

浙江典型农田土壤有效铅含量特征及其土壤影响因子^①

孔海民^{1,2}, 任海英¹, 林宝义², 陆若辉², 杨 东², 郭东梅¹, 李 岗^{1*}

(1 浙江省农业科学院农产品质量安全和营养研究所/园艺研究所, 杭州 310021; 2 浙江省耕地质量与肥料管理总站, 杭州 310020)

摘 要:为探明浙江省典型农田土壤有效铅(A.Pb)含量特征及其关键影响因子, 基于 2008—2021 年长期监测网络采集的 3 713 个耕层土壤样品, 测定 pH、有机质(SOM)、全氮(TN)等 14 项理化指标, 采用 Spearman 相关分析、稳健回归、随机森林(RF)模型及结构方程模型(SEM)进行定量解析。结果表明: ①浙江典型农田土壤 A.Pb 含量范围为 0.5~109.0 mg/kg, 变异系数为 59.5%, 95.3% 的样品低于农用地土壤污染风险筛选值(100 mg/kg)。②在全样本及不同成土母质、亚类、土属和耕作方式分类场景下, A.Pb 的共同关联因子按出现频率和重要性排序为有效铜(A.Cu)>有效钼(A.Mo)>有效铁(A.Fe)>有效锰(A.Mn)>有效锌(A.Zn)>有效硼(A.B)>有效磷(AP); 这些因子受土壤 SOM、AP、pH 和 A.Cu 的中介调控, 调控强度排序为 SOM>AP>A.Cu>pH。③不同场景下主导调控因子存在分异, SOM 在全样本、脱潜水稻土亚类、渗育水稻土亚类、洪积泥砂田土属及单季晚稻田中调控力最强; AP 在河湖相沉积物母质和青紫泥田土属中居首; pH 在洪积物母质土壤中影响最大; A.Cu 在水稻-油菜轮作田中贡献最高; 上述关系可用多元线性回归方程定量描述。本研究可为基于土壤养分管理的 Pb 污染耕地靶向治理提供理论依据。

关键词: 土壤; 有效铅; 影响因子; 随机森林; 结构方程模型

中图分类号: S153.6 **文献标志码:** A

Content Characteristics of Soil Available Lead and its Influencing Factors in Typical Farmlands of Zhejiang Province

KONG Haimin^{1,2}, REN Haiying¹, LIN Baoyi², LU Ruohui², YANG Dong², GUO Dongmei¹, LI Gang^{1*}

(1 *Institute of Agro-product Safety and Nutrition/Institute of Horticulture, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China*; 2 *Zhejiang Management Station of Cropland Quality and Fertilizers, Hangzhou 310020, China*)

Abstract: To characterize soil available lead (A.Pb) and identify its key drivers in typical farmlands of Zhejiang Province, 3 713 topsoil samples were collected from a provincial long-term monitoring network spanning 2008—2021. Fourteen physicochemical indexes, including pH, soil organic matter (SOM), total nitrogen (TN), available nitrogen (AN), available phosphorus (AP), available potassium (AK), slowly available potassium (SAK), and available Fe, Mn, Cu, Zn, B, Mo, and Pb were determined. Spearman correlation analysis, robust regression (M-estimation), random forest (RF) modelling, and structural equation modelling (SEM) were integrated to quantitatively dissect the A.Pb and soil factor relationships. The results showed that: 1) A.Pb in the studied soils ranged from 0.5 to 109.0 mg/kg, with a coefficient of variation of 59.5%. A total of 95.3% of the samples fell below the screening value (100 mg/kg) for agricultural land soil pollution risk. 2) Across the full dataset and within classification scenarios of different soil-forming parent materials, subgroups, genera, and tillage practices, the shared factors associated with A.Pb, ranked by frequency of occurrence and importance, followed the order of available Cu (A.Cu)>available Mo (A.Mo)>available Fe (A.Fe)>available Mn (A.Mn)>available Zn (A.Zn)>available B (A.B)>AP. These factors were jointly mediated by SOM, AP, pH, and A.Cu, with the mediation intensity ranked as SOM>AP>A.Cu>pH. 3) The dominant regulatory factor diverged by scenario: SOM exerted the strongest control in the full dataset, the de-gleyic paddy soil subgroup, percogenic paddy soil subgroup, the diluvial silt-sand paddy soil genus, and single-cropping late-rice fields; AP was paramount in soils derived from fluvial-lacustrine sediments and in the blue-purple clayey paddy soil genus; pH was the leading driver in diluvial

①基金项目: 浙江省“三农九方”科技协作计划项目(2025SNJF015)和浙江省农业重大技术协同推广计划项目(2026XTTGGP04)资助。

* 通信作者(ligang@zaas.ac.cn)

作者简介: 孔海民(1986—), 女, 山东肥城人, 硕士, 高级农艺师, 主要研究方向为耕地质量评价与建设、土肥技术与推广。E-mail: konghaimin2004@163.com

parent material soils; and A.Cu contributed the most in rice - rapeseed rotation fields. All of these relationships could be quantitatively described by multiple linear regression equations. This study furnishes a theoretical basis and technical parameters for the targeted remediation of Pb-contaminated cropland through soil-nutrient-based management.

Key words: Soil; Available lead; Influencing factors; Random forest; Structural equation model

作物通过根毛细胞以阳离子交换机制从农田土壤中摄取 C、H、O、N、S、P、B、Si、K、Na、Ca、Mg、Mn、Cl、Fe、Cu、Zn、Mo、Ni 等 19 种必需营养元素^[1]。同时也可能吸收 Cr、Cd、Pb 和 Hg 等有毒重金属。其中, Pb 易被水稻根系高效富集^[2], 并沿“土壤-作物-食物链”迁移, 最终靶向损伤人体神经、造血及免疫系统^[3]。全国农用地土壤污染调查显示, 约 1.5% 的耕地存在 Pb 污染, 其中 0.1% 为重度污染^[4], 因此, 从土壤源头阻控 Pb 污染对保障生态环境与公众健康具有重要战略意义。

农田 Pb 的输入途径以肥料、灌溉水及大气沉降为主, 输出则依赖作物收获与排水。已有研究表明, 矿区稻田全量 Pb 与 pH、阳离子交换量(CEC)及黏粒含量呈显著正相关^[5]。海南稻田 Pb 与 Na、Fe 呈协同积累, 而与 Ca 呈拮抗关系^[6]。高 pH 及高有机质土壤可同步降低有效铅(A.Pb)和有效铜(A.Cu)活性, 进而降低健康风险指数^[7]。在土壤-水稻系统中, 土壤有机质(SOM)是调控 Pb 有效性及籽粒累积量的主控因子; 而在土壤-小麦系统中, pH 与 CEC 共同决定 Pb 生物有效性, 优化二者可降低成人 Pb 日摄入量的 50%^[8]。田间试验证实, 富磷生物炭配合漫灌可使稻米 Pb 含量下降 60%^[9]。生石灰与海泡石联合施用也可原位固定土壤 A.Pb^[10]。不同成土母质因粒径分布、原生矿物、黏土矿物及硅酸盐组成差异, 导致 Pb 吸附容量与赋存形态显著分异^[11]。钛石膏材料对旱地及水田 A.Pb 均表现出高效钝化效应^[12]。然而, A.Pb 与土壤养分要素间的耦合机制尚未被系统解析, 尤其缺乏在大尺度长期监测网络基础上的多元统计验证。

鉴于此, 本研究以浙江省典型农田长期监测网络 2008—2021 年数据为基础, 同步量化土壤营养元素与 A.Pb 含量, 通过多元统计与结构方程模型等方法, 明确驱动 A.Pb 空间分异的关键土壤因子, 旨在为利用土壤养分调控实现 Pb 污染耕地靶向治理提供理论依据与技术参数。

1 材料与方法

1.1 土壤样品采集与预处理

于 2008—2021 年在浙江典型农田土壤肥力与环境监测点(图 1)进行土壤样品的采集。参照农业行

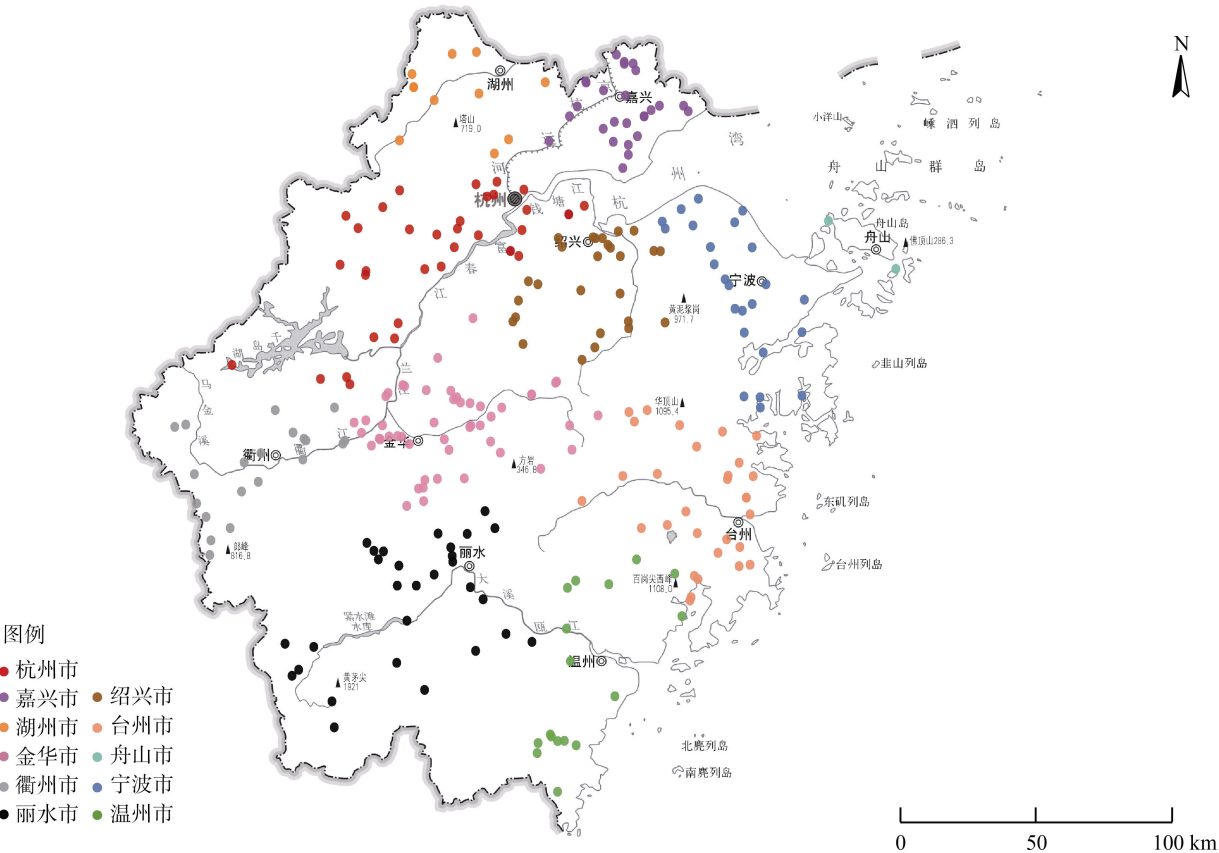
业标准 NY/T 1121.1—2006^[13], 进行土壤样品的采集、处理和贮存。在每个监测地块按“S”形布设 15 个均匀分布的采样点, 剔除表层杂物后, 用不锈钢土钻采集 8~15 cm 深度原状土约 500 g; 将 15 个样点土壤充分混匀后, 采用四分法缩分至 1 kg, 作为该监测点代表样品。样品运回实验室后, 进行除杂、风干、研磨, 分别过 2.0、0.25 及 0.15 mm 筛后取样, 用聚乙烯袋密封保存待测。在全省范围内共获取有效样品 3 713 份。样品基本信息见表 1。

