

DOI: 10.11766/trxb202009270541

曾思燕, 于昊辰, 马静, 刘俊娜, 陈浮. 中国耕地表层土壤重金属污染状况评判及休耕空间权衡[J]. 土壤学报, 2022, 59(4): 1036–1047.
ZENG Siyan, YU Haochen, MA Jing, LIU Junna, CHEN Fu. Identifying the Status of Heavy Metal Pollution of Cultivated Land for Tradeoff
Spatial Fallow in China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59 (4): 1036–1047.

中国耕地表层土壤重金属污染状况评判及休耕空间权衡*

曾思燕^{1, 2}, 于昊辰^{1, 3}, 马静⁴, 刘俊娜³, 陈浮^{1, 3, 4†}

(1. 中国矿业大学环境与测绘学院, 江苏徐州 221116; 2. 西湖大学工学院, 杭州 310024; 3. 中国矿业大学公共管理学院, 江苏徐州 221116;
4. 中国矿业大学低碳能源研究院, 江苏徐州 221008)

摘要: 耕地污染影响食品安全和公众健康, 如何科学治理已刻不容缓。实行耕地轮作休耕对促进耕地休养生息、推进农田土壤治理修复和保障农业绿色发展具有重要意义。近几年一些地区已率先开展休耕试点, 但“休多少”“休哪里”“怎么休”等重大管理问题并未得到解决。为此, 构建了中国耕地表层土壤重金属污染状况数据库, 基于土壤重金属污染水平、土壤综合质量影响指数及其潜在生态风险, 从国家尺度上依据休耕迫切性制定空间权衡规则, 划分为急切必休区 (I)、常规必休区 (II)、严控轮休区 (III) 和一般轮休区 (IV), 并建议按等级实施差异化休耕模式。结果表明: (1) 中国耕地表层土壤重金属浓度点位超标率呈现出 $Cd > As > Ni > Hg > Zn > Pb > Cu > Cr$; (2) 中国耕地土壤总体上处于未受影响状态, 重度超标占 1.71%, 潜在生态风险指数属于极强生态风险仅为 0.29%; (3) 土壤重金属污染必须休耕的占全部耕地面积的 15.58%, 其中 I、II 和 III 级分别占 0.77%、1.53% 和 3.26%, 且相对集中于河南和湖南。本研究有助于精准把握全国耕地表层土壤重金属污染状况及休耕的迫切性, 为耕地污染治理及休耕时空配置提供依据。

关键词: 重金属污染; 耕地保护; 休耕规则; 休耕布局; 空间权衡

中图分类号: Q938.1⁺¹ **文献标志码:** A

Identifying the Status of Heavy Metal Pollution of Cultivated Land for Tradeoff Spatial Fallow in China

ZENG Siyan^{1, 2}, YU Haochen^{1, 3}, MA Jing⁴, LIU Junna³, CHEN Fu^{1, 3, 4†}

(1. School of Environment and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou, Jiangsu 221116, China; 2. School of Engineering, Westlake University, Hangzhou 310024, China; 3. School of Public Policy and Management, China University of Mining and Technology, Xuzhou, Jiangsu 221116, China; 4. Low Carbon Energy Institute, China University of Mining and Technology, Xuzhou, Jiangsu 221008, China)

Abstract: 【Objective】 Farmland pollution affects national food safety and public health. From the perspective of soil pollution, clarifying the scale and spatial layout of fallow land at the national scale is of great importance. To restore heavy metal-contaminated farmland soils and ensure green development of agriculture, an urgent scientific solution is needed for soil

* 国家科技支撑计划项目 (2015BAD06B02) 和中国国土勘测规划院外协科技项目 (2018041) 共同资助 Supported by the National Key Technology Research and Development Program of China (No. 2015BAD06B02) and the External Coordination Project of China Land Survey and Planning Institute (No. 2018041)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: chenfu@cumt.edu.cn

作者简介: 曾思燕 (1995—), 女, 湖南衡阳人, 博士研究生, 主要从事土地整治与规划研究。E-mail: zengsiyan@westlake.edu.cn

收稿日期: 2020-09-27; 收到修改稿日期: 2021-01-22; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2021-04-01

pollution. In recent years, fallow has been pioneered as a means of recuperation and management of polluted farmland. However, some important management issues such as how much farmland should be fallowed, location of the fallow area, and how to fallow are yet to be defined at the national scale. 【Method】 In this study, we constructed a database of heavy metal pollution in Chinese farmland soils which comprised of 6 490 sample data from 2 343 farmland locations. These data were extracted from 569 published papers on the topic of farmland heavy metal pollution (Including combined pollution and single heavy metal pollution, such as Ni, Hg, As, etc.), published from 2000 to 2018 on Web of Science and China National Knowledge Infrastructure (CNKI). We assessed heavy metal pollution, the influence index of soil comprehensive quality, and the potential ecological risk to identify the spatial distribution of fallow priority grades, including urgent-fallow zone (I), regular-fallow zone (II), controlled-rotation zone (III), and general-rotation zone (IV). 【Result】 The results showed that the excessive concentration rates of heavy metals was Cd (18.03%)>As (2.95%)>Ni (2.26%)>Hg (1.55%)>Zn (1.42%)>Pb (1.34%)>Cu (0.49%)>Cr (0.10%). The proportions of soil environmental quality index such as severely, moderately and slightly exceeded were 1.71%, 3.89% and 23.84%, respectively. Also, the ratio of extremely strong and very strong potential ecological risk accounted for 0.29% and 2.89%. The ratio of the fallow area in China due to soil heavy metal pollution is 15.58%, of which the proportions of level I, II and III are 0.77%, 1.53% and 3.26%, respectively. Level I fallow areas are mainly distributed in 8 provinces of China including Henan, Hunan, Yunnan, Anhui etc. Additionally, fallow areas are mainly distributed in Henan and Hunan province, followed by Liaoning and Shandong province. 【Conclusion】 To promote the remediation of heavy metal pollution in Chinese surface soils, the implementation of differentiated fallow strategies for farmland areas with different pollution levels is recommended. This study shows the status of heavy metal pollution in farmland soils and spatially identified the urgency of fallowing areas in China. It also provides theoretical support for controlling farmland soil pollution and fallow space-time allocation in China.

Key words: Heavy metal pollution; Farmland protection; Fallow rules; Fallow layout; Space tradeoff

中国耕地表层土壤重金属污染日益严重^[1-2]。2014年《全国土壤污染状况调查公报》^[3]（以下简称《公报》）显示，有19.4%的土壤点位数据超过了《农用地土壤环境质量标准》^[4]，九个主要稻米产区大米Cd超标占10.3%^[5]。此外，受到镉(Cd)、汞(Hg)、砷(As)等重金属污染土地约有 $2 \times 10^5 \text{ km}^2$ ^[6]。在采矿冶炼和农业污染加剧的双重压力下，土壤重金属污染已严重威胁到农产品质量和公众健康。因此，从源头上识别并防治污染导致的耕地质量退化已迫在眉睫。休耕旨在实现耕地“休养生息”，有效调节土壤理化性质，防治土壤污染^[7]。必须充分考虑休耕时序、空间配置和区域人地关系，以土地利用问题为导向、耕地本底环境和实际利用条件为基准，探索差异化的休耕空间布局^[8]。

2016年国家明确轮作休耕试点面积为 $4.1 \times 10^5 \text{ hm}^2$ ，并将逐年扩大。然而，休耕实施受到粮食安全、农户意愿、财政平衡、环境本底等诸多因素的影响^[9]。从国家或省域层面上，明确“哪些耕地必须休耕”是休耕制度有效落地的关键，目前仅少数学者关注休耕规模和布局问题。赵雲泰等^[10]按适宜性评价结果确定了江苏省通州区休耕空间布局；杨庆媛等^[9]

