

DOI: 10.11766/trxb201711240485

中国农田土壤重金属污染防治挑战与对策*

陈卫平¹ 杨阳^{1,2} 谢天^{1,2} 王美娥¹ 彭驰³ 王若丹⁴

(1 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085)

(2 中国科学院大学, 北京 100049)

(3 中南大学冶金与环境学院, 长沙 410083)

(4 陕西师范大学地理科学与旅游学院, 西安 710062)

摘要 我国农田土壤重金属污染格局多样, 区域污染风险突出。发达国家对污染土壤的修复经验对我国具有借鉴意义。我国农田土壤重金属污染防治面临土壤重金属空间异质性强、土壤类型及农作物品种对重金属累积差异大、土壤酸化严重、土壤元素失衡、不科学的发展方式、土壤重金属累积趋势难以逆转、土壤—农作物重金属累积线性关系不显著, 修复技术不完善、修复措施长期风险调控机制缺失等主要挑战。根据我国农田土壤污染防治现状及课题组工作基础, 我们提出以预防为主、保护优先和风险管控为基本思路, 建立土壤污染防治体系, 通过“土壤环境质量调查、土壤污染源头管控、分类管理和土壤环境质量基准推导”等4个步骤推进农田土壤重金属污染防治工作。

关键词 农田土壤; 重金属; 区域差异; 防治体系; 分类管理

中图分类号 X286 文献标识码 A

农田土壤重金属污染关系农产品质量和农田生态系统健康^[1], 受到各国政府和科学家的广泛关注^[2-4]。我国农田土壤重金属污染形势严峻。根据2014年环境保护部和国土资源部发布的《全国土壤污染状况调查公报》^[5]显示, 我国农田土壤点位超标率为19.4%, 以Cd、Ni和Cu等重金属污染最为突出。据赵其国等^[6-7]估算, 我国农田土壤重金属污染面积约为 $2 \times 10^7 \text{hm}^2$, 每年受污染粮食多达 $1.2 \times 10^7 \text{t}$, 经济损失达 2×10^{10} 元。宋伟等^[8]对近20年来土壤重金属污染研究的整理显示, 我国城市、城郊和农村均存在不同程度的农田重金属污染问题, 涉及全国83.9%的省份和22.5%的地级市。Teng等^[9]和Li等^[10]对全国土壤重金属含量的监测显示农田土壤重金属污染类型在增多, 面积在扩大, 程度在提高。赵其国和骆永

明^[7]指出我国区域农田土壤重金属污染严重, 以西南(云南、贵州等地), 华中(湖南、江西等地), 长江三角洲及珠江三角洲等地区较为突出。曾希柏等^[11-12]对湖南和广东等矿区周边农田的调查显示, 样品超过现行土壤环境质量II级标准的比例达到21.1%~62.3%。

对污染农田的治理修复可增加粮食产量, 提高农产品质量安全, 维护区域民众健康, 其生态—社会—经济效益巨大。2016年5月, 国务院印发了《土壤污染防治行动计划》(简称“土十条”), 体现了国家对土壤重金属污染防治工作的重视。相对于水污染和大气污染, 土壤污染隐蔽性强、自净能力差、风险累积时间长^[1, 2, 7]。如何解决土壤污染尤其是大面积的农田土壤重金属污染, 是一个十分严峻且棘手的问题, 也是各级管理部门有效实

* 国家重点研发计划项目(2017YFC0505702)和中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室项目基金(SKLURE2013-1-04)共同资助 Supported by the National Key R&D Program of China (No. 2017YFC0505702) and the Special Foundation of State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology (No. SKLURE2013-1-04)

作者简介: 陈卫平(1976—), 男, 河南开封人, 博士, 研究员, 主要研究领域: 土壤污染过程与风险管控。E-mail: wpchen@rcees.ac.cn

收稿日期: 2017-11-24; 收到修改稿: 2017-12-28; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2018-01-05

施“土十条”所必须面临的挑战。

当前国内土壤重金属污染研究主要集中在污染源解析, 矿区周边土壤污染特征分析, 健康风险评估及修复技术等多个方面^[6, 8-9, 11-13], 对我国土壤污染防治现状和应对策略目前仍缺乏全面细致的认识。本文基于国内外农田污染治理经验和研究团队多年工作基础, 对我国农田土壤重金属污染防治面临的挑战和相应对策进行系统梳理, 旨在为我国土壤污染防治工作的扎实推进及农田生态系统的良性运转提供科学支撑。

1 国外农田土壤重金属污染防治经验

20世纪60年代, 美国、欧洲(德国、法国和荷兰等)和日本等发达国家以重工业为主的经济发展模式引发了严重的土壤污染问题^[2, 14-15]。其中日本因农田Cd污染引发的“痛痛病”受到国际社会的广泛关注^[2, 16]。为应对农田土壤重金属污染这一世界性问题, 发达国家很早便开展了相应的污染防治工作, 并形成了较为完善的法律、法规、技术和工程等土壤污染防治管理体系^[15, 17-19]。

1.1 美国

美国于20世纪40年代出台了《农业修正法案》, 鼓励农户对近1 620万hm²农田进行休耕, 并于50、70和80年代再次开展休耕。20世纪70年代, 美国对其土壤与农作物重金属累积量进行调查, 对污染区域进行风险评估^[3]。20世纪80年代美国在《超级基金法》指导和支持下制定了涉及环境监测、风险评价和土壤修复等领域的标准管理体系, 包括农业投入品管理, 农产品检测、溯源与安全管理, 以及污染耕地种植结构调整等方面^[15]。美国注重对各种修复技术的开发和创新^[13, 17], 并在小尺度农田(如家庭菜地)开展以污泥、有机肥、石灰等土壤改良为主的修复措施, 在植物与微生物修复方面也有很好的技术储备^[13, 15]。

1.2 欧洲

20世纪80年代, 欧洲各国通过建立土壤可持续利用工作机制, 完善土壤环境管理的法制、法规和相关标准等有效措施从整体上加强农田土壤环境管理^[14]。立足于“防重于治”的方针, 欧洲各国注重对其土壤污染的长时间、多尺度监测^[15]。德国专门成立了土壤污染调查小组, 对全国包括农田

