

多环芳烃在土壤-蔬菜界面上的迁移与积累特征

尹春芹, 蒋新*, 杨兴伦, 王聪颖, 卞永荣, 王芳

(中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 南京 210008)

摘要: 研究了南京市工业区周边污染农田土壤中 16 种优先控制的多环芳烃(PAHs)污染物由土壤向蔬菜迁移的特征及其在蔬菜体内的积累规律. 结果表明, 蔬菜体内 PAHs 的浓度与其生长土壤环境中 PAHs 的浓度呈正相关关系, 且土壤中 PAHs 的浓度显著高于生长在该土壤上的蔬菜根和茎叶组织中的浓度($p < 0.05$), 根中 PAHs 的浓度显著高于茎叶组织中的浓度($p < 0.05$). 蔬菜根中低环 PAHs 与 PAHs 总浓度的比值($\sum \text{LMW-PAHs} / \sum \text{PAHs}$)显著高于其土壤中相应的比例($p < 0.05$). 与高环 PAHs(HMW-PAHs)相比, LMW-PAHs 易被蔬菜根部吸收, 表现出较高的生物有效性. 生长在同种污染土壤中的 4 种叶菜类蔬菜体内 PAHs 的浓度差异不显著, 即这 4 种蔬菜吸收积累 PAHs 的差异较小.

关键词: 多环芳烃; 土壤-蔬菜; 吸收; 积累

中图分类号: X173; X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)11-3240-06

Characters of Soil-Vegetable Transfer and Accumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

YIN Chun-qin, JIANG Xin, YANG Xing-lun, WANG Cong-ying, BIAN Yong-rong, WANG Fang

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

Abstract: The transfer and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from aged contaminated agricultural soil to vegetable was studied. The results show that the positive correlation between the PAHs concentrations in tested vegetables and those in the corresponding soils is present. The PAHs concentrations in contaminated soils are significantly ($p < 0.05$) higher than that in roots, stems and leaves of vegetables, and the PAHs concentrations in roots are also significantly ($p < 0.05$) higher than that in stems and leaves. The ratio of sum of low molecular weight PAHs to total PAHs concentrations ($\sum \text{LMW-PAHs} / \sum \text{PAHs}$) in polluted vegetable roots is higher than that in corresponding soils ($p < 0.05$), and LMW-PAHs are more easily accumulated in vegetable roots than HMW-PAHs (high molecular weight PAHs). The distinction of PAHs concentrations among the four selected leafy vegetables in the same tested soils does not achieve the significant level.

Key words: polycyclic aromatic hydrocarbons; soil-vegetable; uptake; accumulation

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)在环境中普遍存在, 具有致癌和致突变的特性, 已引起环境工作者和各国政府的广泛关注^[1-5]. 我国环境中 PAHs 最重要的排放源是有机物燃烧、燃煤和炼焦工业^[6]. 排放到环境中的 PAHs 90% 以上通过大气沉降等途径最终进入土壤, 使土壤成为 PAHs 最主要的储存库^[7]. 目前, 南京市郊农田土壤 PAHs 的污染日趋严重, 例如, 南京典型工业区及周边土壤中 16 种优先控制 PAHs 的总含量在 287.5 ~ 17 638.1 $\mu\text{g/kg}$ (以土壤干重计, 下同)^[8]; 某钢厂周围农田土壤中的 PAHs 总含量在 312.2 ~ 27 580.9 $\mu\text{g/kg}$ ^[9], 调查结果都远高于欧美国家的农业土壤 PAHs 标准^[10], 已引起高度关注.

很多研究者已对水^[11]、沉积物^[12, 13]、土壤^[4, 5, 14, 15]及农产品和蔬菜^[2, 16, 17]中的 PAHs 污染浓度进行了广泛调查研究. 例如, 天津污灌区种植的蔬菜中 PAHs 的浓度高达 340 ~ 1 690 $\mu\text{g/kg}$ ^[2], 希腊某工业区生长的生菜中 PAHs 的浓度在 40 ~ 294

$\mu\text{g/kg}$ ^[17]. 农田土壤 PAHs 污染已威胁到农产品的质量, 因此研究农田污染土壤中 PAHs 由土壤向植物中的迁移及在植物体内的积累规律不仅具有理论意义, 而且具有重要的现实意义. 鉴于此, 本实验在前人研究的基础上, 选取南京市郊某工业区周边长期受 PAHs 污染的旱田和水稻田土壤, 以当地广泛栽培的叶菜类蔬菜(菜心菜、四季青小白菜、花红苋菜和油麦菜)为研究对象, 研究 PAHs 污染土壤中蔬菜吸收、积累 PAHs 的规律, 以期为低污染土壤的安全利用及农产品安全生产提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 土壤采集和处理

