

表面活性剂对老化土壤中 PAHs 的生物有效性的影响^①吕正勇^{1,2}, 杨兴伦¹, 王芳¹, 谷成刚¹, 蒋新^{1,2*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中科院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 采用聚 2,6-二苯基对苯醚 (poly (2,6-diphenyl-p-phenylene oxide), Tenax-TA) 提取和蚯蚓 (*Eisenia Fetida*) 富集实验研究曲拉通-100 (聚乙二醇辛基苯基醚, Triton X-100)、吐温-80 (聚氧乙烯脱水山梨醇油酸酯, Tween-80) 和羟丙基-β 环糊精 (HPCD) 表面活性剂对老化农田土壤中多环芳烃 (PAHs) 可提取组分以及生物有效性的影响。结果显示, 表面活性剂可以显著增加 PAHs 的可提取性和在蚯蚓体内的蓄积浓度; 和对照相比, 增加可提取性 42.3%~269%, 蚯蚓体内的蓄积量增加 10%~340%。研究表明在使用表面活性剂进行土壤修复时老化 PAHs 类污染物可能重新释放到环境中并带来环境风险。

关键词: 多环芳烃; 生物有效性; Tenax 提取; 生物蓄积; 风险评价

中图分类号: X131.3

当前, 对土壤中污染物的污染水平分析和环境风险评价都是基于污染物总浓度进行的, 所谓土壤中污染物总浓度, 即利用耗竭法提取的土壤中化合物的浓度^[1-2]。然而, Alexander 等^[3]认为: 总浓度评价法可能会高估土壤或沉积物中的实际污染水平。因此, 许多科研工作者建议采用生物有效性浓度来评价土壤中化合物的污染水平^[4-6]。生物有效性浓度主要指的是土壤中的污染物对土壤体系中微生物、植物和动物的有效性的那部分^[7]。Tenax-TA 是一种树脂, 具有孔隙多、比表面积大、吸收容量大等性质, 通过吸附溶解于水相中的有机污染物, 促使不同赋存状态的污染物从沉积物或土壤固相上以不同的速率不断解吸, 直至污染物在树脂相、水相和土壤 3 相之间达到平衡^[8]; Leppanen^[9]等通过研究发现: 快速解吸组分可以作为生物有效性的评价指标之一, 因此, Yang 等^[10-12]将 Tenax-TA 提取作为污染物生物有效性评价方法。

PAHs 类持久性有机污染物具有水溶性差, 土壤中半衰期长, 以及辛醇水分配系数高等特征, 导致其在土壤中难以降解, 因此许多科研工作者考虑利用表面活性剂提高有机污染物的水溶性, 增加污染物在孔隙水中的浓度, 提高其生物有效性, 从而提高修复效率^[13-15]。表面活性剂的添加, 一方面可以提高修复效率, 另一方面可能会造成污染物在生物体中的蓄积量的增

加, 导致环境风险的放大。分析已有文献, 发现通过添加表面活性剂提高污染物的修复效率的研究很多, 而添加表面活性剂导致污染物在生物体内浓度增加, 放大环境风险方面的研究相对较少。因此, 本研究通过向多年老化土壤中添加表面活性剂, 考察其生物有效性的变化, 按照生物有效性浓度, 分析对环境风险的影响, 为污染土壤的环境风险评价、修复目标设置和修复技术优化等管理提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 药品与试剂

Tenax-TA(60~80 目)购自北京康林科技有限责任公司。使用前, 用丙酮/正己烷 (v/v, 1:1) 溶液清洗, 75℃ 烘干备用; 正丁醇、丙酮、正己烷、无水硫酸钠均为分析纯, 购自国药集团; 16 种 PAHs 混合标样: 包括萘 (Nap)、苊 (Ace)、苊烯 (Acy)、芴 (Flu)、菲 (Phe)、蒽 (Ant)、荧蒽 (Fla)、芘 (Pyr)、苯并[a]蒽 (BaA)、屈 (Chry)、苯并[b]荧蒽 (BbF)、苯并[k]荧蒽 (BkF)、苯并[a]芘 (BaP)、二苯[a,h]并蒽 (DahA)、茚[1,2,3-c,d]并芘 (InP) 和苯[g,h,i]并芘 (BghiP), 购自美国 Supelco 公司。甲醇、乙腈、层析硅胶等均为色谱纯, 购于美国 Tedia 公司, 其中硅胶与无水硫酸钠参照美国 EPA 方法 3550B 和 3630C 进行处理; 水为 Millipore 超纯

①基金项目: 国家自然科学基金项目 (41030531, 40801117)、中科院知识创新工程重要方向项目 (KZCX2-YW-Q02) 和江苏省自然科学基金项目 (BK2008497) 资助。

* 通讯作者 (jiangxin@issas.ac.cn)

