

## Determination of Minimum Detectable Activity in Environmental Samples

Myung Ho Lee, Hyun Sang Shin, Kwang Hee Hong,  
Young Hyun Cho, Chang Woo Lee

Korea Atomic Energy Research Institute

### 환경방사능 측정에서의 검출한계치의 정량적 고찰 및 최소검출방사능 농도 계산

이명호 · 신현상 · 홍광희 · 조영현 · 이창우

한국원자력연구소

(1999년 8월 27일 접수, 1999년 12월9일 채택)

**Abstract** - In this paper, using statistical theory the basic concepts and the formulars of lower limit of detection were deascribed. Assuming that risks of 5% are acceptable (95% confidence level), lower limits of detection were calculated on the measuring apparatus for alpha, beta and gamma nuclides. Also, on the basis concepts of lower limit of detection, the MDA values were calculated for the radionuclides detected easily in the environment. These results make it possible to evaluate confidence limits on the radioanalytical results in the environmental sample.

**Key words** : lower limits of detection, statistical theory, background count, minimum detectable activity, measurement of environmental radioactivity

**요약** - 본 논문에서는 저준위 환경방사능 측정시 이용되는 검출한계에 대한 기본개념 및 수식을 통계학적 이론을 기초로 서술하였다. 방사능을 정확하게 검출할 신뢰도를 95%로 설정하여 알파, 베타 및 감마선 측정기에 대한 검출한계치값을 계산하였다. 또한 환경 방사능 계측에 많이 사용되는 방사능 핵종에 대해 최소 검출 방사능 농도값을 검출한계치 개념을 근거로 계산하여 저준위 환경 방사능 분석시 환경방사능 측정결과에 대한 신뢰도 평가에 활용 가능 하도록 하였다.

**중심어** : 검출한계치, 통계학적 이론, 백그라운드 계수치, 최소 검출 방사능 농도, 환경방사능 측정

## 서 론

환경방사능 시료에 대한 방사능 측정에서 거의 항상 백그라운드에 의한 계수들이 공존하게 되므로 실제 방사능농도는 측정된 시료의 방사능농도에서 백그라운드 농도를 뺀 차이이다. 따라서 저준위 방사능 측정시 시료의 방사능 준위와 유사한 백그라운드 존재는 시료의 방사능 농도를 결정하는데 영향을 미친다. 시료의 방사능농도와 백그라운드 농도 차이가 클 경우 즉 시료방사능농도가 충분히 높을 경우 별 문제가 없지만 시료방사능농도가 백그라운드농도와 유사할 경우 실제 방사능 농도를 정확하게 계산하기 어렵다. 측정치가 백그라운드

가 아닌 참값이라는 판단은 신뢰도를 바탕으로 평가 하는 문제이므로 유의성 검정 차원에서 취급해야만 한다.

실제 저준위 방사능이 함유된 환경시료에서 방사능 계측시 방사능분포와 백그라운드 계수의 통계학적 요동특성으로 인해 실제로 방사능이 존재하지 않은 시료의 계수가 백그라운드를 상회하는 경우가 종종 발생한다. 따라서 저준위 환경방사능 농도 측정시 방사능 존재여부를 판단하는 근거로 계측 통계학을 기초로한 검출한계치((Lower limits of detection, LLD)를 정의한다[1-16]. 그러나 검출한계치는 계측 통계학만을 바탕으로 정의된 것이며 다른 우연오차라든지 계통오차는 고려되지 않았으므로 방사선 계측기로 검출할 수 있는 절대적

인 방사능 준위로서가 아니라 다만 최소 검출 방사능 농도를 설정하기 위한 규제 지침으로 사용된다. 또한 검출한계치는 백그라운드 계수치와 검출 효율과 같은 계측시스템 인자만을 기초로 설정되었으므로 저준위 방사능 측정결과에 대한 방사능 존재여부를 신뢰성 있게 판단하기에는 부적합하다. 즉 검출한계치는 시료의 방사능 농도에 의존하지 않고 측정과정 자체의 검출능력에 의존하므로 실제 저준위 환경 방사능 분석에서는 검출한계치 대신에 최소 검출 방사능준위(minimum detectable activity level, MDA)를 많이 사용한다.

LLD는 계측기계의 특성과 관련되어 추정된 검출한계이며 측정 방법이나 시료특성과 관련된 다른 요인들과는 무관하다. 반면에 MDA는 주어진 기계, 분석방법 및 시료 종류에 따라 실제로 얻을 수 있는 방사능 농도준위이다. MDA는 LLD와는 달리 검출기 특성(background, 검출효율) 뿐만 아니라 시료크기, 측정시간, 자기흡수, 화학수율 및 방사능 농도결정에 영향을 주는 여러 요인들을 포함한다. 따라서 MDA는 계측기 특성뿐 아니라 계측과정에 포함되는 많은 특수한 요인과 시료 자체의 특성에 따라 값이 변하기 때문에 분석방법을 개선하거나 측정장비를 교환할 경우 MDA값을 다시 산출해야만 한다.

현재 환경중 방사능농도 준위를 1960년대와 비교하면 방사능낙진양이 감소하고 또한 반감기가 짧은 핵종은 대부분이 감쇄되어 환경방사능 농도가 감소하고 있다. 또한 원자력 시설에서도 방출 방사능의 저감화에 노력하고 있어 원자력시설로 인한 환경영향도 감소하고 있기 때문에 환경에 존재하는 방사성핵종을 MDA값 이상으로 검출하는 것은 환경방사능분석에 대한 신뢰성 확보 측면에서 중요하다. 본 논문에서는 검출한계에 대한 기본개념 및 통계학적 이론을 기초로 검출한계치 유도과정을 기술하였고, 환경 방사능 계측기에 대한 검출한계치를 계산하였으며, 실제 환경 방사능 계측에 흔히 사용되는 방사능 핵종에 대해 최소 검출 방사능 농도값을 검출한계치 개념을 근거로 계산하여 저준위 환경 방사능 분석시 환경방사능 측정결과에 대한 신뢰도 평가에 활용 가능 하도록 하는데 목적이 있다.

## 검출한계에 대한 기본개념

저준위 방사능 계측시 시료의 방사능 준위와 유사한 백그라운드의 존재는 시료의 방사능 농도를 결정하는데 영향을 미친다. 백그라운드와 시료

의 방사능 준위는 고정된 값이 아니고 계속적으로 되풀이 되는 값이라고 가정하면 그림 1에 나타난 것처럼 빈도수는 정규분포로 나타낼 수 있다. 환경방사능 시료에 대한 방사능 측정에서 대부분의 경우에 백그라운드에 의한 계수들이 공존하게 되므로 실제 방사능농도는 측정된 시료방사능농도에서 백그라운드 농도를 뺀 차이이다. 시료방사능농도와 백그라운드농도 차이가 클 경우 즉 시료방사능농도가 충분히 높을 경우 별 문제가 없지만 그림 1에 나타난것처럼 시료방사능농도가 백그라운드농도와 유사할 경우 중복되는 지역이 발생하여 실제 방사능 농도를 정확하게 계산하기 어렵다. 따라서 농도분포가 중복되는 지역은 통계적 요동이 있으므로 통계학을 기초로 검출한계를 정의한다. 통계학에서 검출한계를 수치적으로 표현하기 위하여 제 1종 과오(false detection,  $\alpha$ )과 제2종 과오(false nondetection,  $\beta$ )라는 용어를 사용한다[1]. 제 1종 과오의 정의는 실제로는 참값이 제로이지만 제로보다 크다고 판단하는 것으로 방사능이 없음에도 있는것으로 판단하는 것이다. 또한 제 2종 과오의 정의는 실제로 참값이 제로보다 크지만 제로로 판단하는 것으로 방사능이 있는데도 없는 것으로 판단하는 것이다.

