

周 伟, 邓良基, 贾凡凡, 等. 菌渣猪粪还田下麦稻重金属富集特征及风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(2): 230–240.

ZHOU Wei, DENG Liang–ji, JIA Fan–fan, et al. Enrichment characteristic and risk assessment of heavy metals in wheat and rice organs under mushroom residue or swine manure recycling[J]. *Journal of Agro–Environment Science*, 2017, 36(2): 230–240.

菌渣猪粪还田下麦稻重金属富集特征及风险评价

周 伟, 邓良基*, 贾凡凡, 李 瀚

(四川农业大学资源学院, 成都 611130)

摘 要: 设置不施肥(CK)、常规化肥(CF)、菌渣提供 25%N(M1)、菌渣提供 50%N(M2)、菌渣提供 75%N(M3)、猪粪提供 25%N(S1)、猪粪提供 50%N(S2)和猪粪提供 75%N(S3)共 8 个施肥处理, 研究小麦和水稻成熟期作物根、茎叶和籽粒中 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量及富集情况, 并利用潜在生态风险评价及健康风险评价评估作物器官不同利用时风险状况。结果表明: 作物重金属含量的顺序为根>茎叶>籽粒, 重金属元素在各器官中均呈现出 $Zn > Cu > Pb > Cd$, 而富集系数表现为 $Cd > Zn > Cu > Pb$; 替代相同比例 N 肥时, 猪粪还田下作物重金属含量及富集系数均比菌渣高, 随着施用有机物料量增加作物重金属含量呈增加趋势, S3 处理作物重金属含量及富集系数均为最高; 作物器官风险系数顺序为猪粪还田(S1~S3)>常规化肥(CF)>菌渣还田(M1~M3), 菌渣提供 25%~50%N 的施肥方案带来的重金属风险较小。

关键词: 菌渣; 猪粪; 重金属; 富集特征; 风险评价

中图分类号: X71 文献标志码: A 文章编号: 1672–2043(2017)02–0230–11 doi:10.11654/jaes.2016–1137

Enrichment characteristic and risk assessment of heavy metals in wheat and rice organs under mushroom residue or swine manure recycling

ZHOU Wei, DENG Liang–ji*, JIA Fan–fan, LI Han

(College of Resources, Sichuan Agriculture University, Chengdu 611130, China)

Abstract: Mushroom residue (MR) and swine manure (SM) not only provide redundant nutrient substance for crops growth, but also bring pollution risks of some heavy metals for crops. In this study, the experiment with eight treatments, including CK (blank control, no fertilizer), CF (conventional fertilizer), M1 (25% N from MR), M2 (50% N from MR), M3 (75% N from MR), S1 (25% N from SM), S2 (50% N from SM) and S3 (75% N from SM) was conducted in Qiquan of the Chengdu Plain. The concentrations of Cu, Cd, Pb and Zn in root, straw (stem and leaf) and grain were determined by atomic absorption spectrophotometer. Bioconcentration factor, potential ecological risk and health risk index were used to evaluate the enrichment characteristics and pollution statuses of crop organs under different treatments. The results showed that Cu, Cd, Pb and Zn concentrations in root, straw and grain for all treatments reduced in sequence. And heavy metal concentrations in organs were $Zn > Cu > Pb > Cd$, but bioconcentration factors showed $Cd > Zn > Cu > Pb$. Their concentrations in organs of crop were more under SM than under MR as the same urea substitute, and demonstrated increase trends with increasing the rates of the two organic materials. And heavy metal concentrations and bioconcentration factors in organs of crop under all treatments were in the low risk level. Among these treatments, the concentrations and bioconcentration factors in organs of crop under S3 treatment had the highest risk. The risk indices in organs of crop under treatments showed $S3 > S2 > S1 > CF > M3 > M2 > M1$. Generally, the fertilizer schedules of 25%~50% N from MR ($P > 0.05$) had lower heavy metal risk than the other treatments.

Keywords: mushroom residue; swine manure; heavy metal; enrichment characteristic; risk assessment

收稿日期: 2016–09–04

作者简介: 周 伟(1987—), 男, 博士研究生, 研究方向为生态农业及农业废弃物利用。E-mail: zwszszsz@163.com

* 通信作者: 邓良基 E-mail: auh6@sicau.edu.cn

基金项目: 四川省科技支撑计划资助项目(2014NZ0044, 2013NZ0027)

Project supported: The Science and Technology Support Program of Sichuan Province, China(2014NZ0044, 2013NZ0027)

成都平原是我国重要商品粮产区之一,对维持区域粮食安全具有重要的作用^[1]。随着农业集约化程度的提高,需要扩大有机肥源以维护粮食安全生产和改善农产品品质,因此寻找可靠和丰富的有机肥源将会为区域安全生产提供重要支撑^[2]。然而,近年来随着食用菌和养殖业发展,该区域当前食用菌废渣和以猪粪为主的畜禽粪便年产量已分别超过 3.0×10^7 t 和 4.0×10^7 t。由于利用途径少、效率低,大量菌渣和猪粪等农业废弃物被丢弃、焚烧等,对周边生产、生活和生态造成恶劣的影响^[3]。已有研究表明,菌渣和猪粪等农业废弃物是一个巨大的有机资源库,施用菌渣、猪粪等有机肥不仅能有效改善因长期暴施化肥而恶化的土壤结构,还能提高农田环境的有机质含量,调节农田养分的释放能力^[4-6]。因此,探索以菌渣和猪粪为主的农业废弃物替代化肥施用的可行性,具有重要的研究价值。

菌渣和猪粪中均残留有一定数量的重金属元素,施用可能会给农田生长的作物带来重金属污染风险^[7-9]。由于作物器官内富集重金属,食用这些有机肥施用所生产的作物会对人体带来一定的重金属威胁^[10],但目前有关菌渣及猪粪还田下稻麦作物器官中重金属含量及风险评价的对比研究鲜有报道,因而探讨菌渣、猪粪还田下作物重金属富集情况和风险评估的差异具有科学研究意义。本研究以成都平原麦稻粮食主产区试验地为研究对象,研究不同量的菌渣和猪粪替代部分化肥对麦稻作物器官内重金属含量变化特征及作物器官不同利用下的重金属风险进行评估,以为成都平原农业废弃物有效利用提供初步的理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤性质

2014年11月到2015年10月,在成都平原中西部崇州市桤泉镇进行田间试验,供试土壤为渗育黄潮田,耕作方式为麦稻轮作。试验地耕作层土壤(0~20 cm)理化性质经测定分别为:pH 6.45、总有机碳(TOC) $15.91 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全氮(TN) $2.26 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全磷(TP) $1.83 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全钾(TK) $23.92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、铜(Cu) $35.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、镉(Cd) $0.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、铅(Pb) $40.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、锌(Zn) $81.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 供试材料

供试菌渣为桤泉镇双孢蘑菇合作社提供的培养基废料,其主要成分经测定分别为:TOC $303.28 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、

TN $13.36 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、TP $21.53 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、TK $16.72 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cu $34.43 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd $0.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Pb $25.68 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Zn $65.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试猪粪由百事康有机肥厂提供,经腐熟后进行还田施用。腐熟后猪粪经测定,含 TOC $244.41 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、TN $26.41 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、TP $58.30 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、TK $7.81 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cu $166.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd $1.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Pb $37.62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Zn $244.95 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试化肥为当地麦稻轮作常用化肥,分别是尿素(含 N 46%)、过磷酸钙(含 P_2O_5 12%)和钾肥(进口加拿大红钾,含 K_2O 60%)。

