

不同土壤条件下荧蒽在水稻和小麦中的分布特征

阴启蓬, 胡 锋*, 徐 莉, 李辉信, 井永革, 李伟明, 李 露

(南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘 要:通过盆栽试验方法,在荧蒽污染的黄棕壤和潮土上种植水稻和小麦,分别设置空白(CK)、低(L)、中(M)、高(H)4个污染浓度水平,比较荧蒽对作物生长的影响和两种不同土壤中植物体荧蒽的分布情况。结果显示,在试验设置的荧蒽污染浓度下,荧蒽未对两种植物的生长造成抑制,相反还促进了植物某些部位的生长;水稻和小麦各部位的荧蒽含量随土壤荧蒽含量的增加而增大;植物体内荧蒽的传导系数随土壤荧蒽含量的增加而减小,且两种土壤的趋势一致。黄棕壤和潮土有机质、养分、阳离子交换量等性质影响植物体内荧蒽的运移和富集;水稻茎叶对荧蒽的富集能力强于小麦,而小麦籽粒富集荧蒽的能力强于水稻。

关键词:荧蒽;黄棕壤;潮土;水稻;小麦;分布

中图分类号:X503.231 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)08-1467-08

Distribution of Fluoranthene in Rice and Wheat Under Different Soils Culture Conditions

YIN Qi-peng, HU Feng*, XU Li, LI Hui-xin, JING Yong-ping, LI Wei-ming, LI Lu

(College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: In this paper, a pot experiment was conducted to compare the plant growth and fluoranthene distribution in rice and wheat grown in a yellow-brown soil and alluvial soil polluted by four levels of fluoranthene, namely control (CK), low (L), moderate (M), high (H). Results showed that, under the test concentration, fluoranthene did not inhibit the growth of two plants; on the contrary, the growth of some parts of plants were promoted. The fluoranthene contents and transport coefficients in plants increased and decreased respectively with the fluoranthene in both types of soils. Soil SOM, nutrition and CEC of the two soils influenced the migration and accumulation of fluoranthene in plants. The abilities of rice leaves and stems accumulating fluoranthene were stranger than those of wheat, while it was stranger in wheat grain than in rice. The results may be useful to predict the risks associated with the safety of rice and wheat.

Keywords: fluoranthene; yellow brown soil; alluvial soil; rice; wheat; distribution

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)的环境污染是世界各国所面临的重大环境与公共健康问题之一,其对土壤的污染问题尤为突出^[1]。近年来,国内学者对农田土壤中的PAHs污染进行了大量的现场调查,结果表明,美国环保局(US EPA)规定的16种优先控制PAHs在我国土壤中都有不同程度的检出,PAHs等高环多环芳烃主要分布在表层土壤中,呈不断积累的趋势^[2-6];并且东部沿海地区农田土壤的

调查发现荧蒽含量较高,其中水稻田最高含量为 $1.155 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,小麦田最高达 $0.468 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[7-13]。

荧蒽在土壤及污泥沉淀中能较长时间残留,并通过食物链富集放大^[14]。此外,荧蒽具有较强的致癌、致畸和致突变性以及免疫毒性,可扰乱生物体抗氧化防御系统的正常功能^[15],给生态环境和人类健康带来极大的风险。水稻和小麦是我国最主要的两类粮食作物,粮食卫生安全尤为重要。同时,研究作物在不同土壤中培养,比较荧蒽的分布和累积情况鲜有报道。因此,研究荧蒽在水稻和小麦中的分布特征,以及植物对荧蒽的吸收分配情况十分必要。该研究可为人体通过摄食途径对有机污染物的暴露风险评估研究提供资料,对于人类健康风险评估具有重要意义。

收稿日期:2012-03-12

基金项目:国家自然科学基金青年科学基金项目(41101292);南京农业大学青年科技创新基金(y201056);江苏省优势学科项目

作者简介:阴启蓬(1984—),男,山东泰安人,在读硕士,主要从事土壤的生态风险研究。E-mail:byyqp@163.com

* 通讯作者:胡 锋 E-mail:fenghu@njau.edu.cn

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤:黄棕壤(Yellow Brown Soil)采自南京市麒麟镇,潮土(Alluvial Soil)采自南京市板桥镇,均为 0~20 cm 表层土。土壤风干、过 2 mm 筛,备用。土壤基本理化性质见表 1。

供试作物品种:水稻汕优 63;小麦宁麦 12。

供试试剂:甲醇为色谱纯,其他试剂均为分析纯;荧蒽(Fluoranthene)纯度>97% 购自上海久亿化学试剂公司;二氯甲烷、丙酮、层析用中性氧化铝(100~200 目)均购自上海陆都化学试剂厂。

1.2 试验方法

1.2.1 方案设计和污染土壤的制备

两种土壤(黄棕壤、潮土)分别设置空白(CK)和低(L)、中(M)、高(H)3 个荧蒽污染浓度水平,种植水稻的土壤中荧蒽添加浓度分别为 0、5、10、50 mg·kg⁻¹,种植小麦的土壤中荧蒽添加浓度分别为 0、10、50、100 mg·kg⁻¹,每个处理设 4 个重复。这是因为小麦种植为旱作,土壤中氧气充足,细菌和真菌数量多,对荧蒽的生物降解快^[16-17],所以设置种植小麦的土壤荧蒽含量较高。

