

不同林龄木麻黄防护林对重金属的富集作用

靳明华¹, 丁振华^{1*}, 周海超¹, 叶功富², 林同璋³

(1. 厦门大学 环境与生态学院 滨海湿地生态系统教育部重点实验室 福建 厦门 361102;

2. 福建省林业科学研究院 福建 福州 350012; 3. 福建省平潭国有防护林场 福建 平潭 350400)

摘要: 为认识木麻黄(*Casuarina equisetifolia*)防护林带重金属消减效应,利用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测定了福建省平潭国有防护林场林龄分别为 5、15、20、30 年的木麻黄小枝、细根、凋落物及林地土壤中 5 种重金属(Cr、Cu、Zn、Cd 和 Pb)的含量.结果表明:平潭木麻黄林地土壤重金属 Cr、Cu、Zn、Pb、Cd 含量均低于福建省土壤和福建海岸带土壤的重金属含量背景值,未发现重金属污染;木麻黄 Cr、Cd 和 Zn 的平均含量高出普通植物的正常值范围,木麻黄中重金属含量依 Zn>Cr>Pb>Cu>Cd 顺序降低;木麻黄细根中的重金属含量最高,且细根对重金属的富集系数也最高;木麻黄对 Cr、Cu、Zn、Cd 的富集系数均大于 1;木麻黄细根中 Zn、Cu 元素含量显著正相关;小枝对 Cr、Cd 和 Pb,细根对 Zn 的富集系数均与林龄极显著正相关;木麻黄现存生物量中, Cr、Cu、Zn、Cd 和 Pb 的现存储量分别为 3.06~3.46 kg/hm², 1.14~1.57 kg/hm², 11.67~12.57 kg/hm², 0.05~0.09 kg/hm² 和 0.45~1.84 kg/hm²,且主要存在于根和树干中;随着林龄的增加,木麻黄积累大量的重金属,并达到其峰值.综上所述,木麻黄防护林在防风固沙的同时,能够吸收富集大量的重金属,对海岸带的重金属污染具有明显的消减作用.

关键词: 木麻黄; 重金属; 富集作用; 海岸带

中图分类号: S 719

文献标志码: A

文章编号: 0438-0479(2016)05-0707-06

植物修复术具有经济、高效且美化环境等优点,在修复重金属污染土壤的应用中倍受关注^[1].与大多草本超富集植物相比,速生木本植物具有生长迅速、生物量大、根系发达、生长周期长等优点,以及对水肥依赖性不强、维护成本低等特点,对重金属等污染物具有一定的吸收积累,而且不参与食物链循环,避免了吸收积累的污染物对人体产生伤害^[2].国内外相关研究表明,森林生态系统可以不同程度地截留进入大气中的重金属^[3-4],同时在涵养水源、净化水质、保持水土方面也起着重要的作用^[5-6].

平潭岛是福建省第一大岛,风浪危害严重,木麻黄(*Casuarina equisetifolia*)是平潭防护林的主要树种,对海岸带生态系统的保护、恢复和改善起着重要作用,在改善生态环境等方面更是发挥了巨大作用.许多学者对木麻黄受环境胁迫的生理反应进行了大量研究^[7-9],但有关木麻黄对重金属污染削减作用的研究鲜见报道.因此,本研究以我国东南沿海地区常见的防

护林树种木麻黄为研究对象,分析福建省平潭地区不同林龄木麻黄对重金属 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb 的吸收存储作用,以期认识木麻黄各部位对环境重金属的消减能力,为保护和合理开发利用木麻黄防护林,充分发挥其生态和经济效益提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

平潭木麻黄实验区位于福建省平潭国有林场(25.53°N, 119.86°E),属南亚热带海岛型季风气候,年均温度 19.6℃,全年最低温度 10℃,年平均降水量 1 172 mm,4—9 月降水量占全年 70%,年均蒸发量 1 299.7 mm,年均风速 7 m/s,年均受台风影响多达 5 次.土壤质地为风沙土类润沙土属.

