

重庆市垫江南部土壤重金属污染及潜在生态风险评价

胡小兰, 雷冲, 王显卿, 宋金鞠, 胡小俊, 徐高海

(重庆市地质矿产勘查开发局南江水文地质工程地质队, 重庆 401144)

摘要 [目的]探究垫江县土壤重金属污染特征及生态风险状况,提出合理有效的风险管控建议。[方法]在垫江南部采集2796件表层土壤(0~20 cm)样品,分析土壤中重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn)和土壤Cd有效态含量及土壤pH,采用单因子污染指数、内梅罗综合污染指数和潜在生态风险指数法开展土壤重金属污染风险评价。[结果]研究区土壤中Cd、Cu、Ni、Pb和Zn累积效应明显。土壤As、Cd和Hg属于高度变异,受人类活动影响较大。土壤重金属的内梅罗综合污染指数以无污染和尚未污染(警戒线)为主,潜在生态风险指数处于轻微风险和中等风险为主,主要风险因子为Cd和Hg,中等风险区主要位于研究区西北部和东南部。土壤Cd的有效性和土壤pH相关性显著,酸性土壤中Cd的有效性更高。[结论]建议加强土壤酸化治理,缓解土壤酸化问题,降低农作物重金属超标的风险。

关键词 土壤重金属;污染特征;生态风险

中图分类号 X825 文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2023)07-0064-04

doi:10.3969/j.issn.0517-6611.2023.07.016



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk Assessment of Soil in Southern Dianjiang in Chongqing

HU Xiao-lan, LEI Chong, WANG Xian-qing et al (Chongqing Geology and Mineral Exploration and Development Bureau Nanjiang Hydrogeology Engineering Geology Team, Chongqing 401144)

Abstract [Objective] To explore the characteristics of soil heavy metal pollution and ecological risk status in Dianjiang County, and to put forward reasonable and effective risk management and control suggestions. [Method] 2796 topsoil (0-20 cm) samples were collected in the southern Dianjiang, and the heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn) in the soil, soil Cd available state content and soil pH were analyzed, the single-factor pollution index, Nemerow comprehensive pollution index and potential ecological risk index method were used to carry out soil heavy metal pollution risk assessment. [Result] The accumulation effect of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in the soil of the study area was obvious. As, Cd and Hg in soil were highly variable and were greatly affected by human activities. The Nemerow comprehensive pollution index of heavy metals in soil was mainly non-polluted and not yet polluted (warning line), the potential ecological risk index was mainly at slight risk and moderate risk, the main risk factor was Cd and Hg, and the medium risk areas were mainly located in the northwest and southeast of the study area. The availability of soil Cd was significantly correlated with soil pH, and the availability of Cd was higher in acidic soil. [Conclusion] It is recommended to strengthen soil acidification treatment to alleviate the problem of soil acidification and reduce the risk of excessive heavy metals in crops.

Key words Soil heavy metals; Pollution characteristic; Ecological risk

土壤是最宝贵的自然资源,是人类不可或缺、赖以生存的物质基础^[1]。随着社会经济的高速发展,城市化进程的不断加快,土壤污染问题日益加剧^[2]。土壤重金属污染物具有潜伏性、持久性、不可逆性等特性,不仅危害农田环境,影响农产品质量,还可以通过土壤-作物-人体系统直接或间接在人体内累积,危及人体健康,是影响地区经济发展、限制生态文明建设的主要危害因子之一^[3-5]。

垫江县地处成渝地区双城经济圈东向腹地地带、重庆主城都市区与渝东北三峡库区城镇群重要联结点,是川渝东部唱响“双城记”的“突击队”,是川东北渝东北陆上交通的重要枢纽。垫江县盛产水稻、玉米、油菜、花椒、脐橙等,是渝东北主要的粮食产地之一^[6]。笔者以垫江县南部为研究对象,采用单因子指数、内梅罗综合污染指数和潜在生态风险指数等方法,开展土壤重金属污染评价,根据评价结果,给出风险管控重点区域及管控措施建议,以期为地区生态文明建设和粮食安全生产提供技术支撑。