Pasternack와 Harley는 LLD를 "신뢰성 있는 순계수를 낼 수 있는 시료에 존재하는 방사능 준위"라고 정의 하였다[3]. 이론적으로 LLD 계산에 대한 접근 방법은 확률분포가 Gaussian 통계가 적용될 수 있도록 많은 수의 계측이 필요하다. 그러나 실제 환경시료에 대한 방사능 측정시 환경시료에 대한 방사능 농도가 아주 적어서 대부분의 경우에 정규분포가 형성되지 않으므로 정량적인 LLD값을 산출하기 위해서는 근사(approximation)과정을 통해 이론적인 LLD값이 구해진다.

Currie는  $L_C$ 를 임계준위로 정의하여 그 준위 이상의 신호는 검출된 것으로 인정할 수 있는 준위라고 해석하였다[2]. 제 1종 과오를 통계학적으로 표현하여 임계준위를 정의한다[3]. 제 1종 과오 위험도를 결정상수인  $k_\alpha$ 와 참 방사능이 제로일 때 산출된 표준편차, 즉 방사능이 없는 시료의 순계수율의 표준편차인  $\sigma_0$ 를 사용하면 임계준위를 (1) 식으로 정의된다.

$$L_C = k_\alpha \sigma_0 \dots\dots\dots (1)$$

$L_C$ 는 시료중에 방사능의 존재 여부를 결정하는데 사용하며 측정치가  $L_C$ 이하이면 '백그라운드와

비교하여 유의할 만한 차가 없다'라고 판단 가능하다. 따라서  $L_C$ 는 시료의 계수율이 백그라운드와 비교하여 통계적인 차이가 있는가를 결정하는데 사용한다.

검출한계  $L_D$ 는 a priori 검출준위를 의미하며 시료에서 오는 신호가 검출된다고 확신할 수 있는 즉 검출한계를 의미하는 LLD로 정의된다[2]. 제 2종 과오를 통계학적으로 표현하여  $L_D$ 를 수식으로 나타낸다[3]. 제 2종 과오 위험도를 결정상수인  $k_\beta$ 와 시료의 방사능 농도가  $L_D$ 일 때 산출되는 표준편차인  $\sigma_d$ 를 사용하면 검출한계는 (2)식으로 표현할 수 있다.

$$L_D = LLD = L_C + k_\beta \sigma_d \dots\dots\dots (2)$$

LLD는 저준위 환경방사능 분석시 검출능력에 대한 사전예측(a priori estimate)과정으로 백그라운드 계수치와 검출효율과 같은 계측시스템 인자들을 기초로 한 사전한계치가 특별한 측정을 위해 설정될 수 있다는 전제에 기초한다. 따라서 LLD는 시료의 방사능 농도에 의존하지 않고 측정과정 자체의 검출능력에 의존하며 계측기로 검출가능한 방사능의 최소한계치를 의미한다. 실제 환경방사능 측정시 정해진 신뢰도(보통 95%)로 검출가능한 방사능의 최소량을 LLD로 표현한다.

(1)식과 (2)식을 참조로  $L_C$ ,  $L_D$ ,  $\alpha$ ,  $\beta$  관계를 그림 2에 표시하였다. 그림 2에서  $L_C(\alpha)$ 는 제로보다 크며 가장 작게 측정할 수 있는 의미있는 검출치를 뜻하며,  $L_D(\alpha, \beta)$ 는 최소 검출할 수 있는 시료의 방사능(LLD)을 의미한다. 또한 그림 2에서 참방사능이 제로인 왼쪽 곡선은 백그라운드 계수치 분포를 나타내고 오른쪽 곡선은 시료를 계측한 순계수치 분포를 나타내며 X-축은 순계수치 S를 나타낸다. 만일  $L_C$ 를 좀더 높게 설정하여 제 1종 과오( $\alpha$ )를 줄이려고 하면 제 2종 과오( $\beta$ )가 커지고 반대로  $L_C$ 를 좀더 낮게 설정하여 제 2종 과오를 적게하면 제 1종 과오가 커진다. 따라서  $\alpha$ 와  $\beta$ 를 적절히 고려해야만 한다. 최대 허용 위험도 계수인  $\alpha$ ,  $\beta$ 가 같게 될 때 즉  $L_C(\alpha)$ 가 두 곡선의 교차점에 있을때 시료의 계수치와 백그라운드 계수치값의 차이가 제로가 되어 측정 방사능 변화가 거의 없으므로 가장 작은 방사능을 측정할 수 있는 검출치가 된다.

### 검출한계에 대한 정량치 유도

(2)식을 이용하여 다음과 같은 근사조건에서 LLD를 수치적으로 표현할 수 있다. 첫째로, 최대 허용 위험도 계수인  $\alpha$ ,  $\beta$ 가 같고, 시료의 계수치와 백그라운드 계수치가 거의 같아서  $L_C$ 가 두 분포치의 교차점에 있을 때, 시료의 계수치와 백그라운드 계수치값의 차이가 제로가 되기 때문에 시료의 계수치에 대한 표준편차의 변화가 작아 거의 일정하다고 가정할 경우( $\sigma_0 \approx \sigma_d \approx \sigma_s$ ), 이 경우 오차를 결정하는 위험도는 동일한 값을 나타내므로( $k_\alpha = k_\beta = k$ ), (2)식은 (3)식으로 변형된다 [2].

$$LLD = L_D \cong k_\alpha \sigma_0 + k_\beta \sigma_d \\ = k(\sigma_0 + \sigma_d) = 2L_C = 2k\sigma_d \dots\dots\dots (3)$$

또한 시료와 백그라운드 표준편차가 같다고 가정했으므로( $\sigma_d^2 = \sigma_s^2 + \sigma_B^2 \cong 2\sigma_B^2$ ) (3)식은 (4)식으로 변형된다.

$$LLD \cong 2\sqrt{2}k\sigma_B \dots\dots\dots (4)$$

둘째로, 최대 허용 위험도 계수인  $\alpha$ ,  $\beta$ 가 같고 시료와 백그라운드의 표준편차가 다르다고 가정할 경우( $\alpha = \beta, \sigma_0 \neq \sigma_d$ ), 즉  $L_C$ 가 두 분포치의 교차점에 있지않을 경우, 시료의 순계수율  $\mu_d$ 는  $\mu_d = \mu_s - \mu_B$ 이고 시료의 표준편차는 (5)식으로 쓸 수 있다. 여기서  $\mu_s$ 는 백그라운드를 포함한 계수율이고  $\mu_B$ 는 백그라운드 계수율이다.

$$\sigma_d^2 = \sigma_s^2 + \sigma_B^2 = \frac{\mu_s}{t_s} + \frac{\mu_B}{t_B} = \\ \frac{\mu_d}{t_s} + \mu_B \left( \frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right) \dots\dots\dots (5)$$

방사능이 포함되지 않은 시료 즉 블랭크시료의 계수율을  $\mu_{0+B}$ , 계수시간을  $t_{0+B}$ 라 하면 블랭크시료의 표준편차는 (6)식으로 표현된다[16].

$$\sigma_{0+B}^2 = \frac{\mu_{0+B}}{t_{0+B}}, \mu_0 = \mu_{0+B} - \mu_B = 0, \\ \sigma_0^2 = \frac{\mu_{0+B}}{t_{0+B}} + \frac{\mu_B}{t_B} = \mu_B \left( \frac{1}{t_{0+B}} + \frac{1}{t_B} \right) \dots\dots\dots (6)$$

