

土壤中佳乐麝香和镉污染对苗期小麦生长及其污染物积累的影响

陈翠红¹, 周启星^{1,2*}, 张志能¹, 蔡章¹

(1. 南开大学环境科学与工程学院, 教育部环境污染过程与基准重点实验室, 天津 300071; 2. 中国科学院沈阳应用生态研究所陆生生态过程重点实验室, 沈阳 110016)

摘要: 选用潮土和褐土 2 种理化性质不同的土壤, 采用室外盆栽实验, 以小麦 (*Triticum aestivum*) 为供试植物, 研究了佳乐麝香 (HHCB) 和镉 (Cd) 复合污染对小麦植株生物量及污染物在小麦植株各部分积累量的影响. 结果表明, 在 2 种土壤中小麦植株地上和地下部分的干重变化顺序均为, 单一 HHCB 污染土壤 > HHCB-Cd 复合污染土壤 > 单一 Cd 污染土壤. 潮土中 HHCB 在小麦植株各部分的积累量高于褐土, 且潮土中 Cd 对 HHCB 在小麦植株各部分积累量的影响与褐土中不同. 潮土中的单一 HHCB 在小麦植株根、茎、叶中的积累量顺序为: 根 > 茎 > 叶; Cd 能够显著促进 HHCB 在小麦根部的累积, 而对 HHCB 在小麦茎和叶中的累积则起抑制作用, 抑制率最高可达 44.07%. 褐土中单一 HHCB 在小麦植株根、茎和叶中的累积顺序为: 根 > 叶 > 茎; Cd 对 HHCB 在小麦根部累积的影响不显著, 但是中高浓度 Cd 却可显著促进 HHCB 在小麦茎和叶中的累积, 促进率最高可达 35.95%. 潮土中 Cd 在小麦植株各部分的积累量低于褐土, 但 2 种土壤中 HHCB 均能够明显促进 Cd 在小麦植株根、茎、叶中的累积. 潮土中 Cd 在根、茎、叶中的积累量增加率分别为 30.84%、61.82% 和 61.82%, 褐土中 Cd 在根、茎、叶中的积累量增加率分别为 41.53%、184.16% 和 206.18%, 可见褐土中 HHCB 对 Cd 在小麦植株中累积的促进作用强于潮土.

关键词: 佳乐麝香; 镉; 复合污染; 生物有效性; 小麦 (*Triticum aestivum*)

中图分类号: X131.3 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)02-0567-07

Effects of Soil HHCB and Cd Contamination on the Growth of Wheat Seedlings (*Triticum aestivum*) and the Pollutants Accumulation in Plants

CHEN Cui-hong¹, ZHOU Qi-xing^{1,2}, ZHANG Zhi-neng¹, CAI Zhang¹

(1. Key Laboratory of Pollution Process and Environmental Criteria, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2. Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China)

Abstract: Using outdoor pot-culture experiment, biomasses of wheat seedlings and accumulation of HHCB and/or Cd in parts of wheat seedlings cultured in alluvial soil and cinnamon soil were investigated. The biomasses of wheat seedlings in different treatments followed the order as single HHCB treatment > HHCB and Cd treatment > single Cd treatment. The accumulation of HHCB in wheat seedlings cultured in alluvial soil was more than that in cinnamon soil, and effect of Cd on accumulation of HHCB in wheat seedlings cultured in alluvial soil was different to that in cinnamon soil. In alluvial soil, the accumulation of HHCB in different parts of wheat seedlings followed the sequence that root > stem > leaf. Cd significantly induced the accumulation of HHCB in wheat roots, but inhibited that of HHCB in wheat stems and leaves, and the highest inhibition rate was 44.07%. In cinnamon soil, the accumulation of HHCB in different parts of wheat seedlings followed the sequence that root > leaf > stem. The effect of Cd on accumulation of HHCB in wheat roots was not significant, but the median and high concentrations of Cd induced accumulation of HHCB in wheat stems and leaves significantly, and the highest induction rate was 35.95%. Besides, the accumulation of Cd in alluvial soil was lower than that in cinnamon soil, and HHCB could significantly induce the accumulation of Cd in wheat seedlings cultured in two different soils. The increasing rates of Cd accumulation in roots, stems and leaves in alluvial soil were 30.84%, 61.82% and 61.82%, and those in cinnamon soil were 41.53%, 184.16% and 206.18%, respectively. It is indicated that HHCB in cinnamon soil induced more accumulation of Cd in wheat seedlings than that in alluvial soil.

