

迟杰, 邢海文, 张海彤, 等. 不同粒径生物炭和微塑料共存对菲吸附的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(3): 616-621.

CHI J, XING H W, ZHANG H T, et al. Effects of the coexistence of biochar and microplastic in different particle sizes on phenanthrene sorption[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(3): 616-621.



开放科学 OSID

不同粒径生物炭和微塑料共存对菲吸附的影响

迟杰, 邢海文, 张海彤, 童银栋

(天津大学环境科学与工程学院, 天津 300350)

摘要:为研究环境中生物炭和微塑料之间的相互作用对有机污染物吸附产生的影响,选取两种粒径范围[0.85~2.00 mm(L)和0.11~0.18 mm(S)]的小麦秸秆生物炭(BC)和聚乙烯微塑料(PE),对其性质进行表征,并测定了吸附平衡溶液中溶解性有机碳的浓度和组成,研究了其单独和共存时吸附菲的行为。结果表明:同种颗粒物不同粒径间的差异主要体现在总比表面积、孔结构和表面官能团数量;SBC的总比表面积($216.32 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)约是LBC($2.31 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)的100倍,而LBC的平均孔径(8.92 nm)约是SBC(2.28 nm)的4倍;SPE的总比表面积($0.17 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)是LPE($0.07 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)的2倍多。SBC羟基振动峰(3400 cm^{-1})的强度显著高于LBC;SPE亚甲基振动峰的强度高于LPE。吸附等温线结果显示,颗粒物对菲的吸附均符合 Freundlich 模型($R^2 > 0.94$);单一颗粒物吸附菲能力($\lg K_f$)的顺序为SBC>SPE>LPE>LBC;当生物炭与聚乙烯微塑料共存时吸附能力强于单一颗粒物,并且高于两相 Freundlich 模型预测值,说明菲在生物炭与聚乙烯微塑料混合颗粒物上的吸附不是独立的;同时,混合颗粒物吸附平衡溶液中溶解性有机碳的浓度和芳香度明显下降,并且溶解性有机碳浓度与颗粒物的 $\lg K_f$ 显著负相关,说明不同颗粒物对菲的吸附不仅受颗粒物表面性质的影响,还受溶解性有机碳的控制。

关键词:生物炭;微塑料;共存;吸附;溶解性有机碳;多环芳烃

中图分类号:TQ426;X505 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)03-0616-06 doi:10.11654/jaes.2021-0888

Effects of the coexistence of biochar and microplastic in different particle sizes on phenanthrene sorption

CHI Jie, XING Haiwen, ZHANG Haitong, TONG Yindong

(School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300350, China)

Abstract: Biochar and microplastics normally coexist in the environment, and the interactions between them can influence their sorption of organic pollutants. In this study, polyethylene (PE) and wheat straw biochar (BC) with particle size ranging between 0.85~2.00 mm and 0.11~0.18 cm were selected and named as LPE, SPE, LBC, and SBC, respectively. The properties of these particles were characterized. The concentration and composition of dissolved organic carbon in the equilibrium solution was determined, and the phenanthrene sorption behavior in response to single or mixed particles was studied. The results showed that there were significant differences in the total specific surface area, pore structure, and contents of the surface functional groups between particles of different sizes. The total specific surface area of SBC ($216.32 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) was approximately 100 times as much as that of LBC ($2.31 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$). The average pore diameter of LBC (8.92 nm) was approximately 4 times as much as that of SBC (2.28 nm). The total specific surface area of SPE ($0.17 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) was as much as double of that of LPE ($0.07 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$). As expected, the peak intensity of —OH vibrations in SBC (3400 cm^{-1}) was stronger than that in LBC and the peak intensity of the —CH₂ vibrations was stronger in SPE than in LPE. The sorption isotherms demonstrated that phenanthrene sorption on particles, fit well with the Freundlich model ($R^2 > 0.94$). The sorptive ability ($\lg K_f$) of a single particle of phenanthrene, was in the order of SBC>SPE>LPE>LBC. When BC and PE microparticles coexist, the $\lg K_f$ value was higher than what was predicated by the sum of the