1.2 样品采集

分别选择平潭国有林场 5、15、20、30 年林龄的木

收稿日期: 2016-03-14 录用日期: 2016-07-04

基金项目: 国家自然科学基金(41176090); 国家科技支撑计划(2009BADB2B0302)

* 通信作者: dzh@xmu.edu.cn

引文格式: 靳明华, 丁振华, 周海超, 等. 不同林龄木麻黄防护林对重金属的富集作用[J]. 厦门大学学报(自然科学版), 2016, 55(5): 707-712.

Citation: JIN M H, DING Z H, ZHOU H C, et al. Enrichment of heavy metals by *Casuarina equisetifolia* of different stand ages[J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2016, 55(5): 707-712. (in Chinese)



<http://jxmu.xmu.edu.cn>

麻黄林地作为采样区,每个采样区随机选取3个采样点,每个采样点选取3处长势相近的木麻黄,分别采集小枝、细根、凋落物。同时,采集植物生长所在土层相应的土壤样品,刮去土壤表层的枯枝落叶后,取每株植物相应根区的土壤样品,土壤主要为根附近的表层土(深度<20 cm)。

1.3 样品处理与分析

将植物样品分别用自来水充分洗净,去除黏附于植物样品上的泥土和污物,再以去离子水冲洗3次,在60℃下于烘箱中烘干至恒量,研磨备用。采集的土壤样品自然风干、研磨、过100目筛备用。植物样品采用硝酸-高氯酸法消解,土壤样品采用王水-高氯酸法消解^[10]。经消解后的土壤和植物样品用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS 型号DRC-e,美国PE公司)对Cr、Cu、Zn、Cd、Pb含量进行测定。

测定中采用标准物质(南海海洋沉积物成分分析标准物质GBW-07334,北京中科质检生物技术有限公司)、平行样进行质量控制,同时每批样品选2~3个做一组平行实验,平行样相对标准偏差<10%时,达到质量标准要求。

1.4 数据分析

植物重金属富集系数(concentration coefficient)是植物体内的重金属含量与根际土壤中重金属含量的比值(即植物各器官中重金属元素含量/土壤中相应元素含量)。

实验结果进行统计分析,数据以平均值±标准差或加权平均数进行预处理;采用SPSS 20.0软件的单因素方差分析进行多重比较($p < 0.05$ 表示差异显著),并对两组数据进行相关性分析($p < 0.05$ 表示显著相关; $p < 0.01$ 表示极显著相关)。

2 结果与分析

2.1 木麻黄防护林土壤重金属含量

表1列出了平潭木麻黄林地土壤重金属Cr、Cu、

Zn、Cd、Pb的含量(平均值±标准差)以及福建省土壤环境背景平均值^[11]和福建省海岸带土壤元素背景平均值^[12]。

平潭木麻黄林地土壤重金属含量表现为Zn>Cr>Pb>Cu>Cd。与福建省土壤环境背景平均值和福建省海岸带土壤元素背景平均值比较,Cd含量稍高,其余4种重金属含量均处于较低水平。这可能是因为木麻黄林地土质主要为沙土,粒径较大,较难积累重金属,因而其土壤重金属含量低。

2.2 平潭木麻黄小枝、凋落物和细根的重金属含量

平潭县木麻黄对重金属吸收量的大小为Zn>Cr>Cu>Pb>Cd(表2)。Zn的含量为42.66~268.53 μg/g,Cd的含量最低,为0.39~1.44 μg/g。除Cu外,植物体内重金属含量的顺序与土壤中的相同(表1),说明土壤重金属含量对植物有明显影响。比较小枝、凋落物和细根中的重金属含量,发现Cu、Cd和Pb含量均为细根>小枝>凋落物,而Zn、Cr在木麻黄各部位的分布规律性不明显。

对平潭各龄段的木麻黄重金属含量进行分析,发现30年林龄木麻黄的细根中Cu、Zn和Pb的含量显著高于其他龄段($p < 0.05$),小枝中Zn含量也显著高于其他龄段,说明成熟木麻黄林对重金属的吸收能力高于其他龄段。对细根中重金属元素相关性分析的结果显示,细根中Cu和Zn显著正相关($r = 0.981, p < 0.05$)。这可能与两种元素均为植物生长发育所必须的微量元素有关。

