# 放射性核素土壤-植物吸收与钍、镭富集植物的发现

张志强, 陈迪云*, 宋刚, 岳玉美
(广州大学环境科学与工程学院, 广州 510006)

**摘要**:对采集珠江三角洲从化、台山等地的 11 种植物以及对应的土壤样品,采用 HPGe-γ 能谱分析了其中的天然放射性核素 $^{238}U$、$^{226}Ra$、$^{232}Th$和$^{40}K$的比活度. 结果表明,土壤样品中 $^{238}U$、$^{226}Ra$、$^{232}Th$和 $^{40}K$的平均含量为 151.8、146.3、226.6 和 665.5 Bq/kg,高于我国和世界的平均值. 植物样品中的$^{238}U$含量较低,大多数样品低于检出限,而$^{226}Ra$、$^{232}Th$和$^{40}K$的平均含量相对较高. 铁芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)样品中$^{226}Ra$、$^{232}Th$含量最高,平均值分别为 285.9 Bq/kg、968.5 Bq/kg,对应的生物富集系数(bioconcentration factor)的平均值为 2.20、4.23,而其它 10 种植物$^{226}Ra$、$^{232}Th$的生物富集系数均在 $10^{-1}$ ~ $10^{-2}$的范围. 铁芒萁$^{226}Ra$和$^{232}Th$ 的富集系数和转移系数(translocation factor)都大于 1,可以认为是$^{226}Ra$和$^{232}Th$的超富集植物.

**关键词**:放射性核素; 植物吸收; 超富集植物; 铁芒萁; 珠江三角洲
**中图分类号**:X53 **文献标识码**:A **文章编号**:0250-3301(2011)04-1159-05

# Uptake of Radionuclides from Soil to Plant and the Discovery of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ Hyperaccumulator

ZHANG Zhi-qiang, CHEN Di-yun, SONG Gang, YUE Yu-mei
(School of Environmental Science & Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

**Abstract**: 11 sorts of plant samples and corresponding soil samples were collected in Conghua and Taishan, Pearl River Delta. The specific activity of $^{238}U$、$^{226}Ra$、$^{232}Th$ and $^{40}K$ of samples were investigated by using HPGe-γ-ray spectra analysis. The results showed that the average specific activity of $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ in soil samples were 151.8, 146.3, 226.6, 665.5 Bq/kg, which were higher than the average values of China and the world. The concentration of $^{238}U$ in all sort of plants are very low and most of them are lower than detection limit, while the values of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ were high. The contents of $^{226}Ra$ and $^{232}Th$ in *Dicranopteris dichotoma* were the highest, whose average specific activity is 285.9, 986.2 Bq/kg respectively. The average bioconcentration factors (BFs) of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ of *Dicranopteris dichotoma* were 2.20, 4.23, respectively, the other 10 sort of plants have BFs of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ were in the range of $10^{-1}$-$10^{-2}$. The bioconcentration factors and the translocation factors of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ of *Dicranopteris dichotoma* were all bigger than 1, so *Dicranopteris dichotoma* can be defined as hyperaccumulator of $^{226}Ra$ and $^{232}Th$.

**Key words**: radionuclides; phytoaccumulation; hyperaccumulator; *Dicranopteris dichotoma*; Pearl River Delta

放射性土壤-植物迁移是放射性核素环境行为一个关键环节,一方面是因为植物中铀和镭等核素主要通过根吸收途径从土壤向生物的迁移[1],并通过土壤-植物-动物的途径进入生物链. 另一方面天然放射性核素及其衰变子体对人类的长期潜在危害性,有效修复大面积、低活度的放射性污染土壤已成为各国放射性科技工作者努力的方向,而植物修复技术以其高效、经济、生态友好等优点受到重视和青睐[2]. 目前国内外有关放射性土壤-植物迁移的研究主要是针对核试验和核爆炸相关的人工放射性核素,如$^{90}Sr$、$^{137}Cs$进行研究[3,4],而对铀、镭等对天然放射性核素的植物吸收的研究相对较少,有限的研究还主要是在铀矿区或实验室放射性核素的浓度较高的条件下进行的[5,6]. 所获得的研究结果有一定的局限性. 寻找和筛选放射性核素超富集植物是进行植物修复的关键, 目前我国学者虽然发现了镉、砷、锌等重金属超富集植物[7~10],但天然放射性核素超富集植物的报道少见. 本研究在珠江三角洲从化、台山等 2 个地区共选择 11 种不同科属的植物及其生长的土壤作为调查对象,分析样品中放射性核素的含量水平、探讨放射性核素的土壤-植物迁移规律,在此基础上筛选出潜在超富集能力的植物,有着重要的科学意义和应用前景.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区的选择

