

文章编号:1000-8551(2020)09-2103-09

石灰氮对早竹林土壤重金属污染潜在生态风险及竹笋健康风险的影响

吴志伟 朱 芩 杨 萍*

(浙江农林大学省部共建亚热带森林培育国家重点实验室,浙江 杭州 311300)

摘要:为了解覆盖栽培与施用石灰氮对早竹林土壤重金属污染的潜在生态风险以及对早竹笋重金属健康风险的影响,选择浙江省德清县3个主要早竹笋产区作为试验点,采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)法检测了3种不同处理(不覆盖、覆盖和覆盖后施用石灰氮)下早竹林土壤和笋中的Cr、As、Hg、Ni、Cd和Pb等6种重金属的含量。结果表明,各试验点土壤中重金属含量排序均为Cr>Pb>Ni>As>Cd>Hg,覆盖栽培使土壤酸化,重金属富集,而覆盖栽培后施用石灰氮则可改善重金属的富集水平;覆盖栽培后笋中Cr、As、Hg、Ni、Cd、Pb6种重金属含量最大值分别为0.23、0.06、0.006、0.65、0.04、0.10 mg·kg⁻¹,均未超出标准森林食品质量安全通则(LY/T 1777-2008)和食品安全国家标准食品中污染物限量(GB 2762-2012)中的限值。覆盖栽培后施用石灰氮能够降低笋中重金属的积累,同时明显降低土壤重金属综合潜在生态危害指数,通过食用笋摄入6种重金属的健康危害指数(HI)均低于美国环保署(US EPA)推荐的最大可接受水平1.0,无明显健康风险。研究表明,施用石灰氮有助于缓解覆盖栽培所引起的重金属污染现象。本研究为石灰氮在林业生产上的应用提供了科学依据。

关键词:早竹;石灰氮;重金属;潜在生态风险;健康风险评价

DOI:10.11869/j.issn.100-8551.2020.09.2103

早竹(*Phyllostachys violascens*),禾本科竹亚科刚竹属竹种,是我国优良的笋用散生竹种之一,富含多种营养物质,可直接鲜食或加工成各类笋制品,颇受消费者的欢迎^[1-2]。享有“中国竹子之乡”美誉的浙江省德清县是我国早竹的主产区之一^[3]。随着早竹高效栽培技术的建立,早竹的出笋时间得以提前,产量也明显提高^[4]。但由传统的粗放经营模式向集约经营模式转变的过程中,竹农增加了施肥、用药、覆盖等措施,由于缺乏相关的科学技术支撑,导致当地竹林的经营水平普遍低下,地力衰退严重,同时也引发了土壤养分富集、酸化以及重金属污染物不断积累等一系列问题^[5]。此外,土壤重金属通过污染大气、水体等途径造成了潜在的生态危害,并通过日常摄食在人体内富集,对人类健康构成了极大威胁^[6-10]。因此,为提高竹林地的生产环境和食用笋质量,明确不同经营方式带

来的生态风险,对竹林地土壤和竹笋进行重金属含量风险评估显得尤为重要^[11]。

目前,由于集约经营而带来的竹林地退化问题已经引起了广泛关注。刘亚迪等^[12]和姜培坤等^[13]发现造成早竹林植被退化的因素主要有竹林自身生理代谢和经营措施两个方面,而长期的覆盖经营会严重影响林地的土壤理化性状和酶活性,加剧植被退化,使竹林的生产能力逐年下降。以往关于土壤改良的技术研究主要在土壤改良剂和农艺措施两方面,常用的土壤改良剂有石灰、生物质炭和土壤调理剂等,但均存在污染物吸附不彻底,易造成二次污染等问题,而不恰当的农艺措施也会使土壤状况进一步恶化^[14-15]。

石灰氮通用名为氰氨化钙,分子式为CaCN₂,含50%~60%的石灰成分,是一种由氰氨化钙、氧化钙和其他不溶性杂质构成的混合物,常用于土壤消毒和培

收稿日期:2019-03-22 接受日期:2019-06-09

基金项目:浙江省科技厅公益技术应用研究(分析测试类)项目(2014C37095),浙江省德清竹产业科技特派员项目

作者简介:吴志伟,男,主要从事植物生理与生物化学研究。E-mail: wuzhiweistudy@163.com

* 通讯作者:杨萍,女,高级实验师,主要从事林木生物技术研究。E-mail: yangping@zafu.edu.cn

肥地力。相关研究表明,施用生石灰可以有效缓解土壤酸化,减少铝毒和其他重金属毒害,改善土壤营养结构,提高土壤生物活性和养分循环能力,使作物的产量和品质得到进一步提升,但长期施用会造成土壤出现再次酸化问题^[16]。石灰氮作为一种无污染、低残留的缓效氮肥,可以在为土壤提供氮素的同时提高土壤 pH 值,从而降低土壤中的有效态重金属含量,提高土壤中的钙素和有机质含量,减轻盐渍化现象,是理想的土壤改良剂^[17-19]。近年来,在农业上对石灰氮的研究较多^[17-20],但鲜有关于石灰氮在林业生产上尤其是在竹林重金属污染改善方面的报道。

本研究在浙江省德清县 3 个主要竹笋生产基地进行取样,采用电感耦合等离子体质谱法(inductively coupled plasma mass spectrometry, ICP-MS)测定了竹林土壤及竹笋在不覆盖、覆盖和覆盖后施用石灰氮这 3 种不同的处理方式下重金属含量的变化,以探究石灰氮在解决由集约经营引起的竹林土地退化问题上的效用,并通过生态风险评估和人体摄入风险评价对德清县早竹林土壤的重金属污染状况和竹笋的质量安全进行评估,旨在为调整优化早竹林经营方式提供科学依据,推动当地笋产业的可持续发展。