1 材料与方法**1.1 研究区概况** 垫江县位于重庆市东北部、长江上游地

区,东接丰都县、北临梁平区、西靠四川省邻水县、南接长寿区(图1)。地处华蓥山脉东部,地貌以丘陵为主,地势北高南低。属亚热带湿润季风气候,气候温和,雨量充沛,四季分明。主要出露侏罗系、三叠系地层,岩性以砂岩和灰岩为主。

1.2 样品采集与测试 按照《土地质量地球化学评价规范》(DZ/T 0295—2016)^[7]的要求,采用1:50 000比例尺,在研究区耕地采用网格布样法,采样密度为4~6个/km²,以GPS定位的采样点为中心,向四周辐射30~50 m确定3~5个采样点,采样避开沟渠、林带、田埂、路边、旧房基、粪堆及微地形高低不平无代表性地段。采集0~20 cm的表层土壤样品,采集的各分样点土壤掰碎,挑出根系、秸秆、石块、虫体等杂物,充分混合后,四分法留取1.0~1.5 kg装入样品袋。土壤样品风干、敲碎,过20目尼龙筛后及时送实验室测试。全区共采集表层土壤样2796件。土壤样品分析测试由重庆市地质矿产勘查开发集团检验检测有限公司完成。

按照《区域地球化学样品分析方法》(DZ/T 0279—2016)^[8]有关分析及检出限的要求,样品采取的测试方法有电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS)、等离子体发射光谱法(ICP-OES)、X射线荧光光谱法(XRF)和pH计电极法(ISE)等,分析土壤重金属As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn含量及土壤pH。采用薄膜梯度扩散技术(DGT)提取法分析土

基金项目 重庆市2020年度第一批地质矿产勘查类项目(ZC-2020012)。**作者简介** 胡小兰(1993—),女,四川泸州人,工程师,硕士,从事土地质量地质调查工作。**收稿日期** 2022-06-27

壤 Cd 有效态。

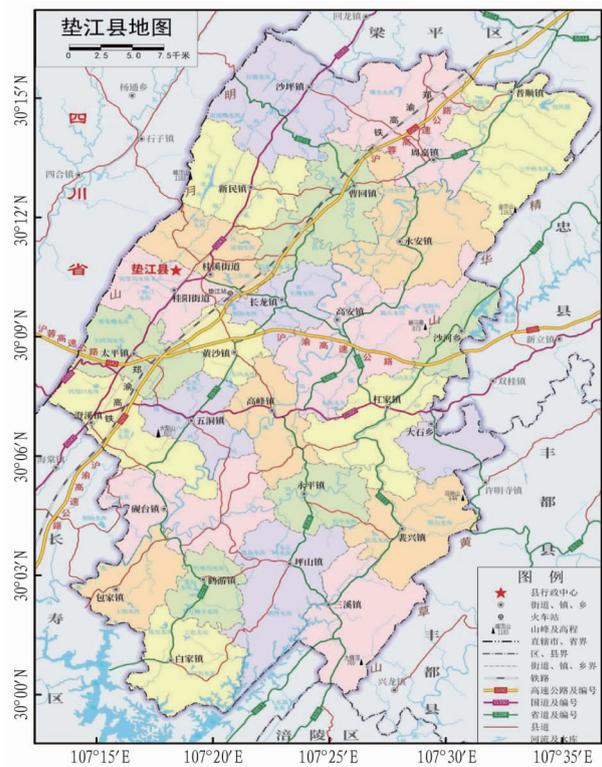


图 1 研究区地理位置

Fig. 1 Geographical location of the study area

1.3 重金属污染评价方法

1.3.1 单因子污染指数法。单因子污染指数可以简单有效地评估重金属污染状况和估计人类活动的影响,是对某一项污染指标进行分析,计算公式如下^[9]:

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

式中, P_i 为单因子污染指数; C_i 为重金属*i*的实测含量; S_i 为重金属*i*的评价标准,采用《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)^[10]给出的污染风险筛选值。单因子污染指数评价标准见表 1。