1.3 试验设计

依据当地小麦常规施肥量(N、 P_2O_5 、 K_2O 分别为 180 、 90 、 $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和水稻常规施肥量(N、 P_2O_5 、 K_2O 分别为 150 、 75 、 $75 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)为施肥标准,试验设计8个处理,分别为空白对照(CK)、常规化肥(CF)、菌渣供 N 25%(M1)、菌渣供 N 50%(M2)、菌渣供 N 75%(M3)、猪粪供 N 25%(S1)、猪粪供 N 50%(S2)、猪粪供 N 75%(S3)。不同处理保持总 N 一致,N、 P_2O_5 和 K_2O 不足由化肥补足,具体试验方案见表1。

小麦和水稻品种为当地常规品种,分别是内麦3号和宜香优2115。小区试验采用定位及完全随机区组排列,保持3次重复并维持小区的位置及处理不变,每个小区的面积为 32 m^2 ($8 \text{ m} \times 4 \text{ m}$)。依照当地施肥习惯,化肥、菌渣和猪粪均全部一次性施入。

1.4 测定方法及质量控制

土壤重金属测定:在施肥前、小麦季收获期和水稻季收获期随机采集5点土样混合组成一个代表样并带回实验室,经自然风干、研磨过 0.15 mm 筛待测。经 HNO_3 、HF、 HClO_4 消煮、过滤,采用石墨炉原子吸收光谱法(Solaar M6, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定滤液 Cd 含量,采用火焰原子吸收光谱法(Solaar M6, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定滤液 Cu、Pb 和 Zn 含量。

植物重金属测定:在小麦及水稻收获期随机采集5处的整株植株混合组成一个代表样并带回实验室,将根、茎叶和籽粒分开处理,植物样先后用自来水和无离子水清洗后,在 65°C 恒温烘 72 h,磨碎成粉状(0.5 mm),并用 HNO_3 - HClO_4 进行消煮、过滤,采用石墨炉原子吸收光谱法(Solaar M6, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定滤液重金属 Cd 含量,采用火焰原子吸收光谱法(Solaar M6, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定 Cu、Pb 和 Zn 含量。

表1 试验方案(kg·hm⁻²)
Table 1 Experiment schemes(kg·hm⁻²)

处理 Treatment	小麦季 Wheat season				水稻季 Rice season			
	尿素 Urea	钾肥 Potash	过磷酸钙 Superphosphate	有机物料 Organic material	尿素 Urea	钾肥 Potash	过磷酸钙 Superphosphate	有机物料 Organic material
CK	—	—	—	—	—	—	—	—
CF	391	150	750	—	326	125	625	—
M1	293	54	98	3102	244	45	82	2585
M2	196	—	—	6204	163	—	—	5170
M3	98	—	—	9306	81	—	—	7755
S1	293	128	—	1703	244	106	—	1419
S2	196	106	—	3407	163	88	—	2839
S3	98	83	—	5110	81	70	—	4258

土壤理化性质测定:pH值按照水土比5:1,采用pH计(pHs-3C,上海精密科学仪器有限公司)测定;有机质(OM)采用重铬酸钾外加热法测定;TN采用半微量开氏法测定;TP采用NaOH熔融-钼锑抗比色法测定;TK采用NaOH熔融-火焰光度法测定。

菌渣及猪粪理化性质测定:OM采用重铬酸钾外加热法测定;TN采用H₂SO₄-铬粒-混合催化剂消煮法测定;TP采用H₂SO₄-HNO₃-钼锑黄比色法测定;TK采用H₂SO₄-HNO₃-火焰光度法测定。

试验所用试剂均是优级纯,分析用水均采用由Milli-Q仪器制成的高纯水。每批样品在消解过程中添加土壤标样、植物标样和空白作为分析质量控制。

1.5 计算公式

1.5.1 富集系数

富集系数用于评估不同还田处理下小麦和水稻

根、茎叶和籽粒对重金属的积累情况^[11-12]。其计算公式为:

$$BF_i^a = C_i^a / SC_i \quad (1)$$

式中: BF_i^a 为作物a器官i重金属元素的富集系数; C_i^a 为作物a器官i重金属元素实测含量,mg·kg⁻¹;SC_i为土壤i重金属元素实际含量,mg·kg⁻¹。

小麦和水稻成熟期时土壤Cu、Cd、Pb和Zn含量如表2所示。

1.5.2 潜在生态风险评价

经调查,试验地周边的作物根和茎叶多数直接还田或作为食用菌培养基原料利用。由于作物根和茎叶在生长过程中通常会吸收大部分重金属,可能对不同生产环境带来潜在生态风险,本研究借鉴目前对于大气沉降中重金属潜在风险评价的思路及方法,以根和茎叶用途下的土壤及食用菌培养基重金属标准

表2 小麦/水稻成熟期土壤重金属含量(mg·kg⁻¹)
Table 2 Heavy metal concentrations of soil at wheat/rice mature(mg·kg⁻¹)

处理 Treatment	小麦成熟期 Wheat mature				水稻成熟期 Rice mature			
	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn
CK	36.91±0.18b	0.173±0.003d	40.31±0.03d	81.28±0.36c	36.88±0.10c	0.172±0.001e	40.33±0.01b	81.35±0.06e
CF	36.95±0.31ab	0.177±0.001c	40.33±0.02cd	81.36±0.08bc	37.08±0.05b	0.183±0.001b	40.42±0.02a	81.51±0.03d
M1	36.96±0.05ab	0.176±0.002cd	40.34±0.01bc	81.44±0.08bc	37.12±0.04b	0.173±0.001de	40.44±0.03a	81.59±0.03d
M2	36.99±0.06ab	0.176±0.001cd	40.36±0.01ab	81.51±0.08bc	37.14±0.04ab	0.174±0.001d	40.47±0.08a	81.66±0.04cd
M3	37.03±0.08ab	0.175±0.003cd	40.38±0.01a	81.59±0.04ab	37.18±0.16ab	0.178±0.001c	40.53±0.05a	81.74±0.04c
S1	37.05±0.09ab	0.178±0.001bc	40.34±0.01c	81.53±0.06bc	37.19±0.06ab	0.183±0.001b	40.44±0.02a	81.68±0.04c
S2	37.17±0.07ab	0.181±0.001ab	40.35±0.01bc	81.69±0.03ab	37.27±0.06ab	0.185±0.001b	40.46±0.07a	81.84±0.04b
S3	37.31±0.09a	0.183±0.001a	40.37±0.01ab	81.87±0.04a	37.37±0.15a	0.187±0.002a	40.52±0.05a	82.02±0.04a

注:表中不同小写字母表示土壤同一重金属的含量在不同菌渣/猪粪还田处理间差异显著(P<0.05)。

Note: Different letters indicate significant differences at P<0.05 level at the concentration of same heavy metal in soil under the different mushroom residue/swine manure recycling.

