



农业资源与环境学报

CSCD 核心期刊
中文核心期刊
中国科技核心期刊

JOURNAL OF AGRICULTURAL RESOURCES AND ENVIRONMENT

欢迎投稿 <http://www.aed.org.cn>

微塑料对农田污染物迁移的促进作用

张海红, 石岩松, 崔文杰, 王予頔, 秦莉, 端正花

引用本文:

张海红, 石岩松, 崔文杰, 王予, 秦莉, 端正花. 微塑料对农田污染物迁移的促进作用[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(3): 619–625.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.13254/j.jare.2022.0289>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

广东典型镉污染稻田土壤镉的生物有效性测定方法及风险管控值初探

李吉宏, 聂达涛, 刘梦楠, 毛小云, 廖宗文, 陈娴

农业资源与环境学报. 2021, 38(6): 1094–1101 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0549>

生物炭对施用沼液稻田土壤重金属生物有效性的影响

袁根, 汤逸帆, 申建华, 朱咏莉

农业资源与环境学报. 2022, 39(4): 775–784 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0286>

海南北部滨海区不同土地利用模式下土壤DOM粒径分布与光谱特性

吴月颖, 吉恒宽, 吴蔚东, 吴治澎, 解钰, 符佩娇

农业资源与环境学报. 2020, 37(5): 654–665 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2020.0016>

连续降雨后太湖流域典型农田土地利用方式下土壤至入湖河流水体细菌群落的变化

张维国, 邸攀攀, 易能, 严少华, 高岩

农业资源与环境学报. 2018, 35(1): 48–57 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2017.0191>

施氮水平对稻-稻-紫云英稻田土壤细菌数量及群落结构的影响

周艳飞, 聂江文, 王幼娟, 刘章勇, 朱波

农业资源与环境学报. 2018, 35(6): 508–517 <https://doi.org/10.13254/j.jare.2018.0021>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

张海红, 石岩松, 崔文杰, 等. 微塑料对农田污染物迁移的促进作用[J]. 农业资源与环境学报, 2023, 40(3): 619–625.

ZHANG H H, SHI Y S, CUI W J, et al. Promoting effect of microplastics on the migration of pollutants in farmland[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2023, 40(3): 619–625.

微塑料对农田污染物迁移的促进作用

张海红¹, 石岩松¹, 崔文杰¹, 王予頔¹, 秦莉^{2*}, 端正花^{1*}

(1. 天津理工大学环境科学与安全工程学院, 天津 300384; 2. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要:为探讨微塑料(MPs)在农田系统的污染情况及可能的作用途径,以湖南省湘潭市3个镇的水稻田为研究对象,测定分析了该地区水稻田56个点位的表层土壤中MPs的分布特征,并在水稻成熟后随机选取14个点位收集稻谷,分析了MPs对土壤中双酚A(BPA)与镉(Cd)向稻谷中迁移的影响。结果表明,该地区水稻田中MPs以老化的薄膜、颗粒、碎片、纤维4种形态存在。3个镇的水稻田土壤中MPs的丰度相似,丰度范围为48~1 771个·kg⁻¹,主要成分为聚乙烯(PE)和聚氯乙烯(PVC),占比分别为46.77%和24.19%,且聚碳酸酯(PC)含量均显著低于苯二甲酸乙二醇酯(PET)含量,二者平均含量分别为2.51 μg·kg⁻¹和113.35 μg·kg⁻¹。相对于非解聚土壤,解聚土壤中BPA含量与稻谷中的BPA含量呈现出显著的正相关关系($P<0.01$),表明随着环境中MPs老化程度的加重,BPA有二次释放的风险。另外,土壤中Cd的含量也与MPs丰度表现出显著的正相关关系($P<0.001$),表明MPs促进了Cd向稻谷中的转移。本研究对全面、客观评估农田系统中MPs的污染水平和健康风险具有参考意义。

关键词:微塑料;稻田;双酚A;镉;迁移

中图分类号:X56;X505;X71 文献标志码:A 文章编号:2095-6819(2023)03-0619-07 doi: 10.13254/j.jare.2022.0289

Promoting effect of microplastics on the migration of pollutants in farmland

ZHANG Haihong¹, SHI Yansong¹, CUI Wenjie¹, WANG Yudi¹, QIN Li^{2*}, DUAN Zhenghua^{1*}

