

姜春龙,姜宏烨,代琳玥,等.覆膜农田及邻近草地风蚀物中微塑料富集特征[J].中国沙漠,2025,45(1):94-102.

覆膜农田及邻近草地风蚀物中微塑料富集特征

姜春龙^{1a},姜宏烨^{1a},代琳玥^{1a},陈晨^{1a},赵晨雨^{1a},郭中领^{1ab},
李继峰^{1a},李慧茹^{1ab},邹学勇²,王仁德³,李庆³,
周娜⁴,苑依笑³,常春平^{1ab}

(1.河北师范大学 a.地理科学学院, b.河北省环境演变与生态建设省级重点实验室,河北 石家庄 050024; 2.北京师范大学,北京 100875; 3.河北省科学院 地理科学研究所/河北省地理信息开发应用工程技术研究中心,河北 石家庄 050011; 4.河北经贸大学,河北 石家庄 050061)

摘要:微塑料(MPs)污染已成为全球性环境问题。不同地表类型的风蚀物中MPs的富集特征不同。本研究在中国北方农牧交错带中部地区对覆膜农田与相邻草地的风蚀物MPs的富集现象进行了观测。结果表明:(1)纤维、碎片和薄膜是研究区农田和草地土壤及风蚀物中MPs的主要形态,草地风蚀物中MPs的富集量略高于覆膜农田,覆膜农田风蚀物中MPs的富集比(ER)为0~151.46,平均19.82;草地MPs的ER为0~150.99,平均27.28。纤维形态的MPs因更易受到风蚀作用而更倾向于被搬运,小尺寸MPs更容易富集。(2)外源MPs的输入可能是覆膜农田土壤及其相邻草地中MPs的主要来源,且覆膜农田是相邻草地中MPs的潜在来源,进而使整个区域成为MPs大气传输排放源。本研究凸显了MPs通过风传播途径进入大气的重要性,阐明了MPs大气传输的潜在来源。这对未来评估MPs的环境行为和生态风险具有重要的意义。

关键词:微塑料(MPs); 富集比; 风蚀事件; 覆膜农田; 草地

文章编号: 1000-694X(2025)01-094-09

DOI: 10.7522/j.issn.1000-694X.2024.00077

中图分类号: S153

文献标志码: A

0 引言

微塑料(MPs)指长度通常小于5 mm的塑料碎片^[1],成分复杂多样,包括聚丙烯(PP)、聚乙烯(PE)、聚酰胺(PA)、聚苯乙烯(PS)、聚氯乙烯(PVC)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET)等^[2]。根据来源可分为原生和次生两大类。原生MPs是工业特别生产的小尺寸塑料颗粒,广泛用于化妆品和洗涤剂,次生MPs则是大型塑料垃圾经环境因素分解形成^[3-4]。塑料制品的广泛使用伴随着环境释放,导致MPs几乎遍布地球各个角落,通过吸附有机污染物和重金属,对生态系统造成潜在威胁^[5-6]。约50%的MPs通过地表径流和排水系统被输送至河流、湖泊乃至海洋中,另50%的MPs保留在陆地环境中,可通过气溶胶形式进入大气环境^[7-8],在偏远地区如极地、高

山和沙漠等也观测到MPs的存在^[9]。

近年来,MPs的大气传输引起了广泛关注。在干旱和半干旱地区,伴随土壤风蚀发生^[10],悬移质颗粒物能够富集更多MPs,农田地膜残体、有机肥和居民点附近的塑料垃圾残体可能是MPs的主要来源^[11]。含有MPs的干燥松散土壤在风蚀作用下使MPs从地表向大气传输。其中,“富集率”作为衡量风蚀源地MPs释放能力的重要指标,对于理解MPs在大气和地表间的传输机制具有重要意义。Rezaei等^[12]使用野外风洞探讨了风蚀沉积物中MPs的富集特征。Bullard等^[13]基于风洞手段研究了风速和MPs类型对富集的影响。不同地表类型和土壤中MPs的初始富集状态显著影响风蚀过程及风蚀物中MPs的富集特征。覆膜农田中,MPs的分布与土壤深度负相关,表层土壤中小粒径MPs丰度较

收稿日期:2024-07-10; 改回日期:2024-08-29

资助项目:国家自然科学基金面上项目(42271002);京津冀典型风沙源区土壤风蚀机理研究项目(2023-64)

作者简介:姜春龙(2000—),男,吉林长春人,硕士研究生,主要从事土壤风蚀微塑料研究。E-mail: 2251246477@qq.com。

通信作者:常春平(E-mail: ccp690708@hebtu.edu.cn);郭中领(E-mail: gzldhr@163.com)

高^[14]。MPs的富集与微生物群落的富集作用有关^[15]。草地生态系统中,MPs主要保留在草地内,其径流迁移与粒径组成有关,下坡位0~5 cm土层中富集的MPs粒径主要为0.25~2.0 mm^[16]。MPs能吸附金属离子,与污染物组合可能影响植物生长和毒性反应^[17]。尽管如此,MPs在风力作用下如何扩散到大气研究仍处于初级阶段,深入研究MPs在大气和地表间传输机制很有必要。

在中国北方农牧交错带,草地(灌草地)和农田是主要的土地利用类型^[18]。农田由于塑料薄膜的广泛应用,成为大气MPs污染的重要来源^[19-20]。虽然已有研究关注了覆膜农田下风向草地的MPs运移特征,但覆膜农田的上风向草地MPs污染的具体情况仍需进一步研究。本研究选取覆膜农田及其相邻上风向草地作为研究对象,旨在调查表层土壤和风蚀物中MPs的丰度,并探讨风蚀期间风蚀物中MPs的富集情况,为MPs的环境管理和污染控制提供科学依据。

