施設内外の線量測定

——モニタリングステーション等[†]——

森 内 茂

日本原子力研究所保健物理安全管理部環境放射能課

319-11 茨城県那珂郡東海村白方

1. まえがき

環境の線量測定は原子力施設の稼働による被曝線量の評価のためだけではなく、自然放射線による国民線量の評価、核実験のフォールアウトによる被曝線量評価などの目的でも実施されてきたもので、すでに長い技術的裏付けと実績がある。とくに最近のこの方面の関心を集めている課題は軽水炉の運転による線量目標値 5 mrem/y が日本の原子力委員会によって設定されたことに伴う、環境の原子力施設運転による微量線量の分離測定に関する技術的問題である。この線量目標値自体は ICRP のいう許容線量限度 (500 mrem/y) とは直接の関連はなく、原子炉からの放出放射能の低減技術の進歩に相まって同じく ICRP のいう実用可能な限り低くという被曝線量の低減化の精神を汲んだ結果であり、原子力委員会では計算による被曝評価の方法を指導している。

しかし、ここでは実測の必要性の是非の議論はさて置き、無理なく実測可能ならできるだけ低く、正確に測定評価し、施設運転による結果を知るという考えのもとに、原子力施設の運転による環境のγ線線量測定に関する問題点、実際的方法について概説してみた。

2. 測定対象と測定器

2.1 施設の種類と放射線源

平常の運転によって環境に放射線被曝をもたらす施設としては、各種商用および研究用原子炉、燃料再処理工場のほか、各種粒子加速器、その他 RI 貯蔵施設などがある。

さきに述べた線量目標値は軽水炉にのみ適用されるもので他の施設には無関係なものであるが、これと比較して他の施設の被曝線量の大小が最近ではよく議論される。問題となるものは各種施設からのスカイシャインγ線であり、スタックからの放射性希ガスによるブルームからのγ線のように、施設敷地外にその影響が及ぶことは少ないが、施設によっては非常に大きい場合がある^{1,7)}。

原子炉で問題となる放射性希ガスは、原子力発電所の場合で Kr, Xe 系の放射性希ガス^{2,3)}、研究炉では ⁴¹Ar である。PWR では従来よりオフガス系に貯留減衰タンクを設け放射能の減衰をはかっていたが、最近では BWR にも活性炭ベッドによるガスホールドアップ装置を設けたり、炉一次系のシール系の漏えい防止対策などを講じることによって、また研究炉にも同様の対策を講ずることによって結果的に環境への放出量の大幅な低減化が達成されている⁴⁻⁶⁾。このような対策のない場合で短半減期の核種が多く放出されている例として、BWR における核種の実例 (表 1) があるが、この場合は ⁸⁷Kr, ⁸⁸Kr, ¹³³Xe, ¹³⁵Xe, ¹³⁸Xe などの半減期が短い、高いエネルギーのγ線を放出する核種の割合が多い。しかし減衰装置を経れば、短半減期のものは減衰し、⁸⁵Kr や ¹³³Xe などの比較的長い半減期の核種が浮かび上がってくる。施設によって放出機構に差があるため核種割合が大きく異なり、線量測定において必要とする検出器の特性やその他情報解析にいろいろな違いが出てくる。

燃料再処理施設では、原子炉の場合と同じく核分裂生成物が問題となるが、冷却時間を長くとれるためγ線あるいはβ線による外部被曝として問題になるものは ⁸⁵Kr のみである。

研究炉の場合は ⁴¹Ar が問題核種で、他の核種が放出されることは平常運転ではまず考えられない。

その他加速器における高速中性子による ¹⁶N の生成

[†] Environmental Exposure Measurements in and Around the Site of Nuclear Facilities, Shigeru MORIUCHI: Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-11, Japan.

