

# 中水灌溉下重金属在土壤中的垂直迁移 及其对地下水的污染风险

杨 军<sup>1,2</sup>, 郑袁明<sup>1</sup>, 陈同斌<sup>1,\*</sup>,  
黄泽春<sup>1</sup>, 罗金发<sup>1</sup>, 刘洪禄<sup>3</sup>, 吴文勇<sup>3</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 北京市水利科学研究所, 北京 100044)

**摘要:** 中水灌溉是解决水资源短缺的潜在途径, 关于中水灌溉条件下土壤中重金属的迁移行为及其对浅层地下水的污染风险至今仍缺乏研究。本文通过土柱模拟试验, 分析中水灌溉条件下重金属在土壤中的迁移趋势及其对浅层地下水的污染风险。试验用添加重金属 (As、Cd、Cu、Pb 浓度分别为 2、0.2、20、20 mg·kg<sup>-1</sup>) 的人工污水和中水以 1 年、3 年的灌溉量进行土柱淋溶实验。结果表明, 淋溶 20 天 (1 年的灌溉量) 以及 60 天 (3 年的灌溉量), 灌溉水中的 As、Cd、Cu 和 Pb 主要在表层 (0~10cm) 累积。随着淋溶时间的延长, 4 种重金属 (尤其是 Cd) 表现出向下迁移的趋势。但与地下水 I 级水质标准 (GB/T14848-93) 相比, 淋滤液中 4 种重金属均未超标。因此, 从本文的模拟试验来看, 以北京市当前的中水进行灌溉, As、Cu、Pb 对浅层地下水的污染风险不大。

**关键词:** 土柱; 中水; 重金属; 淋溶; 浅层地下水

**文章编号:** 1000-0585(2006)03-0449-08

中国是一个水资源相对缺乏的国家, 尤其是像北京这样的北方城市缺水问题更加突出。2003 年北京市人均水资源仅为 127.8 m<sup>3</sup>, 远低于全国平均水平 (2131 m<sup>3</sup>), 缺水问题已经开始影响北京市的整体发展。2003 年农业灌溉用水占全国用水总量的 64.5%<sup>[1]</sup>, 因而用水资源短缺问题在农业生产中尤为突出。刘昌明的调查发现, 由于过量超采地下水, 导致北京市城市地面沉降<sup>[2]</sup>。中水回用可有效缓解水资源短缺问题, 但 2004 年北京市的中水利用率仅为 25%<sup>[3]</sup>。预计 2008 年北京市 9 座中水厂全部投入运营后, 可提供 1.1 × 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup> 的中水<sup>[4]</sup>。与此同时, 随着城市的发展, 人口迅速增加, 预计 2008 年北京市人口总量将达到 1500 万<sup>[5]</sup>, 如果不开展中水回用, 届时北京市的缺水问题将会更加突出。因此, 在北京等缺水城市开展中水回用具有重要现实意义。

研究表明, 污水灌溉会导致土壤重金属含量增加, 甚至产生土壤污染问题<sup>[6,7]</sup>。通常认为, 重金属主要在土壤 0~20cm 的表层积累, 其纵向迁移趋势不明显<sup>[8,9]</sup>。太原市部分地区以及关中交口灌区的调查结果显示, 污灌会导致浅层地下水的重金属污染<sup>[10,11]</sup>。我们对北京市 1000 多个样点土壤和蔬菜的大面积调查研究表明, 目前北京市土壤和蔬菜都已存在不同程度的重金属污染问题<sup>[12~17]</sup>。根据《2008 年奥运会生态环境保护专项规划》

收稿日期: 2005-12-09; 修订日期: 2006-03-30

基金项目: 国家杰出青年基金项目 (40325003); 北京市重大科技攻关项目 (H030730040330)

作者简介: 杨军 (1979-), 男, 河南信阳人, 博士研究生。

\*责任作者: 陈同斌 (1963-), 研究员, 博士生导师。E-mail: chentb@igsrr.ac.cn

的要求，到 2008 年北京市城市污水处理厂出水回用率力争达到 50 % 左右（包括农业灌溉、市政杂用和回补河道等）。在北京市现行的土壤环境质量条件下，采用中水进行灌溉是否会导致土壤中重金属的淋溶并加大其对浅层地下水的污染风险，目前仍缺少相关的研究信息。

