

水泥固化体中 Cs^+ 浸出行为研究

李玉香, 全明, 易发成, 肖正学, 陈雅斓

(西南科技大学 四川省非金属复合与功能材料重点实验室-省部共建国家重点实验室培育基地, 四川 绵阳 621010)

摘要:研究了 25、40、70、90 °C 下碱矿渣-黏土复合胶凝材料 (AASCM) 和普通硅酸盐水泥 (OPC) 固化体中 Cs^+ 的浸出行为, 并对浸出机理进行了探讨。结果表明: 在 25、40、70、90 °C 下, AASCM 固化体和 OPC 固化体浸出行为不同, OPC 固化体中 Cs^+ 的累积浸出分数在 4 个温度下趋于同一数值, 而 AASCM 固化体中 Cs^+ 的累积浸出分数则随温度升高而增大。AASCM 固化体中 Cs^+ 的存在状态为溶解态、吸附态及固溶态并存, 而 OPC 固化体中则主要为溶解态和固溶态。AASCM 固化体中处于吸附态和固溶态的 Cs^+ 接近 90%, 处于溶解态的约为 10%; 而 OPC 固化体中处于固溶态的约为 40%, 处于溶解态的约为 60%。

关键词: Cs^+ ; 水泥固化体; 浸出行为; 浸出机理

中图分类号: TL941

文献标志码: A

文章编号: 1000-6931(2011)03-0282-06

Leaching Behavior of Cs^+ in Cement-Solidified Waste Forms

LI Yu-xiang, QUAN Ming, YI Fa-cheng, XIAO Zheng-xue, CHEN Ya-lan
(State Key Laboratory Cultivation Base for Nonmetal Composites and Functional Materials,
Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China)

Abstract: The leaching behavior of Cs^+ in alkali-activated slag-clay minerals composite cement (AASCM) and ordinary portland cement (OPC) waste forms at temperatures of 25, 40, 70, and 90 °C was researched. The leaching mechanism was also discussed. The results indicate that the leaching behaviors of Cs^+ in the AASCM and OPC waste forms are quite different. The cumulative leaching fractions (CLF) of Cs^+ in the OPC waste form tend to be a same value at the four temperatures while the CLF of Cs^+ in the AASCM waste form increase with increasing temperature. In the AASCM waste form, the state of adsorption/solid solution- Cs^+ is about 90% and the dissolution- Cs^+ is about 10%. The existent state of Cs^+ in the OPC waste form mainly includes the solid solution- Cs^+ and dissolution- Cs^+ , which are 40% and 60%, respectively.

Key words: cesium ion; cement-solidified waste form; leaching behavior; leaching mechanism

核电站运行过程中产生的放射性废物约 95% (体积比) 以上为中、低水平放射性废物。废物中核素⁹⁰Sr、¹³⁷Cs 是数 10 种裂变核素中最重要的两种, 它们的产率较高, 半衰期较长。随着这类放射性废物存放时间的延长, 它们的放射性占混合裂变产物总放射性的比重较大, 生物毒性属中、高水平。目前, 中低水平放射性废物往往采用水泥固化方法处理。由于水泥固化体是多孔介质, Cs⁺ 在水泥固化体的碱性环境中一般以水合离子状态存在, 且其水合离子半径小, 因此, 当处置场的多层人工屏障失效后, 固化体中的 Cs⁺ 较易向环境迁移, 威胁着人类的生存环境。为此, 水泥固化体中核素的浸出行为成为研究重点之一。目前, 国内外对核素的浸出行为进行了大量研究, 获得了较多的浸出数据^[1-4], 确定了核素与水泥固化体的作用机制^[5-6], 建立了预测模型^[7-9]。并将浸出行为分成了 3 个过程^[7,10-11], 即: 初始时固化体表面核素的快速溶解过程、长时间内核素的缓慢扩散过程和固溶在水泥水化产物中核素的化学溶解过程。也有学者将其分成前两个过程^[2,8]。然而,

