

# 翅碱蓬 (*Suaeda heteroptera*) 根际与非根际 沉积物常见重金属总量及化学形态变化\*

朱鸣鹤 永生 德文

(宁波大学海运学院 宁波 315211; 大连海事大学环境科学与工程学院 大连 116026)

(大连海事大学环境科学与工程学院 大连 116026)

(宁波大学生命科学与生物工程学院 宁波 315211)

**提要** 原子吸收光谱法和等离子光谱法分别研究了潮滩盐沼植物翅碱蓬 (*Suaeda heteroptera*) 根际与非根际 (根上部和根下部) 沉积物中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的总量和化学形态。结果表明, 从总量来看, 不同潮滩沉积物中 4 种重金属次序均为 Zn > Pb > Cu > Cd 但同一元素随潮滩位置变化明显, 尤以中潮滩差异最显著, 重金属总量明显大于其他两个潮滩 (低潮滩和高潮滩), 特别是根际沉积物中的重金属总量远高于非根际沉积物总量, 其比值分别为 Cu 3.4—4.2 倍, Zn 2.2—2.7 倍, Pb 3.2—3.3 倍。同一潮滩均表现为根际沉积物 > 根上部 > 根下部。Cd 含量相对较低, 其变化不明显。从化学形态看, 沉积物重金属表现为环境直接影响态 (交换态和有机结合态)、环境间接影响态 (碳酸盐态和铁锰氧化物态) 和稳定态 (残渣态)。与非根际沉积物相比, 根际沉积物中重金属的化学形态发生了显著的变化, Cu 和 Pb 以稳定态为主, 其次为环境间接影响态, 环境直接影响态最低; Zn 与上述 2 种金属不同, 以环境直接影响态含量最高 (可交换态是有机结合态的 7 倍), 其次分别为环境间接影响态 (主要是碳酸盐结合态) 和稳定态。实验结果表明, 由于特异根圈效应, 一方面该植物使可迁移形态的 Cu 和 Pb 在根际逐步得到矿化, 使其生物可利用性降低; 另一方面使 Zn 的生物可利用性提高, 促进了植物对 Zn 的吸收利用。

**关键词** 重金属, 翅碱蓬, 根际, 潮滩, 化学形态

**中图分类号** X174

根际沉积物-植物系统是滨岸潮滩生态系统重要组成部分, 该系统中的污染物 (重金属、有机污染物等) 的迁移变化必然要影响植物对污染物累积吸收以及其他诸如沉积物-海水界面、微生物生活环境界面等污染物分布转化规律。

根际是指植物根系与土壤之间的微界面, 根际环境也深受根系及其所关联的微生物活动的影响, 其物理化学和生物学性质等与非根际土壤存在很大的差异。在不同环境条件下, 植物根系能释放出多种有利于有机污染物降解或对有毒金属起固定作用的有机化学物质, 其中包括低分

子化合物单糖、氨基酸、脂肪酸、维生素、酮酸以及高分子化合物多糖、聚乳酸和粘液等 (周启星等, 2001), 它们改变根际微环境中的养分和污染物的化学形态和生物有效性, 并最终影响植物对养分和污染物的迁移和转化, 也影响其对污染物的吸收与积累 (Yossefi et al, 1997; 朱永官, 2003)。

由于潮滩植物根际沉积物中不同化学形态不同含量的重金属具有不同的环境行为和生物效应, 因此在评价重金属在潮滩的污染程度以及潜在的生态危害或植物对重金属元素的形态转

\* 国家高新技术研究发展计划 (863) “渤海典型海岸带生境修复技术项目”资助, 2002AA648010 号。朱鸣鹤, 通讯作者, 博士, 讲师, E-mail: zhuminghe1998@yahoo.com.cn