(6)식에서 시료 계측시간  $t_s$ 와 블랭크시료 계측시간  $t_{0+B}$ 가 동일하다고 가정하고 (6)식을 (1)식에 대입하면  $L_C$ 는 (7)식으로 나타낸다.

$$L_C = k_a \sigma_0 = k_a (\mu_B)^{\frac{1}{2}} \left( \frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right)^{\frac{1}{2}} \dots\dots\dots (7)$$

(6)식의  $\sigma_0^2$ 를 (5)식에 대입하고 또한 그림 2로부터  $\mu_d = L_D$  이므로 (5)식은 (8)식으로 변형되며 이 식에서  $\sigma_0$ 값을 구해 (3)식에 대입하면 (9)식으로 표현할 수 있다.

$$\sigma_d^2 = \frac{L_D}{t_s} + \sigma_0^2 \dots\dots\dots (8)$$

$$L_D = L_C + k_\beta \sigma_d$$

$$= L_C + k_\beta \left( \frac{L_D}{t_s} + \sigma_0^2 \right)^{\frac{1}{2}} \dots\dots\dots (9)$$

(9)식의 양변을 제곱하여 정리하면 이차방정식이 된다. 이식을 이차방정식 근의 공식에 대입하여 해를 구하고 정리하면 (10)식으로 표현된다.

$$L_D = 2L_C + \frac{k^2}{t_s}$$

$$= \frac{k^2}{t_s} + 2k (\mu_B)^{\frac{1}{2}} \left( \frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right)^{\frac{1}{2}} \dots\dots\dots (10)$$

(10)식에서 시료에 대한 계측시간  $t_s$ 와 백그라운드 계측시간  $t_B$ 가 같을 경우 검출한계치는 (11)식으로 간단하게 표현된다.

$$L_D = \frac{k^2}{t_B} + 2\sqrt{2}k\sigma_B \dots\dots\dots (11)$$

### 환경 방사능 계측기에 대한 검출한계치 계산

저준위 환경방사능 분석에서 LLD값을 산출하기 위해서 통계학적으로 유도된 (4), (10) 및 (11)식을 수치적으로 표현하여야 한다. 위험도 상수인  $k_\alpha, k_\beta$ 값은 통계학 자료집[17]에 수록되었으며 표 1에  $\alpha, \beta$ 값에 대한  $k_\alpha, k_\beta$ 값을 나타내었다.

제 1종 및 제 2종 과오를 의미하는  $\alpha, \beta$ 가 매우 작으면 오차가 발생할 확률이 매우 작으므로 방사능을 검출할 수 있는 신뢰도가 매우 높다. 예를 들면  $\alpha = \beta = 0.001$  인 경우 이 검출이 부정확하게 될 확률은 거의 없다(신뢰도 :  $1 - \beta = 1 - 0.001 = 0.999$ ). 그림 3은 상기에 기술한 (4)식에 표 1에 나타낸  $k_\alpha$ 값을 대입하여 백그라운드 계수치 변화에 따른 LLD 값을 나타내었다. 백그라운드 증가에 비례하여 LLD도 증가하므로 실제 환경시료 측정에서 LLD가 낮은 수치를 갖기 위해서는 검출기에 대한 차폐를 적절히 하여 백그라운드 계수치를 낮추는 것이 중요하다. 또한 최대허용 위험도계수인  $\alpha$  값의 변화에 따른 LLD 값을 살펴보면  $\alpha, \beta$  수치가 증가할수록  $k_\alpha, k_\beta$  값은 감소하므로 LLD값도 감소됨을 알 수 있다.  $\alpha, \beta$ 가 0.5인 경우 확률분포함수에서 계산된  $k_\alpha, k_\beta$ 값은 제로가 되며 결과적으로 LLD도 제로가 된다. 이 경우에 LLD 근처에서 방사능이 검출될 확률은 동전을 던져 앞면이 나올 확률과 마찬가지로 50% 확률만을 가진다는 것을 의미한다. 따라서 LLD는 백그라운드 계수치와  $\alpha, \beta$ 의 값에 따라 달라지므로 최소를 나타내는 어떤 하나의 고유한 값으로 고정되는 것이 아니다.

실제 저준위 환경방사능 분석에서 편리하고 의미있는 LLD를 산출하기 위해서 백그라운드 계측시간과 시료의 계측시간을 동일하게 가정하고 방사능을 정확하게 검출할 수 있는 신뢰도를 95%로 설정하여 검출한계치를 표현한다. 이 경우 방사능을 부정확하게 검출할 확률을 의미하는  $\alpha$ 와  $\beta$ 값은 5%이므로  $k_\alpha$  및  $k_\beta$ 는 1.645가 된다. 만약 계측시간을 단위시간으로 나타내어 검출한계치를 수치적으로 표현하면 (4)식과 (11)식은 (12)식으로 쓸수 있다.

$$LLD_1 = 4.65\sigma_B (\sigma_0 \approx \sigma_d),$$

$$LLD_2 = 2.71 + 4.65\sigma_B (\sigma_0 \neq \sigma_d) \dots\dots\dots (12)$$

백그라운드 계수치의 변화에 대한 예측된  $LLD_1$ 과  $LLD_2$ 값을 표2에 나타내었다. 백그라운드 계수치가 10 이하인 경우를 제외하고는  $LLD_1$ 과  $LLD_2$ 값의 차이가 거의 없다. 그러나 실제 환경방사능 분석시  $LLD_1$ 값이  $LLD_2$ 보다 적게 산출되어서 저준위 환경방사능 측정자료를  $LLD_2$ 로 평가하면 검출하한치 이하값이  $LLD_1$ 로 평가하면 검출하

한치를 약간 상회하는 의미있는 값으로 평가될 수도 있다. 따라서  $LLD_1$ 과  $LLD_2$ 를 비교하면  $LLD_2$ 가  $LLD_1$ 보다 제한적(보수적)이라고 말할 수 있다 [7]. 그러나  $LLD_1$ 은 시료의 계수치와 백그라운드 계수치가 거의 같아서 시료의 계수치에 대한 표준편차의 변화가 작아 거의 일정하다는 가정하에서 유도된 수식이며  $LLD_2$ 는 시료와 백그라운드 표준편차가 다르다는 가정에서 유도된 수식이므로 시료와 백그라운드 표준편차값을 정확히 모르기는 실제 환경방사능 측정자료를 평가할 경우에는  $LLD_2$ 를 이용하는 것이 바람직하다.

상기에 기술된 검출한계치 수식을 토대로 하여 원자력연구소 환경연구팀내 방사능 분석실에서 사용되는 알파선, 베타선 및 감마선 측정기에 대한 검출한계치값을 계산하고 그 결과를 표 3에 나타내었다. 알파스펙트로메타나 알파전용의 액체섬광계수기인 PERALS의 백그라운드 계수치가 매우 낮아서 검출한계치는 다른 계측기에 비해 비교적 낮은 검출한계치를 나타내었다. 베타방출핵종을 측정하는 가스유입형 베타 측정기나 액체섬광계수의 경우 백그라운드 계수치가 다른 측정기에 비해 상당히 크므로  $LLD_1$ 과  $LLD_2$ 값이 유사한 수치를 나타내었다. 감마스펙트로메타의 경우 백그라운드 계수치는 비록 알파스펙트로메타에서 측정된 백그라운드 계수치와 비슷하였으나 계측효율이 알파스펙트로메타에 비해 매우 낮아서 액체섬광계수의 검출한계치와 유사한 값을 나타내었다.

