

杜钰赞,孙皎霞,付江,等.聚酰胺微塑料对磺酸类全氟烷基化合物在水-土界面吸附的影响[J].中国环境科学,2025,45(3):1754-1764.

Du Y Z, Sun J X, Fu J, et al. Effect of polyamide microplastics on the adsorption of sulfonic acid perfluoroalkyl compounds at the water-soil interface [J]. China Environmental Science, 2025,45(3):1754-1764.

聚酰胺微塑料对磺酸类全氟烷基化合物在水-土界面吸附的影响

杜钰赞,孙皎霞*,付江,向红,罗雪,杨帆,王茜,樊建新(重庆交通大学河海学院,重庆400074)

摘要: 本文探索了聚酰胺(PA)微塑料和土壤互作体系对两种磺酸类全氟烷基化合物—6:2 氟调聚磺酸(6:2FTSA)和全氟己烷磺酸(PFHxS)的吸附和分配过程以及不同影响因素对它们的吸附影响。结果表明:6:2FTSA 和 PFHxS 在微塑料-土壤互作体系上达到吸附平衡的时间(约 120h)慢于在单一的微塑料和土壤体系(约 24h),且其吸附平衡容量(6:2FTSA:0.044mg/g;PFHxS:0.173mg/g)远低于 PA 微塑料(6:2FTSA:2.698mg/g;PFHxS:3.518mg/g),但高于土壤(6:2FTSA:0.026mg/g;PFHxS:0.048mg/g)。随着土壤中微塑料的含量增加,6:2FTSA 和 PFHxS 在土壤中微塑料上的分配占比逐渐增加,PFHxS 尤为显著。从微塑料的角度分析,微塑料和土壤互作体系改变了微塑料表面性质,土壤矿物占据部分吸附位点,显著降低了微塑料对两种磺酸类全氟烷基化合物的吸附。从土壤的角度分析,土壤中微塑料的加入提高了土壤对全氟烷基类化合物的吸附,且随着微塑料占比越大越显著,这归因于微塑料对全氟烷基类化合物较强的吸附作用力。在微塑料-土壤共培养体系中,尽管微塑料表面性质随培养时间发生明显变化,但对两种全氟烷基类化合物的吸附影响较小,表明微塑料对土壤中的全氟烷基类化合物持长久且较为稳定的影响。

关键词: 微塑料; 土壤; 相互作用; 磺酸类全氟烷基化合物; 吸附; 影响因素

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)03-1754-11

Effect of polyamide microplastics on the adsorption of sulfonic acid perfluoroalkyl compounds at the water-soil interface. DU Yu-zan, SUN Jiao-xia*, FU Jiang, XIANG Hong, LUO Xue, YANG Fan, WANG Xi, FAN Jian-xin (School of River and Ocean Engineering, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China). *China Environmental Science*, 2025,45(3): 1754-1764

Abstract: In this study, the adsorption and distribution processes of 6:2 fluorotelomer sulfonic acid (6:2 FTSA) and perfluorohexane sulfonate (PFHxS) in polyamide (PA) microplastics and soil interaction systems were investigated, and the effects of various factors on their adsorption were explored. The results indicated that the adsorption equilibrium time for 6:2 FTSA and PFHxS in the microplastic-soil interaction system (approximately 120 hours) was significantly slower than in individual microplastic and soil systems (approximately 24 hours). Furthermore, the adsorption equilibrium capacity of 6:2 FTSA (0.044mg/g) and PFHxS (0.173mg/g) in the microplastic-soil interaction system was considerably lower than in PA microplastics alone (6:2FTSA:2.698mg/g; PFHxS: 3.518mg/g), but slightly higher than in soil alone (6:2FTSA:0.026mg/g; PFHxS: 0.048mg/g). With the increase of the content of microplastics in soil, the proportion of 6:2FTSA and PFHxS on microplastics gradually increased, especially for PFHxS. From the perspective of microplastics, the interaction with soil altered the surface properties of microplastics. As soil minerals occupied some adsorption sites of microplastics, the adsorption capacity of microplastics for 6:2FTSA and PFHxS was significantly reduced. Conversely, from the soil perspective, the presence of microplastics enhanced the soil's adsorption capacity for 6:2FTSA and PFHxS, with this effect becoming more pronounced as the proportion of microplastics increased, due to the strong adsorption affinity of microplastics for PFAS. In the co-cultivation system of microplastics and soil, although the surface properties of microplastics were modified over time, the overall adsorption of 6:2FTSA and PFHxS by the PA microplastics-soil system was not been significantly altered. These findings suggest that microplastics exert a long-lasting and relatively stable influence on PFAS in soil.

Key words: microplastics; soil; interaction; perfluoroalkyl compounds of sulfonic acid; adsorption; influencing factors

微塑料是指粒径小于 5mm 的规则或不规则形状的塑料颗粒、纤维等,广泛存在于水体和陆地环境中^[1]。土壤是微塑料污染的一个重要场所,当前土壤中的微塑料污染现状令人担忧。据报道,全球每年有 1300~2500 万 t 塑料废物被排入陆地环境,是海洋环境中塑料废物量的 43~83 倍^[2-4]。塑料废物通过光氧化、生物降解、机械破坏等作用从大颗粒逐渐降解

为微塑料^[5-6]。土壤是容纳微塑料的一个重要场所,当前土壤中的微塑料污染现状令人担忧。在我国 19 个省份土壤中均检测到微塑料,平均浓度为 83.6kg/

收稿日期: 2024-08-02

基金项目: 重庆市自然科学基金资助项目(CSTB2024NSCQ-MSX0681); 重庆市大学生创新创业项目(X202410618022); 重庆交通大学科创项目(2024S0056)

* 责任作者, 副教授, 990201300012@cqjtu.edu.cn

hm^2 [7].在微塑料污染严重的地点,如工业区附近的土壤,微塑料最高含量达 6.7% [8].土壤中发现的绝大多数微塑料粒径小于 1mm [9-12].微塑料因其化学组成和较大的比表面积,对一些持久性有机污染物有较强的吸附作用 [9].

一旦微塑料进入土壤中,由于微塑料的较强吸附作用,增强了持久性有机污染物在土壤中积累,从而改变有机污染物在土壤环境中的迁移性 [13].因此,了解土壤、微塑料和有机污染物之间的相互作用有助于理解微塑料共存下有机污染物在水土环境中的归宿.一些研究发现,有机污染物在微塑料-土壤混合体系中的吸附能力强于单一土壤体系,微塑料的存在增加了土壤-微塑料体系对污染物的吸附 [14-16].因此,微塑料上的有机污染物浓度可能比土壤和沉积物中的浓度要高.然而,微塑料和土壤之间复杂的相互作用是如何影响特定有机污染物在微塑料和土壤上的吸附和分配行为尚需深入研究.

全氟烷基物质(PFAS)作为新兴的有机污染物,由于其优异的理化特性,目前被广泛应用于工业生产,环境中 PFAS 几乎随处可见 [17-18].但 PFAS 是一类具有环境持久性和潜在毒性的有机污染物,可能造成严重的环境问题 [17,19-20].自 2014 年起,中国已逐步禁止生产和使用全氟辛烷磺酸(PFOS),因此许多制造商开始选择或生产 PFOS 的替代物 [21].其中,6:2 氟调聚磺酸(6:2FTSA)和全氟己烷磺酸(PFHxS)应用日益广泛,在电镀、消防泡沫和表面活性剂等应用领域,它们逐渐取代 PFOS [22-23].PFOS 替代物因其较短的链长而被认为比长链 PFOS 的危害小,但有研究报道它们对环境造成的威胁同样不容小觑 [24].所以,研究 PFOS 替代物在水土环境中的行为不容忽视.

