

吸附法处理低浓度含铀废水的研究进展

高军凯^{1,2}, 顾平¹, 张光辉¹, 高鑫³, 侯立安^{1,4}

(1.天津大学环境科学与工程学院,天津 300072;2.河北工业大学能源与环境工程学院,天津 300401;3.第二炮兵工程设计研究院,北京 100011;4.第二炮兵后勤科学技术研究所,北京 100011)

[摘要]本文简要介绍了铀的危害及其在水溶液中的存在形态,综述了吸附法处理低浓度含铀废水的最新研究进展,分析了不同吸附技术的特点,评论了它们的吸附性能和应用前景,并对进一步的研究方向提出了一些看法。

[关键词]放射性废水;铀;吸附;零价铁

[中图分类号] TQ028 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1009-1742(2014)07-0073-06

1 前言

近年来,核工业迅速发展,铀作为重要核工业原料,需求量日益增加,同时铀导致的水体污染越来越受到重视。水体中铀的来源主要包括铀矿开采、冶炼及加工,核电站异常事故导致的铀泄露,核武器的生产、试验及贫铀武器的使用等。

低浓度含铀废水的放射性比活度范围为 $37\sim 3.7\times 10^5$ Bq/L。美国环境保护局(EPA)规定废水中铀的排放标准为 $30\ \mu\text{g/L}$;加拿大建议排放标准为 $20\ \mu\text{g/L}$;世界卫生组织建议值为 $2\ \mu\text{g/L}$,中国排放标准为 $50\ \mu\text{g/L}$ ^[1]。

废水中铀的净化方法主要包括:化学沉淀、蒸发浓缩、离子交换、吸附、膜处理和生物处理等。吸附法因具有效率高、占地省、易于操作及产生污泥少等优点,受到国内外研究者的广泛关注,并取得了显著的研究成果。本文简要介绍了铀的危害及其在水溶液中的存在形态,对吸附法处理低浓度含铀废水的最新研究进展进行了综述。

2 铀的危害及其在水溶液中的存在形态

金属铀及铀化合物都具有放射性,当铀为外照射源时,其放出的 α 射线在空气中的射程仅有 $2.7\sim 3.5\ \text{cm}$,危险性较小,但铀的衰变子体释放出 β 射线和弱 γ 射线^[2],危害较大。铀可通过呼吸道和消化道进入体内,易溶性铀化合物还可经无伤的皮肤进入体内,从而产生内照射和化学毒性^[3]。因此,铀对人体具有化学毒性和辐射毒性两方面的危害,可对人的肾脏、免疫系统、神经系统及生育能力产生损害,并可能导致基因突变和癌症的发生^[4]。

铀在水溶液中的价态包括:三价、四价、五价和六价。三价铀离子是强还原剂,易被氧化为四价和六价。四价铀能够被溶液中的氧缓慢氧化为六价。五价铀在酸性溶液中会发生歧化反应,一部分被还原为四价,一部分被氧化为六价^[5]。通常情况下,水溶液中的铀为六价——U(VI),对废水中铀的净化也就是去除U(VI)。不同pH值下U(VI)的存在形式不同,当 $\text{pH}<2.5$ 时,溶液中的U(VI)以 UO_2^{2+} 离

[收稿日期] 2014-05-12

[基金项目] 国家自然科学基金资助项目(51238006)

[作者简介] 高军凯,1979年出生,男,河北石家庄市人,博士研究生,研究方向为废水处理;E-mail:gjk510@163.com

子的形式存在;当 $\text{pH}>3$ 时, UO_2^{2+} 离子发生水解,水解产物为 $\text{UO}_2(\text{OH})^+$ 、 $(\text{UO}_2)_2(\text{OH})_2^{2+}$ 和 $(\text{UO}_2)_3(\text{OH})_5^{2+}$ 等。随着 pH 值的升高, UO_2^{2+} 离子的最终水解产物包括铀酸、多铀酸和 $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ 沉淀。