作者简介: 吕正勇 (1979—), 男, 安徽庐江人, 博士研究生, 主要研究方向为土壤修复及生态治理。E-mail: lvzhengyong@gmail.com

水。

Triton X-100、Tween-80、HPCD 等表面活性剂均为分析纯，购自国药集团，利用去离子水分别配置 100 mg/L、500 mg/L 和 1 000 mg/L 不同浓度的溶液备用。

供试蚯蚓：属于正蚓科（Lumbricidae）的赤子爱胜蚯蚓（*Eisenia Fetida*），平均湿重 0.25 g 左右，购于南京大厂养殖场。

1.2 主要仪器

加速溶剂萃取仪（ASE200 型，美国戴安公司）；

旋转蒸发仪（RE-3000 型，上海亚荣公司）；高效液相色谱仪（HPLC LC-20A 型，日本岛津公司）配有 PAHs 专用柱（250 mm × 416 mm，5μm，美国 Supelco 公司）。

1.3 土壤样品的采集与分析

土壤样品采自江苏省南京市某钢铁厂附近 9 个典型 PAHs 污染的农田表层土壤。采集的土壤属于多年污染土壤。土样置于室内自然风干，磨碎，过 2 mm 筛，其基本理化性质和土壤中 PAHs 浓度见表 1 和表 2。具体分析方法见文献[16]。

表 1 土样基本理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of soils

土样号	TOC (g/kg)	砂粒(g/kg)	粉粒(g/kg)	黏粒(g/kg)	TN(g/kg)	TP(g/kg)	TK(g/kg)	pH 值
1	22.68	209.6	612.5	177.8	1.41	0.57	15.31	5.45
2	24.40	77.5	723.2	199.2	1.38	1.00	13.41	5.36
3	25.85	160.8	657.0	182.3	1.37	0.85	14.64	5.35
4	16.51	89.2	679.2	231.6	0.92	0.68	15.23	5.21
5	20.33	97.3	694.1	208.5	1.16	0.85	14.06	5.23
6	10.98	65.8	679.2	255.0	0.72	0.47	15.86	5.13
7	23.51	87.2	703.8	208.9	1.36	0.88	13.71	5.25
8	25.39	171.7	641.6	186.7	1.39	0.74	15.22	5.2
9	22.29	155.1	640.8	204.1	1.16	0.54	15.99	5.17

表 2 9 个被测农田土壤中 PAHs 的浓度

Table 2 Concentrations of PAHs in the selected agricultural soils

PAHs	各样品中 PAHs 浓度(μg/kg)								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nap	151.31	145.76	134.68	180.20	132.13	136.13	79.58	70.52	66.96
Ace	68.82	97.34	95.97	89.26	105.66	67.03	73.06	63.13	64.13
Flu	41.20	74.42	58.93	56.58	59.49	43.17	37.72	42.14	39.82
Phe	367.95	819.71	464.02	556.30	714.59	476.63	478.86	416.20	335.75
Ant	29.56	80.61	33.75	38.86	44.29	27.93	13.52	9.33	25.75
Fla	477.94	2 670.26	1 362.61	1 253.43	1 598.44	691.41	1 076.34	672.51	358.57
Pyr	252.98	1 469.11	896.74	964.89	1 224.67	464.64	765.08	434.90	176.18
BaA	141.87	898.78	475.02	441.89	709.27	260.53	396.82	222.64	86.53
Chry	193.98	1 030.61	650.98	584.31	903.00	324.89	551.08	286.63	128.29
BbF	194.41	1 120.92	763.44	701.28	932.57	249.76	568.92	296.60	140.90
BkF	83.21	511.55	328.72	313.75	424.14	168.42	244.72	129.46	55.46
BaP	141.80	1 104.20	526.71	498.77	604.98	207.58	388.64	219.99	74.74
DahA	36.78	90.59	110.88	85.93	99.45	42.74	62.26	36.85	21.78
BghiP	228.99	1 921.22	1 506.26	921.50	1 704.19	428.90	855.55	391.70	109.17
InP	98.75	702.88	464.42	431.27	546.88	183.01	308.97	160.09	51.88
总计	2 509.54	12 737.94	7 873.11	7 118.20	9 803.71	3 772.77	5 901.10	3 452.67	1 735.90

1.4 表面活性剂添加自制污染土壤

称取 PAHs 浓度最高的 2#土壤样品 5 000 g，分别

加入 5 000 ml 不同浓度（0、100、500 和 1 000 mg/L）的 Triton X-100、Tween-80、和 HPCD 的溶液，配置添

加了表面活性剂的污染土壤,搅拌均匀后静置 1 周备用。

1.5 蚯蚓蓄积实验

将购于南京大厂养殖场的赤子爱胜蚓(*Eisenia Fetida*)在实验室环境下驯化 2 周,清理肠道 48 h 后,分别称取 300 g 污染土壤和添加了表面活性剂的 2#土壤样品(干重)加入 500 ml 广口瓶中,添加一定量去离子水,使达到 80%的最大持水量,再随机加入 15 条蚯蚓,在 25℃暗处培养 14 天,为了保持土壤的含水量,需要定期补充去离子水^[17]。暴露结束后,全部实验组对照组蚯蚓全部存活,将蚯蚓取出,清理肠胃 48 h,冷冻干燥后磨碎;每个处理设 4 个重复。