1.2 土壤样品测定方法

土壤 pH 采用电位法(水土质量比 2.5:1)测定, 有机质(SOM)采用重铬酸钾外加热法测定, 全氮(TN)采用半微量凯氏定氮法测定, 速效氮(AN)采用碱解扩散法测定, 有效磷(AP)采用氟化铵-盐酸浸提-钼锑抗比色法测定^[14]; 速效钾(AK)和缓释钾(SAK)分别采用乙酸铵浸提-火焰光度法和热硝酸浸提-火焰光度法测定^[15]; 土壤有效硼(A.B)采用沸水浸提-甲亚胺-H 比色法测定^[16]; 土壤有效钼(A.Mo)采用草酸-草酸铵浸提-极谱仪法测定^[17]; 土壤有效铁(A.Fe)、有效锰(A.Mn)、有效铜(A.Cu)、有效锌(A.Zn)、有效铅(A.Pb)采用二乙烯三胺五乙酸(DTPA)浸提-电感耦合等离子体发射光谱法测定^[18]。

1.3 数据处理与分析

采用 Excel 进行数据记录, 用 R 软件(V4.3.2)进行统计和绘图, 包括采样点分布图、直方图(频数图)、频数密度图、稳健回归和带交互项的多元线性回归等。其中, 多变量相关系数矩阵热图用 linkET 包绘制, 随机森林模型用 rfPermute 程序包进行运算, 通过均方误差增量(IncMSE)分析土壤因子对 A.Pb 累积特征的相对重要性, 参数设置为: 决策树的数量 ntree=1 000, 随机置换的次数 nrep=300 等, 特征重要性得分的显著性水平为 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.001$ 。结构方程模型(SEM)用 lavaant 和 lavaanPlot 程序包构建, 为解析土壤因子与有效铅(A.Pb)的互作路径, 本研究采用结构方程模型(SEM)。模型构建参考周峻宇等^[19]的研究框架: 首先, 基于前文土壤因子的相关性分析与随机森林重要性分析结果筛选关键变量; 其次, 结合 SOM、pH 等因子在植物营养中的已知作用, 明确变量间的理论关联; 最终据此提出模型假设。



(该图基于中华人民共和国自然资源部标准地图服务网站下载的审图号为 GS(2019)3333 号的标准地图制作，底图无修改)

图 1 土壤采样点空间分布
Fig. 1 Spatial distribution of soil sampling sites

表 1 土壤样本分类信息
Table 1 Background information of soil samples

地区	成土母质	土类	亚类	土属
杭州	河湖相沉积物(64), 老浅海相沉积物(16), 坡积物(16)	水稻土(96)	渗育水稻土(32), 脱潜水稻土(32), 潴育水稻土(32)	黄斑黏田(32), 湖泥田(16), 红泥田(16), 渗淡涂泥田(32)
宁波	湖沼相沉积(40), 新浅海相沉积物(64)	水稻土(104)	渗育水稻土(64), 脱潜水稻土(40)	淡涂泥田(64), 黄斑青紫泥田(32), 吴山青紫泥田(8)
嘉兴	冲积物(32)	水稻土(32)	潴育水稻土(32)	湖泥田(32)
湖州	河湖相沉积物(304)	水稻土(304)	脱潜水稻土(96), 潴育水稻土(208)	湖泥田(96), 湖白土田(112), 黄斑黏田(96)
绍兴	冲积物(96), 洪积物(320), 河湖相沉积物(592)	水稻土(1 008)	脱潜水稻土(464), 潴育水稻土(416), 淹育水稻土(128)	潮泥砂田(368), 潮泥田(48), 浅暗泥田(128), 青紫泥田(16), 黄斑黏田(448)
金华	第四纪红土(196), 冲积物(80), 坡积物(208), 洪积物(160)	红壤(84), 水稻土(560)	黄红壤(48), 渗育水稻土(80), 潴育水稻土(480), 淹育水稻土(36)	麻砂质黄红壤 (48), 紫泥田(160), 潮泥砂田 (160), 红泥田(160), 渗潮泥田(80), 浅红泥田(36)
衢州	河谷冲积物(224), 洪积物(216)	水稻土(440)	潴育水稻土(440)	红泥田(440)
台州	老浅海沉积物(144), 凝灰岩残坡积物(36), 新浅海沉积物(432)	红壤(36), 水稻土(576)	黄红壤(36), 渗育水稻土(288), 脱潜水稻土(144), 潴育水稻土(144)	麻砂质黄红壤(36), 渗淡涂泥田(288), 湖泥田(144), 黄斑黏田(144)
丽水	河流老冲积物 (8), 红黄壤再积土(8), 红壤母质体 (4), 坡积物(18), 洪积物(44), 片麻岩、云母岩风化物(4), 砂黏质红土(16), 山谷近代洪积物(16)	红壤(14), 水稻土(104)	渗育水稻土(20), 潴育水稻土(80), 淹育水稻土(4), 典型红壤(8), 黄红壤(6)	浅麻砂泥田(16), 渗潮泥田(4), 潮泥砂田(36), 红泥田(8), 潮泥田(24), 黄泥田(12), 浅红泥田(4), 麻砂质红壤(8), 砂泥质黄红壤(6)

注：括号中数字为样本数量。

2 结果与分析

2.1 浙江典型农田土壤主要理化指标特征

浙江典型农田土壤主要理化性状见表 2。土壤呈偏酸性，pH 均值为 5.82，中位数 5.69，变异系数 (CV)12.7%，离散程度较低。有机质及氮素养分中，SOM、TN 和 AN 均值分别为 33.90 g/kg、2.05 g/kg 和 155 mg/kg，CV 为 34.1%~36.3%，变异中等。磷

钾养分中，AP、AK 和 SAK 均值分别为 22.8、102 和 340 mg/kg，CV 为 68.8%~180.0%，其中 AP 变异最大(CV 180.0%)。中微量营养元素及重金属中，A.Fe、A.Mn、A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mo 和 A.Pb 均值分别为 202、37.8、7.15、14.3、0.89、3.39 和 29.6 mg/kg，CV 为 59.5%~617.0%，整体变异程度较高，尤以 A.Zn(CV 617.0%)和 A.Mo(CV 280.0%)最为突出。

由土壤因子的直方图(图 2)可见：①pH 主要分布

表 2 浙江典型农田土壤主要理化性状
Table 2 Soil physicochemical indexes of typical farmlands of Zhejiang Province

指标	最小值	最大值	平均值	标准差	变异系数(%)	中位数
pH	3.40	8.50	5.82	0.74	12.7	5.69
SOM(g/kg)	4.24	70.30	33.90	12.30	36.3	33.50
TN(g/kg)	0.20	5.51	2.05	0.70	34.1	2.02
AN(mg/kg)	2.29	387.00	155.00	56.10	36.2	156.00
AP(mg/kg)	0.10	548.00	22.80	41.10	180.0	10.20
AK(mg/kg)	18.00	981.00	102.00	83.70	82.1	76.00
SAK(mg/kg)	36.00	1 202.00	340.00	234.00	68.8	303.00
A.Fe(mg/kg)	0.040	1 280.00	202.00	214.00	106.0	134.00
A.Mn(mg/kg)	1.05	823.00	37.80	52.60	139.0	24.10
A.Cu(mg/kg)	0.40	142.00	7.15	12.20	171.0	4.65
A.Zn(mg/kg)	0.29	1 620.00	14.30	88.30	617.0	3.39
A.B(mg/kg)	0.02	15.00	0.89	0.84	94.2	0.78
A.Mo(mg/kg)	0.010	44.90	3.39	9.50	280.0	0.33
A.Pb(mg/kg)	0.476	109.00	29.60	17.60	59.5	28.80

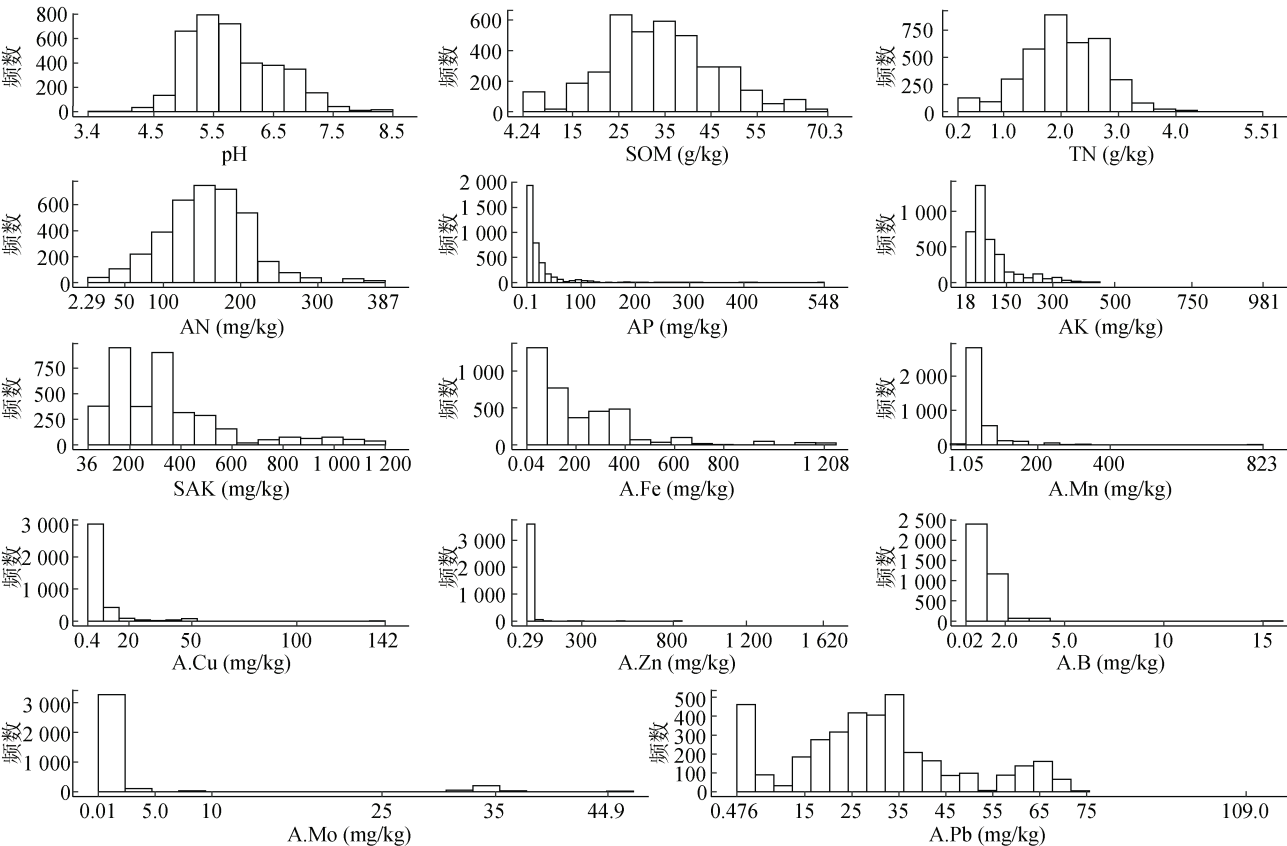


图 2 农田土壤理化指标的直方图
Fig. 2 Histograms of soil physicochemical indexes of farmlands

于 4.5~7.0, SOM、TN 主要分布范围为 20~50 和 0.2~4.0 g/kg, AN、AP、AK、SAK 主要分布于 50~250、0.1~80、18~150 和 36~600 mg/kg, A.Fe、A.Mn、A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mo、A.Pb 则主要分布于 0.4~400、30~100、0.4~20、0.29~100、0.1~2.0、0.1~10 和 1~65 mg/kg。② 根据直方图柱高度和宽度差异可知, 土壤因子含量的离散程度由高到低排序为: A.Zn>A.Mo>AP>A.Cu>A.Mn>A.B>A.Fe>AK>SAK>A.Pb>SOM>TN>AN>pH。③ 存在明显离群值的因子包括: AP、A.Fe、A.Mn、A.Cu 和 A.Mo 等。