表1 米国のある BWR における放射性ガスの平均放出率⁹⁾

Radionuclide	Release rate, $\mu\text{Ci/sec}$		Release/ Generation	Fraction of release limit
	Measured	Computed		
1.9 -hr $^{83\text{m}}\text{Kr}$	NM	220	...	(3×10^{-4})
10.7 -yr ^{85}Kr	0.14	0.60	5×10^{-5}	2×10^{-8}
4.4 -hr $^{85\text{m}}\text{Kr}$	400	370	1×10^{-6}	2×10^{-4}
76 -min ^{87}Kr	790	1,170	6×10^{-7}	2×10^{-3}
2.8 -hr ^{88}Kr	740	1,250	7×10^{-7}	2×10^{-3}
3.2 -min ^{89}Kr	NM	140	...	(2×10^{-4})
5.3 -d ^{133}Xe	510	380	1×10^{-5}	7×10^{-5}
2.3 -d $^{133\text{m}}\text{Xe}$	14	14	6×10^{-6}	2×10^{-6}
9.1 -hr ^{135}Xe	1,250	1,310	2×10^{-6}	5×10^{-4}
15.6 -min $^{135\text{m}}\text{Xe}$	NM	970	...	(1×10^{-8})
3.8 -min ^{137}Xe	NM	320	...	(5×10^{-4})
17 -min ^{138}Xe	2,000	2,800	1×10^{-7}	3×10^{-3}
12.3 -yr ^3H	9×10^{-3}	...	1×10^{-4}	2×10^{-9}
10 -min ^{13}N	450 [4]	...	...	6×10^{-4}
8.06-d ^{131}I	9.2×10^{-4}	...	6×10^{-11}	4×10^{-7}
Sum				1×10^{-2}
Gaseous fission products	11,500	...		2×10^{-2}

による高エネルギー γ 線の漏えいに伴う環境広範囲の散乱線もエネルギーが高いこと、広い範囲に影響が及ぶことで廃棄物貯蔵施設とともに問題となる場合がある⁷⁾。

2.2 測定器の種類と使用法

日本では環境の自然 γ 線線量は宇宙線を含めて 40 mrem/y $\sim$ 100 mrem/y 程度の範囲にあるが⁹⁾、これに比べれば年間 5 mrem/y はその約1/10に等しく、変動する自然放射線に重なればその分離測定評価にいろいろの測定技術上の問題が生ずる。自然放射線程度の毎時数 μR の照射線量の測定では、検出器自体の自己汚染の評価と差引き、検出器の種類で異なる宇宙線の取扱いについて十分な検討とその評価の方法・手順を確立しておかなければ、正確な線量測定とその精度の確保はむずかしい。各種測定器による低レベル γ 線線量測定上の問題点や精度の検討については参考資料⁹⁻¹¹⁾にゆずり、ここでは問題点のみを簡単に述べておく。

電離箱では α 線汚染が自己汚染として無視できない程度 (0.1 $\sim$ 3 $\mu\text{R/h}$) になる場合があり、個々の検出器で事前に自己汚染のチェックをする必要があるが、環境 γ 線測定用として一般に市販されている実用的な

電離箱はその汚染対策のみでなく、他の問題点に対する配慮が行き届いている点で非常に信頼性の高いものとなっている。例を挙げれば、日本製では1気圧20 l 空気電離箱、外国製では25気圧8 l アルゴン電離箱¹²⁾があり、共に α 線汚染は公称約0.1 $\mu\text{R/h}$ 相当といわれている。一般的な α 線汚染に対する対策あるいは汚染評価は参考文献13 $\sim$ 15で知ることができる。

NaI(Tl) 検出器を使った線量測定器としては、日本では金属フィルタ方式¹⁶⁾のものと DBM 方式¹⁷⁾がある。NaI(Tl) 検出器による測定では、検出器の自己汚染は検出器構成材中の ^{40}K による γ 線で、検出器個々に差が大きい。通常は0.1 $\mu\text{R/h}$ 前後くらいであるが、構成ガラスの選択 (低カリガラスや石英ガラスの使用) によって、その寄与はほとんど無視できる程度 (0.05 $\sim$ 0.01 $\mu\text{R/h}$ 相当) になる。 ^{40}K による寄与の評価は簡単には低バックグラウンド鉄室内等で測定した ^{40}K のパルス波高スペクトル分布の全吸収ピーク計数率から表2の値を使って大体の値を換算することができる (ただし金属フィルタ方式の測定器ではやや値が異なる)。

NaI(Tl) 検出器における宇宙線の線量相当値は、3 MeV 以下のパルス波高成分が、DBM 式の2 in. ϕ $\times$ 2 in. NaI(Tl) 検出器で0.27 $\mu\text{R/h}$ 、3 in. ϕ $\times$ 3 in.