(1. School of Environmental Science and Safety Engineering, Tianjin University of Technology, Tianjin 300384, China; 2. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: To investigate the pollution caused by microplastics (MPs) in agricultural systems and their possible mechanisms of action, the distribution characteristics of MPs in the surface soils of 56 sites in paddy fields of three towns in Xiangtan City, Hunan Province, China, were determined. Fourteen sites were randomly selected to collect rice grains after harvest. The effect of MPs on the migration of bisphenol A (BPA) and cadmium (Cd) from soil to rice grains were analyzed. Four forms of aging MPs were detected in soils: films, particles, fragments, and fibers. The abundance of MPs in the three towns was similar, ranging from 48 items·kg⁻¹ to 1 771 items·kg⁻¹; the main components were polyethylene (PE) and polyvinyl chloride (PVC), accounting for 46.77% and 24.19%, respectively, and the content of polycarbonate (PC) was significantly lower than that of ethylene terephthalate (PET) (2.51 μg·kg⁻¹ and 113.35 μg·kg⁻¹, respectively). BPA in depolymerized soils showed a more significant positive correlation with the content of BPA in rice grains than in un-depolymerized soils ($P<0.01$), indicating a potential risk of secondary release of BPA during the aging of MPs in the environment. In addition, the Cd content in soils also exhibited a significant positive correlation ($P<0.001$) with the abundance of MPs, promoting the transformation of Cd from soils to rice grains. This study contributes to the overall and objective evaluation of the pollution and health risks posed by MPs in agricultural systems.

Keywords: microplastics; paddy; bisphenol A; cadmium; transformation

收稿日期: 2022-05-14 录用日期: 2022-07-25

作者简介: 张海红(1995—), 女, 河北承德人, 硕士研究生, 从事环境毒理学研究。E-mail: zhh100086@163.com

*通信作者: 秦莉 E-mail: ql-tj@163.com; 端正花 E-mail: duanzhenghua@mail.nankai.edu.cn

基金项目: 国家自然科学基金项目(41807487); 国家级大学生创新创业训练项目(202010060009)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41807487); National College Students Innovation and Entrepreneurship Training Program of China(202010060009)

塑料制品具有化学稳定和抗腐蚀等优良特性,因而生产量和使用量逐年稳步增长,但是目前只有少部分被回收利用,大部分被废弃在环境中^[1]。塑料在生产、使用以及环境的老化过程中会降解形成微塑料(Microplastics, MPs)^[2]。研究表明,每年排放到陆地中的 MPs 的数量是排放到海洋中的 4~23 倍^[3]。农田中 MPs 的主要来源包括农用地膜残留、使用未经处理的污水灌溉和使用污水处理厂排放的污泥作为土壤改良剂等^[4-5]。塑料地膜使用后若得不到有效回收,会长期存在于土壤中^[6],对土壤密度、孔径分布等物理性质产生影响,同时可能影响土壤中生物的活性和多样性,以及植物健康^[7]。

除了 MPs 本身对环境的影响外,塑料产品在制造过程中也会加入很多添加剂以获得更好的性能。然而这些添加剂通常不会与塑料聚合物本身结合成为聚合物大分子的一部分^[8],导致添加剂会在使用过程中逐渐释放出来^[9]。随着塑料在环境中逐渐分解变成小塑料颗粒,其表面积增加,扩散到环境界面的路径缩短,添加剂以及未反应单体的释放量呈指数增长,形成“毒性债务”(Toxicity debt)^[10]。另外,MPs 的添加剂可能会产生比 MPs 本身更强的毒性效应^[11]。

塑料产品的很多添加剂是内分泌干扰物,如广泛使用的双酚 A(BPA)^[12]。BPA 是聚碳酸酯(PC)的合成原料以及重要的增塑剂,已有研究证明其会对生物产生毒性作用^[13]。此外,MPs 对重金属表现出很强的吸附能力^[14-15]。重金属镉(Cd)在土壤母质中含量较低,主要通过农药、化肥和工业污染进入农田^[16]。湖南地区由于采矿区与水稻种植区较近,土壤中 Cd 含量显著高于其他地区^[17]。随着季节交替和土壤环境变化,MPs 也会释放其吸附的重金属^[18]。

因此,本研究选取湖南省湘潭市的水稻田作为研究区域,调查该地区 MPs 的丰度及其污染特征,并分析 MPs 对稻田土壤中 BPA 和 Cd 向稻谷中迁移的贡献,以评估其对人类健康的潜在风险。

1 材料与方法

1.1 样品采集

研究区域位于湖南省湘潭市的水稻生产基地。利用大样本统计法,选取杨嘉桥镇(Y1~Y16,共 16 个)、河口镇(H1~H20,共 20 个)和谭家山镇(T1~T20,共 20 个)三个镇共计 56 个点位作为研究对象,采样点位置如图 1 所示,研究区位于北纬 27°36'~27°54',东

