

植物吸收、迁移和代谢有机污染物的机理及影响因素

林庆祺¹, 蔡信德², 王诗忠^{1,3}, 杨秀虹^{1,3*}, 仇荣亮^{1,3}, 黄雄飞^{1,3}, 周文¹

(1.中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275; 2.环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655; 3.广东省环境污染控制与修复技术重点实验室, 广州 510275)

摘要:植物对有机污染物在环境中的归趋行为具有重要影响。分析了植物吸收、迁移和代谢有机污染物的相关机理,重点介绍了植物根部和地上部对有机污染物吸收的过程及规律,指出利用脂质-水分配系数(K_{lip})代替辛醇-水分配系数(K_{ow}),以及考虑植物碳水化合物的影响,可以更准确地评价植物对有机污染物的吸收能力;探讨了利用蒸腾流浓度因子(Transpiration stream concentration factor, TSCF)指示有机污染物从根部往地上部迁移能力的可行性及其相关研究进展;简要介绍了有机污染物在植物细胞内的代谢过程及所涉及的酶系;进而从加强吸收机理研究、考虑有机污染物的代谢和毒性、完善预测模型构建等方面对该研究领域进行了展望。

关键词:植物;有机污染物;吸收;迁移;代谢

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)04-0661-07 doi:10.11654/jaes.2013.04.001

Uptake, Translocation and Metabolism of Organic Pollutants by Plants: Mechanisms and Affecting Factors

LIN Qing-qi¹, CAI Xin-de², WANG Shi-zhong^{1,3}, YANG Xiu-hong^{1,3*}, QIU Rong-liang^{1,3}, HUANG Xiong-fei^{1,3}, ZHOU Wen¹

(1.School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2.South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, China; 3.Guangdong Provincial Key Lab of Environmental Pollution Control and Remediation Technology, Guangzhou 510275, China)

Abstract: Higher plants hold an important impact on the fates of organic pollutants in the environment. Plant uptake, accumulation and metabolism are key processes that affect movement and transformation of organic pollutants. In this paper, current progress on the main mechanisms of plant uptake, translocation and metabolism of organic pollutants was reviewed, with particular emphasis on uptake pathways by both roots and shoots. We pointed out that the use of lipid-water partition coefficient (K_{lip}) instead of octanol-water partition coefficient (K_{ow}) would give a more accurate evaluation on the uptake ability of plants, when the effects of plant carbohydrate were concerned as well. Results from a new observation technology namely Two-photon excitation microscopy (TPEM) suggested that apoplastic movement might be the dominant pathway for uptake of organic pollutants, especially for the highly hydrophobic ones. The feasibility of using transpiration stream concentration factor (TSCF) as an indicator of organic pollutants translocation from root to shoot was discussed. Although high translocation ability of moderately hydrophobic organic pollutants was mostly reported, new evidence indicated that highly soluble compounds might have similar results. Meanwhile, the metabolism pathways of organic pollutants in plants cells and the enzymes involved were also presented. Finally, the perspectives on uptake mechanisms, metabolism and phytotoxicity of organic pollutants in plant, and uptake models were put forward to develop this research areas.

Keywords: plant; organic pollutants; uptake; translocation; metabolism

收稿日期:2012-10-24

基金项目:国家环境保护公益科研专项(201109020);国家自然科学基金-广东联合基金重点项目(U0833004);国家自然科学基金项目(41001322);中央高校基本科研业务费专项资金项目(111gpy98, 121gpy18)

作者简介:林庆祺(1987—),男,广州人,博士研究生,主要从事土壤有机污染修复研究。E-mail:linqingqi11@163.com

*通信作者:杨秀虹 E-mail:yxhsu@yahoo.com.cn

随着经济的发展,越来越多的有毒有机污染物,如多氯联苯(Polychlorinated biphenyls, PCBs)、多环芳烃(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)、有机氯农药等被排放到环境中,对环境安全和人体健康造成严重威胁。作为生物圈的重要一环,植物对这些有机污染物的环境归趋行为有着重要影响。其中,植物的吸收、累积和代谢更是影响有机污染物迁移、转化的重要环节之一^[1-2]。

早在20世纪50年代,已有研究者开始关注土壤中残留农药的植物吸收问题。Lichtenstein等发现几种常见作物能够吸收土壤中的杀虫剂,其中萝卜对林丹的吸收能力最强^[3]。随着人们越来越重视有机污染物的危害,其他类型的有机污染物逐渐进入到研究者的视野,所关注的植物类型也从常见作物扩展到阔叶林、针叶林、苔原等天然植被^[4-6]。近十几年,很多研究者从植物品种^[7-8]、根系分泌物^[9-10]、根际效应^[11]、污染物类型^[12]、农艺技术^[13]、分子水平^[14]等多个角度深入探讨了植物吸收、迁移和代谢有机污染物的相关机理,并构建了植物吸收有机污染物的相关预测模型^[15-17]。另外,一些新的技术手段,如双光子激发显微镜(Two-photon excitation microscopy, TPEM),也被应用到这个领域中,该技术在破坏植物组织的前提下,可原位显示有机污染物在植物体内的真实存在状态,对这方面的研究起到了极大的推进作用^[18-19]。本文将以此领域最新研究成果为基础,系统分析植物不同部位对有机污染物吸收、迁移以及代谢的相关机理和影响因素,并对这方面的研究作出展望。

