2±0.5
	Cu/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW10048(GSB-26)	8.2±0.4	8.1±0.06
	As/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	GBW10048(GSB-26)	0.39±0.08	0.372±0.012

1.4 评价方法与评价标准

1.4.1 评价方法

采用 Hakanson 潜在生态风险指数法对样品重金属污染状况进行评估。该方法通过单元素指数法获得重金属的污染系数,并结合不同金属元素的毒性系数,快速简便地评估重金属对生态环境的危害程度。

潜在生态风险指数计算公式如下:

$$C_f^i = \frac{C_i}{C_n^i} \tag{1}$$

$$E_r^i = T_r^i C_f^i \tag{2}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \tag{3}$$

式中:RI 为多种重金属的综合潜在生态风险指数; E_r^i 为某种元素的潜在生态风险指数; T_r^i 为某种元素的毒性系数; C_i 为某种元素的含量; C_n^i 为背景值; C_f^i 为某种重金属的污染指数。

植物富集重金属的能力可用富集系数(F_{BC})表示,计算公式如下:

$$F_{BC} = \frac{C_{\text{tissues}}}{C_{\text{environment}}} = \frac{C_{\text{tissues}}}{C_{\text{sediment}}} \tag{4}$$

式中: C_{tissues} 为海菖蒲组织中重金属含量; C_{sediment} 为环境重金属含量,选定为沉积物中的重金属含量。

转运系数(F_T)是指植物地上组织中重金属含量与地下组织中重金属含量的比值,该参数反

映了植物将重金属从地下组织向地上组织运输和富集的能力, 计算公式如下:

$$F_T = \frac{C_{\text{aboveground tissues}}}{C_{\text{belowground tissues}}} \quad (5)$$

式中: $C_{\text{aboveground tissues}}$ 和 $C_{\text{belowground tissues}}$ 分别为海菖蒲地上组织和地下组织中重金属含量。

Pearson 相关性分析的软件为 SPSS25.0。

1.4.2 评价标准

根据《中国浅海沉积物化学元素丰度》^[18] 中的分级和分类原则确定沉积物背景值, 根据《海水水质标准》(GB 3097—1997) 和《海洋沉积物质量》(GB 18668—2002) 确定一类海水水质和海洋沉积物质量标准值, 使用徐争启等对 Hakanson 制定的重金属毒性系数进行优化后的结果作为评价依据^[19](表 3)。研究海域重金属潜在生态风险指数及评价标准见表 4。

表 3 重金属环境背景值及毒性系数

Tab.3 Environmental background concentration and the toxicity coefficient of heavy metals

重金属	Cu	Cr	Pb	As	Zn
一类水质标准/ $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	5	50	1	20	20
一类沉积物质量标准/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	35	80	60	20	150
沉积物背景值/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	15	6.1	20	7.7	65
毒性系数	5	2	5	10	1

表 4 潜在生态风险指数及评价标准

Tab.4 Potential ecological risk index and its classification

E_r^i	单项生态风险等级	RI	综合生态风险等级
<40	低风险	<150	低风险
40 ~ 80	中风险	150 ~ 300	中风险
80 ~ 60	较高风险	300 ~ 600	较高风险
160 ~ 320	高风险	≥ 600	高风险
≥ 320	极高风险		

2 结果与讨论

2.1 海菖蒲海草床重金属含量分析

海南岛近岸海域海菖蒲海草床主要分布在潟湖及港湾, 海水、沉积物和海菖蒲中的重金属含量列于表 5。海水重金属 Zn 含量最高, 为 $3.04 \sim 9.16 \mu\text{g/L}$; Pb 含量最低, 为 $0.36 \sim 0.53 \mu\text{g/L}$ 。沉积物重金属 Zn 含量最高, 为 $3.04 \sim 19.3 \text{ mg/kg}$; As 含量最低, 为 $0.78 \sim 9.52 \text{ mg/kg}$ 。海菖蒲地上

组织和地下组织中的 Zn 含量最高, 分别为 $7.57 \sim 15.43 \text{ mg/kg}$ 和 $1.72 \sim 7.47 \text{ mg/kg}$; Cr 含量最低, 分别为 $0.61 \sim 1.40 \text{ mg/kg}$ 和 $0.48 \sim 0.96 \text{ mg/kg}$ 。