频数密度图(图 3)显示: ①土壤因子含量呈现 3

种分布形态, 一是近似正态分布, 包括 pH、SOM、TN、AN 和 A.Pb; 二是偏态单峰分布, 包括 AP、AK、SAK、A.Fe、A.Mn、A.Cu、A.Zn 和 A.B; 三是偏态双峰分布, 包括 A.Mo。②土壤因子含量的集中趋势各不相同, 最高柱子所在的区间表示密度值最大, pH 集中在 4.5~6.5; SOM、TN 分别集中在 20~40 和 1~3 g/kg; AN、AP、AK、SAK 分别集中在 150~200、0.1~80、18~100、36~200 mg/kg; A.Fe、A.Mn、A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mo、A.Pb 则分别集中在 0.4~200、1~200、0.4~20、0.29~200、0.1~5、0.1~10 和 20~40 mg/kg。

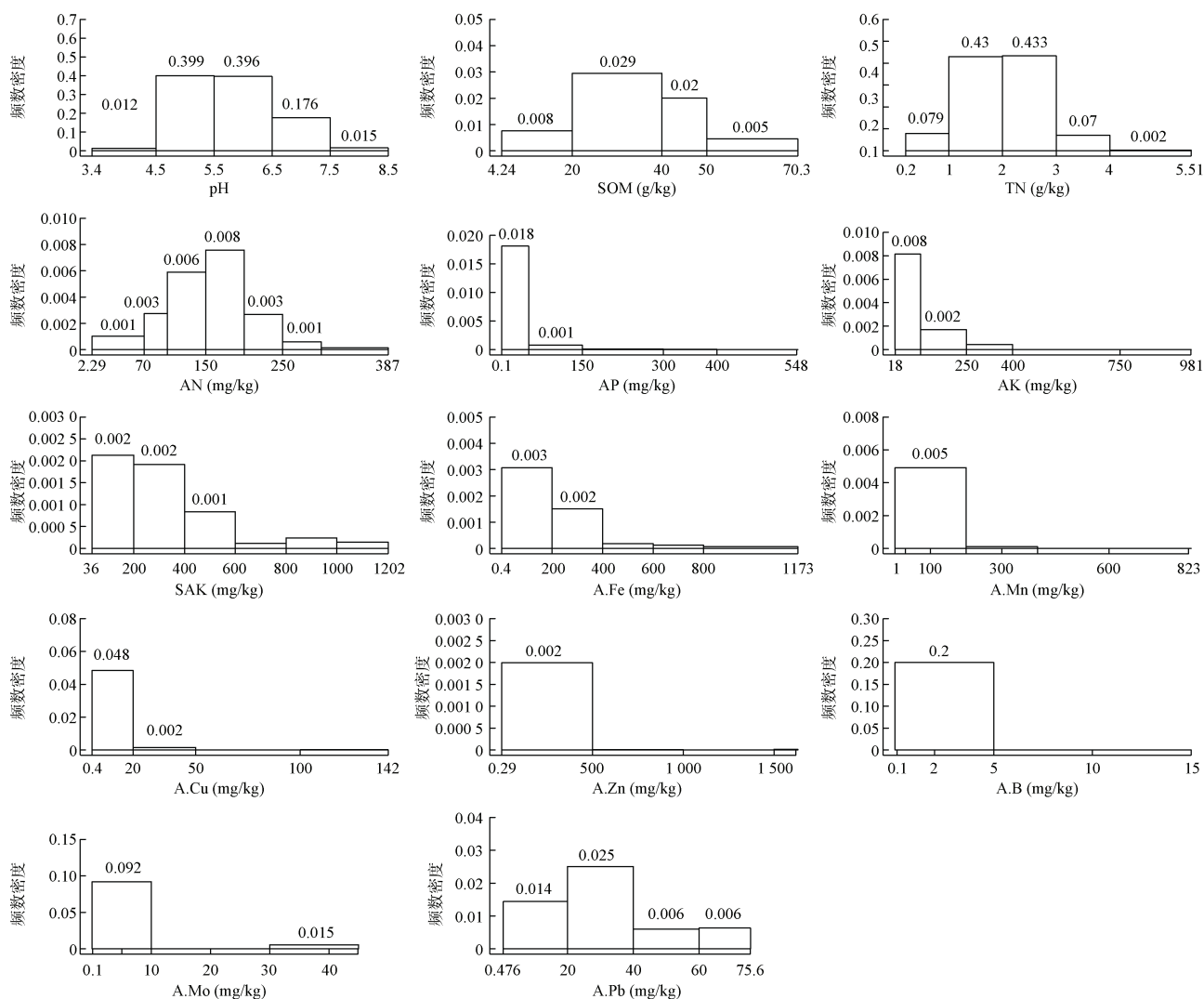


图 3 农田土壤理化指标的频数密度图

Fig. 3 Frequency densities of soil physicochemical indexes of farmlands

2.2 全样本土壤有效铅与其影响因子的关系

2.2.1 A.Pb 与其土壤影响因子的相关性 试验土样理化性质 Spearman 相关性分析结果见图 4。由图可见, pH 与 SAK、AK、A.Mo、A.B 等因子显著正相关; SOM

与 TN、AN、A.Fe 和 A.Mo 显著正相关, 与 AP、A.Cu、A.B、AK 和 SAK 显著负相关; TN 与 AN 显著正相关, 与 AP、A.Cu、A.B、AK 和 SAK 显著负相关; AP 与 A.Mn、A.Cu、AK 显著正相关; AK 与 SAK、A.B 显

著正相关，与 A.Fe、A.Mo 显著负相关；SAK 与 AK、pH、A.B 显著正相关，与 A.Mo、SOM、TN 显著负相关；A.Fe 与 A.Mo、SOM 显著正相关，与 SAK、A.Zn 显著负相关；A.Mn 与 AP、A.Cu、A.Zn、A.Mo 显著正相关，与 SOM、TN 显著负相关；A.Cu 与 A.Mn、A.Zn、

AP 显著正相关，与 SOM、TN、A.B 显著负相关；A.B 与 AK、SAK 显著正相关，与 TN、AN 显著负相关；A.Pb 与 A.Cu、A.Zn、A.B、TN、AN、AP、A.Fe 显著正相关。推断，土壤 A.Cu、A.Zn、A.B、TN、AN、AP、A.Fe 可能是影响 A.Pb 含量的重要因子。

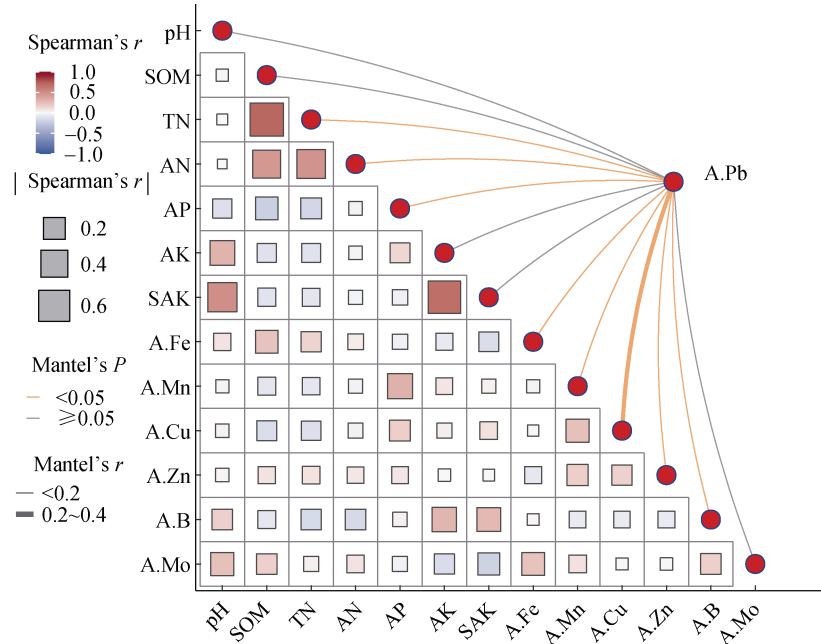


图 4 全样本土壤因子的相关性
Fig. 4 Correlation of soil factors in all samples

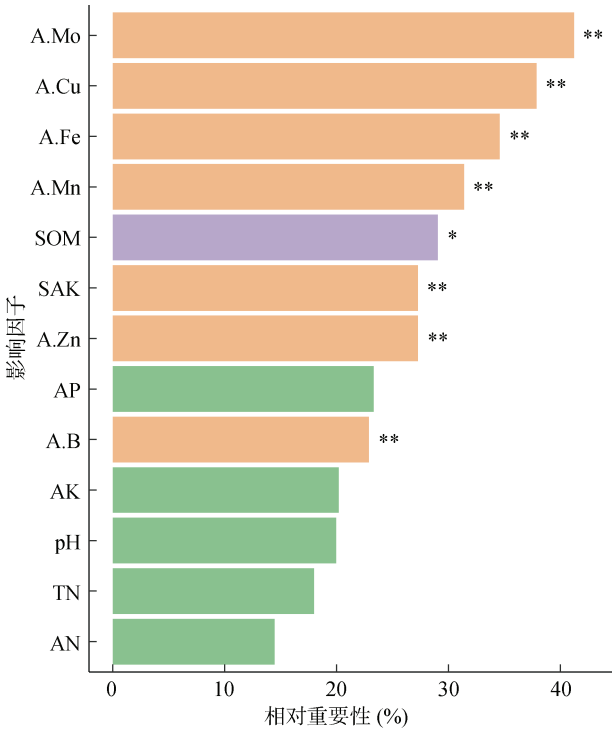
2.2.2 A.Pb 与其土壤影响因子的线性关系 采用加权最小二乘法即稳健回归(robustness regression)M 估计法，对 3 713 个全样本数据进行分析，用 Bisquare 权重进行线性拟合，选择回归系数较大的变量，可得到全样本土壤 A.Pb 含量的预测方程： $y_{A.Pb} = -162 + 8.52x_{A.Cu} - 11.9x_{A.Zn} + 126x_{A.B} + 43.4x_{pH} + 6.69x_{SOM} + 10.6x_{A.Cu \times A.B} - 27.0x_{A.B \times pH} - 5.07x_{A.B \times SOM}$ 。