1 植物吸收、迁移有机污染物的机理及影响因素

植物吸收有机污染物的途径有两种:一是通过根部从土壤或水溶液中吸收;二是空气中的有机污染物通过沉降到植物叶部,并扩散进入内部或直接以气态形式被叶部吸收^[20]。吸收的一般规律是小分子量的、易挥发的有机污染物可以通过这两种途径进入植物体内,而分子量较大、疏水性较强的有机污染物由于较难挥发到大气当中,所以主要通过根部被吸收^[21]。

1.1 植物根部的吸收

从宏观角度来看,有机污染物从土壤中进入植物体可分为两个过程。第一个过程是有机污染物从土壤颗粒或者有机质中解吸出来,进入土壤溶液中,随着溶液与植物根系的接触,有机污染物首先扩散进入到根系表面的自由空间,并慢慢吸附在根系表皮的外部;第二个过程是有机污染物通过质外体或者共质体

途径,依次经过表皮、皮层、内皮层和维管组织进入根系内部组织中,并在此过程中发生分配、代谢等各种生理活动(图1)。目前主流的观点认为,在上述过程中几乎所有的非离子型有机污染物都是通过被动吸收的过程进入到植物当中^[15],其迁移动力来源于蒸腾拉力^[22-23]。只有极少数具有荷尔蒙性质的有机污染物(如苯氧基型除草剂)存在植物主动吸收的现象^[20]。

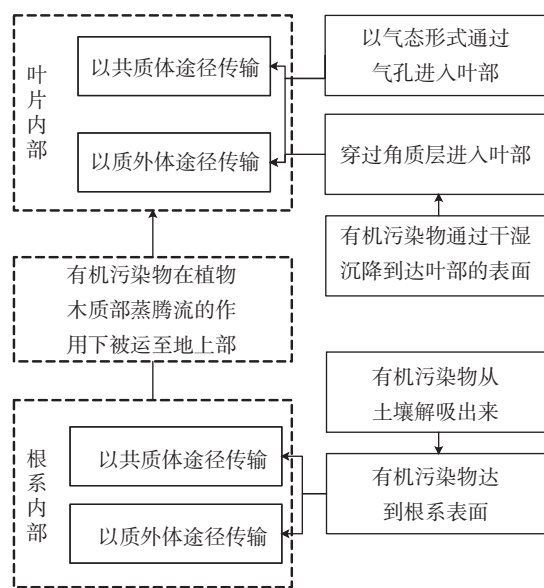


图1 植物吸收有机污染物的主要途径

Figure 1 Principal pathways of plant uptake of organic pollutants

一般而言,有机污染物的物化性质以及植物的类型是影响植物吸收的两大主要因素^[24-25]。由于不同植物间脂质性质存在差别,而辛醇的性质与生物脂质相似,因此,研究人员普遍利用辛醇-水分配系数(K_{ow})来代替脂质-水分配系数(K_{lp}),用于表征有机污染物在脂相和水相之间的分配行为^[26]。传统观点认为, K_{ow} 是衡量植物根系吸收有机污染物能力最重要的物化性质参数^[20,27-28],有报道指出大麦根部从土壤和水中吸收的有机污染物比例与 K_{ow} 成正比^[29]。

目前研究中所使用的植物材料主要分为两类:作物类(叶菜类、茎菜类、根菜类、果菜类)以及非作物类植物(草本植物黑麦草、木本植物白杨等),但只有个别的果菜类(如辣椒、冬瓜、南瓜)^[30-31]、叶菜类(如菜心)^[32]和白杨^[33]等植物存在吸收量较多的现象(表1)。众多研究指出,植物吸收的有机污染物含量与该植物根系的脂质含量通常呈显著的正相关关系^[16,20,32],表明有机污染物可能是累积在植物的脂质当中。