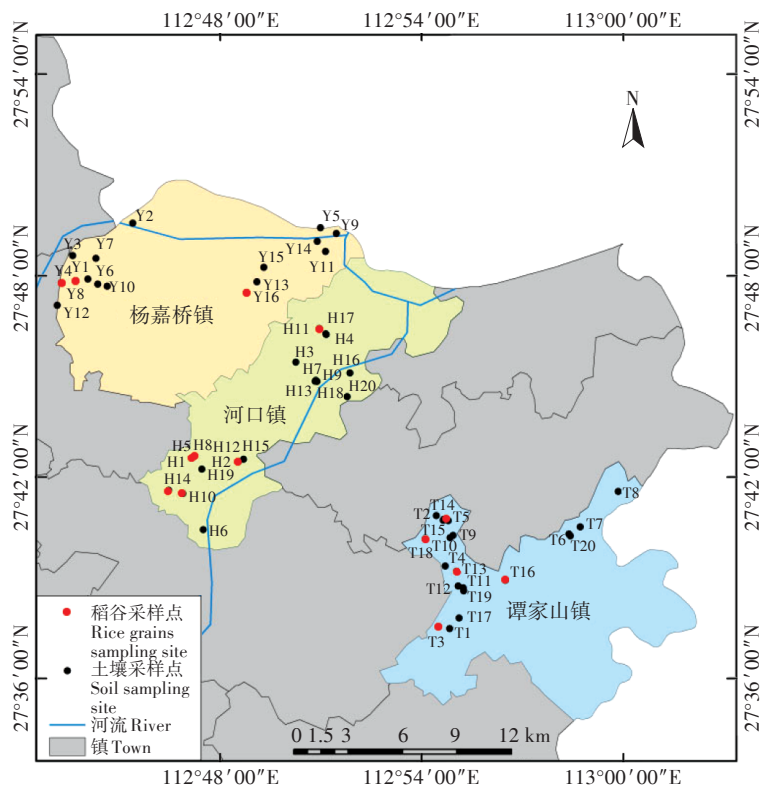


图1 研究区域位置及采样点分布图

Figure 1 The distribution of sampling sites in the study area

经 112°40′~113°00′,海拔 0~89 m。土样采集时间为 2020 年 4 月 20 日。用不锈钢铲采集土壤表层 10 cm 土样,并在水稻成熟后随机收集该地区 14 个采样点位的稻谷。将采集的土壤和稻谷样品装入牛皮纸袋并运回实验室,放置于-20 °C 冰箱内保存备用。

1.2 MPs 的筛选、鉴定与表征

参照 Duan 等^[19]和岳俊杰等^[20]的研究方法,将土样于 70 °C 下干燥 24 h,期间用铝箔覆盖防止受到空气沉降物的污染。土样捣碎后用 2 mm 筛网过滤,称取 1 kg(干质量)土壤作为 1 份样品。使用浓度为 1.6 g·mL⁻¹的氯化锌溶液进行浓度分选,搅拌 30 min 后静置 6 h,收集上层包含悬浮物的液体,使用 0.45 μm 尼龙滤膜(Whatman,美国)抽滤分离悬浮物,上述浓度分选重复 3 次。收集的悬浮物加入 30%(V/V)过氧化氢溶液,在 70 °C 下水浴加热 12 h 以消解天然有机物,再次使用 0.45 μm 尼龙滤膜抽滤,干燥后采用体视显微镜(SZX10, Olympus Corp., 日本)对滤膜上的微塑料从左到右 Z 字形进行识别、拍照和计数。采用显微傅立叶变换红外光谱仪(FT-IR, Thermo Nicolet iN10, 美国)对微塑料进行鉴定。土壤中 MPs 丰度单位为个·kg⁻¹。选取其中典型的 MPs 用扫描电子显微镜(SEM, Hitachi SU3500, 日本)进行表征。

1.3 有机物测定

1.3.1 解聚土壤样品中有机物的测定

环境中的 MPs 难以直接分离测定,高分子 PC 与苯二甲酸乙二醇酯(PET)可以解聚成小分子单体 BPA 和对苯二甲酸(PTA),用解聚后的单体含量通过公式换算得出实际 PC 与 PET 的含量。使用 Wang 等^[21]的检测方法,土样研磨后干燥并用 2 mm 筛网过滤,称取 1 g 土样并加入 250 ng D₄-TPA 和 50 ng ¹³C₁₂-BPA 作为内标,再加入 0.1 g 氢氧化钾和 20 mL 正戊醇,135 °C 加热 30 min,冷却后用超纯水萃取两次解聚物。振荡离心后再用超纯水定容至 50 mL,按照上述过程做一个正戊醇加氢氧化钾的空白对照。用移液枪吸取 5 mL 离心管中的反萃取水溶液,将其转移至 15 mL 离心管中,pH 调节至 2~3,用 HLB 固相萃取小柱(Poly-106 Sery HLB 3 cc/60 mg; CNW Technologies, 中国)纯化,压缩氮气浓缩溶液并用甲醇溶液定容至 1.5 mL。离心后取上清液,使用液相二级质谱(LC-MS/MS, Agilent Technologies, 美国)测定 BPA 和 PTA 含量。BPA 和 PTA 加标回收率分别为 92.6%±0.8% 和 96.3%±1.4%,最低检测限分别为 0.10 μg·kg⁻¹ 和 4.60 μg·kg⁻¹,经此换算的 PET 和 PC 检测限分别为 5.3 μg·

