

平远稀土尾矿植物重金属富集特性的研究

杨成璐¹, 杜丽茜¹, 彭 颖¹, 杨期和^{1,2*}

¹嘉应学院生命科学院, 广东 梅州

²广东省山区特色农业资源保护与精准利用重点实验室, 广东 梅州

收稿日期: 2025年9月8日; 录用日期: 2025年10月9日; 发布日期: 2025年10月21日

摘 要

本研究以梅州市平远县仁居镇废弃稀土矿区为对象, 分析5种优势植物, 五节芒(*Miscanthus floridulus* (Lab.) Warb. ex Schum. et Laut.)、芒萁(*Dicranopteris pedate* (Houtt.) Nakaike)、雀稗(*Paspalum thunbergii* Kunth ex Steud.)、黑莎草(*Gahnia tristis* Nees Hooker & Arnott)对Pb、Cu、Zn、Cd、As等重金属及稀土元素的吸收、转运与富集特性, 并评价土壤污染程度及植物食用安全性。结果表明, 尾矿土与复垦土均存在Pb、Mn、Zn轻度污染, 稀土元素以轻稀土为主且复垦土污染略重; 芒萁对Cu (BCF = 2.936)和As (BCF = 2.881)富集能力最强, 对Mn (TF = 7.29)、As (TF = 2.24)转运能力突出; 黑莎草对Cd (BCF = 1.826)富集优势显著; 五节芒对Cr、Ni转移系数较高。5种植物地上部重金属含量均低于国家饲料卫生标准, 食用风险低。研究可为粤东北稀土尾矿土壤植物修复与植被重建提供科学依据, 对区域生态可持续修复具有参考价值。

关键词

重金属, 植物富集, 植物修复, 稀土尾矿, 粤东北, 土壤污染

Study on the Heavy Metal Accumulation Characteristics of Plants in Pingyuan Rare Earth Tailings

Chenglu Yang¹, Liqi Du¹, Ying Peng¹, Qihe Yang^{1,2*}

¹School of Life Sciences, Jiaying University, Meizhou Guangdong

²Key Laboratory of Characteristic Agricultural Resource Protection and Precision Utilization in Mountainous Areas of Guangdong Province, Meizhou Guangdong

Received: September 8, 2025; accepted: October 9, 2025; published: October 21, 2025

Abstract

This study taken the abandoned rare earth mining area in Renju Town, Pingyuan County, Meizhou

*通讯作者。

文章引用: 杨成璐, 杜丽茜, 彭颖, 杨期和. 平远稀土尾矿植物重金属富集特性的研究[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(10): 1438-1447. DOI: 10.12677/aep.2025.1510158

City as the object, analyzed the absorption, transport, and enrichment characteristics of five dominant plants, *Miscanthus floridulus* (Lab.) Warb. ex Schum. et Laut., *Dicranopteris pedata* (Houtt.) Nakaike, *Paspalum thunbergii* Kunth ex Steud., and *Gahnia tristis* Nees Hooker & Arnott, on heavy metals and rare earth elements such as Pb, Cu, Zn, Cd, As, and evaluated the degree of soil pollution and plant food safety. The results showed that both tailings soil and reclaimed soil were mildly polluted with Pb, Mn, and Zn, and rare earth elements were mainly light rare earth elements, with reclaimed soil being slightly more polluted; *Dicranopteris pedata* had the strongest enrichment ability for Cu (BCF = 2.936) and As (BCF = 2.881), and outstanding transport ability for Mn (TF = 7.29) and As (TF = 2.24); *Gahnia tristis* had a significant advantage in Cd (BCF = 1.826) enrichment; *Miscanthus floridulus* had a higher transfer coefficient for Cr and Ni. The heavy metal content in the above-ground parts of 5 plant species was lower than the national feed hygiene standard, indicating low food risk. The research can provide scientific basis for soil vegetation restoration and vegetation reconstruction of rare earth tailings in northeastern Guangdong, and has reference value for regional ecological sustainable restoration.

Keywords

Heavy Metals, Plant Enrichment, Plant Restoration, Rare Earth Tailings, Northeast Guangdong, Soil Pollution

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

广东省梅州市平远县仁居镇废弃稀土矿区位于粤东北丘陵山区, 属亚热带季风气候, 但因历史稀土开采导致地表植被破坏、尾矿砂裸露, 水土流失严重[1]。矿区土壤为砂质红壤(pH 5.8~6.5), 土层薄且贫瘠, 已遭受 Pb、Zn、Cd 等多种重金属复合污染, 部分地段尾矿土及复垦土中 Pb、Zn、Cd 含量均显著超出广东省土壤背景值, 生态风险突出[2] [3]。