从表1可以看出,在相似的处理条件(时间、污染

表 1 有机污染物在植物中的吸收水平
Table 1 Accumulation of organic pollutants in plants

有机污染物	lg K_{ow}	植物	栽培方式	处理条件/ $mg \cdot kg^{-1} DW$	处理时间	吸收水平/ $\mu g \cdot kg^{-1} DW$		参考文献
						根部	地上部	
Trichloroethylene	2.61	杂交杨树	土培	50	8 个月	803	783	[33]
Phenanthrene	4.57	萝卜	土培	ND~0.264	64 d	1.1~82	ND~462	[34]
Phenanthrene	4.57	菜心	土培	ND~457	45 d	ND~11 900	60~610	[32]
Pyrene	4.88	菜心	土培	ND~489	45 d	ND~42 800	90~4570	[32]
Di- <i>n</i> -butyl phthalate	4.9	萝卜	土培	ND~0.148	64 d	7.6~31.7	ND~29	[34]
Di- <i>n</i> -butyl phthalate	4.9	大白菜	水培	0~100	42 d	ND~640	ND~2390	[35]
Di- <i>n</i> -butyl phthalate	4.9	小白菜	水培	0~100	42 d	ND~780	ND~3320	[36]
Di- <i>n</i> -butyl phthalate	4.9	辣椒	土培	2.3~82.3	3 个月	16 180~21 030	76 340~96 480	[30]
Chlordane	6.16	生菜	土培	6.692a	NR	21 155a	440a	[37]
<i>p,p'</i> -DDE	6.51	西葫芦	土培	0.18a	3 个月	3900a	1893a	[14]
<i>p,p'</i> -DDE	6.51	南瓜	土培	0.15~1.2	2 个半月	130~2900	28.3~2615	[7]
<i>p,p'</i> -DDE	6.51	黄瓜	土培	0.15~1.2	2 个半月	300~690	127~188	[7]
Di(2-ethylhexyl)phthalate	7.6	萝卜	土培	ND~0.176	64 d	56~501	ND~2048	[34]
Di(2-ethylhexyl)phthalate	7.6	冬瓜	采样	NR	NR	NR	18 300~75 500b	[31]

注:ND 为未检测到,NR 为未报道,DW 为干重,a 代表数值为平均值,b 指鲜重情况下的浓度。

水平)下,有机污染物的 lg K_{ow} 或者植物种类的差异导致了植物最终吸收量的不同。例如 Gao 等发现,同样是以菜心作为受试植物,芘在植物中的浓度无论是根系还是地上部都明显高于菲的浓度^[32]。而 White 利用南瓜和黄瓜对 *p,p'*-DDE 进行吸收则发现,虽然南瓜和黄瓜同属葫芦科植物,但 *p,p'*-DDE 在两者体内的浓度也有着显著差异^[7]。由此可见,在植物的吸收过程中,有机污染物的物化性质以及植物的类型起着重要作用。因此,不少研究者以有机污染物的 lg K_{ow} 和植物脂质含量为基础建立模型以预测植物对有机污染物的吸收,但也发现很多时候预测值与实测值不符,而且有机污染物的疏水性越大预测的误差就越大^[38]。因此,有研究者提出不能简单地以 lg K_{ow} 来代替 lg K_{lip} ,而且在考虑植物类型的时候,不能仅以脂质为指标,需要同时考虑植物其他成分在吸收过程中所起的作用^[38]。

近几年来,研究者通过对植物根系不同成分进行分离,比较了各成分对 PAHs 吸附的特性,发现利用从植物中分离的脂质对 PAHs 吸收所得的 K_{lip} 能够比 K_{ow} 更准确地评价脂质对 PAHs 的吸附能力^[17]。研究者也证实了根系的碳水化合物对植物吸收 PAHs 起主导作用,由于碳水化合物是植物细胞壁的主要成分,表明 PAHs 主要存在于细胞壁中^[17,39]。这与 Wild 等使用 TPEM 观察 PAHs 在玉米和小麦根系中迁移的结果一致(95%的 PAHs 分布在根系细胞壁中)^[40]。

除了碳水化合物所占的比例较大这一原因之外,细胞壁成分的性质也可能是导致有机污染物在其中累积的原因,植物细胞壁的主要成分为纤维素、半纤维素、果胶等糖类物质。Chen 等发现小麦的细胞壁比根部其他组织成分具有更高的芳香化程度和更低的极性,而他们分离得到的 3 种小麦细胞壁成分(果胶和两种半纤维素),对菲的吸附能力分别与它们自身的芳香化程度和极性呈明显的正相关和负相关^[39],这也从侧面反映了以碳水化合物为主的细胞壁在吸收有机污染物时所起的重要作用。综上所述,利用脂质-水分配系数(K_{lip})代替辛醇-水分配系数(K_{ow}),以及考虑植物碳水化合物的影响,可以更准确地评价植物对有机污染物的吸收能力。

由此可见,有机污染物从表皮到维管组织的传递过程实际上也是有机污染物在一系列细胞壁和细胞膜物质之间的分配过程。如果以碳水化合物代表细胞壁,以脂质代表细胞膜,则这个过程可以简单类比为有机污染物在植物不同成分之间的分配作用过程。当然,这种类比不能完全模拟真实植物的吸收过程,因为植物是一个活体,它的许多生理活动都会对这个过程产生影响。值得注意的是,目前关于植物组织成分对吸收的研究是以植物离体(即灭活)组织来进行实验,Su 等比较了水稻活体与灭活根系对菲和芘的吸收,发现灭活根系的吸收比活体根系具有一个更好的直线拟合关系^[41]。他们指出,在植物活体细胞当中,细