收稿日期:2021-08-07 录用日期:2021-10-14

作者简介:迟杰(1964—),女,天津人,博士,教授,主要研究方向为环境化学。E-mail:cjjechi@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(41977324)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China(41977324)

independent sorption values of BC and PE, indicating that the sorption of phenanthrene on mixed particles does not occur independently; meanwhile, the concentration and aromaticity of dissolved organic carbon was largely reduced. Additionally, concentration of dissolved organic carbon was negatively correlated with the $\lg K_f$ value. These results all suggest that phenanthrene sorption on different particles is affected not only by the surface properties of the particles, but also by the amount of dissolved organic carbon present.

Keywords: biochar; microplastic; coexistence; sorption; dissolved organic carbon; polycyclic aromatic hydrocarbon

不同种类的颗粒物(如微塑料和碳质材料)通过产品制造和使用被释放到环境中。通常许多颗粒物会具有粒径小、比表面积大的特点,对有机污染物具有较强的吸附作用^[1]。实际环境中共存的不同种类颗粒物对环境中的污染物产生竞争吸附。颗粒物还能向环境中释放溶解性有机碳(DOC),例如,生物炭释放的DOC可达生物炭质量的3%,是生物炭的重要组成部分^[2]。据报道,高温热解炭释放的DOC贡献了全球地表水中约10%的总有机碳^[3]。此外,微塑料也会释放DOC^[4]。因此,颗粒物与DOC相互作用可能改变水中DOC的浓度和组成,影响有机污染物在水相的溶解性,进而影响颗粒物对污染物的吸附作用。

粒径大小是颗粒物的重要物理特性,会影响颗粒物的表面特征(如孔结构和比表面积),进而影响其吸附能力^[4-5]。WANG等^[6]测定了粒径为微米、亚微米和纳米级的聚苯乙烯塑料对硝基苯和菲的吸附,发现除了纳米级塑料的吸附系数(K_d)因聚集下降外,其余粒径塑料的 K_d 值随粒径的增加而下降。此外,不同粒径颗粒物释放的DOC浓度不同^[7]。颗粒物吸附是影响有机污染物生物可利用性的重要因素,将最终导致其持久性和环境风险的变化。因此,有必要研究不同粒径、不同种类颗粒物共存对污染物吸附的影响。

菲是一种典型多环芳烃化合物,在环境中被普遍检出,环境风险较高,属于持久性有机污染物^[8]。本研究选取了两种不同粒径范围的小麦秸秆生物炭(热解温度为400℃)和聚乙烯微塑料,并对这4种颗粒物进行了表征。选择菲为受试污染物,研究了生物炭和聚乙烯微塑料单独或共存时对菲的吸附行为,测定了吸附平衡后溶液中DOC的浓度和组成,探究了不同粒径生物炭和聚乙烯微塑料共存对菲吸附的影响与机制。

1 材料与方法

1.1 实验材料

生物炭的制备:将干燥的小麦秸秆用蒸馏水冲洗后置于烘箱(70~80℃)中过夜,干燥后用粉碎机粉碎。取一定量破碎后的秸秆粉末置于坩埚中,压实后

盖上坩埚盖,置于400℃马弗炉中炭化4h,升温速度为20℃·min⁻¹。待其冷却至室温后取出,对炭化固体研磨后筛分。设置0.85~2.00mm和0.11~0.18mm两种不同粒径范围,分别命名为LBC和SBC。

微塑料的准备:聚乙烯微塑料购于东莞市中诚塑胶原料经营部。筛分粒径范围与生物炭相同,为0.85~2.00mm和0.106~0.180mm,分别命名为LPE和SPE。微塑料用甲醇浸泡、干燥后备用。

