

电子垃圾拆解地区土壤和植物中邻苯二甲酸酯分布特征^{*}

刘文莉^{1* *} 张 珍¹ 朱连秋² 沈超峰³ 王 江¹

(¹ 台州学院生命科学学院, 浙江临海 317000 ;² 华安工业有限公司, 黑龙江齐齐哈尔 161046 ;³ 浙江大学环境工程系, 杭州 310029)

摘 要 近年来,电子垃圾不当拆解带来的环境问题引起国际社会的极大关注. 本研究对浙江省台州市不同电子垃圾拆解地区土壤和植物样品中 5 种邻苯二甲酸酯类(PAEs)污染物进行了测定分析. 结果表明:土壤(以干质量计)中 PAEs 类污染物的浓度为 12. 566 ~ 46. 669 mg · kg⁻¹,其中邻苯二甲酸二异辛酯(DEHP)、邻苯二甲酸二丁酯(DBP)和邻苯二甲酸二乙酯(DEP)相对含量较高,约占 PAEs 总量的 94% 以上. 拆解地区蚕豆(*Vicia faba* L.)中 PAEs 总量明显高于同地区其他植物,且土壤和所有植物体内 PAEs 浓度相关性均不显著(*P* > 0. 05). 与美国国家环保局制定的土壤 PAEs 治理标准比较,台州电子垃圾拆解地区土壤 PAEs 污染较为严重.

关键词 邻苯二甲酸酯 土壤 植物 电子垃圾

文章编号 1001-9332(2010)02-0489-06 中图分类号 X833 文献标识码 A

Distribution characteristics of phthalic acid esters in soils and plants at e-waste recycling sites in Taizhou of Zhejiang , China. LIU Wen-li¹ , ZHANG Zhen¹ , ZHU Lian-qiu² , SHEN Chao-feng³ , WANG Jiang¹(¹ School of Life Sciences , Taizhou University , Linhai 317000 , Zhejiang , China ;² Hua 'an Industry Co. Ltd , Qiqihaer 161046 , Heilongjiang , China ;³ Department of Environmental Engineering , Zhejiang University , Hangzhou 310029 , China). -Chin. J. Appl. Ecol. 2010 , 21(2) : 489-494.

Abstract : In recent years , great attention has being paid on the consequences of improper electric and electronic waste (e-waste) disposal. In this paper , soil and plant samples were collected from the e-waste recycling sites in Taizhou City of Zhejiang Province , China , with five kinds of phthalic acid esters (PAEs) analyzed. In the soil samples , the total PAEs concentration was 12. 566 – 46. 669 mg · kg⁻¹ soil , among which , di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) , di-n-butyl phthalate (DBP) , and diethyl phthalate (DEP) were the major phthalates , accounting for more than 94% of the total. In the plant samples , the PAEs concentration was obviously higher in *Vicia faba* L. than in other plants. No significant correlations were observed in the PAEs concentration between soils and various plants (*P* > 0. 05). Comparing with the soil cleanup guidelines in USA , the soils at test sites were severely contaminated by PAEs.

Key words : phthalic acid esters ; soil ; plant ; e-waste.

由于电子产品更新换代加快,加之发达国家电子电器废弃物源源不断地输入,致使我国电子垃圾数量增长迅速^[1]. 浙江台州地区是中国最大的电子垃圾拆解处理中心之一. 当地居民采用电线电缆的露天焚烧、电路板的烤制熔化酸洗等^[2-3]原始粗放

的方式进行电子垃圾的拆解,严重污染了当地生态环境. 电子垃圾中含有的邻苯二甲酸酯易通过渗滤液和露天焚烧释放到环境中^[4]. 但迄今为止,关于电子垃圾拆解地区土壤和植物中邻苯二甲酸酯的残留和分布特征尚未见报道.