在内的800个监测点进行长期多指标(物理、化学和生物)监测。法国和荷兰均建立了土壤重金属信息数据库, 并向公众开放, 为开展污染农田修复工作提供技术支持。欧盟于1997年联合26个成员国开展土壤联合调查, 对欧洲包括农田在内的3 000个点位进行重金属含量监测^[20]。2009年和2012年, 欧盟再次联合27个成员国开展针对欧洲农田土壤重金属含量的调查^[21], 样点布设密度增加至1/200km, 调查点位增加至22 000个, 并应用统一的采样和分析规程。调查结果显示^[21]除6.24%的农田需要进行风险评估和修复外, 欧洲其余农用地重金属含量均在相应标准范围内。温和修复(Gentle Remediation Options)技术便于风险管控且可持续性强, 资金调配灵活, 是目前欧盟应对重金属污染农田修复的主要选择^[19]。

1.3 日本

由于农用地资源短缺, 日本对土壤重金属污染防治工作十分重视^[2, 18]。20世纪70年代日本颁布了一系列土壤污染防治标准和法律、法规, 确定了污染农田监测区域和修复技术应用范围。至20世纪90年代, 日本76%的受污染农田修复宣告完成。在农田土壤修复工作中, 日本科学家根据地质条件和土壤特性等因素设计了满足不同工程要求的客土法(埋入、上覆、转换和排土等)^[13], 并规定修复完成后对修复区稻米重金属含量进行连续3年的监测, 达标区解除监测, 不达标区由政府统一收购污染稻米后继续进行修复^[2]。在大面积客土法应用后, 日本科学家提出对低污染和中等污染农田选用成本低、操作简单的植物修复和田间管理等修复技术^[2]。日本还制定了针对重点行业的重金属减排方案。以Hg为例, 日本经过对电池、医疗设备和照明等行业多年的禁Hg、限Hg举措, 其国内Hg年需求量从20世纪60年代的2 500t减少至近几年的10t^[18]。

1.4 其他国家

相关报道指出巴基斯坦^[22]、印度^[23]和巴西^[24]等发展中国家近年来也出现了严重的农田土壤及农作物重金属污染问题。由于这些国家尚未展开对其农田土壤污染的系统性调查, 缺乏针对性的法律法规, 相关修复技术也停留在实验室研究阶段, 因此其政府倾向于选择较为保守且成本低、操作简单的修复技术^[22-25]。例如巴基斯坦通过向农

田添加赤泥、农场堆肥等材料以降低土壤重金属活性^[22]；印度和巴西应用印度芥菜、牧草（柳枝稷）等重金属超富集植物以降低污染农田土壤重金属含量^[23-24]。其中巴西在农田土壤污染修复工作中，不但着眼于重金属污染物的清除和消减，还注重从土壤呼吸、土壤微生物活性等微指标来评价土壤生态系统健康风险，以实现农田土壤环境的系统性修复^[24-25]。

农田土壤重金属污染修复市场需求巨大，但由于我国土壤污染问题与发达国家同期比较差异较大，且农田土壤环境管理起步较晚，对各国土壤修复经验可以借鉴但不能照搬。明确的农田土壤重金属污染防治思路，完善的法律、法规体系，针对性的管理策略，长期的资金和先进的技术支持是发达国家有效推进农田土壤污染修复工作的基础，也为我国提供了很好的学习范例。

2 我国农田土壤重金属污染防治面临的问题与挑战

2.1 区域差异显著

2.1.1 农田土壤重金属空间异质性强 我国幅员辽阔，不同区域土壤重金属背景值和累积量差异较大，需要大量物力和人力来把握土壤整体污染状况^[9-10]。以土壤Cd含量为例，各省份中贵州土壤Cd背景值最高（0.659 mg kg⁻¹），约为内蒙古土壤Cd背景值（0.053 mg kg⁻¹）的12.4倍^[26]。Liu等^[27]对我国22个水稻种植省份土壤Cd累积量进行调查，显示全国水稻土Cd平均含量为0.45 mg kg⁻¹，其中湖南水稻土Cd平均含量（1.12 mg kg⁻¹）为河南水稻土Cd平均含量（0.06 mg kg⁻¹）的18.7倍。

县域尺度内土壤重金属背景值和累积情况也存在较大差异。我们对湖南某地农田的调查显示^[28]不同乡镇土壤Cd背景值范围在0.08~1.2 mg kg⁻¹，相差达15倍。我们对该地区两个典型农业化乡镇Cd输入通量进行估算^[29]，结果显示TS乡镇通过灌溉水和大气沉降输入农田的Cd通量分别为WL镇通过相同途径输入农田Cd通量的2.2倍和2.5倍。

农田土壤重金属累积量还受到距工业区、矿区和城镇区的距离，不同种类农产品的投入及气候条件等多种因素影响，这进一步促进了农田土壤重金属累积的空间变异^[12, 30]。

2.1.2 农田土壤类型差异明显 我国农田土壤类型多样，由于土壤条件、气候条件和耕作管理水平的不同，不同类型土壤理化性质差异较大，这进一步加剧了农田土壤重金属污染的多样化格局^[9-10]。

王金贵^[31]对我国22种典型农田土壤Cd的吸附解吸特性进行了研究，结果显示不同温度下红壤、赤红壤和黄壤等酸性土壤类别Cd解析率均在15%以上，显著高于灰漠土和栗钙土等碱性土壤类别的Cd解析率（<10%）。同一土壤类别中重金属活性差异也较大。Rafiq等^[32]对我国7种典型农田土壤Cd活性进行研究，结果显示酸性土壤类别中，富铝土中交换态Cd含量约为黄壤中交换态Cd含量的近4倍。土壤类型对农作物重金属累积量影响也较大。Ding等^[33-34]通过盆栽实验研究了同一农作物品种（胡萝卜）在我国21种典型农田土壤中的生长情况，发现不同土壤收获的胡萝卜对Cd和Pb的累积差异近180倍和360倍。Rafiq等^[32]指出我国7种典型水稻土收获的同品种稻米中，Cd含量差异达到125倍。

2.1.3 农作物品种差异明显 不同农作物对土壤重金属累积量差异较大^[3, 33]。我们对湖南省某地农田Cd含量的长期监测表明^[35]，水稻田Cd固液分配系数（ K_d ，平均值为29.5 L kg⁻¹）略低于菜田土壤 K_d （平均值为38.4 L kg⁻¹），然而稻米Cd富集因子（PUF，平均值为1.52）却高出蔬菜PUF_{Cd}（平均值为0.15）近10倍。同一农作物内不同品种对重金属富集能力差异也较大^[33-34]。Duan等^[16]通过大田实验调查湖南省常见的471个水稻品种对As和Cd的累积差异，结果显示不同品种对As和Cd累积差异分别为2.5倍~4倍和10倍~32倍。该研究还指出有8个品种表现出明显的低Cd富集特性，有6个品种表现出明显的低As富集特性^[16]。Liu等^[36]研究了河北省常见的30个小麦品种对土壤Cd和Pb的累积差异，结果显示小麦中Cd和Pb的含量范围分别为0.87~6.74和18.3~94.0 mg kg⁻¹，有3个品种表现出低Cd富集特性，4个品种表现出低Pb富集特性。