Key words: HHCB; Cd; combined pollution; bioavailability; wheat (*Triticum aestivum*)

随着社会经济的发展, 环境受到的污染越来越严重, 往往是多种污染物同时或先后进入同一环境介质或生态系统而形成复合污染, 从而对环境造成更加严重的伤害. 目前有机和无机污染物构成的复合污染是研究的方向和重点, 但对多环麝香与重金

收稿日期: 2010-03-29; 修订日期: 2010-08-03

基金项目: 高等学校科技创新工程重大项目 (707011); 国家自然科学基金项目 (20777040, 40930739)

作者简介: 陈翠红 (1982 ~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为环境污染化学与生态毒理学, E-mail: chencuihong1982@163.com

* 通讯联系人, E-mail: Zhouqx@nankai.edu.cn

属复合污染的研究却鲜有报道. 佳乐麝香 (HHCB) 是一种典型的半挥发性和疏水性多环麝香, 与吐纳麝香 (AHTN) 一起共占多环麝香使用量的 95%^[1]. 由于这些化合物在日用化工行业的大量使用, 导致了在环境中普遍存在, 从而在一定程度上造成了日益严重的环境污染. 据报道^[2-5], 目前不仅在水体、污泥、大气和土壤等环境介质中均已检测到了 HHCB, 还在土壤动物蚯蚓、作物莴苣和胡萝卜体内检测到了 HHCB, 甚至人体脂肪组织中也有存在, 并证明 HHCB 易被土壤生物所吸收. 土壤环境中 HHCB 主要来源于污水灌溉和污泥利用. 有研究^[3,6]指出, 污水处理厂出水 and 活性污泥中 HHCB 的含量分别可达 $1.3 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $177 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 由于 HHCB 的强疏水性和弱极性, 导致其易吸附于土壤表面, 且渗透性差^[4]. 因此, 随着污水及污泥反复施用于农田, 土壤中 HHCB 浓度逐渐升高, 其导致的生态风险也会随之增大. 土壤重金属镉 (Cd) 污染一直是环境科学家广泛关注的问题. 据不完全统计, 我国受 Cd 污染的农田已有 18 万 km^2 ^[7]. 土壤中 Cd 污染主要来源于污泥利用、化肥施用、工业生产和金属采矿与冶炼等^[8]. 研究表明, Cd 是植物非必需且毒性最大的重金属元素之一, 它不仅会影响动植物的生理生化功能, 直接影响动植物的生长发育, 还具有很强的动植物累积性, 并通过食物链危害人体健康^[9-12]. Cd 对植物的毒性作用以及 Cd 在植物中的累积和迁移转化不仅与环境介质有关, 也受到环境介质中共存污染物的影响^[7,13,14]. 因此, 研究 HHCB 存在情况下, Cd 在植物体内的累积情况变化, 对于 HHCB 和 Cd 复合污染环境的植物修复具有重要意义.

由于环境中 HHCB 和 Cd 有着共同的来源, 二者在环境中的共存也将成为必然. 因此本研究选用 HHCB 和 Cd 这 2 种污染物, 以小麦 (*Triticum aestivum*) 为供试植物, 小麦植株干重及根、茎、叶对 HHCB 和 Cd 的积累为指标, 分析 HHCB 和 Cd 复合污染对小麦生长及污染物累积的影响, 以期土壤复合污染的生态风险评价以及植物修复提供参考.

1 材料与方 法

1.1 实验材料

HHCB (1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylcyclopenta [g]-2-benzopyran, 纯度为 50%) 购自 Sigma 公司, 分子结构式如图 1 所示. Cd

(CH_3COO)₂·2H₂O (分析纯) 由天津天科试剂有限公司生产. 实验所用二氯甲烷、正己烷、丙酮为色谱纯. 硅胶 (100~200 目)、无水硫酸钠和玻璃毛使用前先用二氯甲烷和正己烷 (3:1) 索氏萃取 24 h 以除去杂质. 装柱前, 硅胶需在 180℃ 活化 12 h, 用 3% 高纯水脱活后保存于正己烷中备用. 无水硫酸钠需在 450℃ 高温下干燥 6 h.

供试土壤分别为潮土和褐土, 潮土采自天津泰达经济技术开发区, 褐土采自唐山市郊区. 二者理化性质如表 1 所示. 小麦种子 (冬小麦 3214) 购自天津农业科学院.

