

2019—2020年福建水体总放射性监测

陆智新¹, 陈东军², 林明贵², 梁美霞^{3*}

(1. 福建省辐射环境监督站泉州分站, 福建 泉州 362000; 2. 福建省辐射环境监督站, 福建 福州 350011; 3. 泉州师范学院资源与环境科学学院, 福建 泉州 362000)

摘要: 2019—2020年在福建省设置河流、湖泊(水库)、饮用水源地水、地下水监测点位, 定量分析水中总 α 、总 β 放射性活度浓度。试验表明: 河流总 α 、总 β 放射性活度浓度测定值分别为0.004 Bq/L~0.130 Bq/L、0.056 Bq/L~0.840 Bq/L, 湖泊(水库)测定值分别为0.005 Bq/L~0.057 Bq/L、0.066 Bq/L~0.170 Bq/L, 饮用水源地水测定值分别为0.001 Bq/L~0.103 Bq/L、0.039 Bq/L~0.243 Bq/L, 地下水测定值分别为0.012 Bq/L~0.110 Bq/L、0.046 Bq/L~1.10 Bq/L。说明2019—2020年福建地区地表水、地下水总 α 、总 β 放射性变化稳定, 未出现异常, 饮用水源地水放射性水平符合国家标准。

关键词: 总 α 放射性; 总 β 放射性; 辐射监测; 饮用水源地水; 地表水; 地下水; 福建省

中图分类号: X837

文献标志码: B

文章编号: 1006-2009(2024)01-0060-05

Monitoring of Radioactivity in Water in Fujian from 2019 to 2020

LU Zhixin¹, CHEN Dongjun², LIN Minggui², LIANG Meixia^{3*}

(1. Fujian Radiation Environment Supervision Station Quanzhou Branch, Quanzhou, Fujian 362000, China; 2. Fujian Radiation Environment Supervision Station, Fuzhou, Fujian 350011, China; 3. School of Resources & Environmental Science, Quanzhou Normal University, Quanzhou, Fujian 362000, China)

Abstract: From 2019 to 2020, monitoring points in rivers, lakes (reservoirs), drinking water sources and groundwater were set up in Fujian to quantitatively analyze the gross α and gross β activities. The test showed that gross α and gross β activities were 0.004 Bq/L~0.130 Bq/L and 0.056 Bq/L~0.840 Bq/L in rivers, 0.005 Bq/L~0.057 Bq/L and 0.066 Bq/L~0.170 Bq/L in lakes (reservoirs), 0.001 Bq/L~0.103 Bq/L and 0.039 Bq/L~0.243 Bq/L in water from drinking water source, 0.012 Bq/L~0.110 Bq/L and 0.046 Bq/L~1.10 Bq/L in groundwater, respectively. The results indicated that gross α and gross β activities in surface water and groundwater were stable in Fujian region from 2019 to 2020, and there were no abnormalities. The radioactivity in water from drinking water sources met the national standard.

Key words: Gross α activity; Gross β activity; Radiation monitoring; Water from drinking water source; Surface water; Groundwater; Fujian Province

水是社会生存和发展的重要物质基础, 是人们摄入天然放射性核素的主要途径之一^[1]。随着社会经济的发展和科学技术的进步, 核技术被广泛应用于社会的各个领域, 为确保环境安全和保障公众身体健康, 须对区域水体中放射性核素活度浓度进行监控, 掌握水体中放射性水平现状、分布及变化规律, 为生态环境主管部门监督管理和核技术开发利用提供支撑。

水中总 α 、总 β 放射性活度浓度基本能够反映

水体中放射性总体水平, 可作为水质放射性污染监测的一个重要指标^[1]。今对福建省辖区内河流、湖泊水、饮用水源地水、地下水中总 α 、总 β 放射性活度浓度进行监测, 判断不同水体中总 α 、总 β 的

收稿日期: 2022-12-06; 修订日期: 2023-12-22

基金项目: 福建省科技厅自然科学基金资助(面上)项目(2020J01780); 泉州师范学院科研启动基金资助项目(H22011)

