

中草药种植区土壤及草药中重金属含量状况及评价

褚卓栋^{1,4}, 刘文菊^{1*}, 肖亚兵³, 朱永官², 郑文杰³, 段宇航¹

(1. 河北农业大学资源与环境科学学院, 保定 071000; 2. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 3. 天津出入境检验检疫局, 天津 300201; 4. 廊坊师范学院生命科学学院, 廊坊 065000)

摘要:通过野外调查和室内分析相结合的方法,研究了河北省安国市中草药种植区土壤重金属 As、Hg、Pb、Cd 的含量、空间分布特征及草药中重金属含量状况,以及不同中草药对土壤重金属的累积特征,并对种植区土壤和草药重金属污染程度进行了评价。结果表明,种植区土壤重金属 As、Hg、Pb、Cd 含量均值分别为 12.9、0.036、15.6、0.118 mg·kg⁻¹,均低于相应《土壤环境质量标准》二级标准值;以土壤背景值为标准评价,单项污染指数评价结果显示,16 个中药种植区中土壤 As、Hg、Pb、Cd 达轻度污染的比例分别为 18.75%、43.75%、0%、100%,且 6.25% 的种植区土壤 Hg 污染达到中度水平。综合污染指数评价结果表明,12.5% 种植区土壤重金属污染等级为警戒级,其余各地区均处于轻度污染水平;而以《土壤环境质量标准》二级标准值评价,各种种植区单项污染指数及综合污染指数结果均 < 0.7,土壤环境清洁;绝大多数 (> 95%) 种植区草药样品污染指数 < 1,不同中草药对土壤重金属的累积能力存在明显差异:紫菀、知母对 Cd 的富集系数及白芷、北沙参对 Hg 富集系数均 > 1。因此,在中药 GAP(优良农业生产)基地土壤质量评价过程中,应重视中草药自身特性对重金属吸收和累积的影响。

关键词:中草药;土壤重金属;评价;生物富集

中图分类号:X53; X171.5 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)06-1600-08

Survey and Assessment of Heavy Metals in Soils and Herbal Medicines from Chinese Herbal Medicine Cultivated Regions

CHU Zhuo-dong^{1,4}, LIU Wen-ju¹, XIAO Ya-bing³, ZHU Yong-guan², ZHENG Wen-jie³, DUAN Yu-hang¹

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Agriculture University of Hebei, Baoding 071000, China; 2. Research Center for Eco-Environmental Science, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. Tianjin Entry-Exit Inspection and Quarantine Bureau, Tianjin 300201, China; 4. Department of Life Science, Langfang Normal College, Langfang 065000, China)

Abstract: Concentrations of As, Hg, Pb, Cd in soils and herbal medicine samples from cultivated regions of Anguo City in Hebei Province were analyzed and assessed, and the bioconcentration factors of different herbal medicines were studied and discussed as well. The results showed that the average contents of As, Hg, Pb, Cd in soils from herbal medicine cultivated regions were 12.9, 0.036, 15.6, 0.118 mg·kg⁻¹, respectively. Concentrations of heavy metals in soils were lower than class II of the soil environmental quality standard. When local soil background values of heavy metals were used as assessment standard, among the 16 cultivated regions the percentage of As, Hg, Pb, Cd belonging to lightly pollution class were 18.75%, 43.75%, 0%, 100%, respectively based on the single pollution index. And the Nemerow index results were between 1 and 2, which suggested the soils were at slight pollution level. However, when quality standard class II was used, both the single pollution index and Nemerow index did not exceed 0.7, which means that soils investigated were generally safe for cultivation of Chinese herbal medicines. The assessment of heavy metals in herbal medicines showed that the pollution indices of most herbal samples (< 95%) were lower than 1. Cd bioconcentration factors of *Aster tataricus* L. and *Anemarrhena asphodeloides* Bunge, Hg bioconcentration factors of *Angelica dahurica* (Fisch. ex Hoffm.) Benth. et Hook. f. and *Glehnia littoralis* F. Schmidt ex Miq. were above 1. Therefore, the accumulation characteristic of heavy metals in Chinese herbal medicines should be fully concerned when GAP base soil quality assessment was taken.

Key words: Chinese herbal medicines; heavy metals in soil; assessment; bioconcentration

土壤是自然环境要素的重要组成部分,同时也是农业生产的重要物质基础。随着工业化和城市化进程的加快,重金属通过工业“三废”的排放及城市生活垃圾、污泥和含重金属的农药、化肥的不合理使用等多种渠道进入土壤,进而影响作物品质甚至危及人类健康^[1]。近年来植物药在国际市场逐渐升温,传统医药在日益受到人们青睐的同时,其质量与安全性也成为公众关注的焦点^[2,3],尤其是中草药

中的重金属超标问题已成为中药国际化过程的重要障碍。土壤是中草药中重金属的主要来源之一,将种植区土壤重金属(包括类金属 As)控制在一定限量

收稿日期:2009-08-26;修订日期:2009-11-13

基金项目:河北省自然科学基金项目(C2009000590);国家科技支撑计划项目(2006BA109B03);河北农业大学博士基金项目

作者简介:褚卓栋(1982~),男,硕士,主要研究方向为土壤污染与防治,E-mail: Chu_zhuodong@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: liuwj@hebau.edu.cn