1.2 实验方法

分别称取5mg的SBC、LBC、SPE、LPE、SBC+SPE、SBC+LPE、LBC+SPE、LBC+LPE(加号表示两种不同种类颗粒物按照质量比1:1混合)加入到40mL的Agilent瓶中。随后加入40mL不同初始浓度的菲溶液(200~2600μg·L⁻¹,为了避免溶剂效应,甲醇的体积分数控制在0.2%以内),盖上盖子,置于25℃恒温摇床上,150r·min⁻¹、避光条件下振荡3d(吸附动力学预实验结果显示不同粒径颗粒物吸附菲达到平衡的时间在24~60h之间)。将样品瓶取出静置30min,将其中溶液转移至玻璃离心管中,在4000r·min⁻¹下离心20min,取出上清液测定菲的浓度。所有实验做3个平行。

测定DOC浓度和组成的实验溶液中不含菲,只加吸附剂。其余实验步骤同上。所有实验做3个平行。

1.3 分析方法

分别采用Bruner-Emmett-Teller(BET)法、红外光谱仪和元素分析仪测定生物炭和聚乙烯微塑料样品的比表面积、表面官能团和元素组成。采用pH计测定生物炭样品的pH值(固水比=1:20, *m/V*)。

采用TOC分析仪测定上清液中DOC浓度。采用紫外-可见分光光度计(200~600nm)测定上清液中DOC的紫外-可见吸收光谱,用得到的紫外-可见吸收光谱结果计算254nm处的比吸收系数SUVA₂₅₄、254nm和365nm波长下吸收系数的比值 E_2/E_3 ,以及275nm与295nm之间的光谱斜率系数 $S_{275-295}$ ^[9]。

用高效液相色谱测定上清液中菲的浓度。采用C₁₈(4.6mm×150mm)色谱柱,配荧光(2475FLR)检测器,柱温25℃,流动相为10%超纯水与90%色谱纯甲

醇,流速为 $1 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,进样量为 $10 \mu\text{L}$ 。

用 Freundlich 吸附模型描述菲在颗粒物上的吸附:

$$\lg Q = \lg K_f + N \times \lg C_e \quad (1)$$

式中: C_e 为水相菲的平衡浓度, $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$; Q 为颗粒物的平衡吸附量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; K_f 为吸附能力系数, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot (\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})^{-N}$; N 表示吸附的非线性程度。

假设生物炭与聚乙烯微塑料共存时对菲的吸附相互不干扰,那么共存体系对菲的吸附理论上可以用各自的 Freundlich 模型简单相加来描述^[10],即:

$$Q = f_{\text{BC}} \times K_{f,\text{BC}} \times C_e^{N_{\text{BC}}} + f_{\text{PE}} \times K_{f,\text{PE}} \times C_e^{N_{\text{PE}}} \quad (2)$$

式中: f_{BC} 和 f_{PE} 分别表示生物炭和聚乙烯微塑料在共存体系中的质量分数; $K_{f,\text{BC}}$ 与 $K_{f,\text{PE}}$ 分别表示生物炭和聚乙烯微塑料对菲的吸附能力系数; N_{BC} 和 N_{PE} 分别表示生物炭和聚乙烯微塑料吸附菲的非线性程度。

共存体系吸附系数 $K_d (\text{L} \cdot \text{kg}^{-1})$ 计算公式为:

$$K_d = Q/C_e = f_{\text{BC}} \times K_{f,\text{BC}} \times C_e^{N_{\text{BC}}-1} + f_{\text{PE}} \times K_{f,\text{PE}} \times C_e^{N_{\text{PE}}-1} \quad (3)$$

