

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2020070902

阳刚, 潘跃龙, 刘羽, 等. 3-氨基丙基三乙氧基硅烷(3-APTES)改性粘土岩的制备及其对铀 U(VI)的吸附[J]. 环境化学, 2021, 40(11): 3590-3597.

YANG Gang, PAN Yuelong, LIU Yu, et al. Preparation of 3-APTES modified clay rock and its adsorption for U(VI)[J]. Environmental Chemistry, 2021, 40 (11): 3590-3597.

3-氨基丙基三乙氧基硅烷(3-APTES)改性粘土岩的制备及 其对铀 U(VI)的吸附*

阳 刚1 潘跃龙2 刘 羽2 冷阳春3** 王彦惠1 李东瑞3

(1. 成都理工大学,成都, 610059; 2. 中广核工程有限公司, 深圳, 518000; 3. 西南科技大学, 绵阳, 621010)

摘 要本文用 3-氨基丙基三乙氧基硅烷 (3-APTES) 改性粘土岩,并通过 X 射线荧光光谱分析 (XRF)、 红外光谱仪 (FT-IR)和扫描电子显微镜 (SEM)对其进行了表征.结果显示, 3-APTES 改性粘土岩没有 固定的表面结构,多为呈不规则多边型的薄片状晶体.以 3-APTES 改性粘土岩为吸附介质,探讨了反应 时间、初始浓度、水相 pH 值、固液比、实验温度和离子种类等对该材料吸附 U(VI)的影响.实验结果表 明,pH 为 5、U(VI)初始浓度为 50 µg·mL⁻¹、固液比为 1:200 时,经过 120 min 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI)的吸附达到平衡,吸附效果最佳.升温有助于提高其吸附性能;溶液中 Ca²⁺、HCO₃⁻、CO₃²⁻等 3 种 离子极大的抑制了 3-APTES 改性粘土岩的吸附性能.

关键词 3-氨基丙基三乙氧基硅烷 (3-APTES),改性,粘土岩,吸附,U(VI).

Preparation of 3-APTES modified clay rock and its adsorption for U(VI)

YANG Gang¹ PAN Yuelong² LIU Yu² LENG Yangchun^{3 **} WANG Yanhui¹ LI Dongrui³

Chengdu University of Technology, Chengdu, 610059, China; 2. China Nuclear Power Engineering Co., Ltd, Shenzhen, 518000, China; 3. Southwest University of Science and Technology, Mianyang, 621010, China)

Abstract 3-aminopropyltriethoxysilane (3-APTES) modified clay rock was characterized by X-ray fluorescence spectrometry (XRF), infrared spectrometer (FT-IR) and scanning electron microscope (SEM). The characterization results showed that 3-APTES modified clay rock had no fixed surface structure and was mostly lamellar crystal with irregular polygonal shape. Using 3-APTES modified clay rock as the adsorption medium, the effect of reaction time, initial concentration, aqueous phase pH value, solid-liquid ratio, experimental temperature and ionic species on absorption of U(VI) were explored. The experimental results showed that when the pH was 5, the initial concentration of U(VI) was 50 μ g·mL⁻¹, and the solid-liquid ratio was 1 : 200, the adsorption of U(VI) on the 3-APTES modified clay rock reached equilibrium after 120 minutes. The adsorption effect was the best. Warming helps to improve its adsorption performance; Ca²⁺, HCO₃⁻ and CO₃²⁻ ions in the solution greatly inhibited the adsorption performance of 3-APTES modified clay rock.

²⁰²⁰年7月9日收稿(Received: July 9, 2020).

^{*} 国家自然科学基金(41630646)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (41630646).

^{**} 通讯联系人 Corresponding author, Tel: 0816-6089871, E-mail: leng_yc@swust.deu.cn

Keywords 3-APTES, modification, clay rock, adsorption, U(VI).

核技术的广泛应用,会产生大量含有铀、钚等核素的放射性的废物.其具有毒性大,衰变时间长等 特点,如不妥善处理将会对人类和生态造成长久的危害^[1-4].放射性废物中的铀在水相环境下一般以 U(IV)和U(VI)的方式存在,四价铀具有很强的还原性,易被氧化为六价铀以UO₂²⁺的形式存在于水相环 境中,若处于地下水环境中,还会与地下水中的杂质离子反应,形成多种铀酰化合物^[5-6].

