

doi: 10.3969/j.issn.2095-1744.2021.07.018

# 偕胺肟基改性满江红干粉对水中 U(VI) 的吸附

李殿鑫, 阳亦青, 张 鹏, 肖思友

(六盘水师范学院 矿业与土木工程学院, 贵州 六盘水 553004)

**摘 要:** 采集池塘中的野生满江红制成满江红干粉后, 经偕胺肟基改性, 合成了偕胺肟基满江红干粉(AI-g-AO)。通过扫描电子显微镜(SEM)、傅里叶变换红外光谱仪(FTIR)、X 射线光电子能谱仪(XPS)表征分析了吸附前、后的 AI-g-AO 的微观组织结构、元素组成与结构。采用单因素实验研究 pH 值、反应时间、初始 U(VI) 浓度、吸附剂用量等对 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的影响。运用准一级、准二级动力学模型、Langmuir 和 Freundlich 等温线研究吸附过程。结果表明, 在 30 ℃、初始 U(VI) 浓度 15 mg/L、吸附剂:U(VI) 溶液=1 g:1 L、pH 值为 6 条件下, U(VI) 的最大吸附量为 14.98 mg/L。准二级动力学、Langmuir 等温线适用于吸附过程。综上, AI-g-AO 是一种较好的 U(VI) 生物吸附材料。

**关键词:** 偕胺肟; 生物吸附; U(VI); 满江红干粉

**中图分类号:** X53      **文献标志码:** A      **文章编号:** 2095-1744(2021)07-0121-08

## U(VI) Adsorption by Amidoxime Modified *Azolla Imbircata* Dry Powder in Water

LI Dianxin, YANG Yiqing, ZHANG Peng, XIAO Siyou

(School of Mining & Civil Engineering, Liupanshui Normal University, Liupanshui 553004, China)

**Abstract:** The amidoxime modified *Azolla imbircata* dry powder(AI-g-AO) was synthesized by collecting wild *Azolla imbircata* from pond, making *Azolla imbircata* dry powder and modified with amidoxime group. The microstructure, element composition and structure of AI-g-AO before and after adsorption was characterized by Scanning Electron Microscopy(SEM), Fourier Transform Infrared Spectroscopy(FTIR) and X-ray Photoelectron Spectroscopy(XPS). The single factor experiments were used to study the effects of pH, reaction time, initial U(VI) concentration and adsorbent dosage on U(VI) adsorption by AI-g-AO. The adsorption process was studied by pseudo-first-order and pseudo-second-order kinetic models, Langmuir and Freundlich isotherms. The results showed that the maximum U(VI) adsorption capacity was 14.98 mg/L under the conditions of 30 ℃, initial U(VI) concentration 15 mg/L, adsorbent: U(VI) solution = 1 g:1 L, pH = 6. The pseudo-second-order kinetics and Langmuir isotherm were suitable for the adsorption process. In conclusion, AI-g-AO was a good material for U(VI) biosorption.

**Key words:** amidoxime; biosorption; U(VI); *azolla imbircata* dry powder

收稿日期: 2020-12-15

基金项目: 贵州省科技厅自然科学基金(黔科合基础[2019]1293); 贵州省教育厅自然科学基金(黔教合 KY 字[2019]138); 六盘水师范学院高层次人才科研启动金(LPSSYKYJJ201808)

Fund: Supported by the Natural Science Foundation of Guizhou Province(Qian Ke He Ji Chu[2019]1293); Educational Department of Guizhou Province(Qian Jiao He KY[2019]138); Liupanshui Normal University(LPSSYKYJJ201808)

作者简介: 李殿鑫(1990—), 男, 博士, 副教授, 主要从事矿井水修复等相关研究。

引用格式: 李殿鑫, 阳亦青, 张 鹏, 等. 偕胺肟基改性满江红干粉对水中 U(VI) 的吸附[J]. 有色金属工程, 2021, 11(7): 121-128.

LI Dianxin, YANG Yiqing, ZHANG Peng, et al. U(VI) Adsorption by Amidoxime Modified *Azolla Imbircata* Dry Powder in Water[J]. Nonferrous Metals Engineering, 2021, 11(7): 121-128.

铀矿开采、浸出、水冶等工业生产,在一定程度上污染了其地周边的地下水<sup>[1]</sup>。地下水的流动增加了铀迁移<sup>[2]</sup>。一旦迁移的铀富集到动植物体内,最终富集到人体内,将严重威胁人的健康<sup>[3]</sup>。

通常地下水中的六价铀易迁移,因此 U(VI) 的治理尤为重要<sup>[4]</sup>。常见的治理方法包括化学法、离子交换法、植物修复、生物修复、吸附法等<sup>[5]</sup>。其中,吸附法逐渐成为近年来研究的热点,其具有 U(VI) 污染吸附速度快、吸附效率高、经济性好等优点<sup>[6]</sup>。生物吸附属于吸附法,其通常用微生物、植物的根茎叶和动物骨骼等作为吸附基底材料。并通过合理的改性,弥补单一使用生物基底材料吸附量低的不足<sup>[7]</sup>。

满江红是一种分布广、易于采集的水生植物。马海虎等<sup>[8]</sup>运用满江红干体对锌离子进行了吸附。偕胺肟基通常用来改性基底材料,已达到提高材料对 U(VI) 吸附量的目的<sup>[9]</sup>。本文通过采集池塘中的野生满江红制成满江红干粉,并通过偕胺肟基改性,合成了 AI-g-AO,用于水中 U(VI) 的生物吸附。