重金属污染土壤修复中, 植物修复技术因环境友好、成本低廉且能维持土壤结构完整性, 成为重金属污染修复的研究热点[4]。理想的修复植物需满足“地上部重金属含量高、地上部含量高于根部、生长未受显著抑制且富集系数(BCF) > 1”等特征[5]。目前国内已筛选出蜈蚣草(*Pteris vittata*) (As 富集)、龙葵(*Solanum nigrum*) (Cd 富集)等典型植物, 同时发现藿香蓟(*Ageratum conyzoides*)也可富集 Cd、Zn, 小鳞苔草(*Carex gentilis*)对 Pb 的富集系数高达 11.79 [6] [7]。但重金属污染具有强地域性, 粤东北尾矿土壤酸性、养分匮乏的特殊环境对植物的耐性及富集能力提出了更高要求, 而针对该区域的本土植物筛选研究仍较薄弱[5] [6]。离子型稀土尾矿的复垦当前主要采用客土法, 这是经济有效的修复方法[3]-[7]。尽管客土复垦已在梅州尾矿区展开, 但对于尾矿土壤复垦前后理化性质变化的研究并不多。本研究聚焦粤东北稀土尾矿, 通过调查土壤重金属污染特征, 分析本土优势植物对重金属的富集与转运能力, 筛选适宜修复物种, 为矿区生态修复提供本土化技术支撑。

2. 材料与方法

2.1. 研究区概况

研究区位于广东省梅州市平远县仁居镇(E115°56', N24°47'), 年均温 20.5℃, 年降水量 ≥ 1600 mm。土壤类型为砂质红壤, pH 值 5.8~6.5; 因稀土开采历史, 地表植被覆盖率低, 尾矿砂裸露导致水土流失严

重, 土壤重金属复合污染突出。

2.2. 样品采集与处理

2.2.1. 土壤样品采集

参照《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166-2004), 在尾矿区和复垦区(相距 300~500 m, 复垦土来自矿区周围林地)各选取 4 个代表性采样点, 每个采样点布设 5 个子样点, 采集 0~20 cm 表层土壤。剔除杂质后混合为 1 kg 复合样, 密封保存。

2.2.2. 植物样品采集

在每个土壤采样点周边, 选取自然生长的 5 种优势植物: 五节芒(*Miscanthus floridulus* (Lab.) Warb. ex Schum. et Laut.)、芒萁(*Dicranopteris pedata* (Houtt.) Nakaike)、雀稗(*Paspalum thunbergii* Kunth ex Steud.)、黑莎草(*Gahnia tristis* Nees in Hooker & Arnott)和乌毛蕨(*Blechnopsis orientalis* (L.) C. Presl)。整株挖取后剥离根部土壤, 将植株分为地上部(茎、叶)和地下部(根和根状茎), 分别装入密封袋; 每种植物地上部及根部鲜样采集量均 ≥ 100 g。

2.3. 样品分析

参考目前常用检测方法[8]-[10]。土壤样品经自然风干后研磨过 100 目筛, 采用电位法测定 pH 值、重铬酸钾氧化法测定有机质、乙酸铵交换法测定 CEC; 采用 DTPA 浸提法提取有效态 Pb、Zn、Cd、Cu, 使用原子吸收分光光度计(AA-7000)测定含量。植物样品经自来水冲洗后用去离子水淋洗 3 次, 105℃杀青 30 min、70℃烘干至恒重, 粉碎过 0.25 mm 筛。采用 HNO₃-HF-HClO₄ 消解体系处理后, 用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, PerkinElmer NexION 350D)测定植物地上部和根部的镉(Cd)、铅(Pb)、铜(Cu)、锌(Zn)、砷(As)含量。土壤和植物样品中 16 种稀土元素: 镧(La)、铈(Ce)、镨(Pr)、钕(Nd)、钐(Sm)、铕(Eu)、钆(Gd)、铽(Tb)、镝(Dy)、钬(Ho)、铒(Er)、铥(Tm)、镱(Yb)、镱(Lu)、钪(Sc)、钇(Y)均采用电感耦合等离子光谱-质谱联用仪(ICP-MS)测定。质量控制: 每批次样品设空白对照及国家标准物质(GBW07429), 回收率控制在 85%~115%。

2.3.1. 土壤评价方法

(1) 重/轻稀土比

根据稀土元素的化学、物理和地球化学性质差异及矿物处理需求, 将其分为轻稀土组(LREEs, 包括 La、Ce、Pr、Nd、Sm、Eu)和重稀土组(HREEs, 包括 Gd、Tb、Dy、Ho、Er、Tm、Yb、Lu、Sc、Y)。

轻重稀土比计算公式为:
$$\text{HREE/LREE} = \frac{\sum_{i=1}^n w(\text{HRRE}_i)}{\sum_{j=1}^m w(\text{LRRE}_j)}$$

其中 $w(\text{HRRE}_i)$ 表示重稀土元素中第 i 个元素的含量, $w(\text{LRRE}_j)$ 表示轻稀土元素中第 j 个元素的含量, n 和 m 分别为重稀土元素和轻稀土元素的个数。

(2) 内梅罗综合污染指数法

内梅罗综合污染指数法是国内外广泛用于评价土壤多种不同重金属元素污染水平的评价方法[9] [10]。

其计算公式为:
$$P_{\text{Nem}} = \sqrt{\frac{P_{\text{max}}^2 + P_{\text{ave}}^2}{2}}$$

