

植物对水中菲和芘的吸收

凌婉婷¹, 高彦征^{1,*}, 李秋玲¹, 谢正苗², 熊 巍¹

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2. 杭州电子科技大学环境科学与工程系, 杭州 310018)

摘要:以菲和芘为多环芳烃(PAHs)代表物,采用水培体系研究了黑麦草(*Lolium multiflorum* Lam)对水中 PAHs 的吸收作用,重点研究了植物吸收菲和芘的时间动态。水中菲和芘起始浓度分别为 1.00mg/L 和 0.12mg/L。0~288h 内,黑麦草根和茎叶中菲和芘含量均先快速增加而后降低,积累量不断增大,植物根系和茎叶富集系数则先快速升高而后趋于稳定。茎叶中菲和芘含量、茎叶对菲和芘的富集系数比根低 1~3 数量级,积累量也明显小于根系。黑麦草根对水中芘有更强的富集能力,其根系富集系数比菲大 85%~179%;而其茎叶对菲的富集作用则略强。菲和芘在植物体内有明显的传导作用。0~288h,传导系数(TF)先显著升高而后趋于恒定;但实验条件下,菲和芘的 TF 值均很小,分别不高于 0.031 和 0.009,且芘的 TF 值明显小于菲,表明供试植物对芘的传导能力更弱。

关键词:植物吸收;多环芳烃;菲;芘;富集作用;传导作用

文章编号:1000-0933(2006)10-3332-07 **中图分类号:**Q143, Q945.78, Q948 **文献标识码:**A

Uptake of phenanthrene and pyrene by ryegrass from water

LING Wan-Ting¹, GAO Yan-Zheng^{1,*}, LI Qiu-Ling¹, XIE Zheng-Miao², XIONG Wei¹ (1. College of Natural Resource and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Department of Environmental Science and Engineering, Hangzhou Dianzi University, Hangzhou 310018, China). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(10): 3332~3338.

Abstract: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are by-products from the incomplete combustion or pyrolysis of organic materials. Many PAHs and their derivatives are strongly potent carcinogens and/or mutagens, and belong to a chemical class targeted by the US Environmental Protection Agency (EPA). PAHs have been found with high concentrations in soil and water environment, posing great threats to human health all over the world.

Uptake by plants from the surrounding soil and water is an important step for the transfer of organic toxic contaminants into food chain and web. Clearly, understanding of how plants take up organic contaminants such as PAHs from the environment will have considerable benefits for risk assessment purposes. However, there is still limited information available on plant uptake of PAHs from soil and water in the last decades. As a result, the distribution of PAHs in soil/water-plant systems heretofore needs to be elucidated.

In this work, the uptake of phenanthrene and pyrene, as representatives of PAHs, by ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam) from culture solution was investigated using a greenhouse study. The initial concentrations of phenanthrene and pyrene in aqueous solution were 1.00 and 0.12 mg/L. It was observed that the concentrations of these PAHs in ryegrass firstly increased and

基金项目:国家自然科学基金资助项目(20507009);国际科学基金资助项目(C/3958-1);江苏省青年科技创新人才基金资助项目(BK2006518);南京农业大学青年科技创新基金资助项目(KJ05009, Y200611);环境修复与生态健康教育部重点实验室开放基金(050302)

收稿日期:2006-04-18; **修订日期:**2006-07-15

作者简介:凌婉婷(1976~),女,贵州遵义人,博士,主要从事土壤环境化学研究. E-mail: lingwanting@njau.edu.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: gaoyanzheng@njau.edu.cn

Foundation item: The project was supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 20507009); International Foundation of Science, Sweden (No. C/3958); Young Scientist innovation Science Foundation of Jiangsu Province (No. BK2006518); Young Scientist innovation Science Foundation of Nanjing Agricultural University (No. KJ05009, Y200611); Foundation of Ministry of Education Key Lab OF Environment Remediation and Ecological Health (No. 050302)

Received date: 2006-04-18; **Accepted date:** 2006-07-15

Biography: LING Wan-Ting, Ph.D., mainly engaged in soil environmental chemistry. E-mail: lingwanting@njau.edu.cn