核素的浸出行为与水泥固化体的组成、结构, 核素浸出时的条件等直接相关。水泥固化体中核素浸出行为的研究, 将为固化材料的选择和处置技术的改进提供参考。本文主要研究 Cs⁺ 在碱矿渣-黏土复合胶凝材料(AAS-CM)和普通硅酸盐水泥固化体中的浸出行为, 探讨 Cs⁺ 在其中的浸出机理。

1 实验

1.1 原材料

粒化高炉矿渣来自安徽马鞍山钢铁厂, 质量系数为 1.44, 碱性系数为 1.13, 烘干后磨细至比表面积 580 m²/kg; 高岭土来自广东廉江, 主要矿物为高岭石, 烘干后于 750 °C 下煅烧 2 h, 磨细至比表面积 1 655 m²/kg; 沸石来自新疆某地, 主要矿物为斜发沸石和丝光沸石, 经烘干后磨细至 0.080 mm 方孔筛筛余 1%; 激发剂为市售水玻璃, 经 NaOH 调整至 2.0 模数; 42.5 等级普通硅酸盐水泥(OPC)来自重庆腾辉地维水泥厂; 模拟放射性泥浆为 pH=7~8 的 Fe(OH)₃ 沉淀。

主要原材料的化学组成列于表 1。

表 1 原材料的化学组成

Table 1 Chemical compositions of materials

材料	烧失量/%	w/%									
		SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	SO ₃	TiO ₂	MnO
矿渣	—	34.50	9.29	1.92	42.69	3.07	0.52	0.07	2.37	1.74	2.10
高岭土	16.10	49.03	31.11	0.91	0.04	0.23	2.25	0.03	0.04	—	—
沸石	4.26	72.59	12.17	1.45	1.45	0.61	0.98	4.26	—	—	—
OPC	—	20.20	5.28	3.52	60.96	2.78	1.19	0.23	4.79	—	—

1.2 固化体的制备及养护

AASCM 的基本组成为: m (矿渣): m (热活化高岭土): m (沸石) = 70:25:5, 水玻璃掺量为 7% (以 Na₂O 计), 缓凝剂掺量为 4%, 模拟放射性泥浆掺量为 25% (干基), 水固比为 0.3, Cs⁺ (以 CsCl 溶液加入) 占胶凝材料的 0.4% (以浸出液中 Cs⁺ 浓度易准确测出为度)。OPC 固化体中模拟泥浆、Cs⁺ 含量及水固比同 AASCM, 其中减水剂掺量为 0.2%。准确称取物料, 经水泥净浆搅拌机搅拌后, 制备成 $\phi 2.3 \text{ cm} \times 2.5 \text{ cm}$ 的样品, 将样品在 (20 ± 1) °C、湿度 > 90% 的环境中养护至 28 d。

1.3 静态浸出实验

参照 GB 7023—86《放射性废物固化体长期浸出试验》, 将样品(平行样品为 3 个)用尼龙丝悬挂于装有 500 mL 蒸馏水的双层盖聚乙烯瓶中, 在 25、40、70、90 °C 下浸出。每浸出周期的样品更换后, HNO₃ 酸化浸出液至 pH ≈ 7, 以 AA 700 型原子吸收光谱仪(美国 PerkinElmer 公司生产)测其 Cs⁺ 浓度, 以式 (1) 和 (2) 分别计算浸出率(R_L) 和累积浸出分数(CLF):

$$R_L = \frac{a_n}{A_0} \cdot \frac{V}{S} \cdot \frac{1}{t_n} \quad (1)$$

$$CLF = \frac{\sum a_n}{A_0} \cdot \frac{V}{S} \quad (2)$$

式中: a_n 为第 n 浸出周期中浸出核素的质量, g; A_0 为浸出样品中核素的初始量, g; S 为样品与浸出液接触的几何表面积, cm^2 ; V 为样品的体积, cm^3 ; t_n 为第 n 浸出周期的持续天数, d; $\sum a_n$ 为前 n 次核素的累积浸出质量, g。

