

放射性核種濃度から空間線量率への変換：
EPA モデル、および、放射性崩壊に伴う予測式による空間線量率の考察

岩見億丈^a、笹井康則^a、永田文夫^b

^a 岩手県宮古市 ^b 岩手県盛岡市

Converting radionuclide concentrations to ambient dose equivalent rates:
proposal of EPA model and prediction of dose rates by the physical decay.

Okujou IWAMI, Ph.D.^a, Yasunori SASAI^a and Fumio NAGATA^b

^a Miyako Japan, ^b Morioka Japan

Abstract Coefficients for converting the concentration of the radioactive cesium into the ambient dose equivalent rate are calculated with the model which was published by the U.S. Environmental Protection Agency. The result of applying the 1cm-depth equally distributed model is compatible with the finding that the concentration(Bq/m²) of the radioactive cesium in soil is estimated by multiplying the ambient dose equivalent rate($\mu\text{Sv/h}$) and the coefficient of $276008(\text{Bq} / \mu\text{Sv h}^{-1} \text{m}^2)$ in the summer of 2011, which was reported by Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology in Japan. The physical decay of the radionuclides in fallouts and their redistribution into soil can account for the actual measurement of ambient dose equivalent rates, considering the effect of weather conditions. With the data of simulations, we proposed the hypothesis that fallen radionuclides move into soil of the fixed depth within 20 days and stay there after.

This article is published with open access at “Reprocessing of nuclear fuel, Iwate environment & Radioactive waste”. <http://sanriku.my.coocan.jp> 20 March 2014

はじめに

環境中の放射性物質濃度と空間線量率の関係を簡便に求める方法は、福島第一原発事故後、国民的必要である。アメリカの Environmental Protection Agency (EPA、米環境保護局) は空気、水、土壌に存在する放射性核種からの外部被曝量を決定するためのモデルと変換係数を 1993 年に発表した[1]。空間線量率が自然放射線と放射性物質からの γ 線によって決定される状況下で、放射性物質濃度と空間線量率の関係式を求めるために、EPA レポートの係数から利用しやすい変換係数を算出した。また、放射性崩壊(壊変)による放射能減少に伴い、空間線量率がどのように経過するのかということを議論することが、放射性

物質の挙動を考察する上で有用であることを提示し、地表に飛来した放射性物質が土壌に浸透する経過を検討した。

EPA モデル

EPA によれば、地表に分布する放射性核種への暴露に起因する実効線量当量率係数、および、地表下 1cm、5cm、15cm、無限大までに均等分布する放射性核種への暴露に起因する実効線量当量率係数は表 1 のように報告されている[1]。なお、このモデルでは放射性物質の水平方向無限大分布が仮定されているが、空気による放射線の減衰のため、被曝地点の周囲半径 100m 前後までに分布する放射性物質による実効線量当量率に相当する。

実効線量当量を空気カーマに変換するために、同報告中の table II の 0.5MeV における係数比 0.77 で表 1 の係数を除し、さらに、空気カーマを 1cm 線量当量に変換するために、セシウム 134、137、および、Ba137m の空気衝突カーマ率定数と 1cm 線量当量定数の比、1.20 を乗ずる [2]。セシウム 137 とバリウム 137m は原子炉からの放出後、短時間内に過度平衡の状態になり、セシウム 137 の実効係数は、娘核種の Ba137m の係数に壊変割合の 0.946 を乗じた数値とセシウム 137 固有の係数を加算したものになる。地下に均等分布する場合の係数は、土の密度単位 1600kg/m³ で除し重量の単位に変更する。以上の変換により、表 2 の換算係数が得られ、これは地上 1m での空間線量率を与える[1]。

表 1 放射性セシウムと娘核種の実効線量当量率係数 (EPA1993)

分布範囲	単位	Cs134	Cs137	Ba137m
表面に分布	Sv/Bq s m ⁻²	1.52E-15	2.85E-19	5.86E-16
地下 1cm までに均等分布	Sv/Bq s m ⁻³	9.78E-18	1.34E-21	3.76E-18
地下 5cm までに均等分布	Sv/Bq s m ⁻³	2.83E-17	3.07E-21	1.09E-17
地下 15cm までに均等分布	Sv/Bq s m ⁻³	4.47E-17	3.94E-21	1.71E-17
地下無限大に均等分布	Sv/Bq s m ⁻³	5.07E-17	4.02E-21	1.93E-17

ただし、土の密度は 1600kg/m³ とする。

表 2 地表および地下に分布する放射性セシウムの 1cm 線量当量率係数

分布範囲	単位	Cs134	Cs137
表面に分布	μSv/MBq h m ⁻²	8.53	3.11
地下 1cm までに均等分布	μSv/MBq h kg ⁻¹	87.8	31.9
地下 5cm までに均等分布	μSv/MBq h kg ⁻¹	254	92.6
地下 15cm までに均等分布	μSv/MBq h kg ⁻¹	401	145
地下無限大に均等分布	μSv/MBq h kg ⁻¹	455	164

表 2 から求められる空間線量率が、報告されている放射性セシウム放射エネルギーと空間線量率の関係を支持説明しているか、以下検討する。文科省は 2011 年 6 月 6 日から 7 月 8 日