不同农作物种类及相同农作物种类不同品种对土壤重金属富集能力的差异造成系统管理农田土壤污染风险的不便，但也为污染农田的再利用和耕作方式调整提供了新的契机和方向。

2.2 污染危害加剧

2.2.1 农田土壤酸化严重 农田土壤酸化增强了土壤重金属活性及其迁移和扩散能力, 减弱了土壤—植物系统重金属迁移屏障, 加剧了重金属污染的危害^[37-38]。Blake和Goulding^[39]在英国洛桑试验站的研究指出, 强酸性土壤(pH = 4)在100年中活化了近60%~90%的土壤总镉。Römkens等^[40]对台湾土壤—水稻系统3 198个样品重金属含量的调查显示, 大部分Cd含量超标稻米产自土壤Cd含量不高却严重酸化区域。我们对湖南省某地的调查也显示^[35]在土壤pH < 5.5的菜地和水稻田中, 蔬菜和稻米Cd含量超标率分别为7.8%和89.4%; 而在土壤pH > 6的菜地和水稻田中, 蔬菜和稻米Cd含量显著降低至1.3%和32%。

我国土壤酸化面积近200万hm², 近年来粮田、菜园和果园酸化趋势均有增加^[41]。Guo等^[42]指出1980—2000年我国5种典型土壤pH降低范围为0.13~0.8 unit。其中水稻土酸化最为严重, 1980—2000年水稻土pH年均下降速率为0.012 unit^[42]。而1988—2013年, 水稻土pH年均下降速率上升至0.023 unit^[43]。这也是导致我国近年来稻米Cd含量超标问题多发, 而同样以水稻为主要农作物的其他亚洲国家(泰国、韩国、日本等)稻米Cd含量超标问题不突出的主要原因之一^[27-28, 37]。

氮肥施用不当、连作种植致酸作物及酸沉降是造成我国农田土壤酸化的主要原因^[41-42]。近30年来我国氮肥施用总量增长了近200%, 年氮肥消费量占到全世界氮肥总量的34%^[44]。而每增施100 kg hm⁻²的氮肥, 水稻土pH就下降0.65 unit^[43]。我国每年通过各种途径损失的氮量占到总氮量的52%^[44], 据估算因氮损失每年向土壤释放 $2 \times 10^4 \sim 2.2 \times 10^5$ mol hm⁻²的H⁺, 为酸沉降的10倍~100倍^[42]。连年重茬种植单一致酸农作物进一步加速了农田土壤酸化^[43]。据估算我国每年有超过20 t hm⁻²的干物质生物量被收获, 导致大量盐基离子被从土壤中移除, 并产生 $1.5 \times 10^3 \sim 2 \times 10^3$ mol hm⁻²的H⁺^[42]。酸雨是酸沉降的主要形式^[43]。作为世界第三大酸雨区, 酸雨覆盖面积占到我国国土的40%^[41]。华中酸雨区(以长沙、株洲、赣州和南昌为中心)酸雨频率高达90%以上^[41], 这些地区也是近年来稻米Cd含量超标问题多发的主要区域之一^[9, 12]。

提高氮肥利用率, 科学施用土壤改良剂, 加强

作物致酸研究和控制氮、硫污染物排放可助于缓解我国农田土壤酸化问题。

2.2.2 土壤元素失衡 土壤生态系统中一些盐基离子与重金属元素在农作物吸收和转运中存在密切的消长关系^[37, 45-46]。长期不合理的耕作制度会造成农田土壤盐基离子大量流失, 进一步增加了农作物对重金属的累积风险。刘春生等^[46]指出经酸雨淋溶的土壤在10年中淋失K⁺、Na⁺、Ca²⁺和Mg²⁺总量分别为530、567、5 071和781 mg kg⁻¹。Wang等^[38]指出长江三角洲地区60.7%的农田Ca²⁺流失严重, 这些土壤中收获的小麦对Cd和Ni的累积量分别是富Ca²⁺土壤中收获的小麦对Cd和Ni累积量的2倍和3倍。

Yang等^[43]于近年发现了调控水稻根部吸收Mn²⁺和Cd²⁺的关键抗性蛋白基因(OsNRAMP5), 从分子层面揭示了土壤Mn与水稻吸收和转运Cd过程密切相关。我们在湖南省某地的调查也发现当土壤无定形锰(Mn_{ox})低于82 mg kg⁻¹时, 稻米Cd富集因子(PUF)大于1的概率高达83.8%, 而当Mn_{ox}提升至132 mg kg⁻¹时, 该风险概率降为29.3%。当前该地区土壤Mn平均含量只有248 mg kg⁻¹, 显著低于湖南省土壤Mn背景值(459 mg kg⁻¹)^[26, 35]。我们通过大田实验进一步验证了增施Mn肥(MnSO₄)可有效降低稻米Cd超标率(从100%降至33.3%)^[35]。因此土壤Mn的严重流失是造成该地区稻米Cd含量大范围超标的主要原因之一。

土壤盐基离子的流失也是造成很多修复措施在实际应用时效果不佳的主要原因之一。重建土壤元素平衡有助于提升土壤修复效率和保障土壤生态系统的健康运转。

2.2.3 不科学的发展方式 近年来由于劳动力成本增加和稻米Cd含量超标事件的发生, 我国部分地区出现了超量施用化肥、改用进口磷肥、水稻田改菜地、双季稻改单季稻等现象, 进一步加剧了土壤重金属污染的危害。

一些地区误认为超量施用化肥有助于农作物吸收营养元素, 缓解重金属危害。虽然我国常用的化肥中(以氮肥、钾肥及复合肥为主)重金属含量并不高, 但众多实验指出长期大量施用化肥会破坏土壤农业生态服务功能, 显著增加农作物对重金属的富集^[44, 48]。一些地区争相购买国外进口磷

