doi:10.3969/j.issn.1003-2029.2025.06.007

化学法治理互花米草对广西丹兜湾潮间带动物群落影响研究

莫珍妮[1,2,3]，何斌源[1,2,3]，赖廷和[1,2,3]，刘 秀[4]

（1. 广西壮族自治区海洋研究院，广西 南宁 530022；2. 自然资源部广西海洋检测中心，广西 南宁 530022；3. 广西壮族自治区海洋灾害应急中心，广西 南宁 530022；4. 广西壮族自治区林业科学研究院，广西 南宁 530002）

摘 要：广西北海市面临严峻的互花米草入侵形势，亟待治理修复。本文通过分析化学法治理互花米草（*Spartina alterniflora*）对潮间带动物群落影响的研究，为互花米草科学防治提供参考依据。2022 年 4 月至 8 月，在广西丹兜湾设置 3 个咪唑烟酸除草剂浓度处理组（50.0 g/L、62.5 g/L 和 75.0 g/L）和空白（Control Check，CK）组开展灭除互花米草实验。通过 0—120 d 共 7 次采样监测追踪潮间带动物群落变化，并运用多种群落指标分析评估咪唑烟酸除草剂对动物群落的生态影响。全过程共获潮间带动物 7 门 8 纲 49 种，以节肢类和软体类动物为主。咪唑烟酸除草剂对潮间带动物群落指标没有产生明显的规律性影响。CK 组群落优势种组成较稳定，3 个处理组在短、中期的优势种数量波动变化，后期则呈上升趋势，密度分布更趋向集中于主要优势种。CK 组群落优势种更替率（71.4%）与处理组（57.1%~80.0%）相比，差异并不明显。所有采样污染指数均为负值，绝大多数时间生境属清洁程度。总体判断，按照抗米净浓度 50.0 g/L、药液使用量为 60 L/hm^2 的化学方法清除互花米草，对潮间带底栖动物群落的生态影响是可接受的。

关键词：互花米草；化学方法；咪唑烟酸除草剂；潮间带动物群落；广西丹兜湾

中图分类号：X171 **文献标识码：**A **文章编号：**1003-2029（2025）06-0065-09

互花米草是禾本科米草属多年生草本植物，原产北美洲大西洋沿岸及河口湾潮间带滩涂[1]，因其具有极强的耐盐、耐淹和扩散能力[2]，以及显著的消浪促淤功能，许多国家引进种植用以保护海堤或促淤造陆[3]。20 世纪 70 年代，互花米草被引入我国并广泛种植，种群面积迅速扩大，成为我国滨海湿地生态系统最成功的外来入侵植物[4]。我国于 2003 年将其列为中国第一批 16 种外来入侵物种之一[5]。2022 年，国家林业和草原局等五部（局）印发了《互花米草防治专项行动计划（2022—2025 年）》，提出力争到 2025 年，全国互花米草得到有效治理，滨海湿地生态危害基本消除。2022 年广西互花米草总面积达 1 189.48 hm^2，其中北海市 1 182.13 hm^2，占比达 99.4%[6]，占据了适宜红树林造林及滩涂养殖空间，成为影响广西滨海生态质量的重要因素。

互花米草治理技术研发受到高度关注。互花米草治理方法包括物理法、化学法、生物法和综合法，其中化学法具有见效快、成本低等特点，但化学药剂使用后造成的残留、累积和转移可能存在一定的潜在环境风险，因此对于推广应用化学法顾虑较多。抗米净是一种广谱性除草剂，其有效成分为咪唑烟酸，对禾本科杂草药效高，自然条件下可以

收稿日期：2025-05-15

基金项目：广西重点研发计划资助项目（桂科 AB23026057）

作者简介：莫珍妮（1990—），女，学士，高级工程师，主要从事海洋生物生态和海洋观测技术研究。E-mail：mozhenni0331@163.com

通信作者：何斌源（1969—），男，博士，研究员，主要从事海洋生物生态和生态修复等技术研究。E-mail：344259449@qq.com

快速降解。根据国外相关报道，在美国西海岸多个沿海及河口湿地施用抗米净治理互花米草，不但成功清除了治理目标，后续监测显示抗米净对当地生物毒性低，环境风险低。2021 年 12 月，我国农业农村部正式通过了抗米净药剂登记，规定其使用场所为滩涂，防治对象为互花米草[7]。然而目前我国互花米草的化学治理尚处于起步阶段，国内有关使用抗米净治理互花米草的研究报道仍较少，区域性的互花米草治理模式亟待摸索成型。2022 年，项目组在广西丹兜湾实施了抗米净系列浓度治理互花米草实验，通过跟踪监测治理过程中潮间带底栖动物群落结构、多样性、稳定性等方面的变化，从底栖动物群落角度检验其有效性和安全性，分析评价存在的生态风险，为探索安全、可靠、高效的互花米草治理方法提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样地概况

本文实验在广西丹兜湾上新实验区开展，中心经纬度为（109.668 6°E，21.543 30°N）。丹兜湾海区属南亚热带海洋性季风气候区，年平均气温 23.4 ℃，极端最高气温 38.2 ℃，极端最低气温 1.5 ℃；气温年变化幅度不大，仅 13.8 ℃；大于等于 10 ℃年均积温 7 708~8 261 ℃。平均年降水量 1 500~1 700 mm，约 80%~85%集中在 4—9 月。年平均相对湿度 80%。年均蒸发量为 1 000~1 400 mm。年平均日照时数为 1 796~1 800 h。海区潮汐类型属非正规全日潮，潮汐最高潮位为 4.33 m，最低潮位 –2.75 m，平均高潮位 1.62 m，平均低潮位–0.91 m，多年平均潮差为 2.45 m，最大潮差为 6.25 m。本文在丹兜湾设置的互花米草治理实验样地位于中潮带，面积约为2 hm^2。样地地势平坦，涨落潮方向一致。据实测数据，样地滩涂 0~30 cm 层沉积物的粒径组成为砂：粉砂：黏土 = 66.82∶28.25∶4.92，上覆水盐度范围为 19.545~30.694，pH 平均值为 7.89~8.25。互花米草在实验过程中受到米草秸秆分解的影响，沉积物 pH 值变化较大，在 60 d 前沉积物 pH 范围在 6.42~8.06，120 d 下降为 3.24~4.36。

