

有机络合强化植物修复的环境风险研究¹

II. 不同质地对 EDTA 淋溶土壤中重金属的动态作用

吴龙华 骆永明 章海波 裴永新²

(中国科学院南京研究所土壤圈物质循环开放研究实验室 南京 210008)

摘 要 通过土柱淋溶试验研究了 EDTA 对不同质地土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb 淋溶作用的影响及其动态特征。结果表明,土壤质地对 EDTA 淋溶重金属元素的行为有一定的影响,这些金属的淋失主要发生在淋溶初期,可能造成地下水污染的潜在风险。

关键词 太湖水稻土; EDTA; Cu、Zn、Cd、Pb; 土壤质地; 淋溶

EDTA 对土壤中重金属的活化效应及其强化植物修复作用业已证明^[1~3]。EDTA 的这种络合强化修复的环境效应尤其对地下水的潜在污染威胁已愈来愈引起人们的关注^[4]。我们在前文报导了 EDTA 对复合污染土壤中溶液态有机碳和重金属浓度动态变化的影响^[5]。本文通过土柱淋溶试验,研究在加入一定量 EDTA 和采用相同的淋洗量条件下,不同质地土壤中重金属淋溶的动态特征,以了解不同土壤渗滤率情况下 EDTA 对污染土壤重金属移动作用及其环境风险,为重金属污染土壤植物修复的有机调控提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 供试土壤及重金属处理

供试土壤采自江苏省宜兴市丰义镇。土壤性质及其重金属处理见本期论文^[5]。

1.2 试验设计与实施

试验共 3 个处理,分别是: 对照,不加石英砂(CK); 加 10%(烘干土计)过 1 mm 的石英砂; 加 20%石英砂。试验所用土柱的直径(内径)3.3 cm,高 24 cm,在土柱底部有一渗漏口。土柱底部垫 2 cm 经酸泡、洗净的石英砂,在砂层上垫一张 100 目的尼龙网。在装土前根据每土柱装土量,计算出田间持水量的 40%时的需水量。将 EDTA (12 mmol/kg)溶入这些水中,缓慢倒入土壤中,充分混匀,按容重 1.25 g/cm³计装入土壤,每土柱装土 214 克(烘干重计),装土后放一塑料瓶收集渗滤液。每处理重复 2 次。加水调节土壤至田间持水量,平衡 24 小时后用去离子水淋洗,每次淋洗量为 40 ml,相当于每千克烘干土每次淋洗 187 ml,淋洗液 pH 控制在 6.3。因淋洗速率不同,各次收集的间隔天数不同,在装柱后第 1 天收集第一次渗滤液,以后分别在淋洗的第 3、4、6、11、

¹ 国家自然科学基金重点项目(49831070),国家重点基础研究发展规划项目(G1999011807)和中国科学院南京土壤研究所土壤与环境联合开放研究室基金项目资助。

² 南京农业大学资源与环境科学学院 2001 届毕业实习生。

13、19、24、29、34、41、48 天收集第 2 至第 12 次渗滤液。试验结束后采集各土柱的土壤, 风干, 过 100 目筛, 备测定土壤元素全量用。

1.3 样品测试分析方法

试验测定了第 1, 2, 4, 7 和 12 次渗滤液的总有机碳 (TOC) 和 Cu、Zn、Pb、Cd 浓度, 以及淋溶试验结束后土壤全量 Cu、Zn、Pb、Cd。渗滤液 TOC 采用 Shimadzu 500A TOC 仪测定; 渗滤液全量 Cu、Zn、Pb、Cd 直接采用 TJA POEMS II ICP-AES 测定; 土壤全量 Cu、Zn、Pb、Cd 经 HF-HNO₃-HClO₄ 消煮后用 TJA POEMS II ICP-AES 测定。