作者简介: 陆智新(1983—), 男, 江苏如皋人, 高级工程师, 本科, 从事辐射环境监管与监测工作。

* 通信作者: 梁美霞 E-mail: lmx2003440@163.com

放射性水平是否超过国家标准,分析不同流域、不同地区水体中总 α 、总 β 的相关性,以判断环境中人工放射性核素和天然放射性核素环境含量是否持续增加^[2]。

1 试验

1.1 主要仪器与试剂

ORTECMPC 9604 型四通道流气式低本底 α 、 β 测量仪,美国 AMETEK 公司;烧杯、电热板、蒸发皿、红外灯、分析天平、马弗炉、研钵和研磨棒、不锈钢测量盘、烘箱。

10.3 Bq/g 的标准粉末源 ^{241}Am (α 源)、16.3 Bq/g 的 ^{40}KCl (β 源),中国计量科学研究院;无水乙醇(纯度 $\geq 95\%$)、浓硫酸、浓硝酸、去离子水。

1.2 样品采集与保存

按照《辐射环境监测技术规范》(HJ/T 61—2001)进行采样,采样前清洗采样器和聚乙烯采样桶,采样时,先用采样点位的原水冲洗采样桶 3 次,再在水面以下 50 cm 处采集 10 L 水样,并加入 200 mL 的浓硝酸做预处理,使水样 pH 值 < 2 。填写采样记录表、粘贴样品标签后,送至实验室待分析。

采样时间为 2019—2020 年。地表水含主要流域水、湖泊(水库)水、饮用水源地水,采样频次为 2 次/a,枯水期(3 月—4 月)和丰水期(8 月—10 月)各 1 次,地下水采样频次为 1 次/a,3 月—4 月采集。福州流域水采样点位分别属于闽江水系、鳌江水系,水库属于鳌江水系;南平流域水和饮用水源地水属于闽江水系;三明流域水、湖泊(水库)、饮用水源地水属于闽江水系;泉州流域水、湖泊(水库)水、饮用水源地水属于晋江水系;龙岩流域水一个属于汀江水系,其余两个点位与湖泊(水库)水、饮用水源地水属于九龙江水系;厦门流域水、饮用水源地水属于九龙江水系,水库属于苧溪;漳州流域水属于漳江河流域、东溪水系,饮用水源地水属于九龙江水系;莆田流域水一个点位属于萩芦溪,另一个点位与饮用水源地水属于木兰溪水系;宁德流域水属于交溪、霍童溪水系,湖泊(水库)水、饮用水源地水属于闽江水系。

1.3 测定

按照《水质 总 α 放射性的测定 厚源法》(HJ 898—2017)和《水质 总 β 放射性的测定 厚源法》(HJ 899—2017)等标准,将未使用过、无

污染的测量盘置于低本底测量仪上测定仪器本底计数率(测量 1 000 min);各取 210 mg 标准粉末源 ^{241}Am 、 ^{40}KCl 制备标准源,测定标准源计数率(测量 1 000 min);取 5 L 样品经浓缩、硫酸盐化、灼烧后,取 210 mg 制备样品源,测定样品源计数率(测量 1 000 min)。总 α 、总 β 放射性活度浓度按照公式(1)计算:

$$C = \frac{R_x - R_0}{R_s - R_0} \times B_s \times \frac{m}{1\,000} \times \frac{1.02}{V} \quad (1)$$

式中: C 为放射性活度浓度, Bq/L; R_x 为样品源的计数率, s^{-1} ; R_0 为本底计数率, s^{-1} ; B_s 为标准源的放射性活度浓度, Bq/g; m 为样品蒸干、灼烧后的残渣总质量, mg; 1.02 为校正系数,每升水样中加 20 mL 的硝酸; R_s 为标准源的计数率, s^{-1} ; V 为取样体积, L。