1.2 实验过程

本文实验在 2022 年 4 月至 8 月之间开展。共设置 4 个实验组，包括 CK 组，以及 S1、S2 和 S3 等 3 个处理组（图 1）。每组互花米草区块的长度、宽度分别为 90 m、10 m，相邻组间距 5 m。每组又等分为 3 个小区作为重复，小区长度、宽度为 30 m × 10 m。本文使用的抗米净除草剂为浓度 25%的咪唑烟酸水剂，由北京绿冠生态科技股份有限公司提供。S1~S3 处理组的药液浓度分别为 50.0 g/L、62.5 g/L 和 75.0 g/L，采用茎叶喷雾一次，施药量为 60 L/hm^2。根据潮汐情况，采取将浓度低的小区均设置在涨潮方向，以保证高浓度处理组不至于影响低浓度组。实验 0 d 时各实验组互花米草长势旺盛、茂密均匀，植株密度为 150~410 ind/m^2。植株处在 3~6 叶期，株高 40~70 cm，属成龄大型草。喷施后 120 d 所有植株地上部已全部枯萎，根系发黑腐烂，各处理组清除效果显著。

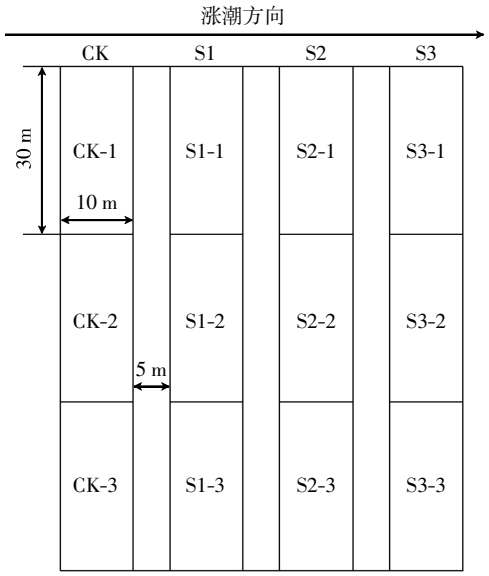

图 1 实验设计示意图

1.3 样品采集及分析

以喷施药液前一天（2022 年 4 月 25 日）为 0 d，喷施药液一天之后（4 月 27 日）为 1 d，此后分别在 3 d（4 月 29 日）、6 d（5 月 2 日）、30 d（5 月 26 日）、60 d（6 月 23 日）及 120 d（8 月 26 日）采集各实验组潮间带底栖动物样品，全程共采样 7 次。野外采样采用样方法，在每个小区采集 5 个定量小样方，样方规格为 25 cm × 25 cm，采样深度 30 cm。样品分离采用漩涡分选装置淘洗法，拣出

滞留网上肉眼可见动物，并将残渣用四氯四碘荧光素染色剂固定带回实验室，在显微镜下挑出所有动物。所得动物样品用 5%左右的中性甲醛固定。其中一些受刺激易引起收缩或自切的种类（如腔肠类、纽形类），先用水合氯醛或乌来糖少许进行麻醉后再行固定；某些多毛类（如沙蚕科、吻沙蚕科），先用淡水麻醉，再加固定液固定。同时进行定性取样与观察。样品固定数日后开展种类鉴定、计数和称重（精确度为 0.001 g），获取种类、种群密度和生物量数据[8]。分类鉴定参照《广西北部湾红树林湿地海洋动物图谱》《中国海洋生物图集》等文献。

1.4　数据处理

数据处理和统计分析均在 Excel 和 SPSS（Statistical Product and Service Solutions）软件中完成。群落指数采用式(1)至式(5)计算[9-11]。

$$I = \left(\frac{n_i}{N} + \frac{w_i}{W}\right) \times F \times 10\,000 \tag{1}$$

式中，I 为相对重要性指数（Relative Importance Index，IRI）；n_i 为第 i 种的个体数；N 为所有个体数；w_i 为第 i 种的生物量；W 为总生物量；F 为出现频率。根据陈国宝等[12]的分级标准，$I \geqslant 500$ 为优势种，$100 \leqslant I < 500$ 为主要种，$10 \leqslant I < 100$ 为一般种，$I < 10$ 为少见种。

$$A = C/(C + D) \times 100\% \tag{2}$$

式中，A 为优势种的更替变化运用种类更替率；C 为两个采样时间中不相同的优势种种数；D 为两个采样时间中相同的优势种种数。

$$A_{\mathrm{I}} = (G + B)/(E + R) \times 100\% \tag{3}$$

$$M_{\mathrm{I}} = (G - B)/(E + R) \times 100\% \tag{4}$$

式中，A_{I} 为群落更替指数（Alternation Index，AI）；M_{I} 为迁移指数（Migration Index，MI）；E 为某采样时间的现存物种数；G 为某采样时间新迁入的物种数；B 为某采样时间将要迁出的物种数；R 为全程均出现的物种数。

$$M = 10^{(2+k)} \times [\Sigma(A_i - B_i)]/S^{1+k} \tag{5}$$

式中，M 为大型底栖动物污染指数（Macrozoobenthos Pollution Index，MPI）；S 为种数；A_i 为密度优势度大小顺序是第 i 个种的密度累积；B_i 为生物量优势度大小顺序是第 i 个种的生物量累积。根据蔡立哲[13]的生境分级标准，$K = |\Sigma(A_i - B_i)|/\Sigma(A_i - B_i)$，当 $\Sigma(A_i - B_i)$ 为正值时，$K = 1$；当 $\Sigma(A_i - B_i)$ 为负值时，$K = -1$。