范围内,确保药材生产的“第一车间”环境洁净是保障中草药质量安全的先决条件。近年来,因土壤重金属污染带来的农产品安全问题及其相关的土壤环境质量评价研究越来越引起人们的关注,针对典型区农田^[4~7]、蔬菜基地^[8~10]等土壤重金属的调查和评价均已大量报道,但对于中草药种植区土壤重金属评价研究^[11,12]的报道相对较少。

河北省安国市古称“祁州”,为全国四大药都之一,是北方重要的药材种植、贸易和加工中心,中草药种植历史悠久。目前,该市正在大力发展中药 GAP 种植,但迄今鲜见针对该区域土壤重金属含量状况的报道,尤其在中草药 GAP 基地土壤重金属环境质量评价方面缺乏针对性研究。本研究在分析中草药种植区土壤及草药样品重金属——砷(As)、汞(Hg)、铅(Pb)、镉(Cd)含量状况的基础上,对种植区土壤及中草药中重金属含量进行评价,以期为该地区安全、合理地发展中草药生产提供数据基础和科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

安国市位于河北省中部保定市南端,南与石家庄、衡水市接界,地理坐标为北纬 38°24′,东经 115°20′,面积 486 km²。该市地处冀中平原,平均海拔约 36 m,年平均降水量 510.8 mm,无霜期约 190 d。主要土壤类型为沙壤质洪冲积潮褐土。

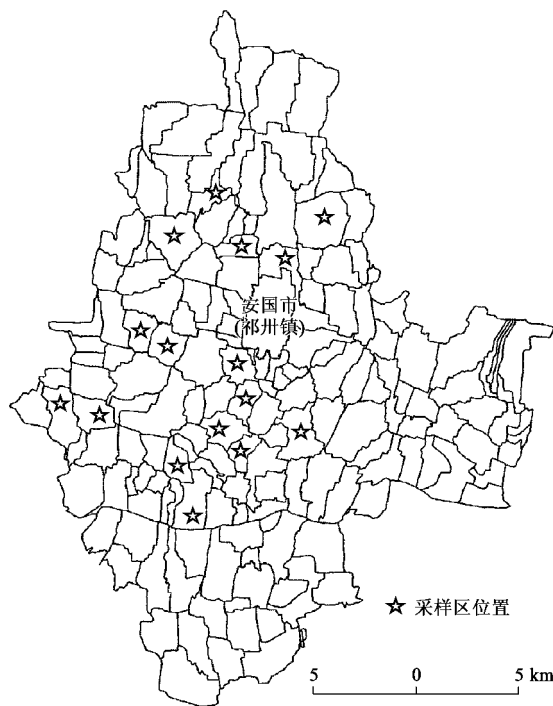
该地区药材种植品种达 223 种。常年种植面积保持在 86.7 km²左右,占全市耕地面积的 35% 以上。年产商品药材 3.5 万 t,占河北省药材总产量的 70% 以上。

1.2 样品的采集

采样点选择结合中草药种植区生产情况,并参考安国市“建设万亩 GAP 种植基地,重点示范推广 10 种地道中药材品种”项目选址确定(图 1),主要包括安国市区北郊及北段、大五女、东长仕、东桃、西桃、东河、海市、姬庄、焦庄、霍家庄、齐村、瓦子里、西固、西王奇、郑村等以中药种植为主的自然村农田土壤。土壤取样在各选定村四周采用系统随机法布点取样,各点采用土钻取 3 个分样点 0~20 cm 的耕层土壤,均匀混合,按四分法取部分土样,装入塑封袋,编号,备用。共采集土壤样品 132 个。

中草药样品的采集选在秋季采收季节,采取前述采样点土壤上种植的中草药药用部位,装入自封袋,编号,备用。共计 11 种,126 个。

各种中草药原植物经河北农业大学生命科学学院冯天杰教授鉴定,分别为:白芷:伞形科植物白芷 [*Angelica dahurica* (Fisch. ex Hoffm.) Benth. et Hook. f.];北沙参:伞形科植物珊瑚菜 (*Glehnia littoralis* Fr. Schmidt ex Miq.);柴胡:伞形科植物北柴胡 (*Bupleurum chinense* DC.);丹参:唇形科植物丹参 (*Salvia miltiorrhiza* Bunge);防风:伞形科植物防风 [*Saposhnikovia divaricata* (Turcz.) Schischk.];甘草:豆科植物甘草 (*Glycyrrhiza uralensis* Fisch.);黄芪:豆科植物膜荚黄芪 [*Astragalus membranaceus* (Fisch.) Bge.];黄芩:唇形科植物黄芩 (*Scutellaria baicalensis* Georgi);紫菀:菊科植物紫菀 (*Aster tataricus* L.);知母:百合科植物知母 (*Anemarrhena asphodeloides* Bunge);天花粉:葫芦科植物栝楼 (*Trichosanthes kirilowii* Maxim.)。



图上星号仅示意采样区分布状况,不代表取样点精确位置

图 1 安国市采样区分布示意

Fig. 1 Approximate locations of the sampling regions in Anguo

1.3 样品的制备与分析

土壤样品的制备:将土样风干,拣出杂质,用木辊压碎,混匀,并用四分法取压碎样,过孔径 1 mm (18 目)尼龙筛。过筛后的样品充分搅拌均匀,再采用四分法取其 2 份,一份装袋存放,另一份用玻璃研钵研磨到全部过孔径 0.15 mm (100 目)筛,装袋备用。