收稿日期: 2007-11-29; 修订日期: 2008-02-29

基金项目: 国家自然科学基金创新群体项目(40621001); 江苏省自然科学基金项目(BK2005220); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410805)

作者简介: 尹春芹(1978~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为环境化学与污染控制, E-mail: cqyin@issas.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail: jiangxin@issas.ac.cn

供试土壤为南京市郊某工业区周边长期受 PAHs 污染的农田土壤(4 个采样点:其中 2 个旱田和 2 个水稻田土壤分别用 G1、G2、P1 和 P2 表示).采集表层 0~15 cm 土壤,在阴凉通风处自然风干,剔除样品中植物根系、有机残渣和石砾后,磨碎,分别

过 5 目、10 目和 60 目筛.充分混匀后将过 5 目筛的土壤放置在阴凉处,老化 30 d 后做盆栽培养试验,同时测定土壤理化性质和 PAHs 的浓度.土壤理化性质测定结果见表 1,测定方法参见文献[18].

4 个品种的叶菜类蔬菜,包括菜心菜、四季青小

表 1 供试土壤的理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of the tested soils								
土样	全氮 /%	全磷 /%	全钾 /%	有机质 /%	速效磷 /mg·kg ⁻¹	速效钾 /mg·kg ⁻¹	阳离子交换量 /mol·kg ⁻¹	pH 值
G1	0.13	0.15	1.9	2.6	14.5	112	13.4	7.1
G2	0.15	0.21	2.3	2.8	14.1	87	16.4	7.6
P1	0.12	0.17	1.9	2.3	9.7	80	8.9	6.2
P2	0.16	0.18	2.0	3.2	12.5	92	14.2	5.9

白菜、花红苋菜和油麦菜的种子经蒸馏水浸泡 3 h 后,放在潮湿的滤纸上置于黑暗处(25℃)催芽,长出 2 片叶后移栽在直径为 15 cm、高为 20 cm 的瓷盆中,每盆装风干老化污染土 2.5 kg,盆栽试验于 2007 年 8~9 月在中国科学院南京土壤研究所温室中进行.培养期定苗 4 株,期间每周用 Hoagland 全量营养液等量浇灌 1 次,其余生长所需水分均用蒸馏水每次等量补给.植株生长 5 周后取植物和土壤样品测定各项指标.

1.2 试验试剂和仪器

石油醚、丙酮、二氯甲烷、无水硫酸钠和层析硅胶均为分析纯,浓硫酸为优级纯,乙腈为色谱纯,水为超纯水.SPE 柱(填充物:1 g 无水硫酸钠+2 g 硫酸硅胶+1 g 无水硫酸钠),硫酸硅胶的制备参见文献[19],所用的无水硫酸钠和硫酸硅胶均在 130℃ 烘 16~17 h.崔艳红等^[20]提出在分液漏斗中用浓硫酸磺化除去蔬菜提取液中的共提物,而本试验尝试采用硫酸硅胶将共提物除去.所用的仪器有:D-78224 Singen/Htw,超声波清洗器(德国),RE-3000 旋转蒸发仪(中国上海),Shimadzu 高效液相色谱(HPLC,日本),Supelco PAHs 专用柱(25 cm × 4.6 mm,5 μm 直径,美国).

1.3 样品的提取和净化

收获后,蔬菜根和茎叶用蒸馏水清洗干净,吸干表面附着水.称取土样 5.00 g(植物样 1.00~2.00 g),用 30 mL 的石油醚和丙酮的混合液(体积比 1:1)作提取剂,分别超声提取 60、30 min,保持水温 < 30℃.然后取 20 mL 提取液在旋转蒸发仪上 40℃ 浓缩至近干,用 5 mL 石油醚和二氯甲烷混合液(体积比 9:1)分 3 次溶解并转移至 SPE 柱(先用 5 mL 石油醚淋洗,弃去淋洗液)后,用 20 mL 石油醚和二氯甲

烷混合液(体积比 9:1)淋洗,净化样品.淋洗液再用旋转蒸发仪在 40℃ 浓缩至近干后,经 N₂ 吹干,用乙腈溶解定容至 1.5 mL,待测.

