

的测定值算出的累积剂量多时,要对累积剂量、工作情况、工作环境、安全防护状况等(以下称“工作情况等”)进行综合研究,估算受照射的剂量。

第3. 关于受照射剂量的评价等

1. 个人监测

(1) 所谓个人监测系指工作人员衣服上装有胶片剂量计,袖珍剂量计以及其他个人监测计测定其部位受照射的剂量而言。目的在于测定外照射的剂量。

(2) 为了估算放射损伤者受照射的剂量,原则上使用个人监测所得的测定值。放射损伤的照射剂量和个人监测的测定值不一定一致,因此,要参考环境监测所取得的测定值,与受害者共同劳动的工人其个人监测所取得的测定值,去研究受害工人的个人监测值。

(3) 关于受照剂量的值要考虑到损伤发生部位和个人监测器的佩戴部位之间的关系,将所得的值作为与发现放射损伤有关的受照剂量来使用,有时是不适当的。因此,有必要对其所记录的值妥当性、可靠性进行研究。

(4) 个人剂量计间断期间的照射剂量,用佩戴个人监测计期间的个人监测值以及作业状况来估算。使用个人监测计前的照射剂量,必须依据作业

状况等有关资料来估算。

(5) 对于内照射剂量的评价,用全身计数器、肺部监测器等直接测算;通过粪、尿等间接测算;或者从环境监测的结果来推算。因为技术上有困难,所以对其测定的实施和评价,必须特别注意。

2. 因线质关系对受照剂量的评价等

(1) 电离辐射有下列粒子流和电磁波

① 粒子流: α 粒子,带正电荷的重粒子、质子、 β 粒子、电子和中子。

② 电磁波: γ 射线和X射线。

(2) 因线质关系,其生物学效应的接受方式也各异,从而剂量评价的方法也不同,因此有必要了解清楚受照射的电离辐射的线质。受到放射性物质的电离辐射照射时,通过确定放射性核素种类(如 ^{90}Sr , ^{60}Co),以了解受照射的电离辐射线质。

(3) 电离辐射的剂量单位使用拉德,如果必须把它换算成雷姆时,作为粗略计算的值可用下式算出:①中子,1雷姆=1拉德 $\times 10$ (中子的线质系数)。② β 射线,1雷姆=1拉德 $\times 3$ (β 射线的线质系数)。③其他电离辐射,1雷姆=1拉德 $\times 1$ (其他电离辐射的线质系数)。

(原子力工业,23(6):25-27,1977(日文)
白光译 海涛 陈文霞校 查永如审校)

环境样品中总 α 的测定

环境样品中比较重要的天然放射系 α 核素是U, Th, Ra, Po等。在人造放射性元素中,人们最关心的要算Pu, Am, Cm和Np了。

长寿命 α 核素的容许水平都很低。天然水和空气中总 α 测定方法的灵敏度分别不应低于 1×10^{-12} 居里/升和 1×10^{-10} 居里/升。要达到这样高的灵敏度,是困难的。这不仅需要增大取样量、化学程序回收率要高,而且计数器的本底要比较低。

虽然环境样品中总 α 的测定相当重要(特别是在事故情况下),但至今未见成熟的测定方法。这可能是在技术上比测定单个 α 核素难度更大如, α 核素组成不一,发射的 α 粒子能量不同;在环境样品中的理化状态也并不清楚;加之它们之间化学性质的差别,很难找到一种简便的方法使所有 α 核素同时浓集分离出来,制备成无载体源。即使是化学性质相似的锕系元素,由于其价态复杂,在水溶液中

也难以同时共沉积和共萃取分离。

目前,总 α 测定,从化学角度可分为不经化学分离直接测定法(以下简称直接测定法。包括简单的化学浓集)和化学分离测定法。从测量角度可分为 α 计数装置测定法、 α 液体闪烁法和 α 谱仪法。下面简单讨论直接测定法,液体闪烁法和化学分离测定法。

总 α 的直接测定法

早期采用ZnS闪烁计数器,正比计数管,电离室和流气式正比计数管直接测定。测定 ^{226}Ra 的标准ZnS闪烁计数器可以探测人体组织及环境样品中的总 α ^[1]。用Ag活化的ZnS粉末与水样蒸干残渣混合制样测定水中总 α ,灵敏度达 5.0×10^{-13} 居里/升^[2]。全国食品协作会战组采用金硅面垒型固体探测器厚样相对测量法测定谷类、蔬菜、肉类和海产等食品样品中的总 α 。用谱仪直接测定总 α 越来越