中草药样品的制备:用自来水冲洗除去其上的

泥土等附着物,切除药用部分以外的部分,分别用蒸馏水、去离子水冲洗3遍,阴干,在烘箱中65℃烘至恒重,微型粉碎机(塑料内胆,不锈钢刀片)粉碎后备用。

土壤及中草药样品均采用 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 高压密闭消解^[13],国标方法测定:As、Hg以氢化物发生-原子荧光光谱法测定(AFS-3100双道原子荧光光度计,北京科创海光仪器有限公司);Pb、Cd采用石墨炉原子吸收法测定(AAS600原子吸收分光光度计,美国Perkin Elmer公司)。分析样品同时以国家标准物GBW 07407(GSS-7)土壤标准参考样做质量控制。

1.4 数据处理

所得数据的统计主要采用Microsoft Excel 2003及SPSS12.0 for Windows统计分析软件,图形采用Mapgis 6.7软件进行绘制。

1.5 评价方法及标准

本研究参照文献[13],以单项污染指数和综合污染(内梅罗)指数法为评价模式,分别应用文献[14,15]中标准值对安国中草药种植区土壤重金属环境质量进行评价。

单项污染指数法是目前国内普遍采用的评价方法之一,其计算公式为:

$$P_i = \frac{c_i}{S_i}$$

式中, P_i 为土壤中污染物*i*的单项污染指数, c_i 为土壤中污染物*i*的实测数据, S_i 为污染物*i*的评价标准。 $P_i < 1$,表示土壤未受污染物*i*污染; $P_i > 1$,表示土壤受污染, P_i 越大,受污染程度越重。

单项污染指数只能代表某一种重金属的环境质量状况,不能反映环境质量的全貌。为全面反映各种重金属对土壤环境质量的贡献,突出高质量分数重金属对土壤环境质量的影响作用,还需要采用综合污染指数进行评价。本研究中采用内梅罗(Nemerow)污染指数法进行综合污染指数评价。综合污染指数公式为:

$$P_{\text{综合}} = \sqrt{\frac{P_{\text{max}}^2 + P_{\text{ave}}^2}{2}}$$

式中, $P_{\text{综合}}$ 为内梅罗综合污染指数, P_{max} 为单项污染指数最高值, P_{ave} 为参加评价的单项污染指数的算术平均值。

土壤环境质量分级是土壤质量评价的基本内容。内梅罗综合污染指数的分级标准为:当 $P_{\text{综合}} < 0.7$ 认为其污染等级为清洁(安全级), $P_{\text{综合}}$ 在0.7~1之间时为警戒限, $P_{\text{综合}}$ 在1~2间属轻度污染, $P_{\text{综合}}$ 在2~3

范围属中度污染,当 $P_{\text{综合}} > 3$ 时为重度污染。

对中草药中重金属质量状况,采用单项污染指数法,以《药用植物及制剂进出口绿色行业标准(WM2-2001)》^[16](简称“绿色行标”)中的标准值为评价标准进行评价。单项污染指数法计算公式为:

$$P_i = \frac{c_i}{S_i}$$

式中, P_i 为中药中某污染物污染指数; c_i 为中药中该污染物含量测定值; S_i 为限量标准值^[17]。

2 结果与讨论

2.1 草药种植区土壤As、Hg、Pb、Cd含量及其分布

草药种植区土壤中重金属As、Hg、Pb、Cd含量概况列于表1。土壤As含量范围在4.59~19.51 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均值为12.87 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;Hg含量范围由未检测到0.136 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均值为0.036 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;Pb含量范围在9.4~21.9 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均值为15.6 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;Cd含量范围在0.067~0.553 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均值为0.118 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;采样点间各元素变异系数在16.17%~72.74%,元素含量变异强度 $\text{Hg} > \text{Cd} > \text{As} > \text{Pb}$,其原因是土壤中Pb、As元素含量较高,而Hg、Cd元素本底含量较低,更易受到各种因素影响。K-S test显示,采样区土壤Pb含量数据符合正态分布,As接近正态分布,表明土壤中2种元素主要源于成土母质^[18],受人类影响较少。而Hg和Cd含量不符合正态分布,原因很可能是人类活动导致元素富集,使概率分布偏移^[19]。土壤重金属含量的描述统计分析只能说明其含量的全貌,而不能反映出局部的变化特征,因此需要采用统计学方法对草药种植区土壤中重金属含量及分布做进一步的描述。

表1 土壤样品重金属As、Hg、Pb、Cd含量($n=132$)/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

项目	As	Hg	Pb	Cd
范围	4.59~19.51	ND~0.136	9.4~21.9	0.067~0.553
平均值	12.87	0.036	15.7	0.118
标准差	2.43	0.03	2.54	0.06
变异系数	18.87	72.74	16.17	49.86
偏度系数	-0.245	1.721	0.101	5.954
峰度系数	1.909	3.619	-0.116	41.052
背景值	13.60	0.036	21.5	0.094

以表2中国家土壤环境质量标准对采样区土壤重金属含量状况加以衡量:所有土壤样品中,仅4个样品Cd含量超过一级标准值(超标率3%),最高值超过标准值175%,17个样品As含量超过一级标准

值(超标率 13%),最高值超过标准值 30%,而 Hg、Pb 含量均低于一级标准值. 所有土壤样品 As、Hg、Pb、Cd 含量均低于二级标准值.

