DOI: 10.19812/j.cnki.jfsq11-5956/ts.20251224004
引用格式: 刘贵荣, 刘文政, 付贤杰, 等. 贵州省 18 种食用菌中 3 种重金属的含量特征及膳食风险评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2026, 17(6): 58–67.
LIU GR, LIU WZ, FU XJ, *et al*. Content characteristics and dietary risk assessment of 3 kinds of heavy metals in 18 kinds of edible fungi species from Guizhou Province [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2026, 17(6): 58–67. (in Chinese with English abstract).

贵州省 18 种食用菌中 3 种重金属的含量特征及膳食风险评估

刘贵荣, 刘文政, 付贤杰, 周立强*
(贵州省疾病预防控制中心, 贵阳 550004)

摘 要: 目的 评估贵州省 18 种食用菌中铅(Pb)、镉(Cd)、汞(Hg)的含量特征和生物可给性对膳食风险的影响。**方法** 采取体外生理学提取试验(physiologically based extraction test, PBET)的方法, 将提取前后的含量数据代入健康风险评估模型, 量化胃肠道消化过程中 3 种金属元素的含量变化。**结果** Pb、Cd、Hg 3 种重金属的含量范围分别为 0.0116~0.4575、0.0031~0.7749、0~0.0264 mg/kg, 结合生物可给性数据后, 下降至 0~0.1942、0~0.4548、0~0.0187 mg/kg; 同时, 预估每日摄入量(estimated daily intake, EDI)均值分别降低了 39.05%、55.25%、80.69%, 目标危害系数(target hazard quotient, THQ)均值与目标致癌风险(target cancer risk, TCR)均值分别降低了 39.05%、55.25%、77.03%(成人与儿童降幅相同)。**结论** 本批次食用菌样品存在一定程度的重金属污染, 但经模拟消化后, 健康风险评估结果进一步降低, 需要重点关注香菇、姬松茸、羊肚菌、竹荪中的重金属污染情况。需要指出的是, 相比于成人, 儿童群体的膳食健康风险更值得被重视。

关键词: 体外消化模型; 膳食风险评估; 贵州省; 食用菌; 重金属

Content characteristics and dietary risk assessment of 3 kinds of heavy metals in 18 kinds of edible fungi species from Guizhou Province

LIU Gui-Rong, LIU Wen-Zheng, FU Xian-Jie, ZHOU Li-Qiang*
(*Guizhou Center for Disease Control and Prevention*, *Guiyang* 550004, *China*)

ABSTRACT: Objective To evaluate the content characteristics of lead (Pb), cadmium (Cd) and mercury (Hg) in 18 kinds of edible fungi species from Guizhou Province, as well as the impacts of their bioaccessibility on dietary risks. **Methods** Physiologically based extraction test (PBET) was employed to simulate gastrointestinal digestion. Concentration data of the 3 kinds of heavy metals before and after extraction were substituted into a health risk assessment model to quantify changes in their content during the digestive process. **Results** The concentration

收稿日期: 2025-12-24
基金项目: 贵州省疾病预防控制中心青年基金课题项目(2025-E-1)
第一作者: 刘贵荣(1993—), 女, 硕士, 主管技师, 主要研究方向为食品安全与环境检测。E-mail: 1174651802@qq.com
***通信作者:** 周立强(1996—), 男, 硕士, 主管技师, 主要研究方向为食品安全与环境检测。E-mail: 13951348482@qq.com

ranges of the 3 kinds of heavy metals, Pb, Cd and Hg, were 0.0116–0.4575, 0.0031–0.7749 and 0–0.0264 mg/kg, respectively. After incorporating the bioaccessibility data, the ranges decreased to 0–0.1942, 0–0.4548 and 0–0.0187 mg/kg, respectively. Meanwhile, the mean values of the estimated daily intake (EDI) were reduced by 39.05%, 55.25% and 80.69%, respectively, and the mean values of the target hazard quotient (THQ) and target cancer risk (TCR) were decreased by 39.05%, 55.25% and 77.03%, respectively, with the same reduction rates observed in both adults and children. **Conclusion**　The edible mushroom samples in this batch exhibit a certain degree of heavy metal contamination. However, after simulated gastrointestinal digestion, the results of health risk assessment are further reduced. Special attention should be paid to heavy metal contamination in *Lentinus edodes*, *Agaricus blazei*, *Morchella esculenta* and *Dictyophora indusiata*. Notably, the dietary health risks to children deserve more attention compared to adults.

KEY WORDS: *in vitro* digestion model; dietary risk assessment; Guizhou Province; edible fungi; heavy metals

0　引　言

贵州省作为我国西南地区食用菌的主产省份, 依托喀斯特地貌特有的温湿条件和丰富的木质纤维素类农林废弃物, 形成了涵盖羊肚菌、竹荪等特色品种的多元化产业体系[1]。然而研究表明, 食用菌在生长过程中对重金属表现出较强的吸附能力[2–3]。Pb、Cd、Hg 等重金属元素可通过“土壤-菌丝体-子实体”迁移路径累积[4], 其中 Cd 在羊肚菌中的富集强度尤为突出[5]。TURHAN 等[6]曾对土耳其 73 种野生食用菌中的重金属进行含量测定, 发现 Cd 和 Pb 的浓度高于当地规定限值。SENLIA 等[7]对罗马尼亚西部的 4 种常见食用菌进行多元素分析, 结果发现 Hg 含量超标并存在非致癌风险。这些特征使得食用菌既是高附加值农产品, 也可能成为重金属膳食暴露的重要载体[8]。

当前食品中的重金属健康风险评价普遍采用基于污染物总浓度的暴露评估模型, 该方法存在显著局限性: 人体实际暴露水平取决于重金属在胃肠环境中的生物可给性, 即污染物从食品基质中释放并进入肠上皮吸收相的比例[9]。若忽视这一关键参数, 可能导致风险误判。例如, 镉结合蛋白在转基因大肠杆菌中的表达, 可显著增强其对镉的生物吸附能力, 使得基于生物可给性的风险评估结果显著低于基于总含量的评估结果[10]。还有研究显示, 基于总浓度的风险评估可能高估羊肚菌的镉暴露风险达 2.3 倍[11]。此外, 生物可给性受多重因素调控,　如菌类品种差异, 竹荪对 Hg 的富集系数达 8.3, 而平菇仅 1.4[12]; 消化阶段特异性, 如胃相酸性环境促进离子态释放, 肠相 pH 升高导致再沉淀[13]; 基质组分相互作用, 如纤维素和几丁质可能通过吸附作用降低生物有效性[14–15]。

基于上述研究存在的局限, 本研究选取贵州省市售 18 种食用菌(涵盖人工栽培与野生品种), 采用体外生理学提取试验(physiologically based extraction test, PBET)[16], 结合电感耦合等离子体质谱法(inductively coupled plasma mass spectrometry, ICP-MS), 定量分析食用菌样本和胃肠道消化液中 Pb、Cd、Hg 的含量, 并结合生物可给性数据, 代入健康风险评估模型, 构建“总浓度-生物可给性-暴露剂量”三级风险评估体系。研究结果可为修订 GB 2762—2022《食品安全国家标准 食品中污染物限量》中食用菌重金属限量提供数据支撑, 同时指导消费者通过品种选择降低暴露风险。