邻苯二甲酸酯(phthalic acid esters , PAEs) ,又称为酞酸酯,是世界上生产量大、应用面广的人工合成有机化合物,主要用作塑料增塑剂,具有“三致”(致

* 浙江省自然科学基金项目(Y507053)资助.
* * 通讯作者. E-mail : liuwenlidy@ yahoo. com. cn
2009-06-25 收稿, 2009-11-30 接受.

癌、致畸、致突变)作用。世界上每年生产邻苯二甲酸酯接近 2.7 亿 t^[5]。作为商品使用的 PAEs 类物质约有 14 种,其中常见的几种被美国环保局(EPA)和我国列为优先污染物和环境内分泌干扰物。尽管 PAEs 可以通过生物或非生物途径降解,但由于其生产量巨大且持续不断地释放到环境中,致使在世界上很多地区都能检测到^[6]。作为一种亲脂性物质,PAEs 极易被土壤颗粒吸附,当它们存在于土壤中时,不仅影响农作物的生长和产品质量,还能通过淋溶进入水体,污染水环境^[7]。

本文调查研究了台州电子垃圾拆解地区土壤和植物中邻苯二甲酸二甲酯(DMP)、邻苯二甲酸二乙酯(DEP)、邻苯二甲酸二丁酯(DBP)、邻苯二甲酸二异辛酯(DEHP)、邻苯二甲酸二正辛酯(DnOP)5 种 PAEs 的浓度水平和分布特征,旨在了解该地区土壤和植物中 PAEs 的实际污染状况,为今后控制和治理当地被 PAEs 污染的土壤提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

土壤和植物样品于 2006 年 3 月在台州峰江(FJ)、南山(NS)和美术(MS)3 个电子垃圾拆解地区采集。在每个采样点的拆解中心和距拆解中心 100 和 200 m 处分别采集 3 个平行样。梅花状采样,分别取约 1 kg 土壤(取样深度为 0~20 cm),将所取土壤均匀混合,以四分法取 200 g 作为 1 个土壤样品,装入 500 m 依次用自来水、超纯水和丙酮洗涤过的棕色具塞广口瓶内。不同采样点在距拆解中心(200±3)m 处分别采集植物样品,包括猪殃殃(*Galium aparine* var. *tenerum*)、油菜(*Brassica napus*)、甘蓝(*Brassica oleracea* var. *capitata*)、蚕豆(*Vicia faba*)、一年蓬(*Erigeron annuus*)全株,置入灼烧过的铝箔袋中。所采土壤、植物样品均在 -20℃ 下冷冻保存。

土壤样品经冷冻干燥研磨后过 60 目筛。全株植物样品洗净风干,然后在 55℃ 下烘干,用玛瑙研钵磨碎过 60 目筛后保存在棕色广口瓶中备用。另外采集未被 PAEs 污染的农田土壤作为对照。所有试验结果均用干质量表示。

1.2 试剂和材料

试验中所有玻璃仪器均用洗涤液(重铬酸钾:浓硫酸:水=20 g:360 ml:20 ml)浸泡,先后用自来水和蒸馏水洗净,于 250℃ 烘 2 h 后备用。有机溶剂均为分析纯,并经全玻璃系统重蒸。滤纸、层析硅胶和脱

脂棉等均用二氯甲烷进行索氏抽提 12 h 后烘干备用。为了防止污染,试验中禁止使用一切塑料制品。

无水硫酸钠(分析纯)、硅胶(100~130 目)颗粒和三氧化钨(分析纯)的预处理均按文献[8]进行。

1.3 样品预处理

分别称取土壤和植物样品各 10 g 于索氏抽滤筒中,在 250 ml 平底烧瓶中加入 200 ml 对应溶剂(植物样品为乙醚,土壤样品为 1:1 的二氯甲烷-丙酮混合液)2 g 活化过的铜片,加入回收率指示物,在水浴锅上连续索氏提取 48 h,提取温度保持在 46℃(植物样品 40℃ 左右)控制回流速度在 5~6 次·h⁻¹。提取液在旋转蒸发仪上浓缩到 1 ml 后,加入 10 ml 正己烷转换溶剂,继续浓缩至 1 ml。过硅胶/氧化铝(2:1)层析柱,用 40 ml 丙酮/正己烷(2:8 V/V)淋洗出邻苯二甲酸酯。淋洗液经正己烷溶剂转换后,用高纯氮气吹至 0.2 ml,加入内标物进行定量分析。同时做空白试验。