kg⁻¹ 和 0.1 μg·kg⁻¹^[21]。

1.3.2 非解聚土壤和稻谷样品中 BPA 的测定

土壤和稻谷样品研磨干燥并用 2 mm 筛网过滤,取 1 g 土样并加入 50 ng ¹³C₁₂-BPA 作为内标,再加入 10 mL 2:8(V/V)的甲醇-0.001 mol·L⁻¹ 乙酸钠混合液,混合均匀后加入 4 mL 7:3(V/V)的正己烷-乙醚混合萃取液,萃取 3 次,离心后取上清液,用 LC-MS/MS 测定 BPA 含量。

1.4 重金属 Cd 的测定

土壤样品采用四分法缩分至约 150 g。经过干燥和研磨后,取 0.5 g 土壤样品和稻谷样品分别放入石墨消解仪(GS-20, 南京滨正红仪器有限公司),加入 7 mL 硝酸(65%)和 3 mL 氢氟酸(40%)于 180 °C 消解 2 h,待消解液冷却至室温后用滤膜过滤,使用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Agilent 7500a, 美国)测定其中 Cd 的含量。标准溶液和样品溶液测定时均加入 5 μg·L⁻¹ Re 内标进行质量控制,加标回收率为 98.9%±2.6%。

1.5 质量控制

为防止实验室潜在的背景塑料污染,在整个暴露期间,用超纯水冲洗所有实验器皿 3 次,并用铝箔覆盖。研究人员穿着棉质实验室工作服和丁腈手套,用 75% 乙醇清洗显微镜和工作台,然后对样品进行鉴定和量化^[22]。所有样品预处理均在通风柜中进行。分别设置 3 个空白对照样品,以评估实验期间的背景 MPs 以及 BPA 和 Cd 污染,操作同上。

1.6 统计分析

使用 ArcGIS 10.2 绘制采样点分布图。使用 Origin Pro 9.0 进行相关性分析和图表绘制,通过单因素方差分析(ANOVA)检测差异显著性($P<0.05$)。

2 结果与讨论

2.1 湘潭地区水稻田土壤样品中 MPs 的分布特征

MPs 污染已被视为农业生态系统中一个全球性的新兴问题^[23]。湘潭地区三个镇的水稻田土壤中 MPs 的丰度相似,丰度范围为 48~1 771 个·kg⁻¹,其中杨嘉桥镇的 MPs 平均污染程度较高(图 2)。PC 和 PET 含量也表现出类似的空间分布,即杨嘉桥镇的 PC 和 PET 含量略高于其他两个镇。但是三个镇的 PC 含量均显著低于 PET 含量,PC 和 PET 平均含量分别为 2.51 μg·kg⁻¹ 和 113.35 μg·kg⁻¹。因此,该地区受到 MPs 污染的程度和种类相似。通过傅立叶红外检测及 OMNIC 图库比对发现,该地区的塑料成分主要