将荧蒽溶解于丙酮,均匀喷洒于供试土壤中,充分搅拌,使荧蒽与土壤混匀,在通风避光条件下放置 2 d 使丙酮完全挥发,调节土壤水分含量至田间持水量,黑暗处预培养 14 d 后种植作物。种植作物前测定土壤中荧蒽含量结果见表 2。

1.2.2 盆栽与采样

采用瓷盆钵(深 22 cm,直径 16 cm),每盆装土 5 kg。盆栽场地为网室,所有盆钵定期做随机排列,采用称重法补水保持土壤水分平衡。水稻育苗 3 个叶龄移栽;每盆种植 3 株水稻,水稻培养 120 d 后收获;小麦种植每盆 10 粒种子,出苗后 30 d 定苗为 4 株,小麦培养 175 d 后收获。用不锈钢剪刀分根、茎叶、籽粒部采集样品,依次用自来水、蒸馏水洗净,揩干;冷冻干燥后,测定植物各部位的干重和荧蒽浓度。

表 2 供试土壤荧蒽初始含量(mg·kg⁻¹)

Table 2 Initial concentrations of fluoranthene in pot soil(mg·kg⁻¹)

项目	处理与编号		加入 荧蒽含量	荧蒽初始 含量
水稻种植前	空白-黄棕壤	CK-YBS	0	0.98±0.06
	低浓度-黄棕壤	L-YBS	5	1.06±0.03
	中浓度-黄棕壤	M-YBS	10	1.63±0.05
	高浓度-黄棕壤	H-YBS	50	9.27±0.34
	空白-潮土	CK-AS	0	0.045±0.002
	低浓度-潮土	L-AS	5	0.61±0.02
	中浓度-潮土	M-AS	10	1.32±0.05
	高浓度-潮土	H-AS	50	9.09±0.2
小麦种植前	空白-黄棕壤	CK-YBS	0	0.95±0.11
	低浓度-黄棕壤	L-YBS	10	2.37±0.38
	中浓度-黄棕壤	M-YBS	50	3.26±0.11
	高浓度-黄棕壤	H-YBS	100	17.54±0.41
	空白-潮土	CK-AS	0	0.045±0.002
	低浓度-潮土	L-AS	10	1.21±0.08
	中浓度-潮土	M-AS	50	2.82±0.21
	高浓度-潮土	H-AS	100	17.97±0.4

1.3 荧蒽提取与 HPLC 分析

1.3.1 荧蒽提取

土壤过 20 目筛后冷冻干燥;植株经冷冻干燥后磨细。所有样品在分析前均保存在干燥器里。

土壤样品处理:称取 2 g 土壤样品,加入 10 mL 二氯甲烷/正己烷(体积比 1:1)混合溶剂,超声萃取 1 h,离心得萃取液,40 ℃水浴浓缩至干;用 4 mL 正己烷溶解,溶液过 2 g 硅胶/氧化铝(2:1)与 2 g 无水硫酸钠的层析柱,用 10 mL 二氯甲烷/正己烷(1:1)混合溶剂淋洗柱子,收集洗脱液于旋转蒸发瓶内,然后同上旋转蒸发至干,再用 2 mL 甲醇溶解,溶液转入棕色样品瓶待测。此方法回收率为 96.8%。

植物样品处理:植物样品的预处理采取超声萃取,氧化铝柱层析法,具体步骤如下:称取 2 g 植物样品,分 3 次加入 30 mL 正己烷/丙酮(体积比 1:1)混合溶剂,以下步骤与土壤样品处理一致。此方法中荧蒽的平均回收率为 85.6%。

表 1 供试土壤理化性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of the soils

土壤类型	pH	有机质/ g·kg ⁻¹	全氮/ g·kg ⁻¹	全磷/ g·kg ⁻¹	阳离子交换量/ cmol·kg ⁻¹	粒径分级/%	
						砂粒(2~0.05 mm)	粘粒(<0.002 mm)
黄棕壤	6.56	37.4	1.37	0.398	55.3	15.9	20.1
潮土	7.38	15.1	0.58	0.159	41.4	36.4	19.7

1.3.2 HPLC 工作条件与质量控制

岛津 LC-20AT 液相色谱仪,配 SPD-20A UV/VIS 检测器,检测波长 324 nm;数据处理采用 N2000 工作站;Shim-pack VP-ODSC18 色谱柱(150 mm、4.6 mm),柱温 30 ℃;流动相为甲醇,流速 1 mL·min⁻¹;进样量为 20 μL。该仪器测定样品重复间的精密度较好,相对偏差较低。

1.4 数据分析

所有试验数据均用平均值±标准差,统计检验经 SPSS 13.0 软件处理分析,单因素方差分析后采用 LSD 法检验处理间的差异显著性,以 $P<0.05$ 作为显著性差异水平。

2 结果与分析

2.1 土壤荧蒽对植物生长量的影响

如图 1 所示,在水稻生长季,对于黄棕壤来说,添加荧蒽的处理水稻籽粒生物量随着土壤中荧蒽污染浓度的增加呈增加的趋势,高浓度处理显著高于低浓度和对照处理;而水稻根系和茎叶生物量变化不明显,各处理间差异未达显著水平($P>0.05$)。在潮土培