收稿日期: 2004-06-04 收修改稿日期: 2005-02-23

化作用方面时,根际沉积物中的重金属的含量和化学形态信息就显得非常重要。国内外学者对陆地为主的生态系统中的重金属迁移转化及化学形态分布做过很多研究(莫争等, 2002 Yang *et al.* 2001; Wilcke *et al.* 1998)。就根际污染重金属领域来说, Chen(1996)发现 Cu 的形态在小麦根际土壤中发生变化; Shuman 等(1997)在研究水稻对重金属形态影响时发现其将土壤中交换态锌转化为氧化态锌,从而降低了锌的毒性; Mench 等(1994)发现燕麦根系分泌物通过溶解铁氧化物,增加了 Zn、Cd 等的生物有效性。另外,研究人员对菌根的研究主要集中在谷类植物对 N、P 及 Cu、Zn、Mg 等影响方面(Harley *et al.* 1983; Lu *et al.* 1999; Safir 1987)。上述研究均表明根系通过特异的根圈效应(分泌相关物质)来改变植物的根际环境,增加植物对重金属的耐性以及其对矿质营养的吸收。上述研究基本上均以陆地为主,而海洋潮滩植物根际沉积物中的重金属总量和化学形态变化却鲜有报道(毕春娟等, 2003)。

就污染物的动态迁移与交换而言,潮滩植物根系与陆地植物根系所处环境不同,污染物具有明显的有源性,与河水或海水之间交换频率高,因而,针对潮滩植物根系作用的研究意义更加明显。作者以辽宁盘锦双台子河口翅碱蓬(*Suaeda heteroptera*)根际和非根际沉积物中常见重金属为研究对象,探讨其总量、化学形态分布特征和其生物有效性,尝试发现该湿地地区土著植物对海洋生态环境修复的作用,因此具有直接的理论和实践指导意义。

## 1 实验部分

### 1.1 仪器

原子吸收分光光谱仪(美国 Peak in-E lmer 公司 5110ZL 型), 等离子光谱仪(JY38S 法国 Job in Y von 公司), pH 计。

### 1.2 试剂

HC D<sub>4</sub>、HNO<sub>3</sub>、MgCl<sub>2</sub> (1mol/L)、NaOAc (1mol/L)、HOAc (25%, V/V)、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%, V/V), 以上试剂均为分析纯。

### 1.3 采样及样品处理

辽宁盘锦双台子河口靠近辽河浅海油田翅碱蓬生长区,该地区由于上游辽河、绕阳河及大凌河自上游携带大量的重金属、N 和 P 等污染物以及大量泥沙入海,并被高矿化海水(盐度高

达 30g/L),使污染物质不断堆积到海渍淤泥中。2003年 9—12月,考察采样地点(图 1)后选择高潮滩、中潮滩、低潮滩 3 个采样点进行 3 次采样,在各个断面上采用棋盘式布点方法(何燧源, 2001)。样品的采样、贮存、运输以及其他各个要素均根据海洋调查规范(国家海洋局, 1995)执行,由于翅碱蓬的根主要集中在 10—30cm,所以分别采集根际(从横向来说,根系占据的空间及空间往外几厘米处;从纵向来说, - 10— - 30cm 指的是从发根的地方往下直到有根系伸展到达的地方)沉积物、非根际包括根上部(0— - 10cm)沉积物和根下部( - 30— - 40cm)沉积物,采得的样品装入可密封的聚乙烯塑料袋中。随后立即将所采集的沉积物样品带回到实验室进行预处理,去除杂物,低温(< 50℃)烘干,用玛瑙研磨均匀后,过 200目的尼龙网筛后保存。