表2 NaI(Tl) 検出器の ^{40}K による自己汚染を評価するための換算係数

NaI(Tl) シンチレータの寸法	換 算 係 数 ($\mu\text{R/h}$ per cpm of 1.46 MeV peak)
2in. ϕ ×2in.	1.8×10^{-2}
3in. ϕ ×3in.	4.6×10^{-3}
4in. ϕ ×3in.	2.5×10^{-3}

NaI(Tl) で0.23 $\mu\text{R/h}$ 相当程度で、他の方式のものでもほぼ0.2~0.3 $\mu\text{R/h}$ 程度と考えられる。3 MeV以上のエネルギー成分はスペクトル測定による線量評価を行う場合は切り捨てることが可能であるが、除外しない場合の照射線量相当値は、たとえばDBM式測定器の場合はエネルギー特性の改良範囲を3 MeVまでとして2 in. ϕ ×2 in. NaI(Tl) で0.45 $\mu\text{R/h}$ 、3 in. ϕ ×3 in. NaI(Tl) で0.31 $\mu\text{R/h}$ 程度の値となる。

GM 計数管は精度の高い線量測定には検出感度の点、エネルギー特性の点で向ききなものであるが、現在でも環境の γ 線モニタに実際に広く使用されており、他の検出器との測定結果の相互比較、GM管交換後の精度維持のうえで自己汚染と宇宙線寄与の評価は行わないわけにはいかない。GM計数管の場合は自己汚染と宇宙線は簡単に分けて評価することは容易でないで、つぎの実験式によるのが最も簡単で実験誤差が少ない。すなわち、屋外の鉛5cm中で水平位で測定した計数値に換算係数を乗じ1.1 $\mu\text{R/h}$ (鉛5cmで減衰したみかけの宇宙線成分)を加えたものが自己汚染分と屋外における宇宙線寄与の合計値となる¹⁵⁾。

積算線量測定に用いられる熱い光線量計(TLD)の場合は上に述べたGM管の場合と同様に鉛容器の中での値を自己汚染分と宇宙線成分の合計値とする方法が一般に行われているが、容器の吸収によるみかけの減衰分、保管場所による宇宙線の違いなどの評価についてはまだ十分な検討がない。他の検出器による測定値と相互比較する場合はこの減衰分の定量的な評価が必要となる。

3. 環境 γ 線線量測定と実測例

3.1 積算線量測定

現在TLDは環境 γ 線の積算線量測定への適用試験を経てすでに環境モニタリングに広く活用されている^{2,19~26)}。その検出体固有の性能としては1 mR 程度でも検出できる高い感度があるが、1週間から3か月の放置期間を必要とする環境 γ 線測定ではいろいろの

要因によって短期使用時のような高い精度は得難い、昨年米国で行われたTLDによる環境 γ 線の測定比較²⁵⁾の結果の1例を図1に示すが、サンプルごとに非常に大きなバラツキが見られ、その原因の解明、方法の確立と統一、基礎物性資料の整備などでなおいっそうの研究が望まれる。しかしこのような問題にかかわらず環境 γ 線積算線量測定に用いられる理由はその経済性、取扱いやすさからくる多数配置による高密度の線量測定が可能で、微量の施設寄与との分離評価はむずかしくとも、全線量測定による安全確認という十分な使命がある。

図1 野外試験において各種の素子によって測定された照射線量の結果の頻度分布²⁵⁾

TLDによる線量測定で被曝の内容を解析できるような測定をするには、積算期間を短くし時間変動がわかるようにするとともに、施設からの距離と方向を違えて配置し線量の距離変化傾向と方向分布傾向を知ることができるようにすることなどが施設の影響を正確に評価するうえでの一つの考え方である。しかし検出器の能力限界まで放置期間を短縮し素子の交換頻度を高めることは一面では積算線量計による線量測定の簡便さの利点を殺す結果ともなり、施設の運転計画、自然条件の季節変動、気象条件の変動周期なども考慮してせいぜい12回/年以内にされるべきであろう。

3.2 時間変動の測定

低レベルの環境放射線の線量測定における測定器と測定法の各研究分野で最近著しい進歩があり、とくにさきに述べた原子力委員会による軽水炉運転における被曝の線量目標値の設定に伴い、実測評価の可能性の検討などが進められているが、いわゆる線量目標値はその実現した経過からみて正確に実測によってモニタされるべきものであるかは議論があるところである。

