

周 伟, 邓良基, 贾凡凡, 等. 基于土壤重金属风险和经济效益的双孢蘑菇菌渣还田量估算[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(3): 507–514.

ZHOU Wei, DENG Liang-ji, JIA Fan-fan, et al. Assessment of *Agaricus bisporus* residue application rate based on soil heavy metal risk and economic benefit [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(3): 507–514.

基于土壤重金属风险和经济效益的 双孢蘑菇菌渣还田量估算

周 伟, 邓良基*, 贾凡凡, 熊 雷

(四川农业大学资源学院, 成都 611130)

摘 要: 为确定既能避免较高的土壤重金属污染风险, 又满足农业生产较大经济效益的双孢蘑菇菌渣还田量, 设置不施肥对照(CK), 常规化肥(CF), 双孢蘑菇菌渣分别提供 25%、50%、75%、100%和 125%的 N(M1~M5)共 7 个施肥处理, 研究两年稻麦轮作周期土壤重金属 Cu、Pb、Zn、Cd 含量及污染指数和作物投入产出比。结果表明, 随着菌渣年施用量的增加, Cu、Pb 和 Zn 年净增加值呈上升趋势, 而 Cd 年净增加值表现出先减小后增加的趋势。土壤重金属潜在生态风险系数、综合污染系数和投入产出比均与菌渣年施用量存在明显的二次函数关系($P < 0.05$)。基于土壤重金属生态风险和经济效益考虑, 双孢蘑菇菌渣适宜还田量应为 11 763~12 850 kg·hm⁻²。

关键词: 菌渣; 还田量; 重金属风险; 经济效益

中图分类号: X712 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2017)03-0507-08 doi:10.11654/jaes.2016-1343

Assessment of *Agaricus bisporus* residue application rate based on soil heavy metal risk and economic benefit

ZHOU Wei, DENG Liang-ji*, JIA Fan-fan, XIONG Lei

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

Abstract: It was important for agriculture waste recycling that what the annual waste application rate should be estimated based on soil heavy metal safety and economic benefits. The experiment contained seven treatments with fertilizer and *Agaricus bisporus* residue, including CK (the control, no fertilizer), CF (conventional fertilizer), M1 [25% N from mushroom residue (MR)], M2 (50% N from MR), M3 (75% N from MR), M4 (100% N from MR), M5 (125% N from MR), in Chengdu Plain from 2014 to 2016. The concentrations of Cu, Cd, Pb and Zn in soil (0~20 cm) were determined by atomic absorption spectrophotometer. The results showed that Cu, Pb and Zn concentrations showed increase trend with increasing MR application rates. Moreover, Cd concentrations first increased then decreased with adding MR application rates. Furthermore, the relationships among potential ecological risk index, comprehensive pollution index and economic benefits and annual MR application rate showed significant quadratic functions, respectively ($P < 0.05$). Therefore, the MR rates from 11 763 to 12 850 kg·hm⁻² were recommended to be the annual MR application rate based on soil heavy metal safety and economic benefits.

Keywords: *Agaricus bisporus* residue; application rate; heavy metal risk; economic benefit

收稿日期: 2016-10-23

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项目(2014NZ0044, 2013NZ0027)

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

我国食用菌平均每年产量已超过 2.26×10^7 t, 其培养基废料(菌渣)年产量亦达到 1.13×10^8 t 以上, 大部分菌渣被焚烧、丢弃或就地堆弃, 不仅给环境带来了巨大的危害, 还造成了大量农业可利用有机物料的浪费^[1-3]。国内外已有研究表明, 菌渣能改良土壤结构, 并含有能够供给植物生长所需的营养元素, 已在生产实践中作为肥料施用, 取得了比较好的经济价值^[4-7]。然而, 由于食用菌培养基原料中添加有畜禽粪便等物料, 可能导致菌渣中残留大量的重金属元素, 如 Cu、Pb、Zn 和 Cd 等, 若长期大量施用可能会给土壤带来重金属污染^[8]。因此, 菌渣还田如何在体现经济价值的同时, 避免农田土壤的重金属污染, 是当前菌渣还田利用急需解决的问题。因而, 基于土壤重金属风险和经济价值的菌渣适宜还田量评估具有重要研究意义。

目前针对农业废弃物还田后的土壤重金属风险研究, 多集中于利用综合污染指数法、潜在生态风险指数法、地累积法等重金属污染评价法与环境容量法等评估施用农业废弃物多年后农田土壤重金属含量的污染状况^[9-10]。然而, 少有文献对农业废弃物还田后土壤重金属年净增加值进行风险评价, 以此来评估农业废弃物还田对于土壤重金属的风险情况。同时, 当前对于农业废弃物还田的经济价值研究较多, 也比较成熟, 多以投入产出比为基础来衡量农业废弃物还田的利用方式和评估适宜还田量, 但是鲜有文献基于投入产出比评估菌渣还田量^[11-12]。因此, 本文将借鉴重金属污染评价法中的综合污染指数法和潜在生态风险指数法对农田土壤重金属年净增加值进行评价, 并结合菌渣还田下的投入产出比分析, 对菌渣适宜还田量进行评估。