decreased thereafter in the uptake duration of 0–288 h. While the accumulated amounts of tested PAHs by ryegrass roots and shoots increased straightly, and root and shoot concentration factors of phenanthrene and pyrene initially increased sharply and a steady state was observed thereafter in 0–288 h. It was notable that shoot concentrations, accumulated amounts, and shoot concentration factors of phenanthrene or pyrene were generally much lower than root. In addition, root concentration factors of pyrene were generally 85%–179% higher than those of phenanthrene. By contrast, shoot concentration factors of pyrene were smaller than those of phenanthrene. The translocation of phenanthrene and pyrene from root to shoot was observed in that duration. The translocation factors (TF) were calculated. TF values increased firstly and kept approximately steady thereafter in 0–288 h. However, TF values of phenanthrene and pyrene were small (less than 0.031 and 0.009, respectively), indicating that the translocation of these compounds from root to shoot in ryegrass was dramatically restricted. In addition, since the K_{ow} value of pyrene was bigger than that of phenanthrene, a larger portion of pyrene would be partitioned into plant tissues particularly plant lipid parts, resulting in the smaller TF values of pyrene than those of phenanthrene. Results of this greenhouse study would provide some insight into the uptake of hydrophobic organic chemicals by plants, and would be valuable for food security and environment protection.

Key words: plant uptake; polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs); phenanthrene; pyrene; accumulation; translocation

由有机物不完全燃烧或高温裂解等产生的多环芳烃(PAHs)是环境中多见的一类重要有毒有机污染物,具有慢性毒性和致畸、致癌、致突变的“三致”作用,也是各国优先控制的一类污染物^[1~3]。环境中 PAHs 分布极其广泛、污染面广。我国污灌区普遍存在着 PAHs 污染问题,在一些重污染区,土壤中 PAHs 含量可达上万 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ^[2];据报道,我国城市地面水体中 PAHs 含量可高达近 $10\mu\text{g}/\text{L}$,污染水体中其含量往往更高^[4]。作为脂溶性有机污染物,环境中 PAHs 易被植物吸收并在体内累积,从而影响农产品安全,并可通过食物链危害人体健康。

长期以来,人们对 PAHs 在环境-植物系统中的迁移作用给予了极大关注^[5~8]。Hites 等^[6]研究发现,茎叶从环境空气中吸收 PAHs 的量(C_p , ng/g)为针叶 > 阔叶 > 种子,与茎叶脂肪含量(f_{lip})正相关;当用 f_{lip} 标化后(即 C_p/f_{lip}),针叶、阔叶和种子中 PAHs 含量的差异大大降低。Kipoulou 等^[7]报道,植物茎叶对 PAHs 的富集作用与其蒸汽压呈显著负相关,而与其辛醇-气分配系数(K_{oa})呈显著正相关。实际上,迄今有关 PAHs 在环境-植物系统中迁移的研究尚主要集中于植物茎叶对环境空气中 PAHs 的吸收作用,而关于植物从土壤/水中吸收 PAHs 的研究报道尚很少见。

菲是燃油和汽车尾气排放 PAHs 的标志物;芘也是一个有代表性的 PAHs,环境中芘的浓度和其它 PAHs 浓度有很好的相关性^[9]。作为三环和四环 PAHs,菲和芘对人体具有可疑致癌作用;在污染土壤/水体中菲和芘的检出浓度一般较高。本文以菲和芘为 PAHs 代表物,采用水培体系,研究植物对水中 PAHs 的吸收作用,重点探讨植物吸收菲和芘的时间动态,试图为进一步阐明 PAHs 在土壤/水-植物系统中的迁移和累积作用,从而为防治环境污染、保障农产品安全提供依据。

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

菲和芘购自 Aldrich Chemical Co.,纯度 > 98%,菲和芘的分子量分别为 178.2 和 202.3 g/mol ,25 °C 纯水中溶解度为 1.18 和 0.12 mg/L ,辛醇-水分配系数($\log K_{ow}$)为 4.46 和 4.88^[10]。二氯甲烷、丙酮、正己烷、无水硫酸钠、层析用硅胶(200~300 目)为分析纯;甲醇为色谱醇。主要仪器:KQ-300DE 医用数控超声波清洗器, RM-3 旋转浓缩蒸发器, Jouan VXE 38Q 超低温冰箱, Agilent-1100 高效液相色谱仪(HPLC)。培养液为 Hbagland 半强度营养液^[9]。

1.2 实验方法

向含有 1.90 L 培养液的玻璃培养器皿中加入菲和芘的甲醇储备液(控制甲醇浓度 < 1%)^[11],定容至 2.00 L 后,制得含 1.00 mg/L 菲和 0.12 mg/L 芘的培养液;同时制备无 PAHs 培养液,以用于后续对照植物处理。

黑麦草(*Lolium multiflorum* Lam)经催芽、育苗后,温室中以水培方式预培养 15d(株高 15cm 左右);选择生长势较为一致的植株洗根后移入前述玻璃培养器皿中,每盆 9 株,培养器皿外壁用黑布包裹、以使根系和溶液避光。培养过程中适量补充水和营养液,维持液面高度。分别于 4、8、24、48、96、168、288h 采集水和植物样品。实验中,同时做对照植物处理,即黑麦草生长于无 PAHs 的培养液中。植物样品经蒸馏水充分淋洗后,用滤纸浸干表面水分,于 -65℃ 下保存待分析^[9]。温室中白天 25~35℃,夜间 15~25℃。实验中每个处理重复 3 次。