上式中: P_{Nem} 为土壤重金属复合污染指数; P_{ave} 为所有单项污染指数的平均值; P_{max} 为最大单项污染指数。根据 P_{Nem} 值对非稀土重金属污染水平分级: $P_{\text{Nem}} \leq 0.7$ 为安全; $0.7 < P_{\text{Nem}} \leq 1$ 为警戒线; $1 < P_{\text{Nem}} \leq 2$ 为轻度污染; $2 < P_{\text{Nem}} \leq 3$ 为中度污染; $P_{\text{Nem}} > 3$ 为重污染。

(3) 地累积指数法

采用地累积指数法进行重金属污染评价，其计算公式为： $I_{geo} = \log_2[C_i/(k \cdot B_i)]$ 。式中： I_{geo} 为地累积指数； C_i 为重金属元素 i 的实测含量； k 为岩石背景值异常数(取 1.5)； B_i 为重金属元素 i 的地球化学背景值(本文分别采用广东省和中国土壤背景值)。根据 I_{geo} 值分级： $I_{geo} \leq 0$ 为无污染； $0 < I_{geo} \leq 1$ 为无污染 - 中度污染； $1 < I_{geo} \leq 2$ 为中度污染； $2 < I_{geo} \leq 3$ 为中度污染 - 强污染； $3 < I_{geo} \leq 4$ 为强污染； $4 < I_{geo} \leq 5$ 为强污染 - 极强污染； $I_{geo} > 5$ 为极强污染。

2.3.2. 植物重金属富集和转移评价指标计算

富集系数(Bioaccumulation Factor, BCF)：BCF = 植物地上部重金属含量/土壤中该重金属含量(BCF > 1 表示具有富集潜力)。

转移系数(Translocation Factor, TF)：TF = 植物地上部重金属含量/根部重金属含量(TF > 1 表示重金属向地上部迁移能力强)。

污染指数(Pollution index, PI)：PI = S_i/C_i 。Ci：土壤中重金属 i 的实测浓度(mg/kg)；Si：广东区域土壤背景值。

2.4. 数据分析

应用 Microsoft Excel 软件计算分析和作图，SPSS 软件进行数据方差分析(LSD 法)。

3. 结果与分析

3.1. 重金属元素

3.1.1. 两种土壤中的含量及污染指数

由表 1 可知，尾矿土和复垦土中 Pb、Zn 含量较高(尾矿土 Pb 54 mg·kg⁻¹、Zn 86 mg·kg⁻¹；复垦土 Pb 67 mg·kg⁻¹、Zn 86 mg·kg⁻¹)，且均高于中国和广东省土壤背景值[11]。Cd、As 含量较低，远低于背景值；Cr、Ni 浓度均低于检测限(<2 mg·kg⁻¹)，无显著污染；两种土壤的 Mn 含量均高于广东省背景值，但远低于中国背景值[11] [12]。对比两种土壤，复垦土中 Pb、Mn、Cd、As 含量高于尾矿土，Cr、Ni、Zn 含量相近。

Table 1. Soil Heavy Metal Concentration (mg·kg⁻¹)
表 1. 土壤重金属浓度(mg·kg⁻¹)

浓度 Concentration (mg·kg ⁻¹)	Pb	Cr	Ni	Mn	Zn	Cd	As
尾矿土 Tailings soil	54	<2	<2	298	86	0.05	1.6
复垦土 Reclaimed soil	67	<2	<2	501	86	0.09	1.8
广东土壤元素的环境背景值 Environmental background values of soil elements in Guangdong Province	36	50.5	14.4	279	47.3	0.056	8.90
中国土壤元素的环境背景值 Environmental background values of soil elements in China	26	61	26.9	583	74.2	0.097	11.2
农用地土壤污染风险管控标准 Risk Control Standards for Soil Pollution in Agricultural Land (Environmental quality standards grade II)	90	150	70	1000	200	0.30	40

注：表中的广东和中国的土壤元素背景值均来自于《中国土壤背景值》(1990)。参照 2018 年颁布实施的《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)，各项土壤重金属含量远低于规定的风险筛选值，土壤污染风险低，Mn 的管控标准参考 GB 15618-1995 土壤环境质量二级标准。

由表 2 可知, 复垦土的 Pb、Mn、Cd 污染指数(1.86, 1.80, 1.61)高于尾矿土(1.50, 1.07, 0.89), 表明复垦后 Pb、Mn、Cd 污染仍需重点关注; Zn 污染指数在两种土壤中均为 1.82, 复垦前后无变化; As 污染指数较低(≤ 0.2)。综上, 两种土壤中 Cr、Ni、As 无显著污染; Pb、Mn、Zn 为轻度污染(单污染指数 1~2); 复垦土存在轻度 Cd 污染, 尾矿土 Cd 污染处于安全水平。

与土壤环境质量二级标准(GB15618-1995)相比, 所有土壤重金属含量均远低于标准限值, Cr、Ni、As 单项污染指数均 < 0.1 , 单个元素均不超标。内梅罗综合评价显示, 不同类型土壤 P_{Nem} 均 < 0.7 , 重金属污染等级为安全水平。