土壤是微塑料和 PFAS 的共同吸收汇,它们在土壤介质中被广泛检出.目前,已经有研究发现微塑料和土壤均能有效吸附 PFAS,从而影响 PFAS 在环境中的迁移性和生物可利用性 [25-26].然而,微塑料与土壤共作体系下,PFAS 在水土环境中的环境行为还不清楚,有必要进一步研究 PFAS 在微塑料存在下的环境行为,评估微塑料对 PFAS 在水土环境中吸附和分配的影响.聚酰胺(PA)是一种被广泛应用的陆地环境中常见的热塑性塑料 [27-28].从现有文献来看,PA 是环境中微塑料的主要类型之一 [29-31].此外,相对于其他微塑料(如聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)和聚氯乙烯

(PVC)等),PA 微塑料对抗生素、双酚 A 和 PFAS 的吸附量远高于它们,这可能与 PA 微塑料独特的酰胺结构和复杂的氢键有关 [32-34].PA 微塑料对全氟辛酸(PFOA)的吸附分配系数 K_d 是 PE、PVC 和 PS 的 54~121 倍 [35-36].在本文前期的预实验中,探讨了 3 种常见微塑料 PE、聚己二酸/对苯二甲酸丁二酯(PBAT)和 PA 对 PFAS 的吸附行为,研究发现 PA 微塑料对 PFAS 的吸附能力远远超过 PE 和 PBAT 微塑料,这与前人的结果类似 [37-38].综上所述,基于 PA 微塑料在环境中的普遍性和对 PFAS 的强吸附能力,而且考虑到其与土壤相互作用的复杂性,本研究选择 PA 微塑料作为研究对象,探究其在水土环境中与土壤相互作用对 PFOS 替代物(6:2FTSA 和 PFHxS)的吸附和分配过程以及影响因素.该研究为微塑料对磺酸类全氟烷基化合物等有机污染物在水-土界面迁移行为的研究提供方法和理论参考.

1 材料与方法

1.1 化学试剂

6:2FTSA 和 PFHxS,纯度 98%,均购自上海易恩化学技术有限公司.PA 微塑料(100 目)购自巴斯夫公司.PA 微塑料使用前在 40°C 的恒温鼓风干燥箱中干燥,之后过 100 目不锈钢筛,室温保存待用.无水甲醇,分析纯,来自德国默克公司.磷酸二氢钠,分析纯,来自海麦克林生化科技股份有限公司.实验用水为 Milli-Q 仪器(Millipore,Billerica,MA,USA)制备超纯水.实验土壤取自湖南省武胜县的稻田(采样深度为地表下 0~20cm),该稻田土壤中全氟烷基化合物(PFAS)未检出,采用密度浮选-红外光谱法,未发现明显微塑料污染.土壤样品自然风干,研磨过 10 目和 100 目的不锈钢筛,分别用于基本理化性质分析和吸附实验.土壤样品的基本理化性质具体为 pH6.2,有机碳含量(foc)1.26%,阳离子交换容量(CEC)0.9 cmol/kg ,盐度 0.2%,总氮 2.32 g/kg ,砂粒 4.56%,粉粒 72.01%,黏粒 23.43%.

1.2 土壤中微塑料提取与表征

收集第 24h、48h、7d 和 14d 的 PA 微塑料-土壤混合样品,PA 微塑料采用浮选法进行提取 [39].即在 PA 微塑料-土壤体系中加入 NaCl 饱和溶液,充分混匀后,PA 微塑料会漂浮到溶液表面,之后以 3500 r/min 的速度离心 5 min ,过滤到 $0.22\mu\text{m}$ 的玻璃纤维滤膜上.过滤后得到的微塑料在 40°C 烘箱中干燥后,进

行理化性质表征.通过 SEM(Sigma 300, ZEISS, Germany)观察原始微塑料和土壤共混微塑料的表面形貌,并结合 EDS 分析其表面元素组成.原始微塑料和土壤共混微塑料样品表面官能团的改变通过 FTIR(Thermo Nicolet 670spectrometer,PerkinElmer, USA)分析.原始微塑料和土壤共混微塑料样品的接触角通过接触角测量仪(JY-82C,承德鼎盛试验机检测设备有限公司,中国)测定,并利用 Image J 软件计算其接触角.

1.3 微塑料与土壤共培养

考虑到微塑料表面会附着土壤颗粒或生长生物膜,微塑料的表面性质可能会随着与土壤的接触时间的增加而发生变化,并进一步影响吸附有机污染物的效果.因此,参考 Zhang 等^[40]的方法,将微塑料和土壤共培养不同的时间.PA 微塑料与土壤按 0.05:1 的比例(重量比)混合,每 2g 土壤中加入 0.1g PA 微塑料,并以采集的土壤样品作为对照.将样品充分混匀后,放入带透气膜的密封玻璃烧杯中,在 25℃ 黑暗恒温培养箱中培养.每 2d 检查一次烧杯的失水情况,并加入超纯水以保持土壤水分含量为 16%(重量比).收集第 24h、48h、7d 和 14d 的 PA 微塑料-土壤混合样品,自然风干后用于进一步实验.

1.4 吸附实验

为明确 6:2FTSA 和 PFHxS 在土壤、微塑料-土壤和微塑料三个体系中的吸附动力学和吸附平衡时间,首先进行了吸附动力学实验.将 20g 土壤、1g PA 微塑料+20g 土壤(约 5%)和 1g PA 微塑料分别置于 250mL 玻璃螺口瓶中,再加入 200mL 初始浓度为 20mg/L 的 6:2FTSA、PFHxS 溶液.设置 0.5,1,2,4,8,24,48,72,96,120h 作为时间梯度进行采样检测.

为明确 PA 微塑料剂量对 PFAS 在微塑料-土壤混合体系中吸附和分配作用,进行不同微塑料添加剂量下的吸附实验.参考 Chang 等^[16]的研究,选择约 10g/L 作为单一土壤体系和微塑料-土壤混合体系的固液比.在 2g 土壤中分别加入 0.02,0.1 和 0.2g PA 微塑料(约 1%、5%、10%).最低剂量约 1%的 PA 微塑料作为受污染土壤中微塑料的环境相关含量,最高剂量约 10%的 PA 微塑料被选来模拟极端情况,例如一些工厂和污染场地^[10, 41].同时,采用相同剂量的原始 PA 微塑料进行比较,并设置采集的土壤样品作为对照.将含有不同剂量微塑料的土壤混合样品

分别置于玻璃螺口瓶中进行吸附平衡实验.实验添加 20mL 6:2FTSA 和 PFHxS,初始浓度为 20mg/L.

为明确微塑料与土壤相互作用不同时间后对 PFAS 吸附的影响.将共培养 0、24h、48h、7d 和 14d 的 PA 微塑料-土壤分别置于玻璃螺口瓶中进行吸附平衡实验.所有样品瓶中分别加入 20mL 6:2FTSA 和 PFHxS,初始浓度为 20mg/L.

为明确水环境中 pH 值和溶解有机质对微塑料与土壤吸附 PFAS 的影响.在 0.1g PA 微塑料+2g 土壤混合体系中,依次加入 20mL pH 值分别为 4、6 和 8 的 PFAS 溶液,使用 1mol/L 的 HCl 或 NaOH 调节溶液 pH 值.同样将 0.1g PA 微塑料+2g 土壤混合体系分别置于 20mL 浓度分别为 0.5 和 20mg/L 的腐殖酸溶液中.实验中 PFAS 的初始浓度均为 20mg/L.

所有实验设置 3 个平行,并设空白对照(不含吸附剂的 PFAS 溶液).所有样品瓶盖紧后,放置在 25℃ 的气浴恒温振荡器中使吸附剂和吸附质能够充分接触,以 200r/min 的速度振荡 120h 以达到吸附平衡后取出.取出的样品瓶在 3500r/min 的速度下离心 10min,使用 5mL 一次性注射器取 1mL 上清液,然后通过 0.22 μ m 滤膜过滤后进行分析.

