

吸附法处理含吡啶废水的试验研究

田晓春¹, 于慧强¹, 刘岩², 孙傲¹, 丁康乐^{1*}

(1. 长江大学化学与环境工程学院, 湖北荆州 434023; 2. 长江大学资源与环境学院, 湖北武汉 430100)

摘要: 利用水热碳化技术制备了一种莲房基水热炭。通过产物表征、正交实验、吸附等温线、吸附动力学、再生实验等探讨了水热炭在含吡啶废水处理中的应用。结果表明, 莲房水热炭具有不同尺寸的孔隙结构, 其表面分布着较为丰富的含氧官能团; 水热炭吸附吡啶过程中各因素影响顺序为: 吡啶初始浓度 > 水热炭投加量 > 溶液 pH > 吸附时间; 莲房水热炭对吡啶的吸附动力学符合准二级模型, 在 35°C 与 45°C 时 Freundlich 模型可较好地描述吸附等温线规律; 25°C 时莲房水热炭对吡啶的最大吸附量为 31.28 mg/g; 磷酸溶液对莲房水热炭的再生效果优于 NaOH 溶液; 莲房水热炭经 6 次再生后, 对吡啶仍具较好的吸附能力。

关键词: 水热炭; 吸附; 吡啶; 动力学; 再生

中图分类号: O616.4

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2024)01-0147-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2024.01.027

Experimental study on treatment of pyridine-containing wastewater by adsorption

TIAN Xiao-chun¹, YU Hui-qiang¹, LIU Yan², SUN Ao¹, DING Kang-le^{1*}

(1. College of Chemistry & Environmental Engineering, Yangtze University, Jingzhou 434023, China;

2. College of Resources and Environment, Yangtze University, Wuhan 430100, China)

Abstract: A lotus seedpod hydrochar is prepared through using hydrothermal carbonization. The potential application of hydrochar in the treatment of pyridine-containing wastewater is explored through a series of laboratory studies, including product characterization, orthogonal experiments, adsorption isotherms, adsorption kinetics and regeneration experiment. The results indicate that the lotus seedpod hydrochar has different sizes of pore structures, and distributes abundant oxygen-containing functional groups on its surface. The order of influence of the factors during the adsorption of pyridine by hydrochar is as follows: the initial concentration of pyridine > the amount of hydrochar > pH > contact time. The adsorption of pyridine on the hydrochar accords with the quasi-secondary model, and the adsorption isotherm pattern at 35°C and 45°C can be better described by the Freundlich model. The maximum adsorption of pyridine on the prepared hydrochar is 31.28 mg·g⁻¹ at 25°C. Regeneration of the saturated lotus seedpod hydrochar by phosphoric acid solution is better than that by NaOH solution. After six cycles of regeneration, the prepared hydrochar still has a strong adsorption capacity for pyridine.

Key words: hydrochar; adsorption; pyridine; kinetics; regeneration

吡啶是化工、焦化、制药等行业废水中一种常见的有机含氮化合物^[1]。作为美国环境保护署(USEPA)列出的优先污染物^[2], 吡啶对生物体具有显著的毒性、潜在的致突变性、致畸性以及致癌性^[1,3]。与其他芳香烃相比, 吡啶更难被原生生物降解, 导致其在环境中可以长期稳定存在。含有吡啶的生产废水未达标排放到水体中, 会严重威胁水生生态系统平衡, 可形成重大公共卫生风险。吡啶及其衍生物在工业废水中的典型质量浓度范围为 20~300 mg/L^[2,4-5]。吡啶废水的处理方法包括光催化、离子交换、萃取、泡沫分离、伽马辐照、微波辐射、电化学、氧化、生物处理和吸附等理化技术^[6]。其中, 吸附法是消除大规模生活污水、工业废水和径流污水中低浓度有机

污染物最简单有效与经济可行的方法之一^[7]。在过去的 20 年中, 活性炭已被室内实验与现场实践证明可以有效地脱除吡啶及其衍生物^[8-9]。然而, 活性炭在实际应用中制备成本较高、释放大量的 CO₂、再生系统造价昂贵及再生过程中不可避免造成部分颗粒粉化^[10-11], 导致将活性炭应用于大吨位、低浓度含氮废水处理工艺的经济可行性较差, 促使人们不断研制各种低成本、高性能吸附材料。