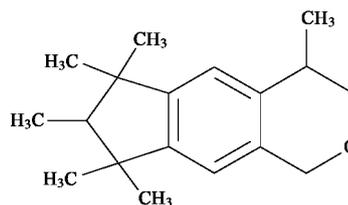


图 1 HHCB 分子结构式

Fig. 1 Structural formula of HHCB

1.2 实验方法

每种土壤设 5 个处理组, 每处理组 3 个重复, 各处理组添加污染物的浓度 (以土壤干重计) 分别如下所示: 处理组 1 添加 $10 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ HHCB; 处理组 2 添加 $10 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ HHCB 和 $1 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd; 处理组 3 添加 $10 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ HHCB 和 $10 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd; 处理组 4 添加 $10 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ HHCB 和 $25 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd; 处理组 5 添加 $10 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd.

土壤首先采用等体积的佳乐麝香丙酮溶液染毒, 然后放于阴暗通风处, 7 d 后按每盆 300 g 分装入花盆中. 镉以水溶液的形式加入土壤, 平衡 48 h 后种植小麦, 土壤含水量 (质量分数) 为 24%. 种植前首先将小麦种子用 10% 双氧水灭菌 10 min, 然后再用灭菌蒸馏水反复冲洗数次后植入花盆中, 每盆 15 粒种子. 种植完毕后将花盆放入室外培养, 每天补充水分. 培养 2 个月后, 将收获的小麦植株分为根、茎和叶共 3 个部分, 冻干后分别测定植株各部分生物量及 HHCB 和 Cd 在根、茎和叶中的累积量.

1.3 HHCB 浓度测定

在测定土壤和植株中 HHCB 含量时, 参照文献 [15] 的方法. 将样品冻干并用研钵磨成粉末后, 用索氏萃取装置在二氯甲烷和正己烷 (3:1) 的混合液中萃取 24 h. 萃取液用旋转蒸发器浓缩至 1 mL, 然后通过自制的固相萃取柱进行净化. 固相萃取柱的

表 1 供试土壤的基本理化性质¹⁾

Table 1 Basic physiochemical properties of the tested soil

土壤类型	pH	有机质 /%	CEC /cmol·kg ⁻¹	Cd /mg·kg ⁻¹	HHCB /mg·kg ⁻¹	土壤组成/%		
						粘粒 (< 0.001 mm)	粉粒 (0.001 ~ 0.01 mm)	砂粒 (> 0.01 mm)
潮土	8.87	1.37	17.19	—	0.010	19.4	50.0	30.6
褐土	7.51	1.00	13.20	—	0.086	3.2	40.2	56.6

1) “—”代表未检出

装填顺序从下至上依次为玻璃毛、0.6 g 无水硫酸钠、1.0 g 硅胶、0.6 g 无水硫酸钠。上样后的固相萃取柱先用 6 mL 正己烷淋洗以除去干扰物,再用 10 mL 二氯甲烷洗脱待测物,洗脱液用氮气吹至近干,然后用 1 mL 正己烷定容并转移至样品瓶中以备测定。HHCB 含量的分析测定采用气相色谱质谱联用仪(Agilent 7890A GC-5975C MS),气相色谱柱为 J&W DB-5MS 毛细管柱(30 m 长,0.25 mm 内径,0.25 μm 膜厚)。样品的分析采用选择性离子模式,定量离子核质比为 243,离子源温度和电压分别为 230℃ 和 70 eV。气相色谱升温程序为:先从 100℃ 开始以 15℃·min⁻¹ 升至 140℃ 后保持 2 min,再以 4℃·min⁻¹ 升至 175℃,最后以 30℃·min⁻¹ 升至 250℃。进样口温度保持在 270℃,氮气流速为 2 mL·min⁻¹。

1.4 Cd 浓度测定

土壤和植株样品采用微波消解法进行样品前处理后测定 Cd 含量。取冻干并研磨后的样品放入消解罐中,依次加入 6 mL 浓硝酸、2 mL 浓盐酸、1 mL 双氧水、1 mL 氢氟酸,反应一段时间后放入微波消解仪(WX4 000,上海)中密封消解。消解后的样品先赶酸后定容,经 0.45 μm 滤膜过滤后用火焰原子吸收仪(瓦里安 AA 140/240,美国)测定其浓度。

