

以 DGA 树脂法分析海水 ^{90}Sr 的若干问题探讨

赵峰, 谷河泉, 倪志鑫, 吴梅桂, 郑远来, 赵力,
周鹏, 李冬梅

(国家海洋局南海环境监测中心, 海南南沙珊瑚礁生态系统国家野外科学观测研究站, 自然资源部海洋环境探测技术与应用重点实验室, 广东广州 510300)

摘要: 海水 ^{90}Sr 一直是海洋放射性监测调查的重要核素之一。由于现行分析方法老旧、去污效果差、分析周期长等问题, 本文对以 DGA 树脂法分析海水 ^{90}Sr 业务化推广时遇到的若干问题进行研究, 如富集共沉淀和 DGA 分离流程对锶的定量分离、锶-钇分离后搁置对最终结果的影响、DGA 纯化流程对钇的定量分离以及全流程回收率等。结果表明: (1) 氢氧化铁和氟化钙对锶的载带能力均较弱; 高达 97% 海水锶保留在氢氧化铁共沉淀的上清液里, 这表明母体 ^{90}Sr 和子体 ^{90}Y 在氢氧化铁共沉淀富集后开始分离。(2) DGA 树脂对锶吸附性较弱, 样品液流洗 DGA 树脂时已去除 90% 以上富集残留锶。(3) ^{90}Sr - ^{90}Y 分离至测量的搁置时间应控制在 20~40 h。(4) 20 mL 0.25 M 盐酸足以洗脱 10 mg 钇并消除钇在树脂上的残留。(5) 以 DGA 树脂法测定海水中的 ^{90}Sr 全流程的化学回收率在 70% 以上。**关键词:** DGA 树脂; 海水; ^{90}Sr ; ^{90}Y ; 人工放射性核素
中图分类号: P734.4; X125 **文献标识码:** A **文章编号:** 1007-6336(2024)01-0130-06

Study on several issues related to ^{90}Sr activity detection in seawater using DGA resin method

ZHAO Feng, GU Hequan, NI Zhixin, WU Meigui, ZHENG Yuanlai, ZHAO Li,
ZHOU Peng, LI Dongmei

(South China Sea Environment Monitoring Center, State Oceanic Administration; Nansha Islands Coral Reef Ecosystem National Observation and Research Station; Key Laboratory of Marine Environmental Survey Technology and Application, Ministry of Natural Resources, Guangzhou 510300, China)

Abstract: Artificial radionuclide ^{90}Sr in seawater has always been one of the important nuclides in marine radioactivity monitoring surveys. Due to systematic issues such as outdated methods, poor decontamination effectiveness, and long analysis cycles, there are problems with the current methods. In this study, we investigated several issues encountered during the application of the DGA resin method to analyze ^{90}Sr in seawater, such as co-precipitation and DGA separation effecting on quantitative separation of Sr, the impact of the waiting time after ^{90}Sr - ^{90}Y separation, DGA purification ability for Y separation, and the recovery rate for

收稿日期: 2023-08-11, 修订日期: 2023-09-26

基金项目: 广东省平台基地及科技基础条件建设项目(2021B1212050025); 中国海洋发展基金会项目(CODF-002-ZX-2021); 国家海洋局南海分局海洋科学技术局长基金项目(180104); 自然资源部海洋环境探测技术与应用重点实验室自主设立课题(MESTA-2021-D006); 自然资源部南海局科技发展基金项目(230201); 广东省应用海洋生物学重点实验室开放基金(LAMB20221007)

