

◆ 研究类 ◆

白骨壤 (*Avicennia marina*) 根系锰含量的积累和影响因素^{*}薛云红^{1,2}, 刘文爱^{1,2*}, 方超^{1,2}

(1. 广西科学院, 广西海洋科学院(广西红树林研究中心), 广西红树林保护与利用重点实验室, 广西北海 536000; 2. 自然资源部北部湾滨海湿地生态系统野外科学观测研究站, 广西北海 536015)

摘要: 锰是一种植物必需元素, 但过量会导致植株死亡。本研究在部分白骨壤 *Avicennia marina* 疑似出现锰毒症状的广西北海红树林湿地保护区内设立 9 个样方, 测定样方内白骨壤根系生理生化指标和土壤理化因子; 通过方差分析、Pearson 相关分析和逐步回归分析等方法分析各因子对白骨壤根系锰含量和土壤 Mn^{2+} 含量的影响, 从而探究白骨壤生长衰弱的原因。结果显示, 根系锰含量和土壤 Mn^{2+} 含量与多种根系生理生化指标、土壤理化因子都有显著相关性。多元逐步回归分析表明: 对根系锰含量影响显著的是根系活力、须根鲜重、土壤电导率、土壤含水量, 以及须根鲜重、土壤电导率分别与土壤含水量的交互项; 对土壤 Mn^{2+} 含量影响显著的是枯枝率、土壤砂、粉砂、潮位, 以及土壤砂和潮位的交互项。研究地根系锰含量为 74.60–256.05 mg/kg, 远低于深圳生长良好的白骨壤根系锰含量(700 mg/kg), 因此该地白骨壤生长衰弱不是由锰过量直接导致的, 白骨壤枯梢原因需要进一步研究。

关键词: 白骨壤; 锰积累; 影响因素; 根系; 红树林

中图分类号: X173 文献标识码: A 文章编号: 1002-7378(2024)03-0258-09

DOI: 10.13657/j.cnki.gxkxyxb.20241108.005

沿海生态系统在海岸线稳定^[1]、碳储存^[2]和全球气候变化^[2]方面发挥着重要的作用, 它不仅给海洋生物提供了食物^[1]和育幼场所^[3-5], 而且还给当地居民直接或间接提供了经济价值^[6]。但是, 沿海生态系统也承受着来自水产业和工业化快速发展所带来的严重且普遍存在的压力^[3,7], 造成红树林生长不良甚至死亡。重金属污染是海岸带常见的生态污染, 重金属在沿海生态系统各营养级生物中富集, 可造成生物多

样性减少和生态系统退化等后果^[8,9]。

锰是工业上重要的重金属, 广泛分布在广西沿海地区。作为中国第一大锰矿省区, 广西大约有 6 800 个锰矿山正在开采, 面积达 600 000 ha^[10]。锰可通过雨水作用由地上水等环境介质淋溶迁移至河口区域, 另外水产养殖业所使用的消毒剂高锰酸钾也会随养殖废水直接排入海洋^[11,12], 给沿海生态系统带来

收稿日期: 2024-04-26

修回日期: 2024-08-26

^{*} 国家自然科学基金项目(32060282, U21A2022)和自治区直属公益性科研院所基本科研业务费项目(GMRC-202403)资助。

【第一作者简介】

薛云红(1990—), 女, 硕士, 助理研究员, 主要从事红树林保护研究。

【**通信作者简介】

刘文爱(1980—), 男, 研究员, 主要从事红树林与滨海湿地研究, E-mail: liuwenai@126.com。

【引用本文】

薛云红, 刘文爱, 方超. 白骨壤(*Avicennia marina*)根系锰含量的积累和影响因素[J]. 广西科学院学报, 2024, 40(3): 258-266.

XUE Y H, LIU W A, FANG C. Accumulation and Influencing Factors of Mn Content in the Roots of *Avicennia marina* [J]. Journal of Guangxi Academy of Sciences, 2024, 40(3): 258-266.

影响。锰作为植物生长发育所必须的微量元素,在光合作用、蛋白质和脂质合成、酶活性调节、氧化胁迫等方面发挥了重要的作用,但当生长环境中有效锰浓度超过一定范围时,则会对植物构成胁迫,严重时甚至造成毒害作用。锰过量会导致植物叶片出现棕色斑点、卷曲、发黄枯萎和掉落,根部褐变以及植株枯萎死亡等现象^[13-15]。Mn²⁺易被植物根系吸收,从而参与各种生物化学过程^[16],当土壤Mn²⁺含量过高时,会造成植物锰中毒,因此Mn²⁺是造成植物损伤的主要形态^[17]。红树林生长在海陆交界地,广泛分布在河口区域,受到河口和养殖排水的影响较大。红树林中孔隙水可溶解大量的锰(12 mol/a),远胜于河流(5.4 mol/a)和大气(11 mol/a)^[18]。目前,有关红树林底质中锰的研究较少^[19-21],少数有关锰的研究主要集中在锰含量的调查^[22]中,未见关于红树林锰毒的报道。在酸性土壤中,锰毒更易发生^[23],湿地中锰对植物毒害的现象时有报道^[24]。广西红树林内多为酸性土壤,更易发生锰毒现象。2020年广西北海滨海国家湿地公园内白骨壤 *Avicennia marina* 出现顶端枯梢、叶片卷曲等现象。由于白骨壤病害多发生在未受水淹且透风性较差的树冠层中上部,而当时白骨壤树冠层顶梢少见病害,且未观察到叶斑、煤污等白骨壤常见的病害特征^[25-27],故排除病害,初步分析该地可能出现锰毒现象。因此,本研究以疑似出现锰毒现象的白骨壤为实验对象,通过调查白骨壤根系生理生化指标和土壤理化因子,探讨白骨壤根系锰含量的影响因素,并为该地白骨壤枯梢原因提供科学依据。