本研究的土壤和植物采集于珠江三角洲经济区的 $S_1$(从化)、$S_2$(台山)两地(见图 1 深色区域). 之所以选择该区,是因为该区域富铀、钍等放射性核素的花岗质岩石广泛发育,这些花岗岩掩体在构造活

**收稿日期**:2010-05-11;**修订日期**:2010-07-05
**基金项目**:国家自然科学基金项目(40872201)
**作者简介**:张志强(1986 ~),男,硕士研究生,主要研究方向为放射性化学,E-mail: soarfreely08@163.com
* 通讯联系人, E-mail: cdy@gzhu.edu.cn

动、水岩作用以及风华蚀变作用中,铀、钍、镭等放射性核素不断从岩体中释放出来形成放射性异常. 放射性调查发现两地环境辐射水平较高,土壤中 U、Ra、Th 含量,特别是 Th 含量高,是典型的高钍地区[11].

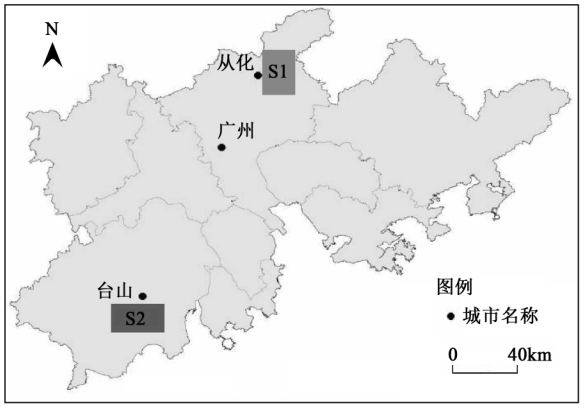


**图 1 研究区域分布示意**

Fig. 1 Map of Pearl River Delta with sampling locations

### 1.2 样品采集与处理

土壤样品的采集采用随机取样(每个研究区采 13 个采样点,每点 2 kg),土壤样品是在铲除表层的覆盖物后,采取垂直深约 10 ~ 15 cm 的表层土,除去土壤中石块,草根等杂物,用四分法处理后将约 2 kg 样品装在双层塑料袋内密封,做好有关记录. 植物样品的采集是在每个土壤采样点及其附近采集多株同种植物的地上部分,组成一个重约 2 kg 的混合样. 采好的样品装入布袋或尼龙网袋,并填写样品标签和采样登记表. 土壤样品带回到实验室后,置于搪瓷盘中摊开风干,再于100℃ 恒温干燥至恒重后,碾碎过 60 目筛,使测量杯中土壤样品重量、密度和标准源基本一致. 将样品密封保存 3 ~ 4 周,以使镭与氡及其短寿命子体达到久期放射性平衡. 土壤 pH 值的测定是根据《中华人民共和国农业行业标准》(NY/T 1121.2-2006)进行测定的,具体为称取风干过筛的土样 10 g 于高型烧杯中,加去除 $CO_2$ 的水 25 mL(土液比为 1∶2.5),用搅拌器搅拌 1 min,静置 30 min,然后进行测定. 植物样品执行《食品中放射性物质检验》(GB 14883-1994)中关于放射性核素测量的方法进行预处理和分析. 具体是先将采来的样品自然风干,再放于烘箱内于65℃下烘干,然后将样品研细,在电热板上进行炭化,再于马弗炉内进行样品灰化. 经过处理的植物最后和土壤样品装入直径 75 mm、高 70 mm 的塑料环型测量杯中压实,放置待测.