1 材料与方法

1.1 试验地概况与试验设计

试验地位于浙江省德清县的城山村、郭肇村和龙胜村。试验设 3 个处理,分别为未覆盖、覆盖栽培 5 年以上(以下简称为覆盖处理)、覆盖栽培后施用石灰氮。在 3 个村分别选择未覆盖的早竹林样地(10 m × 10 m)3 块;覆盖栽培 5 年以上的早竹林样地(10 m × 10 m)6 块;在覆盖样地中随机选取 3 块,在当年覆盖之前施用 600 kg·hm⁻²石灰氮,将石灰氮均匀抛撒于林地表面,自然潮解入土。2017 年开春以后,按 S 型取样法在各试验点选择 10 个采样点,采集表层(0~20 cm)土样,充分混合后取部分作为该试验点的土壤样品,每村每个处理分别采集 3 份样品,共采集 27 份早竹林土壤样品。土样经风干过 100 目尼龙筛去除杂物,用于 pH 值和重金属含量的测定;同时,在每个土样采集点 15 cm 直径范围内用笋锹采集笋样,每个试验点采样约 1 kg,共 27 份样品。笋样经去壳、清洗、杀青、烘干、研磨、过筛后用于重金属含量的测定。

1.2 测定项目与方法

参照 NY/T 1121.2-2006^[21]测定试验点土壤 pH 值;采用 ICP-MS 法测定土壤和竹笋重金属(Cr、As、

Hg、Ni、Cd 和 Pb)含量^[22]。试验中每个样品平行测定 3 次。

1.3 评价方法

1.3.1 单项污染指数法 采用单因子指数法评价试验点的土壤环境质量现状。按照公式计算土壤单项污染指数(P_i)^[23]:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i} \quad (1)$$

式中, P_i 为土壤中污染物*i*的单项污染指数; C_i 为土壤污染物*i*含量的实测值; S_i 为《食用林产品产地环境通用要求》(LY/T 1678-2014)^[24]中污染物*i*的限值。 $P_i < 1$ 为清洁, $1 \leq P_i < 2$ 为轻度污染, $2 \leq P_i < 3$ 为中度污染, $P_i \geq 3$ 为重度污染。 P_i 越大,受污染程度越重。

1.3.2 潜在生态风险指数评价法 通过计算毒性相应系数 T_i 与重金属单项污染指数 P_i 的乘积来评价污染程度^[25]。根据公式计算重金属综合潜在生态危害指数(risk index, RI):

$$RI = \sum (P_i \times T_i) \quad (2)$$

重金属 RI 分级标准如表 1 所示^[26]。

表 1 重金属综合潜在生态危害指数分级标准表

Table 1 Standards for the grading potential ecological risk index of heavy metals

级别 Rank	综合潜在生态 危害指数 RI	潜在生态危害程度 Potential ecological hazard degree
A	RI < 150	轻微生态风险
B	150 ≤ RI < 300	中等生态风险
C	300 ≤ RI < 600	强生态风险
D	RI ≥ 600	很强生态风险

1.3.3 潜在健康风险评价法 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^[27-28]。本研究通过此类方法对摄入笋造成的人体健康风险进行评价^[29],并针对重金属对儿童和成人产生的危害不同采用不同计算公式进行目标风险系数(target hazard quotient, THQ)评估^[30-32]:

$$THQ = \frac{\left(\frac{ED_a \times IR_a}{BW_a} + \frac{ED_c \times IR_c}{BW_c} \right) EF \times C_f}{R_f D_0 \times AT_{ca}} \quad (3)$$

$$THQ = \frac{EF \times ED_c \times IR_c \times C_f}{R_f D_0 \times BW_c \times AT_{nc}} \quad (4)$$

式中, EF 、 ED_a 、 ED_c 、 C_f 、 BW 、 AT_{nc} 、 AT_{ca} 的含义与取值参考任传义等^[30]关于食用笋健康风险评价的报道。

IR 为竹笋日摄入量, $\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$; $R_f D_0$ 为参考剂量, $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 其中, Hg、Ni、Cr、Cd、Pb、As 对应的 $R_f D_0$ 取值参考美国环保署 (US Environmental Protection Agency, US EPA) 推荐的健康风险评价模型目标危险系数^[32]。

日常生活中, 食品中往往不只含有一种有害物, 重金属和其他污染物之间产生的各种相互作用可能会增强其对人体造成的健康风险^[33-34]。因此, 计算多种重金属复合污染所导致的人体潜在健康危害更具实际意义。本研究采用健康危害指数 (hazard index, HI) 来评价多种有害物质对人体的危害, 公式计算如下:

$$HI = \sum_{i=1}^6 THQ \quad (5)$$

当 HI 大于 1 时说明食用竹笋有潜在健康风险, 重金属 HI 数值越大说明食用笋的潜在风险越大。

1.4 数据处理

本研究采用 SPSS 22.0 与 Excel 2010 进行数据分析。

2 结果与分析

2.1 不同处理早竹林土壤的 pH 值

由表 2 可知, 试验中 3 个试验点土壤均呈酸性。与未覆盖处理相比, 覆盖处理后土壤 pH 值显著降低, 分别下降了 11.1%~18.3%, 说明覆盖栽培会使竹林地的土壤酸化; 而覆盖后施用石灰氮处理显著提高了土壤的 pH 值, 3 个村的土壤 pH 值分别较覆盖提高了 29.4%、38.0% 和 35.9%。

表 2 不同处理的早竹林土壤 pH 值

Table 2 pH value of *Phyllostachys violascens* stands soil with different treatments

试验点 Test point	处理 Treatments		
	未覆盖 Not covered	覆盖 Covered	覆盖后施用 石灰氮 Application of lime nitrogen after mulching
城山村 Chengshan village	4.90±0.14b	4.28±0.27a	5.54±0.23c
郭肇村 Guozhao village	4.93±0.17b	4.03±0.01a	5.56±0.62c
龙胜村 Longsheng village	4.61±0.25b	4.10±0.01a	5.57±0.17c

注: 同行数据标注不同字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

Note: Different lowercase letters in the same row of data indicate significant difference at 0.05 level among treatments. The same as following.

