

湘乡市某地区土壤—水稻系统镉平衡源解析

唐盛爽, 蒋凯, 黄敬, 覃建军, 龙坚, 侯红波, 彭佩钦

(中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004)

摘要: 为探明我国南方典型稻田土壤 Cd 的输入输出特征与变化规律, 以湖南省湘乡市某地区稻田为目标, 探讨了 3 种输入途径(肥料、灌溉水和大气沉降)和 2 种输出途径(地表径流和稻草离田)与土壤 Cd 含量之间的关联。结果表明: 2017—2018 年和 2018—2019 年间 Cd 的净通量分别为 3.226, -1.246 g/(hm²·a), 总变化量为 +1.980 g/(hm²·a)。其中大气沉降是最主要的输入方式, 2 年间 Cd 输入通量分别为 8.68, 5.75 g/(hm²·a), 平均贡献率高于 94%; 稻草离田是最主要的输出方式, 2 年间 Cd 输出通量分别为 5.73, 7.32 g/(hm²·a), 平均贡献率高于 97%。通过输入输出平衡分析, 2 年内土壤 Cd 含量呈现增加趋势。因此, 有必要采取如稻草离田等农业管理措施以提高土壤的安全利用效率。研究结果可为该区域土壤 Cd 污染源阻控提供理论依据和方法参考。

关键词: 源解析; Cd 净通量; 稻田土壤

中图分类号: X53; S511 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2020)02-0365-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2020.02.052

Analysis of Cadmium Balance Source in Soil-rice System in a Certain Area of Xiangxiang City

TANG Shengshuang, JIANG Kai, HUANG Jing, QIN Jianjun, LONG Jian, HOU Hongbo, PENG Peiqin

(College of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004)

Abstract: In order to ascertain the input and output characteristics and variation of Cadmium (Cd) in the typical paddy soils in southern China, this study took the certain rice fields of Xiangxiang City in Hunan Province as research targets to discuss the connection between three input pathways (fertilizer, irrigation water and atmospheric deposition) and two output pathways (surface runoff water and rice straw removal) and the Cd content of soil. The results showed that the net fluxes of Cd between 2017—2018 and 2018—2019 were 3.259 and -1.246 g/(hm²·a) respectively, and the total change of Cd in two years was 2.013 g/(hm²·a). Atmospheric deposition was the main input pathway. The net fluxes in two years were 8.68 and 5.75 g/(hm²·a) respectively and the average contribution rate was higher by 94%. Rice straw was the main output pathway. The net fluxes in the two years were 5.73 and 7.32 g/(hm²·a) respectively, and the average contribution rate was higher by 97%. Through the input-output equilibrium analysis, the soil Cd content showed an increasing trend within two years. Therefore, it was necessary to adopt agricultural management measures such as “straw out from field” to improve the safe use efficiency of the soil. The research results could provide theoretical basis and method for the prevention and control of soil Cd pollution sources in this region.

Keywords: source apportionment; Cd net flux; paddy soil

镉(Cd)是一种具有积累性、隐蔽性、长期性和不可逆性等特点的非典型过渡性重金属^[1-2], 能够通过食物链进入人体, 并引发多种疾病^[3]。据统计^[4-5], 我国 Cd 污染耕地土壤面积已达 2 000 万 hm², 约占总耕地面积的 1/6, 全国共 11 个省 25 个地区的农田受到不同程度的 Cd 污染。湖南省是我国农产品的重

要生产基地, 特别是在水稻种植方面占有举足轻重的地位, 而湘乡市位于湖南省的中部, 是重要的粮食产区、冶金工业基地^[6], 对于解决此类地区粮食安全问题具有重要意义。

现阶段对于耕地 Cd 污染土壤修复方面已有大量研究, 虽取得了一定成果, 但大部分试验并未考虑

收稿日期: 2019-08-04

资助项目: 国家科技支撑计划项目(2015BAD05B02); 农业部财政部重大专项(农办财函[2016]6号); 湖南省自然科学基金项目(2019JJ50995); 湖南省重点学科建设项目(2006180)