肥，而我国磷肥中重金属含量显著低于世界主要农业大国^[48]。以Cd为例，我国磷肥中Cd含量在0.08~3.6 mg kg⁻¹，而摩洛哥和美国磷肥中Cd含量范围分别为10~24和4~100 mg kg⁻¹^[48]。此外，虽然磷肥中重金属含量高于其他肥料^[12]，但我国由磷肥带入农田土壤重金属的总量只占输入总量的1.2%~5.9%^[49]。

近30年来我国菜地面积增加了411%，而水稻种植面积减少了20.4%^[50]。由于耕作方式差异，菜地对土壤的扰动更强，菜地肥料施用量为水稻田施肥量的近3倍，这进一步加剧了土壤环境质量的下降^[35, 51]。Zeng等^[52]指出近30年来，我国菜地重金属污染趋势增加明显，24.1%、10.3%和9.2%的菜地Cd、Hg和As含量超出国家土壤环境质量标准。Zhang等^[51]指出水田改菜地后，土壤pH、有机质、微生物活性均显著下降，而土壤重金属活性上升。我们在湖南省某地的监测也表明水田改菜地后，土壤pH，有机质含量，C/N比及无定形Fe、Mn含量均显著降低^[35]。

1998—2006年，我国南方有 1.7×10^6 hm²双季稻改为单季稻，产量损失达 1.6×10^7 t^[53]。这不仅给我国农业生产和经济发展带来严重损失，也并未解决稻米Cd含量超标问题。我们对湖南某地的长期观测显示中稻或单季晚稻Cd含量显著高于双季稻Cd含量（数据未刊出）。由于该地民众食用自产中稻或单季晚稻的比例高达89.7%^[35]，双季稻改单季稻反而增加了民众经大米摄入Cd的健康风险。因此政府应加强对进口磷肥产品的检测，对农用地耕种模式的监督，对设施农业合理施肥知识的普及和对国家相关政策的宣传。

2.3 风险管控困难

2.3.1 农田土壤重金属累积趋势难以逆转 农田土壤重金属来源广泛，大气沉降、污水灌溉和化肥应用均会对农田土壤重金属的累积产生显著影响^[11, 29, 52]。

Luo等^[49]对我国土壤重金属输入/输出通量进行估算，结果显示大部分农田土壤重金属输入通量约为输出通量的3倍~140倍。其中农田土壤Cd年输入通量高达1 417 t。以我国土壤Cd平均背景值（0.097 mg kg⁻¹）为基础^[26]，在当前土壤Cd年均增量情况下（0.004 mg kg⁻¹）^[49]，即使不考虑外源污染物，农田土壤Cd累积量也会在5年内超

过现行土壤Cd含量标准（0.3 mg kg⁻¹）^[54]。区域农田生态系统Cd累积趋势也在逐步增加。以广泛关注的水稻田Cd污染为例，当前南方双季稻年均产量约为13.5 t hm⁻²，在符合我国稻米Cd安全质量标准（0.2 mg kg⁻¹）的情况下^[55]，种植水稻产生的Cd年输出通量为2.7 g hm⁻²，显著低于年均Cd沉降通量（4.0 g hm⁻²）^[29]。即使不考虑肥料和灌溉水等重金属输入途径，水稻田Cd含量也将持续增加。

我国部分地区有机肥（尤其是畜禽粪便）和污灌污水中重金属含量过高^[12, 44, 48]。据测算仅从养猪场的猪粪中每年带入农田的就有As 230 t，Cu 240 t和Zn 900 t^[44]。王美和李书田^[48]调查了我国近20年来土壤重金属含量在施用不同肥料后的变化，结果显示82.4%、76.5%、61.1%和50%的农田在施用有机肥后，土壤Cu、Zn、Cd和Pb含量较对照分别增加了0.08~13.98、0~26.5、0~0.34和1.63~5.31 mg kg⁻¹。辛术贞等^[56]指出我国污灌区农田重金属污染面积占到了污灌总面积的65%，86%的污灌区水质不符合灌溉要求，近30年来污灌污水中Cd含量有升高的趋势。

可见在整体环境质量得以改善之前，我国农田土壤重金属污染持续累积趋势难以改变。从源头上控制主要污染元素在农田土壤中的积累有助于降低农产品重金属富集风险。

2.3.2 土壤—农作物重金属累积线性关系不显著 重金属在土壤—农作物系统中的迁移和转运受到土壤pH、有机质含量、阳离子交换量和氧化还原电位等多种因素影响，因而土壤与农作物重金属富集水平无明显定量关联^[28, 41, 45]。张红振等^[57]对我国近30年来土壤—农作物系统Cd累积研究进行整理，结果显示土壤与稻米、小麦和蔬菜Cd含量之间线性关系较差，污染土壤生产Cd含量不超标水稻、小麦和蔬菜，不污染土壤生产Cd超标水稻、小麦和蔬菜的现象广泛存在。我们对湖南省某地水稻田和菜地重金属含量的长期检测也证明了这一现象^[30, 35, 45]。

土壤与农作物重金属含量线性关系的不显著增加了粮食质量保障的复杂性，也给农田土壤重金属污染风险控制与管理带来了极大挑战。

2.3.3 修复技术不完善 我国土壤污染修复基础研究与技术研究衔接不够，尚未形成针对农田重

金属污染土壤修复的完备体系。

当前我国常用的农田污染修复技术主要集中在物理技术、化学技术、生物技术和农艺修复措施等4方面^[1, 4, 7]。其中物理修复技术(如客土)见效快、适用性广,但是工程量大,费用高,且我国尚未制定满足不同工程要求的客土法规程^[13];化学修复技术(如淋洗、固化)成本低、修复材料来源广泛,但技术要求多,且缺乏针对修复副产物和修复材料的回收及处理技术规范,容易造成二次污染^[13, 37];生物修复技术(如超富集植物)成本低,对土壤扰动小,但大部分重金属超富集植物受区域气候条件影响较大,生物量小、生长缓慢^[22, 24];农艺修复措施(如水分管理、轮作等)操作简单,但修复周期长,相关技术多停留在实验研究阶段^[1, 58]。

我国于近年设立专项资金在典型污染区域开展了一定规模的重金属污染农田修复试点工程,其中超富集植物蜈蚣草在广西环江As污染农田土壤中的选培和应用,物理、化学、生物和农艺联合修复技术在江西贵溪Cu污染农田中的应用,VIP技术模式(品种-灌溉-酸度调节模式)在湖南长株潭Cd污染水稻田中的应用,为污染农田的修复提供了技术模式和管理经验^[58]。但由于缺乏系统性、集成性的农田土壤重金属污染防治和资源化利用技术体系,我国自主研发的技术成果尚不成熟,难以完全满足当前农田土壤污染防治的现实需求,在技术储备及规模化应用上与发达国家相比还存在较大差距。