近年来, 在相对温和条件下将生物质转化为生物炭的水热碳化技术(Hydrothermal carbonization, HTC)引起国内外的广泛关注。通常, HTC 在 180~350°C 的水中可将生物质原料转化为富含氧官能团的碳质材料(水热炭)。由于上述过程是在水介质

收稿日期: 2023-04-04; 修回日期: 2023-11-02

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(42272175, 41472095); 油气资源与勘探技术教育部重点实验室开放基金(K2018-05)

作者简介: 田晓春(1998-), 男, 硕士生, 研究方向为应用化学, txcgogo@163.com; 丁康乐(1976-), 男, 博士, 教授, 研究方向为能源化学与环境化学, 通讯联系人, dingkl@yangtzeu.edu.cn。

中进行,因此,HTC 技术不受原料含水量影响,无需预干燥环节。与传统生物质热解碳化过程相比,HTC 制备条件温和、能耗低、污染小,极大地降低了生产成本。通过 HTC 得到的水热炭一般具有较大的比表面积与丰富的表面活性基团,因此对有机与无机污染物可产生良好的吸附作用^[12-13]。我国农业废弃物年产量 40 多亿 t,与欧美日本等国家相比,这些生物资源绝大多数没有得到很好的综合利用,所引发的一系列资源浪费与环境污染问题深刻影响中国农业现代化的健康发展。如果能通过 HTC 技术将农业废弃物制备成适用于工业废水处理的低成本吸附材料,可以达到废弃生物质综合利用与水体污染治理的双重目的。莲蓬取出莲子后的莲房长期被视为农业废弃物^[14],其内部具有裂缝与海绵状多孔结构,具备成为良好吸附材料的基础条件。笔者利用 HTC 技术制备了莲房水热炭,通过室内实验考察其对低浓度吡啶废水的脱除性能。

1 实验部分

1.1 试剂和仪器

莲房购自荆州菜市场,经粉碎过 80 目筛后备用。吡啶、盐酸、磷酸、氢氧化钠,上海阿拉丁生化科技股份有限公司生产;酸度计,上海锦幻仪器仪表有限公司生产;水浴恒温振荡器,常州国宇仪器制造有限公司生产;电子分析天平,上海物理光学仪器厂生产;紫外-可见分光光度计,北京普析通用仪器有限责任公司生产;傅里叶红外光谱仪(FT-IR),美国赛默飞世尔科技公司生产;X 射线衍射仪(XRD),荷兰帕纳科公司生产;场发射扫描电镜(FESEM),捷克泰思肯公司生产。

1.2 水热炭的制备与吡啶浓度分析方法

称取 20 g 莲房粉末,将其与去离子水以 1:5 的质量比混合后置于高压反应釜中,在 260℃ 下水热碳化 8 h,经抽滤、干燥及过 80 目筛后可得莲房水热炭颗粒。利用紫外分光光度计确定吡啶最大吸收波长为 256.5 nm。配制一系列不同质量浓度的吡啶标准溶液,在 256.5 nm 波长下,测得不同质量浓度时对应的吸光度。以吡啶质量浓度为横坐标,吸光度为纵坐标,得到吡啶溶液标准曲线的关系式 $A = 0.3363x + 0.07125$ ($R^2 = 0.997$),其中: A 为吸光度; x 为吡啶质量浓度,mg/L。吸附率及单位吸附量的表达式分别为:

吸附率:

$$\eta = [(C_0 - C_t)/C_0] \times 100\% \quad (1)$$

单位吸附量:

$$q_t = (C_0 - C_t) \times V/m \quad (2)$$

其中: η 为吡啶吸附率,%; C_0 为吡啶溶液初始质量浓度,mg/L; C_t 为 t 时刻溶液中剩余吡啶质量浓度,mg/L; q_t 为单位吸附量,mg/g; V 为吡啶溶液体积,L; m 为水热炭质量,g。