如何安全、有效的处理这些放射性核素是目前急需解决的问题,常用的U(VI)处理方法有离子交换法、吸附法、化学沉淀法、电化学处理法、膜分离法等^[7-13].这些方法普遍存在投入高、消耗大等不足.材料吸附法作为一种简单易操作的方法被广泛应用于去除溶液中的U(VI).粘土岩矿物作为一种常用的吸附材料,具有不透水,自封闭性良好、吸附能力强等优点,因此受到广泛的关注.3-氨基丙基三乙氧基硅烷(3-APTES)能够增加粘土岩表面的吸附位点,增强粘土岩的吸附性能.因此,3-APTES已经作为一种常用的改性附载材料被应用到很多领域中.

本实验利用 3-氨基丙基三乙氧基硅烷对粘土岩进行改性,测试其吸附性能并探究其吸附 U(W)的 反应机理,为缓冲回填材料提供更好的选择,为其在地质处置中的应用提供基础理论依据.

1 实验部分 (Experimental section)

1.1 材料与仪器

1.1.1 仪器

JJ-2 恒温磁力搅拌器、DZTW 恒温电热套、DHG-9020-2 控温红外烘箱、UPT-II-10T 纯水机、 FA2004A 电子分析天平、DZS-708L 电子 pH 计、L500 高速离心机、UV-3150 紫外分光光度计、Axios X 射线荧光光谱仪、Spectrum One 红外光谱仪、UItra 55 场发射扫描电子显微. 1.1.2 试剂

3-氨基丙基三乙氧基硅烷(3-APTES)、无水乙醇、硝酸、盐酸、氢氧化钠、氯化钾、氯化钠、碳酸钠、氯化镁、硝酸钠、硫酸钠、碳酸氢钠、偶氮胂Ⅲ、双氧水、标准溶液 U(VI)(pH=5,浓度为

 $200 \text{ mg} \cdot L^{-1}$).

1.2 实验方法

1.2.1 改性粘土岩的制备

取 4 g 粘土岩矿物, 经破碎、研磨并过 200 目筛后, 放入干燥箱中 80 ℃ 烘烤至完全干燥, 向干燥后的粘土岩中加入 200 mL 的去离子水、2 mL 1 mol·L⁻¹ 的盐酸和 2 mL 2 mol·L⁻¹ 的硝酸, 在室温下使用恒温磁力搅拌器以 1000 r·min⁻¹ 的转速搅拌 6 h, 对粘土岩进行酸性活化. 将活化后粘土岩放入三颈烧瓶中, 加入 200 mL 无水乙醇, 三颈烧瓶保持氮气循环的条件下, 放置在恒温电热套中恒温加热 2 h, 使其充分完成水解、聚合后再逐滴加入 2 mL 的 3-APTES 并充分震荡, 继续恒温加热 4 h. 反应完成后的产物放入恒温真空抽滤箱中, 在 80 ℃ 的真空条件下进行恒温干燥, 每 3 h 用无水乙醇进行冲洗 1 次, 重复操作 6—8 次, 待产物完全干燥后即可得到 3-APTES 改性粘土岩.

1.2.2 吸附实验

称取 0.04 g 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的 200 μg·mL⁻¹ 的 U(Ⅵ) 标液并定容至 8 mL. 将离心管放置到恒温震荡箱中进行振荡,按照设定的接触时间分别取出离心管,放入高速离心 机中以 3000 r·min⁻¹ 的转速离心 20 min. 离心后 3-APTES 改性粘土岩聚集在离心管底部,移取 1 mL 上 清液于 10 mL 的容量瓶,先后加入 0.5 mL 的 0.5 mol·L⁻¹ 盐酸和 2 mL 质量浓度为 0.1% 的偶氮胂 Ⅲ 显 色剂,摇匀后使用紫外分光光度计测量其浓度并记录数据. 本实验通过吸附分配系数(*K*_d 值)来表征吸附性 能^[14–15]:

$$K_d = \frac{(A_0 - A_t) \times V}{A_t \times M} \tag{1}$$

式中, A_0 —U(VI)的初始浓度, $\mu g \cdot m L^{-1}$; A_1 —平衡后水相中 U(VI)的浓度, $\mu g \cdot m L^{-1}$; V—反应介质的总体

3591

积, mL; M—加入 3-APTES 改性粘土岩的质量, g.