3 讨论

3.1 木麻黄对土壤中重金属的吸收

植物对金属元素的吸附功能不但可以为植物生长提供必需的微量元素,而且可大大减少重金属对周围环境的污染,根是植物富集重金属最重要的部位^[13]。木麻黄对不同重金属的吸收能力不同,木麻黄

表1 木麻黄林地土壤重金属含量

Tab. 1 Content of heavy metal in soil of *C. equisetifolia*

	μg/g				
地点	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb
平潭县	11.61±1.89	0.88±0.29	26.15±4.31	0.14±0.03	9.75±1.56
福建省 ^[11]	41.3	21.6	82.7	0.054	34.9
福建省海岸带 ^[12]	40.7	22.4	83.6	0.060	39.0

表 2 平潭木麻黄小枝、凋落物和细根中的重金属含量
Tab. 2 Content of heavy metals in branchlet, litter and fine root of *C. equisetifolia* in Pingtan $\mu\text{g/g}$

组分	林龄/a	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb
小枝	5	31.46 ± 3.30	7.26 ± 0.77	54.21 ± 4.21	0.51 ± 0.07	4.21 ± 1.13
	15	11.14 ± 2.81	7.36 ± 2.28	61.29 ± 14.09	0.48 ± 0.07	3.83 ± 1.03
	20	25.94 ± 3.15	12.48 ± 2.50	42.66 ± 0.77	0.50 ± 0.11	2.29 ± 0.97
	30	27.87 ± 0.39	9.05 ± 0.98	71.89 ± 15.01	0.62 ± 0.01	4.88 ± 1.49
凋落物	5	32.44 ± 7.47	1.72 ± 0.11	73.19 ± 16.29	0.48 ± 0.07	3.88 ± 1.92
	15	43.79 ± 7.28	2.51 ± 1.47	221.76 ± 20.89	0.47 ± 0.06	2.28 ± 0.94
	20	30.08 ± 3.86	3.64 ± 0.30	132.73 ± 26.44	0.44 ± 0.06	3.31 ± 0.26
	30	28.23 ± 0.36	0.26 ± 0.11	76.66 ± 13.73	0.39 ± 0.03	3.36 ± 0.57
细根	5	20.69 ± 1.45	12.12 ± 2.67	135.27 ± 9.62	1.32 ± 0.39	6.04 ± 0.45
	15	34.51 ± 3.09	10.92 ± 3.45	110.68 ± 19.79	0.63 ± 0.14	5.67 ± 0.97
	20	31.98 ± 1.34	12.80 ± 1.54	194.22 ± 18.93	1.07 ± 0.27	5.75 ± 0.16
	30	29.71 ± 9.12	14.61 ± 2.96	268.53 ± 73.68	1.44 ± 0.49	6.23 ± 2.41

小枝、凋落物和细根中 Zn、Cu 和 Cr 的含量相对较高, Cd 相对较少。对 Zn 和 Cu 的吸收较多,可能是由于 Zn、Cu 均为植物正常生长发育和代谢所必需的微量元素,是体内某些酶的重要成分,植物能主动吸收;而 Cr 不仅是植物生长的必需元素,还能够和 Pb 形成沉淀减弱其毒害作用^[14]。

植物体内重金属正常含量为 Cr 0~8.4 $\mu\text{g/g}$, Cu 0.4~45.8 $\mu\text{g/g}$, Zn 1~160 $\mu\text{g/g}$, Cd 0.08~0.15 $\mu\text{g/g}$, Pb 0.1~41.7 $\mu\text{g/g}$ ^[15]。与此相比,平潭不同林龄木麻黄的 Cr 含量均超出正常值,20 和 30 年林龄的木麻黄细根和 15 年林龄的凋落物中 Zn 的含量也高于正常值;Cd 含量也远远超出正常范围。这说明重金属可以在木麻黄体内积累,其重金属的积累量超过了普通植物的毒性标准。

木麻黄根对重金属的吸收显著高于小枝。植物从土壤中吸收重金属,并把它们固定在根部,限制重金属向地上部分转移^[13]。木麻黄根可以阻止重金属进入地上部分,减少毒害作用^[16-18]。Deng 等^[19]认为,植物的这种适应机制说明它们能在重金属污染的条件下很好地平衡重金属的吸收和转移。