3 吸附法处理低浓度含铀废水的研究进展

吸附法净化废水中铀的主要机理包括:离子交换、表面复合、表面沉淀和表面还原沉淀等^[6]。吸附剂的性质是影响吸附效果的关键因素,常用的吸附剂有活性炭、壳聚糖、膨润土、沸石、凹凸棒及生物质吸附剂等。传统吸附剂的机械强度较低,热力学稳定性较差,并且吸附容量低,吸附效果无法满足要求,通过对传统吸附剂改性或合成新型吸附剂提高吸附效率是当前的研究热点。

3.1 介孔硅吸附

介孔硅比表面积大,孔径较大且均一、可调,水及热稳定性良好,被广泛应用于吸附、催化、生物医药等领域。介孔硅表面含有大量硅羟基,增强了其亲水性及对铀的吸附能力,并且硅羟基的存在有利于表面的功能化改性。Wang等^[7]利用合成的介孔二氧化硅SBA-15,净化U(VI)初始浓度为100 mg/L的溶液,当 pH 值为6.0时,饱和吸附容量可达203 mg/g,吸附效率为95.25%。净化过程具有吸附速度快(30 min接近平衡)、吸附剂投加量小(0.7 g/L)等优点。

介孔二氧化硅表面的Si—OH基可与某些含官能团的有机分子反应实现功能化改性,增强对铀的吸附能力和选择性。含O原子或N原子的官能团与U(VI)具有较强的配位能力,Liu等^[8]利用3-氨基三乙氧基硅烷嫁接到SBA-15表面,制得氨基功能化SBA-15,将其用于净化 pH 值7.0,初始浓度207 mg/L的含U(VI)溶液,当吸附剂投加量为0.4 g/L时,去除效率大于96%。对介孔二氧化硅改性时嫁接的官能团量越多越有利于对U(VI)的吸附,但大量官能团容易导致孔道的堵塞,减小了吸附剂与铀的有效接触表面积,吸附效率降低。为此Yuan等^[9]将小分子配体二氢咪唑嫁接到介孔二氧化硅表面,合成咪唑功能化介孔硅(DIMS),有效降低了孔道堵塞问题,获得了较好的净化效果。研究表明,溶液中U(VI)初始浓度为190 mg/L, pH 值为7.0,吸附剂DIMS用量为0.4 g/L时,去除效率大于97%。

介孔二氧化硅用于净化含铀废水具有抗辐射、

耐高温、吸附效果较好及无二次污染等优点,但目前仍存在吸附剂投加量较大及净化成本较高等问题。

3.2 炭材料吸附

炭材料吸附剂孔隙结构丰富、比表面积大、吸附容量高,并且其用于净化含铀废水时具有抗辐射性、耐热性及酸碱适应性等优点。Zhang等^[10]利用水热反应将葡萄糖碳化制得球形炭CSs,其表面富含羟基和羰基等含氧功能基团,对溶液中的U(VI)具有较强的吸附能力。当 pH 值为6.0,初始U(VI)浓度15 mg/L,球形炭CSs投加量3.0 g/L时,去除效率高达99.9%。为进一步增加球炭CSs表面的含氧功能基团数量,Zhang等^[11]在水热反应、过滤、洗涤和干燥等合成球炭CSs的过程中,降低干燥温度,延长干燥时间,使球炭表面生产大量羧基,提高了其对溶液中U(VI)的吸附能力,研究结果表明,吸附容量约增大为原来的2.5倍。

新型炭材料石墨烯具有机械强度高、质轻和比表面积大等优点,氧化处理可提高其产物氧化石墨烯表面的含氧功能基团数量,增强对铀的吸附能力。Li等^[12]利用天然石墨颗粒制得的氧化石墨烯处理初始浓度为119 mg/L的含铀溶液,当 pH 值为4.0时,去除效率接近100%,并且吸附剂投加量仅为0.4 g/L。

