

北京市再生水灌溉对地下水的重金属污染风险

马 闯¹, 杨 军¹, 雷 梅¹, 陈同斌¹, 谢云峰¹,
李晓燕¹, 宋 波¹, 刘洪禄², 吴文勇²

(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. 北京市水利科学研究所, 北京 100044)

摘要: 通过野外取样分析再生水灌溉、长期污水灌溉条件下土壤剖面 and 地下水中重金属含量, 预测再生水灌溉对地下水的重金属污染风险。结果表明: 污染严重的 Cr、Cu 和 Zn 等 3 种元素主要在土壤表层 0~20cm 累积, 0~180 cm 土层呈先降低后升高, 之后再降低的变化趋势。污染较轻的 As、Ni 和 Pb 在 0~60 cm 土层含量差异不大, 0~180 cm 土层大致呈先升高后降低的变化趋势。所有重金属在土壤剖面 90 cm 左右的土层中均存在高值区, 该层含量高于上、下土层, 高值区的分布位置与北京剖面土壤发生层的分布特征一致, 与成土母质自然发育有关, 并非表层土壤重金属向下淋溶沉积而成。综合土壤剖面重金属分布特征和调查区地下水重金属浓度情况, 重金属向下层土壤迁移的趋势很小, 即使凉水河灌区污染严重的 Cr、Cu、Zn, 主要在土壤表层累积, 并未导致地下水重金属污染。在当前的水质条件下, 农田再生水灌溉输入的重金属量低于大气沉降和有机肥施用, 再生水灌溉导致地下水的污染风险小于大气沉降和有机肥施用。因此相对于大气沉降、有机肥施用等输入途径, 再生水灌溉导致地下水重金属污染的可能性不大。

关键词: 再生水; 灌溉; 地下水; 重金属; 风险; 北京

文章编号: 1000-0585(2012)12-2250-09

1 引言

水资源匮乏是影响我国经济快速增长的重要因素之一。2007 年, 农业灌溉用水占全国用水总量的 62.0%, 水资源短缺问题在农业方面尤为严重^[1]。2008, 北京市年污水处理量为 $10.43 \times 10^8 \text{ m}^3$, 再生水利用率为 57.5%^[2], 并且主要用于园林、市政以及景观用水。因此, 再生水的利用空间非常大, 尤其是在用水量巨大的农业。

由于早期污水灌溉导致土壤、农作物重金属污染^[3~6], 而再生水来源于污水, 是污水处理厂处理后的废水。经过污水厂处理后的废水仍存在一定的污染物, 如重金属。因此, 长期再生水灌溉是否导致农田土壤重金属污染, 在实际农业生产过程中仍存在一定的疑问, 这种疑虑阻碍了再生水灌溉技术在农业中的进一步推广、利用。Smith 等对连续 14 年再生水灌溉的农田土壤进行调查, 评估再生水灌溉对土壤理化性质的影响及重金属污染风险, 结果表

收稿日期: 2012-04-15; 修订日期: 2012-07-01

基金项目: 环保部公益性行业科研专项 (201009015); 中国科学院知识创新工程重大项目 (kzcx1-yw-06-03); 国土资源部公益性行业科研专项 (201111020)

作者简介: 马闯 (1982-), 男, 河南开封人, 博士研究生, 主要从事固体废弃物资源化及重金属污染风险控制研究。

E-mail: mac_086@igsnr.cn

通讯作者: 陈同斌 (1963-), 男, 研究员, 博士生导师。E-mail: chentb@igsnr.ac.cn

明, 短期内再生水灌溉的重金属污染风险较小^[7]。Wang 等的研究表明, 再生水灌溉条件下的土壤理化性质与对照区没有显著的差别^[8]。前人的研究为了解再生水灌溉对土壤的污染风险提供参考, 但关于再生水长期灌溉对农田地下水的污染风险研究仍较缺乏。