2 结果与讨论

2.1 TOC 淋失量动态

将每土柱每次淋洗后渗滤液 TOC 浓度与渗滤液体积相乘, 再除以每土柱烘干土重, 得到单位质量土壤淋洗单位体积水量后的 TOC 淋失量。图 1 为淋溶体积对不同质地土壤中 EDTA 存在时 TOC 淋失量动态的影响。刚开始淋洗时, 土壤质地变粗可降低 EDTA 淋失量 ($p < 0.05$), 加石英砂的比不加石英砂的渗滤液 TOC 淋洗损失量小, 这可能与加 10% 或 20% 的石英砂后对土壤的有机碳总量的稀释效应和孔隙度变化有关。在相同的淋洗体积下淋洗液带走的有机物量减少。但到淋洗量为 374 ml/kg 土时, 加石英砂的两处理 TOC 每次淋失量与对照没有差异, 到淋洗量达 748 ml/kg 时则显著高于对照处理。随着淋洗次数的增加, 可被淋洗的有机碳量减少, 到淋总洗量为 2244 ml/kg 土 (第 12 次淋洗) 时加砂与不加砂处理间差异很少 ($p > 0.05$), 含量也非常低, 对照处理的 TOC 淋失量为 8.52 mg/kg, 加 10% 石英砂的处理为 3.65 mg/kg, 加 20% 石英砂的处理为 2.85 mg/kg。

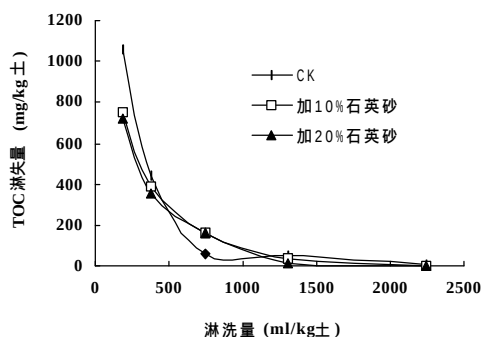


图 1 土壤质地对 EDTA 存在条件下 TOC 淋失量的动态影响

2.2 Cu、Zn、Pb、Cd 淋失量动态

与 TOC 淋失量的计算相似, 将每土柱每次淋洗后渗滤液重金属浓度与渗滤液体积相乘, 再除以每土柱烘干土重, 得到单位质量土壤每次淋洗后的重金属淋失量。每次淋洗后的 Cu、Zn、Pb、Cd 淋失量动态变化 (图 2) 与 TOC 的变化相似。在淋洗初期, 加石英砂 10% 和加石英砂 20% 处理使 Cu 淋失量显著降低, 对照为 41.8 mg/kg, 加石英砂 10% 和 20% 的两处理分别为 33.2 mg/kg 和 32.4 mg/kg (图 2a), 到淋洗量为 374 ml/kg 土时, 加石英砂的两处理每次 Cu 淋失量与对照没有差异, 但到淋洗量为 748 ml/kg 时则显著高于对照处理 ($p < 0.05$)。随着淋洗体积的增加, 各处理 Cu 每次淋失量逐渐减小, 差异也逐渐缩小。Zn、Pb、Cd 的每次淋失量变化规律与 Cu 相似 (图 2b、2c、2d)。由图 2 可见, 土壤质地变化对 Cu、Zn、Pb、Cd 的影响主要在淋洗的初期。Kedziorek 等人^[6]的室内模拟试验研究了不同 EDTA 浓度及淋洗方式下土壤 Br、Cd 和 Pb 淋洗过程并进行了方程的拟合, 发现淋洗量为土壤孔隙量的两倍体积时渗滤液 Cd 浓度达到最大, 以后随着淋洗量的增大 Cd 迅速下降。可见, 在施用 EDTA 的初期, 重金属极易被 EDTA 溶解而发生迁