Nie等^[13]利用以介孔硅SBA-15为模板,以蔗糖为炭源制备的有序介孔炭CMK-3具有孔结构有序,孔径分布均匀和孔容和比表面积大等优点。将其用于净化初始浓度为15 mg/L的含铀溶液,当 pH 值为6.0,吸附剂投加量为2.0 g/L时,去除效率达99.9%。

富氧球形炭CSs、氧化石墨烯及有序介孔炭CMK-3等新型炭材料净化含铀废水时不仅效率高,而且吸附剂投加量低,表现出了优异的吸附性能,但成本较高,应用受到制约。

3.3 粘土矿物吸附

海泡石、膨润土、硅藻土、凹凸棒等粘土矿物比表面积大,具有较强的吸附性,可用于含铀废水处理。并且其处理产物与玻璃、水泥等有较好的相容性,有利于处理产物的最终处置。但粘土矿物吸附剂使用前需进行改性,提高吸附容量和选择性。某些有机物含有与铀配位能力较强的官能团,常用作粘土矿物的改性剂。Wang等^[14]的研究结果表明,经十六烷基三甲基溴化铵(HDTMA)改性后膨润土对

U(VI)的吸附能力从65.02 mg/g增加到106.38 mg/g,当U(VI)初始浓度为10 mg/L, pH值为6, 吸附剂用量为1.5 g/L时, 净化效率接近100%。Sprynskyy等^[15]利用HDTMA将硅藻土改性后处理初始浓度为47.6 mg/L的含U(VI)溶液, 吸附剂用量为2 g/L时, 吸附效率随pH值的增大而升高, 当pH值为8时, 净化效率接近100%。加热及酸处理可以提高海泡石的比表面积, 增强其吸附性能。Kilislioglu等^[16]利用天然海泡石、加热及盐酸处理的海泡石对水溶液中U(VI)进行吸附, 相同实验条件下, 吸附容量分别为661.6 mg/g、747.3 mg/g、852.0 mg/g, 有效提高了海泡石的吸附能力, 并且加热及酸改性具有操作简单, 成本低的特点。

磁改性不仅能提高吸附剂的比表面积, 而且吸附完成后可通过磁场实现固液分离。Fan等^[6]利用共沉淀法将磁性氧化铁以共价键结合到凹凸棒表面, 使凹凸棒比表面积从110 m²/g增大到135 m²/g, 用于处理pH值6.0, 初始浓度4.76 mg/L的含U(VI)溶液, 净化效率大于99%, 吸附剂用量为0.3 g/L。凹凸棒与磁性氧化铁的复合颗粒不仅吸附效率高, 并且可以通过磁场完成固液分离, 具有操作简单, 能耗低等优点。

3.4 生物质吸附

某些生物质材料, 尤其是农业副产物, 如秸秆等具有独特的化学成分, 如半纤维素、木质素、脂质、蛋白质、糖和淀粉等, 这些成分包含不同的功能团, 可用于净化废水中的U(VI)。Li等^[17]通过实验研究了柚子皮吸附水溶液中的U(VI), 当初始pH值为5.5, U(VI)初始浓度为50 mg/mL, 吸附容量可达270.71 mg/g。Al-Masri等^[18]通过实验研究发现白杨树叶子和树枝的粉末可以吸附水溶液中的铀、铅及镉等金属离子, 最大吸附容量分别为2.3 mg/g、1.7 mg/g及2.1 mg/g。Bagherifam等^[19]研究了木屑和小麦秆吸附溶液中铀离子的性能, U(VI)初始浓度为200 mg/L, pH值为8.0, 吸附剂用量为30 g/L时, 吸附效率为94%。Ding等^[20]利用茶叶废料吸附水溶液中的U(VI), 最大去除效率达到了86.80%。