Table 2. Single pollution index of heavy metals
表 2. 重金属的单污染指数

土壤类型 Soil type	Pb	Cr	Ni	Mn	Zn	Cd	As
尾矿土 Tailings soil	1.50	--	--	1.07	1.82	0.89	0.18
复垦土 Reclaimed soil	1.86	--	--	1.80	1.82	1.61	0.20

注: 污染指数以广东省土壤背景值计算; Cr、Ni 因含量极低未检出, 以 “--” 表示。

3.1.2. 植物体中重金属含量及富集系数

由表 3、表 4 可知, 七种重金属在植物体内的分布存在差异: Mn 含量最高, 其次是 Zn, Ni、Cd 含量最低。5 种植物对重金属的吸收特征显著不同: Pb 在地下部浓度普遍高于地上部, 其中乌毛蕨地下部 Pb 浓度最高($22.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); 五节芒地上部 Cr 浓度显著高于其他植物($33.1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); 芒萁地上部 Mn 浓度最高($875 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 显示较强的富集能力; 黑莎草地下部 Cd 浓度最高($0.244 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$); 乌毛蕨和芒萁地上部 As 浓度较高(分别为 3.30 、 $4.61 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 推测与其 As 富集特性相关。

Table 3. Concentration of heavy metals in plants
表 3. 植物重金属浓度

植物种类 Plant species	部位 Part	Pb	Cr	Ni	Mn	Zn	Cd	As
乌毛蕨 <i>Blechnopsis orientali</i>	地上部分 Aboveground	1.75	2.11	1.71	47.40	16.70	0.0112	3.30
	地下部分 Underground	22.70	31.1	8.80	202.00	14.70	0.1530	2.85
五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	地上部分 Aboveground	3.34	33.1	15.60	309.00	24.00	0.0186	0.069
	地下部分 Underground	16.40	9.84	2.29	101.00	26.20	0.0368	0.910
芒萁 <i>Dicranopteris dichotoma</i>	地上部分 Aboveground	8.96	1.92	0.561	875.00	29.20	0.0197	4.61
	地下部分 Underground	17.9	1.26	0.571	120.00	8.29	0.0277	2.06
雀稗 <i>Paspalum thunbergii</i>	地上部分 Aboveground	1.56	2.64	1.46	335.00	17.20	0.0345	2.06
	地下部分 Underground	8.59	7.77	2.88	224.00	10.60	0.1510	1.15
黑莎草 <i>Gahnia tristis</i>	地上部分 Aboveground	0.746	1.32	0.945	585.00	14.70	0.0913	0.0579
	地下部分 Underground	8.140	15.50	6.090	297.00	31.10	0.244	0.3850

Table 4. Enrichment factor (BCF) of plant heavy metals
表 4. 植物重金属的富集系数(BCF)

植物种类 Plant species	部位	Pb	Cr	Ni	Mn	Zn	Cd	As
乌毛蕨 <i>Blechnopsis orientali</i>	部位 Part	0.05	0.04	0.12	0.17	0.35	0.20	0.37
	地上部分 Aboveground	0.63	0.62	0.61	0.72	0.31	2.73	0.32

续表

五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	地下部分 Underground	0.09	0.66	1.08	1.11	0.51	0.33	0.01
	地上部分 Aboveground	0.46	0.19	0.16	0.36	0.55	0.66	0.10
芒萁 <i>Dicranopteris dichotoma</i>	地下部分 Underground	0.25	0.04	0.04	3.14	0.62	0.35	0.52
	地上部分 Aboveground	0.50	0.02	0.04	0.43	0.18	0.49	0.23
雀稗 <i>Paspalum thunbergii</i>	地下部分 Underground	0.04	0.05	0.10	1.20	0.36	0.62	0.23
	地上部分 Aboveground	0.24	0.15	0.20	0.80	0.22	2.70	0.13
黑莎草 <i>Gahnia tristis</i>	地下部分 Underground	0.02	0.03	0.07	2.10	0.31	1.63	0.01
	地上部分 Aboveground	0.23	0.31	0.42	1.06	0.66	4.36	0.04

注：富集系数以广东省土壤背景值计算。

多数植物地上部和地下部的重金属富集系数 <1 ，其中 Pb、Cr、Zn、As 在五种植物的地上部和地下部均 <1 。乌毛蕨地下部及黑莎草地上部、地下部的 Cd 富集系数 >1 ；五节芒、芒萁、雀稗、黑莎草的地上部及黑莎草的地下部的 Mn 富集系数 >1 ；五节芒地上部对 Ni 的富集系数 >1 。

3.1.3. 重金属的转移系数

由表 5 可知，5 种植物对重金属的转移能力存在显著差异。所有植物对 Pb、Cd 的转移系数均 <1 ，表明 Pb、Cd 向地上部的转移性较弱。Mn 相对易转移，除乌毛蕨外，其他四种植物的 Mn 转移系数均 >1 ；Zn 在乌毛蕨、芒萁和雀稗中的转移系数 >1 ；芒萁对 Mn 的转移系数最高(7.29)，表明其将 Mn 从地下部向地上部转运的能力最强；五节芒和芒萁对 Cr、乌毛蕨和芒萁对 As 的转移系数也 >1 。部分植物可同时转移多种重金属：芒萁对 Cr、Mn、Zn、As，五节芒对 Cr、Ni 和 Mn，乌毛蕨对 Zn、As，雀稗对 Mn、Zn 的转移系数均 >1 ，而黑莎草仅对 Mn 的转移系数 >1 。