2　结果分析

2.1　物种丰度变化

实验全程共采集到大型底栖动物 49 种，分别隶属于 7 门 8 纲，包括节肢动物 20 种，软体动物 17 种，环节动物 7 种，脊索动物 3 种，纽形动物、星虫动物各 1 种。出现频次为 7 次的种类有 11 种，分别为扁平拟闭口蟹（*Paracleistostoma depressum*）、刺螯鼓虾（*Alpheus hoplocheles*）、多眼虫（*Polyophthalmus pictus*）、弓形革囊星虫（*Phascolosoma esculenta*）、光滑异装蟹（*Heteropanope glabra*）、黑口滨螺（*Littoraria melanostoma*）、日本大眼蟹（*Macrophthalmus japonicus*）、双齿围沙蚕（*Perinereis aibuhitensis*）、谭氏泥蟹（*Ilyoplax deschamps*）、褶痕相手蟹（*Sesarma plicata*）、棕栉毛蚓（*Didimacar tenebrica*）等，它们耐受能力相对较强，数量较多，往往是群落的优势种。这 11 种的出现频次合计占总频次的 58.3%，频次为 1~6 次的种类有 38 种，出现频次合计占 47.1%。

各实验组的潮间带底栖动物种数均较多，基本上处于同一水平；过程中波动变化，一致性的规律不明显（图 2）。CK 组底栖动物种数呈先增多、后减少的变化趋势，0 d 时 CK 组的种数最少，为 14种，1 d 时快速升达最高 20 种，6 d 时降至最低，仅 13 种，120 d 时维持低水平。S1 组本底值最高，为 17 种，在实验前中期保持较高水平，在 15~17 种之间，后期略减少，120 d 时低至 12 种。S2 组种数变化在 12~18 种之间，30 d 时种数最多，达 18 种，比施药前多了 3 种。S3 组在施药后 6 d 之前种数持续增多，最高达 18 种，此后减少，后期则回升。

各实验组动物类群组成在实验过程中发生小幅变化（图 2）。在整个实验期间，CK 组群落种类组成相对稳定，甲壳类种数始终保持最高占比；双壳类种数除在 30 d 和 60 d 时位居第二，分别为 17.6%、23.1%；其余各实验期的采样中均表现为腹

足类和多毛类种数占比较大。3 个处理组大体上表现出相似规律，甲壳类自始至终种数占比最高；多毛类种数基本占比第二；腹足类和双壳类种数占比则波动变化。

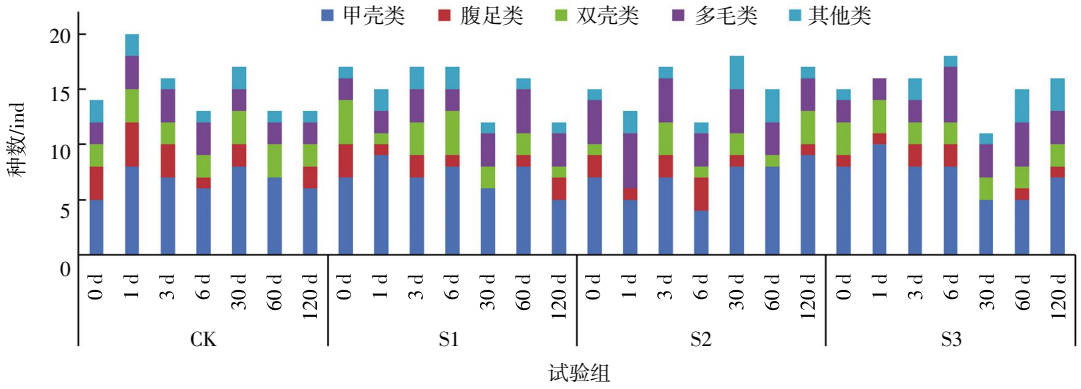

图 2 各实验组潮间带动物群落及类群的种数变化

2.2 密度变化

整个实验期间，各实验组潮间带动物栖息密度波动较大（图 3），总体呈下降趋势，到后期各实验组动物密度相差较小。CK 组在前 3 次采样所获密度均较高，此后下降，到 120 d 时密度仅为 75 ind/m^2，约为 0 d 的 1/2。S1 组群落密度呈先波动上升、后期急速下降的变化趋势，在 120 d 时降至 49 ind/m^2，仅是施药前水平的 38.7%。S2 和 S3 组群落密度先上升、后波动下降，分别为施药前的 50.9%和 57.2%。总的来看，各组在前期动物密度的变化可能与采样过于频繁有关，后期则呈现季节动态变化。

密度的类群占比分布呈现出较为显著的规律性，其中甲壳类的占比始终最高（图 3）。CK 组的其他类变化最为明显，由 0 d 的 2.1%升至 120 d 的 15.7%。3 个处理组中多毛类占比显著上升；而双壳类占比在 S2 组中表现为波动升高，至 120 d 达 10.8%，但在 S1 和 S3 组中则出现明显下降。