1.5 数据处理

实验结果采用 SPSS 13.0 统计软件进行分析,用平均数 ± 标准偏差表示。用 ANOVA 进行显著性

差异分析,多重比较采用 Duncan 检验,统计显著性设为 $p < 0.05$ 。

2 结果与讨论

2.1 佳乐麝香和镉对小麦植株生物量的影响及其作用效应

种植 2 个月后小麦植株各部分生物量如表 2 所示。在 HHCB 和 Cd 复合污染土壤中小麦植株地上和地下部分的干重均低于单一 HHCB 污染土壤,但是差异并不显著。单一 10 mg·kg⁻¹ Cd 污染土壤中小麦植株地上和地下部分干重均低于 HHCB 和 10 mg·kg⁻¹ Cd 复合污染土壤及单一 HHCB 污染土壤,除了褐土中 10 mg·kg⁻¹ HHCB 和 10 mg·kg⁻¹ Cd 处理组地上部分干重差异显著之外,其它处理组差异均不显著。这说明相对 HHCB 来说 Cd 对小麦植株生长有一定的抑制作用,而 HHCB 可缓解 Cd 对小麦植株生长的抑制作用。Lin 等^[16]研究发现在苾-铜复合污染土壤中,苾可缓解铜对大麦(*Zea mays* L.)生长的抑制作用。Cd 是植物非必需且毒性最大的金属元素之一,研究发现 Cd 会干扰植物体内许多生理生化过程,包括光合作用、呼吸作用和营养吸收等。植物受到 Cd 毒害的常见症状有生长缓慢和萎黄等^[9]。HHCB 是典型的多环麝香,与激素有相似的结构^[17]。研究发现低浓度激素可以刺激植物生长^[18],因此 HHCB 可能对植物的生长有促进作用。

表 2 各处理组小麦植株干重

Table 2 Dry weight of wheat seedlings in different treatments

处理组		潮土		褐土	
HHCB/mg·kg ⁻¹	Cd/mg·kg ⁻¹	地下部分干重/g	地上部分干重/g	地下部分干重/g	地上部分干重/g
0	10	0.281 ± 0.011a	0.605 ± 0.039a	0.367 ± 0.021a	0.638 ± 0.008b
	0	0.351 ± 0.066a	0.668 ± 0.032a	0.395 ± 0.052a	0.763 ± 0.084a
10	1	0.305 ± 0.037a	0.662 ± 0.072a	0.384 ± 0.029a	0.711 ± 0.031ab
	10	0.328 ± 0.035a	0.638 ± 0.062a	0.378 ± 0.035a	0.729 ± 0.067ab
	25	0.333 ± 0.027a	0.677 ± 0.018a	0.388 ± 0.023a	0.683 ± 0.044ab

2.2 不同浓度 Cd 对小麦植株吸收和积累 HHCB 的影响

潮土中不同浓度 Cd 对小麦植株吸收和积累 HHCB 的影响如图 2(a) ~ 2(c) 所示。潮土中 HHCB

在小麦植株各部分累积量从高到低依次为根 > 茎 > 叶,这说明尽管 HHCb 是一种半挥发性的有机污染物,但是小麦地上部分所累积的 HHCb 也大多是由根部吸收后迁移上来的,这与 Litz 等^[4]的研究结论一致.潮土中 Cd 对 HHCb 在小麦植株各部分的吸收和累积影响显著.潮土中 Cd 可显著促进 HHCb 在小麦根部的累积,这表明 Cd 的存在加速了小麦根系对 HHCb 的吸收.造成该现象可能有两方面的原因:其一,Cd²⁺可以与细胞膜表面的亲水基团发生配合反应,使细胞膜表面亲水基的亲水性减弱,有利于疏水性的 HHCb 与细胞膜接近^[19];其二,Cd²⁺能够影响生物的耐受性,减少异生质的外排,使 HHCb 的累积量增大^[20].Cd 对 HHCb 在小麦茎中累积量的影响与根中完全不同.潮土中低浓度 Cd (土壤 Cd 浓度为 1 mg·kg⁻¹) 可显著抑制 HHCb 在小麦茎中的累积,抑制率可达 44.07%,此时 Cd 在小麦茎中的累积量为 1.762 mg/kg(表 3);中高浓度 Cd(土壤中 Cd 浓度为 10 mg·kg⁻¹和 25 mg·kg⁻¹)存在时,HHCb 在小麦茎中累积量与单一 HHCb 处理组相比差异不显著,此时小麦茎中累积的 Cd 浓度为 22.833 ~ 50.091 mg·kg⁻¹.Cd 对 HHCb 在小麦叶中累积量的影响与茎中相似.中低浓度 Cd 对潮土中 HHCb 在小麦叶中的累积有显著的抑制作用,此时叶中 Cd 累积量为 1.159 ~ 11.954 mg·kg⁻¹;当高浓度 Cd 与 HHCb 共存时,HHCb 在小麦叶中累积量与单一 HHCb 处理组相比差异不显著,此时叶中 Cd 浓度为 29.059 mg·kg⁻¹,说明 Cd 对 HHCb 在叶中累积的抑制作用减弱.

