

5. モニタリング結果

5.1. 第 15 次モニタリング

航空機モニタリングの測定結果を基に、地表面から 1 m の高さの空間線量率の分布状況を示した「空間線量率マップ」を Fig. 5-1 に示す。また、放射性 Cs の沈着量 (^{137}Cs および ^{134}Cs の合計量) の状況を示した「放射性 Cs 沈着量マップ」を Fig. 5-2 に示す。 ^{137}Cs および ^{134}Cs の沈着量マップをそれぞれ Fig. 5-3 および Fig. 5-4 に示す。放射性 Cs の沈着量マップについては前述したように、 $\beta = 1 (\text{g}/\text{cm}^2)$ としたときの換算係数を使用したため、誤差を多分に含む可能性があることに留意する必要がある。なお、マップの作成にあたっては、第 15 次の航空機モニタリングを実施した最終日である 2020 年 10 月 2 日現在の値に減衰補正した。なお、空間線量率マップの色合いについては、以下の考え方で分けている。なお、これらのマップ中で白色の箇所は評価対象範囲外である。

① 天然核種を含む空間線量率

環境省が示した追加被ばく線量の考え方⁴⁶⁾を参考に、除染基準である空間線量率 0.23 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ が 1.0 mSv/年に相当するとし、以下のように空間線量率マップの色合いの区分けを行った。

- ・ 0.1 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ = 約 0.5 mSv/年 相当
- ・ 0.2 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ = 約 1.0 mSv/年 相当
- ・ 0.5 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ = 約 2.5 mSv/年 相当
- ・ 1.0 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ = 約 5.0 mSv/年 相当
- ・ 1.9 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ = 約 10 mSv/年 相当
- ・ 9.5 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ = 約 50 mSv/年 相当

② 放射性 Cs の沈着量

玄米中の放射性 Cs 濃度が 2011 年当時の食品衛生法上の暫定規制値 (500 Bq/kg) となる土壌中の放射性 Cs 濃度の上限値は、5,000 Bq/kg である。この濃度の放射能が 5 cm までに沈着している水田の土壌を面積 10,000 cm^2 、深さ 15 cm まで採取し、攪拌した場合の濃度を計算すると、約 1,000 kBq/ m^2 となる。この時、深さ 15 cm までの土壌の体積は密度 1.3 kg/L とした ($150 \text{ L}/\text{m}^2 \times 1.3 \text{ kg}/\text{L} \times 5,000 \text{ Bq}/\text{kg} = 975,000 \text{ Bq}/\text{m}^2 \approx 1,000 \text{ kBq}/\text{m}^2$)。

- ・ 3,000 kBq/ m^2 = 1,000 kBq/ m^2 の 3 倍
- ・ 1,000 kBq/ m^2 = 基準
- ・ 600 kBq/ m^2 = 300 kBq/ m^2 ~ 1000 kBq/ m^2 の中間値
- ・ 300 kBq/ m^2 = 1,000 kBq/ m^2 の約半桁下 ($10^{-0.5}$)
- ・ 100 kBq/ m^2 = 1,000 kBq/ m^2 \times 1/10
- ・ 60 kBq/ m^2 = 600 kBq/ m^2 \times 1/10
- ・ 30 kBq/ m^2 = 300 kBq/ m^2 \times 1/10
- ・ 10 kBq/ m^2 = 100 kBq/ m^2 \times 1/10

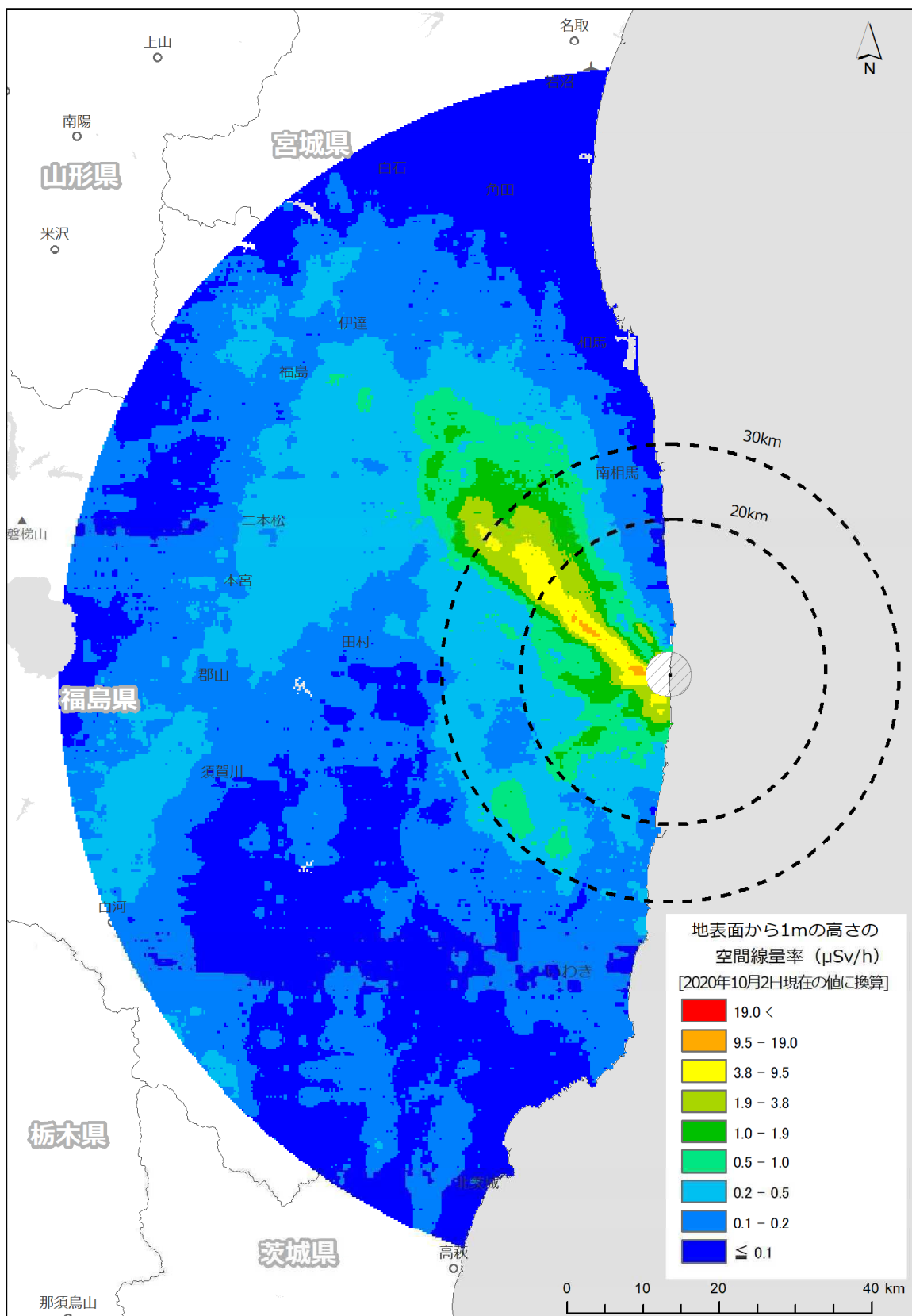


Fig. 5-1 第15次モニタリングにおける空間線量率マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

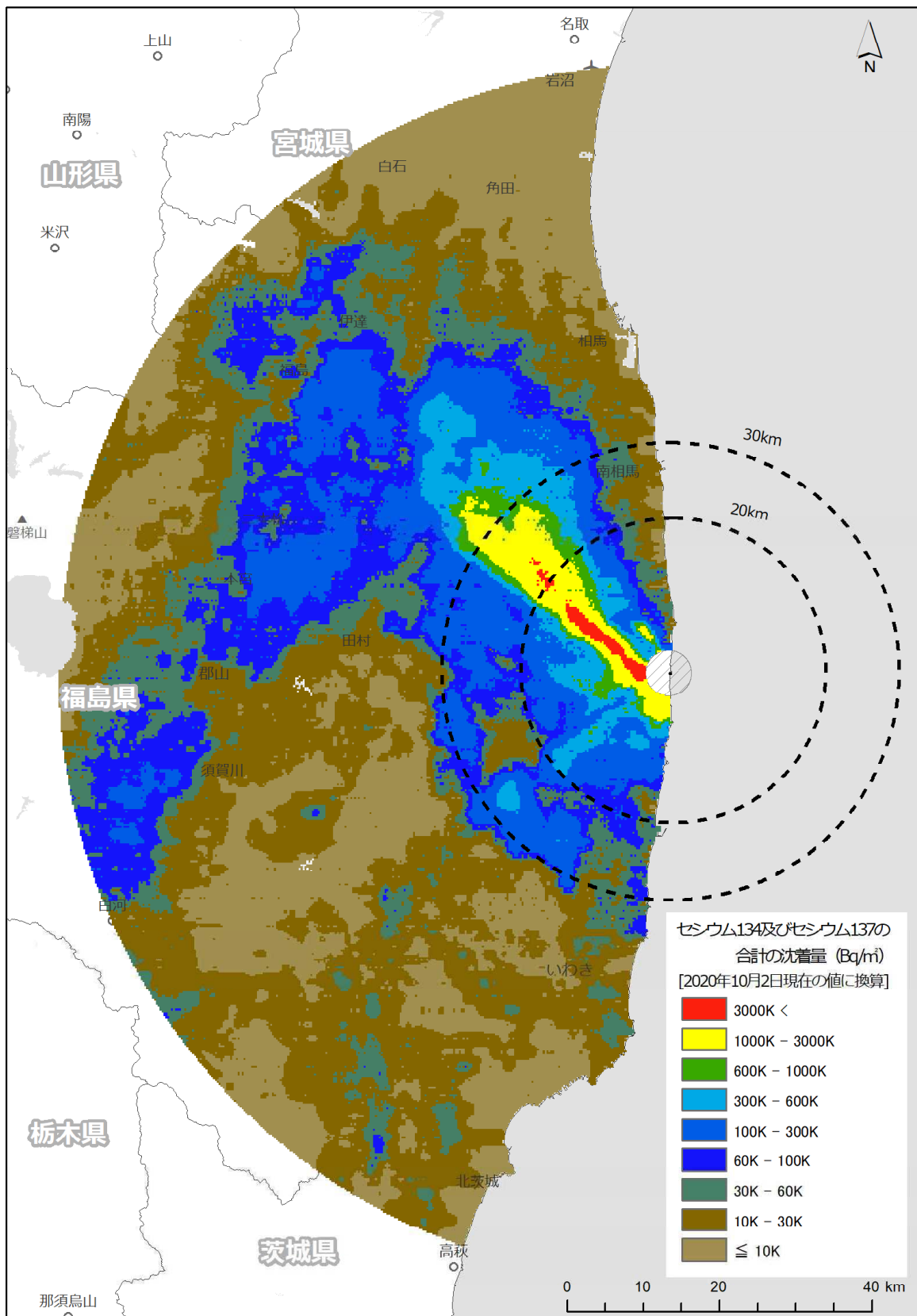


Fig. 5-2 第15次モニタリングにおける放射性Cs沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan を使用。)

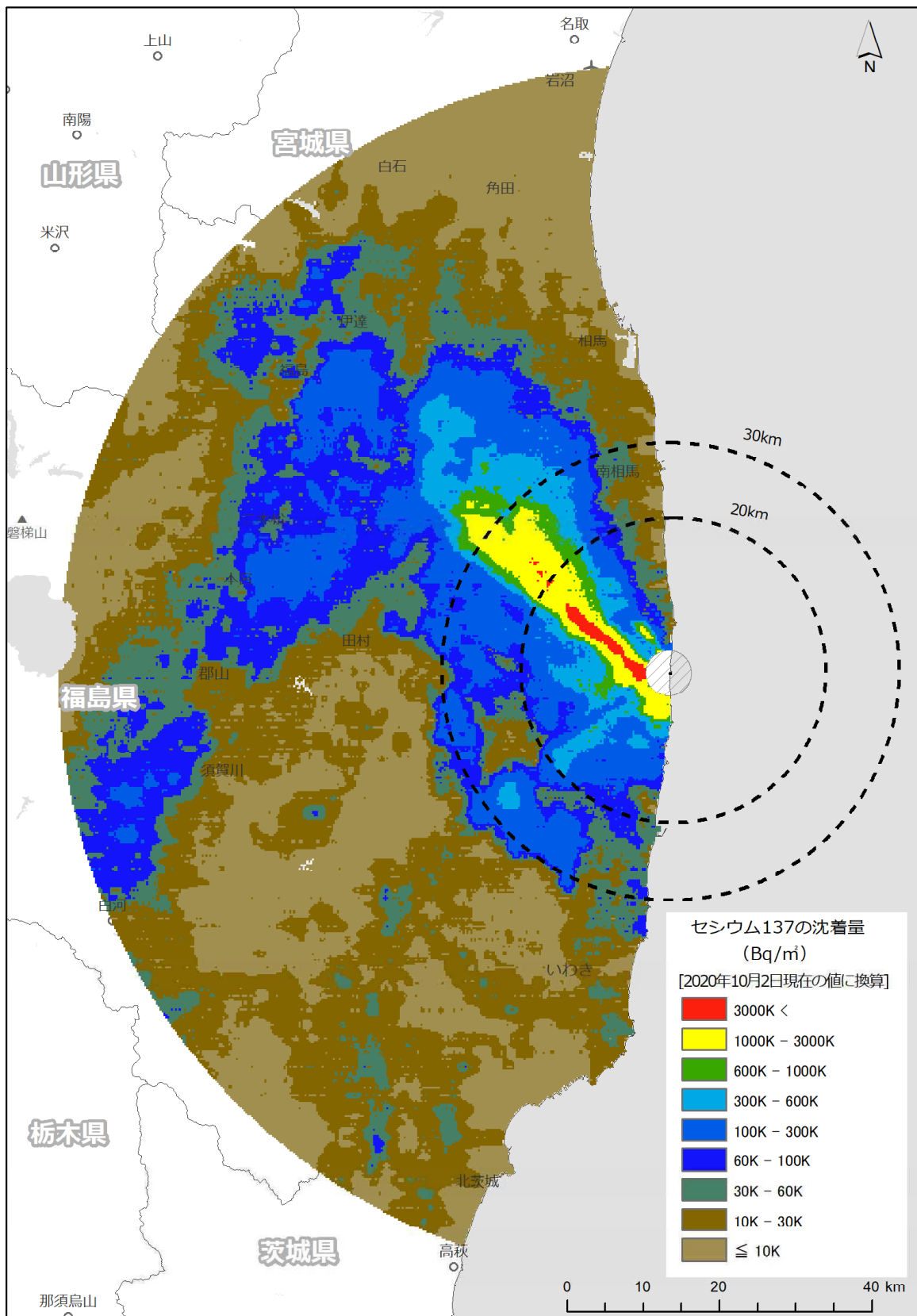


Fig. 5-3 第15次モニタリングにおける¹³⁷Cs沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan を使用。)

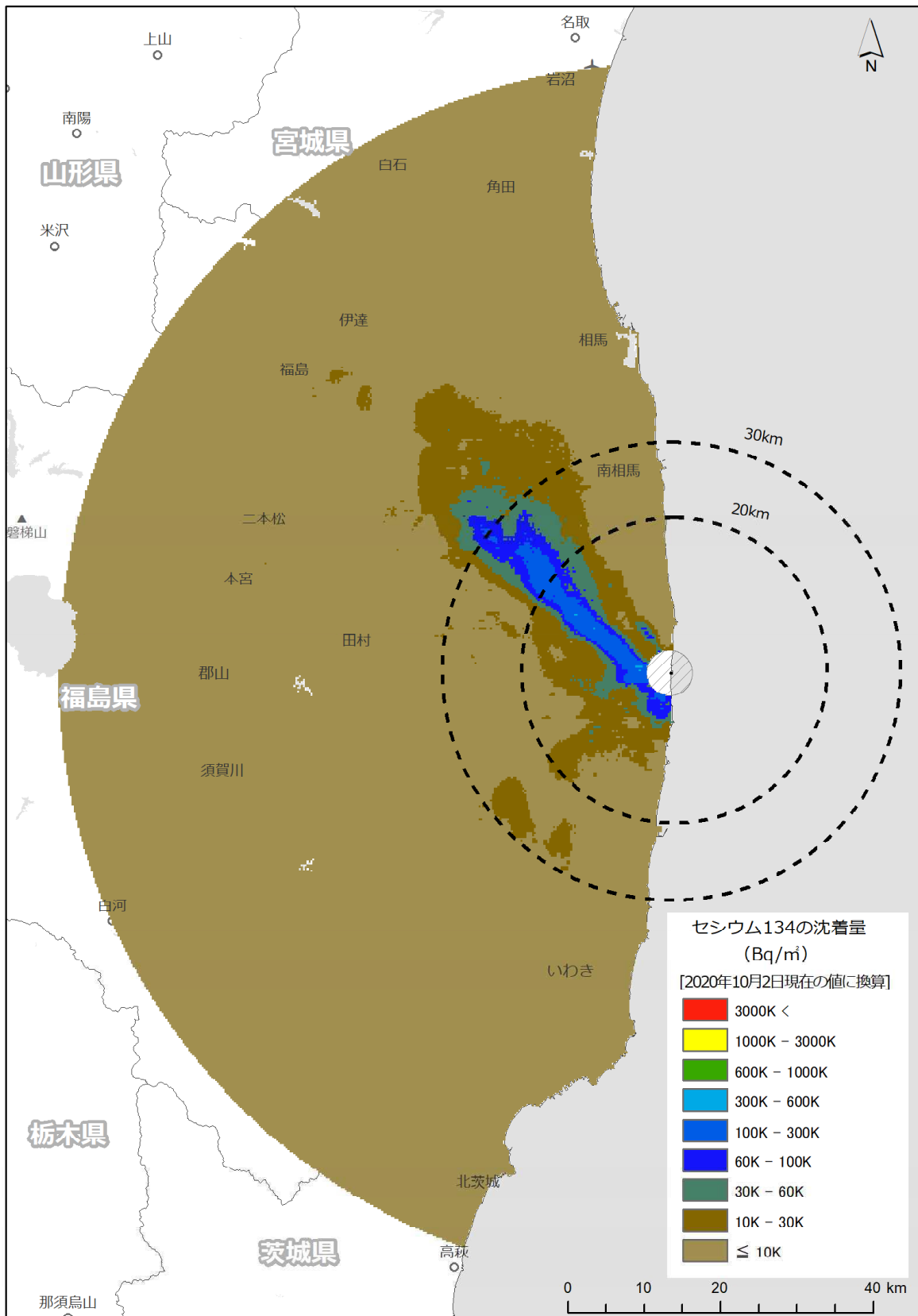


Fig. 5-4 第15次モニタリングにおける¹³⁴Cs沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)