1 材料与方 法

1.1 研究地点

广西北海滨海国家湿地公园位于中国南部北部湾,地处北回归线以南,经纬度为109°09'23"–109°13'59"E,21°23'17"–21°28'54"N,属于海洋性季风气候,同时具有典型的亚热带气候;雨季为每年的5–10月,6个月的降水量占全年降水量的80%以上;全年温度为2–38℃,年平均温度为22.6℃,潮汐为全日潮。公园内主要有白骨壤、秋茄树 *Kandelia obovata* 和桐花树 *Aegiceras corniculatum* 等真红树植物,且以白骨壤为主,其树高2.0–2.5 m。

研究地点设在广西北海滨海国家湿地公园的南部区域,每个区域按向海方向分为内滩(H)、中滩(M)和外滩(L),共设9个潮位,分别为H1、M1、L1(中冠沙),H2、M2、L2(大冠沙)和H3、M3、L3(小冠

沙),样地概况如图1所示。白骨壤生长状况如表1所示,其中大冠沙H2和中冠沙H1、M1白骨壤的幼叶卷曲变形、叶片出现褐色斑点甚至枯梢,地上呼吸根稀疏,疑似发生锰毒现象,因此在每个潮位随机选择3株白骨壤共计27株植株进行后续实验。

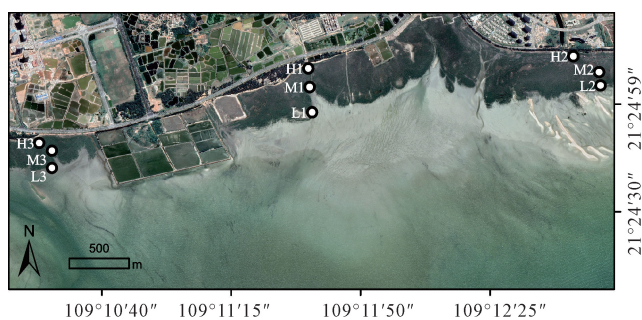


图1 调查采样点

Fig. 1 Location of the survey plots

表1 白骨壤生长健康状况

Table 1 Growth and health of *Avicennia marina*

| 潮位 Tide level | 样方 Plot | 幼叶卷曲 Young leaf curvature | 枯枝 Dead branch | 呼吸根稀疏 Sparse pneumatophore |
|------------------|------------|------------------------------|-------------------|-------------------------------|
| H | H1 | Yes | Yes | Yes |
| | H2 | Yes | Yes | Yes |
| | H3 | No | No | No |
| M | M1 | Yes | Yes | Yes |
| | M2 | No | No | No |
| | M3 | No | No | No |
| L | L1 | No | No | No |
| | L2 | No | No | No |
| | L3 | No | No | No |

1.2 样品的调查和采样

于2020年9月湿季和2021年1月干季两个季节进行采样。采集白骨壤样株的地下根系,同时在距树干40 cm内采集1个20 cm×20 cm×20 cm的土样,共采集27个土样,分别装入自封袋冷藏并立即带回室内冷冻保存。随机统计每棵样株的顶梢枝条30枝,记录枯萎枝条的数量并计算枯枝率,其中枯枝率(RDB)=枯萎枝条数量÷30×100%。

1.3 测定方法

将土样中根系(包括须根)、底栖动物和土壤分离,根系清洗干净并晾干后称重、冷冻,土壤室内放置。根系活力采用植物根系活力试剂盒(批号:G0124F,苏州格锐思生物科技有限公司生产)测定;土壤含水量(SWC)采用烘干法测定^[28];土壤粒度采

用激光粒度仪(型号: Mastersizer 2000, 英国马尔文仪器有限公司)测定; 土壤 pH 值采用电导法测定^[28](水土比为 5:1, V:M); 土壤电导率(EC)采用电极法(水土比为 5:1, V:M)测定, 并将测定值换算成 25 °C 的标准电导率^[28]; 土壤总有机碳(TOC)采用重铬酸钾容量法测定^[28]; 土壤二价锰采用改良版的火焰原子吸收法测定^[29], 植物根系锰含量和土壤总锰含量采用火焰原子吸收法测定^[28]。

1.4 数据处理

采用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差分析(one-way ANOVA)检验和配对 *t* 检验, 其中比较同一季节不同潮位的根系生理生化指标和土壤理化因子的变化用 one-way ANOVA 检验, 利用 Duncan 法进行多重比较; 比较同一潮位不同季节的根系生理生化指标和土壤理化因子的差异用配对 *t* 检验。多种因子之间进行 Pearson 相关性分析。以土壤理化因子、根系生理生化指标和潮位指标为自变量进行锰含量为因变量的回归分析, 添加因子及其交互项进行逐步回归分析, 根据 R^2 、*P* 值和 AIC 值确定最佳拟合回归方程。Pearson 相关性分析、逐步回归分析均由 R4.1.2 软件完成, 采用 R4.1.2 软件和 OriginPro 9.0 软件进行画图。文中图表数据均为平均值 ± 标准误差。