1.5 PFAS 测定方法

采用离子色谱法(HPLC,HIC-SP,日本岛津公司)和电导检测器(CDD-10A vp,日本岛津公司)对 PFAS 进行定量^[42-43].采用甲醇:20mmol/L 磷酸二氢钠溶液(v/v)为 65:35 的流动相测定.以上 PFAS 测定过程中,流速均为 1mL/min,进样量为 40 μ L.使用岛津 InertSustain C18 色谱柱(4.0mm \times 250mm,5 μ m).色谱柱和电导检测器的温度均保持在 40℃,采用外标法定量.每种处理使用 3 个重复,以便进行统计检验.每批样品都与标准溶液和空白(初始流动相)同时进行分析,以测试仪器性能.测量值在前一次测量值的 5%以内即为合格.

1.6 数据分析方法

本实验数据通过 Origin 2018 软件(OriginLab Corporation,Northampton, MA,USA)绘图和模型拟合,数据以平均值 \pm 标准差的形式呈现.其中所使用的数据分析公式如下:

平衡吸附量 Q_e 计算如式(1).

$$Q_e = (C_0 - C_t)V/m \quad (1)$$

式中: Q_e 为化合物在吸附剂上的平衡吸附量,mg/g; C_0 为溶液中污染物初始浓度,mg/L; C_t 为吸附达到平

衡状态时溶液中污染物的浓度,mg/L; V 为反应溶液体积,L; m 为吸附剂的质量,g.

利用单点吸附数据计算PFAS在吸附剂(土壤或微塑料)上的平衡分配系数^[44].PFAS在单一土壤体系、单一微塑料体系、微塑料-土壤混合体系上的总分配系数 $K_{d(\text{soil})}$ 、 $K_{d(\text{MP})}$ 、 $K_{d(\text{MP-soil})}$ 通过式(2)计算.PFAS在土壤有机碳上的分配系数 K_{oc} 通过式(3)计算.微塑料-土壤混合体系中,微塑料对PFAS的吸附分配系数 $K_{d(\text{MP}/\text{MP-soil})}$ 可通过式(4)计算:

$$K_d = Q_e / C_e \quad (2)$$

$$K_{oc} = K_{d(\text{soil})} / f_{oc} \quad (3)$$

$$K_{d(\text{MP}/\text{MP-soil})} = (K_{d(\text{MP-soil})} - K_{d(\text{soil})}) / f_{\text{MP}} \quad (4)$$

式中: Q_e (mg/g)和 C_e (mg/L)分别为吸附平衡时PFAS在吸附剂上的平衡吸附量和剩余浓度, f_{oc} 为土壤中有有机碳的含量,%; f_{MP} 为土壤中微塑料的含量,%.

2 结果与讨论

2.1 原始PA微塑料及与土壤相互作用的PA微塑

料表征

2.1.1 原始PA微塑料和与土壤共作用初期的PA微塑料表征 在微塑料与土壤相互作用的初期,PA微塑料表面形貌和元素组成同样发生了明显的变化,如图1所示.原始PA微塑料表面平整光滑.与土壤共混24h的PA微塑料可明显发现微塑料表面变得粗糙,有层状交错结构,且分散附着了颗粒物.由表面元素分析可以推测出表面粘附的物质主要是土壤矿物.随着与土壤的接触时间增加到48h,PA微塑料表面出现了更多的凹痕和褶皱,层状结构更加明显,同样观察到一些粘附的土壤矿物颗粒.因此,PA微塑料随着与土壤共混时间的增加,其表面粗糙度增加,表面结构更加复杂,微塑料表面会粘附土壤矿物.如表1所示,尽管土壤共混后的PA微塑料表面有土壤矿物颗粒的附着,但其表面有机元素组成和接触角未发生显著变化.说明微塑料与土壤在水溶液中短时间内发生共混作用会影响微塑料的表面形貌,但对其表面疏水性影响不大.

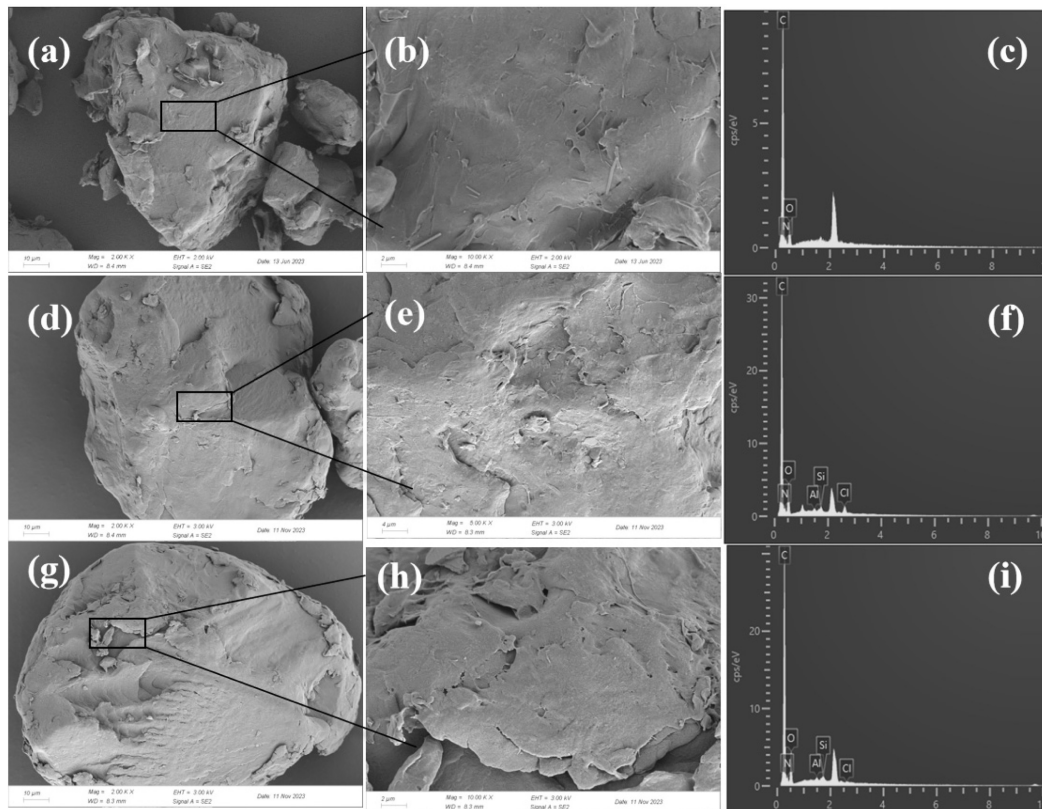


图1 原始PA微塑料和土壤相互作用不同时间的PA微塑料的SEM图像及EDS图谱;图(a-c)为原始PA,图(d-f)为土壤共混24h的PA,图(g-i)为土壤共混48h的PA;SEM左图(a, d, g)和右图(b, e, h)分别放大2000倍和10000倍

Fig.1 SEM images and EDS spectra of original PAMP and PAMP-soil at different interaction times; Figures (a-c) are original PA, Figures (d-f) are PA after 24h of soil mixing, and Figures (g-i) are PA after 48h of soil mixing; SEM left images (a, d, g) and right images (b, e, h) are magnified 2000times and 10000times respectively

表 1 原始和土壤共混微塑料的基本性质
Table 1 Basic properties of original and soil-mixed microplastics

微塑料	接触角(°)	EDS 表面元素组成(%)				
		C	O	N	Al	Si
PA	96.6±0.2	74.58	13.36	12.06	-	-
PA-24h	91.7±1.3	74.78	11.33	13.23	0.16	0.13
PA-48h	92.6±1.8	73.94	14.56	11.15	0.13	0.15