基于初判、修正、优选确定休耕的空间分区布局，并预测了贵州省晴隆县可休耕耕地面积为 $1.35 \times 10^4 \text{ hm}^2$ ；Shi等^[11]构建耕地休耕综合指数(ILF)，绘制和评估了中国西南地区耕地休耕空间；吴冬林^[12]基于效率和生态视角，识别并确定凉山彝族自治州的休耕区域。前述研究侧重于小区域，一般与永久基本农田布局或土地整治时空配置相结合，探讨约束条件下区域休耕地块空间布局，对确定小区域休耕规模与空间布局极具参考价值，但尚不能满足全国自上而下休耕战略需求，也无法从国家层面上回答“休多少”“休哪里”等重大管理问题。

厘清耕作层土壤重金属污染状况，是推动污染耕地休耕、保障食品安全与人类健康的重大战略需求。为此，本文从2000—2018年已公开发表的568篇文献中获取了2343个点位，6490组土壤样品数据，利用空间插值方法构建了中国耕地表层土壤重金属污染的空间分布图，基于土壤污染水平、土壤综合质量影响指数及其潜在生态风险的三维空间，从国家尺度上权衡土壤重金属污染导致的休耕空间布局。为中国耕地休耕的时空配置提供科学依据，也为现阶段生态文明建设和农业—社会经济的高质

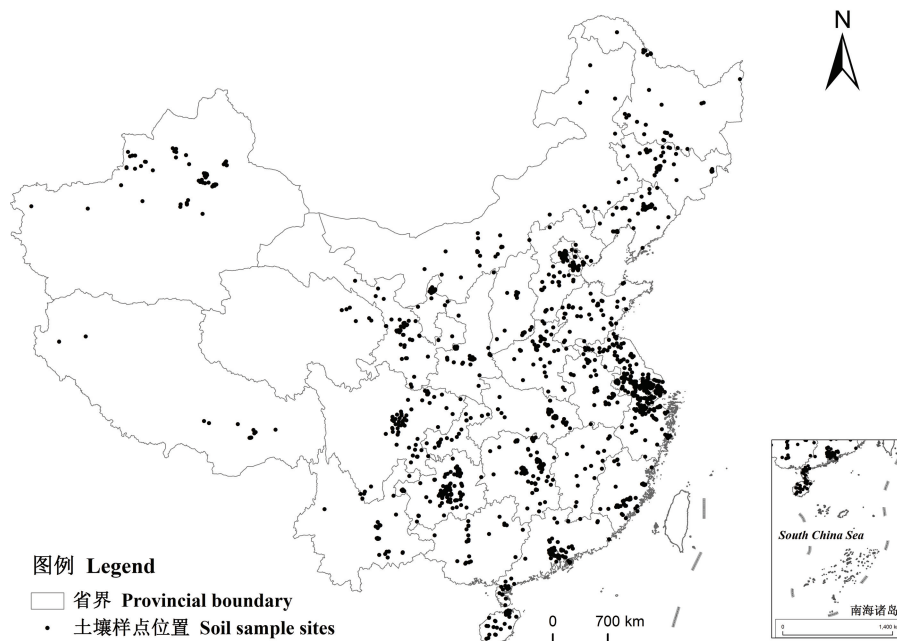
量发展服务。

1 材料与方法

1.1 数据收集与处理

采用文献计量法^[13], 在 Web of Science 和中国知网 (CNKI) 上检索“土壤重金属”或者单一重金属元素, 筛选 2000-2018 年相关文献, 并排除非耕地的研究。检索须满足以下标准: (1) 文献中土壤样品的前处理方法、理化测试方法与土壤环境背景值调查、GB15618-1995 标准^[4]或 GB15618-2018 标准^[14]中推荐的方法基本一致; (2) 土壤样点数据必须反映耕地表层土壤 (0~15 cm 或 0~20 cm) 的污

染状况, 且每个样为多点采集; (3) 能直接或间接计算获得土壤重金属含量和样点坐标。样品数据提取方法如下: (1) 已注明采样点地理坐标、详细地名、污染物种类及浓度的则直接获取样点信息; (2) 依样点地名反转地理坐标。采用 Geosharp2.1 获取样点坐标, 消除不同地理坐标系统的偏差; (3) 采样点信息图像数字化。利用 Getdata2.25 和 Arcgis10.1 提取污染物含量柱状图、指数图、空间分布图中的浓度和坐标。依据种植类型将耕地划分为六类: 粮食 (如稻米、小麦、玉米等)、蔬菜、水果 (如苹果、梨、猕猴桃等)、茶叶、药材和其他 (地肤、烟草等)。共筛选出文献 568 篇, 涉及 2 343 个农田土壤点位及样区, 包含样品数据 6 490 组^[15] (图 1)。



注: 该图基于自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为 GS (2019) 1686 的标准地图制作, 底图无修改。余同。Note: The map is based on the standard map with the approval number GS (2019) 1686 downloaded from the standard map service website of the Ministry of Natural Resources of China, and the base map has not been modified. The same below.

图 1 中国耕地表层土壤重金属污染样点位置空间分布图

Fig. 1 Spatial distribution of topsoil sampling sites of cultivated land in China

1.2 异常数据消除

先前对矿区、工业区、污水灌溉农业区等重金属污染格外关注, 这些区域的研究对土壤污染治理具有典型意义, 但极易出现人为高估^[15]。目前基于空间插值的土壤污染面积比的测算仍是衡量土壤重金属污染的最佳方法^[16], 但如若不剔除异常样本, 将严重影响大尺度空间插值的精度。因此, 同一区

域内样本数据按污染物平均浓度值 (\bar{X}) 的 $[\bar{X}/4, 4\bar{X}]$ 区间进行剔除, 消除由特定小区域的矿业活动或人为因素等引起的异常样本值, 大大提高估算精度。本研究共剔除 123 个异常值。

1.3 土壤污染评价方法

单因子污染指数评价法^[17]可直观反映土壤中每种重金属的污染情况, 并对土壤单一重金属元素的

累积污染程度进行评价，计算公式如下：

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

式中， P_i 为污染物 i 的污染指数； C_i 为污染物浓度实测值， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； S_i 为评价标准值， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ； S_i 采用生态环境部发布的《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》(试行)(GB15618-2018)^[17]。为体现不同土壤 pH 区域内农作物对土壤污染物的吸收差异，本研究按照 pH 分四段区间 ($\text{pH} \leq 5.5$, $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$, $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$ 和 $\text{pH} > 7.5$) 进行评价。特别地，当土壤中 Cd、Hg、As、铅 (Pb)、铬 (Cr) 的含量 (C_i) 高于规定的风险筛选值 (C_{si}) 且等于或者低于规定的风险管制值 (C_{ci}) 时，即 $C_{si} < C_i \leq C_{ci}$ ，可能难以保障食用农产品的质量安全，此时耕

地土壤应当采取安全利用措施；当土壤中 Cd、Hg、As、Pb、Cr 的含量高于规定的风险管制值时，若在该区域内种植食用农产品，食品污染风险系数较高，建议对区域内耕地土壤开展休耕治理、退耕还林等严格管控措施^[14]。

从国家地球系统科学数据共享平台 (<http://www.geodata.cn>) 获取 2015 年 1:100 万土地利用类型图，提取全部耕地 1 km×1 km 栅格数据，运用反距离权重法空间插值，获取各单一污染物浓度分布，并对单一污染物进行污染等别划分^[18]。综合考虑风险筛选值与风险管制值标准，对 Cd、Hg、As、Pb、Cr 浓度实测值 C_i 超过其对应的 pH 区间土壤风险管制值 C_{ci} 部分直接划分为极度污染。如风险管制值项—Cd 的污染等别划分标准见图 2a、风险筛选值项—镍 (Ni) 的污染等别划分标准见图 2b。