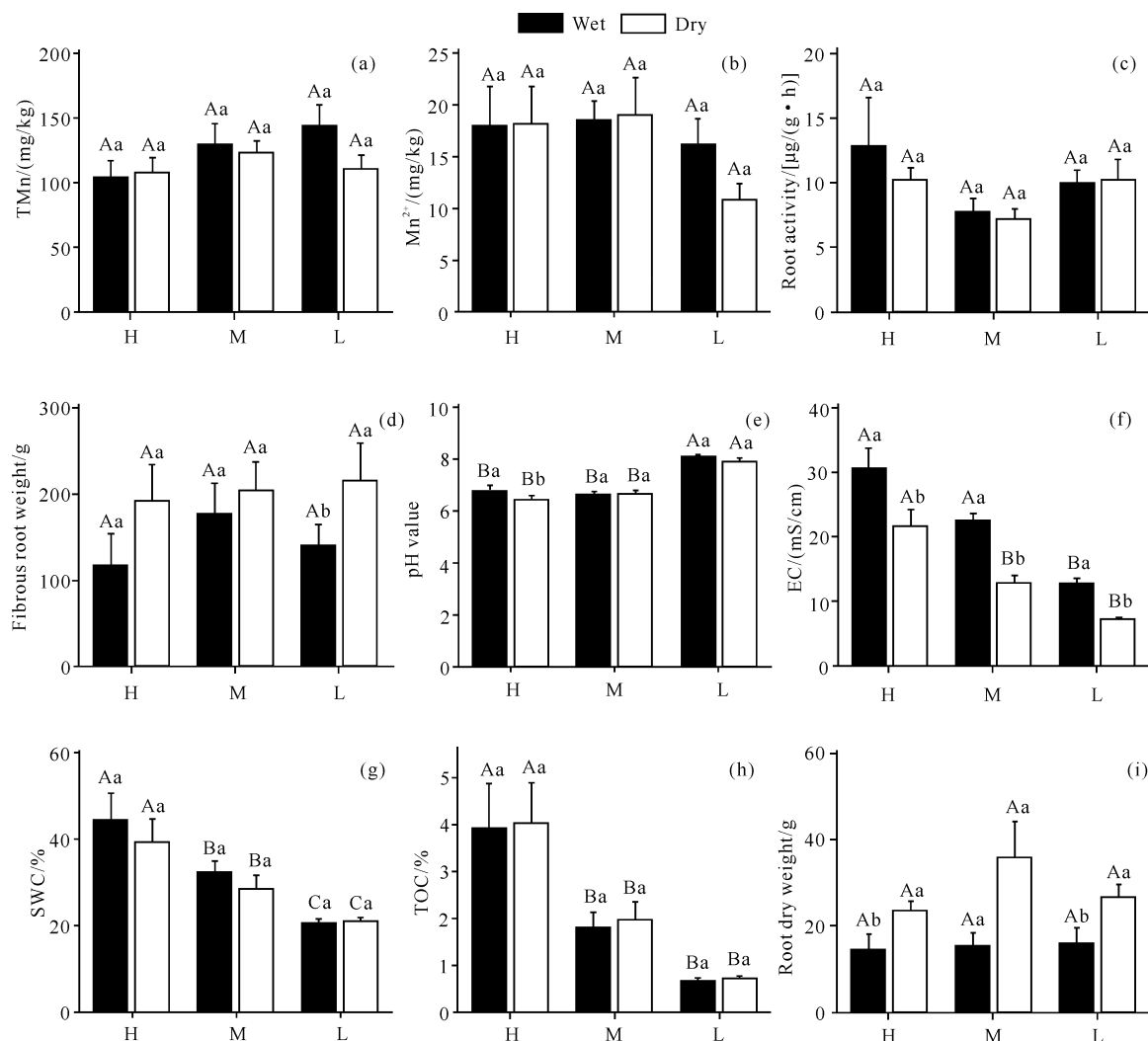
2 结果与分析

2.1 干湿季的根系生理生化指标和土壤理化因子

根系生理生化指标和土壤理化因子在不同潮位存在一定的变化(图 2)。同一季节不同潮位中根系锰含量、土壤 Mn^{2+} 含量、根系活力、须根鲜重和根干重差异均未达到显著水平。湿季的根系锰含量从内滩到外滩呈上升趋势, 干季时内滩和外滩的根系锰含量均低于中滩, 根系锰含量最低值和最高值都出现在湿季, 分别是内滩 $[(104.55 \pm 12.24) \text{ mg/kg}]$ 和外滩

$[(143.95 \pm 16.21) \text{ mg/kg}]$ [图 2(a)]。土壤 Mn^{2+} 含量在外滩[湿季 $(16.19 \pm 2.48) \text{ mg/kg}$, 干季 $(10.82 \pm 1.57) \text{ mg/kg}$]均低于中滩[湿季 $(18.51 \pm 1.89) \text{ mg/kg}$, 干季 $(19.02 \pm 3.66) \text{ mg/kg}$]和內滩[湿季 $(17.59 \pm 4.22) \text{ mg/kg}$, 干季 $(18.19 \pm 3.61) \text{ mg/kg}$, 图 2(b)]。干湿季, 根系活力在內滩和外滩均高于中滩[图 2(c)]。在湿季, 须根鲜重在內滩和外滩均低于中滩, 而干季从內滩到外滩呈上升趋势[图 2(d)]。pH 值、土壤电导率、土壤含水量和土壤总有机碳含量在不同潮位间差异显著: pH 值在內滩和中滩的值均低于 7, 显著低于外滩[图 2(e)]; 土壤电导率[图 2(f)]、含水量[图 2(g)]和总有机碳含量[图 2(h)]从內滩到外滩均呈下降趋势, 內滩和外滩之间均存在显著差异。在湿季, 不同潮位的根干重相当; 干季, 中滩根干重最大, 內滩最小[图 2(i)]。