1.3 正交实验设计

在以往研究基础上^[15],确定影响水热炭吸附吡啶的 4 个主要因素为:吡啶初始质量浓度、水热炭质量浓度、吸附时间、溶液 pH。设计四因素五水平正交实验,如表 1 所示,通过吡啶吸附率考察各因素对水热炭吸附效果的影响。

表 1 正交实验设计

水平号	吡啶初始质量浓度/ (mg·L ⁻¹)	吸附时间/ min	水热炭质量浓度/ (g·L ⁻¹)	pH
1	10	30	1	3
2	30	60	2	5
3	50	90	3	7
4	70	120	4	9
5	90	150	5	11

1.4 吸附动力学实验

在烧杯中准备 11 组体积 50 mL、质量浓度 100 mg/L 且 pH 为 9 的吡啶溶液,按照 6 g/L 的投加质量浓度将水热炭颗粒加入烧杯后密封,在 30℃ 下恒温水浴震荡,接触时间定为 5、10、15、20、30、40、60、80、100、120、150 min。将吸附完成后的吡啶溶液过滤,测定其在最大吸收波长下的吸光度。计算吸附后的吡啶溶液浓度、吸附率和单位吸附量。吸附动力学模型包括准一级动力学模型、准二级动力学模型、叶洛维奇方程、粒子内扩散模型、双常数速率方程等近 10 余种理论及经验模型。目前国内外对于吸附动力学的研究主要采用准一级动力学模型和准二级动力学模型。准一级动力学模型是最早提出的吸附动力学方程,该模型基于假定吸附受扩散步骤控制。数学表达式为:

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3)$$

准二级动力学模型基于假定吸附过程受化学吸附机理控制,决定吸附速度的步骤是通过吸附剂和吸附物之间的电子共用或转移,其数学表达式为:

$$q_t = [q_e^2 / (1 + q_e k_2 t)] k_2 t \quad (4)$$

其中: q_e 、 q_t 分别为吸附平衡及时间 t 时的吸附量,mg/g; t 为吸附时间,min; k_1 为一级吸附速率常数,min⁻¹; k_2 为二级吸附速率常数,g/(mg·min)。

利用 Origin 软件对吡啶在莲房水热炭上吸附的实验动力学数据分别进行准一级和准二级动力学拟合,探讨其动力学特征。

1.5 吸附等温线实验

分别测试 25、35℃ 以及 45℃ 下莲房水热炭吸附溶液中吡啶的效果。以水浴温度 35℃ 为例,准备 6 组 50 mL 的吡啶溶液,质量浓度分别为 10、30、50、70、90、110 mg/L。莲房水热炭初始投加质量浓度为 6 g/L,吡啶溶液 pH=9。吸附等温线测试实验在水浴恒温振荡器中进行,利用紫外分光光度计测量吸附后吡啶滤液的浓度。Langmuir 模型反映的是分子层情况下吸附达到平衡时的规律,数学表达式为:

$$C_e/q_e = C_e/q_{\max} + 1/(K_L \times q_{\max}) \quad (5)$$

Freundlich 模型是假定吸附发生在非均匀表面上, K_F 值越大,表明吸附剂的吸附能力越强,其数学表达式为:

$$\lg q_e = \lg C_e/n + \lg K_F \quad (6)$$

其中: q_e 为吸附平衡时的吸附量,mg/g; C_e 为吸附平衡质量浓度,mg/L; q_{\max} 为吸附剂的最大吸附量,mg/g; K_L 为 Langmuir 常数; K_F 为 Freundlich 常数。