表 2 国家土壤环境质量标准值 (GB 15618-1995)/mg · kg⁻¹

Table 2 National environmental quality standard for soils/mg · kg⁻¹

级别	pH 范围	As	Hg	Pb	Cd
一级	自然背景	15	0.15	35	0.20
	< 6.5	40	0.30	250	0.30
二级	6.5 ~ 7.5	30	0.50	300	0.30
	> 7.5	25	1.00	350	0.60

对 4 种元素含量进行相关性分析,因为相关性较强的元素可能具有大致相同的来源^[19],其结果列于表 3. 可见 As、Hg、Pb 三元素间均显著相关,而 Cd 仅与 Pb 显著相关. 总体上 As、Hg、Pb 三元素来源较

为一致,结合其数据分布状况判断其可能主要源于成土母质,而 Cd 来源较为复杂.

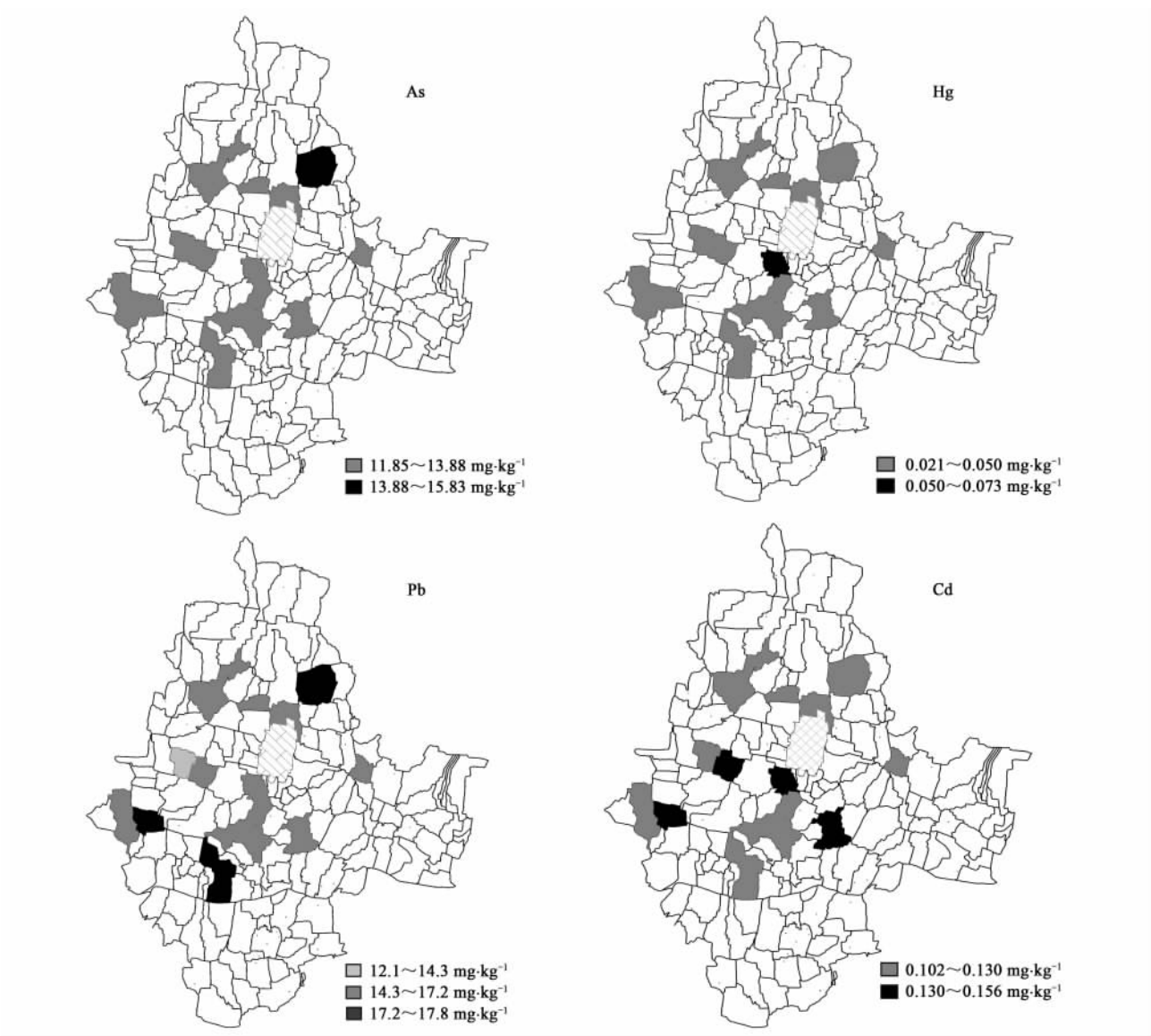
表 3 草药种植区土壤重金属间相关性¹⁾

Table 3 Correlation coefficients of heavy metals in soils

	As	Hg	Pb	Cd
As	1			
Hg	0.274 *	1		
Pb	0.449 *	0.354 *	1	
Cd	0.128	0.058	0.214 *	1