养条件下,与对照(未加荧蒽)相比,加入荧蒽均显著促进了水稻根系、茎叶、籽粒生物量的增加,根系生物量随荧蒽浓度增加而呈显著增大的趋势,不同荧蒽浓度处理间的水稻茎叶和籽粒生物量的差异不显著($P>0.05$)。

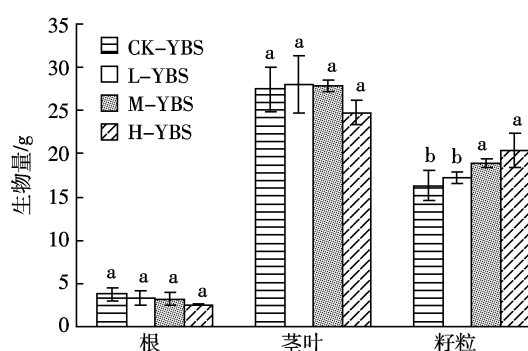
如图 2 所示,在小麦生长季,黄棕壤培养条件下,小麦根系、茎叶、籽粒生物量随着土壤荧蒽污染浓度的增加变化不明显,处理间差异不显著($P>0.05$);在潮土培养条件下,荧蒽污染未对小麦根系和茎叶生物量产生显著影响,但小麦籽粒生物量随荧蒽浓度的增加而增大,尤其高浓度处理籽粒生物量显著高于其他处理($P<0.05$),比对照处理增加 40%左右。

在同一污染浓度时,相同土壤培养条件下荧蒽对水稻生长的促进作用强于对小麦的促进作用。在试验设置的荧蒽浓度污染土壤条件下,荧蒽未对两种作物的生长造成抑制,相反还促进了植物某些部位生物量的累积。

2.2 荧蒽在植物中的累积分布

2.2.1 荧蒽在植物各部位的分布

由表 3 可以看出,随荧蒽处理浓度的增加,水稻



图中误差线以标准误表示($n=4$),a、b、c 表示处理间差异达显著水平($P<0.05$),下图同

图 1 黄棕壤、潮土培养条件下荧蒽对水稻生物量的影响

Figure 1 Effect of fluoranthene concentration on the growth of rice in YBS, AS

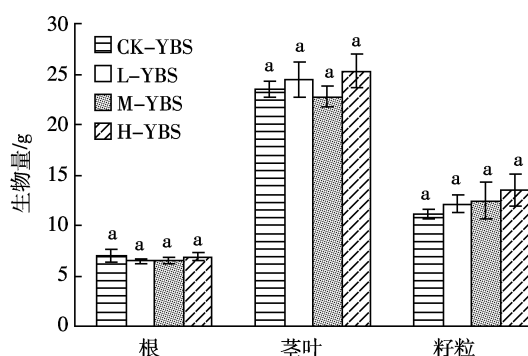
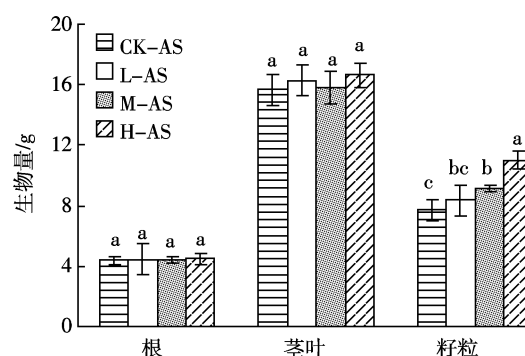
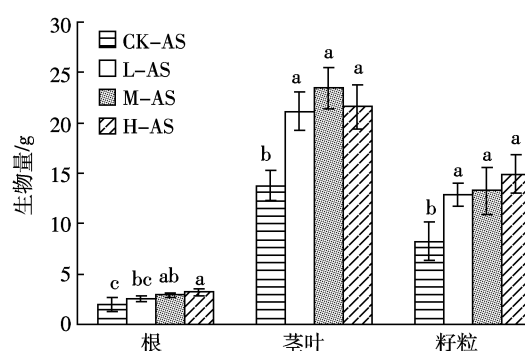


图 2 黄棕壤、潮土培养条件下荧蒽对小麦生物量的影响

Figure 2 Effect of fluoranthene concentration on the growth of wheat in YBS, AS



根、茎叶、籽粒中荧蒽的含量均逐渐增大,且根和茎叶部位富集荧蒽较多,籽粒富集荧蒽较少。黄棕壤培养条件下处理浓度低于 50 mg·kg⁻¹,水稻各部位荧蒽富集的量大小分别为茎叶>根>籽粒。潮土培养条件下水稻各部位荧蒽富集的量分别为根>籽粒>茎叶。两种土壤相比,黄棕壤培养条件下水稻茎叶富集的含量高,但潮土培养条件下荧蒽低浓度时水稻籽粒荧蒽含量大。

从表 4 可以看出,小麦根、茎叶、籽粒 3 部位的荧蒽含量随土壤中荧蒽浓度的增加而增大,而小麦根和籽粒中荧蒽含量相对较大,茎叶含量较低,小麦各部位荧蒽浓度的变化趋势为根>籽粒>茎叶。两种不同土壤,相同浓度荧蒽处理间比较,小麦根部荧蒽含量变化不大,潮土培养的小麦茎叶和籽粒荧蒽含量大于黄棕壤培养的小麦。