1 研究区与方法

1.1 研究区概况

研究区位于坝上高原,地理范围涵盖河北省张家口市的康保县、张北县,以及内蒙古化德县和镶黄旗,东西向和南北向的跨度分别约为167.1 km和199.1 km,距离北京260 km(图1)。属于中国北部农牧交错带中部典型区域,也是京津冀风沙源区。

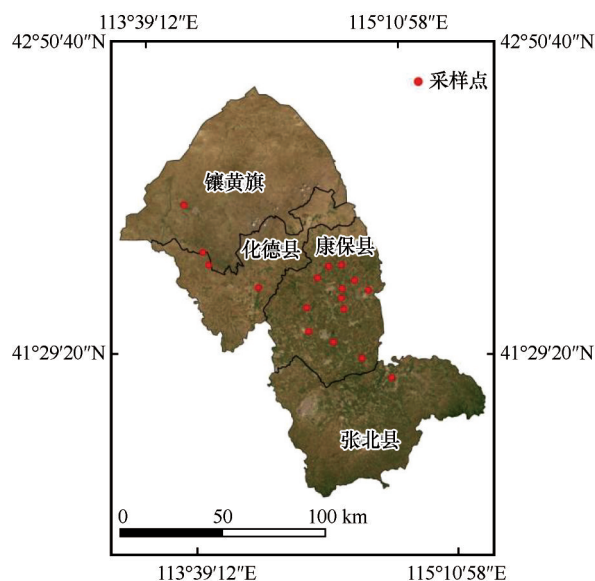


图1 研究区位置

Fig.1 Study area

该区域为温带半干旱大陆性季风气候,日照充足,温差大,降水不均。植被以半干旱草原为主,覆盖度较低,农业与畜牧业并存。近年来,随着土地流转等政策的实施,开始大规模使用农田覆膜技术进行农业生产,塑料污染问题日益严重。

1.2 仪器与方法

2023年4—5月,在选定区域设立14个采样点,收集风蚀物。在每个采样点覆膜农田与上风向草地各安装一台BSNE(Big Spring Number Eight)集沙仪。BSNE集沙仪在8、30、60、100 cm高度配置,入口尺寸20 mm×50 mm,捕捉0.84 mm以下沙粒的效率为90%,40%捕捉0.02 mm以下微粒。设备沿西北—东南方向排列。土壤样本以五点采样法采集,每点采集2 kg样品,5 cm深,使用铝箔袋封装后送实验室处理。空气动力学粗糙度使用超声波风速仪(RM YOUNG 81000型)测定。使用便携式移动气象站在康保县、化德县、镶黄旗与张北县4地收集气象数据,数据频率为10 min一条(图2)。

1.3 室内MPs提取与鉴定

本试验全程在装有空气净化设备实验室内进行,预处理在超净工作台上操作,以减少实验室环境干扰。土壤样品首先与铝箔袋一起进行烘干处理,烘干后样品再次密封。所有接触样品的器材均用超纯水清洗,使用玻璃材质,人员穿戴棉质实验衣和丁腈手套,设立空白对照组评估背景污染。MPs提取采用基于密度差异的饱和溴化钠溶液($1.21 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$)分离技术。①每组土壤样品取20 g(风蚀物全量)置于烧杯中。②加入250 mL饱和溶液,经10 min磁力搅拌后静置12 h。③烧杯上层清液转移至锥形瓶,重复3次步骤②,确保MPs提取。④提取液合并后,通过尼龙滤纸(孔隙直径 $<3 \mu\text{m}$)真空过滤,滤膜放置于培养皿中待分析。⑤使用Nikon Stereomicroscope体视显微镜观察滤膜,40倍放大下对MPs进行识别、计数和分类。记录MPs形状、颜色和粒径。⑥选取部分样品进行SEM和FT-IR分析,以确定材料特性^[21]。

1.4 指标测定与方法

1.4.1 土壤风蚀指标测定

土壤可蚀性(EF)和土壤团聚体稳定性(AS)是

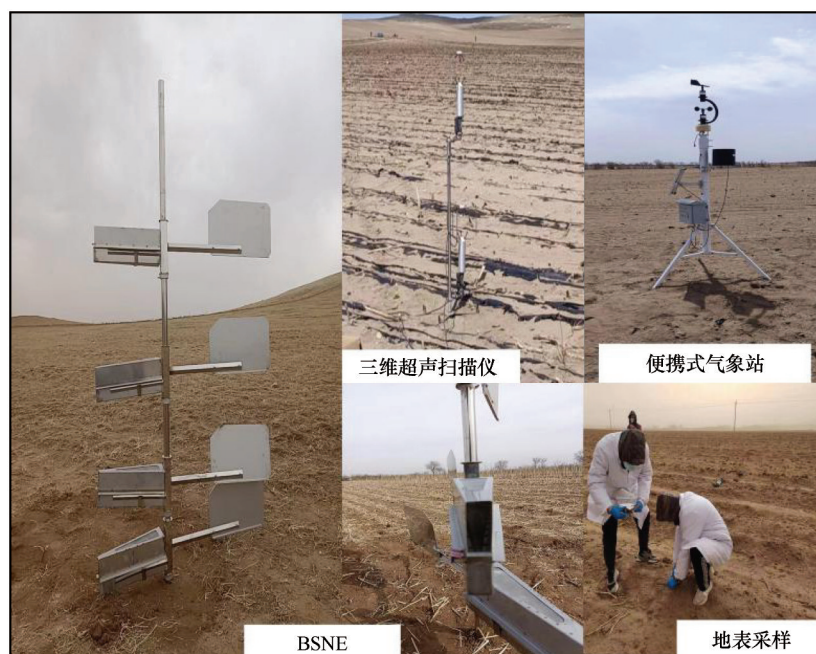


图2 仪器布设情况

Fig.2 Instrument layout

评估土壤风蚀风险的重要指标。EF值是反映小于0.84 mm土壤团聚体的可蚀性部分比重的指标,当 $EF > 0.5$ 时,通常被划分为高侵蚀性土壤^[22]。而AS值则表征土壤团聚体的抗风蚀能力,AS值越大,土壤团聚体的易碎性越低,但AS值与土壤抗风蚀能力的阈值关系尚未确定^[23]。这两个参数均通过平板筛分法进行测定^[24]。