1　材料与方法

1.1　材料、试剂与仪器

Cd、Hg、Pb、Sc、In、Ge 单元素标准物质溶液(质量浓度为 1000 μg/mL, 国家有色金属及电子材料分析测试中心); 食用菌中元素成分分析标准物质(GBW10247, 回收率为 80%~120%)、人工唾液、人工胃液、人工十二指肠液、人工胆汁(上海源叶生物科技有限公司); 硝酸、盐酸、过氧化氢、碳酸氢钠(优级纯, 国药集团化学试剂有限公司); 水相针式过滤器(0.22 μm, 上海安谱实验科技股份有限公司); 所有溶液均采用超纯水制备。

iCAP-Q 电感耦合等离子体质谱仪(美国 Thermo Fisher Scientific 公司); Ethos A 微波消解系统(意大利 Milestone 公司); Milli-Q integral 超纯水处理系统(美国 Millipore 公司); AL204 分析天平(精度 0.1 mg, 美国 Mettler 公司); VL-220R 冷冻离心机(中国 MKE 公司); DMV-16 恒温振荡器(中国 Keyin Tech 公司)。

1.2　实验方法

1.2.1　样品采集

18 种食用菌样品采自贵州省各个市(州)的食用菌种植基地, 在每个种植基地内采用随机布点法设置 10 个采样点, 每个采样点随机采集不低于 500 g 样品, 每个种植基地所采样品制成一个混合样, 共计 180 份样本(采样位置如图 1 所示)。取可食部分用超纯水清净, 沥干, 粉碎, 装

入聚乙烯塑料瓶中冷冻(–18 ℃)保存。

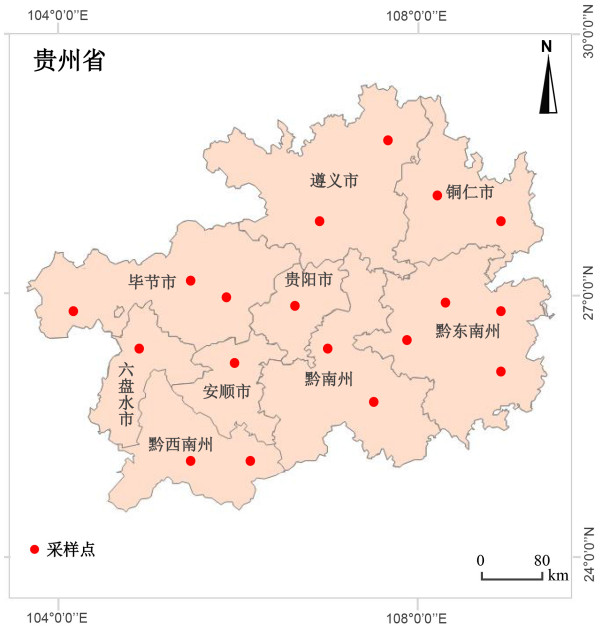


图 1 食用菌样本采样点分布图

Fig.1 Distribution map of sampling points for edible fungi samples

1.2.2 重金属元素总量的测定

将 0.5 g 食用菌样品置于特氟龙反应器中，加入 4 mL 14 mol/L 硝酸溶液预溶 4 h 后，再加入 1 mL 体积分数为 30%过氧化氢溶液，然后置于微波消解系统中孵育 60 min (1600 W, 180 ℃)。待消解程序结束后，冷却开盖，将得到的消解液用纯水定容至 25 mL，摇匀后过滤，取滤液采用 ICP-MS 仪进行测定。

1.2.3 体外消化模拟实验

先将 0.5 g 食用菌样品加入到 5 mL 唾液中并孵育 10 min 以代表口腔中的消化；然后加入 10 mL 胃液，并将混合物振摇 2 h 以代表胃中的消化；最后，向混合物中加入 10 mL 十二指肠液、5 mL 胆汁和 2 mL 碳酸氢钠溶液，振摇 4 h，以代表在小肠中的消化，通过向混合物中加入 0.1 mL 6 mol/L 盐酸溶液以终止消化过程。在以上消化过程中，混合物全在 37 ℃条件下振荡(60 r/min)孵育，将最终获得的混合物以 3000 r/min 离心 5 min，取上清液摇匀过滤并进行测定。生物可给性公式如式(1)所示:

$$生物可给性/\%=\frac{C\times V}{C_v\times M}\times 100\% \quad (1)$$

式中: C 为消化液中重金属质量浓度, mg/L; V 为消化液最终的总体积, L; C_v 为食用菌中的重金属浓度, mg/kg; M 为用于体外消化的食用菌的总质量, kg。

1.2.4 重金属污染评价

(1)单因子污染指数法

单一重金属元素的污染程度采用单因子污染指数(P_i)法进行评价，P_i 是通过计算单个污染物的污染指数，来判断该污染物是否超标以及超标程度的方法，其计算见公式(2):

$$P_i=\frac{C_i}{S_i} \quad (2)$$

式中: P_i 为重金属元素 i 的单因子污染指数; C_i 为重金属元素 i 的浓度测量值, mg/kg; S_i 为污染物 i 的评价标准值, mg/kg，见表 1。当 $P_i\leqslant 1$ 时，表明研究对象未受到重金属污染；若 $P_i>1$ 时，表明研究对象已受到重金属污染，且污染程度与 P_i 呈正相关。本研究以 GB 2762—2022《食品安全国家标准 食品中污染物限量》为食用菌中的重金属含量评价标准: Pb 为 1 mg/kg; Cd 为 0.5 mg/kg; Hg 为 0.1 mg/kg。

(2)内梅罗综合污染指数法

利用内梅罗综合污染指数法对食用菌中重金属元素污染程度进行综合评价，内梅罗综合污染指数法是在 P_i 的基础上，综合考虑多种污染物的平均污染水平和最严重污染物的污染程度，从而反映整体污染状况的方法，计算公式如式(3):

$$P=\sqrt{\frac{P_{ave}^2+P_{max}^2}{2}} \quad (3)$$

式中: P 为内梅罗综合污染指数; P_{ave} 为重金属元素 P_i 的平均值; P_{max} 为重金属元素 P_i 的最大值；评价标准分为 5 个等级，见表 1。

表 1 金属污染物分级标准

Table 1 Grades standards for metal pollutant pollution

分级	单项污染		综合污染	
	污染指数	污染等级	污染指数	污染等级
1	$P_i\leqslant 0.7$	优良	$P\leqslant 0.7$	安全
2	$0.7<P_i\leqslant 1.0$	清洁	$0.7<P\leqslant 1.0$	警戒线
3	$1.0<P_i\leqslant 2.0$	轻度污染	$1.0<P\leqslant 2.0$	轻度污染
4	$2.0<P_i\leqslant 3.0$	中度污染	$2.0<P\leqslant 3.0$	中度污染
5	$P_i>3.0$	重度污染	$P>3.0$	重度污染