1.4 标准样品

邻苯二甲酸酯标准溶液:DMP、DEP、DBP、DEHP、DnOP 的浓度均为 1000 μg·ml⁻¹。内标物(纯品)为苯甲酸苯甲酯,回收率指示物(纯品)为间苯二甲酸二苯酯(DPIP)。以上标准物质均购自美国 ULTRA Scientific 公司。

1.5 GC/FID 测定条件

Agilent 7890 气相色谱仪,火焰光度检测器(FID),HP-5 弹性石英毛细管柱(30 m×0.32 mm×0.25 μm)。进样口温度为 280℃,检测器温度 300℃;采取程序升温,初始温度 50℃,以 4℃·min⁻¹ 的升温速度升至 280℃,保持 10 min。采用不分流进样,进样体积 1.0 μl。以内标法峰面积定量分析样品中各目标化合物含量。

色谱条件:高纯氮气为载气,压力为 0.5 MPa;氢气作燃气,流速为 30 ml·min⁻¹,压力 0.1 MPa;空气助燃,流速 500 ml·min⁻¹,压力 0.05 MPa。

1.6 质量保证和质量控制

在土壤和植物样品分析过程中,开展了以下 QA/QC 质量保证及质量控制试验:方法空白、试剂空白和基质加标平行样。样品提取前,向每个分析样品中加入回收率指示物 DPIP 标样,以控制整个分析流程的回收率。PAEs 的回收率范围为 78.4% 至 115%,标准偏差均小于 20%。检测限(LOD)范围为 0.02 mg·kg⁻¹(DMP)至 0.236 mg·kg⁻¹(DEHP)。

1.7 数据处理

应用 SPSS 13.0 软件对实验数据进行单因素方

差分析(one-way analysis of variance ,ANOVA) ,即在平均值比较基础上 ,采用 LSD(lowest significance determination)方法 ,在 $\alpha =0.05$ 水平进行数据差异显著性检验 ,以比较不同采样点土壤理化性质的差异显著性. 变量之间相关关系采用双变量(Pearson)相关分析进行测定.

2 结果与分析

2.1 电子垃圾拆解点土壤性质

土壤中 PAEs 的浓度水平和分配规律与土壤特性有一定关系^[4]. 本文对台州电子垃圾拆解点 FJ、NS 和 MS 土壤的 pH、总有机碳 TOC (%)、总氮 (%)及总磷 (%)含量做了测试分析 ,结果如表 1 所示.

方差分析显示 ,FJ、NS 和 MS 土壤的 pH、总有机碳、总氮及总磷无显著差异($P>0.05$). 表明 3 个采样点土壤基本物理化学性质无显著差异.

2.2 电子垃圾拆解地区土壤 PAEs 的浓度水平和组分特征

本次调查测定了 MS、FJ、NS 3 个采样点距拆解中心距离分别为 0、100、200 m 表层土(0 ~ 20 cm)样品中 DMP、DEP、DBP、DEHP 和 DnOP 的浓度水平. 除 MS 点土壤中 DnOP 未检出外 ,其余样品中 5 种 PAEs 均有检出(表 2) ,总含量(Σ PAEs)在 12.566 ~ 46.669 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,远高于对照组(图 1). 其中 FJ 点土壤中 PAEs 总含量最高 ,因其附近的电子垃圾拆解点规模较大 ,历史较长 ,堆积的大量塑料垃圾废品长期受雨水浸淋 ,对土壤造成污染. 而电线电缆露天焚烧、大气污染物沉降也有可能污染土壤. 这 3 个拆解点 PAEs 组分含量顺序均为 DEHP > DBP > DEP > DnOP > DMP. 其中 DEHP、DBP 和 DEP 相对含量最高 ,约占 PAEs 总量的 94% 以上. 这与大气^[9]、水体^[10-11]、土壤^[12-13]中 DEHP 和 DBP 为 PAEs 的主要存在形式的报道一致. 由于 DEHP 是应用最广泛