根系生理生化指标和土壤理化因子在不同季节均有变化(图 2)。同一潮位根系锰含量、土壤 Mn^{2+} 含量、根系活力、土壤含水量和总有机碳含量在湿季和干季间无显著差异。从湿季到干季, 內滩的根系锰含量呈增加趋势, 而在中滩和外滩的根系锰表现出减少的趋势[图 2(a)]; 內滩和中滩的土壤 Mn^{2+} 含量呈增加趋势, 外滩的土壤 Mn^{2+} 含量则表现出降低的趋势[图 2(b)]; 根系活力在內滩和中滩均呈小幅度下降趋势, 在外滩呈小幅度上升趋势[图 2(c)]; 土壤含水量在內滩和中滩均呈小幅度下降趋势, 在外滩呈小幅度上升趋势[图 2(g)]; 土壤总有机碳含量均呈小幅度上升趋势[图 2(h)]。须根鲜重、pH 值、土壤电导率、根干重在湿季和干季之间部分差异显著。从湿季到干季, 须根鲜重[图 2(d)]和根干重[图 2(i)]均呈上升趋势, pH 值[图 2(e)]和土壤电导率[图 2(f)]则呈下降趋势。研究地土壤主要以砂和粉砂为主, 砾和黏土含量低; 从內滩到外滩, 土壤砂含量不断增加, 粉砂含量不断减少(表 2)。



TMn:root Mn content. Different capital letters of the same season indicate significant differences between tide levels ($P < 0.05$), and different lowercase letters of the same tide level indicate significant differences among season ($P < 0.05$).

图2 干湿季植物根系生理生化指标和土壤理化因子的对比

Fig. 2 Comparison of physiological and biochemical indexes of plant roots and soil physical and chemical factors in wet and dry seasons

表2 不同潮位的土壤粒度分析

Table 2 Soil particle size analysis in different tide levels

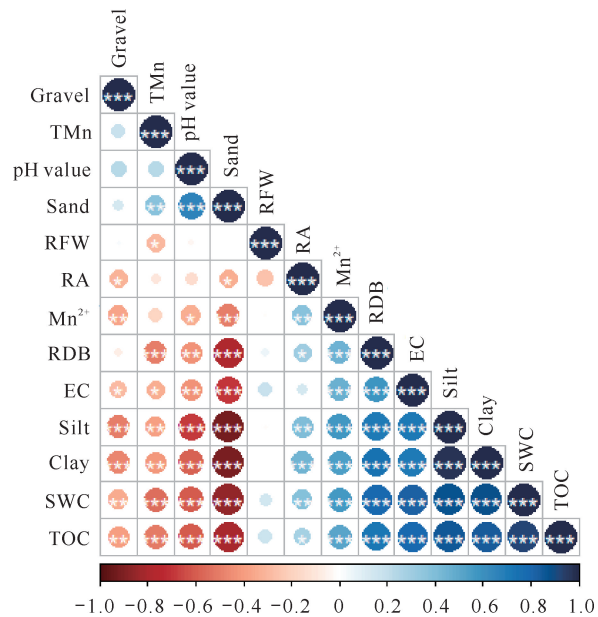
| 潮位 Tide level | 土壤粒级/% Soil particles/% | | | |
|------------------|-------------------------|---------------|---------------|--------------|
| | 砾 Gravel | 砂 Sand | 粉砂 Silt | 黏土 Clay |
| H | 4.15 ± 1.27a | 52.63 ± 4.38b | 36.74 ± 4.24a | 6.48 ± 1.14a |
| M | 7.23 ± 2.34a | 61.35 ± 1.41b | 27.62 ± 1.81b | 3.81 ± 0.29b |
| L | 6.74 ± 1.45a | 73.78 ± 2.01a | 17.23 ± 0.90c | 2.25 ± 0.16b |

Note: different lowercase letters of the same column indicate significant differences between tide levels ($P < 0.05$).

2.2 白骨壤根系锰含量和影响因素的相关性

对白骨壤枯枝率、根系生理生化指标和土壤理化因子进行 Pearson 相关性分析,结果如图 3 所示。植

物根系锰含量与土壤总有机碳含量($P < 0.001$)、土壤含水量($P < 0.001$)、枯枝率($P < 0.001$)、黏土($P = 0.002$)、粉砂($P = 0.004$)、土壤电导率($P =$



Gravel: soil gravel content; TMn: root Mn content; Sand: soil sand content; RFW: fibrous root fresh weight; RA: root activity; Mn^{2+} : soil Mn^{2+} content; RDB: rate of dead branch; EC: electrical conductivity; Silt: soil silt content; Clay: soil clay content; SWC: soil water content; TOC: total organic carbon; Red: positive correlation; Blue: negative correlation; *: $P < 0.05$; **: $P < 0.01$; ***: $P < 0.001$.