1.2.5　膳食健康风险评价模型

(1)预估每日摄入量

预估每日摄入量(estimated daily intake, EDI)是通过假定每人每天平均摄入量来计算所有的风险限值和因素, 计算见公式(4):

$$\mathrm{EDI}=\frac{M_{\mathrm{C}}\times \mathrm{IR}}{B_{\mathrm{W}}} \tag{4}$$

式中: M_{C} 为重金属元素的浓度测量值, mg/kg; IR 为食用菌平均日摄入量(average daily intake), 成人为 80 g/day, 儿童(6 岁以下)为 26.7 g/d [17]; B_{W} 为平均体重, kg, 中国成人平均体重为 61.6 kg, 儿童为 18.7 kg[18]。将 EDI 与美国环境保护署和世界卫生组织推荐的 R_{FD}[人体终生持续暴露在该剂量水平的污染物环境下, 而不会发生非致癌有害效应的剂量, R_{FD}(Pb)=0.0035 mg/(kg/d)[19], R_{FD}(Cd)=0.001 mg/(kg/d)[20], R_{FD}(Hg)=0.0003 mg/(kg/d)[21]]相比, 当人体平均日摄入量超出 R_{FD} 时, 则表明该污染物可引起人体的健康风险, 而健康风险指数越大则表明该污染物对人体健康风险越大[22]。

(2)目标危害系数

使用目标危害系数法(target hazard quotient, THQ)对食用菌中的单一重金属和多种重金属进行健康风险评估。单一重金属的健康风险 THQ 和多种重金属的复合健康风险(total target hazard quotient, TTHQ)的计算见公式(5)~(6):

$$\mathrm{THQ}=\frac{\mathrm{EDI}}{R_{\mathrm{FD}}}\times 10^{-3} \tag{5}$$

$$\mathrm{TTHQ}=\sum \mathrm{THQ} \tag{6}$$

当 THQ<1 时, 表示暴露量未超过不良反应阈值, 风险较低; 当 THQ≥1 时, 表明暴露人群很可能面临健康风险。当 TTHQ>1 时, 表示暴露量对人体健康的危害较大。摄入食用菌对人体健康造成的风险水平与 TTHQ 值呈正相关。

(3)目标致癌风险

目标致癌风险(target carcinogenic risk, TCR), 用于评估终身接触致癌物的潜在风险。利用经口斜率因子而不是经口参考剂量来计算暴露个体的估计终生癌症风险, 其计算见公式(7):

$$\mathrm{TCR}=\mathrm{EDI}\times \mathrm{OSF}\times 10^{-3} \tag{7}$$

式中: OSF 为经口斜率因子(oral slope factor): Pb 为 0.0085 mg/(kg/d)、Cd 为 0.38 mg/(kg/d); Hg 为 1.0 mg/(kg/d)[22–23]. 风险类别: TCR<1×10^{-6} 为非显著风险; 1×10^{-6}≤TCR<1×10^{-4} 为具有一定致癌风险, TCR≥1×10^{-4} 为高致癌风险。

1.3　数据处理

采用 SPSS 27.0 进行统计分析, 每份样品平行测定 3 次, Microsoft Excel 2021.3.61.40 版本和 https://cnsknowall.com 网站完成表格及图片的制作。

2　结果与分析

2.1　模拟消化前后 3 种重金属的含量情况和生物可给性

将 180 份食用菌样品分别按照 1.2.1、1.2.2 及 1.2.3 所述操作步骤进行前处理与含量测定, 结果如表 2 所示。18 种食用菌样品中, Pb、Cd、Hg 的含量范围分别为 0.0116~0.4575、0.0031~0.7749、0~0.0264 mg/kg; 经 PBET 体外模拟胃肠消化处理后, 3 种重金属的含量范围均明显下降, 分别降至 0~0.1942、0~0.4548、0~0.0187 mg/kg, 对应的生物可给性范围分别为 42.45%~94.18%、27.59%~75.16%、9.30%~70.83%。这一结果表明, 食用菌中 3 种重金属可被人体胃肠道吸收利用的部分(生物可给性部分)显著低于其总含量, 提示基于总浓度的风险评估可能高估实际暴露风险。

依据 GB 2762—2022 中 3 种重金属的限值要求进行判定, 除姬松茸样品中 Cd 总含量(0.7749 mg/kg)略高于国家标准限值外, 其余所有食用菌样品中 Pb、Cd、Hg 的含量均符合规定限值。姬松茸 Cd 含量偏高的主要原因, 可能与其所属伞菌属蘑菇的生物学特性相关—该属真菌在其子实体中对 Cd 具有较强的生物富集能力[24]; 而重金属 Cd 的来源主要指向姬松茸的栽培基质, 已有研究证实, 食用菌子实体内 Cd 含量与培养料中 Cd 含量存在显著正相关关系[25]。Pb 在所有 180 份食用菌样品中均有检出, 表明食用菌对 Pb 的吸附能力较强, 其次为 Cd 和 Hg。18 种食用菌中, 猴头菇样品中 3 种重金属的总含量最低, 提示其对重金属的富集能力最弱; 而姬松茸对 3 种重金属的富集能力最强, 这一研究结果与李冰茹等[23]的报道一致。鉴于 3 种重金属在多数食用菌样品中均有不同程度检出, 且部分样品(姬松茸)存在 Cd 含量超限的情况, 因此, 有必要进一步对贵州省市售食用菌的食用安全性进行系统评估。

2.2　模拟消化前后 18 种食用菌的食用安全性评价结果

2.2.1　3 种重金属的单因子污染指数和综合污染指数比较

如图 2 所示, 所有食用菌样品经体外模拟消化处理后, 其消化液中各重金属元素的单因子污染指数及综合污染指数均呈现显著降低趋势。整体而言, 绝大部分食用菌原样中, 各重金属元素的单因子污染指数均小于或远小于 1.0, 表明此类食用菌样品的重金属污染等级为清洁, 无明显重金属污染现象。值得关注的是, 由于姬松茸样品中 Cd 含量超出 GB 2762—2022 标准限值, 其 Cd 的单因子污染指数也相应偏高, 达 1.55; 受此影响, 姬松茸原样的综合污染指数亦处于较高水平, 为 1.92。经体外模拟消化处理后, 姬松茸的单因子污染指数及综合污染指数均显著下降, 分别降至 0.91 和 1.09, 降幅明显, 但综合污染指数仍处于安全限值附近, 提示姬松茸仍存在一定的食用安全风险, 需引起重点关注。此外, 香菇、羊肚菌和竹荪 3

表 2 模拟消化前后 3 种重金属的含量比较及生物可给性

Table 2 Comparison of the content of 3 kinds of heavy metals before and after simulated digestion and their bioaccessibility