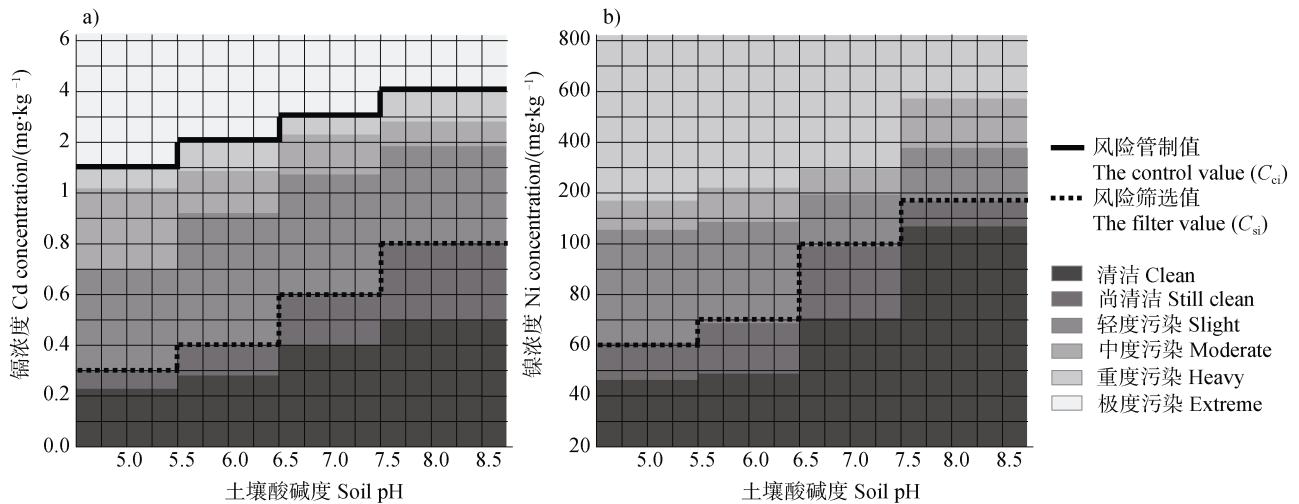


图 2 污染等级划分标准示例

Fig. 2 The pollution level classification standards

1.4 土壤综合质量影响指数评价方法

为消除传统“土壤标准管理法”的缺陷，解决土壤污染休耕的优先排序问题，引入“土壤综合质量影响指数评价法”，兼顾“土壤环境背景值”“地区污染临界值”与“重金属元素离子冲量-价态效应”的三重因素，开展土壤综合质量影响的精准评价^[19]。计算过程如下：

(1) 运用指数判别法，比较土壤样点的单一重金属污染浓度与评价标准值和土壤背景值的大小，确认土壤样点超过标准值的重金属元素数目 X 和超过背景值的重金属元素数目 Y 值。

求土壤样点的 X 值：

$$P_{SSi} = \frac{C_i}{C_{Si}} \quad (2)$$

求土壤样点的 Y 值：

$$P_{SBi} = \frac{C_i}{C_{Bi}} \quad (3)$$

式中， P_{SSi} 和 P_{SBi} 分别为土壤样点单一重金属污染浓度实测值 (C_i) 与评价标准值 (C_{Si})、土壤重金

属元素背景值 (C_{Bi}) 的比值, 当 $P_{SSi} \leq 1$ 时, 取 $x_i = 0$, 当 $P_{SSi} > 1$ 时, 取 $x_i = 1$, $X = \text{sum}(x_i)$; 当 $P_{SBi} \leq 1$ 时, 取 $y_i = 0$, 当 $P_{SBi} > 1$ 时, 取 $y_i = 1$, $Y = \text{sum}(y_i)$ 。

(2) 当浓度相同时, 离子冲量掩盖了其毒性的固有差异, 较难区分具有相同氧化数的不同重金属元素对土壤污染的影响程度, 无法厘清耕地休耕的优先等级。为此, 在离子冲量的基础上构建土壤相对影响当量。

$$\text{RIE} = \left[\sum_{i=1}^N (P_{SSi})^{\frac{1}{n}} \right] / N = \left[\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i}{C_{Si}} \right)^{\frac{1}{n}} \right] / N \quad (4)$$

式中, RIE 为土壤相对影响当量, RIE 的数值越大, 表明重金属元素的综合影响越明显; N 是测定的重金属元素数目, $N=8$; n 是测定重金属元素 i 的氧化数。《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)^[14]中规定的土壤污染标准, 已考虑重金属元素的氧化数与其相对毒性之间的关系, 故采用重金属元素在土壤中的稳定态, 各重金属的氧化数分别为 $\text{As}(5) > \text{Cr}(3) > \text{Cd} = \text{Hg} = \text{Pb} = \text{Cu} = \text{Ni} = \text{Zn}(2)$ 。

(3) 土壤综合质量影响指数测算:

$$\text{DDDB} = \left[\sum_{i=1}^N (P_{SBi})^{\frac{1}{n}} \right] / N = \left[\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i}{C_{Bi}} \right)^{\frac{1}{n}} \right] / N \quad (5)$$

$$\text{DDSB} = \sum_{i=1}^N \left(\frac{C_{Si}}{C_{Bi}} \right)^{\frac{1}{n}} \quad (6)$$

$$\text{IICQ} = X \cdot (1 + \text{RIE}) + Y \cdot (\text{DDDB}) / \text{DDSB} \quad (7)$$

式中, DDDB 为土壤重金属元素浓度实测值偏离背景值的程度, DDDB 值越高表明重金属元素的影响越明显; DDSB 为土壤标准偏离背景值的综合程度, DDSB 值越高表明土壤的负载容量越大、对重金属污染的缓冲性越强; IICQ 为土壤综合质量影响指数, IICQ 值越大表明土壤污染等级越高。据此, 将土壤综合质量影响指数划分为 5 个等级: I, 安全, $\text{IICQ} \leq 1$; II, 警戒, $1 < \text{IICQ} \leq 2$; III, 轻度超标, $2 < \text{IICQ} \leq 3$; IV, 中度超标, $3 < \text{IICQ} \leq 5$; V, 重度超标, $\text{IICQ} > 5$ 。

1.5 土壤潜在生态风险评价方法

潜在生态风险指数法^[20]在考虑土壤重金属含量的基础上增加毒性响应系数, 兼顾区域背景值与土壤中重金属毒性的迁移转化规律, 可有效识别重金属潜在的风险, 适用于大尺度研究。计算公式为:

$$E_r^i = T_r^i \times P_i \quad (8)$$

$$\text{RI} = \sum_{i=1}^N E_r^i \quad (9)$$

式中, T 为不同金属生物毒性响应因子, 各重金属元素的毒性系数分别为: $\text{Hg}(40) > \text{Cd}(30) > \text{As}(10) > \text{Pb} = \text{Cu} = \text{Ni}(5) > \text{Cr}(2) > \text{Zn}(1)$; P_i 为污染物 i 的污染指数; E 为单一金属潜在生态风险因子, RI 为采样点综合因子潜在生态风险指数, 其中, I, 轻微潜在生态风险, $\text{RI} < 150$; II, 中等潜在生态风险, $150 \leq \text{RI} < 300$; III, 较强潜在生态风险, $300 \leq \text{RI} < 600$; IV, 很强潜在生态风险, $600 \leq \text{RI} < 1200$; V, 极强潜在生态风险, $\text{RI} \geq 1200$ 。