移。因此,在进行污染土壤植物修复的 EDTA 调控时,防止因 EDTA 施用而引起重金属淋溶的关键时期在施用后的初期,这与前文的结果^[5]是一致的。

2.3 土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 全量的变化

在 12 mmol/kg EDTA 加入量的背景下,经过每次淋洗 40 ml,共计 12 次淋洗后,土壤全量 Cu、Zn、Pb、Cd 已大大降低(表 1)。未加石英砂的对照土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的淋失率分别为 33.5%, 79.4%, 70.9% 和 86.5%。除加石英砂 10% 处理的全量 Cu 外,加入石英砂使土壤质地变粗进一步降低了重金属元素的土壤全量。与对照相比,加入 10% 的石英砂对土壤全量 Cu 的变化没有显著差异,但加入 20% 的石英砂达到了显著差异;同时,10% 与 20% 的石英砂处理之间也达到了显著水平。土壤全量 Zn、Cd 在 10% 石英砂处理与对照之间无显著差异,但在 20% 石英砂处理与对照之间有显著差异,在 10% 石英砂与 20% 石英砂处理之间无显著差异。

表 1 土壤质地对 EDTA 存在下土壤淋溶后全量 Cu、Zn、Pb、Cd 的影响

处 理	Cu	Zn	Pb	Cd
CK	105 ± 1 ^{aA*}	115 ± 6 ^a	151 ± 3	7.01 ± 0.69 ^a
加石英砂 10%	106 ± 3 ^{aA}	103 ± 8 ^{ab}	150 ± 22	6.46 ± 0.62 ^{ab}
加石英砂 20%	98.5 ± 4 ^{bB}	97.5 ± 12 ^b	136 ± 5	4.81 ± 0.49 ^b