表 1 单因子污染指数评价标准

Table 1 Evaluation standard of single factor pollution index

等级 Grade	单因子污染指数 Single factor pollution index(P_i)	污染程度 Pollution level
1	$P_i \leq 1$	无污染(安全)
2	$1 < P_i \leq 2$	轻微污染(警戒线)
3	$2 < P_i \leq 3$	轻度污染
4	$3 < P_i \leq 5$	中度污染
5	$P_i > 5$	重度污染

1.3.2 内梅罗综合污染指数法。内梅罗综合污染指数法是基于单因子指数法而衍生出的综合性污染评价方法,既考虑了单因子污染指数的平均值和最大值,又能够反映各污染物对土壤的影响,具有突出最大污染物对土壤环境质量的优点,计算公式如下^[11]:

$$P = \sqrt{\frac{P_{iavg}^2 + P_{imax}^2}{2}} \quad (2)$$

式中, P 为内梅罗综合污染指数; P_{iavg} 为单因子污染指数的平均值; P_{imax} 为单因子污染指数的最大值。内梅罗综合污染指数评价标准见表 2。

表 2 内梅罗综合污染指数评价标准

Table 2 Evaluation standard of Nemerow comprehensive pollution index

等级 Grade	内梅罗综合污染指数 Nemerow comprehensive pollution index (P)	污染程度 Pollution level
1	$P \leq 0.7$	无污染
2	$0.7 < P \leq 1.0$	尚未污染(警戒线)
3	$1.0 < P \leq 2.0$	轻度污染
4	$2.0 < P \leq 3.0$	中度污染
5	$P > 3.0$	重度污染

1.3.3 潜在生态风险评价。采用瑞典学者 Hakanson^[12]提出的潜在生态危害指数法,对土壤重金属的潜在生态风险进行评价。该方法不仅将重金属的含量考虑在内,还将重金属的生态效应、环境效应和毒理学效应联系起来,是目前生态风险评价使用较广泛的方法,计算公式如下^[12]:

$$E_r^i = T_r^i \times \frac{C_i}{C_n^i} \quad (3)$$

$$RI = \sum_i^m E_r^i \quad (4)$$

式中,RI 表示样品中重金属的潜在生态风险指数; E_r^i 是重金属*i*的潜在生态风险系数; C_i 为样品中重金属*i*的实测值; C_n^i 表示重金属*i*的背景值; T_r^i 是重金属*i*的毒性系数,重金属 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的毒性系数分别为 10、30、2、5、40、5、5 和 1^[13]。Hakanson 提出的 RI 分级标准是基于 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn 和多氯联苯的毒性系数总和(133)计算得到的,RI 的第一级限值为 150,而此次研究是针对 8 种重金属开展的,因此,需要对 RI 的分级限值进行调整^[14],8 种重金属的毒性系数和为 98,因此 RI 对应的第一级限值为 110。具体分级标准见表 3~4。

表 3 重金属潜在生态风险系数分级标准

Table 3 Classification standard of potential ecological risk coefficient of heavy metals

等级 Grade	E_r^i	生态风险程度 Ecological risk degree
1	$E_r^i < 40$	轻微
2	$40 \leq E_r^i < 80$	中等
3	$80 \leq E_r^i < 160$	强
4	$160 \leq E_r^i < 320$	很强
5	$E_r^i \geq 320$	极强

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量 从研究区耕地土壤重金属含量统计结果(表 5)可以看出,重金属 As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb 和 Zn 的平均值分别为 8.06、0.330、73.28、25.91、0.044、33.24、

表4 重金属潜在生态风险指数分级标准

Table 4 Classification standard of potential ecological risk index of heavy metals

等级 Grade	RI	生态风险程度 Ecological risk degree
1	RI<110	轻微
3	110≤RI<220	中等
4	220≤RI<440	强
5	440≤RI<880	很强
6	RI≥880	极强

28.57和85.37 mg/kg。与重庆市表层土壤地球化学背景值^[15]相比,研究区土壤中As、Cd、Cu、Ni、Pb和Zn的均值明显偏高,超重庆市土壤背景值点位占比分别为58.66%、65.81%、62.45%、61.30%、56.72%和67.27%;与全国土壤背

