低浓度含铀废水处理技术研究进展

高军凯^{1,2}, 高 鑫³

(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)

摘要:随着核工业的迅速发展,铀的需求量迅速增加。由于铀具有放射性和化学毒性,其导致的水污染严重威胁着人们的健康,如何实现含铀废水的净化是当前的研究热点。本文综述了低浓度含铀废水处理技术的最新研究进展,分析了不同处理技术的特点,评论了它们的性能和应用前景,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; 吸附法; 膜分离

0 引言

铀属于放射性重金属元素,释放出 α 射线,对人体产生放射性辐射损伤。通过饮水(约占总摄入量的 64%)和食物链等途径,水体中的铀一部分最终会进入人体^[1],以化学毒性和内照射两种形式对人体造成损伤^[2]。在较大的辐射剂量下,对人体和生物体的组织和器官有不同程度的危害作用。如:脱发、皮肤起红斑、白细胞和血小板减少、白血病、白内障、短寿、影响生殖机能、癌症等^[3]。水体中铀的来源很多,包括铀矿开采、冶炼、加工企业排放;核电站放射性废物正常排放、异常事故泄露;核武器生产、试验;与贫铀武器有关的战争等。

根据 IAEA 推荐,低浓度含铀废水是指其放射性活度浓度范围在 $37\sim3.7\times10^5$ Bq/L、所含的主要放射性元素为铀、一般还含有钍、镭等放射性元素和重金属等其它污染物质的废水^[4]。美国 EPA 规定废水中铀离子的排放标准为 30μ g/L;加拿大建议的排放标准为 20μ g/L;世界卫生组织的建议值为 2μ g/L;中国的排放标准为 50μ g/L^[5]。水体中铀的形态主要是 U(VI) 和 U(IV) 两种价态与其它金属化合物或氧化物共存。其中 U(IV) 容易与无机碳形成稳定的络合物,最终形成沉淀,而 U(VI)则通常以 100^2 铀酰离子形式存在,可溶性较好,不容易去除。水体中铀的去除主要是指去除 U(VI) 及其化合物^[1]。

1 低浓度含油废水传统处理方法

传统的放射性水处理方法主要是浓缩法,包括化学沉淀、离子交换、蒸发浓缩、吸附等方法。

1.1 化学沉淀法

化学沉淀法是向废水中投放一定量的化学絮凝剂,如硫酸钾铝、铝酸钠、硫酸铁、氯化铁等,有时还需投加助凝剂,如活性二氧化硅、黏土、聚合电解质等,使废水中的胶体物质失去稳定而凝聚成细小的可沉淀的颗粒,并能与水中原有的悬浮物结合为疏松绒粒,该绒粒对水中的放射性元素具有很强的吸附能力,从而净化水中的放射性物质、胶体和悬浮物^[6]。

罗明标等^[7]利用粉状氢氧化镁和以白云石为原料制备的氢氧化镁乳液作为絮凝剂,处理含铀放射性废水,在所选择的条件下,能将废水中的含铀量降至 0.05mg/L 以下,且 pH 值控制在 6~9 之间,达到国家环保要求,但处理后的水中含有大量 MgSO₄,关于含铀 MgSO₄的回收利用问题尚待进一步研究。

化学沉淀法会产生大量的放射性淤泥,为减小淤泥体积便于贮存和处置,需要对淤泥进行脱水,但传统的过滤或离心法脱水率有限,目前有很多针对这一问题的工艺改进,如两步沉淀法。杨朝文等^[8]采用氯化钡-循环污渣(泥)-石灰乳法处理郴州铀矿酸性矿坑水,产生的污泥仅占废水总量的 0.42%。

1.2 蒸发浓缩法

蒸发法的工作原理是:利用废水中大多数放射性核素的非挥发性质,将放射性废水送入蒸发装置,同时导入加热蒸汽将水蒸发成水蒸气,而放射性核素则留在水中^[4]。

蒸发法的最大优点之一是去污倍数高。使用单效蒸发器处理只含有不挥发性放射性污染物的废水时,

可达到>10⁴的去污倍数,而使用多效蒸发器和带有除雾沫装置的蒸发器更可高达 10⁶~10⁸的去污倍数^[9]。

蒸发过程中形成的小部分浓缩液因其放射性水平高,需要进行进一步固化处理。另外,蒸发过程中产生雾沫会夹带放射性核素,所以还需设置雾沫分离器装置。此外,还要考虑起沫、腐蚀、结垢、爆炸等潜在危险和辐射防护问题^[4]。