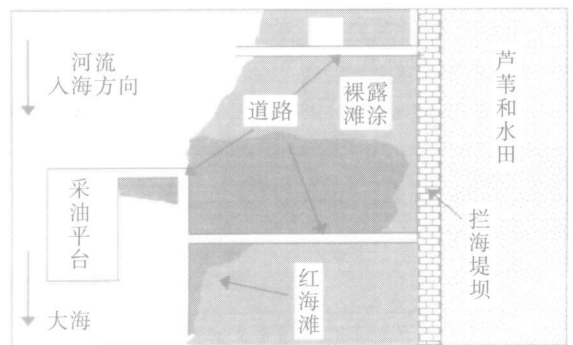


图 1 采样区域示意图

Fig 1 Sketch map of sampling area

### 1.4 分析方法

**1.4.1 沉积物的基本理化性质分析** 沉积物的组成特点、粒度类型不仅随潮滩发生变化,而且随不同采样深度也发生一定的变化。盘锦滨岸自陆向海依次发育高、中和低潮滩,其中高潮滩沉积物是以粉砂质粘土和粘土质粉砂为主的滨海盐土,滩面上以芦苇发育为主,顺带零星分布翅碱蓬;中潮滩沉积物是以粘土质粉砂和粉砂为主的滨海潮滩盐土,滩地植被以翅碱蓬为主;低潮滩沉积物最粗,多为粉砂和细砂质粉砂组成的滨海裸地。而翅碱蓬生长区域一般均属于滨海潮滩盐土,质地名称为淤泥质壤质粘土,其基本理化性质按常规分析方法测定(南京农业大学出版社, 1996),结果列于表 1。

表 1 滨海潮滩沉积物的基本理化性质

Tab 1 Major physical and chemical characteristics of coast tideland sediment

深度 (cm)	颗粒组成 (g/kg)			pH	全盐 (g/kg)	主要盐分组成 [cmol(±)/kg]					有机质 (g/kg)	全氮(N) (g/kg)	全磷(P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ) (g/kg)
	砂粒	粉砂粒	粘粒			Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup> + K <sup>+</sup>			
0—10	225	370	390	8.2	16.80	24.54	2.45	0.43	1.72	25.47	9.04	0.48	0.97
10—30	270	332	380	8.5	10.54	13.87	1.87	0.27	1.23	15.41	8.43	0.44	0.83
30—45	245	365	385	8.1	18.04	28.16	1.76	0.76	0.94	29.13	8.24	0.40	1.04

注: 颗粒组成中, 粒径范围分别为: 砂粒 2—0.02mm, 粉砂粒 0.02—0.002mm, 粘粒 < 0.002mm

**1.4.2 金属总量分析** 称取 1.0g 过筛后沉积物, 用 HClO<sub>4</sub> (6ml)—HNO<sub>3</sub> (10ml) 混合酸消化, 用 5% 的 HNO<sub>3</sub> 稀释定容到 50ml 用石墨炉原子吸收法测定 Cu、Pb、Zn 和 Cd 等 4 种重金属的总量。

**1.4.3 金属形态分析** 称取 1.0g 过筛后沉积物, 按 Tessier 连续提取方法 (Tessier *et al.* 1979) 分成可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物态、有机物结合态和残渣晶格态, 待测溶液中的重金属用等离子光谱仪 (JY38S, 法国 Jobin Yvon 公司) 测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 潮滩沉积物中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的空间分布

多年来, 由于受城市工业废水、生活污水、农业灌溉、围海造田和石油开采等沿河流岸直排、以及城市汽车尾气和工业粉尘干湿沉降的影响, 潮滩沉积物常见重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的时空分布出现了一些变化。这主要是由于不同的潮

滩在水动力条件、沉积物组成以及植被发育上等因素均存在较大差异, 因而影响重金属元素在潮滩的垂岸和垂向分布。表 2 列出了盘锦滨岸潮滩不同地貌 (高、中和低潮滩) 不同层位 (表层、亚表层和深层) 沉积物 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的平均含量。由表 2 可以看出, 研究地域沉积物中上述 4 种重金属的平均含量与地貌密切相关。一般在高潮滩出现明显的富集, 一般比中、低潮滩高出 30%—60%, 而中、低潮滩各元素含量比较接近, 不存在显著的差异。这反映了潮滩水动力作用对重金属空间分布格局的控制, 即在水动力条件较弱的高潮滩, 伴随着细颗粒泥沙的大量堆积, Cu、Zn、Pb 等重金属元素明显趋于富集。由表 2 还可看出, 除 Cd 外, 高、中潮滩沉积物亚表层 (一般根系比较发达) 其他 3 种重金属元素的富集程度远高于低潮滩, 很可能就是植物根际作用的结果, 对此需要作进一步的研究。

表 2 不同潮滩不同层位沉积物 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的平均含量 (μg/g)

Tab 2 Average contents of Cu, Zn, Pb and Cd in the sediment in different tideland zones