しかし保健物理の立場からは無理なく可能な限り実測による確認をすべきものと考えられる。

現在実用的な市販のものとして日本における代表的なものを前に掲げたが、他にもいくつか研究報告があり²⁷⁻²⁹⁾、自然放射線レベルの線量測定に実際に用いられている。

自然放射線や施設放射線の、エネルギー分布、方向分布その他変動特性などは環境の線量測定を行ううえでぜひ予備知識として知っておくべきものであり、参考文献30でその概要を知ることができる。

自然放射線の目立った変動は短期的なものとしては Rn, Tn の娘核種の降雨、降雪による地上への落下 (rainout など) によるものが最も大きく、長期のものとしては積雪や地面の凍結などによるしゃへいの効果が大きい。これらの原因による変化を除けば、大気中の Rn, Tn の濃度変動に伴うものは $0.5 \mu\text{R/h}$ 以上の変動の原因となることはめったにない。一般に自然放射線の変動は施設スタックからのブルームによる γ 線に比較して変動周期が長く見た目には滑らかな曲線を描くが、ブルームの γ 線もスタックの高さ、ブルームから測定点までの距離、そのときの大気安定度など多くの要因によって自然の成分と識別し難い場合がかなりあり、スタックの高さの高い場合にとくにこの傾向が強い。

ここで測定対象別にその変動特性を知ることは環境 γ 線線量測定において重要な意味があるので、文献その他から各種線源の対象別の特徴的なパターンを示し参考に供するものとする。

1) 自然の γ 線

すでに観測例としては降雨、降雪などによるものがよく知られているが、そのいくつかを示してみる。図2に示すものは東海村において DBM 式 $3 \text{ in.} \phi \times 3 \text{ in.}$ NaI(Tl) 測定器で観測されたものである。ここに示す結果は10分測定値の平均である。時間的な変化率はいずれも降雨に伴うものの性質上、急激な変化はせずかなり滑らかな変動を示している。雨による自然放射線の変動には Rn, Tn の娘核種のなかでもとくに $^{214}\text{Bi}(\text{RaC})$ が最も大きく寄与しており、これに次ぐものは $^{214}\text{Pb}(\text{RaB})$ であるが ^{214}Bi による寄与の $1/2$ 以下に過ぎない。このため降雨成分の γ 線スペクトル分布はそのレベル変動に無関係にはば一定の γ 線スペクトル分布を示す特徴があり、施設寄与分を変動する自然成分から分離評価する場合の情報として有効に利用できる³¹⁾。

大気中の Rn 濃度の変動に伴う線量率の変化は0.数

図2 東海村で観測された降雨による照射線量率変動の例 (測定器は $3 \text{ in.} \phi \times 3 \text{ in.}$ NaI(Tl) 検出器を使った DBM 方式)

$\mu\text{R/h}$ 程度は考えられるが³²⁾、現実にはこの原因によって $0.3 \mu\text{R/h}$ 以上の変化が起こることはほとんどない。大気中の Rn 濃度は大気安定度に大きく依存し、通常地上気温の逆転に伴う上昇が最も大きく夜明け前に最大濃度となることが多い。図3は米国でアルゴン高压電離箱によって観測されたこの原因による変動の典型的な例である。

図3 2日間の原子炉休止中における温度逆転と照射線量率の相関³³⁾
気温差は地上114mの気温から地上10mの気温を差引いたものである。

なお降雨後に地面に水がたまったような場所や激しい雨のあとでは娘核の減衰後、水によるしゃへい効果が効きレベルが降雨前よりも下がることもあるが (図

図4 3測定点における ^{222}Rn の娘核種の降雨沈着による線量率変化の同時性³⁶⁾
(ピークのあとのバックグラウンド照射線量率の低下は土壌水分の増加が原因している)

4), 通常は $0.3 \mu\text{R/h}$ 以上下がることはほとんどない。

長期のバックグラウンドレベルの変動としては、通常的环境下では降雨、降雪および積雪による短期・長期の変化を除けば、その周囲の状況を変えない限り平均レベルから $\pm 10\%$ 以上変化することはまず考えられない。もしこれ以上の変化があれば、その原因を確かめることが必要である。