生物质吸附剂具有成本低、吸附材料量大、容易获取、吸附材料环境友好及无二次污染等优点。但直接应用时吸附效率不高, 可通过改性提高其吸附容量, 应用前景广阔。

3.5 微生物吸附

微生物吸附是指通过酶促反应、静电吸附、氧

化还原、无机微沉淀等作用, 将污染物吸附的过程。Ghasemi等^[21]利用钙预处理后的囊链藻吸附废水中的铀(VI), 当吸附床高度为6 cm, 处理量为2.3 mL/min时, 吸附率为59.32%, 吸附容量达318.15 mg/g。Akhtar等^[22]研究了将哈茨木霉固定在海藻酸钙上作为吸附剂净化并回收废水中的铀, 研究表明, 固定了哈茨木霉的海藻酸钙对铀的吸附能力及稳定性都会增强。每1.5 g吸附剂可以净化8.5 L浓度为58 mg/L的含铀废水达到排放标准, 吸附完成后用0.1 mol/L的盐酸洗脱, 铀的回收率达到了98.1%~99.3%。Silva等^[23]利用马尾藻吸附废水中的铀, 吸附床高度为40.0 cm时对铀的去除率最高, 达到64%。完成吸附操作后的马尾藻经煅烧后体积可减少85%~87%, 为含铀马尾藻的储存提供了便利。Khani^[24]研究了扇藻吸附废水中铀的动力学和热力学, 根据朗格缪尔等温式计算出的10℃时的最大吸附容量为434.8 mg/g。Ding等^[25]利用固定化黑曲霉菌吸附净化水溶液中的U(VI), 最大吸附容量为649.4 mg/g。Pang等^[26]研究了桔青霉死菌体对水溶液中U(VI)的吸附性能, 当溶液中U(VI)浓度为50 μg/mL时, 最大吸附容量为127.3 mg/g。

微生物吸附技术具有效率高、成本低、适应性强、可再生及吸附剂可生物降解等优点, 在含铀废水净化领域越来越受到研究者的重视。

3.6 零价铁还原吸附

废水中的U(VI)能够被零价铁还原为U(IV), 生成UO₂沉淀, 同时零价铁被氧化为Fe²⁺和Fe³⁺, 并发生水解反应, 水解生成的絮状Fe(OH)₂和Fe(OH)₃沉淀通过吸附、絮凝等作用去除废水中的U(VI)。Yan等^[27]利用纳米级零价铁在厌氧系统中还原去除U(VI), 当U(VI)浓度为47.6 mg/L, pH值为6.92, 吸附剂用量为27.57 mg/L时, 去除率可达98.4%。同时发现, U(VI)的去除率随溶液pH值的升高及重碳酸盐和钙离子浓度的增加而降低。万小岗等^[28]研究表明, 当模拟含U(VI)废水的初始浓度为10 mg/L, pH值为5, 吸附剂用量为20 g/L时, 纳米级零价铁对U(VI)去除率达到99%; 二价阴离子SO₄²⁻、CO₃²⁻的存在不利于U(VI)的去除。Dickinson等^[29]利用零价铁纳米颗粒净化含铀废水, 吸附剂用量为5 g/L, 当U(VI)初始浓度为601 μg/L, pH值为7.86, 溶解氧浓度为3 mg/L, 及U(VI)初始浓度为54 μg/L, pH值为7.25, 溶解氧浓度为10 mg/L时, 吸附反应1 h内去除效率均超过了98.5%。

