doi:10.3969/j.issn.1007-7545.2021.11.016

临水河河流沉积物对铀的吸附行为研究

丁燕[1,2],高柏[1,2],杨芬[1,2],张海阳[1,2],蒋文波[1,2],
史天成[1,2],方正[1,2],刘圣锋[1,2]

(1. 东华理工大学 核资源与环境国家重点实验室,南昌 330013;
2. 东华理工大学 水资源与环境工程学院,南昌 330013)

摘要:沉积物对铀的吸附行为是铀在河流中迁移转化的一个重要环节,揭示其吸附规律对河流水体污染防治有重要意义。为了研究临水河河流沉积物对铀的吸附机制,采用静态吸附试验,分析吸附时间、pH、铀初始浓度、离子种类、重金属对不同埋深(0～10、10～20、20～30、30～40 cm,分别以 L1、L2、L3、L4 表示)沉积物对铀的吸附影响,同时进行吸附动力学模型和等温吸附模型拟合。结果表明,不同埋深沉积物对铀吸附效果不同,吸附容量排列顺序为 L1>L3>L2>L4,主要与沉积物中有机质含量和化学成分有关。动力学模型拟合表明,L1 沉积物对铀的吸附为物理吸附和化学吸附,L2 和 L3 主要为化学吸附,L4 主要为物理吸附;L1 与 L3 可以用 Langmuir 等温吸附模型描述其吸附过程,吸附为单分子吸附。L2 与 L4 的吸附特性符合 Freundlich 等温吸附模型,为多分子层吸附,存在于非均质表面。在不同吸附介质中,Ca^{2+}、Mg^{2+}、CO_3^{2-}对沉积物吸附铀都产生明显的抑制作用,且抑制效果 $Mg^{2+}>CO_3^{2-}>Ca^{2+}$;Cd、Pb、Cu、Fe 对吸附铀也有明显的抑制作用。

关键词:临水河;铀;吸附;沉积物
中图分类号:X52;X53 **文献标志码**:A **文章编号**:1007-7545(2021)11-0096-11

Study on Adsorption Behavior of Uranium in River Sediments of Linshui River

DINGYan[1,2], GAO Bai[1,2], YANG Fen[1,2], ZHANG Hai-yang[1,2], JIANG Wen-bo[1,2],
SHI Tian-cheng[1,2], FANG Zheng[1,2], LIU Sheng-feng[1,2]

(1. State Key Laboratory of Nuclear Resources and Environment, East China University of Technology, Nanchang 330013, China;
2. School of Water Resources and Environmental Engineering, East China University of Technology, Nanchang 330013, China)

Abstract: Adsorption behavior of uranium by sediment is an important link of uranium migration and transformation in rivers. It is great significance to reveal its adsorption rule for river water pollution prevention and control. In order to study adsorption mechanism of uranium by river sediments from Linshui river, static adsorption experiments were applied to analyze effects of adsorption time, pH value, initial concentration of uranium, ion types and heavy metals on uranium adsorption by sediments with different burial depths (0—10, 10—20, 20—30, and 30—40 cm, denoted by L1, L2, L3 and L4 respectively). The

收稿日期:2021-07-30
基金项目:国家自然科学基金资助项目(41162007,41362011);江西省重点研发计划资助项目(2018ACG70023)
作者简介:丁燕(1998-),女,安徽六安人,硕士研究生;**通信作者**:高柏(1964-),男,江西九江人,博士,教授

adsorption kinetics model and isothermal adsorption model were fitted at the same time. The results show that adsorption effect of uranium is different in sediments with different burial depths. The order of adsorption capacity is L1>L3>L2>L4, which mainly relates to organic matter content in sediment and chemical composition. According to kinetic model fitting, adsorption of uranium by L1 sediments is physical adsorption and chemical adsorption, L2 and L3 are mainly chemical adsorption, and L4 is mainly physical adsorption. The adsorption process of L1 and L3 can be described by Langmuir isothermal adsorption model, and the adsorption is monomolecular adsorption. The adsorption characteristics of L2 and L4 conform to Freundlich isothermal adsorption model, and adsorption is multi-molecular layer adsorption, which exists on heterogeneous surface. In different adsorption media, Ca^{2+}, Mg^{2+} and CO_3^{2-} have obvious inhibition effect on uranium adsorption from sediments, and the inhibition effect is $Mg^{2+}>CO_3^{2-}>Ca^{2+}$. Cd, Pb, Cu and Fe also have obvious inhibitory effects on uranium adsorption.

Key words: Linshui river; uranium; adsorption; sediment

铀矿石尤其是低品位铀矿石的开采,必然会产生大量固体废弃物——铀尾矿[1]。目前中国已探明的铀矿床大多处于中低品位,总储量的一半以上均为 0.1%～0.3%的品位[2]。由于铀的提取以及被当作废物处理的其他金属的残留,大部分铀尾矿含有约 85%原矿石放射性[3]。铀尾矿含有高水溶性的铀(Ⅵ),长期堆放产生的淋滤液通过地表水、地下水进入河流,对水体造成严重污染[4-6]。

沉积物是河流系统中的重要组成单元,对铀的吸附行为是铀在河流中迁移转化的一个重要环节。其主要成分是矿物颗粒,尤其是黏土颗粒,表面附着具有较强吸附能力的有机物和金属氧化物[7],是河流中元素迁移、富集和转化的重要载体。在湖泊沉积物中,固相铀主要与有机化合物结合,孔隙水中的铀与羟基氧化铁结合[8]。关于不同条件环境下对沉积物吸附铀的吸附强度和吸附容量造成的影响已有研究报道[9]。如王国强等[10]通过动态吸附法研究阿拉尔河下游沉积物对铀的吸附发现,相对于其他因素,铀初始浓度、流速对吸附容量影响较大。但从沉积物本身差异对吸附铀的影响研究很少,本文选取不同层深的沉积物对铀的吸附过程为研究内容,弥补这一方面研究空白。

临水河是江西抚河的一条重要支流,属鄱阳湖水系。有一个运行已超过 50 年的铀矿区,堆放的铀尾矿已对河流水体造成一定影响[11]。为了探究临水河河流沉积物对铀的吸附行为,本文采用静态吸附法,采集临水河河流沉积物,以不同埋深(下文称为层深)下的沉积物为研究对象,进行矿物分析。分析吸附时间、铀初始浓度、pH、离子种类、重金属对沉积物吸附铀造成的影响,从不同层深下的沉积物差异分析吸附现象的差异,研究沉积物对铀的吸附机制。同时进行吸附动力学和等温吸附模型拟合,丰富和发展铀迁移理论,为河流可持续发展提供理论依据。

1　试验材料与方法

1.1　试验材料

1.1.1　沉积物样品

河流沉积物样品取自临水河河流 0～10、10～20、20～30、30～40 cm 埋深沉积物(分别以 L1、L2、L3、L4 表示),样品置于托盘,用木棒碾碎后、用镊子去除石块、动植物残骸等杂物,置于实验室阴凉处风干,将样品过孔径 0.2 mm 尼龙筛,放入棕色广口瓶,置于干燥阴暗试剂柜保存备用,基本理化性质列于表 1、表 2。