EF和AS采用振筛进行测定。取约500 g的土样置于直径为10 cm的平板筛与水平电机振动器配合使用,以每分钟120次的水平振动频率进行操作。实验中使用一套筛子,其孔径尺寸分别为20、5、2、0.84、0.5、0.25、0.106 mm,以实现对不同粒径团聚体的筛分。第一次筛分完毕并记录数值后,将所有土样合并后进行二次筛分。

$$EF = \frac{W_{<0.84}}{T} \quad (1)$$

式中: $W_{<0.84}$ 为第一次筛选中粒径小于0.84 mm的土壤质量; T 为土壤初始总质量。

$$AS = 1 - \frac{(W_{>0.84})_1 - (W_{<0.84})_2}{(W_{>0.84})_1} \quad (2)$$

式中: $(W_{<0.84})_2$ 表示第2次旋筛过后小于0.84 mm样品的质量; $(W_{>0.84})_1$ 表示第1次旋筛大于0.84 mm样品的质量。

1.4.2 空气动力学粗糙度测定

空气动力学粗糙度指地表特征对大气边界层

内气流的阻力特性的影响,是表征地表粗糙度对风速剖面影响的参数^[25]。

$$z_0 = z/c \left[u(z)k / \sqrt{\tau/\rho} \right] \quad (3)$$

式中: $u(z)$ 为某确定高度 z 处的风速; k 为卡曼常数,0.4; ρ 为空气密度; τ 为阻力。

2 结果与分析

2.1 覆膜农田和草地地表风蚀特征

在14个采样点中,覆膜农田土壤可蚀性高于草地,土壤团聚体稳定性和空气动力学粗糙度低于草地。表1详细列出了不同地类土壤可蚀性(EF)、土壤团聚体稳定性(AS)以及空气动力学粗糙度(Z_0)的统计特征。覆膜农田的土壤可蚀性值为0.46~0.85,平均0.69;而草地的土壤可蚀性值为0.24~0.81,平均0.62。覆膜农田土壤团聚体稳定性值为0.34~0.99,平均0.81;草地土壤团聚体稳定性值为0.67~0.97,平均0.89。覆膜农田的 Z_0 值为0.01~0.03 mm,平均0.02 mm;草地的 Z_0 值为0.02~0.04 mm,平均0.03 mm。

3次风蚀事件输沙通量表明,在相同的风速条件下,草地的输沙通量明显低于覆膜农田(表2)。4月16日,覆膜农田的输沙通量为2.00~51.77 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}$,平均20.51 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}$;而草地的输沙通量为0.50~39.40 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}$,

表 1 覆膜农田与草地土壤性质与地表状况

Table 1 Soil properties and surface conditions of mulched farmland and grassland

参数	最大值		最小值		平均值		标准差	
	农田	草地	农田	草地	农田	草地	农田	草地
土壤团聚体稳定性(AS)	0.99	0.97	0.34	0.67	0.81	0.89	0.22	0.09
土壤可蚀性(EF)	0.85	0.81	0.46	0.24	0.69	0.62	0.23	0.12
空气动力学粗糙度(Z_0)/mm	0.03	0.04	0.01	0.02	0.02	0.03	0.01	0.01

表 2 覆膜农田与草地输沙通量与风速

Table 2 Sediment transport flux and wind speed in mulched farmland and grassland

参数	日期	最大值		最小值		平均值		标准差	
		农田	草地	农田	草地	农田	草地	农田	草地
风速/($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	4月16日	2.83		1.65		2.45		0.37	
	4月21日	3.52		1.75		2.19		0.46	
	4月30日	4.31		1.90		2.78		0.61	
输沙通量/($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}$)	4月16日	51.77	39.40	2.00	0.50	20.51	5.11	18.75	10.46
	4月21日	37.22	2.20	6.70	0.69	14.39	1.46	10.15	0.46
	4月30日	115.98	8.76	0.41	0.38	20.23	2.52	29.64	2.55

平均 $5.11\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$ 。4月21日,覆膜农田的输沙通量为 $6.70\sim37.22\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$,平均 $14.39\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$;草地的输沙通量为 $0.69\sim2.20\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$,平均 $1.46\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$ 。4月30日,覆膜农田的输沙通量为 $0.41\sim115.98\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$,平均 $20.23\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$;草地的输沙通量为 $0.38\sim8.76\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$,平均 $2.52\text{ kg}\cdot\text{m}^{-1}$ 。

2.2 覆膜农田和草地表层土壤中 MPs 特征

MPs按类型分为纤维、碎片和薄膜识别的MPs,最小尺寸约为0.04 mm(图3)。按长度大小划分为<1 mm、1~3 mm和3~5 mm。覆膜农田土壤中MPs丰度(每千克土壤中的微粒数)为 $101.17\pm13.76\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图4)。<1 mm的MPs丰度为 $71.43\pm57.89\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (67%);1~3 mm的MPs丰度为 $35.71\pm36.31\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$