零价铁法不仅处理效率高,而且成本低,尤其是纳米级零价铁,具有比表面积大,反应活性强,净化速度快等优点。

3.7 其他吸附剂

多孔纳米结构吸附材料同时具有比表面积大、吸附效率高、净化速度快等优点,在环境污染控制中的应用越来越受到研究者的重视。Lee等^[30]利用羧甲基聚乙烯亚胺改性纳米孔硅胶吸附溶液中的U(VI),当初始浓度为12.5 mg/L, pH值为4.0,吸附剂用量为4.38 g/L时,吸附效率达99%。Deb等^[31]利用二乙醇酰胺改性后的多壁碳纳米管吸附溶液中的U(VI),当初始浓度为100 mg/L,吸附剂用量为1 g/L时,去除效率大于98.5%。无定形结构无机吸附剂虽然具有较大的比表面积,但其细孔的利用率低,导致吸附效率下降。具有规则晶体结构的无机吸附剂具有有序的孔道,可使吸附效率提高。Kimling等^[32]通过改变TiO₂与ZrO₂的比例合成具有规则晶体结构的多孔TiO₂/ZrO₂颗粒,用于净化溶液中的UO₂²⁺取得了较好的效果,当吸附剂用量为10 g/L, pH值4.0,初始U(VI)浓度为8.81~440.74 mg/L时,净化效率都可达到99%。溶液中存在铁离子时能够改善壳聚糖对U(VI)的吸附性能,Wang等^[1]同时利用铁离子(FeSO₄·7H₂O)和壳聚糖处理含U(VI)废水,当初始浓度为100 mg/L, pH值为7.0,壳聚糖和FeSO₄·7H₂O用量分别为7 g/L和2 g/L时,处理效果最佳,出水可达到中国排放标准(50 μg/L)。铁离子和壳聚糖的协同净化作用包括吸附、凝聚及共沉淀等。

4 结语

本文综述了近几年来利用吸附法处理低浓度含铀废水的研究成果。介孔硅、炭材料和粘土矿物等无机吸附剂及其改性吸附剂均具有较高的吸附效率,但有机物改性吸附剂的热稳定性较差,在应用过程中当温度较高时会产生有机物的挥发,吸附处理产物最终处置过程中遇高温会导致有机物及核素的挥发扩散。无机吸附剂具有较好的热稳定性,更适于生产应用。零价铁还原吸附效率较高,但废水中溶解氧浓度的升高会增加零价铁的消耗量,使得浓缩倍数(CF)减小,因此净化过程需要厌氧环境,在实际应用中受到了一定限制。生物质吸附剂和微生物吸附剂具有来源广泛、成本低及无二次污染等优点,而且完成吸附后经煅烧可使其体积

大大缩小,有利于对最终处理产物的处置,但同时存在净化效率不高的问题。通过以上分析可知,无机吸附剂吸附是低浓度含铀废水净化中最有前景的处理技术之一。

今后对于利用吸附法处理低浓度含铀废水的研究可在以下几个方面开展工作。

1) 针对磁性分离技术的研究。利用吸附法净化低浓度含铀废水时,当吸附剂吸附饱和后如何将其从废水中分离出来是实现废水净化的关键技术之一。生产实践中常用的方法包括膜分离和重力沉降分离。膜分离存在的主要问题包括膜污染、膜孔堵塞和净化系统压力损失较大等,尤其是当采用的吸附剂的粒径大小为纳米级时,膜孔堵塞现象比较严重;当吸附剂比重较小时,重力沉降分离存在沉降速度慢和分离不完全等问题。采用磁性分离技术可以解决固液分离过程中存在的以上问题,并且磁性分离技术具有工艺简单、处理成本低及易于操作等优点。目前,磁性吸附剂的合成主要是利用吸附剂与磁性氧化铁通过配位反应结合到一起形成的,合成过程中容易导致吸附剂微孔的堵塞,形成的孔径过大或者过小。因此,如何控制吸附剂合成过程中形成的孔径大小,增大吸附剂可利用的有效利表面积,提高吸附剂效率是需要进一步研究的问题。另外,磁性吸附剂利用过程中存在磁性氧化铁从吸附剂表面脱落的风险,如何增强磁性氧化铁与吸附剂之间的结合力,从而提高使用寿命是值得关注的问题。当前对磁性吸附剂的研究较少,研究利用常见吸附材料如活性炭、高岭土、硅藻土、凹凸棒、白云石、天然锰矿石和坩土等以及人工合成纳米材料如碳纳米材料、金属氧化物纳米材料和金属矿物纳米材料等与磁性氧化铁合成磁性吸附剂,并用于低浓度含铀废水的净化,是未来的研究方向之一。

2) 针对生物质吸附剂和微生物吸附剂的研究。生物质吸附剂和微生物吸附剂自身的诸多优点使其具有广阔的应用前景。能否进一步提高净化效率,同时降低吸附剂投加量成为当前制约其应用的关键技术之一。可采用合适的有机物、无机酸或物理方法对生物质吸附剂进行改性,或通过驯化或基因工程培育吸附速度更快、效率更高、选择性更强的微生物,提高吸附容量和选择性,使它们适于工业应用。