2 结果与讨论

2.1 河流总 α 、总 β 放射性监测结果

在 9 个地市设置 16 个河流监测点位,研究时间为 2019—2020 年,频次为 2 次/a(枯水期、丰水期),共计 64 个样品,测定结果见表 1。

表 1 河流总 α 、总 β 放射性测定结果 Bq/L

Table 1 Test results of gross α and gross β activities in rivers Bq/L

地市	样品数量 n /个	总 α		总 β	
		范围	均值	范围	均值
福州市	8	0.004 ~ 0.062	0.027	0.080 ~ 0.480	0.190
莆田市	8	0.013 ~ 0.062	0.031	0.115 ~ 0.240	0.172
三明市	4	0.015 ~ 0.034	0.024	0.098 ~ 0.200	0.137
泉州市	8	0.010 ~ 0.110	0.058	0.132 ~ 0.210	0.170
漳州市	8	0.012 ~ 0.053	0.025	0.120 ~ 0.840	0.254
龙岩市	12	0.010 ~ 0.130	0.040	0.078 ~ 0.200	0.121
宁德市	8	0.016 ~ 0.045	0.029	0.080 ~ 0.135	0.103
厦门市	4	0.016 ~ 0.042	0.030	0.056 ~ 0.190	0.122
南平市	4	0.008 ~ 0.041	0.023	0.075 ~ 0.140	0.106
合计	64		0.034		0.157

由表 1 可知,主要河流水总 α 放射性活度浓度最大值为 0.130 Bq/L(龙岩点位)、最小值为 0.004 Bq/L(福州点位),总 β 放射性活度浓度最大值为 0.840 Bq/L(漳州点位)、最小值为 0.056 Bq/L(厦门点位)。河流水总 α 、总 β 放射性活度浓度为 (0.034 ± 0.024) Bq/L、 (0.157 ± 0.108) Bq/L,与 2015 年^[3]总 α (0.053 ± 0.008) Bq/L、总 β $(0.160 \pm$

0.030) Bq/L 相比,均在本底范围内波动。

2.2 湖泊(水库)总 α 、总 β 放射性监测结果

在7个地市设置8个湖泊(水库)监测研究点位,研究时间为2019—2020年,频次为2次/a(枯水期、丰水期),每个点位4个样品,共计32个样品。结果表明,总 α 放射性活度浓度最大值为0.057 Bq/L(泉州点位)、最小值为0.005 Bq/L(福州、龙岩点位),总 β 放射性活度浓度最大值为0.170 Bq/L(泉州点位)、最小值为0.066 Bq/L(福州点位)。湖泊(水库)总 α 、总 β 放射性活度浓度(0.019 ± 0.013) Bq/L、(0.110 ± 0.026) Bq/L与2015年^[3]总 α (0.014 ± 0.004) Bq/L、总 β (0.110 ± 0.009) Bq/L相比,均在本底范围内波动。

2.3 饮用水源地水和地下水总 α 、总 β 放射性监测结果

在9个地市设置9个饮用水源地水监测研究点位,研究时间为2019—2020年,频次为2次/a(枯水期、丰水期),每个点位4个样品,共计36个样品,测定结果见表2。由表2可知,饮用水源地水总 α 、总 β 放射性活度浓度范围为0.001 Bq/L ~ 0.103 Bq/L、0.039 Bq/L ~ 0.243 Bq/L,算术均值(0.021 Bq/L、0.107 Bq/L)与2007—2011年福建

省饮用水水源地总 α 、总 β 监测结果^[4]均值(0.032 Bq/L、0.126 Bq/L)和2015年^[3]饮用水源地水总 α 、总 β 放射性研究结果(0.021 Bq/L、0.120 Bq/L)基本一致。饮用水源地水总 α 放射性活度浓度算术均值与海南省^[5](0.023 Bq/L)、2001—2009年^[6]福建自来水(0.020 Bq/L)相近,总 β 放射性活度浓度均值稍高于海南省^[5](0.073 Bq/L)、2001—2009年^[6]福建自来水(0.080 Bq/L),均低于《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)限值(0.5 Bq/L、1.0 Bq/L)。