与国内其他海域相比, 海南岛近岸海菖蒲海草床海域海水重金属含量相对较低(表 6), 海水水质较好。海水 Cr 含量高于长江口和珠江口而低于黄河口; As 含量略高于黄河口和 2014 年海南新村港, 低于长江口、江苏滨海县近岸和珠江口; Pb、Zn 和 Cu 含量均低于黄渤海鳗草床、黄河口、长江口、珠江口以及 2014 年海南新村港和江苏滨海县近岸海域; Pb、Zn 和 Cu 含量均高于南海海水背景值^[20-21]。研究表明, 2012 年新村港和江苏滨海县海水重金属可能主要来自工业废水、生活污水、船舶、入海河流和养殖场等^[12, 20]。南海西沙海域海水的 Cu、Zn 和 Pb 主要污染来源为船舶排放, As 主要来源为陆源农业径流, Cr 主要来源为船舶排放及陆源碎屑和工业生产排放^[22-23]。海南工业产值远远落后于其他沿海城市, 且限制船舶污染物排放^[24-25], 研究海域中也仅有陵水新村港海域存在网箱养殖、船舶运输和海上餐厅等可能产生海水重金属污染的因素。工业欠发达可能是研究海域海水重金属含量较低的原因之一。与国内其他海域相比, 海菖蒲海草床沉积物重金属含量相对较低(表 6), 沉积物环境质量较好。沉积物中 Pb、Zn 和 Cu 含量低于山东近岸海域、黄渤海鳗草床、黄河口、长江口、珠江口、江苏滨海县近岸、钦州湾、1984 年陵水新村港、2012 年新村港和 2014 年海南新村港海域; Cr 和 As 含量高于 2012 年新村港海域, 低于山东近岸海域、黄渤海鳗草床、黄河口、长江口、珠江口、江苏滨海县近岸、钦州湾、1984 年陵水新村港、2012 年新村港和 2014 年海南新村港海域。研究发现, 2023 年陵水、新盈红树林和海草湿地表层沉积物中 Cr、Cu、As 和 Pb 主要来源于自然环境, 其次来源于人类活动^[16]。2012 年新村港表层沉积物重金属 Cu、Cr、Pb 和 Zn 主要受到养殖污水及生活污水影响, As 和 Zn 主要受船坞污染及生活污水影响^[13]。海草主要分布于潮间带低潮区至低潮带上部, 表层沉积环境的污染表现为潟湖中心高于岸边的特征^[5, 13], 海菖蒲海草床沉积物类

型主要为砾质砂(gS)和砂(S),这可能是研究海域沉积物重金属含量比较低的原因之一。

2.2 海菖蒲对重金属的富集和迁移转运
海南岛近岸不同海域的海菖蒲不同组织对

重金属 Pb、Cr、As、Zn 和 Cu 的富集具有明显差异(表 5)。文昌长圯港海菖蒲对 As 和 Zn 的富集(F_{BC} 分别为 0.18 和 0.52)主要集中在地下组织,而其他重金属主要富集在海菖蒲地上组织。

表 5 海南岛近岸海域海菖蒲海草床重金属含量及其富集和转运系数

Tab.5 Heavy metal concentrations and enrichment factor (F_{BC}) of the *Enhalus acoroides* beds in nearshore waters of Hainan Island

海草床区域	指标	Pb	Cr	As	Zn	Cu
文昌高隆湾	海水	0.53±0.22	0.94±0.07	2.0±0.71	5.60±1.94	1.98±0.56
	沉积物	7.69±0.43	15.0±2.33	6.34±1.76	13.8±1.77	3.71±0.75
	地上组织	1.40±0.47	1.37±0.44	1.21±0.20	7.57±1.09	2.91±0.54
	地下组织	1.03±0.08	0.96±0.14	1.28±0.28	5.94±5.01	1.90±1.04
	F_{BC} 地上组织	0.18	0.09	0.21	0.56	0.83
	F_{BC} 地下组织	0.13	0.06	0.21	0.47	0.55
	F_T	1.36	1.43	0.99	4.35	1.99
文昌长圯港	海水	0.44±0.05	1.01±0.06	1.40±0	3.04±1.44	0.94±0.06
	沉积物	7.79±0.57	21.7±2.34	9.52±1.89	16.2±2.85	5.11±0.34
	地上组织	0.92±0.22	0.61±0.09	0.98±0.23	8.30±7.42	2.71±1.57
	地下组织	0.63±0.17	0.66±0.09	1.43±1.00	7.47±3.45	1.69±1.06
	F_{BC} 地上组织	0.12	0.03	0.1	0.45	0.51
	F_{BC} 地下组织	0.08	0.03	0.18	0.52	0.35
	F_T	1.67	0.96	1.55	1.99	3.59
琼海龙湾	海水	0.48±0.14	2.07±0.92	1.33±0.05	5.33±1.42	0.77±0.21
	沉积物	6.01±3.33	18.3±1.1	5.02±0.86	19.3±6.06	3.88±0.56
	地上组织	2.45±0.99	1.40±0.37	6.85±3.65	9.61±2.47	2.24±1.19
	地下组织	1.03±0.49	0.635±0.24	3.69±2.10	4.02±2.44	0.52±0.16
	F_{BC} 地上组织	0.31	0.07	1.38	0.64	0.62
	F_{BC} 地下组织	0.05	0.01	0.39	0.14	0.03
	F_T	2.53	2.39	2	8.51	6.04
陵水新村港	海水	0.36±0.05	0.81±0.12	0.77±0.12	9.16±2.75	1.28±0.77
	沉积物	1.50±0	1.0±0	0.78±0.10	3.0±0	2.79±00.04
	地上组织	0.93±0.32	0.76±0.25	1.45±0.39	15.43±2.88	4.57±1.62
	地下组织	0.44±0.14	0.48±0.23	0.96±0.01	1.72±1.62	0.59±0.36
	F_{BC} 地上组织	0.62	0.67	1.97	3.46	1.63
	F_{BC} 地下组织	0.09	0.04	0.26	0.37	0.31
	F_T	2.13	1.77	1.51	18.17	8.9
陵水黎安港	海水	0.41±0.05	1.16±0.23	0.90±0	8.03±0.93	1.46±0.14
	沉积物	5.60±5.80	12.1±8.1	1.96±1.40	12.2±6.60	3.82±0.59
	地上组织	1.28±0.15	1.40±0.50	1.09±0.16	11.06±2.70	3.64±1.39
	地下组织	0.63±0.29	0.84±0.46	1.19±0.52	6.51±4.51	1.00±0.49
	F_{BC} 地上组织	0.56	0.08	0.82	0.66	0.97
	F_{BC} 地下组织	0.22	0.04	0.79	0.38	0.28
	F_T	2.31	1.83	1.13	5.93	4.38