1.3 离子交换法

离子交换法净化含铀废水具有处理效果好,产生的放射性污泥少等优点。并且通过有机官能团对离子交换树脂改性可进一步提高净化效率。Anirudhan 等 $^{[10]}$ 将丙胺改性后的聚甲基丙烯酸羟基乙脂固定在罗望子果实壳上作为离子交换树脂处理含铀废水,当 U(VI) 初始浓度为 10mg/L 时,去除效率为 98.7%。有机离子交换树脂在操作过程中容易受到某些阴离子的影响。Ladeira 等 $^{[11]}$ 利用 IRA910U 和 DowexA 净化酸性废水中铀离子时发现 SO_4^2 对于铀的去除是有害的,而 F则没有影响。

无机离子交换剂具有耐辐射性、耐酸性、热稳定性好等优点。万小岗等^[12]进行了四钛酸钾晶须($K_2Ti_4O_9$)处理含铀废水研究,当pH值为3~4时,去除效率高达99.7%,对铀的静态饱和交换容量约为894 μ g/g。但无机离子交换剂存在易受pH值影响等问题,为了提高无机离子交换剂的酸碱适应性及选择性,Manos等^[13]利用合成的层状硫化物 $K_2MnSn_2S_6$ 作为离子交换剂提取海水中的 UO_2^{2+} ,当 UO_2^{2+} 浓度为1.278mg/L,pH值为8.2,离子交换剂用量为20~50g/L时,提取率高达99.8~99.9%, UO_2^{2+} 与配体 S^{2+} 具有很好的配位能力。

1.4 吸附法

吸附法具有易操作,占地省,不需要化学试剂,不产生污泥等优点。吸附剂的选择是影响吸附效果的 关键技术,常用的吸附剂有活性炭、壳聚糖、膨润土、沸石、及生物质吸附剂等。

1.4.1 吸附剂改性

普通吸附剂的机械强度、热力学稳定性等较差,并且吸附力小,吸附效果无法满足要求,因此,需要通过改性改善吸附剂的吸附性能。

Barbette 等^[14]利用新型改性硅胶(用四氮大杂环替代结合在硅胶上的三丙酸盐而成)来提取放射性废水中的 U(VI),结果表明,这种硅胶的动态吸附可以达到净化废水中 U(VI)的目的。王彩霞等^[15]利用丝氨酸对壳聚糖进行改性,再用戊二醛对改性壳聚糖进行交联,合成了丝氨酸改性壳聚糖树脂,该树脂对铀具有很好的吸附性能,当铀浓度在 80mg/L 时该树脂对铀的吸附在 3h 达到平衡,吸附量达 55.87mg/g,去除率达 90%以上,重复性能良好,是较好的吸附废水中铀的吸附剂。Sprynskyy 等^[16]分别利用天然硅藻土和表面活性剂改性后的硅藻土吸附水溶液中的 U(VI),最大吸附容量分别达到了 25.63μmol/g 和 667.40μmol/g。Wang 等^[17]研究了 HDTMA 改性膨润土对水溶液中 U(VI)的吸附作用,确定了最佳操作参数,经 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。Jamali 等^[18]利用水杨醛改性介孔二氧化硅作为吸附剂吸附净化水中的 U(VI),通过实验确定了最佳操作条件,最大吸附容量为 10 mg/g。Deb 等^[19]的研究结果表明二乙醇酰胺改性多壁碳纳米管可以作为高效吸附水溶液中 U(VI)的吸附剂。

1.4.2 新型合成吸附剂

新型合成吸附剂具有机械强度高、热力学稳定性好等优点,并且通过对合成吸附剂改性后,可进一步提高吸附剂的吸附容量、吸附速度及吸附选择性。近年来,针对新型合成吸附剂的研究较多。

程远梅等 [20] 将钛负载在胶原纤维上制备吸附材料 (TICF),并系统研究了该吸附材料对模拟氟铀废水中 $U0_2^{2+}$ 的吸附规律。结果表明:TICF 对 $U0_2^{2+}$ 有较强的吸附能力。Fan 等 [21] 研究了新型吸附剂 Fe_30_4 @Si 0_2 磁性颗粒对水溶液中 U(VI) 的吸附性能,实验测得的平衡数据符合朗格缪尔等温式,最大吸附容量为 52mg/g,利用 0.01mo1/L 盐酸溶液洗脱时,脱附率可达 98%。当有溶液中有其他阳离子存在时, Fe_30_4 @Si 0_2 磁性颗粒对 U(VI) 的吸附表现出了较好的选择性。Fan 等 [22] 合成的多孔硅酸镁球形颗粒具有较大的比表面积,并且颗粒规则,用于净化 U(VI) 初始浓度为 100mg/L 的溶液,当 pH 值为 4.0,吸附剂用量为 2.5g/L 时,吸附效率可达 98%。利用交联技术合成的不溶于水的有机聚合体吸附剂,具有可再生、处理费用低等优点。Saad 等 [23] 利用合成的磷酸酯交联聚乙烯胺吸附溶液中 U(VI),当溶液中 U(VI)的初始浓度为 40mg/L,pH 值为 8,吸附剂用量为 20g/L,接触时间 1 小时后去除效率达 99%。

