

农药草甘膦在砂质潮土上的迁移行为及其影响因素*

龚健东^{1,2} 赵炳梓^{1†} 张佳宝¹ 卢信¹ 陈效民²

(1 封丘农业生态国家实验站, 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

(2 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095)

摘要 化学物质在土壤中的移动性是人们精确评价其潜在淋溶能力(即对地下水的污染风险)的必要信息。通过一次平衡法和饱和土柱稳定流混合置换实验, 来阐明环境 pH 变化和磷酸盐施用对草甘膦在砂质潮土中的吸附和迁移行为的影响。结果表明, 草甘膦在砂质潮土上的吸附量随着 pH 的增大而降低, 在 pH 4~6 的范围内吸附量变化最明显; 其穿透曲线(BFCs)均呈现不同程度的不对称性, 加入的草甘膦浓度越低这种不对称性越明显; 在本实验条件下, 施用磷酸盐有抑制草甘膦迁移的趋势, 但其抑制趋势并非随磷酸盐施用量的增加而持续增加。如加入草甘膦浓度为 500 mg L⁻¹, 不加磷酸盐 P0 时, 流出液中草甘膦峰值为 459.8 mg L⁻¹, 而加入磷酸盐 P1 和 P2 时, 其峰值分别为 147.3 mg L⁻¹ 和 373.6 mg L⁻¹。推测其原因可能与磷酸盐施用导致环境 pH 降低及磷酸盐在加草甘膦前已经占据过多的吸附位点有关。

关键词 草甘膦; 吸附; 迁移; pH; 磷酸盐

中图分类号 X592

文献标识码 A

地下水遭受农药污染的威胁已经引起世界各国环境科学家的广泛关注^[1,2]。一般而言, 土壤剖面中水分的任何运移均有可能导致残留的农药向深部迁移进而污染地下水, 而迁移量的多少与土壤溶液中农药的含量及水流量成正比。如果存在人为因素(比如化肥的大量使用等)导致土壤环境条件的改变而增加或降低土壤溶液中农药的含量, 则有可能增加或降低地下水农药污染的风险。

草甘膦, 化学名为 N-(膦酰基甲基)甘氨酸, 是一种有机磷类除草剂, 最先是由美国孟山都(Monsanto)公司在 1971 年研制成功。至 20 世纪末和 21 世纪初, 草甘膦逐步成为世界上使用最广泛、销路最好的农药^[3]。中国是草甘膦的生产大国, 20 世纪末的年生产量就超过 7 000 t^[4]。通过对黄淮海地区农民的田间实际访问得知, 该地区农民也广泛使用草甘膦消除田埂、农作物种植前后的农田杂草。草甘膦具有较强的降解能力及施入土壤后能被土壤颗粒吸附等特性。因此, 一般认为草甘膦为环境友好性农药。但是, 最近陆续有报道在欧洲荷兰的饮用水中、美国 Texas 的地下水中检测出不同浓度的草甘

膦。世界卫生组织(WHO)已经将草甘膦列入“饮用水水质指标”优先评估对象^[5]。因此, 黄淮海地区砂质潮土上草甘膦施用的环境风险问题不得不引起我们的重视。

在黄淮海地区, 磷肥是施用量仅次于氮肥的大量营养元素。已有的研究表明, 草甘膦能吸附在土壤上主要是由于草甘膦分子中含有磷酸基, 能与土壤中的磷酸盐竞争吸附位点^[6,7]。由于磷酸盐分子较草甘膦分子小, 所需吸附位点的面积也小, 容易吸附在土壤颗粒上, 能将草甘膦从土壤颗粒上解吸下来, 从而增加了草甘膦在土壤中向下迁移污染地下水的风险; 另一方面由于加入的磷酸盐(磷酸二氢钾)是酸性化合物, 能改变土壤体系中的 pH, 已有实验证明 pH 的降低能显著增强草甘膦在土壤中的吸附行为^[8]。