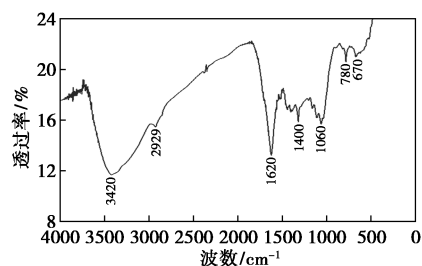
1.6 吸附剂再生实验

吸附剂再生技术主要包括热再生、化学氧化再生、电化学再生、生物再生、微波辐照再生、溶剂再生等方法。其中溶剂再生法对吸附剂的理化性质影响较小,一般不会破坏吸附剂原有结构。采用溶剂法对已完成吸附的水热炭进行再生。吸附实验以莲房水热炭为吸附剂,按照 6 g/L 的投加量加入 100 mg/L 的吡啶溶液中,调节溶液的 pH 为 9,放入 30℃ 的恒温水浴锅,设置转速为 100 r/min,100 min 后测定滤液的吸光度,确定水热炭对吡啶的吸附率与吸附量。在完成吸附试验后,采用一定浓度的 NaOH 溶液与 H_3PO_4 溶液对已完成吸附的水热炭进行再生实验。以质量分数 10% 的 NaOH 溶液为例,每克莲房水热炭使用 30 mL 再生溶液进行再生实验,水浴温度为 30℃,浸渍时间为 120 min。再经洗涤烘干后再次研究其吸附效果。重复上述步骤,完成 6 次再生实验,考察再生次数对水热炭吸附能力的影响,探讨水热炭的可重复利用性。

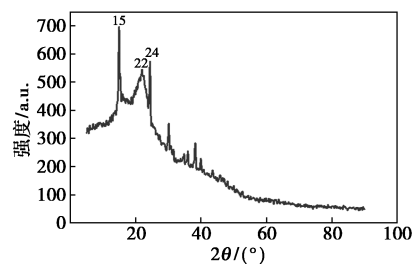
2 结果与讨论

2.1 莲房水热炭结构表征

利用傅里叶红外光谱仪与 X 射线衍射仪对莲房水热炭进行分析,结果如图 1 所示。



(a) 红外光谱图

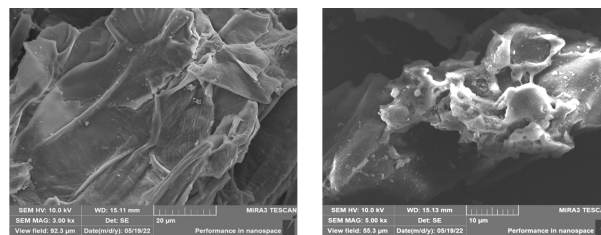


(b) X 射线衍射图

图 1 莲房水热炭的 FT-IR 与 XRD 谱图

从图 1(a)可知,在 3 420 cm^{-1} 处有 1 个宽而强的吸收峰,此处主要是一OH 的伸缩振动峰,表明水热炭表面含有羟基、羰基以及羧基等含氧官能团;在 1 620 cm^{-1} 和 1 400 cm^{-1} 处有较为明显的吸收峰,这是由羰基 C=O 双键的不对称伸缩振动引起的;在 1 060 cm^{-1} 处为羟基、酯基或醚类化合物的 C—O 键吸收峰,在 2 929、780 cm^{-1} 和 670 cm^{-1} 处有明显的芳香族 C—H 振动吸收峰。表明莲房水热炭表面结构中丰富的含氧官能团有利于结合吡啶分子,从而达到吸附污染物的目的。由图 1(b)可知,在 15、25° 处有强而窄的衍射峰,说明水热炭的晶相含量高、晶粒尺寸大。在 22° 左右存在 1 个宽而较强的衍射峰,为纤维素晶面的特征峰。

莲房原粉及其水热炭的扫描电镜图如图 2 所示。由图 2(a)可知,莲房粉表面总体呈现规整、紧密的特征。由图 2(b)可知,莲房水热炭表面与原粉相比变得较为粗糙,形成了不同尺寸的孔隙结构,有利于其发挥吸附作用。