1.4 孔隙率测量

按照 1.2 节方法制备固体样品, 将浸泡到预定龄期的样品小心敲碎, 于 $105\text{ }^\circ\text{C}$ 下干燥后, 用 AutoPore IV 9500 压汞仪测得孔隙率及孔径分布。

2 结果与讨论

2.1 浸出率

理论上, 核素的浸出率与固体组成材料、

水泥的水化产物、孔隙率与孔径分布及浸出条件密切相关。两种固体中 Cs^+ 在不同温度下的浸出率列于表 2, 累积浸出分数示于图 1, 部分固体在不同温度下, 浸出 102 d 后的孔隙率和孔径分布结果列于表 3。由表 2 和图 1 可知, 在相同条件下, 固体中 Cs^+ 浸出率随浸出周期的延长而减小; 当浸出温度升高时, Cs^+ 累积浸出分数增大。OPC 固体中, $25\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $40\text{ }^\circ\text{C}$ 下, Cs^+ 的累积浸出分数差别不大, 这与康厚军等^[4]的研究一致。 $70\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $90\text{ }^\circ\text{C}$ 下, Cs^+ 的累积浸出分数在早期明显较 $25\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $40\text{ }^\circ\text{C}$ 下的大, 28 d 后浸出液中 Cs^+ 均为痕量(trace)。浸出 102 d 时, 25 、 40 、 70 、 $90\text{ }^\circ\text{C}$ 下 Cs^+ 的累积浸出率 ($\sum a_n/A_0$) 分别为 54.55% 、 56.00% 、 59.29% 、 60.44% , 趋于同一数值。AASCM 固体中, $25\text{ }^\circ\text{C}$ 和 $40\text{ }^\circ\text{C}$ 下在 $1\sim 14\text{ d}$ 浸出期内,

表 2 固体中 Cs^+ 的浸出率
Table 2 R_L of Cs^+ from waste forms

浸出时间/d	OPC 中 $R_L/(\text{cm} \cdot \text{d}^{-1})$				AASCM 中 $R_L/(\text{cm} \cdot \text{d}^{-1})$			
	$25\text{ }^\circ\text{C}$	$40\text{ }^\circ\text{C}$	$70\text{ }^\circ\text{C}$	$90\text{ }^\circ\text{C}$	$25\text{ }^\circ\text{C}$	$40\text{ }^\circ\text{C}$	$70\text{ }^\circ\text{C}$	$90\text{ }^\circ\text{C}$
1	4.47×10^{-2}	6.67×10^{-2}	1.03×10^{-1}	1.43×10^{-1}	1.07×10^{-2}	2.41×10^{-2}	2.68×10^{-2}	3.72×10^{-2}
3	1.43×10^{-2}	1.15×10^{-2}	2.71×10^{-2}	2.43×10^{-2}	4.28×10^{-3}	7.26×10^{-3}	1.14×10^{-2}	8.10×10^{-3}
7	9.04×10^{-3}	7.06×10^{-3}	9.14×10^{-3}	8.91×10^{-3}	2.04×10^{-3}	1.79×10^{-3}	2.32×10^{-3}	2.95×10^{-3}
10	6.11×10^{-3}	5.44×10^{-3}	5.40×10^{-3}	1.97×10^{-3}	7.62×10^{-4}	9.95×10^{-4}	1.80×10^{-3}	1.52×10^{-3}
14	3.64×10^{-3}	3.48×10^{-3}	2.57×10^{-3}	4.90×10^{-4}	4.74×10^{-4}	6.55×10^{-4}	9.67×10^{-4}	1.49×10^{-3}
21	2.52×10^{-3}	2.52×10^{-3}	1.05×10^{-3}	8.20×10^{-5}	2.85×10^{-4}	4.45×10^{-4}	8.23×10^{-4}	1.05×10^{-3}
28	1.63×10^{-3}	1.57×10^{-3}	6.84×10^{-4}	trace	9.91×10^{-5}	6.51×10^{-5}	3.74×10^{-4}	3.84×10^{-4}
35	1.13×10^{-3}	1.03×10^{-3}	trace	trace	6.57×10^{-5}	2.49×10^{-5}	3.44×10^{-4}	8.54×10^{-4}
42	7.48×10^{-4}	7.96×10^{-4}	trace	trace	5.98×10^{-5}	7.00×10^{-5}	4.62×10^{-4}	7.97×10^{-4}
72	6.74×10^{-4}	7.80×10^{-4}	trace	trace	4.25×10^{-5}	1.15×10^{-4}	1.97×10^{-4}	3.38×10^{-4}
102	2.83×10^{-4}	1.90×10^{-4}	trace	trace	2.72×10^{-5}	5.93×10^{-5}	1.45×10^{-4}	1.70×10^{-4}