中水灌溉的环境安全性和长期生态风险备受人们的关注，并成为学术界争论的焦点和限制中水灌溉的关键因素。持谨慎态度的人认为：中水来源于经过处理的污水，因此用其进行灌溉可能也会像污水灌溉那样产生污染问题。另一种观点则认为：中水是污水经过一定处理后的再生水，其重金属等污染物的含量达到农业灌溉水的水质标准，用以灌溉不会带来重金属污染。尽管大家对此问题争论非常激烈，但是由于缺乏相应的科学研究和数据积累，上述两种观点都只是根据现有经验做出的推测而已，缺乏有说服力的科学证据。有鉴于此，本文拟通过室内土柱模拟试验，研究中水灌溉条件下重金属在土壤垂直方向的迁移行为，初步分析其对浅层地下水的污染风险。

1 试验材料及方法

1.1 土柱设计

选择北京市典型的普通褐土作为试验材料，供试土壤采自怀柔县境内的小麦地，理化性质如表 1，属弱碱性土壤，pH 为 7.8。土壤的 As、Cd、Cu 和 Pb 含量分别为 4.97、0.07、24.4、29.4 mg · kg<sup>-1</sup>（表 2），均低于北京市土壤背景值<sup>[18]</sup>。土壤在室内晾干，去除草根、石粒等杂物，过 20 目筛备用。

表 1 供试土壤的理化性质

Tab 1 Basic physical and chemical properties of selected soils

土壤	pH	TOC (g · kg <sup>-1</sup> )	CEC (cmol · kg <sup>-1</sup> )	交换性盐基 (cmol · kg <sup>-1</sup> )				机械组成 ( % )		
				Ca	Mg	K	Na	>0.02mm	0.02~0.002mm	<0.002mm
褐土	7.8	15.4	10.4	39.0	4.34	0.42	1.29	53.3	21.4	25.3

土柱的管子用有机玻璃制成，分柱体和半球形漏斗两部分，二者之间用法兰连接（图 1）。柱体内径 10 cm，高 100 cm；半球形漏斗分圆柱体和漏斗两部分，分别高 10 cm，中间为一多孔板。装土壤前柱体及半球形漏斗经过稀酸液清洗，洗去可能吸附的重金属，再用去离子水清洗残余酸液。填装土柱前，在多孔板上铺一张 100 目滤网，覆盖 3 cm 厚的石英砂（事先用酸浸泡，去离子水冲洗），再铺一张 100 目的滤网，将石英砂与供试土壤隔开。供试土壤在装土柱之前充分混匀，填充土壤，压实，填充后的土柱土壤用去离子水湿润，使其含水率达到田间持水量。

1.2 试验方案

实验所用的中水重金属浓度非常低（表 2），短期灌溉条件下，重金属在土壤中的累积、迁移现象可能不明显，因此本试验设 2 个处理：中水（取自北京高碑店污水厂排水口）；参照城镇污水处理厂排放标准（GB18918 - 2002）<sup>[19]</sup> 以中水为母液人工

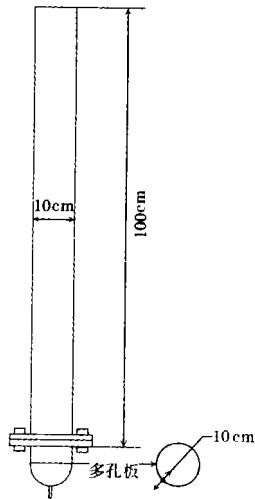


图 1 土柱管构造

Fig 1 Soil column

添加重金属的污水。结合野外调查的结果<sup>[20,21]</sup>，选择灌区内污染风险相对较大的 As、Cd、Cu、Pb 等 4 种重金属进行土柱模拟试验，人工添加重金属浓度如表 1，相当于城镇污水处理排放标准的 20~200 倍。