注:海水中重金属含量单位为μg/L;沉积物和海菖蒲组织中的重金属含量单位为mg/kg

表 6 海南岛近岸海域海菖蒲海草床及其他海域海水、沉积物和生物体重金属含量

Tab.6 Heavy metal concentrations in the seawater, sediments, and biota of the *Enhalus acoroides* beds in nearshore waters of Hainan Island and other marine areas

介质	研究区域	Pb	Cr	As	Zn	Cu	资料来源
海水	黄渤海鳗草床	0.55 ~ 0.74	/	/	7.70 ~ 12.84	1.06 ~ 1.60	[10]
	黄河口	1.75	3.16	1.24	17.5	3.05	
	长江口	0.93	0.69	3.25	3.74	2.14	[20]
	珠江口	0.77	0.49	2.98	9.58	1.88	
	江苏滨海县近岸	0.64	/	1.53	10.18	3.14	[21]
	2014年海南新村港	0.87	/	1.66	14.49	1.9	[12]
	南海海水背景值	0.057	/	/	0.082	0.078	[22]
	海菖蒲海草床	0.44	1.21	1.27	6.46	1.31	本研究
沉积物	山东近岸海域沉积物	14.7	59	10.5	62.5	24.2	[26]
	黄渤海鳗草床	11.30 ~ 26.80	/	/	22.87 ~ 74.10	4.97 ~ 13.40	[10]
	黄河口	18.62	30.95	9.63	33.08	24.81	
	长江口	22.1	17.87	6.51	75.75	23.03	[20]
	珠江口	24.61	15.04	17.73	29.47	11.94	
	江苏滨海县近岸	15.9 ~ 27.5	/	4.7 ~ 11.9	53.5 ~ 76.8	17.7 ~ 29.5	[21]
	钦州湾	45.2	18.7	8.8	75.7	14.9	[27]
	1984年陵水新村港	26	/	/	97	16	[28]
	2012年新村港	13.41	9.1	0.48	37.63	22.1	[13]
	2014年海南新村港	18.32	/	8.05	63.97	15.37	[12]
	海菖蒲海草床	5.57	13.11	4.38	3.77	12.64	本研究
生物体	鳗草地上组织	0.62 ~ 3.01	/	/	19.37 ~ 41.03	6.13 ~ 11.24	[19]
	鳗草地下组织	0.39 ~ 3.69	/	/	13.24 ~ 22.07	4.04 ~ 7.21	
	海菖蒲地上组织	0.92 ~ 2.45	0.61 ~ 1.40	0.98 ~ 6.85	7.57 ~ 15.43	2.24 ~ 4.57	本研究
	海菖蒲地下组织	0.44 ~ 1.03	0.48 ~ 0.96	0.96 ~ 3.69	1.72 ~ 7.47	0.52 ~ 1.90	