作者简介: 赵峰(1983-), 男, 山西长治人, 硕士, 主要研究方向为海洋放射性监测和放射性海洋学, E-mail: 116008508@qq.com

通信作者: 谷河泉(1983-), 女, 内蒙古赤峰人, 博士, 主要研究方向为海洋放射性监测和放射性海洋学, E-mail: guhequan1983@163.com

entire process. The results indicate that: (1) Both iron hydroxide and calcium fluoride have relatively weak carrier abilities for strontium, up to 97% of strontium in seawater is retained in the supernatant of iron hydroxide co-precipitation, indicating that ⁹⁰Sr-⁹⁰Y disequilibrium occurred after iron hydroxide co-precipitation enrichment; (2) The DGA resin has weak strontium adsorption properties, with over 90% of enriched residual strontium being removed during the DGA resin rinsing with sample solution; (3) The waiting time from ⁹⁰Sr-⁹⁰Y separation to measurement should be controlled within 20-40 hours; (4) 20 mL of 0.25 M hydrochloric acid is sufficient to elute 10 mg of yttrium and eliminate residual yttrium on the resin; (5) For the seawater samples, above 70% of the overall chemical recovery rate may be obtained using the DGA resin method.

Key words: DGA resin; seawater; ⁹⁰Sr; ⁹⁰Y; artificial radionuclides

⁹⁰Sr 作为一种人工放射性核素, 半衰期为 28.9 a, 主要来自²³⁵U 的裂变产物, 产额为 5.90%, 属于高毒性核素, 极易蓄积在生物骨骼内, 可能随海洋食物链传递影响人类健康。因此, ⁹⁰Sr 一直以来都是海洋放射性监测调查的重要核素之一。海洋环境中的⁹⁰Sr 主要有以下三个来源: (1)核事故释放, 如 2011 年日本福岛核泄漏及 1986 年切尔诺贝利核事故等; (2)沿海核设施正常运行时向海洋排放的低放废水; (3)大气核禁试前的大气试验落下尘^[1-3]。

海水中⁹⁰Sr 比活度水平一般在 1 mBq/L 左右, 然而, 海水中含有钙、镁以及稳定锶等大量杂质离子, 导致标准《水和生物灰中锶-90 的放射化学分析方法》(HJ 815—2016)应用于海水样品时存在诸多问题, 如采水量大、操作复杂及分离纯化不彻底等^[4]。虽然海洋行业标准《海洋环境放射性核素监测技术规程》(HY/T 235—2018)是目前测定海水⁹⁰Sr 普遍采用的业务化方法, 但是该方法采取甲苯(有毒试剂)作为萃取体系, 去污效果差且分析周期长, 难以满足海洋放射性监测的现代化需求, 特别是海洋核应急监测的实际需求。

近年来, 以冠醚、DGA 等有机色谱树脂分离水中⁹⁰Sr 的方法日益涌现, 这类方法具有化学回收率高、安全环保、操作方便快捷等优点^[5-10]。虽然冠醚对锶有很好的选择性, 但在分析海水样品时却存在局限, 主要表现在海水中存在大量的稳定锶, 海水采样体积不能超过 6 L^[11-12]。DGA 树脂是一种针对海水的专用有机色谱树脂, 其有效萃取成分为 DB(N,N,N',N'-tetrakis-2-ethylhexyldiglycolamide) 或者 DN(N,N,N',N'-tetraoctyldiglycolamide)。在特定条件下对钇有

较强选择性, 而对钠、钾、镁、铯等常量元素的选择性较弱, 从而避免海水中稳定锶对树脂性能的干扰^[13-16]。相较于冠醚类树脂, 使用 DGA 树脂法可使海水采样体积扩大至 40 L, 使方法检出限远低于海水⁹⁰Sr 的本底水平, 可以满足海水⁹⁰Sr 业务化分析工作的要求。