1.6 Tenax-TA 提取土壤中 PAHs

按照 Yang 等^[10]的方法:称取 1 g 土壤样品,加于 250 ml 的三角瓶中,加入 0.2 g Tenax-TA、1 mg HgCl₂ 和 100 ml 去离子水,盖上特氟龙材料的盖子,在振荡器上分别进行 6 h 振荡。振荡结束,将整个体系转移到分液漏斗中,分离出漂浮在上层的树脂,再用去离子水清洗 2 次后,采用 15 ml 正己烷/丙酮(V/V 为 3/1)超声提取 3 次,将 3 次提取液混合,按节 1.7 的方法纯化、定容后,用液相色谱测定 PAHs。

1.7 PAHs 的提取与分析

称取冷冻干燥后的蚯蚓样品或 1 g 土壤样品,与 4 g 硅藻土拌匀后装入 ASE 萃取池中,提取条件:提取剂为丙酮/正己烷(v:v 为 1:1),炉温 125℃,压力 10 MPa,预热 5 min,静态提取 5 min,循环 2 次,溶剂冲洗体积为 60%萃取池体积。将萃取液以及前面的混合提取液用旋转蒸发浓缩至约 2 ml,转移到 SPE 柱(1 g 中性 Al₂O₃+1 g 硅胶+1 g 无水硫酸钠)中净化,用 25 ml 正己烷/二氯甲烷(v:v 为 9:1)淋洗,收集滤出液,浓缩至约 1 ml,用柔和氮气吹至近干,乙腈定容至 1.0 ml,过 0.45 μm 有机滤膜后用液相色谱测定 PAHs,分析方法参见文献[18]。

1.8 数据分析与质量控制

在样品分析过程中进行方法空白、平行样以及加标回收率测定。在土壤和蚯蚓样品中分别添加 15 种 PAHs 的混和标样,采用 1.7 节中分析 PAHs 的方法测定回收率,结果土壤样品的加标回收率为 70%~119%,蚯蚓样品的加标回收率为 63%~107% 之间,相对标准偏差<10%。同时对 15 种 PAHs 实验室背景浓度进行测定,符合环境样品分析要求。土壤和蚯蚓中的 PAHs 浓度均以干重表示,平均值为算术平均值。所有实验数据用 Excel 2007 和 SPSS 13.0 软件进行统计分析。

2 结果和讨论

2.1 Tenax 6 h 提取污染土壤中的 PAHs 与蚯蚓蓄积 PAHs 的相关性

将 Tenax 6 h 提取土壤中的 PAHs 量与蚯蚓体内 PAHs 的浓度进行相关性分析,发现 Tenax 6 h 提取浓度与蚯蚓蓄积浓度之间存在显著的正相关关系($R^2 = 0.89 \sim 0.95$, $P < 0.05$),表明 Tenax 6 h 提取浓度可以作为污染物的生物有效性浓度(图 1)。这主要是由于 Tenax 可以不断吸附土壤孔隙水中的 PAHs,从而导致与土壤结合力较弱的那部分 PAHs 因为热力学平衡关系不断解吸进入土壤孔隙水中,最终在两者之间达到平衡,而有机污染物的生物有效性就是溶解在孔隙水中的、能被蚯蚓等生物利用的部分^[10-11]。

2.2 土壤和蚯蚓中 PAHs 浓度

从表 3 可以看出,此工业区附近农田表层土壤中 PAHs 的总浓度为 12 737.94 μg/kg,组成以 4~6 环的高环 PAHs 为主,占 90.4%。根据 Maliszewska^[19]采用的分类方法:土壤中总 PAHs 浓度>1 000 μg/kg 的土壤被定义为严重污染土壤,此工业区的农田土壤属于严重污染。根据美国第九区土壤质量筛选标准^[20](US EPA Region 9 Soil Screening Levels, SSLs)中 BaP 的居住地筛选标准为 15 μg/kg,工业用地筛选标准为 210 μg/kg,此场地土壤属于关注土壤,需要进行风险评价

表 3 添加表面活性剂前土壤中总 PAHs 浓度和生物有效性浓度

Table 3 Concentrations of total and bioavailable (extracted by Tenax and earthworm) PAHs prior to the addition of surfactants