注: “/” 表示没有数据; 海水重金属含量单位为 $\mu\text{g/L}$; 沉积物和生物体重金属含量单位均为 mg/kg

海菖蒲对不同重金属的富集能力存在差异, 对 Zn 的富集系数最大, 地上和地下组织对 Zn 的富集系数分别为 0.45 ~ 3.46 和 0.14 ~ 0.52; 对 Cr 的富集系数最小, 地上和地下组织对 Cr 的富集系数分别为 0.03 ~ 0.67 和 0.01 ~ 0.06。海菖蒲对重金属 Pb、Cr、As、Zn 和 Cu 的转运存在差异, 对 Zn 的转运能力最大, 为 1.99 ~ 18.17; 对 As 的转运能力最小, 为 0.99 ~ 2.00。

海草主要通过叶和根分别吸收水体和沉积物间隙水中的重金属^[9]。太平洋西北部帕劳沿海的海菖蒲叶片中的重金属 Cu 和 Zn 含量高于根部, 叶片中的 Pb 和 Cr 含量与根基本一致^[15]。海南岛近岸海域海菖蒲和黄渤海鳗草 (*Zostera marina*) 的地上组织中的重金属 Pb、Zn 和 Cu 含

量明显高于地下组织 (表 6), 海菖蒲重金属 Pb 含量与鳗草的基本一致, 而 Zn 和 Cu 含量明显低于鳗草。卵叶喜盐草 (*Halophila ovalis*) 对 Cu 和 Zn 累积显著, 羽叶二药草 (*Halodule pinifolia*) 对 Pb 有明显累积^[29], 本研究中海菖蒲对 Zn 有明显累积。与丛生鳗草 (*Zostera caespitosa*) 和日本鳗草 (*Zostera japonica*) 相比, 鳗草 (*Z. marina*) 对重金属富集能力更强^[14]。在 Cu 和 Cd 的联合胁迫下, 叶片是泰来藻累积 Cd 的重要部位, 并且累积模式为叶>根>茎^[30-31]。海菖蒲以地上组织为 Cu 的主要累积部位, 且累积量远大于根和根状茎^[32]。鳗草对重金属的富集因重金属种类和海草积累部位而异, 其地上组织对 Cu、Zn、Cd 的富集能力高于地下组织^[33]。不同植物对不

同重金属的富集能力差异较大。例如,在利用人工浮岛技术种植的4种水生植物的模拟污水池中,水样中Pb、Cd、As含量的变化以及成熟后植物根、叶中重金属含量测定结果表明,对于Pb的富集能力为菖蒲>水生黄鳉尾>千屈菜>美人蕉,对于As的富集能力为菖蒲>千屈菜>水生黄鳉尾>美人蕉^[34]。

2.3 海菖蒲海草床重金属潜在生态风险评估

海南岛近岸海域海菖蒲海草床海水和沉积物单项重金属Pb、Cr、As、Zn和Cu的潜在生态风险等级均属于低风险水平(图2和图3)。海水Pb潜在生态风险指数最高,均值为2.22;Cr最低,为0.05。沉积物As潜在生态风险指数最高,均值为6.13;Zn最低,为0.20。文昌高隆湾海草床海水的综合潜在生态风险指数(RI)最高,为5.93;陵水新村港最低,为3.96。文昌长圪港海草床沉积物综合潜在生态风险指数最高,为23.4,陵水新村港最低,为2.69。不同近岸海域海水重金属综合潜在生态风险指数为文昌高隆湾>陵水黎安港>琼海龙湾>文昌长圪港>陵水新村港。沉积物重金属综合潜在生态风险指数为文昌长圪港>文昌高隆湾>琼海龙湾>陵水黎安港>陵水新村港。

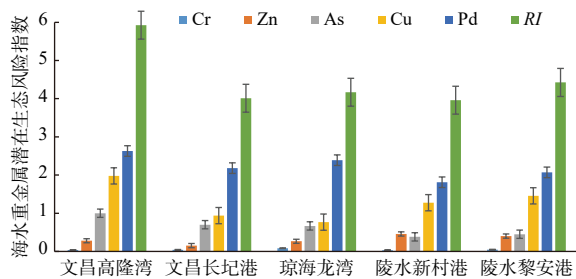


图2 海南岛近岸海域海菖蒲海草床海水重金属潜在生态风险指数

Fig. 2 Potential ecological risk assessment of seawater heavy metals in the *Enhalus acoroides* beds in nearshore waters of Hainan Island

海南岛近岸海域海菖蒲海草床海水单项重金属潜在生态风险指数(E_r^i)为Pb>Cu>As>Zn>Cr。海水中Pb的潜在生态风险等级为低风险,其指数在综合潜在生态风险指数(RI)中的占比为49.3%,说明其毒性相对较强,对沉积物微生物、海草及生物都有严重毒害作用^[35-36]。Pb主