在红外光谱图中观察到了土壤共混 PA 微塑料表面官能团的变化(图 2)。3446cm⁻¹ 处的吸收峰归属于-OH 的伸缩振动,PA 微塑料表面的-OH 的吸收峰强度在土壤中共混后发生了较大变化,这可能是吸附的亲水物质引起的局部官能团变化^[45]。1082cm⁻¹ 处的吸收峰强度增加,该波长处是黏土矿物中 Si-O 键的伸缩振动引起;545cm⁻¹ 出现新的吸收峰可能为黏土矿物中 Si-O-Al 的伸缩振动或赤铁矿的伸缩振动^[46]。这些结果与 SEM-EDS 分析的结果一致,土壤共混后的 PA 微塑料表面含有少量的 Si、Al、O 等

元素。有研究发现,实际环境中收集到的微塑料表面经常检测到各种元素(如 O、Fe 和 Si 等),表明粘土矿物等物质倾向于粘附在微塑料表面^[47]。

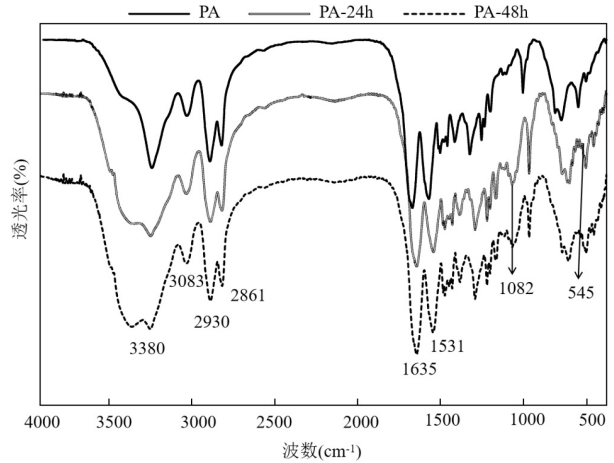


图 2 原始和与土壤共混不同时间的 PA 微塑料红外光谱
Fig.2 FTIR of original PAMP and PAMP mixed with soil for different time

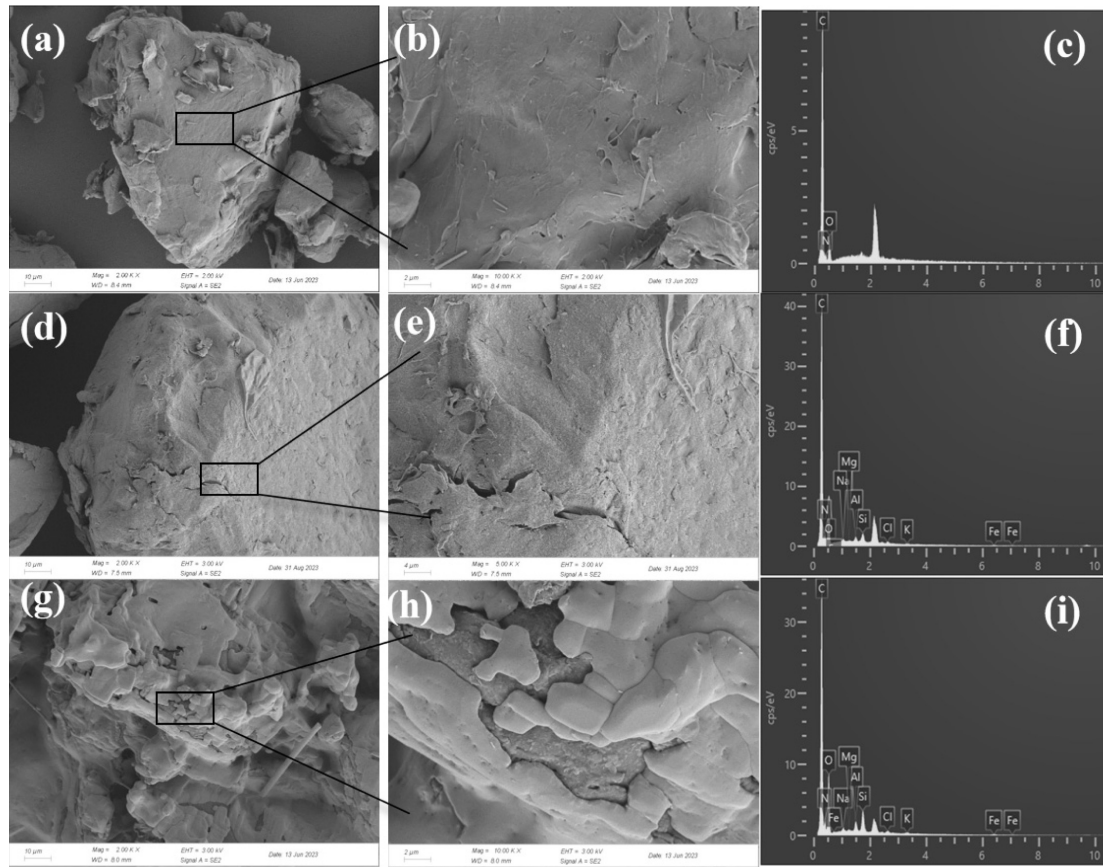


图 3 原始 PA 微塑料和与土壤共培养 PA 微塑料的 SEM 图像及 EDS 图谱

Fig 3 SEM images and EDS spectra of original PAMP and PAMP co-cultured in soil

(a)-(c)为原始 PA 微塑料,图(d)-(f)为土壤培养 7d 的 PA 微塑料,图(g)-(i)为土壤共混 14d 的 PA 微塑料;SEM 左图(a, d, g)和右图(b, e, h)分别放大 2000 倍和 10000 倍

2.1.2 原始微塑料和与土壤共培养 7,14d 后微塑料表征 为了考察微塑料与土壤接触较长时间后的理化性质变化,将 PA 微塑料与土壤共培养了 7 和 14d.微塑料与土壤共培养后表面颜色发生了明显变化,由原本的纯白色加深为土棕色,与土壤共混 48h 相比,颜色更深.研究发现,微塑料可能会经历老化,同时它们也可能被土壤颗粒粘附或在其表面生长生物膜^[48].原始 PA 微塑料和土壤共培养 7,14d 的 PA 微塑料的表面形貌具有明显差异.原始 PA 微塑料的表面相对光滑,如图 3 所示.PA 微塑料与土壤接触 7d 后,其表面变得粗糙,出现许多凹痕和层状包裹结构,并附着土壤颗粒.PA 微塑料与土壤共培养 14d 后,生物膜样物质覆盖在微塑料表面.PA 微塑料与土壤共培养后,其表面元素也发生了明显变化.根据表 2,EDS 图谱分析结果显示,共培养 7,14d 后,PA 微塑料表面检测到了 Al、Si、Fe 元素,且随着培养时间的增加而增加.相较于共混 48h 的微塑料还检测到了 Fe 元素.此外,与土壤共培养后的 PA 微塑料表面接触角显著降低,说明微塑料表面疏水性下降.