## 1 实验材料和方法

### 1.1 实验材料

实验试剂:偶氮胂 III、氢氧化钠、八氧化三铀、硅烷偶联剂(KH-570)、N,N-二甲基酰胺、丙烯腈、碳酸钠、盐酸羟胺,分析纯;浓硝酸、浓盐酸、氨水、无水乙醇,优级纯。

满江红:采集于六盘水师范学院某池塘中的野生满江红。

加铀标的模拟铀污染地下水:按照先前研究中地下水中的主要地球化学参数配制模拟铀污染地下水<sup>[10]</sup>,并加铀标准溶液,将其 U(VI) 浓度调节至 1~20 mg/L 备用。

### 1.2 AI-g-AO 的合成

将采集的野生满江红通过洗涤、烘干、研磨、过筛制成满江红干粉,作为基底材料。并通过 KH-570 表面改性、丙烯腈接枝、脲化反应几个步骤<sup>[11]</sup>,合成了 AI-g-AO。

### 1.3 表征

AI-g-AO 进行了 U(VI) 吸附前和吸附后的扫描电子显微镜(美国 FEI QUANTA400FEG, SEM)、傅里叶红外光谱(布鲁克 VERTEX70, FTIR)、X 射线光电子能谱(美国 Thermo ESCALAB 250xi, XPS)表征,以研究 AI-g-AO 和 U(VI) 的相互作用机理。其中,FTIR 光谱的采集范围是 400~4 000  $\text{cm}^{-1}$ ;XPS 的扫描范围是 0~1 320 eV,

XPSPEAK4.1 软件用于分析数据。U(VI) 浓度通过偶氮胂 III 分光光度法检测<sup>[12]</sup>。

### 1.4 单因素吸附实验

单因素吸附实验用于 pH、反应时间、初始 U(VI) 浓度、吸附剂用量等因素对 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的影响研究。将 40 mL 加铀模拟地下水(1、2、5、10、15 或 20 mg/L)置于 50 mL 离心管中,用 1 mol/L 的 HCl 或 NaOH 溶液调节模拟地下水的 pH 值。将离心管置于摇床中,在 150 r/min、30  $^{\circ}\text{C}$  下反应。

U(VI) 吸附量  $q$  (mg/g)、吸附率  $R$  (%) 分别通过公式(1)和公式(2)计算。

$$q = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{W} \quad (1)$$

$$R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \quad (2)$$

上式中, $C_0$  和  $C_e$  分别表示 U(VI) 的初始浓度和平衡浓度,mg/L; $V$  表示 U(VI) 溶液的体积,L; $W$  表示吸附剂的重量,g。

## 2 结果和讨论

### 2.1 AI-g-AO 的表征

图 1 为满江红干粉(a)、吸附前(b)和吸附后(c)的 AI-g-AO 的 SEM 图像。通过图 1(a)得知,偕胺肟基改性前,满江红干粉为不规则的粉末状结构,且存在很多“沟壑”。改性后,这些“沟壑”被填充,其表面结构变光滑,比表面积明显变大(图 1b),有利于其对溶液中 U(VI) 的吸附<sup>[13]</sup>。AI-g-AO 吸附 U(VI) 后,其表面出现了不规则的长条物质,说明 U(VI) 可以较好地被 AI-g-AO 吸附(图 1c)。

U(VI) 吸附前和吸附后的 FTIR 光谱如图 2 所示。从图 2(a)中可以看出,偕胺肟基改性前,满江红干粉的 FTIR 光谱中波数 3 353.82( $-\text{OH}$ 、 $\text{C}-\text{H}$  伸缩振动)、2 925.39( $\text{C}-\text{H}$  (或  $\text{C}-\text{N}$ ) 伸缩振动)、1 649.85( $\text{N}-\text{H}$  弯曲振动)、1 418.24 [ $\text{C}-\text{N}$  伸缩振动 (或  $\text{N}-\text{H}$  弯曲振动)]、1 079.65 ( $\text{C}-\text{N}$  (或  $\text{C}-\text{O}$ ) 伸缩振动 (或  $\text{N}-\text{H}$  弯曲振动))、874.55 ( $\text{N}-\text{H}$  或  $\text{C}-\text{H}$  弯曲振动)  $\text{cm}^{-1}$  处存在特征峰<sup>[11]</sup>;偕胺肟基改性后,这些特征峰均发生了偏移,并在 1 536.64、1 232.58  $\text{cm}^{-1}$  处出现了  $\text{N}-\text{H}$  弯曲振动和  $\text{C}-\text{N}$  伸缩振动特征峰特征峰,874.55  $\text{cm}^{-1}$  的特征峰消失(图 2b)。U(VI) 吸附后,AI-g-AO 的这些特征峰均发生了偏移(图 2c)。研究表明, $\text{C}-\text{N}$  伸缩振动特征峰特征峰与 U(VI) 的吸附相关<sup>[14]</sup>。