### 환경시료에 대한 최소검출방사능 농도 계산

실제 저준위 환경방사능 분석에서 편리하고 의미있는 MDA값을 산출하기위해서 신뢰도를 95%로 설정하여( $k_\alpha = k_\beta = k = 1.645$ ) 최소 검출 방사능 농도를 계산한다. 환경시료중 최소검출 방사능 농도의 의미인 MDA는 LLD에서 사용된 백그라운드 계수치 뿐만 아니라 계수시간, 계수효율, 화학수율 및 시료양에 의존한다. 따라서 (4)식은 (13)식으로, (10)식은 (14)식으로, (11)식은 (15)식으로 각각 다시 쓸 수 있다.

$$MDA_1 = \frac{4.65\sqrt{BGC}}{t_B \cdot E \cdot Y \cdot S} \dots\dots\dots (13)$$

$$MDA_2 = \frac{\frac{2.71}{t_S} + 3.29(\mu_B)^{\frac{1}{2}}\left(\frac{1}{t_S} + \frac{1}{t_B}\right)^{\frac{1}{2}}}{E \cdot Y \cdot S} \dots\dots\dots (14)$$

$$MDA_3 = \frac{\frac{2.71}{t_B} + 4.65\frac{\sqrt{BGC}}{t_B}}{E \cdot Y \cdot S} \dots\dots\dots (15)$$

여기서 BGC는 백그라운드 계수치,  $t_S$ 는 시료 계측시간,  $t_B$ 는 백그라운드 계측시간,  $\mu_B$ 는 백그라운드 계수율, E는 계수효율, Y는 화학수율, S는 보정인자로 시료량과 측정중 반감기를 보정하는 인자이다. (13)식은 시료와 백그라운드 표준편차가 같다고 가정할 경우이며, (14)와 (15)식은 시료와 백그라운드 표준편차가 다르다고 가정할 경우에 통계학적으로 유도된 검출한계치에 MDA를 나타내기위해 여러인자를 보정하여 수치적으로 표현한 것이다. 백그라운드 계측시간과 시료계측시간이 동일할 경우는 (14)식은 (15)식으로 변형된다.

(13), (14) 및 (15)식을 이용하여 환경시료중 흔히 검출되거나 검출될 가능성 있는 핵종에 대하여 계산된 MDA값을 표 4 및 5에 나타내었다. 알파방출핵종은 화학분리후 알파스펙트로메타(EG & G, ORTEC, 676A) 및 PERALS(photon electron rejecting alpha liquid scintillation, Ordela 8100 AB)를 이용하였고, 베타방출핵종은 액체섬광계수기(Quantulus 1220)와 저준위 베타카운터(Oxford LB 5100)를 이용하여 측정하였으며 감마방출핵종은 감마스펙트로메타(EG & G, Ortec 919, HPGe detector)로 측정하였다. 표 4와 표 5에 명시된 백그라운드 계수치, 검출기 효율 및 화학수율은 원자력연구소 환경연구팀내 방사능 분석실에서 최근 산출된 값들이다. 전체적으로 시료의 측정시간을 고려하지 않고 백그라운드 계수치와 백그라운드 측정시간등의 인자를 고려한  $MDA_1$ 값이 가장 낮게 계산되었고 백그라운드 측정시간과 시료측정시간을 고려한  $MDA_2$ 값이 가장 높게 산출되었다. 실제 저준위 환경방사능 측정자료에 대하여  $MDA_2$ 로 평가하면 MDA 이하값으로 판정되나,  $MDA_1$  혹은  $MDA_3$ 로 평가하면 MDA를 약간 상회하는 의미있는 값으로 평가될 수도 있다. 따라서 백그라운드 계측시간과 시료 계측시간을 고려해서 MDA값을 산출해야만 측정결과에 대한 방사능 존재여부를 신뢰성 있게 판단할 수 있다. 예를 들면  $^{90}\text{Sr}$  분석시 가스비례계수기로  $^{90}\text{Y}$ 의 베타선을 측정하

는데  $^{90}\text{Y}$ 의 반감기(64시간)가 비교적 짧아서 시료 측정시간(보통 50-100분)을 백그라운드 측정시간(500분) 정도로 길게 측정하기가 곤란할 경우는  $\text{MDA}_2$ 를 사용하는 것이 바람직하다. 따라서 실제 환경 방사능분석 결과에 대한 방사능 여부를 판단할 경우 백그라운드 측정시간이 시료의 측정시간보다 월등히 긴 경우 백그라운드 측정시간과 시료의 측정시간을 고려한  $\text{MDA}_2$ 값을 선택하는 것이 타당하다고 사료된다.

플루토늄, 우라늄, 토륨 및 아메리슘등의 알파방출 핵종분석에 사용한 계측기는 알파스펙트로메타이고 검출기로는 Ion implanted surface barrier detector(면적:  $450 \text{ mm}^2$ )를 사용하였다. 물시료에서 알파스펙트로메타로 측정된 알파방출핵종에 대한  $\text{MDA}$ 값의 범위는  $3.88 \times 10^{-5} - 6.64 \times 10^{-6} \text{ Bq/l}$ 로 다른핵종에 대한  $\text{MDA}$ 값보다 낮은 수치를 보였다. 이러한 결과는 알파스펙트로메타로 측정된 백그라운드 계수치가 다른 계측기에 비해 낮을 뿐만 아니라 측정시간 및 시료양이 다른 계측기로 베타나 감마핵종에 비해 상대적으로 크기 때문으로 사료된다. 라돈을 액체섬광계수기로 측정할 경우 분석에 사용된 시료양(10 ml)이 알파스펙트로메타로 측정된 핵종의 시료양과 비교하면 매우 적어서 비교적 높은  $\text{MDA}$ 값이 계산되었다. 우라늄 동위원소를 PERALS로 측정할 경우 분석시료양은 500 ml로 알파스펙트로메타로 측정된 핵종의 시료양 보다는 상당히 작아서 PERALS로 측정된 우라늄 동위원소에 대한  $\text{MDA}$ 값은 알파스펙트로메타로 측정된 알파핵종의  $\text{MDA}$ 값 보다는 높게 계산되었다. 그림 4에는 분석시료양의 변화에 따라 여러 계측기로 측정된 알파방출핵종의  $\text{MDA}$ 값의 변화를 나타내었다. 표 4와 그림 4에서 보면 백그라운드 계수치, 계측효율 및 화학수율등의 인자들은 비교적 변동폭이 작아서 알파방출핵종의  $\text{MDA}$ 값에 큰 영향을 주지 못하지만 분석시료양은 변동폭이 매우커서  $\text{MDA}$ 값의 증감에 크게 관여함을 알 수 있다. 또한 측정시간도  $\text{MDA}$ 값에 큰 영향을 주는데 측정시간을 길게하면 백그라운드 계수치도 증가하여  $\text{MDA}$ 값이 변화하므로  $\text{MDA}$ 값을 계산할 때 유의하여야한다.