### 1.3 测量分析方法

#### 1.3.1 测量方法

测量所采用的仪器为 CANBERRA 公司生产的 S80 系列低本底 HPGe 反康谱顿 γ 谱仪. 放射性核素的比活度按式(1)计算.

$$Q_s = A_0(N_s - B)/[M_s(N_0 - B)] \quad (1)$$

式中,$Q_s$ 为样品放射性核素比活度, Bq/kg;$A_0$ 为标准源同一核素的活度,Bq;$N_s$ 为样品相应放射性核素特征峰净计数;$B$ 为本底计数;$M_s$ 为样品质量,kg;$N_0$ 为标准源同一核素特征峰净计数.

#### 1.3.2 数据分析

当前,植物对某种重金属富集的能力通常以植物富集系数(bioconcentration factor, BF)、转移系数(translocation factor, TF)等来衡量[7~10,12~15]. 而植物对放射性核素的吸收能力目前国内外学者通常用土壤-植物放射性核素迁移系数(soil-to-plant transfer factor)来对其进行衡量[16,17]. 参照国内外重金属的研究方法,本文采取植物富集系数(bioconcentration factor, BF)、转移系数(translocation factor, TF)等来衡量放射性核素从土壤向植物体内的富集程度. 其计算方法如下:

$$BF = c_{plant}/c_{soil}$$

式中,$c_{plant}$ 植物地面部分的放射性核素的浓度($Bq \cdot kg^{-1}$, 干重);$c_{soil}$ 土壤中放射性核素的浓度($Bq \cdot kg^{-1}$, 干重);

$$TF = c_{plant}/c_{root}$$

式中,$c_{plant}$ 植物地面部分的放射性核素的浓度($Bq \cdot kg^{-1}$, 干重);$c_{root}$ 植物根部的放射性核素的浓度($Bq \cdot kg^{-1}$, 干重).

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤的 pH 值及天然放射性核素含量

经测定,土壤样品的 pH 值为 4.46 ~ 5.65,均值为 4.99,属酸性土壤. 土壤样品中 $^{238}U$、$^{226}Ra$、$^{232}Th$ 和 $^{40}K$ 的分析结果见表 1. 从表 1 中可以看出,在从化研究区内,土壤中 $^{238}U$ 的含量为 24.2 ~ 285.2 Bq/kg,平均 141.0 Bq/kg;$^{226}Ra$ 的含量为 29.7 ~ 347.8 Bq/kg,平均 146.3 Bq/kg;$^{232}Th$ 的含量为 40.0 ~ 559.9 Bq/kg,平均 226.6 Bq/kg;$^{40}K$ 的含量为 119.7 ~ 1 558 Bq/kg,平均为 665.5 Bq/kg. 台山研究区土壤中的 $^{238}U$ 的含量为 89.6 ~ 281.3 Bq/kg,平均 158.1 Bq/kg;$^{226}Ra$ 的含量为 95.81 ~ 275.5 Bq/kg,平均 149.7 Bq/kg;$^{232}Th$ 的含量为 103.4 ~ 384.4 Bq/kg,平均 237.8 Bq/kg;$^{40}K$ 的含量为 83.8

~1 439 Bq/kg,平均为 673.6 Bq/kg. 这些数据都远高于广东省、全国和世界的平均值. 且 2 个研究区所有土壤样品中 4 种核素$^{238}$U、$^{226}$Ra、$^{232}$Th和$^{40}$K的平均值分别是广东省相应核素均值的 2.13、2.88、3.96、1.61 倍. $^{226}$Ra、$^{232}$Th和$^{40}$K的含量是世界相应核素均值的 3.66、5.66 和 1.15 倍. 由此可见,4 种核素中除钾外 3 种核素的含量均远高于广东、全国及世界平均值含量[11,18]. 这主要是与研究区成土母质主要为富含放射性核素的花岗岩有关. 研究结果还表明 $S_1$ 和 $S_2$ 土壤$^{232}$Th显著偏高,属于高钍地区.