1.6 休耕空间权衡方法

土壤 pH 参比值参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)^[14], 评价示例土壤样点编号 1~2、编号 7 为 $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$, 编号 3~6 为 $\text{pH} \leq 5.5$, 编号 8 为 $\text{pH} > 7.5$ 。兼顾耕地土壤污染水平、土壤综合质量影响指数及其潜在生态风险, 识别基于农业种植风险带来的食品安全问题优先的休耕单元。依据每一单元的休耕迫切性差异确定休耕空间权衡方法, 以划分不同等级的休耕区。

(1) 土壤环境状况表达, 可根据实际情况确定取舍, 对于土壤样品或者样点 U 可以表示为:

$${}^X_Z U_T^Y - (a_e, b_e, \dots; a_h, b_h, \dots; a_m, b_m, \dots) \quad (10)$$

$$X = \text{count}(a_e, b_e, \dots) \quad (11)$$

$$Y = \text{count}(a_h, b_h, \dots) \quad (12)$$

$$Z = \text{count}(a_m, b_m, \dots) \quad (13)$$

式中, a_m 、 b_m 为土壤污染程度为中度污染的重金属元素名称; a_h 、 b_h 为土壤污染程度为重度污染的重金属元素名称; a_e 、 b_e 为土壤污染程度为极度污染

的重金属元素名称。 X 、 Y 、 Z 为极度污染、重度污染、中度污染的重金属元素的数目，其中， $X+Y+Z \leq 8$ ； T 是土壤综合质量影响指数等级与潜在生态风险指数等级的加和， $T \leq 10$ 。

(2) 休耕等级划分：休耕等级划分以保障农田生态健康为前提，以维护食品安全、推进污染防治为目标，综合考虑耕地土壤污染水平、土壤综合质量影响指数及其潜在生态风险，制定休耕权衡方法与分区标准，并将中国休耕分区划分为四个等级：

(1) 急切必休区 (I)，区内土壤综合质量处于重度超标状态且存在极强的潜在生态风险，或存在着重金属含量高于风险管控值，表明该区内生产的农产品不符合质量安全标准；(2) 常规必休区 (II)，区内土壤综合质量处于中度超标状态且存在很强潜在生态风险，或有 4 种以上重金属为重度污染；(3) 严控轮休区 (III)，区内土壤综合质量影响指数等级与潜在生态风险指数等级的加和为 7，或有 2 种以上重金属为重度污染且有 3 种以上重金属为中度污染；(4) 一般轮休区 (IV)，区内土壤综合质量影响指数等级与潜在生态风险指数等级的加和为 6，或土壤中至少存在 1 种重金属的污染程度为重度污染，在该区内种植食用农产品风险较强。

2 结 果

2.1 中国耕地表层土壤重金属含量空间统计

土壤样点分布如图 1 所示，呈东部密集、西部

稀疏的特点，东部沿海、松嫩平原、长江三角洲等人口密集区以及粮食主产区尤为密集。由表 1 可知，As、Pb、Cr、Cu 和 Zn 含量范围变幅较大，且 Cd、Hg、As、Pb、Cr、Cu、Ni 和 Zn 的最高值分别超出样点位置对应省份土壤背景值的 574.2 倍 (辽宁)、381.1 倍 (辽宁)、57.14 倍 (云南)、43.66 倍 (云南)、15.55 倍 (河南)、51.17 倍 (安徽)、22.47 倍 (福建) 和 22.24 倍 (云南)。各重金属元素变异系数 (CV) 排序为：Cd>As>Hg>Pb>Cu>Zn>Ni>Cr。其中，除了 Cr 的 CV 小于 1，其他七种重金属的 CV 均大于 1，说明其含量空间分布离散性大，空间分布异质性强。粮食和蔬菜土壤样点数分别占总样本的 59.45%、24.87%，远高于其他类型。其中，As 在不同农作物种植系统的土壤浓度平均值由高到低依次为：药材、粮食、蔬菜、茶叶、水果、其他；而 Ni 则依次为蔬菜、水果、粮食、其他、茶叶。除 As 和 Ni 外，粮食和蔬菜土壤样点重金属含量平均值均高于其他类型，且 Cd、Hg、Pb、Cu、Ni 和 Zn 的浓度平均值表现为蔬菜高于粮食，表明粮食和蔬菜区土壤更易受人为因素影响，应被列为重点污染治理及休耕区。

2.2 中国耕地表层土壤重金属含量空间分布特征

2.2.1 中国耕地表层土壤重金属污染空间分异

不同重金属污染的空间插值结果见图 3。

(1) Cd：在中部及南部出现多个高值区，如云南、贵州、广西，河南新乡市是高值集中区，其次是安徽铜陵市、湖南长沙、株洲及湘潭等地；(2) Hg：

表 1 中国耕地表层土壤重金属含量统计

Table 1 Statistics of heavy metals' contents of surface farmland soils in China

污染类别 Pollutant item	数目 Number	原数据 Raw data				剔除结果 Elimination result of [X/4, 4X]				剔除比例 Elimination ratio
		范围 Range/ (mg·kg ⁻¹)	平均值 Mean/ (mg·kg ⁻¹)	标准差 Std/ (mg·kg ⁻¹)	变异系数 CV	范围 Range/ (mg·kg ⁻¹)	平均值 Mean/ (mg·kg ⁻¹)	标准差 Std/ (mg·kg ⁻¹)	变异系数 CV	
镉 Cd	910	0.00~72.81	0.86	3.83	4.46	0.00~25.64	0.55	1.62	2.96	3.96%
汞 Hg	788	0.00~14.1	0.25	0.64	2.52	0.00~4.29	0.21	0.34	1.56	1.01%
砷 As	959	2.13~1 051	15.35	39.18	2.55	2.13~142.7	13.30	11.71	0.88	0.52%
铅 Pb	1 024	0.03~1 772	50.91	104.9	2.06	0.03~313.2	39.27	37.31	0.95	3.32%
铬 Cr	739	0.00~992.4	69.81	58.59	0.84	0.33~397.8	68.45	45.43	0.66	1.49%
铜 Cu	841	0.12~1 247	36.13	60.42	1.67	0.12~423.1	33.77	31.84	0.94	0.71%
镍 Ni	524	0.91~408.9	34.63	35.56	1.03	0.91~409.0	34.63	35.56	1.03	0.00%
锌 Zn	705	0.71~1 995	121.5	176.4	1.45	0.71~454.8	97.01	61.86	0.64	2.98%

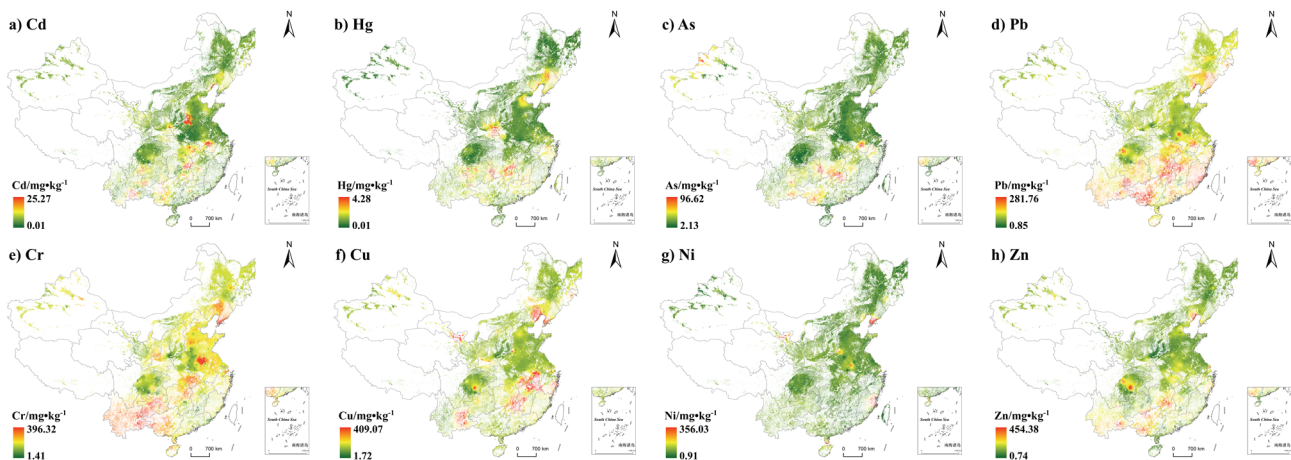


图3 中国耕地表层土壤重金属含量空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of heavy metal contents of surface soils in China