水稻和小麦根、茎叶、籽粒各部位荧蒽生物富集系数(BCF)比较如表 5 和表 6。水稻根对荧蒽的富集系数在黄棕壤中随处理浓度的增加而增大,而在潮土中富集系数低浓度处理大于高浓度处理;水稻茎叶和籽粒对荧蒽的富集系数在两种土壤中变化一致,即随荧蒽浓度增加而变小。在两种土壤培养条件下,小麦各部位荧蒽的富集系数均随荧蒽浓度的增加而变小。在相同土壤中,不同作物各部位的荧蒽富集系数相

比,荧蒽在水稻各部位的富集系数随荧蒽处理浓度增加而增加,而小麦各部位的富集系数随荧蒽处理浓度增加而减小。水稻茎叶富集系数小于小麦茎叶富集系数,但籽粒富集系数则相反。

2.2.2 荧蒽在植物中的传导

植物传导系数(TF)是指污染物在植物地上部分的浓度/植物根系部分污染物的浓度,它体现了污染物在植物体内由根向茎叶的传导能力,TF 值越大表明污染物越容易从根系传到茎叶。

由图 3 可以看出水稻传导系数随土壤污染浓度的增加而减小。两种土壤培养条件下水稻对荧蒽的传导系数差距较大,黄棕壤培养条件下水稻对荧蒽的传导能力较大,传导系数在 0.7~6 之间,而潮土培养条件下水稻对荧蒽的传导能力较小,传导系数在 0.04~0.4 之间。

图 4 表明小麦传导系数在荧蒽低浓度到中浓度时的变化不大,高浓度的传导系数小于低浓度处理且存在显著性差异。小麦对荧蒽的传导系数在两种土壤培养条件下表现不同,黄棕壤培养条件下小麦对荧蒽的传导能力(0.002 8~0.003 9)明显小于潮土培养条件下小麦对荧蒽的传导系数(0.012~0.02)。

图 3 和图 4 比较发现,植物的传导系数随土壤中荧蒽浓度的增加而变小,在相同土壤培养条件下水稻

表 3 荧蒽在水稻各部位的含量(mg·kg⁻¹)
Table 3 Content of fluoranthene in various parts of rice(mg·kg⁻¹)

处理		CK	L	M	H
YBS	根	0.15±0.02c	0.39±0.05c	0.96±0.09b	5.05±0.44a
	茎叶	0.87±0.12b	1.43±0.03b	3.01±0.35a	3.57±0.07a
	籽粒	0.007±0.001b	0.012±0.002b	0.019±0.005b	0.057±0.019a
AS	根	0.028±0.006c	0.43±0.12b	0.56±0.04b	2.27±0.32a
	茎叶	0.009±0.002d	0.046±0.002c	0.052±0.002b	0.074±0.006a
	籽粒	0.010±0.001c	0.019±0.001b	0.021±0.001b	0.037±0.002a

注:LSD 多重比较,同一栏数据后带不同字母者表示处理间差异达 5%显著水平。下同。
Note: Data followed by the same letters within a column represent no significant difference at 0.05 level(LSD). The same below.

表 4 荧蒽在小麦各部位的含量(mg·kg⁻¹)
Table 4 Content of fluoranthene in various parts of wheat(mg·kg⁻¹)

处理		CK	L	M	H
YBS	根	0.725±0.08c	1.169±0.015bc	1.813±0.063b	3.030±0.448a
	茎叶	0.002 8±0.000 1d	0.004 3±0.000 1c	0.006 8±0.000 3b	0.008 4±0.007 3a
	籽粒	0.030 7±0.007 7b	0.051 6±0.000 9b	0.061 3±0.002 8b	0.200 1±0.084 8a
AS	根	0.121±0.02d	0.416±0.037c	0.483±0.036b	1.096±0.081a
	茎叶	0.002 3±0.000 2d	0.007 4±0.000 6c	0.008 9±0.000 6b	0.013 7±0.000 8a
	籽粒	0.045 5±0.004 88c	0.054 5±0.001 1b	0.057 9±0.003 7b	0.068 2±0.001 1a

表 5 茈萸在水稻各部位的富集系数

Table 5 Bioconcentration factors of fluoranthene in various parts of rice

处理		CK	L	M	H
YBS	根	0.152±0.026c	0.366±0.039b	0.592±0.070a	0.544±0.037a
	茎叶	0.249±0.011c	0.403±0.081c	0.847±0.219b	1.368±0.078a
	籽粒	0.000 25±0.000 05b	0.000 37±0.000 03b	0.000 61±0.000 06b	0.002 05±0.000 77a
AS	根	0.629±0.155a	0.705±0.202a	0.429±0.029b	0.250±0.038b
	茎叶	0.005 2±0.002 2c	0.018 4±0.002 2b	0.017 9±0.001 6b	0.023 2±0.003 9a
	籽粒	0.000 71±0.000 04c	0.000 93±0.000 11b	0.000 92±0.000 1b	0.001 7±0.000 1a