1) * 表示 $p < 0.05$

具体对采自不同种植区的土壤重金属数据进行多重比较(置信度 95%),根据结果对数据进行分组,得到不同地区土壤重金属含量空间分布状况,如图 2 所示. 总体上,种植区重金属含量范围较窄,重



图中网纹区域为市区,其余未注明区域为中草药种植较少的未采样区

图 2 草药种植区土壤重金属含量分布

Fig.2 Distribution of heavy metals in soils in sampling regions

金属分布相对均一. 但一些种植区重金属含量与其他地区相比差异仍可达显著水平: 如距城区较近且位于安国市区东北部的齐村土壤 As 含量均值明显高于其他地区; 位于安国市区西南方近郊的东河土壤 Hg 含量高于其他地区; 而对于土壤 Pb 含量齐村、郑村、海市、焦庄均较高; 郑村、东桃、东河、西王奇土壤 Cd 含量显著高于其他地区. 可见, 中草药种植区土壤重金属含量受人类生产活动影响明显, 如位于安国县城南郊的东河, 受日常生产活动及城市废弃物影响, Hg、Cd 含量明显高于其他地区; 西王奇被主干道路——宝衡路所贯穿, 汽车尾气及轮胎磨损造成的含重金属微粒散布可能是该区域土壤 Cd 含量较高的主因^[20,21]; 而齐村 As、Pb 含量较高, 东桃 Cd 含量较高的情况可能与其较大规模蔬菜、果树种植致使化肥、农药等农业投入较大有关; 郑村、海市、焦庄较高的 Pb 则可能源于其母质.

2.2 中草药种植区土壤重金属污染评价

以河北省土壤重金属背景值作为评价标准的土壤重金属单项污染指数法和综合污染(内梅罗)指数法评价结果如表 4 所示, As 单项污染, 在所有 16 个种植区中, 安国北郊、东河、齐村 3 区域的土壤 As 指数值达轻度污染水平, 占总体的 18.75%, 其他各地区均处于警戒级, 占 81.25%; Hg 单项污染, 东河达到中度水平, 占 6.25%, 北段等 7 个地区达轻度污染, 占 43.75%, 焦庄等 4 个地区处于警戒级, 占 25%; 安国北郊等 4 个地区土壤环境清洁, 占 25%; Pb 单项污染, 安国北郊、大五女、瓦子里、西桃土壤环境清洁, 占 25%, 其余地区均处于警戒级, 占 75%; Cd 单项污染所有地区均处于轻度污染水平; 综合污染指数评价结果显示, 所有 16 个种植区中, 霍庄、西桃 2 种植区土壤重金属污染等级为警戒级, 占 12.5%, 其余各地区均处于轻度污染水平, 占 72.5%.

表 4 采样区土壤污染指数(背景值标准)

Table 4 Contamination indexes of soils in sampling regions (use background values)

采样区	P_{As}	P_{Hg}	P_{Pb}	P_{Cd}	$P_{综合}$	污染程度
安国北	1.02	0.63	0.69	1.18	1.04	轻度污染
北段	0.88	1.13	0.74	1.18	1.09	轻度污染
东长仕	0.96	1.15	0.72	1.69	1.44	轻度污染
东河	1.00	2.03	0.73	1.11	1.67	轻度污染
海市	0.92	1.24	0.80	1.23	1.14	轻度污染
霍庄	0.87	0.67	0.71	1.10	0.98	警戒级
姬庄	0.88	1.09	0.71	1.18	1.08	轻度污染
焦庄	0.87	0.93	0.81	1.19	1.08	轻度污染
齐村	1.16	1.39	0.81	1.32	1.29	轻度污染
大五女	0.92	1.02	0.67	1.09	1.01	轻度污染
瓦子里	0.93	0.74	0.67	1.14	1.01	轻度污染
西固	0.97	0.71	0.73	1.14	1.02	轻度污染
西桃	0.91	0.61	0.56	1.03	0.91	警戒级
东桃	0.92	0.66	0.70	1.38	1.17	轻度污染
西王奇	0.97	0.99	0.72	1.66	1.41	轻度污染
郑村	0.91	1.18	0.83	1.52	1.33	轻度污染

我国规定中草药 GAP 种植基地土壤环境条件需要达到二级标准^[22], 故以二级标准值为评价标准, 同样采用单项污染指数法和综合污染(内梅罗)指数法对采样区土壤重金属质量进行评价, 评价结果如表 5 所示, 各采样区各单项污染指数及综合污染指数均小于 0.7, 即所有采样区土壤均清洁, 土壤环境质量属安全级.

可见, 若以二级标准衡量, 种植区土壤环境清洁, 完全符合中草药 GAP 种植基地对于土壤重金属含量的要求; 但以土壤背景值衡量, 大部分种植区土壤重金属含量超过当地土壤重金属背景值, 属轻微污染, 受到较明显的人类活动影响. 与前人研究^[23]

报道类似, 对相同地区采取不同的评价标准进行评价时可能得到大相径庭的结果. 其原因是 2 种标准值有不同的侧重: 二级标准可被视为警示值, 即土壤重金属含量若超过此标准则很可能造成危害; 而以背景值为标准得到的结果反映了外源输入重金属在土壤中富集的状况. 但是有学者认为, 相对于我国土壤类型的多样性、土壤条件的复杂性, 二级标准显得过于笼统, 对以二级标准评价种植土壤是否能保证中草药质量安全提出质疑^[24,25], 故本研究进一步分析了生长在不同土壤上的草药, 并对其中重金属的含量状况及其对重金属的富集能力进行了分析与评价.