2.2 不同处理早竹林土壤中的重金属含量

由表 3 可知, 未覆盖与覆盖条件下各试验点土壤中重金属含量排序均为 $\text{Cr} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{As} > \text{Cd} > \text{Hg}$, 平均值均低于食用林产品产地环境通用要求 (LY/T 1678-2014)^[24] 的限量值。3 个试验点未覆盖土壤中的 As、Pb 含量均超过了浙北平原土壤背景值^[35], 说明近年来试验竹林地土壤可能受到 As 和 Pb 污染, 致使土壤中该重金属含量升高。与未覆盖处理相比, 覆盖处理 3 个试验点土壤的 Cd、Pb 含量均显著升高, 其中 Cd 含量为未覆盖处理的 1.5~2.4 倍, Pb 含量则分别上升了 29.6%、20.6%、13.7%。与覆盖处理相比, 覆盖后施用石灰氮处理 3 个试验点土壤的 Cd 含量显著降低了 25.5%~29.7%, 此外, Pb、Cr、As、Ni、Hg 含量也有所降低。

2.3 早竹笋的重金属分析

由表 4 可知, 覆盖栽培后 3 个试验点笋中 Cr、As、Hg、Ni、Cd、Pb 6 种重金属含量最大值分别是 0.23、0.06、0.006、0.65、0.04、0.10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均未超出《食用林产品产地环境通用要求》(LY/T 1678-2014)^[24] 和食品安全国家标准《食品中污染物限量》(GB 2762-2012)^[36] 中的限值, 说明各试验点笋质量状况良好。需要注意的是, 覆盖处理笋中重金属含量均表现出不同程度的上升, 特别是 Cd 含量, 其中龙胜村在覆盖处理后 Cd 含量达到 0.04 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (限量值为 0.25 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 应当重视 Cd 的污染情况。与未覆盖处理相比, 3 个试验点笋中 As、Hg 和 Pb 含量在覆盖处理后显著上升; 覆盖后施用石灰氮, 3 个试验点笋中 Pb 含量均较覆盖处理显著下降, 其余重金属含量也有所下降。结果表明, 覆盖后施用石灰氮, 可有效降低笋中的 Cr、As、Hg、Ni、Cd、Pb 含量, 缓解覆盖栽培所带来的重金属富集问题。

2.4 土壤重金属污染评价

2.4.1 单项污染指数评价 参照土壤二级国家标准值^[37] 进行单项污染指数评价, 结果如图 1 所示。3 个试验点中, 土壤重金属单项污染指数依次为 $\text{Cd} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Hg} > \text{Ni} > \text{As}$, 各项重金属含量均处于清洁级, 特别是 As 的污染指数均在 0.25 以下。比较同一个试点的不同处理, 3 个试验点覆盖处理土壤 Cr、Cd、Pb、Hg 的单项污染指数较未覆盖处理均有所升高, 而覆盖后施用石灰氮处理又较覆盖处理明显降低, 说明石灰氮可以有效降低覆盖栽培后的土壤重金属含量。3 个试验点土壤中重金属单项污染指数最大值如图 2 所示, Cr、As、Hg 单项污染指数为龙胜村最高, Cd、Ni 含量为城山村最高, Pb 含量为郭肇村最高。6 种重金属相比较来看, Cd 污染程度较高, 故 Cd 的污染情况应受到重视。

表 3 不同处理下早竹林土壤的重金属含量

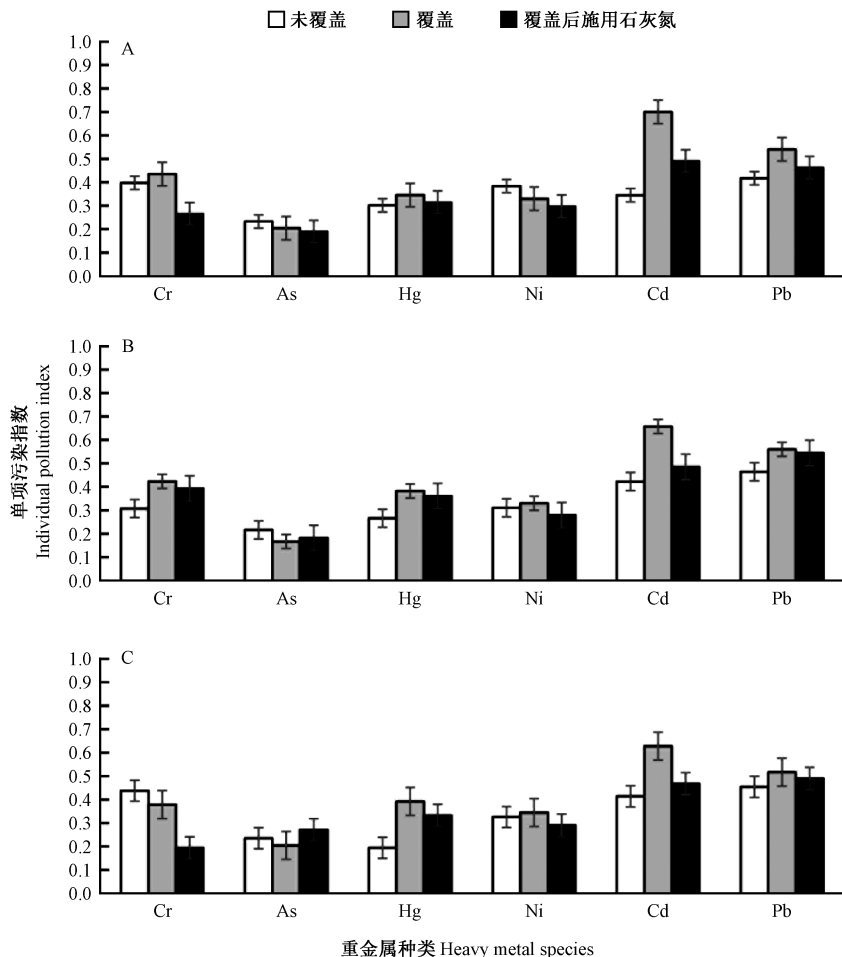
Table 3 Heavy metals content in soil of *Phyllostachys violascens* under different treatments / (mg·kg⁻¹)