注: 浸出液中 Cs^+ 浓度低于 $0.1\text{ }\mu\text{g/mL}$ 的计为“trace”

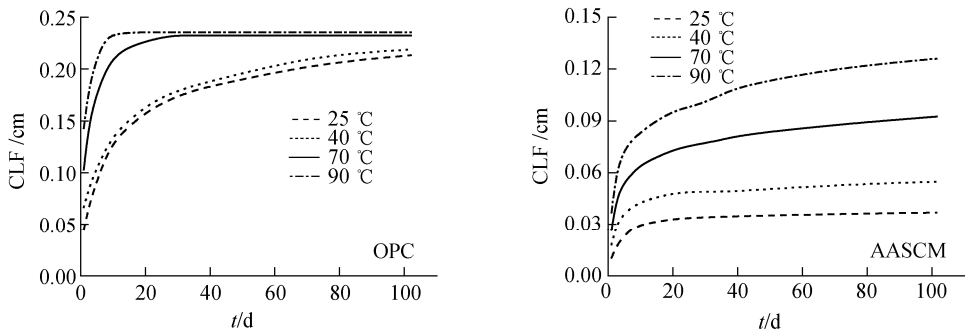


图 1 固体中 Cs^+ 的累积浸出分数

Fig. 1 CLF of Cs^+ from waste form

表 3 部分固化体在蒸馏水中浸出 102 d 后的孔隙率和孔径分布

Table 3 Porosities and pore size distributions of some waste forms leaching in distilled water for 102 days

样品 编号	不同孔径的孔体积分布/%					总孔隙率/%
	<5.5 nm	5.5~10.5 nm	10.5~20.1 nm	20.1~50 nm	>50 nm	
AF ^a	61.67	22.19	8.29	0	7.85	18.21
AF25	46.33	39.99	6.25	0	7.43	22.88
AF90	25.82	58.14	7.34	0	8.71	29.94
OF ^a	17.05	27.20	22.00	24.68	9.07	27.68
OF25	17.54	28.03	20.97	24.77	8.69	29.47
OF90	17.11	25.54	21.79	18.40	17.16	40.67

注:AF 代表 AASCM 固化体,OF 代表 OPC 固化体,25 和 90 代表浸出温度,℃;a 为对比样品,在 20 ℃、相对湿度>90%下养护 102 d

Cs⁺ 浸出较快,尔后浸出迅速减缓;70 ℃ 和 90 ℃ 下,在浸出 14 d 后,Cs⁺ 的累积浸出分数仍有较大幅度的增加。浸出 102 d 时,25、40、70、90 ℃ 下的累积浸出率分别为 9.43%、13.98%、23.86%、32.00%。可见,两种固化体的浸出行为有较大差异。