1.4 色谱条件及质量控制

PAHs 用 HPLC 荧光检测器检测,荧光检测器波长设置见表 2.乙腈和水梯度淋洗,流速 1.5 mL/min,柱温 30℃.使用 16 种 PAHs 混标测定土壤和青菜加标回收率,每个样品 4 次重复,可以检测的 15 种 PAHs 的方法回收率在 75%~113% 之间,重复处理间 PAHs 浓度的变异系数小于 10%,满足环境样品的测定要求.

1.5 数据分析

用 SPSS 13.0 软件对实验数据作方差分析和线性回归分析.

表 2 LC 荧光检测器波长程序

Table 2 LC fluorescence detector wavelength program used in this study				
保留时间 /min	PAH	简写	激发波长 /nm	发射波长 /nm
0.01~16.39	萘	Nap	275	350
16.40~20.49	苊、苊	Ace, Flu	265	335
20.50~21.59	菲	Phe	245	365
22.00~23.29	蒽	Ant	254	390
23.30~24.29	荧蒽	Flt	280	420
24.30~25.59	芘	Pyr	270	390
26.00~34.49	苯并(a)蒽、蒾、 苯并(b)荧蒽、 苯并(k)荧蒽、 苯并(a)芘	BaA, Chr, BbF, BkF, BaP	260	420
34.50~37.74	二苯并(a,h) 蒽、苯并(g,h, i)芘	DBA, BghiP	290	430
37.75~45.00	茚苯(1,2,3- cd)芘	InP	300	500

2 结果与讨论

2.1 老化污染土壤中 PAHs 的浓度

表 3 为 4 种污染土壤的 PAHs 的浓度(以干重计,下同).可以看出,LMW-PAHs(2~3 个苯环 PAH 包括: Nap、Ace、Flu、Phe 和 Ant)浓度在 ND~272.43 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间(ND 表示未检出),HMW-PAHs(4~7 个苯环 PAH 包括: Flt、Pyr、BaA、Chr、BbF、BkF、BaP、DBA、BghiP 和 InP)浓度在 ND~637.66 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间.4 个采

样点的污染土壤中 PAHs 的平均总浓度以 G1 点最高,为 2 085.50 $\mu\text{g}/\text{kg}$,其余 3 种土壤的 PAHs 总浓度均在 1 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 以下,分别为 517.99、615.64 和 756.49 $\mu\text{g}/\text{kg}$.由表 3 亦可看出,G1 土壤中的 15 种可以检测到的 PAH 浓度以化合物 Flt 为最高,其次为 BbF、Chr 和 Phe,另外在 G2、P1 和 P2 土壤中 Phe、Flt、Chr 和 BbF 的浓度也较其余化合物高,在 73.78~231.79 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间.

2.2 不同蔬菜的单株鲜重比较

表 3 污染土壤中 PAHs 的浓度/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 3 PAHs concentrations ($\pm$ SD) of the four selected contaminated soils/ $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$				
PAH	G1	G2	P1	P2
Nap	46.92 $\pm$ 4.58	18.45 $\pm$ 4.34	23.57 $\pm$ 0.35	16.46 $\pm$ 1.72
Ace	ND	ND	ND	ND
Flu	28.71 $\pm$ 1.15	14.26 $\pm$ 1.47	21.33 $\pm$ 0.32	13.17 $\pm$ 0.73
Phe	272.43 $\pm$ 2.07	101.90 $\pm$ 6.53	150.10 $\pm$ 3.05	98.91 $\pm$ 2.40
Ant	20.57 $\pm$ 0.52	7.77 $\pm$ 0.46	10.11 $\pm$ 0.01	7.58 $\pm$ 0.20
Flt	637.66 $\pm$ 0.22	175.42 $\pm$ 1.00	231.79 $\pm$ 3.19	159.28 $\pm$ 11.32
Pyr	14.06 $\pm$ 2.83	4.23 $\pm$ 0.21	5.51 $\pm$ 0.02	4.93 $\pm$ 0.15
BaA	23.39 $\pm$ 4.88	6.75 $\pm$ 2.53	6.30 $\pm$ 0.01	4.69 $\pm$ 0.25
Chr	312.37 $\pm$ 2.25	92.29 $\pm$ 13.43	106.06 $\pm$ 1.62	73.78 $\pm$ 10.57
BbF	499.95 $\pm$ 3.52	137.32 $\pm$ 7.93	156.55 $\pm$ 3.28	110.45 $\pm$ 7.08
BkF	21.67 $\pm$ 3.42	3.94 $\pm$ 0.46	4.47 $\pm$ 0.01	3.28 $\pm$ 0.07
BaP	22.76 $\pm$ 2.25	5.89 $\pm$ 1.44	7.68 $\pm$ 0.19	4.73 $\pm$ 1.15
DBA	50.16 $\pm$ 1.41	12.26 $\pm$ 1.55	12.13 $\pm$ 0.01	6.63 $\pm$ 0.40
BghiP	83.28 $\pm$ 14.49	18.56 $\pm$ 3.01	20.89 $\pm$ 0.42	14.10 $\pm$ 0.99
InP	51.56 $\pm$ 3.12	16.62 $\pm$ 0.40	ND	ND
$\sum$ PAHs	2 085.50	615.64	756.49	517.99