第一作者: 唐盛爽(1996—), 男, 硕士研究生, 主要从事环境生态学研究。E-mail: z374575835@qq.com

通信作者: 龙坚(1988—), 男, 博士, 讲师, 主要从事污染控制化学。E-mail: longjiancsuft@yeah.net

土壤中 Cd 的输入输出量,导致试验结果与实际修复效果可能相差甚远。而目前,有关稻田土壤中 Cd 输入输出通量及其贡献率差异,更多的侧重于利用模型进行评价。Zhang 等^[7]采用内梅罗综合污染指数法、地质积累指数法和潜在生态污染指数法对开封柳峪口灌区的土壤质量进行评价,发现交通运输、居民区和水体为主要的重金属来源;Li 等^[8]将单一质量指数法和复杂质量指数法联用,对采集的 40 个菜园土壤样品进行分析,结果表明,Cu、Ni、Zn 和 Hg 的浓度主要受人为活动的影响,Pb、Cd、Cr 和 As 主要由土壤母质控制。Li 等^[9]利用 Hakanson 潜在生态风险评价模型和因子分析(FA)的方法,对新乡市郊区玉米农田土壤的潜在生态风险程度和重金属的来源进行了分析,分析结果表明,新乡市农田土壤处于极高的潜在生态风险条件下,且 Cd 和 Ni 为该地区最主要的污染因子。虽然通过模型能够评价分析某地区土壤重金属的污染特征和环境风险程度,但是由于缺少了系统性的实地调查以及分析测定,对于土壤中重金属的输入输出量很难准确得知。如今已有大量学者研究证明,稻田土壤 Cd 的主要输入方式为肥料、灌溉水和大气沉降,主要输出方式为地表径流、土壤下渗和稻草离田^[10]。因此,为明确各种输入输出方式对试验田中 Cd 含量的影响,探究该地区土壤—水稻系统 Cd 污染的发展趋势,本研究通过定期对土壤—水稻体系采集灌溉水、大气沉降及地表径流样品,同时分析肥料、土壤和水稻各部位中 Cd 的含量,计算出在试验期间该体系中 Cd 输入输出通量,定量分析其 Cd 平衡状况,所得结果可为耕地重金属污染防治的途径选择提供有力的理论依据与数据支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于湖南省湘潭市湘乡市昆仑桥街道杨金村(27°71'N,112°51'E)。该地属于亚热带季风湿润气候,四季分明,雨量充沛,年平均气温 17.3℃,平均日照时间 1 640 h,年均降水量 1 312.8 mm。区域内地形以水田丘陵为主,土壤成土母质呈现多样性,主要为第四纪红色黏土发育的红黄泥,其基本理化性质为:pH 5.5,有机质(OM)含量 23.74 g/kg,阳离子交换量(CEC)9.54 cmol/kg,黏粒含量 30.72%,全镉含量 0.475 mg/kg,有效态镉(DTPA 提取法)含量 0.188 mg/kg。试验田呈矩形块状联结分布,总面积为 1 hm²,主要作物为常规双季稻(早稻品种为“潭两优 215”,晚稻品种为“黄华占”)。水稻成熟后,根据当地农艺管理习惯,秸秆将统一回收至生物质发电厂进行焚烧发电处理。另外,在试验田正北方向 15 km 处建有一家铝厂,该厂目前仍处于正常运营状态,并且 G320 国道由东西走向横穿整

个试验区域,皆可视为潜在的污染源。

1.2 样品采集

本试验于 2017 年 4 月至 2019 年 4 月进行(在本文中把 2017 年 4 月至 2018 年 4 月称为 2017 年,2018 年 4 月至 2019 年 4 月称为 2018 年)。在此期间于每月月初采集灌溉水和大气沉降样品,在每年 7 月初和 10 月底早晚稻成熟后,采集水稻和土壤样品。在水稻生育期时进行灌溉,并采用具有刻度的带塞灌溉水收集容器,于每月灌溉事件发生时开始采样,根据流量和灌溉时间之积计算获得灌溉水的体积(L);灌溉水样品采用 250 mL 聚四氟乙烯白瓶于灌溉沟渠内采集,滴入硝酸后带回实验室于 4℃冰箱内保存;地表径流样品在地表径流发生时,通过尾水收集装置采集。试验田中共设有 3 个大气沉降收集罐,收集时滴入乙二醇进行抑菌,采样前先用超纯水冲洗罐壁,搅拌均匀后记录体积,再收集罐中水样,滴入硝酸后带回实验室于 4℃冰箱内保存。水稻成熟后,按照“梅花”布点法进行采样,试验田中共分为 5 个采样点,每个点采集 5 穴,每穴 8 株,水稻样品带回实验室后,用去离子水洗净,晾干后放入烘箱于 105℃杀青 30 min,调至 70℃烘干至恒重,用剪刀将水稻根系、茎叶、谷粒分离,再用小型脱壳机将水稻谷粒脱壳,得到糙米和谷壳。土壤样品的采集具体按照对角线法进行布点并取 0—20 cm 表层土,土样均匀混合后,用四分法处理,最后带回实验室风干,5 天后至恒重,去掉其中植物根系、落叶、石块等后,经玛瑙研钵研磨过 20,100 目的尼龙筛,贮存备用;肥料在施用前收集并统计施加量。

1.3 样品分析

试验田土壤理化性质采用常规分析方法测定^[11],土壤和肥料采用三酸消解法^[12]消解,有效态 Cd 含量采用 DTPA 提取法^[12]提取,火焰原子吸收仪测定,水稻各部位经干灰化法消解^[13],过滤后保存上清液待测。土壤溶液 Cd 浓度与水稻植株 Cd 含量均采用石墨炉原子吸收仪测定。灌溉水样和大气沉降样用硝酸—高氯酸消解^[14],消解液用 ICP—OES 测定。为保证数据的可靠性和稳定性,土壤与植株 Cd 含量测定时每个样测 3 次,并以国家标准土壤样品 GBW(E)—070009 与植物样品 GSB—23(湖南大米)进行质量控制,相对标准偏差(RSD)低于 5%。

1.4 数据处理

试验中的数据应用 Excel 2013 软件处理,SPSS 22.0 软件统计分析,Origin 9.0 软件绘制图形。试验过程中各种输入输出量的计算公式为:

(1)肥料 Cd 输入通量为各种肥料中的 Cd 含量与该种肥料施用量的乘积求和,公式为:

$$Q_{F,i} = \frac{1}{1000} \sum_{i=1}^n C_i M_i \quad (1)$$

式中: $Q_{F,i}$ 为肥料 Cd 输入通量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$); C_i 为 Cd 在肥料 i 中的含量 (mg/kg); M_i 为肥料 i 的年施用量 ($\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$), (i 为复合肥和尿素)。

(2) 灌溉水 Cd 输入通量的计算公式为:

$$Q_{I,i} = \sum_{i=5}^n VC_i \cdot 10^{-6} \quad (2)$$

式中: $Q_{I,i}$ 为灌溉水 Cd 输入通量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$); V 为灌溉水的体积 (L); C_i 为某月灌溉水中的 Cd 浓度 ($\mu\text{g}/\text{L}$), i 为月份, 由于只在水稻生长期进行灌溉, 所以采集的灌溉水样品只有 5—9 月, $n=9$ 。

(3) 大气沉降 Cd 输入通量的计算公式为:

$$Q_{A,i} = \sum_{i=1}^n C_i V_i \times 100/S \quad (3)$$

式中: $Q_{A,i}$ 为大气沉降 Cd 通量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$); C_i 为沉降罐中 Cd 浓度 ($\mu\text{g}/\text{L}$); V_i 为每月沉降罐收集到的体积 (L); S 为沉降罐的底面积 (cm^2); i 为采集大气沉降样品的月份, $n=12$ 。

(4) 地表径流 Cd 输出通量的计算公式为:

$$Q_{S,i} = \sum_{i=5}^n C_i V_i \times 10^{-6} \quad (4)$$

式中: $Q_{S,i}$ 为地表径流 Cd 输出量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$); C_i 为地表径流样品中的 Cd 浓度 ($\mu\text{g}/\text{L}$); V_i 为收集到地表径流的体积 (L); i 为采集地表径流样品的月份, 由于只在灌溉期间收集样品, 与采集灌溉水样品的时间一致, $n=9$ 。

(5) 稻草离田 Cd 输出通量的计算公式为:

$$Q_R = C_{R,e} M_{R,e} + C_{S,e} M_{S,e} + C_{R,l} M_{R,l} + C_{S,l} M_{S,l} \quad (5)$$

式中: Q_R 为稻草离田 Cd 输出量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$); $C_{R,e}$ 、 $C_{S,e}$ 、 $C_{R,l}$ 、 $C_{S,l}$ 分别为早稻稻谷、早稻秸秆、晚稻稻谷、晚稻秸秆中的 Cd 含量 (mg/kg); $M_{R,e}$ 、 $M_{S,e}$ 、 $M_{R,l}$ 、 $M_{S,l}$ 分别为早稻稻谷、早稻秸秆、晚稻稻谷、晚稻秸秆在试验田中的产量 (kg)。

(6) 研究区土壤 Cd 的年净通量, 计算公式为:

$$Q_{D,i} = Q_{I,i} - Q_{O,i} \quad (6)$$

式中: $Q_{D,i}$ 为 Cd 年净通量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$), ($Q_{D,i} > 0$ 表示土壤中 Cd 含量增加, $Q_{D,i} < 0$ 表示土壤中 Cd 含量下降); $Q_{I,i}$ 为 Cd 年输入通量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$); $Q_{O,i}$ 为 Cd 年输出通量 ($\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$)。

2 结果与分析

2.1 土壤—水稻体系中 Cd 的输入量

2.1.1 肥料 Cd 输入 肥料的施用是 Cd 输入的主要途径之一, 该研究区水稻按照当地常规方式种植, 水稻生长期肥料施用情况见表 1。在 2017—2019 年间, 复合肥 Cd 含量最高为 0.37 mg/kg, 尿素 Cd 含量最高为 0.023 mg/kg。根据当地农艺管理模式, 早晚稻共施用复合肥 750 kg, 尿素 300 kg, 由公式(1)计算可得, 2017 年、2018 年通过肥料 Cd 的总输入通量

分别为 0.23, 0.21 $\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 贡献率分别为 2.5% 和 3.4%, 平均贡献率为 2.95%。

表 1 肥料施用情况

年份	水稻种类	肥料种类	Cd 含量/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	施用量/ ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	Cd 输入量/ ($\text{g} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)
2017	早稻	复合肥	0.230	375	0.0863
		尿素	0.019	150	0.0029
	晚稻	复合肥	0.370	375	0.1388
		尿素	0.023	150	0.0035
2018	早稻	复合肥	0.280	375	0.1050
		尿素	0.016	150	0.0024
	晚稻	复合肥	0.260	375	0.0975
		尿素	0.021	150	0.0032

2.1.2 灌溉水 Cd 输入 在水稻生育期间, 通过灌溉水收集容器所记录灌溉水的总体积分别为: 早稻 3 450 m^3/hm^2 , 晚稻 6 525 m^3/hm^2 , 每次灌溉记录的灌溉水量 (L) 及其 Cd 浓度见表 2。从图 1 可以看出, 2017—2019 年间, 灌溉水 Cd 输入量在 0.009~0.094 g/hm^2 , 平均输入量为 0.032 g/hm^2 , 在每年的 7 月 Cd 输入量最高, 分别为 0.094, 0.082 g/hm^2 , 其余月份 Cd 输入量相差不大, 均符合国家农田灌溉水质标准^[15] (GB 5084—2005, $\text{Cd} \leq 0.01 \text{ mg}/\text{L}$)。由于湖南省 7 月天气炎热, 稻田中灌溉水蒸发量大, 导致 7 月施用灌溉水的体积高于往常的 1 倍, 所以该月灌溉水 Cd 输入量大于其他月份。由公式(2)计算可得, 2017 年和 2018 年灌溉水 Cd 总输入通量分别为 0.173, 0.147 $\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$, 贡献率分别为 1.9, 2.4%, 平均贡献率为 2.15%。