图3 各因子之间的相关性关系

Fig. 3 Correlation between the factors

表3 根系锰含量和土壤 Mn^{2+} 含量的线性回归方程

Table 3 Linear regression equations of root Mn content and soil Mn^{2+} content

| 方程 Equation | R^2_{adj} | P | AIC |
|---|-------------|----------|-----|
| $TMn = 287.02 + 2.24RA - 0.37RFW + 7.31EC - 589.03SWC - 0.02RFW \times EC + 1.67RFW \times SWC$ | 0.470 7 | <0.000 1 | 524 |
| $Mn^{2+} = -112.91 + 19.90RDB + 1.28Sand + 1.24Silt + 31.94Tide\ level - 0.38Sand \times Tide\ level$ | 0.472 9 | <0.000 1 | 365 |

Note, TMn, root Mn content; RA, root activity; RFW, fibrous root fresh weight; EC, electrical conductivity; Mn^{2+} , soil Mn^{2+} content; SWC, soil water content; TOC, total organic carbon; RDB, rate of dead branch; Sand, soil sand content; Silt, soil silt content.

3 讨论

土壤的理化性质会直接或间接通过根系影响植株的健康。锰作为红树林底质中含量较高的一种重金属^[30,31],其离子形态变化会受到土壤的影响^[32],从而影响着红树植物的吸收。当 pH 值下降到一定水平时 (pH 值 < 6), 土壤中不同价态的 Mn 会被氧化还原成 Mn^{2+} ^[33-35]。植物根系只能吸收土壤中的 Mn^{2+} 用以生长发育, 弱酸性环境会促进锰在植物组织中的积累^[36,37]。由于环境的复杂性, 红树林土壤的 pH 值通常偏酸性^[38-40]。研究地内滩和中滩土壤 pH 值相对较低, Mn^{2+} 含量较高 [图 2: (b)、(e)], 土壤 pH 值与 Mn^{2+} 含量呈显著负相关 (图 3), 表明红树林酸性底质有利于 Mn^{2+} 的析出, 这与 Davis^[23]、

0.01) 和须根鲜重 ($P = 0.03$) 呈显著负相关, 与砂含量 ($P = 0.006$) 呈显著正相关。土壤 Mn^{2+} 含量与土壤 pH 值 ($P = 0.01$)、砾含量 ($P = 0.006$) 和砂含量 ($P < 0.001$) 呈显著负相关, 与根系活力 ($P = 0.005$)、枯枝率 ($P < 0.001$)、土壤电导率 ($P < 0.001$)、黏土 ($P < 0.001$)、粉砂 ($P < 0.001$)、土壤含水量 ($P < 0.001$) 和土壤总有机碳含量 ($P < 0.001$) 呈显著正相关。

多元逐步回归分析结果如表 3 所示, 白骨壤根系锰含量受根系活力、须根鲜重、土壤电导率和土壤含水量显著影响, 土壤电导率、土壤含水量分别与须根鲜重的交互也显著影响其含量; 土壤 Mn^{2+} 含量受枯枝率、砂含量、粉砂含量、潮位显著影响, 砂含量与潮位交互同样显著影响土壤 Mn^{2+} 含量。

Weis 等^[24] 的研究结果一致。与前人研究不同, 本研究中土壤 Mn^{2+} 含量与根系锰含量相关性不显著, 其原因可能与原根系大量死亡和新根萌发有关。研究地湿季内滩根干重最低 [(14.45 ± 3.62) g], 而且采样过程中观察到湿季内滩白骨壤呼吸根稀疏, 甚至出现只有几根呼吸根的黑骨壤, 表明该地白骨壤根系大量分解死亡。从湿季到干季, 该地白骨壤根系进行分芽增殖又长出了新的根系, 其根干重 [(23.50 ± 2.19) g] 在干季有所增加, 且湿季与干季根干重间差异达到显著水平 [图 2(i)]。湿季内滩中白骨壤新萌发的根系具较强的根系活力 [(12.81 ± 3.747) $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$] 和较低的锰含量 [(104.55 ± 12.24) mg/kg]; 根系增殖到干季时, 其根系活力 [(10.22 ± 0.92) $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$] 略有降低, 根系锰含量 [(108.33 ± 10.66)

mg/kg]略有增加[图 2:(a)、(c)]。本研究中根系锰含量与土壤 Mn^{2+} 含量无相关性(图 3),是由于老根根系大量死亡,新生根系锰元素积累少而导致的。

土壤粒度组成对微量金属的富集具有复杂的物理作用,如组分越细,金属缔合度越高^[41],且土壤含水量也越高(图 3)。土壤含水量与土壤 Mn^{2+} 含量呈显著正相关(图 3),水浸土壤更易形成植物所需的 Mn^{2+} ^[42],这说明红树林土壤越细,土壤含水量越高, Mn^{2+} 含量越高,则极有可能造成白骨壤植株内锰含量升高。粒度越细,退潮时土壤含水量越高,则土壤含氧量越低,内滩和中滩白骨壤受某种胁迫如高温干旱、种子堆积腐烂引起土壤快速酸化缺氧等出现呼吸根锐减从而加剧地下根系缺氧的现象,这可能是造成顶端枯梢现象的原因。有机碳可影响微量金属的迁移性^[43-45],锰会集中在有机碳含量高的区域,本研究中土壤总有机碳含量和土壤 Mn^{2+} 含量具显著正相关也表明了这一点(图 3)。