(33%)。3~5 mm的MPs在覆膜农田土壤样本中未被检测到。纤维和薄膜MPs在覆膜农田土壤中的平均丰度分别为 $100\pm65.04\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (93%)和 $7.14\pm18.16\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (7%),没有检测到碎片MPs。草地土壤中的MPs总体丰度为 $267.86\pm99.24\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在草地土壤样本中,<1 mm的MPs丰度为 $160.71\pm105.94\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (63%);1~3 mm的MPs丰度为 $78.57\pm61.12\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (占31%);3~5 mm的MPs丰度为 $14.29\pm23.44\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (6%)。草地土壤中纤维、碎片和薄膜MPs的丰度分别为 $228.57\pm128.17\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (90%)、 $10.71\pm21.29\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (4%)和 $14.29\pm23.44\text{ 个}\cdot\text{kg}^{-1}$ (6%)。两类土壤样本中MPs的尺寸和类型分布呈现相似的趋势,即<1 mm尺寸的MPs中纤维的占比较高。然而,草地土壤中MPs的丰度显著高于覆膜



图3 覆膜农田和草地表层 MPs 类型

Fig.3 Types of microplastics

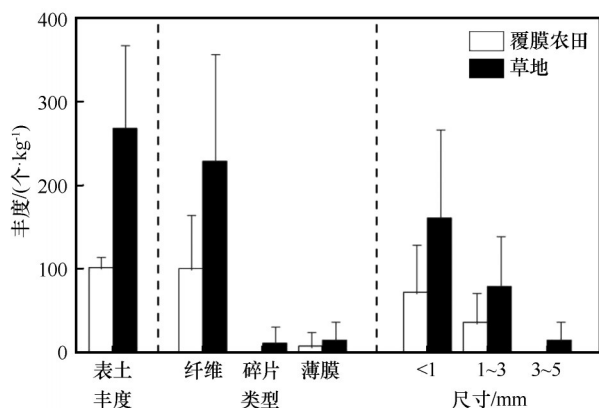


图4 覆膜农田和草地表层土壤MPs特征

Fig.4 Soil microplastic characteristics in mulched farmland and grassland

农田。

2.3 覆膜农田与草地风蚀物中MPs丰度分布与富集特征

2.3.1 丰度分布特征

覆膜农田风蚀物中<1、1~3、3~5 mm MPs的丰度分别为 551.62 ± 985.98 (64%)、 300.23 ± 313.85 (35%)、 11.74 ± 24.68 (1%) 个·kg⁻¹。草地风蚀物中相应尺寸MPs的丰度显著比覆膜农田高,分别为 $5\,812.32 \pm 3\,539.78$ (53%)、 $4\,458.16 \pm 6\,004.72$ (40%)、 735.63 ± 792.73 (7%) 个·kg⁻¹。覆膜农田和草地中MPs的丰度均随着风蚀物粒径的增加而减少,且以<1 mm的颗粒为主,草地的MPs丰度普遍高于覆膜农田。4月16日,覆膜农田与草地风蚀物中MPs丰度分别为 $762.7 \pm 1\,017.91$ 、 $8\,381.7 \pm 4\,931.99$ 个·kg⁻¹。到了4月21日,MPs的丰度分别上升至 $2\,718.14 \pm 1\,942.47$ (覆膜农田)、 $8\,359.63 \pm 5\,205.11$ (草地) 个·kg⁻¹。而4月30日,MPs的丰度分别为 $3\,324.87 \pm 5\,665$ (覆膜农田)、 $4\,910.54 \pm 3\,392.84$ (草地) 个·kg⁻¹。在3次风蚀事件中,草地风蚀物中MPs的丰度始终高于覆膜农田(图5)。

4月16日,覆膜农田风蚀物中纤维和薄膜MPs的平均丰度分别为 $857.8 \pm 1\,211.41$ (99%)、 5.79 ± 14.79 (占比1%) 个·kg⁻¹,草地风蚀物中MPs的纤维和薄膜的平均丰度分别为 $9\,171.32 \pm 5\,018.43$ (99%)、 107.45 ± 356.38 (1%) 个·kg⁻¹,覆膜农田与草地均未检测到MPs碎片,且MPs主要以纤维形态存在,草地的MPs丰度明显高于覆膜农田。4月21日和30日,除在草地风蚀物中检测到了少量的MPs碎片,纤维与薄膜丰度分布呈现出与4月16日类似

