

KOH-苯甲酸改性生物炭 吸附芳香类 VOCs 的研究

吴凡,郝晓霞,张明美,王新*

(中石化(大连)石油化工研究院有限公司,辽宁大连116045)

摘要:使用 KOH 作为活化剂与小麦秸秆进行球磨后,放入管式炉中进行热解得到秸秆生物炭(AWS),将其酸洗后再使用苯甲酸(BA)进行化学改性,得到 AWS-BA。KOH 的活化使生物质原料中的木质素和纤维素结构被分解,让更多的活性位点暴露在材料表面,KOH 处理后的 AWS 的比表面积为对照组的 1.85 倍。改性后的生物炭在对高毒性芳香类 VOCs 的吸附容量显著提高,其吸附甲苯和对二甲苯的吸附容量分别为 159.2 mg/g 和 204.1 mg/g。经 5 次吸附-解吸实验后,改性生物炭的吸附容量仍保持在初始的 90% 以上。改性后的生物炭含有丰富的微孔和介孔结构,具有良好的吸附能力和再生性能,可以作为一种低成本处理 VOCs 的有效手段。

关键词:生物炭;改性;芳香类 VOCs;吸附;小麦秸秆

中图分类号:X511

文献标志码:A

文章编号:0253-4320(2026)03-0175-05

DOI:10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2026.03.028

Study on adsorption of aromatic VOCs on KOH-benzoic acid modified biochar

WU Fan, HAO Xiao-xia, ZHANG Ming-mei, WANG Xin*

(SINOPEC(Dalian)Research Institute of Petroleum and Petrochemicals Co., Ltd., Dalian 116045, China)

Abstract:The straw biochar (AWS) was obtained by ball milling wheat straw with KOH as an activator, followed by pyrolysis in a tube furnace. After acid washing, the AWS was chemically modified with benzoic acid (BA) to obtain AWS-BA. The lignin and cellulose structures in biomass raw materials can be decomposed when KOH as an activator. Besides, more active sites are exposed on the surface of the material. The specific surface area of AWS is 1.85 times that of the wheat straw (the control group). The modified biochar exhibited significantly enhanced adsorption capacity for highly toxic aromatic VOCs, with adsorption capacities of 159.2 mg/g for toluene and 204.1 mg/g for p-xylene, respectively. Over five adsorption-desorption experiments, the adsorption capacity remained above 90% of the initial value. The modified biochar possesses abundant microporous and mesoporous structures, exhibiting excellent adsorption capability and regeneration performance, and can serve as an effective low-cost approach for VOCs treatment.

Key words:biochar; modification; aromatic VOCs; adsorption; wheat straw

生物炭是一种由生物质在无氧或缺氧条件下热解制成的多孔材料,作为控制 VOCs 排放的重要手段之一,具有成本低、可重复使用的优点^[1]。与活性炭和碳纳米管等其他碳基多孔材料相比,生物炭由于孔隙不发达、表面官能团较少,导致其对 VOCs 的吸附能力较差^[2]。

因此,开发一种高效、低成本的改性技术来提高生物炭的吸附效率具有重要意义。中国是一个农业大国,其中小麦秸秆的年产量约 4 000 万 t,将其有效利用是改善能源结构、降低 CO₂ 排放的途径。小麦秸秆在缺氧或无氧条件下可以高温热解碳化制备成小麦秸秆生物炭(Wheat Straw, WS)。

物理氧化和化学活化法目前被广泛应用于提高 WS 吸附 VOCs 的选择性和吸附容量。物理改性通常使用蒸汽、热处理和酸洗/水洗等物理方法来分解生物质中的无定形碳和晶体结构,从而提高吸附剂的比表面积、孔体积等参数^[3]。化学改性一般利用酸、碱、N₂、金属氧化物改性以及涂覆有机聚合物等方法在多孔材料表面形成功能化基团^[4]。使用物理-化学方法联合改性生物炭,在优化生物炭孔隙结构的同时提高其吸附容量和选择性。Feng 等^[5]通过热处理-化学活化联合法对玉米秸秆基生物炭进行了改性,改性后表面形成了分级多孔结构以及丰富的含 O、N 的官能团,使其对苯酚的吸附能力提

收稿日期:2025-05-30;修回日期:2025-12-22

基金项目:中国石化重点科技项目(323024)