5.2. 東日本第 11 次モニタリング

航空機モニタリングの測定結果を基に、地表面から 1 m の高さの空間線量率の分布状況を示した「空間線量率マップ」を Fig. 5-5 に示す。また、放射性 Cs の沈着量 (^{137}Cs および ^{134}Cs の合計量) の状況を示した「放射性 Cs 沈着量マップ」を Fig. 5-6 に示す。 ^{137}Cs および ^{134}Cs の沈着量マップをそれぞれ Fig. 5-7 および Fig. 5-8 に示す。なお、東日本第 11 次の航空機モニタリングを実施した最終日は 2020 年 10 月 30 日であるが、当該日のフライトは空間線量率マップ等の作成とは無関係なデータを取得するためのものであるため、マップの作成にあたっては、その前日の 2020 年 10 月 29 日現在の値に減衰補正した。

また、第 15 次モニタリングとの整合性を確認するために、第 15 次モニタリングおよび東日本第 11 次モニタリングで取得した全データを統合し、2020 年 10 月 29 日現在の値に減衰補正し内挿・マッピングした。第 15 次モニタリングおよび東日本第 11 次モニタリングを統合した「空間線量率マップ」および「放射性 Cs 沈着量マップ」をそれぞれ、Fig. 5-9 および Fig. 5-10 に示す。 ^{137}Cs および ^{134}Cs の沈着量マップをそれぞれ Fig. 5-11 および Fig. 5-12 に示す。境界部分のマップの整合性も違和感がなく、よく一致していることが分かる。

天然核種由来の空間線量率マップを Fig. 5-13 に示す。空間線量率の分布をみると新潟県と福島県の県境に天然の放射線量が高い場所が存在する。ここは、帝釈山地という花崗岩地帯として知られた場所であり、過去に日本全国の空間線量率を計測した結果と比較しても矛盾しない⁴³⁾。天然核種由来の空間線量率は、地すべり等の大きな地形の変化がなければ測定年度ごとに変化しないと考えられ、過去のデータと比較して同様な結果が得られていることを確認することは解析結果の妥当性を表すものと考えられる。そこで、天然放射性核種起源の空間線量率解析手法が確立した 2014 年度以降のデータから、作成した天然核種由来の空間線量率マップ比較を Fig. 5-14 に示す。

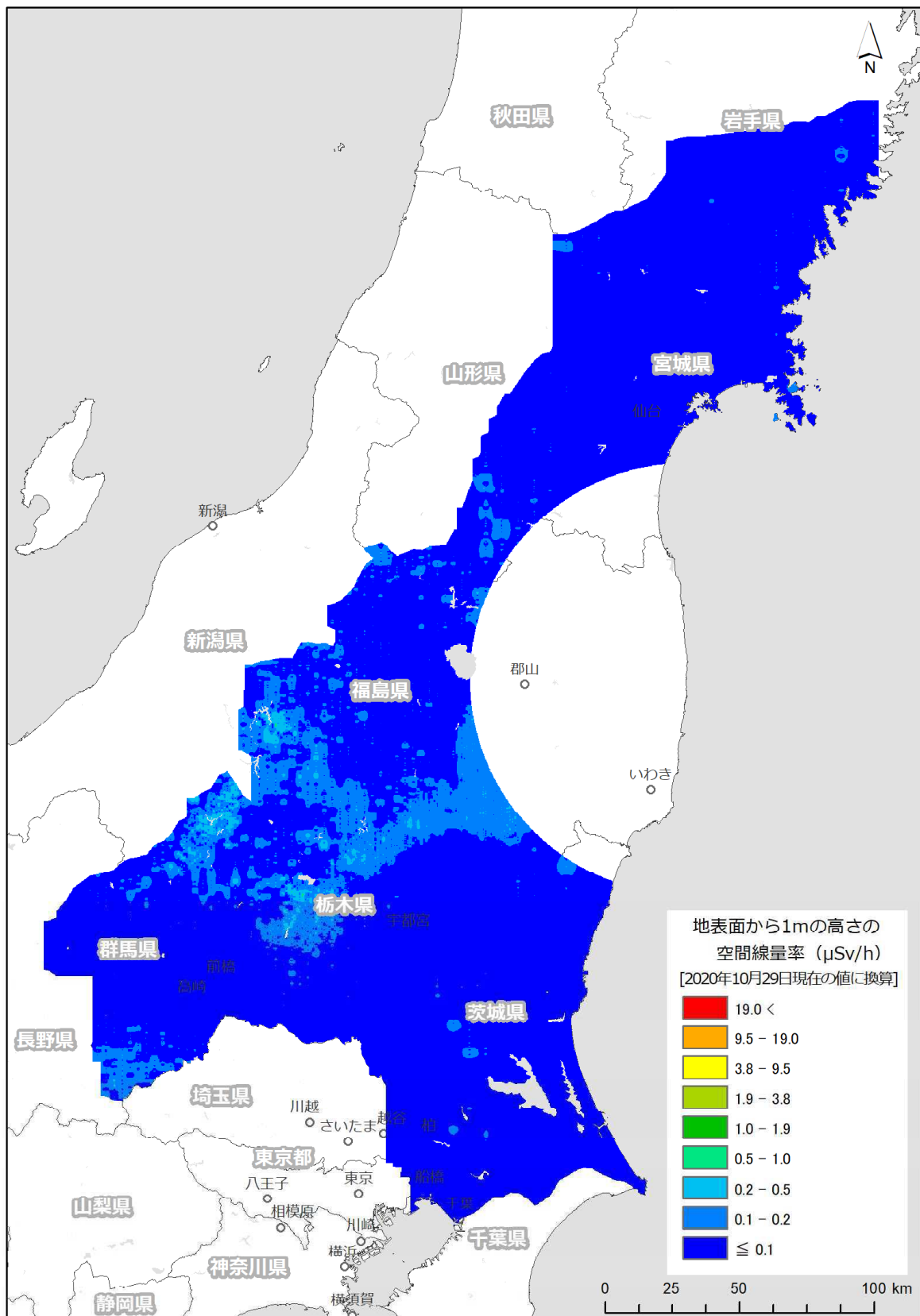


Fig. 5-5 東日本第11次モニタリングにおける空間線量率マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

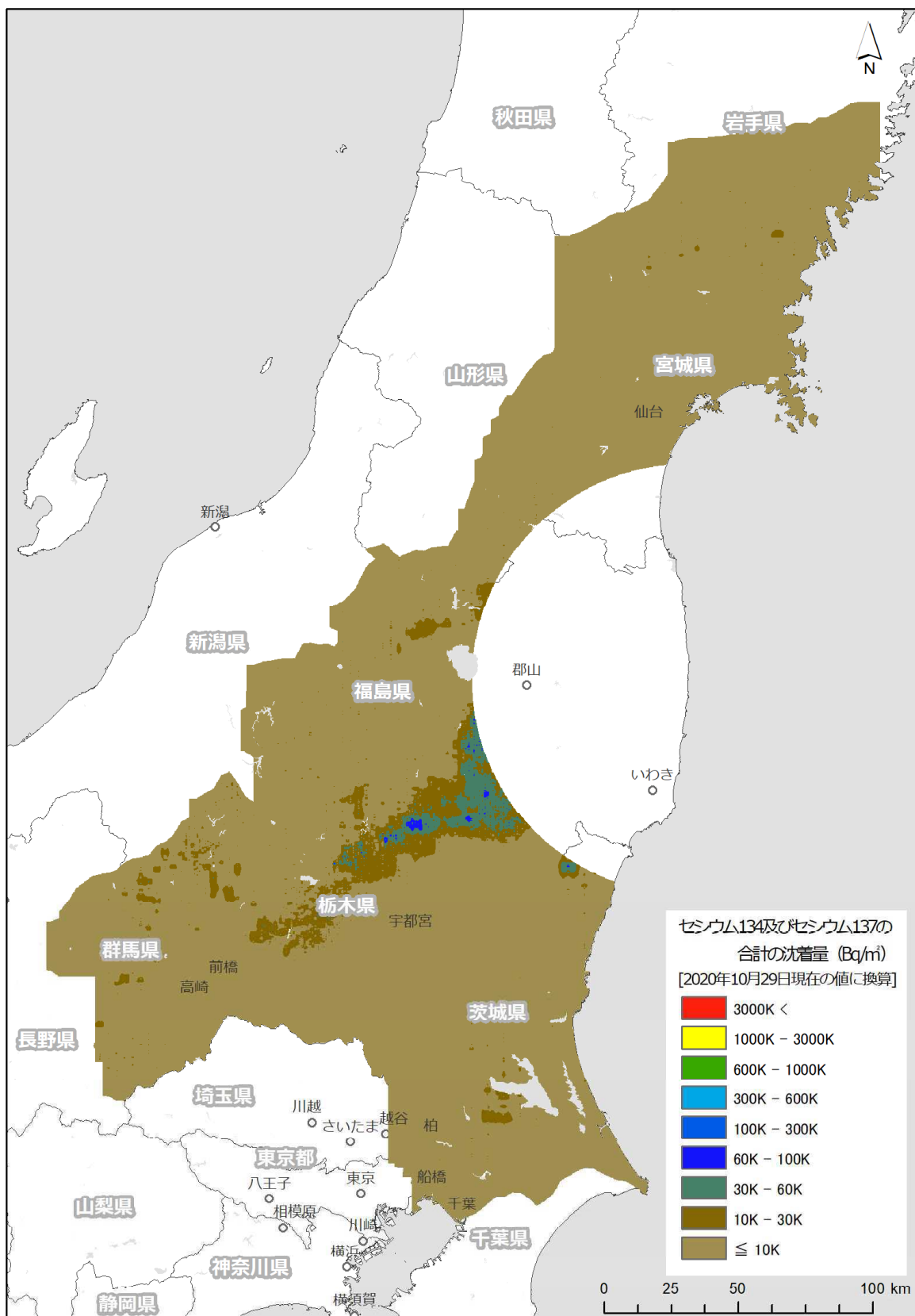


Fig. 5-6 東日本第 11 次モニタリングにおける放射性 Cs 沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

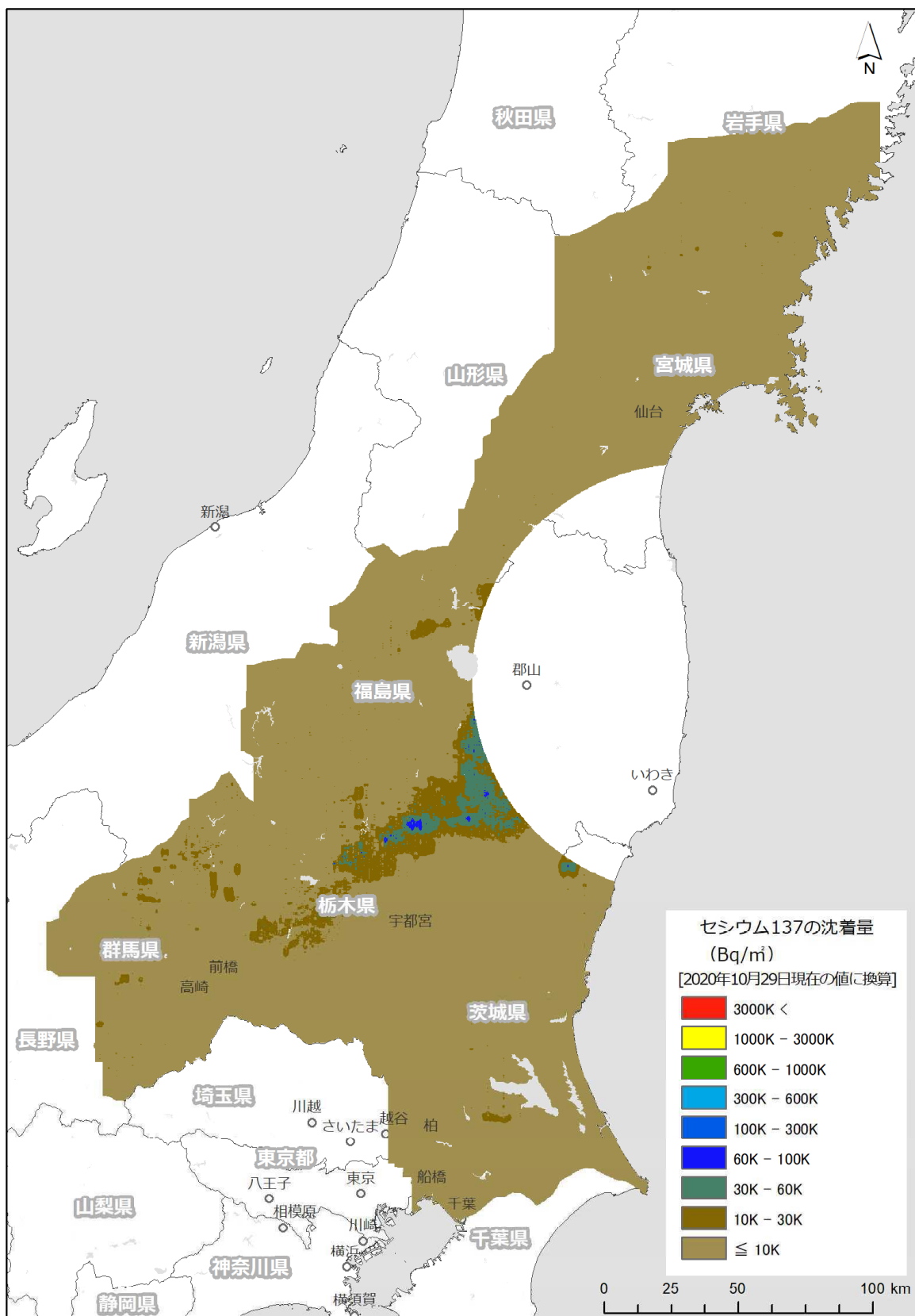


Fig. 5-7 東日本第11次モニタリングにおける¹³⁷Cs沈着量マップ
 (背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

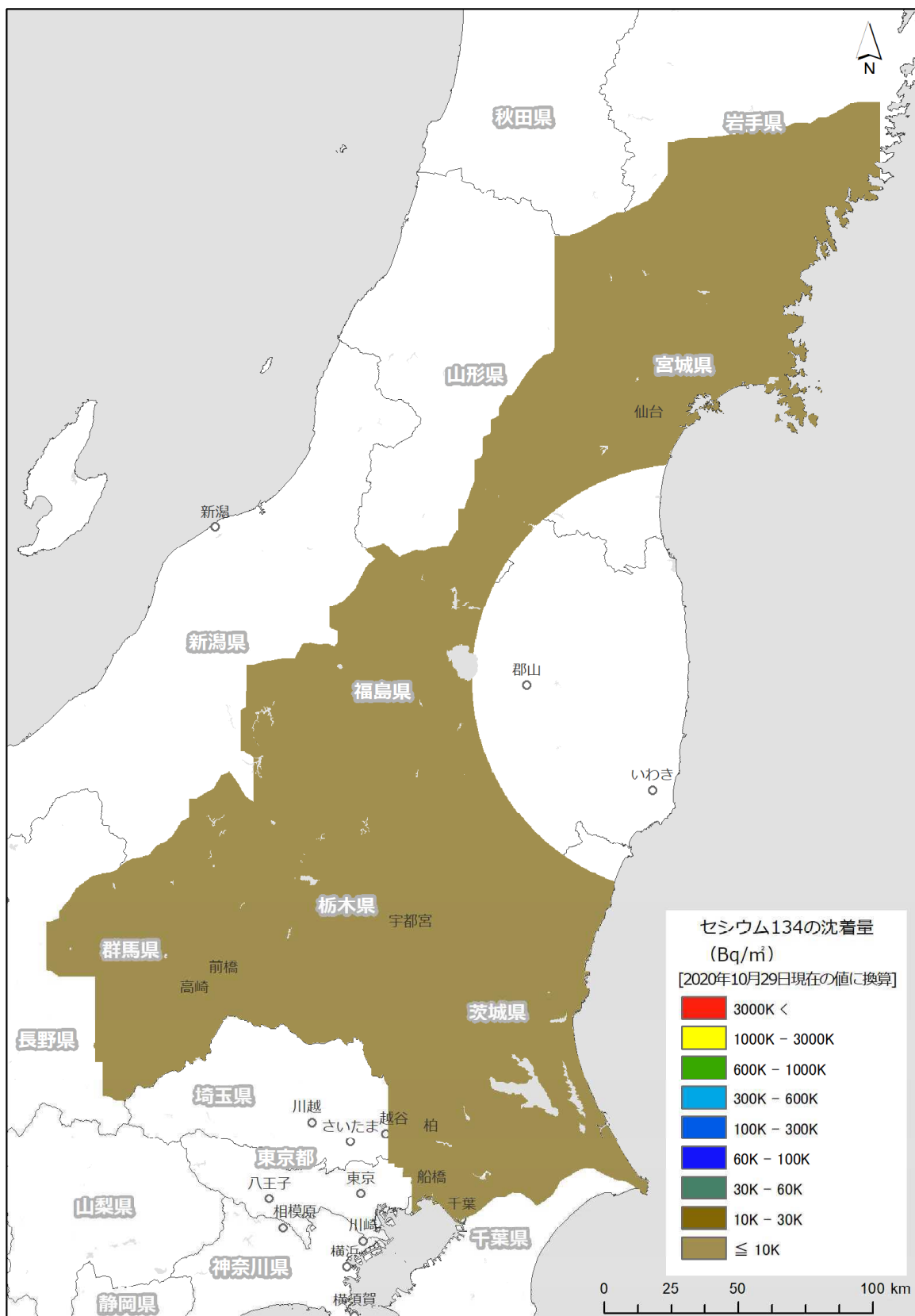


Fig. 5-8 東日本第11次モニタリングにおける¹³⁴Cs沈着量マップ
 (背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