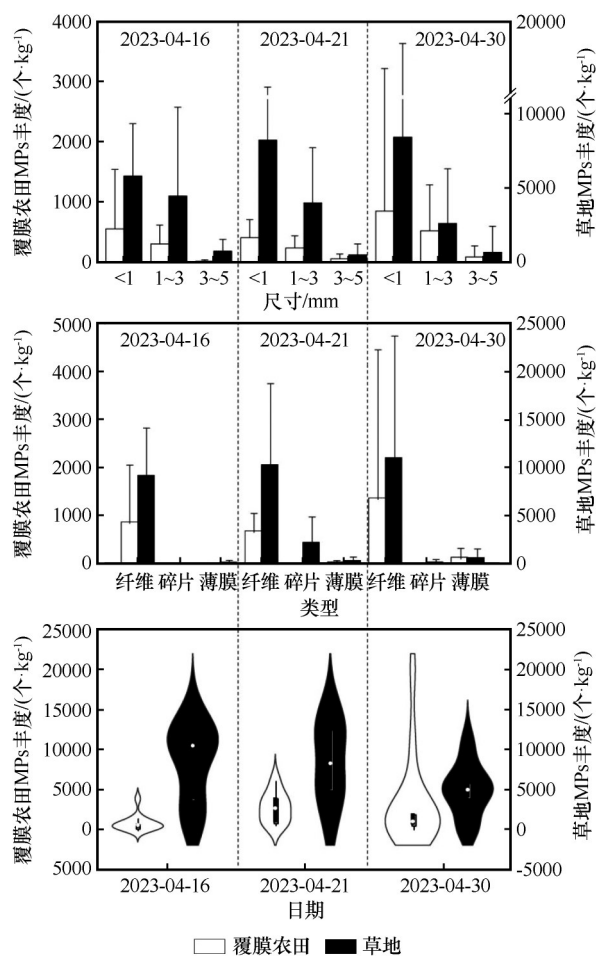


图5 覆膜农田和草地风蚀物中MPs的丰度

Fig.5 Characteristics of microplastics in wind-eroded materials from mulched farmland and grassland

趋势。

2.3.2 富集特征

MPs富集比(ER)指在风力作用下风蚀物中MPs的丰度与相应表层土壤中MPs丰度的比值,是定量评估MPs风蚀敏感性指标。在4月16日,覆膜农田的MPs富集比为0~26.57,草地为0~76.83。4月21日,覆膜农田的MPs富集比为6.15~61.46,草地为0~62.91。到了4月30日,覆膜农田的MPs富集比为1.07~151.46,草地为0~150.99。草地土壤中MPs的富集比普遍高于覆膜农田。纤维类MPs在4月16日、21日和30日的3次风蚀事件中,无论在覆膜农田还是草地,富集比均显著高于碎片和薄膜类MPs。小于1 mm的MPs在风蚀物中的富集比高于1~3 mm和3~5 mm(图6、7)。

3 讨论

地膜覆盖(温室)和大气沉降被普遍认为是表

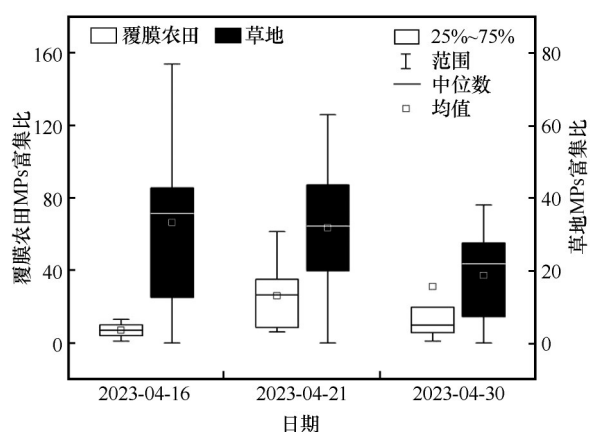


图6 覆膜农田和草地风蚀物MPs富集比

Fig.6 Enrichment characteristics of microplastics in wind-eroded materials from mulched farmland and grassland

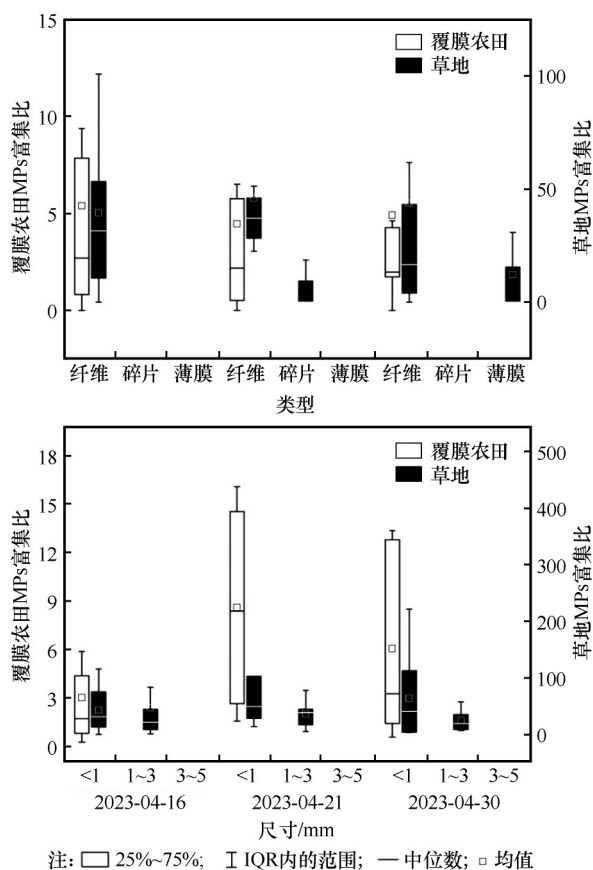


图7 覆膜农田和草地风蚀物MPs类型及尺寸富集特征

Fig.7 Enrichment characteristics of MPs types and sizes in wind-eroded materials from mulched farmland and grassland

层土壤中MPs的主要来源^[26]。塑料地膜覆盖农田是MPs污染的重要贡献者^[27]。在本研究中,草地表层土壤的MPs丰度及富集比均大于覆膜农田。这可能由覆膜农田和草地生产方式不同以及覆膜农田对相邻草地的MPs污染导致。