作者简介:吴凡(1996-),女,硕士,助理研究员,研究方向为 VOCs 吸附材料的研发,wufan.fshy@sinopec.com;王新(1971-),男,本科,正高级工程师,研究方向为 VOCs 治理工艺的开发,通讯联系人,wx.fshy@sinopec.com。

高了 3.35 倍。Zhang 等^[6]将球磨后的玉米秸秆用 NH_4OH 改性,使对二甲苯的吸附容量由 27.3 mg/g 提高到 137.8 mg/g。尽管已经有研究致力于生物炭的物理和化学改性,但仍有更多的改性方法可以进一步提高改性生物炭的吸附性能。

本研究使用小麦秸秆热解制备的生物炭为原料,先与 KOH 球磨后共热解制备生物炭,再将其酸洗、水洗后用苯甲酸进行化学改性。首先对生物炭进行了元素分析,再结合高压气体吸附仪、扫描电子显微镜(SEM)和傅里叶红外光谱(FT-IR)等表征手段分析生物炭表面的物理化学特性并探究改性生物炭的作用机理,最后选取甲苯和对二甲苯为吸附质,考察生物炭的吸附以及再生性能。本研究首次使用 KOH -酸洗-苯甲酸处理的组合改性方法,用于解决生物炭作为 VOCs 吸附剂时孔隙结构不发达、表面官能团单一导致的吸附性能差的问题,同时增强了其对高毒性芳香类 VOCs 的选择性吸附。

1 实验部分

1.1 实验原料

本实验中使用的的小麦秸秆购自辽宁省沈阳市某农场,先进行破碎筛分处理,使其粒径在 0.5~1 mm 的范围内,然后放入 105℃ 的烘箱内烘干至恒重,得到生物质秸秆原料。经分析,秸秆中的灰分、挥发分和固定碳的占比分别为 6.32%、75.22% 和 18.46%。改性实验使用的氢氧化钾(KOH)、盐酸、苯甲酸(BA)以及吸附质甲苯、对二甲苯等试剂均购自阿拉丁公司,试剂纯度均为分析纯。

1.2 秸秆生物炭的制备

将秸秆与高纯片状 KOH 按 1:2 的质量比放入到玛瑙罐中。球磨参数为:材料与球质量比为 1:2,时间为 40 min,转速为 400 r/min。球磨后,将混合后的原料均匀平铺在瓷舟中送入管式炉中,设置管式炉的温控程序,炭化时始终保持 N_2 气氛,设置升温程序为:10℃/min 升温至 600℃,然后 5℃/min 继续升温至 800℃,在此温度下保持 60 min,降至常温后得到秸秆生物炭(Alkali-modified Wheat Straw, AWS)。将 AWS 浸渍到 1 mol/L 的盐酸中,在 100 r/min 下搅拌 3 h,脱除金属离子并清除杂质,然后用去离子水洗涤至中性并烘干。再将 AWS 浸渍到浓度为 0.4 mol/L 的苯甲酸溶液中,在 200 r/min 下搅拌 24 h,以提高芳香烃类 VOCs 的选择性吸附能力,反应完成后将生物炭洗涤至中性并烘干,得到 AWS-BA,制备流程如图 1 所示。

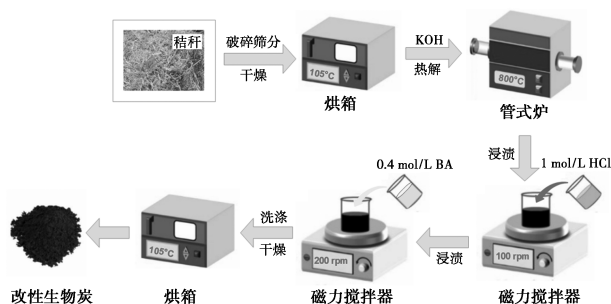


图 1 生物炭的制备流程示意图

1.3 表征测试

使用 Thermo Scientific 公司的 FlashSmart 元素分析仪对 CHNS/O 元素进行量化测试,使用 Micromeritics 公司的 ASAP 2020 HD8 孔隙结构分析仪通过 N_2 的吸/脱附等温线对生物炭的比表面积及孔容进行测定,使用美国 FEI 公司 Quanta 400 FEG 型号的扫描电镜进行 SEM 分析,使用 Thermo Fisher 公司的 Nicolet iS20 的傅里叶红外光谱仪在 400~4 000 cm^{-1} 波长范围内对生物炭的表面官能团进行 FT-IR 分析。