表 5 采样区土壤污染指数(二级标准)

Table 5 Contamination indexes of soils in sampling regions (use GB 15618 stander II)

采样区	P_{As}	P_{Hg}	P_{Pb}	P_{Cd}	$P_{综合}$	污染程度
安国北	0.56	0.02	0.04	0.19	0.42	清洁
北段	0.48	0.04	0.05	0.19	0.36	清洁
东长仕	0.52	0.04	0.04	0.26	0.40	清洁
东河	0.54	0.07	0.04	0.17	0.41	清洁
海市	0.50	0.04	0.05	0.19	0.38	清洁
霍庄	0.48	0.02	0.04	0.17	0.36	清洁
姬庄	0.48	0.04	0.04	0.18	0.36	清洁
焦庄	0.47	0.03	0.05	0.19	0.36	清洁
齐村	0.63	0.05	0.05	0.21	0.48	清洁
大五女	0.50	0.04	0.04	0.17	0.38	清洁
瓦子里	0.51	0.03	0.04	0.18	0.38	清洁
西固	0.53	0.03	0.04	0.18	0.40	清洁
西桃	0.50	0.02	0.03	0.16	0.37	清洁
东桃	0.50	0.02	0.04	0.22	0.38	清洁
西王奇	0.53	0.04	0.04	0.26	0.40	清洁
郑村	0.50	0.04	0.05	0.24	0.38	清洁

2.3 中草药重金属累积状况分析

种植区所采集的各种中草药中重金属含量范围及中草药重金属污染指数评价结果列于表 6。所有种植区中草药样品,As 含量范围为 0.04 ~ 1.02 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,未发现超标样品,平均污染指数最高中草药为紫菀 0.28;Hg 含量范围为未检出到 0.244 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,发现 1 例白芷样品超标,其污染指数为

1.22,产地为安国北郊,平均污染指数最高的为白芷 0.376;Pb 含量范围为 0.06 ~ 7.10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,1 例北沙参样品超标,污染指数为 1.42,产地为西王奇,平均污染指数最高的为紫菀 0.19;Cd 含量范围为 0.011 ~ 0.386 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,1 例白芷样品超标,污染指数为 1.28,产地为西王奇,平均污染指数最高的为紫菀 0.40。

表 6 各种中草药重金属含量及污染指数

Table 6 Heavy metal concentrations and contamination indexes of Chinese herbs

中草药 (样品数)	As		Hg		Pb		Cd	
	范围/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	指数	范围/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	指数	范围/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	指数	范围/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	指数
白芷(18)	0.08 ~ 0.66	0.12	0.009 ~ 0.244	0.376	0.12 ~ 2.33	0.14	0.025 ~ 0.386	0.33
北沙参(19)	0.12 ~ 1.02	0.18	0.023 ~ 0.149	0.248	0.16 ~ 7.10	0.15	0.043 ~ 0.226	0.31
柴胡(3)	0.23 ~ 0.34	0.13	0.034 ~ 0.040	0.186	0.32 ~ 0.42	0.07	0.072 ~ 0.087	0.26
丹参(11)	0.10 ~ 0.33	0.10	0.007 ~ 0.107	0.184	0.12 ~ 0.45	0.04	0.022 ~ 0.071	0.12
防风(22)	0.07 ~ 0.57	0.09	0.024 ~ 0.071	0.241	0.09 ~ 0.59	0.05	0.041 ~ 0.259	0.25
甘草(5)	0.05 ~ 0.25	0.07	ND ~ 0.043	0.073	0.10 ~ 0.32	0.04	0.024 ~ 0.045	0.12
黄芪(3)	0.08 ~ 0.12	0.05	0.022 ~ 0.038	0.145	0.11 ~ 0.20	0.03	0.024 ~ 0.041	0.11
黄芩(15)	0.04 ~ 0.21	0.06	0.005 ~ 0.037	0.120	0.09 ~ 0.30	0.03	0.011 ~ 0.032	0.07
紫菀(8)	0.20 ~ 0.86	0.28	0.011 ~ 0.082	0.223	0.30 ~ 1.68	0.19	0.081 ~ 0.130	0.38
知母(13)	0.09 ~ 0.42	0.11	0.023 ~ 0.038	0.159	0.12 ~ 0.94	0.08	0.066 ~ 0.176	0.40
天花粉(9)	0.09 ~ 0.43	0.12	0.033 ~ 0.074	0.228	0.06 ~ 0.21	0.02	0.015 ~ 0.039	0.07
标准值	2.00	—	0.20	—	5.00	—	0.30	—

总体上,种植区采取的中草药样品绝大部分符合绿色行标要求,As 无超标,其他 3 元素超标率均低于 1%。对于个别超标样品,对照前文结果发现其产区土壤重金属含量相应较高,但也不能排除其他因素污染的可能。不同中草药品种间重金属含量水平存在明显差异,白芷中 Hg,紫菀中 As、Pb、Cd,知母中 Cd 明显高于其他中草药。