表 2 供试灌溉用水和供试土壤的 pH 及重金属浓度  
Tab 2 Concentration of heavy metals in irrigation water and soil studied

	pH	重金属 (mg · L <sup>-1</sup> 或 mg · kg <sup>-1</sup> )			
		As	Cd	Cu	Pb
中水	6.8	0.83 ×10 <sup>-3</sup>	0.01 ×10 <sup>-3</sup>	1.73 ×10 <sup>-3</sup>	2.01 ×10 <sup>-3</sup>
污水	6.8	2	0.2	20	20
城镇污水处理厂排放标准 (GB18918 - 2002)	6~9	0.1	0.01	0.5	0.1
供试土壤	7.8	4.97	0.07	24.4	29.4

本试验旨在研究北京市中水灌溉的可行性，北京的主要土地利用类型为小麦/玉米地。因此，试验土柱的灌溉量参照《农田灌溉水质标准》(GB5084 - 92)<sup>[19]</sup>中小麦/玉米地的灌溉定额 (300 m<sup>3</sup>/亩·年)。根据供试土柱的横截面积 (直径为 10 cm) 计算，其相应的年灌溉量为 3.5 L，因此每根土柱的年灌溉量设计为 4L。试验设 2 个灌溉处理：4 L 和 12 L，分别相当于 1 年和 3 年的灌溉量，以考察在这两种灌溉量下重金属在土壤中的分布及淋滤情况。灌溉采用滴灌方式进行。每根土柱每次的灌溉量为 400 ml，每次连续滴灌 24 小时后停止灌溉 24 小时。在灌溉的同时，定量收集淋滤液 (每 48 小时收集一次)。因此，相当于 1 年灌溉量的土柱共收集淋滤液 10 次，3 年灌溉量的土柱收集淋滤液 30 次。

1.3 样品处理及分析

每次收集的淋滤液装入塑料瓶 (经过酸洗去除表面吸附的重金属) 中，于 4℃ 下冷藏保存。淋滤液中 Cd、Cu 和 Pb 浓度采用石墨炉-原子吸收光谱法 (Analytic Jena 公司，Vario 6.0 AAS) 测定，As 浓度用氢化物发生-原子荧光光谱法 (北京海光仪器公司，AFS2202) 测定。

淋滤试验结束后，用塑料铲按 0~5、5~10、10~20、20~50、50~100 cm 的深度分 5 个层次取土。样品经过风干、过 100 目尼龙筛后，用 HNO<sub>3</sub>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 消煮<sup>[22]</sup>。石墨炉-原子吸收光谱法 (Analytic Jena 公司，Vario 6.0 AAS) 测定消煮液中土壤 Cd；火焰-原子吸收光谱法 (Analytic Jena 公司，Vario 6.0 AAS) 测定土壤 Cu、Pb、Zn；氢化物发生-原子荧光法 (北京海光仪器公司，AFS2202) 测定土壤 As。分析过程中加入国家标准土壤样品 (GSS-1、GSS-2) 进行质量控制，各种重金属的回收率均在允许范围内。

2 结果与讨论

2.1 重金属在土柱中的分布

中水灌溉实验结束时，土柱中的土壤重金属分布如图 2 所示。该土柱中土壤的 As、Cd、Cu 和 Pb 分布均匀，与试验前供试土壤中的重金属含量相比没有明显的差异。淋溶时间延长到 60 天 (相当于 3 年的灌水量)，土柱中 4 种重金属含量仍没有明显变化。

添加重金属的中水 (污水) 淋溶土柱 20 天 (相当于 1 年的灌溉量) 时，0~10cm 土

层中 As、Cd、Cu 和 Pb 含量明显高于供试土壤 (图 2)。As、Cd、Cu 和 Pb 在 0~10cm 土层中的增加量占其总输入量的 95 %、91 %、89 %和 90 %，表层累积现象明显。供试土壤的弱碱性和灌溉水的 pH 值接近中性，这些特点均有利于水中溶解的重金属在表层土壤聚集。随着土柱深度的增加，重金属含量也相应降低。土柱底层 (50~100cm) 的重金属含量与供试土壤相比差异不大。这表明由于土壤对重金属的吸附，使其向下层土壤迁移的趋势不太明显。