然而, DGA 树脂法在应用到海水⁹⁰Sr 业务化分析工作时, 存在一些亟须解决的实际问题。首先, 当前海水⁹⁰Sr 分析工作普遍采用流程是现场富集海水, 待返回实验室后进行后续处理; 这一流程虽然极大减轻样品搬运量, 但前提是海水富集过程中不发生⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离, 即海水中锶(包括稳定锶和放射锶)和⁹⁰Y 需要一并共沉淀, 才能在等待回航时间内不发生⁹⁰Y 衰减。当改用 DGA 树脂法时, 需要探讨海水富集过程中是否发生⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离, 以确定上述工作流程能否延续。此外, 日常工作中存在⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离后流程暂时中断情况, 考虑到⁹⁰Y 半衰期仅 64 h, 且低本底 $\alpha\beta$ 计数器仍存在一定本底干扰, 这种情况会给最终结果带来不确定性。因此, 本研究开展以 DGA 树脂法分析海水⁹⁰Sr 中⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离研究, 定量评价⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离后搁置带来的影响, 并分析 DGA 树脂对钇的淋洗效果以及全流程化学回收率, 以探讨该新方法的应用前景。

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

以 ICP-MS(电感耦合等离子体质谱仪, 型号: 美国安捷伦公司 Agilent 7500Cx)测量锶和钇的准确浓度, 具体步骤如下: 打开 ICP-MS, 抽真空至待机状态, 点火并稳定等离子体 30 min, 按照仪器制造商的说明进行调试, 包括参数调谐

(氧化物和双电荷指标等)、质量校正检查、分辨率检查,使仪器性能达到检测分析需求。采用标准工作曲线法,通过碰撞/反应模式测定 ^{88}Sr 和 ^{89}Y 的同位素计数值(CPS)来定量锶和钇的准确浓度,单位 $\mu\text{g/L}$ 。仪器基本工作参数如表1所示。

表1 ICP-MS基本工作参数
Tab.1 Main parameters of ICP-MS

仪器参数	参数值	仪器参数	参数值
RF功率	1450 W	RF匹配电压	1.56 V
采样深度	7.9 mm	雾化室温度	2 °C
等离子体流速	15.0 L/min	采样锥和截取锥	镍金属
载气流速	0.8 L/min	蠕动管泵速	0.30 rps
碰撞/反应气(氦气)	4.5 mL/min	氧化物指标	$\leq 3\%$
补偿气流速	0.25 L/min	双电荷指标	$\leq 3\%$

采用法国 Triskem 公司出品的 DGA 色谱树脂(粒径 50 ~ 100 μm),实验用到的硝酸、盐酸、氢氟酸、硼酸、六水硝酸镧、六水氯化铁等均为市售分析纯试剂,钇载体为光谱纯氧化钇。

1.2 实验方法

1.2.1 富集共沉淀流程

海水样品采集自 2019 年 9 月大亚湾东北部海区,盐度范围为 31.05 ~ 31.81,平均值为 31.35 \pm 0.18。取 5 份海水样品,每份样品体积为 40 L,保留 1 mL 海水以 ICP-MS 测量锶浓度。用浓盐酸酸化至 pH=2,加入 10 mg 钇载体以确定全流程化学回收率。每份海水平行样加入 31.2 mg 六水硝酸镧提高后续共沉淀中钇的回收率,加

入 9.7 g 六水氯化铁和 70 mL 氨水,调节 pH 为 8.8 ~ 9.0,形成氢氧化铁沉淀;2 h 后离心收集沉淀,保留 1 mL 上清液测量锶浓度;以 100 ~ 160 mL 1.5 M 盐酸溶解沉淀,取 1 mL 溶解液测量锶浓度。

其余溶解液加入 208 mg 氯化钙和 50 mL 28 M 氢氟酸形成氟化钙和氟化镧沉淀,静置 15 min 再次离心,沉淀以 10 mL 3 M 硝酸和 0.25 M 硼酸混合溶液、10 mL 浓硝酸和 10 mL 2 M 硝酸铝溶液溶解,形成待上柱溶液;取 1 mL 待上柱溶液测量锶浓度。

1.2.2 分离与纯化流程

准备 2 mL DGA 树脂,以 5 mL 8 M 硝酸溶液流洗转型。将待上柱溶液转入柱中,过柱,流速为 1 滴/s,取 1 mL 流洗液测量锶浓度;继续以 20 mL 8 M 硝酸流洗钙、锶、铅等杂质离子,用 20 mL 0.05 M 硝酸流洗镧、钙、锶和铀,用 15 mL 3 M 硝酸和 0.25 M 硼酸混合液流洗铀和钍,用 10 mL 3 M 盐酸流洗残余的钙、镧和铅,流速为 1 ~ 2 滴/s,上述流洗液均取 1 mL 测量锶浓度;最后以 19 mL 0.25 M 盐酸流洗钇,定容至 20 mL。