如前文所述,各种中草药种植的生境土壤环境

均符合环境质量二级标准,无明显污染,而本研究涉及的中草药均为根或地下茎入药,受大气沉降等污染影响较小,故造成上述几种中草药重金属含量较高的主要原因可能是这些中草药对土壤重金属的吸收特性,即该药用植物可能对于特定重金属具有较高的吸收累积能力。

大量研究认为,生物富集系数可以反映土壤-植物体系中元素迁移的难易程度,生物富集系数 = 植

物中元素平均含量/土壤中元素含量^[26,27],是植物将重金属吸收转移到体内能力大小的评价指标^[28],因此一些研究者^[29]用富集系数表征不同植物对土壤重金属的吸收特性.本研究利用生物富集系数(生物富集系数=中草药药用部分重金属平均含量/土壤中重金属含量)衡量重金属由土壤到各种草药体内的迁移及富集的难易程度.结果如表7所示.

表7 各种中药材对As、Hg、Pb、Cd富集系数¹⁾

Table 7 Bioconcentration factor of different Chinese herbal medicine to As, Hg, Pb, Cd

中草药	As	Hg	Pb	Cd
白芷	0.02	2.97 *	0.04	0.68
北沙参	0.02	1.38 *	0.03	0.83
柴胡	0.02	0.74	0.02	0.54
丹参	0.02	1.72 *	0.01	0.37
防风	0.01	1.81 *	0.02	0.68
甘草	0.01	0.83	0.01	0.38
黄芪	0.01	0.95	0.01	0.30
黄芩	0.01	0.72	0.01	0.20
紫菀	0.04	2.64 *	0.07	1.17 *
知母	0.02	1.79 *	0.02	1.14 *
天花粉	0.02	1.46 *	0.01	0.21

1) * 表示富集系数大于1

结果显示,各种中草药药用部位重金属富集系数不同.对Pb而言,富集系数范围为0.01~0.07,最高为紫菀;对As的富集系数范围为0.01~0.04,最高为紫菀;对于Cd,富集系数范围为0.20~1.17,其中紫菀、知母富集系数均大于1,分别为1.17和1.14;对于Hg,富集系数范围为0.72~2.97,最高的白芷达2.97,北沙参、丹参、防风、紫菀、知母及天花粉的富集系数均在1以上.富集系数的差异意味着不同中草药对重金属不同的吸收、积累特征,即在相同的种植土壤条件下紫菀中Cd含量可能是黄芩的6倍.

值得注意的是,目前对中草药种植区土壤重金属含量的评价一般采用《国家土壤环境质量标准》为依据,而且对不同种类中草药应用同样的土壤重金属标准,并未考虑各种中草药对土壤重金属吸收、积累能力的差异.在前人的研究中,土壤超标但作物中重金属含量正常^[30]或土壤重金属含量处于安全级,但作物重金属含量超标^[18,31,32]的情况都曾报道.更有学者认为,单以总量作为土壤重金属污染评价基准,其评价结果往往有悖于实际情况^[33].而药用植物的情况更具特殊性,有文献显示^[34,35]一些药用植物恰好是重金属超积累植物,本研究结果也显

示:不同中草药对重金属吸收、积累能力存在较大差异,如紫菀、知母对Cd具有较高的积累能力.因此,种植在“合格”土壤上的中草药也可能出现超标的情况.所以对于草药种植土壤环境的评价而言,简单地以国家土壤重金属二级标准加以衡量是否足以保证中草药的质量安全的确值得商榷,如果能引入基于生物学的重金属评价方法^[36,37],对具体土壤标准进行适当的调整,无疑将会对提高评价可靠性具有积极的意义.

3 结论

(1) 安国主要中草药种植区土壤重金属As、Hg、Pb、Cd含量绝大部分低于《国家土壤环境质量标准》一级标准值,全部低于二级标准值.

(2) 应用不同标准,土壤重金属污染评价所得结果不同:以河北省土壤元素背景值为评价标准,土壤重金属综合污染指数在1~2之间,属于轻微污染水平.以《国家土壤环境质量标准》二级标准值为评价标准,土壤重金属综合污染指数<0.7,土壤质量清洁,符合中药GAP基地建设土壤环境要求.

(3) 不同中草药对土壤重金属具有不同的积累特征:在相近的土壤环境条件下种植的11种草药重金属含量表现出明显差异.紫菀、知母对Cd,白芷、北沙参等对Hg都具有较高的富集能力.所以在对中药GAP基地建设土壤条件的评价中,特别是土壤环境评价标准的制定和选择上,不能忽视种植中草药自身对于特定重金属积累特征.