2) フォールアウトγ線

フォールアウトによるγ線線量率の上昇は核実験後数日以内に直接気流で運ばれ dry fallout や雨による washout によって数時間のうちに急激に起こり、気流の通過後その実効的な減衰曲線で下降するのが一般的なパターンである(図5)³³⁾。爆発直後の上昇のあとではそれほど急激な変化はなく雨雪等に伴い徐々に変動する。現在では、中国における核実験による上昇がときどき実測される以外はめったに観測されない。

3) プルームγ線

最近高感度で測定精度の高い線量測定器が一般に容易に利用できるようになり、プルームγ線の実測パターンが弁別測定の観点からよく報告書に見られるようになったが、そのいくつかの例をつぎに示してみよう。

図5 核爆発実験後の経過時間と放射線モニタの増加分の関係³³⁾
USSR; ソ連の実験, RC; 中共の実験

図6 スタック風下350mにおける ^{41}Ar プルームγ線の観測例
(測定器の時定数は100秒, 換算係数は $0.55 \mu\text{R/h per cps}$)

さきにスタックの高さ、測定点とブルームの位置関係、大気の安定度などでその変動パターンに差があることに触れたが、図6は筆者らが高さ40mのスタックから放出された ^{41}Ar (放出量3 Ci/h) のブルームからの γ 線を風下350mで観測した結果である。図中の(1)

～(4)は海陸風による風向の変化に伴う比較的短時間の上昇で、典型的なブルーム γ 線のパターンであるが、(6)は降雨によるものとの判別がむずかしい例である。一方、図7に示すものはスタックの高さ100mのBWRから風下距離約2 km 地点における、上と同様短時間

図7 BWR 周辺環境におけるブルーム γ 線の観測例 (値は3分平均値)

の観測例であるが、その変動周期に大きな違いがみられる。上に示したものはいずれも影響の継続時間が短い例であるが、季節風の吹く時期には数日間同一風向が継続する場合があります、季節の変化に伴って種々のパターンが観測される。

4. 微量施設成分の弁別測定の方法

自然放射線が変動しなければ、測定器に検出感度の高いものを使用する限り、施設成分の分離評価にとくに困難な問題はないが、さきに述べたように、自然放射線は種々の要因によって変動するため、これに重なる微量の施設寄与分を分離評価するには測定技術上、データ解析上いろいろの問題があり、単純に自然成分の平均レベル以上を積算する方法では年間5 mR 以下の照射線量を評価することはむずかしい。弁別測定技術の開発は検出限界を低めるだけでなく、毎日大量にでる γ 線モニタリングデータを自動的に処理する方法

の開発にも関連し環境 γ 線モニタリングにおける実用的な意義は大きい。ここで現在、弁別測定ないしデータの自動処理のために開発されている方法について簡単に紹介してみる。

識別のために利用できる情報あるいは識別のための方法にはいくつかあるが、その簡単な一覧表を表3に掲げた。

変動するバックグラウンドのなかから施設起因の信号を取り出すデータ解析の方法に関する一般的な議論としては Thie による原子炉の雑音解析の手法の応用があるが³⁴⁾、その最も単純な応用の一つとして Gogolak らによって、自然放射線と施設寄与放射線の変動特性の違いからそれらを標準偏差で識別する方法が実用化されている^{35,36)}。図8はかれらによるアルゴン高圧電離箱による測定結果を示したものであるが、5分平均値の1時間分データの標準偏差が0.2 $\mu\text{R/h}$ を超す場合は施設寄与分、それ以下は自然の変動成分とす