1.4 动态吸附实验

使用贝士德 BSD-MAB 多组分吸附穿透吸附仪进行材料的动态吸附评价实验,先利用蒸发器将液相污染物(甲苯、对二甲苯)汽化得到 VOCs 气体,以 He 为载气,通入到吸附柱中。样品在放入吸附柱后,先在 200℃ 的 N_2 气氛下进行活化 120 min,然后切换气路通入 VOCs 气体,出口的 VOCs 浓度使用在线质谱进行分析(图 2)。当出口浓度达到入口浓度的 95% 时,视为吸附饱和,吸附容量的计算公式如式(1)所示。饱和后,通入热 N_2 进行解吸,直至出口检测不到有机物视为解吸完成,吸附-解吸循环实验次数为 5 次。

$$Q_{n\text{吸附}} = Q_{n\text{入总}} - Q_{n\text{出总}} = q_{\text{总入}} \cdot C_{n0} \cdot \Delta T - \int_0^t [q_{\text{载气}} / (1 - \sum_1^N C_{ni})] \cdot C_{ni} dt \quad (1)$$

式中, $Q_{n\text{吸附}}$ 为吸附剂对吸附质 n 的吸附量, mL;

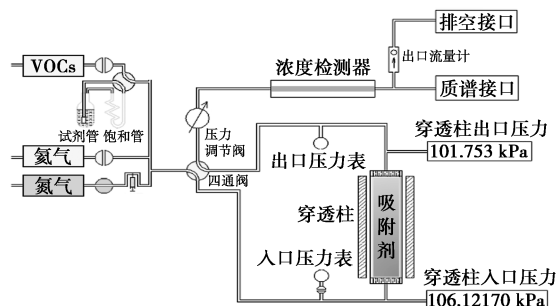


图 2 动态吸附实验的流程示意图(活化状态)

$Q_{n入总}$ 为吸附质 n 在 ΔT 时长内流入穿透柱的总流量, mL; $Q_{n出总}$ 为吸附质 n 在 ΔT 时长内流出穿透柱的总流量, mL; $q_{总入}$ 为穿透柱入口的气体总流速, mL/min; $q_{载气}$ 为载气流速, mL/min; C_m 为吸附质 n 在穿透柱出口某一时刻的百分浓度, %; ΔT 为吸附开始到结束的总时长, s。

2 结果与讨论

2.1 生物炭的表征分析

2.1.1 元素组成和孔结构性能分析

秸秆生物炭的 CHNS/O 元素分析结果如表 1 所示。生物质球磨后热解未改性得到的 WS (对照组) 中碳元素的含量为 72.58%。在与 KOH 球磨后热解生成的 AWS 中 C 元素的占比降低, 这是由于炭材料的表面被氧化, KOH 的羟基 ($-\text{OH}$) 与苯甲酸的 $-\text{C}(=\text{O})\text{OH}$ 基团与碳结合, 所以导致改性后样品的 O、H 含量的增加。苯甲酸进一步改性后, C 元素的含量略有下降。经碱-酸联合改性后, 材料表面引入大量含氧基团, 显著提高了极性, 同时增强了表面芳香性。

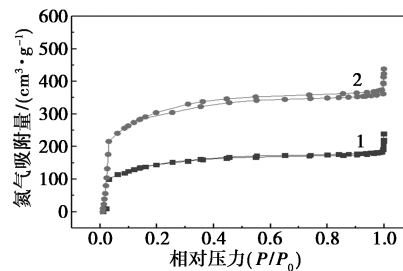
表 1 CHNS/O 和 BET 表面积的分析结果

材料	C/%	H/%	N/%	S/%	O/%	$S_{\text{BET}}/(\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1})$	孔容/ $(\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1})$
WS	72.58	3.13	0.58	0	23.70	482.36	0.28
AWS	68.63	4.28	0	0	27.07	893.09	0.49
AWS-BA	66.94	5.13	0	0	27.92	817.81	0.47