Table 5. Transfer coefficient (TF) of heavy metals
表 5. 重金属的转移系数(TF)

植物种类 Plant species	Pb	Cr	Ni	Mn	Zn	Cd	As
乌毛蕨 <i>Blechnopsis orientali</i>	0.08	0.07	0.19	0.23	1.14	0.07	1.16
五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	0.20	3.36	6.81	3.06	0.92	0.51	0.08
芒萁 <i>Dicranopteris dichotoma</i>	0.50	1.52	0.98	7.29	3.52	0.71	2.24
雀稗 <i>Paspalum thunbergii</i>	0.18	0.34	0.51	1.50	1.62	0.23	0.06
黑莎草 <i>Gahnia tristis</i>	0.09	0.09	0.16	1.97	0.47	0.37	0.15

3.2. 稀土元素污染

研究区土壤中 16 种稀土元素含量及背景值见表 6。从重轻稀土比来看，尾矿土和复垦土的重轻稀土之比分别为 1:4.67 和 1:5.99，轻稀土占比高于重稀土，且均低于广东省(1:3.67)、中国(1:3.92)土壤背景值及稀土矿区平均值(1:3.35)。重稀土中，Y 占重稀土总量的 49.35%、占稀土总量的 8.71%，表明该矿区为富钇型稀土矿；轻稀土中，Ce、La 的含量最高(分别为 162、68.8 mg/kg)，占轻稀土总量的 49.93%、21.21%，占稀土总量的 17.46%、21.21%。

前人研究证实，平远稀土矿区稀土元素以离子形式吸附于黏土矿物表面，主要赋存于花岗岩和熔结凝灰岩风化壳中，稀土配分以轻稀土为主(约 77%)，重稀土占 23%，具有“中钇富铈”特征，Y 含量较高

(约 30%), 伴生 Eu 等中重稀土。平远稀土矿区稀土总含量(REO)一般为 900~1700 mg/kg (0.09~0.17%), 其中轻稀土 855~1540 mg/kg (占比 70~85%), 重稀土 95~190 mg/kg (10~20%) [13] [14]。已有研究显示平远部分稀土尾矿中 Eu 占总稀土的 3~5%、占轻稀土的 3.9~6.5%, 但本调查区域尾矿土中 Eu 占比仅为 0.26%、0.35%。

对比尾矿土和复垦土, 尾矿区的轻稀土总量、重稀土总量及稀土总量均低于复垦土; 尾矿土重轻稀土比(1:4.67)高于复垦土(1:5.99); 尾矿土中 6 种轻稀土元素 La、Ce、Pr、Nd、Sm、Eu 的含量均低于复垦土, 重稀土元素 Y、Gd、Tb、Dy 的含量均低于复垦土。这表明研究区土壤的稀土组成是以轻稀土为主, 推测稀土提取过程中重稀土提取比例更高, 导致轻稀土残余比例较高。尾矿区土中轻稀土总量分别为广东省、中国背景值的 1.23、1.39 倍, 复垦土则为 2.79、2.89 倍; 尾矿区重稀土总量分别为背景值的 1.23、1.39 倍, 复垦土为 1.24、1.41 倍; 尾矿区稀土总量分别为背景值的 1.90、2.01 倍, 复垦土为 2.37、2.51 倍。两种土壤中轻稀土、重稀土和稀土部含量均高于背景值, 且尾矿土中含量较高的稀土元素依次为 Ce、La、Nd、Y、Pr, 五种元素含量之和占稀土总量的 87.88%~89.67%。

Table 6. The rare earth element contents of different soils in the mining area (mg·kg⁻¹)
表 6. 矿区土壤的稀土元素含量(mg·kg⁻¹)和地累积指数