超标地区主要在湖南中南部、辽宁北部以及陕晋豫三省交界处；(3) As: 在安徽和湖南南部以及湘贵交界处出现高值, 在新疆西北部以及云南东部、广西西南部含量较高, 其他区域变化不明显；(4) Pb: 超标地区与 Cr 有着相似的空间分布, 高值区出现在辽宁省西南部、安徽东北部、湖北东南部及湖南省, 而中东部地区变化较为平缓；(5) Cr: 空间分布较为复杂, 由云南省大片区域向东北方向直至江苏出现连续高值区, 安徽灵璧出现大范围的高值区, 在环黄渤海地区特别是京津唐地区出现次高值区；(6) Cu: 呈现连片的高值区域, 尤其在云南省东部、湖南省南部、江西省中北部、安徽南部、甘肃中部和辽宁环渤海地区有较大范围的高值区；(7) Ni: 超标区主要集中于辽宁南部、甘肃中部；(8) Zn: 超标区主要集中在西南部地区, 并向湖南、江西、湖北延伸, 辽宁西南部、四川东北部及其与重庆西部交界处也出现大范围高值区。

不同重金属浓度点位超标率(超过风险筛选值 C_{si})如下: Cd (18.03%) > As (2.95%) > Ni (2.26%) > Hg (1.55%) > Zn (1.42%) > Pb (1.34%) > Cu (0.49%) > Cr (0.10%)。除 Cd 均值超过筛选值外, 其余的远小于对应的标准, 但并不代表无污染。除 Hg 和 Ni 外, 中部地区湖南、安徽等地重金属含量普遍较高。高值区一般分为两类, 一是与自然背景值有关, 如云南、贵州和广西等; 二是与采矿活动密切相关, 如辽宁省西南部、安徽和湖南中部、湖北省东南部等, 一些地区矿业开采历史甚至长达 3 000 年。因此, 考虑高值区的产生原因, 对合理评判和划分休耕区是十分必要的。

2.2.2 土壤综合质量影响指数与潜在生态风险

由图 4a 可知, 耕地质量总体未受影响, I 和 II 级耕地占比为 70.41%, III、IV 和 V 级耕地占比分别为 23.84%、3.89%、1.71%。就空间分布而言, V 级在湖南省分布范围最广, 其次是广西、辽宁。总体而言, 北方地区土壤环境质量状态更佳, 除辽宁、河南和甘肃部分区域外, 土壤综合质量数仍以 I、II 级为主。依据式 (8) 和式 (9), 单项潜在生态风险指数均值依次为: Hg (114.9) > Cd (60.96) > As (11.70) > Cu (7.56) > Pb (6.66) > Ni (5.92) > Cr (2.14) > Zn (1.27)。依据分级标准^[20]可知, 6 种重金属的单因子潜在生态风险处于 I 级, 但 Hg 处于 V 级, Cd 处于 II 级, 这表明 Hg 和 Cd 是中国耕地关键生态风险因子。总体上耕地综合因子潜在生态风险指数属于 III、IV 和 V 级占比分别为 13.27%、2.89% 和 0.29% (图 4b)。V 级主要位于在豫北部、陕东部、湘中东部、云东南部以及辽宁省环渤海地区; IV 级在辽宁和陕西分布范围最广, 其次是湖南、河南、安徽、山东。

2.3 中国休耕空间分布权衡

2.3.1 休耕点位评价 选取 8 个样品示例 (图 5), 具体为 (1) 样品编号 1、3、5 和 7 未出现单一重金属元素重度污染和极度污染, 且仅存在有一种重金属是中度污染; (2) 样品编号 2 和 4 中有 2 种重金属元素为中度污染或重度污染; (3) 样品编号 6 和 8 有 7 种重金属元素无中度污染, 但 Cd 为极度污染, 其中样品编号 6 的 IICQ=5 (重度超标); 土壤综合因子潜在生态风险指数 $600 \leq RI < 1200$, 属于很强潜在生态风险。依据休耕等级划分标准, 最终确定样品编号 6、

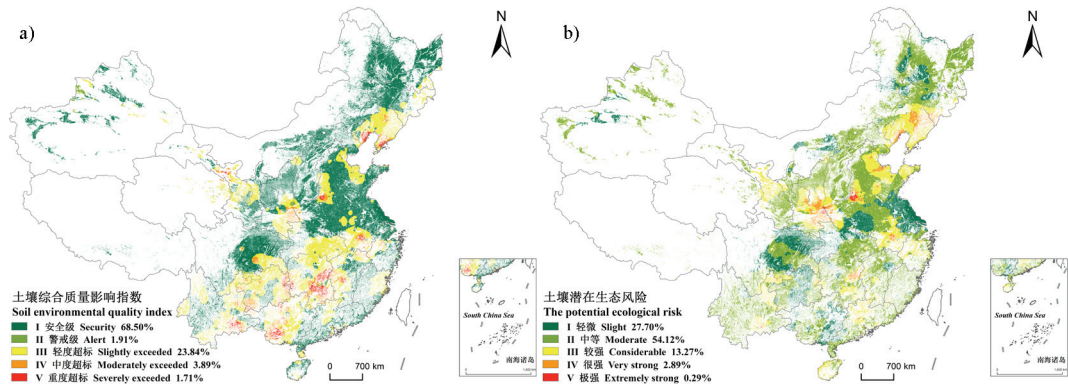


图 4 土壤综合质量影响指数 (a) 与土壤潜在生态风险 (b) 的空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of soil environmental quality index (a) and the potential ecological risk (b) in China