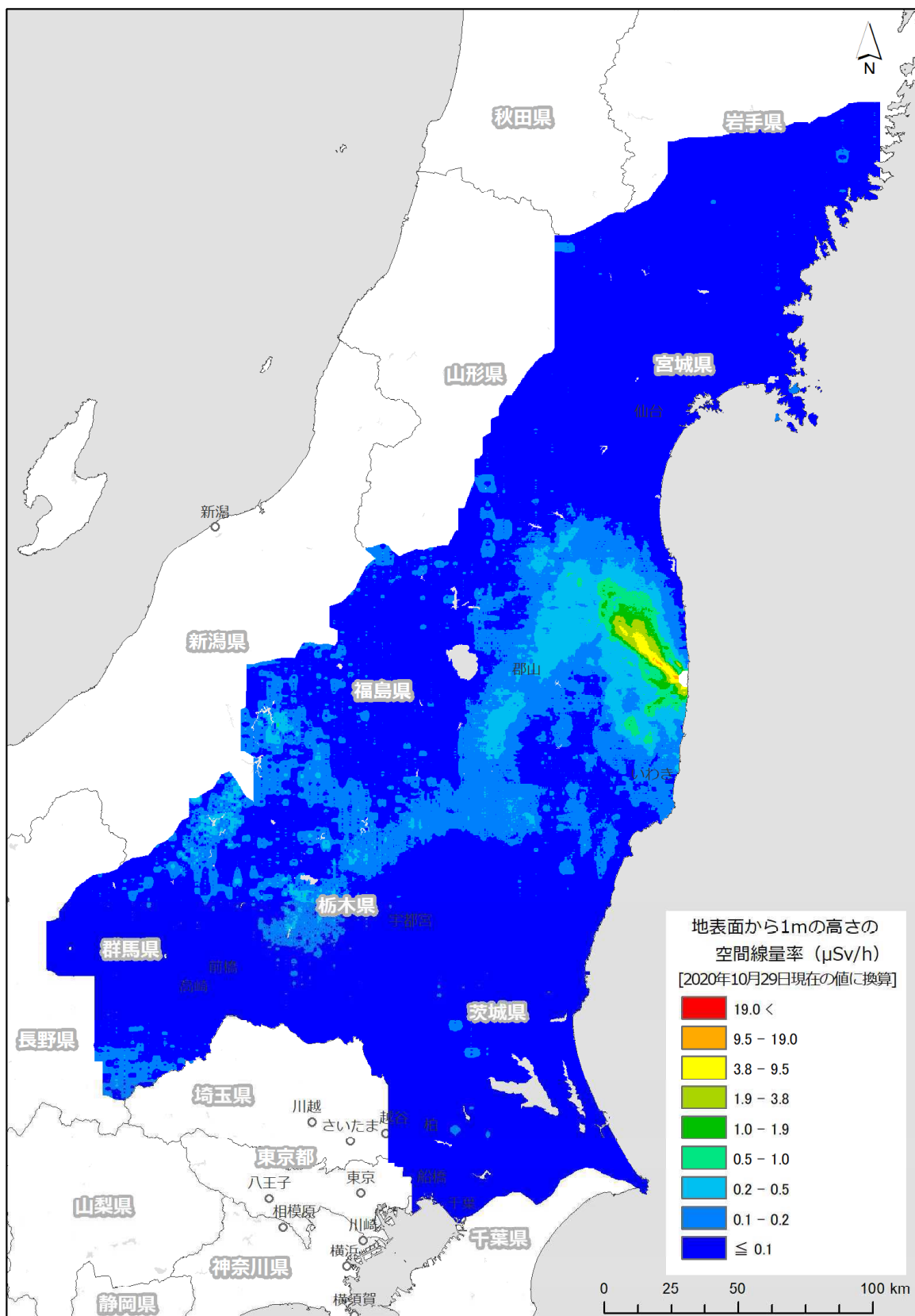


Fig. 5-9 第15次モニタリングと東日本第11次モニタリングにおける空間線量率マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

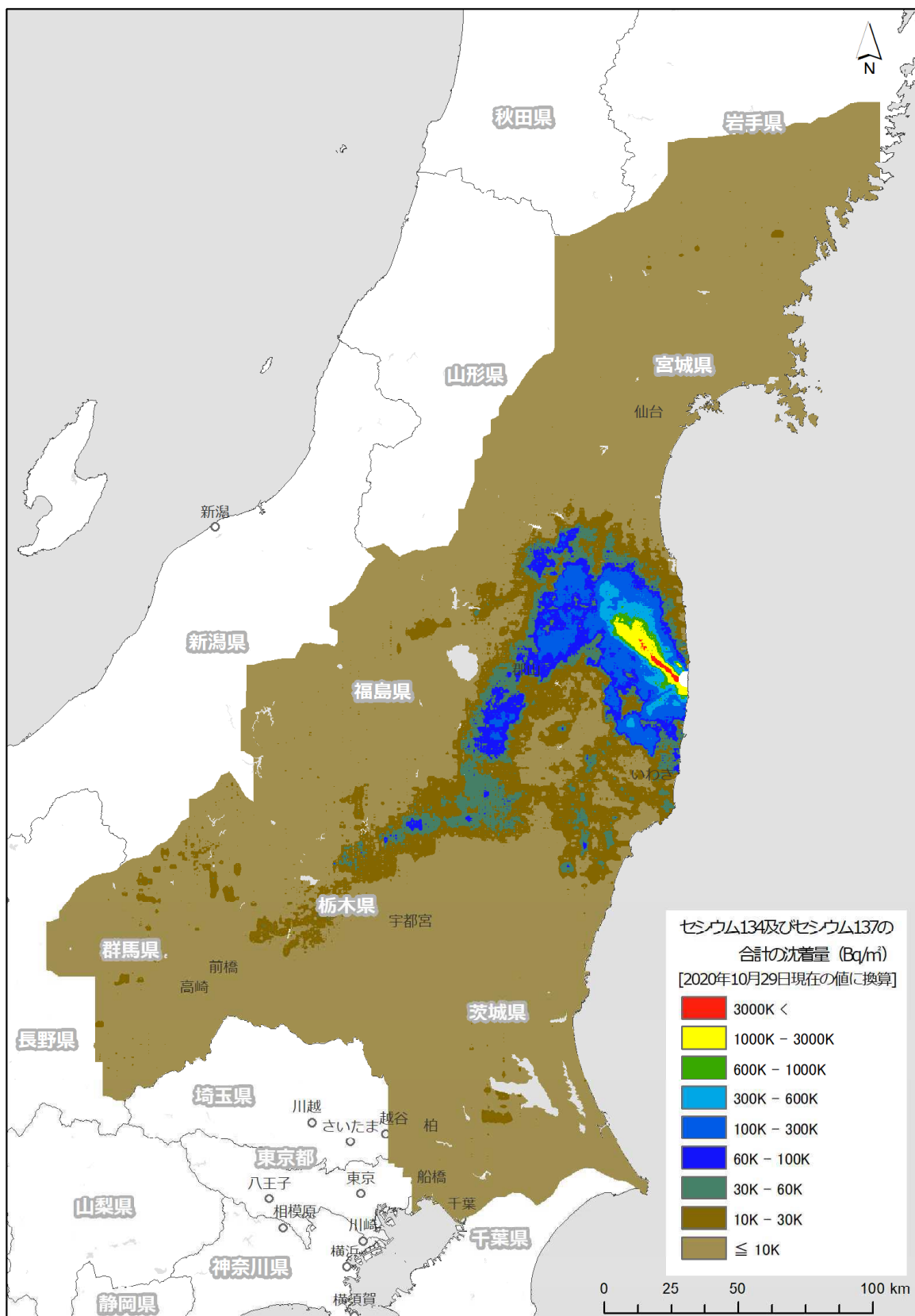


Fig. 5-10 第15次モニタリングと東日本第11次モニタリングにおける放射性Cs沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan を使用。)

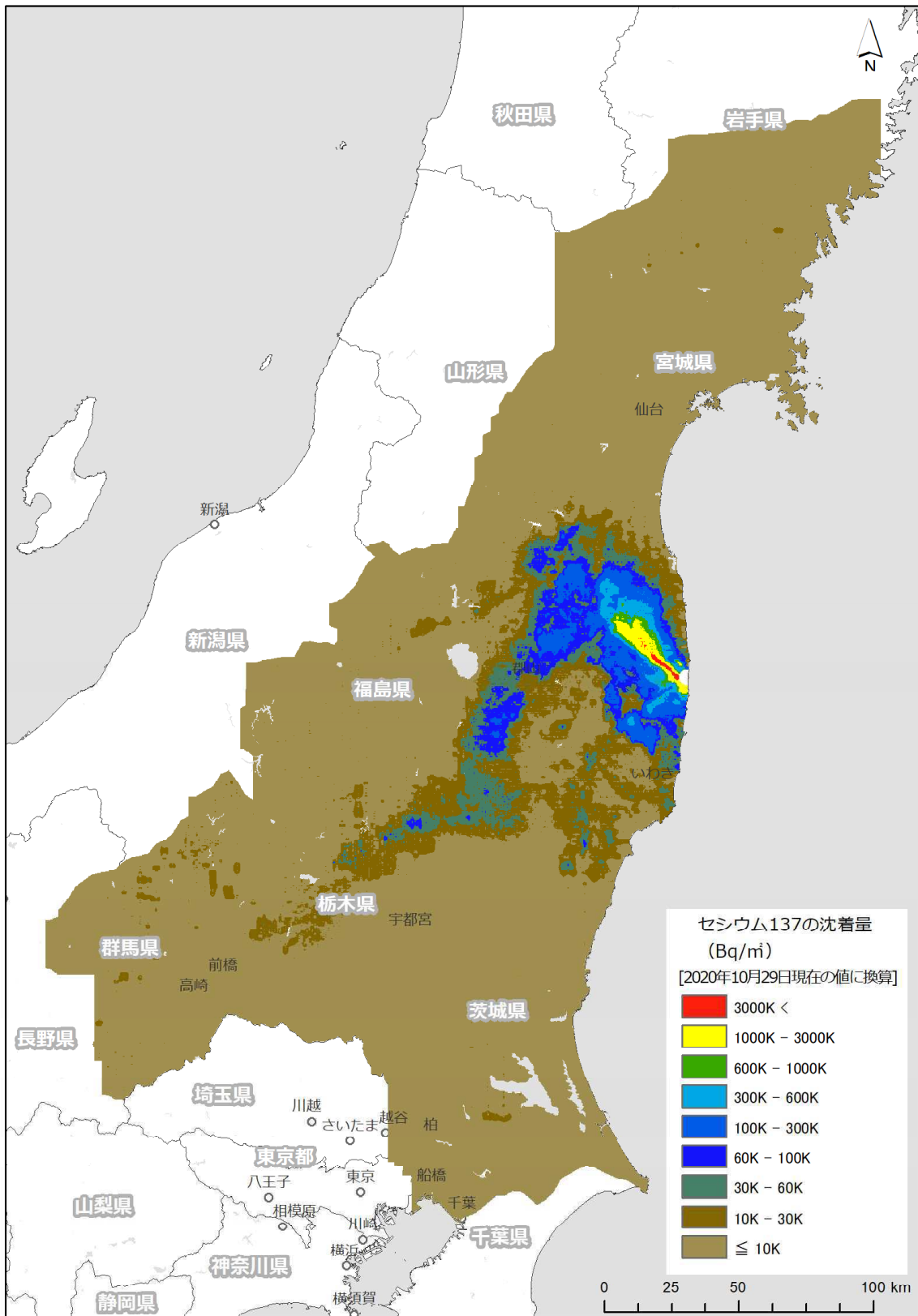


Fig. 5-11 第15次モニタリングと東日本第11次モニタリングにおける¹³⁷Cs沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan を使用。)

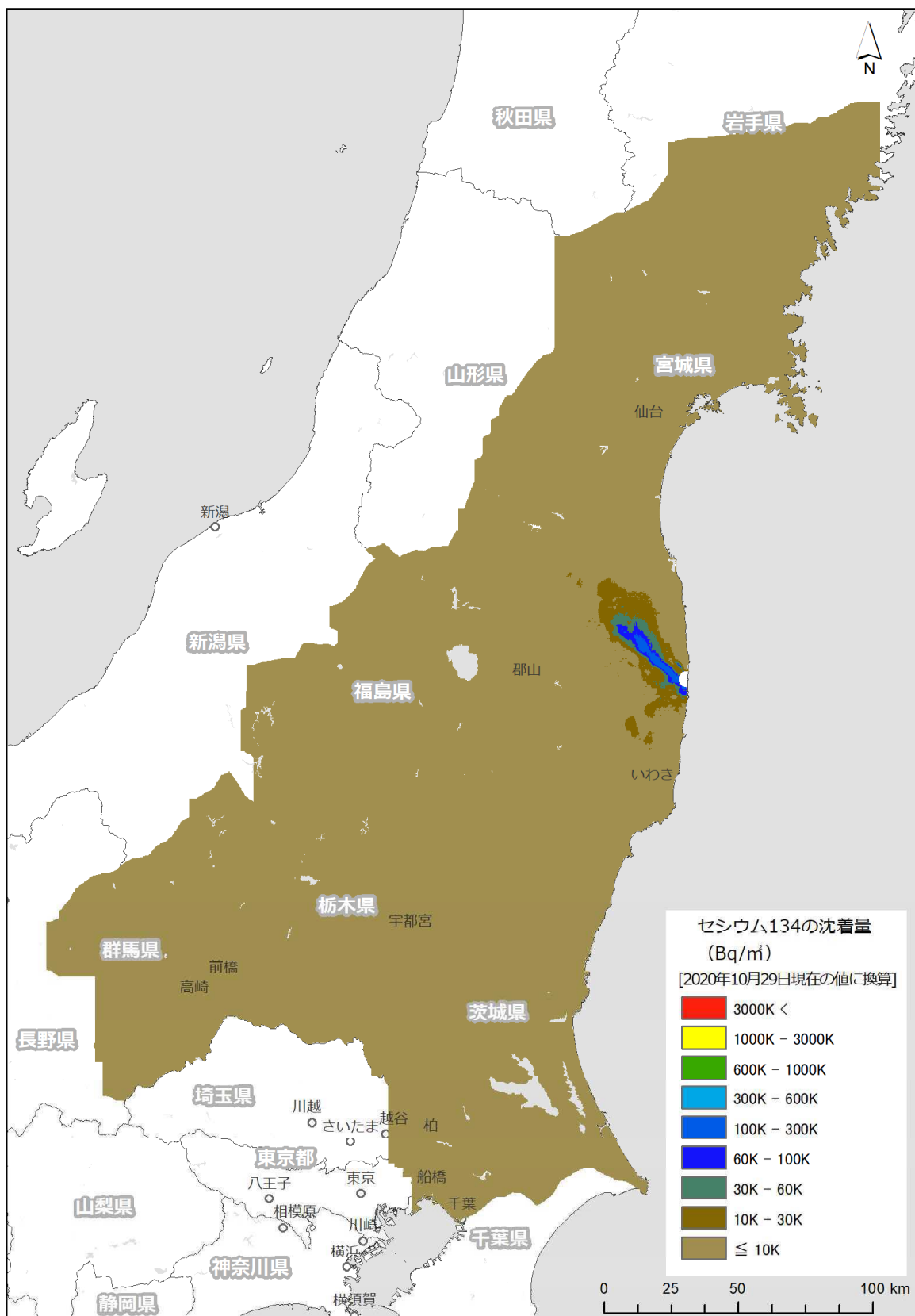


Fig. 5-12 第15次モニタリングと東日本第11次モニタリングにおける¹³⁴Cs沈着量マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