表 2 灌溉水量及其 Cd 浓度

年份	项目	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月
2017	体积/ m^3	1000	1000	3975	2000	2000
	Cd 浓度/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	0.0186	0.0219	0.0237	0.0106	0.0086
2018	体积/ m^3	1000	1000	3975	2000	2000
	Cd 浓度/ $(\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$	0.0086	0.0148	0.0205	0.0089	0.0124

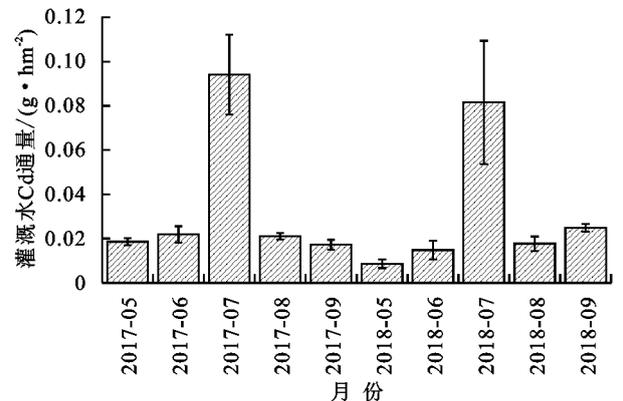


图 1 灌溉水 Cd 输入通量

2.1.3 大气沉降 Cd 输入 由图 2 可知, 大气沉降 Cd 输入量为 0.068~1.585 g/hm^2 , 平均值为 0.577 g/hm^2 , Cd 输入量主要集中在每年的 2—6 月, 此时正处于湖南的雨季, 降雨量丰富, 月平均降雨量为 161.29 mm, 比其他月份高出 29.9%~71.4%, 沉降

罐中收集到的样品体积也明显高于其他月份。通过公式(3)计算可得,2017年和2018年大气沉降Cd总输入通量分别为8.682,5.748 g/(hm²·a)。

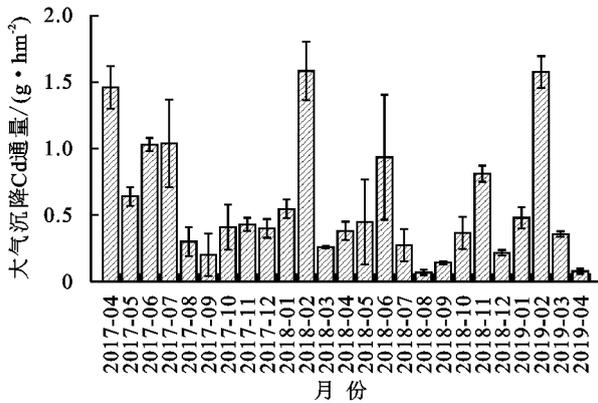


图2 大气沉降Cd输入通量

2.2 土壤—水稻体系中Cd的输出量

2.2.1 地表径流Cd输出 地表径流和土壤下渗是Cd输出途径之一,但有研究^[16]发现,外源Cd通常在土壤表层富集,很少向下迁移。在本试验中主要考虑地表径流引起的Cd输出通量,由表3和图3可知,地表径流Cd输出量在0.003~0.045 g/hm²,平均值为0.016 g/hm²,通过公式(4)计算可得,2017年和2018年地表径流Cd总输出通量分别为0.129,0.031 g/(hm²·a)。

2.2.2 稻草离田 本研究区以种植双季稻为主,在水稻成熟后,收集水稻秸秆和稻谷,并测定其中的Cd含量,由于根部仍留在土壤中,所以不考虑根部含量,水稻

秸秆和稻谷的产量及其Cd含量见表4。2017—2018年早晚稻各部位Cd输出量见图4。2017年早稻稻谷和秸秆Cd输出量分别为0.52,1.67 g/hm²,晚稻稻谷和秸秆Cd输出量分别为1.22,2.31 g/hm²;2018年早稻稻谷和秸秆Cd输出量分别为0.80,2.37 g/hm²,晚稻稻谷和秸秆Cd输出量分别为1.18,2.96 g/hm²,晚稻Cd输出量明显高于早稻。通过公式(5)计算可得,2017年和2018年早晚稻Cd总输出通量分别为5.73,7.32 g/(hm²·a)。

表3 地表径流体积及其Cd浓度

年份	项目	5月	6月	7月	8月	9月
2017	体积/L	37300	85900	84500	89800	30200
	Cd浓度/(μg·L ⁻¹)	0.695	0.470	0.529	0.163	0.116
2018	体积/L	66257	82602	42023	35669	25688
	Cd浓度/(μg·L ⁻¹)	0.041	0.133	0.146	0.164	0.196