海滩位置	Zn			Cu			Pb			Cd		
	表层	亚表层	深层	表层	亚表层	深层	表层	亚表层	深层	表层	亚表层	深层
高潮滩	77.5	150.3	79.9	19.8	40.7	20.1	20.1	62.5	22.5	0.8	1.1	0.7
中潮滩	65.3	90.4	68.3	17.4	27.8	16.8	17.7	25.7	15.9	0.6	0.7	0.6
低潮滩	66.2	87.2	67.3	17.1	28.1	17.5	16.3	22.5	15.0	0.5	0.5	0.4

注: 各层位的深度分别为: 表层 0—10cm、亚表层 10—30cm、深层 30—50cm

### 2.2 翅碱蓬根际与非根际重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 总量变化

高、中和低潮滩, 在同一潮滩时, 均表现为根际沉积物重金属总量 > 根上部沉积物总量 > 根

下部沉积物总量, 而且就具体元素含量来说, 均表现为 Zn > Pb > Cu > Cd。毕春娟<sup>1)</sup> 在研究潮滩植物根际重金属的时空分布时也发现了类似的规律。这可能是由于秋季温度降低, 整个根上部

1) 毕春娟, 2001. 潮滩植物根际重金属的时空分布规律及其生物有效性研究, 华东师范大学论文集, 2—45

沉积物处于强的酸性氧化环境中,其可溶态重金属元素的大量减少,打破了沉积物的离子平衡,使底部沉积物中的离子态重金属元素向上迁移,并在根上部发生氧化而不断沉积下来,从而在一般情况下使大量的重金属从根下部沉积物迁移

到根上部沉积物中。而根际由于其特殊的微环境,其沉积物重金属含量与非根际沉积物有显著的不同。重金属在根际发生了明显的累积现象。表 3 分别列出了 4 种重金属在不同潮位不同采样点含量的平均值。

表 3 不同潮滩根际与非根际沉积物 Cu、Zn、Pb 和 Cd 重金属总量的平均值 ( $\mu\text{g/g}$ )

Tab 3 Average total contents ( $\mu\text{g/g}$ ) of Cu, Zn, Pb and Cd in rhizosphere and non-rhizosphere soils

海滩 位置	Zn			Cu			Pb			Cd		
	根上部	根际	根下部	根上部	根际	根下部	根上部	根际	根下部	根上部	根际	根下部
中潮滩	94.9	208.7	76.9	17.8	60.7	14.3	28.1	90.5	27.5	0.8	0.9	0.7
高潮滩	70.7	179.7	68.3	15.1	57.8	10.8	27.7	85.7	25.9	0.7	0.7	0.6
低潮滩	69.7	175.4	67.3	14.1	52.1	9.5	26.3	72.5	25.0	0.4	0.5	0.4

注: 盘锦双台子河口潮滩沉积物重金属背景值: Zn  $58\mu\text{g/g}$ , Cd  $0.6\mu\text{g/g}$ , Pb  $21\mu\text{g/g}$ , Cu  $16\mu\text{g/g}$

就不同潮滩而言,根际沉积物中的重金属含量在中潮滩时最高,根际沉积物中的重金属总量与非根际沉积物重金属总量比值分别为 Cu 3.4—4.2 倍、Zn 2.2—2.7 倍、Pb 3.2—3.3 倍、Cd 1.1—1.3 倍,而后依次为高潮滩和低潮滩,并且高潮滩和低潮滩含量差不多。该结果表明在垂直岸线上,从高潮滩到低潮滩其重金属含量是依次明显减少的,这与陈振楼等 (2000)、Forstner 等 (1989)、黄华瑞等 (1992) 对潮滩沉积物的空间分布和累积的研究结果一致。这是由于不同的潮滩在水动力条件、沉积物组成以及植物植被发育均存在显著的差异,从而影响了重金属元素在潮滩的垂岸分布和累积。在中潮滩时植物生长最好,植物特有的根圈效应使根际重金属含量比非根际微环境重金属含量要高,这样使得植物在高潮滩时吸收重金属要明显大于其他两个潮滩。

与盘锦双台子潮滩背景值相比,在不同潮滩不同断面时,在潮滩植物根系的作用下,除 Cd 和 Cu 在背景值附近波动外,根际沉积物中的重金属在不同潮滩和不同断面的含量均超过背景值,尤其以中潮滩根际情况最显著,其中根际沉积物 Zn、Cu 和 Pb 分别约为背景值的 3.6 倍、3.8 倍和 4.3 倍。