结果与讨论 (Results and discussion) 2

2.1 粘土岩及改性粘土岩的表征

2.1.1 XRF 分析

粘土岩及 3-APTES 改性粘土岩的 XRF 分析结果如表 1 所示. 由表 1 可知, 粘土岩及 3-APTES 改 性粘土岩化学组成复杂, Si、Ca、Al元素所占比重较大, 其中 SiO₂ 的含量在粘土岩及改性粘土岩中超 过 50.00%, 还含有少量的 Fe、K、Mg、Na 等元素, 且都以稳定氧化物的形式存在于 3-APTES 改性粘土 岩中.

Table 1Main components of claystone、3-APTES modified claystone(%)						
成分	岩样1	岩样2	岩样平均值	改性岩样1	改性岩样2	改性岩平均值
Composition	Claystone1	Claystone2	Average value	Modified claystone 1	Modified claystone 2	Average value
SiO_2	52.92	49.08	51.00	49.67	52.88	51.28
CaO	21.84	18.53	20.19	21.68	17.69	19.69
Al_2O_3	14.71	15.20	14.96	14.86	15.23	15.04
Fe ₂ O ₃	5.82	5.93	5.88	5.66	5.98	5.82
K ₂ O	3.09	2.56	2.83	2.70	2.88	2.79
MgO	2.75	2.88	2.82	2.82	2.68	2.75
Na ₂ O	0.87	0.95	0.91	0.87	0.94	0.90
TiO ₂	0.63	0.68	0.66	0.63	0.67	0.65

表1 粘土岩、3-APTES 改性粘土岩主要成分(%)

2.1.2 红外光谱表征与分析

改性前后的粘土岩红外光谱见图 1. 由图 1 可知, 3415.31 cm⁻¹ 处为 Si—OH 键伸缩振动峰, 2917.77 cm⁻¹ 处为 C—H 键的伸缩振动峰(反称), 1644.98 cm⁻¹ 处为 H₂O—OH 键弯曲振动峰, 改性前后土样这 3 个 峰完全一样,说明进行附载改性后,这部分结构并未发生改变.1454.06 cm⁻¹ 处为 C—O—H 键伸缩振动 峰,改性后该峰基本消失,说明粘土岩中的 C—O—H 键被 3-APRES 中的—NH2 破坏. 1031.73 cm⁻¹ 处为 Si—O 键面内伸缩振动峰,改性后该峰的面积明显增大,说明 Si—O 键数量增加,这与 3-APTES 的化学成分相符. 873.59 cm⁻¹ 处的 C---H 键弯曲振动消失. 在 470.54 cm⁻¹ 处的 Si---O---AI 键弯曲振动 峰面积增加,说明该键的数量增加,这是由于 3-APTES 中的部分 Si—O 键与粘土岩中的 AI 原子组合 成新的 Si—O—Al 键. 由此可知 3-APTES 改性粘土岩的改性过程主要发生在 C—O—H 键、Si—O 键 和 Si—O—Al 键处. 其主要组分未发生变化, 仍为伊利石等粘土矿物.



Fig.1 FT-IR spectrum analysis of laystone

2.1.3 SEM 表征与分析

3-APTES 改性粘土岩的扫面电镜结果如图 2 所示. 由图 2 可以看出, 3-APTES 改性粘土岩没有固 定的表面结构,多为呈不规则多边型的薄片状晶体,形态各异没有规律,且空间结构分布分散,各晶体 间孔隙大,空位多.这样的结构使得 3-APTES 改性粘土岩拥有更大的比表面积、更多的吸附位点,即其 具有更强的表面吸附能力.



图 2 3-APTES 改性粘土岩扫面电镜图 Fig.2 SEM chart of 3-APTES Modified Claystone(a before modification,b after modification)

2.2 改性粘土岩对 U(VI) 的吸附性能研究

2.2.1 时间对吸附性能的影响

室温下,称取 0.04 g 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的 200 μg·mL⁻¹ 的 U(VI) 标液并 定容至 8 mL. 在 pH 5 的条件下,考察吸附时间对改性粘土岩对 U(VI) 的影响,结果如图 3 所示. 由图 3 可知, 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI) 的吸附量随反应时间的增加而增加,吸附速率随时间的增加而不 断减小.120 min 时吸附量达到最大,吸附达到平衡.