试验点 Test point	重金属种类 Heavy metal species	处理 Treatments		
		未覆盖 Not covered	覆盖 Covered	覆盖后施用石灰氮 Application of lime nitrogen after mulching
城山村 Chengshan village	Cr	47.71 ± 16.30b	52.21 ± 11.72b	31.93 ± 14.63a
	As	10.40 ± 1.70b	9.21 ± 1.21a	8.52 ± 0.80a
	Hg	0.08 ± 0.01a	0.10 ± 0.01a	0.10 ± 0.02a
	Ni	23.00 ± 4.11b	19.81 ± 4.20ab	17.91 ± 4.52a
	Cd	0.09 ± 0.02a	0.18 ± 0.03c	0.12 ± 0.01b
	Pb	33.38 ± 8.71a	43.27 ± 6.94b	37.04 ± 4.70ab
郭肇村 Guozhao village	Cr	36.85 ± 9.74a	50.80 ± 13.80b	47.14 ± 15.84ab
	As	9.73 ± 1.72b	7.51 ± 1.83a	8.17 ± 1.71ab
	Hg	0.07 ± 0.02a	0.10 ± 0.01b	0.09 ± 0.01b
	Ni	18.61 ± 3.34ab	19.78 ± 3.14b	16.75 ± 0.62a
	Cd	0.11 ± 0.01a	0.16 ± 0.02c	0.12 ± 0.01b
	Pb	37.12 ± 6.02a	44.78 ± 4.32b	43.56 ± 3.83b
龙胜村 Longsheng village	Cr	52.54 ± 17.64b	45.45 ± 8.51b	23.29 ± 0.33a
	As	10.58 ± 1.44c	9.21 ± 2.12a	12.22 ± 0.08b
	Hg	0.05 ± 0.02a	0.10 ± 0.01c	0.08 ± 0.00b
	Ni	19.54 ± 1.94ab	20.69 ± 2.99b	17.43 ± 0.02a
	Cd	0.10 ± 0.01a	0.16 ± 0.04b	0.12 ± 0.00a
	Pb	36.30 ± 5.73a	41.35 ± 0.90b	39.22 ± 0.00ab

表 4 不同处理下早竹笋的重金属含量

Table 4 Heavy metals content in bamboo shoots of *Phyllostachys violascens* under different treatments / (mg·kg⁻¹)

试验点 Test point	重金属种类 Heavy metal species	处理 Treatments		
		未覆盖 Uncovered	覆盖 Covered	覆盖后施用石灰氮 Application of lime nitrogen after mulching
城山村 Chengshan village	Cr	0.19 ± 0.01a	0.23 ± 0.02b	0.22 ± 0.01b
	As	0.03 ± 0.01a	0.05 ± 0.00b	0.05 ± 0.01b
	Hg	1.00 × 10 ⁻³ ± 0.00a	4.00 × 10 ⁻³ ± 0.00c	2.00 × 10 ⁻³ ± 0.00b
	Ni	0.57 ± 0.03a	0.65 ± 0.05b	0.64 ± 0.05b
	Cd	0.03 ± 0.00a	0.04 ± 0.00c	0.03 ± 0.00b
	Pb	0.07 ± 0.01a	0.10 ± 0.01c	0.09 ± 0.01b
郭肇村 Guozhao village	Cr	0.20 ± 0.01a	0.23 ± 0.02b	0.24 ± 0.03b
	As	0.04 ± 0.01a	0.06 ± 0.01b	0.04 ± 0.00a
	Hg	2.00 × 10 ⁻³ ± 0.00a	5.00 × 10 ⁻³ ± 0.00b	3.00 × 10 ⁻³ ± 0.00a
	Ni	0.52 ± 0.02a	0.61 ± 0.07b	0.63 ± 0.01b
	Cd	0.04 ± 0.00a	0.04 ± 0.00a	0.04 ± 0.00a
	Pb	0.08 ± 0.01a	0.10 ± 0.01c	0.09 ± 0.00b
龙胜村 Longsheng village	Cr	0.21 ± 0.01a	0.22 ± 0.03a	0.21 ± 0.00a
	As	0.05 ± 0.01a	0.06 ± 0.01b	0.06 ± 0.00ab
	Hg	2.00 × 10 ⁻³ ± 0.00a	6.00 × 10 ⁻³ ± 0.00c	4.00 × 10 ⁻³ ± 0.00b
	Ni	0.53 ± 0.02a	0.59 ± 0.05b	0.56 ± 0.05ab
	Cd	0.04 ± 0.00a	0.04 ± 0.00b	0.04 ± 0.00b
	b	0.08 ± 0.01a	0.09 ± 0.01b	0.08 ± 0.00a



注:A:城山村;B:郭肇村;C:龙胜村

Note: A: Chengshan village. B: Guozhao village. C: Longsheng village.

图 1 不同试验点土壤中重金属单项污染指数

Fig.1 The individual pollution index of heavy metal in soils of different test sites

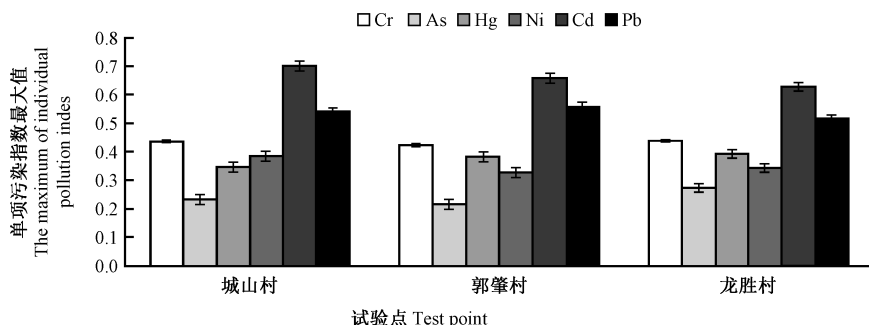


图 2 不同试验点土壤中重金属单项污染指数最大值

Fig.2 The maximum of individual pollution index of heavy metal in soils of different test sites