通常认为, 重金属被土壤吸附和固定, 主要在土壤表层累积, 向下迁移的趋势较小, 因此, 尽管表层土壤重金属含量高, 地下水重金属污染的可能性小。但在某些污泥施用区以及灌溉区地下水水质状况调查中, 发现过地下水中重金属浓度超标的现象^[9~11]。因此, 长期再生水灌溉是否会产生农田地下水重金属污染仍存在一定的争议。前文计算不同输入途径的重金属输入量, 评估北京市城市再生水灌溉对农田土壤、农作物的污染风险^[12]。而长期再生水灌溉是否会导致地下水污染仍需进一步研究确认。本研究调查再生水灌溉、长期污水灌溉条件下土壤剖面 and 地下水的重金属浓度变化, 评估长期污水灌溉对土壤地下水的污染风险, 预测长期再生水灌溉对地下水的重金属污染风险, 为进一步开展再生水安全灌溉提供依据。

2 材料与方 法

2.1 研究区概况

研究区域位于北京市东南, 年降水量约 620 mm, 雨季集中。由于雨水不均匀, 早期部分地区引用污水灌溉。农作物类型以玉米、小麦为主。研究区域地貌部位属永定河冲积扇中下部及冲积平原, 地势从西北向东南平缓倾斜, 成土母质均属永定河冲积物。主要土壤类型为褐潮土、砂姜土以及一些零星分布的湿潮土。

研究区域 3 个典型灌溉区域: 凉水河灌区、北野厂灌区、井水灌溉区。据统计资料显示, 北京市东南郊农田自 1959 年开始引通惠河、凉水河污水进行灌溉, 污灌历史长达 20 多年, 整个区域污水灌溉量达 0.64 亿 m^3 /年; 部分污灌地区同时存在污泥土地利用的历史, 如 1961 年至 1975 年近 50 万污泥施用到高碑店大队、北花圈大队、半壁店大队^①。污水灌溉(污泥施用)导致凉水河灌区表层土壤 Hg、Pb 和 Cu 污染严重, 灌区土壤 Hg、Pb 和 Cu 超标率分别为 34.5%、8.86%和 8.33%^[13]。2003 年, 北野厂灌区作为北京市再生水灌溉示范区利用再生水进行农田灌溉, 凉水干渠是灌区内主要的灌溉河流。北野厂灌区早期也存在一定的污水灌溉, 灌溉水源主要通过凉水干渠接纳北京市大红门闸上的污水^②, 1961 年至 1975 年之间年平均灌溉用水量达 0.06 亿 m^3 ^①。黄村污水厂(2000 年)、吴家村污水厂(2003 年)以及小红门污水厂(2005 年)先后建成, 北野厂灌区通过凉水干渠接纳上述 3 座污水厂产生的再生水进行农田灌溉。井水灌溉区位于通州永乐店镇半截河村附近, 该区域周边无明显的灌溉沟渠, 农田灌溉长期以地下水为主。因此, 将井水灌溉区作为对照区分析重金属在土壤剖面的分布特征, 评估不同水质灌溉对农田地下水的污染风险。

由于早期不同程度的污水灌溉(污泥施用), 与井灌区、再生水灌区土壤重金属含量相比, 凉水河灌区土壤 Cr、Cu、Hg、Zn 含量最高, 分别为 42、35、0.13、81 mg/kg, 显著高于北京市土壤背景值, 重金属累积现象明显。北野厂灌区土壤 As、Cu、Ni、Pb

^①北京东南郊环境污染调查及其防治途径研究协作组. 北京东南郊环境污染调查及防治途径研究(报告集). 1980. 13, 659.

^②北京市水利科学研究所. 北京市再生水灌溉利用示范研究(报告集). 2005. 112.

和 Zn 也呈现一定程度的累积趋势, 其含量显著高于井灌区土壤。井灌区土壤重金属含量最低, 与北京市土壤背景值相比, 井灌区土壤重金属含量不高, 未出现重金属污染现象^[12]。

2.2 样品采集

土壤剖面样采自通州区—大兴区农田小麦地, 共采集 4 个 (图 1), 凉水河灌区 2 个, 北野厂灌区 1 个, 井水灌溉区 1 个。土壤剖面深度为 1.8 m, 间隔 10 cm 取样, 每个剖面取 18 个土样。地下水样品采集位置如图 1, 在调查区域农田利用现有地下井水灌溉时采集, 井深 20~30 m, 共采集 5 个地下水水样。

2.3 样品分析及测定

采用美国环保局 (USEPA) 推荐土壤样品消煮方法用微波消解系统 (MARS 5) 处理土壤样品^[14]。消煮液中 Cd 用石墨炉-原子吸收光谱仪 (AAS Vario 6) 测定, Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 用火焰-原子吸收光谱法测定; 氢化物发生-原子荧光光谱法 (AFS-2202) 测定 As。