胞膜的存在可能会延缓有机污染物进入到细胞内部。死根由于其细胞膜的通透性增大,使更多的有机污染物分配到植物根部的有机成分中,因而相对于活体来说灭活组织吸收得更多。另外,Li 等也指出,虽然植物组分的吸附实验的平衡值可以作为植物吸收的极限值,但由于有机污染物在植物体内会存在各种耗散作用,真实情况下的吸收值会比极限值低^[38]。可见,植物根部的吸收是一个复杂的过程,仍然需要进一步深入地研究。

1.2 植物地上部的吸收

有机污染物可以通过“土壤-空气-植物”的途径被植物地上部所吸收。植物茎叶的表面覆盖着一层角质层,其一般组成为角质、蜡质等生物聚合物,厚度在小于 $1\ \mu\text{m}$ 至十几微米之间^[42],这些有机组分对有机污染物进入叶片内部起到有效的阻隔作用^[43]。对于挥发到空气中的有机污染物,除了以气态形式经叶片气孔被吸收外,附着在大气颗粒物上的有机污染物也可以通过干湿沉降落在植物叶片表面,再通过扩散作用进入叶片内部(图1)。研究指出,很多半挥发性有机污染物在叶片和空气中的分配作用与有机污染物本身的辛醇-气分配系数(K_{OA})有关^[44-46],McLachlan 认为 $\lg K_{\text{OA}} < 8.5$ 的半挥发性有机污染物主要通过气态形式被叶片吸收,且有机污染物在叶片和空气间的分配会达到一个平衡状态;而 $\lg K_{\text{OA}}$ 在 $8.5 \sim 11$ 之间的半挥发性有机污染物,虽然气态吸收仍是主要途径,但这一过程会受到吸收动力学的限制而无法达到平衡; $\lg K_{\text{OA}} > 11$ 的则主要是附着在颗粒物上沉降至叶片^[47]。而在同样的大气环境下,不同植物对有机污染物的吸收存在很大差异,这主要受到植物叶片本身的脂质含量、性质^[48-49]以及叶片的暴露面积、表面粗糙度^[50-51]等因素的影响。

有机污染物在叶部的归宿与它在植物叶部组织中的位置以及到达该位置的途径有关,在表层或接近表层(蜡质层和表皮)的有机污染物可能会再次挥发回大气中,或者发生光降解^[52],而在内部(如皮层细胞的细胞质中)的则更容易被代谢。Wild 等利用 TPEM 观察多环芳烃菲从大气进入玉米和菠菜叶部及其在叶片内部迁移分布的过程^[42],他们发现大气中的菲既能以气态形式被吸收,也可以通过颗粒沉降在叶片表面再扩散进入叶片中。叶部表面的微尺度差异对植物在叶片上吸收有机污染物的位点有重要影响,在菠菜叶部表面突出的或者与气孔连接的位置中菲的浓度水平比凹陷处的要高。另外,在叶边缘菲的浓度水平

比叶中间的高,而这可能与叶边缘的大气边界层厚度较薄有关。相对而言,菲在玉米表面的分布更为均匀^[49]。当菲“填满”了角质层后,它开始通过质外体途径(玉米)或共质体途径(菠菜)迁移进入表皮细胞和叶肉细胞中(图1)。

从 Wild 等的研究结果可以看出,菲在 $24 \sim 48\ \text{h}$ 内就已经在角质层中达到平衡,之后菲会继续进入表皮细胞和叶肉细胞中^[42]。从总体来看,表皮细胞和叶肉细胞占叶片的体积比例远大于角质层,因此它们可能比角质层具有更大的持留能力。前人指出针对有机污染物分配的过程,可以将植物叶部分为两个部分:比例较小的但吸收迅速的表层部分,以及比例较大但扩散较慢的库存部分^[45,53],而后者被认为对有机污染物在植物叶片内部的持留具有重要的影响。

1.3 有机污染物从根部往地上部的迁移

虽然大部分的研究都指出,植物的根部可以吸收疏水性的有机污染物,但这类有机污染物(尤其是强疏水性有机污染物)通常只有极少量会被迁移到地上部^[20,24-25]。但也有报道指出,一些南瓜品种可以将强疏水性有机污染物输送到植株地上部,含量与同属甚至同种的其他品种相比达到显著性差异^[7-8]。White 发现 Howden 品种南瓜的叶部和茎部的 p,p' -DDE 浓度(分别为 $380\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $2200\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$)远高于其他同科的品种($10 \sim 100\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $10 \sim 1100\ \text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$),且其地上部生物量占总生物量的 96%,因而 86% 的 p,p' -DDE 都富集在地上部^[7]。另外,Yin 等也发现在 $80\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染水平下,辣椒地上部的邻苯二甲酸二丁酯浓度达到 $74.61\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[30]。