2.4.2 潜在生态风险指数法评价 由图 3 可知,3 个试验点的 RI 基本持平,其中最高值出现在城山村覆盖处理,RI 达到 42.0,但仍低于本研究的第一级分级界限值。城山村、郭肇村、龙胜村的竹林地在覆盖处理后,土壤 RI 虽仍处于轻微生态风险,但均表现为一定

程度的上升,表明覆盖处理会给土壤带来有限的污染风险,仍需引起重视。而在覆盖后施用石灰氮处理 3 个试验点早竹林土壤的 RI 均降低,表明石灰氮可以降低覆盖栽培给竹林地土壤带来的生态风险。

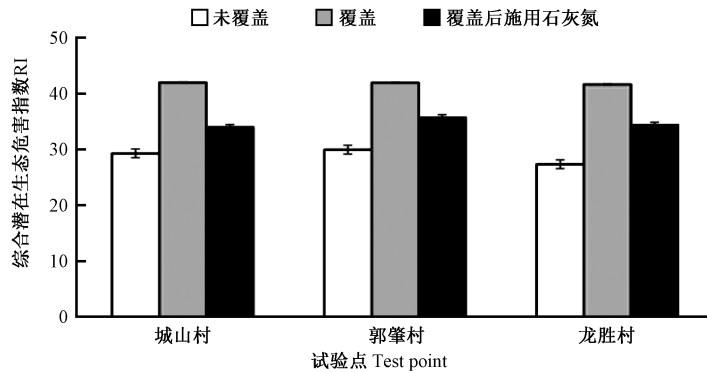


图3 不同试验点各处理下土壤中重金属综合潜在生态危害指数

Fig.3 The integrated potential ecological hazard index of heavy metals in soils of different test sites

2.5 早竹笋重金属摄入的健康风险评价

试验结果显示竹笋中重金属含量均在食品安全国家标准《食品中污染物限量》(GB 2762-2012)^[36]限量范围内,但食品中所含的重金属对人体的危害是一个缓慢的过程,通常造成人体机体的慢性损伤^[38]。综合分析表5~表7,各竹林地的笋中6种重金属的THQ均未超过上限值1,对人体无明显健康风险。3个试验点的数据表明,由食用竹笋而进入人体的6种重金属对成人和儿童造成的健康风险顺序均为As>Cr>Pb>Cd>

Ni>Hg。As产生的健康风险最高,郭肇村、龙胜村As的THQ最高达到0.20。此外,比较摄入笋对成人和儿童造成的不同THQ发现,多数重金属给儿童带来的健康风险显著高于成人。

3个试验点的6种重金属THQ累加后计算的HI存在差异,各处理重金属积累HI大体表现为对儿童显著高于成人,各试验点对成人的HI为0.05~0.08,对儿童的HI为0.19~0.32。HI最大值出现在龙胜村,但3个试验点的HI均低于限值1。

表5 城山村笋中重金属目标风险系数

Table 5 The THQ of heavy metals in bamboo shoots of Chengshan village

处理 Treatments	类别 Type	Cr	As	Hg	Ni	Cd	Pb	健康危害指数 HI
未覆盖 Not covered	成人 Adults	$3.43 \times 10^{-5} a$	$3.12 \times 10^{-2} a$	$9.01 \times 10^{-4} a$	$7.70 \times 10^{-3} a$	$7.04 \times 10^{-3} a$	$5.21 \times 10^{-3} a$	$5.20 \times 10^{-2} a$
	儿童 Children	$1.30 \times 10^{-4} b$	0.12b	$3.42 \times 10^{-3} a$	$2.91 \times 10^{-2} b$	$2.63 \times 10^{-2} b$	$2.00 \times 10^{-2} b$	0.19b
覆盖 Covered	成人 Adults	$4.11 \times 10^{-5} a$	$4.21 \times 10^{-2} a$	$3.60 \times 10^{-3} a$	$8.84 \times 10^{-3} a$	$1.13 \times 10^{-2} a$	$6.52 \times 10^{-3} a$	$7.24 \times 10^{-2} a$
	儿童 Children	$1.52 \times 10^{-4} b$	0.16c	$1.41 \times 10^{-2} b$	$3.32 \times 10^{-2} b$	$4.01 \times 10^{-2} c$	$2.52 \times 10^{-2} c$	0.27c
覆盖后施用石灰氮 Application of lime nitrogen after mulching	成人 Adults	$3.94 \times 10^{-5} a$	$4.42 \times 10^{-2} a$	$1.81 \times 10^{-3} a$	$8.59 \times 10^{-3} a$	$8.86 \times 10^{-3} a$	$6.99 \times 10^{-3} a$	$7.01 \times 10^{-2} a$
	儿童 Children	$1.51 \times 10^{-4} b$	0.17c	$6.82 \times 10^{-3} ab$	$3.30 \times 10^{-2} b$	$3.42 \times 10^{-2} b$	$2.72 \times 10^{-2} c$	0.27c

注:同列不同小写字母表示差异显著(P<0.05)。下同。

Note: Different lowercase letters in the same column indicate significant difference at 0.05 level. The same as following.