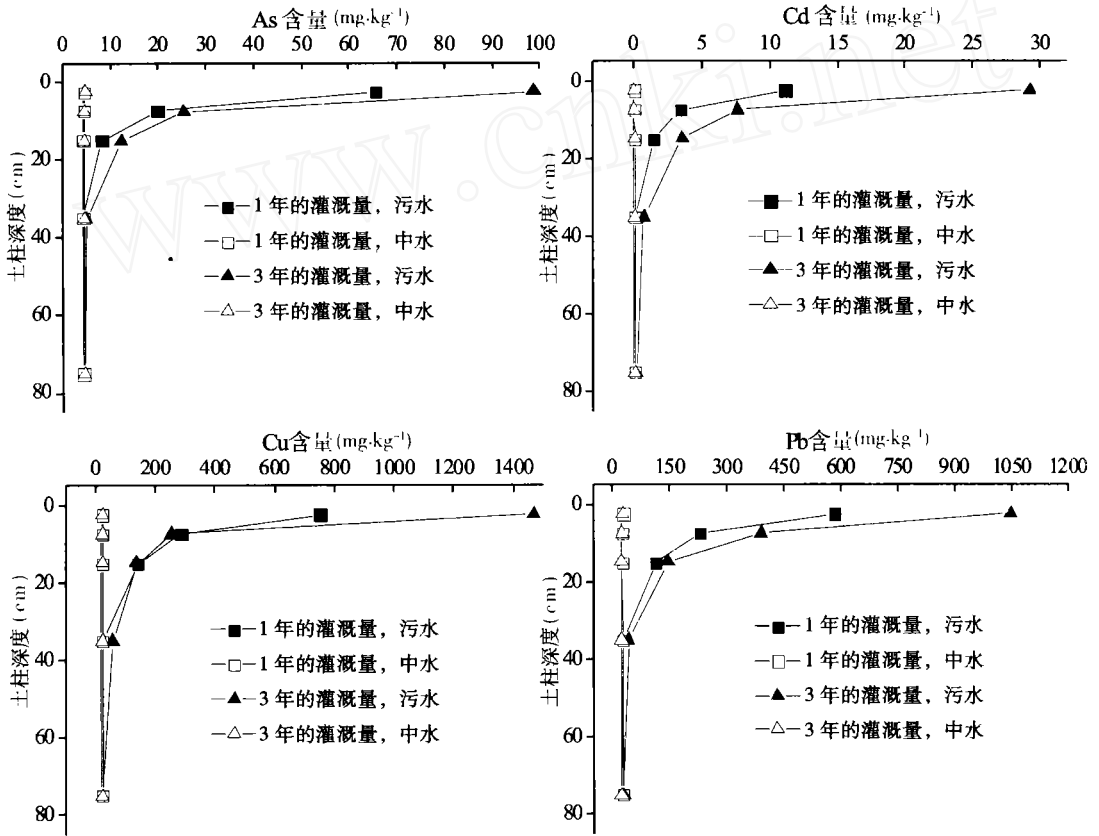


图 2 不同灌溉条件下 As、Cu、Cd 和 Pb 在土柱中的垂直分布

Fig 2 Distribution of As, Cd, Cu and Pb concentrations in soil columns under different irrigation conditions

淋溶时间延长到 60 天 (3 年的灌溉量) 时, 与供试土壤重金属含量相比, 除 As 之外, Cd、Cu 和 Pb 在 20~50cm 土层土壤中的含量有所增加, 均高于淋溶 20 天时同层土壤的重金属含量。0~10cm 土层中 As、Cd、Cu 和 Pb 的增加量占其总输入量的 94 %、89 %、92 %和 92 %。4 种重金属明显累积在表层。除 Cd 之外, 50~100 cm 底层土壤中的 As、Cu 和 Pb 含量与供试土壤相比差异不大, 积累不明显。Cd 在 50~100 cm 土壤中的含量达到 0.199 mg·kg<sup>-1</sup>, 为供试土壤 Cd 含量 (0.062 mg·kg<sup>-1</sup>) 的 3.21 倍。这表明, 当采用污水 (重金属浓度为城镇污水处理厂排放标准 (GB18918-2002) 的 20~200 倍) 进行灌溉时, 重金属主要在土壤表层累积, 但是随着淋溶时间的延长 (相当于增加灌