编号	食用菌名称	分析阶段	Pb	Cd	Hg
1	金针菇	消化前/(mg/kg)	0.1460±0.0209	0.0050±0.0009	0.0012±0.0003
		消化后/(mg/kg)	0.1031±0.0160	ND	ND
		生物可给性/%	70.62	/	/
2	杏鲍菇	消化前/(mg/kg)	0.3060±0.0460	0.0162±0.0021	0.0012±0.0002
		消化后/(mg/kg)	0.1870±0.0290	ND	ND
		生物可给性/%	61.11	/	/
3	黄菇	消化前/(mg/kg)	0.0533±0.0090	0.0057±0.0009	0.0006±0.0001
		消化后/(mg/kg)	ND	ND	ND
		生物可给性/%	/	/	/
4	猪肚菇	消化前/(mg/kg)	0.1544±0.0235	0.0936±0.0140	0.0054±0.0009
		消化后/(mg/kg)	0.0951±0.0150	ND	0.0010±0.0002
		生物可给性/%	61.59	/	18.52
5	草菇	消化前/(mg/kg)	0.2700±0.0410	0.0102±0.0016	0.0264±0.0038
		消化后/(mg/kg)	0.1714±0.0260	ND	0.0187±0.0030
		生物可给性/%	63.48	/	70.83
6	香菇	消化前/(mg/kg)	0.0142±0.0022	0.4288±0.0640	0.0043±0.0007
		消化后/(mg/kg)	0.0094±0.0015	0.2902±0.0450	0.0004±0.0001
		生物可给性/%	66.20	67.68	9.30
7	鹿茸菇	消化前/(mg/kg)	0.0352±0.0055	0.0378±0.0060	ND
		消化后/(mg/kg)	0.0230±0.0035	0.0235±0.0040	ND
		生物可给性/%	65.34	62.17	/
8	赤松茸	消化前/(mg/kg)	0.4575±0.0606	0.1286±0.0190	0.0039±0.0006
		消化后/(mg/kg)	0.1942±0.0300	0.0769±0.0120	0.0005±0.0001
		生物可给性/%	42.45	59.80	12.82
9	黑皮鸡枞菌	消化前/(mg/kg)	0.1338±0.0200	0.0087±0.0015	0.0079±0.0014
		消化后/(mg/kg)	0.0960±0.0145	0.0024±0.0004	0.0040±0.0000
		生物可给性/%	71.75	27.59	50.63
10	毛木耳	消化前/(mg/kg)	0.0374±0.0060	0.0031±0.0006	ND
		消化后/(mg/kg)	0.0200±0.0050	0.0020±0.0005	ND
		生物可给性/%	53.48	64.52	/
11	黑木耳	消化前/(mg/kg)	0.0729±0.0110	0.0241±0.0037	ND
		消化后/(mg/kg)	0.0600±0.0110	0.0180±0.0030	ND
		生物可给性/%	82.30	74.69	/
12	双孢菇	消化前/(mg/kg)	0.0475±0.0072	0.0177±0.0030	0.0099±0.0017
		消化后/(mg/kg)	0.0400±0.0060	0.0124±0.0020	0.0015±0.0002
		生物可给性/%	84.21	70.06	15.15
13	平菇	消化前/(mg/kg)	0.0275±0.0045	0.1544±0.0235	0.0012±0.0003
		消化后/(mg/kg)	0.0160±0.0050	0.0882±0.0130	0.0002±0.0000
		生物可给性/%	58.18	57.12	16.67
14	姬松茸	消化前/(mg/kg)	0.1061±0.0160	0.7749±0.1165	0.0264±0.0040
		消化后/(mg/kg)	0.0570±0.0090	0.4548±0.0700	0.0124±0.0004
		生物可给性/%	53.72	58.69	46.97

表 2(续)

编号	食用菌名称	分析阶段	Pb	Cd	Hg
15	羊肚菌	消化前/(mg/kg)	0.1825±0.0275	0.4911±0.0740	0.0020±0.0004
		消化后/(mg/kg)	0.1055±0.0040	0.2253±0.0350	0.0002±0.00001
		生物可给性/%	57.81	45.88	10.00
16	竹笋	消化前/(mg/kg)	0.1409±0.0211	0.4102±0.0620	0.0056±0.0010
		消化后/(mg/kg)	0.1327±0.0200	0.3083±0.0500	0.0008±0.0001
		生物可给性/%	94.18	75.16	14.29
17	猴头菇	消化前/(mg/kg)	0.0116±0.0018	0.0098±0.0020	ND
		消化后/(mg/kg)	0.0064±0.0014	0.0073±0.0015	ND
		生物可给性/%	55.17	74.49	/
18	金耳	消化前/(mg/kg)	0.0348±0.0055	0.0072±0.0012	ND
		消化后/(mg/kg)	0.0192±0.0030	0.0049±0.0008	ND
		生物可给性/%	55.17	68.06	/

注: ND 表示未检出, /表示当前数据不能参与计算。

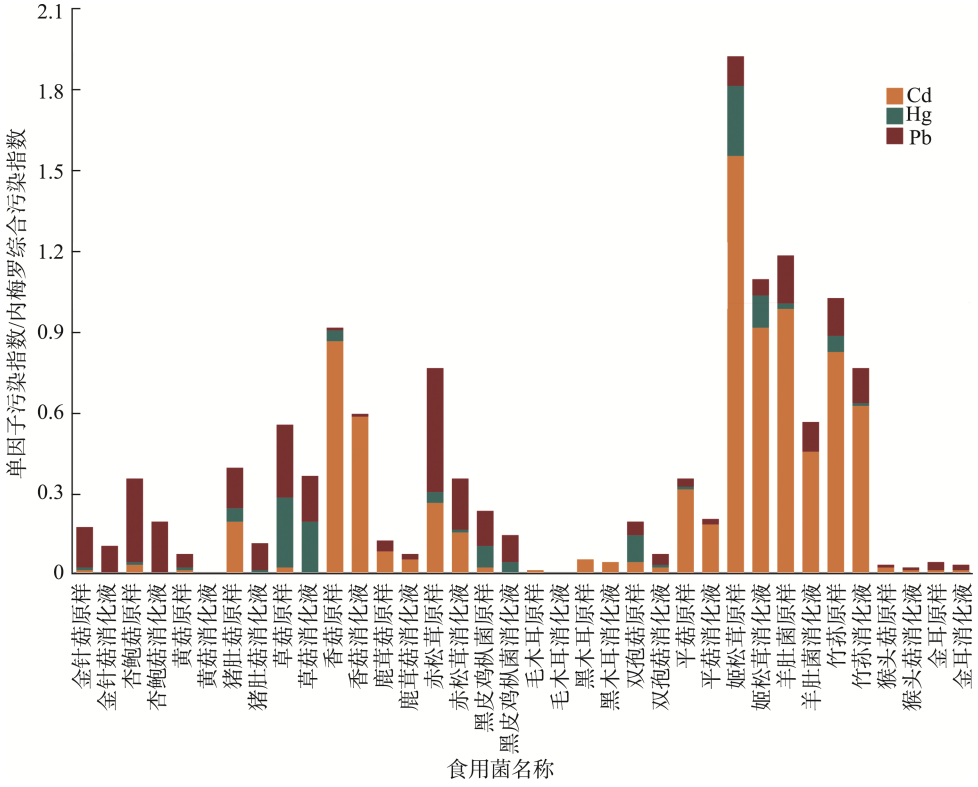


图 2　模拟消化前后 3 种重金属的单因子污染指数和综合污染指数比较

Fig.2　Single-factor pollution index and comprehensive pollution index for the 3 kinds of heavy metals before and after simulated digestion