为标准值,对根和茎叶重金属含量进行潜在生态风险评价^[13-15],其公式为:

$$E_i^a = C_i^a / ES_i \times T_i \quad (2)$$

$$P^a = \sum_{i=1}^n E_i^a \quad (3)$$

式中: E_i^a 为作物 a 器官 i 重金属元素潜在生态风险系数; C_i^a 为作物 a 器官 i 重金属元素实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; ES_i 为不同生产环境的 i 重金属元素的标准值, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,直接还田利用时依据《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)旱作水作标准($\text{pH} < 6.5$),Cu、Cd、Pb、Zn的标准值分别为50、0.3、80、200 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,用于食用菌栽培时,依照《无公害食品——食用菌产地环境条件》(NY 5358—2007),Cd、Pb标准值分别为0.4、50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,因该标准不涉及Cu和Zn,故Cu、Zn标准值依据《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)蔬菜用地标准($\text{pH} < 6.5$),其值分别为50、200 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; T_i 为 i 重金属元素的毒性系数Cu、Cd、Pb、Zn的毒性系数分别为5、30、5、1; P^a 为作物 a 器官重金属综合潜在生态风险系数; E_n^a 为作物 a 器官第 n 种重金属元素潜在生态风险系数。参照最初潜在生态风险评价分级标准设定的思路,得到本文的等级划分标准,见表3^[16-18]。

1.5.3 健康风险评价

健康风险评价是对能够给人体造成威胁的有毒有害物质的定量评价^[19-20]。本文借鉴此类评价方法对麦稻籽粒的健康风险进行评价^[21]。其公式为:

$$ADI_i = (C_i \times IR \times EF \times ED) / (BW \times AT) \quad (4)$$

$$ED = EA - AA \quad (5)$$

$$HQ_i = ADI_i / RfD_i \quad (6)$$

$$HI_a = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (7)$$

表3 潜在生态风险评价分级标准

Table 3 Grade standard of potential ecological risk evaluation				
指数 Index	轻微风险 Low risk	中等风险 Moderate risk	较强风险 Considerable risk	很强风险 Very high risk
E_i^a	<30	30~60	60~120	≥ 120
P^a	<50	50~100	100~200	≥ 200

$$THI = \sum_{i=1}^m HI_i \quad (8)$$

式中: ADI_i 为单位体重 i 重金属元素的日均摄取量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$; C_i 为籽粒中 i 重金属元素的实测含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; IR 为日均作物籽粒摄入量, $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$; EF 为摄入频率, $\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$; ED 为摄入年限, a ; EA 为预期年限(成人以平均预期寿命为准,幼儿以6岁为准^[22]), a ; AA 为调查对象的平均年龄, a ; BW 为平均体重, kg ; AT 为总平均摄入时间, d ; RfD_i 为日均 i 重金属元素参考剂量,依据US EPA(2000),Cu、Cd、Pb、Zn分别为 4×10^{-2} 、 4×10^{-3} 、 1×10^{-3} 、 $3 \times 10^{-1} \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ^[21]。其他相关参数详见表4。

此外, HQ_i 为 i 重金属元素的高危值, HI_a 为 a 食物高危指数,即 a 食物中 n 种重金属元素的高危值之和, THI 为1 d内摄入 m 种食物对人体造成的高危指数之和,都可分为三个等级。若值 ≤ 1 ,表明某种食物或饮食习惯对于人体健康风险没有明显的重金属威胁;若值 > 1 ,表明对于人体健康会有一定的重金属威胁;若值 > 10 ,表明对人体具有慢性毒性^[20-22]。假定烹调过程中食物中重金属元素的毒性及活性不发生任何改变。

1.6 数据统计分析

采用SPSS 20.0软件进行数据分析,并应用其单因素方差(ANOVA)对土壤Cu、Cd、Pb和Zn含量,小麦和水稻成熟期根、茎叶和籽粒产量,Cu、Cd、Pb和Zn含量,富集系数和风险系数的差异性及显著性进

表4 健康风险评价参数取值

Table 4 Parameters values in health risk assessment

类别 Category	性别 Gender	$IR/\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ *		$EF/\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$ *	EA/a **	AA/a *	BW/kg ***	AT/d ^[24]
		小麦 Wheat	水稻 Rice					
成年 Adult	男 Male	1.2×10^{-1}	2.8×10^{-1}	365	75.7	46.2	63.6	10 768
	女 Female	9.5×10^{-2}	1.9×10^{-1}	350	80.9	48.4	51.6	11 863
幼儿 Young child	男 Boy	5.4×10^{-2}	1.2×10^{-1}	300	6	3.6	18.8	876
	女 Girl	3.3×10^{-2}	8.5×10^{-2}				18.1	

注: IR 、 EF 和 AA 根据实地调查得到。 EA 引用成都市卫生局公布的2013年居民健康数据。 BW 参考四川省体育局发布的《2014年四川省国民体质监测公报》。随机对试验地所在村村民进行调查,收集到同一类别同一性别的有效样本超过20个。

Note: IR 、 EF and AA is basis of field surveys in Qiquan town. EA refers to household health data in 2013 published by Chengdu City Health Bureau. BW is according to Communique on Constitution Monitoring about People in Sichuan Province in 2014 issued by Sichuan Province Sports Bureau. The research chose villagers around the testing ground as respondents by random sampling and selected more than 20 available samples of every gender and category.

行 SNK 检验。

2 结果与讨论

2.1 菌渣、猪粪还田下麦稻产量情况

由小麦/水稻产量统计结果(表 5)可知,低量和中量猪粪还田配施化肥(S1 和 S2)与低量和中量菌渣还田配施化肥(M1 和 M2)处理的小麦和水稻的籽粒及秸秆产量比常规施肥处理(CF)显著高出 3.88%~19.42% ($P<0.05$)。不同处理对比得到,菌渣与化肥配施(M1~M3)小麦籽粒产量差异不显著 ($P>0.05$),低量和中量猪粪与化肥配施(S1 和 S2)下小麦籽粒产量显著高于高量猪粪还田(S3) ($P<0.05$),菌渣、猪粪配施化肥各处理之间的小麦秸秆产量差异不显著 ($P>0.05$);M1、M2 和 S2 处理下水稻籽粒产量显著高于其他施肥处理 ($P<0.05$),低量和中量菌渣、猪粪配施化肥还田下水稻秸秆产量显著高于高量菌渣、猪粪配施化肥处理 ($P<0.05$)。

2.2 菌渣、猪粪还田下麦稻各器官重金属含量及富集特征

2.2.1 麦稻各器官重金属含量

菌渣、猪粪还田处理下麦稻各器官重金属含量如表 6。成熟期麦稻中各器官重金属含量均呈现 Zn ($20.09\sim54.36\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>Cu ($4.96\sim11.51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>Pb ($0.158\sim5.00\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)>Cd ($0.127\sim0.481\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)。重金属在器官中分布呈现根>茎叶>籽粒,与已有植物重金属含量由地下部分向地上部分逐渐减小的研究结

论一致^[25]。从作物类型看,水稻根、茎叶中 Cu、Cd、Pb 和 Zn 含量比小麦高 0.49%~34.70%;而籽粒中有所不同,水稻籽粒 Cd 和 Pb 含量较小麦略高 3.77%~11.62%,但 Cu 和 Zn 含量比小麦低 12.33%~21.95%。这表明,不同重金属元素在同一作物和器官中的含量具有差异性,而同一重金属元素在不同作物和器官中的含量也存在不同^[25]。对比不同处理下作物器官重金属含量得出,Cd 在作物器官中含量基本呈现出猪粪与化肥混施>常规化肥>菌渣与化肥混施,Cu 和 Zn 含量均表现为 S1~S3>M1~M3>CF,而 Pb 含量规律不太明显,常规化肥下 Pb 含量较少。已有研究表明,处理间重金属含量差异,可能与施入的物料重金属含量不同有关,随施入物料带入的重金属总量增多,作物重金属含量呈现出上升的趋势^[26]。