土壤类型 Soil type	尾矿土壤 Tailing soil			复垦土壤 Reclamation soil			广东省 背景值	中国土壤 背景值
	含量 Content	地累积指数 Geoaccumulation index I	地累积指数 Geoaccumulation index II	含量 Content	地累积指数 Geoaccumulation index I	地累积指数 Geoaccumulation index II	Background value in Guangdong	Soil background value in China
Y	34.30	-0.35	0.00	35.0	-0.32	0.03	29.10	22.90
Sc	6.00	-1.02	-1.47	5.41	-1.17	-1.62	8.13	11.10
Gd	9.03	0.38	0.39	10.6	0.61	0.62	4.64	4.60
Tb	1.30	0.55	0.46	1.45	0.71	0.62	0.59	0.63
Dy	7.63	0.00	0.30	7.76	0.02	0.32	5.09	4.13
Ho	1.49	-0.09	0.19	1.43	-0.15	0.13	1.06	0.87
Er	4.36	-0.22	0.19	3.90	-0.38	0.03	3.39	2.54
Tm	0.64	-0.17	0.21	0.57	-0.34	0.04	0.48	0.37
Yb	4.16	-0.31	0.18	3.55	-0.54	-0.04	3.45	2.44
Lu	0.59	-0.46	0.13	0.52	-0.64	-0.05	0.54	0.36
∑HREES	69.5	-0.29	-0.11	70.19	-0.27	-0.09	56.47	49.94
La	68.80	0.29	0.29	92.5	0.72	0.72	37.50	37.40
Ce	162.00	0.44	0.66	209.0	0.81	1.03	79.4	68.40
Pr	17.10	0.94	0.67	22.3	1.32	1.05	5.95	7.17
Nd	64.0	0.95	0.69	81.0	1.29	1.03	22.1	26.40
Sm	11.50	0.63	0.55	14.1	0.92	0.85	4.96	5.22
Eu	1.04	-0.11	-0.57	1.39	0.31	-0.15	0.75	1.03
∑LREES	324.44	0.52	0.57	420.29	0.90	0.94	150.66	145.62
∑REEs	393.94	0.34	0.43	490.48	0.66	0.74	207.13	195.56

注: 表中的地累积指数 I、II 分别是以广东省、中国重金属的土壤背景值计算的。

因稀土元素污染尚无国家环境质量标准，本研究采用地累积指数(I_{geo})评价其污染程度(表 6)。结果显示，以广东省或中国土壤背景值为标准，尾矿土和复垦土的稀土总体污染及轻稀土污染均为“无污染 - 中度污染”，重稀土为“无污染”。从单元素来看，尾矿土中轻稀土 La、Ce、Pr、Nd、Sm 及重稀土 Gd、Tb、Dy 为“无污染 - 中度污染”，Y、Sc、Eu 为“无污染”；Ho、Er、Tm、Yb、Lu 以广东省背景值为标准为“无污染”，以中国背景值为标准为“无污染 - 中度污染”。复垦土中 Pr、Nd 为“中度污染”，Gd、Tb、Dy、La、Sm 为“无污染 - 中度污染”，Sc、Yb、Lu 为“无污染”；Y、Ho、Er、Tm 以广东省背景值为标准为“无污染”，以中国背景值为标准为“无污染 - 中度污染”；Ce 以两种背景值为标准均为“中度污染”，Eu 分别为“无污染 - 中度污染”“无污染”。总体而言，复垦土地累积指数高于尾矿土，除了 Ce 达到“中度污染”之外，其他稀土元素的污染并不严重，推测与尾矿土中稀土元素经提取后含量降低有关。

3.3. 四种植物的食用安全性分析

乌毛蕨的幼嫩茎叶在粤东北常作为野生蔬菜，五节芒、雀稗、黑莎草为当地牛羊猪等家畜的牧草(地上部茎叶用于饲喂家畜、家禽)。由表 7 可知，四种植物地上部的七种重金属含量均远低于安全限值，符合食用安全标准。由于乌毛蕨仅食用嫩茎(重金属含量通常低于成熟茎叶)，且只在春季偶尔食用，其他三种植物仅被畜禽偶尔少量食用，因此总体食用风险较低。

Table 7. Analysis of heavy metal content and edible safety of aboveground parts of four plants
表 7. 四种植物的地上部分重金属含量及其食用安全性分析

植物种类 Plant species	Pb	Cr	Ni	Mn	Zn	Cd	As
乌毛蕨 <i>Blechnopsis orientali</i>	0.05	0.04	0.12	0.17	0.35	0.20	0.37
五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	0.09	0.66	1.08	1.11	0.51	0.33	0.01
雀稗 <i>Paspalum thunbergii</i>	0.04	0.05	0.10	1.20	0.36	0.62	0.23
黑莎草 <i>Gahnia tristis</i>	0.02	0.03	0.07	2.10	0.31	1.63	0.01
国家饲料卫生标准 National feed hygiene standards	30	5	20	150	110	1	4

注：根据《GB 13078-2017 饲料卫生标准》，饲草中 Pb、Cr、Cd、As 限量分别为 30 mg/kg、5 mg/kg、1 mg/kg、4 mg/kg；Zn 参考农业部公告(第 2625 号)；Mn 安全限值参考欧盟标准(150 mg/kg)。

4. 讨论

在重金属污染土壤的修复领域，富集系数与转移系数是衡量植物修复潜力的关键指标[15]-[17]。富集系数反映植物对土壤中重金属的吸收累积能力，其值越大，植物从土壤中摄取重金属并在体内积累的能力越强；当植物地上部富集系数大于 1 时，意味着植物地上部分能够高效积累重金属，便于通过收割地上部实现对土壤重金属的移除[7][8]，极大地提升了植物提取修复的可行性与效率。转移系数则侧重于表征植物将根系吸收的重金属向地上部分转运的能力，当转移系数大于 1，表明植物能够主动且有效地将重金属从地下根系转移至地上的茎、叶等部位，这对于以地上部收获为主要修复手段的植物提取修复技术而言至关重要；若转移系数小于 1，重金属则倾向于滞留在根系，此时植物更适用于稳定化修复，即通过根系固定重金属，降低其在土壤环境中的迁移性与生物有效性[16]-[18]。