2.2.3 A.Pb 的土壤影响因子的重要性 对全样本，采用随机森林法分析 A.Pb 的影响因子的相对重要性(图 5)，其排序为：A.Mo>A.Cu>A.Fe>A.Mn>SOM>SAK>A.Zn>A.B。

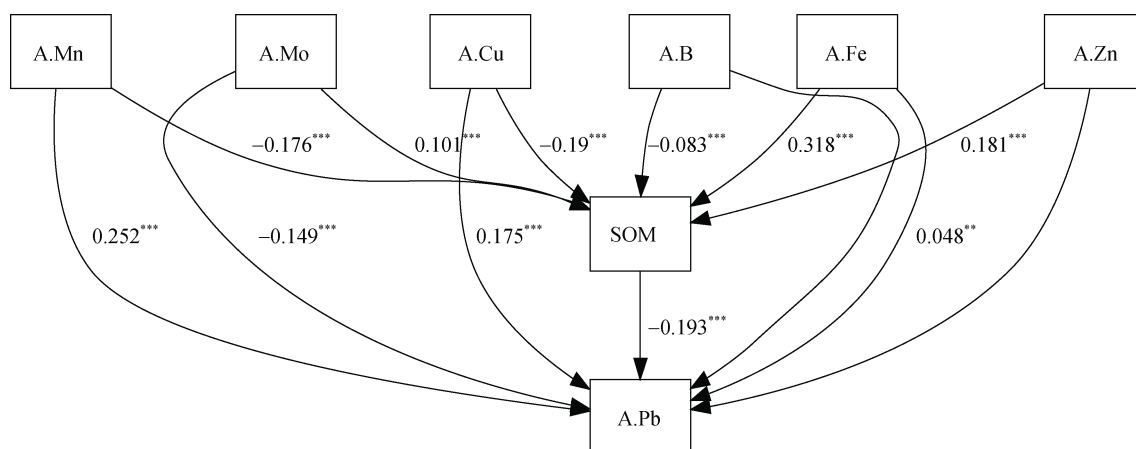
2.2.4 土壤因子对 A.Pb 的作用路径分析 为获得土壤因子对 A.Pb 含量影响的机制信息，采用全样本数据构建结构方程模型(图 6)对上述相关性和排序中均显著的土壤因子进行路径分析，发现：A.B 和 A.Zn 通过 SOM 间接显著影响 A.Pb 含量；A.Mo、A.Mn、A.Fe 和 A.Cu 既直接显著影响 A.Pb 含量，又通过 SOM 间接显著影响 A.Pb 含量。

2.3 不同成土母质土壤有效铅与其影响因子的关系

2.3.1 A.Pb 与其土壤影响因子的相关性 土壤因子的相关性热图显示，在洪积物母质土壤中(图 7A)，



(图中*、**分别表示重要性达 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 显著水平，下同)
图 5 全样本 A.Pb 含量的影响因子的重要性
Fig. 5 Importance of soil factors to A.Pb content in all samples



(图中*、**、***分别表示影响达 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 和 $P<0.001$ 显著水平,下同)

图 6 全样本 A.Pb 的结构方程模型

Fig. 6 Structural equation model of A.Pb in all samples

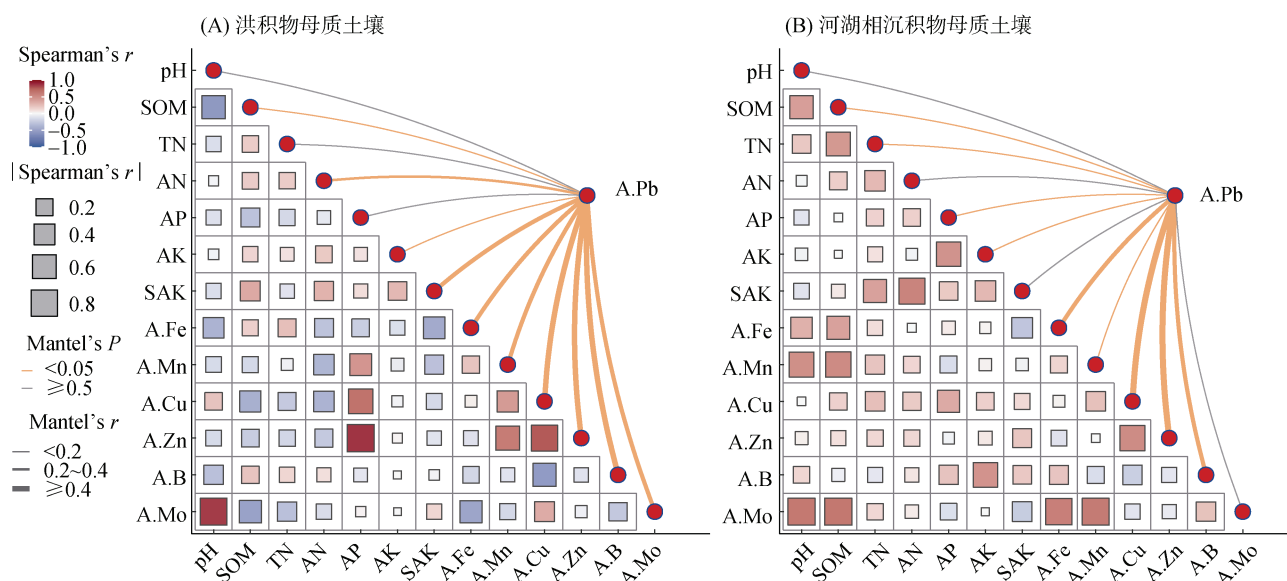


图 7 不同成土母质来源的土壤因子的相关性

Fig. 7 Correlation of soil factors in different parent materials

A.Pb 含量与 A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mo、A.Mn、A.Fe、SAK、AN 和 SOM 等显著相关。由此推断, A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mo、A.Mn、A.Fe、SAK、AN 等是影响洪积物母质土壤 A.Pb 含量的重要因子。

在河湖相沉积物母质土壤中(图 7B), A.Pb 含量与 A.Cu、A.Zn、A.B、A.Fe 和 A.Mn 等显著相关,由此推断, A.Cu、A.Zn、A.B、A.Fe 和 A.Mn 是影响此类土壤 A.Pb 含量的重要因子。

2.3.2 A.Pb 与其土壤影响因子的线性关系 采用普通最小二乘法对 708 个洪积物母质发育土壤样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.911$, 表明模型可以解释 A.Pb 的 91.1% 的方差来源。系数的显著水平均为 0.001, 可得洪积物母质发育土壤 A.Pb 含量的预测方程:

$$y_{A.Pb} = 20.1 + 0.782x_{A.Mn} - 0.104x_{AN} - 0.00941x_{A.Mn \times A.Zn} + 0.0266x_{AN \times A.Zn}$$

采用普通最小二乘法对 664 个河湖相沉积物母质发育土壤样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.95$, 系数的显著水平均为 0.001, 可得河湖相沉积物土壤 A.Pb 含量的预测方程: $y_{A.Pb} = 20.9 + 8.85x_{A.Cu} - 19.9x_{A.Cu \times A.B} + 18.1x_{A.Zn \times A.B} + 0.193x_{A.B \times A.Fe} - 0.178x_{A.Cu \times A.Mn}$

2.3.3 A.Pb 的土壤影响因子的重要性 对不同成土母质发育土壤, 采用随机森林法分析 A.Pb 的影响因子的相对重要性(图 8)。在洪积物母质发育土壤中, 排序为: A.Mo>A.Mn>A.Fe>pH>A.Zn>A.Cu>AN>A.B。在河湖相沉积物母质土壤中, 排序为: A.Mo>A.Cu>A.Zn>A.Mn>AP>A.B>A.Fe。

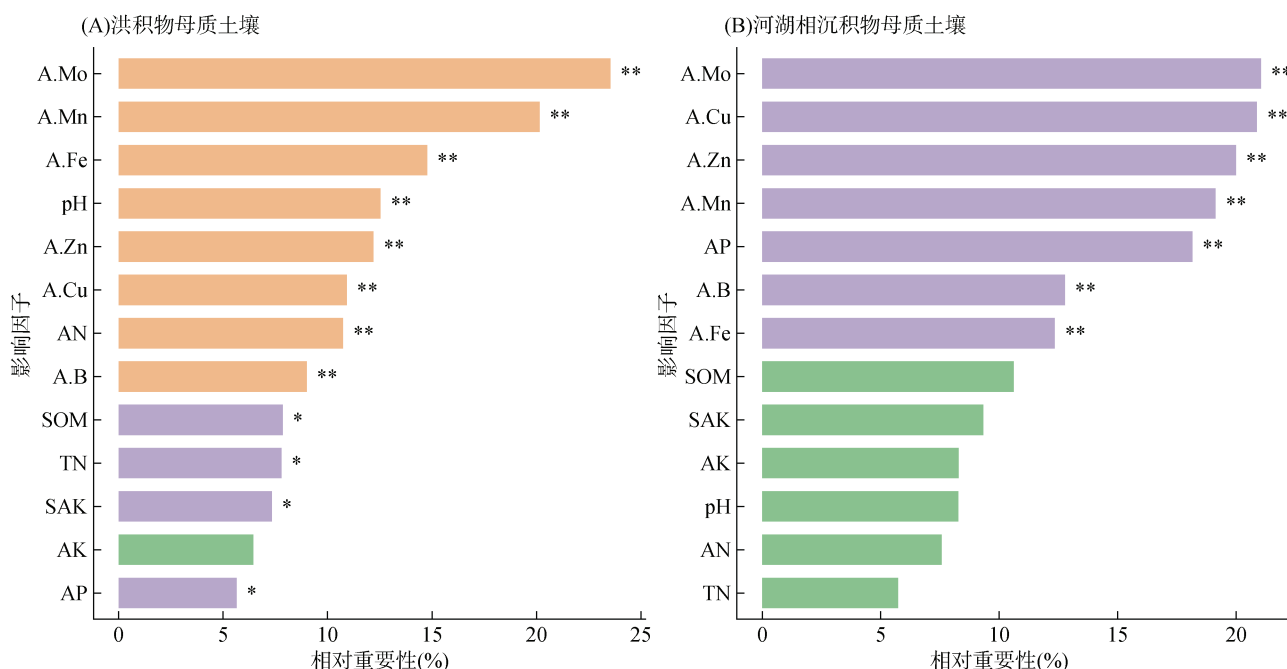
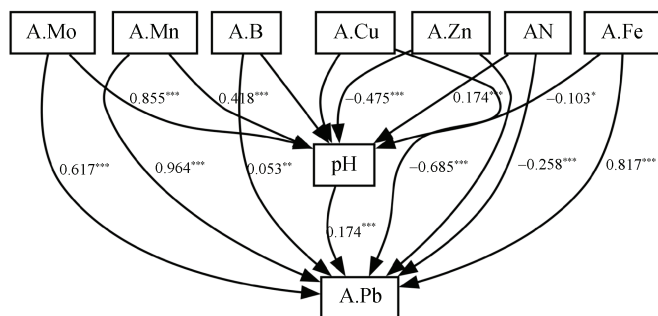


图 8 不同成土母质发育土壤 A.Pb 含量的影响因子的重要性
Fig. 8 Importance of the soil factors to A.Pb content in different parent materials

2.3.4 土壤因子对 A.Pb 的作用路径分析 在洪积物母质发育土壤中, A.Zn 通过 pH 间接显著影响 A.Pb 含量; A.B、A.Cu 和 pH 直接显著影响 A.Pb 含量; A.Mn、A.Mo、AN、A.Fe 既能直接显著影响 A.Pb 含量,又能通过 pH 间接显著影响 A.Pb 含量(图 9A)。



9A)。在河湖相沉积物母质土壤中, A.Mn、A.Mo 通过 AP 间接显著影响 A.Pb 含量; AP 和 A.Fe 直接显著影响 A.Pb 含量; A.B、A.Zn 和 A.Cu 既能直接显著影响 A.Pb 含量,又能通过 AP 间接显著影响 A.Pb 含量(图 9B)。