褐土中不同浓度 Cd 对小麦植株吸收和积累 HHCb 的影响如图 2(d) ~ 2(f) 所示.在单一 HHCb 污染条件下,褐土中 HHCb 在小麦植株各部分累积量从高到低依次为根 > 叶 > 茎,这与潮土中 HHCb 累积顺序不同.褐土中 Cd 对 HHCb 在小麦植株各部分累积量的影响也与潮土中不同.褐土中 Cd 对

小麦根部吸收 HHCb 的影响不大;但中高浓度 Cd 则可显著促进 HHCb 在小麦茎中的累积,促进率为 35.30% ~ 35.95%,此时茎中 Cd 累积量为 45.411 ~ 78.493 mg·kg⁻¹.同时,高浓度 Cd 可显著促进 HHCb 在小麦叶中的累积,促进率达 15.08%,此时 Cd 在叶中的累积量为 39.822 mg·kg⁻¹.

另外,从图 2 和表 3 还可以看出,褐土中 HHCb 在小麦植株各部分的累积量低于褐土,而褐土中 Cd 在小麦各部分的累积量则高于潮土,这可能是由于褐土和潮土理化性质差异引起的.Litz 等^[4]发现黏粒含量多的土壤中 HHCb 的生物可利用性强,因为粘粒的粒径较小,与植物根系的接触面积较多,因此潮土中的 HHCb 更易被植物吸收积累.另外,pH 值对于植物吸收 Cd 起着极其重要的作用,土壤 pH 值越低,Cd 越易被植物吸收利用^[21].

综上所述,在 HHCb 和 Cd 复合污染土壤中,HHCb 在小麦茎和叶中累积量的变化主要受 Cd 在小麦茎和叶中生物有效性的影响.周启星等^[22]在研究乙草胺和铜构成的复合污染时发现,在低浓度铜与乙草胺构成的复合污染中,乙草胺对地上茎和叶对铜的吸收积累具有抑制作用,两者呈拮抗作用;而在高浓度铜与乙草胺构成的复合污染中,乙草胺对地上茎和叶对铜的吸收积累具有促进作用,两者呈协同作用.这是因为在复合污染条件下,污染物的生物有效性及生物毒性除了与污染物的理化性质有关外,还与污染物之间的浓度组合关系有着密不可分的关系.

从表 4 所示的转移因子可以看出,HHCb 在小麦植株各部分的转移同样受 Cd 影响.在潮土中,HHCb 从根到茎的迁移受到 Cd 的显著抑制,茎到叶中的迁移则受到诱导但差异不显著;在褐土中 HHCb 从根到茎的迁移受到 Cd 诱导但变化不显著,而茎到叶中的迁移则受到 Cd 的显著抑制.这说明,HHCb 在植物体内的迁移也受到土壤理化性质及 Cd 生物有效性差异的影响.

表 3 不同浓度 Cd 在小麦植株各部分的累积量/mg·kg⁻¹

Table 3 Accumulation of Cd in different parts of wheat seedlings/mg·kg⁻¹

处理组		潮土			褐土		
HHCb	Cd	根累积量	茎累积量	叶累积量	根累积量	茎累积量	叶累积量
	1	6.810 ± 0.723	1.762 ± 0.679	1.159 ± 0.262	9.114 ± 0.368	4.784 ± 0.588	1.711 ± 0.297
10	10	68.803 ± 2.810	22.833 ± 0.056	11.954 ± 0.175	88.211 ± 1.656	45.411 ± 0.968	23.501 ± 0.237
	25	119.402 ± 2.727	50.091 ± 1.875	29.059 ± 0.678	243.671 ± 2.311	78.493 ± 2.080	39.822 ± 0.567

2.3 HHCb 对小麦植株吸收和积累 Cd 的影响

HHCb 对 10 mg·kg⁻¹ Cd 在小麦植株各部分

累积量的影响如图 3 所示.由图 3 可以看出,2 种土壤中 HHCb 均可促进 Cd 在小麦植株的累积.