地下水水样上机测定前体积浓缩 25 倍至 50 ml, 加浓硝酸 10 ml 消煮至 1 ml 左右, 定容于 50 ml 备测。用 ICP-MS (Perkin Elmer SCIEX ELAN DRc-e) 测定溶液中的 Cr、Ni、Pb、Cd, 氢化物发生-原子荧光光谱法 (北京海光仪器公司, AFS2202) 测定 As, 火焰-原子吸收光谱法测定 Cu、Zn。

分析过程所用试剂均为优级纯, 所用的水均为亚沸水。土壤分析过程中加入国家标准土壤样品 (GSS-1, GSS-2) 进行分析质量控制。根据实验测试结果, 重金属的回收率均在国家标准参比物质的允许范围内。

3 结果分析

3.1 重金属在土壤剖面中的分布

不同灌区表层土壤重金属的比较结果表明, 凉水河灌区土壤 Cr、Cu 和 Zn 含量最高, 污染最严重^[12]。图 2 为 Cr、Cu 和 Zn 在凉水河灌区、再生水灌区以及井灌区土壤剖面的分布。Cr、Cu 和 Zn 主要在表层 0~20 cm 累积, 平均含量分别达到 39.2、34.4、74.4 mg/kg, 均高于北京土壤 Cr (29.8 mg/kg)、Cu (18.7 mg/kg) 和 Zn (57.5 mg/kg) 背景值^[15]; 在 0~180 cm 土层中 Cr、Cu 和 Zn 含量大致呈先降低后升高, 之后降低的趋势。在 30~60 cm 土层 Cr、Cu 和 Zn 平均含量为 33.3、21.3、52.2 mg/kg, 70~120 cm 土层土壤平均含量为 38.7、25.4、58.7 mg/kg, 120~180 cm 土层 3 种元素含量逐渐降低, 其中 150~180 cm 平均含量为 34.6、23.8、57.6 mg/kg。