表6 郭肇村笋中重金属目标风险系数

Table 6 The THQ of heavy metals in bamboo shoots of Guozhao village

处理 Treatments	类别 Type	Cr	As	Hg	Ni	Cd	Pb	健康危害指数 HI
未覆盖 Not covered	成人 Adults	$3.60 \times 10^{-5} a$	$3.41 \times 10^{-2} a$	$1.96 \times 10^{-3} a$	$7.00 \times 10^{-3} a$	$1.00 \times 10^{-2} a$	$5.91 \times 10^{-3} a$	$5.88 \times 10^{-2} a$
	儿童 Children	$1.36 \times 10^{-4} b$	0.13b	$6.79 \times 10^{-3} ab$	$2.64 \times 10^{-2} b$	$3.77 \times 10^{-2} b$	$2.23 \times 10^{-2} b$	0.22 b
覆盖 Covered	成人 Adults	$4.10 \times 10^{-5} a$	$5.21 \times 10^{-2} ab$	$4.49 \times 10^{-3} a$	$8.23 \times 10^{-3} a$	$1.11 \times 10^{-2} a$	$7.78 \times 10^{-3} a$	$8.34 \times 10^{-2} ab$
	儿童 Children	$1.55 \times 10^{-4} c$	0.20c	$1.70 \times 10^{-2} b$	$3.11 \times 10^{-2} b$	$4.07 \times 10^{-2} b$	$2.94 \times 10^{-2} c$	0.32c
覆盖后施用石灰氮 Application of lime nitrogen after mulching	成人 Adults	$4.20 \times 10^{-5} a$	$3.68 \times 10^{-2} a$	$2.69 \times 10^{-3} a$	$8.49 \times 10^{-3} a$	$1.08 \times 10^{-2} a$	$6.73 \times 10^{-3} a$	$6.55 \times 10^{-2} a$
	儿童 Children	$1.60 \times 10^{-4} c$	0.139b	$1.01 \times 10^{-2} b$	$3.21 \times 10^{-2} b$	$4.07 \times 10^{-2} b$	$2.54 \times 10^{-2} b$	0.25bc

比较3种不同处理下早竹笋的HI发现,3个试验点的HI呈相同的变化趋势,即覆盖处理的HI较未覆盖处理有所升高,尤其是对儿童的HI有显著的升高,

而覆盖后施用石灰氮处理的HI均出现了下降,尤其是对龙胜村儿童的HI有显著的下降。

表7 龙胜村笋中重金属目标风险系数

Table 7 The THQ of heavy metals in bamboo shoots of Longsheng village

处理 Treatments	类别 Type	Cr	As	Hg	Ni	Cd	Pb	健康危害 指数 HI
未覆盖 Not covered	成人 Adults	$3.80 \times 10^{-5}a$	$4.22 \times 10^{-2}a$	$1.80 \times 10^{-3}a$	$7.17 \times 10^{-3}a$	$9.43 \times 10^{-3}a$	$6.10 \times 10^{-3}a$	$6.67 \times 10^{-2}a$
	儿童 Children	$1.43 \times 10^{-4}b$	0.16b	$6.80 \times 10^{-3}ab$	$2.71 \times 10^{-2}b$	$3.56 \times 10^{-2}b$	$2.29 \times 10^{-2}b$	0.25b
覆盖 Covered	成人 Adults	$4.00 \times 10^{-5}a$	$5.21 \times 10^{-2}ab$	$5.39 \times 10^{-3}a$	$7.99 \times 10^{-3}a$	$1.16 \times 10^{-3}a$	$7.00 \times 10^{-3}a$	$8.40 \times 10^{-2}a$
	儿童 Children	$1.51 \times 10^{-4}b$	0.20c	$2.03 \times 10^{-2}b$	$3.02 \times 10^{-2}b$	$4.38 \times 10^{-2}b$	$2.63 \times 10^{-2}b$	0.32c
覆盖后施用石灰氮 Application of lime nitrogen after mulching	成人 Adults	$3.70 \times 10^{-5}a$	$4.93 \times 10^{-2}a$	$3.59 \times 10^{-3}a$	$7.57 \times 10^{-3}a$	$1.10 \times 10^{-2}a$	$6.14 \times 10^{-3}a$	$7.78 \times 10^{-2}a$
	儿童 Children	$3.80 \times 10^{-5}a$	$4.22 \times 10^{-2}a$	$1.81 \times 10^{-3}a$	$7.22 \times 10^{-3}a$	$9.40 \times 10^{-3}a$	$6.11 \times 10^{-3}a$	$6.71 \times 10^{-2}a$

3 讨论

本试验结果表明,与未覆盖处理相比,覆盖处理造成竹林地土壤酸化,重金属富集。这与翟婉璐^[39]和王波等^[40]的研究结果相一致。刘绍兵等^[41]研究发现一定量石灰氮处理能显著提高酸性土壤的pH值,降低污染土壤中有效态镉的质量分数及水稻茎叶和糙米中镉的质量分数。本研究结果与之相同,覆盖后施用石灰氮处理的试验地土壤酸化程度和各重金属含量均低于覆盖处理,其中Cd含量下降最为显著,说明石灰氮能有效改善土壤酸化和重金属富集现象。在3个试验点的3种不同处理中,各重金属单项污染指数大小均为Cd>Pb>Cr>Hg>Ni>As,其中受Cd污染程度较高,这可能是因为覆盖栽培所使用的禽畜有机肥中含有较多的Cd。潜在生态风险指数评价的结果表明,各试验点土壤各重金属元素RI均未超过本研究的第一级分级界限值,属于轻微生态风险,但比较不同处理发现,覆盖处理较未覆盖处理有升高的趋势,而覆盖后施用石灰氮能有效抑制覆盖处理竹林地土壤重金属污染潜在生态风险的升高。

与未覆盖处理相比,覆盖处理试验点笋中重金属含量出现了不同程度的上升,而覆盖后施用石灰氮处理能在一定程度上缓解由覆盖造成的重金属积累加剧,其中对Pb的缓解最明显。刘军等^[42]在覆盖栽培后的早竹林中施用生石灰也得到了相同的结果。研究发现,食用笋摄入Cr、As、Hg、Ni、Cd、Pb 6种重金属的HI均低于US EPA推荐的最大可接受水平(1.0),对人体无明显健康风险,但覆盖栽培会导致重金属HI增

加,且儿童比成人更易受到影响,表明通过食用笋摄入的重金属给人体带来的健康风险有限。需要注意的是,每日食用笋的质量在日常饮食中占比虽然不多,但通过摄入多种食物而积累的重金属可能会使累计HI超过1^[43],且随着覆盖年限的增加,土壤及笋中重金属的富集程度会进一步提高^[44],以上因素均可能增加食用竹笋对人体造成的健康风险。任传义等^[30]对食用覆盖处理的毛竹笋进行了健康风险评价,证明当儿童每日食用笋过量时,可能引起急性中毒,与本研究的结果相似。综上可知,在覆盖栽培的基础上,通过施用石灰氮能明显降低竹笋对土壤重金属的吸收,进而降低食用竹笋对人体特别是对儿童造成的健康风险。