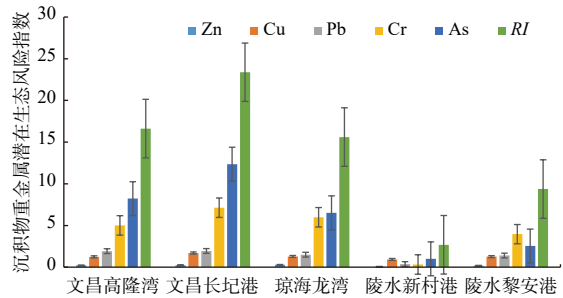


图3 海南岛近岸海域海菖蒲海草床沉积物重金属潜在生态风险指数

Fig. 3 Potential ecological risk assessment of sedimentary heavy metals in the *Enhalus acoroides* beds in nearshore waters of Hainan Island

要来自码头港口船舶含铅燃油使用、陆源污染物入海排放及海上大气沉降等^[26],因此,应该加强对海草床海水Pb污染防控,避免因污染加剧而威胁海草床健康。与其他海域沉积物中重金属潜在生态风险(表7)^[35-38]相比,海菖蒲海草床沉积物Cr的潜在生态风险指数高于渤海湾和胶州湾。As潜在生态风险指数与莱州湾相同,低于其他海域。Zn、Cu和Pb潜在生态风险指数低于渤海湾、莱州湾、胶州湾、2014年海南新村港和矛尾海。海菖蒲海草床沉积物单项重金属潜在生态风险指数为As>Cr>Pb>Cu>Zn,沉积物As潜在生态风险等级为低风险,其在综合潜在生态风险指数(RI)中的占比为45.3%。As是环境中普遍存在的有毒类金属元素,As在进入水生生态系统后,通过吸附、络合、沉淀等作用,绝大部分会累积至沉积物中^[6-7]。As主要来源为港口码头及水产饲料等排放入海的排放物^[26],因此,对海草床沉积物As污染防控应着重管控农业径流和城市污水等将As带入海洋,避免增加沉积物中的As含量。不同海域沉积物中重金属元素主要潜在生态风险因海域有所差异,Hg是钦州湾表层沉积物主要的潜在风险元素^[27];葫芦岛兴城鳗草床Cd的潜在风险等级处于较高风险水平^[10];山东近岸海域沉积物As、Hg和Cd的贡献率分别为35.85%、19.23%和18.46%,是主要贡献因子^[26]。

2.4 重金属在海菖蒲中的累积对其生长的影响

海南岛近岸海域海菖蒲株高、盖度和茎枝密

表 7 不同海域海洋沉积物中重金属的潜在生态风险比较

Tab.7 Potential ecological risk of heavy metals in the sediments of different nearshore area

研究区域	Zn	Cu	Pb	Cr	As	来源
渤海湾	1.22	4.45	8.67	2.02	10.55	[35]
莱州湾	0.64	3.03	3.34	/	6.13	[36]
胶州湾	0.5	3.8	2	1.8	6.9	[37]
矛尾海	0.75	2.83	4.67	/	9.02	[38]
2014年海南新村港	0.82	4.76	4.06	/	11.36	[12]
海菖蒲海草床	0.2	1.29	1.43	4.49	6.13	本研究

注: “/” 表示无数据

度范围分别为 21.5 ~ 83.0 cm、13.1% ~ 33.3% 和 23.5 ~ 137.1 株/m², 均值分别为 49.4 cm、25.6% 和 80.9 株/m²。地上组织和地下组织生物量范围分别为 23.0 ~ 215.9 g/m² 和 55.3 ~ 510.7 g/m², 均值分别为 118.4 g/m² 和 332.6 g/m²(图 4 和图 5)。

为探讨海南岛近岸海域海菖蒲生长特征对环境重金属的响应, 将海菖蒲海草床 14 个站点

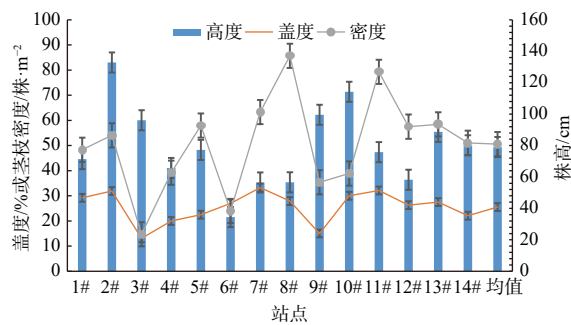


图 4 海南岛近岸海域海菖蒲生长指标

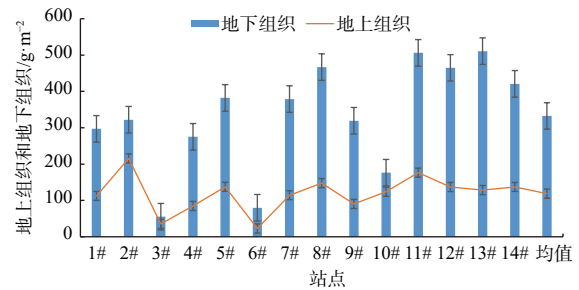
Fig. 4 Growth variables of the *Enhalus acoroides* in nearshore waters of Hainan Island