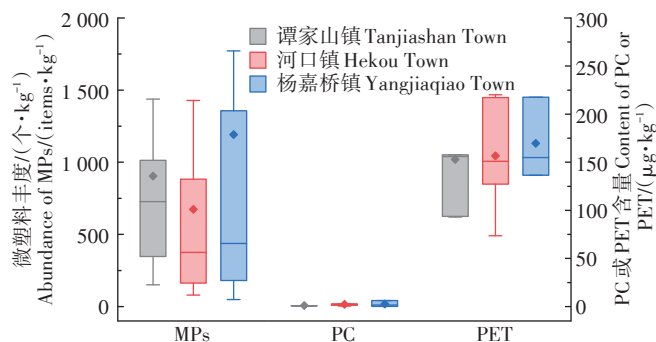


图2 土壤中微塑料丰度及PC和PET的含量

Figure 2 Abundance of MPs and contents of PC and PET in soils

为聚乙烯(PE)和聚氯乙烯(PVC),占比分别为46.77%和24.19%,还包括聚苯乙烯(PS)、PET橡胶(RSB)、尼龙(PA)等(图3)。

有研究表明,上海某农田浅层土壤中MPs的丰度为78个·kg⁻¹,深层土壤中MPs的丰度为62.50个·kg⁻¹,MPs的主要成分为聚丙烯(PP)和PE^[24]。武汉城郊某蔬菜种植地中MPs的丰度为320~12 560个·kg⁻¹,PP和PA是其主要成分^[25]。而本研究区域土壤中MPs丰度跨度也较大,并且主要成分为PE和PVC,表明不同类型土壤中MPs丰度和种类具有较大差异,这可能是由研究区域差异及土壤中MPs的量化无统一标准方法导致的^[26]。MPs输入农业生态系统土壤的途径有多种^[27],其中,农业活动(包括塑料地膜的使用、污泥的肥料利用和污水灌溉)为主要方式^[28]。地膜覆盖可以通过改善作物生长条件来提高作物产量,近年来我国耕地地膜的覆盖面积达到1.84×10⁷ hm²^[29]。但是,它们大多有意或无意地被留在农业土壤中,并在自然条件下逐步分解成微型薄膜^[30-31]。PVC是我国农田种植中使用最广泛的地膜材质^[32]。本实验研究对象为农田土壤,该地区水稻育苗和培植过程中大量使用地膜,使得土壤中MPs含量相对较高,并且成分以PVC为主。农田中残留的大量塑料对土壤的性质造成了负面影响^[33],其对农业土壤中微塑料污染的贡献率需进一步探讨。

土样经过浮选后,用体视显微镜对MPs进行观察,可观察到薄膜、颗粒、碎片、纤维4种形态(图4)。SEM扫描结果显示,所有类型的MPs表面粗糙,有细小的裂纹和碎片。研究表明,老化后的MPs会吸附更多的有机物和重金属^[34-35]。因此,本研究进一步探讨了微塑料对土壤有机物和重金属迁移的影响。

2.2 MPs对稻谷中BPA污染水平的贡献

BPA是PC的合成原料,研究表明PC会向环境中

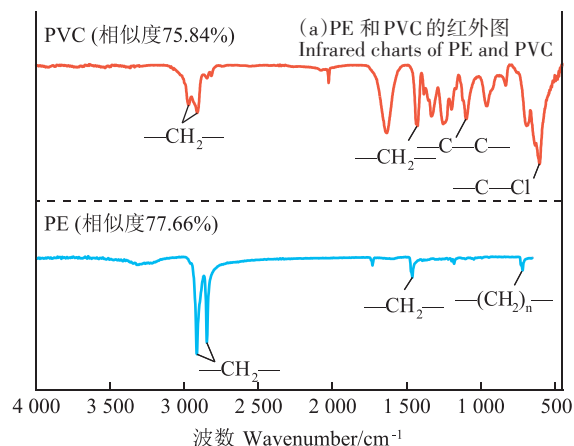
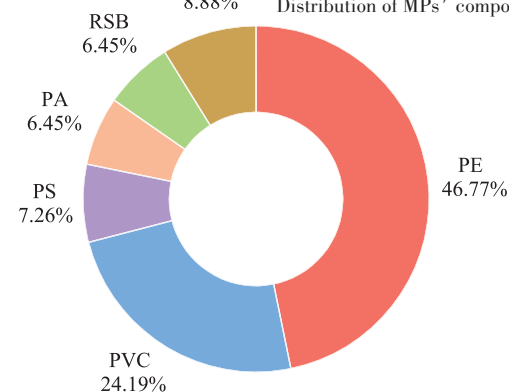
(a) PE和PVC的红外图
Infrared charts of PE and PVC(b)微塑料的组分类型分布
Distribution of MPs' components

图3 土壤中微塑料的组分类型

Figure 3 The components of MPs in soils

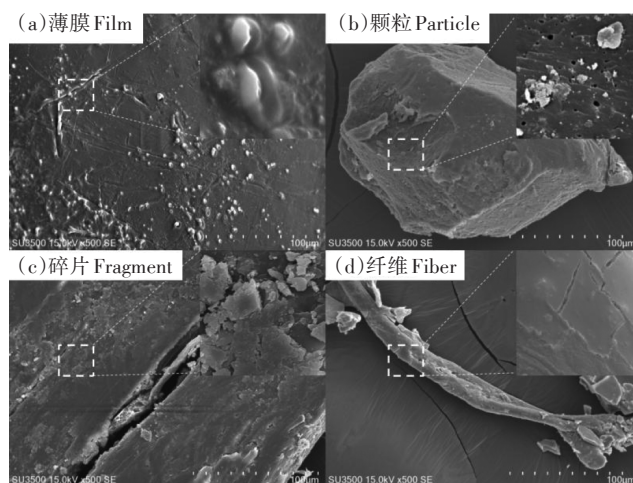


图4 微塑料形态的显微镜及SEM表征

Figure 4 Morphology of MPs characterized by microscopy and SEM

释放BPA^[36]。BPA虽然不是PET的合成材料,但是在加工过程中会使用BPA作为添加剂,因此PET产品使用过程中也会释放BPA^[37]。本研究区域内PC的含

量很低,远小于PET的含量,但二者均可向土壤中释放BPA。目前我国尚未针对食品中BPA含量发布相关规定,《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)规定,食品接触材料中BPA迁移限量为 $0.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。本研究中稻谷样品的BPA含量较低,为 $1.85 \sim 3.34 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图5),均未超过相关BPA含量标准。相较于未解聚土壤,解聚土壤中BPA与稻谷中的BPA含量呈现出显著的正相关关系($P=0.005$)。解聚土壤中的BPA含量明显提高,表明随着MPs老化程度加重以及环境变化,BPA具有二次释放的风险。因此,MPs土壤污染长期存在,其释放的BPA长期积累有可能通过食物链的传递对人体健康造成潜在威胁。