图 1 为 4 种污染土壤上种植的 4 种蔬菜的单株鲜重.可以看出,旱田土壤(G1 和 G2)种植的花红苋菜和油麦菜的单株鲜重显著高于水稻田土壤(P1 和 P2)($p < 0.05$),而菜心菜和四季青小白菜则差异不显著.采样点 G1 的 4 种蔬菜的单株鲜重最高($p < 0.05$),以花红苋菜最高(14.79 g);而采样点 P1 的 4 种蔬菜的单株鲜重最低($p < 0.05$),以花红苋菜最低(0.54 g).本试验中不同污染土壤上种植的蔬菜单株鲜重表现不同,P1 土壤上的蔬菜单株鲜重最低,这可能与其土壤较低的肥力、土壤利用方式及其机械组成密切相关,其中花红苋菜可能对土壤的理化性质及其利用方式等参数的变化最为敏感.另外,污染土壤中 PAHs 的浓度高低对其上生长蔬菜的单株鲜重没有显著影响.

2.3 PAHs 在蔬菜体内的积累

图 2 为不同污染土壤上蔬菜根和茎叶中 PAHs 总浓度.如图 2 所示,4 种污染土壤上种植的 4 种蔬菜根部积累的 PAHs 要显著大于其地上部分积累的浓度($p < 0.05$),前者的 PAHs 总浓度的平均值在

111.91~909.06 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间,而后的 PAHs 总浓度的平均值在 64.23~270.37 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 之间.同时,根部和茎叶部分积累的 PAHs 浓度要显著低于其对应生长的土壤中的浓度($p < 0.05$),见表 3 和图 2.根和茎

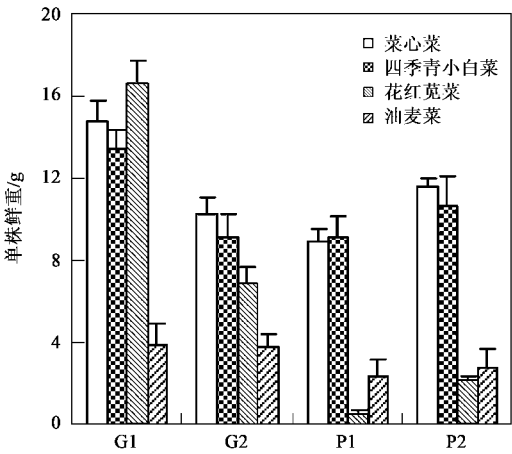


图 1 不同蔬菜的单株鲜重
Fig.1 Fresh weight per plant of different vegetables in tested contaminated soils

叶部分的 PAHs 浓度比其土壤分别低 2.5~3.8 倍和 4.7~8.7 倍. G1 土壤上生长的蔬菜根和茎叶中的 PAHs 总浓度较其它污染土壤上同种蔬菜相应部分的积累浓度高($p < 0.05$); 并且, 对于在污染土壤中浓度较高的化合物 Phe、Flt、Chr 和 BbF, 在蔬菜根和茎叶中的浓度也相应较其它 PAH 高($p < 0.05$), 说明污染蔬菜 PAHs 的浓度与其生长的土壤中 PAHs 的浓度呈正相关关系. 而且, 同种污染土壤中生长的

4 种蔬菜之间积累 PAHs 的浓度差别不显著. Edwards^[21]报道植物从土壤中吸收的 PAHs 的浓度低于其生长的土壤中 PAHs 浓度; Khana 等^[22]研究表明, 生菜根部和茎叶积累的 LMW-PAHs 浓度比其土壤分别低 2~3 倍和 4~5 倍, 而 HMW-PAHs 浓度比其土壤分别低 2~3 倍和 10~16 倍. 本实验结果污染的根和茎叶部分 PAHs 浓度比其土壤分别低 2.5~3.8 倍和 4.7~8.7, 与前人的结果较一致.