表 6 茈萸在小麦各部位的富集系数

Table 6 Bioconcentration factors fluoranthene in various parts of wheat

处理		CK	L	M	H
YBS	根	0.741±0.087a	0.491±0.066b	0.229±0.010c	0.163±0.022c
	茎叶	0.002 28±0.000 44a	0.001 79±0.000 20b	0.000 86±0.000 04c	0.000 46±0.000 04d
	籽粒	0.031 4±0.007 7a	0.021 7±0.002 7b	0.007 7±0.000 4c	0.010 7±0.004 3a
AS	根	2.722±0.553a	0.345±0.048b	0.175±0.010b	0.060±0.005b
	茎叶	0.052 1±0.004 6a	0.005 12±0.000 36b	0.003 42±0.000 11bc	0.000 75±0.000 06c
	籽粒	1.021±0.145a	0.045 2±0.003 4b	0.021 0±0.001 8b	0.003 77±0.000 10b

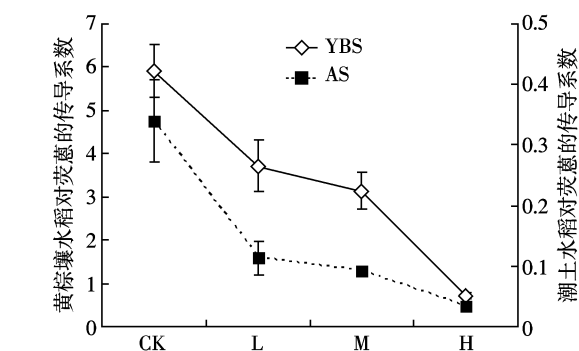


图 3 不同处理下水稻对茈萸的传导系数

Figure 3 The translocation factor of fluoranthene to rice under different treatments

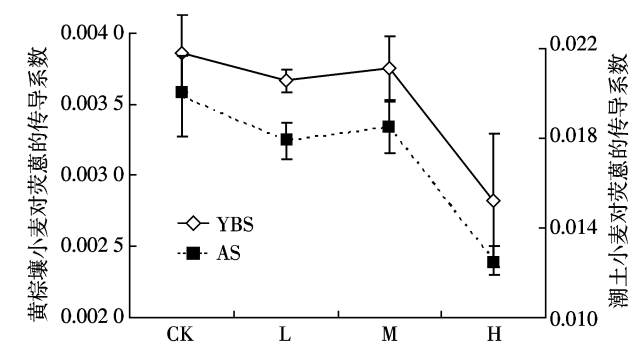


图 4 不同处理下小麦对茈萸的传导系数

Figure 4 The translocation factor of fluoranthene to wheat under different treatments

对茈萸的传导系数大于小麦对茈萸的传导系数。对于水稻而言,黄棕壤培养条件下传导系数大于潮土培养条件,但小麦则相反。

3 讨论

茈萸具有与植物生长激素如生长素类似的环状结构,在低浓度时能刺激植物生长。本研究中黄棕壤培养条件下茈萸污染并未对水稻和小麦的生长产生显著影响,但对水稻籽粒产量造成一定影响,潮土培养条件下,在本试验设置的茈萸浓度范围内植物生物量随茈萸浓度的升高而增大,这与其他研究证明的低浓度 PAHs 有促进植物生长作用的现象一致^[18-19]。然

而,丁克强等^[16]研究发现多环芳烃苯并[a]芘污染土壤对小麦种子的发芽和根伸长有抑制作用,并且不同的植物种类对污染物的毒性效应应答不同^[19],与本试验茈萸对植物具有促进作用相反,可能是由于本试验设置的茈萸污染土壤最高浓度 100 mg·kg⁻¹ 远远小于其研究中设置的苯并[a]芘污染土壤中小麦根伸长的抑制浓度,如潮土 IC₅₀(50%的根伸长抑制浓度)为 1451 mg·kg⁻¹^[20],因此更多地呈现促进作用。

黄棕壤中茈萸只对植物籽粒生长存在影响,而潮土中茈萸对植物根、茎叶和籽粒的生长都存在影响,尤其水稻表现明显,这可能与潮土的有机碳含量和黏粒含量均小于黄棕壤有关,因为有机碳和黏粒是土壤

对亲脂性有机污染物形成吸附的主要组分^[21-24]。

有研究表明,随 PAHs 浓度的升高,植物根和茎叶中 PAHs 的含量逐渐增大,且根部 PAHs 含量、富集系数要远大于茎叶和籽粒^[25]。Fismes 等^[26]研究也表明,蔬菜叶片中 PAHs 的含量与其生长的土壤受 PAHs 污染程度显著相关。洪有为^[27]研究也认为,荧蒽从植物根部向茎叶转运是植物地上部分积累 PAHs 的一个重要途径,植物各组织中 PAHs 的含量与砂土中污染物的浓度水平相关。同时水培体系研究发现,红树处理 30 d 后植株的茎(木质部)、叶对培养液中的菲和荧蒽有明显的吸收和积累,但其含量远远小于根中的含量;韧皮部的荧蒽含量明显高于木质部和叶中的含量。沈小明等^[28]通过水培实验模拟了玉米对不同浓度菲的吸收情况,结果表明,在较高菲浓度条件下,玉米主要通过根部吸收并向地上部分转运菲。植物根系直接接触 PAHs 污染砂土是导致 PAHs 在植物根茎中大量累积的主要因素。Khan 等^[29]研究数据也表明,植物对高环的 PAHs 吸收主要通过根系。由以上研究可以得出,植物根系是吸收外界多环芳烃的主要部位,并且地上部位茎叶和籽粒中的多环芳烃主要来源于根部吸收的污染物,并且植物各组织中 PAHs 的含量与土壤中污染物的浓度水平相关,这与本实验研究结果一致。