本研究通过室内一次平衡法和室内饱和土柱混合置换法两个层次上的实验, 其目的主要是为了: (1) 阐明土壤环境 pH 变化对草甘膦在土壤颗粒上吸附量的影响; (2) 评价不同磷酸盐用量对草甘膦在砂质潮土上迁移行为的影响及其机理。这将为防止

* 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410808)资助

† 通讯作者, E-mail: lzhaob@issas.ac.cn; Tel: 025-86881230; Fax: 025-86881000

作者简介: 龚健东(1981~), 男, 硕士研究生, 主要从事污染物运移研究

收稿日期: 2007-09-27; 收到修改稿日期: 2007-05-28

草甘膦对地下水污染和对其他农药在土壤中的迁移、转化等研究提供科学理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

土壤采自位于黄淮海冲积平原的中国科学院封丘农业生态实验站内, 表层 0~20 cm。土样经过风干后过 2 mm 筛, 供试验备用。其理化性质为: 88.3% 砂粒, 3.4% 粉粒, 8.3% 黏粒; pH(水土比 1:1) 8.92; 有机质 5.1 g kg^{-1} ; CEC 6.0 cmol kg^{-1} 。

1.2 实验方法

1.2.1 草甘膦在砂质潮土上吸附的一次平衡法实验 称取 $0.2 \pm 0.001 \text{ g}$ 土样于 20 ml 玻璃离心管中, 加入 10 ml 7.46 g L^{-1} KCl 作为背景溶液, 再加入 5 ml 338.2 mg L^{-1} 的草甘膦, 用 0.40 g L^{-1} NaOH 和 0.36 g L^{-1} HCl 调节溶液 pH 在 3~9 之间, 补充溶液到 20 ml, 使草甘膦浓度为 84.55 mg L^{-1} , 在 25 °C 下往返振荡器(FZ-2 型, 南京土壤仪器厂)上振荡 20 h, 4000 r min^{-1} 低速自动平衡离心机(LDZ5-2 型, 北京医用离心机厂)离心分离 10 min, 过滤, 用高效液相色谱仪(HPLC)测定平衡液中草甘膦浓度。用差减法计算出土壤对草甘膦的吸附量。

表 1 土柱混合置换实验条件

Table 1 Experimental conditions for miscible displacement columns

容重 Bulk density (g cm^{-3})	孔隙体积 Pore volume (cm^3)	饱和含水量 Saturated water content ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	淋出液流速 Effluent velocity (ml min^{-1})	水流量 Water flux (cm min^{-1})	平均孔隙水流速 Average pore water velocity (cm min^{-1})
1.64	315	0.389	1.61	3.67×10^{-2}	0.094

1.3 测定方法

草甘膦的测定: 取一定的流出液经旋转蒸发器(R-205 型, 瑞士 BUCHI 公司)浓缩至 10 ml, 再从浓缩液中取 2 ml 于 5 ml 刻度试管加入 2 ml 磷酸缓冲液(143.3 g L^{-1} Na_2HPO_4 - 152.1 g L^{-1} Na_3PO_4 , pH 为 11), 然后再加入 0.5 ml 对甲基苯磺酰氯溶液(每毫升乙腈溶解 10 mg 对甲基苯磺酰氯)定容至刻度摇匀, 在 50 °C 电热恒温水浴锅(上海永兴昌医疗器械厂)中衍生化 5~10 min 后过滤待测。Agilent1100 高效液相色谱仪(美国 Agilent 公司)测定条件: 紫外监测器, 检测波长 $\lambda=240 \text{ nm}$; 色谱柱($4.6 \times 150 \text{ mm}$ Zorbax ODS), 柱温: 25 °C, 柱压 $80 \times 10^5 \text{ Pa}$; 流动相: 磷酸缓冲液(7.80 g L^{-1} NaH_2PO_4 - 4.90 g L^{-1} H_3PO_4 , pH 为 2.30)和乙腈(85:15, V/V); 流速 1 ml min^{-1} ;

1.2.2 饱和土柱混合置换实验 实验在内径为 7.4 cm、高 18 cm 的玻璃土柱中进行。填装时先在土柱底部加上纱棉和砂网(防止石英砂的流失), 然后采用分层填装法填土。土柱两端各加 2 cm 石英砂作为反滤层。根据田间容重将土柱压实, 防止产生边缘效应。混合置换实验土柱的基本条件见表 1。