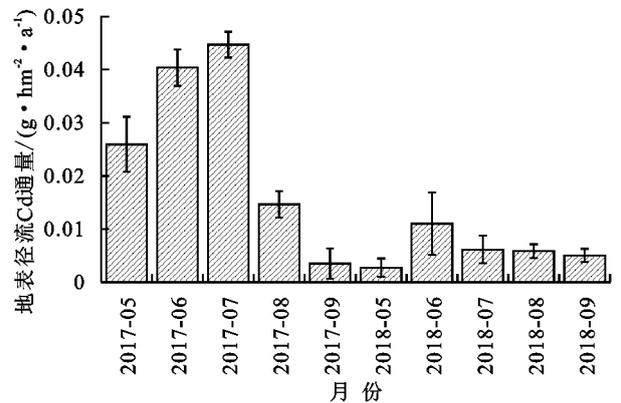


图3 地表径流Cd输出通量

表4 2017—2018年水稻秸秆和稻谷产量及其Cd含量

年份	水稻种类	秸秆	秸秆中的Cd含量/	稻谷	稻谷中的Cd含量/
		产量/kg	(mg·kg ⁻¹)	产量/kg	(mg·kg ⁻¹)
2017	早稻	2652.53	0.629	2838.75	0.184
	晚稻	3457.28	0.669	3301.65	0.371
2018	早稻	3445.20	0.689	3326.25	0.239
	晚稻	3909.83	0.758	3737.25	0.316

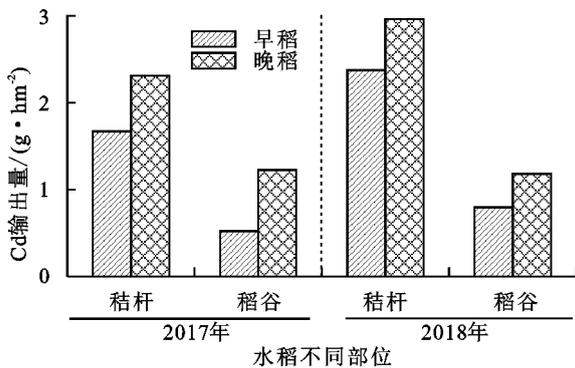


图4 水稻各部位Cd输出通量

2.3 土壤—水稻体系中Cd平衡

由表5可知,2017年总输入输出通量分别为9.085,5.859 g/(hm²·a),2018年总输入输出通量分别为6.105,7.351 g/(hm²·a)。从图5可知,2017年和2018年的贡献率分别为2.2%和0.4%,平均贡

献率为1.3%。稻草离田的贡献率分别为97.8%和99.6%,平均贡献率为98.7%。通过公式(6)计算可得,2017年和2018年土壤中Cd年净通量分别为3.226,-1.246 g/(hm²·a),2年土壤Cd变化总量为1.980 g/(hm²·a),试验田中的Cd含量上升。

表5 2017—2018年Cd输入输出通量

单位:g/(hm²·a)

年份	输入通量			输出通量	
	肥料	灌溉水	大气沉降	地表径流	稻草离田
2017	0.23	0.173	8.682	0.129	5.73
2018	0.21	0.147	5.748	0.031	7.32