种食用菌原样的综合污染指数均超过 1.0, 这一现象主要归因于其各自 Cd 的单因子污染指数偏高, 该研究结果与现有相关报道一致[26]。经体外模拟消化处理后, 上述 3 种食用菌消化液中的重金属综合污染指数均降至 1.0 以下, 表明经人体胃肠道消化吸收后, 其重金属实际暴露量较低, 日常合理摄入此类食用菌的食用安全性较高。

2.2.2　3 种重金属的 EDI 比较

随着食用菌消费量的持续攀升, 人体通过膳食途径接触其所含污染物的潜在风险亦随之增加[27]。为科学评估此类膳食暴露对人体健康的潜在影响, 本研究基于 Pb、Cd、Hg 3 种重金属元素的 EDI, 对人体实际暴露水平进行了定量估算, 结果如图 3 所示: 多数食用菌样品中, 3 种重金属的预估 EDI 均低于其对应参考剂量, 提示日常摄入此类食用菌所致的重金属暴露健康风险整体较低。值得重点关注的是, 姬松茸原样中 Cd 的 EDI 普遍超出其对应 R_{FD} 限值; 但经体外模拟胃肠消化处理后, 消化液中 Cd 的 EDI 显著下降, 降至安全暴露区间内。同时, 模拟消化后, Pb、Cd、Hg 的 EDI 均值分别降低 39.05%、55.25%、

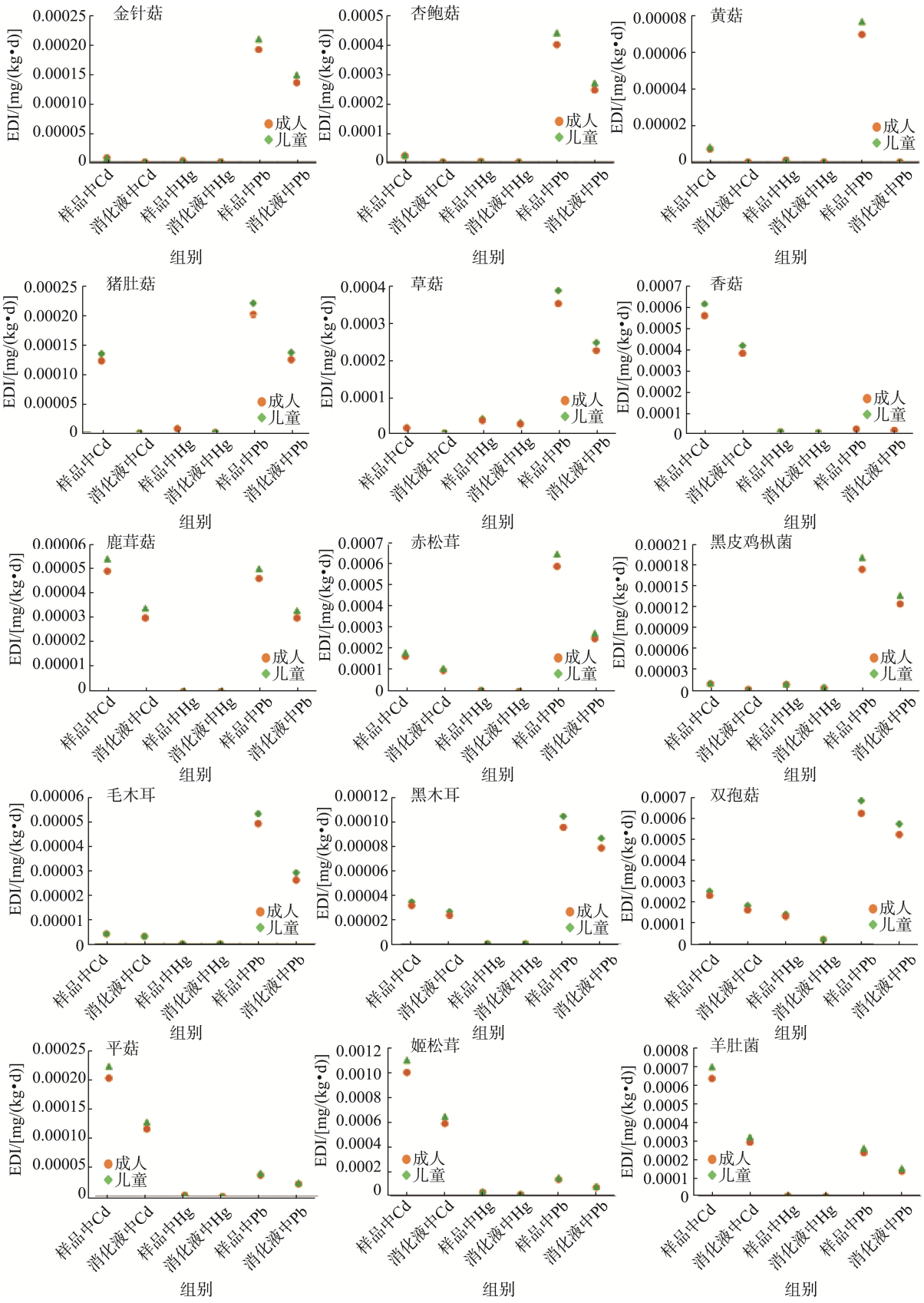


图 3 模拟消化前后 3 种重金属在成人及儿童群体里中的 EDI 值比较[mg/(kg • d)]

Fig.3 Comparison of the EDI values for the 3 kinds of heavy metals in adult and child populations before and after simulated digestion [mg/(kg • d)]