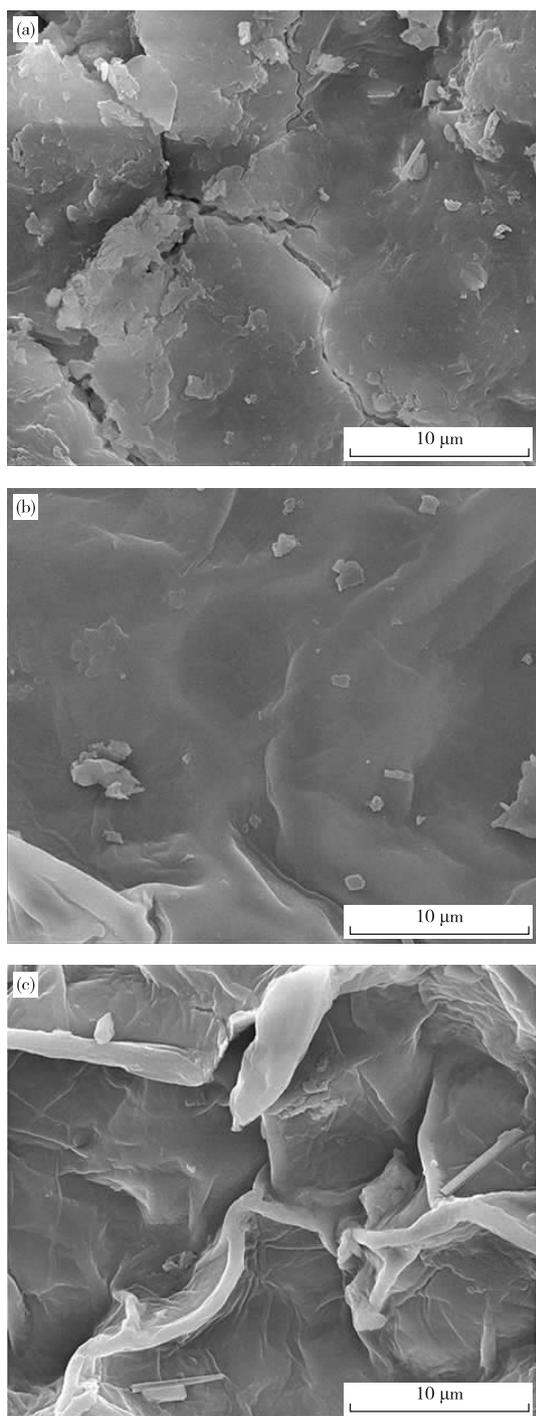


图 1 满江红干粉(a)、吸附前(b)和吸附后(c)的 AI-g-AO 的 SEM 图像

Fig. 1 SEM images of *Azolla imbricata* dry powder (a), AI-g-AO of before adsorption (b) and after adsorption (c)

AI-g-AO 和 U(VI)相互作用的机理通过 XPS 进行了分析。分别为 U(VI)吸附前和吸附后的全谱以及 C1s、N1s、O1s 和 U4f 高分辨率光谱。从 XPS 全谱中可以看出, U(VI)吸附前,存在 C1s、N1s、O1s 峰;吸附后,出现了 U4f 峰(图 3a)。吸附前, C1s 结合能在 287.08、285.48 和 284.38 处分别对应 C—O、

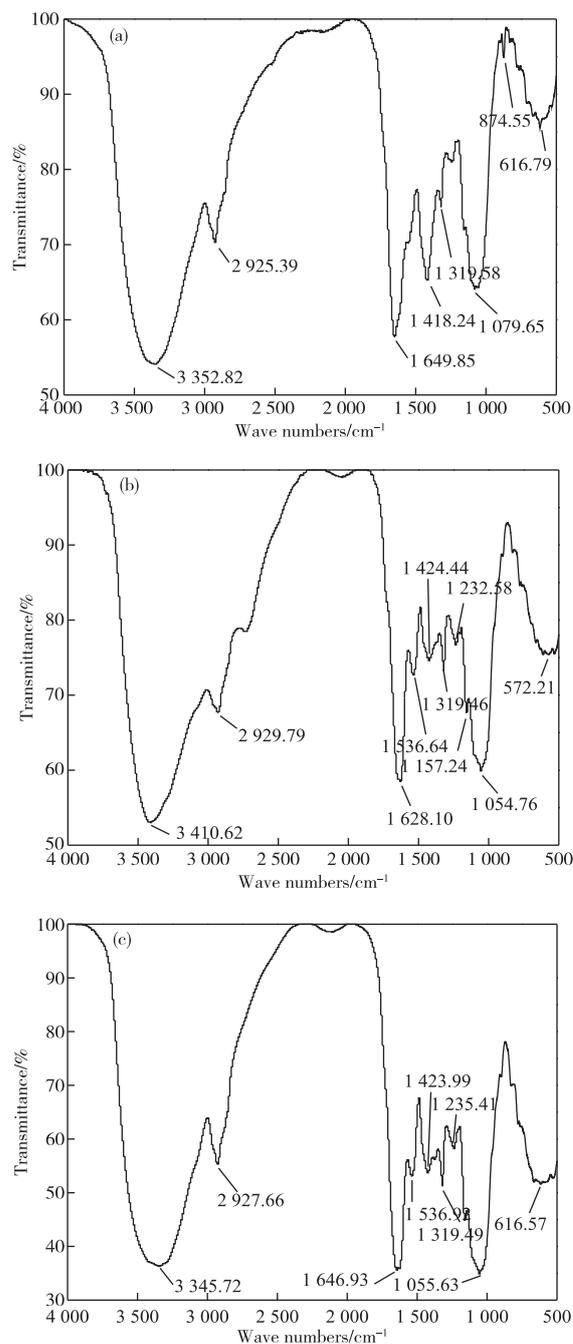


图 2 满江红干粉(a)、吸附前(b)和吸附后(c)的 AI-g-AO 的 FTIR 表征

Fig. 2 FTIR characterization of *Azolla imbricata* dry powder (a), AI-g-AO of before adsorption (b) and after adsorption (c)