越广泛,显示出很大优点,既能鉴定同时又能测定 α 核素的成分。Keane等讨论了在保健物理常规监测方法中应用 α 谱仪直接测定的可能性^[3]。用高灵敏度的固体探测器 α 谱仪(分辨率12千电子伏)直接测定总 α 核素引起了人们的极大兴趣。

总 α 直接测定法可分为厚源和薄源两种。

1. 厚源法

在比基尼岛放射性本底调查中,介绍了从大量淤泥样品中取样,快速测定总 α 的技术^[4]。研细的样品在无水乙醇中悬浮制源,在滤纸上形成约160毫克/厘米²的均匀源,用ZnS闪烁计数器测量。结果比用其它方法高11%。

待测样品的平均原子量与已知放射性的粉末标准源相同或相近时,采用饱和厚度铺样,简化了自吸收校正,较为方便。此时,测得的放射性(在样品面积一定时)只与该样品的放射性比度有关,而与样品厚度无关。因而计算样品的放射性比度非常简单^[6]。如果待测样品与标准源铺样重量相等,则

$$C_{\text{样}} = C_{\text{标}} \frac{n_{\text{样}}}{n_{\text{标}}}$$

式中: $C_{\text{样}}$, $C_{\text{标}}$ 分别为待测样品和标准源的放射性强度; $n_{\text{样}}$, $n_{\text{标}}$ 分别为待测样品和标准源在相同测量条件下的净计数率。

$C_{\text{标}}$ 可采用天然铀,因为²³⁸U的能量居于常见 α 核素中最高能量和最低能量之间;同时它既易得到,又易标定(5.7×10^{-7} 居里/克 U_3O_8)。

如果不用标准源,待测样品(包括因重量少而达不到饱和厚度)的放射性比度也可以计算^[6]。

由于环境样品可以采用灰化或其它方法^[7]转化为粉末样,再以粉末铺样进行测量。所以,这种方法应用较广泛,是国内目前采用的主要方法。

2. 薄源法

此法比厚源法灵敏度高,但是自吸收校正比较困难。实际工作中往往忽略自吸收的影响,而不做校正。Hill^[8]采用大面积圆筒状电离室测定食品和环境样品中天然 α 核素,以增大铺样面积来减少 α 的自吸收。在铺1.5克灰样时,源厚~100微克/厘米²,灵敏度达到 10^{-13} 居里/克样品。对于水和生物样品也可用薄源法测定^[9~13]。核爆后大气沉降灰^[14]和薄膜式过滤器收集的空气样品^[15]都可直接用 α 谱仪进行测量。测量时,需要考虑灰分粒子大小,灰分量等因素对脉冲幅度、谱的波形的影响。

此类方法虽然没有液体闪烁和化学分离测定法灵敏度高,但方法简单、快速,特别适用于事故沾

染样品的测定。

总 α 的液体闪烁测定法

最初,液体闪烁计数主要用于生物样品中低能 β 核素的监测。近年来,国外对用液体闪烁法测定环境样品中的 α 核素产生了极大的兴趣,并做了大量工作^[16~20]。因为这种方法具有100%的计数效率,且制样简单,所以特别适合于少量动物实验。但是该法能量分辨率低(200~300千电子伏), β 粒子可能干扰测定,而且样品一般都需要化学分离。最好的程序是在闪烁杯中将液-液萃取和液体闪烁计数结合进行^[21],即所谓“萃取-闪烁法”。

早期采用PPO, POPOP为闪烁体,能量分辨不好。目前,多采用PBBO等。能量分辨有所提高,本底也降到0.01~0.005计数/分。

样品灰化后,直接加入闪烁液进行测量。在很大的范围内,计数效率与有机“残渣”无关。用于测定²³⁹Pu, ²⁴¹Am和²⁴²Cf,全程序回收率达98%,灵敏度为~20微微居里/克鲜组织,0.3毫微微居里/克粪灰样^[16]。最近,已将该法扩大应用于环境样品中 α 核素的分析测定^[22~25]。用HDEHP萃取分离, PBBO液体闪烁计数和 α 谱测定骨和组织中 α 核素已获成功^[26]。