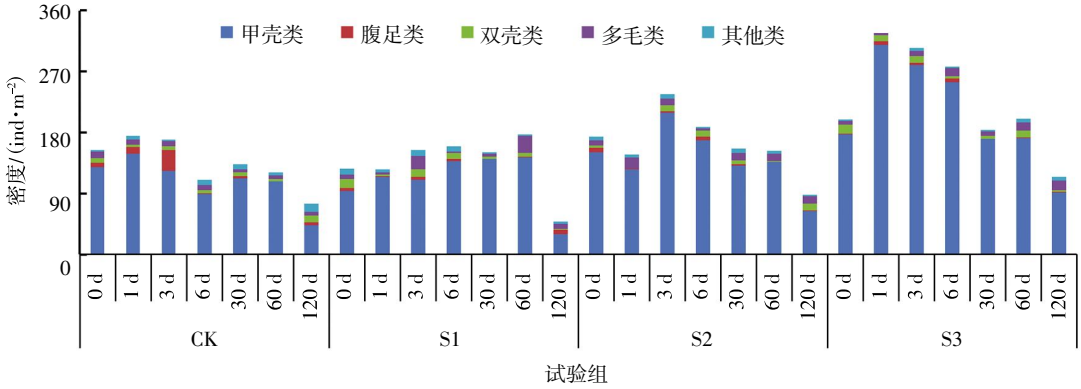

图 3 各实验组潮间带动物群落及类群密度变化

2.3 生物量变化

生物量变化趋势与栖息密度表现不一致（图 4）。在 0 d 时，CK、S1、S2 组生物量大小差距不大，而 S3 远高于其他 3 组，达 154.46 g/m^2。到 120 d 时，4个实验组生物量较为接近。CK、S1、S2、S3 组的120 d 对于 0 d 生物量变化率分别为 14.63%、−59.62%、−13.33%、−61.16%，CK 组变大而处理组均变小；根据莫雪等[14]研究表明，咪唑烟酸从喷施到释放到环境的残留高峰期在第 1—6 d，此后逐渐消失，此时药液使用已过 120 d，沉积物中药液早已极其微量甚至无残留，处理组生物量变小可能是其上植被消失所致。

生物量的类群占比表现为最终走向以甲壳类为主的组成格局（图 4）。仅仅腹足类在 CK 的 3 d 时、双壳类在 S3 的 0 d 时出现最高值，但 4 个实验组的趋势走向结果是一致的。

2.4 群落优势种结构变化

按 $I \geqslant 500$ 划分优势种，在 4 个实验组、7 次采

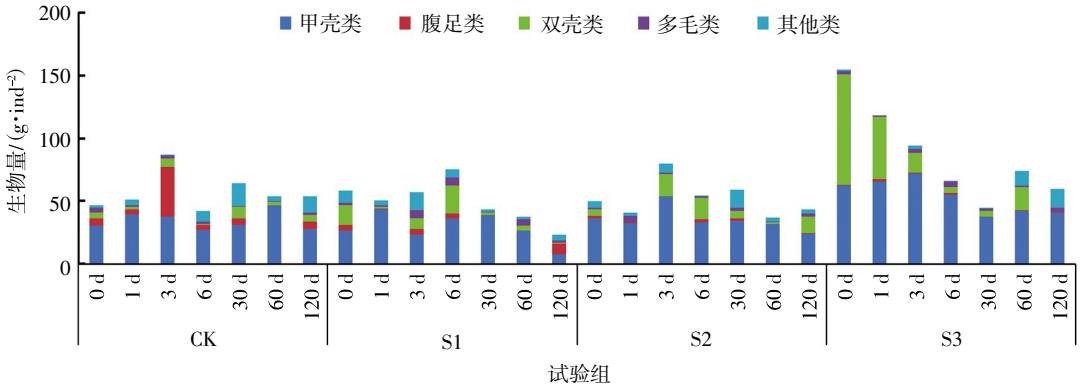

图 4　各实验组潮间带动物群落及类群生物量变化

样共 28 个优势种群体中（表 1），一共出现优势种 20 种，包括甲壳类 9 种，软体类 7 种（含双壳类 6种、腹足类 1 种），多毛类 2 种，鱼类 1 种，其他类 1 种。在 28 个优势种群体中，出现频次居前 5 的种类依次为：扁平拟闭口蟹、褶痕相手蟹、刺螯鼓虾、双齿围沙蚕、弓形革囊星虫，其出现频次合计占总频次的 51.6%，是互花米草湿地潮间带动物的主导优势种；其余 15 种仅占总频次的 48.4%。扁平拟闭口蟹是全过程、所有优势种群体中的第一优势种。扁平拟闭口蟹的相对重要性指数占总量的 67.0%，远超过其后的褶痕相手蟹（占 3.6%）、弓形革囊星虫（占 3.5%）、刺螯鼓虾（占 2.4%）及双齿围沙蚕（占 2.3%）。

CK 组优势种数量波动在 3~6 种（表 1），0 d 与 360 d 的优势种仅差 1 种，群落结构较为稳定。3个处理组在短、中期的优势种数量波动变化，后期则呈上升趋势。整个实验期间，扁平拟闭口蟹始终是第一优势种。