表5 研究区土壤中重金属含量

Table 5 Heavy metal content in soil in the study area

单位:mg/kg

项目 Item	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
最小值 Minimum	0.61	0.074	30.30	4.85	0.008	7.49	15.10	24.80
最大值 Maximum	38.30	3.079	127.00	76.70	0.265	67.10	88.00	308.80
平均值 Mean	8.06	0.330	73.28	25.91	0.044	33.24	28.57	85.37
重庆市土壤背景值 ^[15] Chongqing soil background value	6.62	0.280	74.40	24.60	0.069	31.60	28.10	81.90
全国土壤背景值 ^[16] National soil background value	11.20	0.100	61.00	22.60	0.070	26.90	26.00	74.20
变异系数 CV//%	44.42	37.71	14.87	26.69	50.72	25.02	13.20	21.22

2.2 土壤重金属污染风险评价 研究区土壤重金属的单因子污染指数计算结果见图2,土壤Cd处于无污染(安全)、轻微污染(警戒线)、轻度污染、中度污染和重度污染的点位占比分别为85.76%、13.81%、0.39%、0和0.04%,以无污染(安全)和轻微污染(警戒线)为主,存在点状的轻度和重度污染。土壤As、Cu和Zn处于轻微污染(警戒线)的点位占比分别为0.11%、0.03%和0.03%。就单因子污染指数评价结果而言,研究区土壤以Cd超标为主,其余重金属的超标问题不显著。

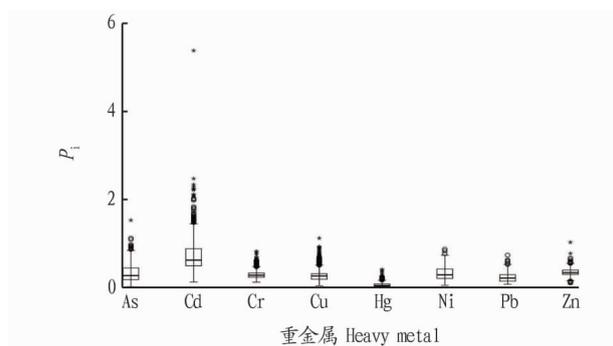


图2 土壤重金属单因子污染指数评价结果

Fig. 2 Evaluation results of soil heavy metal single factor pollution index

研究区土壤重金属的内梅罗综合污染指数(P)介于0.18~3.89,平均值为0.56,处于无污染、尚未污染(警戒线)、轻度污染、中度污染和重度污染的比例分别为77.96%、19.78%、2.22%、0和0.04%;以无污染和尚未污染(警戒线)

景值^[16]相比,研究区土壤中Cd、Cr、Cu、Ni、Pb和Zn的均值明显偏高,超全国土壤背景值点位占比分别为99.54%、87.20%、73.64%、81.26%、77.83%和79.11%;其中,Cd、Cu、Ni、Pb和Zn的平均含量既超过了重庆市土壤背景值,也超过了全国土壤背景值,表明这些重金属在研究区土壤中都有不同程度的累积。

变异系数可以反映重金属在土壤中的均匀性和变异性,变异系数越大,元素在土壤中的含量分布越不均匀,受人类活动影响越大^[17]。研究区土壤中Cr和Pb的变异系数小于15%,属于弱变异,空间差异不显著;Cu、Ni和Zn的变异系数介于15%~35%,属于中等变异,推测其主要受地貌和成土母质的影响^[18]。土壤中As、Cd和Hg的变异系数大于35%,属于高度变异,说明在土壤中分布不均匀,受人类活动影响较大。