PAHs	土壤 (μg/kg)	Tenax (μg/kg)	蚯蚓 (μg/kg)
Nap	145.76	67.65	51.97
Ace	97.34	12.717	19.1
Flu	74.42	14.011	16.41
Phe	819.71	52.652	89.04
Ant	80.61	6.821	5.67
Fla	2 670.26	24.009	58.65
Pyr	1 469.11	20.932	80.13
BaA	898.78	13.708	22.55
Chy	1 030.61	13.787	64.75
BbF	1 120.92	19.674	116.19
BkF	511.55	7.819	39.74
BaP	1 104.2	7.783	19.58
DahA	90.59	6.169	5.42
BghiP	1 921.22	18.419	27.48
InP	702.88	4.554	15.48
合计	12 737.94	290.705	632.15

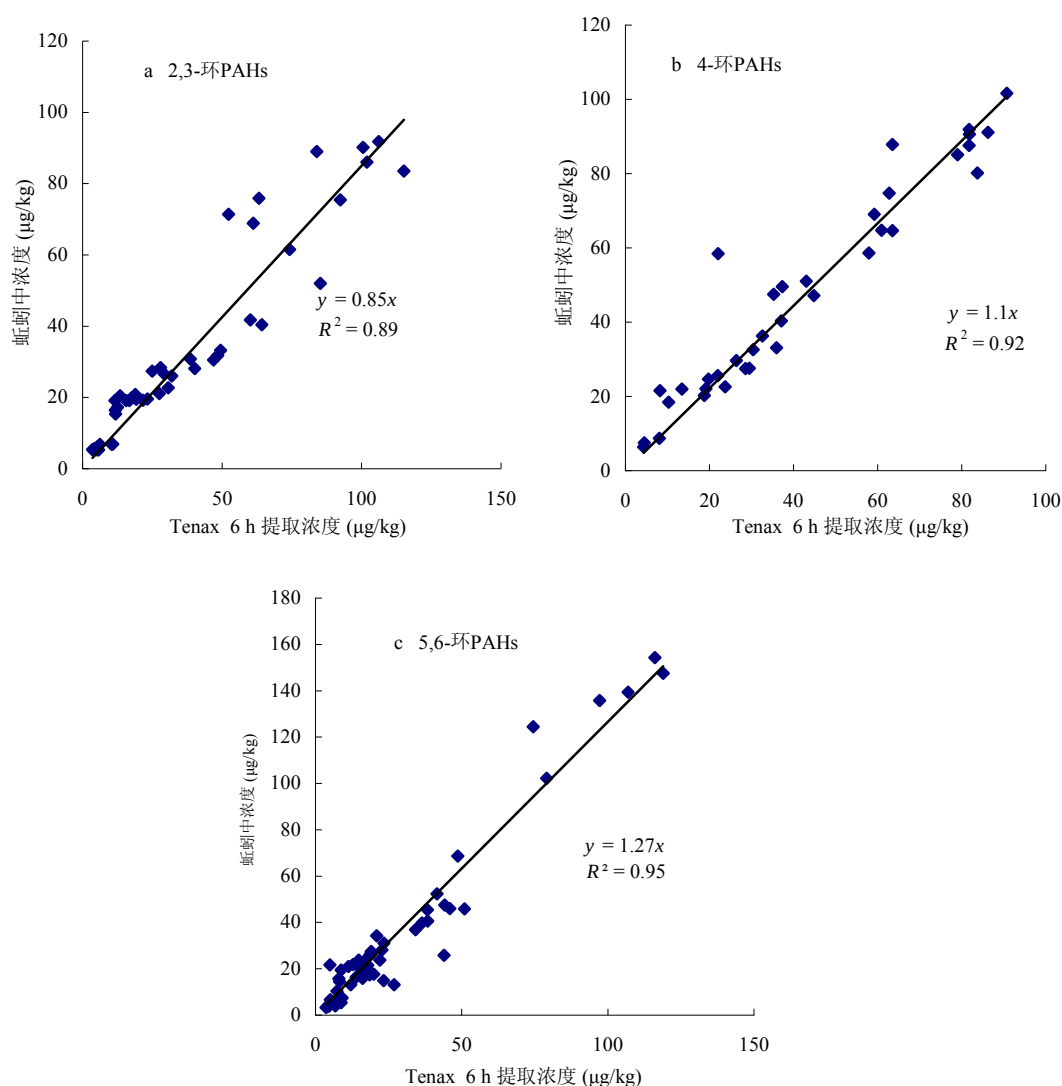


图1 Tenax 6 h 提取土壤中 PAHs 浓度与蚯蚓体内 PAHs 浓度的相关性

Fig. 1 Correlations between PAHs concentrations in earthworm and PAHs concentrations in soils extracted by Tenax for 6 h