3 讨论

本研究考虑的农田重金属主要输入方式为肥料、灌溉水和大气沉降,主要输出方式为地表径流和稻草离田^[10]。由于重金属大部分来源于人类活动,

不同地区的污染程度和来源存在差异,造成农田土壤重金属污染具有明显的区域性差异^[17],具体情况需要进行特定的分析。

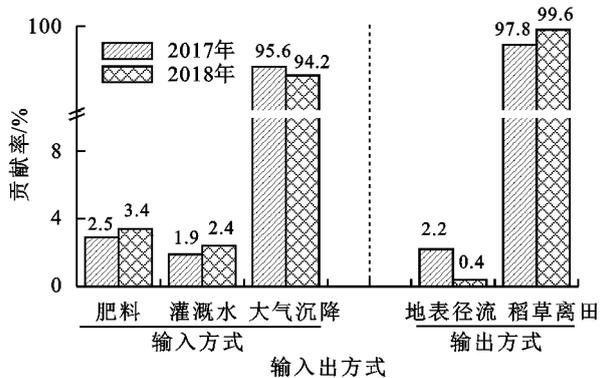


图 5 各输入输出方式的贡献率

从表 1 可以看出,复合肥料中的 Cd 含量明显高于尿素,说明不同种类肥料中的重金属含量存在差异。王起超等^[18]研究发现,氮肥和钾肥中重金属含量低于复合肥料和磷肥,复合肥料中的 Cd 含量最高,氮肥 Cd 含量最低,这与本研究结果相一致。大量的研究^[19-20]认为,导致肥料中重金属含量存在差异的主要原因是生产原料的不同,复合肥料中的磷元素来源于磷矿石,磷矿石中除了含有一些营养元素,同时也含有较高含量的重金属元素,如 Cd、Cu、Cr、Zn 等^[21],导致复合肥料中 Cd 含量较高,而由于尿素的生产原料中重金属含量较低^[22],所以尿素中 Cd 含量相应较少。从本研究的计算结果可知,施用灌溉水会引入新的重金属 Cd,同时导致土壤中 Cd 的量增加。灌溉水中带正电的重金属离子在进入土壤中后,会被带负电的土壤胶体所吸附,长期灌溉会引起重金属在土壤中的富集,从而导致土壤重金属超标^[23]。段飞舟等^[24]对沈阳张土灌区调查发现,用污水灌溉 20 多年后,污染农田面积达到 2 500 hm²,灌溉水是该地区土壤重金属 Cd 输入的主要途径。同样在太原市污灌区,解文艳等^[25]对当地重金属分布特征进行分析后发现,农田土壤长期以污水灌溉,造成土壤重金属含量明显超过土壤背景值;Ortega 等^[26]通过对比在墨西哥河内地区,分别具有 5 年和 90 年污灌史的土壤发现,土壤中重金属的富集程度与污水灌溉时间密切相关,即使灌溉水的水质符合标准,但是对于以稻田为主的南方地区而言,每年灌溉水的使用量是巨大的,那么随着灌溉水进入稻田的 Cd 总量仍然不可低估。从图 5 可以看出,大气沉降是最主要的 Cd 输入途径,贡献率为 94.2%~95.6%,平均贡献率为 94.9%,远高于其他输入途径,这与蒋凯等^[27]和 Yi 等^[28]的研究结果相一致。大气沉降中的重金属主要来源于化石燃料燃烧、土壤扬尘、工业冶炼和汽车尾气的排放^[29]等, Liu 等^[30]利用同位素分析方法对三峡地区大气重金

属的来源进行了分析,发现该地区煤炭燃烧和交通排放是大气重金属污染的主要来源。本研究监测点靠近 G320 国道,每天来往车辆数量众多,会产生大量的扬尘和飞灰,且在监测点的上游 15 km 处建有 1 个铝厂,铝厂以生产干法氟化铝为主,常年需要烧煤提供热量,又由于研究区位于回归线附近,受季风的影响,导致大气沉降 Cd 年输入量远高于灌溉水和肥料。

根据表 3 可以看出,每个月收集到的地表径流样品,其 Cd 浓度存在差异。大量的研究^[31-32]证明,地表径流中的 Cd 含量与灌溉水、大气沉降、降雨量、肥料等因素有关。Shi 等^[33]研究发现,通过地表径流造成的重金属流失是一个相当复杂的过程,受到雨水中重金属的浓度、降雨强度或灌溉量等因素的控制。湖南 5、6 月为雨季,降雨量较多,所以 5、6 月地表径流 Cd 输出量可能主要由于降雨所引入的,而 7 月天气炎热,稻田灌溉水蒸发量大,施用灌溉水的体积增多,所以 7 月地表径流 Cd 输出量可能是以灌溉水为主。从表 4 可以看出,水稻秸秆中的 Cd 含量明显高于稻谷,且晚稻各部位(秸秆和稻谷)中的 Cd 含量也都高于早稻。这可能与晚稻生长周期土壤温度相对较高有关,土壤温度升高使得水稻蒸腾作用加快,参与各项生理反应的酶及功能蛋白的活性增强,从而促进了水稻植株对 Cd 的吸收^[34]。另外由于晚稻种植期间,灌溉水的施用量要高于早稻,导致 Cd 输入量也就相对较多。本课题组前期^[35]通过水稻盆栽试验发现 Cd 在水稻体内的迁移受到土壤 pH、机械组成、阳离子交换量、有机质等多种因素的影响。同时秸秆对 Cd 的输出量比稻谷高出约 1.9~3.2 倍,说明秸秆是水稻储存重金属的主要部位。从图 5 可以看出,稻草离田为最主要的稻田 Cd 输出途径,同时蔡佳佩等^[36]研究发现,与稻草还田处理相比较,稻草离田处理能够降低早晚稻各个部位在不同时期 Cd 的累积量,这可能是由于稻草还田后促进了土壤中微生物的分解,并释放出的有机酸和水溶性有机碳,活化了土壤中的 Cd^[37]。对于以水稻为主要粮食作物的南方地区而言,稻草离田是一种有效的耕地土壤降 Cd 手段。

从本研究的计算结果可知,2017 年稻田 Cd 含量为增加,而 2018 年稻田 Cd 含量为下降,对比 2 年各种输入输出途径通量的差异(表 5),可以明显看出 2017 年大气沉降输入通量高于 2018 年,但通过稻草离田输出通量却低于 2018 年。在试验田中,根据大气沉降罐收集到的体积可以判断在 2017 年间的降水量高于 2018 年。对于稻田土壤来讲,重金属往往更多地富集在土壤表层,更容易受到径流的影响,发生土—水界面的迁移转化^[38]。由于 2017 年降水量较大,导致试验田地表径流产生量增加,土壤中 Cd 的

迁移和淋溶作用增强, 试验田中部分 Cd 流失, 水稻可吸收利用 Cd 的量就相对较少。重金属进入大气环境后, 通常吸附在气溶胶分子上, 再通过干湿沉降 2 种方式进入农田生态系统中, 并且以干沉降为主^[39]。叶艾玲等^[40]研究发现, 太原市年降水量仅有 468 mm, 但是因为当地的火力发电、交通运输等原因, 大大增加了重金属的排放, 使得大气沉降通量远远高于其他地区。结合本文结果可得, 通过大气沉降进入试验田中的重金属, 干沉降占主导地位。随着近年来大气污染受到越来越多的关注, 国家出台了一系列大气污染防治措施, 已经在一定程度上降低了重金属污染物的排放, 若继续推行稻草离田, 可以推测试验田中的 Cd 含量在未来几年内将可能呈下降趋势。