为主。轻度和重度污染以点状分布,主要位于研究区北部、东南部和中部地区(图3)。主要污染因子为Cd。

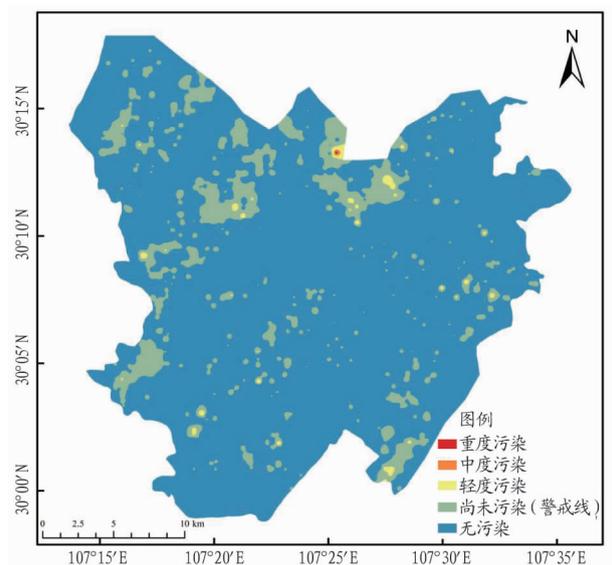


图3 土壤重金属内梅罗综合污染指数评价结果

Fig. 3 Evaluation results of soil heavy metal Nemeró comprehensive pollution index

图4为研究区土壤重金属的潜在生态风险系数(E_i^p),土壤Cd处于轻微风险、中等风险、强风险和很强风险的点位比例分别为72.74%、26.83%、0.39%和0.04%,不存在极强风险;土壤Hg处于轻微风险、中度风险和强风险的点位比例分别为89.59%、9.77%和0.64%,不存在很强和极强风险;其余重金属多处于轻微风险。

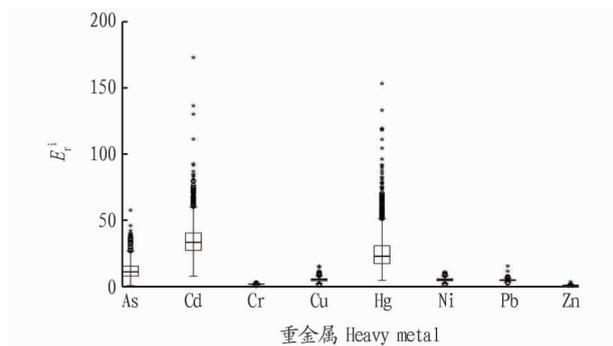


图 4 土壤重金属潜在生态风险系数

Fig. 4 Potential ecological risk coefficient of soil heavy metals

研究区土壤重金属潜在生态风险指数(RI)评价结果见图5,潜在生态风险指数(RI)介于32.6~234.8,平均值为91.3。处于轻微风险、中等风险和强风险的比例分别为84.40%、15.46%和0.14%,不存在很强和极强风险。中等风险区主要位于研究区西北部和东南部。主要风险因子为Cd和Hg。

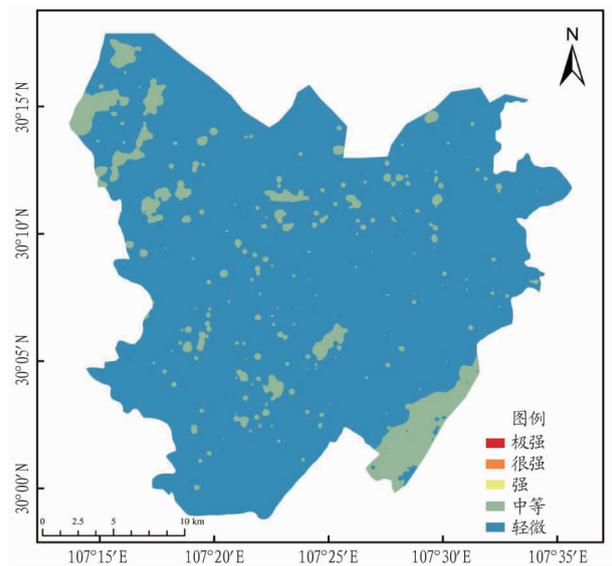


图 5 土壤重金属潜在生态风险指数评价结果

Fig. 5 Evaluation results of potential ecological risk index of heavy metals in soil