本实验结果中水稻与小麦茎叶部位荧蒽含量不同,水稻茎叶中荧蒽含量较高。这与水稻在全生育期内,要经过大约为期 110 d 左右的灌水和淹水过程,生长在水和土中的水稻茎可以通过直接和间接的方式与各环境介质相互联系,促进了水稻茎叶对荧蒽的吸收有关。这与焦杏春等^[30]研究水中的多环芳烃对水稻茎叶中荧蒽含量较大影响结论相一致,说明水作为水稻主要着生的环境,对其中化合物的吸收有显著影响。

植物籽粒主要由水、脂肪、碳水化合物、蛋白质、纤维素等物质构成,这些成分对有机污染物的亲和力不同。亲和力上的差异导致具有不同组成的植物体对有机污染物的吸收行为不同。研究表明,植物吸收积累脂溶性有机污染物的程度与植物脂肪含量密切相关^[31-33]。Li 等^[34]研究发现,单纯用脂肪含量预测得到的植物体内有机污染物的含量往往低于实际含量,这是由于低估其他组分的吸收贡献而造成的。除脂肪含量外,其他植物组分的吸收贡献率也不应忽视。稻米籽粒脂肪 2.0%左右,淀粉 75%左右,粗蛋白含量 7%左右。小麦籽粒脂肪 2.9%左右,淀粉 63%左右,粗蛋白

含量 16%^[35]。因此,小麦籽粒较高的脂肪含量可能是造成小麦籽粒荧蒽含量高于水稻籽粒的原因之一。

不同土壤培养条件下相同植物体内荧蒽分布有一定差异,这与不同土壤中的有机质和粘粒含量对 PAHs 的环境行为产生不同的影响有关^[36-37]。NI 等^[24]研究发现,土壤有机质可能会影响多环芳香烃在土壤中的流动性和生物利用度。研究表明,土壤肥力、质地、酸碱性、通气性、有机质含量、微生物群落组成等土壤性质均对植物吸收有机污染物有较大影响^[38]。一般而言,粗砂质土壤颗粒较大,可供 PAHs 吸附的比表面积小,所以捕获 PAHs 的能力较弱^[39]。土壤颗粒的粒级越细,比表面积越大,可供吸附的点位就越多^[40]。从表 1 可以看出黄棕壤肥力较好,有机质含量较高,阳离子交换量大,粉粒含量高。潮土肥力较差,有机质含量较低,阳离子交换量适中,砂粒含量较高。在相同浓度的荧蒽处理条件下,黄棕壤培养条件下植物根和茎叶的荧蒽富集系数不同于潮土培养。

有机污染物在水和膜脂肪中的溶解度共同决定了其由根部向茎叶的传输行为^[41]。有机物传输和水分吸收之间的关系可以用蒸腾流浓度因子(TSCF)表述。本研究发现荧蒽在植物中的传导系数随土壤中荧蒽含量增加而逐渐降低,这与洪有为^[27]研究得出随砂土中荧蒽浓度的增加,根向茎叶的传递抑制越强结论相同。两种土壤培养条件下传导系数差异较大,高肥条件下植物的蒸腾速率要大于低肥条件下植物的蒸腾速率^[42]。结合表 1 中黄棕壤和潮土两种土壤的理化性质比较,尤其养分含量差距较大,得到黄棕壤有机质、全氮、全磷含量都是潮土的两倍多,植物在两种土壤中的光合速率和生物量不同,从而降低植物的蒸腾速率。荧蒽在植物体内的运输不同,导致荧蒽在水稻体内的传导系数大于小麦体内的传导系数,这也与植物茎叶中荧蒽含量变化相符。

4 结论和展望

在本试验设置的荧蒽浓度污染土壤条件下,荧蒽未对两种植物的生长造成抑制,相反促进植物某些部位的生长;两种植物的各部位荧蒽含量都随土壤中荧蒽浓度的增加而增大,但水稻茎叶富集系数大于小麦的茎叶,而小麦籽粒富集系数大于水稻;植物中体内荧蒽的传导系数在土壤中随荧蒽含量的增加而减小,两种土壤荧蒽传导系数变化一致。

黄棕壤和潮土土壤基本理化性质的不同影响了植物体内荧蒽的运移和富集,土壤理化性质对荧蒽毒

性和生物有效性的影响机理有待详细研究。水稻和小麦对茈萸的富集能力不同,对未来土壤污染风险评价和食品安全具有重要指导意义。本研究仅对单一茈萸污染做了详细研究,对多环芳烃复合污染的农田土壤风险尚有待进一步研究。

参考文献:

- [1] Barth J A C, Steidle D, Kuntz D, et al. Deposition, persistence and turnover of pollutants: First results from the EU project Aqua Terra for selected river basins and aquifers[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 376(1/3):40-50.
- [2] 姜永海, 韦尚正, 席北斗. PAHs 在我国土壤中的污染现状及其研究进展[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(3):1176-1181.
- JIANG Yong-hai, WEI Shang-zheng, XI Bei-dou, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) pollution in soils in China: Recent advances and future prospects[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(3):1176-1181.
- [3] 陈静, 王学军, 陶澍, 等. 天津地区土壤多环芳烃在剖面中的纵向分布特征[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(2):286-290.
- CHEN Jing, WANG Xue-jun, TAO Shu, et al. Vertical distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in Tianjin Area[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, 24(2):286-290.
- [4] 丁爱芳, 潘根兴, 李恋卿. 南京和宜兴市土壤中多环芳烃 (PAHs) 的纵向分布[J]. *环境科学与技术*, 2010, 33(6):115-118.
- DING Ai-fang, PAN Gen-xing, LI Lian-qing. Distribution profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils of Nanjing and Yixing city[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 33(6):115-118.
- [5] CAI Quan-ying, MO Ce-hui, WU Qi-tang, et al. The status of soil contamination by semi volatile organic chemicals (SVOCs) in China: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2008, 389:209-224.
- [6] YIN Chun-qin, JIANG Xin, YANG Xing-lun, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soils in the vicinity of Nanjing, China[J]. *Chemosphere*, 2008, 73(3):389-394.
- [7] 段永红, 陶澍, 王学军, 等. 天津表土中多环芳烃含量的空间分布特征与来源[J]. *土壤学报*, 2005, 42(6):942-947.
- DUAN Yong-hong, TAO Shu, WANG Xue-jun, et al. Spatial distribution and sources of PAHs in Tianjin's topsoil[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, 42(6):942-947.
- [8] 倪进治, 骆永明, 魏然, 等. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研究 V. 典型地区农业土壤中多环芳烃的污染状况及其源解析[J]. *土壤学报*, 2008, 45(2):234-239.
- NI Jin-zhi, LUO Yong-ming, WEI Ran, et al. Soil environmental quality and remediation in Yangtze River delta region: V. Pollution status and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils of typical districts[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(2):234-239.
- [9] 刘颖. 上海市土壤和水体沉积物中多环芳烃的测定方法、分布特征和源解析[D]. 上海: 同济大学, 2008.
- LIU Ying. Determination, distribution characteristics and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and soils of Shanghai City[D]. Shanghai: Tongji University, 2008.
- [10] 丁爱芳, 潘根兴, 张旭辉. 吴江市水稻土中多环芳烃含量及来源的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 24(6):1166-1170.
- DING Ai-fang, PAN Gen-xing, ZHANG Xu-hui. Contents and origin analysis of PAHs in paddy soils of Wujiang county[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 24(6):1166-1170.
- [11] 葛成军, 安琼, 董元华, 等. 南京某地农业土壤中有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.
- GE Cheng-jun, AN Qiong, DONG Yuan-hua, et al. Distribution of organic pollutants in agricultural soil in Nanjing city[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2006, 15(3):361-365.
- [12] 杨国义, 张天彬, 高淑涛, 等. 珠江三角洲典型区域农业土壤中多环芳烃的含量分布特征及其污染来源[J]. *环境科学*, 2007, 28(10):2350-2354.
- YANG Guo-yi, ZHANG Tian-bin, GAO Shu-tao, et al. Source and distribution characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in the Pearl River delta[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(10):2350-2354.
- [13] 刘增俊, 滕应, 黄标, 等. 长江三角洲典型地区农田土壤多环芳烃分布特征与源解析[J]. *土壤学报*, 2010, 47(6):1110-1117.
- LIU Zeng-jun, TENG Ying, HUANG Biao, et al. Distribution and sources analysis of PAHs in farmland soils in areas typical of the Yangtze River delta, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47(6):1110-1117.
- [14] 陆志强. 多环芳烃对秋茄幼苗的生理生态效应及其在九龙江口红树林湿地的含量与分布[D]. 厦门大学, 2002.
- LU Zhi-qiang. The ecophysiological effect of PAHs on mangrove *Kandelia candel* (L.) Druce seedling as well as the concentration and distribution of PAHs in mangrove wetlands of Jiulong River Estuary[D]. Xiamen University, 2002.
- [15] Edwards N T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment: A review[J]. *J Environ Qual*, 1983, 12:4427-4441.
- [16] 陈春云, 岳珂, 陈振明, 等. 微生物降解多环芳烃的研究进展[J]. *微生物学杂志*, 2007, 27(6):100-103.
- CHEN Chun-yun, YUE Ke, CHEN Zhen-ming, et al. Advances in microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. *Journal of Microbiology*, 2007, 27(6):100-103.
- [17] Lorraine M Muckian, Russell J Grant, Nicholas J W Clipson, et al. Bacterial community dynamics during bioremediation of phenanthrene and fluoranthene-amended soil[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2009, 63:52-56.
- [18] Mccann J H, Solomon K R. The effect of creosote on membrane ion leakage in *Myriophyllum spicatum*[J]. *Aquatic Toxicology*, 2000, 50(3):275-284.
- [19] 丁克强, 骆永明, 刘世亮. 多环芳烃对土壤中小麦发育的生态毒性效应[J]. *南京工程学院学报(自然科学版)*, 2008(2):52-56.
- DING Ke-qiang, LUO Yong-ming, LIU Shi-liang. Ecotoxicity effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on wheat growth[J]. *Journal of Nanjing Institute of Technology (Natural Science Edition)*, 2008(2):52-56.
- [20] Gong P, Wilke B M, Fleichmann S. Soil based phytotoxicity of 2, 4, 6-trinitroretiluence (TNT) to terrestrial higher plants[J]. *Arch Environ*