2.2.2 麦稻各器官重金属富集特征

从麦稻各器官重金属富集系数(图 1)得到,重金属在作物器官中富集系数呈现出Cd>Zn>Cu>Pb,可见 Cd 和 Zn 较其他重金属活性更高稳定性更差,更易在作物各器官中迁移与富集^[11,27]。重金属元素在作物器官中的富集系数表现出根>茎叶>籽粒,与其含量规律相同。已有研究表明,这一现象符合重金属在植物体内由下到上富集程度逐渐降低的迁移规律,由新陈代谢相对旺盛的器官向营养储存器官茎叶和籽粒等逐渐减少^[24]。重金属元素在根系部分的富集系数较高,一方面可能在微生物的作用下促进了根对于重金属的吸收和固定,另一方面重金属元素进入根内又受到蛋白质、核酸等影响而沉积,使得根成为植物体内重金属富集最高的器官^[29]。对比各个作物器官的 Cu、Cd 和 Zn 富集系数可得出,猪粪配施化肥处理比相同供 N 比例的菌渣配施化肥处理高,并随着高量有机物料配施化肥处理向低量有机物料配施化肥处理逐渐降低。而对比作物各器官中 Pb 富集系数仅可得到高量有机物料配施化肥处理向低量有机物料配施化肥处理逐渐降低,猪粪+化肥施肥与相同供 N 比例菌渣+化肥施肥处理之间的差异并不显著 ($P>0.05$)。可能由于 Pb 的移动性较差,使得 Pb 富集系数较低,各处理之间差异不显著^[11]。

2.3 菌渣、猪粪还田下麦稻各器官重金属风险评价

2.3.1 根和茎叶重金属潜在生态风险评价

作物根系重金属含量较高,收割时通常将根仍残留在土壤中,这样可能会给土壤带来重金属污染风险。因此参照《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)对作物根重金属含量进行风险评

表 5 菌渣/猪粪还田处理下小麦/水稻产量($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)

Table 5 Yield of wheat/rice under mushroom residue/swine manure recycling ($\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$)

处理 Treatment	小麦 Wheat		水稻 Rice	
	籽粒 Grain	秸秆 Straw	籽粒 Grain	秸秆 Straw
CK	1911±69d	1942±40c	5070±52d	5689±158c
CF	3583±58c	3595±40b	6447±75c	7174±86b
M1	3835±75ab	4221±42a	6849±38a	7566±97a
M2	3905±42a	4171±141a	6968±63a	7662±68a
M3	3952±119a	4475±108a	6560±99c	7165±41b
S1	3722±53b	4222±157a	6699±66b	7471±111a
S2	3814±37ab	4293±222a	6863±76a	7668±70a
S3	3599±20c	4185±26a	6510±65c	7253±59b

注:表中不同小写字母表示小麦/水稻的产量在不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。

Note: Different letters indicate significant differences at $P<0.05$ level at the same yield of wheat/rice under the different mushroom residue/swine manure recycling.

表 6 菌渣/猪粪还田处理下麦稻各器官重金属含量(mg·kg⁻¹)Table 6 Heavy metal concentrations in wheat/rice organs under mushroom residue/swine manure recycling(mg·kg⁻¹)

处理 Treatment	小麦 Wheat				水稻 Rice			
	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn
根 Root								
CK	7.13±0.19b	0.390±0.011d	3.34±0.02e	42.19±0.73d	9.53±0.10e	0.424±0.017c	4.04±0.16e	47.83±0.56e
CF	7.99±0.51ab	0.434±0.003b	3.61±0.10d	43.79±1.67cd	9.98±0.19d	0.462±0.006ab	4.31±0.07d	48.95±0.16de
M1	8.17±0.86ab	0.410±0.002c	3.85±0.07c	44.58±0.76c	10.16±0.16cd	0.442±0.011bc	4.55±0.07c	49.83±0.44cd
M2	8.30±0.48ab	0.415±0.003c	4.08±0.08b	45.24±0.79bc	10.39±0.08c	0.447±0.008bc	4.83±0.07ab	50.57±1.04c
M3	8.58±0.60a	0.429±0.002b	4.32±0.08a	45.64±0.79bc	10.89±0.02b	0.458±0.003ab	5.05±0.17a	51.02±0.54c
S1	8.73±0.59a	0.440±0.003b	3.80±0.06c	45.60±0.75bc	10.76±0.06b	0.463±0.007ab	4.46±0.10cd	50.97±0.16c
S2	9.00±0.42a	0.451±0.004a	4.03±0.10b	47.14±1.02ab	11.34±0.22a	0.471±0.013ab	4.76±0.07b	52.69±1.12b
S3	9.16±0.33a	0.460±0.003a	4.28±0.03a	48.63±0.77a	11.51±0.31a	0.481±0.006a	5.00±0.13a	54.36±0.83a
茎叶 Stem and leaf								
CK	5.09±0.42b	0.322±0.013d	1.56±0.15b	24.59±0.63b	5.57±0.38b	0.327±0.004d	2.07±0.38b	30.39±0.96d
CF	5.17±0.47ab	0.350±0.006c	1.98±0.12a	25.58±1.24b	5.69±0.30b	0.361±0.004bc	2.59±0.30ab	31.70±0.85c
M1	5.23±0.50ab	0.338±0.009cd	1.97±0.14a	27.34±1.12a	5.81±0.50ab	0.341±0.011cd	2.65±0.23ab	32.66±0.18bc
M2	5.36±0.45ab	0.341±0.007cd	2.03±0.07a	27.57±1.05a	6.04±0.17ab	0.346±0.005cd	2.64±0.25ab	33.29±0.99ab
M3	5.58±0.34ab	0.342±0.006cd	2.12±0.15a	28.31±0.75a	6.23±0.48ab	0.348±0.003cd	2.86±0.15a	34.04±0.63ab
S1	5.60±0.38ab	0.358±0.010bc	1.95±0.14a	27.94±0.73a	6.28±0.49ab	0.366±0.003bc	2.62±0.14ab	33.77±0.93ab
S2	5.83±0.14ab	0.373±0.008ab	2.02±0.27a	29.28±0.76a	6.52±0.36ab	0.378±0.019ab	2.66±0.24ab	34.67±0.29a
S3	6.07±0.07a	0.387±0.010a	2.11±0.25a	29.61±0.57a	6.81±0.28a	0.393±0.024a	2.81±0.19a	35.09±0.39a
籽粒 Grain								
CK	5.01±0.31b	0.127±0.005d	0.158±0.007b	23.95±0.70c	4.96±0.26b	0.134±0.002c	0.168±0.006b	20.09±0.27d
CF	5.10±0.48ab	0.147±0.004ab	0.173±0.007a	25.64±0.50b	5.04±0.24ab	0.162±0.003a	0.181±0.005ab	20.43±0.26d
M1	5.20±0.33ab	0.135±0.005c	0.175±0.008a	26.64±0.62ab	5.17±0.20ab	0.151±0.002b	0.184±0.006ab	20.95±0.38c
M2	5.32±0.25ab	0.137±0.003bc	0.178±0.003a	26.71±1.96ab	5.29±0.11ab	0.152±0.003b	0.185±0.006ab	21.19±0.15c
M3	5.52±0.21ab	0.139±0.004bc	0.181±0.003a	27.02±0.69ab	5.49±0.16ab	0.153±0.003b	0.188±0.010a	21.31±0.24c
S1	5.55±0.44ab	0.146±0.007ab	0.175±0.010a	27.32±0.84ab	5.50±0.24ab	0.160±0.003a	0.183±0.007ab	21.32±0.20c
S2	5.69±0.44ab	0.152±0.005a	0.179±0.008a	28.14±0.84a	5.55±0.20a	0.164±0.003a	0.186±0.008ab	22.09±0.22b
S3	5.88±0.44a	0.156±0.003a	0.182±0.004a	28.92±0.51a	5.67±0.24a	0.166±0.003a	0.189±0.007a	22.79±0.35a