溉量)，重金属有向下层土壤迁移的趋势。

2.2 淋滤液中重金属浓度变化及对浅层地下水的污染风险

中水灌溉条件下淋滤液中重金属浓度的动态变化如图 3。淋溶 20 天时，淋滤液中的 As 浓度低于其在中水中的浓度。淋溶 35 天左右，淋滤液中的 As 浓度明显升高，高于中水的 As 浓度。淋滤液中 Cd 和 Pb 的变化趋势与 As 类似。淋溶前 50 天，淋滤液中的 Cd 浓度较低，50 天后表现出增加的趋势，并高于中水的 Cd 浓度。淋滤液中 Pb 浓度在淋溶 40 天左右表现出增加趋势，但整个淋溶过程中淋滤液的 Pb 浓度低于中水的 Pb 浓度，与淋滤液中 As、Cd 和 Pb 的变化趋势相比，Cu 在整个淋溶过程中的变化不大，且始终都明显低于其在中水中的浓度。由于每次加入土柱的量与淋滤液的体积一致，因此可以认为，淋溶初期 As 和 Cd 的淋出量小于其输入量，而随着淋溶时间的延长，As 和 Cd 的淋出量大于其输入量，表明经过长期中水淋溶，土壤中的 As 和 Cd 有被淋出的趋势。在整个淋溶试验过程中，Cu 和 Pb 的淋出量均小于其输入量，土壤中的 Cu 和 Pb 被淋出的趋势不明显。