1.3 主要分析指标和方法

(1) 植物生物量^[9] 植物样品分别于 4、8、24、48、96、168、288h 采集后,将根与茎叶分离,用蒸馏水淋洗、滤纸浸干植物表面水分,然后分别称取根和茎叶,计算得单株植物根和茎叶的生物量,采用指数方程拟合根或茎叶生物量与生长时间的关系。

(2) 植物含水量的测定^[6,12] 准确称取一定量上述处理的根或茎叶的样品,在 105℃ 下烘 24h,干燥器中冷却至室温,重新称重获得植物干重,前后重量差即为植物含水量。植物干重与鲜重的换算如下: $M_{\text{干}} = M_{\text{鲜}} \times (1 - W)$, 式中, $M_{\text{干}}$ 为植物干重, $M_{\text{鲜}}$ 为植物鲜重, W 为植物含水量(%)。

(3) 植物富集系数(plant concentration factor, PCF)和表观植物富集系数(Apparent plant concentration factor, PCFa) PCF 是植物根或茎叶中污染物含量(C_p , mg/kg)与水中污染物浓度(C_w , mg/L)的比值(以干重计)^[13],其计算公式为: $PCF = C_p / C_w$ 。

PCFa 是指在植物吸收菲和芘的时间动态曲线中,植物体内菲和芘含量最大、即 $dC_p/dt = 0$ 时的 C_p / C_w 值^[9,14]。

(4) 植物传导系数(Translocation factor, TF)^[14] TF 值是指污染物的茎叶富集系数(SCF)与根系富集系数(RCF)的比值,即 $TF = RCF / SCF$ 。

(5) 水和植物样品中菲和芘的分析方法

植物样品分析^[6,12,15] 植物样品粉碎、混匀后,取一定量上述制备好的样品于 25ml 玻璃离心管中,用 30 L 1:1 的丙酮和正己烷溶液分 3 次,每次 10ml 超声萃取 30min;将萃取液收集、过无水硫酸钠柱后,转移到旋转蒸发瓶中;40℃ 恒温下将萃取液浓缩至干,用正己烷定容到 2ml;然后取 1ml 过硅胶柱净化,用一定量的二氯甲烷和正己烷溶液洗脱;洗脱液收集至旋转蒸发瓶后 40℃ 恒温下浓缩至干,用甲醇定容到 2ml,过 0.22μm 孔径滤膜后,高效液相色谱(HPLC)分析。试验了上述植物样品 PAHs 分析方法的基质加标回收率;菲和芘的方法回收率分别为 103.1%和 89.49%,相对标准偏差(RSD)为 3.34%和 4.05%($n = 5$)。

水样分析^[9,12] 准确移取一定量水样于 10ml 比色管中,用甲醇适当稀释(甲醇与水体积比为 1:1),过 0.22μm 滤膜后用 HPLC 分析。

HPLC 分析条件 色谱柱为 Φ4.6mm ×150mm 烷基 C18 反相柱;流动相为甲醇/水(体积比 83:17),流速 1ml/min;柱温为 30℃;进样量 30μl;菲和芘的检测波长分别为 245nm 和 234nm,检测限为 44.1pg 和 50.2pg。

1.4 数据处理

利用 Excel 及 SPSS 统计软件进行试验结果的数据整理和统计分析。

2 结果与讨论

2.1 植物生物量

供试实验条件下,培养液中菲和芘的起始浓度分别为 1.00 和 0.12mg/L;0~288h 黑麦草呈指数生长,茎叶和根生物量符合指数方程($p < 0.01$),相关系数(R^2)分别为 0.9916 和 0.9290;茎叶从 0.48g/株(湿重计)增至 2.25g/株、根则增加 5.45 倍。与无污染对照相比,生长于含有菲和芘培养液中的黑麦草除生物量略有降低外,植物生长没有表现出其它可见的表观毒害效应。

2.2 植物吸收作用

绘制了黑麦草吸收菲和芘的含量-时间关系曲线。由图 1 可得,0~288h 内,总体上,根和茎叶中菲和芘含量(干重计)均先增加而后降低,且茎叶中菲和芘含量远小于根。但根中菲和芘的含量一般在 24~48h 内迅速