### 2.3 翅碱蓬根际与非根际 Cu、Zn、Pb 和 Cd 不同化学形态变化

翅碱蓬的根系影响根圈环境特征,从而影响根际中污染物的化学行为,并最终影响根际附近重金属污染物的浓度、化学形态、生物有效性以

及生态环境效应。不同化学形态的分析方法可以参照城市土壤的分析 (卢瑛等, 2003)。

以植物翅碱蓬生长态势最佳的中潮滩根际沉积物与非根际沉积物不同地球化学形态的重金属元素的含量为例,计算了各个形态在根际沉积物中平均值。表 4 列出了在中潮滩根际与非根际沉积物中不同形态金属含量的测定结果。

与非根际相比,根际沉积物中重金属形态发生了一定的变化。在测定的 4 种元素的 5 个形态中,变化量最大的是可交换态 Zn 与非根际相比,根际可交换的 Zn 有显著增加的趋势,其含量分别为根上部沉积物和根下部沉积物可交换态的 10.9 倍和 19.4 倍,根际中可交换态 Zn 增加说明植物根系活化了根际沉积物中的 Zn,使沉积物中 Zn 有紧密结合态向松散结合态转移,而且 Zn 的转移速度可能大于植物吸收的速度。Wang 等 (1992) 在研究水稻根际铁的转化时有类似的结果。而根际 Zn 的碳酸态含量分别是根上部沉积物和根下部沉积物碳酸态含量的 1.5 倍和 1.9 倍;根际 Zn 的铁锰态含量比根上部沉积物含量小,却是根下部沉积物的 1.3 倍;根际 Zn 的有机态含量是根上部沉积物和根下部沉积物的 3.9 倍和 4 倍;相反根际 Zn 的残渣态含量却降低明显,与非根际相比,降低了约  $10\mu\text{g/g}$ 。总之, Zn 的环境直接影响态 > 环境间接影响态 > 稳定态,其生物有效性显著地提高了。Cu 根际沉积物中其铁锰态和残渣态都是显著的增加,另外其他 3 种形态变化不明显,且稳定态 > 环境间接影响态

表 4 中潮滩根际沉积物与非根际沉积物各化学形态重金属元素的平均值 ( $\mu\text{g/g}$ )Tab. 4 Average contents ( $\mu\text{g/g}$ ) of different chemical forms of heavy metals in rhizosphere and non-rhizosphere in middle tideland soils

重金属	化学形态	根上部沉积物	根下部沉积物	根际沉积物
Cu	环境直接影响态	6.2	4.5	9.3
	(交换态/有机态)	(2.4/3.8)	(1.1/3.4)	(3.5/5.8)
	环境间接影响态	7.2	6.2	16.0
	(碳酸盐态/铁锰态)	(5.9/1.3)	(5.1/1.1)	(8.1/7.9)
	稳定态 (残渣态)	4.4	3.6	35.4
Zn	环境直接影响态	15.2	11.2	135.4
	(交换态/有机态)	(10.8/4.4)	(6.9/4.3)	(118.2/17.2)
	环境间接影响态	38.5	24.9	42.0
	(碳酸盐态/铁锰态)	(20.3/18.2)	(16.1/8.8)	(30.8/11.2)
	稳定态 (残渣态)	41.2	40.8	31.3
Pb	环境直接影响态	7.9	7.5	13.5
	(交换态/有机态)	(4.1/3.8)	(3.9/3.6)	(3.4/10.1)
	环境间接影响态	15.0	15.0	31.8
	(碳酸盐态/铁锰态)	(5.2/9.8)	(5.9/9.1)	(24.8/7.0)
	稳定态 (残渣态)	5.2	5.0	45.2
Cd	环境直接影响态	0.1	0.1	0.1
	(交换态/有机态)	-/0.1	(-/0.1)	(-/0.1)
	环境间接影响态	0.4	0.4	0.4
	(碳酸盐态/铁锰态)	(0.2/0.2)	(0.2/0.2)	(0.2/0.2)
	稳定态 (残渣态)	0.3	0.2	0.4

