

的放射性没有增加。这些实验表明,细胞小团中测到的每分钟计数的明显增加,只有当放射性核素被细胞摄取时才会出现。

在第二种实验中,通过将定量细胞在逐步增加另一种可透细胞的阳离子Tl-201中培育,经血清离心,然后测量在这些沉积细胞小团中的放射性后,测定其分离技术的线性关系。如图1所示,增加这种介

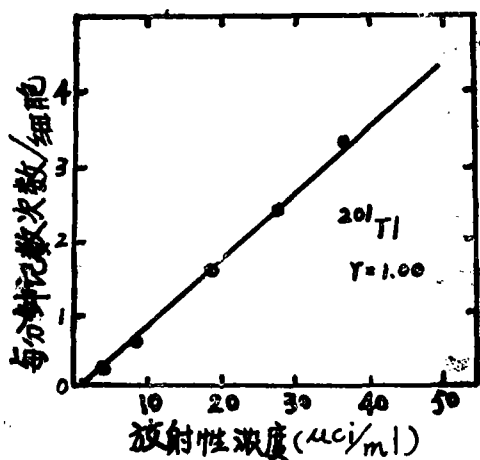


图1 在增加放射性阳离子的浓度里,中国地鼠细胞悬液摄取<sup>201</sup>Tl的情况。离心30,000个细胞后,测管底部的放射性。减去无细胞管底部的放射性0.18%。图中每一数据点代表3个测量样品的平均值。

质的放射性浓度与微型离心管底部测到的每分钟计数/细胞呈正比。

## 讨 论

从放射性介质里分离细胞的方法肯定有以下特点:快速、准确、精确和可重复性。这种方法也应能排除由接触结合的或掺入的放射性物质所引起的细胞外污染。细胞分离法最好是样品小、用法简单、而且只需要常用的物品。本文介绍的这种方法就可满足这些要求。

适合于这种方法的细胞数范围广,可小到10,000。由于细胞悬液能铺贴到胎牛血清上面,并在多数实验室里是有用的,而且1分钟之内就可离心分离完毕,所以这种方法是简单而快速的。含细胞部分的冰冻塑料管底部容易切开,放射性也易测量。最后,细胞外的放射性污染低,经FBS的离心沉积,在不含细胞的介质里,细胞外的放射性只有0.18%。

总之,此技术提供了从摄取量的放射性介质中分离细胞的一种快速而可重复的方法。从放射性及非放射性的物质里分离细胞都可应用的这种方法,将会在细胞生理学以及在细胞放射和化学毒性的研究方面证明是有用的。

(刘民培译 张永令校 刘 及审)

## 污染土壤上生长的小麦对铀镭系放射性核素的提取

Мордберг ЕЛ等; Гиг и Сан(8); 26~29, 1980(俄文)

实验地土壤是约含50厘米厚腐植层的轻粘质黑土,该土壤曾用铀矿的稀硫酸浸出物加以污染,经过了若干年的耕耘,种植了“无芒”品种的冬小麦。实验地块分为10~15米<sup>2</sup>的16小块,收集成熟后的麦子和麦秸。实验地块附近有17小块未受污染的对照地块,也同样地种植和收获冬小麦。每小块地按“信封式”(四个角和中心)布点采集深25厘米5个钻芯土样。对照地块上冬小麦地上部分的产量约为1千克·米<sup>-2</sup>,麦秸和麦子之比为1:1。分析了样品中U、<sup>226</sup>Ra、<sup>210</sup>Pb、稳定性Pb和可交换Ca等的含量。通过数据处理求得进行卫生评价所需的经验关系式,用这些经验式来预测放射性核素随同食物的摄入和评价植物提取放射性核素对于预测土壤自净所起的作用。

籽粒内放射性核素的比活性与土壤中这些核素的

比活性可以看作是成正比的。它们之间的相关系数和回归系数(“转移系数”)列于表1(包括对照点在内的所有点均列入计算)。用F检验对回归线性方程进行了拟合程度的检验。

表1 相关系数(r)和由土壤到籽粒的“转移系数”

核 素	r	P*	“转移系数”**
U	0.48	0.05	0.86
<sup>226</sup> Th	0.47	0.05	0.30
<sup>226</sup> Ra	0.45	0.05	0.70
<sup>210</sup> Pb	0.46	0.05	0.57