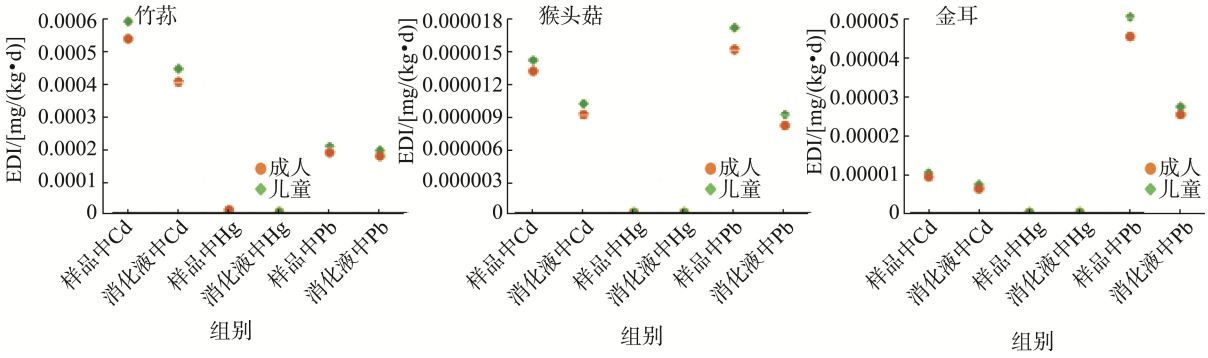


图 3(续)　模拟消化前后 3 种重金属在成人及儿童群体里中的 EDI 值比较[mg/(kg•d)]

Fig.3　Comparison of the EDI values for the 3 kinds of heavy metals in adult and child populations before and after simulated digestion [mg/(kg•d)]

80.69%，且成人与儿童群体的降幅一致。这一结果进一步佐证，人体对食用菌中重金属的实际吸收利用量远低于样品中重金属的总含量，表明日常合理摄入此类食用菌并不会对人体健康造成显著危害。需特别强调的是，所有暴露评估结果均显示，儿童群体的重金属膳食暴露风险显著高于成人群体。基于此，建议在膳食管理中重点控制儿童的食用菌摄入总量与频次，以此降低其重金属膳食暴露的潜在健康风险。

2.2.3　3 种重金属的 THQ 比较

由图 4 可知，绝大部分食用菌样品中单一重金属的 THQ 均小于 1，表明单一重金属对人体的非致癌风险较低。此外，消化液中单一重金属的 THQ 相较于样品原样均有显著降低，具体降幅分别为 Pb: 39.05%、Cd: 55.25%、Hg: 77.03%，且成人与儿童群体的降幅一致。值得注意的是，姬松茸原样中镉的 THQ 及 TTHQ 均大于 1，其中成人组 THQ 为 1.006、TTHQ 为 1.160，儿童组 THQ 为 1.106、TTHQ 为 1.276，提示姬松茸原样存在一定的综合非致癌风险；但经体外模拟消化处理后，其对应指标均显著降低，成人组 THQ 和 TTHQ 分别降至 0.591 和 0.665，儿童组降至 0.649 和 0.732，风险水平得到明显缓解。这一结果再次印证，食物本身所含化学污染物的总含量，与经人体消化系统消化、吸收后实际进入机体并被利用的剂量并非等同，进一步佐证了结合生物可给性开展风险评估的必要性。

2.2.4　3 种重金属的 TCR 比较

对本批次食用菌中 Pb、Cd、Hg 3 种重金属进行 TCR 评估，结果如图 5 所示。整体来看，绝大部分食用菌样品中，3 种重金属在原样及体外模拟消化液中的 TCR 均处于可接受风险范围($\leqslant 1\times10^{-4}$)及以下，表明此类食用菌的重金属致癌风险整体可控；且经模拟消化处理后，Pb、Cd、Hg 的 TCR 均值分别降低 39.05%、55.25%、77.03%，成人与儿童群体的降幅一致，提示日常摄入此类食用菌时，只需合理控制摄入频次与摄入量，即可有效规避潜在致癌风险。需重点关注的是，香菇、姬松茸、羊肚菌、竹荪 4 种食用菌中，Cd 的 TCR 无论在样品原样还是消化液中，检测值均高于可接受风险阈值(1×10^{-4})，且儿童组 TCR 值显著高于成人组，表明这 4 种食用菌中 Cd 污染所致的潜在致癌风险需重点防控。值得

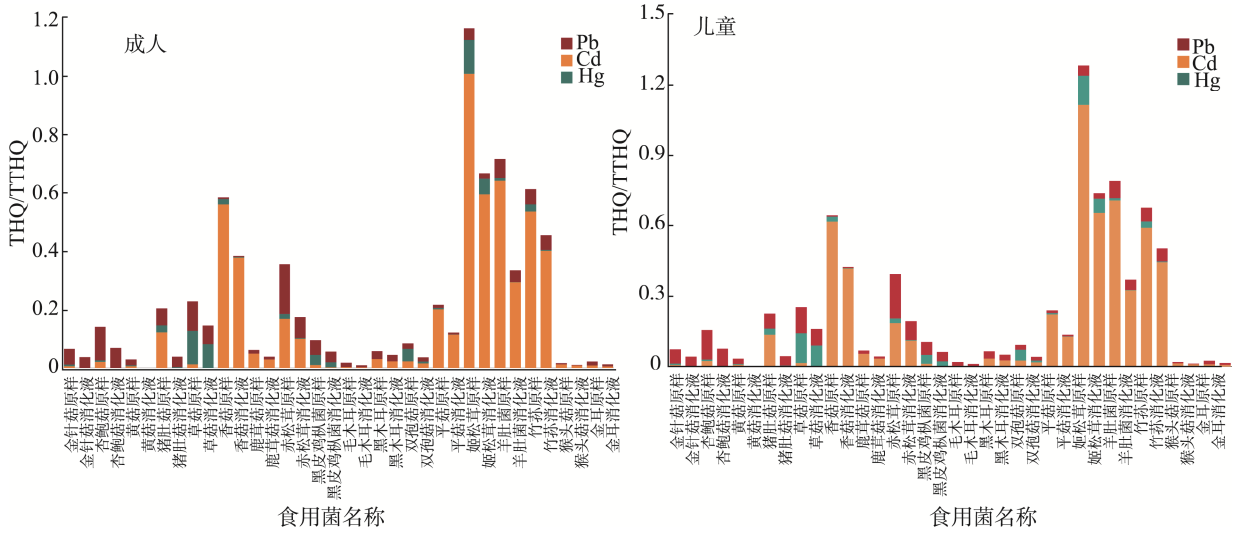
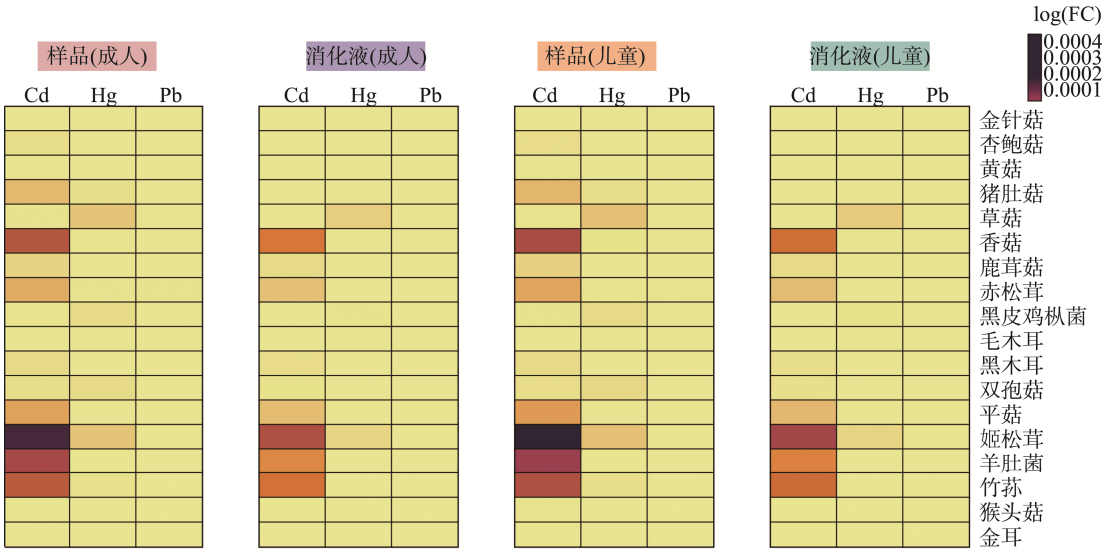