在9个地市设置9个地下水总 α 、总 β 放射性活度浓度监测研究点位。研究时间为2019—2020年,频次为1次/a(枯水期),每个点位2个样品,共计18个样品,测定结果见表2。由表2可知,地下水总 α 、总 β 放射性活度浓度范围为0.012 Bq/L ~ 0.110 Bq/L、0.046 Bq/L ~ 1.100 Bq/L,均值为(0.029 ± 0.024) Bq/L、(0.392 ± 0.327) Bq/L,与2015年^[3]总 α (0.030 ± 0.010) Bq/L、总 β (0.430 ± 0.040) Bq/L相比,均在本底范围内波动。总 α 放射性活度浓度算术均值(0.029 Bq/L)与海南省^[5]接近,总 β 放射性活度浓度(0.392 Bq/L)为海南省^[5]的5倍。

表2 饮用水源地水和地下水总 α 、总 β 放射性监测结果

Table 2 Monitoring results of gross α and gross β activities in water from drinking water source and groundwater

城市	饮用水源地水总 α		饮用水源地水总 β		地下水总 α		地下水总 β	
	范围	均值 $\pm s$	范围	均值 $\pm s$	范围	均值 $\pm s$	范围	均值 $\pm s$
福州市	0.002 ~ 0.022	0.012 ± 0.009	0.070 ~ 0.097	0.078 ± 0.013	0.012 ~ 0.016	0.014 ± 0.003	0.527 ~ 0.560	0.544 ± 0.023
莆田市	0.006 ~ 0.014	0.010 ± 0.004	0.087 ~ 0.120	0.101 ± 0.015	0.012 ^①	0.012 ± 0.000	0.400 ~ 0.630	0.515 ± 0.163
泉州市	0.012 ~ 0.032	0.020 ± 0.008	0.128 ~ 0.163	0.142 ± 0.017	0.021 ~ 0.031	0.026 ± 0.007	0.680 ~ 0.750	0.715 ± 0.049
漳州市	0.018 ~ 0.103	0.050 ± 0.038	0.108 ~ 0.243	0.190 ± 0.058	0.034 ~ 0.062	0.048 ± 0.020	0.960 ~ 1.100	1.030 ± 0.099
龙岩市	0.012 ~ 0.044	0.025 ± 0.014	0.042 ~ 0.066	0.053 ± 0.010	0.018 ~ 0.022	0.020 ± 0.003	0.046 ~ 0.060	0.053 ± 0.010
宁德市	0.004 ~ 0.011	0.009 ± 0.003	0.039 ~ 0.055	0.048 ± 0.007	0.020 ~ 0.023	0.022 ± 0.002	0.130 ~ 0.150	0.140 ± 0.014
三明市	0.007 ~ 0.088	0.032 ± 0.038	0.072 ~ 0.204	0.112 ± 0.062	0.019 ~ 0.035	0.027 ± 0.011	0.140 ^②	0.140 ± 0.000
厦门市	0.012 ~ 0.035	0.020 ± 0.011	0.100 ~ 0.158	0.124 ± 0.025	0.045 ~ 0.110	0.078 ± 0.046	0.280 ~ 0.320	0.300 ± 0.028
南平市	0.001 ~ 0.023	0.015 ± 0.006	0.106 ~ 0.127	0.112 ± 0.010	0.015 ~ 0.022	0.018 ± 0.005	0.090 ~ 0.098	0.094 ± 0.006
合计		0.021 ± 0.021		0.107 ± 0.050		0.029 ± 0.024		0.392 ± 0.327

①测定值均为0.012;②测定值均为0.140。

2.4 同一流域不同类别水源总放射性相关性分析

闽江流域总 α 、总 β 放射性活度浓度均值最大值出现在闽江干流福州点位(总 α 为0.037 Bq/L、总 β 为0.250 Bq/L),位于闽江北源建溪、闽江南源沙溪、闽江上游金溪(湖库型)、闽江上游九龙溪(湖库型)、闽江上游富屯溪(饮用水源地型)、闽江

支流古田溪(饮用水源地型)、闽江上游东牙溪(饮用水源地型)的点位总放射性活度浓度(总 α 为0.009 Bq/L ~ 0.032 Bq/L、总 β 为0.048 Bq/L ~ 0.137 Bq/L)低于福州点位,总 α 、总 β 放射性变化趋势基本一致,总放射性活度浓度总体水平不高。由于闽江干流人为活动多,自然环境变化和人为活