물시료에서  $^3\text{H}$  및  $^{14}\text{C}$  방사능 측정은 보통 액체섬광계수기로 측정하는데 액체섬광계수기 특성상 백그라운드 계수치가 높고 측정에 사용되는 시료양이 적으므로 알파방출핵종이나 감마방출핵종에 대한  $\text{MDA}$ 값과 비교하면 매우 높은  $\text{MDA}$ 값이 계산되었다. 따라서 시료양을 증가시키면 즉 물시료를 농축하면 낮은  $\text{MDA}$ 값을 구할 수 있다.  $^{90}\text{Sr}$

및  $^{89}\text{Sr}$  방사능 측정은 베타선 측정용 가스유입형 비례계수기를 사용하였다. 물시료에서  $^{90}\text{Sr}$  및  $^{89}\text{Sr}$ 에 대한  $\text{MDA}$ 값은  $^3\text{H}$  및  $^{14}\text{C}$ 에 대한  $\text{MDA}$ 값과 비교하면 상당히 낮게 계산되었다. 이는 액체섬광계수기와 가스유입형 비례계수기의 백그라운드 계수치, 계측효율 및 측정시간등의 인자들은 비슷하나  $^{90}\text{Sr}$  및  $^{89}\text{Sr}$  분석시료양이  $^3\text{H}$  및  $^{14}\text{C}$  방사능 측정에 사용된 시료양보다 크기 때문이었다. 액체섬광계수기를 이용한  $^{241}\text{Pu}$   $\text{MDA}$ 값은 알파스펙트로메타로 측정된 Pu 동위원소에 대한  $\text{MDA}$ 값보다 10배 정도 높게 측정되었다. 이 결과는 액체섬광계수기로 측정된 백그라운드 계수치(84 counts)가 알파스펙트로메타를 사용한 계수치(4 counts)보다 높아서  $\text{MDA}$ 값이 알파스펙트로메타의  $\text{MDA}$ 값보다 상승되었음을 알 수 있다. 그림 5는 측정시간을 500분으로 일정하게 하여 분석시료양의 변화에 따라 여러 계측기로 측정된 물시료에서 베타방출핵종의  $\text{MDA}$ 값의 변화를 나타내었다. 알파방출핵종의  $\text{MDA}$ 값과 마찬가지로 분석시료양이 증가함에 따라 베타방출핵종의  $\text{MDA}$ 값이 급격히 감소함을 알 수 있었다. 또한 동일한 측정시간 및 분석시료양에서  $^3\text{H}$ 의  $\text{MDA}$ 값이  $^{90}\text{Sr}$ 과  $^{241}\text{Pu}$  보다 약간 높게 계산되었다. 이 결과는 백그라운드 계수치가  $\text{MDA}$ 값의 설정에 영향을 준다는 것을 의미한다. 즉, 액체 섬광 계수기 특성상 백그라운드 계수치가 가스유입형 비례계수기의 백그라운드 계수치 보다 크므로 높은  $\text{MDA}$ 값이 계산되었다. 그러나  $^{241}\text{Pu}$ 의 경우  $^3\text{H}$  측정시와 동일한 액체섬광계수기로 측정하였음에도  $^3\text{H}$ 보다 낮은  $\text{MDA}$ 값이 계산되었다. 이러한 결과는 펄스파형분리법으로  $\alpha$ 선과  $\beta$ 선을 완벽하게 분리하여  $\beta$ 선만을 측정하는  $\alpha/\beta$  동시측정법으로  $^{241}\text{Pu}$ 를 측정하면 백그라운드 계수치가 낮아져서[18] 결과적으로  $\text{MDA}$ 수치가 낮은값으로 계산되었다.

토양시료에 대한  $\text{MDA}$ 값은 물시료의  $\text{MDA}$ 값 보다는 높게 계산되었다. 이러한 결과는 일반환경에서 토양시료에 함유된 방사능 농도가 물시료에 비해 높아서 적은 분석시료양으로도 쉽게 방사능 핵종을 검출할 수 있음을 의미한다. 토양중에 존재하는 천연 핵종인 우라늄 및 토륨 동위원소를 분석할 경우에 환경중에 존재비가 인공동위원소보다 크므로 적은 시료양(5-10g)으로도  $\text{MDA}$ 값을 충분히 만족시키는 분석결과를 얻을 수 있다. 그림 6은 분석시료양을 100g으로 일정하게 하여 측정시간의 변화에 따라 베타 방출핵종과 알파 방출핵종의  $\text{MDA}$ 값의 변화를 나타내었다. 측정시간이 증가함에 따라  $\text{MDA}$ 값도 감소하는데 감소비율(기울기;

-0.50)은 그림 5에 나타난 분석시료양의 변화(기울기; -1.00)와 비교하면 약간 완만하게 감소됨을 알 수 있다. 이는 측정시간이 증가되면 백그라운드 계수치도 약간 증가하므로 MDA값에 영향을 준 결과라고 생각된다.

### 결론

저준위 방사능 핵종 분석시 측정된 방사능 농도가 최소 검출 방사능 농도를 상회하는 의미있는 값을 가지려면 MDA값을 가능한한 낮게 설정하는 것이 필요하다. 환경시료중 방사능농도가 어떤 검출 목표치 이상인가 혹은 이하인가를 확인하려면 측정시간을 제어할 필요가 있다. 그러나 MDA값을 낮게 설정하기 위해 측정시간을 무한정 길게하면 백그라운드 수치도 함께 증가되므로 측정시간을 길게하여 MDA수치를 낮추는 조작은 한계가 있다. 실제 환경 방사능분석에서는 백그라운드 측정시간과 시료의 측정시간을 적절하게 고려하여 MDA값을 설정하여야 한다. 백그라운드가 높은 베타방출 핵종 측정시 백그라운드 계수치를 줄이기 위해 계측기 차폐, 백그라운드가 낮은 섬광체 사용 및  $\alpha/\beta$  동시측정에 의한 백그라운드 감소법등을 적절하게 사용하면 낮은 MDA값을 구할수 있다. 일반적으로 여러 방사능 분석기관에서는 MDA값을 낮추기 위해 화학분석조작을 개선하여 화학수율을 높게 하거나 시료량을 증대시키는 방법을 가장 많이 사용한다. 그러나 시료량을 무조건 늘릴 경우 핵종분석 조작이 번거롭고 분석에 사용되는 경비 및 분석 소요시간도 증가함으로 손익계산을 검토하여 분석자가 실정에 알맞은 적절한 시료량을 책정하여야 한다[19]. 저준위 환경방사능 측정시 방사능 분석결과가 백그라운드 계수의 통계적 요동인가 아니면 실제로 방사능이 존재하는가에 대한 판단 근거로 본 연구에서 계산된 MDA값를 활용할 수 있을것으로 사료된다.

### 감사의 글

본 연구는 과학기술 연구부의 원자력연구 개발 사업의 일환으로 수행되었습니다.

### 참고문헌

1. B. Altschuler and B. Pasternak, "Statistical analysis of lower limit of detection of a

radioactivity", Health Physics, 9, 293-298 (1963).

2. L. A. Currie, "Limits for qualitative detection and quantitative determination", Anal. Chem., 40(3), 586-593(1968).

3. B. S. Pasternack and N. H. Harley, "Detectable limits for radionuclides in the analysis of multi-component gamma ray spectrometer data", Nucl. Instr. and Meth. 91, 533-540(1971).

4. J. H. Head, "Minimum detectable photopeak areas in Ge(Li) spectra", Nucl. Instr. and Meth. 98, 419-428(1972).

5. H. F. Show and L. A. Joseph, "When is a lower limit of detection low enough?", Health Physics, 72(2), 282-285(1977).

6. J. D. Jack and L. W. Robert, "The statistical interpretation counting data from measurement of low-level radioactivity", Health Physics, 32, 1-14(1977).

7. EPA(Environmental Protection Agency): Upgrading environmental radiation data, HPSR(Health Physics Society Committee Report)-1, Washington DC(1980).

8. J. A. Roderick, "Hypothesis tests based on counts from blank and radioactive samples", Health Physics, 42(2), 230-231(1982).

9. J. A. Roderick, "The statistical analysis of low-level radioactivity in the presence of background counts", Health Physics, 43(5), 693-703(1982).

10. NCRP(National Council on Radiation Protection and Measurement): A handbook of radioactivity measurements procedure, Bethesda, MD, NCRP Report No. 58(1985).

11. A. Brodsky, R. G. Gallagher, "Statistical considerations in practical contamination monitoring", Radiat. Protect. Mgt. 8(4), 64-78(1991).

12. A. C. Donald, S. D. Stephanie and L. S. Edwin, "Detection limit concepts: foundations, myths, and utilization", Health Physics, 63(3), 338-340(1992).