图 4　模拟消化前后 3 种重金属的 THQ 比较

Fig.4　Comparison of the THQ for the 3 kinds of heavy metals in edible mushrooms before and after simulated digestion



注: FC 为差异倍数(fold change)。

图 5 模拟消化前后 3 种重金属的 TCR 比较

Fig.5 Comparison of the TCR for the 3 kinds of heavy metals before and after simulated digestion

注意的是, 姬松茸、羊肚菌、竹荪作为贵州省特色优势食用菌品种, 其 Cd 含量及致癌风险偏高的问题, 与产地环境、栽培基质、产业种植模式等多重环境及产业因素密切相关, 需结合后续研究进一步探究其核心影响机制。

3 结 论

本研究采用 ICP-MS 对贵州省 18 种常见市售食用菌中的 Pb、Cd、Hg 的含量进行了探究, 并结合体外消化模拟实验优化了风险评估的结果。结果表明, 3 种重金属元素在多数食用菌样品中均有不同程度检出, 但整体含量均符合 GB 2762—2022 中的安全限值要求; 仅姬松茸样品中 Cd 的总浓度超出标准限值, 其潜在食用安全风险需重点关注。所有食用菌样品经体外模拟消化处理后, 消化液中 3 种重金属的含量均显著低于样品中重金属总含量, 这一现象明确说明, 食用菌中重金属可被人体胃肠道吸收利用的实际量, 显著低于样品中检测的总含量, 提示基于重金属总浓度的传统风险评估方法存在一定局限性。这也再次清晰印证, 食物中化学污染物的总含量水平, 与经人体消化系统消化、吸收后实际进入机体的暴露剂量并非等同概念。在复杂的胃肠道消化过程中, 重金属污染物的存在形态、食用菌基质组分的协同作用, 以及人体消化液的酸碱度、消化酶活性等多重因素, 均会共同调控重金属的生物可给性; 即便食物中污染物初始含量较高, 也可能因消化过程中的降解、基质吸附或形态转化, 导致最终被人体吸收利用的实际剂量显著低于其在食物样品中的检测总量。这也提示我们, 在评估膳食污染物的健康风险时, 不能仅依据食物中污染物的总量简单判定, 还需结合其实际生物可利用性进行综合分析, 才能更科学地反映真实的暴露风险[28]。

基于生物可给性数据优化后的健康风险评估结果显示, EDI、THQ、TTHQ 及 TCR 均较消化前明显著降低, 但所有评估指标中, 儿童群体的重金属健康风险均高于成人群体, 其潜在暴露风险需引起重点重视。

综合风险评估结果可见, 需重点强化姬松茸中 Cd 含量的源头控制与过程监管; 同时, 香菇、羊肚菌、竹荪中重金属的致癌风险亦需重点关注, 避免长期摄入带来的累积性健康危害。

针对上述问题, 监管部门应建立食用菌产地土壤重金属动态监测机制, 精准管控产地环境风险; 加快推进姬松茸等易富集重金属型食用菌品种的特异性限量标准制定, 完善食用菌重金属安全管控体系; 针对贵州喀斯特地区土壤特性[29–30], 开展土壤重金属改良与生态修复工程, 从源头降低食用菌重金属富集风险。消费者应合理控制高风险食用菌品种的摄入频次, 同时可通过去除菌柄、焯水等预处理措施, 进一步降低重金属膳食暴露风险, 保障饮食安全。

本研究将喀斯特地质背景下的生物地球化学过程与体外消化模型相结合, 这一跨学科研究范式不仅为贵州及类似喀斯特山区的特色农产品(如中药材、果蔬)中重金属风险评估提供了可复制的方法论模板, 更突破了传统风险评估仅聚焦“终端产品检测”的局限, 实现了从“环境赋存机制”到“人体健康效应”的因果链解析, 为山区农业绿色发展中的精准风险管理提供了科学路径。

参考文献

[1] 王芳, 孙晓红, 陶光灿. 贵州省食用菌产业发展状况及对策[J]. 贵州农业科学, 2020, 48(12): 77–81.
WANG F, SUN XH, TAO GC. Development status and countermeasures of edible fungi industry in Guizhou Province [J]. Guizhou Agricultural Sciences, 2020, 48(12): 77–81.

[2] SEYFFERTH AL, MCCLATCHY C, PAUKETT M. Arsenic, lead, and cadmium in U.S. mushrooms and substrate in relation to dietary exposure [J]. Environmental Science & Technology Letter, 2016, 50(17): 9661–9670.

[3] 茶丽娟, 周丹丹, 冯鸿娟, 等. 两种野生食用菌对土壤重金属的富集特征研究[J]. 生态环境学报, 2021, 30(10): 2093–2099.
CHA LJ, ZHOU DD, FENG HJ, *et al*. Study on heavy metal enrichment characteristics of two wild edible fungi from soil [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021, 30(10): 2093–2099.

[4] LIANG G, LIU XH, PAN LG. Assessment of typical heavy metals in human hair of different age groups and foodstuffs in Beijing China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14(8): 914.

[5] LIU X, YU JJ, LU XP, *et al*. Tracing potentially toxic elements in button mushroom cultivation and environmental implications: Insights via stable lead (Pb) isotope analysis [J]. Journal of Cleaner Production, 2024, 479: 144079.

[6] TURHAN E, AKATA I, KUMRA E, *et al*. Heavy metal analysis of wild edible mushrooms grown in Türkiye and assessment of possible carcinogenic and non-carcinogenic risk [J]. Journal of Food Composition and Analysis, 2024, 135: 106581.

[7] SENLIA M, SENLIA L, RESZ MA. Chemical composition and nutritional characteristics of popular wild edible mushroom species collected from North-Western Romania [J]. Journal of Food Composition and Analysis, 2024, 134: 106504.