确定其污染程度。如果考虑土壤中 PAHs 的生物有效性浓度, 将 Tenax 提取浓度作为生物有效性浓度, 无论采取 Maliszewska 的评价方法, 还是美国第九区的土壤筛选标准, 此农田土壤皆不属于污染土壤, 这也与 Michiel^[21]在文献中的分析相似, 他认为不考虑污染物的生物有效性, 仅仅基于总浓度建立风险评价模型, 再利用此模型评价土壤或沉积物中污染物的环境风险, 可能会放大污染物的环境风险系数达 10~10 000 倍。

2.3 表面活性剂对蚯蚓蓄积老化土壤中 PAHs 量的影响

在表面活性剂的作用下, 蚯蚓体内蓄积的 PAHs 的量见图 2。从图 2 中可以看出, 随着表面活性剂的

增加, 蚯蚓体内蓄积的 PAHs 的量不断增加, 在低环 PAHs 中效果尤其明显, 对于 2,3 环 PAHs, 添加表面活性剂后, 在蚯蚓体内的蓄积量是对照的 2.2~4.4 倍; 而 4,5,6 环的高环 PAHs, 添加表面活性剂后, 在蚯蚓体内的蓄积量是对照的 1.1~1.2 倍。结果显示, 表面活性剂对低环 PAHs 的生物有效性的作用效果远大于对高环 PAHs 的作用效果。主要是由不同环数的 PAHs 的生物有效性决定的。Opperhuizen 等^[22]研究表明, 当污染物分子尺寸大于一定值时就难以通过膜孔进入生物体内。而 Cuypers 等^[23]计算出从 2 环的 PAHs 到 6 环的 PAHs, 分子直径不断增大, 从 0.5 nm 一直上升到 0.9 nm, 进入生物体内越来越困难, 故在蚯蚓体内蓄积越来越困难。

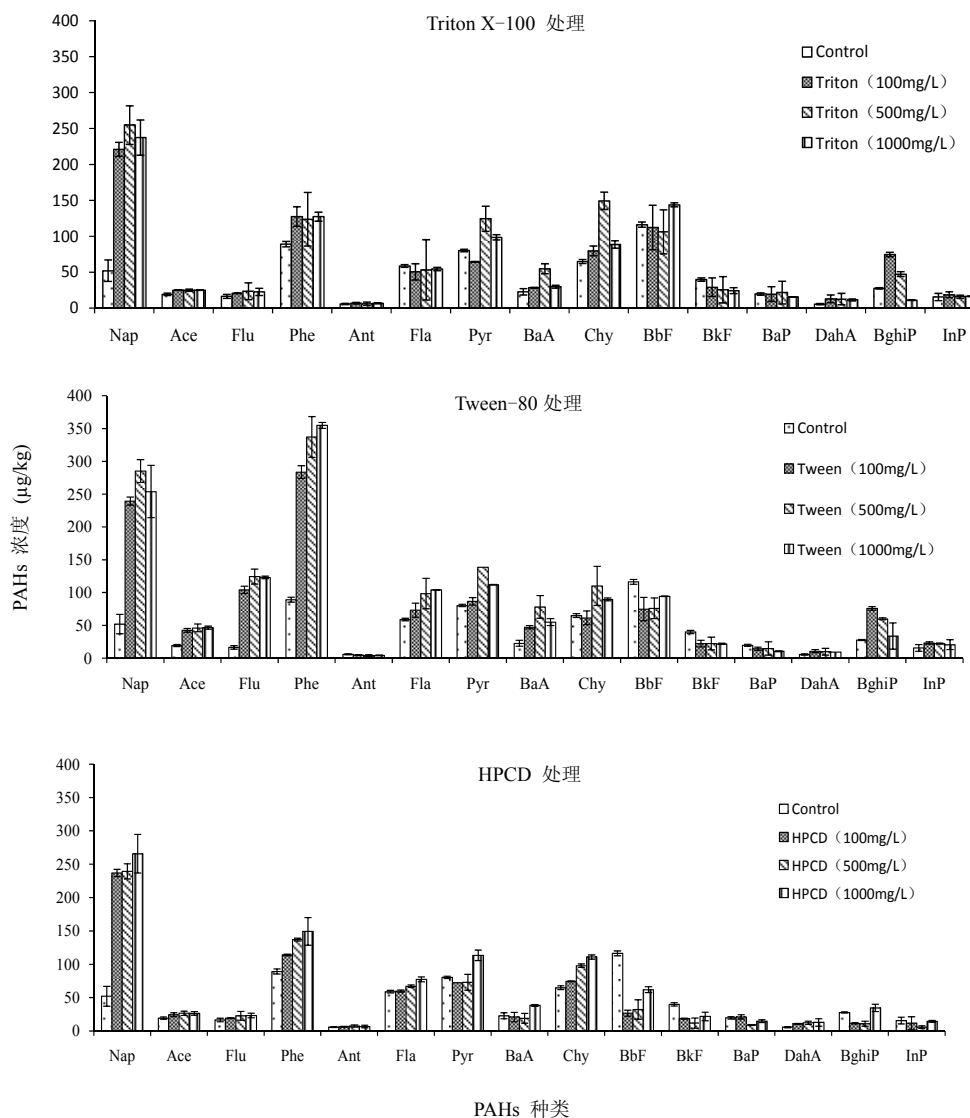


图 2 在表面活性剂 (Triton X-100, Tween-80 和 HPCD) 存在下蚯蚓蓄积土壤中 PAHs 的浓度

Fig. 2 Concentrations of PAHs in the earthworm in the presence of Triton X-100, Tween-80 or HPCD