2 结果与讨论

2.1 生物炭和微塑料的表征

分析结果显示,两种不同粒径生物炭的 pH 值和元素组成差异不明显。LBC 和 SBC 的 pH 值分别为 10.39 和 10.30,均呈碱性。LBC 的 C、H、O 和 N 含量分别为 72.21%、3.06%、20.84% 和 0.55%; SBC 的 C、H、O 和 N 含量分别为 71.66%、3.02%、19.95% 和 0.57%。生物炭的理化性质与原材料及热解温度密切相关,由于两种粒径生物炭的原材料均为小麦秸秆,且热解温度相同,因此二者在这些理化性质上表现出一致性。但两种粒径生物炭的总比表面积和孔结构差异明显。SBC 的微孔表面积 ($90.64 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) 和总比表面积 ($216.32 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) 分别是 LBC 的微孔表面积 ($2.31 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) 和总比表面积 ($2.31 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) 的约 40 倍和 100 倍。LBC 的平均孔径 (8.92 nm) 约是 SBC (2.28 nm) 的 4 倍。两种不同粒径微塑料的比表面积同样差异明显。SPE 的总比表面积为 $0.17 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ 是 LPE ($0.07 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) 的 2 倍多。SPE 的微孔表面积为 $0.02 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$,但是在总比表面积中的占比较小,而 LPE 的微孔未检出。可见,不同粒径的同种颗粒物在比表面积和孔结构上显示出了较大的差异,整体呈现出小粒径的颗粒物比大粒径的颗粒物总比表面积大以及孔结构发达的规律。

图 1 为两种不同粒径的生物炭和聚乙烯微塑料的红外光谱图。从图中可以看出 SBC 与 LBC 的红外光谱图的主要吸收峰基本一致,表明虽然粒径不同,

但是主要的官能团一致。3 400 cm^{-1} 处的吸收峰属于醇类和酚类羟基 (O—H) 的伸缩振动峰; 2 920 cm^{-1} 处对应饱和烃 C—H 的伸缩振动峰; 1 610 cm^{-1} 处的吸收峰属于芳环的碳碳双键 (C=C) 或酮、醛类以及羧化物的羰基 (C=O) 伸缩振动峰; 1 375 cm^{-1} 处的吸收峰属于 —OH 伸缩振动峰; 1 122 cm^{-1} 处属于 C—O—C 所对应的芳环振动^[11]。但是 SBC 与 LBC 在部分官能团波长处的吸光强度有所差距,如, 3 400 cm^{-1} 羟基处 SBC 比 LBC 的吸光度高。SPE 与 LPE 在 2 920、2 850、1 467 cm^{-1} 和 721 cm^{-1} 处均出现了聚乙烯的亚甲基振动峰^[12]。SPE 吸收峰的强度整体高于 LPE。这是因为较大的比表面积会负载更多数量的官能团,导致小粒径的颗粒物官能团数量有所上升。

2.2 DOC 成分分析

表 1 显示了吸附达平衡时不同粒径生物炭和聚乙烯微塑料溶液中 DOC 的浓度,可见,单一生物炭吸附平衡溶液中 DOC 浓度显著高于单一聚乙烯微塑料溶液。两种颗粒物共存时溶液 DOC 浓度大幅低于相应的单一微塑料和生物炭溶液 DOC 浓度加和的二分之一。表中 DOC 浓度范围与文献报道一致^[9,13]。

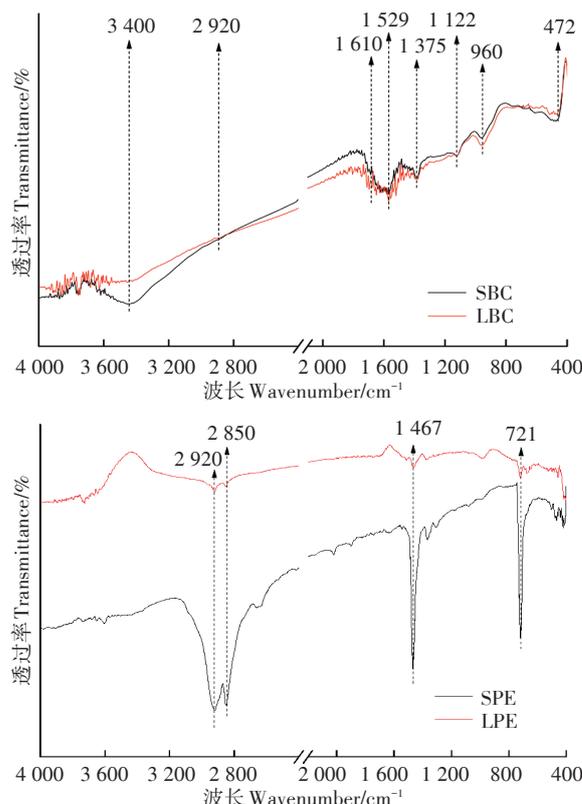


图 1 不同粒径生物炭和聚乙烯微塑料的红外光谱图

Figure 1 FTIR spectra of biochar and polyethylene microplastic particles with different sizes