成都平原作为四川省重要的食用菌生产基地之一, 其菌渣产量随食用菌产量增长而与日俱增, 由于菌渣利用手段少, 利用效率低, 若处理不当容易给成都平原带来污染风险^[13]。随着“化肥零增长”行动方案的实施和农业产业化发展, 我国主要商品粮基地之一的成都平原需要寻找能够代替化肥的安全有机肥源, 因此结合土壤重金属生态风险和经济效益评估菌渣适宜还田量, 对成都平原的农业可持续发展具有重要意义。本研究以成都平原稻麦轮作区作为研究对象, 以成都平原主要食用菌品种之一的双孢蘑菇的菌渣作为主要供试材料, 以菌渣还田下农田土壤重金属年净增加值的生态风险及菌渣还田的投入产出比情况为基础, 评估成都平原稻麦轮作区的菌渣适宜还田量,

以期在成都平原菌渣还田利用提供科学的数据支撑。

1 材料与方法

1.1 供试土壤理化性质

2014 年 5 月到 2016 年 5 月在成都市桤泉镇开展田间试验, 试验地为水稻田, 其耕作层土壤(0~20 cm)理化性质如下: 砂粒、粉粒和粘粒分别为 16%、55%和 29%, pH 为 6.45、有机质含量为 $27.18 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全氮含量为 $2.36 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全磷为 $1.93 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全钾为 $21.92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cu 为 $35.81 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Pb 为 $40.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Zn 为 $81.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd 为 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2 供试材料

供试菌渣为双孢蘑菇培养基废料, 由当地食用菌合作社提供, 经测定含水量为 15.38%, 另含有机质 $331.56 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全氮 $15.57 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全磷 $25.35 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、全钾 $19.67 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cu $34.86 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Pb $25.69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Zn $64.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 Cd $0.29 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

供试化肥为试验地周边农户稻麦种植常用化肥, 有尿素(含 N 量为 46%)、过磷酸钙(含 P_2O_5 量为 12%)和钾肥(含 K_2O 量为 60%)。经测定, 尿素中 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量分别为 0.73 、 8.34 、 $19.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 过磷酸钙中 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量分别为 36.54 、 38.68 、 $75.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $3.99 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 钾肥中 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量分别为 2.11 、 16.65 、 $24.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $1.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.3 试验设计

试验共设计 7 个处理, 分别为不施肥对照(CK), 常规化肥(CF), 菌渣分别提供 25%、50%、75%、100% 和 125% 的 N(M1~M5), 参照试验地周边农户水稻季施肥量(N、 P_2O_5 和 K_2O 分别为 150 、 $75 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $75 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)和小麦季施肥量(N、 P_2O_5 和 K_2O 分别为 180 、 $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $90 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$)为标准, 若菌渣提供的养分不足由化肥补充, 化肥和菌渣均在作物种植前作为底肥一次性施入, 具体试验方案见表 1。水稻和小麦供试品种分别为宜香优 2115 和内麦 3 号。试验小区采用随机区组排列, 各小区面积 30 m^2 , 重复 3 次, 试验期间保持同一小区的位置和处理不变, 作物产量按照各小区实际收获量计产。第一个稻麦轮作周期从 2014 年 5 月 30 日到 2015 年 5 月 12 日, 第二个稻麦轮作周期从 2015 年 5 月 22 日到 2016 年 5 月 13 日。

1.4 测定方法及质量控制

土壤重金属含量测定: 在 2014 年 5 月 25 日、2015 年 5 月 12 日和 2016 年 5 月 13 日, 小区内土样

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

处理 Treatment	水稻季 Rice season				小麦季 Wheat season			
	菌渣 Mushroom residue	尿素 Urea	过磷酸钙 Superphosphate	钾肥 Potash	菌渣 Mushroom residue	尿素 Urea	过磷酸钙 Superphosphate	钾肥 Potash
CK	—	—	—	—	—	—	—	—
CF	—	326	625	125	—	392	750	150
M1	2807	245	121	47	3368	293	146	56
M2	5611	163	—	—	6733	196	—	—
M3	8416	82	—	—	10 100	98	—	—
M4	11 222	—	—	—	13 466	—	—	—
M5	14 027	—	—	—	16 833	—	—	—

(0~20 cm)采用五点法采集并混合成一个代表样带回实验室,自然风干后,研磨过 100 目筛(0.15 mm)待测。经 HNO₃-HF-HClO₄ 三酸消煮并过滤,采用火焰原子吸收光谱法(Solaar M6,Thermo Fisher Scientific,美国)测定滤液 Cu、Pb、Zn 含量,采用石墨炉原子吸收光谱法(Solaar M6,Thermo Fisher Scientific,美国)测定 Cd 含量^[14-15]。