**表 1　土壤样品中放射性核素含量/Bq·kg$^{-1}$**

Table 1　Activity concentration of soil samples/Bq·kg$^{-1}$

| 采样区 | $^{238}$U | | $^{226}$Ra | | $^{232}$Th | | $^{40}$K | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 范围 | 均值 ± 标准差 | 范围 | 均值 ± 标准差 | 范围 | 均值 ± 标准差 | 范围 | 均值 ± 标准差 |
| $S_1$(从化) | 24.2 ~ 285.2 | 141.0 ± 84.7 | 29.7 ~ 347.8 | 165.3 ± 89.4 | 40.0 ~ 559.9 | 275.4 ± 177.6 | 119.7 ~ 1 558 | 659.9 ± 420.0 |
| $S_2$(台山) | 89.6 ~ 281.3 | 158.1 ± 47.6 | 95.81 ~ 275.5 | 149.7 ± 49.4 | 103.4 ~ 384.4 | 237.8 ± 87.2 | 83.8 ~ 1439 | 673.6 ± 442.9 |
| 平均值 | 24.2 ~ 285.2 | 151.8 ± 61.7 | 29.7 ~ 347.8 | 146.3 ± 71.62 | 40.0 ~ 559.9 | 226.6 ± 139.3 | 83.8 ~ 1558 | 666.5 ± 422.8 |
| 广东[11] | 12.4 ~ 186.8 | 71.2 ± 3.6 | 2.4 ~ 134.6 | 50.8 ± 2.2 | 1.0 ~ 152.7 | 57.2 ± 2.6 | 35.8 ~ 1132 | 414.5 ± 20.6 |
| 全国[18] | | 38.5 ± 21.1 | 2.8 ~ 533 | 37.6 ± 23.4 | 10.3 ~ 1 844 | 54.6 ± 51.3 | n.d. ~ 1548 | 584.0 ± 183 |
| 世界[18] | | | | 40 | | 40 | | 580 |

**2.2**　植物中的天然放射性核素的浓度水平

所研究的 11 种植物样品中,仅在玉米秆、香蕉叶和桉树叶中检测到了$^{238}$U其浓度分别为 40.5、15.8 和 13.0 Bq/kg,其它植物中的$^{238}$U均低于检出限,说明所研究的植物对$^{238}$U的吸收能力较弱.

在 11 种植物中都能被检测到$^{40}$K,且在柚子叶、香蕉叶和竹叶等植物中$^{40}$K含量相对较高,其浓度值分别为1 015.8、961.8 和 817.9 Bq/kg,其他植物中$^{40}$K含量相对较低. 但考虑到钾是农作物生长需求的三大营养元素之一,且柚子、香蕉和竹子等植物均被作为经济作物来种植的,其中高的含量可能与钾肥的施用有关.

在 2 个研究区所采集的 11 种植物中,铁芒萁体内的$^{226}$Ra和$^{232}$Th含量很高(见表 2). 其中在从化研究区,所采集的 6 个铁芒萁样品中$^{226}$Ra含量为 45.6 ~273.4 Bq/kg,平均值为 188.1 Bq/kg,$^{232}$Th的含量为 199.5 ~1118.6 Bq/kg,均值为 584.3 Bq/kg,而采集的其它植物中的$^{226}$Ra、$^{232}$Th含量则相对较低,分别为 3.4 ~35.0 Bq/kg,13.0 ~100.9 Bq/kg. 在木薯中没有检测到$^{226}$Ra的存在. 柚子叶和香蕉叶中$^{226}$Ra的含量极少,分别为 4.0 和 3.4 Bq/kg. 木薯、香蕉叶、桃树、竹叶等植物中 Th 的含量也相对很低,分别为 19.5、13.0、26.3 和 25.0 Bq/kg. 其它植物中$^{226}$Ra、$^{232}$Th的含量则稍高,但都远远低于铁芒萁的含量. 台山研究区的情况也相似,铁芒萁$^{226}$Ra、$^{232}$Th含量高,8 个铁芒萁样品中$^{26}$Ra 的含量为 250.3 ~561.4 Bq/kg,均值为 359.3 Bq/kg,$^{232}$Th的含量为 416.1 ~2 272.9 Bq/kg,均值为1 256.7 Bq/kg. 其它的 3 种植物中的$^{226}$Ra、$^{232}$Th含量相对低得多,其中$^{226}$Ra的含量为 13.18 ~25.71 Bq/kg,$^{232}$Th的含量为 47.6 ~180.5 Bq/kg. 总之,在 2 个不同研究区所采集 14 个铁芒萁样品中$^{226}$Ra、$^{232}$Th含量高都很高,铁芒萁表现出对土壤中的$^{226}$Ra、$^{232}$Th强吸收的特点.