表 2 原始和土壤共混微塑料的基本性质
Table 2 Basic properties of original and soil-mixed microplastics

微塑料	接触角(°)	EDS 表面元素组成(%)					
		C	O	N	Al	Si	Fe
PA	96.6±0.2	74.58	13.36	12.06	-	-	-
PA-7d	62.2±4.6	70.25	17.14	11.74	0.19	0.30	0.08
PA-14d	59.8±7.2	67.85	18.16	12.50	0.34	0.69	0.11

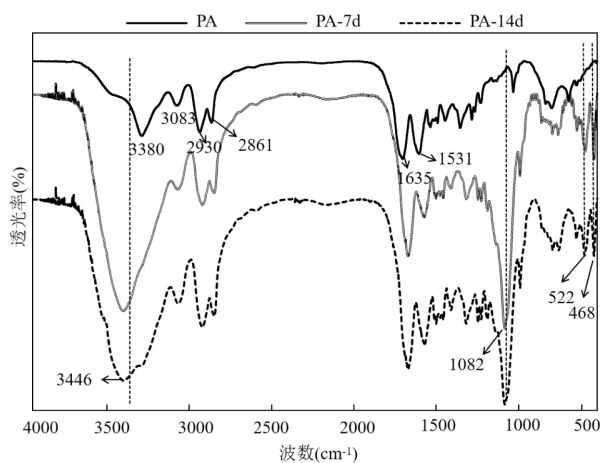


图 4 原始和土壤共培养 7 和 14d 的 PA 微塑料的红外光谱
Fig.4 FTIR of PAMP after 7and 14days of co-cultivation with soil

在红外光谱图中同样观察到了 PA 微塑料表面官能团的变化(图 4),3446cm⁻¹ 处的吸收峰归属于 -OH 的吸收峰振动,PA 中-OH 的吸收峰强度在土壤中共培养后发生了显著变化,变化程度大于共混 48h 的 PA 微塑料,这是由于水解和生物降解引起的表面官能团发生变化^[45].1082cm⁻¹ 处的吸收峰强度显著增加,该波长处是黏土矿物中 Si-O 键的伸缩振动;与土壤共混初期的 PA 微塑料相比,在 522 和 468cm⁻¹ 出现了新的吸收峰,可能为黏土矿物中 Si-O-Ai 的伸缩振动或赤铁矿的伸缩振动^[46].这些结果与 SEM-EDS 分析结果一致,土壤共培养 7 和 14d 后的 PA 微塑料表面元素含量变化较大,有少量的 Si、Al、Fe 等元素.

2.2 PA 微塑料、PA 微塑料-土壤共混体系和土壤体系对 PFAS 的吸附动力学

图 5 显示了 6:2FTSA 和 PFHxS 在单一土壤体系、PA 微塑料-土壤混合体系以及单一 PA 微塑料体系上的吸附动力学.在最初的 4h 内,吸附速率较快.随后,吸附速率减慢.这主要是由于在吸附初期,PFAS 通过传质作用迅速附着在吸附剂上,而随后吸附剂上的有效结合位点减少,减缓了 PFAS 的吸附速率^[49].类似的,PFAS 在土壤上的吸附前 8h 时为快速吸附阶段,随后减缓直至达到吸附平衡.PA 微塑料-土壤混合体系在整个吸附动力学的过程中吸附速率明显慢于土壤和 PA 微塑料,120h 才达到吸附平衡.微塑料暴露于土壤中延长了 PFAS 的吸附平衡时间,这种变化与微塑料和土壤的初期相互作用密切相关^[50].

与相同剂量的 PA 相比,微塑料-土壤混合体系 Q_e 也明显降低,这表明微塑料-土壤混合体系的吸附过程更为复杂.6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料上的 Q_e 分别为 2.698,3.518mg/g,远高于 PA 微塑料-土壤混合体系(0.044,0.173mg/g)和单一土壤体系(0.026,0.048mg/g).这可能是由于与 PA 微塑料相比,土壤是 PFAS 的弱受体.土壤中的 f_{oc} 含量较低,会导致土壤与 PFAS 尾部之间无法提供更多的疏水相互作用位点^[25].此外,土壤有机质和矿物颗粒可通过静电和疏水相互作用吸附在微塑料表面^[51].因此,我们推测微塑料与土壤之间的相互作用会占用微塑料表面的可用吸附位点,从而抑制 PFAS 的吸附^[52].由于 PFAS 的物理和化学性质不同,6:2FTSA 和 PFHxS 在土壤和

PA 微塑料-土壤混合体系上吸附能力也不同.在 PA 微塑料-土壤混合体系中与土壤体系类似,实际吸附容量 Q_e 值由大到小为 PFHxS>6:2FTSA,这与 PFAS 在单一 PA 微塑料上的吸附类似,说明疏水相互作用

是 PFAS 在微塑料上保留的主要作用机制^[11,26].一般来说,PFAS 的 C-F 链越长,疏水性和疏水相互作用就越强^[53].PFHxS 的吸附量明显大于 6:2FTSA,这可能是由于 PFHxS 结构更为规整.

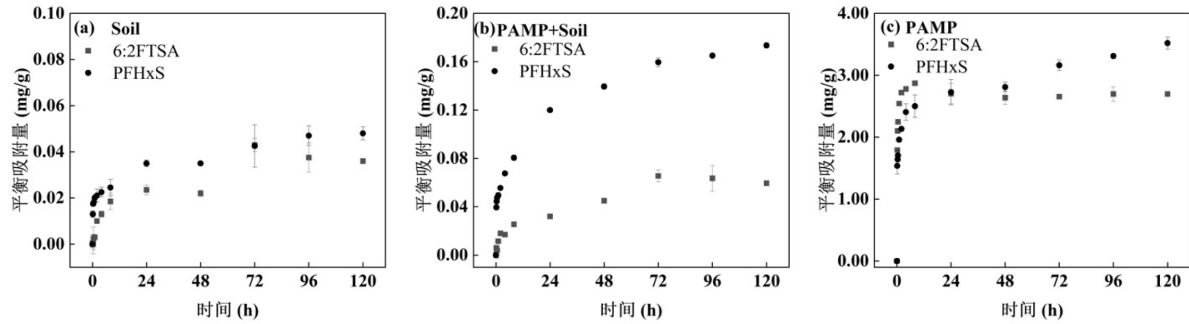


图 5 不同体系对 PFAS 的吸附动力学
Fig.5 Adsorption Kinetics of PFAS in Different Systems

2.3 土壤中不同 PA 微塑料剂量对 PFAS 的吸附和分配性能影响

如图 6 所示,3 种吸附体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附率随着 PA 微塑料剂量的增加而增加,与土壤相比,PA 微塑料-土壤混合体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附率显著增加(即使在 2g 土壤中添加 0.02g PA 微塑料;土壤中的 PA 微塑料约为 1%),这表

明土壤中的 PA 微塑料可能通过提高土壤的吸附能力来降低 PFAS 的迁移性.在高比例添加下(土壤中 PA 微塑料约为 10%),PA 微塑料-土壤混合体系对 PFAS 的吸附能力显著增强,表明在 PA 微塑料-土壤混合体系中 PA 微塑料主导了对 PFAS 的吸附.对比相同剂量下的 PA 微塑料,与土壤混合后的 PA 微塑料吸附 PFAS 的抑制作用显著.

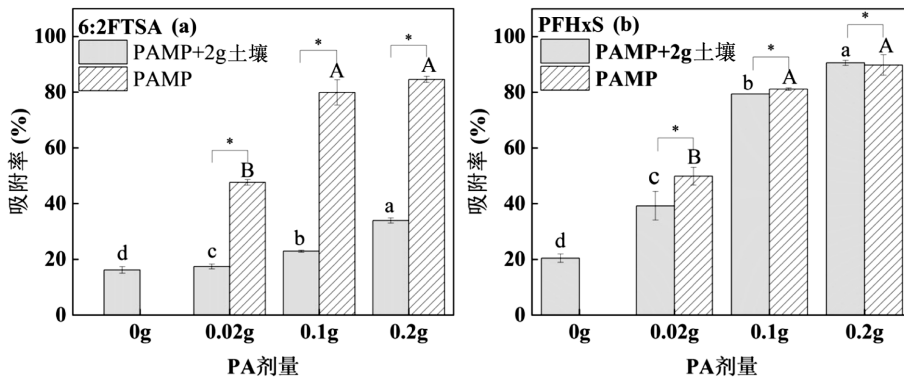


图 6 单一土壤体系、不同 PA 微塑料剂量下 PA 微塑料-土壤混合体系和单一 PA 微塑料体系对 6:2FTSA(a)和 PFHxS(b)的吸附率
Fig.6 The adsorption efficiency of a single soil, PAMP-soil mixed system and a single PAMP system for 6:2FTSA (a)and PFHxS (b) under different PAMP dosages