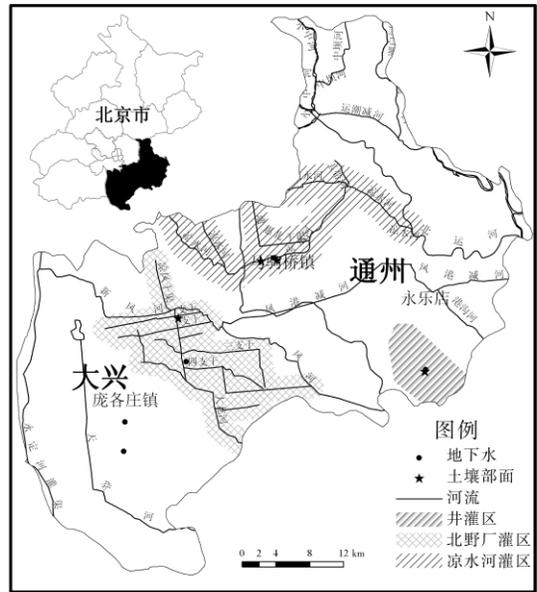


图 1 土壤剖面样点分布图

Fig 1 Locations of sampling sites in the study area

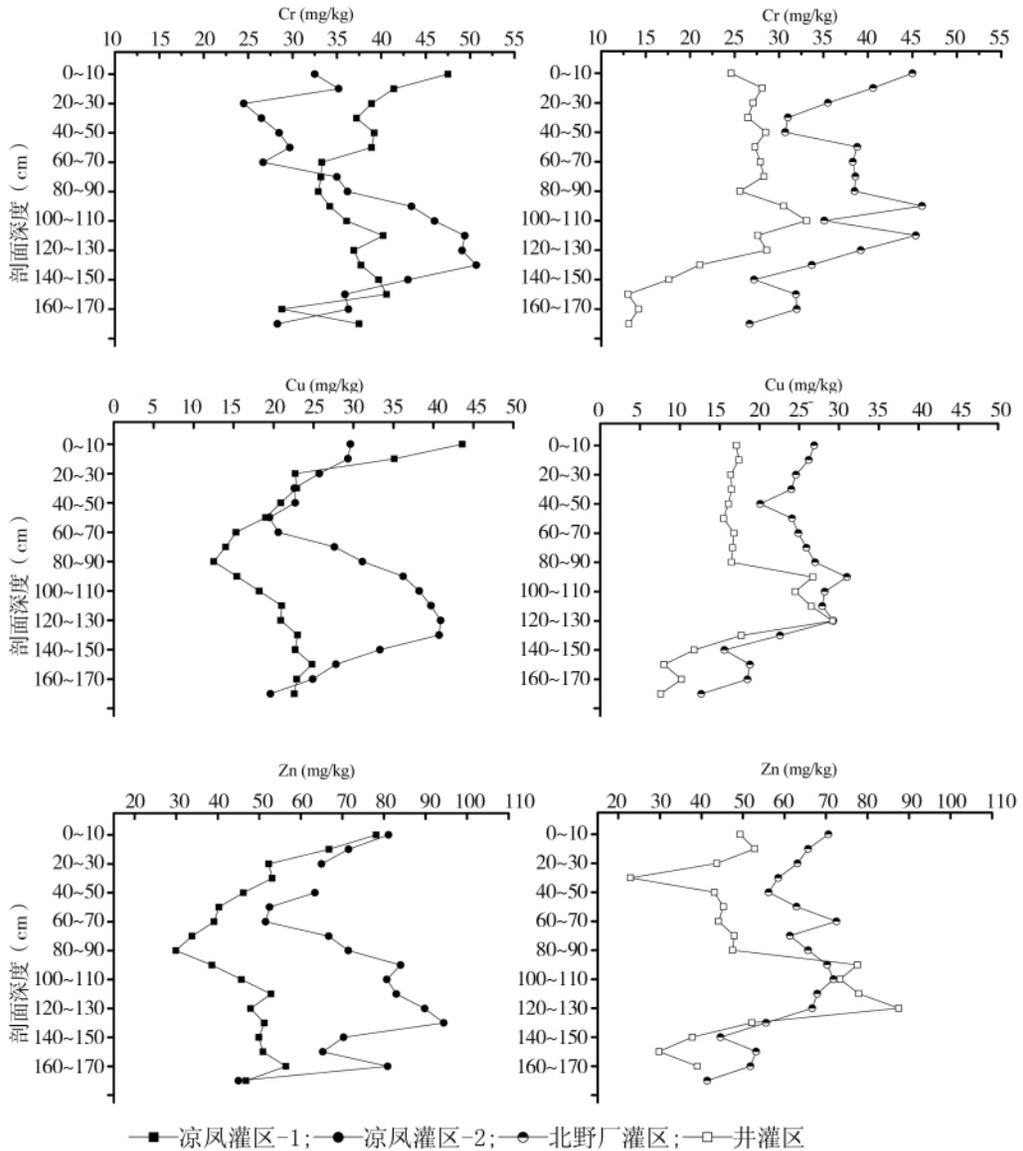


图 2 Cr、Cu、Zn 在土壤剖面中的分布

Fig. 2 Distribution of Cr, Cu and Zn in the soil profiles of different irrigation areas

在北野厂灌区 0~20 cm 表层，Cr、Cu 和 Zn 平均含量分别为 42.8、26.6、68.2 mg/kg，高于北京土壤 Cr (29.8 mg/kg)、Cu (18.7 mg/kg) 和 Zn (57.5 mg/kg) 背景值，累积现象比较明显；总体而言，与 Cr、Cu 和 Zn 在污灌区土壤剖面分布特征相似，北野厂灌区 0~180cm 土层中，重金属含量呈先降低、后升高，随后降低的趋势。在 30~60 cm 土层 Cr、Cu 和 Zn 平均含量分别为 33.3、22.7、59.2 mg/kg，70~120 cm 土层平均含量为 40.7、28.0、67.4 mg/kg，120~180 cm 土层 3 种元素含量总体呈降低趋势，其中 150~180 cm 土层平均含量分别为 30.2、16.7、48.8 mg/kg。