2 结果与讨论

2.1 富集共沉淀对锶的分离

海水锶的富集流程分为两次共沉淀,第一次是氢氧化铁共沉淀,第二次是氟化钙共沉淀。根据沉淀溶解后重量、取液量和测量的锶浓度计算两次共沉淀过程对锶的分离效果,结果如表2所示。

表2 海水富集共沉淀过程中对锶的分离

Tab.2 Quantitative separation of Sr effected by co-precipitation

样品	海水锶/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	氢氧化铁共沉淀				氟化钙共沉淀	
		上清液锶/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	沉淀锶/mg	上清液锶保留率	沉淀锶残留率	沉淀锶/mg	沉淀锶残留率
1#	7.66	7.54	1.16	98%	0.38%	0.13	11%
2#	8.31	7.84	5.27	94%	1.60%	0.32	6%
3#	8.02	7.92	2.88	99%	0.90%	0.46	16%
4#	8.39	7.87	2.85	94%	0.85%	0.38	13%
5#	8.28	8.09	4.76	98%	1.40%	0.45	9%
均值	8.13 \pm 0.30	7.85 \pm 0.20	3.38 \pm 1.65	97% \pm 2.3%	1.0% \pm 0.49%	0.35 \pm 0.13	11% \pm 3.7%
范围	7.66~8.39	7.54~8.09	1.16~5.27	94%~99%	0.38%~1.6%	0.13~0.46	6%~16%

由表2可知,海水锶浓度为 8.13 \pm 0.30 mg/L ,

即 40 L 海水含锶量高达 325 mg;氢氧化铁共沉

淀后上清液锶浓度为 7.85±0.20 mg/L, 氢氧化铁沉淀载带锶的质量仅剩 3.38±1.65 mg; 由此说明, 高达 97% 的锶量保留在上清液中, 仅有 1.0% 的锶被收集到的氢氧化铁沉淀载带下来, 其余为收集沉淀时产生的损耗。氟化钙共沉淀后, 氟化钙沉淀载带锶量为 0.35±0.13 mg, 仅占氢氧化铁沉淀载带锶量的 11%, 说明近 90% 氢氧化铁共沉淀载带下来的锶, 经氟化钙共沉淀后会再次进入上清液而被分离出去。