注: - 表示未检出

>环境直接影响态,说明 Cu 的移动性比 Zn 差,使重金属的生物可利用性降低是 Cu 形态分布向结合较强方向转移的结果,也可能是植物对非必要元素的抗性反应有关。在 Cu 的胁迫作用下,植物可能通过改变 pH 和根系分泌物组分增加其对 Cu 的强结合态,减少其植物受毒害程度(黄艺等, 2002)。Cd 在根际与非根际沉积物中变化并不明显,表明该植物对 Cd 的生物利用率不高。Pb 在根际中其碳酸态、有机态和残渣态均增加明显,而铁锰态反而降低了,与 Cu 相似,其稳定态

>环境间接影响态 >环境直接影响态,这可能由于该植物在生长的过程中产生大量的有机腐植酸类物质,从而使非根际沉积物中碳酸盐态和残渣态重金属作用位点在那里螯合或络合成碳酸盐态、有机态和残渣态有关,这与莫争等(2002)研究 Pb 在土壤中形态分布和迁移转化规律相同。

#### 2.4 翅碱蓬根际与非根际 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的生物有效性变化

重金属的生物有效性 (Bioavailability) 指重

金属能被生物吸收或对生物产生毒性的性状(郭明新等, 1998)。不同形态的重金属具有不同的生物有效性。一般认为环境直接影响态中的交换态最容易被生物吸收利用, 环境直接影响态中的有机态不容易被生物吸收利用, 环境间接影响态的碳酸盐态比较容易重新释放进入水相, 环境间接影响态的铁锰态当沉积物 Eh 改

变时也会释放到水体, 而稳定态(残渣态)对生物基本无效(Jolivet *et al.* 1990)。非稳定态总量可以作为活性态重金属的一种指标(许嘉琳等, 1995), 翅碱蓬根际沉积物与非根际沉积物中重金属活性态(环境直接影响态 + 环境间接影响态)和稳定态的比例列出如表 5(仍然以中潮滩为例)。

表 5 中潮滩根际沉积物与非根际沉积物重金属元素活性态和稳定态比例(%)  
Tab. 5 The proportion(%) of active and stable fraction of heavy metals in rhizosphere and non-rhizosphere soils in middle tideland

重金属	化学形态		根上部沉积物	根下部沉积物	根际沉积物
Cu	活性态	直接影响态	34.8	31.5	15.3
		间接影响态	40.4	43.4	26.4
	稳定态	24.8	25.1	58.3	
Zn	活性态	直接影响态	16.0	14.6	64.9
		间接影响态	40.6	32.4	20.1
	稳定态	43.4	53.0	15.0	
Pb	活性态	直接影响态	28.1	27.3	14.9
		间接影响态	53.4	54.5	35.1
	稳定态	18.5	18.2	50.0	
Cd	活性态	直接影响态	50.0	14.3	22.2
		间接影响态	12.5	57.1	33.3
	稳定态	37.5	28.6	44.5	

注: 直接影响态包括交换态和有机结合态, 间接影响态包括碳酸盐结合态和铁锰氧化物态

活性态的增加明显是其生物有效性的提高成为可能。在根际沉积物中 Zn 的活性态比例最高, 其活性态比例已经高达 83%, 而稳定态仅为 15%, 与非根际相比, 活性态比例显著增加了 28%—38%, 而 Cu、Pb 和 Cd 的活性态比例均有不同程度的降低, 分别降低约 30%、30% 和 10%, 因此 Zn 的生物有效性提高了, 而 Cu、Pb 和 Cd 的生物有效性反而降低了。沉积物-植物系统影响重金属生物有效性的因素很多, 主要有沉积物理化性质、复合污染和根际环境分泌物等, 其中根际分泌物主要通过影响并调节根际的 pH 值来改变重金属的活性态。另外分泌物中的低分子量有机酸在沉积物重金属离子的溶性和有效性方面也起到重要的作用, 根际游离金属离子可以和分泌到根际的螯合剂形成稳定的金属螯合物复合物, 从而使重金属离子的活度降低。另外根际

分泌物也可以吸附使重金属离子在根外沉淀下来。当然沉积物中重金属各个形态变化与植物体内重金属各个形态变化的关系以及植物本身特有的根圈效应、环境中某些微生物(真菌、细菌等)共同作用的机理是一个值得探讨的问题。