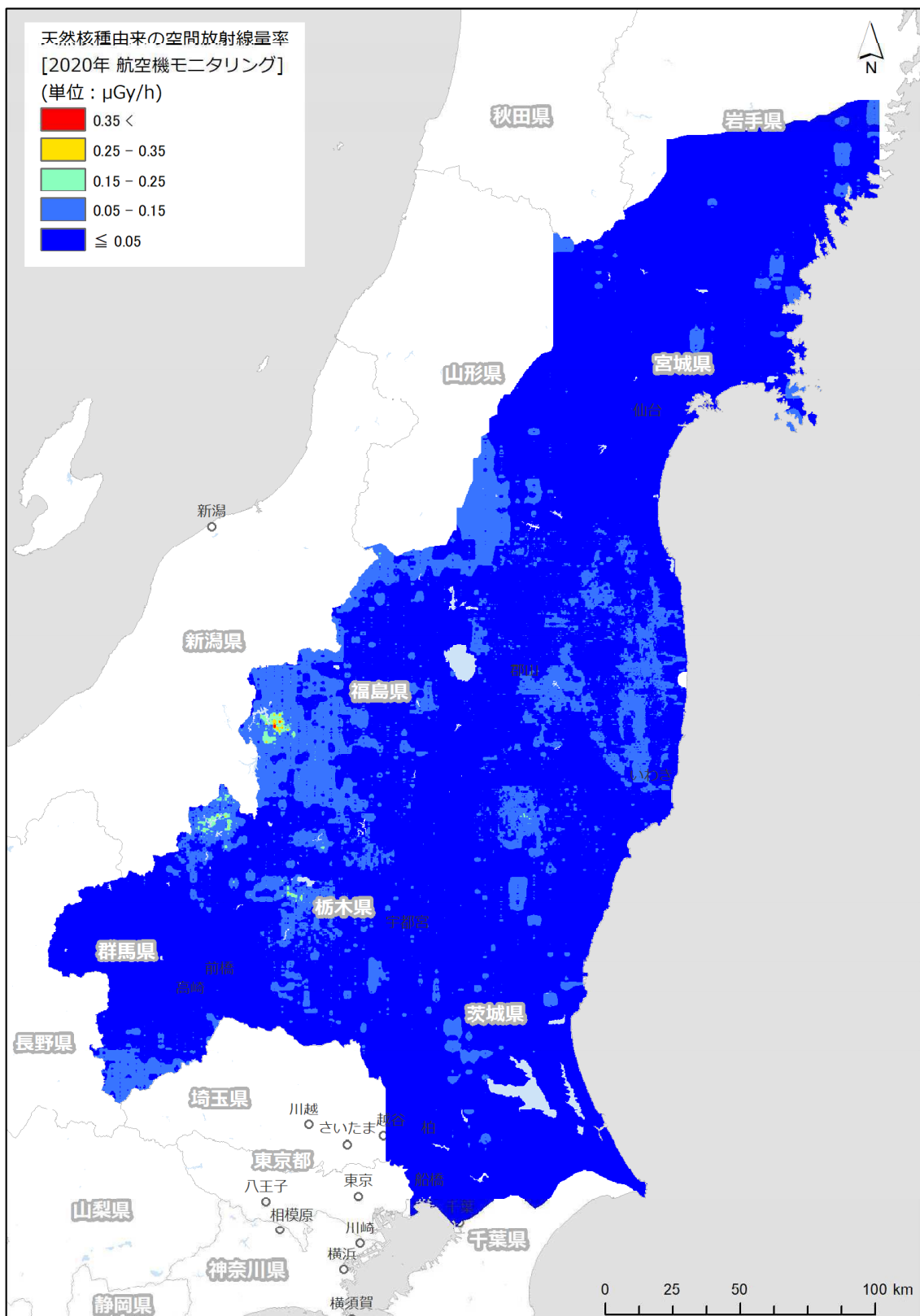
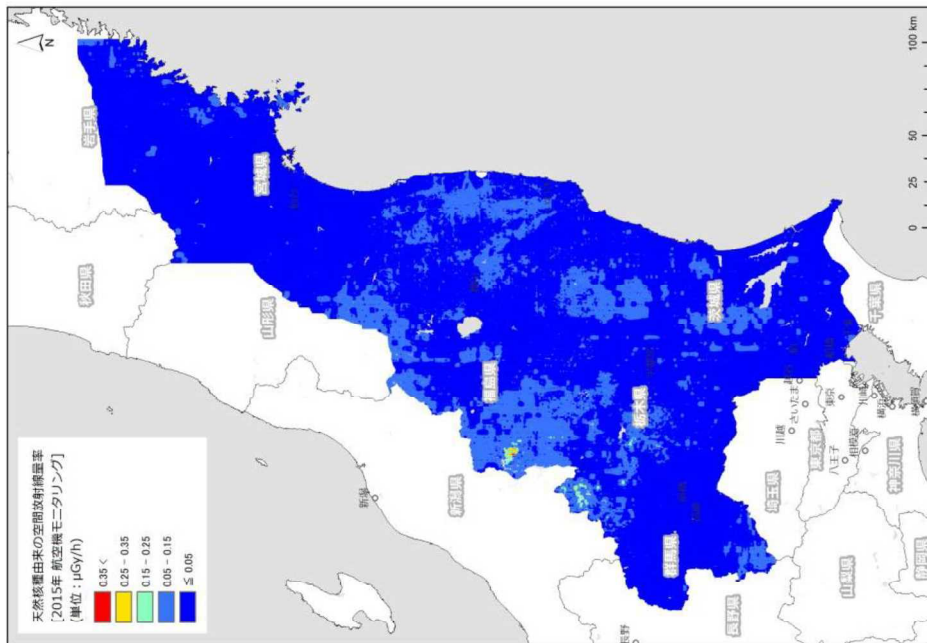
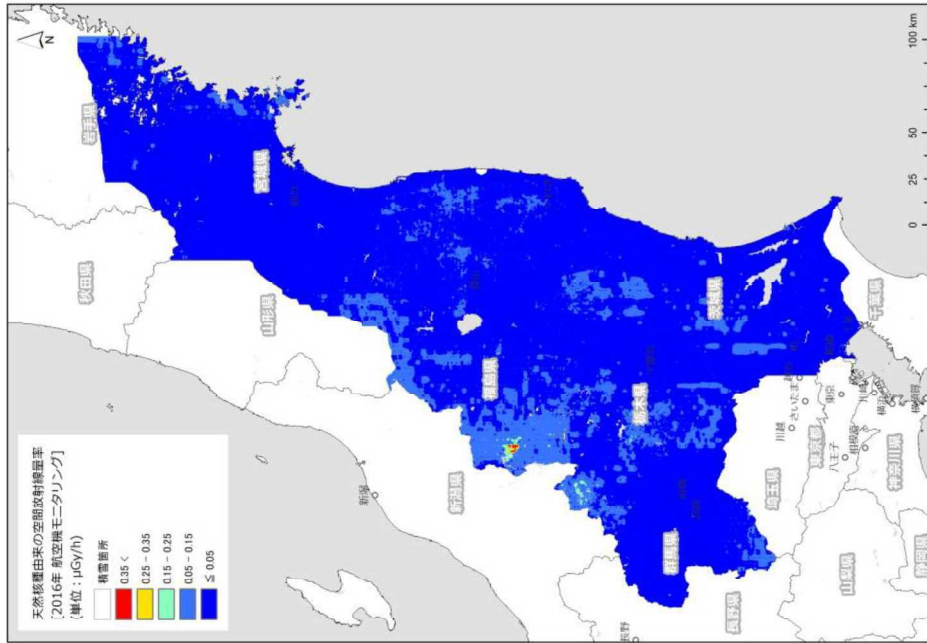


Fig. 5-13 第 15 次モニタリングと東日本第 11 次モニタリングにおける天然核種由来の空間線量率マップ

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)



2015年のデータを解析

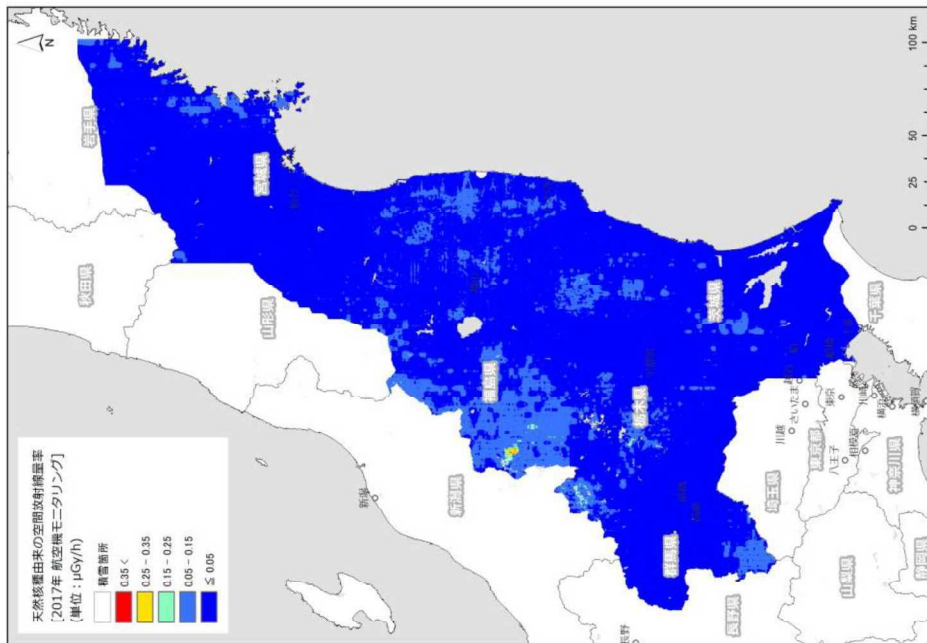


2016年のデータを解析

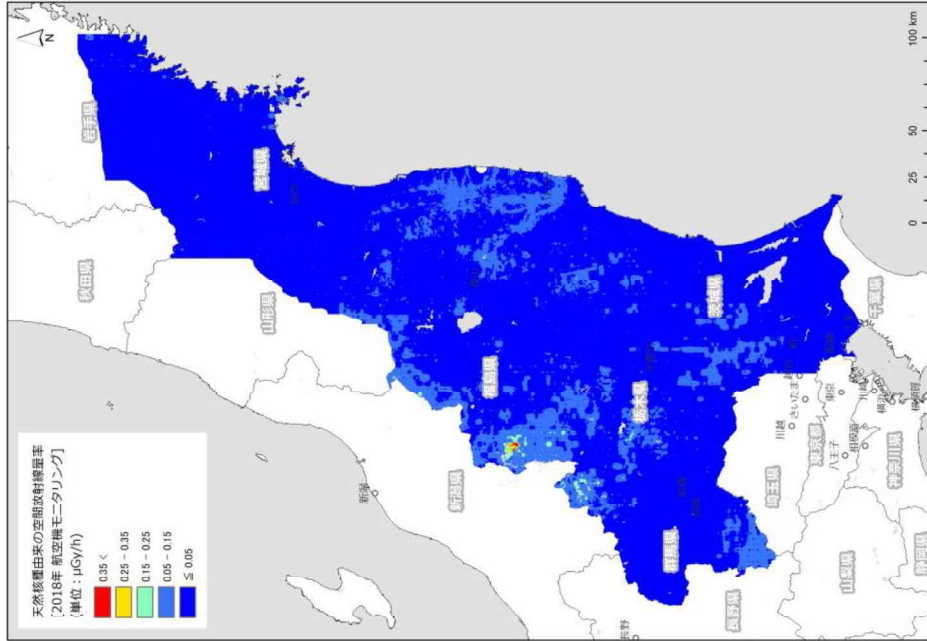
Fig. 5-14 各測定年度における天然放射性核種による空間線量率マップの比較

(1/3)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)



2017年のデータを解析

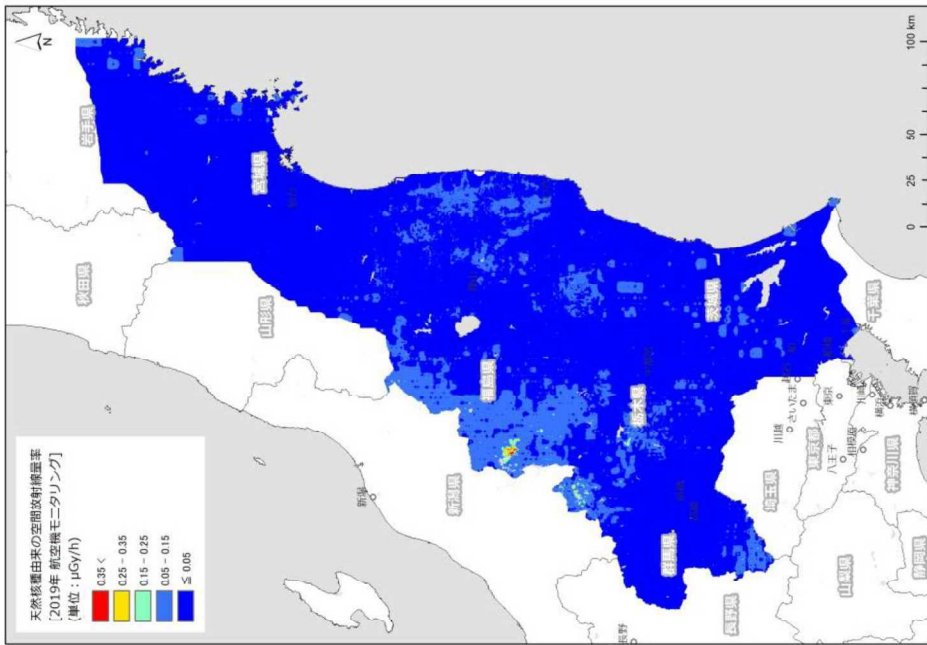


2018年のデータを解析

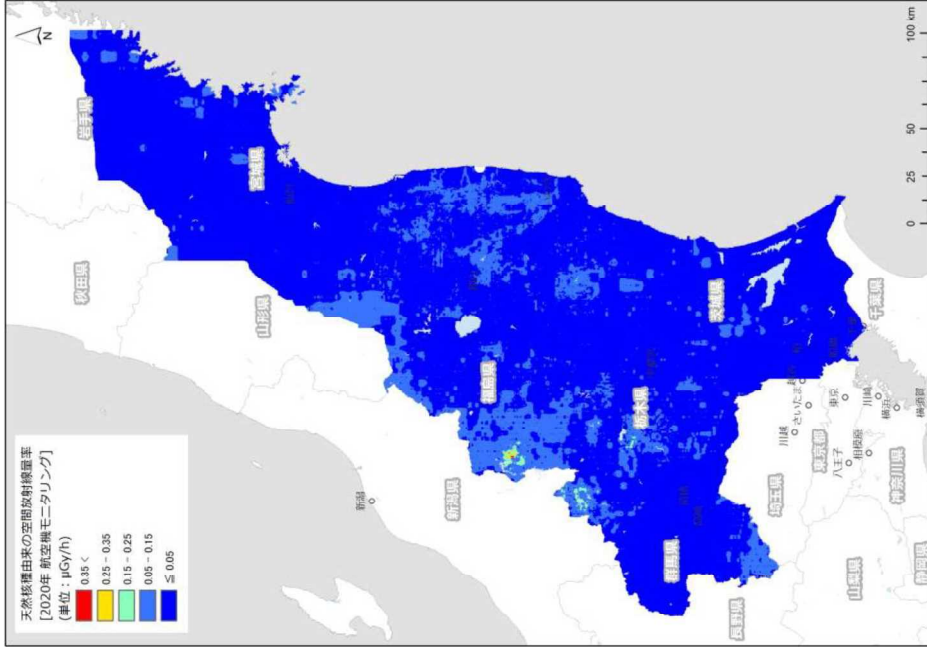
Fig. 5-14 各測定年度における天然放射性核種による空間線量率マップの比較

(2/3)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)



2019年のデータを解析



2020年のデータを解析

Fig. 5-14 各測定年度における天然放射性核種による空間線量率マップの比較

(3/3)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)

6. モニタリング結果の考察

6.1. 過去のモニタリング結果との比較

これまでの旧避難指示区域における航空機モニタリングの結果について Fig. 6-1 に示す。このように、空間線量率の高い地域を表す暖色系の面積が小さくなっていることが分かる。このような空間線量率の減少傾向を定量的に把握するための比較方法を検討した。時期の異なるモニタリングデータについて 250 m メッシュのデータに区切り、各メッシュの中心点の測定結果の比を算出することで比較を行った。現状と同じ手法で解析を実施した最も古いデータである第 4 次モニタリングと今回の第 15 次モニタリングの全領域における比較結果を散布図として Fig. 6-2 に示す。なお、第 4 次モニタリング以前については自衛隊のヘリを使用し、簡易的なパラメータを適用していたため、比較対象として用いるのは望ましくない。そこで過去の結果との定量比較対象として、使用パラメータの算出方法やデータ解析手法が初めて定型化した第 4 次を選択した。Fig. 6-2 に示したように、回帰直線の傾きを全体の空間線量率の平均的な減少傾向としてみるができる。図中に、重量緩衝深度 (β) を $1 \text{ (g/cm}^2\text{)}$ とし、放射性 Cs の半減期から算出した理論的な減衰を表す直線を示す。このように、航空機モニタリングの測定結果は、半減期による理論直線よりも大きく減少する傾向を示していることが分かる。一方で、80 km 圏内には地表面から 1 m の高さの空間線量率が $0.1 \text{ }\mu\text{Sv/h}$ 以下の、天然放射性核種による影響が相対的に大きい場所が多い。放射性 Cs から放出される γ 線に起因する空間線量率の減少傾向を見るには、天然放射性核種による影響を無視できるような空間線量率が比較的高い場所を選定するのがよい。また、最小二乗法による近似は、数値の大きな結果に影響を受けやすいため、より平均的な減少率を評価できる方法として空間線量率の比をヒストグラムとして表示することを検討した。