红树林中土壤锰含量的相关研究较少。深圳福田和福建九江口红树林区的土壤锰含量(分别为 537.583 mg/kg)^[46,47]明显高于对应的区域背景值(深圳为 208 mg/kg^[48],福建为 280 mg/kg^[49]),虽然土壤重金属总量可以反映土壤的受污染程度,但是并不能表明土壤中重金属的迁移能力及生物可利用性^[50]。深圳福田和福建九江口红树林区土壤锰含量高于对应的背景值,但是这两地的秋茄树和白骨壤生长发育良好,未表现出锰毒现象^[46,47],这再次说明植物是否存在锰毒现象主要取决于土壤中 Mn^{2+} 的含量,而非土壤中总锰的含量。前人对红树林内土壤锰的研究主要集中在总锰含量方面,未找到红树林中土壤 Mn^{2+} 含量相关论文,故不能确定研究地白骨壤存在锰毒现象。锰主要积累在植物根系中^[46],研究地白骨壤根系锰含量为 74.60—256.05 mg/kg,湿季外滩白骨壤的根系锰含量最大(均值为 143.95 mg/kg),与泰国白骨壤根系锰含量(129 mg/kg)相当^[51],远小于中国深圳福田红树林保护区内生长良好的白骨壤细根的锰含量(700 mg/kg)^[46],但未见泰国和中国深圳福田白骨壤两地出现根系锰含量超标引起植物生长不良的报道,而且外滩白骨壤生长良好,说明研究地内滩和中滩白骨壤林出现枯梢不是锰过量造成的。

锰耐受性的差异在不同植物中尤为明显:某品种水稻叶子中锰积累高达 5 000 $\mu\text{g/g}$ 但未表现出毒性,而大麦仅 150 $\mu\text{g/g}$ 就表现出锰毒症状^[52];盐生

植物 *Lepidium latifolium* 在锰积累高达 10 mg/g 时其生长发育依然正常,而且盐处理可提高该植物的耐锰特性^[53]。与长期生活在水流动性较差、易发生锰毒现象的水稻不同,海水的盐环境在一定程度上可增强红树植物的耐锰特性。红树林土壤中可溶解的二价锰在潮汐作用下易被稀释^[54],同时酸性条件会促进溶解性二价锰的析出,为海水持续提供锰离子,这一过程使红树林土壤成为海洋锰循环的重要贡献者^[55],这种特殊环境可能塑造了红树植物独特的耐锰机制。关于红树林锰毒水平情况目前未见相关报道,而鉴于红树林生长环境的复杂性和异质性,以及白骨壤在红树林生态系统的关键地位,有必要开展深入研究以确定其锰毒水平及影响因素,这将有助于揭示红树植物在复杂环境中的适应策略,并为红树林的保护和管理提供科学依据。

4 结论

本研究探讨了广西北海滨海国家湿地公园内白骨壤根系锰含量和土壤 Mn^{2+} 含量的影响因子。研究地白骨壤根系土壤 Mn^{2+} 含量与根系锰含量无显著相关性,这与前人研究不同,可能是由于白骨壤根系的大量死亡和快速更新造成的。土壤理化因子之间存在着显著相关性,具体表现为土壤越细,其 pH 值越低,而低 pH 值会促进 Mn^{2+} 在土壤中的积累,进而增加红树植物发生锰毒的风险。根系锰含量和土壤 Mn^{2+} 含量与多种根系生理生化指标、土壤因子具显著相关性。多元逐步回归分析表明:对根系锰含量影响显著的是根系活力、根系鲜重、土壤电导率、土壤含水量,以及土壤电导率、土壤含水量分别与根系鲜重的交互;对土壤 Mn^{2+} 含量影响显著的是枯枝率、砂含量、粉砂含量、潮位,以及砂含量和潮位的交互项。研究地白骨壤根系锰含量为 74.60—256.05 mg/kg,远小于其他地区,白骨壤生长衰弱并非锰毒直接导致的,其枯梢原因需要进一步调查。

参考文献

- [1] BÉNÉ C, PHILLIPS M, ALLISON E H. Treatise on Estuarine and Coastal Science Vol 12: food as an ecosystem service from estuarine and coastal zones [M]. Amsterdam: Elsevier, 2011: 147-180.
- [2] HECKBERT S, COSTANZA R, POLOCZANSKA E S, et al. Climate regulation as a service from estuarine and coastal ecosystems [M]//Treatise on Estuarine and Coastal Science. Amsterdam: Elsevier, 2011: 199-216.