2.3 MPs对Cd污染水平的贡献

MPs在环境的物理或化学作用下会发生老化,除了表面产生细小裂缝外,其表面官能团也发生改变,这些因素共同导致了老化MPs对重金属吸附量的增加^[38]。研究表明,土壤中MPs与重金属含量高度相关,如Zhou^[39]等通过MPs去除前后对比研究发现,土壤中存在MPs时Cd的含量高于MPs去除后土壤中Cd的含量^[39]。吸附在MPs上的重金属(如Cd)主要以离子形式存在,而该形态具有很高的生物可利用性^[40]。

MPs对金属离子的吸附受pH的影响,在偏酸性环境中吸附量会减少^[41],而水稻根际土壤的pH比其他区域低^[42],这将会导致随着土壤环境的动态变化,非根际土壤中MPs对Cd的富集。当MPs迁移到水稻根部附近时可能释放其吸附的重金属,使水稻暴露在高于生物有效浓度的重金属中,导致更多的Cd被水稻吸收并蓄积在稻谷中。如图6所示,土壤中Cd的

含量与MPs丰度表现出显著的正相关关系($P<0.001$),稻谷中Cd的含量与土壤中Cd的含量也呈线性正相关($P<0.001$),即随着土壤中MPs的增加,土壤和稻谷中的重金属Cd含量均增加。另外,尺寸较小的MPs可以进入作物中^[43],为重金属在作物中的蓄积起到载体作用,MPs与重金属同时存在条件下还可能会产生机理更复杂的联合毒性效应^[44-45]。因此,微塑料污染长期存在,且持续老化,将促进重金属对农作物的毒性效应,从而可能通过食物链的传递对人体健康造成潜在威胁。

另外,在研究土壤中微塑料与其他环境污染物的相关关系时,目前采用的方法均为直接测定土壤中其他污染物的含量,而不是直接测定微塑料上吸附的污染物含量^[39],这在一定程度上降低了该相关性结果的可靠性。究其原因,目前土壤微塑料的筛分主要以浮选消解分离方式为主^[20],反应比较剧烈,有可能使微塑料上吸附的污染物脱落。在微塑料提取的过程中,其他污染物也可能与土壤中的有机质结合进而从溶液中过滤出去。土壤中微塑料的筛分提取方法还需要进一步优化,不同污染物在微塑料-土壤界面的分配问题也值得进一步探讨。