此外, 表 1 还对比了处理前后样品比表面积和孔容数据。在碱处理后比表面积和孔容明显地增大, 再经酸处理后略微下降。KOH 改性使生物炭的比表面积从 $482.36 \text{ m}^2/\text{g}$ 升高至 $893.09 \text{ m}^2/\text{g}$, 这是由于碱可以分解生物质原料中的木质素和纤维素结构, 提高了孔隙率并使更多的活性位点暴露在材料表面^[7]。经苯甲酸进一步改性处理后比表面积降低了 8.5% 左右, 推测可能的原因是苯甲酸分子被物理吸附到孔中或是在改性后的碳材料表面形成了新的含氧官能团使得孔结构被破坏并堵塞孔径。孔容的变化趋势与比表面积相同。BET 分析证明了碱改性使生物炭发生了孔道形成以及扩张过程, 可以有效提高比表面积和孔容。

生物炭的 N_2 吸附-脱附曲线如图 3 所示。根据 IUPAC 分类, 生物炭材料呈现出 IV 型 H4 型回滞环, 该类型相对于 I 型和 II 型吸附等温线的复合, 表明其具有丰富的微孔结构以及介孔结构^[8]。在

P/P_0 小于 0.05 时, N_2 的吸附量急剧上升, 这是由于微孔填充引起的, 在相同压力下, 改性得到的 AWS-BA 的 N_2 吸附量高于对照组的 WS, 这表明其具有更多的微孔结构。随着 P/P_0 的增大, AWS-BA 的氮气吸附曲线出现明显上翘, 说明生物炭表面存在一定的大孔结构^[9]。

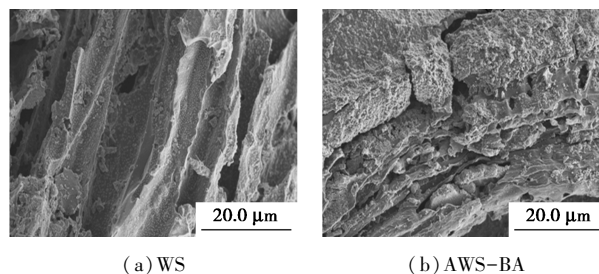


1—WS; 2—AWS-BA

图 3 氮气吸附-脱附等温线图

2.1.2 微观形貌分析

对原始生物炭 WS 和改性后的 AWS-BA 进行 SEM 的表征测试结果如图 4 所示, 在经 KOH 和 BA 处理后的生物炭表面形成了更多的孔隙结构, 这是由于 KOH 可以活化生物炭的碳层, 并分解秸秆中的纤维素, 使表面呈现出更多的孔洞和三维层状结构。



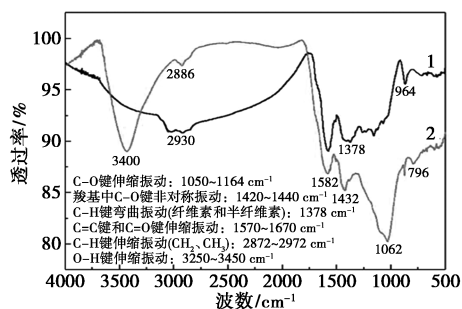
(a) WS (b) AWS-BA

图 4 SEM 表征图

2.1.3 化学结构分析

FT-IR 红外光谱的表征结果以及特征峰的信息图 5 所示。与原始的生物炭 (WS) 相比, 经处理后的生物炭 (AWS-BA) 中部分官能团的信号峰强度增强, 例如芳香基团中的 $\text{C}=\text{C}$ 键和羧基中的 $\text{C}=\text{O}$ 键 ($1570 \sim 1670 \text{ cm}^{-1}$)^[10]。FT-IR 图谱中这些吸收峰的增强, 说明了碱-酸改性对生物炭表面官能团具有一定影响。AWS-BA 位于 796 cm^{-1} 和 1432 cm^{-1} 峰的出现可能与 $\text{C}=\text{O}$ 键伸缩振动以及芳香酸 (一个苯环和一个羧基) 中 $-\text{OH}$ 的向外弯曲振动有关, 可以推测出苯甲酸改性后其基团成功引入生物炭表面^[11]。位于 3400 cm^{-1} 峰的增强与 $-\text{OH}$ 的伸缩振动有关, 这与盐酸的物理改性以及 KOH 的化学改性有关。通过 FT-IR 的分析可以证明经碱-酸处理后的样品表面的官能团数量大大提升, 更有利于对