4 结论

(1) 不同输入输出方式对试验田中 Cd 平衡的贡献率存在明显差异, 输入方式中以大气沉降的贡献率最高(约为 94.2%~95.6%), 而输出方式中以稻草离田的贡献率最高(约为 97.8%~99.6%)。

(2) 2017—2018 年间总输入量高于总输出量, Cd 净通量为 3.226 g/(hm²·a); 而 2018—2019 年间总输入量低于总输出量, Cd 净通量为 -1.246 g/(hm²·a)。2017—2019 年内 Cd 净通量为 1.980 g/(hm²·a)。

(3) 假设在未来几年内, 降雨量变化不大, 且继续在当地推行稻草离田措施, 可以预测试验田中的 Cd 含量将可能呈下降趋势。

参考文献:

- [1] Adriano D C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals[M]. 2nd edition. New York, USA: Springer-Verlag, 2001.
- [2] Kadirvelu K, Thamaraiselvi K, Namasivayam C. Removal of heavy metals from industrial wastewaters by adsorption onto activated carbon prepared from an agricultural solid waste[J]. *Bioresour Technol*, 2001, 76(1): 63-65.
- [3] Gu Y G, Li Q S, Fang J H, et al. Identification of heavy metal sources in the reclaimed farmland soils of the pearl river estuary in China using a multivariate geostatistical approach[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 105: 7-12.
- [4] Wang L, Cui X F, Cheng H G, et al. A review of soil cadmium contamination in China including a health risk assessment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(21): 16441-16452.
- [5] Niu L L, Yang F X, Xu C, et al. Status of metal accumulation in farmland soils across China: From distribution to risk assessment[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 176: 55-62.
- [6] 黄道友, 朱奇宏, 朱捍华, 等. 重金属污染耕地农业安全利用研究进展与展望[J]. *农业现代化研究*, 2018, 39(6): 1030-1043.
- [7] Zhang P Y, Qin C Z, Hong X, et al. Risk assessment and source analysis of soil heavy metal pollution from lower reaches of Yellow River irrigation in China[J]. *Science of The Total Environment*, 2018, 633: 1136-1147.
- [8] Li J X, Liu M D, Zhang W, et al. Evaluation and source analysis on heavy metal pollution of vegetable garden soil in the urban-rural area of Fushun City[C]// *Advanced Materials Research*. Trans Tech Publications, 2012, 518: 2121-2129.
- [9] Li L, Zhang R S, Wang X Y. Potential ecological risk assessment and sources analysis of heavy metals in the corn farmland soil from the Xinxiang city[C]// 2012 2nd International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering. IEEE, 2012: 1-4.
- [10] Jiang W, Hou Q Y, Yang Z F, et al. Annual input fluxes of heavy metals in agricultural soil of Hainan Island, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(13): 7876-7885.
- [11] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978.
- [12] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 2000.
- [13] Wang X, Jiang H, Shang X, et al. Comparison of dry ashing and wet oxidation methods for recovering articulated husk phytoliths of foxtail millet and common millet from archaeological soil[J]. *Journal of Archaeological Science*, 2014, 45: 234-239.
- [14] Klaic P M A, Nunes A M, da Silveira Moreira A, et al. Determination of Na, K, Ca and Mg in xanthan gum: Sample treatment by acid digestion[J]. *Carbohydrate Polymers*, 2011, 83(4): 1895-1900.
- [15] 中华人民共和国农业部. GB 5084—2005 农田灌溉水质标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006.
- [16] 汤奇峰, 杨忠芳, 张本仁, 等. 成都经济区农业生态系统土壤镉通量研究[J]. *地质通报*, 2007, 26(7): 869-877.
- [17] 刘德鸿, 王发园, 周文利, 等. 洛阳市不同功能区道路灰尘重金属污染及潜在生态风险[J]. *环境科学*, 2012, 33(1): 253-259.
- [18] 王起超, 麻壮伟. 某些市售化肥的重金属含量水平及环境风险[J]. *农村生态环境*, 2004, 20(2): 62-64.
- [19] 王美, 李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2014, 20(2): 466-480.
- [20] 庞荣丽, 王瑞萍, 谢汉忠, 等. 农业土壤中镉污染现状及污染途径分析[J]. *天津农业科学*, 2016, 22(12): 87-91.
- [21] Sabiha-Javied, Mehmood T, Chaudhry M M, et al. Heavy metal pollution from phosphate rock used for the production of fertilizer in Pakistan[J]. *Microchemi-*