### 3 结论

翅碱蓬根际 Cu、Zn、Pb 和 Cd 这 4 种元素的总量随潮滩的不同发生了显著的变化, 尤其以中潮滩最显著, 但在同一潮滩时, 根际沉积物的 4 种重金属含量均表现为相似的规律, 即  $Zn > Pb > Cu > Cd$ 。除 Cd 变化不明显外, 植物根系导致根际沉积物重金属总量增高, 根际沉积物中的重金属总量与非根际沉积物重金属总量比值分别为 Cu 3.4—4.2 倍, Zn 2.2—2.7 倍, Pb 3.2—3.3 倍。

特异根圈效应改变了沉积物中的金属物质形态。与非根际沉积物相比, 根际沉积物中重金

属的化学形态发生了显著的变化, Cu和 Pb以稳定态为主, 其次为环境间接影响态, 环境直接影响态最低; Zn与上述 2种金属不同, 以环境直接影响态含量最高(可交换态是有机结合态的 7倍), 其次分别为环境间接影响态(主要是碳酸盐结合态)和稳定态。实验结果表明, 由于该植物特异根圈效应, 一方面使可迁移形态的 Cu和 Pb在根际逐步得到矿化, 使其毒性、生物可利用性和环境效应降低, 因而该植物对潮滩生态环境具有一定的修复作用, 另一方面使 Zn的生物可利用性提高, 使翅碱蓬增加对 Zn吸收成为可能。当然根际沉积物中的重金属化学形态也可能随季节的变化会产生某些相应的变化, 这可能主要取决于植物的生理活动及其他所生长的生态环境(包括细菌、真菌等微生物)对其的影响, 至于其如何随季节如何变化以及影响其变化的机制还值得进一步研究。

### 参 考 文 献

- 卢 瑛, 龚子同, 张甘霖. 2003 南京城市土壤中重金属的化学形态分布. 环境化学, 22(2): 131—136
- 朱永官. 2003 土壤-植物系统中的微界面过程及其生态环境效应. 环境科学学报, 23(2): 205—210
- 许嘉琳, 杨居荣主编. 1995 陆地生态系统中的重金属. 北京: 中国环境科学出版社, 27—29
- 毕春娟, 陈振楼, 许世远. 2003 上海滨岸潮根际重金属含量季节变化及形态分布. 海洋与湖沼, 34(2): 194—199
- 陈振楼, 许世远, 柳 林. 2000 上海滨岸潮滩沉积物重金属元素的空间分布与积累. 地理学报, 55(6): 641—650
- 何燧源主编. 2001 环境污染物分析监测. 北京: 化学工业出版社, 78—79
- 国家海洋局主编. 1995 海洋调查规范. 北京: 海洋出版社, 28—35
- 南京农业大学出版社主编. 1996 土壤农化分析. 北京: 农业出版社, 23—27
- 周启星, 宋玉芳. 2001 植物修复的技术内涵及展望. 安全与环境学报, 1(3): 48—53
- 莫 争, 王春霞, 陈 琴等. 2002 重金属 Cu Pb Zn Cr Cd在土壤中的形态分布及转化. 农业环境保护, 21(1): 9—12
- 郭明新, 林玉环. 1998 利用微生态系统研究底泥重金属的生物有效性. 环境科学学报, 18(3): 325—330
- 黄 艺, 陈有健, 陶 澍. 2002 菌根植物根际环境对污染土壤中的 Cu, Zn, Pb, Cd形态的影响. 应用生态学报, 11(3): 431—434
- 黄华瑞, 庞学忠. 1992 渤海西南潮间带沉积物中的重金属. 海洋科学, 5: 44—46
- Chen H M. 1996 Heavy Metal Pollution in Soil-plant System. Beijing Science Press 309—333
- Forstner U. 1989 Contaminated Sediments Lecture Notes in Earth Science Springer Verlag Berlin Heidelberg 32—35
- Harley J L, Smith S E. 1983 Mycorrhizal Symbiosis London, New York Academic Press 110—113
- Jolivet Y, Pireaux J C, Dizengetel P. 1990 Changes in properties of barley leaf mitochondria isolated from NaCl-treated plants Plant Physiol 94 641—646
- Lu W L, Cao Y P, Zhang F S. 1999 Role of root-exuded organic acids in mobilization of sole and micronutrients Chin J Appl Ecol 10(3): 379—382
- Mench M J, Fagundes S. 1994 Metal Nutrition in Higher Plants London Academic Press 113—117
- Safir G R. 1987. Ecophysiology of VA mycorrhizal plants London CRC Press Inc, 1—3
- Shuman L M, Wang J. 1997 Effect of rice variety on Zinc, Cadmium, Iron and Manganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fractions Comm Soil Sci Plant Anal 28 23—26
- Tessier A, Campbell P G, Blason M. 1979 Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace metals Analytical Chemistry 51(7): 844—851
- Yossefu R A, Abd E A, Hilal M H. 1997 Studies on the movement of Ni in wheat rhizosphere using rhizobox technique Egyptian J Soil Sci 37: 175—187
- Yang J J, Mosby D E, Casteel S W *et al*. 2001. Microscale pH variable for assessing efficiency of phosphorus acid treatment in lead-contaminated soil Soil Sci 166(6): 374—381
- Wilke W, Muller S, Kanchanakool N *et al*. 1998 Urban soil contamination in Bangkok: heavy metal and aluminum partitioning in top-soils Geoderma 86 211—228
- Wang J L, Liu Z Y. 1992 Iron transformation in rice rhizosphere Acta Pedologica Sinica 29(4): 358—364