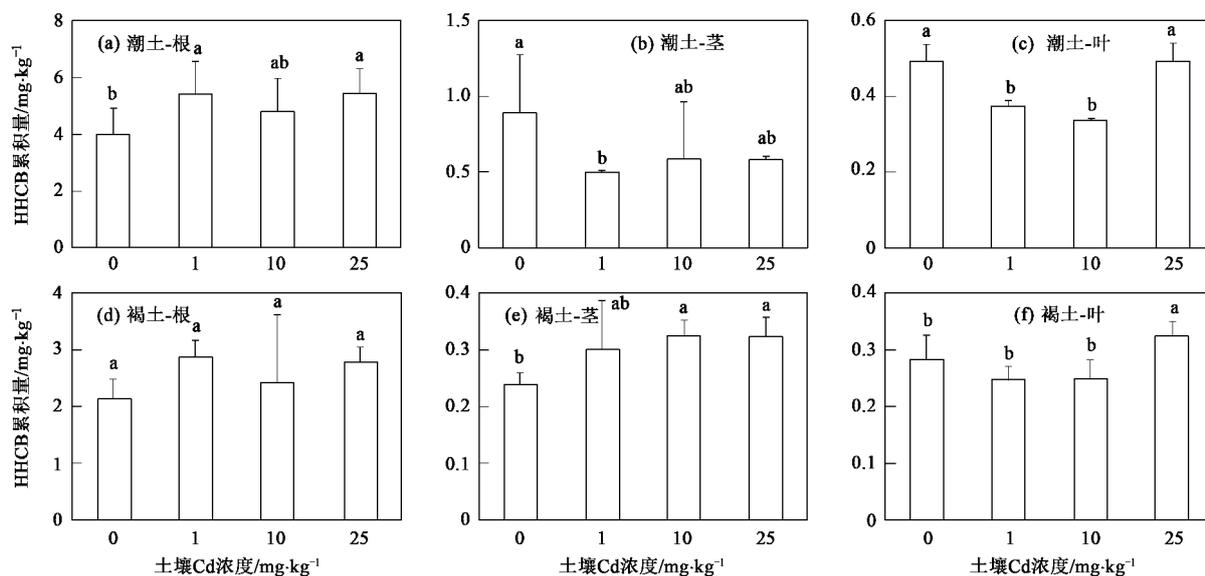


图2 潮土和褐土中不同浓度 Cd 对 HHCb 在小麦植株各部分积累量的影响

Fig. 2 Effect of Cd in alluvial soil and cinnamon soil on the accumulation of HHCb in different parts of wheat seedlings

表4 HHCb 在小麦植株各部分间的转移因子

Table 4 Transfer factors of HHCb in different parts of wheat seedlings

处理组		转移因子-潮土		转移因子-褐土	
HHCb/mg·kg ⁻¹	Cd/mg·kg ⁻¹	根-茎	茎-叶	根-茎	茎-叶
10	0	0.220 ± 0.044a	0.595 ± 0.204a	0.112 ± 0.007a	1.176 ± 0.076a
	1	0.094 ± 0.018b	0.747 ± 0.015a	0.104 ± 0.019a	0.868 ± 0.318b
	10	0.116 ± 0.050b	0.721 ± 0.469a	0.155 ± 0.086a	0.772 ± 0.164b
	25	0.109 ± 0.020b	0.844 ± 0.054a	0.116 ± 0.001a	1.004 ± 0.026ab

Mucha 等^[23]研究发现植物根系分泌物能够与重金属离子配合,从而增加重金属的生物有效性.因此,HHCb 对小麦根系分泌物的影响值得进一步研究.另外,陈苏等^[13]研究发现 Pb 的存在促进小麦对 Cd 的吸收.其原因在于 Cd、Pb 共存时,土壤对 Pb 具有很强的吸持能力,使 Pb 更易于固定于土壤中,难于迁移,而 Pb 可夺取 Cd 在土壤中的吸附位,使 Cd 活性增强,提高土壤中 Cd 的有效性,使得 Cd 更易于被小麦所吸收^[14].因此,HHCb 和 Cd 共存时,各污染物在土壤表面吸附-解吸性能也值得进一步研究. Alkio 等^[24]研究发现多环芳烃以被动扩散的方式通过植物根细胞膜而不需任何载体,因而不会出现特异性选择、竞争性抑制及饱和现象,这将有助于重金属离子及其配合物进入植物细胞. HHCb 是一类典型的疏水性有机污染物,与多环芳烃理化性质有一定的相似性,因此可能与多环芳烃有相似的扩散方式,将有助于提高 Cd