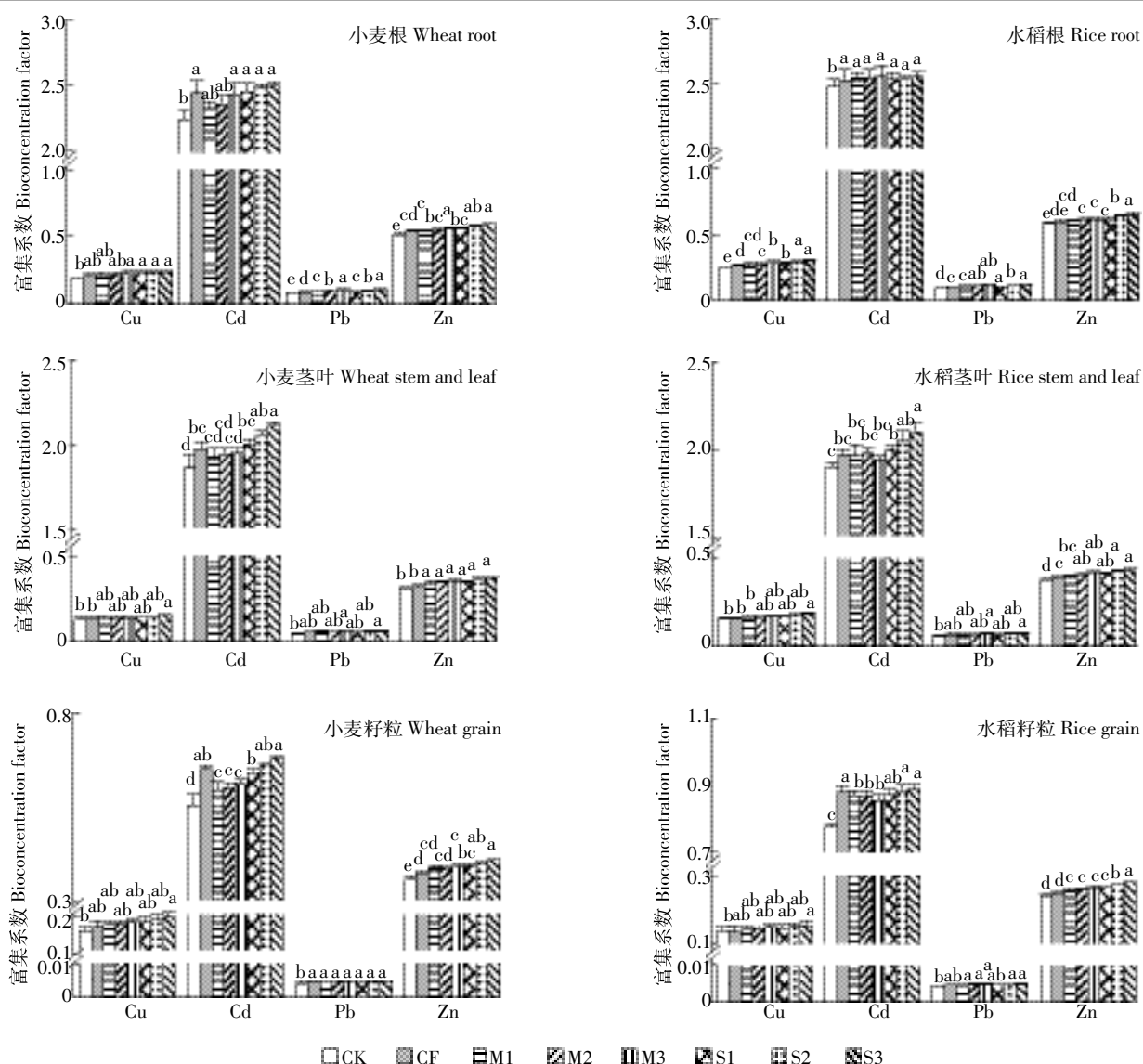
注:表中不同小写字母表示小麦/水稻相同器官中同一重金属的含量在不同菌渣/猪粪还田处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters indicate significant differences at $P<0.05$ level at the concentration of same heavy metal in same organ of wheat/rice under the different mushroom residue/swine manure recycling.

价(表 7)。菌渣、猪粪还田处理下根的综合潜在风险系数为 40.16~49.76,均处于轻微风险等级,呈现出猪粪与化肥混施>常规化肥>菌渣与化肥混施,表明作物根给土壤带来的重金属污染风险有限,其中采用猪粪与化肥配施比菌渣与化肥配施对作物根造成的重金属污染风险大。此外,相同处理下水稻根潜在风险系数比小麦高 4.33%~9.16%。4 种重金属元素之中, Cd 的风险指数达到 39.03~48.03,占综合风险指数的 96.48%~97.20%,处于中等污染风险,而 Cu、Pb 和 Zn 的风险系数均低于 30,仅具有轻微风险,表明水稻根保留在土壤中的重金属风险较高,尤其以 Cd 污染风险为主^[29]。对比不同处理之间的系数得到,高量猪粪

与化肥配施还田(S3)下小麦根潜在生态风险显著大于低、中量猪粪还田(S1 和 S2)以及菌渣与化肥配施还田(M1~M3),而水稻季下高量猪粪与化肥配施还田(S3)下作物根的重金属潜在生态风险显著大于低、中量菌渣与化肥配施还田(M1 和 M2),表明高量猪粪还田下作物根的重金属风险较高,菌渣还田下作物根所带来的重金属风险较低。

试验区周边作物茎叶通常有直接还田利用和作为食用菌培养基原料两种主要利用方式。因此,本文以《无公害食品——食用菌产地环境条件》(NY 5358—2007)和《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)对不同作用下其对生产环境的潜在风



不同小写字母表示同一重金属的富集系数在不同菌渣/猪粪还田处理间差异显著 ($P < 0.05$)

Different letters indicate significant differences at $P < 0.05$ level at the bioconcentration factor of same heavy metal under the different mushroom residue/swine manure recycling

图1 小麦/水稻各器官重金属富集系数

Figure 1 Heavy metal bioconcentration factors in wheat/rice organs

险进行评价(表8)。小麦/水稻茎叶直接还田利用(32.92~40.37)和作为食用菌培养基原料(24.93~30.64)的重金属潜在风险均为轻微等级,作物茎叶直接还田利用的风险较高。水稻茎叶部分的风险系数(25.45~40.37)比小麦(24.93~39.58)高,其中高、中量猪粪与化肥配施处理(S2、S3)下茎叶部分的风险指数均比菌渣与化肥混施处理(S1~S3)显著高出8.51%~15.31% ($P < 0.05$),表明水稻茎叶部分带来的重金属风险较大,其中高中量猪粪与化肥配施下的潜在风险较高。结合物质循环理论与实际生产需求,为降低重金

属污染风险,茎叶部分利用时宜将水稻茎叶多作为食用菌培养基原料,小麦茎叶部分可多进行直接还田利用;猪粪与化肥配施下茎叶部分都应作为食用菌培养基原料;麦稻轮作施肥时,宜适当添加菌渣。