表3 自然放射線と施設寄与分の分離に利用できる情報と特徴

情報の種類	自然放射線	施設起因放射線（直接 γ 線は除く）
変動特性	<ul style="list-style-type: none"> ○降雨による変動は立上がり雨が雨の強さで種々変わるが、減衰は実効半減期（30～40分）より早くならない。 ○小周期の変動は少ない。 	<ul style="list-style-type: none"> ○風向・風速・大気安定度により複雑な変化をする。とくに小周期成分が自然のものに比し多い。 ○ブルームと測定点距離が遠くなると小周期成分がなくなり降雨成分との判別が困難になる。
エネルギースペクトル分布	<ul style="list-style-type: none"> ○降雨その他 Rn の娘核種による変動成分は RaB, RaC のγ線により、スペクトル分布はつねにはば一定である。 	<ul style="list-style-type: none"> ○放出希ガスの種類による。 ○スペクトル分布はブルームと測定点の位置関係で変化する。
方向分布（宇宙線は考えない）	<ul style="list-style-type: none"> ○少量の上方空間からの Rn の娘核種からのγ線、散乱線を除いて下方より入射する。 	<ul style="list-style-type: none"> ○地面からの散乱線を除いて上方空間から入射する。
気象要素	<ul style="list-style-type: none"> ○あまり関係なし 	<ul style="list-style-type: none"> ○測定点がスタック風下になったとき影響がでる
風速	<ul style="list-style-type: none"> ○静穏時に Rn 濃度の上昇に伴う変動がある 	<ul style="list-style-type: none"> ○風速に反比例して影響が小さくなる
大気安定度	<ul style="list-style-type: none"> ○Rn 濃度の変動に関係する 	<ul style="list-style-type: none"> あまり関係なし
降雨・降雪	<ul style="list-style-type: none"> ○Rn 娘核種の rainout による上昇がある 	
積雪	<ul style="list-style-type: none"> ○地殻成分のしゃへいによる減衰がある 	
地域変動	<ul style="list-style-type: none"> ○変動は広い地域全般に一樣に起こる 	<ul style="list-style-type: none"> ○風向に依存して鋭い方向性がある

図8 沸騰水型発電炉周辺の照射線量率と標準偏差³⁵⁾
 (地点1はスタックのENE 2.6 km, 地点2はスタックのNNE 1.3 km)

ることで比較的精度の良い分離が実現できている。しかしこの方法では2つの成分が重なった場合に分離できないことと、変動の仕方によって判別を誤る場合があるので敷地条件によりこの点を検討しておく必要がある。なお、このような方法によれば降雨の寄与の大きさが変わるが、大体2週間のブルーム照射線量が0～50 μR で $\pm 10 \mu\text{R}$, それ以上では $\pm 10\%$ の正確さ

(accuracy) で測定ができると述べている³⁶⁾。

エネルギースペクトル分布の違いを情報とする分離の方法として筆者らは DBM 式の NaI (TI) 測定器を用いて線量情報とパルス波高選別により自然変動成分から分離評価する方法を開発している^{31), 37)}。図9はこの原理による自動分離計算プログラムの系統図で、これによって分離した結果の一部を図10に示した。測定対象は ^{41}Ar のブルーム γ 線であるが、高精度の分離ができている。この方法で年間 1 mR 以下が自動的に分離評価できることは確認されているが、さらに下方からの自然起因の γ 線を除く特殊しゃへいを検出器につけることによってバックグラウンドレベルを $1/2$ 以下にすることができ、図11に示すようにさらに分離の精度が改善できる³⁸⁾。エネ

ルギー情報を利用する方法は、施設起因 γ 線の最大エネルギーが ^{214}Bi (RaC) の 1.76 MeV を超えない場合には変動原因の識別と、重複した場合の分離も可能であるが、1.76 MeV を超す場合は変動原因の識別には使えるが重複したものの分離には使えない。このような場合にはしゃへい方式は重複による自然成分の混入を最小限におさえるという点で、高エネルギーの γ

図9 施設寄与・自然成分の分離計算プログラム

線を出す ^{87}Kr , ^{88}Kr , ^{138}Xe を放出する可能性のある原子力発電所の環境 γ 線モニタにも有効な方法である。

5. 線量測定結果と計算による予測値との比較

実際の環境 γ 線モニタリングでは、放出源情報から計算した結果が実測した積算照射量と比較して妥当なものであるかどうか計算による予測の精度を知るうえで重要なことである。計算による予測のための環境の γ 線被曝モデルとして日本では英国気象局方式とよばれている、放射性物質の大気中の濃度分布をガウス分布で表した式を基本として照射線量率の計算が行われる場合が多い³⁹⁾。この方式によれば、風速、日射（夜間では雲量、日本では夜間放射収支量）から安定

図10 研究炉周辺における照射線量率と解析結果の一部（希ガスの核種は ^{41}Ar ）

(1)は全照射線量率、(2)は自然成分の照射線量率（レベルはずらしてある）、(3)は分離されたブルーム γ 線成分、(1)', (2)', (3)' はそれぞれ (1), (2), (3) の変動成分の頻度分布解析の結果を示している。