不同的大小写字母表示 PFAS 在三种吸附体系中的吸附能力与不同 PA 微塑料剂量之间存在显著差异($P<0.05$),星号(*)表示在相同微塑料剂量下,PFAS 在 PA 微塑料和 PA 微塑料-土壤混合体系上的吸附能力存在显著差异($P<0.05$)

根据式(3)和式(4)分别计算得到土壤有机碳 ($\log K_{oc}$)和 PA 微塑料($\log K_{d(PA)}$)和 $\log K_{d(PA/PA-soil)}$ 对 6:2FTSA 和 PFHxS)的分配系数,结果如表 3 所示.PA 微塑料在单一体系和土壤混合体系中对 6:2FTSA

和 PFHxS 的分配系数 $\log K_{d(PA)}$ 大于 $\log K_{d(PA/PA-soil)}$,同时对比单一体系,发现 $\log K_{d(PA)}$ 也大于 $\log K_{oc}$.PA 微塑料的分配系数高于土壤和 PA 微塑料-土壤混合体系中的 PA 微塑料,这也证明了土壤对 PA 微塑料

吸附 PFAS 存在抑制作用,且相比土壤有机碳,微塑料可能作为有机污染物在土壤中更重要的载体.其他研究也发现,在微塑料-土壤混合体系中,三氯生、磺胺甲噁唑和土霉素等其他有机污染物在土壤上的吸附受到了抑制,这是微塑料对这几类有机污染物的吸附能力较弱,会产生“稀释效应”,从而抑制混

合体系的吸附能力^[49,52,54].在本研究中,PA 微塑料在 PFAS 的吸附过程中起主导作用,而土壤作为 PFAS 的弱受体,与 PFAS 争夺 PA 微塑料上的吸附位点^[51,55].此外,PFHxS 的分配系数高于 6:2FTSA,表明 PFAS 的结构性质对水土环境中 PFAS 的分配行为产生了较大影响.

表 3 土壤和不同剂量的 PA 微塑料对 PFAS 的分配系数

Table 3 Partition coefficients of soil and PA microplastics at different doses to PFAS

PFAS	$K_d(\text{soil})$ (L/kg)	$\log K_{oc}$ (L/kg)	$\log K_d(\text{PA}/\text{PA-soil})$ (L/kg)			$\log K_d(\text{PA})$ (L/kg)		
			0.02gPA	0.1gPA	0.2gPA	0.02gPA	0.1gPA	0.2gPA
6:2FTSA	1.94±0.11	2.19±0.03	1.38±0.18	1.25±0.04	1.44±0.01	2.96±0.01	2.91±0.09	2.74±0.03
PFHxS	2.57±0.17	2.31±0.03	2.58±0.09	2.83±0.01	2.93±0.03	2.99±0.04	2.94±0.01	2.96±0.13

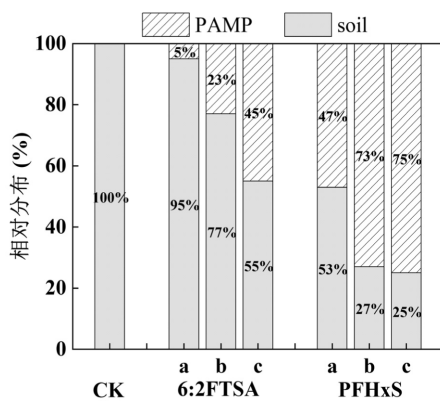


图 7 6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料和土壤上的相对分布
Fig.7 Relative distribution of 6:2FTSA and PFHxS in PAMP and soil

CK:土壤空白;a:1%的微塑料添加;b:5%微塑料添加;c:10%的微塑料添加

根据添加与不添加微塑料的土壤对 6:2FTSA 和 PFHxS 的平衡吸附实验,本文计算了不同微塑料添加比例下 6:2FTSA 和 PFHxS 在土壤和微塑料上的相对分布,如图 7 所示.微塑料的加入改变了土壤中 6:2FTSA 和 PFHxS 的分布情况,这与微塑料剂量和 PFAS 的性质密切相关.当土壤中含有 0.02g(约 1%)的 PA 微塑料时,6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料上的分布分别为 5%和 47%.当微塑料剂量增加到 0.1g(约 5%)时,6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料上的分布大幅度增加,分别为 23%和 73%.总的来说,由于土壤对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附能力比 PA 微塑料弱,因此 PA 微塑料的添加对土壤中 6:2FTSA 和 PFHxS 的分配行为影响很大.PFAS 在微塑料上的相对分布率为 PFHxS>6:2FTSA,这与 PFAS 在单一微塑料体系上的吸附类似.相比于 6:2FTSA,PFHxS 在

PA 微塑料上的分布超过土壤,这可能是由于土壤对 6:2FTSA 的吸附能力高于 PFHxS,而 PA 微塑料对其吸附亲和力相对更弱,说明不同 PFAS 与土壤之间复杂的相互作用影响了其在土壤上的分布.

2.4 PA 微塑料与土壤共培养时间、水中腐殖质含量及 pH 值变化对 PFAS 吸附的影响

根据土壤与微塑料的共培养表征分析,随着微塑料与土壤共培养时间延长,微塑料表面理化性质发生了明显变化,因而可能影响 PA 微塑料-土壤混合体系对有机污染物的吸附.与土壤共培养后,微塑料表面附着了更多的土壤颗粒和微生物膜状物,导致 PA 微塑料表面的有效吸附位点减少,对 PFAS 在 PA 微塑料表面的吸附产生不利影响,抑制 PFAS 与 PA 微塑料之间的疏水相互作用和氢键作用.与原始微塑料相比,PA 微塑料-土壤混合体系共培养 7 和 14d 对所有 PFAS 的平衡吸附量均有所下降,如图 8(a)所示,但没有显著性变化.这一研究表明,尽管微塑料与土壤共培养过程中理化性质发生了显著变化,但与土壤和微塑料相互作用初期相比,微塑料对 PFAS 的亲合作用并未明显减弱.因而,微塑料在土壤中对 PFAS 的吸附与分配作用相对稳定.

溶解性有机质会与有机污染物竞争微塑料和土壤上的结合吸附位点,改变有机污染物在固体表面与水体之间的分配,从而影响微塑料和土壤对污染物的吸附^[56].研究发现当土壤中未添加微塑料时,添加的溶解性有机质会优先被土壤吸附^[57].腐殖酸作为水中溶解性有机质的主要成分,可能会与 PFAS 竞争土壤和微塑料上的吸附位点,因此,本研究考察

了水中腐殖酸浓度变化对 PFAS 吸附的影响,如图 8(b)所示.当水中腐殖酸浓度增加时,PA 微塑料-土壤混合体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附受到少许的抑制.在水土混合溶液中含有 5mg/L 的腐殖酸时,PA 微塑料-土壤混合体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的平衡吸附量下降约 1%~5%,这种抑制作用在腐殖酸浓度达 20mg/L 时有显著性增强,吸附量最高降低了约 10%.因而,水中腐殖酸浓度显著增加时,微塑料-土壤混合体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附会降低.

溶液 pH 值既影响污染物的解离形态,也影响微塑料的表面电荷,因而也是影响污染物吸附的重要因素.在本研究中,随着溶液 pH 值升高,PA 微塑料-

土壤混合体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附量略有降低,如图 8(c)所示.6:2FTSA 和 PFHxS 为阴离子型 PFAS,其吸附降低主要归因于全氟烷基链带负电的头部与固体基质(土壤和 PA 微塑料)带负电的吸附位点之间的静电斥力降低^[58].此外,由于土壤中存在矿物成分(包括 Al/Fe),受 pH 值变化影响的非疏水相互作用可能在控制 PFAS 吸附中额外发挥作用,随着 pH 值的升高,土壤有机碳和粘土矿物的负电性逐渐增强,导致阴离子 PFAS 的静电排斥作用增强,吸附性能降低^[59].然而,总的来说,pH 值在 6~8 区间变化时,其对微塑料-土壤混合体系吸附 6:2FTSA 和 PFHxS 无显著影响.