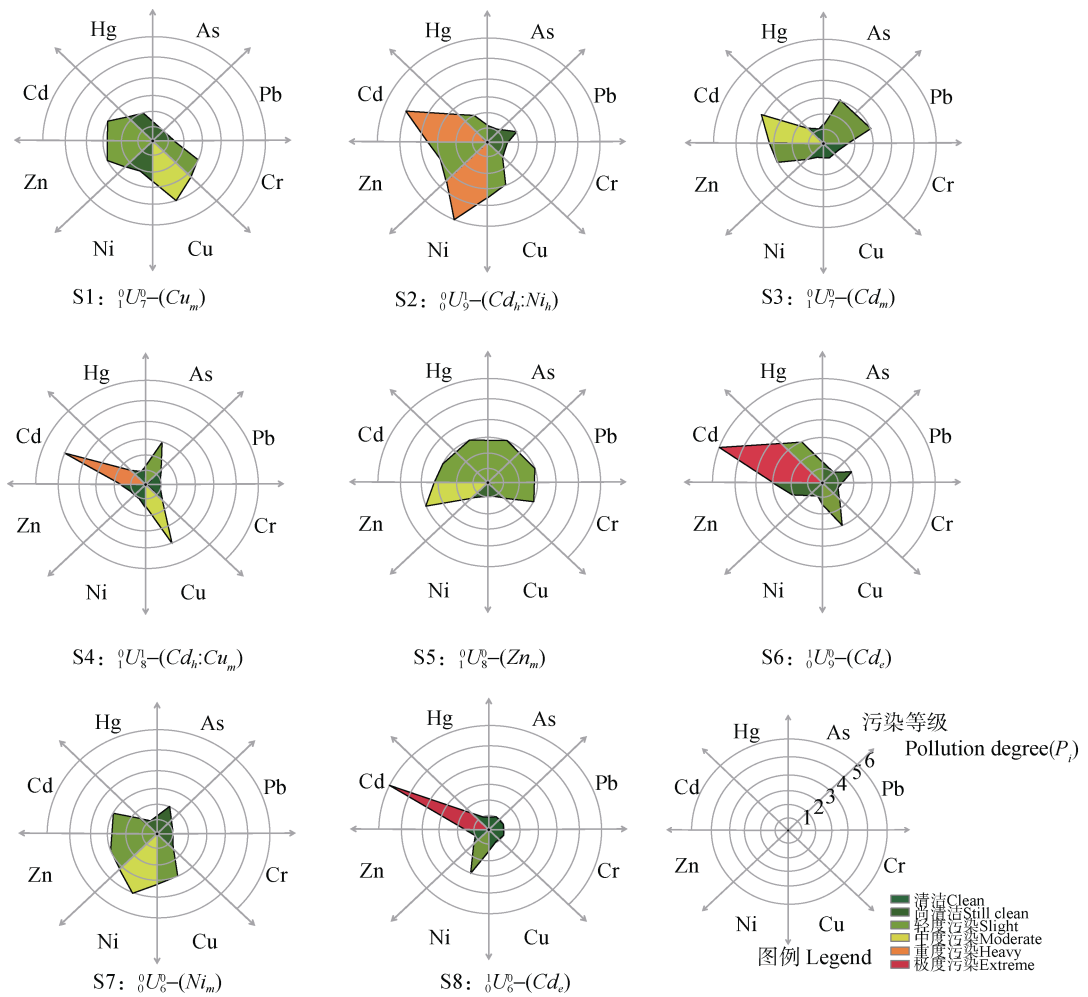


图 5 评价示例中各重金属污染状况

Fig. 5 The demonstration of each heavy metals' pollution status

注：S1~S8 为样品示例编号； ${}^X_ZU_T^Y$ ，U 表示土壤样品，X、Y、Z 分别表示极度污染、重度污染、中度污染的重金属元素数目，T 是土壤综合质量影响指数等级与潜在生态风险指数等级的和；Cu_m 表示 Cu 中度污染；Ni_h 表示 Ni 重度污染；Cd_e 表示 Cd 极度污染。
Note: S1-S8 are sample numbers; For ${}^X_ZU_T^Y$, U is soil sample, X, Y and Z represents the number of heavy metal elements that are extremely, heavily and moderately polluted, and T means the sum of the soil environmental quality index level and the potential ecological risk level; Cu_m indicates Cu is moderate pollution; Ni_h indicates Ni is heavy pollution; Cd_e indicates Cd is extremely pollution.

8 的休耕等级划分为急切必休区 (I); 样品编号 2、4、5 为常规必休区 (II); 样品编号 1、3 为严控轮休区 (III); 样品编号 7 虽然仅存在重金属 Ni 为中度污染, 但其土壤综合质量影响指数等级 (III, 轻度超标级) 与潜在生态风险指数等级 (III, 较强潜在生态风险) 的加和 $T=6$, 划定为一轮休区 (IV)。

2.3.2 休耕空间布局权衡 具体休耕空间分布如图 6 所示。就数量而言, 休耕占全部耕地的 15.58%, IV 级占比最高, 约为 $1.35 \times 10^7 \text{ hm}^2$; III 级次之, 约为 $4.39 \times 10^6 \text{ hm}^2$; I 级仅占全部耕地的 0.77%。就空间而言, I 级主要分布于河南、湖南、云南、安徽

等 8 个省份, 如河南省新乡市 I 级占比远高于其他地区, 与该区近 40 年来的化工、冶炼、电池产业密切相关; II、III 级在辽宁省分布范围最广, 其次是湖南、陕西。与当地采矿、工业生产相关。此外, 甘肃中部地区也存在一定面积的休耕区, 主要与金昌地区 Cu 和 Ni 生产冶炼密不可分; IV 级分布最广, 涉及全国 25 个省区。全局而言, 休耕区域主要分布于河南、湖南两省, 其次是环渤海的辽宁、山东。一些受污水灌溉、涉重金属“三废”(废水、废气、废渣) 排放以及农药和肥料过度使用区也应被划定为休耕区。

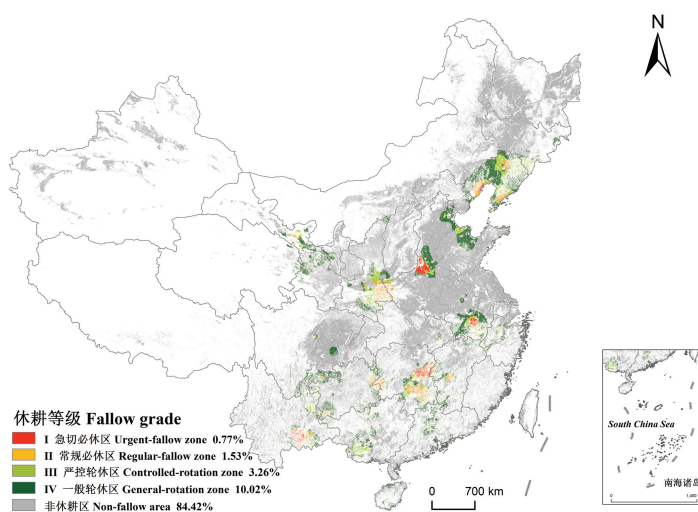


图 6 中国休耕空间布局

Fig. 6 Spatial layout of cultivated land's fallow area in China

3 讨论

3.1 中国耕地表层土壤重金属污染的总体态势

就单元素评价结果而言, Hg、Cr、Zn、As、Pb 点位污染率分别为 1.55%、0.1%、1.42%、2.95% 和 1.34% (图 3), 与《公报》^[3]、Niu 等^[18]的研究结果相似, 但 Cu 和 Ni 点位污染率仅 0.49%、2.26%, 远低于《公报》^[3]公布值 2.1%、4.8% 和 Niu 等^[18]公布值 9.16%、6.11%, 这可能与评价标准不同和背景值取值有关。此外, Cd 浓度点位超标率为 18.03%, 是导致中国耕地表层土壤重金属污染的主要因素。这一结果远高于《公报》^[3]结果 (7.0%), 但与尚二萍等^[21]粮食主产区污染率 16.07% 的结论相似。Shi 等^[5]2009 年从全国稻米产区收集了 110 份样品, Cd 超标率为 10.3%, 也验证了 Cd 实际污

染状况可能较《公报》^[3]报道的严重。本研究显示, 若采用内梅罗综合污染指数及其划分等级^[16]去综合考虑 8 种重金属元素的土壤综合污染状况, 中国耕地表层土壤重金属污染面积占总面积的 15.87%, 轻度、中度和重度污染比例分别为 12.83%、1.71% 和 1.33% (图 6)。其中, 中-重度污染比略高于《中国耕地地球化学调查报告》^[22]中的 2.5%, 这可能与该报告仅调查了全国 68% 的耕地有关。本研究与宋伟等^[23]估算结果 (16.67%) 极为相近。但这一结果略低于《公报》^[3]结果以及 Zeng 等^[14]先前研究, 这可能与本研究仅考虑土壤重金属, 并未将有机污染物纳入范围有关。