2.3.4 修复措施风险评估机制缺失 近年来各种外来材料在我国污染农田的应用增加趋势明显^[1, 37]。但仍缺乏针对大面积修复措施长期应用的风险评估机制。

秸秆还田是常用的农业生态修复措施之一^[37]。相关研究指出秸秆还田有助于缓解土壤酸化、增加土壤有机质和阳离子交换量,进而提高土壤对重金属的吸附量并降低农作物对重金属的富集^[13, 15]。据Lu等^[59]估算,我国秸秆年均产量达 4.5×10^8 t,通过各种方式还田量占总量的近30%。而我们对湖南某地长期监测表明,该地区水稻秸秆Cd含量显著高于稻米Cd含量^[29]。减少该地区中等污染稻田秸秆还田量可提升稻田Cd年净输出通量至 768 g hm^{-2} ,即使Cd年沉降通量不变,50年内

区域稻田土壤Cd含量也可降到国家土壤环境质量标准内(0.3 mg kg^{-1})^[29]。

石灰作为来源广、价格经济,并有效提升土壤pH和降低土壤重金属活性的改良剂在我国南方水稻田大量应用^[1, 13, 37]。然而,Lombi等^[60]指出施用石灰后土壤复酸化现象会显著增加。我们在湖南进行的多尺度石灰(温室—小区—大田)实验也观察到这一现象,可见石灰必须在间隔一定时间后再次施用(数据未刊出)。此外大量的石灰应用会引起土壤板结,影响农作物生长^[1]。我们的研究进一步发现高石灰用量可造成土壤元素流失,反而增加了稻米Cd富集水平(数据未刊出)。

因此应建立针对秸秆、石灰、钝化剂、调理剂、改良剂等修复措施长期施用的安全性和可持续性定量评估机制,并因地制宜地加以调控,避免加剧农田土壤重金属污染的危害。

3 我国农田土壤重金属污染防治对策和建议

我国未来经济转型和产业升级仍需较长时间^[4, 7],可以预测到农田重金属污染形势会越来越严峻。我国农用地资源紧张,农田土壤污染面积广泛,成因复杂,粮食供给和粮食安全压力巨大,不能像欧美发达国家那样对污染土壤进行大面积休耕。因此需要根据我国国情和不同区域农田生态系统特征,建立土壤重金属污染防治体系,从土壤环境质量调查与评估、污染源头管控与消减、农田分类管理与修复和土壤环境质量基准推导等4方面系统推进土壤污染防治工作,从而促进区域农田生态系统健康、稳定和可持续运转。

3.1 建立农田土壤重金属污染防治技术体系

“土十条”对我国农田土壤污染防治工作提出了预防为主、保护优先、风险管控的整体思路。基于此建立的农田土壤污染防治技术体系,需要坚持预防为主、保护优先,管控为主、修复为辅,示范引导、因地制宜等原则,形成由法律法规、标准体系、管理体制、公众参与、科学研究和宣传教育组成的支撑体系,从不同层面响应和服务“土十条”。在构建农田土壤重金属污染防治体系时应以保障农产品质量安全和人居环境安全为出发点,充分考虑土地利用类别、污染物类别、污染程度、技

术经济条件等因素，体现系统化、差异化、有序化等工作思路，在摸清土壤污染现状的基础上，同步推进污染源管控，对农用地实行等级评估、分类管理、有序修复和跟踪监控的科学治理措施，扎实推进我国农田土壤重金属污染防治工作。

3.2 夯实土壤环境质量调查与评估

重金属污染物在土壤—农作物系统中的迁移与转运驱动因子复杂，涉及土壤学、农学、生物学及农业工程学等多个学科^[1, 7, 10]。当前我国各级政府部门和研究单位对农田土壤调查、分析方法不统一，且多集中于对土壤重金属总量的监测。Edwards^[61]指出在土壤重金属含量分析过程中，实验室带来的误差在2%~300%，而采样造成的误差可达近1000%。McBratney和Webster^[62]指出区域环境评估可校正观测值并将整体分析误差降低50%。因此在生态系统环境质量调查阶段，应制定统一的采样、分析方案，注重多学科合作，从不同角度联合攻关，实现对土壤、水源、农作物等农田生态系统主要组分的多目标调查。

环境质量评估是对土壤环境综合数据库的有效补充，有利于污染物管控和修复措施的科学决策。提高土壤重金属污染预测精度，准确掌握重金属污染重点区域，有助于在农田污染防治过程中对整体和局部的风险管控^[9-10]。因此评估工作应注重对土壤整体环境质量、农作物安全质量和重金属累积趋势等内容多目标评估。评估技术以土壤污染时空预测技术，多介质多受体环境风险评估技术和农产品富集风险预测技术为主。其中土壤污染时空预测技术是指基于农田系统污染物的环境过程、数据空间特征与时间变化的模型分析，对土壤污染物输入/输出过程进行量化，并形成土壤环境保护与风险管控的决策系统^[29]；多介质多受体环境风险评估技术是指开展土壤、农作物和地下水等不同介质污染风险耦合关系分析，明确不同风险（污染风险、人体健康风险和生态风险等）影响因子及其相互联系^[63]；农产品富集风险预测技术是指通过农作物重金属含量、土壤重金属含量、土壤有机质和pH等土壤因子构建多元模型，预测不同土壤条件下农作物对重金属的累积风险^[33-34, 45]。

3.3 加强土壤污染源管控与消减

根据农田土壤污染特征，结合同位素分析方法、多元统计方法和源解析模型等技术联合分析重

金属污染物的来源类型，估计不同源的贡献率，绘制详细的农田土壤重金属污染源图谱，识别重要敏感区和污染成因，确定污染面积、空间分布及演变趋势，针对性地控制农田重金属污染趋势。

在此基础上开展污染物消减工作。在源头控制上应用废弃物资源化、清洁化等技术；在路径控制上，结合农业工程措施，发展污染物拦截阻断技术（如精准施肥与施药技术、农业面源污染防治技术）。在区域尺度上，强化企业清洁生产，引导企业合理布局，防治重点污染物迁移扩散，减少农田外源污染物输入。