由图 1 可知, 氢氧化铁和氟化钙共沉淀对锶的载带能力均较弱。这一特性表明氢氧化铁共沉淀后, 海水中⁹⁰Sr-⁹⁰Y 平衡已基本被打破。

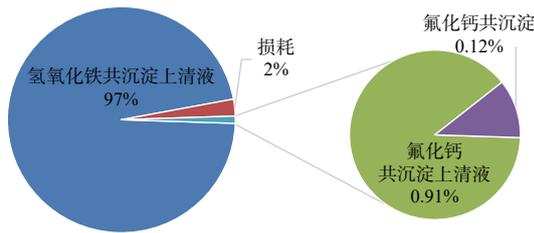


图 1 富集过程中海水⁹⁰Sr 的最终流向

Fig. 1 The final ⁹⁰Sr sink of sea water in the enrichment process

2.2 分离流程对锶的分离

结合两次共沉淀的锶分离结果, 可知带入后

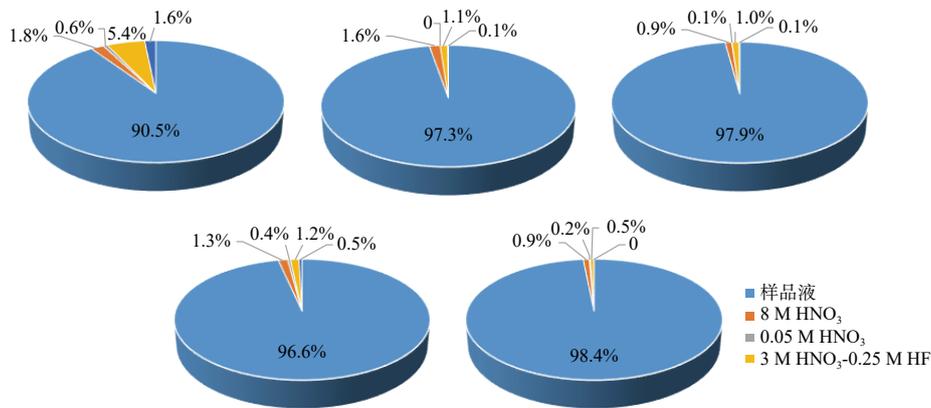


图 2 富集残留的锶在分离纯化流程中的最终流向

Fig. 2 The final sink of residual Sr in the DGA separation process

2.3 ⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离后搁置的影响

由上可知, ⁹⁰Sr-⁹⁰Y 母子体分离主要发生在氢氧化铁共沉淀富集步骤后, 考虑到⁹⁰Y 半衰期仅 64 h, 母子体分离后至测量前的搁置时间会对⁹⁰Y 计数测量造成极大干扰。为评价这一影响,

续分离纯化流程中的锶占到原海水锶量的 0.12% 左右, 即仍有 0.4 mg 左右的锶进入分离纯化流程, 根据流洗液总重、取液量和测量的锶浓度计算分离纯化过程对锶的分离效果, 结果如表 3 所示。

表 3 DGA 分离纯化流程对锶的分离
Tab.3 Quantitative separation of Sr effected by DGA separation

流出液类型	样品锶含量/mg				
	1#	2#	3#	4#	5#
样品液	0.083	0.401	0.449	0.378	0.701
8 M HNO ₃	0.002	0.006	0.004	0.005	0.006
0.05 M HNO ₃	0.001	0.000	0.000	0.002	0.001
3 M HNO ₃ -0.25M HF	0.005	0.004	0.005	0.005	0.004
3 M HCl	0.001	0.001	0.001	0.002	0.000
总量/mg	0.092	0.413	0.458	0.391	0.712

除 1#样品外, 上述五步分离纯化流出液流洗锶的总量为 0.413~0.712 mg, 说明该流程基本可以将海水富集残留的锶流洗下来, 不存在残留⁹⁰Sr 生成子体⁹⁰Y 对最终测量和化学回收率产生干扰。由于 DGA 树脂对锶吸附性较弱, 所以样品液流洗 DGA 树脂时已去除 90% 以上的富集残留锶, 如图 2 所示。

⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离后, ⁹⁰Y 计数随搁置时间衰减依据公式(1)计算。

$$N = 60AV\varepsilon\eta[1 - \exp(-\lambda t_d)] / [1000\lambda t_d \exp(\lambda t_m)] \quad (1)$$

式中: N 表示⁹⁰Y 计数率, 单位 cpm; A 表示

海水⁹⁰Y 比活度,单位 mBq/L; V 表示海水采样体积,单位 L; ϵ 表示方法回收率; η 表示仪器探测效率; λ 表示⁹⁰Y 衰减系数, $\lambda=0.989 \text{ h}^{-1}$; t_d 表示⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离时刻至测量时刻的搁置时间,单位 h; t_m 表示⁹⁰Y 的测量时长,单位 h。