VOCs 的化学吸附。



1—WS; 2—AWS-BA

图 5 FT-IR 图谱

2.2 吸附机理

改性前后的生物炭对芳香烃类 VOCs 的吸附机理如图 6 所示。生物炭对 VOCs 分子的吸附大部分是可逆的,主要包括物理的微孔填充作用以及多种相互作用力,例如静电引力(范德华力)、 $\pi-\pi$ 堆叠作用以及表面官能团间的相互作用力^[12]。

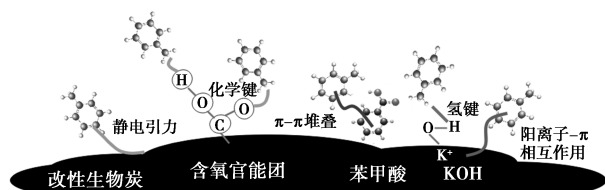


图 6 生物炭对芳香烃类 VOCs 的吸附机理

在生物炭吸附非极性分子时,在非极性碳与非极性 VOCs 分子间发生的静电作用力较弱但是较为普遍,这些相互作用是可逆的,由此可以比较容易地实现 VOCs 的回收和吸附剂的再生。 $\pi-\pi$ 堆叠作用是芳香类化合物与分子的共轭体系间的非共价键作用。当具有单双键交替的平面结构和富电子基团的芳香类化合物彼此接近时,会形成平面间平行且相互对齐的有序状态,这就是具有芳香环分子间的 $\pi-\pi$ 堆叠^[13]。因此,改性后表面具有富电子芳香环的生物炭在吸附芳香类 VOCs 时可以形成此类化学键,有助于提高生物炭的选择性吸附能力。此外,改性后生物炭表面存在大量羟基(—OH)、羧基(—COOH)和羰基(C=O)等极性基团,与极性 VOCs 之间存在氢键作用。

甲苯和对二甲苯这两种吸附质的分子动力学直径都在 5.9 Å 左右,有两个甲基(—CH₃)的对二甲苯与只有一个甲基官能团的甲苯相比,更容易与材料表面接触^[14]。因此,对二甲苯更大的相对分子质量和额外的甲基基团导致了生物炭对其更高的吸附容量。碱-酸改性不仅提高了生物炭的比表面积和

孔隙,结合 FT-IR 结果也可以看出利用 KOH 和苯甲酸改性后在可以表面引入更多的含氧官能团。这些生物炭表面的功能化结构可以提高吸附质在孔道中的吸附量,从而促进微孔填充作用。极性甲苯和对二甲苯分子通过氢键与 KOH 改性后生物炭表面的羟基结合,并且在富电子 π 体系和 KOH 之间形成阳离子- π 相互作用。吸附质分子与苯甲酸进一步改性后引入羰基的生物炭表面间不仅存在氢键作用,并且和富电子苯环之间存在 $\pi-\pi$ 堆积作用。总的来说,改性后的表面与芳香类 VOCs 分子之间存在多种物理和化学的相互作用力,有利于提高吸附容量和选择性。

2.3 吸附性能测试

本研究选用甲苯和对二甲苯为目标污染物,在固定床 N₂ 环境下进行吸附实验,结果如图 7 所示。改性后得到的 AWS-BA 生物炭对甲苯和对二甲苯的饱和吸附量分别为 159.2 mg/g 和 204.1 mg/g。本研究方法制备的生物炭与目前报道的改性生物炭对甲苯的吸附容量对比如表 2 所示。

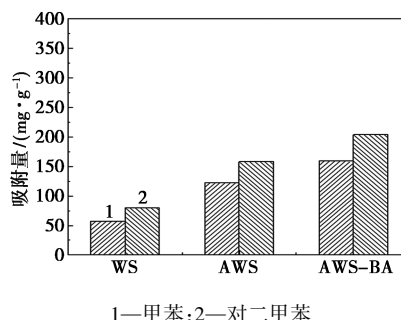


图 7 改性前后生物炭的吸附容量

表 2 AWS-BA 生物炭与其他生物炭吸附性能对比

生物炭来源	改性方法	比表面积/ (m ² ·g ⁻¹)	吸附容量/ (mg·g ⁻¹)
玉米秸秆	球磨-H ₂ O ₂	345.41	111.79
竹子	球磨	388.00	62.91
食物垃圾	KOH 活化	781.00	97.70
开心果壳	N 掺杂-K ₂ CO ₃ 活化	1831.00	523.00
玉米秸秆	微波	325.20	54.75
硬木	球磨	304.84	74.81
小麦秸秆	KOH-BA	817.81	159.20