- [3] COCHARD R. Coastal water pollution and its potential mitigation by vegetated wetlands; an overview of issues in Southeast Asia [M]//SHIVAKOTI G P, PRADHAN U, HELMI. Redefining diversity & dynamics of natural resources management in Asia, Volume 1. Amsterdam; Elsevier, 2017:189-230.
- [4] BARBIER E B, HACKER S D, KENNEDY C, et al. The value of estuarine and coastal ecosystem services [J]. Ecological Monographs, 2011, 81(2):169-193.
- [5] BROWN C, CORCORAN E, HERKENRATH P, et al. Marine and coastal ecosystems and human well-being: a synthesis report based on the findings of the millennium ecosystem assessment [M]. Nairobi; UNEP - WCMC, 2006:7-20.
- [6] ULLAH R, FEBRIAMANSYAH R, YONARIZA Y, et al. Reciprocal relationship between governance of natural resources and socio-ecological systems dynamics in West Sumatra Indonesia [M]. Amsterdam; Elsevier, 2017: 231-271.
- [7] HE Q, BERTNESS M D, BRUNO J F, et al. Economic development and coastal ecosystem change in China [J]. Scientific Reports, 2014, 4:5995.
- [8] MITRA A. Mangrove forests in India: exploring ecosystem services [M]. Berlin; Springer Cham, 2020: 115-156.
- [9] ZHANG Z W, XU X R, SUN Y X, et al. Heavy metal and organic contaminants in mangrove ecosystems of China: a review [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2014, 21(20):11938-11950.
- [10] LI M S, LUO Y P, SU Z Y. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China [J]. Environmental Pollution, 2007, 147(1):168-175.
- [11] 何杰. 高锰酸钾在水产养殖中的应用[J]. 河北渔业, 2007(5):32.
- [12] 杨治国, 胡安华, 马超, 等. 高锰酸钾在水产动物病害防治中的应用[J]. 河北渔业, 2010(10):45-49.
- [13] EL-JAOUAL T, COX D A. Manganese toxicity in plants [J]. Journal of Plant Nutrition, 1998, 21(2): 353-386.
- [14] LI J, JIA Y, DONG R, et al. Advances in the mechanisms of plant tolerance to manganese toxicity [J]. International Journal of Molecular Sciences, 2019, 20(20):5096.
- [15] 许文博, 邵新庆, 王宇通, 等. 锰对植物的生理作用及锰中毒的研究进展[J]. 草原与草坪, 2011, 31(3):5-14.
- [16] LIU Y, LI Z, XU R. Distribution of manganese(II) chemical forms on soybean roots and manganese(II) toxicity [J]. Pedosphere, 2019, 29(5):656-664.
- [17] 刘鑫, 朱端卫, 雷宏军, 等. 酸性土壤活性锰与 pH、Eh 关系及其生物反应[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(3):317-323.
- [18] HOLLOWAY C J, SANTOS I R, TAIT D R, et al. Manganese and iron release from mangrove porewaters: a significant component of oceanic budgets? [J]. Marine Chemistry, 2016, 184:43-52.
- [19] 唐道斌, 罗松英, 李雅婷, 等. 湛江观海长廊红树林表层沉积物重金属时空分布特征及污染评价[J]. 环境污染与防治, 2022, 44(12):1639-1642, 1651.
- [20] 张晓磊, 杨源祯, 阎琨, 等. 广西珍珠湾红树林湿地沉积物重金属分布及评价[J]. 中国地质调查, 2022, 9(5): 104-110.
- [21] 程皓, 陈桂珠, 叶志鸿. 红树林重金属污染生态学研究进展[J]. 生态学报, 2009, 29(7):3893-3900.
- [22] 张起源, 秦颖君, 刘香华, 等. 广东红树林沉积物有毒金属分布及生态风险评价[J]. 生态环境学报, 2020, 29(1):183-191.
- [23] DAVIS J G. Soil pH and magnesium effects on manganese toxicity in peanuts [J]. Journal of Plant Nutrition, 1996, 19(3/4):535-550.
- [24] WEIS J S, WEIS P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration [J]. Environment International, 2004, 30(5):685-700.
- [25] 方镇福, 黄文兰. 福建漳江口红树林病害初步调查[J]. 福建林业科技, 2008, 35(1):71-73, 129.
- [26] 黄泽余, 周志权, 黄平明, 等. 广西红树林真菌病害调查初报[J]. 广西科学院学报, 1997, 13(4):41-45.
- [27] 苏会荣. 雷州半岛红树病害及桐花树赤斑病病原菌生物学特性研究[D]. 湛江: 广东海洋大学, 2015.
- [28] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.
- [29] 王玉红, 姚桂莲. 火焰原子吸收法测定土壤、水系沉积物中二价锰的研究[J]. 化工矿产地质, 2008, 30(3): 173-176.
- [30] RAHMAN M S, RAHMAN M, JOLLY Y N, et al. Heavy metals in afforested mangrove sediment from the world's largest delta: distributional mapping, contamination status, risk assessment and source tracing [J]. Marine Pollution Bulletin, 2024, 203:116429.
- [31] WANG M, CHEN Q, CUI J, et al. Distribution, ecological risk, and sediment-influencing mechanisms of heavy metals in surface sediments along the intertidal gradient in typical mangroves in Hainan, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2024, 206:116677.
- [32] ISLAM M M, AKTHER S M, WAHIDUZZAMAN M, et al. Fractionation and contamination assessment of Zn, Cu, Fe, and Mn in the sundarbans mangrove soils of Bangladesh [J]. Soil and Sediment Contamination, 2023, 32(7):789-811.