植物根系吸收有机污染物后,可以通过蒸腾流的作用迁移到地上部。目前国际上广泛使用蒸腾流浓度因子(Transpiration stream concentration factor, TSCF)来表征有机污染物从根部往地上部迁移能力的相对大小。蒸腾流浓度因子是指有机污染物在植物蒸腾流中的浓度与其在根部外围溶液中浓度的比值,其理论值在 0 至 1 之间^[20,54-55]。早期研究认为,疏水性有机污染物($\lg K_{\text{OW}} > 3.0$)被根表面强烈吸附,不易向上迁移,而亲水性有机污染物($\lg K_{\text{OW}} < 0.5$)不易被根吸收或较难通过植物的细胞膜,而中等亲水性有机污染物($\lg K_{\text{OW}} = 0.5 \sim 3.0$)则较易被植物吸收转运。由此可见,随着 $\lg K_{\text{OW}}$ 增大, TSCF 呈现先增大后减小的“钟形”分布趋势^[56](图2)。虽然其他一些研究者也得出了类似趋势的结果^[29,57],但由于研究者们所针对的有机污染物以及所使用的受试植物不尽相同,导致 TSCF

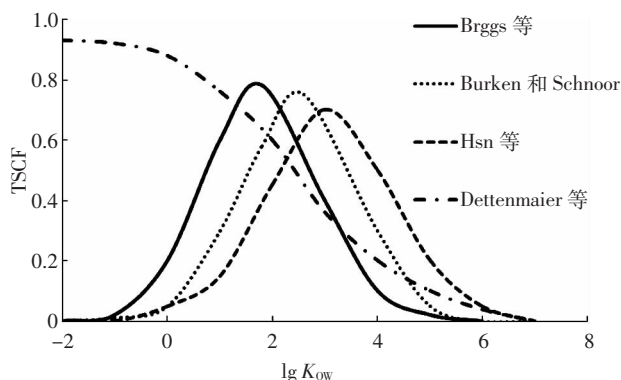


图2 蒸腾流浓度因子(TSCF)与辛醇-水分配系数(K_{ow})的关系^[29,54-55,57]

Figure 2 Transpiration stream concentration factor(TSCF) as a function of K_{ow}

在 $\lg K_{ow}$ 较小(<1)和较大(>4)的情况下存在较大差异。近年来,Dettenmaier 等发现,对于一些非离子型、高极性和水溶性的有机污染物(如环丁砜、甲基叔丁基醚、1,4-二氧己环),其 TSCF 值会远远高于之前“钟形”模型的预测值,表明这类有机污染物也较容易被植物吸收和转运^[54](图2)。而对于 $\lg K_{ow}>3.0$ 的有机污染物(如菲、芘等),它们在根系中很可能是通过质外体途径进行转运,这类有机污染物与皮层细胞壁中的多糖成分结合会导致其径向移动阻力增大^[40],这可能是这类有机污染物较难往上迁移的原因之一。

植物吸收有机污染物是一个被动分配的过程,假设以土壤溶液作为有机污染物的源,而植物体作为有机污染物的汇,则植物通过蒸腾流的作用,将有机污染物从源“泵”入汇中,而植物的根系在这个过程中扮演着非常重要的角色。根系的各成分可能对这个“泵”的过程有着不同的影响。目前这方面的研究还有待进一步加强。

2 植物对有机污染物的代谢

有机污染物被植物吸收进入细胞后的代谢分为3个阶段:其一在一些酶的氧化、还原、水解的作用下获得亲水性官能团(如羟基、羧基、氨基等),这些官能团的引入会促进后续代谢的进行^[58];其二在酶的作用下,有机污染物的亲水性官能团与细胞的内源性分子(如蛋白、多肽、氨基酸、有机酸、多糖等)结合,形成具有醚键、酯键、硫醚键等共价化合物^[59];其三结合产物转移至细胞的非活性部位,水溶性较强的会运输至液泡内部,而较难溶的则转移至细胞壁中^[58]。通过上述过程,有机污染物一般由于水溶性增强,更容易被植

物细胞所代谢,因此其毒性会逐渐减小,但也存在某些有机污染物的代谢中间产物比母体化合物具有更高毒性的现象^[60]。

有机污染物在植物细胞内部的代谢步骤复杂,需要一系列不同的酶参与。细胞色素 P450-含单加氧酶(Cytochrome P450-containing monooxygenases)、过氧化物酶(Peroxidase)、酚氧化酶(Phenoloxidases),是有机污染物代谢研究中受到关注较多的3种酶。细胞色素 P450-含单加氧酶是位于内质网质膜上的混合功能氧化酶系,它们在有机污染物的羟基化过程中起着重要的作用^[61]。研究者在对苯胺型除草剂的研究中发现,菊苣细胞中的细胞色素 P450 可以明显缓解甚至消除除草剂对植物本身的毒性^[62]。过氧化物酶代谢有机污染物的作用也被许多研究所证实。Kuceroová 等指出 PCBs 在植物中的降解与过氧化物酶的含量呈正相关关系^[63],Chroma 等也得到类似的研究结果^[64]。酚氧化酶是一种含铜的金属蛋白酶,在氧气的参与下它可以将酚转化为醌。有研究发现,菠菜中的酚氧化酶会主动参与芳香化合物(如苯、甲苯等)的氧化过程^[65]。