\* 单侧检验的r显著性水平(r为正数)。

\*\* “转移系数”的量纲为居里·千克<sup>-1</sup>籽粒/居里·克<sup>-1</sup>土。

核素主要蓄积在麦秸内。但是在麦秸（或整棵植物）内和土壤内的核素含量之间却无明显的线性关系。众所周知，植物中的 $^{90}\text{Sr}$  Ca和土壤中的 $^{90}\text{Sr}$ 与可交换Ca的比值之间成比例关系。为了弄清铯锶系核素是否也有类似的关系。我们从各种数据处理方式中选择了下述方法，把这一关系表示为如下的对数关系式：

$$\ln \frac{C_R}{g_R} = \ln \alpha + \beta \ln \frac{C_{Ca}}{g_{Ca}} \quad (1)$$

式中： $C_R$ ——植物中核素的比活性（皮居里·千克 $^{-1}$ ，铯的单位是微克·千克 $^{-1}$ ）； $C_{Ca}$ ——植物中Ca的相对含量（毫克当量·千克 $^{-1}$ ）； $g_R$ ——土壤中核素的比活性（纳居里·千克 $^{-1}$ ，铯的单位是毫克·千克 $^{-1}$ ）； $g_{Ca}$ ——土壤中的可交换Ca（毫克当量/100克）； $\ln \alpha$ 、 $\beta$ ——回归方程的参数。

$\ln \frac{C_R}{g_R}$ 和 $\ln \frac{C_{Ca}}{g_{Ca}}$ 之间的相关系数和算得的 $\beta$ 值列于表2。显然， $^{226}\text{Ra}$ 和 $^{230}\text{Th}$ 的蓄积是符合式(1)的，其中对于Ra， $\beta \approx 1$ ；对于Th， $\beta = 2$ 。 $\beta$ 的不同值可以用 $\beta = Z_R/Z_{Ca}$ （ $Z_R, Z_{Ca}$ ——水溶液中有关阳离子的电荷， $Z_{Th} = 4$ ， $Z_{Ra}, Z_{Sr}, Z_{Ca} = 2$ ）来解释，式(1)可看作是类似离子交换平衡的方程式。这种解释需要用其它的带电离子和大量的统计数据来加以证实。Юдинцева Е. В.等的著作中记述了生长在各类土壤中的黑麦在生长过程中蓄积 $^{90}\text{Sr}$ （33次实验）和 $^{137}\text{Cs}$ （29次实验）的两批实验。各类土壤中含有不同量的可交换Ca。核素以水溶液状态移入土壤，它们在土壤中处于可被交换吸收的状态。两批实验的生长条件是相同的。我们用式(1)处理了这些实验数据，算得 $\ln \frac{C_{Sr}}{g_{Sr}}$ 和 $\ln \frac{C_{Ca}}{g_{Ca}}$ 之间的相关系数为0.79， $\beta = 1.03 \pm 0.14$ 。该书有关 $^{137}\text{Cs}$ 的蓄积资料缺少植物中Ca含量的数据，我们可以认为其含量接近恒定，在此情况下式(1)成为下列形式：

$$\ln \frac{C_R}{g_{Ca}} \approx \text{常数} - \beta \ln g_{Ca} \quad (2)$$

表2 式(1)的相关系数(r)和参数( $\beta$ )<sup>\*</sup>

核素	r	P**	$\beta$
U	+0.42	不显著	—
$^{230}\text{Th}$	+0.78	0.001	$2.0 \pm 0.4$
$^{226}\text{Ra}$	+0.63	0.01	$0.9 \pm 0.3$
$^{210}\text{Pb}$	+0.49	不显著	—

<sup>\*</sup>除对照点外，取所有点进行计算。

<sup>\*\*</sup>双侧检验的r显著性水平（事先不知道r的符号）。

根据29次中的24次（另5次缺少土壤中Ca含量数据） $^{137}\text{Cs}$ 实验资料算得的相关系数为0.70， $\beta = 0.52 \pm 0.11$ 。上述两例算得的 $\beta$ 值均与 $Z_R/Z_{Ca}$ 的比值相符。为此，在以后的讨论中采用 $\beta = Z_R/Z_{Ca}$ 。