表1 不同粒径不同类型溶液中DOC浓度和紫外-可见吸收光谱参数

Table 1 DOC concentrations and their UV-vis spectroscopic parameters in solutions with different sizes and types of particles

吸附材料 Sorbent	DOC浓度 DOC concentration/(mg·g ⁻¹)	SUVA ₂₅₄	E ₂ /E ₃	S ₂₇₅₋₂₉₅
SBC	4.82±0.03c	10.89±0.16b	2.83±0.06e	0.011 8±0.000 5c
LBC	8.68±0.18a	13.78±0.03a	2.65±0.04f	0.010 2±0.000 2d
SPE	0.73±0.07e	0.31±0.01f	6.00±0.11b	0.144 3±0.000 6b
LPE	5.80±0.04b	0.36±0.08f	7.00±0.13a	0.195 0±0.001 0a
SBC+SPE	0.12±0.05g	9.60±0.13d	3.73±0.08c	0.012 4±0.000 8c
SBC+LPE	0.45±0.07f	7.91±0.06e	3.49±0.02d	0.012 1±0.000 5c
LBC+SPE	1.77±0.17d	10.12±0.17c	2.34±0.02g	0.011 5±0.000 2c
LBC+LPE	2.06±0.22d	10.61±0.19b	2.17±0.01h	0.010 8±0.000 3d

注:不同小写字母表示不同处理之间差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters indicate significant difference among different treatments ($P<0.05$).

DOC的紫外-可见吸收光谱参数如表1所示。单一聚乙烯微塑料的SUVA₂₅₄值是所有材料中最小的,接近0。单一生物炭溶液的SUVA₂₅₄值显著高于单一聚乙烯微塑料。其中,SBC的SUVA₂₅₄值小于LBC。生物炭与聚乙烯微塑料共存时SUVA₂₅₄值小于单一生物炭,并且LBC+SPE和LBC+LPE的SUVA₂₅₄值高于SBC+SPE和SBC+LPE。光谱吸收比(E_2/E_3)和光谱斜率系数($S_{275-295}$)均呈现与SUVA₂₅₄大致相反的规律。

SUVA₂₅₄值是广泛用作表征溶液中DOC芳香族丰度的指标,与芳香族碳的C=C键、C=O键和类腐殖质有机物大分子相关^[9],其数值越高,说明DOC溶液中腐植酸含量和相对分子质量越高。 E_2/E_3 也能反映DOC分子量大小,与DOC的芳香度和分子量成反比^[14]。当 E_2/E_3 较高时(>3.5),DOC相对分子量较小,富里酸含量较多;反之则相对分子量较大,腐植酸含量较高。 $S_{275-295}$ 进一步用于表征DOC的芳香性和分子量^[9], $S_{275-295}$ 的下降表明分子量增加。光谱斜率比单独的吸收值更能深入了解DOC的平均特征^[9]。结合上述各参数的表征意义可知,单一生物炭较高的SUVA₂₅₄值以及较低的 $S_{275-295}$ 和 E_2/E_3 表明其DOC的芳香度较高,相对分子量较大,腐植酸含量较多,其中LBC的芳香度略高于SBC,单一聚乙烯微塑料的DOC芳香度较低,相对分子量较小。此外,有研究表明DOC的SUVA₂₅₄值大于4表示DOC组成主要为疏水性物质,尤其是芳香族物质,而SUVA₂₅₄值小于3则表示主要为亲水性物质^[9]。表1数据显示,除单一聚乙烯微塑料外,其他吸附材料的SUVA₂₅₄值均大于4,表明DOC中主要含有疏水性芳香类物质。造成生物炭与微塑料的DOC成分差异的原因可能是二者的自身性质。聚乙烯由乙烯单体聚合而成,分子结构中不含有苯环,芳香性较低,因此水可提取的DOC浓度较低^[13]。