通常塑料地膜风化破碎为MPs需3~5年^[28],研究区耕作制度为一年一耕,耕作层深度约为30 cm,覆膜农田在每轮耕作前需清理表面农膜,并重新覆膜,原表层残余地膜会随耕作过程翻动至30 cm深度,降解过程漫长。随翻耕表层土壤MPs扩散至土壤耕作层内,土壤作为多孔介质,在MPs进入后,可能在雨水淋溶、灌溉等过程中沿土壤孔隙下移^[29],周而复始的耕作过程导致深层土壤MPs不断富集,而表层土壤MPs富集却存在周期性间断。而草地不需要翻耕,MPs可在土壤表层连续富集,而且植物叶片的粗糙纹理便于吸附微塑料,经历降雨过程后,雨水可能会将附着在植物叶面表面的微塑料冲洗至表土,从而在土壤中积累,土壤MPs来源除塑料地膜和包装材料外,可能还存在其他重要来源。当地养殖业也是当地重要农业生产活动,动物粪便及长期施用肥料后的表层土壤中广泛存在MPs^[30-32],因此牛羊放养过程的粪便及农家肥是农田和草地MPs的重要来源。此外,在本研究中覆膜农田和草地MPs均以较小尺寸纤维为主,粒径大小对MPs的富集比有显著影响,这一现象与风速密切相关,大风期间,纤维类MPs由于其特性,更易于从地表土壤中被风力输送^[11]。风洞试验也证实了这一点,表明纤维类MPs更易被风吹走^[13]。较小的MPs更易受到强风的侵蚀^[33-35]。城市地面灰尘、城市大气环境、自然保护区大气中普遍存在的纤维形态MPs占比分别为99%、77%、81%^[36-38],进一步证实了纤维类MPs在相同风力条件下更易被风扬起。因此,可以推断覆膜农田与草地表层土壤不仅受本地MPs污染,还可能受非本地MPs污染,进而导致草地MPs丰度高于覆膜农田。

土壤颗粒通常为密度较大的矿物颗粒,而MPs密度较小、形态多样且具有疏水特性,这导致风力驱动的MPs释放过程与沙尘颗粒的释放过程存在差异。MPs通常以黏附、结合或位于土壤团聚体间隙中的形式存在^[13]。黏附在土壤团聚体上或位于土壤团聚体间隙中的MPs更容易被扩散到大气中,而与土壤团聚体结合的MPs可能在风蚀过程中起到加固作用。然而,如果土壤团聚体稳定性较低(AS值较低),MPs更可能从结合状态变为游离状态,在松散土壤中更容易被风蚀作用卷入。因此,一旦MPs从土壤团聚体中解脱,它们更有可能在悬浮物中富集^[7]。此外,MPs的疏水性减少了其表面

水分吸附,起动风速小。土壤水分增加时,颗粒间形成“液桥”,但MPs的疏水表面可能阻碍这一过程,减弱颗粒间作用力。高疏水性导致MPs颗粒间产生排斥力,使其比土壤颗粒更易受风蚀。在低风速环境下,风力虽不足以扰动土壤颗粒,却足以引发MPs的释放与扩散^[34]。农田中的MPs迁移可能对下风向区域构成环境威胁,导致邻近草地成为新

的MPs排放源^[37]。在自然风况的复杂影响下,覆膜农田所释放的MPs,有可能通过气流湍流及非主导风向风的作用,迁移至非覆膜农田下风向的草地,从而解释了草地MPs富集比超过农田的现象。图8反映了研究区域4个县域在4月16—30日风向分布。数据显示,除了主导的西北风外,该地区也经历了来自其他方向的风。

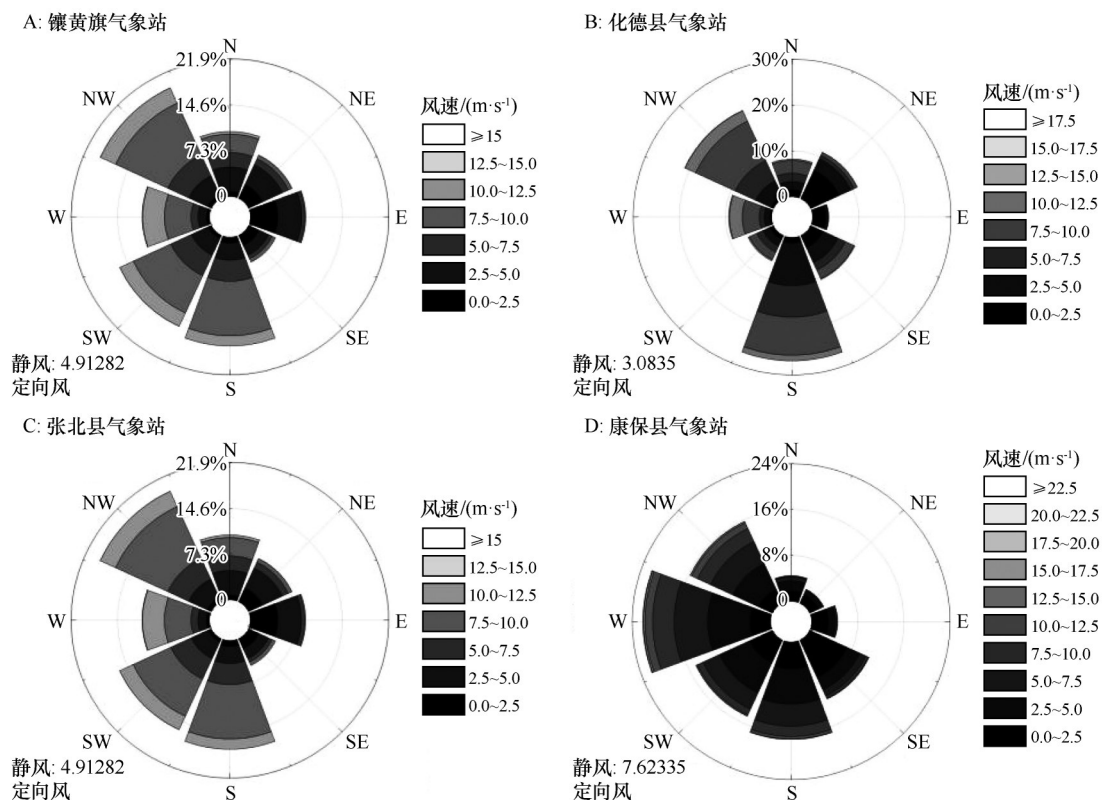


图8 2023年4月16—30日研究区域风向玫瑰图

Fig.8 Wind direction distribution in the four counties of the study area on 16–30, April, 2023