由表 3 可知,相同条件下,AASCM 固化体孔隙率小于 OPC 固化体;相同配方的样品,浸泡过的样品的孔隙率较未浸泡过的高,且浸泡温度越高,孔隙率越大;AASCM 固化体孔径小于 10.5 nm 的孔占 80% 以上,OPC 固化体不到 50%,但大于 50 nm 的孔(这部分孔被认为是对渗透性起主要作用)所占体积分数(除 90 ℃ 浸泡 102 d 的样品外)在 7.43%~9.07% 之间,两者的较为接近。两种固化体的总孔隙率及其孔隙分布主要取决于固化体的组成。浸泡过的样品的孔隙率增大以及孔隙率随浸泡温度的提高而增大的现象,主要与浸泡时固化体中一些成分的溶解相关。OPC 固化体

中的易溶成分较多,如 Ca(OH)₂,因此,当浸泡温度较高时,孔隙率较大。从固化体的孔隙率及大于 50 nm 的孔所占体积分数看,样品 AF90 和 OF25 是具有一定可比性的,但 AF90 样品各浸泡周期的浸出率均低于 OF25 样品,考虑到温度对浸出率的影响情况,说明 AF90 固化体的组成材料及水泥的水化产物对 Cs⁺ 的吸附性对降低浸出率起到了重要作用。

2.2 浸出液的 pH 和电导率

两种固化体在不同温度下浸出液的 pH、电导率分别示于图 2。浸出 1~102 d 时,两种固化体在 25、40、70、90 ℃ 下的浸出液 pH 均较高,其中 AASCM 的达 11.2~12.7,OPC 的达 12.1~13.4。由扩散机理可知,固化体孔溶液的 pH 可在较长时间内维持较高水平,这对固化体的长期稳定性有利。随着浸出时间的延长,浸出液的电导率减小。42 d 时,AASCM 在 25、40、70、90 ℃ 下的电导率分别为 0.020、0.025、0.021、0.021 S/m;而 OPC 的则为 0.052、

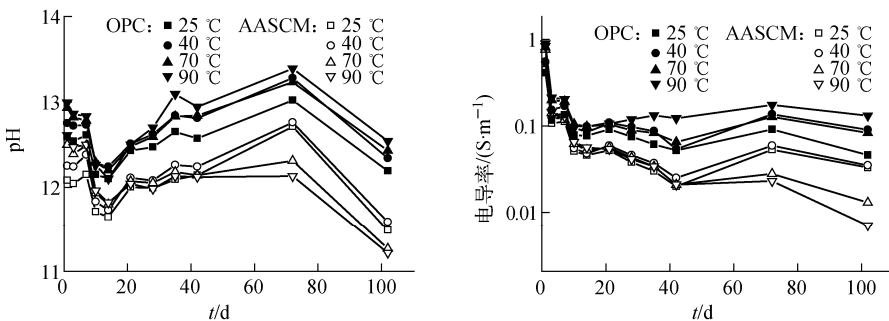


图 2 浸出液的 pH 和电导率随时间的变化关系

Fig. 2 pH and conductivities of leachant vs. time

0.054、0.065、0.122 S/m。温度对浸出液的 pH 和电导率的影响主要表现为:温度升高,pH 和电导率增大。对 AASCM 而言,浸出约 21 d 后,温度($>40\text{ }^{\circ}\text{C}$)升高,其 pH 和电导率减小,这与较高温度下 AASCM 固化体中的碱与矿渣反应程度较高以及反应产物的溶解度较低有关。