- cal Journal, 2009, 91(1): 94-99.
- [22] 李振国, 余光辉, 张勇, 等. 施肥与农田重金属累积的关联性分析: 以湖南省为例[J]. 吉林农业, 2017(16): 68-69.
- [23] 万蕾, 张曼玉, 陆晟, 等. 污染水灌溉对土壤影响的研究进展及问题分析[J]. 生态环境学报, 2015, 24(5): 906-910.
- [24] 段飞舟, 何江, 高吉喜, 等. 城市污水灌溉对农田土壤环境影响的调查分析[J]. 华中科技大学学报(城市科学版), 2005(增刊 1): 181-183, 192.
- [25] 解文艳, 樊贵盛, 周怀平, 等. 太原市污灌区土壤重金属污染现状评价[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(8): 1553-1560.
- [26] Ortega-Larrocea M P, Siebe C, Bécard G, et al. Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico[J]. Applied Soil Ecology, 2001, 16(2): 149-157.
- [27] 蒋凯, 邓潇, 周航, 等. 湘中典型稻田系统 Cd 平衡分析[J]. 环境科学, 2019, 40(7): 3324-3330.
- [28] Yi K, Fan W, Chen J, et al. Annual input and output fluxes of heavy metals to paddy fields in four types of contaminated areas in Hunan Province, China[J]. Science of The Total Environment, 2018, 634: 67-76.
- [29] Ye L, Huang M J, Zhong B Q, et al. Wet and dry deposition fluxes of heavy metals in Pearl River Delta Region (China): Characteristics, ecological risk assessment, and source apportionment[J]. Journal of Environmental Sciences, 2018, 70(8): 106-123.
- [30] Liu J L, Bi X Y, Li F L, et al. Source discrimination of atmospheric metal deposition by multi-metal isotopes in the Three Gorges Reservoir region, China[J]. Environmental Pollution, 2018, 240: 582-589.
- [31] 韩欣笑. 灌溉水—土壤系统中重金属镉的输入与输出通量的研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017.
- [32] 王继宇. 污染红壤重金属随地表径流迁移特征及影响因素研究[D]. 荆州: 长江大学, 2014.
- [33] Shi T R, Ma J, Wu F Y, et al. Mass balance-based inventory of heavy metals inputs to and outputs from agricultural soils in Zhejiang Province, China[J]. Science of The Total Environment, 2019, 649: 1269-1280.
- [34] Cornu J Y, Denaix L, Lacoste J, et al. Impact of temperature on the dynamics of organic matter and on the soil-to-plant transfer of Cd, Zn and Pb in a contaminated agricultural soil[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(4): 2997-3007.
- [35] 李欣阳, 龙坚, 王树兵, 等. 典型土壤双季稻对 Cd 吸收累积差异[J]. 环境科学, 2018, 39(1): 406-414.
- [36] 蔡佳佩, 朱坚, 彭华, 等. 不同镉污染消减措施对水稻—土壤镉累积的影响[J]. 生态环境学报, 2018, 27(12): 2337-2342.
- [37] Bai Y C, Gu C h, Tao T Y, et al. Straw incorporation increases solubility and uptake of cadmium by rice plants[J]. Acta Agricultural Scandinavica, Section B- Soil and Plant Science, 2013, 63(3): 193-199.
- [38] 蔡彦明, 师荣光, 张浩, 等. 土水界面污染物迁移转化的影响机制研究[J]. 安徽农业科学, 2009, 37(2): 800-804.
- [39] 刘鹏, 胡文友, 黄标, 等. 大气沉降对土壤和作物中重金属富集的影响及其研究进展[J]. 土壤学报, 2019, 56(5): 1048-1059.
- [40] 叶艾玲, 程明超, 张璐, 等. 太原市夏季降水中溶解态重金属特征及来源[J]. 环境科学, 2018, 39(7): 3075-3081.

(上接第 364 页)

- [17] Peng X Y, He Z J, Yang K, et al. Correlation between donating or accepting electron behavior of the adsorbed CO or H₂ and its oxidation over TiO₂ under ultraviolet light irradiation[J]. Applied Surface Science, 2016, 360 (Part B): 698-706.
- [18] Huang B, Li Z W, Huang J Q, et al. Adsorption characteristics of Cu and Zn onto various size fractions of aggregates from red paddy soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 264: 176-183.
- [19] 杨潞, 张智, 李余杰, 等. 西南地区典型农田土壤中 Cd²⁺、Pb²⁺ 的吸附特性研究[J]. 土壤通报, 2018, 49(4): 235-242.
- [20] 龙新宪, 倪吾钟, 杨肖娥. 菜园土壤铜吸附—解吸特性的研究[J]. 生态与农村环境学报, 2000, 16(3): 39-41.
- [21] Zhang Q, Li Z W, Huang B, et al. Effect of land use pattern change from paddy soil to vegetable soil on the adsorption-desorption of cadmium by soil aggregates [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(3): 1-10.
- [22] Uchimiya M. Screening biochar for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 190(1): 432-441.
- [23] 王廷廷. 生物质炭施用对土壤中氯虫苯甲酰胺吸附及消解行为的影响[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1339-1345.
- [24] 关连珠, 周景景, 张昀, 等. 不同来源生物炭对砷在土壤中吸附与解吸的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(10): 2941-2946.
- [25] Dreifuss J J, Grau J D, Nordmann J J. Effects on the isolated neurohypophysis of agents which affect the membrane permeability to calcium[J]. The Journal of Physiology, 1973, 231(2): 96-98.
- [26] 郭文娟, 梁学峰, 林大松, 等. 土壤重金属钝化修复剂生物炭对镉的吸附特性研究[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3716-3721.