按本实验室南海海域放射性监测历史数据估算以上参数:海水采样体积为 40 L, ⁹⁰Sr 比活度一般为 1 mBq/L,则子体⁹⁰Y 比活度亦为 1 mBq/L; DGA 法回收率约为 70%,低本底 α/β 计数器探测效率为 46%,⁹⁰Y 测量时长为 4 h,由此计算⁹⁰Y 计数随搁置时间衰减趋势如图 3 所示。由于低本底 α/β 计数器的空白值一般为 $(0.60 \pm 0.02) \text{ cpm}$ (测量时长为 24 h),若按国际纯粹和应用化学联合会(IUPAC)对检出限的建议,即⁹⁰Y 计数应至少大于仪器空白值和 3 倍空白值标准偏差之和(对应的置信水平大约为 90%),则⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离至测量的搁置时间应控制在 20 h 以内;但若仅要求⁹⁰Y 计数大于仪器空白值,则搁置时间应控制在 40 h 以内。为了消除⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离后搁置的影响,⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离至测量的搁置时间应控制在 20~40 h。

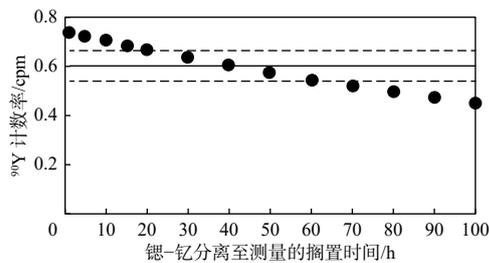


图 3 ⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离至测量搁置时间影响

Fig. 3 The impact of the waiting time from ⁹⁰Sr-⁹⁰Y separation to measurement

2.4 纯化流程对钇的分离

于 MilliQ 水中加入 10 mg 钇载体,配置成待上柱溶液体系进行分离纯化流程,绘制 0.25 M 盐酸体系下对钇的淋洗曲线。图 4 表明,加入 2 mL 盐酸时,淋洗液中钇浓度开始升高;加入第 2~4 mL 盐酸时,钇浓度达到最大;加入第 4~6 mL 和第 6~8 mL 盐酸时,钇浓度逐渐降低;直至 10 mL 盐酸后,淋洗液中钇浓度降至接近零。由此可见,即使钇载体量高达 10 mg,仅 10 mL 0.25 M 盐酸仍可将其基本洗脱,20 mL 盐酸足以

洗脱钇并消除钇在树脂上的残留。

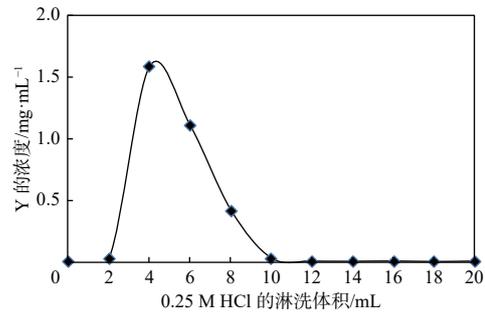


图 4 DGA 树脂在 0.25 M 盐酸体系下对钇的淋洗曲线
Fig. 4 Elution of Y on DGA resin with 20 mL of 0.25 M HCl

2.5 全流程化学回收率

取两个海水样品,加入约 1 mg 钇载体,进行全流程操作,以 ICP-MS 测定化学回收率。由表 4 可知,以 DGA 树脂法测定海水中的⁹⁰Sr 全流程的化学回收率在 70% 以上。目前海水⁹⁰Sr 业务工作的化学回收率为 50%~60%^[3],DGA 树脂法略高于现有方法,但整个流程时间已缩短至 8 h 以内,这将极大提高海水⁹⁰Sr 检测在海洋放射性监测特别是海上核应急监测的时效性。

表 4 化学回收率

Tab.4 The overall chemical recovery rate

海水样品	加入钇载体 /mg	最终流洗液钇含量 /mg	化学回收率 /(%)
6#	0.99	0.72	73
7#	0.99	0.75	75

3 结论

本文对以 DGA 树脂分析海水⁹⁰Sr 法业务化推广时遇到的铯-钇分离纯化、实验条件优化以及化学回收率等若干问题进行了初步研究,结论如下:(1)氢氧化铁和氟化钙对铯的载带能力均较弱,高达 97% 海水铯保留在氢氧化铁共沉淀的上清液里,表明海水⁹⁰Sr-⁹⁰Y 在氢氧化铁共沉淀后已基本分离;(2) DGA 树脂对铯吸附性较弱,样品液流洗 DGA 树脂时可进一步去除 90% 以上富集残留铯;(3)⁹⁰Sr-⁹⁰Y 分离至测量的搁置时间应控制在 20~40 h;(4) 20 mL 0.25 M 盐酸为最优洗脱液体积,足以洗脱 10 mg 钇并消除