目前,正在开展样品大小,反射体材料,大小及其形状对脉冲幅度和脉冲波形分辨的影响等研究工作,能量分辨可达5.5%^[27]。此外,正试图使探测系统和溶剂萃取程序“标准化”^[28]。如能进一步提高分辨率和降低本底(这是可以达到的),那就很有可能广泛应用于测定环境本底水平的总 α 核素。

总 α 的化学分离测定法

此法特别适合于灵敏度和准确度要求比较高的情况。如结合 α 谱测定就更为理想。一般包括浓集、分离纯化和制源三个步骤。

1. 浓集

最常用的方法是共沉淀和吸附载带。离子交换色层法多用于超铀元素的浓集。表1是浓集 α 核素的主要方法概况。

表1说明,用 BaSO_4 浓集和化学分离测定铀及超铀元素具有明显的优点:浓集效率高,载体用量少,适用于从镭到钋(铀需要将U(IV)还原到U(III))的几乎所有 α 核素。但是,由于 BaSO_4 的进一步处理困难,后沉淀效应(Postprecipitation),以及用 BaSO_4 直接铺样技术上比较困难等缺点,使得应用范围受到很大的限制。

表1 浓集 α 核素的主要方法

载体剂	浓集核素	沉淀条件			主要优缺点	回收率 (%)	文献
		载体量(毫克)	pH	体积			
BaSO ₄	几乎所有 α 核素	Ba ⁺⁺ 5	高浓H ₂ SO ₄	小	易滤,进一步处理难,铺样较难	99	29~31
BiPO ₄ CePO ₄	大多数 α 核素	Bi ⁺⁺⁺ Ce ⁺⁺⁺ 100~300		小	易滤,回收率不稳定,操作严格	56~90*	32
Na ₃ PO ₄					对个别 α 核素无效		33
Ca ₃ (PO ₄) ₂	U Th Pu Np Am	Ca ⁺⁺ 300	<0.63	小	易滤	56~86* 85	34,35
Fe(OH) ₃	U Pu	Fe ⁺⁺⁺ >400	7~9	50~60升	难过滤	52±18	7,36
NaOH	U Pu Po Am			1~200升	重复性较好	67~77	37
草酸盐	锕系	5克灰样 4毫升5%草酸		小		定量	38

* 包括沉淀与分离两步

用磷酸盐浓集 α 核素方法比较成熟。其中 Bi, Ce、磷酸盐和 Ca、Mg 磷酸盐已用于尿中总 α 常规测定的预处理。由于前者用量少,要求操作技术熟练,所以目前多倾向用后者。磷酸盐沉淀可以方便地溶解在少量酸中,进一步操作十分方便。Eakins^[30]用 Ca、Mg 磷酸盐沉淀, Watman GF/A 玻璃纤维滤纸吸附法测定尿中 U, Th, Pu, Pa, Np, Am 和 Cm, 回收率为 56~90%。由于对个别 α 核素浓集无效,所以 Na₃PO₄ 似乎不适用于浓集总 α 核素。

用氢氧化物吸附载体浓集微量放射性物质,人们早已熟悉。由于 Al(OH)₃ 的两性性质,沉淀难以过滤,多选择氢氧化铁。然而,用氢氧化铁浓集锕系核素效率较低,重复性也不太理想。近来,有人采用颗粒状 Fe(OH)₃, 情况有所改善,但也只限于浓集铀。

近年来,出现了一个新的浓集微量核素的方法。就是利用硷土金属的氢氧化物和碳酸盐沉淀(在少量 NaOH 存在下),从大体积海水中有效地浓集 α 核素^[32,33]。该法沉淀剂用量少,对 U, Pu, Am, Po 的回收率为 67~77%,重复性好,沉淀可以方便地溶解于小体积酸中,进一步萃取(其中的 NaOH, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺ 在体系中可用作盐析剂,提高萃取率),离子交换,或电沉积十分方便。如果对 Th 和 Ra 的浓集也是有效的,那将是一个非常理想的测定总 α 核素的浓集方法。