- Contemn Taxico*, 1999, 36:152-157.
- [21] 陈 静, 王学军, 胡俊栋, 等. 腐植酸对土壤持留多环芳烃的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24:849-853.
CHEN Jing, WANG Xue-jun, HU Jun-dong, et al. Effect of humic acid on the extraction of PAHs from soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24:849-853.
- [22] 倪进治, 骆永明, 张长波. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研究Ⅲ. 农业土壤不同粒径组分中菲和苯并[a]芘的分配特征[J]. 土壤学报, 2006, 43(5):717-722.
NI Jin-zhi, LUO Yong-ming, ZHANG Chang-bo. Soil environmental quality and remediation in Yangtze River delta region: Ⅲ. Distribution characteristics of phenanthrene and benzo[a] pyrene in particle-size separates of agricultural soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(5): 717-722.
- [23] Ahmad Gholamalizadeh Ahangar. Sorption of PAHs in the soil environment with emphasis on the role of soil organic matter: A review[J]. *World Applied Sciences Journal*, 2010, 11(7):759-765.
- [24] NI Jinzhi, LUO Yongming, WEI Ran, et al. Distribution patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons among different organic carbon fractions of polluted agricultural soils[J]. *Geoderma*, 2008, 146:277-282.
- [25] 杨 艳, 凌婉婷, 高彦征, 等. 几种多环芳烃的植物吸收作用及其对根系分泌物的影响[J]. 环境科学学报, 2010(3):539-599.
YANG Yan, LING Wan-ting, GAO Yan-zheng, et al. Plant uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their impacts on root exudates[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010(3):539-599.
- [26] Fismes J, Perrin-Ganier C, Empereur-Bissonnet P, et al. Soil-to-root transfer and translocation of polycyclic aromatic hydrocarbons by vegetables grown on industrial contaminated soils[J]. *J Environ Qual*, 2002, 31(5):1649-1656.
- [27] 洪有为. 典型多环芳烃在红树林湿地模拟系统中的迁移规律及其毒性效应研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2009.
HONG You-wei. Study on transportation and toxic effects of typical PAHs in mangrove wetland simulation system[D]. Xiamen: Xiamen University, 2009.
- [28] 沈小明, 王梅农, 代静玉. 不同浓度条件下玉米吸收菲的水培实验研究[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(5):1148-1152.
SHEN Xiao-ming, WANG Mei-nong, DAI Jing-yu, et al. Uptake of phenanthrene by maize from hydroponics solutions with different concentrations[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5):1148-1152.
- [29] Khan Sardar, Aijun Lin, Zhang Shu-zhen, 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, 152:506-515.
- [30] 焦杏春, 陶 澍, 陈素华, 等. 多环芳烃在水稻茎中的分配与影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2007(1):117-121.
JIAO Xing-chun, TAO Shu, CHEN Su-hua, et al. Partition of PAHs in rice shoots and the influencing factors[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007(1):117-121.
- [31] Cary T Chiou, Guangyao Sheng, Milton Manes. A partition-limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water [J]. *Environ Sci Technol*, 2001, 35(7):1437-1444.
- [32] Schroll B, Bierling R, Cao G, Dörfler U, et al. Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants[J]. *Chemosphere*, 1994, 28(2):297-303.
- [33] GAO Y Z, Zhu L. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 55(9):1169-1178.
- [34] Li H, Sheng G Y, Chiou C T, et al. Relation of organic contaminant equilibrium sorption and kinetic uptake in plants, environ[J]. *Sci Technol*, 2005, 39(13):4864-4870.
- [35] 王世平. 食品理化检验技术[M]. 北京: 中国林业出版社, 2009.
WANG Shi-ping. Food physical-chemical examination technology[M]. Beijing: China Forestry Press, 2009.
- [36] Bayard R, Barna L, Mahjoub B, et al. Influence of the presence of PAHs and coal tar on naphthalene sorption in soils[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2000, 46(1-2):61-80.
- [37] Chiou C T, McGroddy S E, Kile D E. Partition characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons on soils and sediments[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(2):264-269.
- [38] 林道辉, 朱利中, 高彦征. 土壤有机污染植物修复的机理与影响因素[J]. 应用生态学报. 2003. 14(10):1799-1803.
LIN Dao-hui, ZHU Li-zhong, GAO Yan-zheng. Main mechanism and affecting factors of phytoremediation of organic contaminated soil [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(10):1799-1803.
- [39] Benlahcen K T, Chaoui A, Budzinski H, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 1997, 34(5):298-305.
- [40] Amellal N, Portal J M, Berthelin J. Effect of soil structure on the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons within aggregates of a contaminated soil[J]. *Applied Geochemistry*, 2001, 16(14):1611-1619.
- [41] McFarlane J C. Plant transport of organic chemicals in plant contamination modeling and simulation of organic chemicals processes [M]. TarPP S, McFarlane J C, Eds. Lewis Publishers: Boca Raton, FL, 1995.
- [42] 万长建, 郑有飞, 张建军. 小麦蒸腾速率规律分析及其计算[J]. 中国农业气象, 1998, 19(6):10-18.
WAN Chang-jian, ZHENG You-fei, ZHANG Jian-jun. Analysis and calculation on law of transpiration rate of wheat[J]. *Chinese Journal of Agrometeorology*, 1998, 19(6):10-18.