达到峰值,而后逐渐趋于降低;而茎叶中菲和芘含量到达峰值所需时间(48~96h)则长于根系。Li 等研究了黑麦草对溶液中氟乐灵的吸收作用,其植物吸收的时间动态与本研究中西和芘的变化趋势较为相似^[17]。

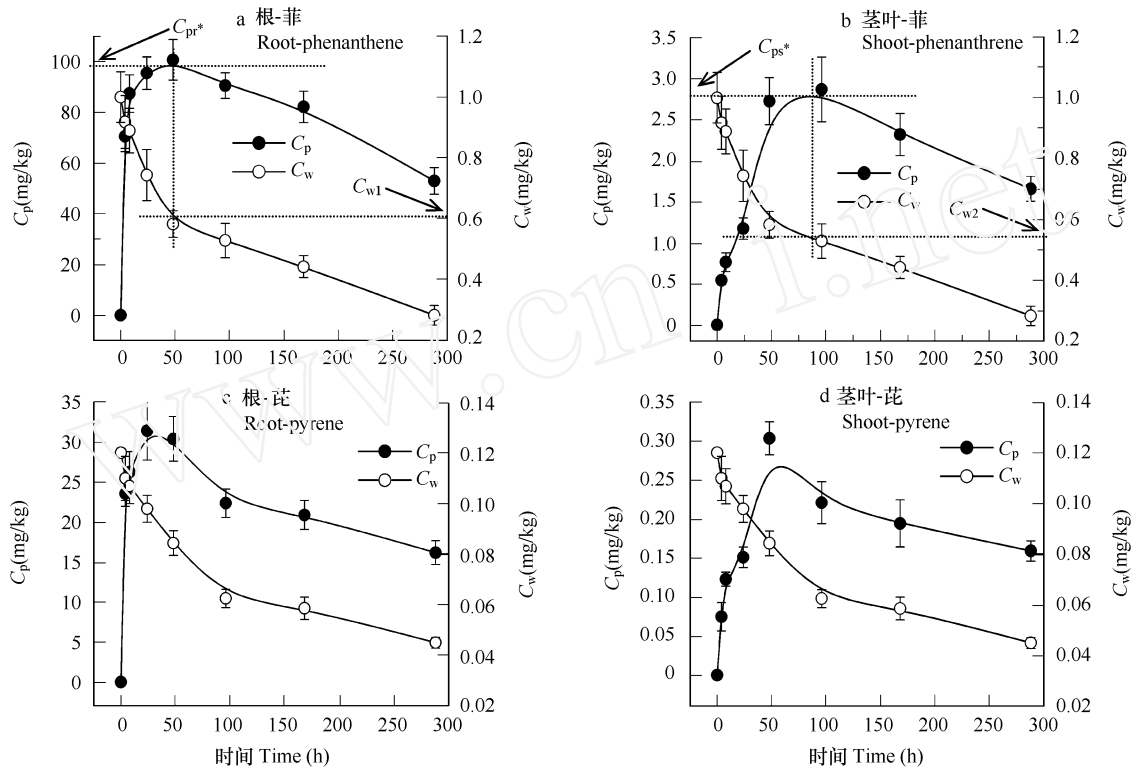


图1 植物中西和芘的含量-时间关系曲线

Fig. 1 Concentrations of phenanthrene and pyrene in ryegrass as a function of time

以往研究表明,植物对非极性有机污染物的吸收作用可看作为污染物在水-根、根-茎叶间一系列连续的分配过程^[7,15,17,18];植物根对此类污染物的吸收主要取决于根的脂肪含量,并与根的吸附行为非常相似^[17]。本实验中,由于直接与污染水体接触,黑麦草根对菲和芘的吸收作用优先于茎叶,因此在较短时间内其含量达到峰值。一定时间后,黑麦草根和茎叶中西和芘含量下降与以下因素有关:(1)菲和芘在植物体内被部分代谢、并形成结合残留;Li 等^[19]采用同位素示踪结合色谱分析技术证实了菲在小麦体内的代谢作用,发现代谢产物以极性物质为主并与植物组织相结合。(2)植物的生长稀释作用^[9,16]。如前所述,0~288h,黑麦草呈指数生长;其间,0~50h左右,植物生长相对缓慢,植物积累菲和芘的速率大于植物生长的稀释效应;100~288h,植物生长快速,生长稀释效应对植物中污染物含量的影响趋于明显。有关植物生长对植物体内污染物浓度的稀释效应可见相关报道^[9,12,13,16,17,20]。(3)由于植物吸收、光解、挥发等作用培养液中菲和芘浓度明显下降(图2),根据分配作用原理,这将导致固相(根)中含量降低、并进一步影响根向茎叶的传输作用^[18]。Li 等^[13]采用特殊装置在固定溶液中污染物浓度的条件下,研究黑麦草和小麦对污染物的吸收作用,发现供试时间内,植物中林丹、六氯苯、四氯乙烯、三氯乙烯等的含量先增加而后趋于稳定,但没有发现植物中污染物含量下降的现象;表明,溶液中污染物浓度也是影响其植物吸收的重要因素。但本实验中,由于玻璃器皿外壁用黑布包裹、根系和溶液避光,因此,菲和芘的光解作用应该不为主导。