2.3 土壤Cd的有效性及其风险管控建议 综上所述,造成研究区土壤重金属污染风险的主要影响因子为Cd。一般而言,土壤中Cd元素的活性高、迁移能力强,易进入土壤-农作物系统中,进而影响人体健康及植物生长^[19],为了提出更加合理有效的风险管控建议,需进一步讨论土壤Cd的有效性及其影响因素。

已有研究表明,土壤pH是影响土壤Cd有效性的主要因素之一^[20],将Cd有效态占比与土壤pH的空间分布情况叠加,结果见图6。研究区土壤 $pH \leq 5.5$ 、 $5.5 < pH \leq 6.5$ 、 $6.5 < pH \leq 7.5$ 和 $pH > 7.5$ 的点比例分别为16.28%、27.51%、14.56%和41.65%,酸性与中碱性土壤均接近于条带状分布。可以看出土壤pH对Cd的有效性具有显著影响,有效Cd占比超过20%的点多位于酸性土壤中,说明酸性土壤中Cd

潜在生态风险较高。

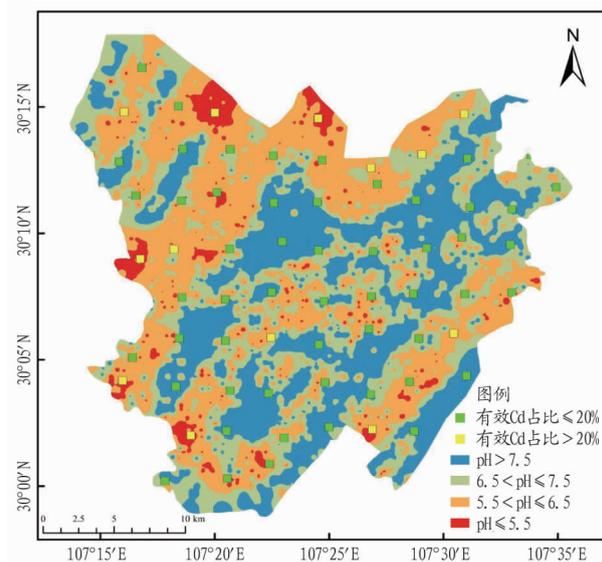


图 6 土壤Cd有效态含量与土壤pH

Fig. 6 Soil Cd available content and soil pH

基于土壤重金属污染风险评级结果、土壤Cd有效性的影响因素及土壤pH分布特征可以看出,研究区北部和东南部存在显著潜在生态风险,建议加强土壤酸化治理,缓解土壤酸化问题,降低农作物重金属超标的风险^[21-22]。

3 结论

(1)研究区土壤中As、Cd、Cu、Ni、Pb和Zn的均值超重庆市土壤背景值点位占比分别为58.66%、65.81%、62.45%、61.30%、56.72%和67.27%,土壤中Cd、Cr、Cu、Ni、Pb和Zn的均值超全国土壤背景值点位占比分别为99.54%、87.20%、73.64%、81.26%、77.83%和79.11%,表明Cd、Cu、Ni、Pb和Zn累积效应明显。土壤As、Cd和Hg属于高度变异,在土壤中分布不均匀,受人类活动影响较大。

(2)单因子污染评价结果显示,土壤Cd以无污染(安全)和轻微污染(警戒线)为主,存在点状的轻度和重度污染,其余重金属的超标问题不显著。土壤重金属的内梅罗综合污染指数(P)以无污染和尚未污染(警戒线)为主;轻度和重度污染以点状分布,主要位于研究区北部、东南部和中部地区;主要污染因子为Cd。

(3)潜在生态风险系数评价结果显示,土壤Cd处于轻微风险、中等风险、强风险和很强风险的点比例分别为72.74%、26.83%、0.39%和0.04%;土壤Hg处于轻微风险、中度风险和强风险的点比例分别为89.59%、9.77%和0.64%。潜在生态风险指数(RI)处于轻微风险、中等风险和强风险的比例分别为84.40%、15.46%和0.14%;中风险区主要位于研究区西北部和东南部;主要风险因子为Cd和Hg。