Fig.3 Effect of adsorption duration on U(VI) removal

2.2.2 初始浓度对吸附性能的影响

室温下,称取 0.04 g 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的不同初始浓度的 U(VI) 标液并 定容至 8 mL. 在 pH 5 的条件下,吸附 120 min,考察不同浓度对改性粘土岩对 U(VI)的影响,结果如 4 所示. 由图 4 可知, 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI) 的吸附性能随着 U(VI) 初始浓度的增大先增强后减 弱,最后趋于稳定.分析认为是由于 3-APTES 改性粘土岩含有大量的氨基、羟基、碳碳双键等有机活 性基团,能与溶液中的U(VI)以化学键的形式结合,同时 3-APTES 改性粘土岩不规则的形状及松散多 孔的表面结构,可为对U(VI)的吸附提供足够的吸附位点,使分配系数增大;当U(VI)初始浓度为50 μg·mL⁻¹ 时, 3-APTES 改性粘土岩中的吸附点位已基本被 U(VI) 所占据, 没有多余的位点用于继续吸附溶液中 过量的 U(VI), U(VI) 就会与溶液中的其他离子结合, 以铀酰化合物的形式游离存在, 以致溶液中的 U(VI)浓度降低, 而被吸附的 U(VI) 的量保持一定, 导致分配系数呈下降趋势, 直至 K_d 值趋于一定. 50 μ g·mL⁻¹ 为 3-APTES 改性粘土岩吸附 U(VI) 的最佳浓度.



Fig.4 Effect of U(VI) initial concentrations on U(VI) adsorption

2.2.3 固液比对吸附性能的影响

室温下,称取一定量的 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的 50 μg·mL⁻¹ 的 U(VI) 标液并 定容至 8 mL. 在 pH 5 的条件下,吸附 120 min,考察不同固液比对改性粘土岩对 U(VI)的影响,结果如 图 5 所示.由图 5 可知,随着固液比的增大分配系数 K_d值先增大后减小.这是因为当 3-APTES 改性粘 土岩投入量较少时, 3-APTES 改性粘土岩表面的吸附位点不足以将 U(VI) 完全吸附, U(VI) 以铀酰离子 的形式游离存在于溶液中;随着投入量的增加,吸附位点和配位点增多,故分配系数增大;当岩样用量 达到一定值后,吸附达到饱和,继续增加投入量 U(VI) 将不再被吸附,单位面积上的吸附量减少, K_d值 下降.1:200 为此过程的最佳固液比.此时,分配系数最高,最佳吸附量达 9.969 mg·g⁻¹.同等条件下未 改性粘土岩的最佳吸附量为 2.352 mg·g⁻¹,改性粘土岩吸附能力显著增加.



2.2.4 pH 对吸附性能的影响

室温下,称取 0.04 g 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的 50 μg·mL⁻¹ 的 U(VI)标液并定 容至 8 mL. 吸附 120 min,考察不同 pH 对改性粘土岩对 U(VI)的影响,结果如图 6 所示. 由图 6 可知, 当 pH 值小于 5 时, 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI)的吸附分配系数随 pH 的增大而增大;当 pH 值等于 5 时, *K*_d 值达到最大,为最佳吸附 pH 值;当 pH 值大于 5 时,分配系数随 pH 的增大而减小. 这是由于酸 性条件下,U(VI) 在溶液中以游离的UO²⁺形式存在,U(VI) 的吸附主要为UO²⁺与土样表面的有机活性官 能团成键结合,而溶液中含有的量 H⁺,会与 3-APTES 改性粘土岩上—NH₂和—OH 结合,与UO²⁺竞争 吸附空位,明显抑制对了 U(VI) 的吸附作用;随着 pH 值的增大,UO₂CO₃ 与溶液中的 OH-络合生成

UO₂(CO₃)²⁻,吸附效果下降.随着 OH 的持续增加,UO₂(CO₃)²⁻会与过量的 OH 反应生成 UO₂(CO₃)⁴⁻,其 极难被 3-APTES 改性粘土岩吸附,从而抑制对 U(N) 的吸附.同时过量的 OH 还会与土样中的有机活 性基团配位,占据大量的吸附配位点,U(N) 游离存在与溶液中,从而使分配系数 K_d 值降低.