2.4 表面活性剂对 Tenax 提取老化土壤中 PAHs 量的影响

老化土壤中加入不同量的表面活性剂 (100 mg/L, 500 mg/L 和 1 000 mg/L) 后, 静置 1 周后, 使用 Tenax 提取对其进行生物有效性表征, 提取结果见图 3。从图 3 中可以看出, 随着表面活性剂用量的增加, Tenax 提取土壤中 PAHs 的量不断增加, 和对照相比, 添加了表面活性剂的土壤中总 PAHs 的可提取性提高了 42.3%~269%, 其中 Triton X-100 的效果最明显, HPCD 的增加效果最差。Volkerling 等^[24]的分析认为表面活性剂提高疏水性有机污染物 (HOCs) 的生物有效性的机

理主要有 3 种: ①增加有机物的可溶性; ②表面活性剂与有机物结合, 使其便于在水土二相中传输; ③对 HOCs 的乳化作用。而本研究的 3 种表面活性剂中, HPCD 的主要机理就是增加 HOCs 类物质的水溶性, 而不与土壤中的有机质等物质发生作用^[25]; 而 Tween-80 和 Triton-100 等非离子表面活性剂主要通过其对 HOCs 类物质的乳化作用并与其结合, 再传输到水相, 故 Tween-80 和 Triton X-100 对土壤中的无论高环的 PAHs, 还是低环的 PAHs, 都能显著增加其生物有效性, 而 HPCD 只能增加低环 PAHs 的生物可提取性, 对高环 PAHs 的效果不明显。