(4)土壤Cd的有效性和土壤pH相关性显著,酸性土壤中Cd的有效性更高。研究区北部和东南部存在显著潜在生态风险,建议加强土壤酸化治理,缓解土壤酸化问题,降低农作物重金属超标的风险。

(下转第76页)

体系构建总体方案》,要求查清草原资源的类型、生物量、等级、生态状况以及变化情况,获取草原资源植被覆盖度、草原生产力等指标数据,掌握草原植被生长、利用、退化、鼠害病虫害、草原生态修复状况等信息。目前开展草原资源调查监测的技术规程不能满足上述要求,需进一步修改完善技术规程,增加调查因子,拓展调查范围,推动固定监测点建设,完善调查监测体系。

三是提升专业队伍素质,充分挖掘草原调查监测数据。随着全面深化改革的推进,原有的草原监管机构撤销或合并,导致部分草原监管机构变动,从事草原调查监测的人员流失比较严重,建议由专业的调查机构承担此项任务。同时,结合大数据、机器学习等先进技术方法,对草原资源调查监测数据进行对比、分析,充分发掘采集数据的内在规律,为预测草原变化态势、预警灾情信息、科学合理利用草原、实施草原保护建设工程等工作提出精准合理的对策与建议。

参考文献

- [1] 姜亮亮,马林.草原监测工作现状及发展对策探讨[J].大连民族大学学报,2018,20(4):319-322,337.
- [2] 唐芳林,周红斌,朱丽艳,等.构建林草融合的草原调查监测体系[J].林业建设,2020(5):11-16.
- [3] 苏大学.中国草地资源调查与地图编制[M].北京:中国农业出版社,2013:5-17.
- [4] 王铁梅.我国草原资源调查的制度与方法思考[J].中国土地,2020(3):39-41.
- [5] LI B, YONG S P, LIU Z H. The vegetation of the Xilin river basin and its utilization[M]//Inner Mongolia Grassland Ecosystem Research Station.

- Research on grassland ecosystems: Vol. 3. Beijing: Science Press, 1988: 84-183.
- [6] BAI Y F, HAN X G, WU J G, et al. Ecosystem stability and compensatory effects in the Inner Mongolia grassland[J]. Nature, 2004, 431(7005): 181-184.
 - [7] 牛建明.气候变化对内蒙古草原分布和生产力影响的预测研究[J].草地学报,2001,9(4):277-282.
 - [8] WANG C, WANG X B, LIU D W, et al. Aridity threshold in controlling ecosystem nitrogen cycling in arid and semi-arid grasslands[J]. Nature communications, 2014, 5: 1-8.
 - [9] 中华人民共和国农业部畜牧兽医司.中国草地资源数据[M].北京:中国农业科技出版社,1994:112-129.
 - [10] 王靖.不同植物功能群剔除对矮嵩草草甸物种多样性和生产力之间关系的影响[D].西宁:青海师范大学,2016:27-30.
 - [11] 张云霞,李晓兵,陈云浩.草地植被覆盖度的多尺度遥感与实地测量方法综述[J].地球科学进展,2003,18(1):85-93.
 - [12] 赖炽敏,赖日文,薛娟,等.基于植被覆盖度和高度的不同退化程度高寒草甸地上生物量估算[J].中国沙漠,2019,39(5):127-134.
 - [13] 张圣微,张睿,刘廷玺,等.锡林郭勒草原植被覆盖度时空动态与影响因素分析[J].农业机械学报,2017,48(3):253-260.
 - [14] 刘瑞国,王美珍,郭淑晶,等.内蒙古自治区草地资源的基况介绍[J].内蒙古草业,2012,24(3):2-6.
 - [15] 关海雯,鲍雅静,曹玥,等.蒙辽农牧交错区草地资源植物组成及分布概况[J].黑龙江畜牧兽医,2020(11):110-116.
 - [16] 来强,李青丰,莫日根敖其尔,等.影响牧草含水量测定以及牧草干鲜比的主要因素[J].中国草地学报,2008,30(4):73-77.
 - [17] 周汉章,刘环,贾海燕,等.不同播期对秋闲田饲用高粱株高、叶茎比与干鲜比的影响[J].Agricultural science & technology, 2018, 19(2):57-66.
 - [18] 刘洪,郭文利,郑秀琴.内蒙古天然草地资源精细化气候区划研究[J].自然资源学报,2011,26(12):2088-2099.
 - [19] 李银鹏,季劲均.内蒙古草地生产力资源和载畜量的区域尺度模式评估[J].自然资源学报,2004,19(5):610-616.