2.2.5 温度对吸附性能的影响

称取 0.04 g 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的 50 µg·mL⁻¹ 的 U(VI) 标液并定容至 8 mL. 在 pH 5 的条件下,吸附 120 min,考察不同温度对改性粘土岩对 U(VI)的影响,结果如图 7 所示.由图 7 可知,分配系数受温度影响较大,随着温度的增高吸收分配系数急剧增加,吸附反应速率加快,说明此 过程为吸热反应,升温增大 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI) 的吸附量.由图 7 可知,温度 20 ℃ 时分配系 数较高,已达 15800 mL·g⁻¹,吸附效果良好,考虑实验条件,吸附可在常温下进行.



5

2.2.6 不同离子对吸附性能的影响

称取 0.04 g 3-APTES 改性粘土岩到离心管中,加入 2 mL 的 50 μg·mL⁻¹ 的 U(VI) 标液并定容至 8 mL. 在 pH 5 的条件下,吸附 120 min,考察不同离子对改性粘土岩对 U(VI)的影响,结果如图 8 所示.由图 8 可知,Na⁺对吸附效果基本无影响,K⁺、Mg²⁺对吸附的抑制作用较弱,Ca²⁺抑制效果最显著.这是由于带 正电荷的离子会在库仑力的作用下附着在 3-APTES 改性粘土岩的表面,使其表面可用于吸附的位点 减少,从而抑制 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI) 的吸附;同时 Ca²⁺还会与溶液中的阴离子形成络合物,堵 塞 3-APTES 改性粘土岩表面的吸附孔位,大大降低了吸附效果.阴离子中NO₃、SO₄²⁻对吸附行为基本没 有影响,HCO₃、CO₃²⁻的抑制效果明显,这是由于CO₃²⁻水解会产生 OH⁻,其能与 UO₂CO₃配位生成 UO₂(CO₃)²⁻等,同时CO₃²⁻还能与 U(VI) 络合,形成多种难以被吸附的化学物质,从而导致 U(VI) 的吸附 量下降;而HCO₃能电离产生CO₃²⁻,其抑制吸附的机理与CO₃²⁻相同,但是HCO₃的水解能力较弱,产生的OH⁻较少,所以其对吸附的抑制效果弱于CO₃²⁻.



3 结论(Conclusion)

本文以 3-APTES 改性粘土岩作为研究对象, 通过 XRF、FT-IR 和 SEM 和等仪器对 3-APTES 改性粘土岩的化学成分及结构进行表征, 以静态吸附的方式, 探究了在不同条件下其对 U(VI) 的吸附影响规律. 得出以下结论:

(1)3-APTES 改性粘土岩化学组成复杂, Si、Ca、Al 元素所占比重较大, 其中 SiO₂ 含量最大; 其表面空洞多, 结构松散, 利于吸附; 3-APTES 改性粘土岩的改性过程主要发生在 C—O—H 键、Si—O 键和 Si—O—Al 键处.

(2) 3-APTES 改性粘土岩吸附水相中 U(VI)的平衡时间为 120 min,最佳固液比为 1:200,最佳 U(VI) 初始浓度为 50 μg·mL⁻¹. 3-APTES 改性粘土岩对 U(VI) 吸附能力随 pH 的增大先增强后减弱,吸 附的最佳 pH 值为 5; Ca²⁺、CO₃²⁻和HCO₃对吸附进程的抑制作用明显; K⁺、Na⁺、NO₃⁻、SO₄²⁻对 U(VI) 的吸 附作用影响较弱.

参考文献 (References)