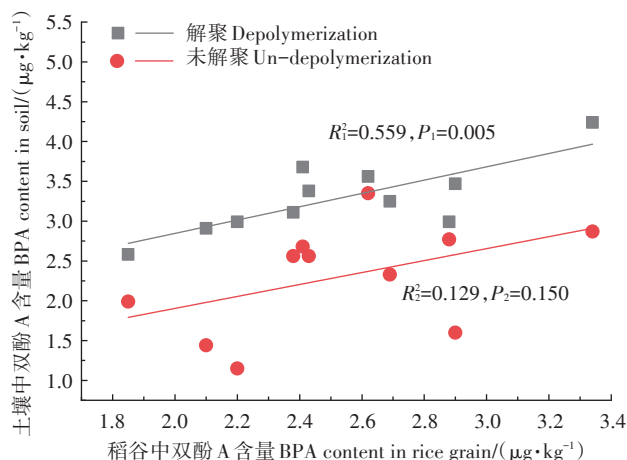


图5 稻谷与土壤中BPA含量的相关性

Figure 5 Correlation between BPA content in rice grains and soils

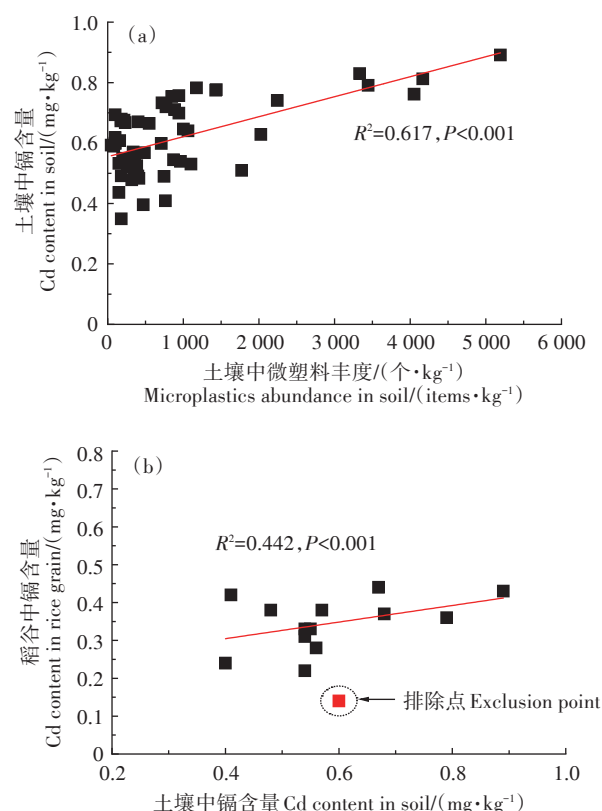


图6 微塑料丰度与镉含量相关性分析

Figure 6 Correlation between MPs abundance and Cd content

3 结论

(1)湘潭地区水稻田土壤中微塑料丰度范围为48~1 771个·kg⁻¹,成分以PE和PVC为主。

(2)稻谷中的BPA含量与解聚土壤中BPA含量呈现出显著的正相关关系,微塑料的存在也促进了土壤中的Cd向稻谷中迁移。

(3)土壤中微塑料具有促进污染物向食物链迁移进而对人体健康造成威胁的潜在风险。

参考文献:

- [1] FILHO W L, SAARI U, FEDORUK M, et al. An overview of the problems posed by plastic products and the role of extended producer responsibility in Europe[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 214: 550–558.
- [2] CALDWELL J, TALADRIZ-BLANCO P, LEHNER R, et al. The micro-, submicron-, and nanoplastic hunt: A review of detection methods for plastic particles[J]. *Chemosphere*, 2022, 293: 133514.
- [3] HORTON A A, WALTON A, SPURGEON D J, et al. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 586: 127–141.
- [4] BLÄSING M, AMELUNG W. Plastics in soil: Analytical methods and possible sources[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 612: 422–435.
- [5] NG E L, LWANGA E H, ELDRIDGE S M, et al. An overview of microplastic and nanoplastic pollution in agroecosystems[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 627: 1377–1388.
- [6] BATTULGA B, KAWAHIGASHI M, OYUNTSETSEG B. Characterization of biofilms formed on polystyrene microplastics (PS-MPs) on the shore of the Tuul River, Mongolia[J]. *Environmental Research*, 2022, 212(Part B): 113329.
- [7] MBACHU O, JENKINS G, KAPARAJU P, et al. The rise of artificial soil carbon inputs: Reviewing microplastic pollution effects in the soil environment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 780: 146569.
- [8] HAHADAKIS J N, VELIS C A, WEBER R, et al. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 344: 179–199.
- [9] ZIMMERMANN L, BARTOSOVA Z, BRAUN K, et al. Plastic products leach chemicals that induce in vitro toxicity under realistic use conditions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(17): 11814–11823.
- [10] RILLIG M C, KIM S W, KIM T Y, et al. The global plastic toxicity debt[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(5): 2717–2719.
- [11] ZHU F X, YAN Y Y, DOYLE E, et al. Microplastics altered soil microbiome and nitrogen cycling: The role of phthalate plasticizer[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 427: 127944.
- [12] DE SOUZA M A A, KLOAS W, ZARFL C, et al. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2018, 24(4): 1405–1416.
- [13] LAM S H, HLAING M M, ZHANG X Y, et al. Toxicogenomic and phenotypic analyses of bisphenol A early-life exposure toxicity in zebrafish[J]. *PLoS ONE*, 2011, 6(12): 28273.
- [14] WU Y F, LI X, YU L, et al. Review of soil heavy metal pollution in China: Spatial distribution, primary sources, and remediation alternatives[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2022, 181: 106261.
- [15] ZHOU Y F, YANG Y Y, LIU G H, et al. Adsorption mechanism of cadmium on microplastics and their desorption behavior in sediment and gut environments: The roles of water pH, lead ions, natural organic matter and phenanthrene[J]. *Water Research*, 2020, 184: 116209.
- [16] FEI X F, LOU Z H, XIAO R, et al. Source analysis and source-oriented risk assessment of heavy metal pollution in agricultural soils of different cultivated land qualities[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022, 341: 130942.
- [17] ZOU M M, ZHOU S L, ZHOU Y J, et al. Cadmium pollution of soil-rice ecosystems in rice cultivation dominated regions in China: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 280: 116965.
- [18] JIANG X F, YANG Y, WANG Q, et al. Seasonal variations and feedback from microplastics and cadmium on soil organisms in agricultural fields[J]. *Environment International*, 2022, 161: 107096.
- [19] DUAN Z H, ZHAO S, ZHAO L J, et al. Microplastics in Yellow River Delta wetland: Occurrence, characteristics, human influences, and marker[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 258: 113232.
- [20] 岳俊杰, 赵爽, 程昊东, 等. 不同植物覆盖下黄河三角洲湿地土壤中微塑料的分布[J]. *环境科学*, 2021, 42(1): 204–210. YUE J J, ZHAO S, CHENG H D, et al. Distribution of micro-plastics in the soil covered by different vegetation in Yellow River Delta wetland[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(1): 204–210.
- [21] WANG L, ZHANG J J, HOU S G, et al. A simple method for quantifying polycarbonate and polyethylene terephthalate microplastics in environmental samples by liquid chromatography–tandem mass spectrometry[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2017, 4(12): 530–534.
- [22] DUAN Z H, CHENG H D, DUAN X Y, et al. Diet preference of zebrafish (*Danio rerio*) for bio-based polylactic acid microplastics and induced intestinal damage and microbiota dysbiosis[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 429: 128332.
- [23] ZHU F X, ZHU C Y, WANG C, et al. Occurrence and ecological impacts of microplastics in soil systems: A review[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2019, 102(6): 741–749.
- [24] LIU M T, LU S B, SONG Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242(Pt A): 855–862.
- [25] CHEN Y L, LENG Y F, LIU X N, et al. Microplastic pollution in vegetable farmlands of suburb Wuhan, central China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 257: 113449.
- [26] HE D F, LUO Y M, LU S B, et al. Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks[J]. *Trends in Analytical Chemistry*, 2018, 109: 163–172.