2.3.2 籽粒重金属健康风险评价

经调查得到,试验区百姓食用米面主要来自产地农田,借鉴 US EPA 目标危害系数方法得到麦稻籽粒的健康风险评价情况。由表9可得,籽粒中 Cu、Cd、Pb 和 Zn 单一重金属健康风险系数均低于1, Cd 风险系数最高,表明单一重金属对人体健康威胁明显,

表 7 根的潜在生态风险评价

Table 7 Potential ecological risk assessment about root

处理 Treatment	小麦 Wheat					水稻 Rice				
	E_{Cu}	E_{Cd}	E_{Pb}	E_{Zn}	P	E_{Cu}	E_{Cd}	E_{Pb}	E_{Zn}	P
CK	0.71b	39.03d	0.21e	0.21d	40.16e	0.95e	42.40c	0.25e	0.24e	43.84c
CF	0.80ab	43.37b	0.23d	0.22cd	44.62c	1.00d	46.23ab	0.27d	0.24de	47.74ab
M1	0.82ab	41.13c	0.24c	0.22c	42.41d	1.02cd	44.20bc	0.28c	0.25cd	45.75bc
M2	0.83ab	41.50c	0.26b	0.23bc	42.82d	1.04c	44.67bc	0.30ab	0.25c	46.26bc
M3	0.86a	42.90b	0.27a	0.23bc	44.26c	1.09b	45.77ab	0.32a	0.26c	47.44ab
S1	0.87a	44.11b	0.24c	0.23bc	45.45c	1.08b	46.33ab	0.28cd	0.25c	47.94ab
S2	0.90a	45.25a	0.25b	0.24ab	46.64b	1.13a	46.97ab	0.30b	0.26b	48.66ab
S3	0.92a	46.16a	0.27a	0.24a	47.59a	1.15a	48.03a	0.31a	0.27a	49.76a

注:表中不同小写字母表示根部同一重金属的潜在生态风险系数在不同菌渣/猪粪还田处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters indicate significant differences at $P<0.05$ level at the potential ecological risk index of same heavy metal in root under the different mushroom residue/swine manure recycling.

表 8 茎叶的潜在生态风险评价

Table 8 Potential ecological risk assessment about stem and leaf

处理 Treatment	小麦 Wheat					水稻 Rice				
	E_{Cu}	E_{Cd}	E_{Pb}	E_{Zn}	P	E_{Cu}	E_{Cd}	E_{Pb}	E_{Zn}	P
直接还田 Returning application										
CK	0.47b	32.23d	0.10b	0.12b	32.92c	0.56b	32.70d	0.13b	0.15d	33.54d
CF	0.48ab	35.00c	0.12a	0.13b	35.73b	0.57b	36.13bc	0.16ab	0.16c	37.02bc
M1	0.49ab	33.77cd	0.12a	0.14a	34.52b	0.58ab	34.10cd	0.17ab	0.16bc	35.01cd
M2	0.50ab	34.10cd	0.13a	0.14a	34.87b	0.60ab	34.57cd	0.17ab	0.17ab	35.51cd
M3	0.52ab	34.23cd	0.13a	0.14a	35.02b	0.62ab	34.77cd	0.18a	0.17ab	35.74cd
S1	0.53ab	35.80bc	0.12a	0.14a	36.59b	0.63ab	36.60bc	0.16ab	0.17ab	37.56bc
S2	0.55ab	37.30ab	0.13a	0.15a	38.13a	0.65ab	37.83ab	0.17ab	0.17a	38.82ab
S3	0.57a	38.73a	0.13a	0.15a	39.58a	0.68a	39.33a	0.18a	0.18a	40.37a
食用菌培养基原料 Raw material of edible fungus culture medium										
CK	0.47b	24.18d	0.16b	0.12b	24.93c	0.56b	24.53d	0.21b	0.15d	25.45d
CF	0.48ab	26.25c	0.20a	0.13b	27.06b	0.57b	27.10bc	0.26ab	0.16c	28.09bc
M1	0.49ab	25.33cd	0.20a	0.14a	26.16b	0.58ab	25.58cd	0.26ab	0.16bc	26.58cd
M2	0.50ab	25.58cd	0.20a	0.14a	26.42b	0.60ab	25.93cd	0.26ab	0.17ab	26.96cd
M3	0.52ab	25.68cd	0.21a	0.14a	26.55b	0.62ab	26.08cd	0.29a	0.17ab	27.16cd
S1	0.53ab	26.85bc	0.19a	0.14a	27.71b	0.63ab	27.45bc	0.26ab	0.17ab	28.51bc
S2	0.55ab	27.98ab	0.20a	0.15a	28.88a	0.65ab	28.38ab	0.27ab	0.17a	29.47ab
S3	0.57a	29.05a	0.21a	0.15a	29.98a	0.68a	29.50a	0.28a	0.18a	30.64a

注:表中不同小写字母表示茎叶同一重金属的潜在生态风险系数在不同菌渣/猪粪还田处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters indicate significant differences at $P<0.05$ level at the potential ecological risk index of same heavy metal in stem and leaf under the different mushroom residue/swine manure recycling.

其中 Cd 对人体威胁较高。对比 HI 高危指数发现,各处理下水稻高危指数均大于 1,小麦高危指数基本小于 1,表明依据当地饮食习惯及食量,所食用水稻籽粒对人体健康有一定影响,而小麦籽粒不会对人体带来影响。THI 健康风险指数呈现出幼儿男>成年男>幼儿女>成年女>1,表明当地主食食用对人体健

康具有一定的威胁,其中男性和幼儿更易暴露于重金属风险下。

对比各处理下麦稻籽粒的健康风险系数得到,S3、S2 和 S1 均显著高于 CF、M1 和 M2 处理($P<0.05$),表明猪粪与化肥配施处理比常规化肥、低量和中量菌渣与化肥配施处理带来的健康风险更大,其中高量