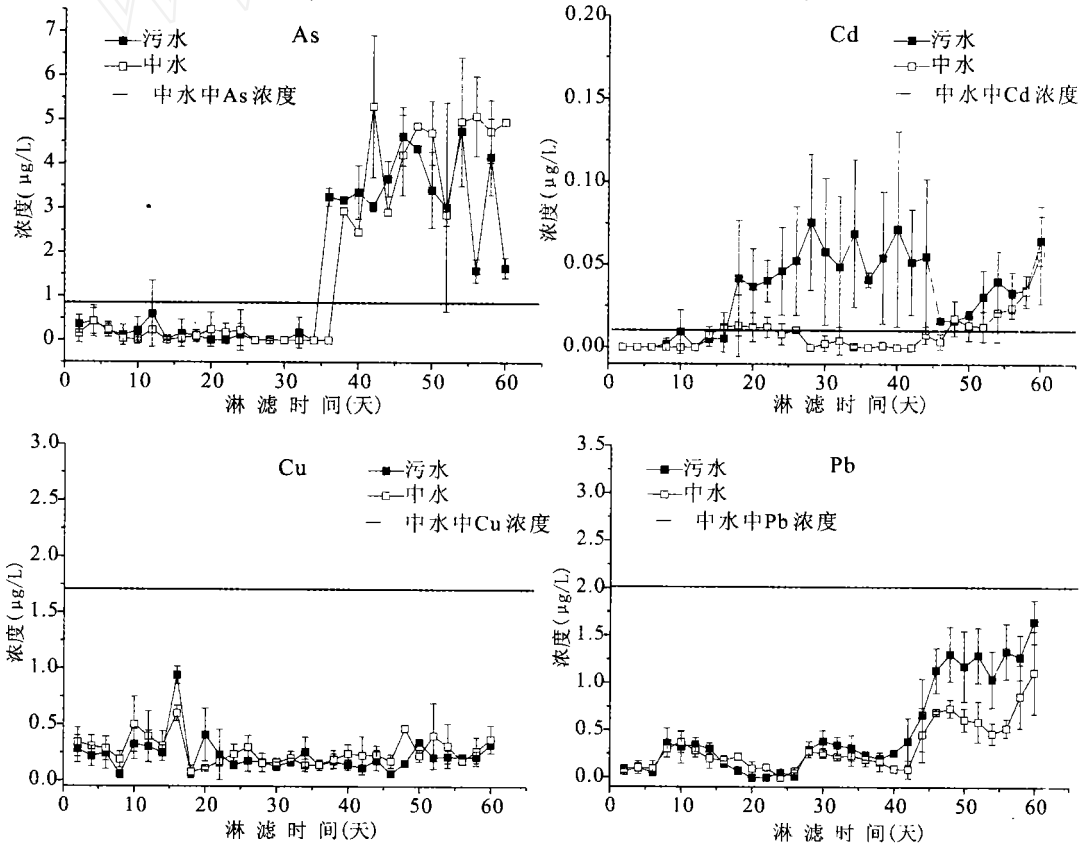


图 3 不同处理条件下淋滤液的重金属浓度及其中水中重金属浓度的比较

Fig. 3 Comparison of concentration of heavy metals between the leachate and the reclaimed from water

污水灌溉土柱淋滤液中 As、Cu、Pb 的变化趋势与中水灌溉条件下的结果一致 (图 3)。成对数据 t 检验 (数据经过对数转换后成正态分布) 表明，污水灌溉条件下的淋滤液中 As、Cu 和 Pb 浓度与中水灌溉差异不明显。淋溶 20 天后 (1 年的灌溉量)，污水灌溉

淋滤液的 Cd 浓度显著高于中水灌溉 (成对数据 t 检验)。表明短期的污水灌溉,并不会造成淋滤液中 As、Cu 和 Pb 浓度升高,但会导致其 Cd 浓度增加。因此, Cd 在土壤中容易发生迁移。

淋滤液中 4 种重金属的变化趋势与其在土柱土壤中的分布密切相关。由于中水的重金属浓度非常低,淋溶 60 天 (3 年的灌溉量),土壤中 As、Cd、Cu、Pb 含量与供试土壤中含量的差异不明显,即使用污水淋溶 60 天 (3 年的灌溉量),As、Cu、Pb 也主要在 0~10cm 土层中累积,向下层迁移的趋势很小,因此中水灌溉土柱的淋滤液中 As、Cu、Pb 浓度与污水灌溉的淋滤液中其含量差异不显著。但污水淋溶 60 天, Cd 有向 50~100cm 土层迁移的趋势,底层土壤的 Cd 含量 ( $0.199\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 达到供试土壤 ( $0.062\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 的 3.2 倍,因此污水灌溉土柱的淋滤液 Cd 浓度高于中水灌溉。

与地下水水质标准 (GB/T 14848-93)<sup>[19]</sup> 相比,淋滤液中 4 种重金属的浓度均低于 I 类标准。因此,在本试验条件下,短期的灌溉不会造成浅层地下水重金属污染 (表 3)。

表 3 不同处理条件下淋滤液的重金属浓度

Tab 3 Concentration of heavy metals in leachate from different soil columns

重金属	水质类型	重金属浓度 ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )				地下水水质标准 (I 类) ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )
		最小值	最大值	平均值	标准差	
As	中水	nd	5.31	1.73	2.13	5
	污水	nd	4.75	1.55	1.76	
Cd	中水	nd	0.08	0.011	0.014	0.1
	污水	nd	0.07	0.023	0.021	
Cu	中水	0.06	0.94	0.229	0.159	10
	污水	0.08	0.60	0.264	0.122	
Pb	中水	nd	1.12	0.322	0.270	5
	污水	nd	1.65	0.506	0.503	