表 1　群落优势种及其 IRI 值变化

时间	优势种及其 IRI 值			
	CK 组	S1 组	S2 组	S3 组
0 d	4 Species：PAD 9160，ALH 1257，PEA 1235，ILD 759	4 Species：PAD 4867，ALH 1073，PHE 784，GEC 563	4 Species：PAD 12131，SEP 918，PHE 910，MEL 856	4 Species：PAD 9654，DIT 2148，CYS 1256，MEL 1045
1 d	4 Species：PAD 7362，PHE 1071，LIM 787，MEL626	3 Species：PAD 7735，SEP 1367，MAJ 1075	2 Species：PAD 13858，PEA 669	3 Species：PAD 12732，CYS 1197，DIT 828
3 d	6 Species：PAD 6761，ONC 2611，LIM 1632，SEP 1218，HEG702，ILD535	4 Species：PAD 4760，PHE 1997，PEA 1341，ILD 506	6 Species：PAD 11586，MEL 1274，LUS 888，PHE 791，DIT 753，ALH 556	5 Species：PAD 13027，DIT 1144，MEL 1035，HEG 647，PEA 563
6 d	3 Species：PAD10419，PHE 900，SEP 806	2 Species：PAD 6749，GLC 557	3 Species：PAD 13599，LUS 3596，SEP 897	2 Species：PAD 15321，DIT 504
30 d	4 Species：PAD 6561，PHE 1171，ACV 551，UCA 526	2 Species：PAD 15168，MAJ 555	3 Species：PAD 11609，PHE 1704，LUS 577	1 Species：PAD 15273
60 d	3 Species：PAD 9261，MAJ 3862，SEP 802	5 Species：PAD 11401，POP 840，SEP 715，PEA 660，ALH 648	4 Species：PAD 12605，SEP 1006，ALH 812，MAJ 510	4 Species：PAD 10952，LUS 2049，SEP 1131，ACV 547
120 d	5 Species：PAD 2552，UCA 1414，PHE 1339，MAJ 760，PEA 740	6 Species：PAD 6189，ONC 1386，PHE 926，ALH 807，POP 770，PEA 650	5 Species：PAD 6580，LUS 1941，SEP 1487，SPN 749，HEG 717	8 Species：PAD 7310，SEP 2005，ACV 1436，MAJ 907，PEA 772，ALH 729，MEL 678，HEG 655

注：ACV 表示青斑细棘虾虎鱼（*Acentrogobius viridipunctatus*）；ALH 表示刺螯鼓虾（*Alpheus hoplocheles*）；CYS 表示青蛤（*Cyclina sinensis*），DIT 表示棕柑毛蚶（*Didimacar tenebrica*）；GEC 表示红树蚬（*Geloina coaxans*）；GLC 表示皱纹绿螂（*Glauconome corrugata*）；HEG 表示光滑异装蟹（*Heteropanope glabra*）；ILD 表示谭氏泥蟹（*Ilyoplax deschamps*）；LIM 表示黑口滨螺（*Littoraria melanostoma*）；LUS 表示疏纹满月蛤（*Lucina scarlatoi*）；MAJ 表示日本大眼蟹（*Macrophthalmus japonicus*）；MEL 表示长足长方蟹（*Metaplax longipes*）；ONC 表示石磺（*Onchidium verruculatum*）；PAD 表示扁平拟闭口蟹（*Paracleistostoma depressum*）；PEA 表示双齿围沙蚕（*Perinereis aibuhitensis*）；PHE 表示弓形革囊星虫（*Phascolosoma esculenta*）；POP 表示多眼虫（*Polyophthalmus pictus*）；SEP 表示褶痕相手蟹（*Sesarma plicata*）；SPN 表示光辉圆扇蟹（*Sphaerozius nitidus*）；UCA 表示弧边招潮（*Uca arcuata*）。

2.5 稳定性状况

2.5.1 优势种的更替率

优势种更替率不仅受到药液喷施的影响，群落也因季节变化而发生自然改变。计算结果表明，群落优势种更替率范围为 25.0%~85.7%（表 2），由于优势种数量不多，主导优势种较为集中，即使仅有少量优势种群变化，也会引起更替率的明显变化。CK 组更替率较为平稳，主要是由于其始终保持米草湿地生境。3 个处理组的更替率呈现波动变化。短期内，由于药液喷施，群落的主要成分受到影响；中期则主要受季节变化的制约；而长期来看，由于生境性质由米草湿地剧变为光滩，除第一优势种扁平拟闭口蟹地位仍维持外，其他原有优势种的地位在种间竞争中或多或少趋于弱化。

表 2 相对于 0 d 的各期群落优势种更替率变化

单位：%

实验组	0—1 d	0—3 d	0—6 d	0—30 d	0—60 d	0—120 d
CK	85.7	75.0	83.3	85.7	83.3	71.4
S1	83.3	66.7	80.0	80.0	71.4	57.1
S2	80.0	57.1	60.0	60.0	66.7	71.4
S3	25.0	50.0	50.0	75.0	85.7	80.0

2.5.2 群落物种更替与迁移

各实验组底栖动物群落更替指数范围在 28.6%~100%（表 3），在 50%以上和以下的数值分别有 13 个和 7 个，群落种类组成结构发生明显的波动。4 个实验组的更替指数均值较为接近，分别为：CK，55.7%；S1，47.9%；S2 组，60.6%；S3 组，46.9%。

表 3 群落更替指数及迁移指数变化

单位：%

实验组	指数	1 d	3 d	6 d	30 d	60 d
CK	A_1	73.9	47.4	37.5	95.0	62.5
	M_1	4.3	−15.8	0.0	−5.0	−12.5
S1	A_1	45.0	50.0	54.5	35.3	61.9
	M_1	15.0	−4.5	0.0	0.0	4.8
S2	A_1	46.7	78.9	50.0	100.0	58.8
	M_1	−6.7	5.3	−21.4	10.0	0.0
S3	A_1	47.4	52.6	76.2	28.6	55.6
	M_1	−5.3	10.5	−19.0	0.0	11.1