生物炭的对二甲苯吸附量一般是甲苯的 1.1~1.6 倍,这是由于对二甲苯具有更高的分子量(106.16 g/mol)以及能使对二甲苯分子具有能优先与碳材料表面接触的对位取代结构。在 KOH 改性后得到的 AWS 对甲苯和对二甲苯的吸附容量分别为原始生物炭的 2.8 倍和 2.5 倍,这主要是与处理

后比表面积和孔容的增加有关。碱处理后由于孔结构的变化,提高了在吸附VOCs时微孔填充过程的效率,并且在碳材料表面引入了大量—OH,有利于对极性分子的吸附。苯甲酸可以在生物炭表面功能化地引入羟基和羧基,结合FT-IR的分析结果这两个官能团的弯曲振动提高了生物炭表面的化学活性,使得AWS-BA样品对甲苯和对二甲苯的吸附量提高。

2.4 循环吸附-解吸性能测试

可再生性能是评价吸附剂能否大规模商业化应用的重要指标。改性前后生物炭在5个连续的吸附-解吸后再生效率如图8所示。结果显示,本研究中制备的生物炭的再生效率在90.5%~94.5%之间,与其他研究中的生物炭相比有较好的再生效果^[1,15]。化学键的形成是碳基材料在吸附-解吸VOCs过程中发生不可逆现象的主要原因。在第1次循环后,再生效率下降的最为显著,原因是VOCs分子的第1次吸附后生物炭发生了明显的孔道堵塞或者表面官能团的变化,使生物炭的物理化学性质发生了改变^[16]。但是,不可逆的化学吸附仅存在于循环阶段的前期,然后即进入到一个相对平衡的稳态。结果可以说明随着吸附解吸过程的进行,不可逆化学键的影响逐渐减弱,VOCs在孔道中的不断累积的物理过程的影响逐渐占据主导。

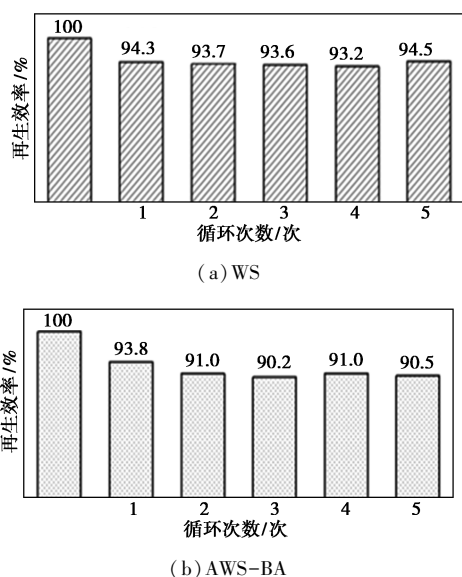


图8 改性前后生物炭的吸附-解吸效率

AWS-BA在5次循环后的再生效率从94.5%下降到90.5%,再生效率略低于未改性的WS,这是由于改性后的生物炭中有更多能进行不可逆的化学吸附的活性位点和选择性吸附芳香烃的官能团。

3 结论

(1)小麦秸秆与KOH球磨后热解制得AWS,再对其进行酸洗以去除表面沉积的无机物质和一些有机污染物,最后使用BA处理来促进生物炭的孔道扩张和在表面功能化基团的形成。碱改性后的生物炭比表面积显著提高,BA处理后略有降低,最终得到的AWS-BA改性生物炭具有丰富的微孔和介孔结构,其比表面积为原始生物炭的1.7倍。

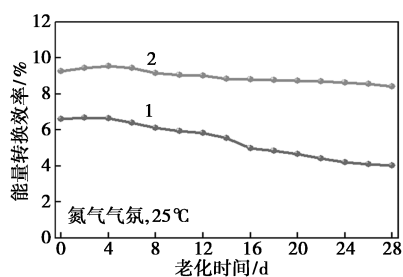
(2)AWS-BA表面形成了更多的含氧官能团,可以有效提高甲苯和对二甲苯的选择性吸附能力。改性后,甲苯的吸附容量从57.4 mg/g增加到AWS-BA的159.2 mg/g,对二甲苯的饱和吸附容量从80.6 mg/g增加到204.1 mg/g。对二甲苯更大的吸附容量是由于更高的相对分子质量和额外的甲基基团使其更容易与材料表面接触。