胡志平^[20]在研究重金属元素在植物吸收的相互作用中发现根部对有些重金属元素的累积呈现一定的正相关性,说明植物根系在吸收重金属时,各重金属元素是共同进入植物的根系被植物吸收。木麻黄细根中 Zn 和 Cu 显著正相关,说明 Zn 和 Cu 被木麻黄吸收时具有协同作用。何洁等^[21]、史静等^[22]曾报道过翅碱蓬 (*Suaeda heteroptera* Kitagawa) 和水稻 (*Oryza*

sativa) 中 Zn、Cd 之间有交互作用, Zn 能促进 Cd 向地上部分迁移。殷敬峰等^[23]对水稻糙米的研究发现, Cu 和 Cd 之间存在明显的正相关。何洁等^[21]、徐加宽等^[24]指出,土壤中不同重金属元素组合、不同重金属浓度、供试品种和器官的差异以及供试条件的不同,都会使重金属间的相互作用表现出不同的形式(协同作用或拮抗作用)。

3.2 木麻黄对不同重金属富集能力的差异

富集系数是衡量植物重金属积累能力的一个重要指标,富集系数越大,其富集能力越强。根据图 1 可以看出平潭不同林龄的木麻黄小枝和细根对 Cr、Cu、Zn、Cd、Pb 的富集能力。

小枝中 Cu、Cd 的富集系数在各个林龄都比较高,而 Cr、Zn、Pb 的富集系数大小在不同时期高低不一;细根中 Cu、Cd、Zn、Cr、Pb 的富集系数在各林龄中都表现为依次降低,并且细根的重金属富集系数明显高于小枝。平均富集系数是小枝的 1.36 (Cr) ~ 2.01 (Zn) 倍。这进一步说明木麻黄根部积累重金属以减小对地上部毒害作用是木麻黄减少重金属伤害的抗性机制之一。将小枝和细根对重金属的富集系数与林龄进行相关性分析,结果表明,小枝对 Cr、Cd 和 Pb 的富集均与林龄极显著正相关 ($r_{Cr} = 0.805$, $p_{Cr} = 0.009 < 0.01$; $r_{Cd} = 0.813$, $p_{Cd} = 0.008 < 0.01$; $r_{Pb} = 0.842$, $p_{Pb} = 0.004 < 0.01$)。而细根中仅 Zn 的富集系数与林龄呈极显著正相关 ($r_{Zn} = 0.836$, $p_{Zn} = 0.005 < 0.01$)。小枝和细根中其他重金属元素均与林龄不相关 ($p > 0.05$)。植物对重金

<http://jxmu.xmu.edu.cn>

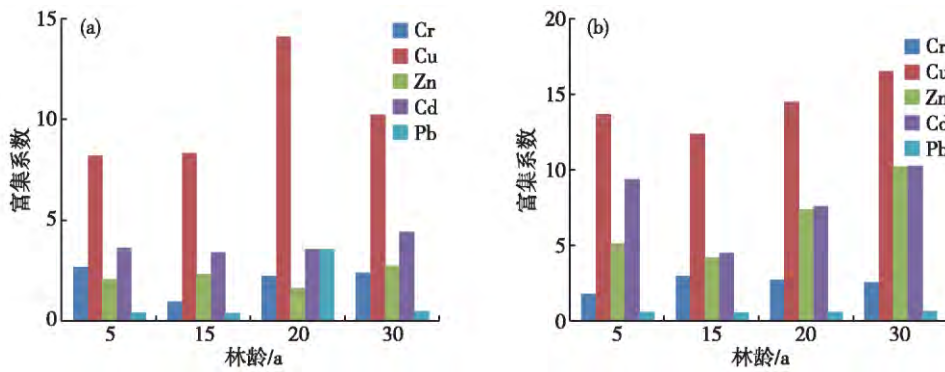


图1 平潭不同林龄木麻黄小枝(a)和细根(b)对重金属的富集系数

Fig. 1 Concentration coefficient of branchlet (a) and fine root (b) in *C. equisetifolia* of different ages in Pingtan