另一方面,绘制了植物积累量-时间的关系曲线(图2)。0~288h,尽管植物根或茎叶中西和芘含量(C_p)先增加而后减小,由于植物生长迅速,黑麦草根或茎叶中西和芘的积累量($T_a = C_p \times M_p$, M_p 为生物量)整体上均呈现为不断增大的趋势;其中,虽然茎叶生物量比根大3~5倍,由于根中西和芘含量远高于茎叶,根对菲和芘的积累量则显著大于茎叶。上述结果表明,污染水体中植物暴露时间越长,尽管植物的污染物含量可能降低,但其富集总量不断升高,潜在风险趋于增大。

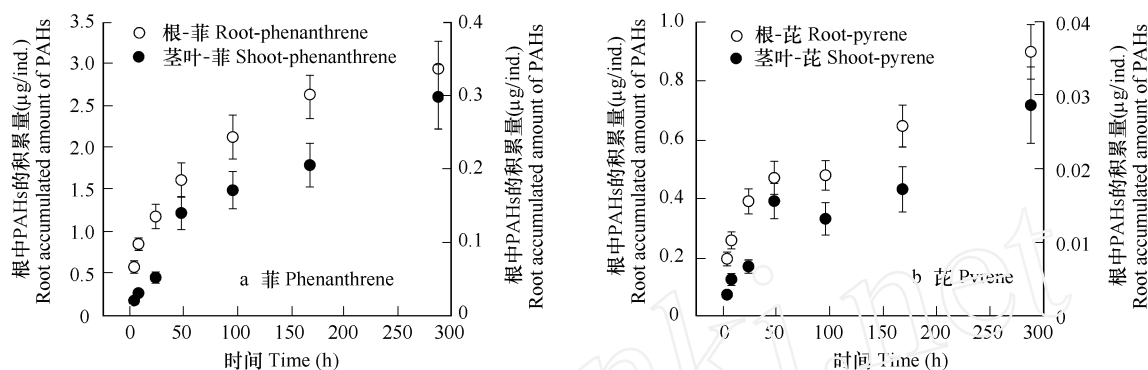


图2 植物对菲和芘的积累量-时间关系曲线

Fig. 2 Accumulated amounts of phenanthrene and pyrene by ryegrass as a function of time

可用植物富集系数 (PCF) 来反映黑麦草根或茎叶对溶液中菲和芘的富集能力; PCF 值越大, 富集作用越强。由图 3 可得, 0~288h, 菲和芘的根系富集系数 (RCF) 或茎叶富集系数 (SCF) 均先迅速增大而后趋于稳定; 相同条件下, 菲和芘的 RCF 值比其 SCF 值大 1~2 个数量级。供试时间内, 尽管根系中芘的含量和积累量均明显低于菲 (图 2 和 3), 芘的根系富集系数要比菲大 85%~179%; 而其茎叶富集系数则略低于菲。如 288h 时, 菲和芘的 RCF 值分别为 186.8 和 359.3 L/kg, SCF 值为 5.83 和 3.53 L/kg。

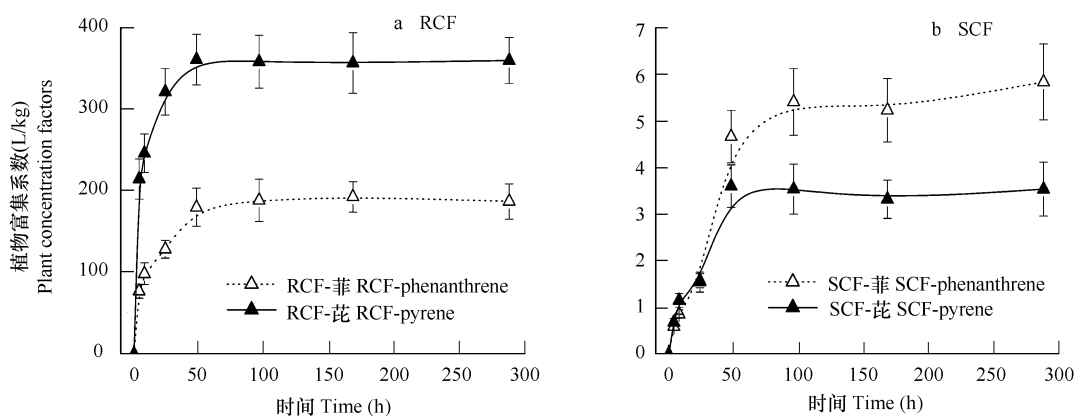


图3 植物对菲和芘的富集系数-时间关系曲线

Fig. 3 Plant concentration factors of phenanthrene and pyrene as a function of time