[8] DOWLATI M, SOBJI HR, ESRAFILI A, *et al*. Heavy metals content in edible mushrooms: A systematic review, meta-analysis and health risk assessment [J]. Trends in Food Science & Technology, 2021, 109: 527–535.

[9] YI SY, LI XN, CHEN WP. From total concentration to bioaccessible load: Reassessing soil heavy metal(loid)s risks through probabilistic exposure approach and toxicokinetic modeling [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 495: 139062.

[10] DONG XB, HUAN G W, BIAN YB, *et al*. Remediation and mechanisms of cadmium biosorption by a cadmium-binding protein from lentinula edodes [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2019, 67(41): 11373–11379.

[11] 饶书恺, 邱树毅, 谢锋. 贵州省栽培食用菌重金属含量的测定及健康风险评价[J]. 食品与发酵工业, 2021, 47(18): 54–58.
RAO SK, QIU SY, XIE F. Determination of heavy metal contents and health risk assessment in cultivated edible fungi from Guizhou Province [J]. Food and Fermentation Industries, 2021, 47(18): 54–58.

[12] 饶书恺. 贵州省食用菌重金属含量调查分析及其影响因素的研究[D]. 贵阳: 贵州大学, 2021.
RAO SK. Investigation and analysis of heavy metal contents in edible fungi and study on their influencing factors in Guizhou Province [D]. Guiyang: Guizhou University, 2021.

[13] RAJASEKAR A, ZHAO C, WU S, *et al*. Removal of high concentrations of zinc, cadmium, and nickel heavy metals by *Bacillus* and *Comamonas* through microbially induced carbonate precipitation [J]. Biodegradation, 2025, 36(3): 1.

[14] LIU D, ZHOU ZY, TING SI, *et al*. Fungal necromass contribution to carbon sequestration in global croplands: A meta-analysis of driving factors and conservation practices [J]. Science of the Total Environment, 2024, 949(000): 10.

[15] SUN LP, CHANG WD, BAO CJ, *et al*. Metal contents, bioaccumulation, and health risk assessment in wild edible boletaceae mushrooms [J]. Journal of Food Science, 2017, 82(6): 1500–1508.

[16] RUBY MV, DAVIS A, SCHOOF R, *et al*. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test [J]. Environmental Science & Technology, 1996, 30(2): 422–430.

[17] 王海鹤, 孙媛媛, 张帅, 等. 贵阳市集中式饮用水源地重金属污染特征及健康风险评价[J]. 生态环境学报, 2022, 31(10): 2039–2047.
WANG HH, SUN YY, ZHANG S, *et al*. Heavy metal pollution characteristics and health risk assessment of centralized drinking water sources in Guiyang City [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2022, 31(10): 2039–2047.

[18] 黄先亮, 赵博, 吴彦蕾, 等. 广西八角中铅、镉、铬含量分析及膳食风险评估[J]. 食品安全质量检测学报, 2022, 13(1): 128–133.
HUANG XL, ZHAO B, WU YL, *et al*. Content analysis and dietary risk assessment of lead, cadmium and chromium in *Illicium verum* from Guangxi [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2022, 13(1): 128–133.

[19] FANG T, ZHU WH, ZHAO XX, *et al*. Effect of cooking methods on bioaccessibility of trace metal(loid)s in abdominal muscle of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) using *in vitro* gastrointestinal digestion [J]. LWT-Food Science and Technology, 2025, 229: 118216.

[20] 叶佳路, 任情, 王潇萌, 等. 川西食用菌重金属含量测定和食用风险评估[J]. 中国无机分析化学, 2024, 14(9): 1272–1280.
YE JL, REN Q, WANG XM, *et al*. Determination of heavy metal contents and dietary risk assessment of edible fungi in Western Sichuan [J]. Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry, 2024, 14(9): 1272–1280.

[21] LE TT, KIM KW, NGUYEN DQ, *et al*. Trace element contamination in rice and its potential health risks to consumers in North-Central Vietnam [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2023, 45(6): 3361–3375.

[22] BHARDWAJ R, ORISAKWE OE, KASOZI KI, *et al*. Descriptive analysis of heavy metals content of beef from eastern Uganda and their safety for public consumption [J]. Frontiers in Nutrition, 2021, 8: 592340.

[23] 李冰茹, 张全刚, 姚真真, 等. 北京市售干食用菌中重金属特征分析及健康风险评价[J]. 现代食品科技, 2020, 36(12): 293–319.
LI BR, ZHANG QG, YAO ZZ, *et al*. Characteristics analysis and health risk assessment of heavy metals in dried edible fungi sold in Beijing [J]. Modern Food Science and Technology, 2020, 36(12): 293–319.

[24] STOKENS K, SCHOLWIN F, JASINSKA A, *et al*. Cadmium mobility in a circular food-to-waste-to-food system and the use of a cultivated mushroom (*Agaricus subrufescens*) as a remediation agent [J]. Journal of Environmental Management, 2019, 245: 48–54.

[25] 黄建成, 应正河, 余应瑞, 等. 姬松茸对重金属的富集规律及控制技术研究[J]. 中国农学通报, 2007, 23(3): 406–409.
HUANG JC, YING ZH, YU YR, *et al*. Study on the enrichment regularity and control technology of heavy metals in *Agaricus blazei* [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2007, 23(3): 406–409.

[26] 尹卫, 尚千涵, 王乐, 等. 青海 QJ 系列羊肚菌及栽培土壤重金属特征和健康风险评价[J]. 菌物学报, 2023, 42(3): 808–822.
YIN W, SHANG QH, WANG L, *et al*. Heavy metal characteristics and health risk assessment of QJ series *Morchella* and their cultivated soils in Qinghai [J]. Mycosystema, 42(3): 808–822.

[27] LIANG G, GONG W, LI B, *et al*. Analysis of heavy metals in foodstuffs and an assessment of the health risks to the general public via consumption in Beijing, China [J]. International Joumal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(6): 909.

[28] SUN L, LIU G, YANG M, *et al*. Bioaccessibility of cadmium in fresh and cooked *Agaricus blazei* Murill assessed by *in vitro* biomimetic digestion system [J]. Food & Chemical Toxicology, 2012, 50(5): 1729–1733.

[29] 李龙, 马丽钧, 周浪, 宋波. 贵州省土壤重金属背景值再研究[J]. 环境化学, 2024, 43(6): 1842–1856.
LI L, MA LJ, ZHOU L, *et al*. Re-study on background values of heavy metals in soils of Guizhou Province [J]. Environmental Chemistry, 2024, 43(6): 1842–1856.

[30] 宋洋, 崔文刚, 刘绥华, 等. 贵州清镇耕地土壤重金属污染风险评价及来源解析[J]. 西南林业大学学报, 2025, 45(1): 78–87.
SONG Y, CUI WG, LIU SH, *et al*. Risk assessment and source analysis of heavy metal pollution in cultivated soil of Qingzhen, Guizhou [J]. Journal of Southwest Forestry University, 2025, 45(1): 78–87.

(责任编辑: 蔡世佳　安香玉)