特效的有机共沉淀剂, 1-(2-吡啶偶氮)-2-萘酚(PAN)^[40], 在硷性溶液中对 U, Th, Ra 等几十种元素具有强烈的螯合和吸附作用。采用 PAN

共沉淀后可同时测定总 α 和总 β 放射性强度,对于总放射性较高的样品可根据具体情况和需要,测定一个或几个核素。国内已将它应用于天然水,海水,工业废水以及岩石,泥沙,生物等样品的总 α 和总 β 以及单个核素 U, Th, Ra, Sr 的测定。并对它在环境放射性监测中的应用作了探讨。看来,很可能是一个非常有希望的有机共沉淀剂。

草酸盐和其它载体剂,包括氟化物和活性炭在内,目前看来,似乎不太适于总 α 核素的浓集。

总的看来,未见到对浓集总 α 核素的系统研究。大部分方法都是针对个别的或某几个核素拟定的。除了 Pu^[41]以外,痕量 α 核素价态对共沉淀行为的影响研究甚少。目前,由于十分重视从海水中提取锕系元素,所以在这方面也就开展了一些研究工作^[42,43]。这些方法,经过适当修改,有可能移植到环境样品中微量锕系或总 α 核素的浓集测定。

2. 分离纯化

在总 α 测定中,分离纯化的目的在于制备无载体源,以供测量。常用的方法是吸附和溶剂萃取。离子交换^[44],反相分配色层^[45]使用较少。

表2列出了尿和生物样品中总 α 核素的吸附和溶剂萃取分离纯化方法的概要。

吸附法比溶剂萃取简单,回收率 65~90%,已用于尿中总 α 的测定,但方法还不十分成熟。其缺点主要是影响吸附的因素较多^[34],因而回收率在一定范围内变动。影响吸附的主要原因是:(1)pH;(2)吸附物浓度;(3)水解行为;(4)类胶体(在非常低的浓度下);(5)吸附元素的价态和它形成络合物离子的能力。例如,用玻璃纤维滤纸吸附

表 2 总 α 核素的吸附、溶剂萃取分离纯化方法

方法	样品	预处理	待测核素、回收率(%)										分离纯化条件	文献
吸附:														
玻璃纤维滤纸	尿	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \downarrow$	U 56	Th 80	Pu 90	Am 82	Cm 86	Np 85	Pa 88	Po 8	HNO ₃ 中吸附 (pH5.0)HCl淋洗		39,46,47	
葡聚糖(柱)	尿	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \downarrow$	U 85	Th 85	Pu 85	Am 85	Cm 85	Fe 85	同上					35,48
溶剂萃取:														
DDCP	尿粪	湿灰化	U 82	Th 97	Pu 98	Np 92	Am 95	Cm 95	Pm 99	Ce 99	从50毫升12NHNO ₃ 中萃入1毫升DDCP中,用20毫升2NHNO ₃ 反萃		49	
HDEHP			Cf 95	Es 97	Fe 95	Bk 98					从稀HCl或HNO ₃ (pH>5.0)中萃入HDEHP-甲苯,草酸反萃		50	
TIOA	尿		U >99	Np 99	Pu 99						从8NHCl中用10%TIOA-二甲苯萃取,0.1NHCl反萃		51	
TOPO	海 洋 食 品		分Ⅲ、Ⅳ(VI)价和其它元素两组										从HNO ₃ 中萃取,用草酸铵或碳酸铵反萃	38,52
钠汞齐	工艺分 离研究		U 95	Np 95	pu >95	Am >95	Th 0.2						HCl或HAC	53

测定尿中总 α 时,Np的水解行为^[47],体系的pH,样品中 Ca^{+2} , Mg^{+2} 含量等均可影响沉淀量,从而影响回收率。所以,回收率在一定程度上有波动似乎是难免的。用葡聚糖(柱)吸附法是基于锕系元素在其上有特别明显的吸附现象,是一种有希望的分离纯化方法。但与玻璃纤维滤纸一样,由于影响吸附的因素较多,而且国产葡聚糖凝胶目前性能也不稳定,所以估计也会遇到同样的问题。