表 1 不同采样点土壤主要理化性质
Tab. 1 Major characteristics of soil in different sites (mean \pm SD , $n=9$)

采样点 Sites	pH (H_2O)	总有机碳 TOC (%)	总氮 TN (%)	总磷 TP (%)
FJ	5.90 \pm 0.461	3.40 \pm 0.548	0.910 \pm 0.0939	0.271 \pm 0.0432
	6.57 \pm 0.820	0.328 \pm 0.0521	1.12 \pm 0.1047	0.135 \pm 0.0205
NS	6.08 \pm 0.532	0.271 \pm 0.0817	0.841 \pm 0.1051	0.265 \pm 0.0632

FJ :台州峰江 Fengjiang of Taizhou ;NS :台州南山 Nanshan of Taizhou ;MS 台州美术 Meisu of Taizhou. 下同 The same below.

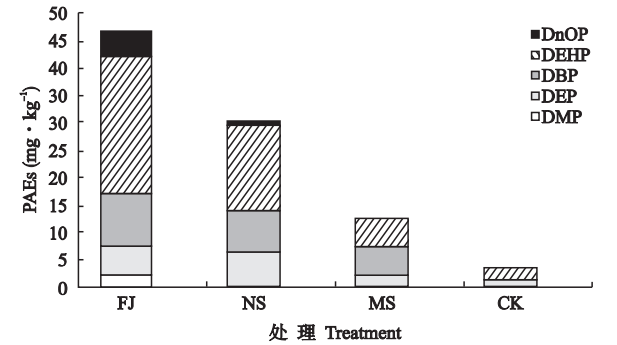


图 1 不同采样点土壤中 PAEs 的浓度和分配形式
Fig. 1 Concentrations and distribution patterns of PAEs in different sampling sites.

FJ :台州峰江 Fengjiang of Taizhou ;NS :台州南山 Nanshan of Taizhou ;MS 台州美术 Meisu of Taizhou. 下同 The same below.

表 2 FJ、NS、MS 距拆解中心不同距离土壤中 PAEs 的浓度分配
Tab. 2 Relative contributions of 5 PAE congeners in different distance in sites FJ , NS and MS soils ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

采样点 Sampling site	距离 Distance (m)	DMP	DEP	DBP	DEHP	DnOP
FJ	0	0.884	3.047	4.034	6.906	2.291
	100	0.723	1.516	1.672	14.082	0.868
	200	0.671	0.92	3.616	4.324	1.115
NS	0	ND	2.47	5.104	5.886	0.673
	100	0.264	2.487	1.821	6.243	ND
	200	ND	1.39	0.426	3.487	ND
MS	0	0.03	1.358	1.462	1.96	ND
	100	ND	0.692	1.577	2.781	ND
	200	ND	ND	2.47	0.236	ND

ND 未检出 No detected.

的塑料添加剂 ,在商业产品中 ,DEHP 含量大约占 50% ~ 60%^[19] ,因此 DEHP 成为检出率最高的物质. 在这 3 个采样点中 ,DnOP 和 DMP 仅在几个土壤样品中检出 ,最高浓度分别为 4.274 和 2.278 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Vikelsøe 等^[14]曾调查了丹麦土壤中 PAEs 的浓度水平 ,其 6 种 PAEs 的总浓度范围为 0.02706 ~ 0.04628 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,远远低于本研究. Peijnenburg 和 Struijs^[10]调查发现 ,挪威农田土壤中 DBP 和 DEHP 相对含量较高 ,浓度分别为 0.006 和 0.0318 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. Ma 等^[12]调查了北京郊区塑料大棚蔬菜基地土壤中 PAEs 的浓度分布 ,结果显示 DBP 和 DEHP 的浓度平均分别为 2.96 和 2.70 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,高于其他几种 PAEs 化合物 ,且明显高于大棚外土壤中 PAEs 含量 ,认为大棚内 PAEs 浓度较高与使用塑料农膜有关.