(a) 莲房原粉

(b) 莲房水热炭

图 2 莲房粉及其水热炭扫描电镜图

2.2 正交实验结果

水热炭吸附吡啶的正交实验结果如表 2 所示,

正交实验结果极差分析如表 3 所示,以吡啶吸附率为检验指标。

表 2 水热炭吸附吡啶的正交实验结果

实验号	吡啶初始浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	吸附时间/ min	水热炭质量浓度/ ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH	吸附率/ %
1	1	1	1	1	37.11
2	1	2	2	2	57.85
3	1	3	3	3	64.69
4	1	4	4	4	70.93
5	1	5	5	5	87.88
6	2	1	2	3	31.04
7	2	2	3	4	46.50
8	2	3	4	5	54.13
9	2	4	5	1	44.74
10	2	5	1	2	37.08
11	3	1	3	5	36.86
12	3	2	4	1	41.63
13	3	3	5	2	55.95
14	3	4	1	3	35.37
15	3	5	2	4	44.94
16	4	1	4	2	38.50
17	4	2	5	3	54.13
18	4	3	1	4	35.27
19	4	4	2	5	42.58
20	4	5	3	1	29.76
21	5	1	5	4	44.20
22	5	2	1	5	33.33
23	5	3	2	1	24.51
24	5	4	3	2	43.91
25	5	5	4	3	49.95

表 3 正交实验结果极差分析

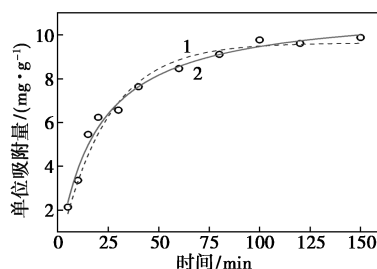
因素	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅	极差/%
吡啶初质量始浓度/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	63.69	42.70	42.95	40.05	39.18	24.51
吸附时间/min	37.54	46.69	46.91	47.51	49.93	12.38
水热炭质量浓度/ ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	35.63	40.18	44.34	51.03	57.38	21.75
pH	35.55	46.66	47.04	48.37	50.96	15.41

由表 2 和表 3 可知,吡啶初始质量浓度的影响程度最大,极差为 24.51%,吸附时间的影响最小,极差为 12.38%。莲房水热炭吸附吡啶过程中 4 个因素的影响显著程度顺序为:吡啶初始质量浓度>水热炭投加质量浓度>溶液 pH>吸附时间。

2.3 吸附动力学研究

分别采用准一级动力学模型和准二级动力学模

型对吡啶在莲房水热炭上吸附的动力学数据进行拟合,结果如图 3 及表 4 所示。



1—准一级动力学;2—准二级动力学

图 3 吸附动力学模型拟合结果

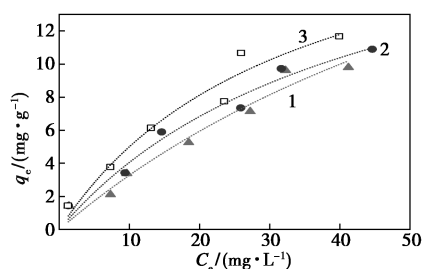
表 4 吸附动力学参数

准一级动力学模型			准二级动力学模型		
$q_e/$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	$K_1/$ min^{-1}	R^2	$q_e/$ ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	$K_2/(\text{g}\cdot$ $\text{mg}^{-1}\cdot\text{min}^{-1})$	R^2
9.63	0.04206	0.9775	11.27	0.00465	0.9855

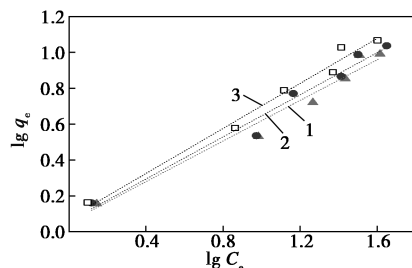
由图 3 及表 4 可知,通过比较拟合相关系数 R^2 的大小可知,莲房水热炭吸附吡啶过程更为符合准二级动力学模型。说明吡啶在水热炭表面的吸附过程主要受化学吸附机理控制,决定吸附速度的步骤涉及水热炭颗粒表面的官能团和吡啶之间发生的电子共用或转移。