动产生的自然环境变动导致干流总放射性活度浓度高于支流。采用 SPSS 对 2019—2020 年数据进行分析,发现闽江福州点位总 α 、总 β 放射性活度浓度均与其余 7 个点位测定结果存在相关性。其中,上游沙溪点位与闽江福州点位总 α 显著性水平为 0.044(相关系数为 0.911),说明这两个点位之间更接近正比关系;支流古田溪与闽江福州点位总 β 显著性水平为 0.022(相关系数为 -0.957),说明这两个点位之间有很强的负相关性。其余点位总 α 、总 β 显著性水平均 > 0.05 ,现有的数据不足以表明与福州点位数据之间的变化规律。

九龙江流域总 α 放射性活度浓度均值为 0.036 Bq/L,最大值出现在上游支流雁石溪点位为 0.064 Bq/L,最小值出现在九龙江支流龙岩段点位(湖库型)为 0.016 Bq/L,其余九龙江厦门段、漳州段和厦门取水口处(饮用水源地型)总 α 放射性活度浓度在均值附近波动。九龙江流域总 β 放射性活度浓度均值为 0.139 Bq/L,最大值出现在下游九龙江漳州段(饮用水源地型)为 0.190 Bq/L,最小值出现在九龙江支流上游龙岩段点位(湖库型)为 0.108 Bq/L,其余九龙江厦门段、漳州段(饮用水源地型)和厦门取水口(饮用水源地型)总 β 放射性活度浓度在均值附近波动。九龙江流域 5 个点位之间总 α 、总 β 放射性活度浓度显著性水平均 > 0.05 ,说明九龙江流域 5 个点位总 α 、总 β 放射性活度浓度监测数据之间没有规律。

晋江流域总 α 放射性活度浓度均值为 0.041 Bq/L,最大值出现在晋江支流南安段为 0.061 Bq/L,最小值出现在晋江干流泉州取水口(饮用水源地型)为 0.020 Bq/L,其余晋江支流南安段(湖库型)(0.024 Bq/L)、安溪段(0.055 Bq/L)点位总 α 放射性活度浓度在均值附近波动。晋江流域总 β 放射性活度浓度均值为 0.159 Bq/L,最大值出现在晋江干流南安段为 0.181 Bq/L,最小值出现在晋江干流泉州取水口(饮用水源地型)为 0.143 Bq/L,其余晋江支流安溪段(0.161 Bq/L)、南安段(0.150 Bq/L)点位总 β 放射性活度浓度在均值附近波动。晋江流域 4 个点位之间总 β 放射性活度浓度显著性水平均 > 0.05 ,说明晋江流域 4 个点位总 β 放射性活度浓度监测数据之间没有规律。晋江支流安溪段与晋江干流南安段总 α 放射性活度浓度监测数据之间显著性水平为 0.031(相关性系数为 0.938),说明这两个点位

之间更接近正比关系,其余点位间显著性水平 > 0.05 ,现有数据不足以说明点位数据之间变化规律。

2.5 地表水总 α 、总 β 放射性活度浓度与国内其他城市比对分析

地表水总 α 放射性活度浓度为 0.001 Bq/L ~ 0.130 Bq/L,均值为 (0.027 ± 0.022) Bq/L,总 β 放射性活度浓度范围为 0.039 Bq/L ~ 0.840 Bq/L,均值为 (0.132 ± 0.084) Bq/L。地表水总 α 放射性活度浓度均值与蚌埠市^[7](0.026 Bq/L)、深圳市^[8](0.020 Bq/L)、湖北省^[9](0.026 Bq/L)等地均值接近,低于北京市^[10](0.082 Bq/L)均值。地表水总 β 放射性活度浓度均值与深圳市^[8](0.126 Bq/L)、湖北省^[9](0.140 Bq/L)、广东省^[11](0.140 Bq/L)等地均值接近,低于蚌埠市^[7](0.213 Bq/L)、北京市^[10](0.230 Bq/L)均值。2019 年和 2020 年的《全国辐射环境质量报告》显示,福建辖区地表水总 α 、总 β 放射性活度浓度在同时期全国地表水总 α 、总 β 放射性活度浓度范围(0.010 Bq/L ~ 0.800 Bq/L、0.010 Bq/L ~ 3.50 Bq/L)内浮动。