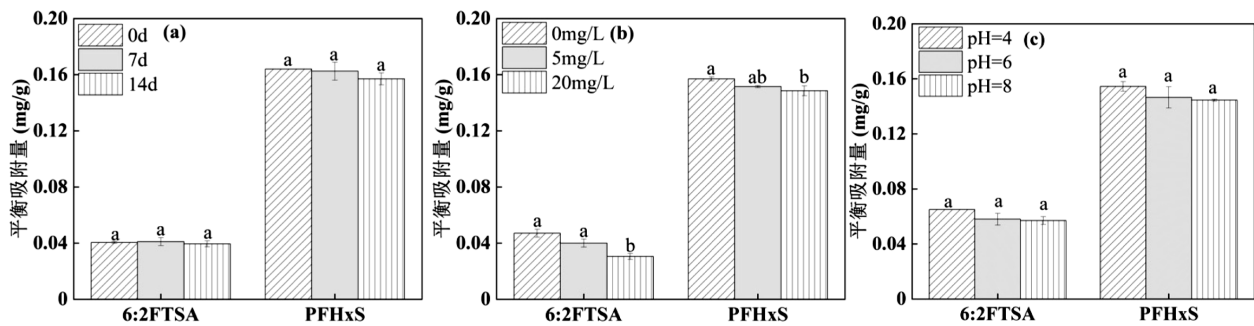


图 8 PA 微塑料与土壤共培养时间(a)及水中腐殖酸(b)和水中 pH 值变化(c)对吸附 6:2FTSA 和 PFHxS 的影响

Fig.8 (a)Effect of co-culture time of PAMP and soil on the adsorption of 6:2FTSA and PFHxS ,(b)Effect of humic acid in water on PFAS adsorption and (c)Effect of pH changes in water on 6:2FTSA and PFHxS adsorption in PAMP-soil mixed systems

相同字母表示 PA 微塑料与土壤共培养不同时间对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附没有存在显著性差异($P>0.05$);不同的字母表示 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附在不同腐殖酸浓度之间存在显著差异($P<0.05$)和相同字母表示 6:2FTSA 和 PFHxS 在不同 pH 值组间没有显著性差异($P>0.05$)

3 结论

3.1 微塑料和土壤互作体系改变了微塑料表面性质,土壤矿物占据部分吸附位点,从而显著降低了微塑料对两种磺酸类全氟化合物的吸附.6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料-土壤混合体系中的吸附速率低于单独的微塑料体系和土壤体系.在平衡吸附容量方面,6:2FTSA 和 PFHxS 在微塑料体系中的吸附容量分别为 2.698mg/g 和 3.518mg/g,远高于 PA 微塑料-土壤混合体系(0.044mg/g 和 0.173mg/g)和土壤体系(0.026mg/g 和 0.048mg/g).

3.2 土壤中 PA 微塑料的加入提高了土壤对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附.当土壤中含有 0.02g(约 1%)的 PA 微塑料时,6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料上的分布分别为 5%和 47%.当微塑料剂量增加到 0.1g(约 5%)时,6:2FTSA 和 PFHxS 在 PA 微塑料上的

分布大幅度增加,分别为 23%和 73%,这归因于微塑料对全氟类化合物强的吸附作用力.

3.3 PA 微塑料与土壤共培养并未导致微塑料对 PFAS 的亲合作用明显减弱,表明微塑料在土壤中对 PFAS 的吸附与分配作用相对稳定.但随着溶液中 pH 值的升高和腐殖酸含量的增加,PA 微塑料-土壤体系对 6:2FTSA 和 PFHxS 的吸附能力略有下降.

参考文献:

- [1] Ju T, Yang K, Chang L, et al. Microplastics sequestered in the soil affect the turnover and stability of soil aggregates: A review [J]. Science of The Total Environment, 2023,904:166776.
- [2] Macleod M, Arp H P H, Tekman M B, et al. The global threat from plastic pollution [J]. Science, 2021,373(6550):61-65.
- [3] Borrelle S B, Ringma J, Law K L, et al. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution [J]. Science, 2020, 369(6510):1515.
- [4] van Sebille E, Aliani S, Law K L, et al. The physical oceanography of

- the transport of floating marine debris [J]. *Environmental Research Letters*, 2020,15(2):23003.
- [5] Sun J, Zheng H, Xiang H, et al. The surface degradation and release of microplastics from plastic films studied by UV radiation and mechanical abrasion [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,838: 156369.
- [6] Tian L, Jinjin C, Ji R, et al. Microplastics in agricultural soils: Sources, effects, and their fate [J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2022,25:100311.
- [7] Huang Y, Liu Q, Jia W, et al. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment [J]. *Environmental Pollution*, 2020,260:114096.
- [8] Feng S, Lu H, Liu Y. The occurrence of microplastics in farmland and grassland soils in the Qinghai-Tibet plateau: Different land use and mulching time in facility agriculture [J]. *Environmental Pollution*, 2021,279:116939.
- [9] Wang C, Zhao J, Xing B. Environmental source, fate, and toxicity of microplastics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021,407:124357.
- [10] Xu B, Liu F, Cryder Z, et al. Microplastics in the soil environment: Occurrence, risks, interactions and fate – A review [J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2020,50(21): 2175–2222.
- [11] Kang P, Zhao Y, Zuo C, et al. The unheeded inherent connections and overlap between microplastics and poly- and perfluoroalkyl substances: A comprehensive review [J]. *Science of The Total Environment*, 2023,878:163028.
- [12] Wei X, Capezza A J, Cui Y, et al. Millions of microplastics released from a biodegradable polymer during biodegradation/enzymatic hydrolysis [J]. *Water Research*, 2022,211:118068.
- [13] Chang J, Fang W, Liang J, et al. A critical review on interaction of microplastics with organic contaminants in soil and their ecological risks on soil organisms [J]. *Chemosphere*, 2022,306:135573.
- [14] Hu B, Li Y, Jiang L, et al. Influence of microplastics occurrence on the adsorption of 17 β -estradiol in soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020,400:123325.
- [15] Hu M, Huang L, Wang Y, et al. Insight into the effect of microplastics on the adsorption and degradation behavior of thiamethoxam in agricultural soils [J]. *Chemosphere*, 2023,337:139262.
- [16] Chang J, Liang J, Fang W, et al. Adsorption behaviors and bioavailability of tetrabromobisphenol A in the presence of polystyrene microplastic in soil: Effect of microplastics aging [J]. *Environmental Pollution*, 2023,334:122156.
- [17] Corder A, Goldenman G, Birnbaum L S, et al. The true cost of PFAS and the benefits of acting now [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021,55(14):9630–9633.
- [18] Li J, Wang L, Zhang X, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances exposure and its influence on the intestinal barrier: An overview on the advances [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,852:158362.
- [19] Lindstrom A B, Strynar M J, Libelo E L. Polyfluorinated compounds: Past, present, and future [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011,45(19):7954–7961.
- [20] Pasecnaja E, Bartkevics V, Zacs D. Occurrence of selected per- and polyfluorinated alkyl substances (PFASs) in food available on the European market – A review on levels and human exposure assessment [J]. *Chemosphere*, 2022,287:132378.
- [21] 生态环境部.关于发布《中国严格限制的有毒化学品名录》(2023年)的公告 [EB/OL](2023)[2023–10–8]. www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/202310/t20231019_1043580.html. Ministry of Ecology and Environment. Announcement on the release of the list of toxic chemicals strictly restricted in China (2023) [EB/OL] (2023) [2023–10–8]. www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk01/202310/t20231019_1043580.html.
- [22] Duan L, Wei J, Wei J, et al. Insight into the key role of oxygen dopants over ball-milled boron nitride for efficient degradation of PFOS alternative 6:2fluorotelomer sulfonic acid [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023,445:130419.
- [23] Yang X, Huang J, Zhang K, et al. Stability of 6:2fluorotelomer sulfonate in advanced oxidation processes: degradation kinetics and pathway [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(6):4634–4642.
- [24] Ulhaq Z S, Boncan D A T, Chan T F, et al. Insights from metabolomics and transcriptomics studies on Perfluorohexanesulfonic acid (PFHxS) exposed zebrafish embryos [J]. *Science of The Total Environment*, 2023,904:166833.
- [25] Cai W, Navarro D A, Du J, et al. Increasing ionic strength and valency of cations enhance sorption through hydrophobic interactions of PFAS with soil surfaces [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,817: 152975.
- [26] Llorca M, Schirinzi G, Martínez M, et al. Adsorption of perfluoroalkyl substances on microplastics under environmental conditions [J]. *Environmental Pollution*, 2018,235:680–691.
- [27] Mofakhami E, Tencé-Girault S, Perrin J, et al. Microstructure-mechanical properties relationships in vibration welded glass-fiber-reinforced polyamide 66: A high-resolution X-ray microtomography study [J]. *Polymer Testing*, 2020,85:106454.
- [28] Panno S V, Kelly W R, Scott J, et al. Microplastic contamination in karst groundwater systems [J]. *Ground Water*, 2019,57(2):189–196.
- [29] Kim S, Kim J, Lee H, et al. Abundance and characteristics of microplastics in soils with different agricultural practices: Importance of sources with internal origin and environmental fate [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021,403:123997.
- [30] Zhao S, Zhang Z, Chen L, et al. Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil [J]. *Applied Soil Ecology*, 2022,176:104486.
- [31] Zhang Y, Gao T, Kang S, et al. Current status and future perspectives of microplastic pollution in typical cryospheric regions [J]. *Earth-Science Reviews*, 2022,226:103924.
- [32] Li J, Zhang K, Zhang H. Adsorption of antibiotics on microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2018,237:460–467.
- [33] Liu X, Shi H, Xie B, et al. Microplastics as both a sink and a source of bisphenol A in the marine environment [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019,53(17):10188–10196.
- [34] Ateia M, Zheng T, Calace S, et al. Sorption behavior of real microplastics (MPs): Insights for organic micropollutants adsorption on a large set of well-characterized MPs [J]. *Science of The Total Environment*, 2020,720:137634.