- [27] WANG Q L, FENG X Y, LIU Y Y, et al. Effects of microplastics and carbon nanotubes on soil geochemical properties and bacterial communities[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 433: 128826.
- [28] CHAE Y, AN Y. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 240: 387–395.
- [29] HUANG Y, LIU Q, JIA W Q, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 260: 114096.
- [30] LUO G W, JIN T, ZHANG H R, et al. Deciphering the diversity and functions of plastisphere bacterial communities in plastic-mulching croplands of subtropical China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 422: 126865.
- [31] ZHOU B Y, WANG J Q, ZHANG H B, et al. Microplastics in agricultural soils on the coastal plain of Hangzhou Bay, east China: Multiple sources other than plastic mulching film[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 388: 121814.
- [32] WANG Y, WANG F, XIANG L L, et al. Risk assessment of agricultural plastic films based on release kinetics of phthalate acid esters[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(6): 3676–3685.
- [33] ZHANG D, NG E L, HU W L, et al. Plastic pollution in croplands threatens long-term food security[J]. *Global Change Biology*, 2020, 26(6): 3356–3367.
- [34] BHAGAT K, BARRIOS A C, RAJWADE K, et al. Aging of microplastics increases their adsorption affinity towards organic contaminants[J]. *Chemosphere*, 2022, 298: 134238.
- [35] LIU S, HUANG J H, ZHANG W, et al. Investigation of the adsorption behavior of Pb(II) onto natural-aged microplastics as affected by salt ions[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 431: 128643.
- [36] COOPER J E, KENDIG E L, BELCHER S M. Assessment of bisphenol A released from reusable plastic, aluminium and stainless steel water bottles[J]. *Chemosphere*, 2011, 85(6): 943–947.
- [37] FAN Y Y, ZHANG J L, REN J H, et al. Effects of storage temperature and duration on release of antimony and bisphenol A from polyethylene terephthalate drinking water bottles of China[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 192: 113–120.
- [38] MAO R F, LANG M F, YU X Q, et al. Aging mechanism of microplastics with UV irradiation and its effects on the adsorption of heavy metals[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 393: 122515.
- [39] ZHOU Y F, LIU X N, WANG J. Characterization of microplastics and the association of heavy metals with microplastics in suburban soil of central China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 694: 133798.
- [40] CHEN G B, FU Q M, TAN X F, et al. Speciation and release risk of heavy metals bonded on simulated naturally-aged microplastics prepared from artificially broken macroplastics[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 295: 118695.
- [41] KHALID N, AQEEL M, NOMAN A, et al. Interactions and effects of microplastics with heavy metals in aquatic and terrestrial environments[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 290: 118104.
- [42] ZHAO M, QIAN E, ZHANG F, et al. Spatiotemporal dynamics of labile Cd in soil during rice growth[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 738: 139832.
- [43] HE D F, ZHANG Y L, GAO W. Micro(nano) plastic contaminations from soils to plants: Human food risks[J]. *Current Opinion in Food Science*, 2021, 41: 116–121.
- [44] QIN L, DUAN Z H, CHENG H D, et al. Size-dependent impact of polystyrene microplastics on the toxicity of cadmium through altering neutrophil expression and metabolic regulation in zebrafish larvae[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 291: 118169.
- [45] 段鑫越, 关文玲, 程昊东, 等. 胚胎绒毛膜对微塑料颗粒与镉联合作用的影响[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(3): 1422–1428. DUAN X Y, GUAN W L, CHENG H D, et al. Effect of chorionic villi on the combination action of microplastic particles and cadmium[J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(3): 1422–1428.