まで、福島第一原発から 100km 圏内の土壤中放射性セシウム濃度と空間線量率を測定し、放射線線量等マップを発表した[3]。その際、土壤中の放射性総セシウム濃度（Cs134 と Cs137 の合計で単位 Bq/m²）と、空間線量率（μSv/h）との間に、セシウム濃度 = 276008 × 空間線量率の関係があることを見いだした。つまり、1μSv/h がセシウム濃度 276008 Bq/m²に相当する。採取した土壌は深さ 5cm までのものである。一方、2011 年 12 月以後に行われた調査によると、地表に舞い降りた放射性セシウムは、地表から地下に向かって指数関数的に減衰して分布することが確認されている[4]。また、原発事故数ヶ月以内では、土壤中放射性セシウムの多くが 5mm までの深さに存在したとも報告されている[5]。そこで、EPA の地下 1cm まで均等にセシウムが分布するモデルを使って、セシウムに由来する空間線量率の上昇を評価する。

土の比重は EPA モデルに従って 1600kg/m³ とすると、276008Bq/m² の濃度のセシウムが 1cm の深さまで分布しているときには、 $276008 \div 16 = 17.25 \text{ KBq/kg}$ である。原子力災害対策本部によれば、福島原発から放出されたセシウム 134 とセシウム 137 のベクレル比は 175.3 : 153 であるので [6]、これをセシウムの半減期で補正して、2011 年 6 月 20 日時点のベクレル比に改めると、Cs134 : Cs137 = 160 : 152 である。したがって、総セシウム濃度 17.25 KBq/kg は、Cs134 が 8856Bq/kg、Cs137 が 8394 Bq/kg に相当する。表 2 の係数を乗じて合計すると、

$$87.8 \times 8856 \times 10^{-6} + 31.9 \times 8394 \times 10^{-6} = 1.046 \mu\text{Sv/h}$$

となり、5%以内の差で文科省の関係式と一致している。このことは、EPA モデルの妥当性と、セシウムの地表および地下での分布が文科省調査時、土中深さ 1cm までの均等分布と同等であったことを示している。

International Atomic Energy Agency (IAEA)も、上記の EPA モデルを使って緊急時の被曝量を算出している。なお、IAEA レポートの「Cs137+Ba137m」変換係数には、娘核種の Ba137m の壊変割合の 0.946 が乗じられていないようである[7]。EPA レポートには、空気や水に放射性物質が分布するときの実効線量当量率係数も算出され表にまとめられており、日本国内での活用が現在以上にされるべきであろう。

放射性物質の分布が変化しない場合の放射性崩壊に伴う空間線量率予測

ICRP は空間線量率の測定には、周辺線量当量率を用いており、1cm 線量当量に基づく計測値が、サーベイメーターが示すものである。地表、大地、または建物等の固定した場所に放射性セシウムが存在し、移動しないときのモデルを考える。1cm 線量当量率定数はアイソトープ手帳による数値である[2]。

W_{ij} : 特定の場所 i の、特定の時間 j の空間線量率 (μSv/h)

N_i : 場所 i における自然放射線の空間線量率 (μSv/h)

X_{ij} : 場所 i 時間 j で測定される環境中セシウム 137 からの光子エネルギーを全方向で積分した量が ICRP の直径 30cm 人体等価ファントムに与える効果と等しい、ファント

ムに平行に一様入射する光子エネルギーを發するセシウム 137 の濃度値 (MBq/ m²)

Y_{ij} : 環境中セシウム 134 の X_{ij} に相当する濃度値 (MBq/ m²)

X_{i0} : 場所 i に飛来したセシウム 137 が基準時間 0 に示した X_{ij}

Y_{i0} : 場所 i に飛来したセシウム 134 の基準時間 0 に示した Y_{ij}

R_{xj} : 時間 j におけるセシウム 137 の崩壊による減衰率比 (基準時間 0 を 1 とする)

R_{yj} : 時間 j におけるセシウム 134 の崩壊による減衰率比 (基準時間 0 を 1 とする)

0.0927 : Cs137 の 1cm 線量当量率定数 (μSv·m²·MBq⁻¹·h⁻¹) [Ba137m を含む]

0.249 : Cs134 の 1cm 線量当量率定数 (μSv·m²·MBq⁻¹·h⁻¹)

放射性セシウムの分布に変化がない場合には、基準時間 0 以後について、

$$X_{ij} = X_{i0} \times R_{xj} \quad Y_{ij} = Y_{i0} \times R_{yj}$$

セシウム 137、134 は環境中の分布状態が同一で、空気等による放射線減衰率が近似している。よって、X_{i0} と Y_{i0} との比は、原発事故直後を基準時間 0 とするならば、原発事故により放出されたセシウム量の比で近似することができる。また、場所 i において任意の時間に実測したセシウム 137、134 の濃度値の比が得られているならば、任意の時間を基準時間 0 とし、その濃度比で X_{i0} と Y_{i0} の比を近似することもできる。