13. J. S. Daniel and S. S. Paul, "Minimum detectable activity when background is counted longer than the sample", Health Physics, 63(3), 360-361(1992).

14. NCRP(National Council on Radiation Protection and Measurement): Environmental radiation measurements, Bethesda, MD, NCRP Report No. 50(1992).
15. D. Mayer and L. Dauer, "Application of systematic error bounds to detection limits for practical counting", Health Physics, 65(1), 89-91(1993).
16. 이재기, 환경방사능 감시 워크샵: 환경방사능 검출한계에 대한 고찰, 한국원자력안전기술원 (1996).
17. CRC hand book of chemistry and physics; mathematical tables, 72<sup>nd</sup> ed. The chemical rubber company, Boston(1991).
18. M. H. Lee and C. W. Lee, "Determination of low level <sup>241</sup>Pu in environmental samples by liquid scintillation counting", Radiochimica Acta, 84, 177-181(1999).
19. F. M. Cox and C. F. Guenther, "An industry survey of current lower limits of detection for various radionuclides", Health Physics, 69(1), 121-129(1995).



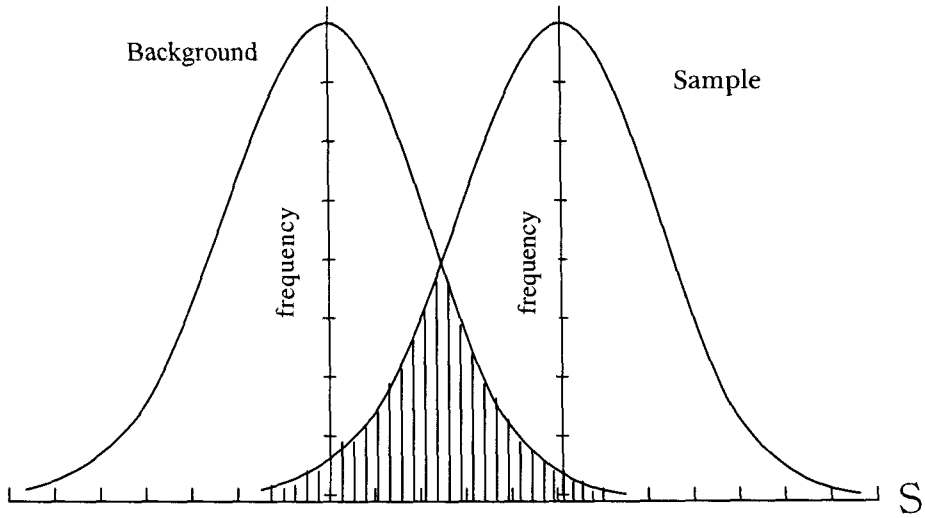


Fig. 1. Intersectional area in the curves of relative frequency between background counts and sample counts.

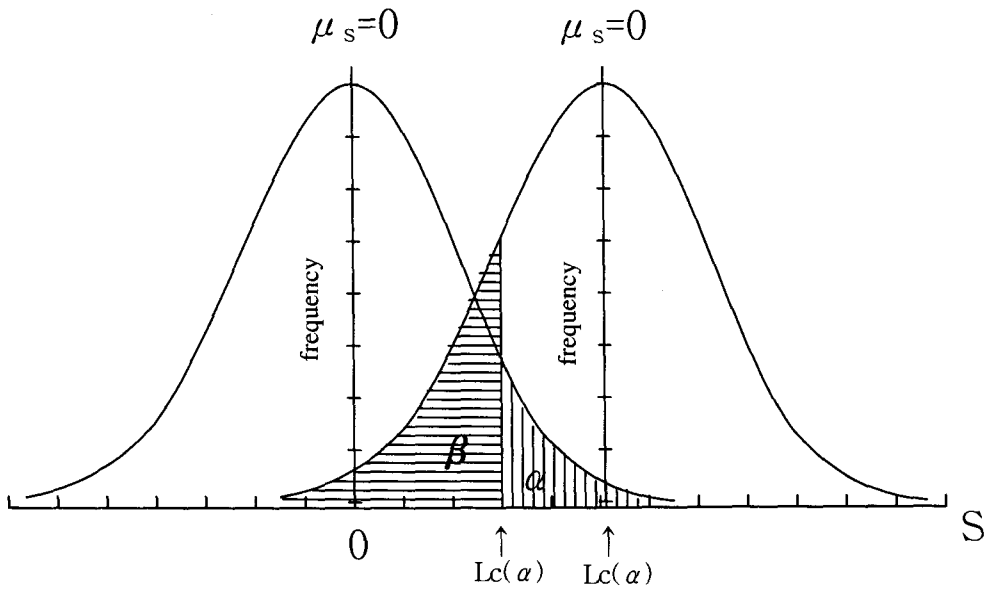


Fig. 2. Relationship of  $L_C$ ,  $L_D$ ,  $\alpha$  and  $\beta$  shown in curves of relative frequency.

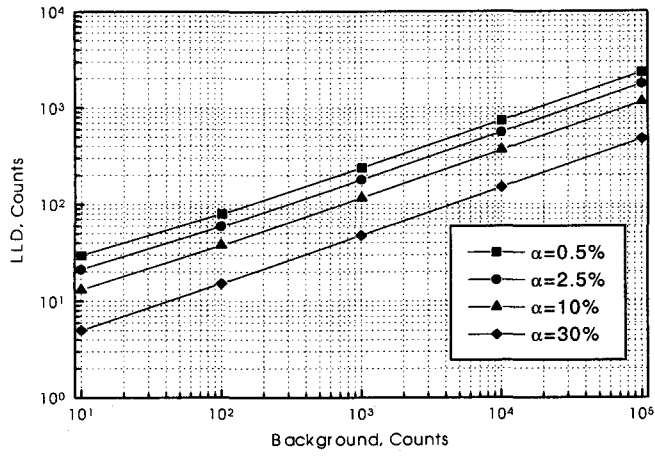


Fig. 3. LLD plotted vs background counts for the indicated risks of Type I error( $\alpha$ ).

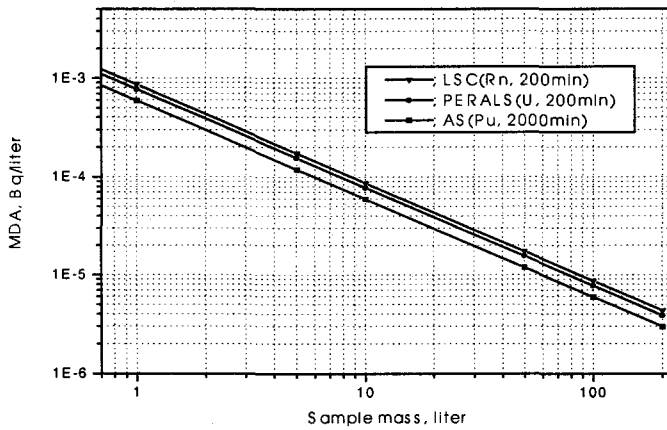


Fig. 4. MDA values plotted vs sample mass for measuring apparatus of alpha emitters.