豫、湘、云、辽 4 省部分地区土壤重金属污染相对严重, 且生态风险等级相对较强。此外, 对比不同农业种植区发现, 除 As 和 Ni 外, 粮食和蔬菜

区土壤重金属含量均值均高于其他，且每一种元素浓度最大值均出现在粮食或蔬菜区。湖南株洲市^[24] ($\text{pH} \leq 5.5$)、河南新乡市^[25] ($6.5 < \text{pH} \leq 7.5$) 的蔬菜区，Cd 浓度分别为 $35.80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $25.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，超过农用地土壤污染风险管制值的 23.87 倍、3.55 倍，应对其采取禁止种植食用农产品并休耕治理。

3.2 土壤污染对休耕空间权衡的影响

土壤污染与农产品污染间存在着复杂的关系，受 pH、污染物价态、农作物种类等多因素影响^[26]。其中土壤 pH 是首要因子，土壤 pH 越低，越易被农作物吸收。本研究参照《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》^[14]，该标准根据重金属元素在不同 pH 范围内规定了农用地土壤污染风险筛选值和管制值。事实上，农产品生长环境很大程度上决定了农产品品质。土壤污染越重，农作物受污染的可能性越高，农产品产量及其质量呈下降趋势越明显。但土壤污染特有的累积性、隐蔽性和不可逆转性，通常让人难以察觉农作物是否受到土壤污染的胁迫。

粮食质量安全首要目标是源头控制，休耕和治理污染土壤是关键。随着休耕的内涵和形式不断丰富，将农田污染治理、培肥措施与休耕相结合对控制土壤重金属污染效果显著^[10]。如曹雪莹^[27]研究表明伴矿景天+可溶性有机肥可作为治理 Cd 污染农田的修复培肥技术模式；Baudh 等^[28]通过休耕种植蓖麻降低土壤中重金属的生物毒性，从而有效治理了土壤 Cd、Pb、As 等重金属污染；谷雨等^[26]研究表明治理式休耕（休耕+施石灰+春季深翻耕+淹水管理+旋耕+种植绿肥）处理的稻田土壤有效态 Cd 含量较不休耕、一般休耕分别降低了 20.76% 和 15.50%。休耕已广泛应用于污染区农田治理中，其作用也慢慢得到社会公认。本研究仅考虑土壤污染的休耕面积占比为 15.58%（图 6），这个结果远高于张慧芳等^[29]认为的中国每年休耕规模上限为国家耕地总面积的 5% 和 Lu 等^[30]认为理论休耕规模为 6.28%~9.54%。但低于罗婷婷和邹学荣^[31]估算的中国休耕极限 20%。考虑到休耕实施的可行性，时序安排上应兼顾粮食安全、地方财政压力、休耕迫切性等要素^[32]。建议按等级实施差异化的休耕模式：（1）急切必休区已不适宜耕作，应采取强制性的长期休耕模式，并严禁种植食用农产品，配套“休治培”三融合技术方法，待土壤污染强度降低至符合

农业种植标准后，可考虑种植其他作物，并酌情调整休耕方式；（2）常规必休区应采取季休或年休的休耕模式，采用植物移除修复的方法，建立以农艺调控为主、边生产边修复的非工程性休耕技术路径，并注意限制农作物种植品种；（3）严控轮休区与一般轮休区采取季节性轮作休耕，由于区域内污染程度较低，可采用如热力恢复法、隔离包埋法、深耕翻土法等修复能力较低但见效快的物理休耕措施。

3.3 本研究的局限性和不确定性分析

基于文献计量学方法获取数据，易受先前研究的偏好影响。如一些研究倾向于选取典型重金属污染区作为研究对象，从而导致过高地估计污染程度、夸大应休面积。空间插值极易受样点分布、异常值等影响导致插值误差。本研究采用的[X/4, 4X]区间剔除异常值方法已得到有效验证，此前已从新建数据集中选择 130 个样本对土壤多环芳烃（PAHs）含量空间分布结果进行交叉验证，仅 20 个样点实际浓度未在对应的空间插值污染水平内^[33]。

此外，中国耕地土壤类型复杂多样，易导致生态风险评价、休耕分区结果的不确定性。本研究兼顾“土壤环境背景值”、“地区污染临界值”与“重金属元素离子冲量-价态效应”的三重因素，运用土壤综合质量影响指数评价法客观评价了区域土壤综合质量，定量表征土壤重金属污染的潜在风险。但受污染耕地土壤中大多属于多种重金属交叉污染，未来应深入考虑不同重金属之间毒性的相互影响作用。同时毒性响应系数应根据不同尺度以及在不同环境中的丰度来进行修正。土壤独特的空间变异性也决定了将土壤和农产品协同采样分析，划分休耕区域更为合理。此外，未来有必要利用“3S”等技术在大尺度上构建三维评价系统，揭示重金属元素在“土壤-作物-人体”系统中的迁徙机理。

4 结 论

中国耕地表层土壤重金属污染日益严重，其治理已刻不容缓。近年采取自愿申报和总量控制的办法至下而上落实全国的休耕计划，但中国耕地面积大、分布散、污染状况不一，一直缺乏从源头污染控制的视角厘清差别化休耕的必要性方面的研究。为此，本研究构建全国耕地表层土壤重金属污染状况数据库，依据迫切性权衡休耕的规模与空间布局。

结果表明: (1) 中国耕地表层土壤重金属污染面积占比为 15.87%, 且 Cd 点位超标率远高于其他的 7 种重金属元素; (2) 就土壤综合质量影响指数评价而言, 中国耕地质量总体上处于安全级与警戒级状态, 重度超标的耕地仅占 1.71%; (3) 就土壤潜在生态风险评价而言, 极强生态风险仅占 0.29%, 且极强生态风险区集中分布于河南、陕西、湖南、云南及辽宁; (4) 土壤重金属污染导致的应休耕面积占比为 15.58%, 其中急切必休区 (I)、常规必休区 (II) 和严控轮休区 (III) 分别占 0.77%、1.53% 和 3.26%, 主要集中于河南、湖南、云南、安徽等 8 个省份。同时, 建议对不同污染程度休耕区域实施差异化的休耕模式。本研究有助于掌握全国耕地土壤污染特征及空间分布, 为土壤污染管理和休耕政策决策提供依据。

参考文献 (References)