Fig. 6-1 に示した旧避難指示区域のみを抽出し、それぞれのメッシュにおける変化量の割合(相対減少率： $(\text{第 15 次モニタリングの結果} - \text{第 4 次モニタリングの結果}) / (\text{第 4 次モニタリングの結果})$) を算出し、ヒストグラムとして示した。第 15 次モニタリングと第 4 次モニタリングの空間線量率の比較を Fig. 6-3 に、第 15 次モニタリングと第 4 次モニタリングの ^{137}Cs の沈着量の比較を Fig. 6-4 に示す。空間線量率のヒストグラムと比較して、 ^{137}Cs の沈着量のヒストグラムはばらつきが大きい。これは、空間線量率が宇宙線と自己汚染を差し引いて換算しているのに対し、 ^{137}Cs の沈着量はこれに加えて天然核種のバックグラウンドを差し引いているので計数誤差を含む数値が相対的に大きくなることに起因する。しかしながら、両者のヒストグラムとも平均値と中央値がほとんど同値であり、正規分布に近いといえる。各地点における相対減少率の平均値を指標とすると、第 4 次モニタリングが行われた 2011 年 11 月から空間線量率については減少率が約 80 % と算出された。一方、放射性 Cs 沈着量については減少率が約 50 % と算出されたが、航空機モニタリングにおいては、福島発電所事故からの経過日数に伴う β の変化と土地利用区分による β の違いを考慮せずに $1.0 \text{ (g/cm}^2\text{)}$ として一律に固定しているため、本項で示した相対減少率には、ある程度の不確かさが伴うことに留意する必要がある。

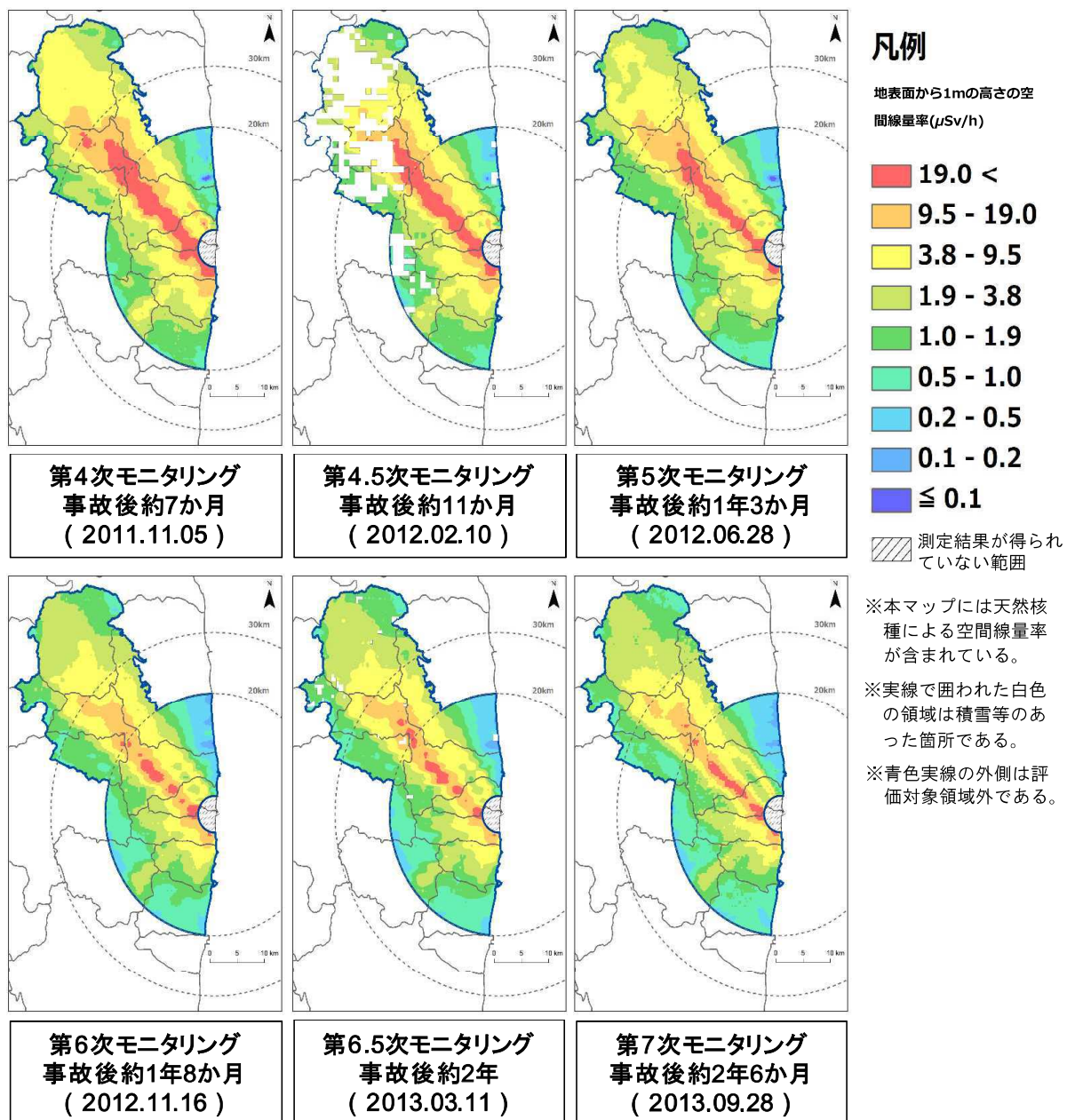


Fig. 6-1 旧避難指示区域における過去の空間線量率マップの比較

(1/3)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)

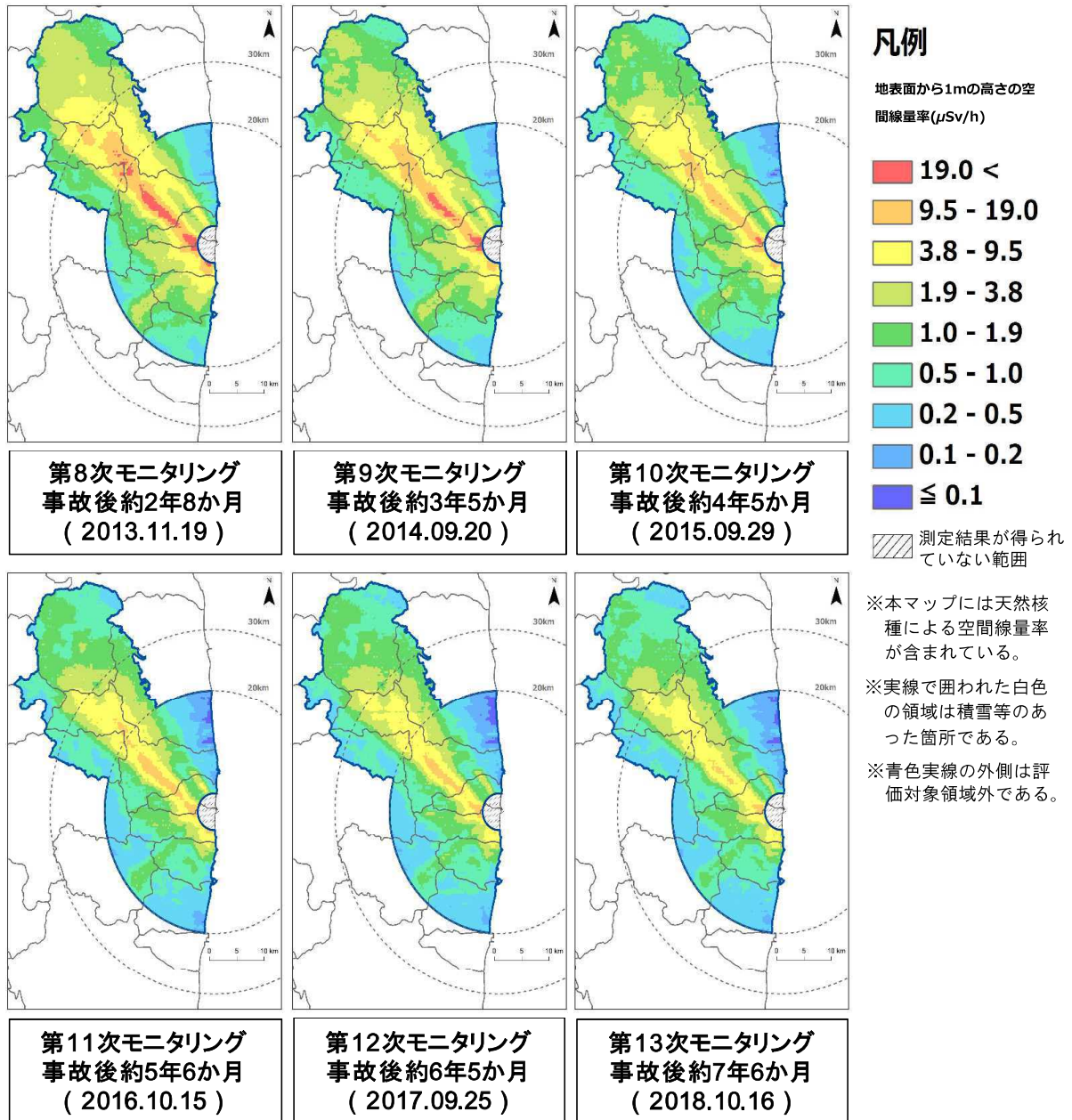
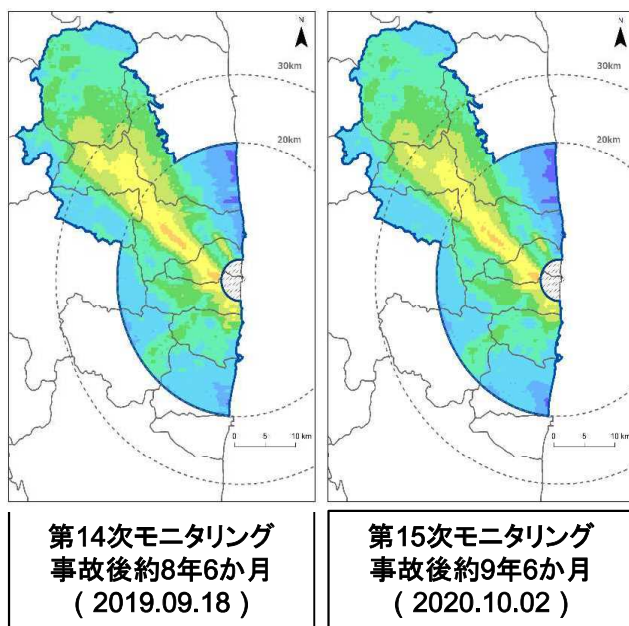


Fig.6-1 旧避難指示区域における過去の空間線量率マップの比較

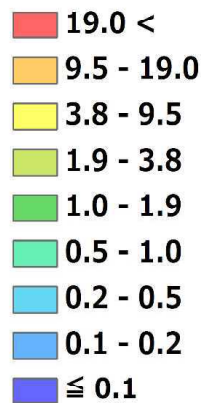
(2/3)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)



凡例

地表面から1mの高さの空間線量率(μSv/h)



測定結果が得られていない範囲

*本マップには天然核種による空間線量率が含まれている。

※実線で囲われた白色の領域は積雪等があった箇所である。

※青色実線の外側は評価対象領域外である。

Fig.6-1 旧避難指示区域における過去の空間線量率マップの比較

(3/3)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

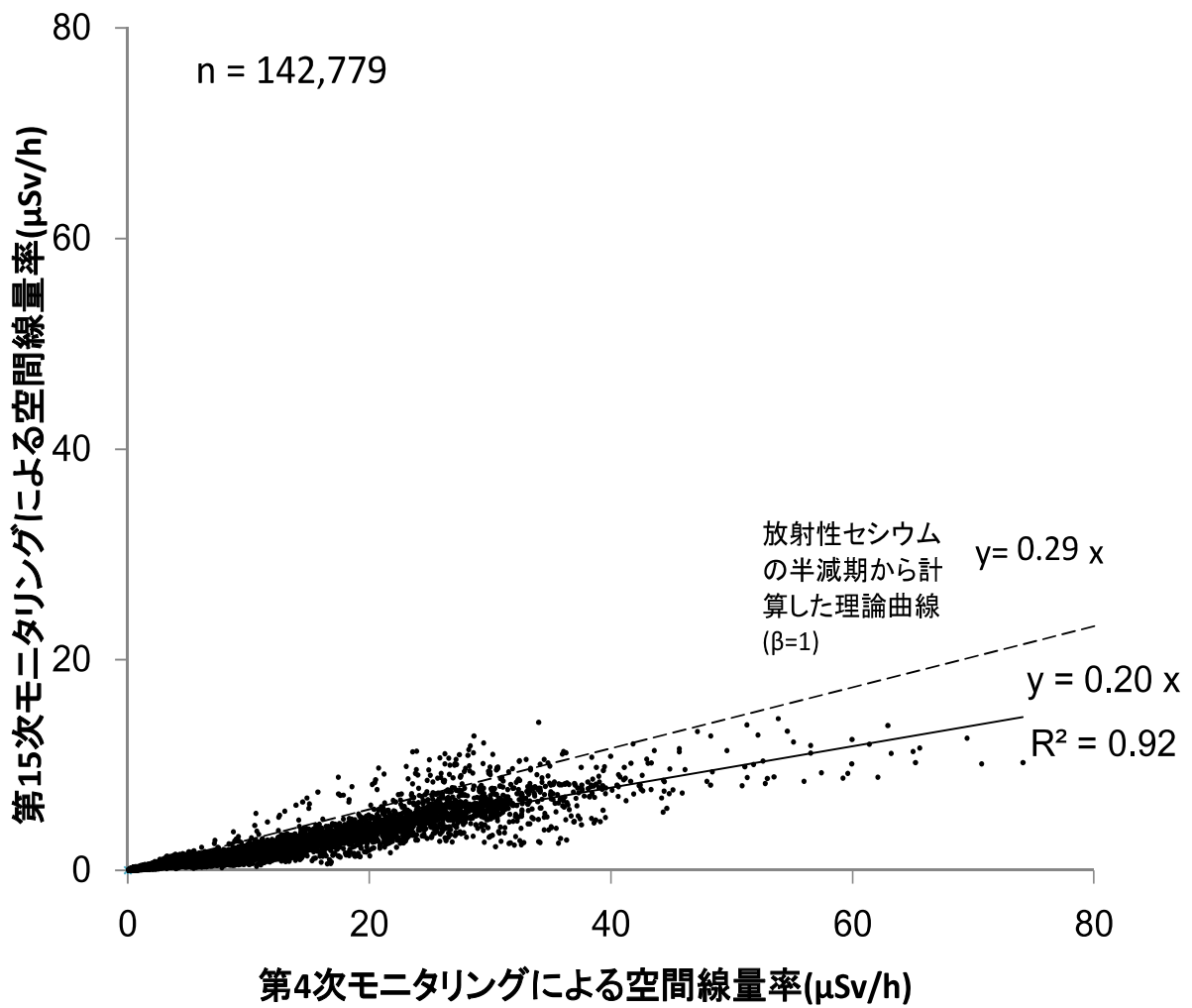


Fig. 6-2 福島原子力発電所から 80 km 圏内における第 4 次モニタリングおよび第 15 次モニタリングの空間線量率算出結果の比較

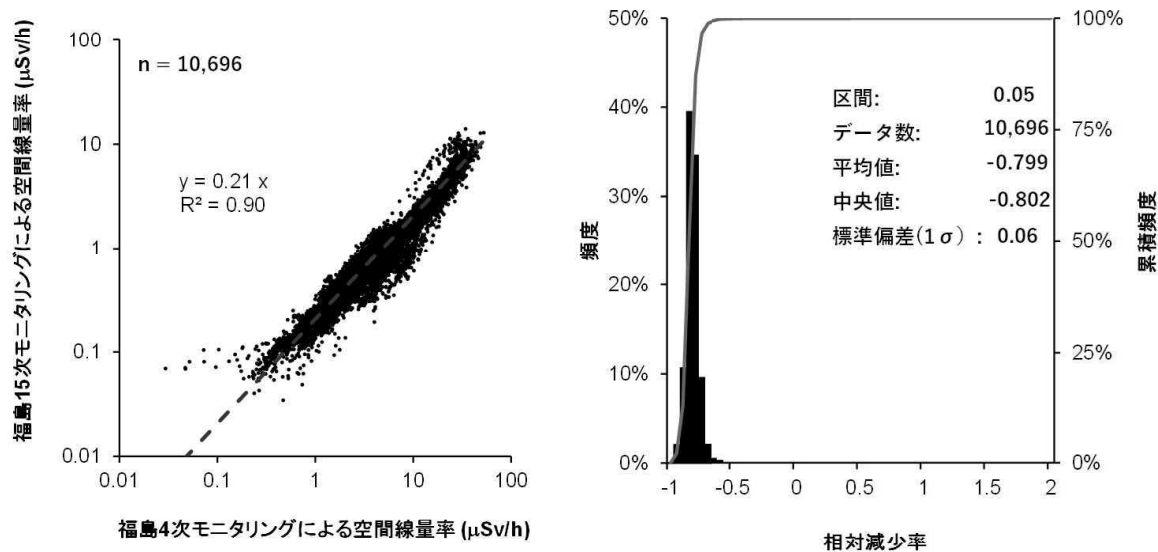


Fig. 6-3 旧避難指示区域における第4次モニタリングおよび第15次モニタリングの空間線量率算出結果の比較

(左: 散布図、右: 相対減少率のヒストグラム)