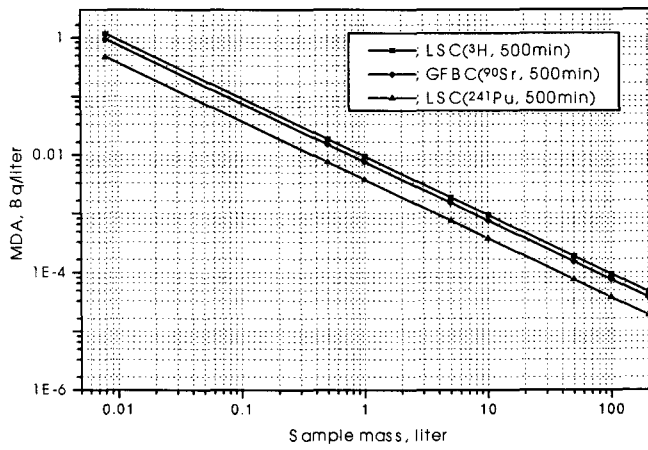


Fig. 5. MDA values plotted vs sample mass for measuring apparatus of beta emitters.

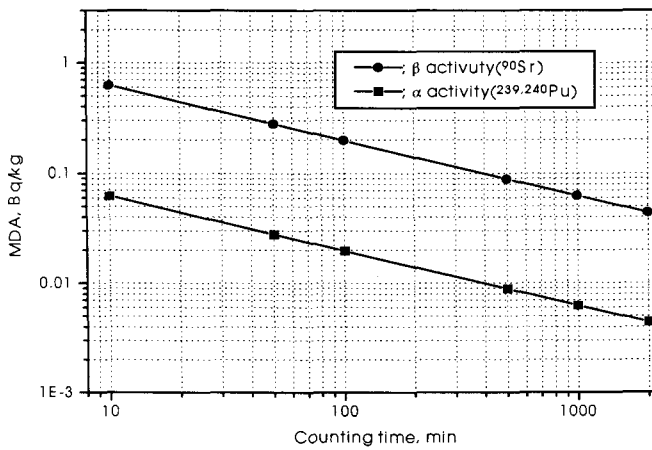


Fig. 6. MDA values plotted vs counting time for  $\alpha$  and  $\beta$  activity

Table 1.  $K_{\alpha}$  and  $\alpha$  from ref. 17

$\alpha$	$K_{\alpha}$
0.0005	3.27
0.005	2.58
0.010	2.33
0.025	1.96
0.05	1.64
0.10	1.28
0.20	0.84
0.30	0.53
0.50	0
0.70	-0.53
0.80	-0.84
0.90	-1.28
0.95	-1.64
0.99	-2.33

Table 2. Estimated LLD with background counts

TOTAL BACKGROUND COUNTS	$S_B$	LLD <sub>1</sub>	LLD <sub>2</sub>
0	0	0	2.7
1	1	4.7	7.4
4	2	9.3	12
10	3.2	15	17
35	5.9	28	30
100	10	47	49
350	19	87	90
1,000	32	150	150
3,500	59	280	280
10,000	100	470	470

Table 3. Lower limits of detection in measuring apparatus

Measuring apparatus	Background (counts)	Counting time (min)	Detector efficiency (%)	LLD(Bq)	
				LLD <sub>1</sub>	LLD <sub>2</sub>
Alpha Spec. (Ortec. 676A)	4~2	2000	20~25	$(3.87\sim 2.19) \times 10^{-4}$	$(5.01\sim 3.09) \times 10^{-4}$
PERALS (Ordela 8100 AB)	25~10	500	~100	$(7.75\sim 4.90) \times 10^{-4}$	$(8.65\sim 5.80) \times 10^{-4}$
Beta Counter (Oxford LB 5100 II)	600~400	500	40~45	$(9.49\sim 6.89) \times 10^{-3}$	$(9.72\sim 7.09) \times 10^{-3}$
LSC (Quantulus 1220)	1000~700	500	30~90	$(1.63\sim 0.46) \times 10^{-2}$	$(1.66\sim 0.46) \times 10^{-2}$
LSC (Packard 2700)	1500~1000	500	30~90	$(2.00\sim 0.55) \times 10^{-2}$	$(2.03\sim 0.55) \times 10^{-2}$
Gamma Spect. (Ortec. 919)	16~2	3000	0.6~2.2	$(1.72\sim 0.17) \times 10^{-2}$	$(1.97\sim 0.23) \times 10^{-2}$

Table 4. Minium detectable Activity in water samples

Nuclide	Measuring apparatus	sample mass(L)	Background (count)	Counting time (BG, min)	Counting time (sample,min)	Counting efficiency (%)	Chemical yield(%)	MDA(Bq/L)		
								MDA <sub>1</sub>	MDA <sub>2</sub>	MDA <sub>3</sub>
<sup>239,240</sup> Pu, <sup>238</sup> Pu	AS	100	4	2000	1500	20~25	65~80	$5.96 \times 10^6 \sim 3.88 \times 10^6$	$8.76 \times 10^6 \sim 5.69 \times 10^6$	$7.70 \times 10^6 \sim 5.00 \times 10^6$
<sup>238</sup> U, <sup>235</sup> U, <sup>234</sup> U	AS	20	3	1500	1000	20~25	60~80	$3.73 \times 10^5 \sim 2.24 \times 10^5$	$6.05 \times 10^5 \sim 3.63 \times 10^5$	$4.98 \times 10^5 \sim 2.99 \times 10^5$
<sup>238</sup> U, <sup>235</sup> U, <sup>234</sup> U	PERALS	0.5	10	500	200	100	80~90	$1.23 \times 10^3 \sim 1.09 \times 10^3$	$2.19 \times 10^3 \sim 1.95 \times 10^3$	$1.45 \times 10^3 \sim 1.29 \times 10^3$
Rn(Bi, Po)	LSC	0.01	13	500	100	100	100	$5.59 \times 10^2$	$1.42 \times 10^1$	$6.49 \times 10^2$
<sup>232</sup> Th, <sup>230</sup> Th, <sup>228</sup> Th	AS	20	3	1500	1000	20~25	45~65	$4.97 \times 10^5 \sim 2.76 \times 10^5$	$8.07 \times 10^5 \sim 4.47 \times 10^5$	$6.64 \times 10^5 \sim 3.68 \times 10^5$
<sup>241</sup> Am	AS	100	6	3000	2500	20~25	55~60	$5.75 \times 10^6 \sim 4.22 \times 10^6$	$7.68 \times 10^6 \sim 5.63 \times 10^6$	$7.12 \times 10^6 \sim 5.22 \times 10^6$
<sup>3</sup> H	LSC	0.008	700	500	100	30~40	100	1.71~1.28	2.93~2.20	1.62~1.22
<sup>14</sup> C	LSC	0.008	700	500	100	50~65	100	1.03~0.79	1.76~1.35	0.97~0.75
<sup>241</sup> Pu	LSC	100	84	700	500	35~45	60~70	$4.83 \times 10^5 \sim 3.22 \times 10^5$	$5.73 \times 10^5 \sim 3.82 \times 10^5$	$5.14 \times 10^5 \sim 3.43 \times 10^5$
<sup>89</sup> Sr, <sup>90</sup> Sr	GFBC	100	450	500	100	40~45	50~70	$1.64 \times 10^4 \sim 1.04 \times 10^4$	$3.08 \times 10^4 \sim 1.96 \times 10^4$	$1.69 \times 10^4 \sim 1.07 \times 10^4$
<sup>134</sup> Cs	GS	18	6	3000	1500	1~1.2		$3.51 \times 10^4 \sim 2.93 \times 10^4$	$5.98 \times 10^4 \sim 4.98 \times 10^4$	$4.35 \times 10^4 \sim 3.63 \times 10^4$
<sup>137</sup> Cs	GS	18	16	3000	1500	0.9~1.1		$6.38 \times 10^4 \sim 5.22 \times 10^4$	$9.67 \times 10^4 \sim 7.91 \times 10^4$	$7.31 \times 10^4 \sim 5.98 \times 10^4$
<sup>131</sup> I	GS	18	12	3000	1500	1.6~1.8		$3.11 \times 10^4 \sim 2.76 \times 10^4$	$4.85 \times 10^4 \sim 4.31 \times 10^4$	$3.63 \times 10^4 \sim 3.23 \times 10^4$
<sup>60</sup> Co	GS	18	32	3000	1500	0.5~0.6		$1.62 \times 10^3 \sim 1.35 \times 10^3$	$2.32 \times 10^3 \sim 1.98 \times 10^3$	$1.79 \times 10^3 \sim 1.49 \times 10^3$
<sup>51</sup> Cr	GS	18	32	3000	1500	1.8~2.0		$4.51 \times 10^4 \sim 4.06 \times 10^4$	$6.44 \times 10^4 \sim 5.80 \times 10^4$	$4.98 \times 10^4 \sim 4.48 \times 10^4$
<sup>59</sup> Fe	GS	18	4	3000	1500	0.6~0.7		$4.78 \times 10^4 \sim 4.10 \times 10^4$	$8.65 \times 10^4 \sim 7.41 \times 10^4$	$6.18 \times 10^4 \sim 5.30 \times 10^4$
<sup>54</sup> Mn	GS	18	32	3000	1500	0.6~0.8		$1.35 \times 10^3 \sim 1.01 \times 10^3$	$1.93 \times 10^3 \sim 1.45 \times 10^3$	$1.49 \times 10^3 \sim 1.12 \times 10^3$
<sup>7</sup> Be	GS	18	32	3000	1500	1.3~1.5		$6.25 \times 10^4 \sim 5.42 \times 10^4$	$8.91 \times 10^4 \sim 7.72 \times 10^4$	$6.89 \times 10^4 \sim 5.97 \times 10^4$