实验共设计了 3 种草甘膦浓度, 即加入的起始草甘膦浓度 C_0 分别为: 500 mg L^{-1} , 100 mg L^{-1} , 70 mg L^{-1} ; 3 个磷酸盐浓度处理: 不施(P0), 每土柱施用 245 mg KH_2PO_4 (P1) 和施用 490 mg KH_2PO_4 (P2)。共进行了 9 个土柱的迁移实验。

土柱装填完后放在架子上连接好, 先用蠕动泵(BT00-300M, 保定兰格恒流泵有限公司)从土柱底部泵入去离子水饱和和 2~3 d, 然后加入 2PV(孔隙体积) 5.95 g L^{-1} KBr 溶液进行溴离子示踪剂实验。当溴离子全部被去离子水淋洗出后, 再用 7.46 g L^{-1} KCl 背景溶液淋洗土柱(保持土柱内离子强度和 pH 不变)然后进行草甘膦实验, 对不加磷酸盐的处理直接泵入 2PV 草甘膦后用背景溶液淋洗, 部分自动收集器(BS2-100 型, 上海沪西分析仪器厂)收集流出液待测。对加磷酸盐的处理先泵入磷酸盐平衡 12h 后再加草甘膦^[9]。

进样体积为 20 μl ^[10]。Br⁻ 用溴离子选择电极测定。土壤基本理化性质采用常规分析方法测定^[11]。

2 结果与讨论

2.1 pH 对草甘膦在砂质潮土上吸附的影响

土壤 pH 是影响农药在土壤上吸附的一个重要因素。通常随 pH 降低农药的吸附量升高, 尤其对有机酸农药的吸附, pH 影响更大^[12]。一次平衡法实验结果(图 1)表明, 当土壤环境 pH 增大时, 土壤对草甘膦的吸附能力显著下降。说明草甘膦在酸性环境中易吸附, 而在中性、碱性环境中吸附小。这是因为草甘膦分子中含有 3 个可电离的活性氢, Kobylecka 等^[13]测定的草甘膦各级解离常数

分别为 $pK_1= 2.53$, $pK_2= 5.68$, $pK_3= 10.25$, 所以在酸性条件下, 草甘膦基本是以分子态存在, 而在碱性条件下, 基本以阴离子形态存在。在实验的 pH (3~ 9) 范围内, 随着 pH 的增大草甘膦逐渐从分子态变为离子态。从图中可以看出, 在 pH 4~ 6 的范围内吸附量变化最明显, McConnell 等研究草甘膦在针铁矿上的吸附也发现 pH 在 3~ 6 时吸附量下降尤其显著^[14]。这可能原因为, 当 pH 越趋近农药的 pK_a 时, 吸附越强。pH 在 4 以下时, 草甘膦分子所含有的质子与土壤有机质或粘土矿物形成分子间氢键, 增加了吸附的可能性; 当 pH 大于 6 时草甘膦带有负电荷, 而通常情况下土壤也是带负电荷, 两者之间形成相斥的作用力, 造成草甘膦在砂质潮土上吸附量的减少^[15]。草甘膦的吸附量与土壤溶液 pH 呈负相关, 因此, 土壤溶液 pH 越低, 草甘膦向地下水迁移的可能性越小, 而在碱性环境中施加大量的草甘膦可能会增加其向地下水迁移的风险。