以如此高浓度重金属的污水灌溉土柱,淋滤液中 Cu、Pb 浓度并没有超标,淋出量也低于中水的输入量,表明以当前水质标准的中水进行灌溉, Cu、Pb 对浅层地下水的污染风险不大。尽管在中水和污水灌溉条件下淋滤液中的 As 均未超标,但后期淋滤液中的 As 淋出量高于其中水的输入量,因此长期中水灌溉也可能会造成浅层地下水中 As 浓度的增加。中水灌溉后期 Cd 的淋出量高于其中水的输入量,而用高 Cd 浓度的污水灌溉则会导致这种增加的趋势提前出现。1985 年夏增禄等<sup>[9,23]</sup> 对具有 20 多年污水灌溉历史、重金属污染达到中度水平的小麦地进行调查,发现 Cd 的迁移深度可达 40cm,高于 Pb 的迁移深度。Cd 在稻田的迁移深度可达 85cm,远远高于 Cu、Pb<sup>[24]</sup>。因此,这些结果都显示, Cd 具有较强的迁移能力。重金属在土壤中的迁移能力与其生物有效性的强弱有关<sup>[24,25]</sup>,而生物有效性受土壤质地、pH、有机质含量等因素影响<sup>[26,27]</sup>。在当前供试土壤条件下,中水灌溉时 As、Cu、Pb 对浅层地下水的污染风险不大。由于中国城市总体缺水,中水回用虽然可有效缓解水资源短缺的压力,但不同地区的气候、耕作方式等地理条件和生产方式各异,中水回用的风险性自然会有所差异,因此不同区域开展中水回用时,均应结合当地的具体情况对其环境风险进行研究和评价。

### 3 结论

室内土柱淋溶试验的短期模拟表明, 中水灌溉条件下, As、Cd、Cu、Pb 都在土壤表层累集, 向下迁移的趋势不明显, 但 Cd 向下层迁移的趋势相对较强。以当前中水进行灌溉, 淋滤液中 4 种重金属的浓度均未超过地下水水质标准 (I 类), 因此不大可能造成浅层地下水污染。尽管淋滤液中 Cd、As 浓度升高, 但在短期内还不会使地下水中相应重金属浓度超过地下水水质标准 III 级标准。

### 参考文献:

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2004. 424 ~ 425.
- [2] 刘昌明. 发挥南水北调的生态效益 修复华北平原地下水. 南水北调与水利科技, 2003, 1(1): 17 ~ 19.
- [3] 中国水利学会新闻 <http://www.ches.org.cn/chesnews/newsview.asp?s=2175>.
- [4] 水工. 北京市将建九座中水厂. 给水排水, 2004, 30(10): 101.
- [5] 中国发展门户网 <http://www.chinagate.com.cn/chinese/baozhang/37859.htm>.
- [6] Anikwe M A N, Nwobodo K C A. Long term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for urban agriculture in Abakaliki, Nigeria. Bioresource Technology, 2002, 83(3): 241 ~ 250.
- [7] Moller A, Muller H W, Abdullah A, *et al.* Urban soil pollution in Damascus, Syria: concentrations and patterns of heavy metals in the soils of the Damascus Ghouta. Geoderma, 2005, 124(1-2): 63 ~ 71.
- [8] Barry G A, Chudek P J, Best E K, *et al.* Estimating sludge application rates to land based on heavy metal and phosphorus sorption characteristics of soil. Water Research, 1995, 29(9): 2031 ~ 2034.
- [9] 夏增禄, 李森照, 穆从如, 等. 北京地区重金属在土壤中的纵向分布和迁移. 环境科学学报, 1985, 5(1): 105 ~ 112.
- [10] 王俊有. 太原市地下水水质现状及污染防治措施. 环境科学动态, 2002, (4): 19 ~ 21.
- [11] 周海红, 张志杰. 关中灌区农田生态系统污染现状研究. 环境污染与防治, 2001, 23(6): 309 ~ 328.
- [12] 郑袁明, 罗金发, 陈同斌, 等. 北京市不同土地利用类型的土壤镉含量特征. 地理研究, 2005, 24(4): 543 ~ 548.
- [13] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市不同土地利用类型的土壤砷含量特征. 地理研究, 2005, 24(2): 229 ~ 234.
- [14] 陈同斌, 宋波, 郑袁明, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜镍含量及其健康风险分析. 自然资源学报, 2006, 21(待刊)
- [15] 宋波, 陈同斌, 黄泽春, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜铬含量及其健康风险分析. 环境科学学报, 2006, 26(待刊)
- [16] 黄泽春, 宋波, 陈同斌, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜锌含量及其健康风险评估. 地理研究, 2006, 25(3): 439 ~ 448.
- [17] 陈同斌, 宋波, 郑袁明, 等. 北京市蔬菜和菜地土壤砷含量及其健康风险分析. 地理学报, 2006, 61(3): 297 ~ 310.
- [18] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究. 环境科学, 2004, 25(1): 117 ~ 122.
- [19] 国家标准化管理委员会 <http://www.sac.gov.cn/cgi-bin/catlog/quygb.asp>.
- [20] 杨军, 郑袁明, 陈同斌, 等. 北京市凉水河灌区土壤重金属的积累及其变化趋势. 环境科学学报, 2005, 25(9): 1175 ~ 1181.
- [21] 杨军, 陈同斌, 郑袁明, 等. 北京市凉水河灌区小麦重金属含量的动态变化及健康风险分析 ——兼论土壤重金属有效性测定指标的可靠性. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1661 ~ 1668.
- [22] United States Environmental Protection Agency (USEPA), Method 3050B: Acid digestion of sediments sludges and soils (revision 2).
- [23] 夏增禄 主编. 土壤环境容量及其应用. 北京: 气象出版社, 1988. 102 ~ 116.
- [24] Andreu V, Gimeno Garcia E. Evolution of heavy metals in marsh areas under rice farming. Environmental Pollution, 1999, 104(2): 271 ~ 282.