化肥及菌渣重金属含量测定:经 HNO₃-HClO₄ 消煮,过滤后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,采用石墨炉原子吸收光谱法(Solaar M6,Thermo Fisher Scientific,美国)测定 Cd 含量^[16-17]。

质量控制:试验中试剂均为优级纯,试验分析用水均为超纯水(Milli-Q 仪器制成)。试验所用器皿均浸泡于硝酸溶液中至少 24 h,然后用去离子水冲洗和超纯水润洗。每批样品在消解过程中均会添加土壤标样和空白作为分析质量控制。重金属 Cu、Pb 和 Zn 回收率均处于允许范围内(95%~105%),重金属 Cd 回收率均处于允许范围内(90%~110%)。

1.5 计算公式

1.5.1 潜在生态风险指数法

本文借鉴潜在生态风险评价指数法,对土壤重金属净增加值进行潜在生态风险系数计算,为菌渣适宜量评估提供数据支撑。其公式为:

$$E_i = C_i / S_i \times T_i \quad (1)$$

$$P = \sum_{i=1}^n E_n \quad (2)$$

式(1)、(2)中, E_i 是土壤 i 重金属元素潜在生态风险系数; C_i 为土壤 i 重金属元素实测含量,mg·kg⁻¹; S_i 为土壤 i 重金属元素的标准值[《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(pH<6.5),Cu、Pb、Zn 和 Cd 标准值分别为 50、80、200 mg·kg⁻¹和 0.3 mg·kg⁻¹]; T_i 为 i 重金属的毒性系数,Cu、

Pb、Zn 和 Cd 毒性系数分别为 5、5、1 和 30; P 是指土壤综合潜在生态风险系数; E_n 是土壤第 n 种重金属潜在生态风险系数^[18-19]。

1.5.2 综合污染指数

本文借鉴综合污染指数法,对土壤重金属净增加值进行综合污染系数计算,为评估菌渣适宜量提供科学的数据支撑。其公式为:

$$PI_i = M_i / S_i \quad (3)$$

$$CPI = \sum_{i=1}^n PI_n \quad (4)$$

式(3)、(4)中, CPI 为 n 种重金属的综合污染指数; PI_i 为 i 重金属元素的污染指数; M_i 是 i 重金属元素的实测值; S_i 是 i 重金属元素的标准值,为便于比较,将标准值与式(1)和(2)统一,Cu、Pb、Zn 和 Cd 标准值分别为 50、80、200 和 0.3 mg·kg⁻¹。

1.5.3 投资利润率

利用投入产出比对菌渣还田的经济效益进行评估,以此来评估菌渣还田量^[11]。其计算公式为:

$$NI = B - C \quad (5)$$

$$ROI = NI / C \quad (6)$$

式(5)、(6)中, NI 为净收入,元·hm⁻²; ROI 为投入产出比; B 为作物的全部经济产出,元·hm⁻²; C 为生产成本,元·hm⁻²。

1.6 数据统计分析

应用 SPSS 19.0 软件,利用单因素方差分析(ANOVA)对土壤 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量及净增加值的差异性及显著性进行 SNK 检验。

2 结果与讨论

2.1 农田土壤 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量

由菌渣还田下农田土壤重金属含量(图 1)可知,试验开始前各个处理农田土壤重金属含量差异不显

著($P>0.05$)。随着化肥和菌渣的施用和时间的推移,各处理之间土壤重金属含量差异逐渐显现,Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量均有不同程度增加,都符合《食用农产品产地环境质量评价标准》(HJ/T 332—2006)要求。其中,施入高量菌渣的 M5 处理下农田土壤 Cu、Pb 和 Zn 含量最高,均显著高于菌渣与化肥混施的 M1~M3 处理和常规施肥 CF 处理($P<0.05$)。常规施肥 CF 处理与 M5 处理农田土壤 Cd 含量最高,两者之间差异不显著($P>0.05$),但均显著高于其他处理($P<0.05$)。这一情况可能与化肥和菌渣等物料带入土壤的重金属种类及含量不同有关^[20]。

2.2 基于农田土壤重金属风险的菌渣还田量评估

为直观了解菌渣对土壤重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd 的影响,经 CF、M1~M5 处理下土壤重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量得到 Cu、Pb、Zn 和 Cd 年净增加值,通过回归分析得到菌渣年施用量与土壤重金属 Cu、Pb、Zn 和 Cd 年净增加值的回归关系,如图 2 所示。Cu、Pb 和 Zn 年净增加值与菌渣年施用量的回归关系分别为 $y_{Cu}=4.98\times10^{-6}x+1.84\times10^{-1}$, $y_{Pb}=6.16\times10^{-6}x+2.39\times10^{-1}$ 和 $y_{Zn}=1.42\times10^{-6}x+2.10\times10^{-1}$, 显著性均为 $P<0.05$, 表明 Cu、