C—N/C=N 和 C—C/C—H(图 3b);吸附后,变化为 C—O、C—N/C=N 和 C—C/C—H,结合能分别变化为 287.08、285.88 和 284.48(图 3c)。吸附前, C1s 和 N1s 的含量分别为 73.34%和 5.02%;吸附后,变为 76.04%和 4.60%(表 1)<sup>[11]</sup>。且峰值变化较大的为 C—N/C=N。结合 FTIR 结果, U(VI)的吸附可能与 C—N 有关。

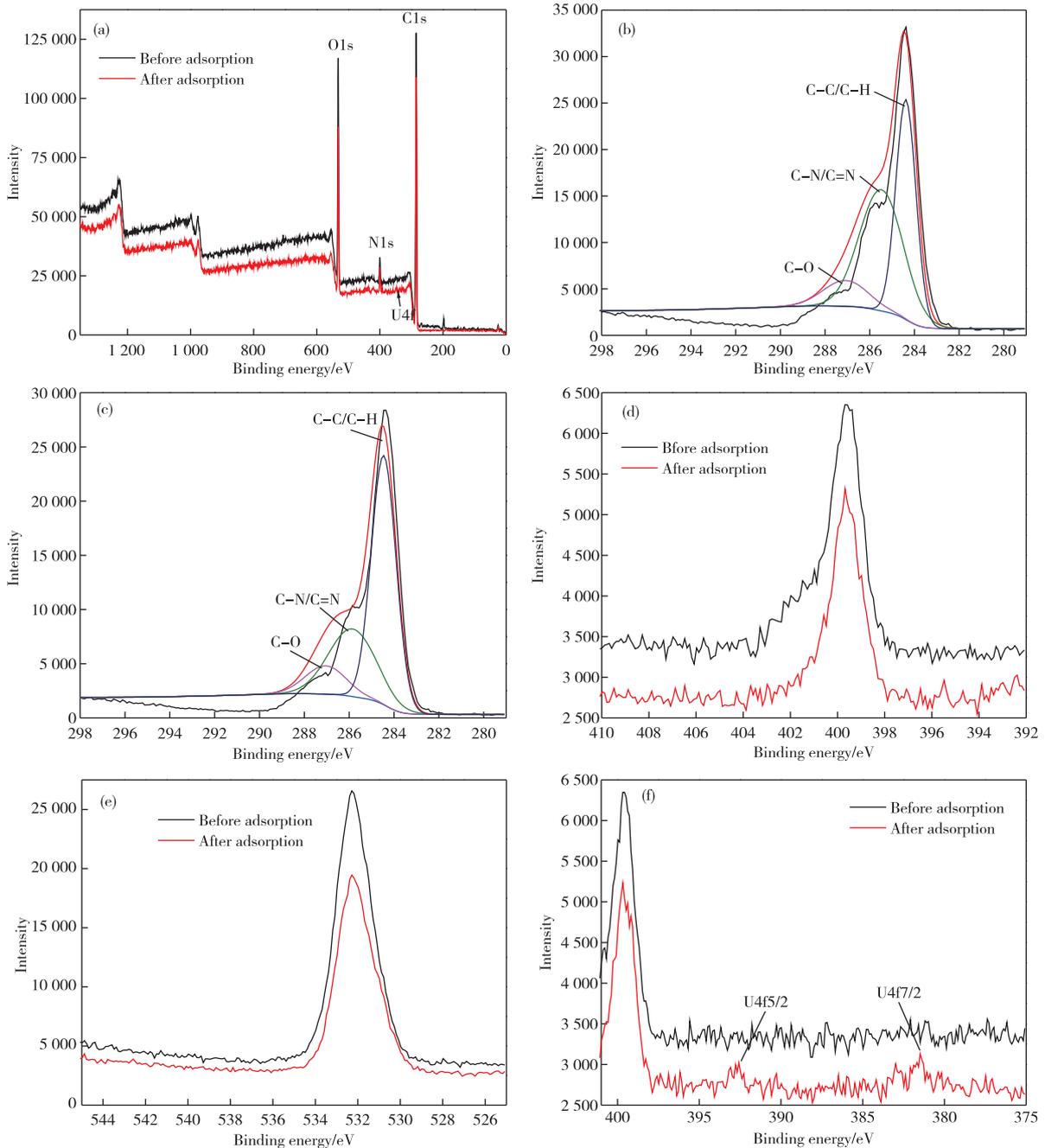


图 3 Al-g-AO 吸附 U(VI) 的 XPS 全谱 (a)、吸附前 (b) 和吸附后 (c) 的 C1s 高分辨率光谱、N1s (d)、O1s (e) 和 U4f (f) 高分辨率光谱  
 Fig. 3 Full XPS spectra (a), C1s high-resolution spectra before (b) and after (c) adsorption, N1s (d), O1s (e) and U4f (f) high-resolution spectra of U(VI) adsorbed by Al-g-AO

N1s 光谱, 吸附前后无变化, 结合能为 399.68, 对应  $-N=$  峰 (图 3d)<sup>[15]</sup>; O1s 光谱, 吸附前后无变化, 结合能为 532.28, 对应 C-O (图 3e); U4f 光谱表明, 吸附前 Al-g-AO 表面不含 U(VI); 吸附后, 分

别在结合能 392.58 和 381.68 处出现 U4f 5/2 和 U4f 7/2 峰 (图 3f)。U4f 的含量也从 0 升高至 0.05% (表 1)<sup>[11]</sup>。这些结果表明 Al-g-AO 对 U(VI) 具有较好的吸附效果。