**2.3**　放射性核素的植物富集系数与富钍、镭植物的发现

目前对重金属超富集植物的界定主要采用 Baker 等[19]提出的标准,较严格的标准还要求转移系数(TF)大于 1,即植物地上部分重金属含量与根部重金属含量之比 >1[20]. 参照重金属的研究结果,也可以将放射性核素的 BF 值大于 1 的植物界定为土壤放射性核素的超富集植物.

各植物样品的放射性核素的植物富集系数 BF 见表 2 和图 2. $^{226}$Ra的 BF 为 0.03 ~2.81,$^{232}$Th的 BF 为 0.07 ~5.09,$^{40}$K的 BF 为 0.08 ~2.12. 对于从化研究区,6 个铁芒萁样品中$^{226}$Ra的 BF 为 0.99 ~2.81,平均为 1.61,且仅有一个样品的 BF 为 0.99,其余均大于 1,铁芒萁样品中$^{232}$Th的 BF 为 1.30 ~5.09,平均值为 2.96. 对于在台山研究区内,8 个盲箕样品$^{226}$Ra的 BF 为 1.47 ~4.20,平均为 2.65,$^{232}$Th的 BF 为 2.23 ~9.06,均值为 5.18. 而其它植物的$^{226}$Ra、$^{232}$Th的 BF 一般都在 $10^{-1}$ ~$10^{-2}$的范围. 因此铁芒萁样品的 BF 值比其它植物样品的 BF 值要高 1 ~2 个数量级. 这表明铁芒萁对$^{26}$Ra 和$^{232}$Th有极强的富集作用.

前人的研究表明一般植物$^{238}$U的 BF 为 $10^{-2}$ ~$10^{-4}$,$^{226}$Ra 的 BF 为 $10^{-1}$ ~$10^{-2}$[16,21],目前还没有见到$^{238}$U、$^{226}$Ra 、$^{232}$Th等天然放射性核素的植物 BF >1 报道. 本研究所获得铁芒萁$^{226}$Ra 、$^{232}$Th的 BF 的值普遍大于 1(1 ~10),高于其他研究者获得结果的 1 ~2 个数量级. 显示出铁芒萁对土壤中$^{226}$Ra 、$^{232}$Th等放射性核素的富集作用.

**表 2 不同研究区植物的地上部各核素含量及其富集系数**

Table 2 Contents and BFs of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ in the above-ground parts of plants collected from different areas