2.6 地下水总 α 、总 β 放射性活度浓度分析

地下水质量假设只考虑总放射性指标,根据《地下水质量标准》(GB/T 14848—2017)(总 α 放射性 > 0.5 Bq/L、总 β 放射性 > 1.0 Bq/L 为 IV 类,总 α 放射性 ≤ 0.1 Bq/L、总 β 放射性 ≤ 1.0 Bq/L 为 II 类及以上)划分,漳州市地下水质量总 α 放射性 (0.048 ± 0.020) Bq/L、总 β 放射性 (1.030 ± 0.099) Bq/L 介于 III 和 IV 类之间,其余 8 个城市地下水质量总 α 、总 β 放射性最大值 (0.078 ± 0.046) Bq/L、 (0.715 ± 0.049) Bq/L 为 II 类及以上。漳州市地下水总 β 放射性活度浓度略高,与黄丽华^[3]2015 年调查结果一致。漳州市地下水总 β 放射性活度浓度高,与该点位周边地质结构中含富钾的岩石和土壤有关。钾是地壳的主要造壳元素之一,大部分存在于碱性长石中,多与氧、硅或卤族元素结合,主要以钾长石、石榴石等矿物形式存在,钾极易从矿物中释放进入水中,具有很强的迁移能力,地下水在形成、运输过程中,融入了岩石、土壤中 ^{40}K 核素,与王欢等^[10]进行的 2011—2017 年北京地表水与生活饮用水放射性水平调查、马秀凤等^[12]开展的北京市乡镇级集中式饮用水总放射性监测分析等相关研究一致。在下一步的研究中,可对该点地下水放射性核素和周边岩石、土壤进行

监测分析研究。

3 结语

通过对福建辖区河流、湖泊(水库)水、饮用水源地水、地下水总 α 、总 β 放射性活度浓度进行两年的跟踪调查研究,发现除漳州市地下水点位监测数据稍高外,福建省水体总 α 、总 β 放射性活度浓度在本底范围内波动。建议在监测该研究区域总 α 、总 β 放射性活度浓度变化趋势的基础上,适时开展水中放射性核素研究,同时加大监测频次,在重点研究区域设置水体辐射环境监测自动站,实时、动态、科学地掌握辐射环境实际状况,建立水体放射性核素数据库,通过大数据分析水体放射性变化趋势,确保用水安全。

[参考文献]

- [1] 尹亮亮,吉艳琴,申宝鸣,等.我国饮用水中总 α 、 β 放射性数据评价[J].中国辐射卫生,2011,20(1):1-5.
 [2] 陆智新,陈东军,林明贵,等.泉州市电离辐射环境跟踪研究[J].环境监测管理与技术,2022,34(3):60-63.
 [3] 黄丽华.2015年福建省各类水体中总 α 和总 β 放射性水平

调查[J].海峡科学,2016,114(6):22-24.

- [4] 王春梅,何喆,陈永伟.2007—2011年福建省辐射环境监测[J].辐射防护通讯,2015,35(5):43-46.
 [5] 石书敬,陈贻师,杨小秀.海南省城市(镇)集中式饮用水水源地总 α 和总 β 放射性水平监测[J].辐射防护通讯,2018,38(5):32-34.
 [6] 朱晓华,杨永亮,盖楠,等.1995—2009年我国部分地区饮用水放射性水平监测[J].辐射防护通讯,2011,31(6):6-11.
 [7] 王蕾.蚌埠市2011—2017年度饮用水源地地表水总 α 、总 β 放射性水平监测分析[J].北方环境,2018,30(7):134-135.
 [8] 冯江平,郭键锋,时劲松,等.2010—2016年深圳市地表水中总 α 、总 β 放射性水平[J].中国辐射卫生,2017,26(1):81-86.
 [9] 罗宇,董冲,杨亚新,等.湖北地区地表水中总 α 、总 β 放射性分布特征研究[J].东华理工大学学报(自然科学版),2016,39(1):48-52.
 [10] 王欢,孙亚茹,孔玉侠,等.2011—2017年北京市地表水与生活饮用水放射性水平调查[J].中国辐射卫生,2018,27(5):492-495.
 [11] 林立雄,陈志东,闫世平.广东省地表水中总 α 、总 β 放射性水平调查[J].中国辐射卫生,2009,18(1):28-30.
 [12] 马秀凤,冯月,汪喆,等.北京市乡镇级集中式饮用水总放射性监测分析[J].中国辐射卫生,2021,30(5):568-572.