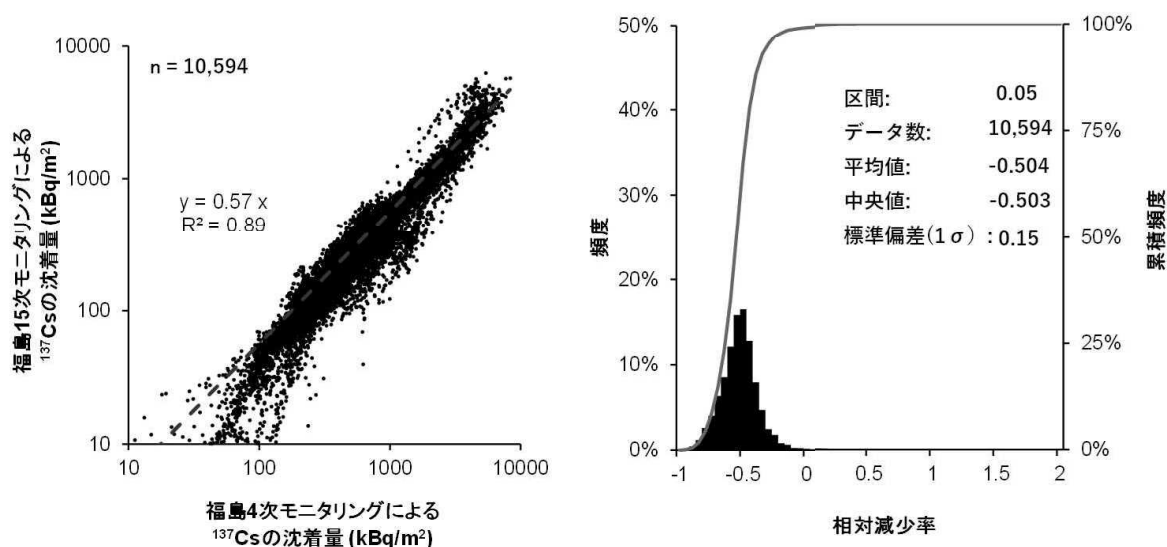


Fig. 6-4 旧避難指示区域における第4次モニタリングおよび第15次モニタリングの放射性Cs沈着量算出結果の比較

(左: 散布図、右: 相対減少率のヒストグラム)

6.2. 環境半減期の算出

福島原子力発電所事故から約 10 年経過し、事故直後から実施してきた本事業の測定データは蓄積されてきている。環境中における放射性物質の変化は、核実験場での継続的なモニタリングやチェルノブイリ原子力発電所事故のモニタリング結果から、多重の指数関数で近似できることが知られている。Sanada et al., (2018)⁴⁷⁾は有人ヘリおよび無人ヘリで取得したデータを利用して、空間線量率の環境半減期の算出を行っている。ここでは、これまでの測定データの変化傾向を定量的に把握するため、測定データの指数関数近似について検討した。その結果として求められる環境半減期は、測定データの信頼性の推定や将来の空間線量率の推定に重要なパラメータとなる。

2011 年から得られている航空機モニタリングの測定データを政府の定めた統計に用いる標準地域メッシュ (1 km × 1 km) 毎に平均化した。対象メッシュ数は、福島原子力発電所を中心とした半径約 80 km の地域 10,174 メッシュとなる。

空間線量率は天然放射性核種によるバックグラウンド空間線量率に比較的近い数値を示す場所が多くなってきている。変化傾向を正確に定量化する場合、天然放射性核種による空間線量率を減算する必要がある。安藤他 (2017)⁴⁸⁾は、当該事業における KURAMA-II による走行サーベイ結果をもとに、東日本の市町村別のバックグラウンド空間線量率を推定している。ここでは、当該研究成果におけるバックグラウンド空間線量率データを採用し、市町村ごとに放射性 Cs 由来の空間線量率を算出した。

指数関数近似に用いたデータは、それぞれの測定手法毎に、調査期間すべてにおいてデータがそろっているメッシュのみ抽出した。本解析は 80 km 全域のデータおよび除染等の人為的な影響や高空間線量率エリアでの影響を考察するため、避難指示区域のデータを対象とした。抽出したデータについて、走行サーベイについては、式 [13] に示した二重の指数関数近似を行い、空間線量率の環境半減期を算出した。

$$D = a \exp\left(-\frac{0.693}{t_{short}} \times t\right) + b \exp\left(-\frac{0.693}{t_{long}} \times t\right) \quad [13]$$

ここで、 D は空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)、 t_{short} は環境半減期の減衰が早い成分、 t_{long} は環境半減期の減衰が遅い成分、 t は事故からの経過時間 (年) を表す。なお、ここで切片である $a+b$ は事故直後の空間線量率となる。近似曲線については最小二乗法により 95 % の信頼区間を計算するとともに、環境半減期についても 95 % の信頼区間を計算した。

Fig. 6-5 a) および b) に今までで得られた航空機モニタリング結果に二重指数関数近似を適用した結果を示す。本図におけるプロットは、航空機モニタリングにより算出された空間線量率の算術平均値であり、それらのプロットに対して縦軸方向に各メッシュにおける空間線量率値を表した。80 km 圏内および旧避難指示区域と、事故から 2 年目までは減衰の早い成分による影響が顕著であり、2 年目以降は減衰の遅い成分が支配的であることが分かる。これらの指数関数の傾きが環境半減期を意味し、各成分について Table 6-1 にまとめる。減衰の早い成分に

については、80 km 圏内は 0.74 年 (95 %信頼区間 0.60~0.89) および避難指示区域は 0.53 年 (95 %信頼区間 0.36~0.70) となった。地上での測定結果を解析した例を見ると、土地利用区分によって空間線量率の減少速度が異なることが知られている⁴⁷⁾。避難指示区域の環境半減期が 80 km 圏内のものと比べて小さい (減衰速度が速い) ことは、次節に記載するような、それぞれの区域の土地利用区分の違いが反映されているものと考えられる。減衰の遅い成分については、80 km 圏内は 5.3 年 (95 %信頼区間 3.6~6.5) および避難指示区域は 4.3 年 (95 %信頼区間 3.6~5.0) となった。旧避難指示区域の方が減衰速度は若干速いものの、信頼区間を考えると同等と考えてよい。今後とも、本手法を用いて空間線量率の環境半減期を評価していくことが望ましい。

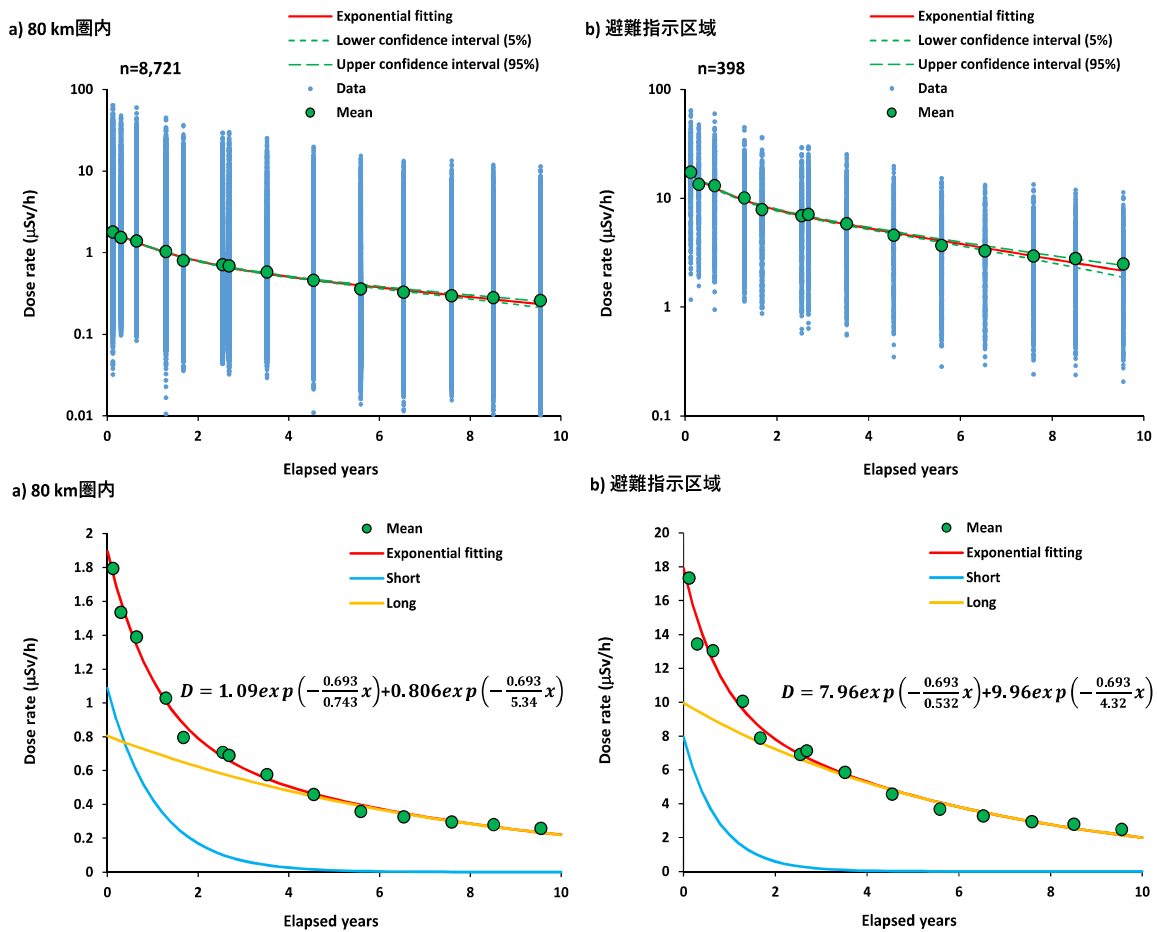


Fig. 6-5 測定値の二重指数関数近似

Table 6-1 二重指数関数近似から求めた環境半減期

	早い成分			遅い成分		
	半減期	95 %信頼区間		半減期	95 %信頼区間	
80 km圏内	0.74	0.60	~ 0.89	5.3	3.6	~ 6.5
避難指示区域	0.53	0.36	~ 0.70	4.3	3.6	~ 5.0

6.3. 土地利用による空間線量率の変化傾向の違い

福島原子力発電所周辺における土地利用形態による空間線量率の減少率の違いを考察するため、国土地理院が提供している「国土数値情報土地利用細分メッシュデータ」⁴⁹⁾ (以下、土地利用メッシュデータ) を利用した。なお、適用する土地利用メッシュデータは、第 4 次モニタリング (2011 年) から第 8 次モニタリング (2013 年) に対しては平成 21 年度公開版、第 9 次モニタリング (2014 年) から第 10 次モニタリング (2015 年) に対しては平成 26 年度公開版、第 11 次モニタリング (2016 年) 以降に対しては平成 28 年度公開版 (2021 年 3 月現在の最新版) とした。福島原子力発電所から 80 km 圏内の土地利用メッシュデータについて、Fig. 6-6 (平成 21 年度公開版)、Fig. 6-7 (平成 26 年度公開版) および Fig. 6-8 (平成 28 年度公開版) に示す。これらの土地利用区分の内、人為的活動等により空間線量率に最も違いが現れると考えられる市街地部および福島原子力発電所周辺において大部分を占める森林部について、過去の 80 km 圏内のモニタリングを比較し、空間線量率の減少率を比較した。市街地部および森林部の定義は以下の通りである。

- ・森林部: 多年生植物の密生している地域とする。Fig. 6-6～Fig. 6-8 の凡例中、森林を指す。
- ・市街地部: 住宅地、市街地等で建物が密集しているところ、鉄道、操車場、道路などで、面的にとらえられるもの、運動競技場、空港、競馬場、野球場、学校港湾地区、人工造成地の空地等とする。Fig. 6-6～Fig. 6-8 の凡例中、建物用地、道路、鉄道、その他用地を指す。

空間線量率の比較は、6.1 項に示したように、測定範囲を 250 m×250 m メッシュに区切り、同一メッシュ上における第 4 次モニタリングを基準とした空間線量率の相対減少率 ((第 15 次モニタリングの結果 - 第 4 次モニタリングの結果) / (第 4 次モニタリングの結果)) を算出し、平均値と標準偏差を求めた。なお、第 4 次モニタリングに適用した土地利用メッシュデータ (平成 21 年度公開版) とは異なる土地利用メッシュデータを適用した第 8 次モニタリング以降を比較対象とする場合には、土地利用区分が平成 21 年度版から不変のデータのみを抽出し、空間線量率比およびその平均値と標準偏差の計算に用いた。比較の例として、第 4 次モニタリングと第 15 次モニタリングにおける市街地部および森林部のメッシュごとの相対減少率の頻度をヒストグラムにして Fig. 6-9 に示す。また第 4 次モニタリングを基準とした、第 5 次モニタリング以降それぞれの各土地利用区分における空間線量率比を Table 6-2 および Table 6-3 に示す。なお、誤差として示したのは、空間線量率比の標準偏差 ($\sigma = 1$) である。第 4 次モニタリングに対する第 15 次モニタリングの空間線量率比を見ると、平均値で市街地部が 24 %、森林部が 26 %であることが分かった。すなわち、平均値で 2 %程度、市街地部の方が森林部より減少率大きい。これは、市街地において行われている除染やウェザリング効果によるものと考えられる。また、過去のモニタリングの結果においても、森林部よりも市街地の方が、2 %～7 %減少率大きいことがわかった。この結果から、森林部よりも市街地の方が空間線量率の減少幅が大きい傾向にあることが示唆される。また、全エリアの減少率と森林部の状況は概ね同様であった。これは、福島原子力発電所から 80 km 圏内の土地利用区分の 65 %が森林であることに起因すると考えられる。規制庁による発電所近傍の車両モニタリングや人手による空間線量率測定結果から解析した結果³⁹⁾をみると、森林部においてはそれ以外と比較し

て減衰傾向が小さく、放射性 Cs の物理的減衰に近い形で減衰していることが示されており、本データも矛盾しない。ただし、地上の測定結果と比較して航空機モニタリングの方が減衰率の差が小さいのは、航空機モニタリングによる空間線量率の位置分解能と地上測定の位置分解能の差に起因すると考えられる。

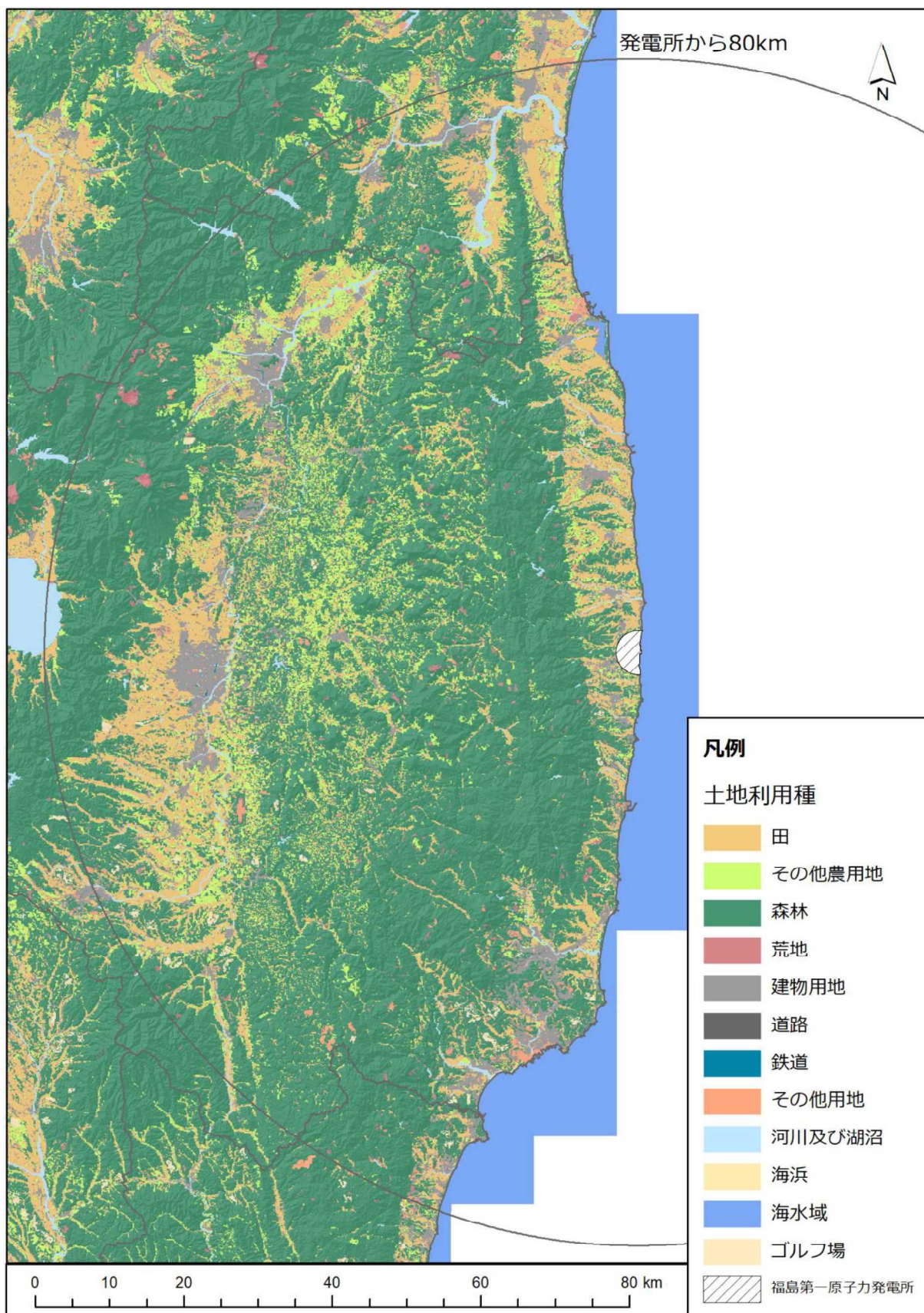


Fig. 6-6 福島原子力発電所から 80 km 圏内における国土数値情報土地利用細分メッシュデータ
(平成 21 年度公開版 国土地理院土地利用調査データ⁴⁹⁾より)