2.3 浸出机理探讨

水泥固化核素的机制为物理包封、吸附和固溶^[5-6],因此, Cs^+ 在水泥固化体中存在如下 3 种对应形态,即:1) 溶解于固化体孔溶液中的 Cs^+ (记为 D-Cs);2) 吸附于固化体中吸附剂及水化产物中的 Cs^+ (记为 A-Cs);3) 固溶于固化体水化产物中的 Cs^+ (记为 S-Cs)。从 Cs^+ 迁移能力上看,存在 $\text{D-Cs} > \text{A-Cs} > \text{S-Cs}$ 的关系。对于水泥水化程度完全的固化体,D-Cs 的量与固化体中孔体积相关(对于同一种固化体,在相同的制备条件下,其初始总孔隙率应相近)。当固化体浸泡于浸出液时,D-Cs 通过固化体的孔隙向外扩散浸出,孔溶液中 Cs^+ 的残留量因浸出量的增多而减少,扩散推动力减小,下一浸出周期的浸出率减小。当浸出温度升高时,A-Cs 将解吸后转变为 D-Cs;若水化产物的结构遭到破坏,S-Cs 也将溶解后转变为 D-Cs。

文献[12-13]的研究结果表明,OPC 对 Cs^+ 的吸附能力较差,可忽略。AASCM 则对 Cs^+ 有较强的吸附能力^[14-15],3 种固化机制同时存在。因此 OPC 固化体中 Cs^+ 主要为 D-Cs 和 S-Cs,AASCM 固化体中则包含 3 种形态的 Cs^+ 。对 OPC 固化体而言,25 $^{\circ}\text{C}$ 和 40 $^{\circ}\text{C}$ 下浸出的是 D-Cs;当温度升高至 70 $^{\circ}\text{C}$ 和 90 $^{\circ}\text{C}$ 时,仍然以 D-Cs 浸出为主,另外可能存在少量 S-Cs 向 D-Cs 转变的 Cs^+ 。由于总的 D-Cs 相近,因此,4 个温度下 OPC 固化体中 Cs^+ 的累积浸出率(或浸出分数)趋于同一数值。对 AASCM 而言,25 $^{\circ}\text{C}$ 下 28 d 后的浸出率已达 10^{-5} 量级,之后的浸出部分对累计浸出率贡献较小,可将这部分浸出的 Cs^+ 近似看成是 D-Cs,约为 10%。当温度升高时,浸出率的增加幅度和浸出规律与 OPC 固化体迥异,表现为浸出率与累积浸出率(或浸出分数)的持续增加,说明 AASCM 内 Cs^+ 与固化体中吸附剂及水化产物的结合状态不同。作者认为 AASCM 中存在较多的 A-Cs。温度升高,A-Cs 解吸变

成 D-Cs,解吸量多少与该条件下 Cs^+ 的解吸活化能有关。因此,可近似认为 AASCM 固化体中处于吸附态和固溶态的 Cs^+ 接近 90%,处于溶解态的约为 10%;而 OPC 固化体中处于固溶态的约为 40%,处于溶解态的约为 60%。可见,在不影响固化体力学性能或者在固化体力学性能可以接受的情况下,添加吸附剂或通过设计固化体中水化产物的组成以提高固化体内物质对 Cs^+ 的吸附能力是增强固化体滞留 Cs^+ 能力的有效措施。

3 结论

1) 在 25、40、70、90 $^{\circ}\text{C}$ 下,AASCM 固化体和 OPC 固化体浸出行为不同,OPC 固化体中 Cs^+ 的累积浸出分数在 4 个温度下趋于同一数值,而 AASCM 固化体中 Cs^+ 的累积浸出分数则随温度升高而增大。

2) AASCM 固化体中 Cs^+ 的存在状态为溶解态、吸附态及固溶态并存,而 OPC 固化体中则主要为溶解态和固溶态。AASCM 固化体中处于吸附态和固溶态的 Cs^+ 接近 90%,处于溶解态的约为 10%;而 OPC 固化体中处于固溶态的约为 40%,处于溶解态的约为 60%。

参考文献:

- [1] PLECCAS I, PERIC A, KOSTADINOVIC A, et al. Leaching behavior of ^{137}Cs in concrete-based nuclear waste forms [J]. Progress in Nuclear Energy, 1992, 27(1): 5-10.
- [2] PLECCAS I B. Effect of curing time on the fraction of ^{137}Cs from cement matrix [J]. Annals of Nuclear Energy, 2003, 30: 1 587-1 590.
- [3] PLECCAS I, PAVLOVIC R, PAVLOVIC S. Leaching behavior of ^{60}Co and ^{137}Cs from spent ion exchange resins in cement-bentonite clay matrix [J]. Journal of Nuclear Materials, 2004, 327 (2-3): 171-174.
- [4] 康厚军,石正坤,张东,等. ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 在水泥固化体中的浸出研究 [J]. 化学研究与应用,2006,18 (3):252-256.
KANG Houjun, SHI Zhengkun, ZHANG Dong, et al. ^{90}Sr , ^{137}Cs leaching behavior in solidified cement product of radioactive waste [J]. Chemical Research and Application, 2006, 18(3): 252-256(in Chinese).

- [5] BONEN D, SARKAR S L. The present state-of-the-art of immobilization of hazardous heavy metals in cement-based materials[C]//Proceedings of an Engineering Foundation Conference, Durham, New Hampshire; American Society of Civil Engineers, 1994: 481-498.
- [6] 赵怀红, 严生. 放射性废物水泥固化体铯固化机理研究[J]. 江苏大学学报:自然科学版, 2002, 23(6): 41-45.
- ZHAO Huaihong, YAN Sheng. Study on Cs⁺ solidification mechanism in the cement-based radioactive waste forms[J]. Journal of Jiangsu University: Natural Science Edition, 2002, 23(6): 41-45(in Chinese).
- [7] EL-KAMASH A M, EL-NAGGAR M R, EL-DESSOUKY M I. Immobilization of cesium and strontium radionuclides in zeolite-cement blends [J]. Journal of Hazardous materials, 2006, B136: 310-316.
- [8] ABDEL R R O, ZAKI A A, EL-KAMASH A M. Modeling the long-term leaching behavior of ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, and ^{152,154}Eu radionuclides from cement-clay matrices[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 145: 372-380.
- [9] KAMALI S, GERARD B, MORANVILLE M. Modelling the leaching kinetics of cement-based materials-influence of materials and environment [J]. Cement and Concrete Composites, 2003, 25: 451-458.
- [10] SHRIVASTAV P O, SHRIVASTAVA R. Cation exchange application of synthetic tobermorite for the immobilization and solidification of cesium and strontium in cement matrix[J]. Bulletin of Materials Science, 2000, 23(6): 515-520.
- [11] DYER A, LAS T, ZUBAIR M. The use of natural zeolites for radioactive waste treatment studies on leaching from zeolite/cement composites [J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2001, 243: 839-841.
- [12] KOMARNENI S, ROY D M. Mechanisms of immobilization of nuclear waste elements by cement minerals, cement and mortar[J]. Cement and Concrete Research, 1981, 11: 789-794.
- [13] CRAWFORD R W, MCCULLOCH C, ANGUS M, et al. Intrinsic sorption potential of cement components for ¹³⁴Cs[J]. Cement and Concrete Research, 1984, 14: 595-599.
- [14] 李玉香, 易发成, 陈雅斓, 等. Sr, Cs 在碱矿渣-粘土复合水泥水化物粉体中的吸附行为[J]. 四川大学学报:工程科学版, 2005, 37(4): 59-64.
- LI Yuxiang, YI Facheng, CHEN Yalan, et al. Adsorption behavior of Sr and Cs in hydrated paste powder of alkali-activated slag-clay minerals composite cement[J]. Journal of Sichuan University: Engineering Science Edition, 2005, 37(4): 59-64(in Chinese).
- [15] 石正坤, 康厚军, 张东, 等. ⁹⁰Sr、¹³⁷Cs 在水泥固化体中的吸附和迁移行为[J]. 同位素, 2001, 14(3-4): 174-178.
- SHI Zhengkun, KANG Houjun, ZHANG Dong, et al. Investigation on sorption and migration of ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs in solidified cement [J]. Journal of Isotopes, 2001, 14(3-4): 174-178(in Chinese).