Pb 和 Zn 年净增加值与菌渣年施用量的回归关系具有显著性。由图可知,随着菌渣年施用量的增加,Cu、Pb 和 Zn 年净增加值呈现上升的趋势。而 Cd 年净增加值与菌渣年施用量的回归关系为 $y_{Cd}=3.01\times10^{-11}x^2-7.53\times10^{-7}x+1.02\times10^{-2}$, 其 $P=0.046<0.05$, 表明 Cd 年净增加值与菌渣年施用量的回归关系同样具有显著性,呈现出随菌渣年施用量增高,Cd 年净增加值先减小后增大的趋势。有研究表明,这种情况可能与化肥特别是过磷酸钙有一定的关系^[20]。由于受到生产原料及生产工艺影响,造成过磷酸钙中重金属含量尤其是 Cd 含量普遍高于其他化肥,长期施用后土壤 Cd 含量增加明显^[20]。因而,随着菌渣年施用量逐渐增加,过磷酸钙等化肥的施用量缓慢减少,造成了 Cd 年净增加值减少。而随着菌渣年施用量不断增多,农田土壤 Cd 年净增加值受到菌渣影响超过化肥对其的影响,Cd 年净增加值随菌渣年施用量增多而不断上升。

由于农田土壤重金属风险受到多种重金属的毒性、生态敏感性等因素的影响,应用潜在生态风险指数法,得到菌渣年施用量与农田土壤重金属年净增加值潜在生态风险系数的回归方程 $y_P=2.78\times10^{-9}x^2-$