X_{i0} : Y_{i0} ≐ 1 : F の時、空間線量率が放射性セシウムと自然放射線によってほぼ決定する状況下での W_{ij} は、近似的に次の式 A で与えられる。

$$\begin{aligned} W_{ij} &= 0.0927X_{ij} + 0.249Y_{ij} + N_i \\ &= X_{i0} \times (0.0927R_{xj} + 0.249FR_{yj}) + N_i \quad (\text{式 A}) \end{aligned}$$

N_i の値と、ある時期の X_{i0} 値を決定できれば、それ以後の W_{ij} 値を式 A により予測できる。もし、予測値より高値の空間線量率が測定されたならば、新たに放射性物質が測定地点に飛来したことを意味する。また、W_{ij} を予測するのではなく、時間 j における X_{i0} の経過をみることによっても、新たに放射性物質が飛来したか検討することができる。

式 A は、EPA モデルと異なり、放射性物質濃度の絶対量と空間線量率の関係を導くことはできない。しかし、時間経過に伴う空間線量率の変化の予測を示すことができ、放射性物質の分布に特別な形状 (地表下 1cm に均等分布するなど) を仮定する必要はなく、測定地点の位置は地上 1m に限らず固定した場所ならどこでもよい。また、1cm 線量当量率定数以外に、空気衝突カーマ率定数や実効線量率定数を用いて、X_{ij} の概念を変更して式を作成してもよい。

式 A の有用性と限界を、岩手県滝沢市にある日本アイソトープ協会ラジオメディカルセンター (RMC) で測定された空間線量率を用いて検討する。RMC は全国の医療用機関から発生する放射性廃棄物を回収し焼却処理をしている。RMC モニタリングポストは、排気筒から東へ約 150m、地上 4.3m 高にあり、舗装道路に面して建築され、空間線量率 (1cm 線量当量率) を連続測定している。背後は芝地と林、道路の向こうは林である。福島原発事

故による急上昇以外、操業開始以後26年間に施設の焼却処理による空間線量率の変動は観測していない。2011年3月11日以後の空間線量率を表1に示す [8]。

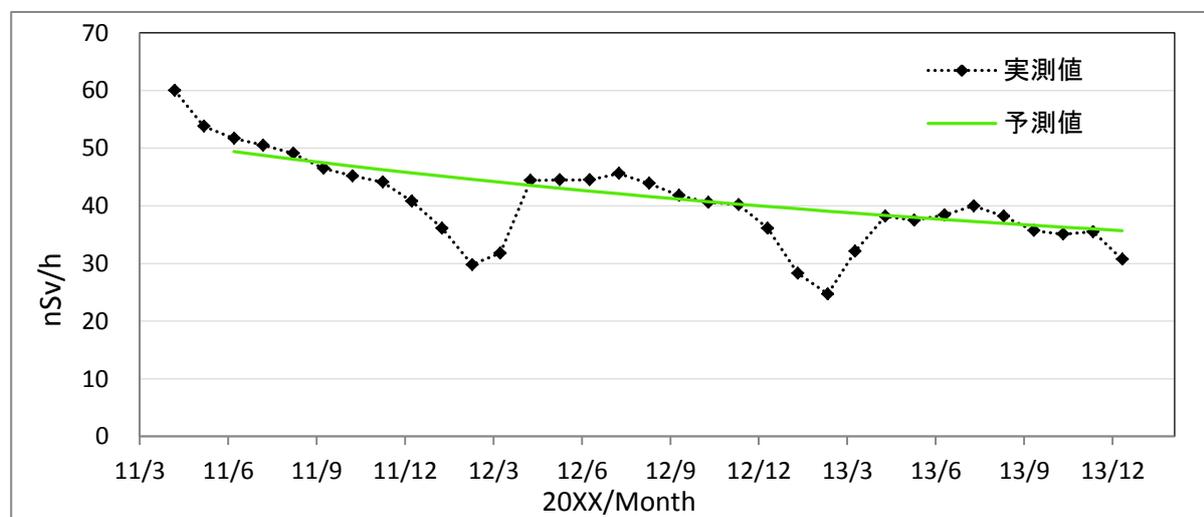
月日時間	nSv/h	月日時間	nSv/h	月日	nSv/h
2011/3/11 0:00	18.5	2011/3/28 0:00	81.1	2012/8/15	43.9
2011/3/13 0:00	18.8	2011/3/29 0:00	78.6	2012/9/15	41.8
2011/3/13 7:00	279	2011/3/30 0:00	76.5	2012/10/15	40.6
2011/3/13 12:00	147	2011/4/15	60.0	2012/11/15	40.2
2011/3/14 0:00	129	2011/5/15	53.8	2012/12/15	36.1
2011/3/15 0:00	106	2011/6/15	51.7	2013/1/15	28.3
2011/3/16 0:00	92.3	2011/7/15	50.5	2013/2/15	24.7
2011/3/17 0:00	74.6	2011/8/15	49.1	2013/3/15	32.1
2011/3/18 0:00	61.8	2011/9/15	46.5	2013/4/15	38.2
2011/3/19 0:00	53.4	2011/10/15	45.2	2013/5/15	37.5
2011/3/20 0:00	48.7	2011/11/15	44.1	2013/6/15	38.4
2011/3/20 12:00	45.5	2011/12/15	40.8	2013/7/15	40.0
2011/3/21 0:00	140	2012/1/15	36.1	2013/8/15	38.2
2011/3/22 0:00	124	2012/2/15	29.8	2013/9/15	35.7
2011/3/23 0:00	115	2012/3/15	31.8	2013/10/15	35.1
2011/3/24 0:00	106	2012/4/15	44.4	2013/11/15	35.5
2011/3/25 0:00	95.5	2012/5/15	44.5	2013/12/15	30.7
2011/3/26 0:00	92.1	2012/6/15	44.5		
2011/3/27 0:00	83.7	2012/7/15	45.6		