本栏目编辑 吴珊

(上接第59页)

[参考文献]

- [1] 叶美君,朱明,杜颖颖,等.茶园主要除草剂草甘膦和草铵膦概述[J].中国茶叶加工,2017(Z2):32-37.
 [2] 杨益军,张波.2020年全球(中国)草铵膦市场状况分析及预测[J].世界农药,2020,42(3):20-30.
 [3] RAVIER S, DÉSERET M, GILLE G, et al. Monitoring of glyphosate, glufosinate-ammonium, and (aminomethyl) phosphonic acid in ambient air of Provence-Alpes-Côte-d'Azur Region, France[J]. Atmospheric Environment, 2019, 204: 102-109.
 [4] LANTZ S R, MACK C M, WALLACE K, et al. Glufosinate binds *N*-methyl-*D*-aspartate receptors and increases neuronal network activity in vitro[J]. Neurotoxicology, 2014, 45: 38-47.
 [5] 杨雅迪,吴长江,隋明亮.1例患者草铵膦大量中毒救治分析[J].世界最新医学信息文摘,2019,19(61):261.
 [6] 赵家斌,董建光.草铵膦致急性中毒15例临床分析[J].中华劳动卫生职业病杂志,2020,38(5):372-374.
 [7] KOUREAS M, TSEZOU A, TSAKALOF A, et al. Increased levels of oxidative DNA damage in pesticide sprayers in Thessaly Region (Greece). Implications of pesticide exposure[J]. Sci Total Environ, 2014, 496: 358-364.
 [8] KAMEL F, ROWLAND A S, PARK L P, et al. Neurobehavioral performance and work experience in Florida farmworkers[J]. Environ Health Perspect, 2003, 111(14): 1765-1772.
 [9] 侯粉霞.新型除草剂草铵膦的毒理学研究进展[J].毒理学杂

志,2013,27(5):391-393.

- [10] 王思威,曾广丰,刘艳萍,等.基于高效液相色谱-三重四极杆质谱技术测定荔枝和香蕉中的草铵膦及3种代谢物[J].色谱,2019,37(1):93-99.
 [11] 林森煜,黄嘉乐,李秀英,等.离子色谱法测定食品中草铵膦、草甘膦和氨甲基膦酸的残留[J].食品安全质量检测学报,2016,7(5):1887-1894.
 [12] THOMPSON T S, VAN DEN HEEVER J P, LIMANOWKA R E. Determination of glyphosate, AMPA, and glufosinate in honey by online solid-phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. Food Addit Contam Part A: Chem Anal Control Expo Risk Assess, 2019, 36(3): 434-446.
 [13] CHAMKASEM N, HARMON T. Direct determination of glyphosate, glufosinate, and AMPA in soybean and corn by liquid chromatography/tandem mass spectrometry[J]. Anal Bioanal Chem, 2016, 408(18): 4995-5004.
 [14] 平华,赵芳,李成,等.高效液相色谱-串联质谱法快速同时测定土壤中草甘膦、草铵膦及其代谢物[J].色谱,2022,40(3):273-280.
 [15] 孙文闪,诸俊杰,钟寒辉,等.固相萃取净化-超高效液相色谱-三重四极杆质谱法测定土壤中草铵膦、草甘膦及其代谢物氨甲基膦酸[J].理化检验(化学分册),2021,57(4):322-326.
 [16] 孙文闪,周婷婷,诸俊杰,等.超高效液相色谱串联质谱法快速测定生活饮用水中草铵膦、草甘膦及其代谢物氨甲基膦酸残留[J].食品安全质量检测学报,2020,11(6):1722-1727.