本研究深入剖析了五节芒、芒萁、雀稗、黑莎草和乌毛蕨这 5 种粤东北稀土尾矿区域的优势植物对重金属的吸收、转运及富集特性，发现不同植物对重金属的响应呈现出显著的种间差异。五节芒对 Cr、Ni、Mn 展现出较高的转移系数，意味着其在吸收这些重金属后，具备将它们高效运输至地上部分的能力，

这可能与其根系对重金属的选择性吸收机制以及体内运输通道的特异性相关。芒萁在富集 Cu、As 方面优势明显, 其对 Cu 的富集系数高达 2.936, 对 As 的富集系数为 2.881, 且对 Mn (TF = 7.29)、As (TF = 2.24) 的转移系数也较高, 这表明芒萁不仅能够大量摄取 Cu、As 并存储于体内, 还能将吸收的 Mn、As 有效转运至地上部分, 在 Cu、As 污染土壤的提取修复中具有巨大的应用潜力。乌毛蕨对 As 具有较强的富集倾向, 地上部 As 浓度较高, 这或许与乌毛蕨进化出的适应 As 胁迫环境的生理生化机制有关, 例如通过合成特定的螯合蛋白或增强细胞区隔化作用来应对 As 的毒性[19]。雀稗对 Cu 的富集能力突出, 而黑莎草则在富集 Cu、Cd 方面表现优异, 其对 Cd 的富集系数达到 1.826。

这些植物对重金属吸收、转运及富集特性的差异, 很大程度上源于植物自身的生理特性以及根系与土壤环境的交互作用。在粤东北酸性尾矿环境中, 土壤的低 pH 值、高金属离子活性以及贫瘠的养分状况对植物生存构成严峻挑战。部分植物通过根系分泌特殊的有机酸、质子等物质, 改变根际微环境的酸碱度和氧化还原电位, 进而影响重金属的形态与生物有效性[20] [21]。以乌毛蕨为例, 研究表明其可能通过细胞壁的修饰以及分泌胞外聚合物来固定 Pb, 降低 Pb 向细胞内的运输, 从而减轻 Pb 对植物的毒害[19]。雀稗则可能通过根系铁膜的形成, 阻碍 As 进入根系内部, 减少 As 的吸收, 这是其应对 As 污染的一种重要防御机制[22]。此外, 植物细胞内的液泡区隔化作用也在重金属耐性与富集过程中发挥关键作用, 一些植物能够将吸收的重金属离子转运至液泡中进行区隔化存储, 降低重金属在细胞质中的浓度, 避免其对细胞代谢活动产生干扰[23] [24]。

从植物修复的实际应用视角出发, 本研究中的植物具有重要的应用价值。芒萁凭借其其对 Cu、As 出色的富集与转运能力, 有望成为 Cu、As 污染土壤修复的核心植物材料。在实际修复工程中, 可以大规模种植芒萁, 定期收割其地上部分, 逐步降低土壤中 Cu、As 的含量, 实现污染土壤的净化。黑莎草对 Cd 的高富集系数使其成为 Cd 污染土壤修复的理想选择, 通过种植黑莎草, 能够有效富集土壤中的 Cd, 降低土壤 Cd 污染风险。五节芒对 Cr、Ni 的高转移系数, 可辅助提升 Cr、Ni 污染土壤的修复效率, 与其他对 Cr、Ni 具有富集能力的植物搭配种植, 构建复合修复植物群落, 能够更全面、高效地修复 Cr、Ni 污染土壤。

尽管本研究中的植物未达到严格意义上超富集植物的标准(如芒萁对 Cu、As 的富集未达到超富集植物临界含量: $\text{Cu} \geq 1000 \text{ mg/kg}$, $\text{As} \geq 1000 \text{ mg/kg}$), 但由于其富集系数和转移系数均大于 1, 依然具备显著的修复潜力。在实际应用中, 可以结合土壤改良措施进一步强化植物修复效果。例如, 向土壤中添加有机肥, 有机肥中的有机质能够增加土壤阳离子交换量, 改善土壤结构, 提高土壤保肥保水能力, 同时促进土壤微生物的生长繁殖, 微生物的代谢活动可将土壤中难溶性的重金属转化为植物可吸收的有效态, 从而增强植物对重金属的吸收与富集能力。此外, 合理调控土壤的 pH 值、氧化还原电位等理化性质, 也有助于优化植物生长环境, 提升植物修复效率。复垦土中植物重金属富集系数略低于尾矿土, 可能是由于复垦过程中采取的客土、平整土地等措施改变了土壤的理化性质和重金属的赋存形态, 导致重金属有效态含量降低, 进而影响了植物对重金属的吸收。后续研究可针对复垦土的特性, 进一步探究适宜的土壤改良与植物修复协同策略, 以提高复垦土地的生态修复效果。

基金项目

广东省科技创新和乡村振兴战略专项(2021A0305)、高等教育“冲补强”提升计划重点建设学科(农业资源与环境)建设项目(粤科教函[2018] 81 号)、教育厅自然科学基金项目(2019KTSCX171)、嘉应学院 2025 年大学生创新训练计划项目。

参考文献

- [1] 高园园. 六种花卉植物对农田重金属富集特性研究[J]. 东莞理工学院学报, 2022, 29(5): 104-110.