- [1] 曹存存, 吕俊文, 夏良树, 等. 土壤胶体对渗滤液中铀(N)迁移影响的研究进展 [J]. 核化学与放射化学, 2012, 34(1): 1-7.
 CAO C C, LU J W, XIA L S, et al. Impact of colloids on migration of U(N) from uranium waste rock leachate [J]. Journal of Nuclear Radiochemistry, 2012, 34(1): 1-7(in Chinese).
- [2] 冯孝杰, 祁芳芳, 秦冰, 等. 几种阴离子对土壤中铀的浸取的影响 [J]. 核技术, 2013, 36(9): 42-46. FENG X J, QI F F, QIN B, et al. Influence of several anions on uranium desorption in U-contaminated soil [J]. Nuclear Techniques, 2013, 36(9): 42-46(in Chinese).
- [3] 朱莉,王津,刘娟,等. 铀尾矿库中铀, 钍及部分金属的模拟淋浸实验初探[J]. 环境化学, 2013, 32(4): 678-685.
 ZHU L, WANG J, LIU J, et al. Preliminary study on uranium, thorium and some other metals leached from uranium tailings under simulated natural environmental conditions [J]. Environmental Chemistry, 2013, 32(4): 678-685(in Chinese).
- [4] 方俊,黄炜飞,解小凡,等.榕树气生根对铀吸附性能的初步研究[J].环境化学,2016,35(3):555-561.
 FANG J, HUANG W F, XIE X F, et al. Sorption of uranium (VI) from aqueous solution by biomass of aerial root of Ficus microcarpa [J]. Environmental Chemistry, 2016, 35(3):555-561(in Chinese).
- [5] 王彦惠,成建峰,赵玉婷,等.Fe₃O₄@SiO₂-NH₂磁性复合纳米材料对铀(VI)的吸附性能[J]. 环境化学, 2019, 38(9): 2149-2158.
 WANG Y H, CHENG J F, ZHAO Y T, et al. Adsorption of Fe₃O₄@SiO₂-NH₂ magnetic composite nanomaterials on Uranium (VI) [J].
 Environmental Chemistry, 2019, 38(9): 2149-2158(in Chinese).
- [6] YU G, ZHANG M G, CHENG X M, et al. Carbon nanotube versus graphene in modifying the electrical and optical properties of organic nonlinear optical material [J]. Applied Nanoscience, 2020, 10(6): 1893-1901.
- [7] 黄永锋,许紫洋.放射性废物处置研究进展[J].化工设计通讯,2017,43(2):105-122.

3597

HUANG Y F, XU Z Y. Research progress of radioactive waste disposal [J]. Chemical Engineering Design Communications, 2017, 43(2): 105-122(in Chinese).

- [8] ALI AYOUB, WILFRIED PFINGSTEN, LUCA PODOFILLINI, et al. Uncertainty and sensitivity analysis of the chemistry of cesium sorption in deep geological repositories [J]. Applied Geochemistry, 2020, 117(104607): 1-12.
- [9] 潘多强.U(N)、Th(N)和Eu(Ⅲ)在花岗岩组分矿物及膨润土上的吸附行为研究[D].兰州:兰州大学, 2014. PANG D Q. Sorption of U(N), Th(N) and Eu(Ⅲ) on mineralogical components of granite and benton [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2014(in Chinese).
- [10] ZEYNEP M Ş, SELÇUK Ş, HALIL İ U, et al. Insight from adsorption properties of Xylidyl Blue embedded hydrogel for effective removal of uranyl: Experimental and theoretical approaches [J]. Polymer Testing, 2020, 88: 106566.
- [11] 罗辉, 王驹, 谢敬礼, 等. 一种高放废物地质处置深钻孔布置方法 [P]. CN110322982A, 2019-10-11.
 LUO H, WANG J, XIE J L, et al. A layout method of deep boreholes for geological disposal of high level radioactive waste [P].
 Beijing: CN110322982A, 2019-10-11(in Chinese).
- [12] 孙东阳,赵帅维,李洪辉.高放废物深地质处置缓冲材料中(239)Pu核素迁移计算 [J].环境工程,2018(36):573-579.
 SUN D Y, ZHAO S W, LI H H. Conculation of nuclide migration model of ²³⁹ Pu in buffer material in deep geology disposal [J]. Environmental Engineering, 2018(36): 573-579(in Chinese).
- [13] 马立平, 韩永国. 核废物地质处置缓冲/回填材料研究综述 [J]. 四川建筑, 2014, 34(2): 92-94.
 MA L P, HAN Y G. Review of buffer / backfill materials for geological disposal of nuclear waste [J]. Sichuan Architecture, 2014, 34(2): 92-94(in Chinese).
- [14] 杜浪,李玉香,马雪,等. 偶氮胂Ⅲ分光光度法测定微量铀 [J]. 冶金分析, 2015, 35(1): 68-71.
 DU L, LI Y X, MA X, et al. Determination of micro uranium by arsenazo Ⅲ spectrophtometry [J]. Metallurgical Analysis, 2015, 35(1): 68-71(in Chinese).
- [15] 杜作勇, 王彦惠, 李东瑞, 等. 膨润土对U(\I)的吸附机理研究 [J]. 核技术, 2019, 42(2): 22-29.
 DU Z Y, WANG Y H, LI D R, et al. Adsorption mechanism of U(\I) by bentonite [J]. Nuclear Techniques, 2019, 42(2): 22-29(in Chinese).