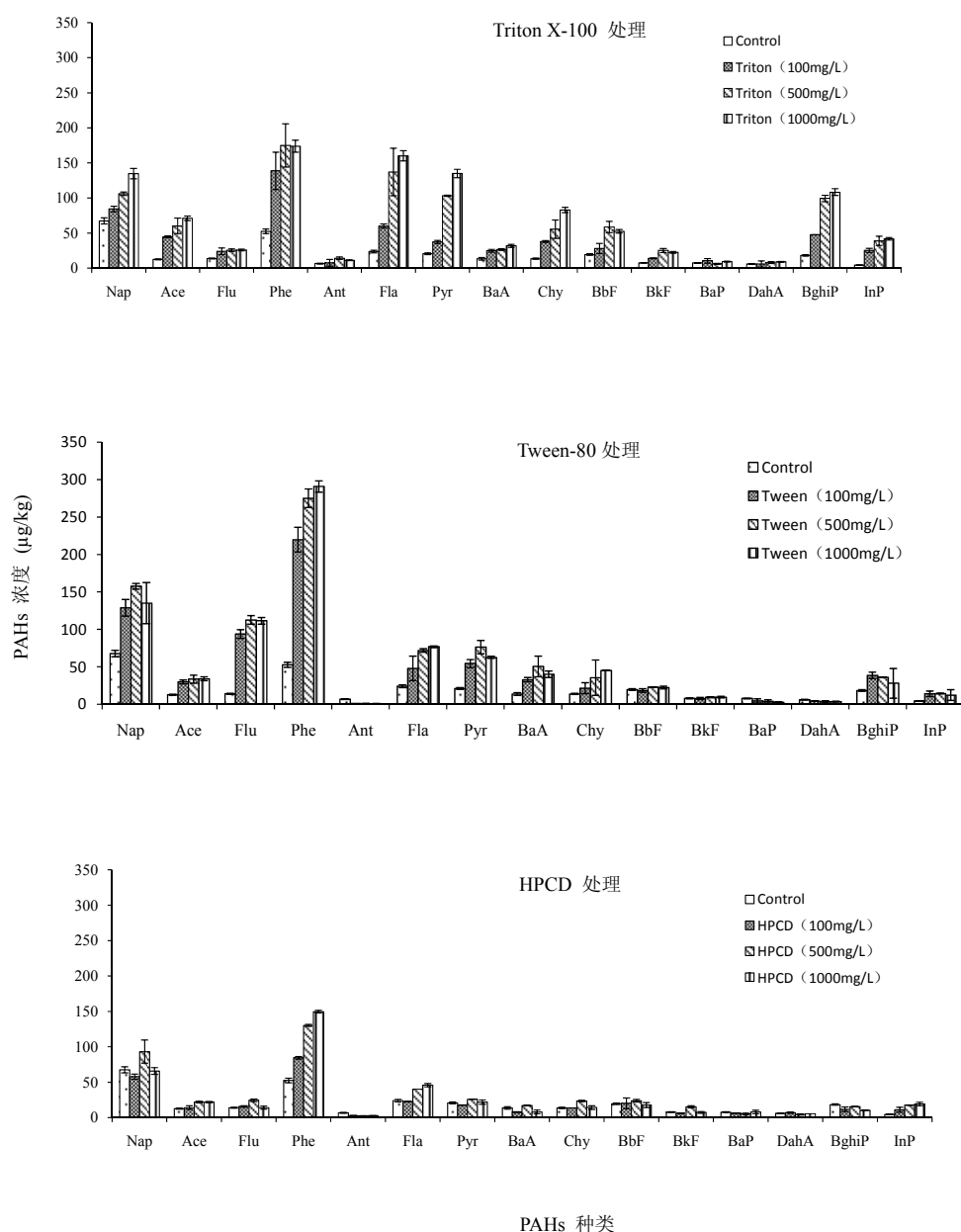


图3 在表面活性剂 (Triton X-100, Tween-80 和 HPCD) 存在下, Tenax 6h 提取土壤中 PAHs 的浓度

Fig. 3 Tenax 6h-extracted concentrations of PAHs in the presence of Triton X-100, Tween-80 or HPCD

在考虑生物有效性的情况下, 对添加了表面活性剂以后的土壤的 Tenax 可提取性进行污染程度评价, 具体数据见表 4。从表 4 中可以看出, 添加表面活性剂以后, 土壤中总 PAHs 的可提取性浓度有显著增加, 在 1 000 mg/L 的 Triton X-100 的作用下, 土壤中 PAHs 的总可提取浓度为 1 073.30 $\mu\text{g/kg}$, 按照 Maliszewska^[19] 采用的分类方法, 超过 1 000 $\mu\text{g/kg}$ 的污染土壤即为严重污染土壤, 而没有加入表面活性剂的原土壤中 PAHs 的可提取性为 290.71 $\mu\text{g/kg}$, 为轻度污染土壤, 蚯蚓蓄

积实验结果也证明了这点, 在添加了表面活性剂的老化土壤中, 蚯蚓体内的 PAHs 蓄积量是对照的 1.5~2.3 倍, 故添加表面活性剂的生物或者化学修复方法, 可能会将因为多年老化而稳定化或固化在土壤中的 PAHs 再重新释放到环境中来, 使低生物有效性的污染物变成高生物有效性的污染物, 从而放大原污染场地的环境风险, 故在使用此种修复技术进行场地修复之前, 需要综合考虑各种风险, 进行详细风险评价后进行修复。

表 4 表面活性剂作用下土壤中 PAHs 可提取浓度 ($\mu\text{g}/\text{kg}$)Table 4 Total extractable concentrations of PAHs in the presence of Triton X-100, Tween-80 or HPCD ($\mu\text{g}/\text{kg}$)

表面活性剂种类	表面活性剂用量 (mg/L)		
	100	500	1 000
Triton X-100	595.10	943.04	1073.30
Tween-80	717.10	904.10	875.20
HPCD	300.69	462.24	413.75
无表面活性剂	290.71		

3 结论

(1) 表面活性剂不但可以增加 Tenax 对土壤中 PAHs 的可提取性, 而且可以显著增加蚯蚓对土壤中 PAHs 的蓄积能力。

(2) 3 种表面活性剂中, TritonX-100 无论是增加 Tenax 对其蓄积能力, 还是增加蚯蚓对土壤中 PAHs 的蓄积能力, 效果都比较显著。

(3) 利用表面活性剂修复污染土壤, 可能会放大原污染场地的环境风险, 需要综合考虑。

参考文献:

- [1] 尹春芹, 蒋新, 杨兴伦, 王聪颖, 卞永荣, 王芳. 多环芳烃在土壤-蔬菜界面上的迁移与积累特征. 环境科学, 2008, 29(11): 3 240-3 245
- [2] 王静, 朱利中, 沈学优. 某焦化厂空气中 PAHs 的污染现状及健康风险评价. 环境科学, 2003, 24(1): 135-138
- [3] Alexander M. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. Environmental Science & Technology, 2000, 34(20): 4 259-4 265
- [4] Richard GL, Richelle MA, Sally LB. Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications. Washington, DC: The National Academies Press, 2003: 20-46
- [5] Semple KT, Doick KJ, Jones KC, Buraue Peter, Craven Andrew, Harms Hauke. Peer Reviewed: Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated. Environmental Science & Technology, 2004, 38(12): 228A-231A
- [6] Loehr RC. The environmental impact of soil contamination: Bioavailability, risk assessment, and policy implications. Los Angeles, CA: Reason Foundation, 1996: 1-21
- [7] Bogolte B, Ehlers G, Braun R, Andreas PL. Estimation of PAH bioavailability to *Lepidium sativum* using sequential supercritical fluid extraction - a case study with industrial contaminated soils. European Journal of Soil Biology, 2007, 43(4): 242-250
- [8] Cornelissen G, Rigterink H, TEM ten Hulscher, Vrind BA, Noort PC. A simple Tenax (R) extraction method to determine the availability of sediment-sorbed organic compounds. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001, 20(4): 706-711
- [9] Leppanen MT, Landrum PF, Kukkonen JV, Greenberg MS, Burton GA, Robinson SD, Gossiaux DC. Investigating the role of desorption on the bioavailability of sediment-associated 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl in benthic invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry, 2003, 22 (12): 2 861-2 871
- [10] Yang XL, Wang F, Gu CG, Jiang X. Tenax TA extraction to assess the bioavailability of DDTs in cotton field soils. Journal of hazardous materials, 2010, 179(1-3): 676-683
- [11] Semple KT, Doick KJ, Jones KC. Defining bioavailability and bioaccessibility of contaminated soil and sediment is complicated. Environmental Science and Technology, 2004, 38 (12): 228-231
- [12] Kukkonen JV, Landrum PF, Mitra S, Gossiaux C, Gunnarsson Jonas, Weston D. The role of desorption for describing the bioavailability of select polycyclic aromatic hydrocarbon and polychlorinated biphenyl congeners for seven laboratory-spiked sediments. Environmental Toxicology and Chemistry, 2004, 23 (12): 1 842-1 851
- [13] 戴树桂, 董亮. 表面活性剂对受污染环境修复作用研究进展. 上海环境科学, 1999, 18(9): 420-424
- [14] 马锋锋, 赵保卫, 李玮. 表面活性剂增效微生物修复 PAHs 污染土壤的研究进展. 环境科学与管理, 2010, 35(3): 157-162
- [15] Mulligan CN, Yong RN, Gibbs BF. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: A review. Engineering Geology, 2001, 60(1/4): 371-380
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业出版社, 1999
- [17] EPA/600/R-99/06. Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-associated Contaminants with Freshwater Invertebrates
- [18] 王聪颖, 王芳, 王涛, 尹春琴, 卞永荣, 蒋新. 生物强化和生物刺激对土壤中 PAHs 降解的影响. 中国环境科学, 2010, 30(1): 121-127
- [19] Maliszewska KB. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: Preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. Applied Geochemistry, 1996, 11(2): 121-127
- [20] EPA/540/R95/128, Soil Screening Guidance: Technical Background Document. Office of Emergency and Remedial Response
- [21] Michiel TO, Stephan AH, Joseph PK, Steven BH. Predicting PAH

- bioaccumulation and toxicity in earthworms exposed to manufactured gas plant soils with solid-phase microextraction. *Environmental Science and Technology*, 2007, 41(21): 7 472–7 478
- [22] Opperhuizen A, Sijm D. Bioaccumulation and biotransformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1990, 9(2): 175–186
- [23] Cuypers C, Pancras T, Grotenhuis T, Rulkens Wim. The estimation of PAH bioavailability in contaminated sediments using hydroxypropyl- β -cyclodextrin and Triton X-100 extraction techniques. *Chemosphere*, 2002, 46(8): 1 235–1 245
- [24] Volkering F, Breure AM, Rulkens WH. Microbiological aspects of surfactant use for biological soil remediation. *Biodegradation*, 1998, 8(6): 401–417
- [25] Brusseau ML, Wang X, Hu Q. Enhanced transport of low-polarity organic compounds through soil by cyclodextrin. *Environmental Science and Technology*, 1994, 28(5): 952–956

Effects of Surfactant on Bioavailability of Aged PAHs in Soil

LV Zheng-yong^{1,2}, YANG Xing-lun¹, WANG Fang¹, GU Cheng-gang¹, JIANG Xin^{1,2}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Triton X-100, Tween-80 and HPCD were added to an aged agricultural soil to prepare spiked soil under different concentrations, and Tenax-TA was used to extract polycyclic aromatic hydrocarbons from the spiked soil to assess the PAHs bioavailability to earthworm (*Eisenia Fetida*). The results showed that surfactants could significantly enhance the concentration of the PAHs in Tenax-TA extraction and earthworm accumulation. Compared with the control experiment, PAHs concentration by Tenax-TA extraction and earthworm accumulation in the presence of surfactant increased by 42.3% – 269% and 10% – 340% respectively. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil might release the solidified and stabilized PAHs into the environment and increase the environmental risk.

Key words: PAHs, bioavailability, Tenax extraction, Bioaccumulation, Risk assessment