表 1　沉积物矿物与有机质分析结果

Table 1　Analysis results of sediment mineral compositions and organic matters　/%

沉积物	石英	钾长石	斜长石	方解石	菱铁矿	铁白云石	云母	黏土矿物	有机质
L1	76.5	5.4	2.6	1.7	1.0	2.0	1.0	9.8	4.54
L2	83.8	3.7	1.7	1.6	—	1.3	0.7	7.2	1.17
L3	82.2	4.0	1.6	1.1	—	1.0	0.7	9.4	0.73
L4	89.6	2.8	2.3	0.7	—	0.7	—	3.9	0.52

表 2 沉积物化学成分

Table 2 Chemical compositions of sediment /%

沉积物	Al_2O_3	CaO	TFe_2O_3	K_2O_3	MgO	Na_2O	SiO_2	TiO_2	LOI*	U**
L1	14.88	0.24	4.33	3.30	0.59	0.59	68.76	0.59	5.77	18
L2	11.24	0.17	2.97	3.21	0.47	0.50	77.60	0.58	3.39	15
L3	13.86	0.21	4.14	2.70	0.74	0.30	72.36	0.60	4.82	10
L4	6.25	0.09	1.53	2.22	0.25	0.32	87.34	0.15	1.44	8

注:*1 000 ℃灼失量,**单位为 μg/kg

1.1.2 试验用铀溶液

先配制 1 g/L 的铀标准溶液,再用去离子水配制浓度为 10 mg/L 的铀溶液。

1.2 试验方法

试验采用静态批式法,采用沉积物-水相系统吸附试验,在室温下取 100 mL 浓度为 10 mg/L 的铀溶液放入 100 mL 的锥形瓶中,再加入 1 g 不同层深、磨细的沉积物风干样品,使固液比(以 m/V 表示,单位 g/L)为 10;使用塑料薄膜封口,放入预先设置好的温度 25 ℃、转速 250 r/min 的水浴恒温振荡器中振荡。吸附平衡后,3 000 r/min 离心 2 min,取 10 mL 的上清液,进行 ICP 测定。

1.3 数据处理

1)沉积物对铀的吸附率和吸附容量的计算公式[12]:

$$q = \frac{C_0 - C_e}{W} \times V \tag{1}$$

$$p = \frac{C_0 - C_i}{C_0} \times 100\% \tag{2}$$

式中,q 是单位吸附容量(mg/g);C_0 是未吸附时铀的质量浓度(mg/L);C_e 是平衡时铀的质量浓度(mg/L);W 是吸附剂的质量(mg);V 是吸附液的体积(mL);p 是吸附率(%);C_i 是吸附后铀的质量浓度(mg/L)。

2)吸附动力学模型

不同吸附介质吸附铀的过程选用准一级动力学模型(式 3)、准二级动力学模型(式 4)[13]、Elovich 模型(式 5)进行描述。

$$Q_t = Q_e(1 - e^{-K_1 t}) \tag{3}$$

$$Q_t = \frac{K_2 Q_e^{\ 2} t}{1 + K_2 Q_e t} \tag{4}$$

$$Q_t = K_3 \ln t + C \tag{5}$$

式中,t 为反应时间(h);Q_t 为 t 时吸附容量(mg/g);Q_e 为平衡吸附容量(mg/g);K_1 为准一级动力学模型吸附常数(min^{-1});K_2 为准二级动力学模型吸附常数(g·mg^{-1}·g);K_3 和 C 为 Elovich 模型的吸附常数,单位分别为 mg/(g·h)、mg/g。

3)吸附等温线模型

试验吸附数据选用 Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型[14]进行描述。

2 结果与讨论

2.1 不同因子对沉积物吸附铀的影响

2.1.1 吸附时间

铀在不同层深沉积物上的吸附容量和吸附率随时间变化如图 1 所示。1 h 内,L1、L2、L3 对铀的吸附率和吸附容量明显大于 L4,这是有机质含量的差异导致的。1 h 后,吸附速率明显减小,增加缓慢。L1、L2、L3 在 9 h 时吸附达到平衡,而 L4 在 5 h 时吸附就达到平衡,此时吸附率分别是 95.35%、84.77%、91.22%、45.59%,吸附容量分别为 0.977、0.869、0.935、0.467 mg/g。这与陈超等[15]研究结果基本一致。在反应初期,沉积物的表面活性点没有达到饱和状态,以物理吸附为主。由于分子间结合力较弱,吸附热较小,吸附速率较快。随反应进行,沉积物表面覆盖度的增加以及表面活性点位的减少,吸附开始以化学吸附为主,而吸附需要一定的活化能,导致吸附速率变慢,吸附趋于平缓,最终平衡。

不同层深的沉积物对铀的吸附率和吸附容量不同。四层沉积物由于埋深不同(表 1、2),来源组分不同导致吸附过程出现差异。吸附率和吸附容量顺序为 L1>L3>L2>L4。L1 与 L4 吸附能力最主要的差别在于有机质含量,L1 有机质所占百分比为 4.54%,而 L4 有机质百分比仅有 0.52%。有机质含量较低,所占极性官能团[16]较少,吸附能力弱。目前已有研究表明,有机质是沉积物吸附重金属的关键因素,其吸附机制可能是由于有机质具有较大的亲和力和比表面积[17]。造成 L3>L2 的原因主要推断为化学成分的差异,L3 的铝、钙、铁、镁等氧化物成分均比 L2 的高,尤其是 L3 的铁氧化物含量约是 L2 的 1.5 倍。已有研究表明,铁氧化物具有大量正电荷,吸附能力强,促进对铀的吸附[18]。