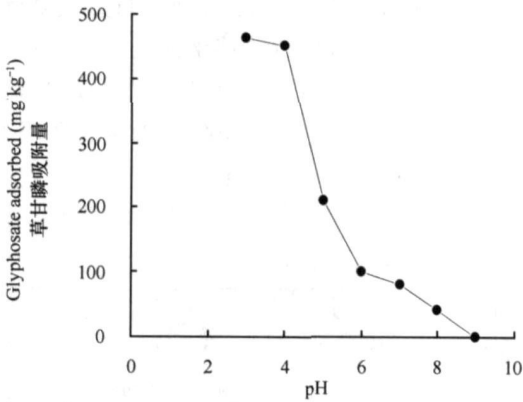


图 1 草甘膦在砂质潮土上的吸附与土壤 pH 的关系

Fig. 1 Effect of pH on adsorption of glyphosate to sandy Fluvisol aquic soil

2.2 不同溶质在砂质潮土中的迁移

2.2.1 示踪剂 Br⁻ 的迁移

穿透曲线(BTC)是迁移离子在介质中运移过程的真实反应, 是研究溶质在土壤中迁移的常用方法^[16]。本研究通过 Br⁻ 混合置换实验来判断稳定水流速条件下污染物在砂质潮土中迁移过程的非平衡性。实验测得 Br⁻ 穿透曲线(图 2)基本上是对称的, 没有出现双峰和拖尾现象。利用美国盐渍土实验室的 CXTFIT 软件拟合 BTC, 可以估算出一些参数^[17,18]。本实验求得 Br⁻ 的水动力弥散系数为 $0.113 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$, 说明 Br⁻ 在砂质潮土中的迁移过程, 基本上不受物理的、化学的非平衡影响, 从而可以忽略不可动水体对 Br⁻ 和草甘膦的迁移影响。

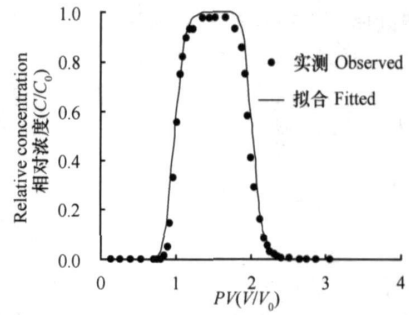


图 2 Br⁻ 在砂质潮土中的穿透曲线

Fig. 2 Bromide breakthrough curve in the sandy Fluvisol aquic soil

2.2.2 草甘膦的迁移

不同施用量草甘膦在砂质潮土中迁移的穿透曲线(BTC)见图 2。所有 BTCs 均呈现不同程度的不对称性(拖尾现象), 加入的草甘膦浓度越低这种不对称性越明显。这表明草甘膦在土柱中迁移时发生了强烈的吸附和解吸, 而解吸较吸附过程持续的时间要更长。无论是否使用磷酸盐, 流出液中的草甘膦浓度均随草甘膦加入量的增加而增加, 峰值出现的时间也越早。如当施加磷酸盐浓度为 P1, 草甘膦施加浓度从 500 mg L^{-1} 降至 100 mg L^{-1} 再降至 70 mg L^{-1} 时, 流出液草甘膦峰值从 147 mg L^{-1} 降至 5.15 mg L^{-1} 再降至 3.12 mg L^{-1} , 峰值的出现从 2.9PV 增加到 10.4PV 再到 20.5PV。P0、P2 和 P1 有相同的规律。这说明草甘膦在土壤中含量高时容易迁移, 对地下水的危害更大。

P1、P2 处理土柱流出液中草甘膦的含量均明显低于不加磷酸盐(P0)的情形。表明在砂质潮土上磷酸盐的加入增加了土壤对草甘膦的吸附而降低了草甘膦的移动性。从图 2 中还可以看出加磷酸盐的处理 BTCs 的峰值均发生右移, 在草甘膦使用浓度为 70 mg L^{-1} 时最为明显。与 P0 处理相比, 施 P1 浓度磷酸盐右移 2.6PV, 施 P2 浓度右移了 6.3PV, 更说明磷酸盐能阻碍草甘膦在砂土上的迁移, 并且随着施用磷酸盐浓度的升高, 阻碍草甘膦迁移的现象越显著。

分析其原因, 可能与土壤中 pH 变化有关。供试土壤为弱碱性土壤, pH 为 8.92, 而所加的磷酸二氢钾溶液为强酸性(pH 为 3.89), 加入磷酸盐 P1、P2 后土壤流出液中 pH 分别降至 7.32 和 6.24。加入的磷酸盐浓度越高土壤中 pH 降低的越多。研究表明, 土壤 pH 的降低会导致草甘膦净电荷的增加, 从而增加对草甘膦的吸附。这与本文研究的 pH 对草甘膦在砂质潮土上吸附影响相一致。