因此在早竹林覆盖经营过程中,应避免长期连续覆盖,建议在自然出笋后及时撤除有机覆盖物,并在生产中控制有机肥的质量与施用量^[45],同时适当施用石灰氮来改善竹林地的土壤性质,以达到安全生产的目的。但石灰氮的具体施用量以及适用范围仍需进一步探究。

4 结论

覆盖后施用石灰氮能改善早竹林土壤重金属富集和笋中重金属的积累状况。对比3种不同处理方式,食用竹笋的风险指数表现为覆盖处理>覆盖后施用石灰氮处理>未覆盖处理,与覆盖处理相比,覆盖后施用石灰氮能明显降低土壤重金属RI和食用竹笋对儿童造成的健康风险。本研究在前人对覆盖早竹林退化和食用笋健康风险研究的基础上探究了可能的解决办法,为延缓早竹林土壤退化、避免竹林土壤和竹笋质量

下降以及实现竹产业可持续发展提供了新的思路,并为石灰氮在林业上的应用提供了科学依据。

参考文献:

- [1] Zeng W, Xiong C Y, Xiao F M, Yu L, Xiong Z Y. Spring canopy interception characteristics of *Phyllostachys praecox* cv. Prevernalis stand converted from cropland at different densities [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33(5): 1178-1182.
- [2] 何绍平, 侯本民, 刘自强, 康永. 关于发展早园竹产业的思考与建议——以江苏省丰县为例[J]. *江苏农业科学*, 2017, 45(8): 111-113
- [3] 刘振勇, 杨晓明, 俞群芬, 郭小勤. 德清县雷竹林经营状况调查[J]. *浙江林业科技*, 2015, 35(2): 41-46
- [4] 方伟, 何钧潮, 卢学可. 早园竹早产高效栽培技术[J]. *浙江林学院学报*, 1994, 11(2): 121-128
- [5] 陈丽华, 李皓, 余兆根. 不同施肥量对雷竹林竹笋产量及土壤养分的影响[J]. *世界竹藤通讯*, 2016, 14(3): 6-10
- [6] 张云霞, 杨子杰, 王佛鹏, 周浪, 周子阳, 宾娟. 广西某铅锌矿影响区农田土壤重金属污染特征及修复策略[J]. *农业环境科学学报*, 2018, 37(2): 239-249
- [7] 殷勇, 薄娟娟, 于慧春, 熊作周, 陶凯. 基于信号降噪与支持向量机的食用油中铜锌铅电化学检测[J]. *核农学报*, 2013, 27(5): 641-646
- [8] 缪鑫, 李兆君, 龙健, 韦东普, 马岩. 不同类型土壤对汞和砷的吸附解吸特征研究[J]. *核农学报*, 2012, 26(3): 552-557
- [9] 竺朝娜, 冯英, 胡桂仙, 朱凤珍, 王林友, 张礼霞, 金庆生, 王建军. 水稻糙米砷含量及其与土壤砷含量的关系[J]. *核农学报*, 2010, 24(2): 355-359
- [10] 蔡艳, 周亦君, 吴晓艺, 吴哲铭, 梁兴维, 郑安然, 钟莺莺, 俞雪钧, 杨震峰. 3种海洋贝类重金属污染及食用风险评价研究[J]. *核农学报*, 2016, 30(6): 1126-1134
- [11] 何小芳, 严苗苗, 莫润宏, 吕件根. 新余市食用林产品产地土壤重金属潜在生态风险评价[J]. *江西农业大学学报*, 2018, 40(2): 423-428
- [12] 刘亚迪, 范少辉, 蔡春菊, 刘广路, 肖复明. 地表覆盖栽培雷竹林植被退化特征分析[J]. *竹子学报*, 2017, 36(3): 29-38
- [13] 姜培坤, 俞益武, 张立钦. 雷竹林地土壤酶活性研究[J]. *浙江林学院学报*, 2000, 17(2): 132-136
- [14] 杨晶, 易镇邪, 屠乃美. 酸化土壤改良技术研究进展[J]. *作物研究*, 2016, 30(2): 225-230
- [15] 安世花, 王小利, 段建军, 王兴凯, 夏东. 土壤修复与改良利用的生物技术研究进展[J]. *土壤科学*, 2018, 6(4): 100-107
- [16] 蔡东, 肖文芳, 李国怀. 施用石灰改良酸性土壤的研究进展[J]. *中国农学通报*, 2010, 26(9): 206-213
- [17] 王思萍, 杨培利. 石灰氮在设施蔬菜土壤质量提升中的应用[J]. *安徽农业科学*, 2017, 45(27): 131-132
- [18] 黄国锋, 刘翔, 王有宁. 石灰氮对设施番茄根际土壤微生物数量的影响研究[J]. *湖北工程学院学报*, 2018, 38(3): 26-30
- [19] 马二磊, 臧全宇, 丁伟红, 王毓洪, 黄芸萍, 应泉盛. 甜瓜褪绿黄化病毒病综合防控技术[J]. *中国瓜菜*, 2019, 32(2): 56-57
- [20] 杜志勇, 樊小林. 改性石灰氮防治香蕉枯萎病及其恢复香蕉生产的效果[J]. *果树学报*, 2008, 25(3): 373-377
- [21] 中华人民共和国农业部. NY/T 1121.2-2006 土壤 pH 的测定[S]. 北京: 中国标准出版社, 2006
- [22] 郭彬, 徐火忠, 潘瑛洁, 唐仕勤, 林义成, 李华, 傅庆林. 丽水市蔬菜与茶叶基地土壤肥力及土壤环境质量综合评价[J]. *核农学报*, 2018, 32(6): 1239-1247
- [23] 宋金茜, 朱权, 姜小三, 赵海燕, 梁永红, 罗永霞, 王强. 赵林丽. 基于 GIS 的农业土壤重金属风险评价研究——以南京市八卦洲为例[J]. *土壤学报*, 2017, 54(1): 81-91
- [24] 中华人民共和国国家林业局. LY/T 1678-2014 食用林产品产地环境通用要求[S]. 北京: 中国标准出版社, 2014
- [25] 陈静生, 王忠, 刘玉机. 水体金属污染潜在危害: 应用沉积学方法评价[J]. *环境科技*, 1989, 9(1): 16-25
- [26] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 张成江. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J]. *环境科学与技术*, 2008, 31(2): 112-115
- [27] 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(1): 221-226
- [28] 吴洋, 杨军, 周小勇, 雷梅, 徐婷, 宋波. 都安县玉米籽粒重金属累积特征与健康风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(11): 2048-2054
- [29] 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, 561(8): 254-265
- [30] 任传义, 程军勇, 张延平, 倪张林, 屈明华. 竹笋地土壤重金属污染潜在生态风险及食用笋健康风险评估[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(5): 855-862
- [31] 张友青, 李凯利, 刘兴泉, 王昭君, 吴俊, 陆品. 浙江省毛笋干有害物质污染及健康风险评估[J]. *浙江农林大学学报*, 2017, 34(1): 178-184
- [32] US EPA (US Environmental Protection Agency). Regional removal management level (RML) summary table[S]. Philadelphia: United States Environmental Protection Agency, 2015
- [33] Muthusamy S, Peng C, Ng J C. The binary, ternary and quaternary mixture toxicity of benzo(a)pyrene, arsenic, cadmium and lead in HepG2 cells[J]. *Toxicology Research*, 2016, 5(2): 703-713
- [34] Zeng Y L, Wang L, Jiang L, Cai X Y, Li Y. Joint toxicity of lead, chromium, cobalt and nickel to *Photobacterium phosphoreum* at No observed effect concentration [J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2015, 95(2): 260-264
- [35] 汪庆华, 董岩翔, 周国华, 郑文. 浙江省土壤地球化学基准值与环境背景值[J]. *生态与农村环境学报*, 2007, 23(2): 81-88
- [36] 中华人民共和国卫生部. GB 2762-2012 食品安全国家标准《食品中污染物限量》[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012
- [37] 中华人民共和国环境保护部. GB 15618-2008 土壤环境质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008
- [38] Vojtková H, Myšková P, Gelbíčová T, Skočková A, Koláčková I, Karpíšková R. Occurrence and characterization of food-borne pathogens isolated from fruit, vegetables and sprouts retailed in the Czech Republic[J]. *Food Microbiology*, 2017, 63(1): 147-152