3.4 推广分类管理与修复策略

分类管理是农田土壤污染防治的根本措施。当前农田分类倾向于以乡、镇为单位的规则性划分。而我国农田土壤污染格局多样，污染程度各异，污染区分布破碎。因此需要按照国家相关技术规范，根据土壤污染程度、农产品质量情况，将农田划分为优先保护类、安全利用类和严格管控类。在类别划分时，需要综合考虑土壤类型、农作物种类、耕作制度、土壤与农产品重金属累积特征、区域产业结构布局和污染物扩散规律等因素，尽量减少每一个划分单元内自然、社会经济和环境质量等因素的差异，以增强风险管控和修复措施的针对性。

在制定针对具体单元或田块的修复策略时，应充分考虑不同修复技术的优缺点，筛选、联合各种修复技术，并耦合科学的耕作措施和适当的农作物品种，因地制宜地开展修复工作，体现“一区一策”的防治理念^[58]。例如针对面积大、无污染或轻污染的优先保护类农田，应用灌溉水清洁化技术^[37]，加强对农药、化肥等农田添加物中重金属含量的监测，确保农田污染程度上升。针对面积中等、污染中等的可安全利用类农田，应用成本低、操作简便的土壤重金属固化技术（如石灰、矿物肥等）或农业生态修复技术（如水分管理、轮作、间作、深耕等）^[1, 13, 50]，尽量减少对农田生态系统的扰动。针对面积小、污染严重的严格管控类农田，可采取快速、高效的客土、换土等物理修复技术或淋洗等化学修复技术^[13, 17]；对于不适合应用此类技术的严格管控类农田，应采用替代种植、休耕或退耕还林还草等管控措施。

同时应注重借鉴国内外修复经验和先进理念^[2, 15, 21]，进行修复技术的系统化集成研发，对

尚处于研究阶段的修复措施进行工程化改造, 建立经济可行的区域农田土壤重金属污染治理方案, 适度有序地进行污染农田的修复, 提升修复效率。

3.5 完善土壤环境质量基准和标准

当前我国对土壤和农作物重金属含量是否超标的界定仍基于早年颁布的质量分级基准^[1, 33], 基准的推导只关注污染物的生态环境效应^[57], 已经不适应新形势下的环境保护需求。目前基于风险评估的土壤环境质量基准在发达国家广泛应用, 而我国在该方面的研究还比较薄弱^[34, 40]。

我国土壤环境质量标准 (GB15618-1995) 对重金属的规定标准是粗略而固定的^[54]。我们对湖南省某地农田土壤重金属风险阈值的推导显示土壤重金属环境阈值是动态的, 且在不同土壤条件下差异较大^[30]。因此在农用地安全利用的风险管控中, 应注重重金属污染物在土壤—农作物系统中的迁移转化特征, 农产品摄入量和营养元素吸收量等评价指标, 推导基于人体健康风险的土壤环境质量基准, 保障我国农产品的安全生产。此外我国幅员辽阔, 土壤性质差异大, 统一的土壤环境质量标准不适宜于农田土壤重金属污染防治工作。

综上所述, 重视农田土壤生态服务功能理念, 以恢复农田生态系统健康为目标, 依托于针对全污染链条各环节的完整技术体系, 实现“调查—分类—管控”三步走的战略思考, 建立因地制宜、成本经济、简单易行的农田土壤重金属污染治理方案, 可有效推进我国农田污染防治工作的开展。结合国内外农田土壤污染治理经验和我国国情, 农田土壤重金属污染修复是一项长期综合的系统工程, 为顺利落实“土十条”的各项要求, 媒体应减少“坏土壤”、“毒大米”等缺乏科学性的报道, 加强相关专业知识的宣传普及; 政府部门应高度重视粮食安全, 落实相应的法律、法规; 科学家应加强技术创新和相关科学研究; 民众应积极参与, 客观看待农田土壤污染问题。

参考文献

- [1] Zhao F J, Ma Y, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49 (2): 750—759
- [2] Arao T, Ishikawa S, Murakami M, et al. Heavy metal contamination of agricultural soil and countermeasures in Japan. *Paddy and Water Environment*, 2010, 8 (3): 247—257
- [3] Wolnik K A, Fricke F L, Capar S G, et al. Elements in major raw agricultural crops in the United States .3. Cadmium, lead, and 11 other elements in carrots, field corn, onions, rice, spinach, and tomatoes. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 1985, 33 (5): 807—811
- [4] Li X N, Jiao W T, Xiao R B, et al. Soil pollution and site remediation policies in China: A review. *Environmental Reviews*, 2015, 23 (3): 263—274
- [5] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报. 2014
State Environmental Protection Administration of China, State Land and Resources Administration of China. National bulletin of soil pollution survey (In Chinese). 2014
- [6] 赵其国, 黄国勤, 钱海燕. 生态农业与食品安全. 土壤学报, 2007, 44 (6): 1127—1134
Zhao Q G, Huang G Q, Qian H Y. Ecological agriculture and food safety (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44 (6): 1127—1134
- [7] 赵其国, 骆永明. 论我国土壤保护宏观战略. 中国科学院院刊, 2015, 30 (4): 452—458
Zhao Q G, Luo Y M. The macro strategy of soil protection in China (In Chinese). *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2015, 30 (4): 452—458
- [8] 宋伟, 陈百明, 刘琳. 中国耕地土壤重金属污染概况. 水土保持研究, 2013, 20 (2): 293—298
Song W, Chen B M, Liu L. Soil heavy metal pollution of cultivated land in China (In Chinese). *Research of Soil and Water Conservation*, 2013, 20 (2): 293—298
- [9] Teng Y G, Wu J, Lu S, et al. Soil and soil environmental quality monitoring in China: A review. *Environment International*, 2014, 69: 177—199
- [10] Li M, Xi X, Xiao G, et al. National multi—purpose regional geochemical survey in China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 139: 21—30
- [11] 曾希柏, 苏世鸣, 马世铭, 等. 我国农田生态系统重金属的循环与调控. 应用生态学报, 2010, 21 (9): 2418—2426
Zeng X B, Su S M, Ma S M, et al. Heavy metals cycling and its regulation in China cropland ecosystems (In Chinese). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2010, 21 (9): 2418—2426
- [12] 曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 中国农田重金属问题的若干思考. 土壤学报, 2013, 50 (1): 186—194