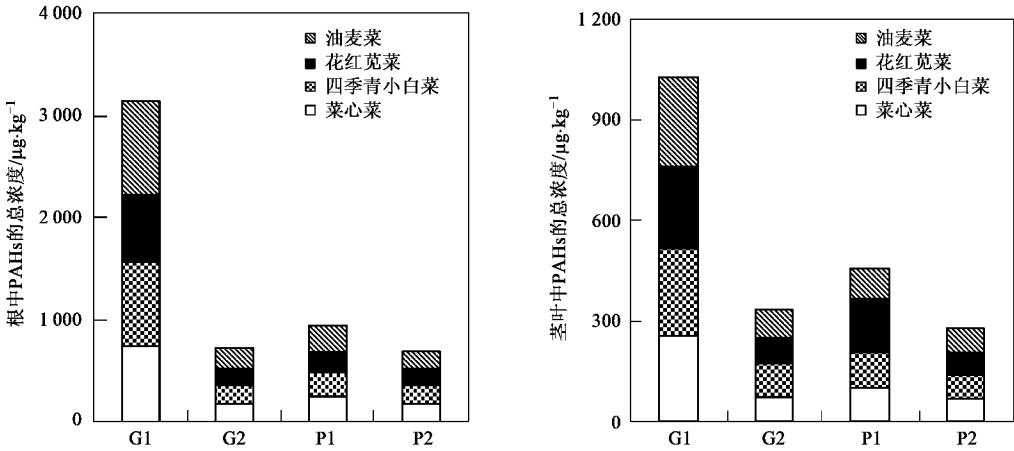


图 2 污染土壤上蔬菜根和茎叶中 PAHs 总浓度
Fig.2 Total PAHs concentrations in roots and stem and leaves of different vegetables in tested contaminated soils

2.4 PAHs 在土壤-蔬菜界面上的迁移

图 3 是污染土壤及蔬菜根中 LMW-PAHs 和 HMW-PAHs 浓度的线性回归分析. 从图 3 可知, 土壤与其上生长的根中 LMW-PAHs 浓度的线性回归系数 $R^2 = 0.976$ ($p < 0.05$), 而与 HMW-PAHs 浓度的线性回归 $R^2 = 0.3311$ ($p < 0.05$); 并且污染土壤 $\sum \text{LMW-PAHs} / \sum \text{PAHs}$ 的比值在 0.21~0.37 之间, 而蔬菜根中 $\sum \text{LMW-PAHs} / \sum \text{PAHs}$ 的比值显著高于其土壤中的比值($p < 0.05$), 在 0.46~0.82 之间, 表明 LMW-PAHs 较 HMW-PAHs 具有更高的生物有效性, 易被植物根部吸收. Kipopoulou 等^[17]提出 LMW-PAHs 在土壤中的移动性较强, 更容易吸附在根表面而被吸收, 并且还指出 LMW-PAHs 可以到达胡萝卜的内核. 在本实验中的污染蔬菜根中 $\sum \text{LMW-PAHs} / \sum \text{PAHs}$ 的比值要显著高于其土壤中的比值, 也进一步证明 LMW-PAHs 较 HMW-PAHs 更易被植物根部吸收.

值得注意的是, 约有 70% 的蔬菜茎叶组织样品中所检测到的 PAHs 化合物 (包括 BkF、BaP、DBA、BgHiP 和 InP 中的几种或全部) 在其根部组织中并未

检测到, 说明茎叶组织中这几种 PAH 的来源可能不是来源于其根部的吸收, 而土壤中 PAHs 的挥发或者悬浮在大气与茎叶表面的颗粒物可能是它们的来源. Simonich 等^[23]指出部分 PAHs 到达根表皮后很难到达内部的木质部, 就很难从根部向上茎叶运输. 另外, 蔬菜茎叶中的 HMW-PAHs 浓度要显著低于 LMW-PAHs 的浓度($p < 0.05$), 也说明 LMW-PAHs 较 HMW-PAHs 更易被茎叶组织吸收. Wild 等^[24]提出, LMW-PAHs 较 HMW-PAHs 有更大水溶性和挥发性的原因, 所以植物对 LMW-PAHs 的吸收较高.