离子及其配合物的生物有效性. Luckenbach 等^[25]发现 HHCb 能够抑制加利福尼亚贻贝对有毒物质的自然抵抗力,降低异生质转运体的活性,使有害物质更易累积于生物体.因此,HHCb 的存在可能会降低小麦体内转运蛋白的活性,从而使 Cd 累积量增多.潮土中 Cd 在根、茎、叶中的累积量增加率分别为 30.84%、61.82% 和 61.82%,褐土中 Cd 在根、茎、叶中的累积量增加率分别为 41.53%、184.16% 和 206.18%,可见褐土中 HHCb 对 Cd 累积的促进作用强于潮土.表 5 的转移因子还显示,HHCb 不仅促进了 Cd 在植物体内的累积,同时还加速了 Cd 在植物体内的迁移. Cd 在植物体内的迁移主要是随植物的蒸腾作用发生的^[26],而 HHCb 能够缓解 Cd 对植物产生的毒害的作用,因此 HHCb 的存在可能会缓解 Cd 对植物蒸腾作用的抑制以及气孔开闭程度,从而使 Cd 的迁移加速.

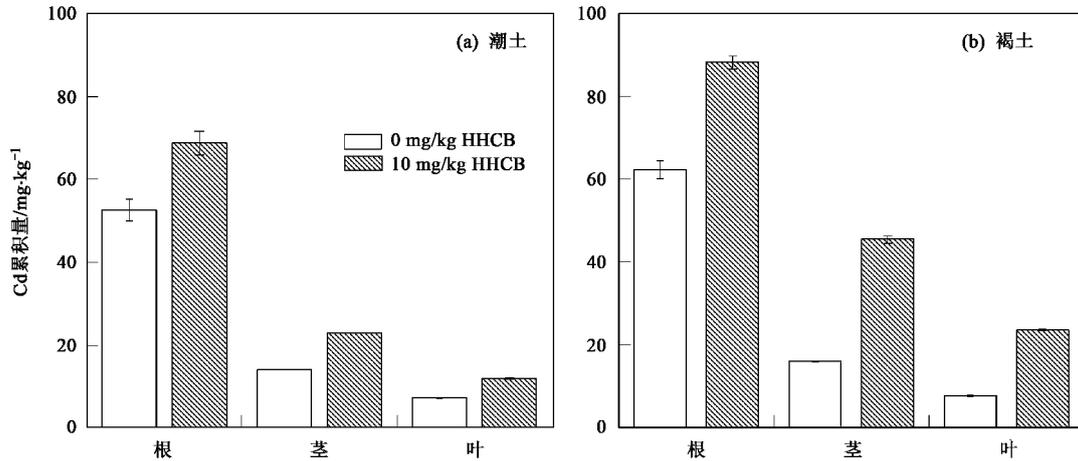


图3 HHCB对 $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd在小麦植株各部分积累量的影响

Fig.3 Effect of HHCB on the accumulation of $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd in different parts of wheat seedlings

表5 $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd在小麦植株各部分的转移因子

Table 5 Transfer factors of $10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd in different parts of wheat seedlings

处理组		转移因子-潮土		转移因子-褐土	
HHCB/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	Cd/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	根-茎	茎-叶	根-茎	茎-叶
0	10	0.269 ± 0.014	0.508 ± 0.008	0.257 ± 0.007	0.480 ± 0.003
10		0.332 ± 0.014	0.524 ± 0.006	0.515 ± 0.001	0.518 ± 0.006

3 结论

(1) 在2种土壤中小麦植株地上和地下部分的干重变化顺序均为,单一 HHCB 污染土壤 > HHCB-Cd 复合污染土壤 > 单一 Cd 污染土壤,但差异不显著。

(2) 潮土中 HHCB 在小麦幼苗各部分的累积顺序为根 > 茎 > 叶. 潮土中 Cd 可显著促进 HHCB 在根中的累积,抑制 HHCB 在茎和叶中的累积。

(3) 褐土 HHCB 在小麦幼苗各部分的累积顺序为根 > 叶 > 茎. 褐土中 Cd 对 HHCB 在根、茎、叶中的累积均有促进作用,但对根部的累积量影响不显著。

(4) 褐土中 HHCB 在小麦植株各部分的累积量低于褐土,而褐土中 Cd 在小麦植株各部分的累积量高于潮土。

(5) 潮土和褐土中 HHCB 能够显著促进 Cd 在小麦根、茎、叶中的累积及迁移。

参考文献:

[1] Balk F, Ford R A. Environmental risk assessment for the polycyclic musks, AHTN and HHCB II. Effect assessment and risk characterization [J]. *Toxicology Letters*, 1999, **111** (1-2): 81-94.

[2] Standley L J, Kaplan L A, Smith D. Molecular tracers of organic

matter sources to surface water resources [J]. *Environmental Science & Technology*, 2000, **34** (15): 3124-3130.