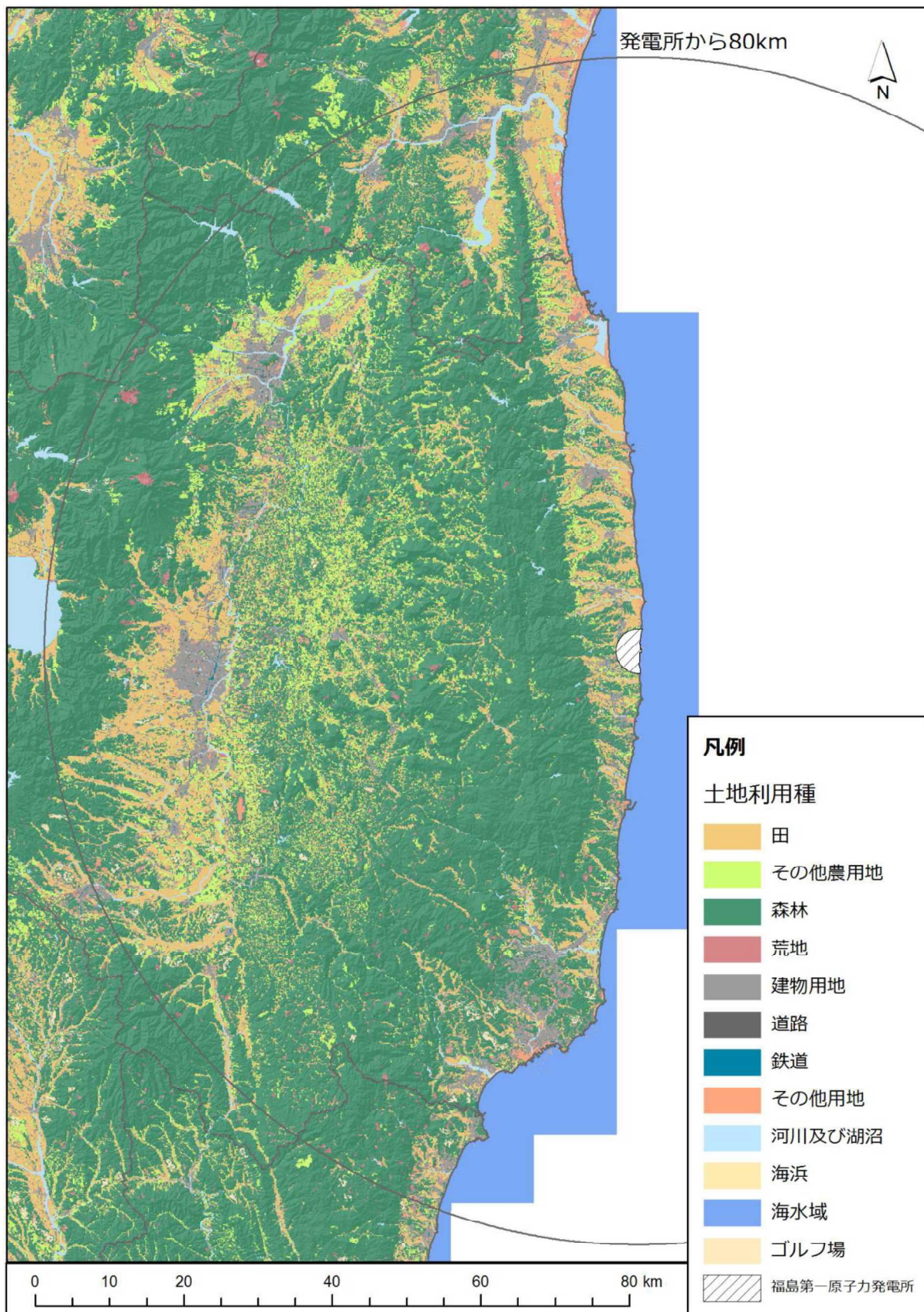


Fig. 6-7 福島原子力発電所から 80 km 圏内における国土数値情報土地利用細分メッシュデータ
(平成 26 年度公開版 国土地理院土地利用調査データ⁴⁹⁾より)

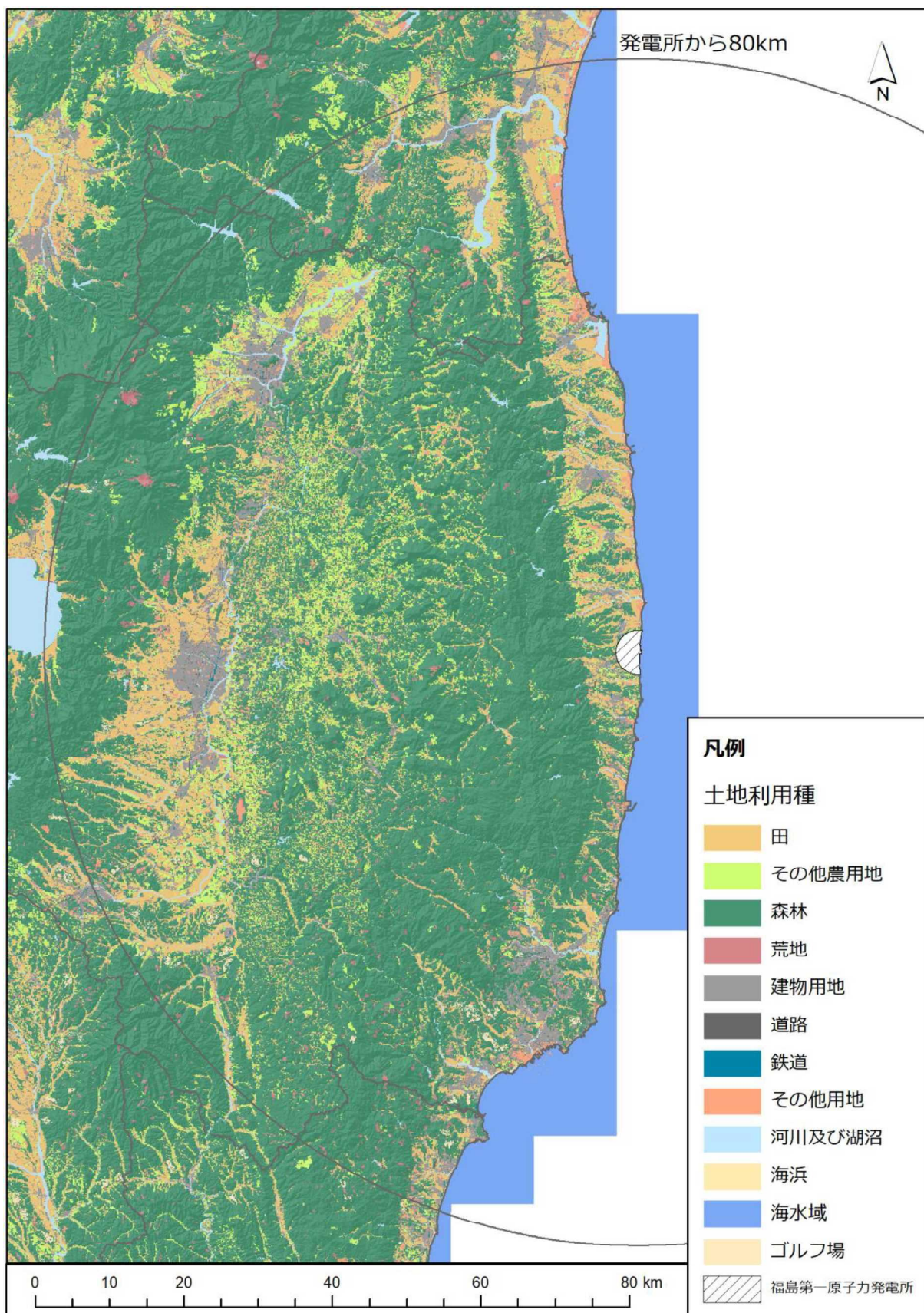


Fig. 6-8 福島原子力発電所から 80 km 圏内における国土数値情報土地利用細分メッシュデータ
(平成 28 年度公開版 国土地理院土地利用調査データ⁴⁹⁾より)

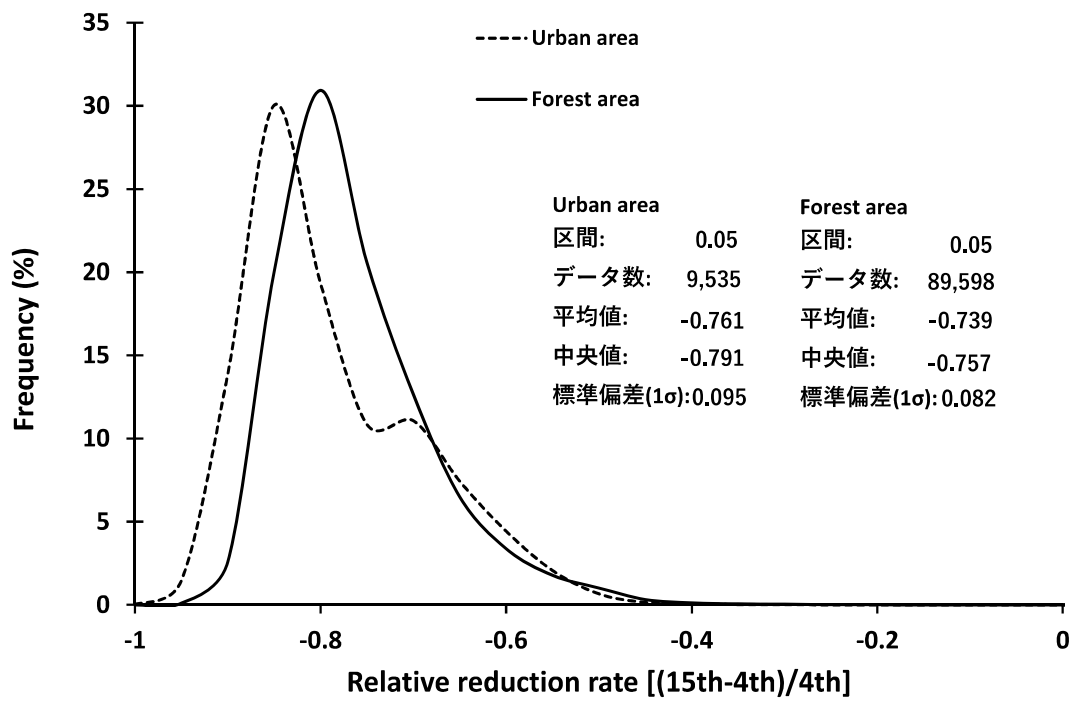


Fig. 6-9 森林部および市街地における地表面から 1 m の高さの空間線量率の算出結果の比較
(第 4 次モニタリングに対する第 15 次モニタリングの相対減少率)

Table 6-2 森林部および市街地部における空間線量率比の比較 (国土数値情報土地利用細分メッシュデータ (平成 21 年度公開版) に基づく)

Area	Gross area (km ²)		Ratio of dose rate (%)							
	Ave. (%)	SD(1σ)	5th/4th		6th/4th		7th/4th		8th/4th	
Urban area	69	± 11	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)
	732		53	± 8.7	50	± 8.4	44	± 9.7		
Forest area	72	± 10.5	55	± 8.4	54	± 9	49	± 9.2		
All areas	71	± 10.6	55	± 8.5	53	± 9	48	± 9.5		

※Ave.: 平均値、SD: 標準偏差

Table 6-3 森林部および市街地部における空間線量率比の比較 (国土数値情報土地利用細分メッシュデータ (平成 26 年度公開版) に基づく)

Area	Gross area (km ²)	Ratio of dose rate (%)			
		9th/4th		10th/4th	
Urban area	791	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)
		41	± 8.9	34	± 8.7
Forest area	5,771	44	± 8.6	38	± 8.1
All areas	8,923	44	± 8.7	37	± 8.2

※Ave.: 平均値、SD: 標準偏差

Table 6-4 森林部および市街地部における空間線量率比の比較 (国土数値情報土地利用細分メッシュデータ (平成 28 年度公開版) に基づく)

Area	Gross area (km ²)	Ratio of dose rate (%)									
		11th/4th		12th/4th		13th/4th		14th/4th		15th/4th	
		Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)	Ave. (%)	SD(1σ)
Urban area	836	27	± 6.7	27	± 8.2	26	± 10	24	± 8.3	24	± 9.5
Forest area	5,843	30	± 6.4	29	± 7.4	28	± 7.7	26	± 7.7	26	± 8.2
All areas	8,923	30	± 6.5	28	± 7.5	27	± 8	26	± 7.8	25	± 8.5

※Ave.: 平均値、SD: 標準偏差

7. 地形の起伏による影響と補正方法

7.1. 背景

日本の国土に対して、山地および丘陵地は約 7 割を占めている。我が国における原子力発電所の立地周辺地域にも、このような山地および丘陵地が多く存在する。航空機モニタリングにおいては、測定される γ 線計数率に対して高度補正係数や空間線量率換算係数による補正を施して、地表面から 1 m の高さの空間線量率の計算を行っている。これは測定対象となる地表面が平坦であると仮定した単純な補正方法であり、このような仮定に基づいて計算を行った場合、実際に地上で測定される空間線量率と航空機モニタリングにより算出される空間線量率とに乖離が生じる可能性がある。実際にどの程度の差異が生じるのかについて定量的な評価を行うために、モンテカルロシミュレーションによって地形の起伏まで考慮した解析を行った。その解析結果を基に、起伏のある地形上で測定された計数率をより正確に空間線量率に換算する方法を検討し、過去の航空機モニタリング測定データに適用した。その結果と地上測定結果を比較し、新しい手法による空間線量率計算値の精度向上効果を評価した。

7.2. 地形の起伏による測定への影響

航空機モニタリングにおいて測定された γ 線計数率は式 [2] で示したとおり、空間線量率換算係数 (CD) で除することによって空間線量率へ変換される。CD は平坦な地形上における地表面から 1 m の高さの空間線量率 D_{FLT} とその上空 300 m において測定された γ 線計数率 C_{FLT} との比で定義されている。平坦な地形上では、この比は一定とみなせるが、起伏のある地形の場合、この比率が地形の起伏度に応じて変化する。平坦な地形上における空間線量率換算係数 CD は、以下のように示される。

$$CD = D_{FLT}/C_{FLT} \quad [14]$$

一方、起伏のある地形上の空間線量率換算係数 CD_t は、以下のように示される。

$$CD_t = D_t/C_t \quad [15]$$

ここで、 D_t と C_t はそれぞれ、起伏のある地形上における、地表面から 1 m の高さの空間線量率とその上空 300 m において測定される γ 線計数率である。表面汚染密度が均一な場合、 D_{FLT} と D_t は同程度とみなせるため、式 [14] および式 [15] から、地形の起伏の有無による CD の変化は以下のように計数率の比として示すことができる。

$$\frac{CD_t}{CD} = \frac{C_{FLT}}{C_t} \quad [16]$$

そこで、地形の起伏により、式 [16] に示した比がどの程度変化するかを評価するため、福島

原子力発電所を中心とする半径 80 km 圏内において、Fig. 7-1 に示すように、無作為に 480 点の評価点を設定し、各評価点における C_i を計算した。評価点の高度は、航空機モニタリングにおける基準高度である対地高度 300 m とした。計算には粒子輸送コード PHITS (Particle and Heavy Ion Transport code System)⁵⁰⁾を用いた。PHITS による計算において、設定する線源形状は Fig. 7-2 のように設定した。まず、数値標高モデル (DEM)³⁵⁾マップから、評価点直下から半径 800 m の領域を選択し、標高を三次元ポリゴンモデルに変換する。三次元ポリゴンそれぞれを個々の平面線源とみなし、各三角形線源の強度は三角形面積を重みとした加重平均値とした。¹³⁷Cs について、以上に示した計算から得られた計数率比の頻度分布を Fig. 7-3 に示す。Fig. 7-3 の結果から、計数率比が 1 以下のものが多数を占めていることがわかる。つまり、地形を平坦とみなした場合、空間線量率が高く評価される傾向にあることが示唆される。なお、計数率比は最小で 0.41、最大で 2.08 であった。