表 1 U(VI) 吸附前和吸附后 Al-g-AO 表面的元素组成

Table 1 Elemental composition of Al-g-AO surface before and after U(VI) adsorption					/%
Name	C1s	N1s	O1s	U4f	
Before adsorption	73.40	5.02	21.58	0	
After adsorption	76.04	4.60	13.31	0.05	

### 2.2 pH 值的影响

使用 0.04 g 吸附剂,初始 U(VI)浓度 15 mg/L,分别在 pH=5、6、7、8、9 条件下反应 3 h,研究 AI-g-AO 对 U(VI)的吸附效果(图 4a)。Visual MINTEQ 3.1 软件用于溶液中 U(VI)浓度为 15 mg/L,pH 值为 3~9 条件下,溶液中 U(VI)形态的模拟(图 4b)。从图 4a 中可以看出,pH<6 时,随着 pH 值的增加 AI-g-AO 对 U(VI)的吸附量增加;pH>6 时,随着 pH 值的增加 AI-g-AO 对 U

(VI)的吸附量减少<sup>[7]</sup>。因此,最适合 AI-g-AO 吸附 U(VI)的 pH 值为 6。从图 4(b)可见,pH 值为 6 时,溶液中主要 U(VI)形态为  $(\text{UO}_2)_4(\text{OH})_7^+$  和  $(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5^+$ ,表明 AI-g-AO 对这两种形态的 U(VI)具有较好的吸附效果。

### 2.3 反应时间的影响和动力学研究

使用 0.04 g 吸附剂,在 pH 值为 6 下研究了反应时间对 AI-g-AO 吸附 U(VI)的影响,如图 5 所示,可见 0.5 h 内 AI-g-AO 对 U(VI)的吸附速度较

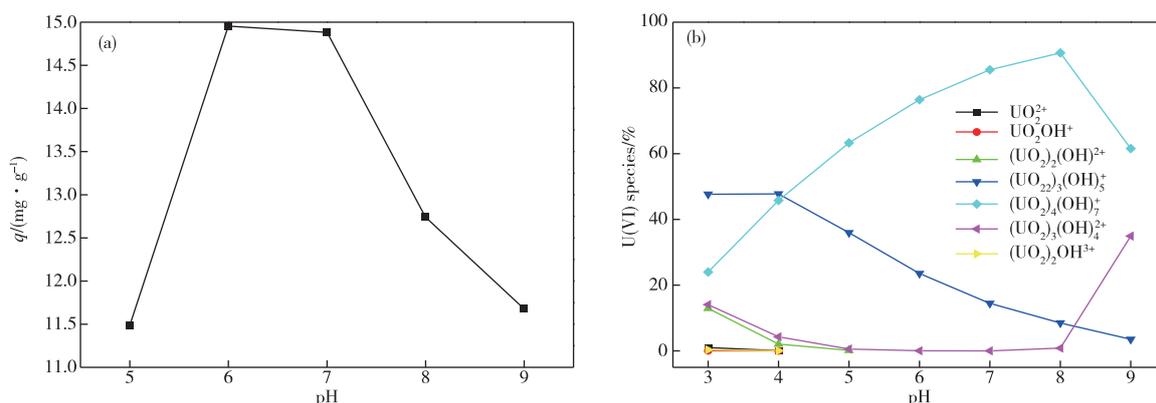


图 4 pH 值对 AI-g-AO 吸附 U(VI)的影响(a)和不同 pH 值下 U(VI)的形态(b)

Fig. 4 Effect of pH value on adsorption of U(VI) by AI-g-AO(a) and U(VI) species at different pH value(b)