图 5 海南岛近岸海域海菖蒲地上和地下组织生物量

Fig. 5 Above- and below-ground biomass of the *Enhalus acoroides* in nearshore waters of Hainan Island

的株高、盖度、茎枝密度、生物量与环境重金属——对应进行相关性分析(表 8), 结果显示: 株高与海水中的 Cr 呈中度负相关关系($r=-0.575$, $p=0.032$); 生物量与海水中的 As 呈中度负相关关系($r=-0.533$, $p=0.050$); 株高与海水中的 Cu 呈中度相关关系($r=-0.617$, $p=0.019$); 株高、盖度、茎枝密度、生物量与其他的海水重金属在

表 8 海南岛近岸海域海菖蒲生长指标与环境因子的相关系数

Tab.8 Correlation coefficients between the growth of *Enhalus acoroides* and environmental factors in nearshore waters of Hainan Island

环境要素	环境因子	株高	盖度	茎枝密度	生物量
海水环境	Pb	0.019	0.301	-0.05	-0.025
	Cr	-0.575*	0.062	0.181	-0.07
	As	0.069	-0.453	-0.432	-0.533*
	Zn	0.203	-0.028	-0.162	0.063
	Cu	0.617*	-0.356	-0.342	-0.052
沉积物环境	Pb	-0.043	0	-0.304	-0.264
	Cr	-0.348	-0.058	-0.084	-0.176
	As	-0.037	0.058	0.047	-0.043
	Zn	-0.301	-0.391	-0.241	-0.243
	Cu	-0.356	-0.036	0.136	-0.042

注: *表示在 $p<0.05$ 概率水平上呈显著相关关系

$p < 0.05$ 概率水平上未呈显著相关关系。株高、盖度、茎枝密度、生物量与沉积物重金属在 $p < 0.05$ 概率水平上未呈显著相关关系。

重金属对海草光合效率存在显著影响,其中 Cu 和 Zn 对光合作用的影响大于 Cd 和 Pb^[9]。徐步欣^[11]研究表明, Cu、Cr 等重金属离子与文昌沿岸海草床的盖度呈显著负相关关系, Cr 与西沙海域海草生长状况呈显著负相关关系, Cu、Zn、As、Pb 等金属离子与西沙海域海草生长状况无明显的相关性。本研究中海水 Cr 与海菖蒲株高呈显著负相关关系,与徐步欣的研究结果一致^[11]。海草对 Cu 累积量存在种间差异和种内差异,海草体内 Cu 的含量存在季节变化^[30]。本研究中的海水 Cu 与海菖蒲株高呈显著正相关关系,与徐步欣的研究结果有所差异。这可能与海水 Cu 含量、不同的海草种类对 Cu 摄取速率、不同地理区域的环境因素(如光照、水温、Ph、盐度等)及海草所处的不同的生长阶段等有关^[30, 39]。不同植物对 Cu 的耐受性存在差异,低浓度的 Cu 能够促进植物种子萌发和生长,但当 Cu 浓度继续增加后,对植物生长产生不同程度的抑制作用^[39]。不同种类的海草耐 Cu 胁迫机制并不一样,甚至同一种类的海草不同组织的耐性机制也有可能不同^[30]。Cu²⁺作为喜盐草生长过程中必需的微量元素之一,低含量可以作为酶的组分或辅助因子起到促进植物生长的作用,高含量则会对海草的蛋白质结构或酶活性造成一定的不良生理生化影响,从而对植物的质量增长呈现出一定的抑制作用^[40]。当 Cu 的浓度超过 2.75 $\mu\text{g/L}$ 时,海草盖度明显下降,这可能是金属离子超过海草的耐受范围,使得海草的平均盖度、密度、生物量等急剧下降,严重影响了海草的生长分布^[11]。研究发现,在单一 As 胁迫下,玉米植株鲜重和叶片总叶绿素浓度分别显著下降 76.0% 和 52.8%^[41]。在三七的营养生长期和开花期,As 与三七的株高、根冠比、茎基直径具有显著负相关关系;低浓度 As 处理 ($\leq 80 \text{ mg/kg}$) 对三七株型特征指标无明显影响,随着 As 浓度的增加,高浓度 As 处理 ($\geq 140 \text{ mg/kg}$) 明显抑制了三七的株高、茎基直径的增长,根冠比逐渐减小^[42]。本研究发现,海菖蒲生物量与水环境中的 As (0.60 ~