实验期间，各组物种迁入与迁出处于动态变化之中，物种迁移指数为−21.4%~15.0%（表 3）。20个迁移指数中，正值和负值分别为 12 个和 8 个，物种迁入的情形多于迁出，而且 4 个实验组迁入迁出并不同步。CK 组在 6 d 迁移指数为 0，底栖动物迁出迁入接近于动态平衡，S1 组在 6 d 和 30 d，S2 组在 60 d，S3 组在 30 d 也出现这种情况。群落在大部分采样时刻的迁入与迁出物种数差别较小，在 0~4 种之间，群落保持着一定的抵抗力和恢复力，经过一段时间仍可恢复至原状。

2.6 生境污染水平

根据生境分级标准，当 $M > 4$ 为严重污染，$0 \leqslant M \leqslant 4$ 为中度污染，$-6 \leqslant M < 0$ 为轻度污染，$M < -6$ 为清洁。计算结果显示所有实验组的污染指数均为负值，仅有 S1 组的 120 d，S2 组的 1 d、6 d 和 60 d 处在 $-6 \leqslant M < 0$ 区间，属轻度污染状况，占比约 14.4%；药液浓度最高的 S3 组则全程生境处于清洁状态（表 4）。综合评估喷施 50.0~75.0 g/L 浓度的咪唑烟酸对于当地底栖动物群落生境污染影响是极微的。

表 4 潮间带动物群落污染指数变化

实验组	0 d	1 d	3 d	6 d	30 d	60 d	120 d
CK	−14.82	−16.78	−16.78	−13.46	−18.54	−12.31	−11.30
S1	−13.98	−6.59	−16.69	−23.03	−7.02	−15.24	−1.18
S2	−7.21	−5.33	−9.96	−4.48	−6.65	−5.93	−11.63
S3	−25.49	−18.14	−10.67	−7.69	−6.07	−18.46	−21.70

3 讨 论

3.1 施用除草剂对潮间带底栖动物群落的影响

潮间带底栖动物是湿地环境变化的敏感指示生物，因其生命周期长、活动能力弱、栖息地相对固定及对环境变化反应敏锐的特性，其种群数量和结构变化可作为评价除草剂环境影响的重要指标[15-16]。但目前国内关于除草剂对潮间带底栖动物影响的研究仍显不足。在喷施有毒药剂的情况下，潮间带底栖动物除了产生耐受或死亡反应外，还可能通过逃逸或迁移来躲避不利环境。同时，由于米草清除后，植物群落结构、底质特征、水动力条件及碳源发生变化，因此在植被更替或生境变化显著的区域，动物群落极有可能出现重大调整。乔沛阳等[17]研究发现，喷施草甘膦数天后，试验区内的蟹类消失不见。而盛强等[18]、SIMENSTAD C A 等[19]则认为，化学除草措施对底栖动物的影响并不显著，其原因在于除草剂可被环境快速稀释。吕小梅等[20]在厦门

海沧青礁海堤外开展互花米草的化学防治试验，2 个月时的监测结果显示：试验组与对照区的底栖生物种类组成、生物量及栖息密度同步对比差异不显著，其随时间变化的趋势亦总体一致，表明互花米草防除药物对底栖生物群落结构及其生境的干扰不大。本文实验历时 4 个多月，其间跨越了春、夏两季，调查结果显示，CK 组在整个实验过程中底栖动物群落指标也呈现较大的波动，但 120 d 时基本恢复到 0 d 时状态，其波动变化符合季节动态规律；S1、S2 和 S3 组从米草湿地剧变为裸滩湿地，生境性质发生了根本变化，虽与 CK 组底栖动物群落存在一定差异，但 3 个处理组之间对比并未显示出喷施除草剂药液浓度高低而产生的规律性影响，更多地反映了米草植被消失、生境剧烈变化而引起的底栖动物群落变化。总体而言，不同的底栖生物种类对异质性生境表现出不同的倾向性，各自采取了不同的响应策略。此外，在后续研究工作中，计划引入长期监测机制，并考虑增设“仅清除植被未施药”对照组，以提升实验结果的科学性和可靠性。

3.2　除草剂在潮间带滩涂使用的生态环境风险

除草剂作为一种相对较为激烈地清除互花米草的化学试剂，不可避免地会带来潜在的生态环境风险，一方面可能对周边的红树林等非目标植物造成损伤，另一方面可能影响底栖动物等的生长繁殖。同时某些研究认为，尽管除草剂对互花米草湿地中的底栖动物群落存在一定影响，但在限制浓度之下，其长期影响是可接受的。莫雪等[21]认为潮汐作用与咪唑烟酸自身降解特性可缩短药物在滩涂沉积物中的残留时间，而咪唑烟酸降解的方式主要是光降解，降解半衰期通常为 2—5 d，可见该化合物易分解又很少残留，在一定程度上降低了使用咪唑烟酸类除草剂的环境风险。同时根据 2022 年生态环境部南京环境科学研究所测试报告及美国环境保护局数据，可计算出鱼类、贝类和虾类的抗米净安全浓度范围分别约为 6.0~12.0 mg/L、7.5~15.0 mg/L、9.5~18.9 mg/L。本文同期开展了抗米净残留农残检测，结果显示其残留最高水平在米草叶片为 5.0 mg/L，在间隙水约为 0.14 mg/L，在沉积物约为 0.10 mg/kg，在底栖动物黑口滨螺体内为 0.011 mg/kg；可见抗米净在不同子系统的分布差异很大，主要是在湿地植被部分，在沉积物、间隙水和底栖动物中残留相对较低，底栖动物中残留低于食品安全国家标准规定的最大残留限量（10 μg/kg）。因此，对于湿地中的底栖动物很多种类个体而言，采用药液浓度 50~75 g/L、施药量 60 L/hm^2 的使用方法情形下，抗米净药剂残留处在安全浓度水平之下，不会导致急性中毒死亡。另外本文监测表明，互花米草湿地沉积物 pH 下降程度较大，这是一种与抗米净毒性无关的变化，而实验中期各实验组的某些群落指标等受到一定影响，可能是由化学法模式在秸秆处置措施上的缺陷导致留置现场的死亡秸秆分解所引起；同时，由于潮汐涨落对残留药剂的稀释作用，药剂仅能在底栖动物体表短暂停留，大大减轻了底栖动物的受损概率。这与 PATTEN K[22]发现由于低剂量的除草剂主要被植物叶片摄取，只有少量落至沉积物并迅速水解，对滩涂生物几乎无危害[23–24]，以及张慧等[25]认为除草剂在底栖生物体内残留量较低，在土壤和水体中的降解较快的结论相同。因此，如在喷施药剂起效之后收集秸秆运至陆地处置，可防止沉积物酸化，避免造成底栖动物死亡以致群落结构失衡。