前文研究结果表明，井灌区（对照区）表层土壤未出现重金属污染现象，重金属含量

是 3 个灌溉区中最低的^[12]。总体而言, Cr、Cu 和 Zn 在井灌区剖面土壤中的分布特征为 0~80cm 含量变化不大, 90~180cm 含量先升高随后降低。0~20 cm 土壤中 Cr、Cu 和 Zn 含量不高, 平均含量分别为 26.4、17.3、51.1 mg/k, 30~60 cm 土层 Cr、Cu 和 Zn 平均含量分别为 27.4、16.0、37.1 mg/kg。90~130 cm 土层 Cr、Cu 和 Zn 平均含量为 30.4、25.9、79.1 mg/kg, 130~180 cm 土壤重金属含量逐渐降低, 其中 150~180 cm 土壤 Cr、Cu 和 Zn 平均含量为 13.4、8.60、34.4 mg/kg。

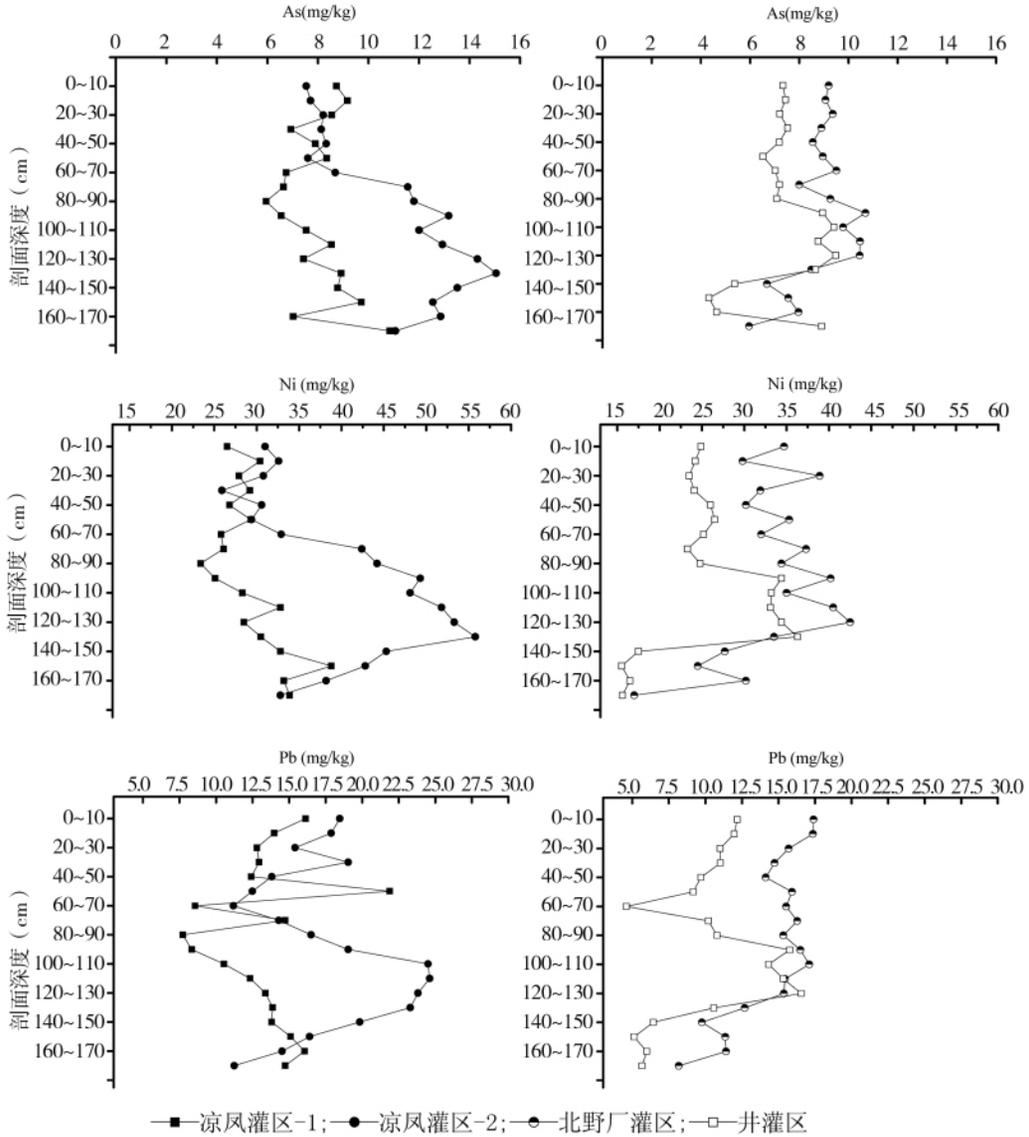


图 3 As、Ni、Pb 在土壤剖面中的分布

Fig 3 Distribution of As, Ni and Pb in the soil profiles of different irrigation areas