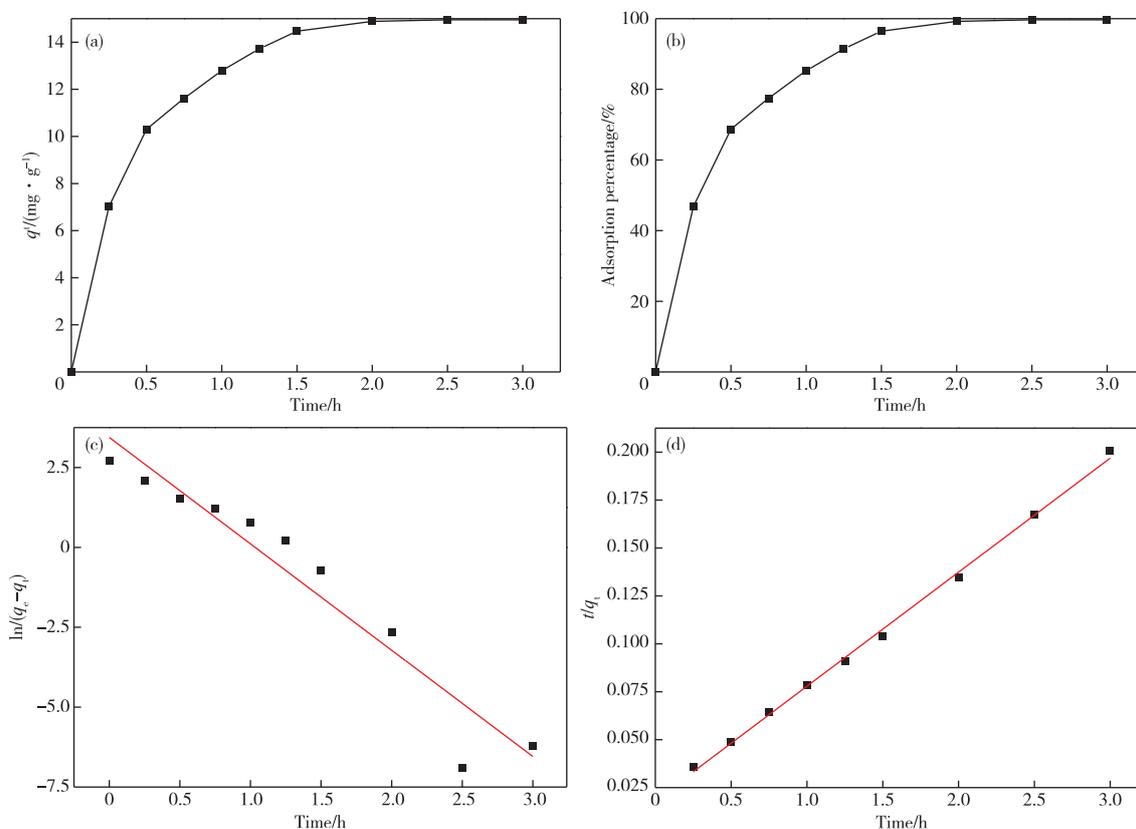


图 5 时间对 AI-g-AO 吸附 U(VI)的吸附量(a)和吸附率(b)的影响以及准一级动力学(c)和准二级动力学(d)线性拟合

Fig. 5 Effect of time on U(VI) adsorption capacity(a) and percentage(b) by AI-g-AO and linear fitting of pseudo-first-order(c) and pseudo-second-order kinetics(d)

快;0.5~2.0 h 吸附速率变慢;2.0 h 后吸附几乎达到平衡<sup>[16]</sup>。此时测得的吸附量为 14.89 mg/g, 吸附率为 99.23%。0.5 h 内 U(VI) 吸附速度较快, 是因为吸附剂表面有较多的吸附位点, 易于吸附; 随着吸附的进行, 吸附剂表面的吸附位点逐渐减少, 吸附速率降低。

对 AI-g-AO 与 U(VI) 之间的作用机理进一步研究, 运用准一级动力学模型(式 3)和准二级动力学模型(式 4)。

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (3)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \left(\frac{1}{q_e}\right)t \quad (4)$$

表 2 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的动力学模型参数

Table 2 Kinetic model parameters of U(VI) adsorption by AI-g-AO

Pseudo-first-order kinetic			Pseudo-second-order kinetic		
$k_1/h^{-1}$	$q_e/(mg \cdot g^{-1})$	$R^2$	$k_2/(mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1})$	$q_e/(mg \cdot g^{-1})$	$R^2$
2.27	14.83	0.92	0.19	16.81	0.99

#### 2.4 初始 U(VI) 浓度的影响和吸附等温线

研究了初始 U(VI) 浓度为 1、3、5、10、15、20 mg/L 时, AI-g-AO 对 U(VI) 吸附的影响。吸附量  $q$  获取条件 pH 值为 2, 吸附时间 3 h, 吸附剂

式中,  $q_e$  和  $q_t$  分别代表平衡吸附量和  $t$  时刻的吸附量 (mg/g),  $t$  为反应时间 (h),  $k_1 (h^{-1})$ 、 $k_2 (mg \cdot g^{-1} \cdot h^{-1})$  分别为准一级动力学模型常数和准二级动力学模型常数, 运用线性拟合确定。

对比图 5(c) 和图 5(d) 可知, AI-g-AO 对 U(VI) 的吸附更符合准二级动力学模型。表 2 为 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的动力学模型参数, 可见准二级动力学的  $R^2$  为 0.99, 高于准一级动力学的  $R^2$  (0.92)。准一级动力学模型和准二级动力学模型的平衡吸附量分别为 14.83 mg/g 和 16.81 mg/g。因此, 最大吸附量介于 14.83 和 16.81 mg/g 之间<sup>[17]</sup>。

0.04 g。从图 6(a) 中可以看出, 随着初始 U(VI) 浓度的增加, AI-g-AO 对 U(VI) 的吸附量增加, 并逐渐趋于平衡<sup>[18]</sup>。实验结果表明, 初始 U(VI) 浓度低于 15 mg/L 时, AI-g-AO 对 U(VI) 的吸附效果较好。