钇在树脂上的残留;(5)以DGA树脂法测定海水中的⁹⁰Sr全流程的化学回收率在70%以上。综上所述,以DGA树脂分析海水⁹⁰Sr可实现8h快速分析检测,这将极大提高海水⁹⁰Sr检测在海洋放射性监测特别是海上核应急监测的时效性。

参考文献:

- [1] 邓芳芳,林武辉,于涛,等.海洋沉积物中⁹⁰Sr的分析方法[J].核化学与放射化学,2015,37(4):231-237.
- [2] 马嫻,蔡继杰.⁹⁰Sr分析方法研究进展及研究建议[J].科技视界,2016(18):38-39.
- [3] 邓芳芳,林武辉,林静,等.海水中⁹⁰Sr测量的国际比对研究[J].海洋环境科学,2018,37(3):448-451,463.
- [4] 韩福眷,刘锐,王建龙,等.水中⁹⁰Sr分析方法发展现状探讨[J].核电子学与探测技术,2017,37(9):881-885.
- [5] 吴连生,杨立涛,郭贵银,等.利用锆特效树脂和正比计数器同时快速分析⁸⁹Sr和⁹⁰Sr[J].原子能科学技术,2021,55(2):369-376.
- [6] GRAHEK Ž, DULANSKÁ S, KARANOVIĆ G, et al. Comparison of different methodologies for the ⁹⁰Sr determination in environmental samples[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2018, 181: 18-31.
- [7] ZHANG Z L, ZHANG L L, ZHANG J H, et al. An improved procedure for determining ⁹⁰Sr in groundwater based on cation-exchange enrichment and solid-phase extraction[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2016, 308(1): 1-5.
- [8] 舒复君,杨金玲,杨志红,等.一种快速分析土壤样品中⁹⁰Sr的方法[J].核化学与放射化学,2013,35(1):14-18.
- [9] 邓芳芳,于涛.海水样品中⁹⁰Sr的快速测定[C]//第四届全国核化学与放射化学青年学术研讨会论文集.南京:中国化学学会,中国核学会,2017:52.
- [10] 党磊,吉艳琴.低水平⁹⁰Sr的分析方法研究进展[J].核化学与放射化学,2010,32(3):129-144.
- [11] MAXWELL S L, CULLIGAN B K, UTSEY R C. Rapid determination of radiostrontium in seawater samples[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2013, 298(2): 867-875.
- [12] GRAHEK Ž, MAČEFAT M R. Determination of radioactive strontium in seawater[J]. *Analytica Chimica Acta*, 2005, 534(2): 271-279.
- [13] TAZOE H, OBATA H, TOMITA M, et al. Novel method for low level ⁹⁰Sr activity detection in seawater by combining oxalate precipitation and chelating resin extraction[J]. *Geochemical Journal*, 2017, 51(2): 193-197.
- [14] MAXWELL S L, CULLIGAN B K, HUTCHISON J B, et al. Rapid determination of ⁹⁰Sr in seawater samples[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2015, 303(1): 709-717.
- [15] YANG H S, HWANG D W, LEE H P, et al. Distribution of ⁹⁰Sr in coastal seawater, sediments and organisms off two atomic power stations in Korea[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2002, 59(1): 105-112.
- [16] GROSKA J, MOLNÁR Z, BOKORI E, et al. Simultaneous determination of ⁸⁹Sr and ⁹⁰Sr: comparison of methods and calculation techniques[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012, 291(3): 707-715.

(本文编辑:曲丽梅)