凉水河灌区、北野厂灌区、井灌区土壤 As、Ni 和 Pb 污染现象并不明显，与北京市土壤背景值差异不大^[12]。As、Ni、Pb 等 3 种元素在 3 个典型灌区土壤剖面中的分布趋势大致相同（图 3），0~60 cm 土层 As、Ni 和 Pb 含量变化不大，在 60~180 cm 土层呈现先增加后降低的趋势。如凉水河灌区，As、Ni 和 Pb 在 0~20 cm 土层的平均含量分别为 8.29、30.1、16.6 mg/kg，30~60 cm 的平均含量为 7.87、28.5、15.4 mg/kg，90~130 cm 土层土壤 As、Ni 和 Pb 平均含量分别为 10.3、39.7、17.1 mg/kg，150~180 cm 土层 As、Ni 和 Pb 平均含量为 10.7、36.6、14.7 mg/kg。

与其它元素的污染特征相比，Cd 较为独特，尽管凉水河灌区、北野厂灌区以及井灌区表层土壤 Cd 含量差异不大，但 3 个灌区土壤 Cd 含量均高于北京市土壤背景含量^[12]。总体而言，Cd 在 3 个灌区土壤剖面中的分布趋势一致（图 4），主要在土壤表层累积，30~180 cm 土层呈先降低后增加，之后再降低的趋势。凉水河、北野厂和井灌区 3 个灌溉区 0~20 cm 表层土壤 Cd 含量分别为 0.188、0.190、0.187 mg/kg，30~60 cm 土层不同灌区 Cd 平均含量分别为 0.130、0.121、0.132 mg/kg，90~130 cm 土层 Cd 平均含量为 0.146、0.199、0.293 mg/kg；130~180 cm 土层 Cd 含量呈降低趋势，其中 150~180 cm 土层灌区 Cd 平均含量分别为 0.106、0.091、0.078 mg/kg。

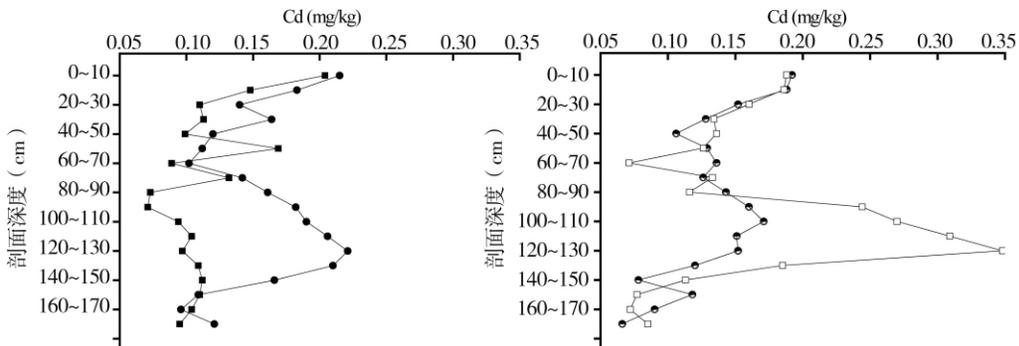


图 4 Cd 在土壤剖面中的分布

Fig 4 Distribution of Cd in the soil profiles of different irrigation areas

不同灌区土壤剖面重金属的分布特征分析结果表明，污染较为严重的 Cr、Cu、Zn 以及 Cd 主要在土壤表层 0~20 cm 累积，在 0~180 cm 土层呈先降低后升高，之后再降低的趋势。污染较轻的 As、Ni 和 Pb 以及井灌区 As、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量在 0~60 cm 土层变化不大，60~180 cm 土层呈先升高后降低的变化趋势。所有重金属在调查区域（凉水河灌区、北野厂灌区以及井灌区）剖面土层中均有一个共同的特征，即 70~150 cm 土层土壤中均存在一个高值区，重金属含量高于上下相邻土层。

3.2 地下水中重金属含量

根据研究区域采集的 5 个地下水水样重金属浓度分析结果，发现通州一大兴地下水中 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 浓度较低（表 1）。与地下水水质标准 II 相比，调查区域地下水中重金属浓度均远远低于标准，没有样本超标，表明研究区域地下水未受到重金属的污染。