$^{210}\text{Pb}$ 之所以不符合式(1)可能与植物根外吸收来自大气沉降物中的 $^{210}\text{Pb}$ 有关。在实验地区进行的研究表明， $^{210}\text{Pb}$ 的日沉降量呈对数正态分布，其日几何均值为4.3皮居里·米 $^{-2}$ ，离散系数为1.9；日平均值估计为 $5.2 \pm 0.5$ 皮居里·米 $^{-2}$ ，或年平均值 $1.9 \pm 0.2$ 纳居里·米 $^{-2}$ 。植物中核素的总比活性 $C_R^0$ 为根吸收的比活性 $C_R$ 和根外吸收的比活性 $C_R'$ 之和，即 $C_R^0 = C_R + C_R'$ 。由于根吸收符合式(1)，所以 $C_R^0$ 可表示为：

$$C_R^0 = C_R + \alpha g_R \left( \frac{C_{Ca}}{g_{Ca}} \right)^\beta \quad (3)$$

用式(3)检验了U、 $^{230}\text{Th}$ 、 $^{226}\text{Ra}$ 和 $^{210}\text{Pb}$ 资料的符合程度。依照 $\beta = Z_R/Z_{Ca}$ ， $^{230}\text{Th}$ 的 $\beta$ 值采用2，U、 $^{226}\text{Ra}$ 和 $^{210}\text{Pb}$ 的 $\beta$ 值均采用1。 $C_R^0$ 和 $g_R \left( \frac{C_{Ca}}{g_{Ca}} \right)^\beta$ 之间的相关系数和回归方程的参数 $C_R$ 、 $\alpha$ 的计算结果列于表3。

表3 式(3)的相关系数(r)和参数\*\*

核素	$\beta$	r	P*	当 $C_R \neq 0$ 时		当 $C_R = 0$ 时
				$C_R$	$\alpha$	$\alpha'$
U	1	0.33	不显著	—	—	—
$^{230}\text{Th}$	2	0.58	0.02	$36 \pm 40$	0.26	0.41
$^{226}\text{Ra}$	1	0.65	0.01	$7.7 \pm 9.7$	4.2	6.2
$^{210}\text{Pb}$	1	0.63	0.01	$77 \pm 62$	2.9	—

\*双侧检验的r显著性水平。

\*\*给予 $C_R$ 以概率为0.95的可信限。

表3表明，除Ra和Th外， $^{210}\text{Pb}$ 的根吸收也符合式(2)。Ra和Th的根外吸收在统计学上与零无显著差别，而Pb的根外吸收与零存在着事实上的差别，不过其外推估算值77皮居里·千克 $^{-1}$ 与17个对照样品的 $^{210}\text{Pb}$ 含量74皮居里·千克 $^{-1}$ 非常接近。这一数量相当于年沉降量的4%或3个月（雪消失后到成熟期）沉降量的16%。

污染土壤中稳定性Pb含量与对照组相比无显著差别。我们计算了各点的观测甄别系数（ККД），

$$\text{ККД} = \frac{(^{210}\text{Pb}/\text{Pb})_{\text{籽粒}}}{(^{210}\text{Pb}/\text{Pb})_{\text{土}}}, \text{ 或 } \text{ККД} =$$

$$\frac{(^{210}\text{Pb}/\text{Pb})_{\text{麦秸}}}{(^{210}\text{Pb}/\text{Pb})_{\text{土}}} \text{。对于土-麦秸链 } \text{ККД} =$$

为0.37, 对于土-麦链KKI为0.17。这一结果与空气中 $^{210}\text{Pb}/\text{Pb}$ 的比值比1小1~3个数量级有着密切关系, 植物能富集来自大气沉降物中的稳定性Pb。为此, 在利用稳定性Pb的蓄积资料来评价 $^{210}\text{Pb}$ 的蓄积水平时需要谨慎。

U的蓄积与式(1)和(3)都不符合。从一些经验式中选出了具有最大相关系数值(0.80)的下列双曲线方程式。该式表明, 在所研究的土壤中U浓度的范围内, 植物中的U接近饱和。

$$C_U = \frac{g_U}{0.021 + 0.0055g_U} \quad (4)$$

式(1)可用来估算植物从土壤中提取 $^{226}\text{Ra}$ 、 $^{230}\text{Th}$ 和 $^{210}\text{Pb}$ 的百分数( $W_R$ ), 显然,

$$W_R = \frac{C_R m}{10^3 g_R M} \cdot 10^3 \% \quad (5)$$

式中,  $m$ ——收获的植物质量(千克·米 $^{-3}$ );  $M$ ——25厘米耕耘土壤层的质量(千克·米 $^{-3}$ ), 等于 $2.5 \cdot 10^3 \rho$  ( $\rho$ 为土壤密度, 1.4千克·分米 $^{-3}$ );  $10^3$ —— $C_R$ 和 $g_R$ 之间的单位转换系数。