与美国国家环保局(EPA)制定的土壤 PAEs 的控制标准和治理标准^[15](表 3)比较 ,FJ 点所有的

表 3 美国土壤 PAEs 化合物控制标准和治理标准^[15]
Tab.3 Soil allowable concentration and cleanup objective of PAE compounds in U. S. A. (mg · kg⁻¹)^[15]

化合物 Compound	控制标准 Allowable soil concentration	推荐土壤治理标准 Value of soil cleanup objective
DMP	0.020	2.0
DEP	0.071	7.1
DBP	0.081	8.1
DEHP	4.35	50.0
DnOP	1.200	50.0

PAEs 组分均超过了美国的控制标准,其中 DMP 和 DBP 含量超过了治理标准,说明该地区 PAEs 污染土壤较为严重,需要引起重视.其他两个点位土壤中除 DnOP 外,其他 PAEs 均超过了控制标准,但未超过治理标准.

2.3 拆解地区不同位置 PAEs 浓度的变化趋势

一般情况下,随着距拆解点中心距离的增加,PAEs 浓度逐渐降低.但 DEHP 与 DBP 变化趋势与其他几种 PAEs 略有不同,DEHP 在距拆解中心 100 m 处浓度较高,DBP 在不同采样点变化趋势不同,但在距拆解中心 200 m 处均有浓度增大的趋势.不同拆解点 DMP 浓度和 DEP 浓度普遍较低(表 2).PAEs 在土壤中的移动、滞留、消失等行为可能与其本身的理化性质、来源以及土壤的理化性质和环境条件等因素有关^[16].DMP、DEP 等短链 PAEs 化合物的水溶性较高,辛醇-水分配系数较小,易被生物降解或通过其它途径消失^[16-17],因而 DMP、DEP 在

土壤中的含量较低.Gómez-Hens 和 Aguilar-Caballos^[18]认为土壤中可溶性腐殖质易与分子量较大的 PAEs(如 DEHP、DBP)结合,增加了它们的表观水溶性,降低了土壤的吸附作用,使其易迁移.DEHP 在 100 m 处、DBP 在 200 m 处有较高浓度支持了这一观点.另外,Willie 等^[19]研究发现,大气传输是造成底泥、水体、土壤中 DEHP、DBP 含量较高的主要原因,因此电子垃圾焚烧引起的扬尘扩散可能也是造成 DEHP 在 100 m 处、DBP 在 200 m 处有较高浓度的原因.

2.4 植物中 PAEs 的浓度水平和分布特征

由于在 3 个采样点中,距离拆解中心 100 m 范围内没有植物分布,表 4 中的植物是距电子拆解中心(200±3)m 处几种常见植物体内 PAEs 积累情况.由表 4 可知,同一地区不同植物体内 PAEs 的浓度水平不同,蚕豆中 PAEs 总量普遍高于其他植物.同一植物对不同的 PAEs 的吸收也有选择性,植物体内 DEHP 和 DnOP 浓度相对较高.

2.5 土壤和植物体内 PAEs 浓度的相关性

所调查 3 个电子垃圾拆解地区距拆解中心(200±3)m 处土壤和植物中 PAEs 浓度相关性分析显示,除猪殃殃外($P<0.01$),土壤和植物体内 PAEs 浓度之间不存在显著相关关系(表 5),说明植物体内 PAEs 的累积除了通过根部从土壤中吸收外,还有其他的吸收渠道,比如可通过叶面从大气吸收等.蔡全英等^[20]在不同程度 DEHP 污染的水稻土上盆

表 4 不同拆解地点植物中 PAEs 积累情况
Tab.4 Accumulation of PAEs in plant species from different sites (mg · kg⁻¹)