从前人的研究中可以看出,大部分有机污染物能够被植物代谢,但只有部分结构简单的有机污染物可以被完全矿化。代谢的具体过程和涉及的酶促反应仍然有待进一步的深入研究。

3 展望

植物作为环境中的重要生物介质,对有机污染物的环境行为有着不可忽视的作用,而植物吸收、迁移和代谢则是该领域研究的重点和难点。综上所述,植物在吸收有机污染物方面取得了较大的进展,但仍然存在有待深入研究之处。

首先,需要加强植物吸收机理的研究。虽然关于植物吸收的途径以及相关影响因素的研究已经取得一定进展,但部分研究结果仍局限于实验现象的描述。深入的机理分析还处于初步阶段,例如在研究有机污染物胁迫对植物蛋白差异表达的影响时,目前只能从侧面推测某些蛋白在植物吸收、代谢的过程中起到重要作用,但仍无法明确证实^[14,35-36]。另外,已有学者借助新技术,研究有机污染物在根部和叶部中的动态吸收迁移过程^[40,42],但都只是单独针对根部或叶部来展开,无法从整体上了解有机污染物在“根部-茎部-叶部”这一体系下的动态迁移过程。

其次,需要关注有机污染物在植物体内的代谢过程以及对植物毒性的研究。前人已经证实,很多有机

污染物都能在植物体内发生代谢^[33,40,66]。近年来,很多研究者开始关注 PAHs、PCBs、多溴联苯醚等强疏水性有机污染物在植物体内的代谢,其代谢的具体过程和部位、所涉及到的蛋白或酶等信息仍较为缺乏,而且关于母体化合物及其代谢产物对植物的毒性分析的研究仍较少报道。上述这些内容都对植物体本身的功能完整性有着重要影响,间接影响到植物对有机污染物的吸收。

最后,需要完善植物吸收模型构建的研究。目前研究者们提出的预测模型多是以吸收分配平衡假设为基础的,但实际上植物的吸收由于存在各种原因(有机污染物的代谢或者耗散作用)而无法达到平衡,这就导致了模型预测结果的不准确性。因此,需要在更多精确的基础数据之上,把上述影响因素考虑进来,这样建立的预测模型才更有参考价值和实际意义。

致谢:感谢汤叶涛副教授和吴颖欣女士对文章提出的宝贵修改意见。

参考文献:

- [1] Dalla Valle M, Dachs J, Sweetman A J, et al. Maximum reservoir capacity of vegetation for persistent organic pollutants: Implications for global cycling[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18(4): GB4032.
- [2] Scheringer M, Salzmann M, Stroebe M, et al. Long-range transport and global fractionation of POPs: Insights from multimedia modeling studies[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 128(1-2): 177-188.
- [3] Lichtenstein E P. Plant absorption of insecticides, absorption of some chlorinated hydrocarbon insecticides from soils into various crops[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1959, 7(6): 430-433.
- [4] Buckley E H. Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage[J]. *Science*, 1982, 216(4545): 520-522.
- [5] Gaggi C, Bacci E. Accumulation of chlorinated hydrocarbon vapours in pine needles[J]. *Chemosphere*, 1985, 14(5): 451-456.
- [6] Villeneuve J P, Holm E. Atmospheric background of chlorinated hydrocarbons studied in Swedish lichens[J]. *Chemosphere*, 1984, 13(10): 1133-1138.
- [7] White J C. Differential bioavailability of field-weathered *p, p'*-DDE to plants of the *Cucurbita* and *Cucumis* genera[J]. *Chemosphere*, 2002, 49(2): 143-152.
- [8] White J C, Wang X, Gent M P N, et al. Subspecies-level variation in the phytoextraction of weathered *p, p'*-DDE by *Cucurbita pepo*[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(19): 4368-4373.
- [9] White J C, Mattina M I, Lee W Y, et al. Role of organic acids in enhancing the desorption and uptake of weathered *p, p'*-DDE by *Cucurbita pepo*[J]. *Environmental Pollution*, 2003, 124(1): 71-80.
- [10] White J C, Kottler B D. Citrate-mediated increase in the uptake of weathered 2, 2-bis(p-chlorophenyl)1, 1-dichloroethylene residues by plants[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, 21(3): 550-556.
- [11] Mattina M J I, Iannucci Berger W, Eitzer B D, et al. Rhizotron study of Cucurbitaceae: Transport of soil-bound chlordane and heavy metal contaminants differs with genera[J]. *Environmental Chemistry*, 2004, 1(2): 86-89.
- [12] Mattina M J I, Isleyen M, Eitzer B D, et al. Uptake by Cucurbitaceae of soil-borne contaminants depends upon plant genotype and pollutant properties[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(6): 1814-1821.
- [13] Wang X, White J C, Gent M P N, et al. Phytoextraction of weathered *p, p'*-DDE by zucchini (*Cucurbita pepo*) and cucumber (*Cucumis sativus*) under different cultivation conditions[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2004, 6(4): 363-385.
- [14] Chhikara S, Paulose B, White J C, et al. Understanding the physiological and molecular mechanism of persistent organic pollutant uptake and detoxification in cucurbit species (zucchini and squash)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44: 7295-7301.
- [15] Chiou C T, Sheng G, Manes M. A partition-limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(7): 1437-1444.
- [16] Gao Y, Zhu L, Ling W. Application of the partition-limited model for plant uptake of organic chemicals from soil and water[J]. *Science of the Total Environment*, 2005, 336(1-3): 171-182.
- [17] Zhang M, Zhu L. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons to carbohydrates and lipids of ryegrass root and implications for a sorption prediction model[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(8): 2740-2745.
- [18] Wild E, Dent J, Barber J L, et al. A novel analytical approach for visualizing and tracking organic chemicals in plants[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(15): 4195-4199.
- [19] Wild E, Dent J, Thomas G O, et al. Use of two-photon excitation microscopy and autofluorescence for visualizing the fate and behavior of semivolatile organic chemicals within living vegetation[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2007, 26(12): 2486-2493.
- [20] Collins C, Fryer M, Grosso A. Plant uptake of non-ionic organic chemicals[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 40(1): 45-52.
- [21] 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]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(5): 1649-1656.
- [22] Simonich S L, Hites R A. Organic pollutant accumulation in vegetation[J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(12): 2905-2914.
- [23] Paraiba L C. Pesticide bioconcentration modelling for fruit trees[J]. *Chemosphere*, 2007, 66(8): 1468-1475.
- [24] Alkorta I, Garbisu C. Phytoremediation of organic contaminants in soils[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 79(3): 273-276.
- [25] Susarla S, Medina V F, McCutcheon S C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination[J]. *Ecological Engineering*, 2002, 18(5): 647-658.
- [26] Stales C A, Peterson D R, Parkerton T F, et al. The environmental fate of phthalate esters: A literature review[J]. *Chemosphere*, 1997, 35(4): 667-749.
- [27] 范淑秀, 李培军, 何娜, 等. 多环芳烃污染土壤的植物修复研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2007, 26(6): 2007-2013.
FAN Shu-xiu, LI Pei-jun, HE Na, et al. Research of phytoremediation on contaminated soil with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(6): 2007-2013.
- [28] 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(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(10): 1799-1803.