表1 滝沢市RMCで測定された空間線量率

3月中のデータには観測時間も示している。4月以後の線量率は月の平均値である。

地質学会によるRMC周辺の地質的自然放射線量は5.81~17.8nGy/hであり、これに1.2を乗じて空間線量率に変換すると6.97~21.4nSv/hである[9,10]。降雨や降雪の影響がない、過去の晴天時空間線量率の最低値はRMCで18.1nSv/hであり、18 nSv/hをRMC測定点における自然放射線量とする。RMCでは3月13日早朝と20日深夜に線量率が上昇し、放射性プルームが到達している。事故直後には、テルル132、テルル129m、ヨウ素131、ヨウ素133、セシウム136などが福島県および周辺の地区で多量に検出されている[11,12,13]。これらの半減期が短い放射性物質の崩壊による減衰が十分生じた後の2011年8月と9月の空間線量率から X_{i0} 値を求め、その平均値で空間線量率を推定したグラフを図1の予測値に示す。

図1 セシウム壊変に伴う2011年8月以後の空間線量率予測値と実測値



N_i 値18nSv/h、基準時間2011年3月17日、 $X_{i0} : Y_{i0} \cong 1 : 1.15$ 、 X_{i0} 値88.3 KBq/ m²で予測。

線量率実測値が12月から3月まで低下するのは積雪のためである。また、滝沢では一年間で降雨量が最大である月は7月と8月であり、この2ヶ月は降雨によるラドンの影響で線量率が一時的に上昇する。これらの要因による線量率の変化を考慮すると予測値と実測値が近似し、予測値通りに実測線量率が減少しており、RMCには2011年8月以降目立つフォールアウトがなかったこと、および、地下での放射性セシウムの垂直分布変化と樹木等による放射性セシウムの環境中分布変化とが総体としてほとんどなかったことが示されている。

次に原発事故直後の空間線量率が、式Aと同様な式で予測できるか検討する。筑波の高エネルギー加速器研究機構と国立環境研究所は、2011年3月15日以後、空間線量と大気中の放射性核種を測定し結果を公開してきた[12]。筑波では放射性核種の構成比は日々変化しており、滝沢RMCに飛来した放射性核種の割合も同様に構成の変化があったと考えられる。以下では、測定方法が論文で明記されており測定値の信頼性が高いと考えられる、高エネルギー加速器研究機構のデータによる放射性核種の大気中濃度を用いて滝沢RMCでの予測式を作ることとする[11]。筑波で測定された放射性核種の大気中濃度 ($10^{-6}\text{Bq}/\text{cm}^3$) を、 $10^{-6}\text{Bq}/\text{cm}^3$ 以上の核種について示すと以下である。

3月15日 I131 ; 32 Te132 ; 23 Cs134 ; 4.0 Cs137 ; 3.8 Te129m ; 3.8 I133 ; 2.9
3月20日～22日 I131 ; 23 Te132 ; 4.6 Cs134 ; 7.3 Cs137 ; 7.0 Te129m ; 3.2

滝沢RMCにおける3月13日以後の空間線量率は、上記に列記した放射性核種と自然放射線により決定されると仮定する。飛来した放射性核種の濃度を決定した時間を基準時間0としてモデルを作ると以下となる。

W_{ij} 、 N_i 、 X_{ij} 、 Y_{ij} 、 X_{i0} 、 Y_{i0} 、 R_{xj} 、 R_{yj} については式 A と同様である。

T_{132ij} : テルル 132 の X_{ij} に相当する濃度値 (MBq/m^2)

T_{129ij} : テルル 129m の X_{ij} に相当する濃度値 (MBq/m^2)

I_{131ij} : ヨウ素 131 の X_{ij} に相当する濃度値 (MBq/m^2)

I_{133ij} : ヨウ素 133 の X_{ij} に相当する濃度値 (MBq/m^2)

T_{132i0} 、 T_{129i0} 、 I_{131i0} 、 I_{133i0} : 場所 i における X_{i0} に相当する T_{132ij} 等の値

R_{t132j} 、 R_{t129j} 、 R_{i131j} 、 R_{i133j} : 基準時間 0 を 1 としたときの時間 j のテルル 132、テルル 129m、ヨウ素 131、ヨウ素 133 の崩壊による減衰率比

0.394 : テルル 132 の 1cm 線量当量率定数 ($\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$) [ヨウ素 132 を含む]

0.0119 : テルル 129m の 1cm 線量当量率定数 ($\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)

0.0651 : ヨウ素 131 の 1cm 線量当量率定数 ($\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)

0.0997 : ヨウ素 133 の 1cm 線量当量率定数 ($\mu\text{Sv}\cdot\text{m}^2\cdot\text{MBq}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)