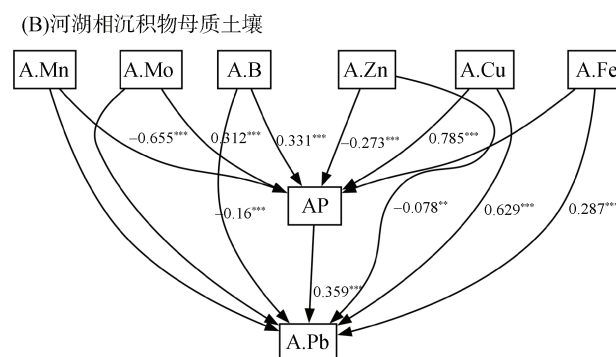


图 9 不同成土母质土壤因子影响 A.Pb 含量的结构方程模型
Fig. 9 Structural equation model of soil factors affecting A.Pb content in different parent materials

2.4 不同亚类土壤有效铅与其影响因素的关系

2.4.1 A.Pb 与其土壤影响因素的相关性 相关性热图显示, 在脱潜水稻土亚类中(图 10A), A.Pb 含量与 A.Fe、A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mo、AP 等显著相关; 在渗育水稻土亚类中(图 10B), A.Pb 含量与 A.Cu、A.B、SAK、AK、A.Mn、TN 等显著相关; 推断它们是影响此类土壤 A.Pb 含量的重要因子。

2.4.2 A.Pb 与其土壤影响因素的线性关系 采用

普通最小二乘法对 1 184 个脱潜水稻土亚类样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.913$, 系数的显著水平均为 0.001, 可得脱潜水稻土 A.Pb 含量的预测方程: $y_{A.Pb} = 4.52x_{A.Cu} + 0.0137x_{A.Fe} - 0.136x_{A.Cu \times A.Zn} - 0.00606x_{A.Cu \times A.Fe} + 0.00789x_{A.Zn \times A.Fe}$

采用普通最小二乘法对 664 个渗育水稻土亚类样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数为 $R^2=0.951$, 系数的显著水平均为

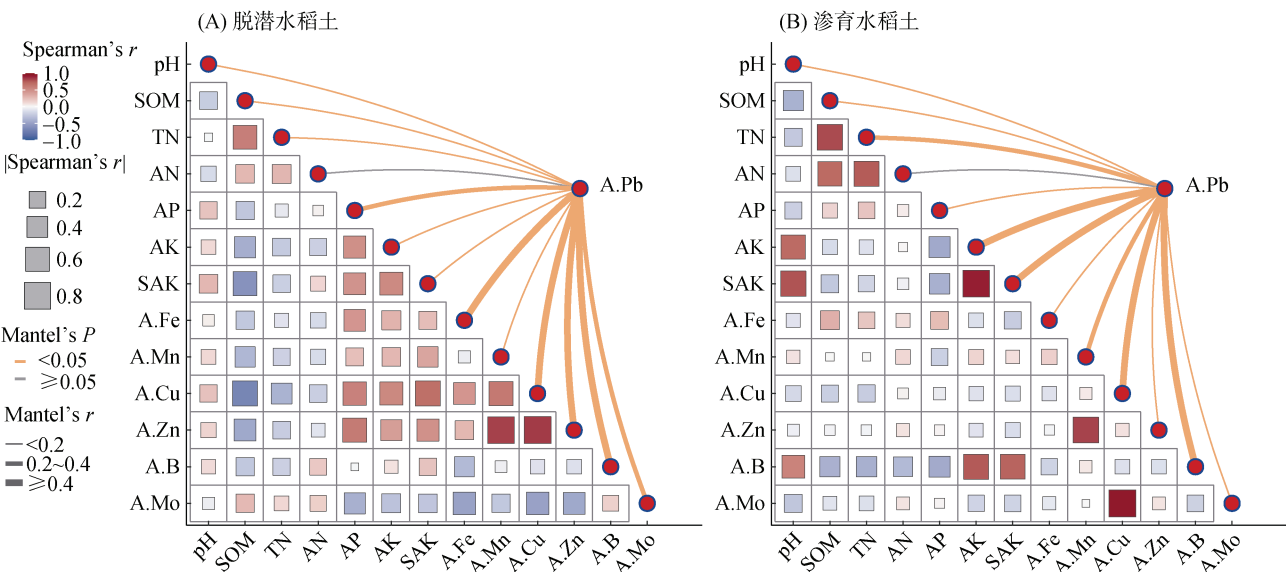


图 10 不同亚类土壤因子的相关性
Fig. 10 Correlation of soil factors in different subgroups

0.001, 可得渗育水稻土 A.Pb 含量的预测方程: $y_{A.Pb} = 0.243 + 0.264x_{A.Mn} - 0.658x_{AP} - 2.62x_{A.Cu \times A.Mn} + 0.260x_{A.Mn \times A.Fe} + 0.312x_{A.Mn \times AP} - 2.66x_{A.Cu \times A.Mn \times A.Fe} + 3.21x_{A.Cu \times A.Mn \times AP} + 3.15x_{A.Cu \times A.Mn \times A.Fe \times AP}$

2.4.3 A.Pb 的土壤影响因子的重要性 对不同亚类土壤, 采用随机森林法分析 A.Pb 的土壤影响因子的相对重要性(图 11), 在脱潜水稻土中排序为: A.Cu>A.Fe>TN>SOM>A.B>A.Zn>A.Mo>A.Mn>AP; 在渗育水稻土中排序为: A.Cu>A.Mn>AP>SOM>

A.Mo>A.Fe>TN>A.B>A.Zn。

2.4.4 土壤因子对 A.Pb 的作用路径分析 在脱潜水稻土中(图 12A), A.Mn、AP 和 SOM 直接显著影响 A.Pb 含量; A.B、A.Cu、A.Zn、A.Mo、TN 和 A.Fe 既直接显著影响 A.Pb 含量, 又通过 SOM 间接显著影响 A.Pb 含量。在渗育水稻土中(图 12B), SOM 直接显著影响 A.Pb 含量; A.Mo、A.Mn、A.B、AP、A.Cu、A.Fe 和 A.Zn 既直接显著影响 A.Pb 含量, 又通过 SOM 间接显著影响 A.Pb 含量。

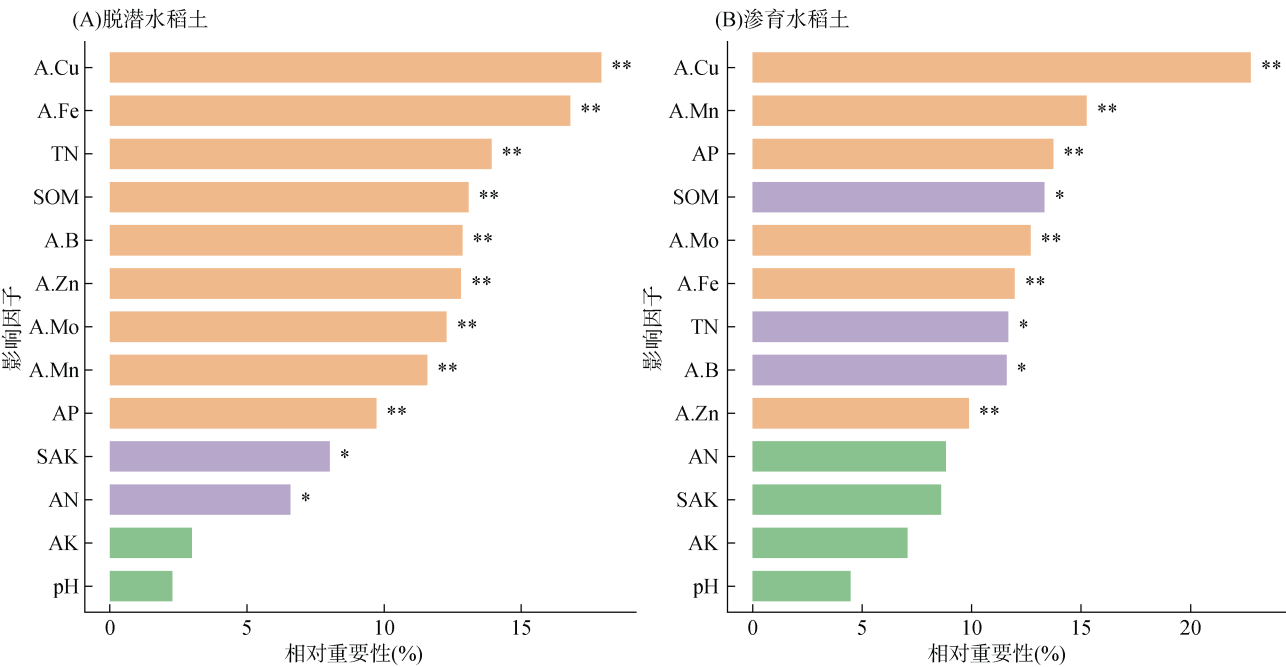


图 11 不同亚类土壤中 A.Pb 含量的影响因子的重要性
Fig. 11 Importance of soil factors to A.Pb content in different subgroups

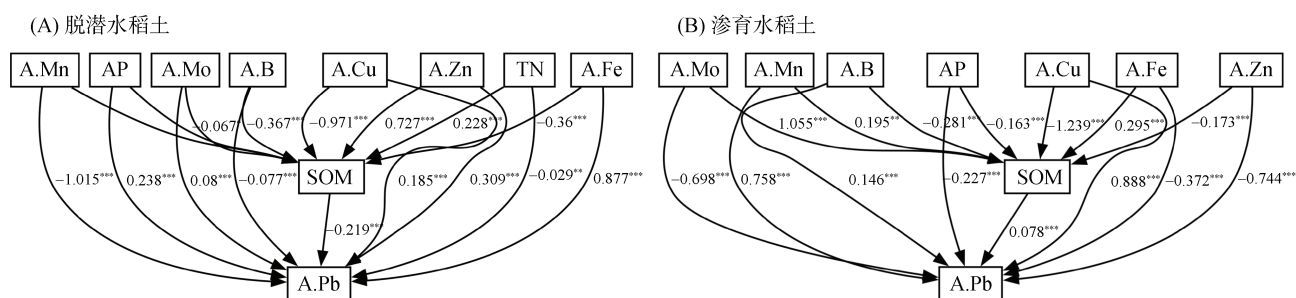


图 12 不同亚类土壤因子对 A.Pb 含量影响的结构方程模型

Fig. 12 Structural equation model of soil factors affecting A.Pb content in different subgroups

2.5 不同土属有效铅与其影响因素的关系

2.5.1 A.Pb 与其土壤影响因素的相关性 土壤因子的相关性热图显示(图 13), 在洪积泥砂田土样中, A.Pb 含量与 A.B、A.Mn、A.Zn、A.Cu、A.Mo、A.Fe、AN 和 SAK 等显著相关; 在青紫泥田土样中, A.Pb 含量与 A.Cu、A.Fe、A.Zn 和 A.B 等显著相关; 由此推断, 它们是影响此类土壤 A.Pb 含量的重要

因子。

2.5.2 A.Pb 与其土壤影响因素的线性关系 采用普通最小二乘法对 544 个洪积泥砂田土属样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.912$, 系数的显著水平均为 0.001。可得洪积泥砂田 A.Pb 含量的预测方程: $y_{A.Pb}=209-1.59x_{A.Mn}-2.60x_{A.Zn}-0.636x_{SAK}-0.749x_{AN}+0.0205x_{A.Mn \times A.Zn \times}$