3.0 $\mu\text{g/L}$) 呈显著负相关关系,与上述研究结果基本一致。本研究未考虑营养盐、化学需氧量等水环境因子,另外,重金属 Cu 对海菖蒲生长的驱动机制也尚未明确,未来研究应进一步探索。

3 结论

(1) 海南岛近岸海域海菖蒲海草床海水和沉积物单项重金属 E_i^i 分别为 $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{As} > \text{Zn} > \text{Cr}$ 和 $\text{As} > \text{Cr} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn}$, 且均 < 40 , 均属于低风险水平。

(2) 海南岛近岸海草床不同海域的海水和沉积物综合 RI 分别为文昌高隆湾 > 陵水黎安港 > 琼海龙湾 > 文昌长圯港 > 陵水新村港以及文昌长圯港 > 文昌高隆湾 > 琼海龙湾 > 陵水黎安港 > 陵水新村港, 且均 < 150 , 均属低风险水平。

(3) 海南岛近岸海域海菖蒲对重金属的富集因重金属种类和海草不同组织而异,其地上组织对重金属 (Pb、Cr 和 Cu) 富集能力高于地下组织。海菖蒲地上组织的 Zn、Cu、Cr 和 Pb 含量均值高于地下组织; As 则相反。

(4) 海南岛近岸海域海菖蒲株高与海水 Cr、生物量与海水 As 均呈中度负相关关系;株高和海水 Cu 呈中度相关关系。

参考文献:

- [1] 黄小平, 江志坚, 张景平, 等. 全球海草的中文命名 [J]. 海洋学报, 2018, 40(4): 127-133.
- [2] 王丕烈, 韩家波, 马志强, 等. 海南省儒艮资源现状调查 [J]. 兽类学报, 2007, 27(1): 68-73.
- [3] 吴钟解, 陈石泉, 蔡泽富, 等. 海南岛海草床分布变化及恢复建议 [J]. 海洋环境科学, 2021, 40(4): 542-549.
- [4] 黄小平, 黄良民, 李颖虹, 等. 华南沿海主要海草床及其生境威胁 [J]. 科学通报, 2006, 51(增刊 2): 114-119.
- [5] 王道儒, 吴钟解, 陈春华, 等. 海南岛海草资源分布现状及存在威胁 [J]. 海洋环境科学, 2012, 31(1): 34-38.
- [6] Su Q Y, Wang C G, Huang L L, et al. Levels and health risk assessment of potential toxic elements in three dominant fish species from the Beibu Gulf, South China Sea [J]. Marine Pollution Bulletin, 2023, 196: 115566.
- [7] Gu Y G, Gao Y P, Chen F, et al. Risk assessment of heavy metal and pesticide mixtures in aquatic biota using the DGT technique in sediments [J]. Water Research, 2022, 224: 119108.
- [8] 王晓宇, 杨红生, 王清. 重金属污染胁迫对双壳类生态毒理效应研究进展 [J]. 海洋科学, 2009, 33(10): 112-118.