属的富集能力因植物种类、重金属种类以及其他一系列环境因素不同而有所差异^[25].平潭木麻黄对不同重金属富集能力不同,对Zn、Cu、Cd的富集能力最强,对Pb的富集能力最弱.这可能是因为Zn、Cu是植物生长发育的必需元素;而Cd在土壤中的移动性较强,Zn-Cd表现为协同作用,Zn可以促进Cd的吸收和向植株地上部分的转移^[26];Pb也可以促进根中滞留的Cd的活性,使其进一步向地上部分迁移^[27],但Pb在土壤中的移动性较弱^[28].平潭木麻黄对Cu、Cd、Zn、Cr重金属的富集系数均大于1.这也表明了木麻黄对Cu、Cd、Zn耐受性高、累积能力强、净化效果好,属于有环境修复潜力的植物,可作为修复重金属污染环境的绿色材料.

本研究中,绝大部分重金属的富集系数均表现为细根>小枝,这可能是植物对重金属的适应机制所致,即将土壤中对植物体有害的重金属滞留在根部,使得地上部保持较低的重金属含量,以减轻重金属对地上部的毒害^[29-30].平潭木麻黄小枝对Cr、Cd和Pb,细根对Zn的富集系数均与林龄极显著正相关,说明随着林龄的增加,木麻黄小枝和细根对重金属的富集能力逐渐增加,达到一定林龄时,木麻黄对重金属的富集能力最强.

3.3 木麻黄防护林重金属的现存储量与分布

林分元素现存储量是指累积在林分现存生物量中各元素的总量,它反映林分长期吸收而净存留累积在植物体中的重金属元素含量.林分元素现存储量与分配主要决定于林分生物量的积累(现存量)及其各组分中元素的含量.根据木麻黄群落不同部位重金属含量(木麻黄枝和干的含量用小枝含量代替)结合现存量^[31-32],计算现存于木麻黄群落中的Cr、Cu、Zn、Cd、Pb的总量.平潭木麻黄Cr、Cu、Zn、Cd、Pb的现存储量分别为3.06~3.46 kg/hm²,1.14~1.57 kg/hm²,11.67~12.57 kg/hm²,0.05~0.09 kg/hm²,0.45~1.84 kg/hm².

平潭木麻黄重金属主要存储于根和树干中,两部位所占比例之和最低达到93.51%,木麻黄小枝中存储的重金属含量有限(表3).根和树干是较不易被动物直接啃食的部位,表明木麻黄将重金属吸收并贮存在不易被动物消耗的部位从而减少了通过食物链富集而引起的危害,当树木被采伐后,也可以减少重金属对环境的污染作用^[33].

表3 木麻黄防护林重金属现存储量分配

Tab. 3 Distribution of heavy metals in *C. equisetifolia* stand

组织	存储量分配/%				
	Cr	Cu	Zn	Cd	Pb
小枝	6.49	5.94	4.94	6.08	6.01
树干	58.22	53.31	44.35	54.63	53.93
根	35.29	40.75	50.71	39.29	40.06

4 结论

1) 平潭木麻黄林地土壤未发生重金属污染,林地土壤重金属Cr、Cu、Zn、Pb含量均低于福建省土壤和福建省海岸带土壤的重金属含量背景值.

2) 平潭木麻黄体内Cr、Cd和Zn平均含量均超出了普通植物的正常值范围,根是木麻黄富集重金属的主要部位,且根对重金属的富集系数也最高.木麻黄细根中Zn和Cu含量显著正相关,说明这2种重金属元素在被木麻黄根吸收时具有协同作用.平潭木麻黄对Cr、Cu、Zn、Cd的富集系数均大于1.木麻黄小枝对Cr、Cd和Pb,细根对Zn的富集系数均与林龄极显著正相

关,说明随着林龄的增加,木麻黄小枝和根对重金属的富集能力逐渐增加,随着海岸木麻黄防护林群落的生长发育这种生态效应将达到其峰值。

3) 平潭木麻黄林现存生物量中,Cr、Cu、Zn、Cd、Pb的现存量分别为3.06~3.46 kg/hm²,1.14~1.57 kg/hm²,11.67~12.57 kg/hm²,0.05~0.09 kg/hm²,0.45~1.84 kg/hm²,且主要存在于根和树干中。这表明木麻黄林积累了大量的重金属,不仅减少了重金属向次级消费者转移的可能性,也减少了重金属对环境的污染,说明木麻黄防护林能够削减海岸带的重金属污染。