而生物炭是在高热解温度下制备的具有较高芳香性的材料。值得注意的是,生物炭与聚乙烯微塑料共存时溶液DOC浓度低于相应的单一生物炭与单一微塑料溶液DOC浓度加和的二分之一,这说明生物炭与聚乙烯微塑料共存削弱了各自单一的作用。有研究证实微塑料可以吸附水相DOC,尤其是腐植酸和富里酸^[15]。生物炭提取液的主要成分为腐植酸,疏水性较高,因此聚乙烯微塑料可能会吸附生物炭释放出的DOC,进而降低溶液DOC浓度。

2.3 不同粒径生物炭和微塑料对菲的吸附

菲在不同粒径生物炭和聚乙烯微塑料上的吸附等温线如图2所示,吸附等温线与Freundlich模型吻合良好($R^2>0.94$),模型拟合结果见表2。虽然聚乙烯微塑料的比表面积显著低于生物炭,孔结构不发达,但是SBC与SPE吸附菲的能力($\lg K_f$)接近。因为菲的分子尺寸为 $0.803 \text{ nm} \times 1.175 \text{ nm}$ ^[16],菲可以进入SBC的微孔而被吸附,但SPE微孔面积很小,这说明孔结构不是影响生物炭与聚乙烯微塑料吸附差异的主导因素。事实上,除了孔结构,材料本身的化学性质也对其吸附性能有决定性的影响。聚乙烯较强的吸附能力可能是由于其分子段具有更大的节段迁移率和自由体积,有利于溶质向聚合物中扩散^[4]。另外,生物炭释放的DOC可以增加有机污染物的水溶解度,降低生物炭对污染物的吸附作用^[17]。

对于同种类型颗粒物, $\lg K_f$ 呈现出小粒径大于大粒径的趋势,这与文献结果一致^[5]。BET结果显示,SBC的总比表面积和微孔表面积均远高于LBC,较高的比表面积决定了单位质量吸附位点数目较多,因此SBC表现出更强的吸附能力。同样,SPE的总比表面积略高于LPE,这也是SPE吸附菲的能力强于LPE的原因。但粒径对生物炭吸附菲的影响明显大于对聚

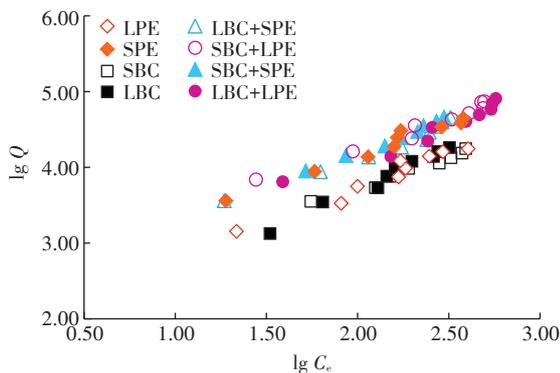


图2 不同粒径颗粒物吸附菲的等温线

Figure 2 Sorption isotherms of phenanthrene on particles of different sizes

乙烯微塑料的影响(表2)。例如,SBC与LBC的 $\lg K_f$ 差值(1.113)约是SPE与LPE的差值(0.615)的2倍。这是因为生物炭的比表面积随粒径的变化远大于聚乙烯微塑料。