2.4 吸附等温线

莲房水热炭吸附吡啶的吸附等温模型拟合结果如图 4、表 5 所示。



(a) Langmuir 模型



(b) Freundlich 模型

1—25℃;2—35℃;3—45℃

图 4 吸附等温模型拟合结果

表5 吸附等温线参数

温度/ ℃	Langmuir 模型			Freundlich 模型		
	$K_L/$ ($L \cdot \min^{-1}$)	$q_{max}/$ ($mg \cdot g^{-1}$)	R^2	K_F	n	R^2
25	0.01174	31.28	0.9625	1.1312	1.767	0.9677
35	0.02317	21.60	0.9706	1.1486	1.704	0.9748
45	0.03040	21.49	0.9575	1.1881	1.594	0.9854

通过比较表5中拟合相关系数 R^2 的大小可知,在45℃时 Freundlich 模型比 Langmuir 模型更符合莲房水热炭吸附吡啶过程。 $n > 1$ 说明莲房水热炭对吡啶的吸附能力较好。在25℃与35℃时 Langmuir 模型与 Freundlich 模型二者的拟合相关系数 R^2 非常接近,说明在这2个温度点的吡啶吸附规律也可以近似用 Langmuir 模型来描述。因此,25℃时莲房水热炭最大吸附量为31.28 mg/g。

25℃时各种吸附剂脱除吡啶的等温吸附模型及其最大吸附能力(Q_{max})如表6所示。由表6可知,Langmuir 与 Freundlich 模型广泛用于描述吡啶吸附过程。制备的莲房水热炭对吡啶的最大吸附能力(31.28 mg/g)虽然远低于离子交换树脂(353.58 mg/g)^[16]、纤维素基活性碳纤维(175.3 mg/g)^[17]、后交联纤维(136.5 mg/g)^[18]、超交联聚合物(86.0 mg/g)^[3]以及活性炭布(79.3 mg/g)^[19],明显高于

表6 25℃时各种吸附剂脱除吡啶的等温吸附模型及其最大吸附能力(Q_{max})

吸附剂	等温吸附模型	$Q_{max}/$ ($mg \cdot g^{-1}$)	参考文献
离子交换树脂	Langmuir, Freundlich	353.58	[16]
纤维素基活性碳纤维	Langmuir	175.30	[17]
后交联纤维	Langmuir, Freundlich	136.50	[18]
超交联聚合物	Langmuir, Freundlich	86.00	[3]
活性炭布	Langmuir	79.30	[19]
椰子纤维活性炭(FAC)	Langmuir	40.52	[8]
椰子壳活性炭(SAC)		20.49	
稻壳灰(RHA)	Langmuir, Toth	11.67	[4]
颗粒活性炭(GAC)		20.38	
介孔二氧化硅	Langmuir	24.54	[20]
分子印迹聚合物	Freundlich	30.20	[21]
蔗渣飞灰	Langmuir	30.21	[2]
天然磷灰石	Freundlich	40.20	[22]
竹炭	Freundlich	>30.00	[23]
碳纳米管	Freundlich	3.80	[24]
莲房水热炭	Langmuir, Freundlich	31.28	本研究

椰子壳活性炭(20.49 mg/g)^[8]、颗粒活性炭(20.38 mg/g)^[4]、介孔二氧化硅(24.54 mg/g)^[20],而与分子印迹聚合物(30.2 mg/g)^[21]及蔗渣飞灰(30.21 mg/g)^[2]比较接近。考虑到水热炭的制备条件远比活性炭温和,且能耗低、污染小,在生产成本方面远低于活性炭、离子交换树脂以及高分子聚合物,因此莲房水热炭具有非常好的实际应用前景。

2.5 吸附热力学

根据范特霍夫方程 $\Delta G^\theta = -RT \ln K$ 、基本热力学关系式 $\Delta G^\theta = \Delta H^\theta - T\Delta S^\theta$ 以及 Freundlich 吸附等温线方程,可得到水热炭吸附吡啶的吉布斯自由能 ΔG^θ (kJ/mol)、焓变 ΔH^θ (kJ/mol)与熵变 ΔS^θ [$J/(mol \cdot K)$],其中 $R = 8.314 J/(mol \cdot K)$, T 为绝对温度(K),计算结果如表7所示。