表 1 调查区地下水重金属浓度

Tab 1 Concentration of heavy metals in groundwater of the study area

样本量	重金属含量 ($\mu\text{g/L}$)							
	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
地下水	5	2.7	0	4.4	3	1.8	1	15
地下水 II 类标准 ¹⁾	—	10	1	10	50	50	10	500
超标率 (%)	—	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

1): 地下水水质标准 (GB/T 14848-93)。

4 结果与讨论

北京市东南郊土壤剖面的调查表明, 重金属主要在土壤表层累积, 向下层迁移的趋势很小, 并未导致地下水重金属污染。在当前的水质条件下, 农田再生水灌溉输入的重金属低于大气沉降和有机肥施用, 导致地下水重金属污染的可能性不大。

研究结果显示, 污染严重的 Cr、Cu 和 Zn 主要在 0~20 cm 累积, 向下层迁移的趋势很小, 但在 70~150 cm 土层, 所有重金属均存在高值区, 含量明显高于上、下相邻土层。夏增禄在调查北京市东南郊污灌区重金属的剖面分布也发现类似的现象, As、Cd、Cu、Ni、Pb、Zn 在 70 cm 左右处的粘壤土中都较上下层的砂质或壤质土的明显的高, 在 90 cm 以下的细砂土和壤砂土中重金属含量则最低^[16]。本研究野外现场取样调查发现, 土壤剖面 0~50 cm 左右主要为砂壤土, 90 cm 左右存在一层粘壤土层, 粘土层下主要为细砂土和壤砂土, 高值区的分布位置与剖面土壤的发生层分布特征相近。这表明, 在 90 cm 左右的粘土层重金属含量较高并非表层土壤重金属的纵向迁移形成的, 大多与土壤自然形成、发育有关。

Nyamangara 等对污染区土壤 (潜育低活性淋溶土) 的研究表明, Cu、Ni、Pb、Zn 主要在土壤 0~20 cm 的土壤表层累积^[17]。Baveye 等对连续施用 14 年污泥的粉砂壤土的农地调查发现, Cu、Ni、Pb 主要在 0~30 cm 累积, Cd 迁移到 75 cm, Cr 迁移到 60 cm, Zn 迁移到 45 cm^[18], 对浅层地下水的污染风险并不像人们想象的那么严重。杨军等利用高浓度重金属污水淋溶土壤预测污水灌溉农田对地下水的污染风险表明, 在高浓度重金属污水淋溶 80cm 深的土柱土壤条件下, 重金属主要在土壤表层 0~10cm 累积, 向下层土壤迁移的量很小, 淋滤液中重金属浓度未见显著升高, 短期内不会导致地下水重金属污染^[19]。尽管也有报道发现地下水中的重金属含量超过饮用水水质标准的现象, 主要原因可能是表层土壤重金属处于迁移形态和地表水汇集, 通过沟、渠、洼地、渗坑和水稻田等渠道渗漏补给地下水造成的^[9, 16]。

在北京气候条件下, 即使连续强降雨, 土壤水分变化深度仅为 100 cm^[16], 降水直接通过土层渗入地下水的概率极小。从土壤下渗水角度来看, 重金属通过水分下渗污染地下水的概率不大。研究区域土壤 pH 在 7 以上, 碳酸盐含量较高, 重金属进入土壤很快变为难溶性的碳酸盐、磷酸盐、氢氧化物或硫化物等难溶性的化合物, 这些因素使重金属在土壤中很难向下迁移^[16]。

早期污水灌溉导致凉水河灌区、北野厂灌区表层土壤重金属污染, 但污染物主要在土壤表层累积, 向下层土壤迁移的量非常少, 未导致地下水重金属污染。并且北京市再生水

灌溉对土壤、农作物的重金属污染风险的研究结果显示, 目前北京市再生水中重金属浓度较低, 远远低于早期污水中重金属浓度和室内土柱模拟过程中污水中重金属浓度, 通过再生水灌溉输入的重金属量低于大气沉降以及有机肥施用带入的重金属量^[12]。因此, 在当前的水质条件下农田再生水灌溉中的重金属在土壤中的累积量低于大气沉降和有机肥施用, 可以认为再生水灌溉导致地下水重金属污染的可能性不大。

参考文献:

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴(2008). 北京: 中国统计出版社, 2008.
- [2] 北京市统计局. 北京统计年鉴(2009). 北京: 中国统计出版社, 2009.
- [3] Aleem A, Isar J, Malik A. Impact of long-term application of industrial wastewater on the emergence of resistance traits in *Azotobacter chroococcum* isolated from rhizospheric soil. *Bioresource Technology*, 2003, 86(1): 7~13.
- [4] Anikwe M, Nwobodo K. 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.
- [5] M ller A, M ller 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: 63~71.
- [6] 杜习乐, 马建华, 吕昌河, 等. 污灌农田土壤动物及其对重金属污染的响应-以开封市化肥河污灌区为例. *地理研究*, 2010, 29(4): 617~628.
- [7] Smith C J, Hopmans P, Cook F J. Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia. *Environmental Pollution*, 1996, 94(3): 317~323.
- [8] Wang Z, Chang A C, Wu L, *et al.* Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. *Geoderma*, 2003, 114(3-4): 261~278.
- [9] Richards B K, Steenhuis T S, Pevery J H, *et al.* Metal mobility at an old, heavily loaded sludge application site. *Environmental Pollution*, 1998, 99(3): 365~377.
- [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] 杨军, 陈同斌, 雷梅, 等. 北京市再生水灌溉对土壤、农作物的重金属污染风险. *自然资源学报*, 2011, 26(1): 1~9.
- [13] 杨军, 郑袁明, 陈同斌, 等. 北京市凉风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.
- [14] United States Environmental Protection Agency (USEPA). Method 3050B: Acid digestion of sediments sludges and soils (revision 2). 1996.
- [15] 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.
- [16] 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.
- [17] Nyamangara J, Mzezewa J. The effect of long-term sewage sludge application on Zn, Cu, Ni and Pb levels in a clay loam soil under pasture grass in Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1999, 73(3): 199~204.
- [18] Baveye P, McBride M B, Bouldin D, *et al.* Mass balance and distribution of sludge-borne trace elements in a silt loam soil following long-term applications of sewage sludge. *The Science of the Total Environment*, 1999, 227(1): 13~28.
- [19] 杨军, 郑袁明, 陈同斌, 等. 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. *地理研究*, 2006, 25(3): 449~456.

Assessing the effect of reclaimed water irrigation on groundwater pollution of heavy metals in Beijing

MA Chuang^{1,2}, YANG Jun¹, LEI Mei¹, CHEN Tong-bin¹,
XIE Yun-feng¹, LI Xiao-yan¹, SONG Bo¹, LIU Hong-lu³, WU Wen-yong³

(1. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Science, Beijing 100049, China; 3. Beijing Institute of Water Research, Beijing 100044, China)

Abstract: It is difficult to assess the risk of heavy metals pollution in groundwater resulting from soil pollution caused by reclaimed water irrigation. The primary reason is the shortage of area with long-term reclaimed water irrigation. The heavy metals concentrations in reclaimed water were generally low and thus they can hardly be accumulated in topsoil with a short history of reclaimed water irrigation. This study investigated the distribution of heavy metals in the soil profile sampled from several irrigation areas with a long history of reclaimed water irrigation, aiming to assess the risk of heavy metals pollution in groundwater caused by reclaimed water irrigation. The result showed that heavy metals were accumulated mainly in topsoil (0-20 cm). With an increase in soil depth (0-180 cm), the concentrations of Cr, Cu and Zn in the reclaimed water irrigated soil first decreased and then increased, and then decreased again. The concentrations of other heavy metals first increased and then decreased with the increase in soil depth (0-180 cm). A distinct layer in the soil profile with high heavy metals concentrations were found not only in the polluted areas irrigated with wastewater but also in the areas irrigated with clean groundwater. This pattern was similar to the distribution of soil genetic horizon, implying that it is not the result of migration of heavy metals from topsoil. According to these results, the downward movement of heavy metals was not evident, indicating that the early wastewater irrigation did not result in heavy metals pollution in groundwater. The total input of heavy metals from reclaimed water irrigation was lower than the input by atmospheric deposition and organic fertilizer application, which demonstrates that the pollution risk of heavy metals in groundwater is low in the process of reclaimed water irrigation.

Key words: reclaimed water; irrigation; groundwater; heavy metals; risk; Beijing