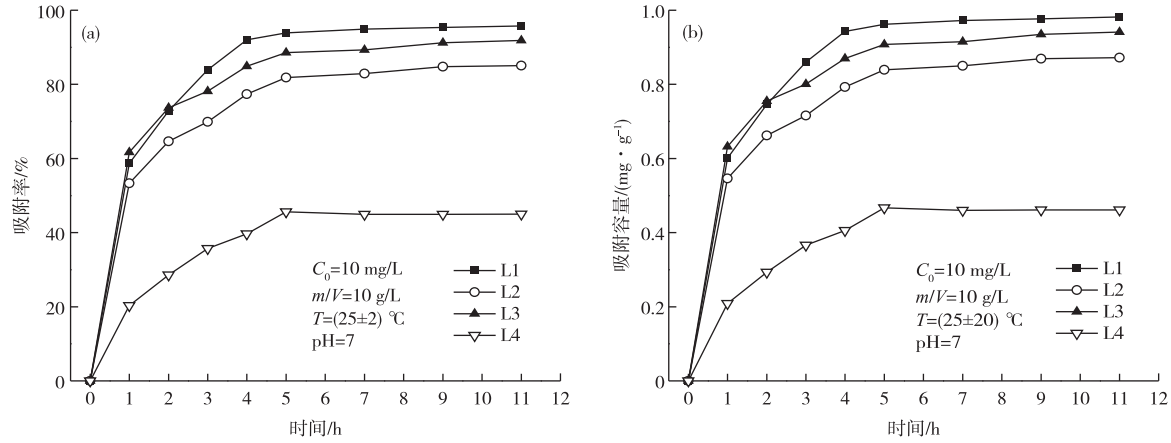

图 1　吸附介质和吸附时间对沉积物吸附铀的影响

Fig. 1　Effects of adsorption medium and time on uranium adsorption by sediment

2.1.2　初始铀浓度

图 2 为铀在不同层深沉积物上的吸附率和吸附容量与初始铀浓度变化的关系。在不同的吸附介质中，随着铀初始浓度的增大，沉积物对铀的吸附率逐渐减少，吸附容量持续增长。L1 在整个反应过程中吸附率由 98.47% 降低至 90.21%，吸附容量从 0.18 mg/g 增加至 2.70 mg/g。对比发现，L4 吸附容量虽然增加，但相对最低，推断可能是因为该深度的含铁氧化物含量最低，相对的反应活度较低[19]，吸附能力弱。

反应初期，沉积物表面活性点未饱和，溶液中存在较多的 UO_2^{2+}，UO_2^{2+} 随着铀浓度的升高而增加，吸附率高，中期活性点逐渐饱和，可吸附点位减少，吸附率下降。吸附率的下降也可能是因为高浓度的铀浓度破坏了沉积物的组织结构，无法提供有效的吸附点[20]。铀浓度的增大，导致更多的 UO_2^{2+} 游离在水溶液中，与沉积物表面活性位点接触机会增大，吸附容量增大。

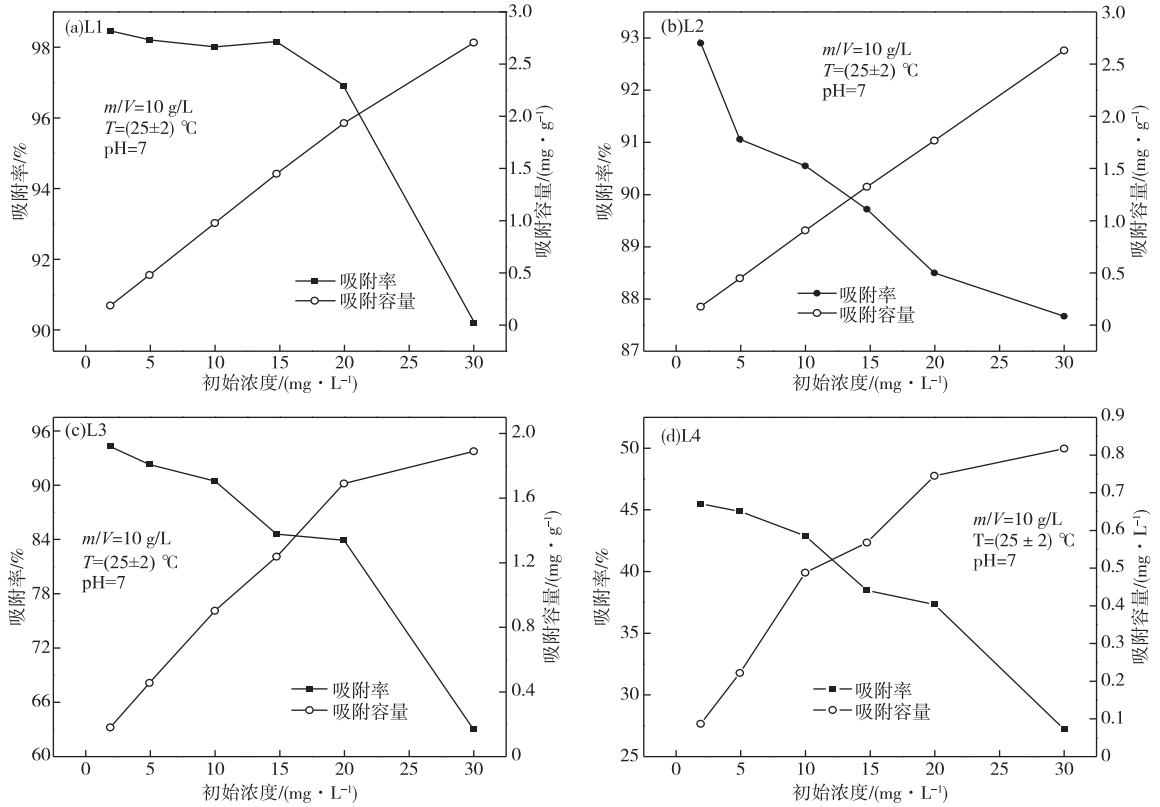

图 2　吸附介质和初始铀浓度对沉积物吸附铀的影响

Fig. 2　Effects of adsorption medium and initial uranium concentration on uranium adsorption by sediments

2.1.3 pH

图 3 为 pH 对铀在不同层深沉积物上吸附容量和吸附率的影响。当 pH=3～6 时,沉积物对铀的吸附率和吸附容量与 pH 呈正相关。但 L4 对铀的吸附率和吸附容量明显低于 L1、L2、L3,推断主要与 L4 有机质质量占比最小,仅为 0.52%有关。pH 对四层沉积物影响相似,当 pH=6～7 时,吸附效果最好;四层沉积物吸附率分别为 98.07%、96.59%、97.71%、42.80%,吸附容量分别为 0.94、0.90、0.91、0.40 mg/g。pH>7 时,吸附率及吸附容量与 pH 呈负相关。这与王宝鹅等[21]的研究结果一致。

pH<6 时,铀主要以 UO_2^{2+} 的形式存在,H^+ 浓度较高,负电性活性点被大量占据,此时阴离子配体发生氢化,UO_2^{2+} 与其吸附竞争,吸附能力减弱;但随着 pH 的增大,H^+ 不断减少,吸附介质表面的活性位点的正电荷密度减少,吸附率和吸附容量增大。pH=6～7 时,L1 对铀的吸附率及吸附容量开始下降,而其他深度沉积物对铀的吸附率和吸附容量持续上升,可能是因为石英含量较低,导致达到最大吸附率和吸附含量时 pH 较小。pH<7 时,石英促进沉积物对铀的吸附[22]。中性条件下,铀主要以 $(UO_2)_3(OH)^{5+}$、UO_2OH^+、$(UO_2)_2(OH)_2^{2+}$、$(UO_2)_3(OH)^{5+}$ 等形式存在[23],它们会与带有负电荷的官能团发生络合,最终生成络合物。但这些络合物更难吸附,其空间位阻和吸附倾向的降低最终导致吸附率和吸附容量达到最低[24]。