[1cm 線量当量率定数は 30keV 以上の光子に対する数値]

$$W_{ij} = 0.0927X_{ij} + 0.249Y_{ij} + 0.394T_{132ij} + 0.0119T_{129ij} + 0.651I_{131ij} + 0.0997I_{133ij} + 0.018$$

福島第一原発 1 号機は 3 月 12 日水素爆発しており、この 1 号機から放出される放射性物質が、RMC に 2011 年 3 月 13 日飛来したと考えられる。この日、RMC での空間線量率は、早朝に急峻な上昇と下降があり、午前 12 時以後は比較的なだらかな下降曲線に移行している。この急峻な上昇下降は、大気中、および、地表上の放射能による線量率変化と考えられる。近傍の盛岡地方気象台では 3 月 13 日、降雪降雨を認めていないので、放射性物質は乾性沈着したと考えられる。RMC で最大空間線量率を示した 3 月 13 日午前 7 時を基準時間とし、この時点に飛来した放射性核種の割合として、筑波で 3 月 15 日観測した放射性核種の割合を用いる。3 月 14 日午前 0 時には、大気中の放射性物質が、すべて地表に降下するか、他の地域に移動したと仮定し、2011 年 3 月 14 日午前 0 時の空間線量率から計算される X_{i0} を X_{i13} と命名し、 X_{i13} で以後の空間線量率を予測する。3 月 20 日深夜に新たに放射性物質が飛来しているが、盛岡地方気象台では 3 月 20 日夕方より少量の降雨を認め、この放射性物質は湿性沈着したと考えられる。この日は、3 月 13 日と異なり、線量率の急峻な下降は認めていない。飛来が終了した第 2 陣の放射性核種の割合に、3 月 21 日午前 0 時を基準時間として、筑波で 3 月 20 日から 22 日に計測された放射性核種の割合を用いる。 X_{i13} で予測した空間線量と実測値の差から、第 2 陣の X_{i0} を求め、これを X_{i20} と命名する。なお、 10^{-6}Bq/cm^3 未満の放射性核種は考慮しないことにする。空気や土壌による線減衰係数は γ 線のエネルギーに依存するが無視できる誤差範囲として、線減衰率は同値であり、6 つの核種の地表近傍での分布状態が同一であると仮定すると、 W_{ij} は X_{i0} と放射性核種の減衰率比の関数になる。 X_{i13} と X_{i20} の 2 個の X_{i0} と自然線量率から予測した空間線量率は図 2 のように経過する。予測値の減衰は放射性崩壊に伴うものだけであり、3 月 14 日から 20 日までの間、予測値と実測値との差は、飛来した放射性物質の分布変化による線量率の減少と考えられる。