\* AS : alpha spectrometer(ORTEC, 676A)  
 PERALS : photon rejecting alpha liquid scintillation (Ordela 8100 AB)  
 LSC : liquid scintillation counter(Quantulus 1220)  
 GFBC : gas flow beta counter(Oxford LB 5100)  
 GS : gamma spectrometer(Ortec 919 HPCGe detector)

Table 5. Minimum detectable Activity in soil samples

Nuclide	Measuring apparatus	sample mass(g)	Background (count)	Counting time (BG, min)	Counting time (sample, min)	Counting efficiency (%)	Chemical yield(%)	MDA (Bq/Kg-dry)		
								MDA <sub>t</sub>	MDA <sub>e</sub>	MDA <sub>s</sub>
<sup>238,240</sup> Pu, <sup>239</sup> Pu	AS	100	4	2000	1500	20~25	50~70	7.75×10 <sup>3</sup> ~4.43×10 <sup>3</sup>	1.14×10 <sup>2</sup> ~6.51×10 <sup>3</sup>	1.00×10 <sup>2</sup> ~5.71×10 <sup>3</sup>
<sup>238</sup> U, <sup>235</sup> U, <sup>234</sup> U	AS	10	3	1500	1000	20~25	50~70	8.95×10 <sup>2</sup> ~5.11×10 <sup>2</sup>	1.45×10 <sup>1</sup> ~8.29×10 <sup>2</sup>	1.20×10 <sup>1</sup> ~6.83×10 <sup>2</sup>
<sup>232</sup> Th, <sup>230</sup> Th, <sup>228</sup> Th	AS	10	3	1500	1000	20~25	40~60	1.12×10 <sup>1</sup> ~5.96×10 <sup>2</sup>	1.81×10 <sup>1</sup> ~9.65×10 <sup>2</sup>	1.50×10 <sup>1</sup> ~7.97×10 <sup>2</sup>
<sup>241</sup> Am	AS	100	6	3000	2500	20~25	45~65	7.08×10 <sup>3</sup> ~3.89×10 <sup>3</sup>	9.39×10 <sup>3</sup> ~5.20×10 <sup>3</sup>	8.70×10 <sup>3</sup> ~4.82×10 <sup>3</sup>
<sup>241</sup> Pu	LSC	100	84	700	500	35~45	55~65	5.27×10 <sup>2</sup> ~3.47×10 <sup>2</sup>	6.24×10 <sup>2</sup> ~4.11×10 <sup>2</sup>	5.61×10 <sup>2</sup> ~3.69×10 <sup>2</sup>
<sup>99</sup> Tc	LSC	100	1750	700	500	70~90	40~70	1.65×10 <sup>1</sup> ~7.35×10 <sup>2</sup>	1.85×10 <sup>1</sup> ~8.20×10 <sup>2</sup>	1.68×10 <sup>1</sup> ~7.45×10 <sup>2</sup>
<sup>89</sup> Sr, <sup>90</sup> Sr	GFBC	100	450	500	100	40~50	40~70	0.21~0.96×10 <sup>1</sup>	0.38~0.18	0.21~0.96×10 <sup>1</sup>
<sup>134</sup> Cs	GS	150	6	3000	1500	1~1.2		4.21×10 <sup>2</sup> ~3.52×10 <sup>2</sup>	7.18×10 <sup>2</sup> ~5.98×10 <sup>2</sup>	5.22×10 <sup>2</sup> ~4.36×10 <sup>2</sup>
<sup>137</sup> Cs	GS	150	16	3000	1500	0.9~1.1		7.66×10 <sup>2</sup> ~6.26×10 <sup>2</sup>	1.16×10 <sup>1</sup> ~9.49×10 <sup>2</sup>	8.77×10 <sup>2</sup> ~7.18×10 <sup>2</sup>
<sup>131</sup> I	GS	150	12	3000	1500	1.6~1.8		3.73×10 <sup>2</sup> ~3.31×10 <sup>2</sup>	5.82×10 <sup>2</sup> ~5.17×10 <sup>2</sup>	4.36×10 <sup>2</sup> ~3.88×10 <sup>2</sup>
<sup>60</sup> Co	GS	150	32	3000	1500	0.5~0.6		1.94×10 <sup>1</sup> ~1.62×10 <sup>1</sup>	2.79×10 <sup>1</sup> ~2.33×10 <sup>1</sup>	2.15×10 <sup>1</sup> ~1.79×10 <sup>1</sup>
<sup>51</sup> Cr	GS	150	32	3000	1500	1.8~2.0		5.41×10 <sup>2</sup> ~4.87×10 <sup>2</sup>	7.75×10 <sup>2</sup> ~6.98×10 <sup>2</sup>	5.98×10 <sup>2</sup> ~5.38×10 <sup>2</sup>
<sup>59</sup> Fe	GS	150	4	3000	1500	0.6~0.7		5.74×10 <sup>2</sup> ~4.92×10 <sup>2</sup>	1.04×10 <sup>1</sup> ~8.91×10 <sup>2</sup>	7.42×10 <sup>2</sup> ~6.36×10 <sup>2</sup>
<sup>54</sup> Mn	GS	150	32	3000	1500	0.6~0.8		1.62×10 <sup>1</sup> ~1.21×10 <sup>1</sup>	2.33×10 <sup>1</sup> ~1.75×10 <sup>1</sup>	1.79×10 <sup>1</sup> ~1.34×10 <sup>1</sup>
<sup>7</sup> Be	GS	150	32	3000	1500	1.3~1.5		7.50×10 <sup>2</sup> ~6.50×10 <sup>2</sup>	1.07×10 <sup>1</sup> ~9.27×10 <sup>2</sup>	8.27×10 <sup>2</sup> ~7.16×10 <sup>2</sup>

\* AS : alpha spectrometer(ORTEC, 676A)  
 LSC : liquid scintillation counter(Quantulus 1220)  
 GS : gamma spectrometer(Ortec 919 HPGe detector)

PERALS : photon rejecting alpha liquid scintillation(Ordela 8100AB)  
 GFBC : gas flow beta counter(Oxford LB 5100)