- Zeng X B, Xu J M, Huang Q Y, et al. Some deliberations on the issues of heavy metals in farmlands of China (In Chinese). *Acta Pedologica Sinica*, 2013, 50 (1): 186—194
- [13] Wu G, Kang H, Zhang X, et al. A critical review on the bio—removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco—environmental concerns and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 174 (1/3): 1—8
- [14] Overcash M. European soil remediation research: 1992—1994. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 1996, 26 (4): 337—368
- [15] Hooda P. Trace elements in soils. John Wiley & Sons, Ltd, Publication, UK. 2010
- [16] Duan G, Shao G, Tang Z, et al. Genotypic and environmental variations in grain cadmium and arsenic concentrations among a panel of high yielding rice cultivars. *Rice*, 2017, 10 (1): 9
- [17] 杨勇, 何艳明, 栾景丽, 等. 国际污染场地土壤修复技术综合分析. *环境科学与技术*, 2012, 35 (10): 92—98
- Yang Y, He Y M, Luan J L, et al. Comprehensive analysis on soil remediation technologies of international contaminated sites (In Chinese). *Environmental Science & Technology*, 2012, 35 (10): 92—98
- [18] 周芳, 金书秦. 日本土壤污染防治政策研究. *世界农业*, 2014, 11: 47—52
- Zhou F, Jin S Q. Prevention and control strategies in contaminated soil remediation in Japan (In Chinese). *World Agriculture*, 2014, 11: 47—52
- [19] Kumpiene J, Bert V, Dimitriou I, et al. Selecting chemical and ecotoxicological test batteries for risk assessment of trace element—contaminated soils (phyto) managed by gentle remediation options (GRO). *Science of the Total Environment*, 2014, 496: 510—522
- [20] Lado L R, Hengl T, Reuter H I. Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS Geochemical database. *Geoderma*, 2008, 148 (2): 189—199
- [21] Tóth G, Hermann T, Da Silva M R, et al. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 2016, 88: 299—309
- [22] Ali Z, Kazi A G, Malik R N, et al. Heavy metal built—up in agricultural soils of Pakistan: Sources, ecological consequences, and possible remediation measures//Heavy metal contamination of soils. German: Springer International Publication, 2015: 23—42
- [23] Arora K, Sharma S, Monti A. Bio—remediation of Pb and Cd polluted soils by switchgrass: A case study in India. *International Journal of Phytoremediation*, 2016, 18 (7): 704—709
- [24] Gratão P L, Prasad M N V, Cardoso P F, et al. Phytoremediation: green technology for the clean up of toxic metals in the environment. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 2005, 17 (1): 53—64
- [25] Niemeyer J C, Lolata G B, de Carvalho G M, et al. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. *Applied Soil Ecology*, 2012, 59: 96—105
- [26] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 87—98, 342—381
- State Environmental Protection Administration of China, Total Station of China Environment Monitoring. Chinese soil element background values (In Chinese). Beijing: China Environment Science Press, 1990: 87—98, 342—381
- [27] Liu X, Tian G, Jiang D, et al. Cadmium (Cd) distribution and contamination In Chinese paddy soils on national scale. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23 (18): 17941—17952
- [28] Wang M, Chen W, Peng C. Risk assessment of Cd polluted paddy soils in the industrial and township areas in Hunan, southern China. *Chemosphere*, 2016, 144: 346—351
- [29] Peng C, Wang M, Chen W. Modelling cadmium contamination in paddy soils under long—term remediation measures: Model development and stochastic simulations. *Environmental Pollution*, 2016, 216: 146—155
- [30] Yang Y, Chen W, Wang M, et al. Regional accumulation characteristics of cadmium in vegetables: Influencing factors, transfer model and indication of soil threshold content. *Environmental Pollution*, 2016, 219: 1036—1043
- [31] 王金贵. 我国典型农田土壤中重金属镉的吸附—解吸特征研究. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2012
- Wang J G. Desorption—desorption characteristics of cadmium in typical agricultural soils in China (In Chinese). Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2012
- [32] Rafiq M T, Aziz R, Yang X, et al. Cadmium phytoavailability to rice (*Oryza sativa* L.) grown in representative Chinese soils. A model to improve

- soil environmental quality guidelines for food safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 103: 101—107
- [33] Ding C, Zhang T, Wang X, et al. Prediction model for cadmium transfer from soil to carrot (*Daucus carota* L.) and its application to derive soil thresholds for food safety. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2013, 61 (43): 10273—10282
- [34] Ding C, Ma Y, Li X, et al. Derivation of soil thresholds for lead applying species sensitivity distribution: A case study for root vegetables. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 303: 21—27
- [35] Yang Y, Wang M, Chen W, et al. Cadmium accumulation risk in vegetables and rice in southern China: Insights from solid—solution partitioning and plant uptake factor. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2017, 65 (27): 5463—5469
- [36] Liu W, Liang L, Zhang X, et al. Cultivar variations in cadmium and lead accumulation and distribution among 30 wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22 (11): 8432—8441
- [37] Hu Y, Cheng H, Tao S. The challenges and solutions for cadmium—contaminated rice in China: A critical review. *Environment International*, 2016, 92: 515—532
- [38] Wang C, Li W, Yang Z, et al. An invisible soil acidification: Critical role of soil carbonate and its impact on heavy metal bioavailability. *Scientific Reports*, 2015, 5: 12735
- [39] Blake L, Goulding K W T. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of semi—natural ecosystems at Rothamsted Experimental Station, UK. *Plant and Soil*, 2002, 240 (2): 235—251
- [40] Römken P F A M, Guo H Y, Chu C L, et al. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil—plant transfer models to improve soil protection guidelines. *Environmental Pollution*, 2009, 157 (8/9): 2435—2444
- [41] 赵其国, 黄国勤, 马艳芹. 中国南方红壤生态系统面临的问题及对策. *生态学报*, 2013, 33 (24): 7615—7622
- Zhao Q G, Huang G Q, Ma Y Q. The problems in red soil ecosystem in southern of China and its countermeasures (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33 (24): 7615—7622
- [42] Guo J, Liu X, Zhang Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, 327 (5968): 1008—1010
- [43] 周晓阳, 周世伟, 徐明岗, 等. 中国南方水稻土酸化演变特征及影响因素. *中国农业科学*, 2015, 23: 4811—4817
- Zhou X Y, Zhou S W, Xu M G, et al. Evolution characteristics and influence factors of acidification in paddy soil of southern China (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2015, 23: 4811—4817
- [44] 朱兆良, 金继运. 保障我国粮食安全的肥料问题. *植物营养与肥料学报*, 2013, 19 (2): 259—273
- Zhu Z L, Jin J Y. Fertilizer use and food security in China (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2013, 19 (2): 259—273
- [45] Yang Y, Chen W, Wang M, et al. Evaluating the potential health risk of toxic trace elements in vegetables: Accounting for variations in soil factors. *Science of the Total Environment*, 2017, 584/585: 942—949
- [46] 刘春生, 宋国菡, 史衍玺, 等. 棕壤和褐土的酸淋溶特征. *水土保持学报*, 2002, 16 (3): 5—8
- Liu C S, Song G H, Shi Y X, et al. Characteristics of acid leaching of brown soil and cinnamon soil (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 16 (3): 5—8
- [47] Yang M, Zhang Y, Zhang L, et al. *OsNRAMP5* contributes to manganese translocation and distribution in rice shoots. *Journal of Experimental Botany*, 2014, 65 (17): 4849—4861
- [48] 王美, 李书田. 肥料重金属含量状况及施肥对土壤和作物重金属富集的影响. *植物营养与肥料学报*, 2014, 20 (2): 466—480
- Wang M, Li S T. Heavy metals in fertilizers and effect of the fertilization on heavy metal accumulation in soils and crops (In Chinese). *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2014, 20 (2): 466—480
- [49] Luo L, Ma Y, Zhang S, et al. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90 (8): 2524—2530
- [50] Hao H, Sun B, Zhao Z. Effect of land use change from paddy to vegetable field on the residues of organochlorine pesticides in soils. *Environmental Pollution*, 2008, 156 (3): 1046—1052
- [51] Zhang Q, Li Z, Huang B, et al. Effect of land use pattern change from paddy soil to vegetable soil on the adsorption—desorption of cadmium by soil aggregates. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24 (3): 2734—2743
- [52] Zeng X B, Li L F, Mei X R. Heavy metal content