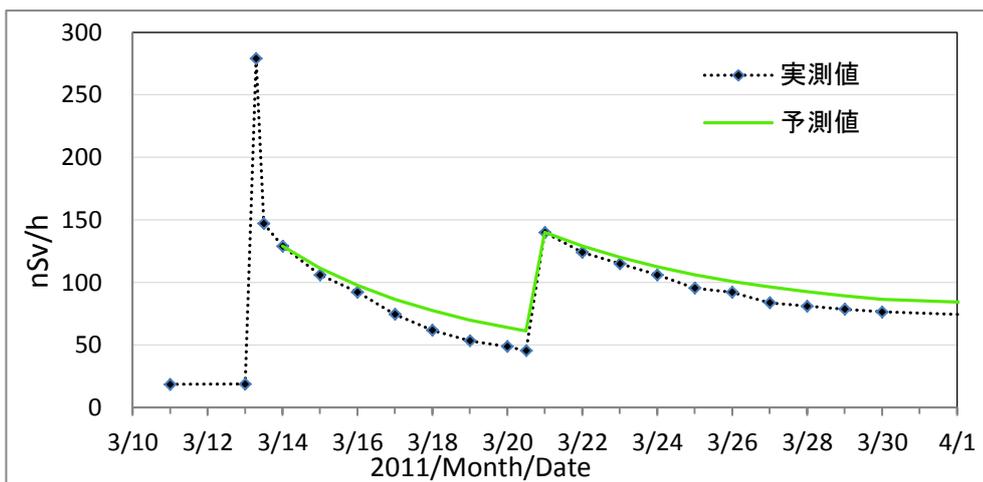


図 2 6 つの放射性核種で、2011 年 3 月 14 日と 21 日の空間線量率から求めた X_{i0} により予測した空間線量率

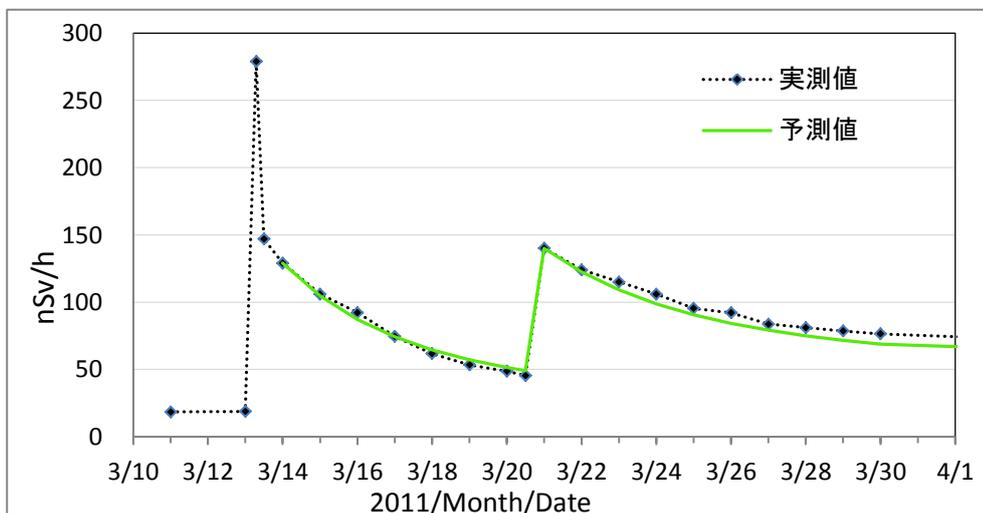
そこで、すべての放射性核種に同一の分布変化を仮定し、放射性物質の分布変化に伴う空間線量率の減少を考えてみる。放射性セシウムの地下への濃度分布は地表から指数関数的に減少していくが、その分布と同等の空間線量率を与える地下 R_{cm} までの均等分布を考える。地表に分布している放射性物質が地下 R_{cm} までの均等分布に変化する速度が指数関数

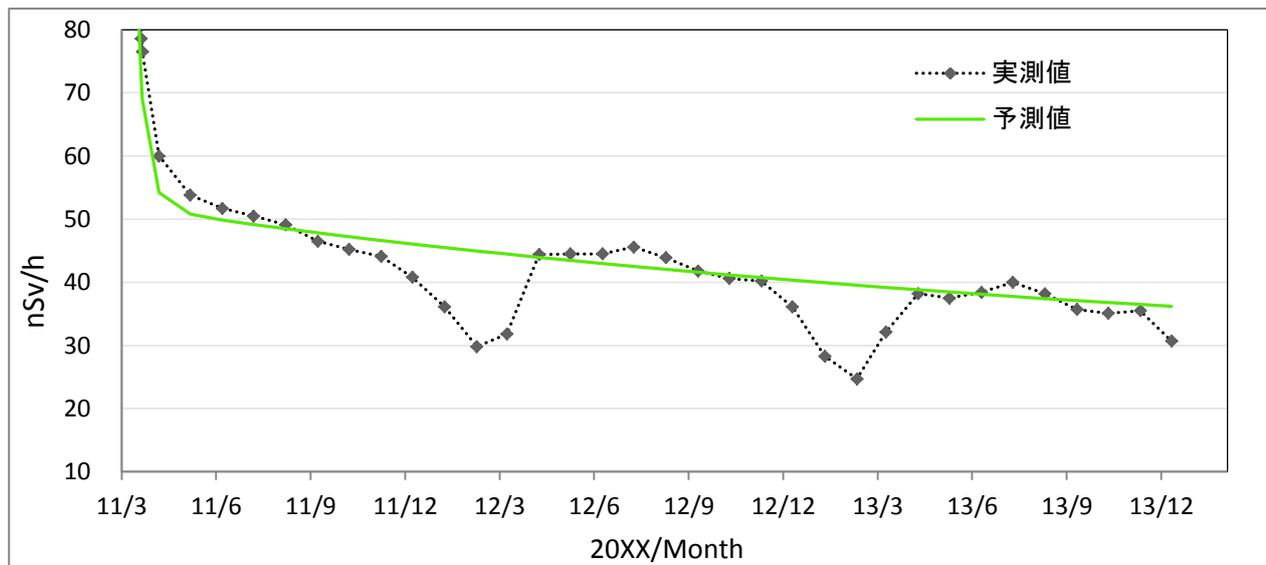
的に生じると仮定し、減衰の半減期を T (時定数の代わりに半減期を使う)、分布が固定したときの線量率の減少割合を r とすると、次の式で分布変化に伴う減少率 M を考えることができる。

$$M = r + (1-r) \times (0.5)^{t/T}$$

表 2 の係数から、地表に分布していたセシウムが地下 1cm、5cm、15cm に均等分布した場合の係数の地表分布に対する割合を算出すると、順に、0.64、0.37、0.19 である。たとえば、地表に飛来した放射性セシウムが地下 1cm の均等分布に変化すると、空間線量率に与える効果は 0.64 倍になる。EPA モデルの妥当性を評価したフォールアウト 3 ヶ月後の検討から、一般的な土では地表に飛来した放射性セシウムは、地下 1cm に均等分布していることと同等と考えてよかった。RMC モニタリングポストは舗装道路、芝地、および、林で囲まれている。芝地では地下への移動は小さく、道路では水平移動による減少が大きく、林では地下への降下度が大きいと考えられる。しかし、この地理的状況は文部科学省による放射線量等分布マップ作成時の一般的状況と推定される。そこで、 R の値としては 1cm、 r の値として 0.64 を採用し、 X_{i13} と X_{i20} の値に、放射性崩壊による減衰比と M を乗じ、実測された空間線量率が近似できる T を検討すると、3 日前後の値が最も適切であることがわかる。図 3 に T 値を 3 日とした場合の予測経過を示す。3 月 19 日までの線量率の低下がよく近似されている。また、RMC から南 20km に位置する岩手県環境保健センターで測定された降下物中放射性セシウムとヨウ素は 5 月 8 日まで少量、断続的に計測されており [14]、滝沢にも同様に少量のフォールアウトがあったと考えてよく、3 月 22 日以後の予測値と実測値の差が説明できている。さらに、図 1 と同様に 2011 年夏からの線量率の経過も説明できている。以上から、RMC モニタリングポスト周辺では飛来した放射性物質は半減期 3 日前後で地下 1cm 均等分布と同等の空間線量率を与える分布状態に移行したことが推定される。