生物炭与聚乙烯微塑料1:1共存时,除LBC+SPE吸附能力($\lg K_f$)略小于SPE外,混合颗粒物吸附菲的能力均强于相应的单一颗粒物。同时,SBC与聚乙烯微塑料共存时非线性 N 值介于单一生物炭和单一微塑料之间;LBC与聚乙烯微塑料共存时非线性 N 值接近微塑料。将生物炭与聚乙烯微塑料的吸附系数代入两相Freundlich模型公式(3)中,得出不同平衡浓度下的 $\lg K_d$ 值(图3)。可以看出,生物炭与聚乙烯微塑料共存时吸附菲的能力不是简单的加和关系,实测 $\lg K_d$ 值高于双模型计算值。这说明生物炭与聚乙烯微塑料共存增大了对菲的吸附。有研究认为,DOC可以影响生物炭和微塑料对有机污染物的吸附^[4,17]。

表2 不同粒径颗粒物吸附菲的Freundlich模型参数

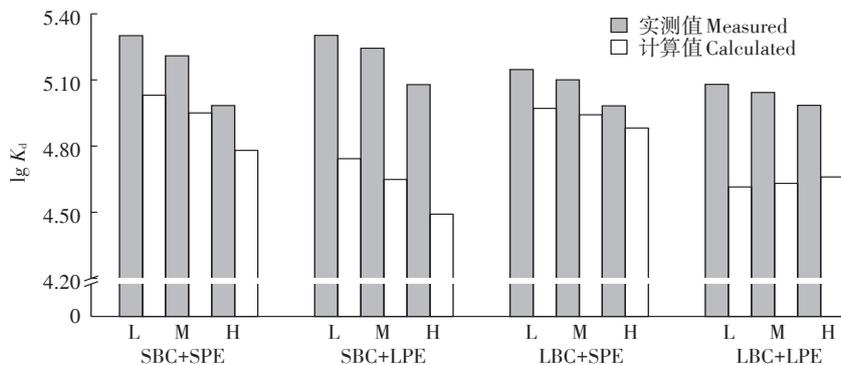
Table 2 Freundlich model parameters of sorption isotherms of phenanthrene on particles of different sizes

吸附材料 Sorbent	N	$\lg K_f$	R^2
SBC	0.624	2.525	0.967
LBC	1.129	1.412	0.981
SPE	0.826	2.466	0.977
LPE	0.923	1.851	0.953
SBC+SPE	0.723	2.758	0.974
SBC+LPE	0.801	2.621	0.972
LBC+SPE	0.848	2.401	0.968
LBC+LPE	0.914	2.232	0.946

与单一生物炭相比,生物炭与聚乙烯微塑料共存时水相DOC浓度、腐殖化程度与芳香度均减弱(表1),这会降低菲的水溶解度,增强混合颗粒物对菲的吸附能力。同时,微塑料自身的吸附能力也可能因此发生改变^[18]。根据表1数据可知,吸附到微塑料上的DOC腐殖化程度和芳香度较高,这将有助于微塑料对菲的吸附,增强混合颗粒物对菲的吸附能力。将不同颗粒物的数据做相关性分析,结果显示吸附平衡溶液DOC浓度与 $\lg K_f$ 值显著负相关($r=-0.882, n=24, P=0.004$),说明颗粒物对菲的吸附不仅受颗粒物表面性质的影响,还受DOC的控制。

3 结论

(1)不同粒径生物炭的pH值和元素组成差异不明显,但是同种颗粒物不同粒径间的比表面积、孔结构和表面官能团数量差异较大,整体呈现出小粒径颗粒物比大粒径颗粒物总比表面积大、孔结构更发达和



L, M和H分别代表水相菲的平衡浓度为59、118、590 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$
L, M and H represent water equilibrium concentrations of phenanthrene at 59, 118 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and 590 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$

图3 混合颗粒物吸附菲的 $\lg K_d$ 实测值与计算值对比

Figure 3 Comparison of measured and calculated $\lg K_d$ values of phenanthrene sorbed by mixed particles

官能团数量更多的规律。

(2)不同颗粒物吸附平衡溶液中DOC的浓度和组成差异很大。单一生物炭吸附平衡溶液DOC浓度和芳香度均高于单一聚乙烯微塑料溶液;相比单一颗粒物,混合颗粒物吸附平衡溶液中DOC的浓度和芳香度明显下降。