| 采样区及植物种类 | 样品数 | $^{226}Ra$ 比活度 /Bq·kg$^{-1}$ | $^{226}Ra$ BF | $^{232}Th$ 比活度 /Bq·kg$^{-1}$ | $^{232}Th$ BF | $^{40}K$ 比活度 /Bq·kg$^{-1}$ | $^{40}K$ BF |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 从化($S_1$) | | | | | | | |
| 铁芒萁 (*Dicranopteris dichotoma*) | 6 | 188.1 (45.6~273.4) | 1.61 (0.99~2.81) | 584.3 (199.5~1118.6) | 2.96 (1.30~5.09) | 262.6 (170.2~327.0) | 0.63 (0.31~1.52) |
| 玉米杆 (Cornstalk) | 1 | 35.0 | 0.24 | 44.2 | 0.25 | 850.4 | 0.55 |
| 柚子叶 (pomelo leaves) | 1 | 4.0 | 0.02 | 42.2 | 0.09 | 1015.8 | 0.86 |
| 花生茎叶 (Peanut stems and leaves) | 1 | 51.5 | 0.44 | 100.9 | 0.91 | 191.9 | 1.06 |
| 木薯 (Cassava) | 1 | — | — | 19.5 | 0.23 | 320.0 | 0.92 |
| 香蕉叶 (Banana leaves) | 1 | 3.4 | 0.03 | 13.0 | 0.13 | 961.8 | 1.36 |
| 桃树叶 (Peach leaves) | 1 | 9.7 | 0.18 | 26.3 | 0.41 | 191.7 | 0.7 |
| 竹叶 (Bamboo leaf) | 1 | 16.3 | 0.06 | 25.0 | 0.07 | 817.9 | 1.05 |
| 台山($S_2$) | | | | | | | |
| 芒萁 (*Dicranopteris dichotoma*) | 8 | 359.3 (250.3~561.4) | 2.65 (1.47~4.20) | 1256.7 (416.1~2272.9) | 5.18 (2.23~9.06) | 262.9 (156.9~445.7) | 0.74 (0.12~2.12) |
| 桉树叶 (Eucalyptus leaves) | 1 | 25.7 | 0.17 | 47.6 | 0.24 | 90.8 | 0.08 |
| 红薯藤 (Sweet potato vine) | 1 | 18.1 | 0.12 | 180.5 | 0.48 | 185.3 | 0.37 |
| 松针(Pine needle) | 3 | 13.2 (8.6~19.4) | 0.087 (0.07~0.11) | 49.4 (35.5~69.9) | 0.27 (0.22~0.34) | 293.1 (166.1~456.3) | 0.51 (0.16~2.12) |

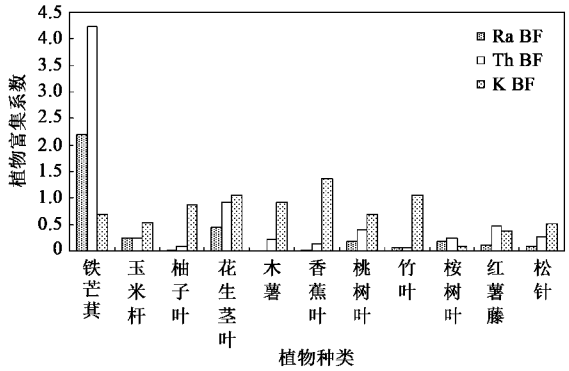


**图 2 不同植物地上部分对$^{226}Ra$、$^{232}Th$和$^{40}K$的生物富集系数**

Fig. 2 BF of $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ in the above-ground parts of different plants

进一步对部分铁芒萁的地上部分及根中放射性核素的含量进行测量,并计算出铀、钍、钾等放射性核素由根部向地上部分迁移的迁移系数(见表 3),结果显示出铁芒萁对放射性核素$^{226}Ra$和$^{232}Th$的 BF 和迁移系数均 >1. 这进一步表明铁芒萁对放射性核素具有超富集能力.

铁盲萁广泛分布于花岗质岩的珠三角地区,是花岗质岩石等酸性土壤的指示植物,从上述结果看,其体内$^{226}Ra$和$^{232}Th$的含量可分别高达 561.4 和 2272.9 Bq/kg,相应的富集系数高达 4.20 和 9.06,且几乎所有的样品对$^{226}Ra$和$^{232}Th$的富集系数均大于 1,而在同等条件下采集的其他植物则显示很低的核素浓度和富集系数. 仔细分析发现,铁盲萁的$^{226}Ra$和$^{232}Th$含量与土壤中$^{226}Ra$和$^{232}Th$含量显著正相关性,说明铁盲萁对两核素的富集作用受到根系土壤中核素含量的影响. 此研究结果都说明铁盲萁可以作为珠江三角洲地区土壤$^{226}Ra$和$^{232}Th$的超富集植物. 另外,汪振立[22]、魏正贵等[23]研究表明铁盲萁对其他金属元素如稀土元素也有明显的吸附作用,且其吸附效应与金属元素的存在状态和土壤地