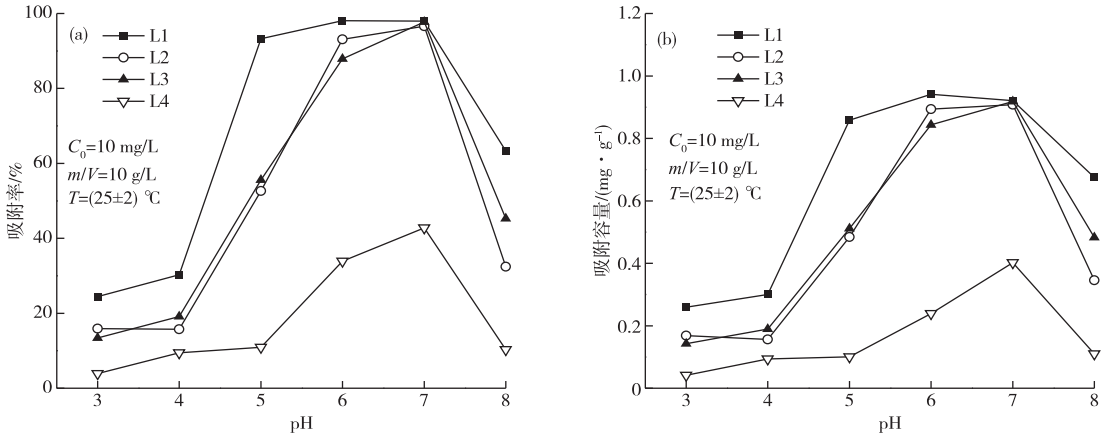

图 3 吸附介质和 pH 对沉积物吸附铀的影响

Fig. 3 Effects of adsorption medium and pH value on uranium adsorption by sediments

2.1.4 离子种类

0.1 mol/L 不同离子种类对铀在不同层深沉积物上吸附的影响如图 4 所示。在不同的吸附介质中,Ca^{2+}、Mg^{2+}、CO_3^{2-} 明显抑制沉积物吸附铀,且抑制效果 $Mg^{2+}>CO_3^{2-}>Ca^{2+}$,$K^+$、$Na^+$、$NO_3^{2-}$、$SO_4^{2-}$ 对沉积物吸附铀无明显影响;其中 SO_4^{2-} 对沉积物吸附效果与刘文娟等[25]研究结果一致,这是因为,含铀废水常呈酸性,含有大量的 SO_4^{2-},而试验所添加的 SO_4^{2-} 浓度相对于废水中的浓度较低,因此对沉积物吸附铀的抑制效果不明显。从抑制效果来看,Ca^{2+} 与 CO_3^{2-} 对沉积物吸附铀造成的影响与 David M S 等研究铀在绿泥石上的吸附解吸行为是相同的结果:pH 为 6.5 时,铀的吸附量顺序为无 CO_3-Ca 体系>CO_3-Ca 体系>CO_3 体系[26]。推断原因主要为 CO_3^{2-} 与 UO_2^{2+} 发生了螯合作用,形成了稳定的配合物[27],同时 Ca^{2+} 会与 UO_2^{2+} 竞争表面位点,导致铀难以被吸附,吸附容量减少。

上述离子种类对不同层深沉积物吸附效果影响相似,无明显差别,这可能是金属氧化物含量较低,差别不明显导致的。

2.1.5 重金属

图 5 为 10 mg/L 的重金属对铀在不同层深沉积物上吸附的影响。Cd、Pb、Cu、Fe 对沉积物吸附铀有明显的抑制作用,吸附容量显著降低,均低于 0.1 mg/g;而 Cr 对沉积物吸附铀影响较小,吸附容量无明显变化。且除 Th 之外,其他金属对不同层深沉积物吸附铀影响结果相似。

导致这一现象的原因可能是,加入的金属离子与溶液中的 UO_2^{2+} 共同竞争有限的吸附介质的负点电荷,导致原本应该与负电荷结合的铀酰离子游离在溶液中[28];也可能是因为金属离子争夺负电荷的能力强于 UO_2^{2+},抑制了沉积物吸附铀,导致吸附容量减少。相比之下,目前已有研究发现,Cr 的

化合物 $Cr(OH)_3$ 可以作为吸附海水中铀的吸附介质[29]，吸附介质增加，提供的吸附位点更多，促进沉积物对铀的吸附，吸附容量增加，在 L1 和 L2 处吸附结果中表现较为明显。与其他层度的沉积物不同，Th 在 L1 处对沉积物吸附铀无明显抑制作用，这可能是含有菱铁矿导致的。