3) 针对实际生产废水的研究。近年来针对于

低浓度含铀废水的各种吸附净化技术大多处于实验阶段,忽略了实际废水中各种有机物、其他金属离子及碳酸根等对吸附容量的影响,通过对不同干扰因子影响吸附的机理进行研究,同时通过吸附剂改性、吸附剂协同作用及合成新型吸附剂等手段来提高吸附剂在实际应用中的吸附效率、减少吸附剂的用量,并提高去污因数(DF)和CF是未来的重要研究方向。

参考文献

- [1] Wang J S, Bao Z L, Chen S G, et al. Removal of uranium from aqueous solution by chitosan and ferrous ions[J]. *Journal of Engineering for Gas Turbines and Power-Transactions of The Asme*, 2011, 133(0845028).
- [2] 王同生,张秀儒,刘忠文. 辐射防护基础[M]. 第一版. 北京: 原子能出版社, 1983: 25.
- [3] 铀矿工人放射防护常识编写组. 铀矿工人放射防护常识[M]. 第一版. 北京: 原子能出版社, 1977: 58-59.
- [4] 商照荣,刘 华,叶 民. 贫化铀的环境污染影响及其对人体健康的危害[J]. *核安全*, 2004(1): 43-48.
- [5] 董灵英. 铀的分析化学[M]. 第一版. 北京: 原子能出版社, 1982: 13.
- [6] Fan Q H, Li P, Chen Y F, et al. Preparation and application of attapulgite/iron oxide magnetic composites for the removal of U (VI) from aqueous solution[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 192(3): 1851-1859.
- [7] Wang X H, Zhu G R, Guo F. Removal of uranium (VI) ion from aqueous solution by sba-15[J]. *Annals of Nuclear Energy*, 2013, 56: 151-157.
- [8] Liu Y L, Yuan L Y, Yuan Y L, et al. A high efficient sorption of U(VI) from aqueous solution using amino-functionalized SBA-15 [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012, 292(10): 803-810.
- [9] Yuan L Y, Liu Y L, Shi W Q, et al. A Novel Mesoporous material for uranium extraction, dihydroimidazole functionalized sba-15[J]. *Journal of Materials Chemistry*, 2012, 22(33): 17019-17026.
- [10] Zhang Z B, Liu Y H, Cao X H, et al. Sorption study of uranium on carbon spheres hydrothermal synthesized with glucose from aqueous solution[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2013, 295(3): 1775-1782.
- [11] Zhang Z B, Nie W B, Li Q, et al. Removal of uranium(VI) from aqueous solutions by carboxyl-rich hydrothermal carbon spheres through low-temperature heat treatment in air[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2013, 298(6): 361-368.
- [12] Li Z J, Chen F, Yuan L Y, et al. Uranium(VI) adsorption on graphene oxide nanosheets from aqueous solutions[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 210: 539-546.
- [13] Nie B W, Zhang Z B, Cao X H, et al. Sorption study of uranium from aqueous solution on ordered mesoporous carbon cmk-3 [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2013, 295(1): 663-670.
- [14] Wang Y Q, Zhang Z B, Li Q, et al. Adsorption of uranium from aqueous solution using hdtma(+)-pillared bentonite: isotherm, kinetic and thermodynamic aspects[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012, 293(1): 231-239.
- [15] Sprynskyy M, Kovalchuk I, Buszewski B. The separation of uranium ions by natural and modified diatomite from aqueous solution[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 181(1-3): 700-707.
- [16] Kilislioglu A, Aras G. Adsorption of uranium from aqueous solution on heat and acid treated sepiolites[J]. *Applied Radiation and Isotopes*, 2010, 68(10): 2016-2019.
- [17] Li Q, Liu Y H, Cao X H, et al. Biosorption characteristics of uranium(VI) from aqueous solution by pummelo Peel[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012, 293(1): 67-73.
- [18] Al-Masri M S, Amin Y, Al-Akel B, et al. Biosorption of cadmium, lead, and uranium by powder of poplar leaves and branches[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2010, 160(4): 976-987.
- [19] Bagherifam S, Lakzian A, Ahmadi S J, et al. Uranium removal from aqueous solutions by wood powder and wheat straw [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2010, 283(2): 289-296.
- [20] Ding D X, Liu X T, Hu N, et al. Removal and recovery of uranium from aqueous solution by tea waste[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012, 293(3): 735-741.