参考文献:

- [1] 陈怀满,郑春荣,周东美,等. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京:科学出版社, 2002. 46-48.
- [2] Barnes J. Quality, efficacy and safety of complementary medicines: Fashions, facts and the future. Part 1. Regulation and quality [J]. Clin Pharmacol, 2003, 55(3):226-233.
- [3] Yee S K, Chu S S, Xu Y M, et al. Regulatory control of Chinese proprietary medicines in Singapore[J]. Health Policy, 2005, 71(2):133-149.
- [4] 黄顺生,廖启林,吴新民. 扬中地区农田土壤重金属污染调查与评价[J]. 土壤, 2006, 38(4):483-488.
- [5] 马成玲,王火焰,周健民,等. 长江三角洲典型县级市农田土壤重金属污染状况调查与评价[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(3):751-755.
- [6] 邵学新,黄标,赵永存,等. 长江三角洲典型地区土壤中重金属的污染评价[J]. 环境化学, 2008, 27(2):218-221.
- [7] 孟飞,刘敏,史同广. 上海农田土壤重金属的环境质量评价[J]. 环境科学, 2008, 29(2):428-433.
- [8] 王佳,田素凤,冯雨顺. 天津市国家级蔬菜基地土壤重金属调

- 查及评价[J]. 环境科学与技术, 2006, **29**(5):72-74.
- [9] 胡梅,张雪琴. 临洮县无公害蔬菜基地土壤重金属污染状况评价[J]. 农业环境与发展, 2008, **25**(5):129-131.
- [10] 陈峰,尹春芹,蒋新,等. 基于 GIS 的南京市典型蔬菜基地土壤重金属污染现状与评价[J]. 中国环境监测, 2008, **24**(2):40-45.
- [11] 秦樊鑫,张明时,张丹. 贵州省地道药材 GAP 基地土壤重金属含量及污染评价[J]. 土壤, 2008, **40**(1):135-140.
- [12] 王韶娟,李莉,赵晓松. 防风种植基地土壤环境质量评价[J]. 农业环境科学学报, 2008, **27**(1):254-259.
- [13] HJ/T 166-2004. 土壤环境监测技术规范[S].
- [14] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990.
- [15] GB 15618-1995, 土壤环境质量标准[S].
- [16] WM2-2001. 药用植物及制剂进出口绿色行业标准[S].
- [17] 姚春霞,陈振楼,张菊,等. 上海浦东部分蔬菜重金属污染评价[J]. 农业环境科学学报, 2005, **24**(4):761-765.
- [18] 武俊宇,曹荣树,任天祥. 天津北部土壤 As 的地球化学特征及污染程度[J]. 地质通报, 2007, **26**(11):1486-1493.
- [19] 杨志斌,杨忠芳,冯海艳,等. 沈阳市新城子区土壤重金属元素的空间变异性[J]. 地质通报, 2007, **26**(11):1480-1485.
- [20] Pichtel J, Sawyerr H T, Czarnowska K. Spatial and temporal distribution of metals in soils in Warsaw, Poland [J]. Environmental Pollution, 1997, **98**:169-174.
- [21] 黄忠臣,王崇臣,王鹏,等. 北京地区部分公路两侧土壤中铅和镉的污染现状于评价[J]. 环境化学, 2008, **27**(2):267-268.
- [22] 任德权,周荣汉. 中药材生产质量管理规范(GAP)实施指南[M]. 北京:中国农业出版社,2003.
- [23] 刘庆,王静,史衍玺 等. 绿色食品产地土壤重金属空间分布与污染评价[J]. 水土保持学报, 2007, **21**(3):90-94.
- [24] 刘凤枝,师荣光,徐亚平,等. 耕地土壤重金属污染评价技术研究——以土壤中铅和镉污染为例[J]. 农业环境科学学报, 2006, **25**(2):422-426.
- [25] 钱华,王衍彬. 中药材不同吸收特性对土壤重金属含量标准要求的变化[J]. 中国现代中药, 2006, **8**(11):34-36.
- [26] 孙约兵,周启星,任丽萍. 镉超富集植物球果蕀菜对镉-砷复合污染的反应及其吸收积累特征[J]. 环境科学, 2007, **28**(6):1355-1360.
- [27] 李正,杭悦宇,周义峰. 何首乌块根中砷、镉、汞和铅含量的检测及其富集特性[J]. 植物资源与环境学报, 2005, **14**(2):54-55.
- [28] 聂发辉. 关于超富集植物的新理解[J]. 生态环境, 2005, **14**(1):136-138.
- [29] 黄泽春,宋波,陈同斌,等. 北京市菜地土壤和蔬菜的锌含量及其健康风险评估[J]. 地理研究, 2006, **25**(3):439-448.
- [30] 庞奖励,黄春长,孙根年. 西安沣灌区土壤重金属含量及对西红柿影响研究[J]. 土壤与环境, 2001, **10**(2):94-97.
- [31] 陈桂芬,黄克芬,黄武杰,等. 南宁市菜地土壤及蔬菜重金属污染状况调查与评价[J]. 广西农业科学, 2004, **35**(5):390-391.
- [32] 张勇. 沈阳郊区土壤及农产品重金属污染的现状评价[J]. 土壤通报, 2001, **32**(4):182-186.
- [33] 高怀友,赵玉杰,师荣光,等. 区域土壤质量评价基准研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, **24**:342-345.
- [34] 薛生国,陈英旭,林琦,等. 中国首次发现的锰超积累植物——商陆[J]. 生态学报, 2003, **23**(5):935-937.
- [35] 薛生国,陈英旭,骆永明,等. 商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.) 的锰耐性和超积累[J]. 土壤学报, 2004, **41**(6):889-895.
- [36] 窦磊,周永章,高全洲,等. 土壤环境中重金属生物有效性评价方法及其环境学意义[J]. 土壤通报, 2007, **38**(3):576-583.
- [37] 李志博,骆永明,宋静,等. 基于稻米摄入风险的稻田土壤镉临界值研究:个案研究[J]. 土壤学报, 2008, **45**(1):76-81.