- [9] 李 磊, 黄小平. 重金属在海草中累积及其对海草生长的影响[J]. 生态学杂志, 2009, 28(9): 1897-1904.
- [10] 乔永亮, 徐少春, 周 毅, 等. 黄渤海典型鳗草海草床重金属生态风险评估[J]. 海洋科学, 2022, 46(12): 103-114.
- [11] 徐步欣. 海南不同区域海草床底栖食物网表征分析[D]. 三亚: 海南热带海洋学院, 2022, doi: [10.27953/d.cnki.ghnhy.2022.000028](https://doi.org/10.27953/d.cnki.ghnhy.2022.000028).
- [12] 巩慧敏, 刘 永, 肖雅元, 等. 近海海水和表层沉积物重金属污染与生态风险评价: 以海南新村港为例[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(4): 700-708.
- [13] 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.
- [14] Hu C Y, Yang X L, Gao L J, et al. Comparative analysis of heavy metal accumulation and bioindication in three seagrasses: which species is more suitable as a bioindicator?[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 669: 41-48.
- [15] Jeong H, Choi J Y, Choi D H, et al. Heavy metal pollution assessment in coastal sediments and bioaccumulation on seagrass (*Enhalus acoroides*) of Palau[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 163: 111912.
- [16] 傅开哲, 龙军桥, 陈泽恒, 等. 陵水、新盈红树林和海草湿地表层沉积物重金属分布及污染特征[J]. 广西科学, 2023, 30(2): 277-290.
- [17] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [18] 赵一阳, 鄢明才. 中国浅海沉积物化学元素丰度[J]. 中国科学: B 辑, 1993, 23(10): 1084-1090.
- [19] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112-115.
- [20] 张亚南. 黄河口、长江口、珠江口及其邻近海域重金属的河口过程和沉积物污染风险评价[D]. 厦门: 国家海洋局第三海洋研究所, 2013.
- [21] 裘奕斐, 王 静, 徐 敏. 江苏滨海县近岸海域海水、沉积物和生物体重金属分布及健康风险评价[J]. 南京师大学报(自然科学版), 2021, 44(1): 71-78.
- [22] 于 涛. 南海海水中溶解态铜、铅、锌、镉环境背景值的初步研究[J]. 台湾海峡, 2003, 22(3): 329-333.
- [23] 董汉英, 苏 娟, 周声圳, 等. 南海西沙海域冬季海水重金属质量浓度水平及来源分析[J]. 热带海洋学报, 2023, 42(2): 169-177.
- [24] 李曾速. 海南建省 30 周年产业结构变动对经济增长的实证分析[J]. 全国流通经济, 2021(1): 100-103.
- [25] 钟敬忠. 海南限制船舶污染物排放[N]. 中国水运报, 2008-04-16(004).
- [26] 陶慧敏, 张 娟, 张潇文, 等. 2021 年山东近岸海域沉积物重金属分布特征及生态风险评价[J]. 环境影响评价, 2023, 45(5): 22-28.
- [27] 王伟力, 林 彩, 刘 洋, 等. 钦州湾沉积物中重金属的多元统计分析: 空间关系、生态风险和来源识别[J]. 应用海洋学报, 2024, 43(1): 135-146.
- [28] 中国海湾志编纂委员会. 中国海湾志: 第十一分册: 海南省海湾[M]. 北京: 海洋出版社, 1999.
- [29] Malea P. Seasonal variation and local distribution of metals in the seagrass *Halophila stipulacea* (Forsk.) Aschers. In the Antikyra Gulf, Greece[J]. *Environmental Pollution*, 1994, 85(1): 77-85.
- [30] 冯韶辉, 黄小平. Cu 在海草中的累积及其对海草生理生化特性的影响[J]. 海洋环境科学, 2012, 31(5): 779-784.
- [31] 冯韶辉, 黄小平, 张景平. Cu 和 Cd 联合胁迫对海草泰来藻体内 Cd 的亚细胞分布的影响及其生态学意义[J]. 海洋环境科学, 2013, 32(3): 321-326.
- [32] 彭 勃, 黄小平, 张大文. 泰来藻、海菖蒲体内铜的化学形态与累积规律[J]. 生态学杂志, 2010, 29(10): 1993-1997.
- [33] 徐少春. 黄渤海鳗草 (*Zostera marina*) 种群特征及生态修复研究[D]. 青岛: 中国科学院大学(中国科学院海洋研究所), 2021, doi: [10.27551/d.cnki.gzkh.2021.000102](https://doi.org/10.27551/d.cnki.gzkh.2021.000102).
- [34] 何海成, 李青青, 崔建平, 等. 水生植物对生活污水中铅、镉、砷富集能力的研究[J]. 广东化工, 2016, 43(24): 37-40.
- [35] 周笑白, 梅鹏蔚, 彭露露, 等. 渤海湾表层沉积物重金属含量及潜在生态风险评价[J]. 生态环境学报, 2015, 24(3): 452-456.
- [36] 罗先香, 张 蕊, 杨建强, 等. 莱州湾表层沉积物重金属分布特征及污染评价[J]. 生态环境学报, 2010, 19(2): 262-269.
- [37] 刘义峰, 吴桑云, 孙书贤, 等. 胶州湾、莱州湾潮间带沉积物污染比较[J]. 海岸工程, 2009, 28(2): 61-68.
- [38] 田海涛, 胡希声, 张少峰, 等. 茅尾海表层沉积物中重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 海洋环境科学, 2014, 33(2): 187-191.
- [39] 公 勤, 康 群, 王 玲, 等. 重金属铜对植物毒害机理的研究现状及展望[J]. 南方农业学报, 2018, 49(3): 469-475.
- [40] 李倩茹, 曾思琴, 胡杰飞, 等. 海水铜离子污染对喜盐草生长及抗氧化酶活性的影响[J]. 海洋湖沼通报, 2024, 46(2): 134-142.
- [41] 宋 琳, 刘梦宇, 周 航, 等. 镉胁迫下玉米幼苗的生理响应和抗氧化系统特征[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 752-762.
- [42] 孙晶晶, 祖艳群, 吴 炯, 等. 砷胁迫对三七生长及生物量的影响[J]. 特产研究, 2014, 36(3): 32-37.

(本文编辑: 曲丽梅)