(3)AWS-BA的5次循环的再生效率在90.2%~93.8%之间,这说明本研究使用的改性方法得到的碳基吸附剂可以重复使用。生物炭原料成本低,因此其制得的VOCs吸附剂价格便宜,在进行改性后使其对芳香类VOCs有良好的吸附效果并且同时具有优良的再生性能,工业应用潜力良好。

参考文献

- [1] Zhang X, Gao B, Zheng Y, et al. Biochar for volatile organic compound (VOC) removal: Sorption performance and governing mechanisms [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 345(3): 606-614.
- [2] Xue C, Zhang A B. Adsorption of VOCs onto engineered carbon materials: A review [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 338(2): 102-123.
- [3] Zheng G, Wei K, Kang X, et al. A new attempt to control volatile organic compounds (VOCs) pollution-Modification technology of biomass for adsorption of VOCs gas [J]. *Environmental Pollution*, 2023, (12): 24-51.
- [4] 张嘉妮,肖海麟,刘鹏,等.挥发性有机物治理技术评估与展望[J]. *环境工程*, 2023, 41(9): 54-60.
- [5] Feng D D, Guo D W, Zhang Y, et al. Functionalized construction of biochar with hierarchical pore structures and surface O-/N-containing groups for phenol adsorption [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2021, 410(12): 77-87.
- [6] Zhang X Y, Miao X D, Xiang W, et al. Ball milling biochar with ammonia hydroxide or hydrogen peroxide enhances its adsorption of phenyl volatile organic compounds (VOCs) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 403(12): 235-248.
- [7] Guo Q, Jing W, Hou Y Q, et al. On the nature of oxygen groups for NH₃-SCR of NO over carbon at low temperatures [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 270: 41-49.
- [8] 梁妮,刘凯,孔颖,等.碳基材料与挥发性有机污染物相互作用行为和机制研究进展[J]. *环境工程*, 2023, 41(7): 260-270.

(下转第184页)



1—未优化;2—优化后

图 14 优化前后器件的稳定性

在放置 28 天后,器件的能量转换效率依旧保持初始效率的 90% 以上,而基础器件仅为初始效率的 60%,说明 BTAI 增强了量子点器件的稳定性。

3 结论

本研究使用一种短链配体苜基三甲基碘化铵,用 2 种优化方式对量子点进行修饰。在量子点粗溶液清洗的过程中将其加入到反溶剂乙酸甲酯中,然后用于清洗量子点,初步说明苜基三甲基碘化铵的引入是有效的。在量子点旋涂成膜结束后,立即使用苜基三甲基碘化铵的 2-戊醇溶液对薄膜进行后处理。结果表明苜基三甲基碘化铵提高了量子点的相稳定性,薄膜的湿度稳定性,提升了量子点太阳能电池的能量转换效率,在 N_2 气氛下,量子点电池放置 28 天后保持了初始效率的 90% 以上。

参考文献

- [1] Kojima A, Shirai Y, Miyasaka T. Organometal halide perovskites as visible-light sensitizers for photovoltaic cells[J]. *Journal of the American Chemical Society*, 2009, 131(17): 6050-6051.
- [2] Tan Z K, Moghaddam R S, Lai M L, et al. Bright light-emitting diodes based on organometal halide perovskite[J]. *Nature Nanotechnology*, 2014, 9(9): 687-692.
- [3] Dou L, Yang Y, You J, et al. Solution-processed hybrid perovskite

photodetectors with high detectivity[J]. *Nature Communications*, 2014, 5(1): 5404.