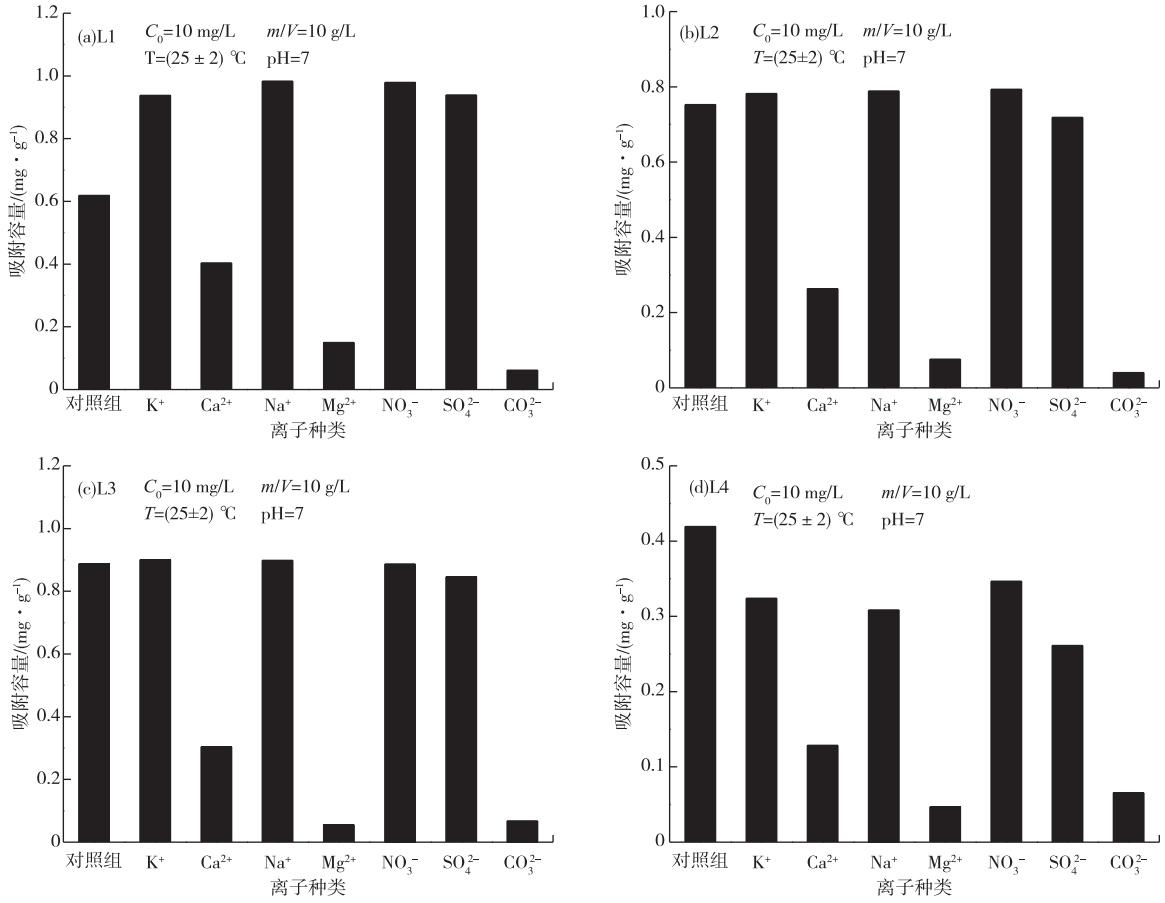

图 4　吸附介质和离子种类对沉积物吸附铀的影响

Fig. 4　Effects of adsorption medium and ion types on uranium adsorption by sediments

2.2　沉积物吸附铀行为研究

2.2.1　吸附动力学研究

动力学模型拟合曲线如图 6 所示，拟合参数见表 3。以 L1 为例，三种模型的相关系数 R^2 分别为 0.992、0.994、0.979；相比于 Elovich 模型，准一级和准二级动力学模型可以很好地描述沉积物对铀的吸附过程。拟合的铀理论平衡吸附量(0.971、1.080 mg/g)与试验平衡吸附量(0.978 mg/g)差异较小。说明存在物理吸附和化学吸附两种吸附。对于天然存在的沉积物，吸附速率由快吸附与慢吸附对吸附总量所占的百分比决定。因此可推测 L1 处的吸附介质吸附铀的过程中以物理吸附或离子交换等快速吸附为主，而化学反应的慢吸附过程占比较小[30]。

分析动力学数据可知，L2 和 L3 的吸附过程用准二级动力学模型描述最好，表明化学吸附是这两处吸附过程的速率控制步骤，吸附介质的表面还存在着非均相扩散的吸附—脱相过程[31]。准一级动力学模描述 L4 的吸附过程效果最好，吸附界面以物理吸附为主，受扩散步骤控制[32]。

综上所述，由于不同层度吸附介质的有机质、金属氧化物和黏土矿物含量差异，导致所提供的吸附位点不同，影响吸附容量和吸附率，进而影响铀在吸附介质中的迁移行为。

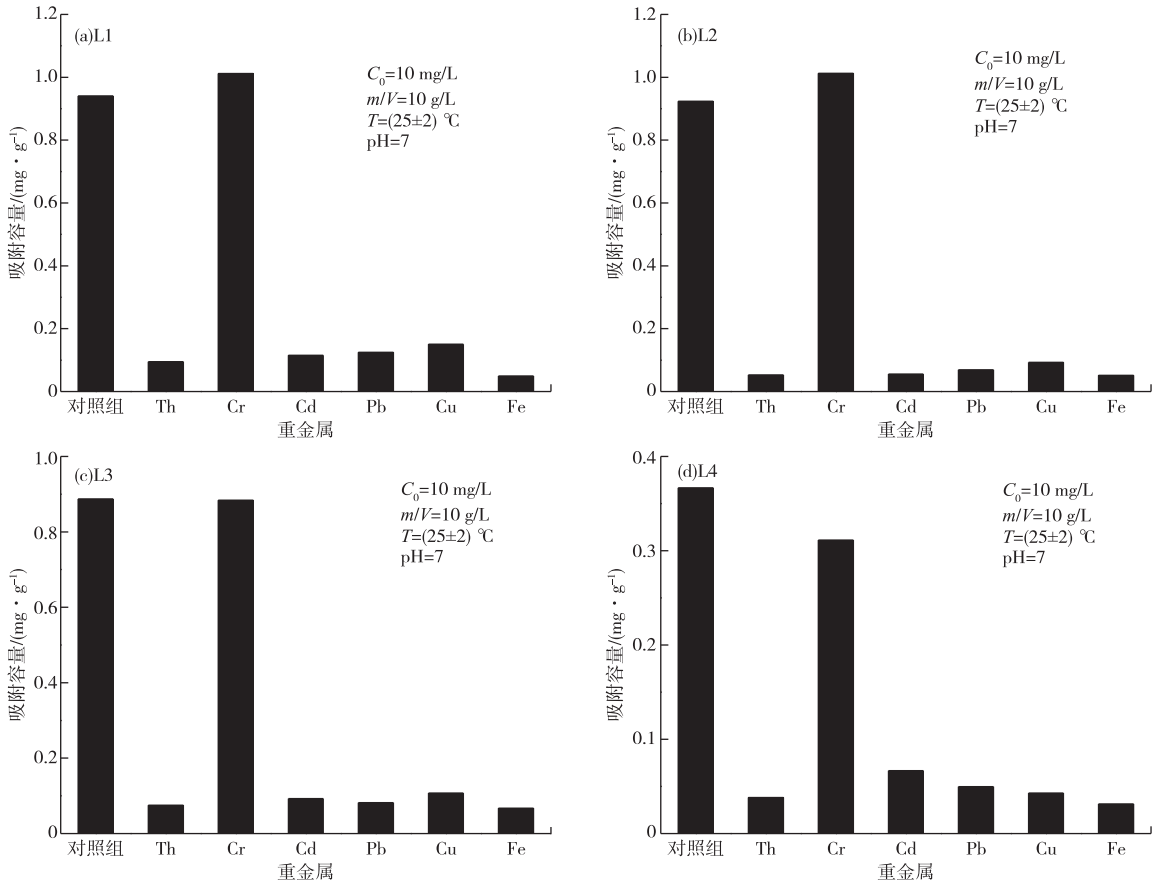

图 5 吸附介质和重金属对沉积物吸附铀的影响

Fig. 5 Effects of adsorption media and heavy metals on uranium adsorption by sediments

2.2.2 吸附等温线研究

吸附等温线拟合曲线如图 7 所示,相关参数见表 4。对比两种模型的相关系数 R^2 以及计算的不同铀初始浓度所对应的分离因子 R_L($R_L=K_L{}^{-1}C_0{}^{-1}$,C_0 为铀初始浓度,mg/L)可知,Langmuir 等温吸附模型可以很好地描述 L1 和 L4 吸附热力学过程,说明吸附为只存在于吸附介质外表面的单分子层吸附,吸附质无相互作用[33]。一个铀酰离子只能占据一个吸附位点,吸附位点逐渐饱和,吸附趋于平衡。