用溶剂萃取分离纯化总 α 核素时,DDCP比其它萃取剂简单,快速,有较高的回收率和灵敏度(250毫升尿或20克粪,0.02dpm/样品)。从50毫升12NHNO₃中萃入到1毫升DDCP中,然后用20毫升2NHNO₃反萃取,蒸干, α 计数。对于250毫升尿样和15~20克粪,蒸干固体分别为5.2+1.5毫克和5.5±1毫克。DDCP为国外近几年合成试剂,国内未见有产品出售。对于Ⅲ价锕系元素,用HDEHP萃取十分有效。它是超铀元素相互分离的萃取剂。根据Butter^[50]的实验,在pH>5时,用HDEHP-甲苯从稀酸(HCl或HNO₃)溶液中萃取,10个主要 α 核素的萃取率在90%以上。似乎预示有一个很好的总 α 分离纯化程序。因为用HDEHP萃取,不但回收率高,而且用草酸反萃取后,可方便地接着转化为电沉积体系,进行电沉积制源。Butter^[51]用TIOA萃取U, Pu和Np,回收率

高。测量250毫升尿样时,灵敏度达0.1dpm/1.5升。但是,不能同时萃取Th。TOPO能从HNO₃中有效地萃取Am, Cm, Cf,在总 α 测定时,要分为Ⅲ,Ⅳ价和其它元素两组进行。能否用于总 α 核素萃取,还需做大量工作。钠汞齐萃取,目前只限于工艺分离研究,用于总 α 核素测定尚有困难。最近,聚乙烯醇(Polyethyleneglycol)及其衍生物已用于锕系元素的萃取^[54]。

总的看来,总 α 核素的有效萃取剂,除了DDCP外,以HDEHP较好。而DDCP目前国内尚未见有产品出售。

3. 制源

制源不外乎直接和电沉积两种方法。后者用于准确度和灵敏度较高的情况,包括供 α 谱仪测量。

(1) 直接制源

分离纯化后的溶液直接蒸干制样。这样制源会增加样品的自吸收,导致灵敏度下降;同时在溶液体积稍大时,蒸干就变得十分费时。

(2) 电沉积制源

电沉积制源,可以达到进一步浓集 α 核素和制备无载体薄源的目的。遗憾的是,目前尚无一个电沉积体系可以将总 α 核素同时有效地沉积下来。即使是化学性质相似的锕系元素也是如此^[55]。这主要是因为锕系元素电极电位有明显的差异。例如

Pa, 由于强烈的水解倾向, 很难在其它锕系元素定量电沉积的条件下沉积。有时不得不采用在阳极定量电沉积。Po一般采用“自发电镀”。

关于总 α 核素的电沉积问题, 文献[55]已有详细论述。在此从略。表3摘要地列出了总 α 核素可能的电沉积的主要体系。

表3 总 α 核素可能的电沉积体系

体系	核素	阴极材料	PH	阴极电流 (毫安)	电沉积时间 (分)	沉积率 (%)	文献
HCl-NH ₄ Cl	U Np Pu Th Am	银箔		100	60		56
HCl-NH ₄ Cl	U Th Pu Pa Np Am Cm	Pt	1	600~1000*	15	94~100	57
(NH ₄) ₂ SO ₄	U Th Pu Am	不锈钢	2	1200	120	98.8	58
NH ₄ NO ₃ -HNO ₃	U Pu Np Am	不锈钢	1.2	450~500*	60~80	定量	59
(NH ₄) ₂ C ₂ O ₄	U Pu Np		7~8	80~100*	120	~90	60
HNO ₃	U Th Pu Np Am	Pt	2.5~3	100 (250-Np)	120 (5-Am 10-Np)	>99	61
C ₂ O ₄ ²⁻ -Cl ⁻	锕系 Po Ce Bi	不锈钢		750*	35~50	99	62

* 毫安/厘米²

水和海洋沉积物中的Ra以及其它天然放射性核素也有报导^[63]。但是, 由于该体系腐蚀性强, 阴极材料宜用Pt或Ag。如果缩短电沉积时间, 使用不锈钢片, 也是可能的。

另外, 如果分离纯化采用HDEHP萃取, 用草酸反萃取, 此时可方便地转化为(NH₄)₂C₂O₄或C₂O₄²⁻-Cl⁻体系, 继以进行电沉积。

应该指出, 应用电沉积制源时, 除了选择适当的电沉积体系外, 选择正确的电沉积条件^[64]也相当重要。

小 结

根据环境保护的需要, 研究简便、快速、准确的环境样品中总 α 的测定方法显得十分迫切。由于总 α 测定在技术上的困难, 所以, 现有的方法都存在问题, 不能适应环境放射性监测的需要。