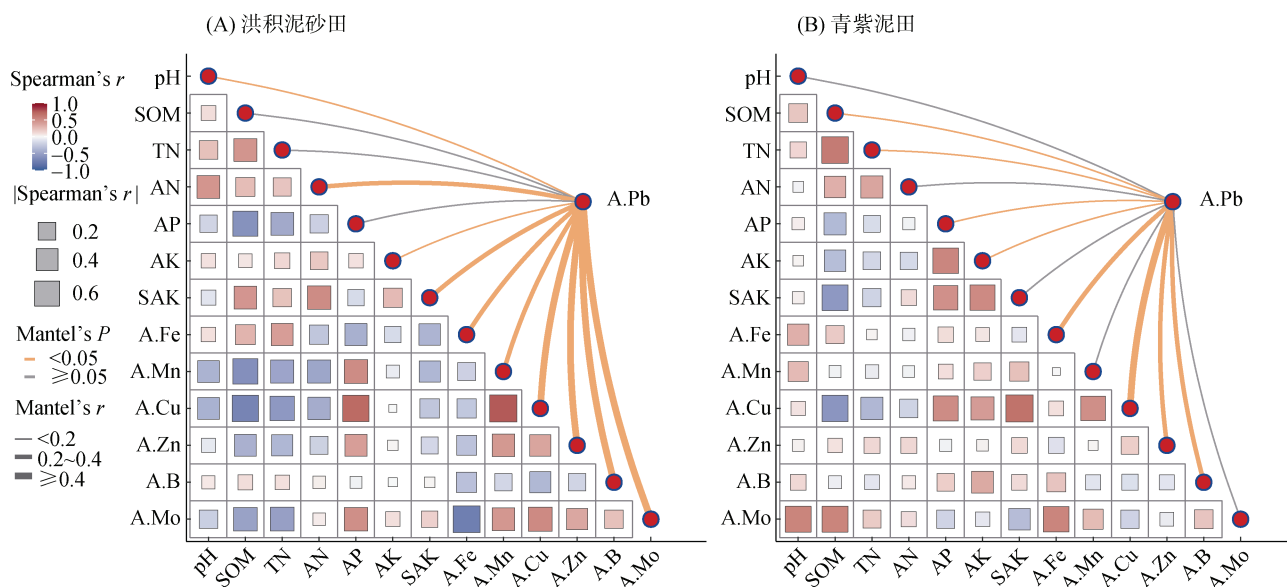


图 13 不同土属土壤因子的相关性

Fig. 13 Correlation of soil factors in different genera

采用普通最小二乘法对 760 个青紫泥田土属样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.923$, 系数的显著水平均为 0.001。可得青紫泥田 A.Pb 含量的预测方程: $y_{A.Pb}=3.34+15.7x_{A.Zn}-1.51x_{A.Cu}+2.24x_{A.Fe}-16.7x_{A.Zn \times A.Cu}+9.97x_{A.Zn \times A.Fe}-17.5x_{A.Zn \times A.Fe \times A.B}+4.18x_{A.Cu \times A.Fe \times A.B}+11.9x_{A.Zn \times A.Cu \times A.Fe \times A.B}$

2.5.3 A.Pb 的土壤影响因素的重要性 对不同土属的土壤, 采用随机森林法分析 A.Pb 的影响因子的相对重要性(图 14)。在洪积泥砂田土样中, 排序为: A.Cu>A.Fe>TN>SOM>A.B>A.Zn>A.Mo>A.Mn>AP>

SAK>AN; 在青紫泥田土样中, 排序为: A.Zn>A.Mo>A.Cu>A.Mn>AP>A.B>A.Fe>SAK>SOM>TN>AN>pH。

2.5.4 土壤因子对 A.Pb 的作用路径分析 在洪积泥砂田土样中(图 15A), A.Mo、A.Mn、AN、SOM 对 A.Pb 含量有直接显著影响; A.Zn 通过 SOM 对 A.Pb 含量有间接显著影响; A.B、AP、A.Cu 和 A.Fe 既直接显著影响 A.Pb 含量, 又能通过 SOM 间接显著影响 A.Pb 含量。在青紫泥田土样中(图 15B), A.Zn 和 AP 直接显著影响 A.Pb 含量; A.Mo、A.Mn、A.B、A.Cu 和 A.Fe 直接或通过 AP 间接显著影响 A.Pb 含量。

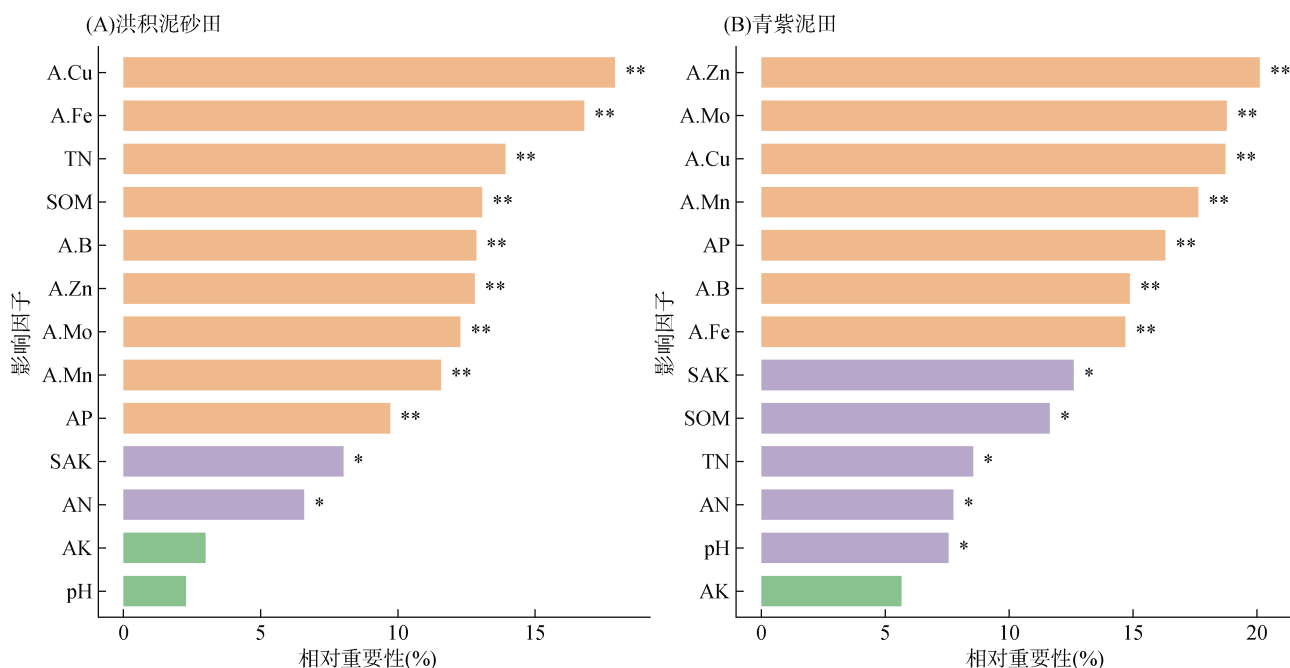


图 14 不同土属土壤 A.Pb 的影响因子的重要性

Fig. 14 Importance of soil factors to A.Pb in different genera

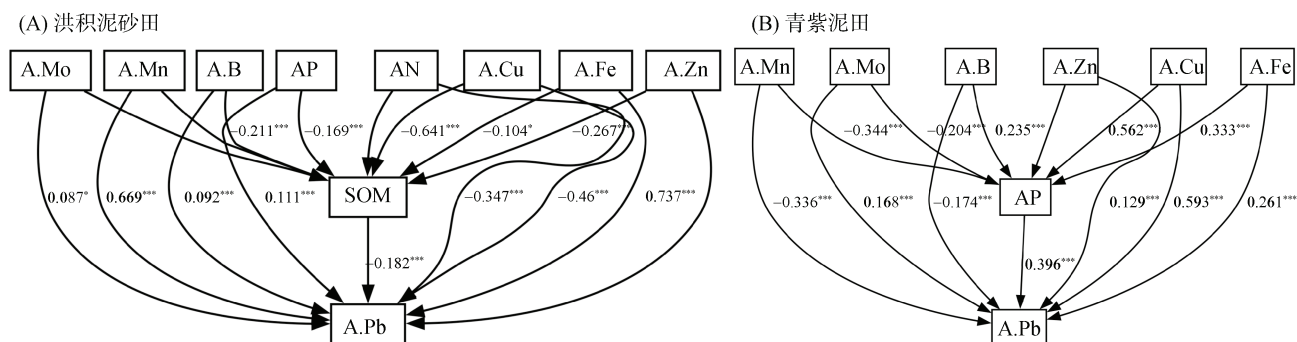


图 15 不同土属土壤因子影响 A.Pb 含量的结构方程模型

Fig. 15 Structural equation model of soil factors affecting A.Pb content in different genera

2.6 不同耕作方式土壤有效铅与其影响因素的关系

2.6.1 A.Pb 与其土壤影响因素的相关性 土壤因子的相关性热图显示(图 16), 在单季晚稻田土样中, A.Pb 含量与 A.Cu、A.Zn、A.B、A.Mn、AK 和 SAK 等显著相关; 在水稻-油菜轮作田土样中, A.Pb 含量与 A.Fe、A.Cu、A.Zn、A.B、AN 和 SAK 等显著相关。

2.6.2 A.Pb 与其土壤影响因素的线性关系 采用普通最小二乘法对 1 392 个单季晚稻田土壤样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.90$, 系数的显著水平均为 0.001。单季晚稻田 A.Pb 含量的预测方程: $y_{A.Pb}=0.570+0.403x_{A.Cu}-0.177x_{SOM}-0.165x_{SAK}-0.326x_{A.Cu \times A.Mn}-0.446x_{A.Cu \times AK}-0.437x_{SOM \times TN}+0.679x_{A.Cu \times AK \times SAK}+0.527x_{AK \times SOM \times SAK \times TN}$

采用普通最小二乘法对 676 个水稻油菜轮作田

土壤样本的上述 A.Pb 的显著相关因子与 A.Pb 进行线性回归拟合, 决定系数 $R^2=0.941$, 系数的显著水平均为 0.001。水稻-油菜轮作田 A.Pb 含量的预测方程:

$$y_{A.Pb}=3.09x_{A.Fe}-2.44x_{A.Mn}+6.15x_{B \times A.Fe}+2.85x_{A.Cu \times A.Mn}-3.87x_{A.B \times A.Mn}-3.39x_{A.Fe \times A.Mn}+6.17x_{A.Cu \times A.B \times A.Mn}-7.55x_{A.B \times A.Fe \times A.Mn}$$

2.6.3 A.Pb 的土壤影响因素的重要性 对不同耕作方式的土壤, 采用随机森林法分析 A.Pb 的影响因子的相对重要性(图 17)。在单季晚稻田土样中, 因子排序为: A.Cu>A.Fe>SAK>SOM>A.Mo>A.Zn>AP>A.Mn>A.B; 在水稻-油菜轮作田土样中, 因子的排序为: A.Fe>A.Mo>A.B>A.Cu>A.Mn>A.Zn。