(3)不同颗粒物对菲的吸附符合Freundlich吸附模型。对于同种颗粒物,小粒径颗粒物吸附菲的能力强于大粒径颗粒物;两种颗粒物1:1混合后增大了对菲的吸附。不同颗粒物对菲的吸附能力($\lg K_f$)与吸附平衡溶液DOC浓度显著负相关,说明颗粒物对菲的吸附不仅受颗粒物表面性质的影响,还与溶液DOC有关。

参考文献:

- [1] ZHANG F, ZHAO D, CHI J. Impact of different environmental particles on degradation of dibutyl phthalate in coastal sediments with and without *Cylindrothecaclosterium*[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 261: 114228.
- [2] QU X, FU H, MAO J, et al. Chemical and structural properties of dissolved black carbon released from biochars[J]. *Carbon*, 2016, 96: 759–767.
- [3] JAFFÉ R, DING Y, NIGGEMANN J, et al. Global charcoal mobilization from soils via dissolution and riverine transport to the oceans[J]. *Science*, 2013, 340(6130): 345–347.
- [4] MEI W, CHEN G, BAO J, et al. Interactions between microplastics and organic compounds in aquatic environments: A mini review[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 736: 139472.
- [5] VELZEBOER I, KWADIJK C J A F, Koelmans A A. Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(9): 4869–4876.
- [6] WANG J, LIU X, ZHANG Z, et al. Size effect of polystyrene microplastics on sorption of phenanthrene and nitrobenzene[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 173: 331–338.
- [7] HAMEED R, CHENG L, YANG K, et al. Endogenous release of metals with dissolved organic carbon from biochar: Effects of pyrolysis temperature, particle size, and solution chemistry[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 255: 113253.
- [8] MENG Y, LIU X H, LU S, et al. A review on occurrence and risk of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lakes of China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 2497–2506.
- [9] LI G, KHAN S, IBRAHIM M, et al. Biochars induced modification of dissolved organic matter (DOM) in soil and its impact on mobility and bioaccumulation of arsenic and cadmium[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 348: 100–108.
- [10] ZHANG W, SUN H, WANG L. Influence of the interactions between black carbon and soil constituents on the sorption of pyrene[J]. *Soil and Sediment Contamination*, 2013, 22(4): 469–482.
- [11] SCHWANNINGER M, RODRIGUES J C, PEREIRA H, et al. Effects of short-time vibratory ball milling on the shape of FTIR spectra of wood and cellulose[J]. *Vibrational Spectroscopy*, 2004, 36(1): 23–40.
- [12] PENG-UBOL T, PHINYOCHEEP P, DANIEL P, et al. Plasma-treated polyethylene film: A smart material applied for *Salmonella Typhimurium* detection[J]. *Materials Science & Engineering C-Materials for Biological Applications*, 2012, 32(8): 2641–2648.
- [13] LEE Y K, ROMERA-CASTILLO C, HONG S, et al. Characteristics of microplastic polymer-derived dissolved organic matter and its potential as a disinfection byproduct precursor[J]. *Water Research*, 2020, 175: 115678.
- [14] LIU C H, CHU W, LI H, et al. Quantification and characterization of dissolved organic carbon from biochars[J]. *Geoderma*, 2019, 335: 161–169.
- [15] ABDURAHMAN A, CUI K, WU J, et al. Adsorption of dissolved organic matter (DOM) on polystyrene microplastics in aquatic environments: Kinetic, isotherm and site energy distribution analysis[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 198: 110658.
- [16] FERREIRA J A, NASCIMENTO O R, MARTIN-NETO L. Hydrophobic interactions between spin-label 5-SASL and humic acid as revealed by ESR spectroscopy[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35: 761–765.
- [17] ANYIKA C, MAJID Z A, IBRAHIM Z, et al. The impact of biochars on sorption and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils: A review[J]. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2015, 22(5): 3314–3341.
- [18] XU B, LIU F, BROOKES P C, et al. Microplastics play a minor role in tetracycline sorption in the presence of dissolved organic matter[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 240: 87–94.