如果对测定结果只要求给出粗略的参考数据, 可考虑用厚样直接测量法。也可用BaSO₄沉淀, Fe(OH)₃沉淀, 或PAN沉淀再灰化(对PAN), 或转化为Fe₂O₃ (对Fe(OH)₃)形式铺样, 测量。如果对准确度和灵敏度要求较高, 则就要进行化学分离, 制备成薄源测量。其分析途径最有希望的除了用HCl-NH₄Cl电沉积外, 可考虑: (1) 用Ca, Mg磷酸盐, NaOH, 或PAN法浓集; (2) 寻找和制备(要求规范法)高效吸附剂或萃取剂。例如浸渍BaSO₄的活性氧化铝吸附床和高效玻璃

从分离纯化溶液到电沉积体系的转换和电沉积率以及沉积条件考虑, 最有希望的电沉积体系是HCl-NH₄Cl。最近, 这一体系已用于水和尿中总 α 核素的测定。小体积尿样或水样, 经简单地预处理后, 便可直接转化为电沉积体系, 而不需要浓集和分离纯化, 方法简单, 快速^[56]。用该体系测定海

纤维滤纸等; 或DDCP以及更广泛地寻找合适的反萃取剂。另外, 反相分配色层法, 也是一种有希望的方法。(3)制源, 恐怕最好还是采用电沉积法。这就需要选择合适的电沉积体系以及正确的电沉积条件。例如采用HCl-NH₄Cl电沉积体系。但是, 应该指出, 经化学分离就需要进行化学回收率校正。对各种 α 核素要求相同或相近的回收率是困难的。加上能量差别导致测量效率的波动, 自吸收校正的不固定都会导致结果的误差。方法的复杂性降低了本身的实用价值, 在总放射性测定上尤其如此。当前作为 α 能谱测量的样品制备程序的研究是必不可少的。

在测量环境样品中的总 α 放射性时, 应着重考虑U, Th, Pu, Np, Ra, Am, Cm和Po。水和空气样品中总 α 测定方法的灵敏度分别不应低于 1×10^{-12} 居里/升和 1×10^{-16} 居里/升。

对于环境样品中总 α 测定的精密度或准确度不能苛刻要求, 比总 β 测定应远远的差。Baratta提出, 前者分别为12%和10%, 而后者则相应为7%和1%^[64]。这当然是由于总 α 中各核素的性质所决定的; 但是, 另一方面也说明, 在测定方法上很需要进一步改进。尽管如此, 作为一个环境样品初步监测其 α 污染程度以及判断有无进一步做放射分析的必要, 总 α 放射性的测定还是有意义的。

在总 α 测定中, 如果使用低本底 α 计数器(当

然比较理想的是用 α 谱仪)测量,选择标准源应该认真考虑。用 ^{238}U 作标准源是可以的。这主要是,它的 α 粒子能量居于常见的主要 α 核素中最高能量和最低能量之间,同时它容易得到,又容易标定。

最后应该指出,进一步增大探头面积及降低本底,增大样品量都将对提高方法灵敏度起重要作用。

(感谢刘书田同志提供部分资料)