由式(1)可以写成,

$$W_R = \alpha \left( \frac{C_{Ca}}{g_{Ca}} \right)^\beta \cdot \frac{m}{2.5 \cdot 10^3 \rho} \% \quad (6)$$

由所有小块地求得的 $C_{Ca}/g_{Ca}$ 的均值为 $1.6 \pm 0.8$ ,  $m = 1$ 千克·米 $^{-3}$ 。 $\alpha'$ 值(对于 $^{210}\text{Pb}$ 为 $\alpha$ 值)取自表3。代入式(6)求得 $^{226}\text{Ra}$ 、 $^{230}\text{Th}$ 和 $^{210}\text{Pb}$ 的百分提取量分别为 $3 \cdot 10^{-3} \%$ 、 $3 \cdot 10^{-4} \%$ 和 $1.3 \cdot 10^{-3} \%$ 。

由式(5)和(4)求得U的提取百分数( $W_U$ ),

$$W_U = \frac{10^{-3}}{2.5(0.021 + 0.0055g_U) \rho} \%.$$

提取U的百分数随着土壤中U浓度的加大而减少。污染地块平均U浓度为 $30 \pm 15$ 毫克·千克 $^{-1}$ ,  $W_U = 1.5 \cdot 10^{-3} \%$ 。

与作者等1979年表发的资料相比较, 可以看出, 通过植物提取铀镭系放射性核素而导致土壤的自净速度远低于向下层土壤迁移的速度。此外, 由式(1~3)得知, 土壤中可交换Ca量的增加将导致放射性核素(除U外)从土壤到植物转移量的减少。

(章仲侯节译 查永如校)

## 用三辛基氧膦和二苯甲酮萃取分离分光光度测定铀(VI)

Shigetomi Y等: Talanta 27(12): 1079~1080, 1980(英文)

用羧(熔点80℃)或二苯甲酮(熔点48℃)液-液相萃取金属络合物在最近几年有所发展。这种方法的优点是, 与甲苯或环己烷液体溶剂相比所需溶剂体积非常小, 有机相冷却后又容易分离。在提高温度时, TOPO可单独用来液-液萃取铀(VI), 但两相分离困难, 这就影响了TOPO的使用。因此, 甲苯或者环己烷被用作TOPO的稀释剂。我们发现用羧作稀释剂可使两相易于分离, 但是, 当把萃取物溶解在极性的有机溶剂中时, 铀(VI)与PAN不发生显色反应。试验了其他一些稀释剂, 由于有低的熔点, 所以用二苯甲酮作稀释剂是满意的。

### 实 验

#### 试剂,

全部试剂均为分析纯。制备铀(VI)标准溶液(1000ppm), 溶解0.422g硝酸铀酰于软化水中, 并稀释至100ml。碱土, 稀土和过渡金属的贮备液(0.01M), 在100ml 0.1M硝酸或盐酸中溶解适量的这些金属的盐。0.1% PAN的99.5%的乙醇溶液, 10%

三乙醇胺的99.5%的乙醇溶液和使用通用的没有进一步纯化的TOPO(Dojin有限公司)。

#### 程序,

取含0~100μg铀(VI)溶液, 放入一个100ml锥形瓶中(盖紧盖子), 调溶液酸度到2M硝酸。加入100mg TOPO和400mg二苯甲酮。在大约50℃的水浴上加热此瓶, 直到TOPO-二苯甲酮相完全熔化为止, 然后剧烈振荡2分钟。搅拌, 迅速冷却这个混合物。将固体过滤在纸上, 用水冲洗固体几次, 把固相转移至一个含有1ml PAN溶液和2ml三乙醇胺溶液(两个均为乙醇溶液)的10ml容量瓶中, 用乙醇稀释至刻度。混匀后, 用1cm比色槽在波长555nm处对照试剂空白测量吸光度。应用本程序对标准铀溶液制备标准曲线。如果有必要, 可用10ml 0.5M碳酸钠在50℃与TOPO-二苯甲酮一起振荡进行反萃取。

### 结果和讨论

吸收光谱和溶剂选择:

铀(VI)与PAN在碱性乙醇溶液中生成一种红