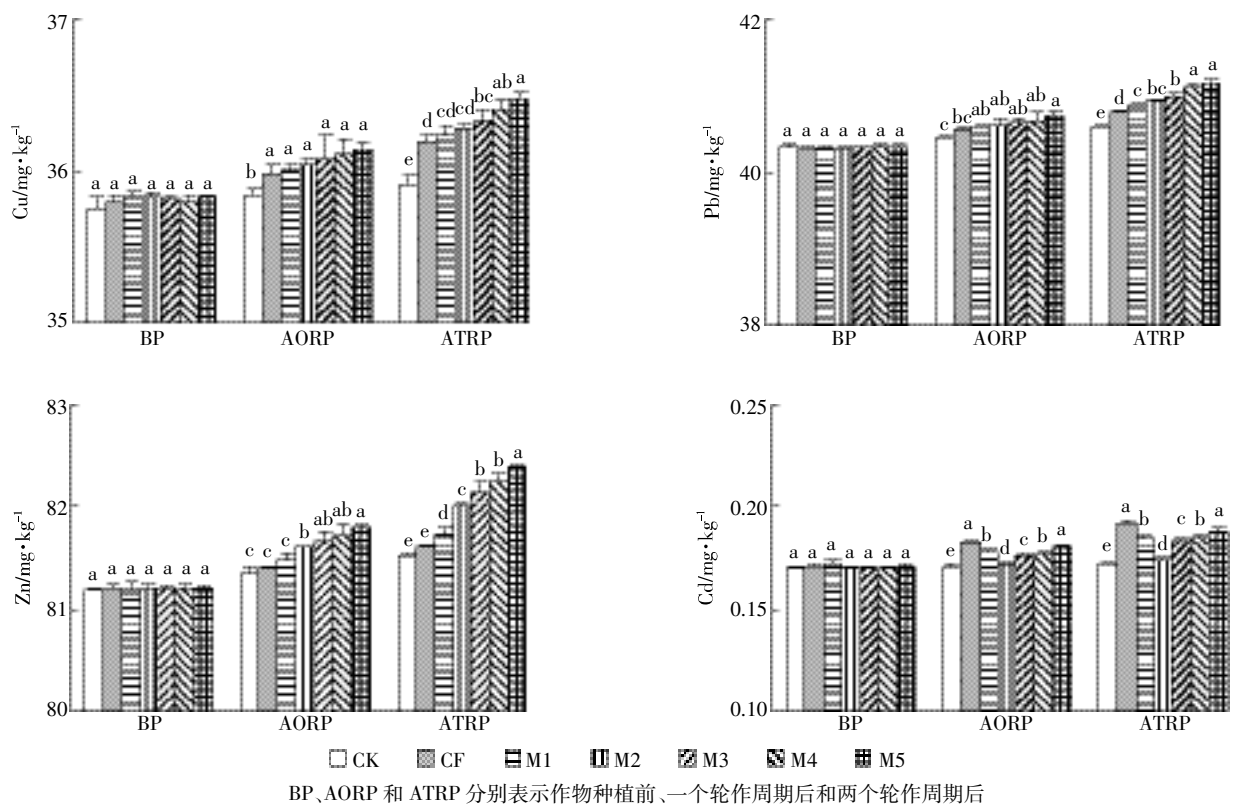


图1 菌渣还田下农田土壤重金属含量

Figure 1 Heavy metal concentrations in soil under mushroom residue recycling

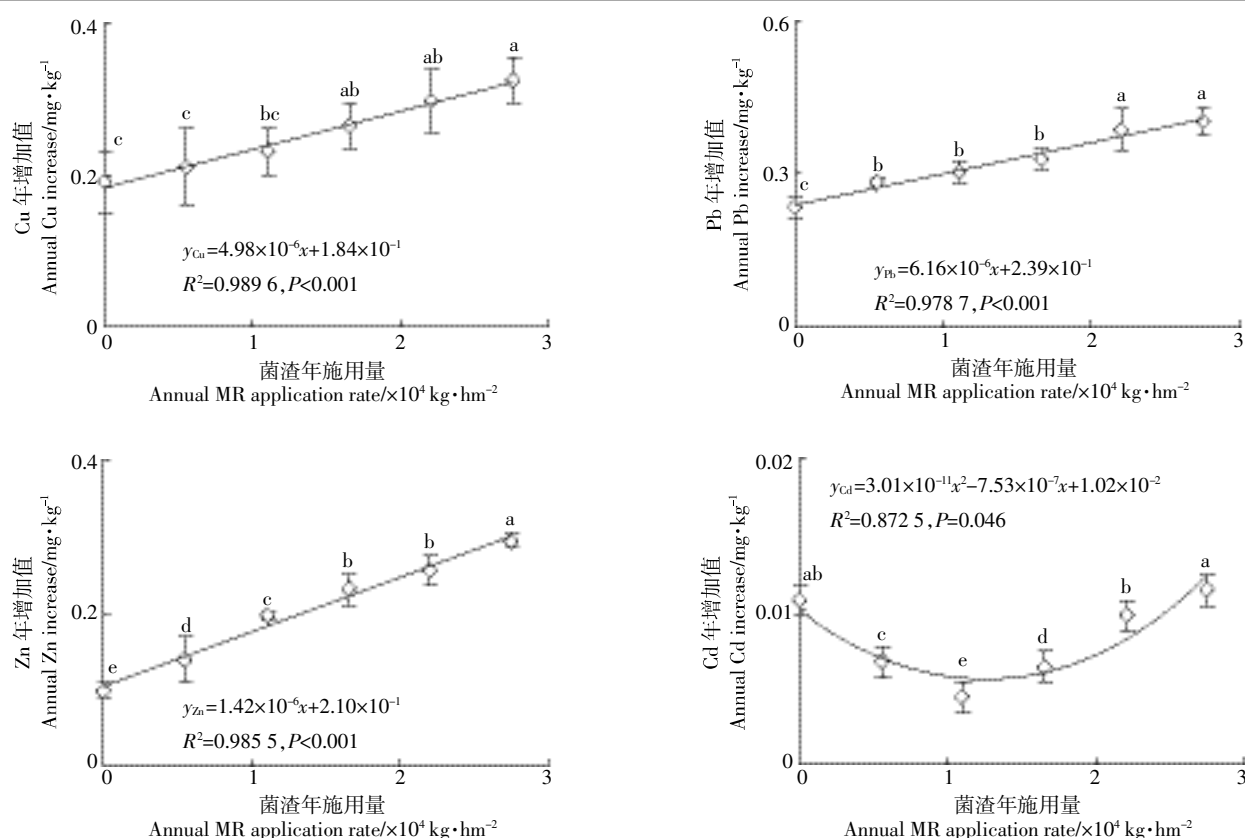


图 2 菌渣年施用量与农田土壤重金属年增加值的回归关系

Figure 2 Regression relations between annual mushroom residue application rate and annual heavy metals increases in farmland soil

$6.89 \times 10^{-5}x + 1.05$, $P = 0.049 < 0.05$, 回归关系具有显著性,其曲线趋势如图 3 所示,与 y_{Cd} 回归方程的趋势类似,这可能与潜在生态风险评价法中设定的 Cd 元素毒性系数较高有关系。有研究表明,潜在生态风险指数法的结果受到 Cd 等毒性系数较高的重金属影响较大,容易造成评价结果趋势与毒性系数较高的重金属的含量趋势相近^[21]。通过方程计算,当 $x = 12\,390$ 时,即菌渣施用量为 $12\,390 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,农田土壤重金属年净增加值的潜在生态风险系数最低,为 0.6189。从农田土壤重金属潜在生态风险角度考虑,潜在生态风险系数小于 0.62 时,经计算,菌渣施用量为 $11\,763 \sim 13\,018 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

有研究者认为潜在生态风险指数法中重金属元素的毒性加权系数具有一定主观性^[21]。为使得结果更具科学性,利用综合污染指数法,得到菌渣年施用量与农田土壤重金属年净增加值综合污染系数的回归方程 $y_{\text{CPI}} = 9.30 \times 10^{-11}x^2 - 2.09 \times 10^{-6}x + 4.15 \times 10^{-2}$, $P = 0.038 < 0.05$, 回归关系具有显著性,其趋势如图 3,经计算得到当 $x = 11\,237$ 时,即菌渣施用量为 $11\,237 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,农田土壤重金属年净增加值的综合污染系数最