度分類表と濃度の標準偏差のグラフを使って比較的簡単に濃度分布のパラメータが決められるため、スタックからの放出源情報さえ得られれば線量分布の計算が可能である。しかし、放出核種と放出量の測定精度や、スタックからの慣性および熱的浮力による吹き上げ効果の組み入れ、濃度分布モデルの一般環境への適用の精度など各ステップを検討していくといろいろな個所で誤差の要因が浮んでくる。このような観点から計算による結果と実測の結果の比較は重要であり、米

国においては以前より、前記高圧電離箱による測定結果あるいは TLD による測定結果を計算による結果と付き合わせて、計算による予測精度の検討がされている^{40~43)}。BWR 周辺環境で TLD を使って測定された結果を比較した Martin⁴²⁾ によるものを 1 例として図 12 に示すが、この例では比較的よい一致を示しているように見える。しかし、Broadway ら⁴³⁾ による報告では測定地点でかなりの違いがみられており、計算モデルの内容をみなければ、計算結果と実測結果が合うと

図11 放射性雲からの照射線量寄与と自然放射線寄与を分離測定する2方式の比較
(1): 鉛しゃへいをもたない2チャンネル方式による分離測定例, (2): 鉛しゃへいを並用した2チャンネル方式による分離測定例。点線は自然放射線のレベルを示している。

図12 Humboldt Bay BWR の周辺環境において実測された照射線量と計算によるものの比較⁽¹²⁾

か合わないという一般的な結論は簡単には出せない。参考文献に掲げたいずれにおいても BWR からの放射性希ガスの放出が多く、測定が容易に行える条件のもとで得られたもので、やっと実測できる程度の少量の放射性希ガスしか放出されていないわが国では、ごく原子炉に近い範囲を除いて精度の良い比較は困難であろう。このためにも平常運転時の精度の良いモニタリングデータの蓄積は重要な意味がある。

6. あとがき

以上施設内外の線量測定において主として環境γ線線量(率)の連続測定における変動要因の識別と判定に役立つような種々の線源による線量率パターンを示すとともに、それぞれの特徴を述べた。さらにさまざまな情報を利用して自然変動成分と施設寄与分を分離する方法について記した。

施設周辺における環境モニタリングのなかでの線量測定の意味は、その目的によって幅広い違いがあり、単なる異常の検出を目的とするものから、正確な積算線量評価を目指すものまでにわたり、これによって使用する検出器、測定法、配置、データの記録と処理法などに非常に大きな差がでる。ここではできるだけ正確に、しかも可能ならば施設寄与分のみの分離評価もおこなうという立場で述べてきたが、これを実行するには使用する測定器の特質・特性を知り、線量評価で考慮すべき問題点、補正項目などについて十分検討を行っておく必要がある。これらが長い期間にわたる線量測定結果の蓄積を行い、系統性を維持していくうえで無視することができないことを強調したい。

文 献

- 1) W.M. Lowder, P.D. Raft and C.V. Gogolak: HASL-271 (February 1973)
- 2) B. Kahn, et al.: IAEA-SM-146/26, pp. 535 ~48 (1971), IAEA
- 3) W.M. Lowder and C.V. Gogolak: *IEEE Trans. Nucl. Sci.*, NS-21, (1) 423~29 (1974)
- 4) 内田秀雄, 他: 日本原子力学会誌, 14, (9) 487 ~507 (1972)
- 5) 山本 寛: 日本原子力学会誌, 15, (4) 211~19 (1973)
- 6) 桂山幸典, 辻本忠 編集: 放射性希ガスに関するシンポジウム, 昭和49年2月8日, 京都大学原子炉実験所
- 7) 加藤和明: 日本原子力学会誌, 18, (8) 492~97 (1976)
- 8) 阿部史朗: NIRS-M-7, 14~19 (January 1975), 放射線医学総会研究所
- 9) たとえば, 特集 環境放射線量測定の実際, 原子力工業, 20, (5) 9~34 (May 1974), 日刊工業新聞社
- 10) 岡野真治: 環境放射線測定の基礎その1~その9, 原子力工業, 21, (1) 65~69 (1975); 21