3.3　不同互花米草治理措施对底栖动物群落的影响

目前国内外学者已对互花米草生境中大型底栖动物的群落结构、时空动态等开展了很多研究，对互花米草不同治理措施对大型底栖动物的影响进行了分析[26]，有助于客观评价治理互花米草的生态影响。常见的互花米草治理方法包括物理清除法 、化学除草法 、生物防治法和综合法，但清除效果不一，需根据实际情况科学精准制定防治措施。物理法通常有刈割、围淹、翻耕深埋、火烧、拔除、覆膜等，单一手段或不同组合各有利弊。生物法包括引入天敌、生物替代和利用化感作用防治等途径[27]。一些地方采用生长迅速的无瓣海桑替代互花米草的实践，尤其是在珠海淇澳岛控制互花米草取得明显效果[28–29]；但生物入侵本质上是外来种群的恶性膨胀，如若控制不力，则可能造成新的外来物种入侵。综合法是根据实际情况综合已有治理方法，科学精准制定治理措施。特别在互花米草与红树林交叉的区域，以及周边水产养殖密集分布区等，更需要采取多种方法扬长避短，达成综合效果，有待于进一步的技术摸索和效果评价。

4 结 论

本文从各试验组的潮间带底栖动物的种类组成、数量、优势种结构等群落指标及计算出来的各种指数变化全过程来看，没有表现药剂浓度越大、各种指标和指数受到负面影响越大的规律性趋势。根据MPI可以判断，大多数采样时间的生境是清洁的。清除米草导致生境植被和理化性质变化很大，但生境质量仍处在安全状况，潮间带动物群落在使用抗米净的一段时间后，很快逐渐恢复至特定生境（米草或光滩）对应表征的稳定状态。按照抗米净浓度50.0 g/L、药液使用量为60 L/hm^{2}的化学方法清除互花米草，对潮间带底栖动物群落的生态影响是可接受的。

基于本文研究结果，建议进一步研发“源头阻截、综合修复、治养结合、联防联控”的安全、高效、低成本的互花米草防控技术体系，全面提升互花米草综合防治能力，为保护滨海滩涂湿地生态系统稳定性提供奠定坚实基础。

参考文献：

[1] 邓自发，安树青，智颖飙，等. 外来种互花米草入侵模式与爆发机制[J]. 生态学报，2006，26(8)：2678-2686.

[2] 袁月，李德志，王开运. 芦苇和互花米草入侵性研究进展[J]. 湿地科学，2014，12(4)：533-538.

[3] 陈中义，李博，陈家宽. 米草属植物入侵的生态后果及管理对策[J]. 生物多样性，2004，12(2)：280-289.

[4] 关道明. 中国滨海湿地[M]. 北京：海洋出版社，2012.

[5] 顾欣，马力. 我国公布首批外来入侵物种名单[J]. 生态经济，2003，4：78.

[6] 广西壮族自治区海洋研究院. 2022年广西海洋生态蓝皮书[R]. 南宁：广西壮族自治区海洋研究院，2023.

[7] 胡尊纪，吴博，解银萍，等. 25%咪唑烟酸水剂防除滩涂互花米草应用技术[J]. 杂草学报，2023，1：74-77.

[8] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋监测规范：第7部分 近海污染生态调查和生物监测：GB 17378.7—2007[S]. 北京：中国标准出版社，2007：17-22.

[9] 杨世民，董树刚. 中国海域常见浮游硅藻图谱[M]. 青岛：中国海洋大学出版社，2006.

[10] 胡俊，池仕运，郑金秀，等. 基于CoCA分析的长江干流浮游动植物群落交互影响研究[J]. 生态环境学报，2018，27(12)：2200-2207.

[11] 朱鑫华，吴鹤洲，徐凤山，等. 黄渤海沿岸水域游泳动物群落多样性及其相关因素的研究[J]. 海洋学报，1994，16(3)：102-112.

[12] 陈国宝，李永振，陈新军. 南海主要珊瑚礁水域的鱼类物种多样性研究[J]. 生物多样性，2007，4：373-381.

[13] 蔡立哲. 大型底栖动物污染指数（MPI）[J]. 环境科学学报，2003，5：625-629.

[14] 莫雪，吴博，刘佳凯，等. 施用咪唑烟酸除草剂去除漳江口红树林中互花米草的短期实验[J]. 湿地科学，2022，20(2)：277-284.