- [25] He Q B, Singh B R. Effect of organic matter on the distribution, extractability and uptake of cadmium in soils. *J. Soil Sci.*, 1993, 44: 641 ~ 650.
- [26] Sauv S, McBride M, Norvell W A, *et al.* Copper solubility and speciation of in situ contaminated soils: Effects of copper level, pH and organic matter. *Water, Air and Soil Pollution*, 1997, 100: 133 ~ 149.
- [27] 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响. *环境科学学报*, 1999, 19(1): 81 ~ 86.

## Leaching of heavy metals in soil column under irrigation reclaimed water: a simulation experiment

YANG Jun<sup>1,2</sup>, ZHENG Yuan-ming<sup>1</sup>, CHEN Tong-bin<sup>1</sup>, HUANG Ze-chun<sup>1</sup>,  
LUO Jin-fa<sup>1</sup>, LIU Hong-lu<sup>3</sup>, WU Wen-yong<sup>3</sup>

(1. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and  
Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

3. Beijing Institute of Water Resource, Beijing 100044, China)

**Abstract:** Irrigation using reclaimed water would be the potentially effective approach to meet the large demand of agriculture. However, the environment risks of reclaimed-water irrigation still remain unknown. To obtain the knowledge of the impact on soil, crops and shallow groundwater, an investigation was undertaken in Tongzhou, Beijing. As one part of the research, soil column experiments (10 100 cm) were conducted to understand the heavy metal transport behaviors in soil profile under reclaimed water leaching condition and the concentrations of As, Cd, Cu, and Pb in the leachate. Soil columns were leached with artificial reclaimed water (As, 2 mg kg<sup>-1</sup>; Cd, 0.2 mg kg<sup>-1</sup>; Cu, 20 mg kg<sup>-1</sup>; Pb, 20 mg kg<sup>-1</sup>) and reclaimed water (As, 0.83g kg<sup>-1</sup>; Cd, 0.01g kg<sup>-1</sup>; Cu, 1.73g kg<sup>-1</sup>; Pb, 2.01g kg<sup>-1</sup>) in different water amount (4 L, 12 L). The results indicated that the maximum values of total As, Cd, Cu and Pb in the superficial horizons (0 - 20 cm) in soil columns are either artificial reclaimed water leaching or reclaimed water leaching. The trends of heavy metals downward movement were showed with the increase of leaching water amount and Cd demonstrated more mobile in soil columns than other heavy metals, while the mobility of As, Cu and Pb were weak. According to the leachate concentrations of As, Cd, Cu and Pb, which did not exceed the values of the Groundwater Quality Standards I, it could be concluded that irrigation with reclaimed water would not result in heavy metals (As, Cd, Cu and Pb) pollution on the shallow groundwater under reclaimed water leaching condition in this study, and As, Cu and Pb indicate a lower pollution risk to the shallow groundwater than Cd under long-term reclaimed water irrigation condition.

**Key words:** soil column; reclaimed water; heavy metal; leachate; shallow groundwater