参 考 文 献

1. Turner et al, Nature 189, 348, 1961.
2. 某机部生产组编,辐射剂量监测方法交流资料汇编 P136, 1972.
3. Keane JR, et al, Health phys, 9(5), 485, 1963.
3. RLO-2225-T18-13, 1974.
5. Жевергева ВФ, и Др, 原子能译丛7, 648, 1962.
6. 北京市卫生防疫站, 卫生防疫参考资料2: 2, 1975
7. 湖南省劳动卫生研究所, 天然放射性元素测定方法汇编 P13, 1974.
8. Hill CR, Nucl Instr Meth 12:299, 1961.
9. NSA. 14, 7277, 1959.
10. Hill CR, Health phys. 8, 17, 1962.
11. Maltherm FCM, USAEC RA-24, P22, 1966.
12. Hill CR, et al, J Geophys Res. 68, 2358, 1963.
13. Chiles MM, Nucl Instr Meth 103(3), 541, 1973.
14. Mamuro T, Health Phys. 13(1), 51, 1967.
15. Lindeken CL, et al, Health phys. 12(5), 683, 1966.
16. Seidel A, et al, Int J Appl Radiat Isotopes 23(1), 1, 1972.
17. CONF-741212-4, 1974.
18. Thorngate JH, et al, Health phys. 27, 123, 1974.
19. Mcklveen Jw, et al, Health phys. 28, 5, 1975.
20. McDwell W J et al, 原子能译丛 1: 40, 1976.
21. Keough R F, et al, Anal chem. 42(3), 419, 1970.
22. AERE-R6640, 1970.
23. McDwell W J: IEEE Trans Sci NS-22, 1, 649, 1975.
24. Mcklveen J W, et al, Trans Am Nucl Soc 22, 149, 1975.
25. Mcklveen J W, Radiat Res 66(2), 199, 1976.
26. McDwell W J, et al, Health phys 32, 73, 1977.
27. Mcklveen J W, et al: Nucl Technol 28(1), 159, 1976.
28. Thorngate J H, et al: ORNI-5046. 72, 1976.
29. Sill CW: Health Phys. 17: 89, 1969.
30. Sill C W, et al: Anal Chem 46(2): 1725, 1974.
31. 刘书田译, 测量环境放射性的快速方法 p103, 原子能出版社1977.
32. Hodge VF, et al: Anal Chem 46(9): 1334, 1974.
33. Dannecke A, et al: Nukleonik 1: 319, 1959.
34. Eakins J D, et al: A. HOLMESAERE-R5474 p29, 1967.
35. Mohamed BH: Int Appl Radiat Isotopes 24: 241, 1973.
36. Wong KM, et al: Anal Chem Acta 56: 355, 1971.
37. Hodge VF, et al: Anal Chem 47(11): 1866, 1975.
38. Hampson BL, et al: Analyst 98: 873, 1973.
39. Eakins JD, et al: Health phys 14: 461, 1968.
40. 北京化工厂: 特效试剂及其用途-国外资料汇编 p26~52, 科学出版社, 1972.
41. Metz CF: 原子能译丛2, 87, 1965.
42. Imai T, et al: J Oceanograph Soc Jap 29: 76, 1963.
43. Bowen VT, et al: J Mar Res 29: 1, 1971.
44. Holm E, et al: Talanta 23(11/12): 853, 1976.
45. Camera V, et al: EUR-4975, 1971.
EUR-5407, 1975.
46. 福田 洋 等, 保健物理(日本)11(1): 21, 1976.
47. Ibid 11(1): 27, 1976.
48. Saied F, I A M. Sc: Thonis Cairo University, 1972.
49. Butler FE, et al: Anal Chem 42(9): 1073, 1970.
50. Butler FE, et al: Health phys 12: 927, 1966.
51. Butler FE: Anal Chem 37: 340, 1965.
52. Butler FE: Amer J Ind Hyg 30: 559, 1969.
53. Kobayashi Y, et al: J Inorg Nucl Chem 35: 3605, 1973.
54. Sotobagashi T, et al: J Radioanal Chem 36(1): 145, 1977.

55. 刘书田, 自溶液中电沉积铜系元: (待发表)。
56. Grag CE: SAND-75-0014 P65, 1975.
57. Mitchell RF: Anal Chem 32 : 326, 1960.
58. Talvitie NA: Anal Chem 44 : 280, 1972.
59. Baerrng NE, et al: AE-217, 1966.
60. Glover KM, et al: AERE-R-5097.
61. Camapareva AT: 原子能 8: 682, 1960.

62. Puphal K, et al: Anal Chem 44 : 284, 1972.
63. Koide M, et al: Anal Chim Acta 75: 1, 1975.
64. Baratta et al: Radiol Health Data Rep 12(4): 195, 1971.