2.5 PAHs 在土壤中的残留

将每盆污染土壤 (2.5 kg) 作为一个比较单位, 计算每盆污染土壤种植蔬菜后 PAHs 的残留量, 以及蔬菜吸收的 PAHs 量与土壤初始 PAHs 的质量百分比值, 结果见表 4. 从表 4 中可以看出, 种植蔬菜后平均每盆污染土残留 PAHs (质量分数) 在 84.3%~93.6% 之间, 而蔬菜吸收的 PAHs (质量分数) 在 0.004%~0.045% 之间. 虽然蔬菜组织中积累的 PAHs 总量远小于其土壤, 但已威胁到农产品的质量安全, 所以该地区农田土壤的 PAHs 污染不容忽视, 应采取有效方法进行治理. 另外, 除去土壤残留

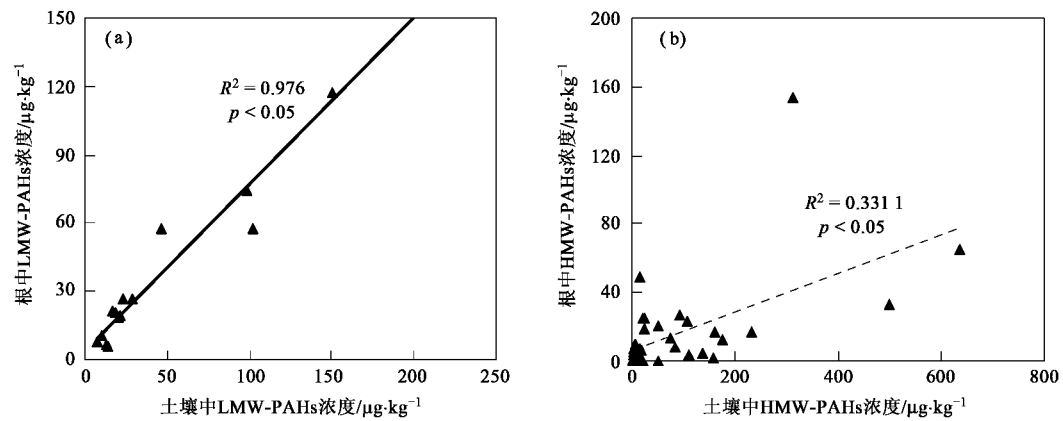


图3 土壤与根中 LMW-PAHs (a) 和 HMW-PAHs (b)浓度的线性回归分析

Fig.3 Liner regression of LMW-PAHs concentrations (a) and HMW-PAHs concentrations (b) in contaminated soils vs. roots

表 4 土壤中残留的 PAHs 及蔬菜吸收的 PAHs 与其相应土壤 PAHs 初始含量的比(质量分数)/%

Table 4 Mass fraction of PAHs remainder in the soils and accumulation of PAHs in vegetables vs. corresponding initial

植物	PAHs concentrations in contaminated soils/%				蔬菜吸收 PAHs 的质量分数/%			
	污染土壤中残留 PAHs 的质量分数/%							
	G1	G2	P1	P2	G1	G2	P1	P2
菜心菜	91.33	91.70	92.68	85.08	0.036	0.022	0.032	0.022
四季青小白菜	89.35	86.10	88.58	85.49	0.027	0.023	0.030	0.020
花红苋菜	84.28	90.41	87.15	89.95	0.045	0.022	0.004	0.006
油麦菜	90.87	93.59	85.44	93.16	0.008	0.008	0.006	0.005

PAHs(质量分数)及蔬菜吸收而带走的 PAHs(质量分数),即得出每盆污染土约有 6.4% ~ 15.7% 的 PAHs 损失.PAHs 的挥发、光降解、化学分解及微生物代谢及实验室分析误差等途径可能是导致 PAHs 消失的原因.