- [33] RENGEL Z. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere [J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2015, 15(2): 397-409.
- [34] PORTER G S, BAJITA-LOCKE J B, HUE N V, et al. Manganese solubility and phytotoxicity affected by soil moisture, oxygen levels, and green manure additions [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2004, 35(1/2): 99-116.
- [35] RENGEL Z. Manganese uptake and transport in plants [J]. *Metal Ions in Biological Systems*, 2000, 37: 57-87.
- [36] MARSCHNER H. Mechanisms of manganese acquisition by roots from soils [M]// *Manganese in soils and plants*. Dordrecht: Springer Netherlands, 1988: 191-204.
- [37] XIE H, YANG Y, LIU J, et al. Enhanced triclosan and nutrient removal performance in vertical up-flow constructed wetlands with manganese oxides [J]. *Water Research*, 2018, 143: 457-466.
- [38] 龚子同, 张效朴. 中国的红树林与酸性硫酸盐土[J]. *土壤学报*, 1994, 31(1): 86-93.
- [39] 廖金凤. 雷州半岛红树林盐土的某些理化性质[J]. *土壤*, 2004, 36(5): 561-564.
- [40] 王小青, 王健, 陈雄庭. 海南岛东寨港红树林盐土的理化性状[J]. *热带农业科学*, 2008, 28(3): 32-37.
- [41] KUMAR A, RAMANATHAN A, PRASAD M B K, et al. Distribution, enrichment, and potential toxicity of trace metals in the surface sediments of sundarban mangrove ecosystem, Bangladesh: a baseline study before sundarban oil spill of December, 2014 [J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2016, 23(9): 8985-8999.
- [42] DUFEY I, HAKIZIMANA P, DRAYE X, et al. QTL mapping for biomass and physiological parameters linked to resistance mechanisms to ferrous iron toxicity in rice [J]. *Euphytica*, 2009, 167(2): 143-160.
- [43] BAYEN S, BUFFLE J. Hollow-fibre liquid-phase microextraction of polychlorinated biphenyls: dynamic aspects and analytical challenges associated with their speciation [J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 2009, 89(4): 277-292.
- [44] BAYEN S, WORMS I, PARTHASARATHY N, et al. Cadmium bioavailability and speciation using the permeation liquid membrane [J]. *Analytica Chimica Acta*, 2006, 575(2): 267-273.
- [45] BELLUCCI L G, FRIGNANI M, PAOLUCCI D, et al. Distribution of heavy metals in sediments of the Venice lagoon: the role of the industrial area [J]. *The Science of the Total Environment*, 2002, 295(1/2/3): 35-49.
- [46] 郑文教, 林鹏. 深圳福田白骨壤群落 Cr、Ni、Mn 的累积及分布[J]. *应用生态学报*, 1996, 7(2): 139-144.
- [47] 郑文教, 郑逢中, 连玉武, 等. 福建九龙江口秋茄红树林铜铅锌锰元素的累积及动态[J]. *植物学报*, 1996, 38(3): 227-233.
- [48] 深圳市生态环境局. 土壤环境背景值: DB4403/T 68—2020 [S]. 深圳: 深圳市市场监督管理局, 2020.
- [49] 陈振金, 陈春秀, 刘用清, 等. 福建省土壤元素背景值及其特征[J]. *中国环境监测*, 1992(3): 107-110.
- [50] 陈春强, 邓华, 黄芳芳. 广西桂平锰矿区土壤重金属含量及形态分析[J]. *广西师范大学学报(自然科学版)*, 2014, 32(4): 108-114.
- [51] KAEWTUBTIM P, MEEINKUIRT W, SEEPOM S, et al. Heavy metal phytoremediation potential of plant species in a mangrove ecosystem in Pattani Bay, Thailand [J]. *Applied Ecology and Environmental Research*, 2016, 14(1): 367-382.
- [52] SU T, CHEN J, HUO X, et al. Transcriptome-wide m⁶A methylation and metabolomic analysis reveal regulatory networks in rice roots under manganese stress [J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2024, 226: 105906.
- [53] NEZHADASAD B, RADJABIAN T, HAJIBOLAND R. Symptoms of Mn toxicity and the effect of salt on Mn toxicity and accumulation in the halophyte *Lepidium latifolium* [J]. *Plant Biosystems: an International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 2023, 157(3): 711-726.
- [54] PAN F, LIU H, GUO Z, et al. Metal/metalloid and phosphorus characteristics in porewater associated with manganese geochemistry: a case study in the Jiulong River Estuary, China [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 255(Pt 1): 113134.
- [55] ALONGI D M. Macro- and micronutrient cycling and crucial linkages to geochemical processes in mangrove ecosystems [J]. *Journal of Marine Science and Engineering*, 2021, 9(5): 456.

Accumulation and Influencing Factors of Mn Content in the Roots of *Avicennia marina*

XUE Yunhong^{1,2}, LIU Wen'ai^{1,2*}, FANG Chao^{1,2}

(1. Guangxi Key Laboratory of Mangrove Conservation and Utilization, Guangxi Academy of Marine Sciences (Guangxi Mangrove Research Center), Guangxi Academy of Sciences, Beihai, Guangxi, 536000, China; 2. Observation and Research Station of Coastal Wetland Ecosystem in Beibu Gulf, Ministry of Natural Resources, Beihai, Guangxi, 536015, China)

Abstract: Manganese is an essential element for plants, but excessive Mn can lead to plant death. In this study, nine sample plots were set up in the Guangxi Beihai mangrove wetland reserve, where *Avicennia marina* was suspected to have Mn poisoning symptoms. The physiological and biochemical indexes of *A. marina* root system and soil physical and chemical factors were determined. The effects of various factors on the root Mn content and soil Mn²⁺ content of *A. marina* were analyzed by variance analysis, Pearson correlation analysis and stepwise regression analysis, so as to explore the reasons for the growth weakness of *A. marina*. The results showed that root Mn content and soil Mn²⁺ content was significantly correlated with various root physiological and biochemical indexes and soil physicochemical factors. Multiple stepwise regression analysis showed that root activity, fibrous root fresh weight, soil electrical conductivity, soil water content, and the interaction between fibrous root fresh weight, soil electrical conductivity and soil water content had significant effects on root Mn content. The significant effects on soil Mn²⁺ content was withered branch rate, soil sand, silt, tidal level, and the interaction term of soil sand and tidal level. The Mn content of the root system in the study area was 74.60–256.05 mg/kg, which was much lower than that of the well-growing *A. marina* root system in Shenzhen (700 mg/kg). Therefore, the growth and decline of *A. marina* in this area was not directly caused by excessive Mn. The cause of *A. marina* withering needs further study.

Key words: *Avicennia marina*; Mn accumulation; influence factors; root; mangrove

责任编辑:米慧芝



微信公众号投稿更便捷

联系电话:0771-2503923

邮箱:gxkxyxb@gxas.cn

投稿系统网址: <http://gxkx.ijournal.cn/gxkxyxb/ch>