## HEAVY METAL COMPOSITIONS IN THE SOILS OF RHIZOSPHERE AND NON-RHIZOSPHERE FOR *SUAEDA HETEROPTERA*

ZHU Ming-He, DING Yong-Sheng, DING De-Wen

(Maritime College of Ningbo University, Ningbo 315211; College of Environmental  
Science and Engineering, Dalian Maritime University, Dalian, 116026)

(College of Environmental Science and Engineering, Dalian Maritime University, Dalian, 116026)

(Faculty of Life Science and Bioengineering, Ningbo University, Ningbo 315211)

**Abstract** Contents and species of Cu, Zn, Pb and Cd in rhizosphere and non-rhizosphere soils of tideland halophyte plant *Suaeda heteroptera* were studied in atomic absorption spectrophotometry and plasma chromatography. Results indicated that the total contents of the four metals were in a sequence of Zn > Pb > Cu > Cd in different tidelands, but each varied remarkably depending on the location. Metal contents in the mean tideland were much higher than those in the other tidelands (the low tideland and the high tideland). Particularly, the total contents of metals in rhizosphere were much higher than those in non-rhizosphere in all tidelands. For Cu, Zn, and Pb, they were about 3.2—4.2, 2.2—2.7 and 3.2—3.3 times respectively of those in non-rhizosphere. The content of these three metals showed in the order of rhizosphere > upper root > lower root. Only 10% (0.3 μg/g) variations were observed in Cd. Three chemical forms were recognized and described: direct background affected (exchangeable and organic-bound), indirect background affected (carbonate and ferromanganese oxides) and stabilized form (residue). Distinct differences were found between the soils from rhizosphere and non-rhizosphere. Compared to those in non-rhizosphere soils, heavy metals changed their forms. Cu and Pb were mainly to stable forms, followed by indirect background affected forms, then the direct-affected ones. However, Zn behaved differently, which showed an opposite order in chemical forms, whose exchangeable forms were 7 times of organic-bound type's, then indirect-affected and direct-affected ones. Experimental results showed that plant could effectively alter chemical forms of Cu and Pb in tideland ecological system by mineralizing them step-by-step in rhizosphere, and remedy the toxicity and reduce biological usability. Conversely, it could increase the usability of Zn, which should be handled seriously to prevent Zn from biological build-up in the tideland ecological system.

In summary, the plant can influence heavy also in turn change local marine environment by adjusting the total metal contents. These remarkable functions depended chiefly on the plant physiological actions. For further investigation, we need to study in detail the synergetic actions among bacteria, epiphyte and tide dynamics. Therefore, the plant physiological actions are important factors to be considered.

**Key words** Heavy metal, *Suaeda heteroptera*, Rhizosphere, Tideland, Chemical species