3 结论

- (1) 蔬菜根和茎叶中的 PAHs 浓度低于其土壤 PAHs 的浓度,且根部积累 PAHs 的浓度显著高于其上生长的茎叶中的浓度.
- (2) 蔬菜 PAHs 的浓度与其生长的土壤中 PAHs 的浓度呈正相关关系.
- (3) 同种污染土壤中的 4 种叶菜类蔬菜之间积累 PAHs 的浓度差别不显著.
- (4) 土壤中的 LMW-PAHs 较 HMW-PAHs 更易被蔬菜根吸收.

参考文献:

[1] Perera F P. Environment and cancer: who are susceptible? [J]. Science, 1997, **278**(5340): 1068-1073.

[2] Tao S, Cui Y H, Xu F L, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetables from Tianjin [J]. Science of the Total Environment, 2004, **320**(1): 11-24.

[3] Thomas D B, Franziska B, André D, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons, black carbon, and molecular markers in soils of Switzerland [J]. Chemosphere, 2004, **56**(11): 1061-1076.

[4] Ma L L, Chu S G, Wang X T, *et al.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface soils from outskirts of Beijing, China [J]. Chemosphere, 2005, **58**(10): 1355-1363.

[5] Zhang H B, Luo Y M, Wong M H, *et al.* Distributions and concentrations of PAHs in Hong Kong soils [J]. Environmental Pollution, 2006, **141**(1): 107-114.

[6] Xu S S, Liu W X, Tao S. Emission of polycyclic aromatic hydrocarbons in china [J]. Environ Sci Technol, 2006, **40**(3): 702-708.

[7] Wild S R, Jones K C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget [J]. Environmental Pollution, 1995, **88**(1): 91-108.

[8] 俞飞,林玉锁.城市典型工业生产区及附近居住区土壤中 PAHs 污染特征[J].生态环境, 2005, **14**(1): 6-9.

[9] 葛成军,安琼,董元华.钢铁工业区周边农业土壤中多环芳烃 (PAHs) 残留及评价[J].农村生态环境, 2005, **21**(2): 66-69, 73.

[10] Ping L F, Luo Y M, Zhang H B, *et al.* Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in thirty typical soil profiles in the Yangtze River Delta region, east China [J]. Environmental Pollution, 2007, **147**(2): 358-365.

[11] Wang X T, Chu S G, Ma L L, *et al.* Contamination of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Guanting reservoir and the Yongding river, China [J]. Bull Environ Contam Toxicol, 2004, **72** (1): 194-201.

[12] Soclo H H, Garrigues P H, Ewaid M. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas [J]. Marine Pollution Bulletin, 2000, **40**(5): 387-396.

[13] Boonyatumanond R, Wattayakorn G, Togo A, *et al.* Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand [J]. Marine Pollution Bulletin, 2006, **52**(8): 942-956.

[14] Nam J J, Song B H, Eom K C, *et al.* Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in South Korea [J]. Chemosphere, 2003, **50**(10): 1281-1289.

[15] 葛成军, 安琼, 董元华, 等. 南京某地农业土壤中有机污染分布状况研究[J]. 长江流域资源与环境, 2006, **15**(3): 361-365.

[16] Tao S, Jiao X C, Chen S H, *et al.* Accumulation and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in rice (*Oryza sativa*) [J]. Environmental Pollution, 2006, **140**(3): 406-415.

[17] Kipopoulou A M, Manoli E, Samara C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area [J]. Environmental Pollution, 1999, **106**(3): 369-380.

[18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 146-195.

[19] 赵荣鹰, 秦占芬, 赵汝松, 等. 水和生物样品中痕量多氯联苯的分析方法研究[J]. 分析化学, 2005, **33**(10): 1361-1365.

[20] 崔艳红, 巨天珍, 曹军, 等. 加速溶剂提取法测定蔬菜中的多环芳烃和有机氯化物[J]. 农业环境科学学报, 2003, **22**(3): 364-367.

[21] Edwards N T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment-a review [J]. J Environ Qual, 1983, **12**(4): 427-441.

[22] Khana S, Aijun L, Zhang S Z, *et al.* Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in lettuce grown in the soils contaminated with long-term wastewater irrigation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **152**(2): 506-515.

[23] Simonich S L, Hites R A. Organic pollutant accumulation in vegetation [J]. Environ Sci Technol, 1995, **29**(12): 2905-2914.

[24] Wild S R, Jones K C. The significance of polynuclear aromatic hydrocarbons applied to agricultural soils in sewage sludges in the UK [J]. Waste Manage Res, 1994, **12**(1): 49-59.