- In Chinese vegetable plantation land soils and related source analysis. *Agricultural Sciences in China*, 2008, 9: 1115—1126
- [53] 辛良杰, 李秀彬. 近年来我国南方双季稻区复种的变化及其政策启示. *自然资源学报*, 2009, 24 (1) : 58—65
Xin L J, Li X B. Changes of multiple cropping in double cropping rice area of southern China and its policy implications (In Chinese) . *Journal of Natural Resources*, 2009, 24 (1) : 58—65
- [54] 国家环境保护局, 国家技术监督局. 土壤环境质量标准: GB 15618—1995. 北京: 中国标准出版社, 1995
State Environmental Protection Administration of China, State Bureau of Technology Supervision. Environmental quality standard for soils of China: GB 15618—1995. Beijing: China Standards Press, 1995
- [55] 国家卫生部. 食品中污染物限量 (GB 2762—2005) . 北京: 中国标准出版社, 2005
State Health Administration of China. Maximum levels of contaminants in foods (GB 2762—2005) . Beijing: Standards Press of China, 2005
- [56] 辛术贞, 李花粉, 苏德纯. 我国污灌污水中重金属含量特征及年代变化规律. *农业环境科学学报*, 2011, 30 (11) : 2271—2278
Xin S Z, Li H F, Su D C. Concentration characteristics and historical changes of heavy metals in irrigation sewage in China (In Chinese) . *Journal of Agro—Environment Science*, 2011, 30 (11) : 2271—2278
- [57] 张红振, 骆永明, 章海波, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 V. 镉在土壤—作物系统中的富集规律与农产品质量安全. *土壤学报*, 2010, 47 (4) : 628—638
Zhang H Z, Luo Y M, Zhang H B, et al. Study on soil environmental quality guidelines and standards V. Modeling of cadmium uptake in soil—crop systems for human food safety in China (In Chinese) . *Acta Pedologica Sinica*, 2010, 47 (4) : 628—638
- [58] 周建军, 周桔, 冯仁国. 我国土壤重金属污染现状及治理战略. *中国科学院院刊*, 2014, 29 (3) : 315—320, 350
Zhou J J, Zhou J, Feng R G, et al. Status of China's heavy metal contamination in soil and its remediation strategy (In Chinese) . *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2014, 29 (3) : 315—320, 350
- [59] Lu F, Wang X, Han B, et al. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no—tillage in China's cropland. *Global Change Biology*, 2009, 15 (2) : 281—305
- [60] Lombi E, Hamon R E, McGrath S P, et al. Lability of Cd, Cu, and Zn in polluted soils treated with lime, beringite, and red mud and identification of a non—labile colloidal fraction of metals using isotopic techniques. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37: 979—984
- [61] Edwards C A. Soil sampling and sample preparation// Trace elements in soils. UK: John Wiley & Sons, Ltd, Publication, 2010: 39—51
- [62] Mcbratney A B, Webster R. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? *Soil Science*, 1983, 135 (3) : 177—183
- [63] Yang Y, Zhou Z, Bai Y, et al. Trace elements in dominant species of the Fenghe River, China: Their relations to environmental factors. *Journal of Environmental Quality*, 2016, 45 (4) : 1252—1258

Challenges and Countermeasures for Heavy Metal Pollution Control in Farmlands of China

CHEN Weiping¹ YANG Yang^{1, 2} XIE Tian^{1, 2} WANG Mei'e¹ PENG Chi³ WANG Ruodan⁴

(1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

(2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

(3 School of Metallurgy and Environment, Central South University, Changsha 410083, China)

(4 School of Geography and Tourism, Shaanxi Normal University, Xi'an 710062, China)

Abstract The agricultural soil in China has been widely polluted by heavy metals and the regional contamination is serious. The experience on soil remediation in developed countries is significantly

instructive for farmland protection in China. The heavy metal pollution of farmlands in China faces great challenges including spatial heterogeneity of heavy metal accumulation, various enrichment characteristics depending on soil types and crop, soil acidification, loss of soil trace elements, unreasonable development patterns, significant input of heavy metal into soil, poor correlation between the heavy metal concentration in soil and crop plants, inadvisable remediation techniques, and lack of long-term risk control measures. Responses to these problems, we proposed a soil prevention and control system to promote the remediation of contaminated cropland in China, which mainly focused on pollution prevention, and take prior protection as well as risk control as basic course. Based on this system, the soil pollution prevention and control work can be implemented through systematically procedures including soil environment investigation, pollution source control, risk assessment and classification management, and the derivation of soil quality threshold.

Key words Farmlands; Heavy metals; Regional characteristics; Prevention and control system; Categorized management

(责任编辑: 陈德明)