综上所述,木麻黄同其他防护林一样,除了能够防风固堤之外,还可以吸收富集一定量的重金属元素,实际上起到消减重金属污染的作用,但其富集量并不会随着林龄的增长而无限增加,这可能与相关元素在植物体内的迁移有关。

参考文献:

- [1] MEERS E S, QADIR M, DE CARITAT P, et al. EDTA-assisted Pb phytoextraction [J]. *Chemosphere*, 2009, 74(10): 1279-1291.
- [2] 杨金香, 李小龙. 不同复垦类型木本植物重金属吸收积累差异[J]. *安徽理工大学学报(自然科学版)*, 2012, 32(3): 33-36.
- [3] SRINIVASAN M, MANI K A, KIRUBA M. Nutrient gains by stem flow through fall and rainfall in teak ecosystem [C]// *Proceeding of International Forestry and Environment Symposium*. Sri Lanka: Department of Forestry and Environmental Science, University of Sri Jayawardenepura, 2012: 64.
- [4] 周光益, 徐义刚, 吴仲民, 等. 广州市酸雨对不同森林冠层淋溶规律的研究[J]. *林业科学研究*, 2000, 13(6): 598-607.
- [5] 王晓磊, 王成. 城市森林调控空气颗粒物功能研究进展[J]. *生态学报*, 2014, 34(8): 1910-1921.
- [6] 温远光, 刘世荣. 我国主要森林生态系统类型降水截留规律的数量分析[J]. *林业科学*, 1995, 31(4): 289-298.
- [7] SÁNCHEZ-RODRIGUEZ J, MARTÍNEZ-CARRASCO R, PÉREZ P. Photosynthetic electron transport and carbon-reduction-cycle enzyme activities under long-term drought stress in *Casuarina equisetifolia* Forst. & Forst. [J]. *Photosynthesis Research*, 1997, 52(3): 255-262.
- [8] 李钦禄, 莫其锋, 王法明, 等. 华南热带沿海不同林龄木麻黄人工林养分利用特征[J]. *应用与环境生物学报*, 2015, 21(1): 139-146.
- [9] 李键, 洪滔, 林勇明, 等. 槲皮黄素-3- α -阿拉伯糖苷胁迫对木麻黄小枝和根系渗透调节物质的影响[J]. *厦门大学学报(自然科学版)*, 2014, 53(6): 883-891.
- [10] 许佳. 唐山曹妃甸地区超富集植物的重金属含量测定[J]. *科技视界*, 2014(1): 23.
- [11] 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, 8(3): 107-110.
- [12] 刘用清. 福建省海岸带土壤环境背景值研究及其应用[J]. *海洋环境科学*, 1995, 14(2): 68-73.
- [13] 简毅, 张健, 杨万勤, 等. 岷江下游11种杂草对重金属的富集特征[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(11): 2063-2069.
- [14] 任安芝, 高玉葆. 铅、镉、铬单一和复合污染对青菜种子萌发的生物学效应[J]. *生态学杂志*, 2000, 19(1): 19-22.
- [15] 王英辉, 陈学军, 赵艳林, 等. 铅锌矿区土壤重金属污染与优势植物累积特征[J]. *中国矿业大学学报*, 2007, 36(4): 487-493.
- [16] BREWIN L, MEHRA A, LYNCH P, et al. Mechanisms of copper tolerance by *Armeria maritima* in Dolfrwynog Bog, north Wales: initial studies [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2003, 25(1): 147-156.
- [17] CHANEY R L, MALIK M, LI Y M, et al. Phytoremediation of soil metals [J]. *Current Opinion in Biotechnology*, 1997, 8(3): 279-284.
- [18] SALT D E, BLAYLOCK M, KUMAR N P, et al. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants [J]. *Nature Bio-technology*, 1995, 13(5): 468-474.
- [19] DENG H, YE Z H, WONG M H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China [J]. *Environmental Pollution*, 2004, 132(1): 29-40.
- [20] 胡志平. 长江口潮滩植被营养元素和重金属元素累积特征研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2007: 19-39.
- [21] 何洁, 高钰婷, 贺鑫, 等. 重金属Zn和Cd对翅碱蓬生长及抗氧化酶系统的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(1): 312-320.
- [22] 史静, 潘根兴, 张乃明. 镉胁迫对不同杂交水稻品种Cd、Zn吸收与积累的影响[J]. *环境科学学报*, 2013, 33(10): 2904-2910.
- [23] 殷敬峰, 李华兴, 卢维盛, 等. 不同品种水稻糙米对Cd、Cu、Zn积累特性的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(5): 844-850.
- [24] 徐加宽, 杨连新, 王余龙, 等. 水稻对重金属元素的吸收与分配机理的研究进展[J]. *植物学通报*, 2005, 22(5): 614-622.
- [25] 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.
- [26] 赵中秋,朱永官,蔡运龙. 镉在土壤-植物系统中的迁移转化及其影响因素[J]. 生态环境, 2005, 14(2): 282-286.
- [27] 吴燕玉,余国营. Cd Pb Cu Zn As 复合污染对水稻的影响[J]. 农业环境保护, 1998, 17(2): 49-54.
- [28] 许嘉琳,杨居荣. 陆地生态系统中的重金属[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995: 157-231.
- [29] AKSOY A, DUMAN F, SEZEN G. Heavy metal accumulation and distribution in narrow-leaved cattail (*Typha angustifolia*) and common reed (*Phragmites australis*) [J]. Journal of Freshwater Ecology, 2005, 20(4): 783-785.
- [30] ZHOU S, WANG C, YANG H, et al. Stress responses and bioaccumulation of heavy metals by *Zizania latifolia* and *Acorus calamus* [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(1): 281-287.
- [31] 叶功富,吴锡麟,张清海,等. 海岸带不同立地木麻黄群落能量研究[J]. 林业科学, 2003, 39(增刊1): 1-7.
- [32] 张清海,叶功富,林益明. 海岸退化沙地木麻黄人工林能量的研究[J]. 林业科学, 2006, 42(8): 1-7.
- [33] 方晰,田大伦,项文化,等. 广西马尾松人工林对重金属元素的吸收、累积及动态[J]. 广西植物, 2004, 24(5): 437-442, 455.