- [1] Chen R S, de Sherbinin A, Ye C, et al. China's soil pollution: Farms on the frontline[J]. *Science*, 2014, 344 (6185): 691.
- [2] Qu M K, Chen J, Huang B, et al. Exploring the spatially varying relationships between cadmium accumulations and the main influential factors in the rice-wheat rotation system in a large-scale area[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 736: 139565.
- [3] Ministry of Environment Protection of China. National soil pollution survey bulletin[R]. 2014. http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm. [环境保护部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 2014. http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm.]
- [4] MEE of China (Ministry of Ecology and Environment of China). Soil environmental quality standard for agricultural land: GB15618-1995[S]. 1995. http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201501/t20150115_294191.htm. [中国生态环境部. 农用地土壤环境质量标准: GB15618-1995[S]. 1995. http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201501/t20150115_294191.htm.]
- [5] Shi J, Li L Q, Pan G X. Variation of grain Cd and Zn concentrations of 110 hybrid rice cultivars grown in a low-Cd paddy soil[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21 (2): 168—172.
- [6] Huang Y, Deng Z Y. Problems and countermeasures on farmland rotation and fallow system in the heavy metal polluted region of China[J]. *Environmental Protection*, 2019, 47 (13): 22—26. [黄毅, 邓志英. 我国重金属污染区耕地轮作休耕存在的问题及对策——以湖南省为例[J]. *环境保护*, 2019, 47 (13): 22—26.]
- [7] Zhao Q G, Teng Y, et al. Research on cultivated land rotation and fallow system in China[M]. Beijing: Science Press, 2019. [赵其国, 滕应, 等. 中国耕地轮作休耕制度研究[M]. 北京: 科学出版社, 2019.]
- [8] Zhao Q G, Shen R F, Teng Y, et al. Pilot progress, problems and countermeasures on farmland rotation and fallow system in the heavy metal polluted region of China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26 (12): 2003—2007. [赵其国, 沈仁芳, 滕应, 等. 中国重金属污染区耕地轮作休耕制度试点进展、问题及对策建议[J]. *生态环境学报*, 2017, 26 (12): 2003—2007.]
- [9] Yang Q Y, Bi G H, Chen Z T, et al. Spatial allocation of fallow land in Karst rocky desertification areas: A case study in Qinglong County, Guizhou Province[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2018, 73 (11): 2250—2266. [杨庆媛, 毕国华, 陈展图, 等. 喀斯特生态脆弱区休耕地的空间配置研究——以贵州省晴隆县为例[J]. *地理学报*, 2018, 73 (11): 2250—2266.]
- [10] Zhao Y T, Huang X J, Zhong T Y, et al. Simulating fallow land at regional scale: Size and spatial distribution[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2011, 31 (5): 103—107. [赵雲泰, 黄贤金, 钟太洋, 等. 区域虚拟休耕规模与空间布局研究[J]. *水土保持通报*, 2011, 31 (5): 103—107.]
- [11] Shi K F, Yang Q Y, Li Y Q, et al. Mapping and evaluating cultivated land fallow in Southwest China using multisource data[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 654: 987—999.
- [12] Wu D L. Identification and spatio-temporal collocation of cultivated land fallow based on efficiency and ecology—A case study of Liangshan Yi Autonomous Prefecture[D]. Chengdu: Sichuan Normal University, 2019. [吴冬林. 基于效率和生态视角的耕地休耕识别与时空配置研究[D]. 成都: 四川师范大学, 2019.]
- [13] Hood W W, Wilson C S. The literature of bibliometrics, scientometrics, and informetrics[J]. *Scientometrics*, 2001, 52 (2): 291—314.
- [14] MEE of China (Ministry of Ecology and Environment of China). Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land: GB15618-2018[S]. 2018. http://kjs.mee.gov.cn/hjbhbz/bzwb/trhj/trhjlz/201807/t20180703_446029.shtml. [中国生态环境部. 土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (试行): GB15618-2018[S]. 2018. http://kjs.mee.gov.cn/hjbhbz/bzwb/trhj/trhjlz/201807/t20180703_446029.shtml.]
- [15] Zeng S Y, Ma J, Yang Y J, et al. Spatial assessment of farmland soil pollution and its potential human health risks in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687: 642—653.
- [16] Meng Y S, Gao L L, Li Z J, et al. Review on risk assessment model and method of heavy metal pollution in

- farmland soil[J]. *Earth and Environment*, 2020, 48 (4): 489—495. [孟源思, 高琳琳, 李子杰, 等. 农田土壤重金属污染风险评价模型与方法研究[J]. *地球与环境*, 2020, 48 (4): 489—495.]
- [17] Cheng J L, Shi Z, Zhu Y W. Assessment and mapping of environmental quality in agricultural soils of Zhejiang Province, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19 (1): 50—54.
- [18] Niu L L, Yang F X, Xu C, et al. Status of metal accumulation in farmland soils across China: from distribution to risk assessment[J]. *Environment Pollution*, 2013, 176: 55—62.
- [19] Wang Y J, Liu C, Zhou D M, et al. A new approach for evaluating soil heavy metal impact: A comprehensive index combined soil environmental quality and agricultural products quality[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35 (7): 1225—1232. [王玉军, 刘存, 周东美, 等. 一种农田土壤重金属影响评价的新方法: 土壤和农产品综合质量指数法[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35 (7): 1225—1232.]
- [20] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control—a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14 (8): 975—1001.
- [21] Shang E P, Xu E Q, Zhang H Q, et al. Spatial-temporal trends and pollution source analysis for heavy metal contamination of cultivated soils in five major grain producing regions of China [J] *Environmental Science*, 2018, 39 (10): 4670—4683. [尚二萍, 许尔琪, 张红旗, 等. 中国粮食主产区耕地土壤重金属时空变化与污染源分析[J]. *环境科学*, 2018, 39 (10): 4670—4683.]
- [22] China Geological Survey. Investigation report on the geochemistry of cultivated land in China[R]. 2015. https://www.cgs.gov.cn/xwl/ddyw/201603/t20160309_302254.html. [中国地质调查局. 中国耕地地球化学调查报告[R]. 2015. https://www.cgs.gov.cn/xwl/ddyw/201603/t20160309_302254.html.]
- [23] Song W, Chen B M, Liu L. Soil heavy metal pollution of cultivated land in China[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2013, 20 (2): 293—298. [宋伟, 陈百明, 刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况[J]. *水土保持研究*, 2013, 20 (2): 293—298.]
- [24] Liu Y L, Jiang X Y. Evaluation of heavy metal pollution of soil and crops in Baima Village, Zhuzhou City[J]. *Soils*, 2004, 36 (5): 551—556. [刘扬林, 蒋新元. 株洲市白马乡土壤和农作物重金属污染评价[J]. *土壤*, 2004, 36 (5): 551—556.]
- [25] Zhou K, Wang Z F, Ma L L, et al. Pollution and assessment of soil heavy metal Cd, Cr, Pb and Hg in greenhouse vegetable fields of Xinxiang suburb, China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22 (12): 1962—1968. [周凯, 王智芳, 马玲玲, 等. 新乡市郊区大棚菜地土壤重金属 Pb、Cd、Cr 和 Hg 污染评价[J]. *生态环境学报*, 2013, 22 (12): 1962—1968.]
- [26] Gu Y, Jiang P, Li M D, et al. Effect of managed fallow on soil physicochemical properties and cadmium content in cadmium-contaminated paddy fields in Changzhutan[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2021, 38(3): 393—400. [谷雨, 蒋平, 李明德, 等. 治理式休耕对“长株潭”镉污染稻田土壤理化特性及镉含量的影响[J]. *农业资源与环境学报*, 2021, 38(3): 393—400.]
- [27] Cao X Y. Study on the cadmium availability and fertilities of soils in fallow system integrated with soil remediation of contaminated farmland[D]. Changsha: Hunan Normal University, 2019. [曹雪莹. 污染农田休耕修复中土壤镉有效性及肥力变化研究[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2019.]
- [28] Baudh K, Singh K, Singh B, et al. Ricinus communis: A robust plant for bio-energy and phytoremediation of toxic metals from contaminated soil[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 84: 640—652.
- [29] Zhang H F, Wu Y Z, He L J, et al. Discussion on implementation of fallow system in China[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2013, 25(1): 166—170. [张慧芳, 吴宇哲, 何良将. 我国推行休耕制度的探讨[J]. *浙江农业学报*, 2013, 25 (1): 166—170.]
- [30] Lu D, Wang Y H, Yang Q Y, et al. Exploring a moderate fallow scale of cultivated land in China from the perspective of food security[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16 (22): 4329—4347.
- [31] Luo T T, Zou X R. Design of translation mechanism among uncultivated, abandoned land, reforestation land and fallow[J] *West Forum*, 2015, 25 (2): 40—46. [罗婷婷, 邹学荣. 撂荒、弃耕、退耕还林与休耕转换机制谋划[J]. *西部论坛*, 2015, 25 (2): 40—46.]
- [32] Huang G Q, Zhao Q G. Mode of rotation/fallow management in typical areas of China and its development strategy[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2018, 55 (2): 283—292. [黄国勤, 赵其国. 中国典型地区轮作休耕模式与发展策略[J]. *土壤学报*, 2018, 55 (2): 283—292.]
- [33] Zeng S Y, Ma J, Ren Y H, et al. Assessing the spatial distribution of soil PAHs and their relationship with anthropogenic activities at a national scale[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16 (24): 4928.

(责任编辑: 陈荣府)