- (2) 75~79 (1975); **21**, (3) 65~69 (1975); **21**, (4) 65~69 (1975); **21**, (5) 65~69 (1975); **21**, (6) 65~69 (1975); **21**, (7) 51~56 (1975); **21**, (8) 65~69 (1975); **21**, (9) 50~55 (1975), 日刊工業新聞社
- 11) 森内 茂: 電気学会, 原子力研究会資料, NE-76-3, (1976年5月10日)
- 12) J.A. DeCampo, H.L. Beck and P.D. Raft: HASL-260 (December 1972)
- 13) V.F. Hess and R.P. Vancour: *Phys. Rev.*, **76**, (8) 1205~08 (1949)
- 14) A. Shambon, W.M. Lowder and W.J. Condon: HASL-108 (February 1963)
- 15) M.H. Shamos and A.R. Liboff: *Rev. Sci. Instr.*, **39**, (2) 223~29 (February 1968)
- 16) 岡野真治: 理化学研究所報告, **37**, 355~65 (1961)
- 17) 森内 茂: JAERI-M 5374 (1973年8月)
- 18) 石原豊秀, 他: JAERI 1079 (July 1965)
- 19) G. de P. Burke: HASL-252 (1972)
- 20) B. Burgkhardt, E. Piesch and M. Winter: USAEC CONF 730907-P1, 382~87 (1974)
- 21) G. de P. Burke: *IEEE Trans.*, **NS-21**, (1) 444~50 (February 1974)
- 22) R.M. Hall, Jr., D.I. Ross: *ibid.*, 451~55
- 23) G. de P. Burke: HASL-289 (1975)
- 24) T.F. Gesell, G. de P. Burke and K. Becker: *Health Phys.*, **30**, 125-33 (1976)
- 25) G. de P. Burke, T.F. Gesell and K. Becker: Second International Intercomparison of Environmental Dosimeters under Field and Laboratory Conditions, Paper presented at the Health Physics Society Tenth Midyear Topical Symposium on "Natural Radioactivity in Man's Environment", Saratoga Springs, New York, October, 11~13 (1976)
- 26) 伊賀和夫, 他: 日本原子力学会誌, **18**, (1) 35~41 (1976)
- 27) J.D. Chester, R.L. Chase and S. Wood: BNL 16922 (1972)
- 28) W. Kolb and U. Lauterbach: Rapid Methods for Measuring Radioactivity in the Environment, 565~72, Vienna, IAEA
- 29) A.C. Lucas and B.M. Shoffner: *IEEE Trans. Nucl. Sci.*, **NS-23**, (1) 699~703 (1976)
- 30) H.L. Beck: The Physics of Environmental Gamma Radiation Fields, The Natural Radiation Environment II (J.A.S. Adams, et al.), CONF-720805-P1, 101-33 (1973)
- 31) S. Moriuchi, K. Imai and I. Miyanaga: USAEC CONF 730907-P1, 382~87 (1974)
- 32) H.L. Beck: *J. Geophys. Res.*, **79**, 2215 (1974)
- 33) 岡野真治: 原子力工業, **19**, (3) 41~45 (1973)
- 34) J.A. Thie: *Nuclear Safety*, **14**, (2) 105~10 (1973)
- 35) C.V. Gogolak and K.M. Miller: *Health Phys.*, **27**, 132~34 (July 1974)
- 36) K.M. Miller, C.V. Gogolak and P.D. Raft: HASL-290 (February 1975)
- 37) 森内 茂: 原子力工業, **20**, (5) 19~23 (1974)
- 38) 森内 茂, 小林秀雄: 保健物理と安全管理・No. 17 (1974年度), JAERI-M6224, 182~84 (1975年9月)
- 39) 今井和彦: 保健物理, **8**, 3~12 (1973)
- 40) C.V. Gogolak: HASL-277 (September 1973)
- 41) W.M. Lowder and C.V. Gogolak: *IEEE Trans. Nucl. Sci.*, **NS-21**, (1) 423~29 (February 1974)
- 42) J.A. Martin, Jr.: *Trans. Amer. Nucl. Soc.*, **18**, 43~44 (June 1974)
- 43) J.A. Broadway, et al.: USAEC Report CONF-741018, 405~10 (1974)