采样点 Sampling site	植物 Plant	DMP	DEP	DBP	DEHP	DnOP	ΣPAEs
FJ	甘蓝 <i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i>	3.031±0.821	4.231±0.516	ND	1.352±0.131	0.265±0.046	8.879±1.803
	油菜 <i>Brassica napus</i>	0.892±0.446	0.334±0.086	0.462±0.028	6.297±0.594	2.814±0.621	10.799±1.921
	蚕豆 <i>Vicia faba</i>	1.298±0.469	0.563±0.165	1.061±0.576	7.760±0.610	3.324±0.514	14.006±2.011
NS	猪殃殃 <i>Galium aparine</i> var. <i>tenerum</i>	ND	0.153±0.012	ND	0.832±0.319	ND	0.985±0.742
	油菜 <i>Brassica napus</i>	ND	0.566±0.064	0.261±0.092	2.252±0.864	1.057±0.293	4.136±0.521
	蚕豆 <i>Vicia faba</i>	0.042±0.010	0.412±0.051	1.045±0.536	3.639±0.395	1.676±0.401	6.814±0.612
MS	蚕豆 <i>Vicia faba</i>	0.072±0.023	0.584±0.016	ND	1.939±0.312	ND	2.595±0.845
	猪殃殃 <i>Galium aparine</i> var. <i>tenerum</i>	ND	0.055±0.012	ND	0.532±0.061	ND	0.587±0.369
	一年蓬 <i>Erigeron annuus</i>	ND	ND	0.948±0.210	ND	ND	0.948±0.354

ND 未检出 No detected.

表 5 距电子垃圾拆解中心(200 ± 3) m 处土壤和植物体内 PAEs 的 Pearson 相关性分析(*r* 值)

Tab. 5 Pearson correlation analyse of PAEs concentrations between soil and plant species at (200 ± 3) m in different sites(*r* values)

采样点 Sampling site	甘蓝 <i>Brassica oleracea</i> var. <i>capitata</i> .	油菜 <i>Brassica napus</i>	蚕豆 <i>Vicia faba</i>	猪殃殃 <i>Galium aparine</i> var. <i>tenerum</i>
FJ 土壤 Soil (FJ)	-0. 554	0. 578	0. 625	
NS 土壤 Soil (NS)		0. 835	0. 777	0. 974 * *
MS 土壤 Soil (MS)			-0. 261	-0. 189

* * *P* < 0. 01.

栽不同品种通菜(*Ipomoea aquatic*) ,研究了通菜-土壤系统中 DEHP 的环境行为与归宿. 结果表明 ,不同品种通菜对 DEHP 的吸收累积效应存在显著差异 ,且与其叶子大小存在一定的正相关关系.

3 结论与讨论

植物对周围环境中有机污染物的吸收主要受以下因素的影响 :1)化合物的理化性质 ,如水溶解度、分子量和正辛醇-水分配系数(*K_{ow}*) 2)环境条件 ,如温度、空气扰动、土壤有机质、矿物质和含水率等 ; 3)植物性状 ,如叶面形状、根系类型、脂肪含量和表皮属性等^[21 - 22] ,即不同种植物对有机污染物的富集能力不同. 在同一拆解地区不同植物体内 PAEs 含量不同 ,可能与植物性状不同有关. 蚕豆中 PAEs 总量普遍高于同一地区其他植物 ,与蚕豆根表面积大、根系粗大有关. 且其根系主要分布在 0 ~ 15 cm 表层土中 ,吸收效果好^[23]. 另外蚕豆根系分泌物、C/N 的变化也有助于蚕豆对 PAEs 的吸收^[24].