**表 3 部分铁芒箕地上部分和根部中的$^{238}U$、$^{226}Ra$、$^{232}Th$和$^{40}K$含量**

Table 3 Contents of $^{238}U$, $^{226}Ra$, $^{232}Th$ and $^{40}K$ in *Dicranopteris dichotoma* and its root samples

| 植株编号 | 核素 | 土壤含量比活度 /Bq·kg$^{-1}$ | 地上部分含量比活度 /Bq·kg$^{-1}$ | 根部含量比活度 /Bq·kg$^{-1}$ | 富集系数 (BF) | 迁移系数 (TF) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | $^{238}U$ | 256.1 | 1.2 | 63.4 | 0.00 | 0.02 |
| | $^{226}Ra$ | 269.5 | 266.8 | 112.3 | 0.99 | 2.38 |
| | $^{232}Th$ | 452.3 | 702.6 | 270.4 | 1.55 | 2.60 |
| | $^{40}K$ | 525.6 | 212.2 | 232.7 | 0.40 | 0.91 |
| 2 | $^{238}U$ | 215.0 | 0.0 | 60.3 | 0.00 | 0.00 |
| | $^{226}Ra$ | 308.7 | 345.0 | 87.1 | 1.12 | 3.96 |
| | $^{232}Th$ | 452.9 | 617.9 | 139.4 | 1.36 | 4.43 |
| | $^{40}K$ | 1241.5 | 197.6 | 299.9 | 0.16 | 0.66 |
| 3 | $^{238}U$ | 156.9 | 4.1 | 44.7 | 0.03 | 0.09 |
| | $^{226}Ra$ | 109.6 | 140.7 | 61.4 | 1.28 | 2.29 |
| | $^{232}Th$ | 81.8 | 130.5 | 93.8 | 1.60 | 1.39 |
| | $^{40}K$ | 540.8 | 54.9 | 114.1 | 0.10 | 0.48 |

质条件有一定的相关性.铁盲茸是蕨类植物,且生物量很大适合刈割,其富集的$^{226}$Ra和$^{232}$Th大部分储存在地上部植株内,有利于其进行连续的提取修复,显示出铁盲茸在修复大面积低浓度$^{226}$Ra和$^{232}$Th污染的土壤有着广泛的应用前景.

放射性调查显示我国土壤中$^{232}$Th的浓度偏高,平均值为 54.6 Bq·kg$^{-1}$,是世界均值的 2.3 倍[24].珠江三角洲地区大部分地区属于高本底辐射区,调查研究发现其中的土壤中$^{232}$Th含量很高,对天然辐射的贡献大,例如珠海、从化、台山等地区土壤的$^{232}$Th放射性含量平均值居全国之首,是世界的 5 ~ 7 倍.因此$^{226}$Ra和$^{232}$Th超富集植物的发现,对于我国天然放射性核素高本底辐射区或铀矿污染土地的修复和开发具有重要意义.

## 3　结论

(1)通过对从化和台山的个地区 11 种植物以及对应的干系土壤样品的研究发现铁芒茸对土壤中的$^{226}$Ra和$^{232}$Th 具有较强的富集作用,铁芒茸样品中$^{26}$Ra 的含量为 45.6 ~ 561.4 Bq/kg,平均 285.9 Bq/kg,$^{232}$Th的含量为 199.5 ~ 2 272.9 Bq/kg,平均 968.5 Bq/kg.$^{226}$Ra和$^{232}$Th两核素的 BF 值变化范围分别为 0.99 ~ 4.20、1.37 ~ 9.06,平均值分别为 2.20、4.23.初步确定铁芒茸可作为$^{226}$Ra、$^{232}$Th超富集植物,它们在修复$^{226}$Ra、$^{232}$Th污染土壤有着广泛的应用前景.

(2)铁芒茸对土壤中放射性核素$^{226}$Ra和$^{232}$Th的吸附机制尚不清楚,这方面的问题还有待于进一步开展.

**参考文献:**


[1] Sheppard S C, Sheppard M I, Ilin M, *et al*. Primordial radionuclides in Canadian background sites: secular equilibrium and isotopic differences [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2008, **99**: 933-946.