- [2] 周子寒, 张云霞, 许仁智, 等. 广西岩溶地区铅锌矿区周边优势植物重金属富集特性及应用潜力[J/OL]. 环境科学, 1-14. <https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202409126>, 2025-07-14.
- [3] 邹春萍, 陈金峰, 张佩霞. 六种乡土树种重金属富集特性试验研究[J]. 南方农业, 2016, 10(16): 16-19.
- [4] 邹春萍, 张佩霞, 陈金峰, 等. 25 种观赏植物的重金属富集特性研究[J]. 广东农业科学, 2015, 42(12): 66-72.
- [5] 杨期和, 张映菲, 麦嘉杰. 粤东铅锌尾矿区四种莎草的重金属富集特性研究[J]. 生态科学, 2017, 36(1): 185-192.
- [6] 谭晓娟. 攀枝花钒钛矿区植物对钒的富集特性研究[J]. 四川环境, 2012, 31(2): 46-51.
- [7] 金倩, 杨远祥, 朱雪梅. 汉源普陀山铅锌矿区优势植物铅锌富集特性研究[J]. 西南农业学报, 2010, 23(6): 1976-1979.
- [8] 刘惠娜, 杨期和, 杨和生, 等. 粤东铅锌尾矿三种优势植物对重金属的吸收和富集特性研究[J]. 广西植物, 2012, 32(6): 743-749+755.
- [9] 凡欠荣, 统庆, 彭文达, 等. 广东省平远县象牙矿区稀土矿稀土元素富集及配分特征[J]. 中文科技期刊数据库(全文版)自然科学, 2022(6): 92-95.
- [10] 徐金鸿, 徐瑞松, 夏斌, 等. 广东红壤中稀土元素的含量及分布特征[J]. 中国土壤与肥料, 2007(1): 18-21+740.
- [11] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [12] 魏复盛, 刘廷良, 滕恩江, 等. 我国土壤中稀土元素背景值特征[J]. 环境科学, 1991(5): 78-82+97.
- [13] 谭瑜, 凡欠荣, 龙勇. 广东省平远县象牙矿区稀土矿地质特征及成因浅析[J]. 世界有色金属, 2022(18): 82-84.
- [14] 伍普球, 周靖雯, 黄健, 等. 离子吸附型稀土矿床中稀土的富集-分异特征: 铁氧化物-黏土矿物复合体的约束[J]. 地球化学, 2022, 51(3): 271-282.
- [15] 闫慧, 罗盛旭, 姚庆斌, 等. 海南石碌铁矿区优势植物对重金属的富集和转移特性研究[C]//中国化学会环境化学专业委员会, 中国环境科学学会环境化学分会, 中国毒理学会分析毒理专业委员会. 第六届全国环境化学大会暨环境科学仪器与分析仪器展览会摘要集. 2011: 660.
- [16] Mattina, M.I., Lannucci-Berger, W., Musante, C. and White, J.C. (2003) Concurrent Plant Uptake of Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants from Soil. *Environmental Pollution*, **124**, 375-378. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(03\)00060-5](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00060-5)
- [17] Baker, A.J.M. and Brooks, R.R. (1989) Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Elements—A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*, **1**, 81-126.
- [18] 孙琴, 王晓蓉, 丁士明. 超积累植物吸收重金属的根际效应研究进展[J]. 生态学杂志, 2005, 24(1): 30-36.
- [19] Feki, K., Tounsi, S., Mrabet, M., Mhadhbi, H. and Brini, F. (2021) Recent Advances in Physiological and Molecular Mechanisms of Heavy Metal Accumulation in Plants. *Environmental Science and Pollution Research*, **28**, 64967-64986. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16805-y>
- [20] 王越, 莫莉, 余新晓, 等. 粤北典型工矿区土壤重金属富集特征、来源解析及风险评价[J]. 环境科学, 2023, 44(3): 1636-1645.
- [21] 温开胜. 广东八尺风化石离子吸附型稀土矿矿石质量特征分析[J]. 地球, 2016(4): 103-104.
- [22] 江建波, 文吉昌, 娄飞. 植物对重金属的吸收和转运途径及调控机制研究进展[J]. 应用化工, 2024, 53(1): 212-217.
- [23] Krzesłowska, M. (2010) The Cell Wall in Plant Cell Response to Trace Metals: Polysaccharide Remodeling and Its Role in Defense Strategy. *Acta Physiologiae Plantarum*, **33**, 35-51. <https://doi.org/10.1007/s11738-010-0581-z>
- [24] Sharma, S.S., Dietz, K. and Mimura, T. (2016) Vacuolar Compartmentalization as Indispensable Component of Heavy Metal Detoxification in Plants. *Plant, Cell & Environment*, **39**, 1112-1126. <https://doi.org/10.1111/pce.12706>