低,为 0.0298。从农田土壤重金属综合污染指数角度考虑,年净增加值综合污染系数小于 0.03 时,得到菌渣施用量为 $9\,623 \sim 12\,850 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。因此,结合潜在生态风险系数和综合污染系数的结果,菌渣年施用量应为 $11\,763 \sim 12\,850 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。

2.3 基于投入产出比的菌渣适宜还田量评估

经调查,生产成本包括种子、化肥、菌渣、农药、机械(打田及收割)、人工(施肥、播种等),经济产出包括籽粒(当地按照水稻 $2.2 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和小麦 $1.6 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1}$ 收购)和秸秆(用于菌渣培养基生产,当地按照 $400 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$ 收购)。由菌渣还田下稻麦轮作周期的平均生产成本与经济产出情况(表 2)可知,菌渣还田下随着菌渣年施用量逐渐增加,化肥和菌渣等施入物料成本比例由 16.04% 涨到 26.11%,由于试验地菌渣均为人工搬运并施入农田,导致人工费用比例也由 31.45% 涨到 33.14%。然而,作物籽粒和秸秆的产出随着菌渣施入量的增多呈现出先上升后下降的状况。已有研究表明,菌渣中能够被作物利用和吸收的 N 不到 10.8%,因而需要增施无机化肥才能满足作物生长的需求。可见,适量的菌渣配施无机化肥,可促进作物生产及产

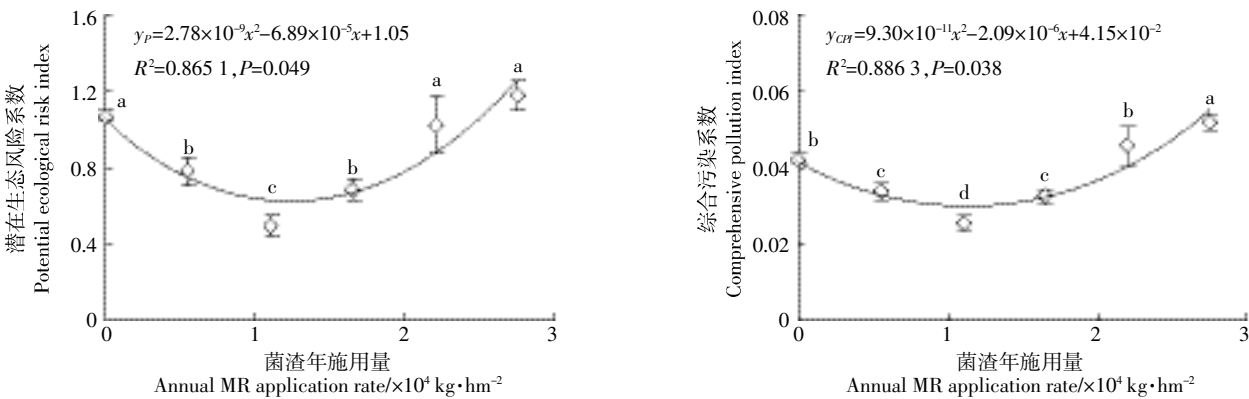


图 3 菌渣年施用量与土壤重金属净增加值潜在生态风险系数和综合污染系数的回归关系

Figure 3 Relations between annual mushroom residue application rate and potential ecological risk index and comprehensive pollution index about heavy metals increases in soil

出,但是随着菌渣施用量不断增多,无机化肥施入量明显减少,导致作物所能利用的营养物质减少,不利于作物生长,造成经济产出表现出“凸”趋势^[5,11]。其中 M2 和 M3 处理下经济产出最高,较常规施肥 CF 处理显著高出 14.84%和 16.48%($P<0.05$)。经统计,随着菌渣施入量增多,各处理的净收入呈现出先上升后下降的趋势,其中 M2 处理净收入最高,达到 13 366 元·hm⁻²,比 CF 处理高 23.14%,M5 处理净收入最低,只有 6393 元·hm⁻²,仅为 M2 处理的 47.83%。

为探究菌渣年施用量与菌渣还田的经济价值的关系,将菌渣年施用量与菌渣还田下投入产出比进行回归分析,得到 $y_{ROI} = -1.80 \times 10^{-9} x^2 + 3.15 \times 10^{-5} x + 0.896$ (图 4), $P=0.001<0.05$,表明菌渣还田投入产出比与菌渣年施用量的回归关系具有显著性,随菌渣年施用量增加,投入产出比出现先增加后减少的趋势。经计算,当菌渣施用量为 8750 kg·hm⁻² 时,投入产出比最高可达到 1.03。若从经济价值角度出发,将投入产出比设定为大于 1, 经计算菌渣适宜还田量为 4429~13 071 kg·hm⁻²。