- [3] Kinney C A, Furlong E T, Kolpin D W, *et al.* Bioaccumulation of pharmaceuticals and other anthropogenic waste indicators in earthworms from agricultural soil amended with biosolid or swine manure [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, **42** (6): 1863-1870.
- [4] Litz N, Muller J, Bohmer W. Occurrence of polycyclic musks in sewage sludge and their behaviour in soil and plants-Part 2: Investigation of polycyclic musks in soil and plants [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2007, **7** (1): 36-44.
- [5] Reiner J L, Wong C M, Arcaro K F, *et al.* Synthetic musk fragrances in human milk from the United States [J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, **41** (11): 3815-3820.
- [6] Ricking M, Schwarzbauer J, Hellou J, *et al.* Polycyclic aromatic musk compounds in sewage treatment plant effluents of Canada and Sweden-first results [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2003, **46** (4): 410-417.
- [7] 谢晓梅. 镉与苄嘧磺隆交互作用对其环境行为的影响 [D]. 杭州: 浙江大学, 2004.
- [8] Lepp N W. Effect of heavy metal pollution on plants. In: *Metals in the Environment*, vol. 2. [M]. London: Applied Science Publishers, 1981.
- [9] Smeets K, Cuypers A, Lambrechts A, *et al.* Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application [J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2005, **43** (5):

- 437-444.
- [10] Smeets K, Opendakker K, Remans T, *et al.* Oxidative stress-related responses at transcriptional and enzymatic levels after exposure to Cd or Cu in a multipollution context [J]. *Journal of Plant Physiology*, 2009, **166**(18): 1982-1992.
- [11] 周启星, 宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法 [M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [12] McLaughlin M J, Parker D R, Clarke J M. Metals and micronutrients-food safety issues [J], *Field Crops Research*, 1999, **60**(1-2): 143-163.
- [13] 陈苏, 孙丽娜, 孙铁珩, 等. 钾肥对镉的植物有效性的影响 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(1): 182-188.
- [14] 王新, 梁仁禄, 周启星. Cd-Pb 复合污染在土壤-水稻系统中生态效应的研究 [J]. *农村生态环境*, 2001, **17**(2): 41-44.
- [15] Kannan K, Reiner J L, Yun S Y, *et al.* Polycyclic musk compounds in higher trophic level aquatic organisms and humans from the United States [J]. *Chemosphere*, 2005, **61**(5): 693-700.
- [16] Lin Q, Shen K L, Zhao H M, *et al.* Growth response of *Zea mays* L. in pyrene-copper co-contaminated soil and the fate of pollutants [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, **150**(3): 515-521.
- [17] An J, Zhou Q X, Sun Y B, *et al.* Ecotoxicological effects of typical personal care products on seed germination and seedling development of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Chemosphere*, 2009, **76**(10): 1428-1434.
- [18] 李合生. 现代植物生理学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2009. 200-201.
- [19] Cao Q, Hu Q H, Khan S, *et al.* Wheat phytotoxicity from arsenic and cadmium separately and together in solution culture and in a calcareous soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, **148**(1-2): 377-382.
- [20] Timofeyev M A, Shatilina Z M, Bedulina D S, *et al.* Natural organic matter (NOM) has the potential to modify the multixenobiotic resistance (MXR) activity in freshwater amphipods *Eulimnogammarus cyaneus* and *E. verrucosus* [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part B*, 2007, **146**(4): 496-503.
- [21] Li J H, Lu Y, Shim H, *et al.* Use of BCR sequential extraction procedure for the study of metal availability to plants [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2010, **12**(2): 466-471.
- [22] 周启星, 孔繁翔, 朱琳. 生态毒理学 [M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [23] Mucha A P, Almeida C M R, Bordalo A A, *et al.* Exudation of organic acids by a marsh plant and implications on trace metal availability in the rhizosphere of estuarine sediments [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005, **65**(1-2): 191-198.
- [24] Alkio M, Tabuchi T M, Wang X, *et al.* Stress response to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2005, **56**(421): 2983-2994.
- [25] Luckenbach T, Epel D. Nitromusk and polycyclic musk compounds as long-term inhibitors of cellular xenobiotic defense systems mediated by multidrug transporters [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2005, **113**(1): 17-24.
- [26] Liu X Q, Peng K J, Wang A G, *et al.* Cadmium accumulation and distribution in populations of *Phytolacca americana* L. and the role of transpiration [J]. *Chemosphere*, 2010, **78**(9): 1136-1141.