- [29] Briggs G G, Bromilow R H, Evans A A. Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley[J]. *Pesticide Science*, 1982, 13(5):495-504.
- [30] Yin R, Lin X G, Wang S G, et al. Effect of DBP/DEHP in vegetable planted soil on the quality of capsicum fruit[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(6):801-805.
- [31] Du Q, Shen L, Xiu L, et al. Di-2-ethylhexyl phthalate in the fruits of *Benincasa hispida*[J]. *Food Additives and Contaminants*, 2006, 23(6):552-555.
- [32] Gao Y, Zhu L. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 55(9):1169-1178.
- [33] Newman L A, Strand S E, Choe N, et al. Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars[J]. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31(4):1062-1067.
- [34] Cai Q Y, Mo C H, Wu Q T, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons and phthalic acid esters in the soil-radish (*Raphanus sativus*) system with sewage sludge and compost application [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(6):1830-1836.
- [35] Liao C S, Yen J H, Wang Y S. Growth inhibition in Chinese cabbage (*Brassica rapa* var. *chinensis*) growth exposed to di-*n*-butyl phthalate[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 163(2-3):625-631.
- [36] Liao C S, Yen J H, Wang Y S. Effects of endocrine disruptor di-*n*-butyl phthalate on the growth of Bok choy (*Brassica rapa* subsp. *chinensis*) [J]. *Chemosphere*, 2006, 65(10):1715-1722.
- [37] Mattina M J I, Iannucci-Berger W, Dykas L. Chlordane uptake and its translocation in food crops[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2000, 48(5):1909-1915.
- [38] Li H, Sheng G, Chiou C T, et al. Relation of organic contaminant equilibrium sorption and kinetic uptake in plants[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(13):4864-4870.
- [39] Chen L, Zhang S, Huang H, et al. Partitioning of phenanthrene by root cell walls and cell wall fractions of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(24):9136-9141.
- [40] Wild E, Dent J, Thomas G O, et al. Direct observation of organic contaminant uptake, storage, and metabolism within plant roots[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(10):3695-3702.
- [41] Su Y H, Zhu Y G. Transport mechanisms for the uptake of organic compounds by rice (*Oryza sativa*) roots[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 148(1):94-100.
- [42] Wild E, Dent J, Thomas G O, et al. Visualizing the air-to-leaf transfer and within-leaf movement and distribution of phenanthrene: Further studies utilizing two-photon excitation microscopy[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(3):907-916.
- [43] Schreiber L. Polar paths of diffusion across plant cuticles; New evidence for an old hypothesis[J]. *Annals of Botany*, 2005, 95(7):1069-1073.
- [44] Paterson S, Mackay D, Bacci E, et al. Correlation of the equilibrium and kinetics of leaf-air exchange of hydrophobic organic chemicals[J]. *Environmental Science & Technology*, 1991, 25(5):866-871.
- [45] Tolls J, McLachlan M S. Partitioning of semivolatile organic compounds between air and *Lolium multiflorum* (Welsh ray grass) [J]. *Environmental Science & Technology*, 1994, 28(1):159-166.
- [46] Kömp P, McLachlan M S. Octanol/air partitioning of polychlorinated biphenyls[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, 16(12):2433-2437.
- [47] McLachlan M S. Framework for the interpretation of measurements of SOCs in plants[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33(11):1799-1804.
- [48] Böhme F, Welsch-Pausch K, McLachlan M S. Uptake of airborne semivolatile organic compounds in agricultural plants; Field measurements of interspecies variability[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33(11):1805-1813.
- [49] Kömp P, McLachlan M S. Interspecies variability of the plant/air partitioning of polychlorinated biphenyls[J]. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31(10):2944-2948.
- [50] Schreiber L, Schoenherr J. Uptake of organic chemicals in conifer needles; Surface adsorption and permeability of cuticles[J]. *Environmental Science & Technology*, 1992, 26(1):153-159.
- [51] McCrady J K, Maggard S P. Uptake and photodegradation of 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin sorbed to grass foliage[J]. *Environmental Science & Technology*, 1993, 27(2):343-350.
- [52] Wild E, Dent J, Thomas G O, et al. Real-time visualization and quantification of PAH photodegradation on and within plant leaves[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(1):268-273.
- [53] Hauk H, Umlauf G, McLachlan M S. Uptake of gaseous DDE in spruce needles[J]. *Environmental Science & Technology*, 1994, 28(13):2372-2379.
- [54] Dettenmaier E M, Doucette W J, Bugbee B. Chemical hydrophobicity and uptake by plant roots[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 43(2):324-329.
- [55] Burken J G, Schnoor J L. Predictive relationships for uptake of organic contaminants by hybrid poplar trees[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(21):3379-3385.
- [56] Schnoor J L, Light L A, McCutcheon S C, et al. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants[J]. *Environmental Science & Technology*, 1995, 29(7):318A-323A.
- [57] Hsu F C, Marxmiller R L, Yang A Y S. Study of root uptake and xylem translocation of cinmethylin and related compounds in detopped soybean roots using a pressure chamber technique[J]. *Plant Physiology*, 1990, 93(4):1573.
- [58] Sandermann H. Higher plant metabolism of xenobiotics: The green liver concept[J]. *Pharmacogenetics*, 1994, 4(5):225-241.
- [59] Wilken A, Bock C, Bokern M, et al. Metabolism of different PCB congeners in plant cell cultures[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1995, 14(12):2017-2022.
- [60] Buhler D R, Williams D E. The role of biotransformation in the toxicity of chemicals[J]. *Aquatic Toxicology*, 1988, 11(1-2):19-28.
- [61] Robineau T, Batard Y, Nedelkina S, et al. The chemically inducible plant cytochrome P450 CYP76B1 actively metabolizes phenylureas and other xenobiotics[J]. *Plant Physiology*, 1998, 118(3):1049-1056.
- [62] Didierjean L, Gondet L, Perkins R, et al. Engineering herbicide metabolism in tobacco and Arabidopsis with CYP76B1, a cytochrome P450 enzyme from Jerusalem artichoke[J]. *Plant Physiology*, 2002, 130(1):179-189.
- [63] Kucerová P, Polachova L, Macek T, et al. Transformation of PCBs by plant cell cultures and relation to the production of plant peroxidases[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 1998, 42:250.
- [64] Chroma L, Macek T, Demnerova K, et al. Decolorization of RBBR by plant cells and correlation with the transformation of PCBs[J]. *Chemosphere*, 2002, 49(7):739-748.
- [65] Martinoia E, Grill E, Tommasini R, et al. ATP-dependent glutathione S-conjugate export pump in the vacuolar membrane of plants [J]. *Nature*, 1993, 364:247-249.
- [66] Schmitzer J L, Scheunert I, Korte F. Fate of bis (2-ethylhexyl)[¹⁴C]phthalate in laboratory and outdoor soil-plant systems[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1988, 36(1):210-215.