计算 L2 和 L4 处吸附介质的 R_L 以及模型的相关系数 R^2 发现,Langmuir 和 Freundlich 等温吸附模型的相关系数无明显差异,但分离因子 R_L 不是都小于 1,因此 Freundlich 等温吸附模型更适合描述这两处的吸附热力学特性,表明吸附过程均为多分子层且发生在非均质表面。根据表 4 计算出的 $1/n$ 都在 0.5～2,结合相关数据[34]分析得出吸附过程相对容易进行。

综合上述分析可得,L1 与 L3 适合用 Langmuir 等温吸附模型来描述其吸附热力学特性,L2 与 L4 处吸附介质的吸附特性适合用 Freundlich 等温吸附模型描述。推断主要与 L1 与 L3、L2 与 L4 矿物成分、有机质、金属氧化物差异较小有关。

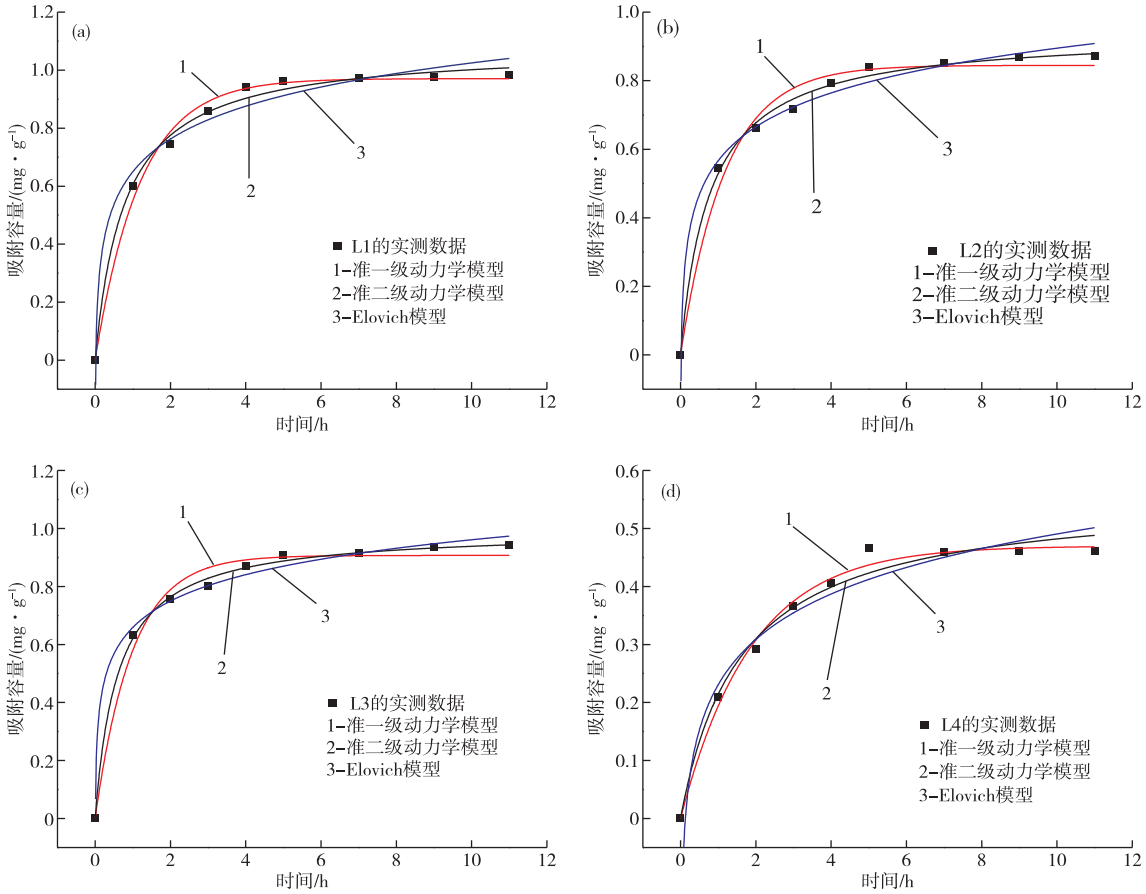

图 6　不同吸附介质动力学吸附过程拟合图

Fig. 6　Dynamic adsorption process fitting diagrams of different adsorption media

表 3　动力学拟合参数

Table 3　Kinetic fitting parameters

沉积物	准一级动力学模型			准二级动力学模型			Elovich 模型		
	K_1	Q_e	R^2	K_2	Q_e	R^2	K_3	C	R^2
L1	0.842	0.971	0.992	1.177	1.080	0.994	0.163	0.650	0.979
L2	0.853	0.845	0.980	1.360	0.941	0.996	0.143	0.566	0.991
L3	1.026	0.907	0.983	1.658	0.995	0.998	0.131	0.659	0.993
L4	0.536	0.469	0.991	1.107	0.559	0.988	0.113	0.230	0.964