Topp 等^[25]曾通过¹⁴C 标记的多种有机污染物来研究大麦(*Hordeum vulgare* L.)对它们的吸收与其理化性质之间的关系. 研究表明 :大麦根部对有机物的吸收与有机物的正辛醇-水分配系数的对数(lg*K_{ow}*)成正比. 叶对有机物的吸收与有机物的蒸汽压有线性关系. 本研究中植物体内 DEHP、DnOP 浓度相对较高 ,这与 PAEs 的 *K_{ow}* 和蒸汽压有关. DnOP 和 DEHP 的 *K_{ow}* 都在 9 个数量级以上 ,且 DMP、DEP 的蒸汽压要远大于 DEHP. 蒸汽压大的物质倾向于再次从叶面挥发到大气中 ,这影响了植物体内有机污染物的浓度水平. 本研究结果与 Topp 等^[25]结论基本一致.

土壤中 PAEs 迁移进入植物体的方式主要有两种 :1)根系吸收 ,并随蒸腾作用输送至植物体内各部分(茎、叶) 2)挥发至大气 ,再经叶面吸收进入植

物体 ,即土壤-大气-植物迁移方式^[22 23 26]. 本研究中土壤和植物体内 PAEs 浓度之间不存在显著相关性 ,说明植物体内 PAEs 的累积有其他的吸收渠道. 有研究表明 ,植物叶子中的 PAEs 主要源自叶面 ,根部吸收的贡献相对较小 ,土壤-大气-植物迁移方式是土壤中 PAEs 进入植物的重要途径^[22 24]. 同时植物对污染物的吸收也与土壤性质、环境条件有关^[27].

通过本试验研究 ,可得出如下结论 :1)台州地区 FJ、NS 和 MS 3 个电子垃圾拆解点 PAEs 总含量(ΣPAEs)在 12. 566 ~ 46. 669 mg · kg⁻¹ ,其中 DEHP、DBP 和 DEP 相对含量较高 ,约占 PAEs 总量的 94% 以上. 部分 PAEs 浓度超过了美国国家环保局(EPA)制定的 PAEs 控制标准. 2)同一时期同一地区所采集植物中蚕豆 PAEs 总量明显高于其他植物. 不同采样点同一植物对不同 PAEs 的吸收具有选择性 ,DnOP、DEHP 在植物体内相对浓度较高. 3)土壤和植物体内 PAEs 浓度相关性不显著. 说明植物体内 PAEs 的累计除了通过根部从土壤中吸收外 ,还有其他的吸收渠道 ,有待进一步探讨.

参考文献

[1] Peng P-A (彭平安) , Sheng G-Y (盛国英) , Fu J-M (傅家谟). The pollution by electronic and electric wastes. *Progress in Chemistry* (化学进展) , 2009 , **21** (2/3) : 550-557 (in Chinese)

[2] Huo X , Peng L , Xu XJ , *et al.* Elevated blood lead levels of children in Guiyu , an electronic waste recycling town in China. *Environmental Health Perspectives* , 2007 , **115** : 1113-1117

[3] Leung A , Luksemburg WJ , Wong AS , *et al.* Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soil and combusted residue at Guiyu , an electronic waste recycling site in southeast China. *Environmental Science & Technology* , 2007 , **41** : 2730-2737

[4] Staples CA , Peterson DR , Urbanerton TF , *et al.* The environmental fate of phthalate esters : A literature review. *Chemosphere* , 1997 , **35** : 667-749

[5] Bauer MJ , Herrmann R. Estimation of the environmental contamination by phthalic acid esters leaching from household wastes. *Science of the Total Environment* , 1997 , **208** : 49-57

[6] Silva MJ , Reidy JA , Herbert AR , *et al.* Determination of phthalate metabolites in human amniotic fluid. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* , 2004 , **72** : 1226-1231

[7] Yin R , Lin XG , Wang SG , *et al.* Effect of DBP/DEHP in vegetable planted soil on the quality of capsicum fruit. *Chemosphere* , 2003 , **50** : 801-805