2.6.4 土壤因子对 A.Pb 的作用路径分析 在单季晚稻田土样中, A.Mn 和 SOM 直接显著影响 A.Pb 含

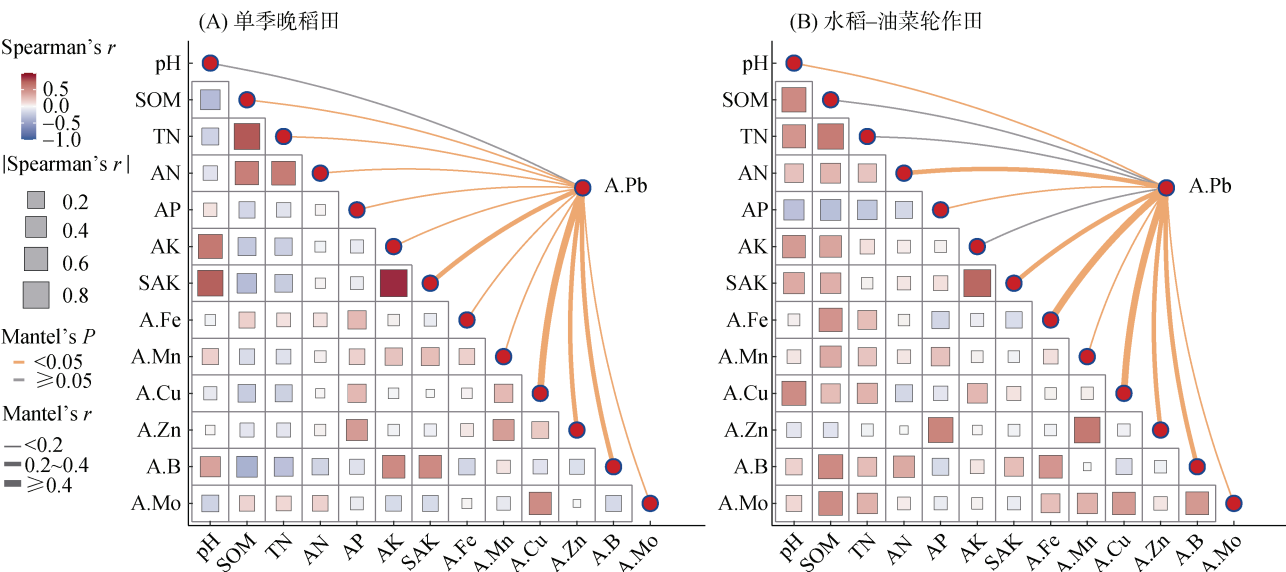


图 16 不同耕作方式的土壤因子的相关性
Fig. 16 Correlation of soil factors in different tillage practices

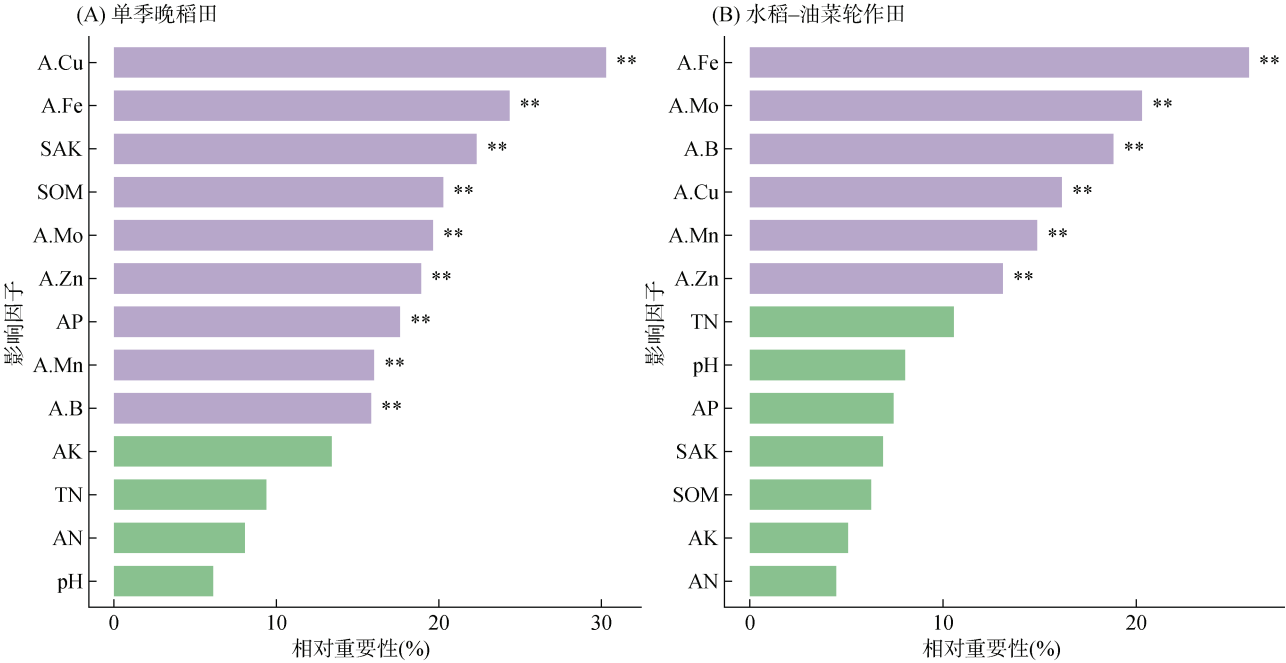


图 17 不同耕作方式土壤 A.Pb 含量的影响因子的重要性排序
Fig. 17 Importance of soil factors to A.Pb content in different tillage practices

量；而 A.Mo、A.B、A.Cu、AP、SAK 和 A.Fe 直接或通过 SOM 间接显著影响 A.Pb 含量；A.Zn 对 SOM 和 A.Pb 均无显著影响(图 18A)。在水稻-油菜轮作田土样中，A.Mn、A.Mo、A.B、A.Zn 和 A.Fe 直接或通过 A.Cu 间接显著影响 A.Pb 含量(图 18B)。

3 讨论

3.1 浙江典型农田土壤理化特征

土壤酸化会降低微生物多样性和丰度，破坏微生物

态系统，加剧土壤病虫害发生^[20]。当土壤 pH 由 5.4 降至 4.7 时，油菜减产可达 40%，花生和芝麻减产约 15%^[21]。历史数据显示，2009 年浙江农田土壤 pH 均值为 5.42，其中 4.5~5.5 占比 68%^[22]。本研究 pH 为 5.82，4.5~5.5、5.5~6.5 和 6.5~7.5 的样本占比分别为 39.9%、39.7% 和 17.6%，其中 4.5~6.5 的占比由 2009 年的 90% 下降到 80%，酸性及强酸性比例虽有所下降，但仍处于作物酸害阈值区，需通过施用石灰质材料或有机肥提升 pH 至合理水平。

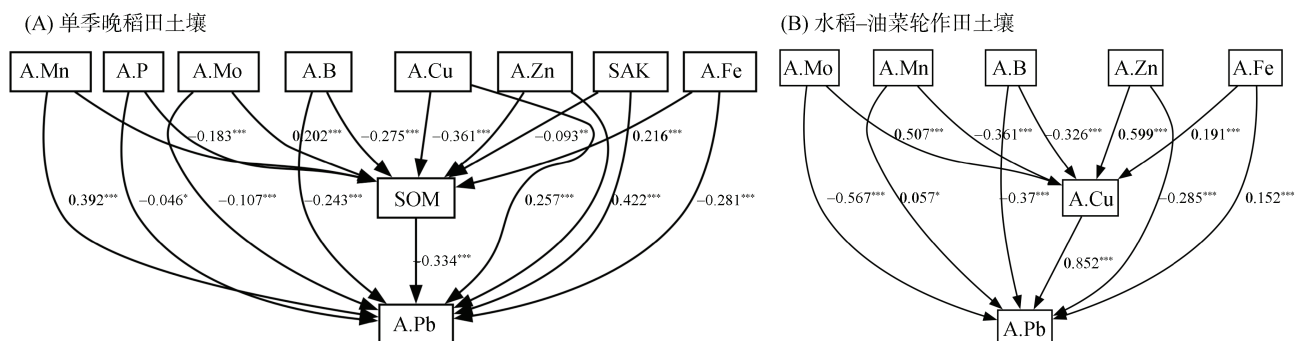


图 18 不同耕作方式土壤因子影响 A.Pb 含量的结构方程模型

Fig. 18 Structural equation model of soil factors affecting A.Pb content in different tillage practices

浙江农田土壤 SOM 含量呈改善趋势: 1984 年大于 30 g/kg 的样本占 54.6%, 2009 年降至 31.1%^[22]。而本研究 62.2% 的土壤样本 SOM 大于 20 g/kg, 其中 79.3% 集中于 20~50 g/kg, 总体适宜水稻等作物生长^[14]。建议持续推广有机肥施用与秸秆还田, 以提升土壤酸缓冲能力和养分供应强度。

土壤养分方面, 本研究 TN、AP 和 AK 含量总体处于丰富至适量等级。但需警惕过量氮肥施用导致的土壤酸化加剧^[20], 应筛选氮肥高效施用技术, 通过提高利用率实现减氮、增产与防酸化协同。

本研究 90.8% 以上样本的 A.Cu<40 mg/kg、A.Zn<100 mg/kg、A.Pb<65 mg/kg, 均低于 GB 15618—2018 在 pH 5.5~6.5 条件下的风险筛选值(Cu: 50 mg/kg; Zn: 200 mg/kg; Pb: 100 mg/kg), 表明大部分浙江农田土壤的重金属有效性风险较低。此外, A.B、A.Mo、A.Fe 和 A.Mn 含量总体处于作物适宜范围。

3.2 浙江农田土壤理化参数的相关性

土壤 pH 是调控养分循环与重金属活性的主控开关, 与 TN、AP、S、Si、A.Fe、A.Mn、A.Cu、A.Zn、交换性 Ca 及 Mg 等密切相关^[19]。本研究中 pH 与 SAK、AK、A.Mo、A.B 显著正相关, 与 A.Mn、A.Cu、A.Zn 呈负相关趋势, 这与南方酸性稻田的普遍规律一致^[19]。差异因子可能受成土母质、黏土矿物组成及农艺措施影响。

SOM 作为陆地主要碳库和土壤肥力核心组分, 其赋存形态(腐殖酸、富里酸、胡敏素)受 pH 显著调控^[23-24]。本研究中 SOM 与 pH 在不同分类场景下均呈显著相关, 并与 TN、AN、A.Fe、A.Mo 正相关, 与 AP、A.Cu、A.B 负相关, 体现了 SOM 对土壤养分-重金属耦合系统的广泛影响。

土壤的 pH、SOM、氧化还原电位、黏土含量/类型等参数影响重金属的溶解度和生物利用度, Pb 与 Fe、Al 和 Mn 的氧化物在黏土矿物表面存在竞争

吸附与共沉淀效应^[25]。本研究的全样本中发现, A.Pb 与 A.Cu、A.Zn、A.Mn、A.Fe、A.B、AN、TN 等显著相关, 说明 Pb 与 Mn 之间存在物理化学反应。在河湖相母质、脱潜水稻土、渗育水稻土、青紫泥田及水稻-油菜轮作田中, A.Fe 与 A.Pb 的相关程度及显著性受 pH、氧化还原电位及母质类型的综合制约, 表现出明显的场景依赖性。

本研究未测定 S、Al、Si、Ca、Mg、Na 及全量 Pb, 已有研究表明土壤含 Ca 量越高, 对 Pb 的吸附固定能力越强^[26]。SO₄²⁻ 和 PO₄³⁻ 对 A.Pb 具有强钝化效果^[27]。全样本中 A.Pb 与 AP 呈显著正相关(图 4), 未表现出预期的强负相关; 而在渗育水稻土中, SEM 路径分析显示 AP 对 A.Pb 具有直接显著影响(图 12B), 可能与 AP 在酸性条件下的专性吸附及 Fe-Al 氧化物表面竞争机制有关。