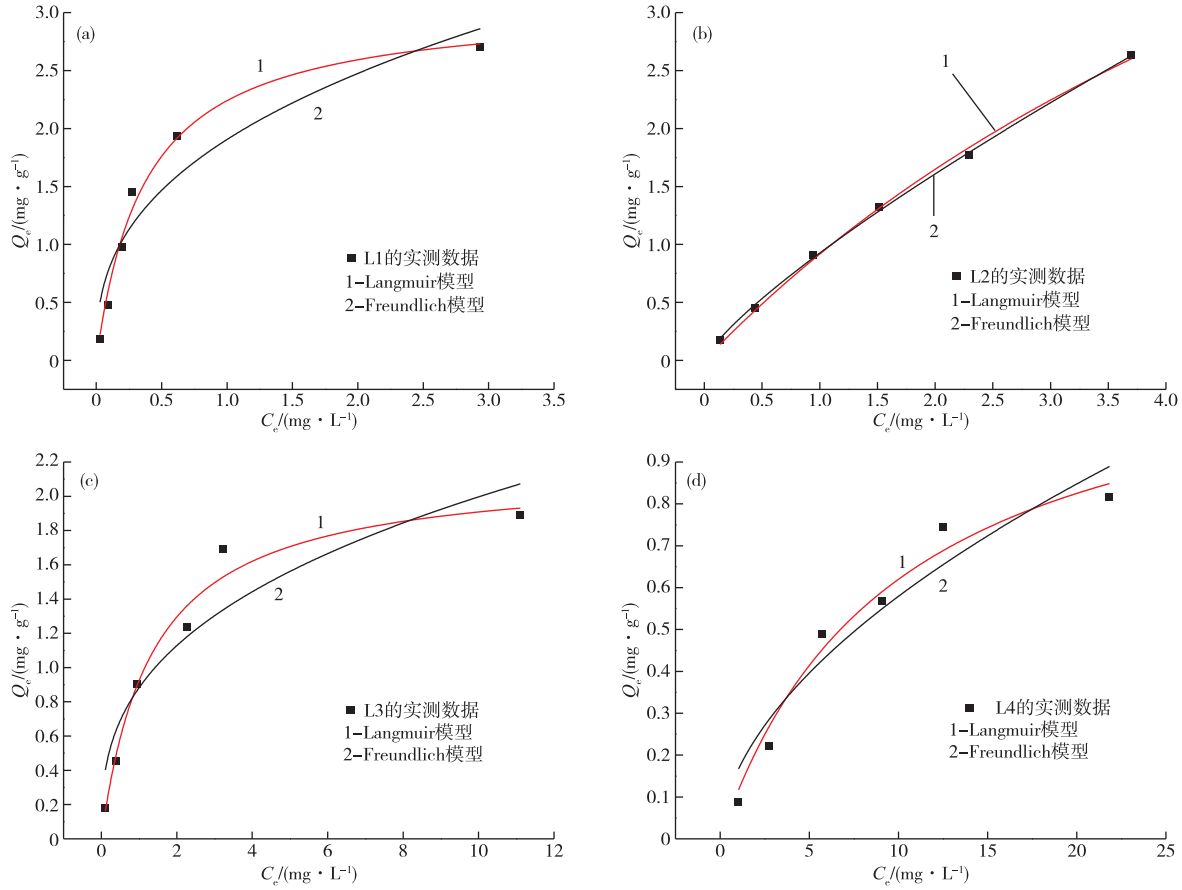

图 7 不同吸附介质吸附等温线拟合图

Fig. 7 Fitting diagrams of adsorption isotherm of different adsorption media

表 4 等温吸附模型拟合参数

Table 4 Fitting parameters of isothermal adsorption model

沉积物	Langmuir 等温吸附模型			Freundlich 等温吸附模型		
	Q_{max}/(mg · g^{-1})	K_L/(L · mg^{-1})	R^2	K_F/(mg^{n+1} · g · L^n)	n	R^2
L1	3.079	2.673	0.987	1.906	2.649	0.880
L2	8.128	0.127	0.997	0.926	1.255	0.998
L3	2.165	0.744	0.976	0.882	2.818	0.867
L4	1.233	0.101	0.973	0.164	1.821	0.915

3 结论

1)不同埋深沉积物主要组分相似,以石英为主。随着埋藏深度的增加,有机质占比降低,石英所占比重增大。L1 与 L3 化学成分差异较小,金属氧化物占比相近,K_2O_3 和 Na_2O 随着埋藏深度的增加,占比减少。

2)不同埋深沉积物对铀吸附效果不同,吸附平衡时间也不同。吸附容量排列顺序为 L1>L3>L2>L4,吸附率与沉积物中有机质含量呈正相关,与铀初始浓度呈负相关,吸附容量与铀初始浓度呈正相关。pH=6~7 时,沉积物对铀的吸附效果最佳。Ca^{2+}、Mg^{2+}、CO_3^{2} 明显抑制沉积物吸附铀,抑制效果 $Mg^{2+}>CO_3^{2-}>Ca^{2+}$;Cd、Pb、Cu、Fe 对吸附铀也有明显的抑制作用。

3)通过动力学模型拟合可知,L1 沉积物对铀的吸附为物理吸附和化学吸附,L2 和 L3 主要为化学吸附,L4 主要为物理吸附。L1 与 L3 可以用 Langmuir 等温吸附模型描述其吸附过程,吸附为单分子吸附。L2 与 L4 吸附特性符合 Freundlich 等温吸附模型,吸附为非均质表面的多分子层吸附。

参考文献

[1] 高柏,高杨,蒋文波,等. 铀矿区放射性污染土壤修复技术研究进展[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(8):28-36.

GAO B,GAO Y,JIANG W B,et al. Research progress on remediation technology of radioactive contaminated soil in uranium mining area[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy),2021(8):28-36.

[2] 张金带,李友良,简晓飞. 我国铀资源勘查状况及发展前景[J]. 中国工程科学,2008,10(1):54-60.
ZHANG J D, LI Y L, JIAN X F. Situation and development prospect of uranium resources exploration in China[J]. Strategic Study of CAE,2008,10(1):54-60.

[3] JAGETIVA B L, PUROHIT P. Effects of various concentrations of uranium tailings on certain growth and biochemical parameters in sunflower[J]. Biologia, 2006,61(1):103-107.

[4] JIANG F L, GUO J T, WANG X L, et al. Experimental study on the leaching performance of U(Ⅵ) solidified by uranium tailing cement with different admixtures and ratios[J]. Environmental Technology & Innovation,2020,17:100506. DOI:10.1016/j.eti.2019.100506.

[5] 高杨,高柏,蒋文波,等. 某铀矿^{238}U、^{232}Th 污染土壤分布特征及健康风险评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(8):145-150.
GAO Y, GAO B, JIANG W B, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of ^{238}U and ^{232}Th contaminated soil in uranium mine[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy),2021(8):145-150.

[6] 廉欢,高柏,郭亚丹,等. 某尾矿库区水环境中放射性核素铀的变化特征及影响因素[J]. 有色金属(冶炼部分),2017(5):64-68.
LIAN H, GAO B, GUO Y D, et al. Change characteristics and influence factors of radioactive nuclide uranium in tailings area and surrounding river system[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy), 2017(5):64-68.

[7] 王国强,许建新,韩积斌. 阿拉尔河下游沉积物对铀的吸附及其影响因素[J]. 铀矿地质,2018,34(5):293-299.
WANG G Q, XU J X, HAN J B. Adsorption of uranium on river sediments from the lower Alar River in Qaidam Basin and its influencing factors[J]. Uranium Geology,2018,34(5):293-299.

[8] ANTHON C, CHARLES G, ANDRE T. Controls on uranium distribution in lake sediments[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta,2010,74(1):203-214.

[9] 王洋. 富磷水系中沉积物矿物对铀的吸附试验研究[D]. 成都:成都理工大学,2017.
WANG Y. The study of sediments adsorption of uranium in phosphorus-enriched water system[D]. Chengdu:Chengdu University of Technology,2017.

[10] 王国强,许建新,韩积斌. 阿拉尔河下游沉积物对铀的动态吸附机制[J]. 盐湖研究,2018,26(2):52-58.
WANG G Q, XU J X, HAN J B. Dynamic adsorption mechanism of uranium on sediments from the lower Alar River in Qaidam Basin[J]. Journal of Salt Lake Research,2018,26(2):52-58.

[11] 丁小燕,张春艳,高柏,等. 临水河放射性核素的分布特征及评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2017(2):59-62,70.
DING X Y, ZHANG C Y, GAO B, et al. Distribution characteristics and evaluation of radioactivity in Linshui River[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy),2017(2):59-62,70.

[12] 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 H Y, GAO B, MA W J, et al. Analysis of adsorption characteristics and influencing factors of U(Ⅵ) based on SPSS[J]. Nonferrous Metals Engineering,2020,10(4):109-116.

[13] QIU H, LV L, PAN B C, et al. Critical review in adsorption kinetic models[J]. Journal of Zhejiang University (Science A:An International Applied Physics & Engineering Journal),2009,10(5):716-724.

[14] WANG J L, GUO X. Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method[J]. Chemosphere,2020,258:127279. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.127279.