研究区域位于中国北方农牧交错带中部典型区域,覆膜农田与草地镶嵌分布。冬春季节风力大,气候干燥,居民点分布广。生活水平不断提升,生活垃圾中的塑料制品多,且近年来随土地流转政策的推广,覆膜农田面积迅速扩大,地膜使用量激增,根据《中国农村统计年鉴》,2011—2022年仅在河北省与内蒙古自治区两地,地膜使用量从11.5万t增加至15万t。细小的非本地MPs纤维容易通过风力作用沉积在下风向区域,表明大气沉降是表层土壤微塑料污染的关键途径^[33]。同时,覆膜农田对周围地区的潜在影响,使得这些非农田区域也可能成为微塑料的释放源,进而使得整个区域成为大气微塑料传输的重要源头。

4 结论

风蚀是中国干旱和半干旱地区面临的重要环境问题,MPs污染的土壤更易受到风蚀影响。草地土壤中MPs的丰度高于覆膜农田,且小尺寸的MPs在所有粒径中占主导地位。草地风蚀物中MPs的富集比显著高于覆膜农田,纤维形态的MPs更易被风力搬运。MPs形态是影响风蚀物中MPs富集的关键因素。在自然风况的复杂影响下,覆膜农田中MPs可能运移到相邻草地,使其成为MPs排放源,覆膜农田与草地的镶嵌式分布使得整个区域成为大气微塑料传输的重要源头。

致谢:杨美妞、刘瑞娟、王祥学、豆瑞琪、郝铭扬、何佳诺、罗晓婷、赵雪晴等全程参与本研究野外观测

工作,在此表示衷心感谢!

参考文献:

- [1] Golwala H, Zhang X, Iskander S M, et al. Solid waste: an overlooked source of microplastics to the environment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 769: 144581.
- [2] Thompson R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic? [J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [3] Vianello A, Boldrin A, Guerriero P, et al. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: first observations on occurrence, spatial patterns and identification [J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013, 130: 54–61.
- [4] Vandermeersch G, Van Cauwenberghe L, Janssen C R, et al. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms [J]. *Environmental Research*, 2015, 143: 46–55.
- [5] Qian Z, Zhang H B, Yang Z, et al. Separation of microplastics from a coastal soil and their surface microscopic features [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2016, 61(14): 1604–1611.
- [6] Boucher J, Friot D. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources [M]. Gland, Switzerland: Iucn, 2017: 19–29.
- [7] Petersen F, Hubbart J A. The occurrence and transport of microplastics: the state of the science [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 758: 143936.
- [8] Vethaak A D, Legler J. Microplastics and human health [J]. *Science*, 2021, 371(6530): 672–674.
- [9] Bergmann M, Mützel S, Primpke S, et al. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic [J]. *Science Advances*, 2019, 5(8): eaax1157.
- [10] Li C, Fu B, Wang S, et al. Drivers and impacts of changes in China's drylands [J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2021, 2(12): 858–873.
- [11] Tian X, Yang M, Guo Z, et al. Plastic mulch film induced soil microplastic enrichment and its impact on wind-blown sand and dust [J]. *Science of The Total Environment*, 2022, 813: 152490.
- [12] Rezaei M, Riksen M J P M, Sirjani E, et al. Wind erosion as a driver for transport of light density microplastics [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 669: 273–281.
- [13] Bullard J E, Ockelford A, O'Brien P, et al. Preferential transport of microplastics by wind [J]. *Atmospheric Environment*, 2021, 245: 118038.
- [14] 孙霞, 苟燕如, 严涵, 等. 北疆典型棉区土壤微塑料污染现状及分布特征 [J]. *农业环境科学学报*, 2024, 43(3): 571–580.
- [15] 胡志娥, 肖谋良, 王双, 等. 地膜覆盖对农田土壤养分和生态酶计量学特征的影响 [J]. *环境科学*, 2022, 43(3): 1649–1656.
- [16] 马建刚, 王刘雅, 张春涛, 等. 多场次模拟暴雨下 3 种草坪坡地微塑料迁移特征 [J]. *水土保持研究*, 2024, 31(3): 108–114.
- [17] 王泽正, 杨亮, 李婕, 等. 微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响 [J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(1): 44–53.
- [18] 赵媛媛, 何春阳, 李晓兵, 等. 干旱化与土地利用变化对中国北方草地与农牧交错带耕地自然生产潜力的综合影响评价研究 [J]. *自然资源学报*, 2009, 24(1): 123–135.
- [19] Ekebafé L O, Ekebafé M O, Akpa F O, et al. Graft copolymerization of acrylonitrile onto delignified native bamboo (*Bambusa vulgaris*) cellulosic and its utilization potential for heavy metal uptake from aqueous medium [J]. *Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly*, 2011, 17(2): 133–140.
- [20] Dong H K, Wang L X, Wang X P, et al. Microplastics in a Remote Lake Basin of the Tibetan Plateau: impacts of atmospheric transport and glacial melting [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(19): 12951–12960.
- [21] Wang W F, Ndungu A W, Li Z, et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Wuhan, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 575: 1369–1374.
- [22] Zachar D. Soil Erosion [M]. Amsterdam, Netherlands Elsevier, 2011: 137–199.
- [23] López M V, de Dios Herrero J M, Hevia G G, et al. Determination of the wind-erodible fraction of soils using different methodologies [J]. *Geoderma*, 2007, 139(3/4): 407–411.
- [24] Guo Z, Chang C, Wang R, et al. Comparison of different methods to determine wind-erodible fraction of soil with rock fragments under different tillage/management [J]. *Soil and Tillage Research*, 2017, 168: 42–49.
- [25] 刘小平, 董治宝. 空气动力学粗糙度的物理与实践意义 [J]. *中国沙漠*, 2003, 23(4): 337.
- [26] Liu M T, Lu S B, Song S Y, et al. Microplastic and mesoplastic pollution in farmland soils in suburbs of Shanghai, China [J]. *Environmental Pollution*, 2018, 242: 855–862.
- [27] Yang L, Zhang Y, Kang S, et al. Microplastics in soil: a review on methods, occurrence, sources, and potential risk [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 780: 146546.
- [28] Yang J, Li R, Zhou Q, et al. Abundance and morphology of microplastics in an agricultural soil following long-term repeated application of pig manure [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 272: 116028.
- [29] Li S, Ding F, Flury M, et al. Dynamics of macroplastics and microplastics formed by biodegradable mulch film in an agricultural field [J]. *Science of The Total Environment*, 2023, 894: 164674.
- [30] Eriksen M, Lusher A, Nixon M, et al. The plight of camels eating plastic waste [J]. *Journal of Arid Environments*, 2021, 185: 104374.
- [31] Yang Z, Lü F, Zhang H, et al. A neglected transport of plastic debris to cities from farmland in remote arid regions [J]. *Science of The Total Environment*, 2022, 807: 150982.
- [32] Wu R T, Cai Y F, Chen Y X, et al. Occurrence of microplastic in livestock and poultry manure in South China [J]. *Environmental*