- [39] 翟婉璐. 不同年限覆盖雷竹林土壤性质变化过程及其对生物物质空间布局的影响[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2017
- [40] 王波, 李琴, 朱炜, 陈文海, 祝虹梁, 沈泉, 朱安明, 赵建诚. 毛竹林覆盖经营对土壤养分含量、酶活性及微生物生物量的影响[J]. 林业科学, 2019, 55(1): 110-118
- [41] 刘昭兵, 纪雄辉, 田发祥, 彭华, 吴家梅, 石丽红, 李永华. 石灰氮对镉污染土壤中镉生物有效性的影响[J]. 生态环境学报, 2011, 20(10): 1513-1517
- [42] 刘军, 冯秀智, 史磊, 张燕萍. 生石灰用量对早竹林土壤酸碱度及有效态重金属含量的影响[J]. 浙江林业科技, 2017, 37(2): 55-59
- [43] 吴倩. 浙江省竹笋加工产品中部分有害物质风险评估[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2014
- [44] 程琳. 石灰施用对雷竹林土壤氮磷转化及流失的影响研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2013
- [45] 郭子武, 王为宇, 杨清平, 李迎春, 陈双林. 林地覆盖对雷竹林土壤碳氮磷化学计量特征的影响[J]. 广西植物, 2013, 33(5): 627-632

Effects of Lime Nitrogen on Potential Ecological Risk of Heavy Metal Pollution in *Phyllostachys violascens* Stands Soil and Health Risk of Bamboo Shoot

WU Zhiwei ZHU Qin YANG Ping*

(State Key Laboratory of Subtropical Silviculture, Zhejiang A&F University, Hangzhou, Zhejiang 311300)

Abstract: In order to explore the potential ecological risk of heavy metal pollution in soil and the health risk of heavy metals in edible *Phyllostachys violascens* shoots under mulching cultivation and the application of lime nitrogen, three main *Phyllostachys violascens* shoot producing areas in Deqing County, Zhejiang Province were selected to be sampling sites. The contents of Cr, As, Hg, Ni, Cd and Pb in *Phyllostachys violascens* soil and *Phyllostachys violascens* shoots under three different management modes (no mulching, mulching and applying lime nitrogen after mulching cultivation) were determined by ICP-MS method. The results demonstrated that heavy metal content in the soil of three different management modes followed the order of was Cr > Pb > Ni > As > Cd > Hg, mulching led to the soil acidification and heavy metal enrichment, but the application of lime nitrogen could diminish the enrichment level of the soil. After mulching cultivation, the maximum contents of six heavy metals in bamboo shoots were 0.23, 0.06, 0.01, 0.65, 0.04 and 0.10 mg·kg⁻¹, respectively. Within the limits of the Standard Forest Food Quality and Safety guidelines (LY/T 1777-2008) and the Food Safety National Standard Food contaminant limits (GB 2762-2012). Lime nitrogen can reduce the accumulation of heavy metals in bamboo shoots under mulching cultivation. The comprehensive potential ecological hazard index of heavy metals in soil under mulching cultivation decreased significantly after the application of lime nitrogen. The health hazard index (HI) of 6 heavy metals ingested by bamboo shoots was lower than the maximum acceptable level recommended by US EPA (1.0), and there was no significant health risk. The results showed that the application of lime nitrogen could alleviate the pollution of heavy metals caused by mulching cultivation. This study provides a scientific basis for the application of lime nitrogen in forestry production.

Keywords: *Phyllostachys violascens*, lime nitrogen, heavy metal, potential ecological risk, health risk assessment