2 低浓度含油废水处理新方法

2.1 膜处理法

膜分离技术是一项新兴的分离技术,它具有物料无相变、能耗低、设备简单、操作方便和适应性强等特点^[24]。

2.1.1 微滤

微滤是以压差为推动力,利用微孔径将滤液中的悬浮物质截留下来,从而实现固液分离的膜分离技术。 Gao 等^[25]采用絮凝沉降-中空纤维微滤膜组合工艺处理含镅和含铀废水,经该工艺处理后的废水中镅和 贫化铀浓度小于最大允许排放浓度(1Bq/L),去除率大于 99%,平均浓缩倍数为 190,相当于现有的两级蒸 发工艺水平。赵军等^[26]将絮凝沉淀与中空纤维膜微滤(CMF)组合工艺中的关键运行条件进行优化后,建立了 处理含铀、钚、镅的混合废水的实验工艺流程并进行了验证实验。结果表明,采用 CMF 工艺处理含铀、钚、 镅的混合废水,单级处理的总 α 去除率达到 99.87%。

2.1.2 超滤

超滤膜是一种孔径只有几纳米到几十纳米,具有超级"筛分"分离能力的多孔膜。可分离分子量大于500以及粒径大于2~20nm的颗粒。

Kryvoruchko 等 $^{[27]}$ 采用络合-超滤组合工艺,以孔径为 20nm 的聚酰胺膜 UPM-20 为超滤膜,以聚乙烯亚胺为络合剂,处理被 U(VI)污染的废水,单纯采用 UPM-20 超滤时,铀的截留率为 0.91~0.95 (pH 值为 9),加入聚乙烯亚胺为络合剂,然后再进行超滤,U(VI)的截留率达到 0.99 (pH 值为 5~9)。U(VI)截留率的增加是由于 U(VI)在超滤膜表面形成了 U(VI)的络合物层。因此,单纯采用超滤或采用络合-超滤组合工艺去除废水中的 U(VI)都是可行的。

2.1.3 纳滤

纳滤膜的孔径为几纳米,可分离分子量在80~1000范围内的分子。目前已经应用于水的软化、去除溶解性有机物质及分离低分子量和高分子量物质等。

Favre-Reguillon Easi 应用纳滤技术去除饮用水中痕量铀 (0.02 mg/L) 的研究,结果表明纳滤对 U(VI) 有较好的去除效果,铀酰的形成和离子强度决定了 U(VI) 的去除率,纳滤对 U(VI) 的去除率高于碱金属和碱土金属离子。侯立安等 Easi 利用模拟核爆后放射性物质污染废水为研究对象,采用超滤-纳滤为主体的组合工艺对污染废水中具有代表性的碘、铯、钚、铀等放射性物质进行去除。结果表明该工艺对铀、钚的去污系数分别为 1.3×10^3 和 6.7×10^3 ,对放射性的去除率可达 99.93%。

2.2 生物处理法

2.2.1 微生物吸附技术

微生物吸附是指通过静电吸附、酶促反应、无机微沉淀、氧化还原等作用,使放射性核素等污染物被微生物吸附的过程。微生物吸附技术是低浓度含铀废水净化领域的研究热点之一。

Ghasemi 等^[30]研究了囊链藻吸附废水中 U(VI) 的性能,吸附容量可达 318.15mg/g。Akhtar 等^[31]将哈茨木霉固定在海藻酸钙上吸附净化废水中的铀,当 U(VI) 初始浓度为 58mg/L,吸附剂投加量为 0.18g/L 时,净化后的废水可达到排放标准。Si1va 等^[32]利用马尾藻吸附废水中的 U(VI),去除率最高可达到 64%。Khani ^[33]研究了扇藻在不同温度下对废水中 U(VI) 的吸附。Ding 等^[34]利用固定化黑曲霉菌对水溶液中 U(VI) 吸附净化时,得到的最大吸附容量为 649.4mg/g。