磷酸盐的加入造成土壤体系 pH 的降低, 可能增加了土壤对草甘膦的吸附, 从而降低其向地下水迁移的可能性。

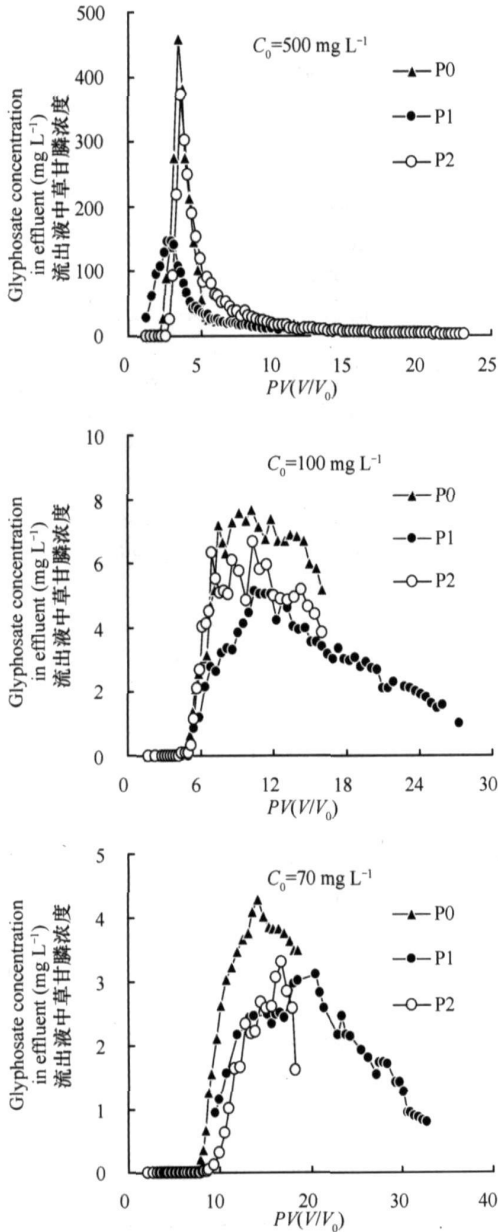


图3 草甘膦在砂质潮土中的穿透曲线

Fig. 3 Glyphosate breakthrough curves in the sandy Fluvo-aquic soil

比较 P1、P2 处理流出液中的草甘膦含量, 发现尽管随着磷酸盐施用量的增加, 溶液 pH 随之降低, 但流出液中草甘膦含量并非随之降低, 而是有增加的趋势。比如: 当加入草甘膦浓度为 500 mg L^{-1} 和磷酸盐浓度为 P2 时, 流出液中草甘膦的峰值为 373.6 mg L^{-1} , 而加入 P1 时, 其峰值为 147.3 mg L^{-1} 。这似乎与上面的结论矛盾。推测其原因可能为磷酸盐浓度与 pH 之间存在一个平衡点。即

在碱性土壤中加入磷酸盐与不加磷酸盐相比, 总体趋势为加磷酸盐处理由于降低土壤环境 pH 而有增加草甘膦吸附、减少流出液中草甘膦浓度的趋势, 但当磷酸盐含量超过临界浓度时, 其吸附量并非持续增加。因为过多的磷酸盐在土壤颗粒上占据了过多的吸附位点, 再加入草甘膦时, 草甘膦与磷发生竞争吸附, 它对土壤上的吸附位点的亲和力较磷要弱, 竞争中草甘膦处于劣势。而当磷酸盐含量低于这一临界浓度时, 尽管磷酸盐优先吸附占据吸附位, 但依然有多余的吸附位供草甘膦利用。此时草甘膦吸附量主要受制于环境 pH。同时可见, 随着加入草甘膦的浓度的降低, 这种竞争吸附现象越来越不明显。在草甘膦浓度为 100 mg L^{-1} 时两者峰值相差 1.5 mg L^{-1} , 在 70 mg L^{-1} 时峰值差异只有 0.2 mg L^{-1} 。