- Pollution, 2021, 277: 116790.
- [33] Piehl S, Leibner A, Löder M G J, et al. Identification and quantification of macro-and microplastics on an agricultural farmland [J]. *Scientific Reports*, 2018, 8(1): 17950.
- [34] Leonard J, Ravi S, Mohanty S K. Preferential emission of microplastics from biosolid-applied agricultural soils: field evidence and theoretical framework [J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2024, 11(2): 136–142.
- [35] Allen S, Allen D, Phoenix V R, et al. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment [J]. *Nature Geoscience*, 2019, 12(5): 339–344.
- [36] Hamilton B M, Bourdages M P T, Geoffroy C, et al. Microplastics around an Arctic seabird colony: particle community composition varies across environmental matrices [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 773: 145536.
- [37] Yang M, Tian X, Guo Z, et al. Wind erosion induced low-density microplastics migration at landscape scale in a semi-arid region of northern China [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 871: 162068.
- [38] Bi M, He Q, Chen Y. What roles are terrestrial plants playing in global microplastic cycling? [Z]. *ACS Publications*, 2020, 54: 5325–5327.

Enrichment characteristics of microplastics in wind-eroded soils of mulched farmland and the adjacent grassland

Jiang Chunlong^{1a}, Jiang Hongye^{1a}, Dai Linyue^{1a}, Chen Chen^{1a}, Zhao Chenyu^{1a},
Guo Zhongling^{1ab}, Li Jifeng^{1a}, Li Huiru^{1ab}, Zou Xueyong², Wang Rende³,
Li Qing³, Zhou Na⁴, Yuan Yixiao³, Chang Chunping^{1ab}

(1. a. College of Geographical Sciences / b. Hebei Provincial Key Laboratory of Environmental Evolution and Ecological Construction, Hebei Normal University, Shijiazhuang 050024, China; 2. Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 3. Institute of Geographical Sciences / Hebei Provincial Engineering Technology Research Center for Geographical Information Development and Application, Hebei Academy of Sciences, Shijiazhuang 050011, China; 4. Hebei University of Economics and Business, Shijiazhuang 050061, China)

Abstract: Microplastic (MPs) pollution has become a global environmental issue. The enrichment characteristics of MPs in wind-eroded materials vary with different surface types. This study observed the enrichment phenomenon of MPs in wind-eroded materials from mulched farmland and adjacent grassland in the central part of the agricultural-pastoral transitional zone in northern China, and concluded the following: (1) Fibers, fragments, and films are the main forms of MPs in the soil and wind-eroded materials of farmland and grassland in the study area. The enrichment amount of MPs in grassland wind-eroded materials is slightly higher than that in mulched farmland. The enrichment ratio (ER) of MPs in the wind-eroded materials of mulched farmland ranges from 0 to 151.46 (average value 19.82), while the ER of MPs in grassland is between 0 and 150.99 (average value 27.28). Fiber-shaped MPs are more prone to be transported due to their susceptibility to wind erosion, and smaller-sized MPs are more likely to be enriched. (2) The input of exogenous MPs may be the main sources of MPs in the soil and adjacent grassland of mulched farmland, and mulched farmland is a potential source of MPs in adjacent grassland, thereby making the entire area a potential source of atmospheric emission of MPs. This study highlights the importance of MPs entering the atmosphere through the wind transmission pathway and clarifies the potential sources of atmospheric transmission of MPs. This is of great significance for future assessments of the environmental behavior and ecological risks of MPs.

Key words: microplastic (MPs); enrichment ratio; wind erosion events; mulched farmland; grassland