(上接第67页)

参考文献

- [1] 周建军,周桔,冯仁国.我国土壤重金属污染现状及治理战略[J].中国科学院院刊,2014,29(3):315-320.
- [2] 陈文轩,李茜,王珍,等.中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价[J].环境科学,2020,41(6):2822-2833.
- [3] 陈世宝,王萌,李彬彬,等.中国农田土壤重金属污染防治现状与问题思考[J].地学前缘,2019,26(6):35-41.
- [4] 周江明.中国耕地重金属污染现状及其人为污染源浅析[J].中国土壤与肥料,2020(2):83-92.
- [5] 陈卫平,杨阳,谢天,等.中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策[J].土壤学报,2018,55(2):261-272.
- [6] 曹飞,邵景安.西南丘陵区土地整治成效评价研究:以重庆垫江为例[J].中国农业资源与区划,2018,39(1):204-212.
- [7] 中华人民共和国国土资源部.土地质量地球化学评价规范: DZ/T 0295—2016[S].北京:科学出版社,2016.
- [8] 中华人民共和国国土资源部.区域地球化学样品分析方法: DZ/T 0279—2016[S].北京:中国标准出版社,2016.
- [9] 李秋燕,魏明辉,戴慧敏,等.锦州市土壤重金属污染特征及生态风险评价[J].地质与资源,2021,30(4):465-472.
- [10] 生态环境部,国家市场监督管理总局.土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618—2018[S].北京:中国标准出版社,2018.
- [11] 胡永兴,宿虎,张斌,等.土壤重金属污染及其评价方法概述[J].江苏

- 农业科学,2020,48(17):33-39.
- [12] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. Water research, 1980, 14(8): 975-1001.
 - [13] 盛维康,侯青叶,杨忠芳,等.湘江水系沉积物重金属元素分布特征及风险评价[J].中国环境科学,2019,39(5):2230-2240.
 - [14] 王帅,胡恭任,于瑞莲,等.九龙江河口表层沉积物中重金属污染评价及来源[J].环境科学研究,2014,27(10):1110-1118.
 - [15] YA M S, DING X L, LEI J L, et al. Potential ecological and health risk assessment of different kiwifruit orchards in Qianjiang district, Chongqing city, China[J]. Environmental science and pollution research, 2021, 28(3):3088-3105.
 - [16] 王学求,周建,徐善法,等.全国地球化学基准网建立与土壤地球化学基准值特征[J].中国地质,2016,43(5):1469-1480.
 - [17] 廖书林,郎印海,王廷松,等.辽河口湿地表层土壤中PAHs的源解析研究[J].中国环境科学,2011,31(3):490-497.
 - [18] 王锐,胡小兰,张永文,等.重庆市主要农耕地土壤Cd生物有效性及影响因素[J].环境科学,2020,41(4):1864-1870.
 - [19] 张江华,王葵颖,李皓,等.陕西潼关金矿区土壤Pb和Cd生物有效性的影响因素及其意义[J].地质通报,2014,33(8):1188-1195.
 - [20] 李造煌,杨文骏,邹佳玲,等.钙镁磷肥对土壤Cd生物有效性和糙米Cd含量的影响[J].环境科学学报,2017,37(6):2322-2330.
 - [21] 黄国鑫,刘瑞平,杨瑞杰,等.我国农用地土壤重金属污染风险管控研究进展与实践要求[J].环境工程,2022,40(1):216-223.
 - [22] 汪庆,张亚薇.农田土壤重金属污染风险管控研究[J].农学报,2020,10(9):25-28.