図 3 6 つの放射性核種の崩壊と放射性核種の地下への分布移動モデルによる空間線量率の予測 (2011 年 3 月 14 日と 21 日の空間線量率から求めた X_{i0} で予測)





駒村らは水田や畑でのセシウム 137 の滞留半減時間の平均値が約 15 から 18 年であったと報告しているが、これは急性期を過ぎた分布変化の半減時間が 28 年から 47 年であることを意味している [15]。耕作や収穫が行われない地面での滞留半減時間はさらに長く、放射性セシウムの地下における分布状態は 10 年前後の時間経過中に変化しないと考えられる。セシウム以外の放射性物質の分布変化をセシウムと同様とみなすことに、どれだけの誤差が生ずるかなどの課題はあるが、耕地でない安定した地表に飛来した、放射性セシウムを主体とする放射性物質の分布変化は、20 日以内にほぼ終了し以後不変であることが、以上の考察から推定される。滝沢で 2011 年 3 月 13 日のフォールアウトに含まれた放射性核種の割合を、筑波で 3 月 15 日に測定された放射性核種の割合で代用したことには若干問題点もあるが、原発事故直後の空間線量率の変化も、放射性崩壊による放射能の減少と、放射性物質の地下への分布移動とにより、説明可能であることを示すことができた。

個別の放射性核種の濃度値を測定することが、放射性物質による被曝の評価に不可欠である。しかし、個々の濃度値が不明でも、影響を与える放射性核種が既知であれば、放射性物質の分布変化がないものと仮定し放射性物質の壊変に伴う空間線量率の変化を検討することにより、放射性物質の実際の分布状態や新たな飛来を推定することができる。また、既知の放射性核種で空間線量率経過を説明しにくいときには、未知の核種の存在を検討すべきである。通常地表に飛来した放射性セシウム等の放射性物質は約 20 日以内には地下への垂直方向分布移動が完成し、それ以後、分布状態は固定するという仮説を提示した。

Conflict of interest The authors declare that they have no conflict of interest.

Open Access This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License which permits any use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original authors and the source are credited.

Appendix 用語の整理

放射性物質の半減期 T

最初の時刻での放射能を A_0 、時間 t だけ経過した後の放射能を A とすると

$$A = A_0 \times (1/2)^{t/T}$$

また、 $T = \ln 2 / \lambda$ (λ : 壊変定数) より、 $A = A_0 \times e^{-\lambda t}$ とも表される。

考察した放射性核種の半減期

Cs134 ; 2.06 年 Cs137 ; 30.1 年 I131 ; 8.02 日 I132 ; 2.30 時間 I133 ; 20.8 時間

Te129m ; 33.6 日 Te132 ; 3.20 日

フルエンス Φ Fluence

球の大円の面積が da である球を通過する粒子数が dN であるとき、 $\Phi = dN/da$ で表される量。単位 m^{-2} 。

吸収線量 D Absorbed dose または Dose

吸収線量は、放射線が照射した質量 dm の物質に吸収されたエネルギーの平均値が $d\varepsilon$ のとき、 $D = d\varepsilon/dm$ で表される量。単位 Jkg^{-1} または Gy。

カーマ K Kerma (Kinetic energy released in material)

カーマは、質量 dm の物質中で非荷電粒子により解放されたすべての荷電粒子の初期運動エネルギーの総和 dE を dm で割った値。 $K = dE/dm$ 。単位 Gy。

衝突カーマ

微小領域中で、非荷電粒子により解放されたすべての荷電粒子に与えられた運動エネルギーの内、衝突損失により失われるエネルギーの総和。

照射された物質が空気の場合、荷電粒子平衡の成立時、1MeV 以下の光子について、吸収線量、カーマ、衝突カーマは等しい。10MeV でもカーマと衝突カーマの違いは 4% 以下である[16]。アイソトープ手帳には空気衝突カーマ率定数が核種毎に記載されている。多くのモニタリングポストが測定するのは、空気吸収線量率 (Gy/h) である。

線量当量 H (Dose equivalent)

組織のある点における吸収線量 D と放射線の線質係数 Q の積。単位 Sv。

実効線量当量 H_E (Effective dose equivalent)

ICRP が 1977 年勧告において、全身の組織臓器への影響に重み付けをして求めた線量当量の値。単位 Sv。EPA の Federal guidance report NO.12 の係数から求まるのは、実効線量ではなく、この実効線量当量であることに注意。

等価線量 H_T (Equivalent dose)