(王功鹏综述 朱昌寿审)

文 摘

放 射 卫 生 学

093 Ca-DTPA 和 Zn-DTPA 对猎狗体内铈的排除——初期注入DTPA的效果

16只年龄23个月的猎狗, 每只狗由静脉注入1微居里 ^{239}Pu , 同时注入0.2微居里示踪量的具有 γ 射线的 ^{237}Pu , 铈都是用的柠檬酸盐。实验分为4组, 每组动物雌雄各2只。注入核素后30分钟, A组由静脉注入30微摩尔/公斤的Ca-DTPA, B和C组的动物注入300微摩尔/公斤的Zn-DTPA, D组动物每只注入34微摩尔/公斤的Zn-DTPA。首次注入DTPA后24小时, A, C, D组每日一次皮下注入34微摩尔/公斤的Zn-DTPA, 连续两周。B组于首次注入DTPA后4小时, 每日5次由皮下注入6.8微摩尔/公斤的Zn-DTPA, 每日总量为34微摩尔/公斤, 连续两周。注入放射性核素后3、7和14天用整体和局部计数相结合的方法测量活狗肝脏和非肝组织内 ^{237}Pu 的滞留量。连续14天收集大小便, 并测其放射性。注入核素后14天杀死动物, 取出肝脏, 肾脏并测铈的含量。A、B、C组在两周内整体滞留各是注入量的19%、23%、26%, 三组之间没有显著差别。而D组是48%, 明显高于前三组。D组肝内铈的含量是注入量的14.4%, 而A、B、C组各是5.5%、4.3%、4.4%, 三组间没有显著差别, 但都显著低于D组。动物处死时肾脏两侧铈的含量4组平均值是注入剂量的0.13%, 与DTPA的处理无关。B组的1只狗, 骨骼滞留铈的相对分布与文献上报告过的注入 ^{237}Pu 或 ^{239}Pu 柠檬酸盐而不用DTPA处理的年青成年狗的分布相似。尽管前者的骨骼滞留量约是后者的1/7。本文报告的研究表明, 对狗用300微摩尔/公斤Zn-DTPA或30微摩尔/公斤的Ca-DTPA优于34微摩尔/公斤的Zn-DTPA, 这个结果对人大概也适用。每日5次静脉注入Zn-DTPA, 与等量的Zn-DTPA每日一次注入相

比, 对于排除静脉注入的铈没有更大的效果。

(Taylor N等: Health Phys 35(2): 201~210, 1978(英文) 李明君摘 赵兴成校)

094 Ca-DTPA和Zn-DTPA对猎狗体内单体和聚合体铈的混合物的促排——与用药的次数有关

平均年龄19.8个月, 平均体重10.2公斤的猎狗14只。每只动物一次静脉注入0.9微居里/公斤聚合体的 ^{239}Pu , 同时注入具有 γ 射线示踪量的 ^{237}Pu 0.002微居里/公斤。实验组为两组, 每组4只动物, 雌雄各两只。两组均于注入放射性核素后2小时开始DTPA治疗。其中一组注入30微摩尔/公斤的Ca-DTPA, 每周一次。连续四周。另一组每日注入30微摩尔/公斤的Zn-DTPA, 连续四周。对照组6只动物, 三雄三雌, 不用DTPA处理。为了观察放射性核素在体内的分布, 对照组于注入核素后第33天和第40天, Ca-DTPA组和Zn-DTPA组分别于第138天和132天各杀死1只动物。本实验应用的剂量和给药的次数是按照人体应用设计的, 对狗是安全的。用整体和局部计数相结合的方法, 定期测量活体狗的肝脏和非肝组织中 ^{237}Pu 的滞留量。动物个体骨骼和软组织内 ^{237}Pu 的含量, 用NaI晶体谱仪测量。对 ^{237}Pu 的放射性进行时间的修正。

24小时 ^{237}Pu 的总排出: Ca-DTPA组是注入剂量的 $14.6 \pm 5.2\%$, Zn-DTPA组是 $10.4 \pm 2.1\%$, 对照组是 $7.1 \pm 1.2\%$ 。28天的累积排出: Ca-DTPA组是38.2%, Zn-DTPA组是49.4%, 对照组是12.1%。每日 ^{237}Pu 的排出量Ca-DTPA组高于对照组, 而Zn-DTPA的多次用药能更好地达到对铈的促排作用。从活体测量看出, 对照组的非肝组织(主要是骨骼) ^{237}Pu 的滞留量是随时间的延长而增加, 是时间的函数。这种情况表明肝脏内的 ^{237}Pu 转移到非肝组织。例如注入核素后一天, 非肝组织的滞留量为29%, 6周为35%, 23周为38%。而