Enrichment of Heavy Metals by *Casuarina equisetifolia* of Different Stand Ages

JIN Minghua¹, DING Zhenhua^{1*}, ZHOU Haichao¹, YE Gongfu², LIN Tongzhang³

(1. Key Laboratory of the Coastal and Wetland Ecosystems, Ministry of Education, College of the Environment & Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China; 2. Fujian Academy of Forestry Sciences, Fuzhou 350012, China; 3. Pingtan State-owned Protective Field of Fujian Province, Pingtan 350400, China)

Abstract: *Casuarina equisetifolia* is the key species in the seashore shelter belt in Fujian Province. It is necessary to assess enrichment of heavy metals by *C. equisetifolia*. Concentrations of heavy metals including Cr, Cu, Zn, Cd and Pb in branchlet, fine root, litter and soil of *C. equisetifolia* in 4 ages (5, 15, 20, 30 a) were determined. There was no heavy metal pollution in the shelter belt soil. The results showed that the content of the heavy metals in *C. equisetifolia* could be ranked from high to low as Zn > Cr > Pb > Cu > Cd. The heavy metal content of the fine root was significantly higher than the other parts and the concentration coefficient of the fine root was also the highest in *C. equisetifolia*. There was a significant positive correlation between the content of Zn and Cu in the fine root. The concentration coefficients of Cr, Cd, Pb in branchlet and the concentration coefficient of Zn in the fine root were significantly correlated with stand age. Existing reserves of Cr, Cu, Zn, Cd and Pb were 3.06-3.46 kg/hm², 1.14-1.57 kg/hm², 11.67-12.57 kg/hm², 0.05-0.09 kg/hm², 0.45-1.84 kg/hm². Heavy metals mainly existed in the root and trunk. *C. equisetifolia* had the capability of accumulating heavy metals during growth and the potential to reduce heavy metal pollution.

Key words: *Casuarina equisetifolia*; heavy metals; enrichment; tidal zone