土壤存在对磷酸盐的优先吸附现象, 其原因可能为: (1) 分子大小不同: 草甘膦为有机分子而磷酸盐为无机分子, 草甘膦的分子较磷酸盐分子大的多, 吸附点所占的面积要大, 吸附位点就要较磷酸盐的少。因此, 在相同条件下磷酸盐在土壤上的吸附能力要较草甘膦强。(2) 键的强弱不同: 在草甘膦分子中与磷原子直接相连的是三个氧原子和一个碳原子, 磷酸盐分子中则是四个氧原子与磷原子相连。碳的电负性较氧的电负性弱, 因而对磷原子产生的极性也弱, 进而影响了它们与土壤颗粒之间作用的强弱^[7]。

3 结 论

一次平衡法实验很清晰地表明土壤溶液中 pH 高低是影响草甘膦在砂质潮土上吸附量多少的主要因素之一, 在本实验的 pH 范围内 (pH3~9), 草甘膦在土壤上的吸附量随着 pH 的升高呈连续降低趋势, 在 pH 为 4~6 间变化量最为显著。

土柱实验是研究有机农药在土壤中迁移行为的重要手段, 该方法可能较一次平衡法实验更加接近田间实际情况。草甘膦在土壤中迁移能力不强, 但随着施用量的增加, 其迁移潜力逐渐增强。磷酸盐的施用有抑制草甘膦在砂质潮土上迁移的趋势, 这可能主要与磷酸盐施用导致环境 pH 降低而增加土壤对草甘膦的吸附量有关; 尽管土壤溶液的 pH 随着磷酸盐施用量的增加而继续降低, 但其抑制草甘膦迁移的趋势并非随磷酸盐施用量的增加而持续增加, 可能由于存在一临界磷酸盐浓

度,当磷酸盐施用量高于这一临界浓度时,过多的磷酸盐占据了过多的吸附位点而减少供草甘膦吸附的位点;而当磷酸盐含量低于这一临界浓度时,尽管磷酸盐优先占据吸附位,但依然有多余的吸附位点供草甘膦利用,此时草甘膦吸附量主要受制于环境 pH。