表 9 籽粒的健康风险评价
Table 9 Health risk assessment about grain

处理 Treatment	类别 Category	性别 Gender	小麦 Wheat					水稻 Rice					THI
			Cu	Cd	Pb	Zn	HI	Cu	Cd	Pb	Zn	HI	
CK	成年 Adult	男 Male	0.23b	0.24d	0.07b	0.15c	0.69d	0.54b	0.58c	0.18b	0.29d	1.59d	2.28e
		女 Female	0.22b	0.18d	0.07b	0.14c	0.61d	0.36b	0.38c	0.12b	0.19d	1.05d	1.66e
	幼儿 Young child	男 Boy	0.30b	0.30d	0.09b	0.19c	0.88d	0.65b	0.70c	0.22b	0.35d	1.92d	2.80e
		女 Girl	0.19b	0.19d	0.06b	0.12c	0.56d	0.48b	0.52c	0.16b	0.26d	1.42d	1.98e
CF	成年 Adult	男 Male	0.24ab	0.27ab	0.08a	0.16b	0.75c	0.55ab	0.70a	0.20ab	0.30d	1.75bc	2.50d
		女 Female	0.23ab	0.21ab	0.08a	0.15b	0.67c	0.36ab	0.46a	0.13ab	0.20d	1.15bc	1.82d
	幼儿 Young child	男 Boy	0.30ab	0.35ab	0.10a	0.20b	0.95c	0.66ab	0.85a	0.24ab	0.36d	2.11bc	3.06d
		女 Girl	0.19ab	0.22ab	0.06a	0.13b	0.60c	0.49ab	0.63a	0.17ab	0.26d	1.55bc	2.15d
M1	成年 Adult	男 Male	0.24ab	0.25c	0.08a	0.17ab	0.74c	0.56ab	0.66b	0.20ab	0.30c	1.72c	2.46d
		女 Female	0.23ab	0.19c	0.08a	0.16ab	0.66c	0.37ab	0.43b	0.13ab	0.20c	1.13c	1.79d
	幼儿 Young child	男 Boy	0.31ab	0.32c	0.10a	0.21ab	0.94c	0.68ab	0.79b	0.24ab	0.37c	2.08c	3.02d
		女 Girl	0.19ab	0.20c	0.07a	0.13ab	0.59c	0.50ab	0.58b	0.18ab	0.27c	1.53c	2.12d
M2	成年 Adult	男 Male	0.25ab	0.25bc	0.08a	0.17ab	0.75c	0.57ab	0.66b	0.20ab	0.31c	1.74bc	2.49d
		女 Female	0.23ab	0.20bc	0.08a	0.16ab	0.67c	0.38ab	0.44b	0.13ab	0.20c	1.15bc	1.82d
	幼儿 Young child	男 Boy	0.31ab	0.32bc	0.11a	0.21ab	0.95c	0.69ab	0.80b	0.24ab	0.37c	2.10bc	3.05d
		女 Girl	0.20ab	0.21bc	0.07a	0.13ab	0.61c	0.51ab	0.59b	0.18ab	0.27c	1.55bc	2.16d
M3	成年 Adult	男 Male	0.26ab	0.26bc	0.08a	0.17ab	0.77c	0.60ab	0.66b	0.20a	0.31c	1.77bc	2.54cd
		女 Female	0.24ab	0.20bc	0.08a	0.16ab	0.68c	0.39ab	0.44b	0.13a	0.2c	1.16bc	1.84cd
	幼儿 Young child	男 Boy	0.33ab	0.33bc	0.11a	0.21ab	0.98c	0.72ab	0.80b	0.25a	0.37c	2.14bc	3.12cd
		女 Girl	0.21ab	0.21bc	0.07a	0.13ab	0.62c	0.53ab	0.59b	0.18a	0.27c	1.57bc	2.19cd
S1	成年 Adult	男 Male	0.26ab	0.27ab	0.08a	0.17ab	0.78bc	0.60ab	0.69a	0.20ab	0.31c	1.80b	2.58c
		女 Female	0.24ab	0.21ab	0.08a	0.16ab	0.69bc	0.39ab	0.46a	0.13ab	0.20c	1.18b	1.87c
	幼儿 Young child	男 Boy	0.33ab	0.34ab	0.10a	0.21ab	0.98bc	0.72ab	0.84a	0.24ab	0.37c	2.17b	3.15c
		女 Girl	0.21ab	0.22ab	0.07a	0.14ab	0.64bc	0.53ab	0.62a	0.18ab	0.27c	1.60b	2.24c
S2	成年 Adult	男 Male	0.26ab	0.28a	0.08a	0.17a	0.79ab	0.60a	0.71a	0.20ab	0.32b	1.83a	2.62b
		女 Female	0.25ab	0.22a	0.08a	0.17a	0.72ab	0.40a	0.47a	0.13ab	0.21b	1.21a	1.93b
	幼儿 Young child	男 Boy	0.34ab	0.36a	0.11a	0.22a	1.03ab	0.73a	0.86a	0.24ab	0.39b	2.22a	3.25b
		女 Girl	0.21ab	0.23a	0.07a	0.14a	0.65ab	0.54a	0.63a	0.18ab	0.28b	1.63a	2.28b
S3	成年 Adult	男 Male	0.27a	0.29a	0.08a	0.18a	0.82a	0.62a	0.72a	0.21a	0.33a	1.88a	2.70a
		女 Female	0.26a	0.22a	0.08a	0.17a	0.73a	0.41a	0.48a	0.14a	0.22a	1.25a	1.98a
	幼儿 Young Child	男 Boy	0.35a	0.37a	0.11a	0.23a	1.06a	0.74a	0.87a	0.25a	0.40a	2.26a	3.32a
		女 Girl	0.22a	0.23a	0.07a	0.14a	0.66a	0.55a	0.64a	0.18a	0.29a	1.66a	2.32a

注:表中不同小写字母表示籽粒同一重金属的健康风险系数在不同菌渣/猪粪还田处理间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different letters indicate significant differences at $P<0.05$ level at the health risk index of same heavy metal in grain under the different mushroom residue/swine manure recycling.

猪粪配施化肥生产的麦稻籽粒对人体健康造成的重金属威胁最大。当地居民膳食结构除了主食外,还包括蔬菜、肉类等食物,有研究指出它们依然含有一定量的重金属,因此选择健康风险威胁最小的 M1 和 M2 处理($P>0.05$),即菌渣提供 25%~50%的 N 并与化肥配施的处理方案作为该区域麦稻种植的推荐^[30]。然而,由于地区、食用菌种类和基料及养殖厂家等差异,可能会导致菌渣和猪粪中重金属含量有所差别,

加之不同地区麦稻品种的差异,也可能导致其对重金属的吸收和累积状况不同。因此,评估不同地区施用菌渣和猪粪带来的重金属风险,应根据实际情况采用较长时期的田间试验数据的评价更具客观性。

3 结论

(1)小麦/水稻器官中重金属含量由地下部分到

地上部分逐渐减小,各器官中重金属含量呈现出 $Zn > Cu > Pb > Cd$,而富集系数表现为 $Cd > Zn > Cu > Pb$,高量猪粪配施化肥处理下作物各器官不同重金属元素的含量及富集系数均为最高。

(2)作物器官风险系数表现为猪粪+化肥处理>常规化肥>菌渣+化肥处理,其中高量猪粪配施化肥处理下作物器官的重金属风险最大。

(3)综合作物器官含量情况和风险系数,该区域施肥方案推荐:作物重金属含量较低及带来重金属风险较小的菌渣供N为25%~50%与化肥配施的处理方案。

参考文献:

- [1] Gao X S, Deng L J, Zhang S R. Comparison of different straw cycling modes in farmland ecosystems in Chengdu Plain based on emergy theory [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2014, 22(6):729-736.
- [2] Marchand S, Guo H. The environmental efficiency of non-certified organic farming in China: A case study of paddy rice production[J]. *China Economic Review*, 2012, 31:201-216.
- [3] Wang B, Dong F, Chen M, et al. Advances in recycling and utilization of agricultural wastes in China: Based on environmental risk, crucial pathways, influencing factors, policy mechanism[J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2016, 31:12-17.
- [4] Gbolagade J S, Mobolaji L M, Jacob O O. Effect of spent mushroom compost of *pleurotus pulmonarius* on growth performance of four nigerian vegetables[J]. *Mycobiology*, 2011, 39(3):164-169.
- [5] Hackett R. Spent mushroom compost as a nitrogen source for spring barley[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2015, 102(2):253-263.
- [6] Medina E, Paredes C, Bustamante M A, et al. Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate[J]. *Geoderma*, 2012, 173/174(2):152-161.
- [7] Lee J H, Go W R, Kunhikrishnan A, et al. Chemical composition and heavy metal contents in commercial liquid pig manures[J]. *Korean Journal of Soil Science & Fertilizer*, 2011, 44(6):1085-1088.
- [8] Song X, Liu M, Wu D, et al. Heavy metal and nutrient changes during vermicomposting animal manure spiked with mushroom residues[J]. *Waste Management*, 2014, 34(11):1977-1983.
- [9] Rafique N, Tariq S R. Distribution and source apportionment studies of heavy metals in soil of cotton/wheat fields[J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2016, 188(5):1-10.
- [10] Nie J Y, Kuang L X, Li Z X, et al. Assessing the concentration and potential health risk of heavy metals in China's main deciduous fruits[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016, 15(7):1645-1655.
- [11] 孙亚芳,王祖伟,孟伟庆,等.天津污灌区小麦和水稻重金属的含量及健康风险评价[J].农业环境科学学报,2015,34(4):679-685.
SUN Ya-fang, WANG Zu-wei, MENG Wei-qing, et al. Contents and health risk assessment of heavy metals in wheat and rice grown in Tianjin sewage irrigation area, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4):679-685.
- [12] 马文超,刘媛,孙晓灿,等.镉在土壤-香根草系统中的迁移及转化特征[J].生态学报,2016,36(11):3411-3418.
MA Wen-chao, LIU Yuan, SUN Xiao-can, et al. Transfer and transformation characteristics of cadmium from soil to *Vetiveria zizanioides* [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(11):3411-3418.
- [13] 樊孝俊,徐义邦,赵阳.南昌市秋季大气PM2.5中金属元素污染及生态风险评价[J].中国环境监测,2016,32(2):26-30.
FAN Xiao-jun, XU Yi-bang, ZHAO Yang. The pollution characteristics and potential ecological risk of heavy metals in PM2.5 in autumn in Nanchang[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2016, 32(2):26-30.
- [14] 温先华,胡恭任,于瑞莲,等.厦门市大气降尘中重金属生态风险评价与源解析[J].地球与环境,2015,43(1):1-7.
WEN Xian-hua, HU Gong-ren, YU Rui-lian, et al. Ecological risk assessment and source analysis of heavy metals in dustfall of Xiamen City, China[J]. *Earth and Environment*, 2015, 43(1):1-7.
- [15] 张银龙,王亚超,庞博,等.城市植物叶面尘中痕量元素分布特征及其生态风险评价[J].安全与环境学报,2010,10(5):97-101.
ZHANG Yin-long, WANG Ya-chao, PANG Bo, et al. Distribution characteristics and ecological risk assessment of trace elements in urban foliar dust[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2010, 10(5):97-101.
- [16] 李一蒙,马建华,刘德新,等.开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J].环境科学,2015,36(3):1037-1044.
LI Yi-meng, MA Jian-hua, LIU De-xin, et al. Assessment of heavy metal pollution and potential ecological risks of urban soils in Kaifeng City, China[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(3):1037-1044.
- [17] 李莹杰,张列宇,吴易雯,等.江苏省浅水湖泊表层沉积物重金属GIS空间分布及生态风险评价[J].环境科学,2016,37(4):1321-1329.
LI Ying-jie, ZHANG Lie-yu, WU Yi-wen, et al. GIS spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of shallow lakes in Jiangsu Province[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(4):1321-1329.
- [18] Fernández J A, Carballeira A. Evaluation of contamination, by different elements, in Terrestrial Mosses[J]. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 2001, 40(4):461-468.
- [19] 沈体忠,朱明祥,肖杰.天门市土壤-水稻系统重金属迁移积累特征及其健康风险评估[J].土壤通报,2014,45(1):221-226.
SHEN Ti-zhong, ZHU Ming-xiang, XIAO Jie. Characteristics of migration and accumulation of heavy metals in soil-rice system of Tianmen and its health risk assessment[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2014, 45(1):221-226.
- [20] 吴洋,杨军,周小勇,等.都安县玉米籽粒重金属累积特征与健康风险评价[J].农业环境科学学报,2015,34(11):2048-2054.
WU Yang, YANG Jun, ZHOU Xiao-yong, et al. Accumulation characteristics and health risk assessment of heavy metals in corn kernel in Du'an Yao Autonomous County [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(11):2048-2054.
- [21] Rivera M B, Giráldez M I, Fernández-Caliani J C. Assessing the environmental availability of heavy metals in geogenically contaminated

- soils of the Sierra de Aracena Natural Park (SW Spain): Is there a health risk? [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 560/561: 254–265.
- [22] 张海锋, 李晓玲, 罗玉红, 等. 宜昌近郊污水灌溉区水芹重金属污染状况及健康风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(8): 1470–1477.
- ZHANG Hai-feng, LI Xiao-ling, LUO Yu-hong, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of *Oenanthe javanica* (Blume) DC. Grown in sewage irrigated soils in Yichang suburbs [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(8): 1470–1477.
- [23] Li G, Sun G X, Williams P N, et al. Inorganic arsenic in Chinese food and its cancer risk [J]. *Environment International*, 2011, 37(7): 1219–1225.
- [24] 雷 鸣, 曾 敏, 胡立琼, 等. 不同含磷物质对重金属污染土壤-水稻系统中重金属迁移的影响[J]. *环境科学学报*, 2014, 34(6): 1527–1533.
- LEI Ming, ZENG Min, HU Li-qiong, et al. Effects of different phosphorus-containing substances on heavy metals migration in soil-rice system [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(6): 1527–1533.
- [25] 魏祥东, 邹慧玲, 铁柏清, 等. 种植模式对南方旱地重金属含量及其迁移规律的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(6): 1096–1106.
- WEI Xiang-dong, ZOU Hui-ling, TIE Bo-qing, et al. Effects of different planting patterns on concentrations and migration of soil heavy metals in dryland in Southern China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(6): 1096–1106.
- [26] 林 华, 张学洪, 梁延鹏, 等. 复合污染下 Cu、Cr、Ni 和 Cd 在水稻植株中的富集特征[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(12): 1991–1995.
- LIN Hua, ZHANG Xue-hong, LIANG Yan-peng, et al. Enrichment of heavy metals in rice under combined pollution of Cu, Cr, Ni and Cd [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2014, 23(12): 1991–1995.
- [27] 李佳璐, 姜 霞, 王书航, 等. 丹江口水库沉积物重金属形态分布特征及其迁移能力[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(4): 1207–1217.
- LI Jia-lu, JIANG Xia, WANG Shu-hang, et al. Heavy metal in sediment of Danjiangkou Reservoir: Chemical speciation and mobility [J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(4): 1207–1217.
- [28] 陈宝玉, 王洪君, 曹铁华, 等. 不同磷肥浓度下土壤-水稻系统重金属的时空累积特征[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(12): 2274–2280.
- CHEN Bao-yu, WANG Hong-jun, CAO Tie-hua, et al. Spatio-temporal characteristics of heavy metal accumulation in soil-rice cropping system under different phosphate fertilizer concentrations [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(12): 2274–2280.
- [29] 韦绪好, 孙庆业, 程建华, 等. 焦岗湖流域农田土壤重金属污染及潜在生态风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(12): 2304–2311.
- WEI Xu-hao, SUN Qing-ye, CHENG Jian-hua, et al. Pollution and potential ecological risk assessment of heavy metals in farmland soils in Jiaogang Lake Basin, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(12): 2304–2311.
- [30] 朱宇恩, 赵 焱, 李 强, 等. 北京城郊污灌土壤-小麦 (*Triticum aestivum*) 体系重金属潜在健康风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(2): 263–270.
- ZHU Yu-en, ZHAO Ye, LI Qiang, et al. Potential influences of heavy metal in "soil-wheat (*Triticum aestivum*)" system on human health: a case study of sewage irrigation area in Beijing, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(2): 263–270.