[15] 陈超,朱君,石云峰,等. 海洋环境体系中放射性核素吸附-解吸迟滞机制研究[J]. 原子能科学技术,2019,53(5):797-804.
CHEN C, ZHU J, SHI Y F, et al. Mechanism of adsorption-desorption hysteresis of radionuclide in marine[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2019,53(5):797-804.

[16] AJMAL M, KHAN A H, AHMAD S, et al. Role of sawdust in the removal of copper(Ⅱ) from industrial wastes[J]. Water Research,1998,32(10):3085-3091.

[17] 易文利. 有机质对河流沉积物吸附重金属的影响研究[J]. 河南科学,2017,35(5):793-797.
YI W L. Effects of organic matter on the heavy metal adsorption characteristics in surface sediment of river[J]. Henan Science,2017,35(5):793-797.

[18] 郭平,陈薇薇,辛星,等. 土壤及其主要化学组分对五氯酚吸附特征研究[J]. 环境污染与防治,2009,31(1):65-68,73.
GUO P, CHEN W W, XIN X, et al. Adsorption of pentachlorophenol on soil and its major components[J]. Environmental Pollution & Control, 2009, 31(1):

65-68,73.

[19] 张利江.铁锰复合氧化物及氢氧化物去除 U(Ⅵ)的性能和机理研究[D].湖南衡阳:南华大学,2020.
ZHANG L J. Preparation ferromanganese composite oxides and hydroxides and the removal of uranium (Ⅵ) from aqueous solution[D]. Hengyang: University of South China,2020.

[20] 钟翼,许建新,韩积斌,等.阿拉尔河悬浮物对铀的吸附影响研究[J].盐湖研究,2020,28(1):112-122.
ZHONG Y, XU J X, HAN J B, et al. Adsorption of uranium on suspended solids from Alar River[J]. Journal of Salt Lake Research,2020,28(1):112-122.

[21] 王宝娥,徐伟昌,郭杨斌,等.利用灭活啤酒酵母菌吸附溶液中铀的影响因素探讨[J].南华大学学报(理工版),2003,17(3):33-35,39.
WANG B E,XU W C,GUO Y W,et al. Studies on the effect of virous of facts on biosorption of uranium by saccharomyces cerevisiae[J]. Journal of Nanhua University (Science & Engineering Edition), 2003, 17(3):33-35,39.

[22] 刘美美.石英对富磷水系中铀的吸附试验研究[D].成都:成都理工大学,2015.
LIU M M. The study of quartz adsorption of uranium in phosphorus-enriched water system[D]. Chengdu: Chengdu University of Technology,2015.

[23] 史维浚.铀水文地球化学原理[M].北京:原子能出版社,1990:112-122.
SHI W J. Hydrochemistry of Uranium[M]. Beijing: Atomic Energy Press,1990:112-122.

[24] ZAHAKIFAR F, KESHTKAR A R, TALEBI M. Synthesis of sodium alginate(SA)/ polyvinyl alcohol (PVA)/ polyethylene oxide(PEO)/ ZSM-5 zeolite hybrid nanostructure adsorbent by casting method for uranium(Ⅵ) adsorption from aqueous solutions[J]. Progress in Nuclear Energy, 2021, 134: 103642. DOI: 10.1016/j.pnucene.2021.103642.

[25] 刘文娟,徐伟昌,王宝娥.溶液中其他离子对微生物吸附铀的影响[J].铀矿冶,2004,23(3):143-146.
LIU W J,XU W C,WANG B E. Influence of cations and anion in solution on biosorption of uranium[J]. Uranium Mining and Metallurgy,2004,23(3):143-146.

[26] 廖容,王新宇,杨旅涵,等.影响黏土矿物吸附铀的因素研究进展[J].广州化工,2017,45(21):10-12,37.
LIAO R, WANG X Y, YANG L H, et al. Research progress on factors affecting uranium sorption of clay minerals[J]. Guangzhou Chemical Industry, 2017, 45(21):10-12,37.

[27] 李英秋,蔡定洲,廖俊生.铀酰离子与碳酸根离子配位作用研究[C]//中国核学会核化学与放射化学分会.第七届全国核化学与放射化学学术讨论会论文摘要集.广东 珠海:中国核学会,2005.
LI Y Q, CAI D Z, LIAO J S. Study on coordination between uranyl ion and carbonate ion[C]//Branch of Nuclear and Radiochemistry, Chinese Nuclear Society. Abstracts of the 7th National Symposium on Nuclear and radiochemistry. Zhuhai: Chinese Nuclear Society, 2005.

[28] 丁小燕.某尾矿库下游地下水中铀的吸附与迁移规律试验研究[D].南昌:东华理工大学,2018.
DING X Y. Study on adsorption and migration of uranium in downstream groundwater at tailings ponds[D]. Nanchang: East China University of Technology, 2018.

[29] 尾方昇,垣花秀武.海水中铀的提取(Ⅱ):海水提铀的吸附剂[J].海洋科技资料,1973(9):68-75.
WEI F S, YUAN H X W. Extraction of uranium from seawater(Ⅱ): Sorbent for uranium extraction from seawater[J]. Marine Science Bulletin, 1973(9):68-75.

[30] 石云峰,李婷,朱君,等.核电厂关键核素在海洋沉积物上的吸附动力学[J].核化学与放射化学,2020,42(5):408-414.
SHI Y F, LI T, ZHU J, et al. Adsorption kinetics of key nuclides from nuclear power plant on marine sediments[J]. Journal of Nuclear and Radiochemistry, 2020,42(5):408-414.

[31] 陈玉强,张胜寒.高分子除氯剂对水中氯离子的吸附机理[J].化工环保,2018,38(2):185-190.
CHEN Y Q, ZHANG S H. Adsorption mechanism of polymer dechlorination agent to chloride ion in water[J]. Environmental Protection of Chemical Industry, 2018, 38(2):185-190.

[32] 朱灵峰,何怡雪,张昊,等.锰改性玉米秸秆生物炭吸附去 1,4-苯醌[J].江苏农业学报,2016,32(3):570-574.
ZHU L F, HE Y X, ZAHNG H, et al. Adsorptive removal of 1,4-benzoquinone by Mn-modified cornstalk biochar[J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2016,32(3):570-574.

[33] 宋勇,吕俊文,张园园,等.改性锯末对铀的吸附机理研究[J].安全与环境工程,2018,25(3):86-92.
SONG Y, LV J W, ZHANG Y Y, et al. Study of adsorption mechanism of uranium by modified sawdust[J]. Safety and Environmental Engineering, 2018, 25(3): 86-92.

[34] BAYRAMOGL G, DENIZLI A, BEKTAS S, et al. Entrapment of *Lentinus sajor-caju* into Ca-alginate gel beads for removal of Cd(Ⅱ) ions from aqueous solution:Preparation and biosorption kinetics analysis[J]. Microchemical Journal,2002,72(1):63-76.