- [35] Cormier B, Borchet F, Kärman A, et al. Sorption and desorption kinetics of PFOS to pristine microplastic [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022,29(3):4497–4507.
- [36] Mejías C, Martín J, Santos J L, et al. Adsorption of perfluoroalkyl substances on polyamide microplastics: Effect of sorbent and influence of environmental factors [J]. *Environmental Research*, 2023, 216:114834.
- [37] Liu X, Xu J, Zhao Y, et al. Hydrophobic sorption behaviors of 17 β -Estradiol on environmental microplastics [J]. *Chemosphere*, 2019,226:726–735.
- [38] Meng L, Tian H, Lv J, et al. Influence of microplastics on the photodegradation of perfluorooctane sulfonamide (FOSA) [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2023,127:791–798.
- [39] Desforges J W, Galbraith M, Dangerfield N, et al. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014,79(1):94–99.
- [40] Zhang S, Chen K, Li W, et al. Varied thyroid disrupting effects of perfluorooctanoic acid (PFOA) and its novel alternatives hexafluoropropylene-oxide-dimer-acid (GenX) and ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoate (ADONA) in vitro [J]. *Environment International*, 2021,156:106745.
- [41] Yang H, Dong H, Huang Y, et al. Interactions of microplastics and main pollutants and environmental behavior in soils [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,821:153511.
- [42] Hori H, Hayakawa E, Yamashita N, et al. High-performance liquid chromatography with conductimetric detection of perfluorocarboxylic acids and perfluorosulfonates [J]. *Chemosphere*, 2004,57(4):273–282.
- [43] Maimaiti A, Deng S, Meng P, et al. Competitive adsorption of perfluoroalkyl substances on anion exchange resins in simulated AFFF-impacted groundwater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 348:494–502.
- [44] 许伯乐. 土水环境中微塑料对有机污染物的吸附行为及机理 [D]. 浙江:浙江大学, 2021.
- Xu B. Sorption of organic contaminants by microplastic in water and soil: behavior and mechanisms [D]. Zhejiang: Zhejiang University, 2021.
- [45] Seeley M E, Song B, Passie R, et al. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling [J]. *Nature Communications*, 2020,11(1):2372.
- [46] Chukanov N, Chervonnyi A. IR spectra of minerals and related compounds, and reference samples' data [M]. Russia:Russian Academy of Sciences, 2016:14–17.
- [47] Xu B, Huang D, Liu F, et al. Contrasting effects of microplastics on sorption of diazepam and phenanthrene in soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021,406:124312.
- [48] Liu J, Qin J, Zhu L, et al. The protective layer formed by soil particles on plastics decreases the toxicity of polystyrene microplastics to earthworms (*Eisenia fetida*) [J]. *Environment International*, 2022, 162:107158.
- [49] Li J, Guo K, Cao Y, et al. Enhance in mobility of oxytetracycline in a sandy loamy soil caused by the presence of microplastics [J]. *Environmental Pollution*, 2021,269:116151.
- [50] Koelmans A A, Bakir A, Burton G A, et al. Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment: Critical review and model-supported reinterpretation of empirical studies [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016,50(7):3315–3326.
- [51] Luo Y, Zhang Y, Xu Y, et al. Distribution characteristics and mechanism of microplastics mediated by soil physicochemical properties [J]. *Science of The Total Environment*, 2020,726:138389.
- [52] Yu B, Zhao T, Gustave W, et al. Do microplastics affect sulfamethoxazole sorption in soil? Experiments on polymers, ionic strength and fulvic acid [J]. *Science of The Total Environment*, 2023,860:160221.
- [53] Uriakhil M A, Sidnell T, De Castro Fernández A, et al. Per- and poly-fluoroalkyl substance remediation from soil and sorbents: A review of adsorption behaviour and ultrasonic treatment [J]. *Chemosphere*, 2021,282:131025.
- [54] Chen X, Gu X, Bao L, et al. Comparison of adsorption and desorption of triclosan between microplastics and soil particles [J]. *Chemosphere*, 2021,263:127947.
- [55] Wang X, Zhang R, Li Z, et al. Adsorption properties and influencing factors of Cu(II) on polystyrene and polyethylene terephthalate microplastics in seawater [J]. *Science of The Total Environment*, 2022,812:152573.
- [56] Chen S, Tan Z, Qi Y, et al. Sorption of tri-n-butyl phosphate and tris(2-chloroethyl) phosphate on polyethylene and polyvinyl chloride microplastics in seawater [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019,149: 110490.
- [57] Xu J, Hu Y, Li X, et al. Rapidly probing the interaction between sulfamethazine antibiotics and fulvic acids [J]. *Environmental Pollution*, 2018,243:752–757.
- [58] Nguyen T M H, Bräunig J, Thompson K, et al. Influences of chemical properties, soil properties, and solution pH on soil-water partitioning coefficients of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2020,54(24):15883–15892.
- [59] Gu B, Schmitt J, Chen Z, et al. Adsorption and desorption of different organic matter fractions on iron oxide [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1995,59(2):219–229.

作者简介: 杜钰赞(1999-),男,重庆人,重庆交通大学硕士研究生,主要从事环境功能材料及水污染控制研究.1172594903@qq.com.