- [8] Cai Q-Y (蔡全英) , Mo C-H (莫测辉) , Li Y-H (李云辉) , *et al.* The study of PAEs in soils from typical vegetable fields in areas of Guangzhou and Shenzhen , South China. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报) , 2005 , **25** : 283-288 (in Chinese)
- [9] Teil MJ , Blanchard M , Chevreuil M. Atmospheric fate of phthalate esters in an urban area (Paris-France). *Science of the Total Environment* , 2006 , **354** : 212-213
- [10] Peijnenburg WJGM , Struijs J. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety* , 2006 , **63** : 204-215
- [11] Fernandez MP , Ikonomou MG , Buchanan I. An assessment of estrogenic organic contaminants in Canadian wastewaters. *Science of the Total Environment* , 2007 , **373** : 250-269
- [12] Ma LL , Chu SG , Xu. XB , *et al.* Phthalate residues in greenhouse soil from Beijing suburbs , People 's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* , 2003 , **71** : 394-399
- [13] Zeng F , Cui KY , Xie ZY. Phthalate esters (PAEs) : Emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou , China. *Environmental Pollution* , 2008 , **156** : 425-43
- [14] Vikelsøe J , Thomsen M , Carlsen L. Phthalates and non-ylphenols in profiles of differently dressed soils. *Science of the Total Environment* , 2002 , **296** : 105-116
- [15] New York State Department of Environmental Conservation. SVOCs soil cleanup objectives. Appendix A of TA GM # 4046 (2003-04-04 [2008-6-30] . <http://www.dec.state.ny.us/website/der/tagms/prtg4046c.html>.
- [16] Russell DJ , McDuffie B. Chemodynamic properties of phthalate esters : Partitioning and soil migration. *Chemosphere* , 1986 , **15** : 1003-1021
- [17] Cartwright CD , Thompson I P , Burns RG. Degradation and impact of phthalate plasticizers on soil microbial communities. *Environmental Toxicology and Chemistry* , 2000 , **19** : 1253-1261
- [18] Gómez-Hens A , Aguilar-Caballós MP. Social and economic interest in the control of phthalic acid esters. *Trends of Analytical Chemistry* , 2003 , **22** : 847-857
- [19] Peijnenburg WJGM , Struijs J. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands. *Ecotoxicology and Environmental Safety* , 2006 , **63** : 204-215
- [20] Cai Q-Y (蔡全英) , Mo C-H (莫测辉) , Zeng Q-Y (曾巧云) , *et al.* Accumulation of di- (2-ethylhexyl) phthalate in various genotype *Ipomoea aquatica*-paddy soil system. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报) , 2004 , **15** (8) : 1455-1458 (in Chinese)
- [21] Wang MJ , Jones KC. Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil. *Science of the Total Environment* , 1994 , **28** : 1260-1267
- [22] Yoshitami KJ , Shann JR. Corn (*Zeamays L.*) root exudates and their impact on C-pyrene mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* , 2001 , **33** : 1769-1776
- [23] Chen Y (陈 扬) , Li L (李 隆) , Zhang F-S (张福锁) , *et al.* Root growth characteristics of soybean and faba bean at their seeding stage. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报) , 2005 , **16** (11) : 2112-2116 (in Chinese)
- [24] Zhang J-Y (张俊英) , Wang J-G (王敬国) , Xu Y-L (许永利) . Comparative study on organic acids in root exudates of soybean cultivars. *Journal of Anhui Agriculture Sciences* (安徽农业科学) , 2007 , **35** : 7127-7129 (in Chinese)
- [25] Topp E , Scheunert I , Attar A , *et al.* Factors affecting the uptake of ¹⁴C-labeled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* , 1986 , **11** : 219-228
- [26] Wilson SC , Meharg AA. Investigation of organic xenobiotic transfers , portioning and processing in air-soil-plant systems using a microcosm apparatus. II. Comparing the fate of chlorobenzenes in grass planted soil. *Chemosphere* , 2003 , **53** : 583-591

作者简介 刘文莉 ,女 ,1968 年生 ,硕士 ,副教授 . 主要从事污染生态学研究 . E-mail : liuwenlidy@ yahoo. com. cn

责任编辑 肖 红