结合基于土壤重金属风险所得到的菌渣年还田量 11 763~12 850 kg·hm⁻² 来计算,菌渣还田下农田土壤重金属净增加值潜在生态风险系数小于 0.62,综合污染系数小于 0.03,投入产出比大于 1,既能使农田土壤重金属污染程度较低,也能达到菌渣还田促进农户增收的效果。综上所述,菌渣适宜还田量应为 11 763~

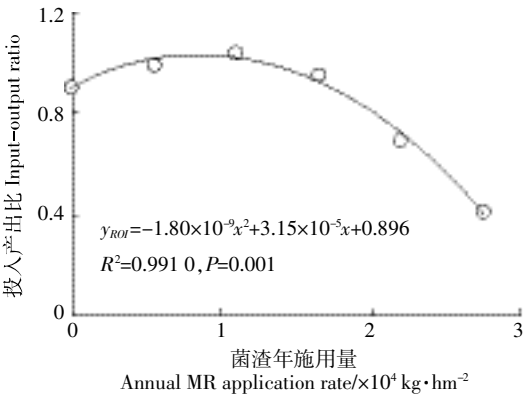


图 4 菌渣年施用量与投入产出比的关系

Figure 4 Regression relations between annual mushroom residue application rate and output-input ratio

表 2 菌渣还田下稻麦轮作周期生产成本与经济产出(元·hm⁻²)

Table 2 Production cost and economic output in the rice-wheat rotation period under mushroom residue recycling (Yuan·hm⁻²)

处理 Treatment	生产成本 Production cost								经济产出 Economic output			净收入 Net profit
	种子 Seed	化肥 CF	菌渣 MR	农药 Pesticide	机械 Machinery	人工 Labor	折旧 Depreciation	小计 Subtotal	籽粒 Grain	秸秆 Straw	小计 Subtotal	
CK	1680	0	0	580	4050	3100	135	9545	14 759	2584	17 343±635d	7798
CF	1680	2452	0	580	4050	3100	135	11 997	19 100	3751	22 851±1104bc	10 854
M1	1680	1142	826	580	4050	3860	135	12 273	20 346	4056	24 402±915b	12 129
M2	1680	539	1651	580	4050	4240	135	12 875	21 757	4484	26 241±455a	13 366
M3	1680	269	2477	580	4050	4480	135	13 671	22 026	4590	26 616±774a	12 945
M4	1680	0	3302	580	4050	4860	135	14 607	20 275	4299	24 574±479b	9967
M5	1680	0	4128	580	4050	5240	135	15 813	18 364	3842	22 206±1102c	6393

12 850 kg·hm⁻²,即水稻季菌渣适宜还田量为 5347~6416 kg·hm⁻²,小麦季菌渣还田量宜为 5841~7009 kg·hm⁻²。

为进一步确保菌渣还田量的安全性,将菌渣施用量与菌渣适宜还田量相近的 M2 处理所种植的水稻和小麦籽粒进行化学分析。其结果表明,作物籽粒 Cu、Pb、Zn 和 Cd 含量均满足国家食品安全标准(GB 2762—2005)要求。因此,该菌渣还田量不会给水稻和小麦籽粒带来 Cu、Pb、Zn 和 Cd 的重金属污染风险^[22]。

3 结论

(1)随着菌渣年施用量的增加,Cu、Pb 和 Zn 年净增加值呈现出上升的趋势,而 Cd 年净增加值表现出先减小后增加的趋势。

(2)当菌渣施用量为 11 763~12 850 kg·hm⁻²时,农田土壤重金属年净增加值生态风险较低;当菌渣施用量为 4429~13 071 kg·hm⁻²时,投入产出比大于 1,经济效益较高。

(3)结合土壤重金属生态风险和经济效益考虑,水稻季菌渣适宜还田量为 5347~6416 kg·hm⁻²,小麦季菌渣还田量宜为 5841~7009 kg·hm⁻²。经测定,该菌渣还田量不会给作物籽粒带来 Cu、Pb、Zn 和 Cd 的重金属污染风险。

参考文献:

- [1] Lou Z M, Zhu J, Wang Z X, et al. Release characteristics and control of nitrogen, phosphate, organic matter from spent mushroom compost amended soil in ASUS column experiment[J]. *Process Safety & Environmental Protection Transactions of the I*, 2015, 98:417-423.
- [2] Medina E, Paredes C, Pérez-Murcia M D, et al. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(18):4227-4232.
- [3] 胡清秀, 卫智涛, 王洪媛. 双孢蘑菇菌渣堆肥及其肥效的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(9):1902-1909.
HU Qing-xiu, WEI Zhi-tao, WANG Hong-yuan. *Agaricus bisporus* residue compost and its fertilizer efficiency[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(9):1902-1909.
- [4] Zhang R H, Duan Z Q, Li Z G. Use of spent mushroom substrate ASUS growing media for tomato and cucumber seedlings[J]. *Pedosphere*, 2012, 22(3):333-342.
- [5] Hackett R. Spent mushroom compost as a nitrogen source for spring barley[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2015, 102(2):253-263.
- [6] 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.
- [7] Matute R G, Figlas D, Curvetto N. *Agaricus blazei*, production on non-composted substrates based on sunflower seed hulls and spent oyster mushroom substrate[J]. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 2011, 27(6):1331-1339.
- [8] Song X C, Liu M Q, 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] 王改玲, 李立科, 郝明德, 等. 长期定位施肥对土壤重金属含量的影响及环境评价[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(3):60-63.
WANG Gai-ling, LI Li-ke, HAO Ming-de, et al. Effects of long-term fertilization on heavy-metal contents of soil and environmental quality evaluation[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(3):60-63.
- [10] 王琼瑶, 李森, 周玲, 等. 猪粪-秸秆还田对土壤、作物重金属铜锌积累及环境容量影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(9):1764-1772.
WANG Qiong-yao, LI Sen, ZHOU Ling, et al. Accumulation and environmental capacity of Cu and Zn in soil-crop with swine manure applying and straw returning[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(9):1764-1772.
- [11] 吴海勇, 李明德, 刘琼峰, 等. 农业有机废弃物还田的生态经济效益研究[J]. *土壤*, 2012, 44(5):769-775.
WU Hai-yong, LI Ming-de, LIU Qiong-feng, et al. Ecological and economical effects of agricultural organic wastes returning on rice fields[J]. *Soils*, 2012, 44(5):769-775.
- [12] 闫治斌, 秦嘉海, 张红菊, 等. 固体废弃物堆肥还田对制种玉米田理化性质和玉米产量及经济效益的影响[J]. *土壤通报*, 2011, 42(6):1314-1318.
YAN Zhi-bin, QIN Jia-hai, ZHANG Hong-ju, et al. Effects of returning solid waste compost to soil on physical and chemical properties of soil in seed corn field and its corn yield and economic benefits[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2011, 42(6):1314-1318.
- [13] Wang B, Dong F Q, Chen M J, 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.
- [14] 蒋雪芳, 吴攀, 张翊鹏, 等. 典型炼锌废渣堆场重金属环境影响特征分析[J]. *安全与环境学报*, 2014, 14(3):293-297.
JIANG Xue-fang, WU Pan, ZHANG Zhi-peng, et al. Analysis of the characteristic features of the environmental impact of heavy metal pollution on the typical smelting zinc slag heaps[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2014, 14(3):293-297.
- [15] 杨忠平, 王雷, 翟航, 等. 长春市城区近地表灰尘重金属健康风险评估[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(4):1247-1255.
YANG Zhong-ping, WANG Lei, ZHAI Hang, et al. Study on health risk of potentially toxic metals in near-surface urban dust in Changchun City[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(4):1247-1255.
- [16] 吴汉福, 田玲, 翁贵英, 等. 煤矸石山优势植物对重金属吸收及富集特征[J]. *水土保持学报*, 2016, 30(2):317-322.
WU Han-fu, TIAN Ling, WENG Gui-ying, et al. Study on heavy metal absorption and enrichment characteristics of dominant plants species settled naturally on coal gangue pile[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2016, 30(2):317-322.
- [17] 涂杰峰, 刘兰英, 罗钦, 等. 福建省稻米镉含量及其健康风险[J].

- 农业环境科学学报, 2015, 34(4):695-701.
- TU Jie-feng, LIU Lan-ying, LUO Qin, et al. Contents and health risk assessment of cadmium in milled rice in Fujian Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4):695-701.
- [18] Al-Anbari R, Al Obaidy A H M J, Abd Ali F H. Pollution loads and ecological risk assessment of heavy metals in the urban soil affected by various anthropogenic activities[J]. *International Journal of Advanced Research*, 2015, 3(2):104-110.
- [19] 刘 苹, 赵海军, 刘兆辉, 等. 山东省露地蔬菜产地土壤重金属含量的环境质量分析与评价[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(6):1130-1136.
- LIU Ping, ZHAO Hai-jun, LIU Zhao-hui, et al. Analysis and evaluation of soil heavy metal environmental quality in farmlands of vegetables cultivated in open field of Shandong Province, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(6):1130-1136.
- [20] 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.
- WANG Mei, LI Shu-tian. Heavy metals in fertilizers and effect of the fertilization on heavy metal accumulation in soils and crops[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2014, 20(2):466-480.
- [21] 谢志宜, 张雅静, 陈丹青, 等. 土壤重金属污染评价方法研究——以广州市为例[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(7):1329-1337.
- XIE Zhi-yi, ZHANG Ya-jing, CHEN Dan-qing, et al. Research on assessment methods for soil heavy metal pollution: A case study of Guangzhou[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(7):1329-1337.
- [22] 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估[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.