2.2.2 植物根际过滤吸收技术

某些植被具有富集和吸收金属离子的作用,使土壤或水体得到净化,是近年来的研究热点。Cerne 等 $^{[35]}$ 研究了利用湿地上生长的芦苇吸收富集排入湿地的废水中的 U(VI) ,结果表明,芦苇的叶子和茎部对 U(VI) 的富集量达分别到了 $8.6\pm8mBq/g$ 干重和 $2.4\pm2mBq/g$ 干重。Groza 等 $^{[36]}$ 研究了利用湿地系统处理铀含量 8mg/L 的含铀废水,处理效率达到了 95%,并通过实验确定了最佳操作参数。

3 小结和展望

本文综述了近几年来低浓度含铀废水处理技术的研究成果。化学沉淀法的优点是方法简便、费用低廉、去除元素种类较广、耐水力和水质冲击负荷较强、技术和设备较成熟,缺点是产生的污泥需进行浓缩、脱水、固化等处理,否则极易造成二次污染,特别是当废水中铀浓度较低时,化学沉淀法的净化效率尤其低下。离子交换法具有应用广泛、净化效果好等优点,但也存在对原水水质要求较高、受竞争离子影响较大、离子交换剂的再生和处置较困难和抗辐射性差等不足。吸附法具有工艺简单、去污系数高等优点,与有机树脂相比,无机离子吸附剂具有选择性好、抗辐射等优势,目前在低浓度含铀废水处理领域得到了很快的发展,是该领域最有前景的处理技术之一。某些生物质材料,尤其是农业副产物,如秸秆等可用于净化废水中的铀,具有成本低、吸附材料量大、容易获取、吸附材料环保无二次污染等优点,但普遍存在吸附效率较低的问题,通过改性等手段开发适于工业应用的吸附容量大、吸附速度快的生物质吸附剂是未来的研究方向。

膜分离技术与传统处理工艺相比,具有出水水质好、浓缩倍数高、去污系数大、运行稳定可靠等诸多优点。然而,膜技术也存在易生成污垢、使用寿命短的显著缺点,这也在很大程度上限制了膜技术在含铀废水处理中的应用。目前关于膜污染机理与控制的研究很多,大多属于物理化学方法末端控制(如化学清洗、超声清洗等),至今也并未在真正意义解决膜污染这一难题,有必要以全新的研究思路开展研究阐明膜污染机理,并据此开展膜污染控制研究。此外,由于不同膜去除机理不同,适用水质和处理效果也往往不同,同时由于废水中往往存在多种污染物,采用某一种方法往往难以达到预期目的,因而近年来膜技术在含铀废水上应用的显著趋势是将其与其它预处理技术形成组合工艺,包括絮凝-MF工艺、水溶性多聚物-无机 UF工艺、水溶性多聚物-无机 NF工艺等。

根际过滤技术是一种经济有效的方法,可作为生物修复技术用于净化低浓度含铀废水,但存在净化速度慢的问题。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发挥着越来越重要的作用。但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。通过驯化或基因工程培育吸附效率更高、选择性更强的微生物,提高吸附容量和选择性,使其适于工业应用是将来的发展方向。

4 致谢

本文是在侯立安院士的悉心指导下完成的,在此作者将最诚挚的谢意敬献给侯老师。非常感谢国家自 然科学基金项目(51238006)的资助。

参考文献:

- [1] 唐志坚,张平,左社强.低浓度含铀废水处理技术的研究进展[J]. 工业用水与废水. 2003(04): 9-12.
- [2] 商照荣. 贫化铀的环境污染影响及其对人体健康的危害[J]. 辐射防护. 2005(01): 56-61.
- [3] 周书葵, 娄涛, 庞朝晖. 放射性废水处理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2012: 7.
- [4] 魏广芝,徐乐昌. 低浓度含铀废水的处理技术及其研究进展[J]. 铀矿冶. 2007(02): 90-95.
- [5] 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).
- [6] 张宝杰. 环境物理性污染控制[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003: 150-151.
- [7] 罗明标,刘淑娟,余亨华. 氢氧化镁处理含铀放射性废水的研究[J]. 水处理技术. 2002(05): 274-277.
- [8] 杨朝文,王本仪,丁桐森,等. 氯化钡-循环污渣-分步中和法处理七一-矿酸性矿坑水[J]. 铀矿冶. 1994(03): 172-179.
- [9] 李小燕, 张叶. 放射性废水处理技术研究进展[J]. 铀矿冶. 2010(03): 153-156.
- [10] Anirudhan T S, Radhakrishnan P G. Improved performance of a biomaterial-based cation exchanger for the adsorption of uranium(VI) from water and nuclear industry wastewater[J]. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY. 2009, 100(3): 250-257.
- [11] Ladeira A, Goncalves C R. Influence of anionic species on uranium separation from acid mine water using strong base resins[J].

JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS. 2007, 148(3): 499-504.

- [12] 万小岗, 王东文. 四钛酸钾晶须处理含铀废水实验研究[J]. 环境科学与技术, 2007(10): 67-70.
- [13] Manos M J, Kanatzidis M G. Layered Metal Sulfides Capture Uranium from Seawater[J]. JOURNAL OF THE AMERICAN CHEMICAL SOCIETY. 2012, 134(39): 16441-16446.
- [14] Barbette F, Rascalou F, Chollet H, et al. Extraction of uranyl ions from aqueous solutions using silica-gel-bound macrocycles for alpha contaminated waste water treatment[J]. ANALYTICA CHIMICA ACTA. 2004, 502(2): 179-187.
- [15] 王彩霞, 刘云海, 黄德娟, 等. 丝氨酸改性壳聚糖的合成及其对铀的吸附研究[J]. 化学研究与应用. 2009(10): 1361-1364.
- [16] 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.
- [17] 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.
- [18] Jamali M R, Assadi Y, Shemirani F, et al. Synthesis of salicylaldehyde-modified mesoporous silica and its application as a new sorbent for separation, preconcentration and determination of uranium by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry[J]. ANALYTICA CHIMICA ACTA. 2006, 579(1): 68-73.
- [19] 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. 2012, 291(3): 877-883.
- [20] 程远梅, 孙霞, 廖学品, 等. 胶原纤维负载钛对氟铀废水中铀的吸附特性[J]. 化工学报. 2011(02): 386-392.
- [21] Fan F L, Qin Z, Bai J, et al. Rapid removal of uranium from aqueous solutions using magnetic Fe3O4@SiO2 composite particles[J]. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY. 2012, 106: 40-46.
- [22] Fan F L, Ding H J, Bai J, et al. Sorption of uranium(VI) from aqueous solution onto magnesium silicate hollow spheres[J]. JOURNAL OF RADIOANALYTICAL AND NUCLEAR CHEMISTRY. 2011, 289(2): 367-374.
- [23] Saad D, Cukrowska E M, Tutu H. Phosphonated cross-linked polyethylenimine for selective removal of uranium ions from aqueous solutions[J]. WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY. 2012, 66(1): 122-129.
- [24] 高永,顾平,陈卫文. 膜技术处理低浓度放射性废水研究的进展[J]. 核科学与工程. 2003(02): 173-177.
- [25] Gao Y, Zhao J, Zhang G H, et al. Treatment of the wastewater containing low-level Am-241 using flocculation-microfiltration process[J]. SEPARATION AND PURIFICATION TECHNOLOGY. 2004, 40(2): 183-189.
- [26] 赵军, 汪涛, 张东, 等. 絮凝-微滤组合工艺处理含钚废水[J]. 核化学与放射化学. 2007(02): 113-117.
- [27] Kryvoruchko A P, Yu L, Atamanenko I D, et al. Ultrafiltration removal of U(VI) from contaminated water[J]. DESALINATION. 2004, 162(1-3): 229-236.
- [28] Favre-Reguillon A, Lebuzit G, Murat D, et al. Selective removal of dissolved uranium in drinking water by nanofiltration[J]. WATER RESEARCH. 2008, 42(4-5): 1160-1166.
- [29] 侯立安, 左莉. 纳滤膜分离技术处理放射性污染废水的试验研究[J]. 给水排水. 2004(10): 47-49.
- [30] 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.
- [31] 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.
- [32] 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.
- [33] Khani M H. Uranium biosorption by Padina sp algae biomass: kinetics and thermodynamics[J]. ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH. 2011, 18(9): 1593-1605.
- [34] 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.

[35] Cerne M, Smodis B, Strok M. Uptake of radionuclides by a common reed (Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.) grown in the vicinity of the former uranium mine at Zirovski vrh[J]. NUCLEAR ENGINEERING AND DESIGN. 2011, 241(4SI): 1282-1286. [36] Groza N, Manescu A, Panturu E, et al. Uranium Wastewater Treatment using Wetland System[J]. REVISTA DE CHIMIE. 2010, 61(7): 680-684.