[2] 张学礼, 王尔奇. 环境中铀污染的植物修复[J]. 铀矿冶, 2008, **27**(1): 44-49.

[3] 赵文虎,徐世明,侯兰欣,等. 农作物食用部分中$^{90}$Sr、$^{137}$Cs含量的早期预报——对$^{90}$Sr、$^{137}$Cs具有高浓度植物的筛选[J]. 中国核科技报告,1996, (00):1-19.

[4] 唐世荣, 郑洁敏, 陈子元,等. 六种水培的苋科植物对$^{134}$Cs的吸收和积累[J]. 核农学报, 2004, **18**(6): 474-479.

[5] Rufyikiri G, Wannijn J, Wang L, *et al*. Effects of phosphorus fertilization on the availability and uptake of uranium and nutrients by plants grown on soil derived from uranium mining debris[J]. Environmental Pollution, 2006, **141**: 420-427.

[6] Madruga M J, Brogueira A, Alberto G, *et al*. $^{226}$Ra bioavailability to plants at the Urgeirica uranium mill tailing site [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2001, **54**: 175-188.

[7] 魏树和, 周启星, 王新,等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵(*Solanum nigrum* L.)[J]. 科学通报, 2004, **49**(24): 2568-2573.

[8] 陈同斌,韦朝阳,黄泽春,等. 砷超富集植物娱蛤草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报 2002, **47**(3): 207-210.

[9] 杨肖娥,龙新宪,尼吾钟,等. 东南景天(*Sedum alfredii* H.)一种新的锌超积累植物[J]. 科学通报 2002, **47**(13): 1003-1006.

[10] 刘威,舒文生,蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报,2003, **48**(19):2046-2049.

[11] 曾庆卓, 陈联光, 郑伟. 广东省土壤中天然放射性核素含量调查研究[J]. 辐射防护, 1993, **13**(5):372-375.

[12] 孙约兵,周启星,王林,等. 三叶鬼针草幼苗对镉污染的耐性及其吸收积累特征研究[J]. 环境科学,2009,**30**(10):3028-3035.

[13] 魏树和, 杨传杰,周启星.三叶鬼针草等7 种常见菊科杂草植物对重金属的超富集特征[J]. 环境科学,2008,**29**(10): 2012-2018.

[14] Vanessa N K, Elisa E. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals [J]. Biotechnology Advances, 2010, **28**: 61-69.

[15] Mary C J, Teresa J C, Harry V K. Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can Helianthus annuus hyperaccumulate multiple heavy metals? [J]. Chemosphere, 2008, **70**: 531-537.

[16] Lauria D C, Ribeiro F C A, Conti C C, *et al*. Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2009, **100**: 176-183.

[17] 何超,涂彧.放射性核素从土壤向生物体迁移的研究[J].中国辐射卫生, 2007,**4**(16):502-503.

[18] Wang Z. Natural radiation environment in China [J]. International Congress Series, 2002, **1225**: 39-46.

[19] Baker A J M, Brooks R R, Pease A J. Studies on copper and cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaire [J]. Plant and Soil, 1983, **73**: 377-385.

[20] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate elements-a review of their distribution, ecology and photochemistry [J]. Biorecovery, 1989, **1**:81-126.

[21] Vandenhove H, Van Hees M. Phytoextraction for clean-up of low-level uranium contaminated soil evaluated [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2004, **72**: 41-45.

[22] 汪振立,魏正贵,陶冶,等. 岩石-土壤-铁芒茸系统中稀土元素的分布,迁移和累积[J].地质通报, 2002, **12**(21): 881-889.

[23] 魏正贵,尹明, 张巽,等. 稀土元素在赣南非稀土矿区和不同稀土矿区土壤-铁芒茸(*Dicranopteris linearis*) 系统中的分布、累积和迁移[J].生态学报,2001,**6**(21):900-906.

[24] 张淑蓉,潘京全,李允兴,等.中国土壤放射性核素水平及分布[J]. 中华放射医学与防护杂志,1998,(增刊):1-9.