[15] 赵然，贾立明. 大型无脊椎底栖动物水质生物评价国内外研究现状[J]. 曲阜师范大学学报（自然科学版），2015，41(2)：62-66.

[16] 张婷婷，高宇，王思凯，等. 河口湿地景观格局与大型底栖生物群落的尺度效应研究[J]. 海洋渔业，2018，40(6)：679-690.

[17] 乔沛阳，王安东，谢宝华，等. 除草剂对黄河三角洲入侵植物互花米草的影响[J]. 生态学报，2019，39(15)：5627-5634.

[18] 盛强，黄铭垚，汤臣栋，等. 不同互花米草治理措施对植物与大型底栖动物的影响[J]. 水生生物学报，2014，38(2)：279-290.

[19] SIMENSTAD C A，CORDELL J R，TEAR L，et al. Use of Rodeo（R）and X-77（R）spreader to control smooth cordgrass（*Spartina alterniflora*）in a southwestern Washington estuary Effects on benthic microflora and invertebrates[J]. Environmental Toxicology and Chemistry，1996，15(6)：969-978.

[20] 吕小梅，张跃平. 互花米草防除药物对滩涂底栖生物影响的评价[J]. 台湾海峡，2006，3：402-406.

[21] 莫雪，吴博，刘佳凯，等. 施用咪唑烟酸除草剂去除漳江口红树林中互花米草的短期实验[J]. 湿地科学，2022，20(2)：

277–284.

[22] PATTEN K. Persistence and non-target impact of imazapyr associated with smooth cordgrass control in an estuary[J]. Journal of Aquatic Plant Management，2003，41：1–6.

[23] 刘建，杜文琴，马丽娜，等. 大米草防除剂：米草净的试验研究[J]. 农业环境科学学报，2005，24(2)：410–411.

[24] SHIMETA J，SAINT L，VERSPAANDONK E R，et al. Long-term ecological consequences of herbicide treatment to control the invasive grass，*Spartina anglica*，in an Australian saltmarsh[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science，2016，176：58–66.

[25] 张慧，肖辉，周滨，等. 除草剂对滨海外来物种互化米草除控效果[J]. 应用海洋学学报，2022，41(1)：78–85.

[26] 江旷，陈小南，鲍毅新，等. 互花米草入侵对大型底栖动物群落垂直结构的影响[J]. 生态学报，2016，36(2)：535–544.

[27] 赵燕，王森，杨文清，等. 中国互花米草防治措施研究进展及展望[J]. 生物安全学报. 2022，31(3)：210–216.

[28] 唐国玲，沈禄恒，翁伟花，等. 无瓣海桑对互花米草的生态控制效果[J]. 华南农业大学学报，2007，28(1)：10–13.

[29] 管伟，廖宝文，邱凤英，等. 利用无瓣海桑控制入侵种互花米草的初步研究[J]. 林业科学研究，2009，22(4)：603–607.

Study on the Effect of Applying Chemical Method to Eliminate Spartina Alterniflora on the Intertidal Macrobenthos Community in the Saltmarsh Swamp in Dandou Bay of Guangxi

MO Zhenni[1,2,3], HE Binyuan[1,2,3], LAI Tinghe[1,2,3], LIU Xiu[4]

(1. Guangxi Academy of Oceanography, Nanning 530022, China; 2. Guangxi Marine Testing Center of Ministry of Natural Resources, Nanning 530022, China; 3. Guangxi Marine Disaster Emergency Center, Nanning 530022, China; 4. Guangxi Forestry Research Institute, Nanning 530002, China)

Abstract: Beihai in Guangxi was facing a severe threat from smooth cordgrass *Spartina alterniflora* invasion and urgently necessary to be eradicated and restored to natural status. Research on the impact of *Spartina alterniflora* control by chemical analysis method on intertidal animal communities provides scientific prevention and control of *Spartina alterniflora*. The project was settling three concentrations of herbicide-spraying groups (i.e 50.0 g/L, 62.5 g/L, 75.0 g/L of imazapyr herbicide) and CK (Control Check) group, a field trial to eliminate *S. alterniflora* was conducted from April to August 2022 on the intertidal flat of Dandou Bay, Guangxi province, China. The intertidal macrobenthos on the trial flats were quantitively sampled seven times on 0 d, 1 d, 3 d, 6 d, 30 d, 60 d, 120 d respectively, and some community indexes were applied to analyze the ecological effect on the macrobenthos. Totally 7 phyla, 8 classes and 49 species of macrobenthos were captured, in which the mollusks and arthropods dominated in species abundance. The imazapyr herbicide did not show a significant regular effect on the community indexes of macrobenthos. The composition of dominant species in the CK group was relatively stable throughout the trial, however significant changes occurred in the all three herbicide-spraying groups, the number of dominant species in the three herbicide-spraying groups fluctuated in the short and middle term, but showed an upward trend in the later stages, with population densities tending to concentrate on the main dominant species. The replacement rate of dominant species in the CK group (71.4%) was not much different to those in herbicide-spraying groups (57.1%~80.0%). The macrobenthos pollution indexes was negative at all sampling times, and the habitat qualities in vast majority of sampling times were non-polluted. Overall, based on a comprehensive assessment, the ecological impact of using the imazapyr herbicide solution with a concentration of 50.0 g/L and a dosage of 60 L/hm^2 to remove *Spartina alterniflora* on the macrobenthic community was acceptable.

Keywords: *Spartina alterniflora*; chemical method; imazapyr herbicide; intertidal macrobenthos community; Dandou Bay of Guangxi