- [21] Ghasemi M, Keshtkar A R, Dabbagh R, et al. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solutions by ca-pretreated cystoseira indica alga: Breakthrough curves studies and modeling[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 189(1-2): 141-149.
- [22] Akhtar K, Khalid A M, Akhtar M W, et al. Removal and recovery of uranium from aqueous solutions by ca-alginate Immobilized trichoderma harzianum[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(20): 4551-4558.
- [23] Silva J, Ferreira A, Da Costa A. Uranium biosorption under dynamic conditions: Preliminary tests with sargassum filipendula in real radioactive wastewater containing Ba, Cr, Fe, Mn, Pb, Ca and Mg[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2009, 279(3): 909-914.
- [24] Khani M H. Uranium biosorption by padina sp algae biomass: Kinetics and thermodynamics[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(9): 1593-1605.
- [25] Ding D X, Tan X, Hu N, et al. Removal and recovery of uranium (VI) from aqueous solutions by immobilized aspergillus niger powder beads[J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2012, 35(9): 1567-1576.
- [26] Pang C, Liu Y H, Cao X H, et al. Biosorption of uranium(VI) from aqueous solution by dead fungal biomass of penicillium citrinum[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, 170(1): 1-6.
- [27] Yan S, Hua B, Bao Z Y, et al. Uranium(VI) removal by nanoscale zerovalent iron in anoxic batch systems[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(20): 7783-7789.
- [28] 万小岗,杨胜亚. 纳米级零价铁处理含铀废水初步实验研究[J]. *工业水处理*, 2012(3): 42-44.
- [29] Dickinson M, Scott T B. The Application of zero-valent iron nanoparticles for the remediation of a uranium-contaminated waste effluent[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 178(1-3): 171-179.
- [30] Lee H I, Kim J H, Kim J M, et al. Application of ordered nanoporous silica for removal of uranium ions from aqueous solutions[J]. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, 2010, 10(1): 217-221.
- [31] Deb A, Ilaiyaraja P, Ponraju D, et al. Diglycolamide functionalized multi-walled carbon nanotubes for removal of uranium from aqueous solution by adsorption[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2010, 293(1): 231-239.

cal and Nuclear Chemistry, 2012, 291(3): 877–883.
[32] Kimling M C, Scales N, Hanley T L, et al. Uranyl-sorption properties of amorphous and crystalline TiO₂/ZrO₂ millimeter-

sized hierarchically porous beads[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(14): 7913–7920.

Research progress of adsorptive technology in processing wastewater with low concentration of uranium

Gao Junkai^{1,2}, Gu Ping¹, Zhang Guanghui¹,
Gao Xin³, Hou Li'an^{1,4}

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072, China; 2. Department of Energy and Environment Engineering, Hebei University of Technology, Tianjin 300401, China; 3. The Second Artillery Engineering Design and Research Institute, Beijing 100011, China; 4. Institute for Logistic Science and Technology of the Second Artillery, Beijing 100011, China)

[Abstract] In this paper some characteristics of uranium in aqueous solution and its harmness were briefly introduced. The research progress in recent years on adsorption technologies in treatment wastewater with low concentration of uranium was summarized, and the features of every adsorption technologies were analyzed. The performance and industrial application prospect of these adsorption technologies were remarked, and some opinions about the further study aspects were given.

[Key words] radioactive wastewater; uranium; adsorption; zero-valent iron