表7 热力学函数

温度/ K	$\Delta G^\theta/$ ($kJ \cdot mol^{-1}$)	$\Delta H^\theta/$ ($kJ \cdot mol^{-1}$)	$\Delta S^\theta/$ ($J \cdot mol^{-1} \cdot K^{-1}$)
298	-0.305	1.95	7.55
308	-0.355		
318	-0.456		

由表7可知, $\Delta S^\theta > 0$,表明吡啶吸附在莲房水热炭固液界面的混乱度增强; $\Delta H^\theta > 0$,说明吸附过程吸热; $\Delta G^\theta < 0$,说明莲房水热炭吸附吡啶过程可自发进行。随着温度的升高, ΔG^θ 减小,说明在25~45℃范围内,温度增加更有利于吡啶去除,这与吸附等温线的研究结果一致。

2.6 再生实验

莲房水热炭吸附-再生实验结果如图5所示。

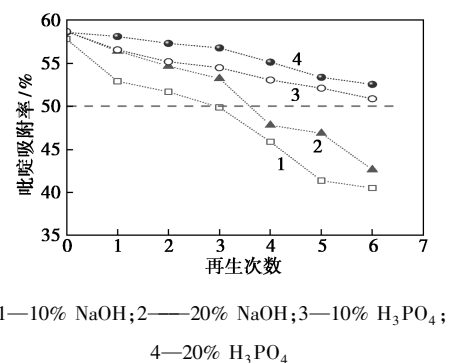


图5 莲房水热炭吸附-再生实验结果

从图5中可以看出,在相同再生次数时 H_3PO_4 溶液作为再生溶剂的效果要强于NaOH溶液,并且浓度高的再生溶剂更有利于水热炭恢复吸附能力。随着再生次数增加,水热炭吸附能力总体呈下降趋

势。利用质量分数 10% 的 H_3PO_4 溶液对莲房水热炭进行 6 次再生后,水热炭对吡啶仍能达到 50% 以上的吸附率。

3 结论

莲房水热炭吸附吡啶过程中 4 个因素影响顺序为:吡啶初始质量浓度>水热炭投加质量浓度>溶液 pH>吸附时间,吡啶吸附动力学符合准二级模型,即受化学吸附机理控制。吸附等温线拟合过程中,35℃ 与 45℃ 时 Freundlich 模型略优于 Langmuir 模型,但在 25℃ 时,二者拟合度接近。25℃ 时莲房水热炭对吡啶的最大吸附量为 31.28 mg/g,这一数值虽然低于离子交换树脂、活性碳纤维以及后交联纤维等商品化吸附剂,但仍高于某些颗粒活性炭的吸附能力。 H_3PO_4 溶液作为莲房水热炭再生溶剂的效果要强于 NaOH 溶液,并且浓度高的再生溶剂更有利于水热炭恢复吸附能力。利用质量分数 10% 的 H_3PO_4 溶液对莲房水热炭进行 6 次再生后,水热炭对吡啶仍能达到 50% 以上的吸附率。考虑到水热炭的制备条件温和、能耗低、污染小,在生产成本方面远低于活性炭、离子交换树脂以及高分子聚合物,因此,莲房水热炭作为一种丰富和廉价的有机氮化物吸附剂,具备了一定的工业应用前景。