3.3 土壤中 A.Pb 含量的影响因子

土壤 A.Pb 含量受成土母质、地质类型和土壤利用方式等影响^[28]。本研究在不同分类场景中识别出 A.Pb 的共性关联因子(A.Cu>A.Mo>A.Fe>A.Mn>A.Zn>A.B>AP)及中介调控因子(SOM>AP>A.Cu>pH), 其耦合机制可从以下 4 方面解析。

1) A.Cu 与 A.Pb 的协同机制。在河湖相沉积物母质、脱潜水稻土、渗育水稻土、青紫泥田、单季稻田及水稻-油菜轮作田中, A.Pb 与 A.Cu 均显著相关。这可能与二者在土壤中具有相似的赋存形态有关: 在淋溶条件下, A.Pb 和 A.Cu 表现出相似的底土迁移速率^[29]。高 SOM 环境对二者均有吸附固化作用^[30], 草酸活化的磷矿和骨粉也可同步固定 A.Cu 和 A.Pb^[31]。上述因素导致二者含量同步变化。

2) A.Zn 与 A.Pb 的共溶机制。在洪积物、河湖相母质、脱潜水稻土、洪积泥砂田、青紫泥田、单季稻田及水稻-油菜轮作田中, A.Pb 与 A.Zn 显著相关。土壤含硫矿物氧化产生的酸性微环境可促进 A.Pb、

A.Zn、A.Fe 和 A.Mn 的同步溶解与氧化还原循环^[29]；富有机质条件下 AP 也可同时抑制 A.Pb 和 A.Zn 的垂向迁移^[29]，导致二者表现协同

3) A.Fe 与 A.Pb 的钝化机制。在河湖相母质、脱潜水稻土、渗育水稻土、青紫泥田及水稻-油菜轮作田中，A.Pb 与 A.Fe 显著相关。A.Pb 在稻田中的垂向迁移受碳酸盐和 Fe/Mn 氧化物控制，随着表层碳酸盐耗竭，Fe/Mn 氧化物逐渐成为主导固定机制^[32]。Fe²⁺ 氧化形成的次生矿物可通过共沉淀稳定 Cd 和 Pb^[33]，但 Fe³⁺ 的还原溶解也可能促进 A.Pb 释放。这种双重效应决定了 A.Fe 与 A.Pb 相关性的场景依赖性^[34]。

4) A.Mo 与 A.Pb 的间接关联。在洪积物、脱潜水稻土及洪积泥砂田等土壤中，A.Pb 与 A.Mo 显著相关。土壤 pH 5~6 时，Mo 以 MoO₄²⁻ 含氧酸根形式存在，主要被铁氧化物胶体吸附(吸附能力：氧化铁>氧化铝>高岭石)。磷肥施用可通过竞争吸附增强 Mo 有效性^[35]。因此，A.Pb 与 A.Mo 的显著相关性可能是通过 Fe 氧化物和 P 共同调控二者的表现结果，而非直接耦合。

综上，不同场景下 A.Pb 的主导调控因子存在明显分异：SOM 在全样本及多数水稻土场景中调控力最强，AP 在河湖相母质和青紫泥田中居首，pH 在洪积物母质中影响最大，A.Cu 在稻油轮作中贡献最高。这提示 A.Pb 污染土壤的靶向治理需遵循“场景诊断-因子识别-精准调控”路径：对 SOM 主导型场景优先提升有机质以强化 Pb 固定；对 AP 主导型场景合理调控磷素投入；对 pH 敏感型场景施用石灰质材料；对 A.Cu 协同型场景则需关注 Cu-Pb 复合污染风险。

4 结论

1) 浙江典型农田土壤 A.Pb 含量范围为 0.5~109.0 mg/kg，均值为 17.6 mg/kg，变异系数为 59.5%；95.3% 的样本低于农用地土壤污染风险筛选值(100 mg/kg)。土壤偏酸性(pH 均值 5.82)，80.0% 样本 pH 为 4.5~6.5；SOM 含量总体适宜(79.3% 样本为 20~50 g/kg)。

2) A.Pb 与 10 个土壤因子显著相关。在不同成土母质、亚类、土属和利用方式场景中，共同关联因子按频率和重要性排序为：A.Cu>A.Mo>A.Fe>A.Mn>A.Zn>A.B>AP；中介调控因子排序为：SOM>AP>A.Cu>pH。

3) 不同场景下 A.Pb 主导调控因子存在分异：SOM 在全样本、脱潜水稻土亚类、渗育水稻土亚类、洪积泥砂田土属及单季晚稻田中调控力最强；AP 在

河湖相沉积物母质和青紫泥田土属中居首；pH 在洪积物母质土壤中影响最大；A.Cu 在水稻-油菜轮作田中贡献最高。上述关系可用多元线性回归方程定量描述，可为基于土壤养分管理的 Pb 污染耕地靶向治理提供参数依据。

参考文献:

- [1] Kirkby E. Introduction, definition and classification of nutrients//Marschner P. Marschner's mineral nutrition of higher plants[M]. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2012: 3-5.
- [2] Norton G J, Williams P N, Adomako E E, et al. Lead in rice: Analysis of baseline lead levels in market and field collected rice grains[J]. Science of the Total Environment, 2014, 485/486: 428-434.
- [3] 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[OL]. 2014-4-17. <https://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/W020140417558995804588.pdf>
- [4] 李荭荭, 李洲, 李海龙, 等. 生物炭与硅酸钠复合施加抑制水稻对土壤铅吸收富集的机制研究[J]. 环境科学学报, 2022, 42(7): 446-455.
- [5] Xie K T, Xie N G, Liao Z Y, et al. Bioaccessibility of arsenic, lead, and cadmium in contaminated mining/smeltering soils: Assessment, modeling, and application for soil environment criteria derivation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 443: 130321.
- [6] Guo Y, Yang Y, Li R X, et al. Distribution of cadmium and lead in soil-rice systems and their environmental driving factors at the island scale[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2023, 265: 115530.
- [7] Cui J Q, Li H B, Shi Y, et al. Influence of soil pH and organic carbon content on the bioaccessibility of lead and copper in four spiked soils[J]. Environmental Pollution, 2024, 360: 124686.
- [8] Yang Y, Li Y L, Wang T Q, et al. Derivation of human health risk-based thresholds for lead in soils promote the production of safer wheat and rice[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 230: 113131.
- [9] Yang X, Dai Z N, Ge C J, et al. Multiple-functionalized biochar affects rice yield and quality via regulating arsenic and lead redistribution and bacterial community structure in soils under different hydrological conditions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 443: 130308.
- [10] 黄皓, 周通, 吴龙华, 等. 滇西某油用牡丹种植区镉铅污染及钝化修复效果评估[J]. 土壤, 2020, 52(5): 927-934.
- [11] 洪思诚, 李建宏, 张婧旻, 等. 热带地区成土母质对水稻土不同粒级组分及其铅吸附形态的影响[J]. 生态环境学报, 2019, 28(10): 2089-2097.
- [12] 邹丽娜, 徐婧婧, 陈铮铮, 等. 水旱轮作下钛石膏对土壤砷铅有效性的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(4): 774-781.

- [13] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 1 部分: 土壤样品的采集、处理和贮存: NY/T 1121.1—2006[S]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] 中华人民共和国农业部. 土壤速效钾和缓效钾含量的测定: NY/T 889—2004[S]. 北京: 中国农业出版社, 2004.
- [16] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 8 部分: 土壤有效硼的测定: NY/T 1121.8—2006[S]. 北京: 中国农业出版社, 2006.
- [17] 中华人民共和国农业部. 土壤检测 第 9 部分: 土壤有效钼的测定: NY/T 1121.9—2012[S]. 北京: 中国农业出版社, 2012.
- [18] 中华人民共和国生态环境部. 土壤 8 种有效态元素的测定 二乙烯三胺五乙酸(DTPA)浸提-电感耦合等离子体发射光谱法: HJ 804—2016[S]. 北京: 中国环境出版社, 2016.
- [19] 周峻宇, 谷雨, 刘琼峰, 等. 南方典型镉污染稻田土壤有效态镉预测模型研究[J]. 中国土壤与肥料, 2022(7): 215–221, 246.
- [20] 赵学强, 潘贤章, 马海艺, 等. 中国酸性土壤利用的科学问题与策略[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1248–1263.
- [21] 沈仁芳. 铝在土壤-植物中的行为及植物的适应机制[M]. 北京: 科学出版社, 2008.
- [22] 计小江, 陈义, 吴春艳, 等. 浙江省稻田土壤养分现状及演变趋势[J]. 浙江农业学报, 2014, 26(3): 775–778.
- [23] 张叶叶, 莫非, 韩娟, 等. 秸秆还田下土壤有机质激发效应研究进展[J]. 土壤学报, 2021, 58(6): 1381–1392.
- [24] Azeem I, Shakoor N, Chaudhary S, et al. Analytical challenges in detecting microplastics and nanoplastics in soil-plant systems[J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2023, 204: 108132.
- [25] Kastury F, Li H B, Karna R, et al. Opportunities and challenges associated with bioavailability-based remediation strategies for lead-contaminated soil with arsenic as a co-contaminant—a critical review[J]. Current Pollution Reports, 2023, 9(2): 213–225.
- [26] Alkhatib M, Ayyad O, Tbakhi R, et al. A comparative study for lead removal by pure calcite and a natural calcitic soil sample[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2023, 20(11): 12243–12250.
- [27] Han C Y, Li J, Shen J L. Study on the physical and chemical properties of lead passivating agent in soil[J]. Scientific Reports, 2023, 13: 18213.
- [28] 马泉来, 万小强, 杨崇科, 等. 南太行典型区小流域土壤铅含量空间分异及影响因素分析[J]. 农业工程学报, 2023, 39(18): 226–233.
- [29] Cao X D, Liang Y, Zhao L, et al. Mobility of Pb, Cu, and Zn in the phosphorus-amended contaminated soils under simulated landfill and rainfall conditions[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2013, 20(9): 5913–5921.
- [30] Xu F L, Zhu J, Zhang B S, et al. Sorption and immobilization of Cu and Pb in a red soil (Ultisol) after different long-term fertilizations[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(2): 1716–1722.
- [31] Huang G Y, Gao R L, You J W, et al. Oxalic acid activated phosphate rock and bone meal to immobilize Cu and Pb in mine soils[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 174: 401–407.
- [32] 余琼阳, 李婉怡, 张宁, 等. 农田土壤重金属污染现状与安全利用技术研究进展[J]. 土壤, 2024, 56(2): 229–241.
- [33] Wang C, Wang J H, Zhao Y P, et al. The vertical migration and speciation of the Pb in the paddy soil: A case study of the Yangtze River Delta, China[J]. Environmental Research, 2019, 179: 108741.
- [34] Ye J P, Liao W M, Zhang P Y, et al. Fe(1-x)S/biochar combined with *Thiobacillus* enhancing lead phytoavailability in contaminated soil: Preparation of biochar, enrichment of *Thiobacillus* and their function on soil lead[J]. Environmental Pollution, 2020, 267: 115447.
- [35] 汪新宇, 刘璇, 秦佳婷, 等. 中国土壤中钼的状况及钼肥施用技术[J]. 中国农学通报, 2025, 41(4): 94–101.

(责任编辑: 毛小芳)