ICRP が 1990 年の勧告で定義した、組織または臓器における平均吸収線量と放射線加重係数の積の総和。単位 Sv。

実効線量 E (Effective dose)

全身の組織臓器への影響に重み付けをして求めた等価線量の値。外部被曝の場合には、各臓器の等価線量と組織加重係数の積の総和。単位 Sv。放射線の照射形状により、数値が異なる。AP 照射、ROT 照射、ISO 照射が使われることが多く、この順に数値が小さくなる。AP 照射の数値が、アイソトープ手帳の核種別実効線量率定数に示されている。

周辺線量当量 (Ambient dose equivalent)

ICRP が定義した、直径が 30cm の球形状の人体等価ファントムに放射線が平行に一様入射したときの特定の深さの線量当量。単位 Sv (Jkg^{-1})。1cm の深さの値を用いることが標準で、この時には 1cm 線量当量と呼ばれ、 $H^*(10)$ と記載される。空間線量という言葉は、周辺線量当量の意味で使われている。実測できない等価線量や実効線量の代わりに用いられる実用量の一つ。サーベイメーターが測定する線量であるが、日本では校正業者が独自の方法で変換しているためサーベイメーターの数値に統一性がないことが指摘されている [17]。

周辺線量当量に対する実効線量の比は、ICRP レポート (ICRP Publ.74) によると、Cs137 について、AP 照射 0.84、ROT 照射 0.67、ISO 照射 0.57 である [18]。EPA レポートで用いられている実効線量当量の算出には人体を囲む円柱モデルが用いられているが、周辺線量当量に対する EPA 実効線量当量の比は、Cs137 について 0.64 となり ROT 照射による実効線量より、やや小さい数値である。したがって、IAEA が示している緊急被曝時の実効線量を求めるための係数を用いて線量を計算すると、アイソトープ手帳に記載されている実効線量率定数から求めた AP 照射の実効線量より 24% 小さい数値になる [1,2,7]。

線量に関する種々の混乱については、文献 16、17、18 に詳しい記載がある。

文献資料

1. Eckerman KF & Ryman JC. External exposure to radionuclides in air, water, and soil. Federal guidance report No. 12. EPA-402-R-93-081. U.S. Environmental Protection Agency. September 1993.
2. 日本アイソトープ協会. アイソトープ手帳 11 版 丸善出版 東京 2011.
3. 文部科学省. 文部科学省による放射線量等分布マップ 平成 23 年 8 月 30 日
4. 斎藤公明,青木和弘,谷畑勇夫. 土壌中における放射性物質の深度分布の確認.
fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/pdf05/02-03.pdf
5. 石井慶造. 水洗浄による放射性セシウム汚染土壌の除染方法について 第 34 回原子力委員会定例会議 平成 23 年 9 月 23 日
<http://www.aec.go.jp/jicst/NC/iinkai/teirei/siry02011/siry034/siry01.pdf>
6. 原子力安全保安院. 放射性物質放出量データの一部誤りについて
www.meti.go.jp/press/2011/10/20111020001/20111020001.pdf
7. International Atomic Energy Agency. Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency. IAEA-TECDOC-1162. August 2000.
8. 滝沢市ラジオメディカルセンター. 放射線監視委員会資料 (平成 23~25 年度) .
9. 日本地質学会. 日本の自然放射線. <http://www.geosociety.jp/hazard/content0058.html>
10. 森内茂,堤正博,斎藤公明. 自然放射線における空気吸収線量から実効線量当量への換算係数の評価. 保健物理 1990;25;121-128.
11. 大原利眞,森野悠,田中敦. 福島第一原子力発電所から放出された放射性物質の大気中の挙動. 保健医療科学. 2011;60;292-299
12. 高エネルギー加速器研究機構. 環境放射線の測定結果
<http://www.kek.jp/ja/Research/ARL/RSC/Radmonitor/>
13. 村松弘,斎藤究,石岡純,上菘義朋. 高速道路上のガンマ線測定により得られた福島第一原子力発電所から飛来した放射性物質の拡散状況. 日本原子力学会和文論文誌 2011;10;152-162.
14. 岩手県. 降下物と気象データ
<http://www.pref.iwate.jp/kankyo/hozen/houshanou/003053.html> 内 koukabutu.pdf
15. 駒村美佐子,津村昭人,山口紀子,藤原英司,木方展治,小平潔. わが国の米、小麦および土壌における ^{90}Sr と ^{137}Cs 濃度の長期モニタリングと変動解析. 農環研報 2006;24;1-21.
16. 平山英夫. 空気カーマ、空気衝突カーマ、空気吸収線量、照射線量と実効線量
2001 年 4 月 17 日 rcwww.kek.jp/research/shield/kerma.pdf
17. 森下雄一郎. 周辺および個人線量当量標準の設定に向けた調査研究. 産総研計量標準報告 2007;6;215-223.
18. 放射線工学部会 線量概念検討 WG. 測定値 (空气中放射線量) と実効線量.
2012 年 7 月 26 日改訂. 放射線工学部会における福島第一原発事故への対応
<http://www.aesj.or.jp/~rst/内> http://www.aesj.or.jp/~rst/fukushima/120726_01.pdf