参考文献

- [1] Padoley K V, Mudliar S N, Pandey R A. Heterocyclic nitrogenous pollutants in the environment and their treatment options—An overview[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(10): 4029–4043.
- [2] Lataye D H, Mishra I M, Mall I D. Removal of pyridine from aqueous solution by adsorption on bagasse fly ash[J]. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 2006, 45(11): 3934–3943.
- [3] Zhu Q, Moggridge G D, Ainte M. Adsorption of pyridine from aqueous solutions by polymeric adsorbents MN 200 and MN 500. Part 1: Adsorption performance and PFG-NMR studies [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 306: 67–76.
- [4] Lataye D H, Mishra I M, Mall I D. Pyridine sorption from aqueous solution by rice husk ash (RHA) and granular activated carbon (GAC): Parametric, kinetic, equilibrium and thermodynamic aspects[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 154(1/3): 858–870.
- [5] Subbaramaiah V, Srivastava V C, Mall I D. Catalytic wet peroxidation of pyridine bearing wastewater by cerium supported SBA-15[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 248/249: 355–363.
- [6] 林昱廷, 苏冰琴, 吴丹, 等. 含吡啶工业废水的处理技术进展[J]. *生物化工*, 2021, 7(1): 143–146.
- [7] Singh N B, Nagpal G, Agrawal S. Water purification by using adsorbents: A review [J]. *Environmental Technology and Innovation*, 2018, 11: 187–240.
- [8] Mohan D, Singh K P, Sinha S, et al. Removal of pyridine from aqueous solution using low cost activated carbons derived from agricultural waste materials[J]. *Carbon*, 2004, 42(12/13): 2409–2421.
- [9] Li B, Lei Z, Zhang X, et al. Adsorption of simple aromatics from aqueous solutions on modified activated carbon fibers [J]. *Catalysis Today*, 2010, 158(3/4): 515–520.
- [10] Ahmaruzzaman M. Adsorption of phenolic compounds on low-cost adsorbents: A review [J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2008, 143(1/2): 48–67.
- [11] Lin S H, Juang R S. Adsorption of phenol and its derivatives from water using synthetic resins and low-cost natural adsorbents: A review [J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(3): 1336–1349.
- [12] 王森, 袁娇娇, 易佩, 等. 水热炭化技术及其在废水处理中的应用研究进展[J]. *工业水处理*, 2022, 42(3): 1–8.
- [13] 刘亦陶, 魏佳, 李军. 废弃生物质水热炭化技术及其产物在废水处理中的应用进展[J]. *化学与生物工程*, 2019, 36(1): 1–10.
- [14] 李国群, 吴静, 马广强, 等. 莲房化学成分和生物活性研究进展[J]. *生物化工*, 2021, 7(3): 135–141.
- [15] 丁康乐, 谢良成, 余珍珍, 等. 文冠果水热炭对苯酚的吸附性能研究[J]. *长江大学学报(自然科学版)*, 2021, 18(3): 98–107.
- [16] Akita S, Takeuchi H. Sorption equilibria of pyridine derivatives in aqueous solution on porous resins and ion exchange resins [J]. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 1993, 26(3): 237–241.
- [17] Li B, Lei Z, Zhang X, et al. Adsorption of simple aromatics from aqueous solutions on modified activated carbon fibers [J]. *Catalysis Today*, 2010, 158(3/4): 515–520.
- [18] Zhang Y, Li D. Adsorption of pyridine on post-crosslinked fiber [J]. *Journal of Scientific and Industrial Research*, 2010, 69: 73–76.
- [19] Alonso-Davila P, Torres-Rivera O L, Leyva-Ramos R, et al. Removal of pyridine from aqueous solution by adsorption on an activated carbon cloth [J]. *Clean-Soil Air Water*, 2012, 40(1): 45–53.
- [20] Singh K, Chandra B, Rhyman L, et al. Effective adsorption of pyridine (Py)—onto mesoporous silica derived from de-oiled mustard cake (DOMC): Experimental and theoretical study [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2016, 4(1): 1383–1392.
- [21] Mathidala S, Ogunlaja A S. Selective removal of pyridine in fuel by imprinted polymer (poly 4-vinyl aniline-co-DVB) as adsorbent [J]. *Petroleum Science and Technology*, 2019, 37(14): 1691–1703.
- [22] Bouyarmane H, Ei Asria S, Ramib A, et al. Pyridine and phenol removal using natural and synthetic apatites as low cost sorbents: Influence of porosity and surface interactions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 181(1/2/3): 736–741.
- [23] Liao P, Yuan S, Xie W, et al. Adsorption of nitrogen-heterocyclic compounds on bamboo charcoal: Kinetics, thermodynamics, and microwave regeneration [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2013, 390(1): 189–195.
- [24] Zhao B, Liang H, Han D, et al. Adsorption of pyridine from aqueous solution by surface treated carbon nanotubes [J]. *Separation Science and Technology*, 2007, 42(15): 3419–3427. ■