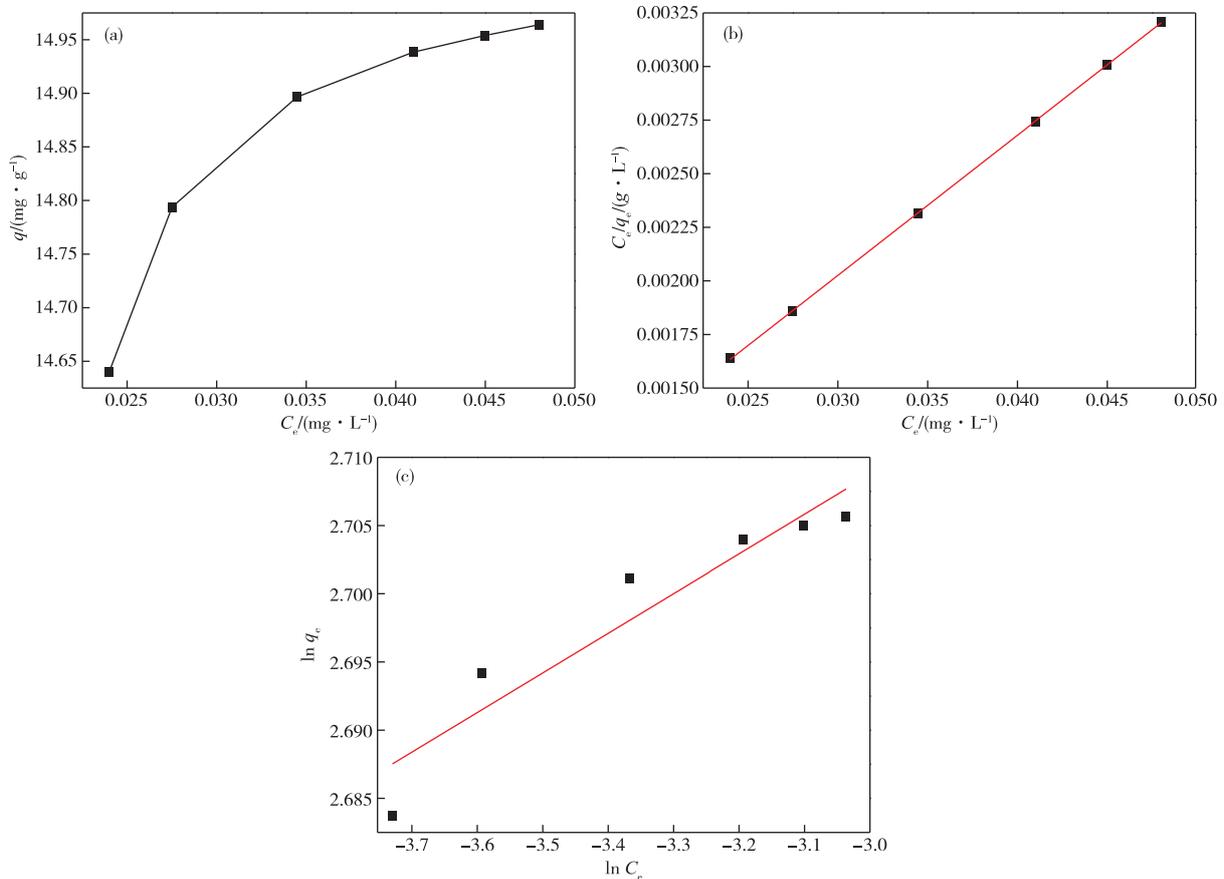


图 6 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的等温线 (a) 以及 Langmuir (b) 和 Freundlich (c) 等温线性拟合

Fig. 6 Isotherms (a) and linear fitting of Langmuir (b) and Freundlich (c) isotherms of U(VI) adsorption by AI-g-AO

吸附达到平衡时吸附质在固相和液相之间的浓度关系,运用 Langmuir(式 5)和 Freundlich(式 6)等温线模型研究。

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{k_L q_m} + \frac{C_e}{q_m} \quad (5)$$

$$\ln q_e = \frac{1}{n} \ln C_e + \ln k_f \quad (6)$$

式中,  $C_e$  为平衡浓度 (mg/L),  $q_e$  和  $q_m$  分别代表

平衡吸附量和最大吸附量 (mg/g),  $k_L$  (L/mg) 为 Langmuir 等温线常数,  $k_f$  [(mg/g)/(L/mg)<sup>1/n</sup>] 和  $n$  为 Freundlich 等温线常数,通过线性拟合计算出。

从图 6(b)和图 6(c)中可以看出,Langmuir 和 Freundlich 等温线拟合和的结果的  $R^2$  分别为 0.97 和 0.87,表明 Langmuir 等温线更适用于吸附过程。最大吸附量  $q_m$  为 14.98 mg/g(表 3),与实验测得的平衡吸附量  $q_e$  14.89 mg/g 相差不大<sup>[19]</sup>。

表 3 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的等温线参数

Table 3 Isotherm parameters of adsorption of U(VI) by AI-g-AO

Langmuir isotherm			Freundlich isotherm		
$q_m$ (mg/g)	$k_L$ (L/mg)	$R^2$	$n$	$k_f$ (mg/g)/(L/mg) <sup>1/n</sup>	$R^2$
14.98	3.09	0.99	3.92	14.98	0.87

## 2.5 AI-g-AO 用量的影响

分别使用 0.02、0.04、0.06、0.08 g AI-g-AO,在 15 mg/L 初始 U(VI)浓度、pH 为 6 条件下反应 3 h。吸附剂用量对 AI-g-AO 吸附 U(VI)的影响见表 4, AI-g-AO 用量低于 0.04 g 时,其对 U(VI)的吸附量随着吸附剂用量增加递增。AI-g-AO 用量高于 0.04 g 时,增加吸附剂的用量对 U(VI)的吸附有一定的抑制作用<sup>[20]</sup>。该条件下, AI-g-AO 吸附 U(VI)的用量为吸附剂:U(VI)溶液=1 g:1 L(1 g/L)。

表 4 吸附剂用量对 AI-g-AO 吸附 U(VI) 的影响

Table 4 Effect of adsorbent dosage on U(VI) adsorption by AI-g-AO

Adsorbent dosage/g	$q$ /(mg·g <sup>-1</sup> )
0.02	14.64
0.04	14.95
0.06	14.86
0.08	14.78

## 3 结论

1)本研究使用野生满江红制备的干粉作为基底材料,通过偕胺肟改性,制备了 AI-g-AO 生物吸附材料;

2)单因素吸附实验研究表明,在 30 ℃、初始 U(VI)浓度 15 mg/L、吸附剂 1 g/L、pH 为 6 条件下, AI-g-AO 对 U(VI)的最大吸附量为 14.98 mg/g。吸附可能是 U(VI)与 AI-g-AO 表面的 C-N 发生的配位作用。准二级动力学模型和 Langmuir 等温线可验证吸附过程,表明吸附作用主要是化学吸附、表面单层吸附;