诸多研究表明, 植物对有机污染物的吸收作用与其 K_{ow} 密切相关。亲脂性 ($K_{ow} > 10^4$) 有机污染物主要分配到根表皮, 分配进入根的能力与污染物的 K_{ow} 有关; 一般脂溶性强的污染物 (K_{ow} 大) 在根中含量也较高^[6,7,12,17,18]。Briggs 等^[21] 同时研究了大麦对涕灭威等 14~18 种甲基氨基甲酰胺和取代苯脲衍生物的吸收积累作用, 得出植物对结构和分子量相似化合物的吸收量高低与化合物的 K_{ow} 正相关, 并提出了大麦对化合物的根系富集系数 (RCF) 与 K_{ow} 的关系: $\log RCF = 0.77 \log K_{ow} - 1.52$ 。本研究中根对溶液中芘的富集作用强于菲, 这与芘的 K_{ow} 较大有关 (菲和芘的 $\log K_{ow}$ 分别为 4.46 和 4.88^[10])。而茎叶对芘的富集作用低于菲, 这主要是由于黑麦草对芘的传导作用弱所致。

植物根对非极性有机污染物的吸收作用也与根组织组成密切相关。脂肪含量高的植物根对土壤或水溶液中的有机污染物有更强地富集能力^[8,12,18]。对大麦、燕麦、玉米、芸苔、莴苣、胡萝卜吸收六氯苯 (HCB) 的研究表明, HCB 在植物根内的残留随根脂肪含量的增大而升高^[20]。采用土培体系, 前期研究中发现, 不同植物根对菲和芘的富集作用与根脂肪含量显著正相关^[5]。本实验中, 以红三叶 (*Trifolium pretense* L.) 作为对照植

物,发现其根对溶液中菲和芘的富集系数明显大于黑麦草根;如 288h 时,红三叶对菲和芘的 RCF 值分别为 1222 和 1349L/kg,黑麦草的 RCF 值为 186.8 和 359.3L/kg;这与红三叶根脂肪含量高有关(红三叶和黑麦草根脂肪含量分别为 0.81%和 0.29%,湿重计)。

也常采用表观植物富集系数(Apparent plant concentration factor, $PCFa$)来表征植物对污染物的富集能力。本实验中,黑麦草对菲和芘的表观根系富集系数($RCFa$)和表观茎叶富集系数($SCFa$)可分别由以下公式求得: $RCFa = C_{pr}^*/C_{w1}$ 和 $SCFa = C_{ps}^*/C_{w2}$,式中, C_{pr}^* 为 $dC_p/dt = 0$ 时根中菲或芘的含量, C_{w1} 为 $dC_p/dt = 0$ 时溶液中菲或芘的浓度(图 1a); C_{ps}^* 为 $dC_p/dt = 0$ 时茎叶中菲或芘的含量, C_{w2} 为 $dC_p/dt = 0$ 时溶液中菲或芘的浓度(图 1b)。结果表明,根对芘的表观富集系数 $RCFa$ (329.8L/kg) 大于菲 (155.6L/kg),且均远大于茎叶对菲和芘的表观富集系数 $SCFa$ (分别为 5.13 和 3.35L/kg)。显然,这些结果与植物对菲和芘的富集系数(PCF)有相似的规律性。

2.3 植物传导作用

以往一般认为, $\log K_{ow}$ 为 1~2 的有机污染物最有可能在植物体内迁移^[17];而 $\log K_{ow} > 4.0$ 的有机污染物大量被根吸收积累并分布在根表皮,难以向地上部分迁移^[20],植物茎叶中该类污染物可能主要来源于茎叶从空气中吸收^[6,7]。本研究发现,尽管黑麦草茎叶也可少量吸收挥发于空气中的菲和芘,如 288h 时,对照处理的茎叶(黑麦草生长于无菲和芘的培养液)中菲和芘含量分别为 0.081mg/kg 和 0.021mg/kg,但该含量远小于生长于添加菲和芘处理的茎叶含量(菲和芘含量分别为 1.65mg/kg 和 0.16mg/kg,图 1),表明茎叶中菲和芘主要来自于根系吸收后的传导作用^[8]。另一方面,未检出对照处理根系中的菲和芘,这说明茎叶从空气吸收的少量 PAHs 难以沿韧皮部向根系迁移^[6,17]。