*: 用新复极差法(SSR法)统计,表中小写字母为5%差异显著性水平,大写字母为1%差异显著性水平。

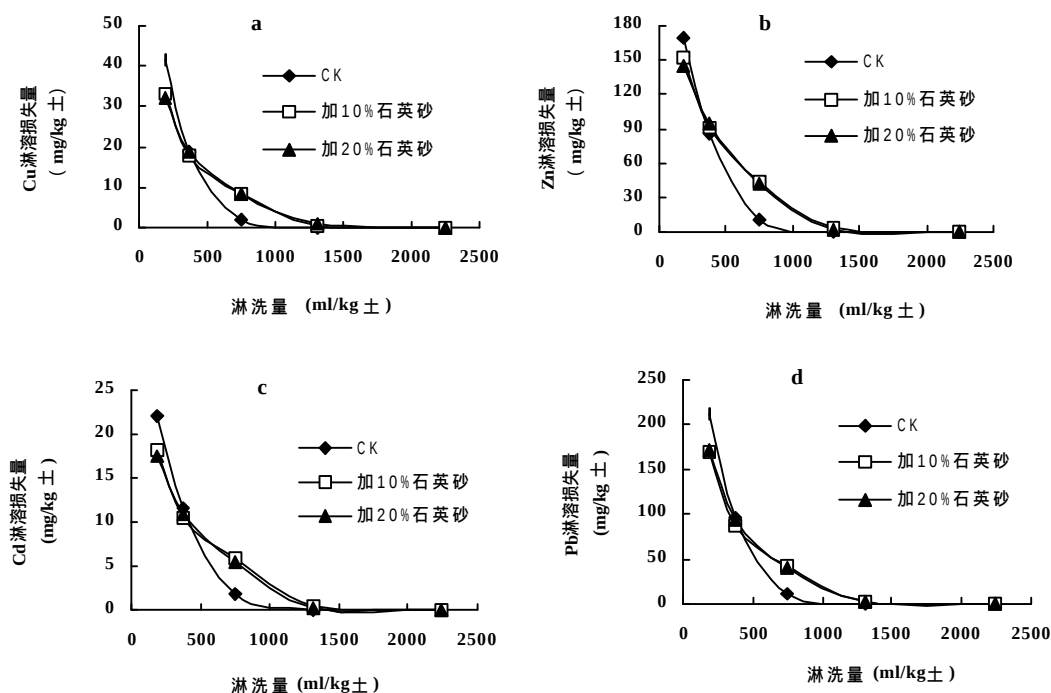


图 2 土壤质地对 EDTA 存在下渗滤液中 Cu(a)、Zn(b)、Cd(c)、Pb(d) 淋失量的动态影响

上述结果表明,土壤质地对重金属元素的淋溶有影响,这种影响主要发生在淋溶初期。EDTA 活化土壤重金属构成的次生潜在环境风险在粗质地土壤上更大。

3 小 结

加石英砂使土壤质地变粗,在 EDTA 存在条件下的淋洗初期能显著降低 TOC 和 Cu、Zn、Pb、Cd 的淋失量,随着淋洗量的增加,TOC 和重金属元素的每次淋溶淋失量逐渐下降,各处理间差异缩小。

经淋溶 12 次(用水 2244 ml/kg 土)后,土壤 Cu、Zn、Pb、Cd 全量随土壤质地变粗而下降。除 Pb 元素外,其余 3 种重金属的土壤全量变化受土壤质地显著影响。

参 考 文 献

- 1 Blaylock M. J. *et al.* Environmental Science & Technology, 1997, 31(3): 860 ~ 865
- 2 吴龙华等. 铜污染土壤修复的有机调控研究 II. 根际土壤铜的有机活化效应. 土壤, 2000, 32(2): 67~70
- 3 Huang J. W. *et al.* Environmental Science and Technology, 1997, 31(3): 800~805
- 4 骆永明. 强化植物修复的螯合诱导技术及其环境风险. 土壤, 2000, 32(2): 57~611
- 5 吴龙华等. 有机络合强化植物修复的环境风险研究 I. EDTA 在太湖水稻土上的降解行为. 土壤, 2001, 33(4): 189~192
- 6 Kedziorek M. A. M. *et al.* Environmental Science and Technology, 1998, 32(11): 1609~1614

(上接 184 页)

- 22 Hunt P. G. AD Report, 1972, 74(6): 2674~26
- 23 Jenson Y. *et al.* Agric. Biol. Chem, 1975, 39(5): 1781~1785
- 24 Dibble J. T. *et al.* App. Environ. Microbiol, 1979, 37(4): 729~735
- 25 Zobell C. E. LSU-SG-73-01, 1973
- 26 Vanlooocke R. *et al.* J. Environmental Studies, 1975, 8(1): 99~105
- 27 Cehtomaki M. *et al.* AMBIO, 1977, 4(3): 126~131
- 28 Cerniglia C.E. *et al.* Z. All. Microbiologie, 1973, 13(1): 229~234
- 29 Devanny J. S. *et al.* Hazardous Waste and Hazardous Materials, 1989, 6(4): 421~425
- 30 Borgen R. *et al.* Biol. Sol., 1978, 15(4): 445~449
- 31 Odu C. T. Environ. Pollut. 1978, 15(1): 235~239
- 32 Fusey P. *et al.* Mat.Organismen, 1975, 10(2): 109~112
- 33 郑远扬编译, 石油污染生化治理进展. 国外环境科技技术, 1993, 72(3): 46~50
- 34 America Petroleum Institute. the Land Treatability of Appendix Weshington, D.C. 1984
- 35 沈得中, 污染物的原位生物处理-生物清消技术. 环境科学进展, 1993, 1(5): 55~59
- 36 Morgean P. *et al.* Biotechnology, 1989, 8: 305~333
- 37 Al-Daher R. *et al.* Envion. Int. 1998, 24(2): 175~180
- 38 Zitrides T. G. *et al.* Pollution Engineering, 1990, 22(5): 57~62
- 39 Zappi M. E. *et al.* J. Hazardous Materials, 1996, 46(1): 1~12
- 40 Audrew R. *et al.* Environment Progress, 1992, 11(4): 318~322
- 41 焦瑞身等编著, 生物工程概论. 化学工业出版社, 1991, 85~87
- 42 李慧荣, 白腐真菌的研究进展. 环境科学进展, 1996, 4(6): 69~77