- [4] Swarnkar A, Marshall A R, Sanhira E M, et al. Quantum dot-induced phase stabilization of α -CsPbI₃ perovskite for high-efficiency photovoltaics[J]. *Science*, 2016, 354(6308): 92-95.
- [5] Sanhira E M, Marshall A R, Christians J A, et al. Enhanced mobility CsPbI₃ quantum dot arrays for record-efficiency, high-voltage photovoltaic cells[J]. *Science Advances*, 2017, 3(10): eaao4204.
- [6] Yuan J Y, Ling X F, Yang D, et al. Band-aligned polymeric hole transport materials for extremely low energy loss α -CsPbI₃ perovskite nanocrystal solar cells[J]. *Joule*, 2018, 2(11): 2450-2463.
- [7] Ling X F, Zhou S J, Yuan J Y, et al. 14.1% CsPbI₃ perovskite quantum dot solar cells via cesium cation passivation[J]. *Advanced Energy Materials*, 2019, 9(28): 1900721.
- [8] Ling X F, Yuan J Y, Zhang X L, et al. Guanidinium-assisted surface matrix engineering for highly efficient perovskite quantum dot photovoltaics[J]. *Advanced Materials*, 2020, 32(26): 2001906.
- [9] Jia D L, Chen J X, Mei X Y, et al. Surface matrix curing of inorganic CsPbI₃ perovskite quantum dots for solar cells with efficiency over 16% [J]. *Energy & Environmental Science*, 2021, 14(8): 4599-4609.
- [10] Jia D L, Chen J X, Zhuang R S, et al. Inhibiting lattice distortion of CsPbI₃ perovskite quantum dots for solar cells with efficiency over 16.6% [J]. *Energy & Environmental Science*, 2022, 15(10): 4201-4212.
- [11] Shi J W, Cohen K B, Zhang X L, et al. In situ iodide passivation toward efficient CsPbI₃ perovskite quantum dot solar cells[J]. *Nano-Micro Letters*, 2023, 15(1): 163.
- [12] Chen J X, Ye L H, Wu T, et al. Band engineering of perovskite quantum dot solids for high-performance solar cells[J]. *Advanced Materials*, 2024, 36(36): 2404495.
- [13] Li H F, Huang H H, Li D, et al. Buried interface engineering enables efficient and refurbished CsPbI₃ perovskite quantum dot solar cells[J]. *Energy & Environmental Science*, 2025, 18(2): 972-981.
- [14] Wetzelaer G J, Scheepers M, Sempere A M, et al. Trap-assisted non-radiative recombination in organic-inorganic perovskite solar cells[J]. *Advanced Materials*, 2015, 27(11): 1837-1841.
- [15] Jia D L, Chen J X, Yu M, et al. Dual passivation of CsPbI₃ perovskite nanocrystals with amino acid ligands for efficient quantum dot solar cells[J]. *Small*, 2020, 16(24): 2001772.
- [16] Yang S Z, Wang L, Gao L G, et al. Excellent moisture stability and efficiency of inverted all-inorganic CsPbIBr₂ perovskite solar cells through molecule interface engineering[J]. *ACS Applied Materials & Interfaces*, 2020, 12(12): 13931-13940. ■
- Combustion Science, 2023, (99): 101098.
- [13] Jin Z H, Wang B D, Ma L, et al. Air pre-oxidation induced high yield N-doped porous biochar for improving toluene adsorption[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, (385): 123843.
- [14] Khan A, Samaddar P, Kim K, et al. The potential of biochar as sorptive media for removal of hazardous benzene in air[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, (361): 1576-1585.
- [15] Cheng T Y, Bian Y, Li J J, et al. Nitrogen-doped porous biochar for selective adsorption of toluene under humid conditions[J]. *Fuel*, 2023, 334(1): 126452.
- [16] Xiang W, Zhang X Y, Cao C C, et al. Microwave-assisted pyrolysis derived biochar for volatile organic compounds treatment: Characteristics and adsorption performance[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 355: 1272742. ■

(上接第 179 页)

- [9] Shang X, Lei Y, Ouyang D, et al. Enhanced removal of 1,2,4-trichlorobenzene by modified biochar supported nanoscale zero-valent iron and palladium[J]. *Chemosphere*, 2020, 249: 126518.
- [10] Zhang J, Shao J H, Zhang X, et al. Molecular simulation of different VOCs adsorption on nitrogen-doped biochar[J]. *Fuel*, 2024, 372: 132127.
- [11] Sadegh F, Sadegh N, Wongjamaikul W. Adsorption of volatile organic compounds on biochar: A review[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2024, 182: 559-578.
- [12] Wen C, Liu T Y, Wang D P, et al. Biochar as the effective adsorbent to combustion gaseous pollutants: Preparation, activation, functionalization and the adsorption mechanisms[J]. *Progress in Energy and*