可用植物传导系数(Translocation factor, TF)来反映污染物在植物体内由根向茎叶的传导能力。 TF 值越大,表明污染物越容易由根系传导到茎叶;植物对有机物的被动吸收过程中,理论上 TF 值应小于 1。绘制了 TF 值与时间的关系曲线(图 4)。显然,供试实验条件下,菲和芘的 TF 值均很小,分别不高于 0.031 和 0.009,且菲的 TF 值明显大于芘;另外,0~288h, TF 值先显著升高而后趋于稳定。

实验条件下,菲和芘的 TF 值很小,表明植物对该类化合物的传导作用有限,这与其 K_{ow} 较大有关。Ryan 等^[17]指出,植物对溶液中有有机污染物的吸收可看作有

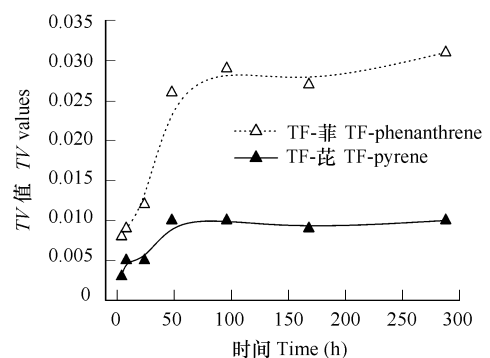


图 4 植物对菲和芘的传导系数-时间关系曲线

Fig. 4 Plant translocation factors of phenanthrene and pyrene as a function of time

机污染物在水体-根水相、根水相-根有机相、根水相-茎叶水相、茎叶水相-茎叶有机相一系列连续分配过程的总和(如前所述),由于菲和芘的 K_{ow} 较大,脂溶性强,在根向茎叶传输菲和芘的过程中,大量的菲和芘不断分配于植物组织特别是脂肪中去,导致植物对菲和芘的 TF 值小、传导作用较弱、且植物茎叶中菲和芘的含量、茎叶富集系数比根系低 1~3 数量级(图 1 和图 3)。另一方面,由于芘比菲的 K_{ow} 更大、有更高比例分配到植物有机相中,所以植物对芘的传导系数明显小于菲。

有关疏水性有机污染物在植物体内的传导作用过去一直存在争议。近来,姜霞等^[22]采用同位素示踪结合色谱分析技术推断出菲及其代谢物能够通过灯心草(*Juncus effuses*)根向茎叶传导。最近,Wild 等^[23]则采用 TPME(Two-photon excitation microscopy)技术直接观察了多环芳烃蒽和菲的母体化合物在玉米和小麦根中的传导过程。显然,本实验中尽管供试污染物的 K_{ow} 大、脂溶性强,但该污染体系(培养液中含菲和芘)下黑麦草茎叶中菲和芘主要来自根系吸收后的传导,即菲和芘在黑麦草中存在明显的传导作用(图 1 和图 4)。

3 结论

研究了黑麦草对水溶液中菲和芘(起始浓度分别为 1.00mg/L 和 0.12mg/L)的吸收作用。

(1) 0~288h, 黑麦草根和茎叶中菲和芘的含量均先增加而后降低, 积累量不断增大, 植物富集系数则先快速升高而后趋于恒定; 茎叶中菲和芘含量、积累量和茎叶富集系数均明显小于根。根系对溶液中芘有更强的富集能力, 而茎叶对菲的富集作用则略强。

(2) 黑麦草茎叶中菲和芘主要来自根系吸收后的传导作用; 0~288h, TF 值先显著升高而后趋于稳定。但实验条件下, 菲和芘的 TF 值均很小(分别不高于 0.031 和 0.009), 且芘的 TF 值明显小于菲, 表明供试植物对芘的传导能力更弱。

References:

- [1] Zhu L Z, Gao Y Z. Prediction of phenanthrene uptake by plants with a partition-limited model. *Environ. Pollut.*, 2004, 131: 505~508.
- [2] Song Y F, Chang S J, Li L, *et al.* Accumulation and dynamic change of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wastewater irrigated soils. *Chinese J. Appl. Ecol.*, 1997, 8: 93~98.
- [3] Gao Y Z, Ling W T, Zhu L Z, *et al.* Ryegrass-accelerated degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils. *J. Agro-Environ. Sci.*, 2005, 24: 498~502.
- [4] Chen B L, Xuan X D, Zhu L Z, *et al.* Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface waters, sediments and soils of Hangzhou City, China. *Water Res.*, 2004, 38: 3558~3568.
- [5] Ling W T, Zhu L Z, Gao Y Z, *et al.* A novel study on root uptake and its prediction model of PAHs from soils. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25: 2320~2325.
- [6] Simonich S L, Hites R A. Vegetation-atmosphere partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.*, 1994, 28: 939~943.
- [7] Kipoulou A M, Manoli E, Samara C. Bioconcentration of PAHs in vegetables grown in an industrial area. *Environ. Pollut.*, 1999, 106: 369~380.
- [8] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere*, 2004, 55: 1169~1178.
- [9] Gao Y Z, Zhu L Z, Hu C J, *et al.* Effects of Tween 80 on plant uptake of phenanthrene and pyrene from water. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24: 714~718.
- [10] Yaws C L. Chemical properties handbook. McGraw-Hill Book Co, 1999. 340~389.
- [11] Chapin F S, Moilanen L, Kielland K. Preferential use of organic nitrogen for growth by a non-mycorrhizal arctic sedge. *Nature*, 1993, 361: 150~153.
- [12] Gao Y Z, Zhu L Z, Ling W T. Application of the partition-limited model for plant uptake of organic chemicals from soil and water. *Sci. Total Environ.*, 2005, 336: 171~182.
- [13] Li H, Sheng G Y, Chiou C T, *et al.* Relation of organic contaminant equilibrium sorption and kinetic uptake in plants. *Environ. Sci. Technol.*, 2005, 39: 4864~4870.
- [14] Mattina M J I, Lannucci-Berger W, Musante C, *et al.* Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soils. *Environ. Pollut.*, 2003, 124: 375~378.
- [15] Gao Y Z, Zhu L Z, Ling W T, *et al.* A novel analysis method of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for plant and soil samples. *J. Agro-Environ. Sci.*, 2005, 24: 1003~1006.
- [16] Li H, Sheng G, Sheng W. Uptake of trifluralin and lindane from water by ryegrass. *Chemosphere*, 2002, 48: 335~341.
- [17] Ryan J A, Bell R M, Davidson J M, *et al.* Plant uptake of nonionic organic chemicals from soils. *Chemosphere*, 1988, 17: 2299~2323.
- [18] Chiou C T, Sheng G Y, Manes M. A partition-limited model for plant uptake of organic contaminants from soil and water. *Environ. Sci. Technol.*, 2001, 35: 1437~1444.
- [19] Li Y, Yediler A, Ou Z, *et al.* Effects of a non-ionic surfactants on the mineralization, metabolism and uptake of phenanthrene in wheat-soil-lava microcosm. *Chemosphere*, 2001, 45: 67~75.
- [20] Schroll R, Bierling B, Cao G, *et al.* Uptake pathways of organic chemicals from soil by agricultural plants. *Chemosphere*, 1994, 28: 297~303.
- [21] Briggs G G, Bromilow R H, Ewans A A, *et al.* Relationships between lipophilicity and the distribution of non-ionized chemicals in barley shoots following uptake by the roots. *Pestic. Sci.*, 1983, 22: 271~274.
- [22] Jiang X, Ou Z Q, Ying P F. Transportation and transformation of ^{14}C -phenanthrene in closed chamber (nutrient solution-lava-plant-air) system. *Chinese J. Appl. Ecol.*, 2001, 12: 451~454.
- [23] Wild E, Dent J, Thomas G O, *et al.* Direct observation of organic contaminant uptake, storage, and metabolism within plant roots. *Environ. Sci. Technol.*, 2005, 39: 3695~3702.

参考文献:

- [2] 宋玉芳, 常士俊, 李利, 等. 污灌土壤中多环芳烃(PAHs)的积累与动态变化研究. *应用生态学报*, 1997, 8: 93~98.
- [3] 高彦征, 凌婉婷, 朱利中, 等. 黑麦草对多环芳烃污染土壤的修复作用及机制. *农业环境科学学报*, 2005, 24: 498~502.
- [5] 凌婉婷, 朱利中, 高彦征, 等. 植物根对土壤中 PAHs 的吸收作用及预测研究. *生态学报*, 2005, 25: 2320~2325.
- [9] 高彦征, 朱利中, 胡辰剑, 等. Tween80 对植物吸收菲和芘的影响. *环境科学学报*, 2004, 24: 714~718.
- [15] 高彦征, 朱利中, 凌婉婷, 等. 土壤和植物样品的多环芳烃分析方法研究. *农业环境科学学报*, 2005, 24: 1003~1006.
- [22] 姜霞, 区自清, 应佩峰. ^{14}C -菲在“植物-火山石-营养液-空气”系统中的迁移和转化. *应用生态学报*, 2001, 12: 451~454.