3)U(VI)吸附后,可运用过滤、烘干、煅烧等工

艺进行分离,易于 U(VI)的回收;

4)满江红常见于野外水池中,具有生长迅速、分布广泛等特点,将其作为 U(VI)生物吸附材料的基底材料成本低廉。

综上, AI-g-AO 是一种成本低廉、吸附效果好、吸附后 U(VI)易于分离的生物复合材料,具有广阔的应用前景。

## 参考文献:

- [1] 曾华,卢龙,郭亚丹,等.羟基磷灰石-铁基复合材料去除铀的效果和机理研究[J].有色金属工程,2018,8(6):21-26.  
ZENG Hua, LU Long, GUO Yadan, et al. Effect and mechanism of removing uranium by hydroxyapatite-iron matrix composites [J]. Nonferrous Metals Engineering, 2018, 8(6): 21-26.
- [2] 李涛,高颖,艾德春,等.基于承压水单孔放水实验的底板水害精准注浆防治[J].煤炭学报,2019,44(8):2494-2501.  
LI Tao, GAO Ying, AI Dechun, et al. Floor precise grouting of prevention and control of water based on confined water single-hole drainage experiment [J]. Journal of China Coal Society, 2019, 44(8): 2494-2501.
- [3] FAA A, GEROSA C, FANNI D, et al. Depleted uranium and human health [J]. Current medicinal chemistry, 2018, 25(1): 49-64.
- [4] DONG L, HE Z, ZHANG F, et al. Assessment of uranium migration and pollution sources in river sediments of the Ili River Basin using multiply statistical techniques [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10887-w>.
- [5] 张海阳,高柏,马文洁,等.基于 SPSS 除 U(VI)材料的吸附特性及影响因素分析[J].有色金属工程,2020,

- 10(4):109-116.
- ZHANG Haiyang, GAO Bai, MA Wenjie, et al. Analysis of adsorption characteristics and influencing factors of U(VI) based on SPSS[J]. *Nonferrous Metals Engineering*, 2020, 10(4):109-116.
- [6] TAN J, WANG Y, LIU N, et al. Adsorption of uranium (VI) from aqueous solution by tetraphenylimidodiphosphate [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2018, 315(2):119-126.
- [7] ZHENG X Y, SHEN Y H, WANG X Y, et al. Effect of pH on uranium(VI) biosorption and biomineralization by *Saccharomyces cerevisiae* [J]. *Chemosphere*, 2018, 203(5):109-116.
- [8] 马海虎, 戴灵鹏, 冯燕宁, 等. 满江红干体对锌离子的生物吸附[J]. *环境工程学报*, 2009, 3(7):1175-1179.
- MA Haihu, DAI Lingpeng, FENG Yanning, et al. Biosorption of Zn (II) by dried *azolla imbricata* biomass [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2009, 3(7):1175-1179.
- [9] XU X, ZHANG H, AO J, et al. 3D hierarchical porous amidoxime fibers speed up uranium extraction from seawater [J]. *Energy & Environmental Science*, 2019, 12(6):1979-1988.
- [10] LI D, HU N, DING D, et al. An experimental study on the inhibitory effect of high concentration bicarbonate on the reduction of U (VI) in groundwater by functionalized indigenous microbial communities [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2016, 307(2):1011-1019.
- [11] ZENG J, ZHANG H, SUI Y, et al. New amidoxime-based material TMP-g-AO for uranium adsorption under seawater conditions [J]. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2017, 56(17):5021-5032.
- [12] KHAN M H, WARWICK P, EVANS N. Spectrophotometric determination of uranium with arsenazo-III in perchloric acid [J]. *Chemosphere*, 2006, 63(7):1165-1169.
- [13] AKIYAMA D, AKIYAMA H, UEHARA A, et al. Phase analysis of uranium oxides after reaction with stainless steel components and ZrO<sub>2</sub> at high temperature by XRD, XAFS, and SEM/EDX [J]. *Journal of Nuclear Materials*, 2019, 520(10):27-33.
- [14] BASU H, PIMPLE M V, SAHA S, et al. TiO<sub>2</sub> microsphere impregnated alginate: A novel hybrid sorbent for uranium removal from aquatic bodies [J]. *New Journal of Chemistry*, 2020, 44(10):3950-3960.
- [15] WU F, PU N, YE G, et al. Performance and mechanism of uranium adsorption from seawater to poly (dopamine)-inspired sorbents [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(8):4606-4614.
- [16] DARMOVZALOVA J, BOGHI A, OTTEN W, et al. Uranium diffusion and time-dependent adsorption-desorption in soil: A model and experimental testing of the model [J]. *European Journal of Soil Science*, 2020, 71(2):215-225.
- [17] AHMAD A A. Kinetics of uranium adsorption from sulfate medium by a commercial anion exchanger modified with quinoline and silicate [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2020, 324(3):1387-1403.
- [18] TAN Y, LI L, ZHANG H, et al. Adsorption and recovery of U (VI) from actual acid radioactive wastewater with low uranium concentration using thioacetamide modified activated carbon from liquorice residue [J]. *Journal of Radio Analytical and Nuclear Chemistry*, 2018, 317(2):811-824.
- [19] ZHAO C, LIU J, DENG Y, et al. Uranium (VI) adsorption from aqueous solutions by microorganism-graphene oxide composites via an immobilization approach [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 236:117624. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117624>.
- [20] SUN Z, CHEN D, CHEN B, et al. Enhanced uranium (VI) adsorption by chitosan modified phosphate rock [J]. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2018, 547(2):141-147.