参 考 文 献

- [1] Ritter W F, Scarborough R W, Chimside A E M. Contamination of groundwater by triazine, metolachlor and alachlor. *Contam. Hydrol.*, 1994, 15: 73~ 92
- [2] Beltuck D A. Groundwater contamination by atrazine and its metabolites. *ACS Symp. Ser.*, 1991, 459:254~ 273
- [3] Alan D, Baylis A D. Why glyphosate is a global herbicide: Strengths, weaknesses and prospects. *Pest Manag. Sci.*, 2000, 56: 299~ 308
- [4] Woodlum A T. Glyphosate: Production, pricing and use worldwide. *Pest. Manag. Sci.*, 2000, 56: 309~ 312
- [5] Solsona F. Guidelines for drinking water quality standards in developing countries [EB/OL]. <http://www.cepis.ops.oms.org/bvsacg/i/fulltext/guianca/guianca.Pdf>. 2002
- [6] Dion H M, Hersh J B, Hill H H. Competitive sorption between glyphosate and inorganic phosphate on clay minerals and low organic matter soils. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2001, 249: 385~ 390
- [7] Gimsing A L, Borggaard O K. Effect of KCl and CaCl₂ as background electrolytes on the competitive adsorption of glyphosate and phosphate on goethite. *Clays and Clay Mineral*, 2001, 49: 270~ 275
- [8] Morillo E, Undabeytia T, Maqueda C, *et al.* Glyphosate adsorption on soils of different characteristics. Influence of copper addition. *Chemosphere*, 2000, 40:103~ 107
- [9] 卢信, 赵炳梓, 张佳宝, 等. 磷酸盐对农药草甘膦在不同土壤中迁移的影响. *中国环境科学*, 2005, 25(5): 607~ 610. Lu X, Zhao B Z, Zhang J B, *et al.* Effects of phosphate on the transport of glyphosate in soils with contrasting properties (In Chinese). *China Environmental Science*, 2005, 25(5): 607~ 610
- [10] Kawai S, Uno B, Tomita M. Determination of glyphosate and its major metabolite aminomethylphosphonic acid by high performance liquid chromatography after derivatization with *p*-toluenesulphonyl chloride. *Journal of Chromatography*, 1991, 540: 411~ 415
- [11] 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 278~ 282, 13~ 14, 107~ 108, 24~ 26. Lu R K. ed. *Analytical Methods of Soil and Agrochemical* (In Chinese). Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000. 278~ 282, 13~ 14, 107~ 108, 24~ 26
- [12] Pusino A, Liu W, Gessa C. Effect of metal binding ability on the adsorption of acifluorfen on soil. *J. Agric. Food Chem.*, 1993, 41: 502~ 505
- [13] Kobylecka J, Ptaszyński B, Zwolińska A. Synthesis and properties of complexes of lead(II), cadmium(II), and zinc(II) with N-phosphonomethylglycine. *Monatshefte für Chemie Chemical Monthly*, 2000, 131: 1~ 11
- [14] McConnell J S, Hossner L R. pH dependent adsorption isotherms of glyphosate. *J. Agric. Food Chem.*, 1985, 33: 1 075~ 1 078
- [15] 杨宏伟, 郭博书, 嘎尔迪. 除草剂草甘膦在土壤中的吸附行为. *环境科学*, 2004, 25(5): 158~ 162. Yang H W, Guo B S, Ga E D. Adsorption behaviors of herbicide glyphosate on soils (In Chinese). *Environmental Science*, 2004, 25(5): 158~ 162
- [16] 朱红霞, 马立望, Selim H M. 非反应性物质在土壤中的迁移及其参数确定. *土壤学报*, 1998, 35(4): 517~ 525. Zhu H X, Ma L W, Selim H M. Transport of nonreactive solute in soil and the determination of model parameters (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35(4): 517~ 525
- [17] Liu C P, Shao M A, Lu D Q, *et al.* An analytical solution for advance of solute front in soils. *Pedosphere*, 2004, 14(3): 339~ 346
- [18] 李保国, 胡克林, 黄元仿, 等. 土壤溶质迁移的研究及应用. *土壤*, 2005, 37(4): 345~ 352. Li B G, Hu K L, Huang Y F, *et al.* Advances in modeling and applications of soil solute transport (In Chinese). *Soils*, 2005, 37(4): 345~ 352

TRANSPORT BEHAVIOR OF GLYPHOSATE IN SANDY FLUVO AQUIC SOIL AND ITS INFLUENCING FACTORS

Gong Jiandong^{1,2} Zhao Bingzi^{1†} Zhang Jiabao¹ Lu Xin¹ Chen Xiaomin²

(1 State Experimental Station for Agro-Ecology, State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

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

Abstract Transport behavior of applied chemicals in soil is essential for evaluating their potential leaching to groundwater. In this study sorption of glyphosate to a sandy Fluvio-aquic soil as affected by pH was determined using batch technique and its transport behavior in the soil as affected by different application rate of phosphate investigated through a miscible displacement experiment under soil-water saturated conditions and constant flux. Results show that the glyphosate sorption decreased with irr

creasing pH, particularly when pH rose from 4 to 6. All measured breakthrough curves (BTCs) exhibited different extent of asymmetry with sharp adsorption and slow desorption fronts, the lower the glyphosate application rate, the more distinct the asymmetry. A general trend of phosphate application inhibiting transport of the chemical was observed, while the trend was not consistent with the application rate of phosphate. For example, when application rate of glyphosate was 500 mg L^{-1} , the peak glyphosate concentration in efflux was 459.8 mg L^{-1} in Treatment P0, and 147.3 mg L^{-1} and 373.6 mg L^{-1} respectively in Treatment P1 and P2. It is probably because application of phosphate leads to decrease in pH and phosphate occupy adsorption sites in the soil preemptively.

Key words Adsorption; Glyphosate; Phosphate; pH; Transport