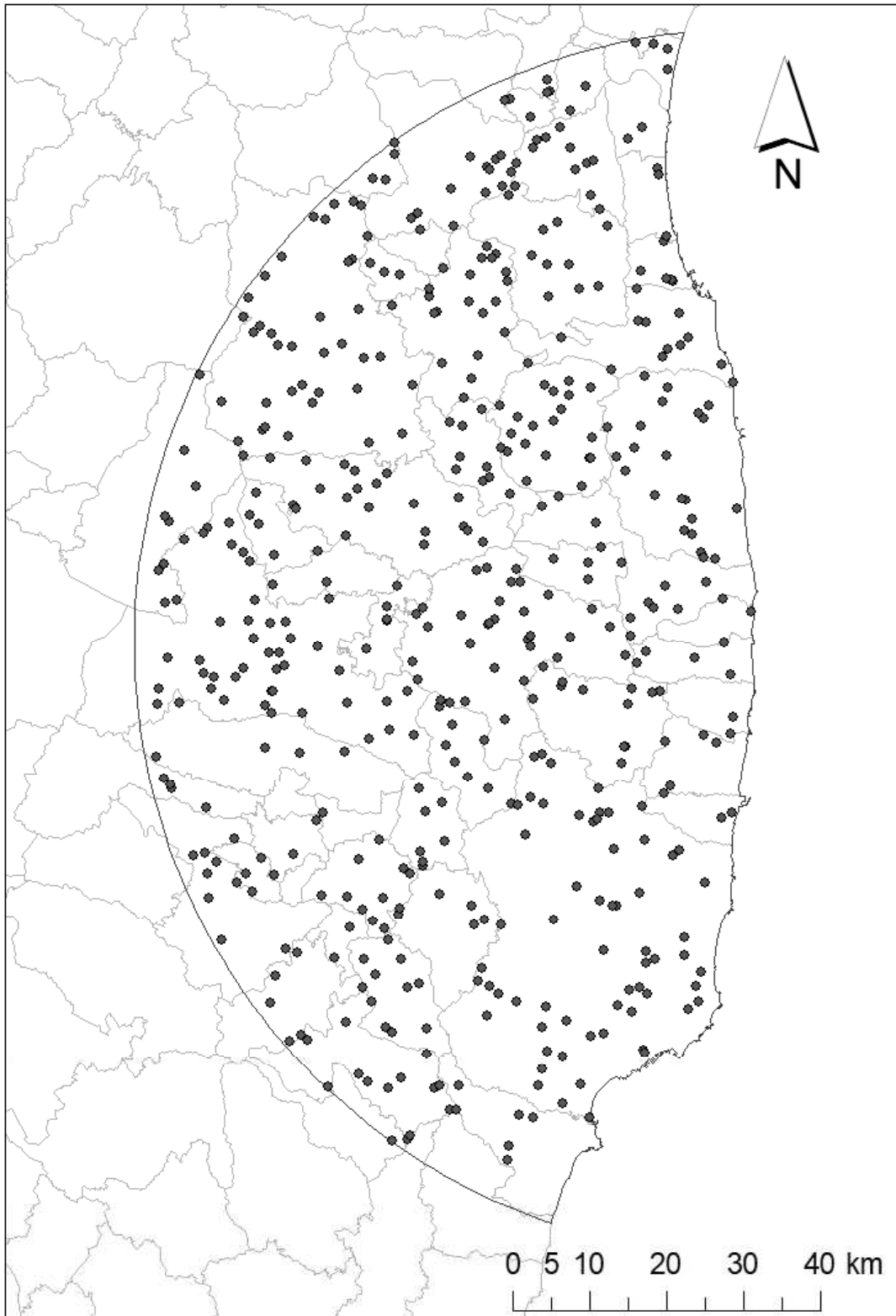


Fig. 7-1 無作為に抽出した評価点の位置
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)

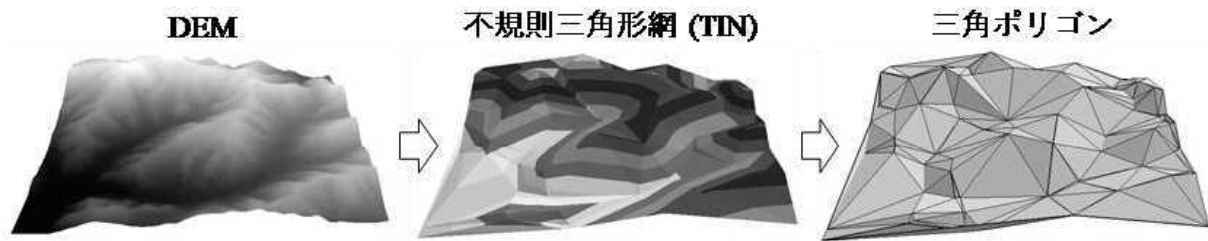


Fig. 7-2 数値標高マップから三角ポリゴンへの変換例

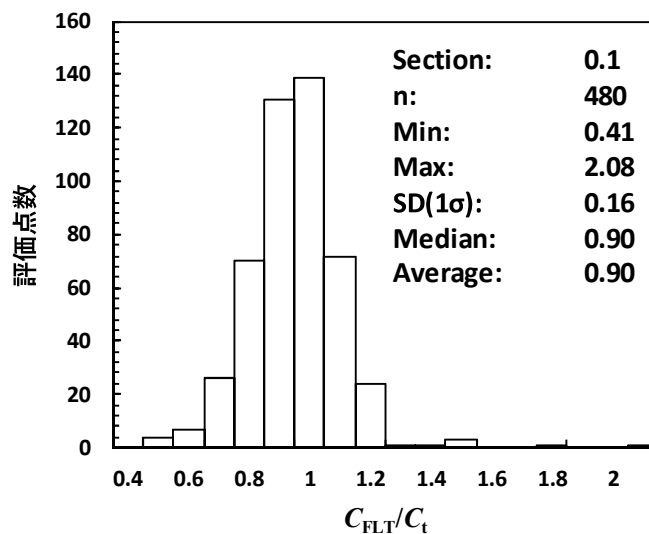


Fig. 7-3 平坦な地形と起伏のある地形における対地高度 300 m での計数率比の頻度分布

7.3. 地形の起伏による影響の補正

平坦な地形に対して、基準高度 H_{std} (300 m) で飛行しながら測定した場合、4.1 項で触れたとおり、測定点直下の概ね半径 300 m の範囲内における γ 線計数率を測定していることになる。つまり、RSI システムから直線距離で約 425 m の範囲内で見込める領域 (S_{FLT}) から飛来する γ 線が測定できていることになる。

一方、地形の起伏がある場合、基準高度 H_{std} (300 m) において測定している場合でも、Fig. 7-4 に示すように、周囲の標高の違いにより、測定範囲内の平均標高 (E_{mean}) は変化する。例えば、平均標高が測定点直下標高 (E) よりも高い場合、線源と RSI システムの平均距離はより近くなる。さらに、RSI システムから直線距離 425 m で見込める面積 (S) が大きくなるとともに、起伏によって線源表面積が増加し、 γ 線計数率 (C) も大きくなる。以上のことから以下の式 [17] を用いて平坦な地形における CD に対して、地形の起伏を考慮に入れた補正を適用して、空間線量率 D の計算値に及ぼす影響を解析することを検討した。

$$D = C / \left\{ CD \cdot \frac{\exp(-AF \cdot H_m')}{\exp(-AF \cdot H_{std})} \cdot \frac{S_{FLT}}{S} \right\} \quad [17]$$

ここで、 H_m' は測定時の対地高度 H_m から以下のように求められる。

$$H_m' = H_m - (E_{mean} - E) \quad [18]$$

以上の手法を用いて、第 15 次モニタリングの解析を行い、規制庁と原子力機構が行っている、福島県内における NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータ (日立製作所製 TCS-172B) を用いた地上測定値³⁹⁾との比較を行った。なお、本比較には福島原子力発電所から半径 80 km 圏内に位置する地上測定値のみ (4,841 点) を用いた。本手法を適用する前後の第 15 次モニタリングの空間線量率マップ比較結果を Fig. 7-5 に示す。従来の解析方法を用いた場合と比較して、全体的に空間線量率が低くなる傾向が見られた。地上測定値との比較評価には、地上測定により得られた空間線量率 (D_{GND}) に対する D_{GND} と航空機モニタリングにより得られた空間線量率 (D_{ARM}) の差の比 (相対誤差: $(D_{ARM} - D_{GND}) / D_{GND}$) の頻度分布を用いた。本手法を適用する前後の第 15 次モニタリングにおける相対誤差の頻度分布を Fig. 7-6 に示す。相対誤差の標準偏差を比較すると、従来手法では 0.57、地形の起伏を考慮した場合は 0.54 とほぼ同値であったが、平均値は 0.40 から 0.27 に、中央値は 0.28 から 0.15 となり、より地上測定値に近づいたと言える。

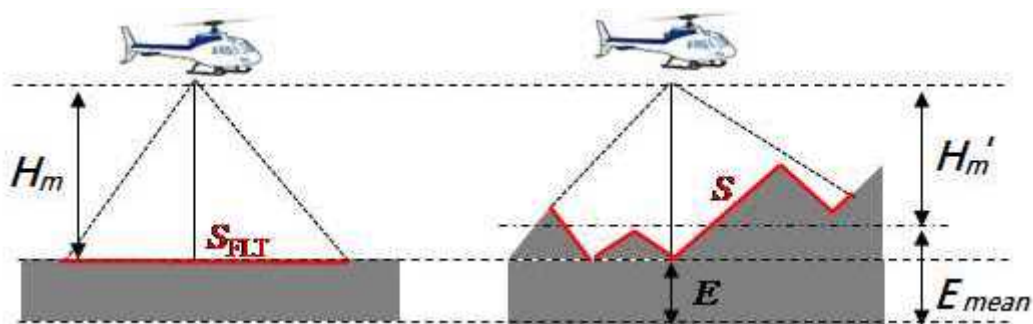


Fig. 7-4 地形の起伏による影響を補正する場合に考慮すべき点

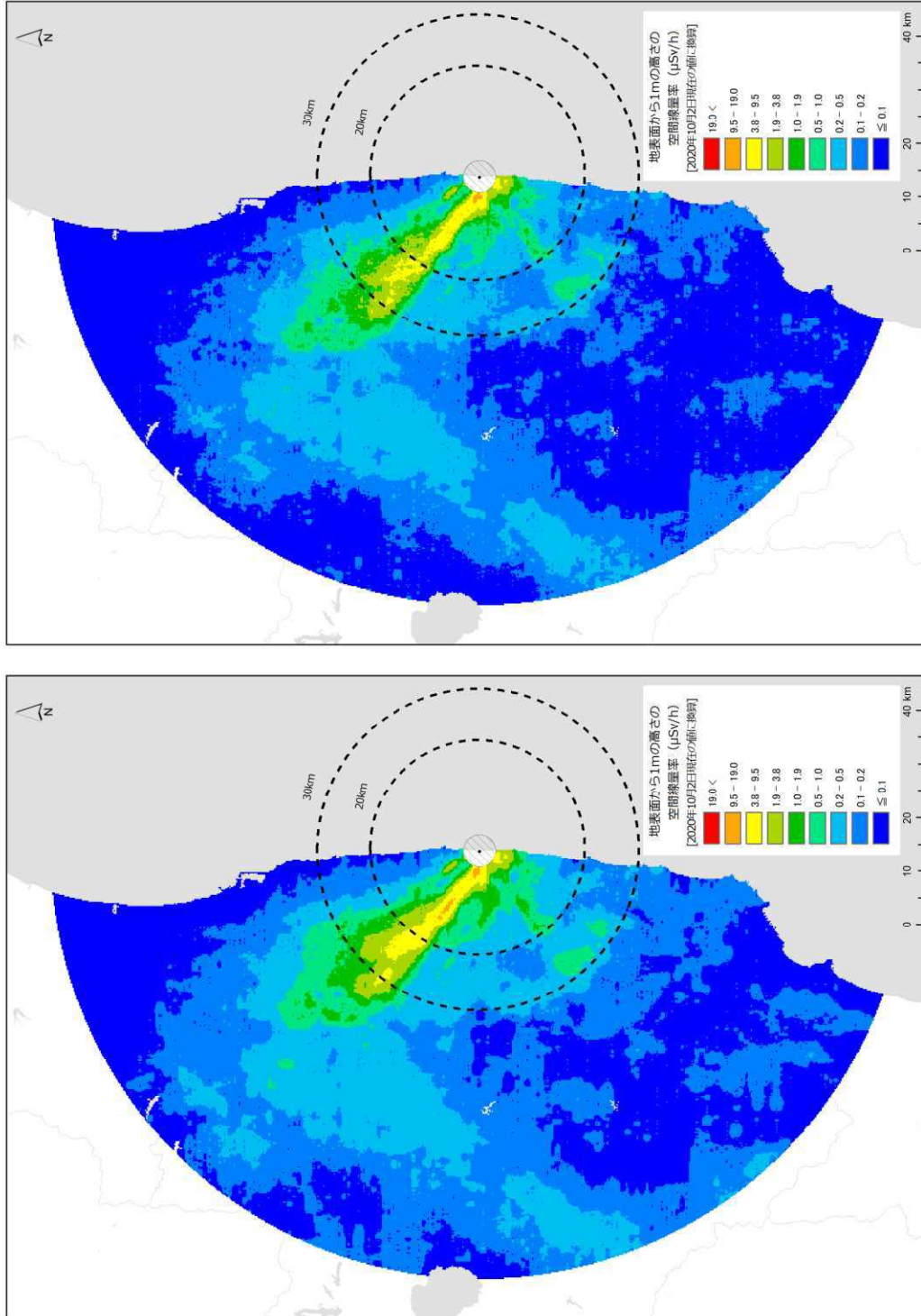


Fig. 7-5 第 15 次モニタリングの空間線量率マップの比較

(左：従来の解析手法を用いた場合、右：地形補正手法を用いた場合)

(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)

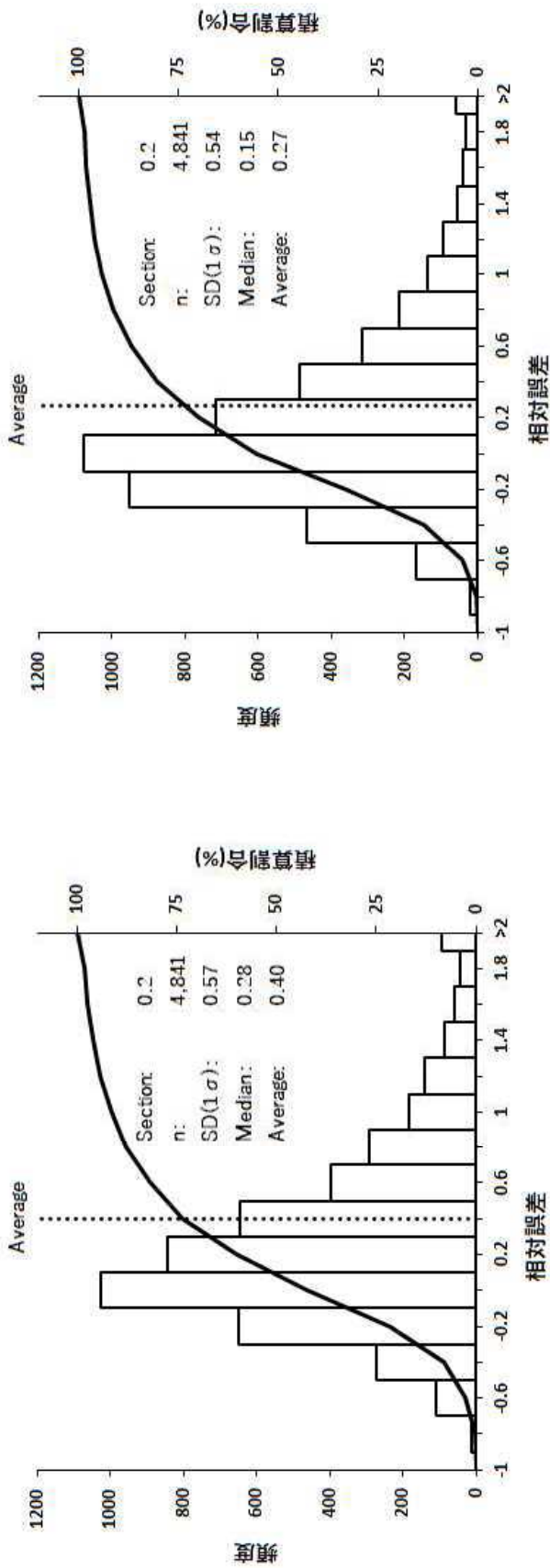


Fig. 7-6 第15次モニタリング結果と地上測定値との比較
 (左：従来の解析手法を用いた場合、右：地形補正手法を用いた場合)

8. ラドン弁別手法を適用した空間線量率マップの作成

8.1. ラドン子孫核種

地殻中に存在するウランやトリウムの変遷系列には、気体であるラドンが存在し、ラドンの一部は大気中に散逸する。Fig. 8-1 に主な天然の放射性変遷系列であるウラン系列とトリウム系列について示す。大気中に散逸したラドンは、Po、Pb および Bi などのラドン子孫核種に変遷し、大気中の微粒子に吸着して大気中を浮遊する。航空機モニタリングによる測定高度である対地 300 m 付近において、ラドン子孫核種濃度が測定された例がほとんどないものの、地上におけるラドン濃度は広く測定されており、日本の屋外における濃度レベルは 6 Bq/m³ 程度となっている⁵¹⁾。これらのラドンの濃度レベルは比較的低いものの、航空機モニタリングでは、地上における測定状況と比べた場合に、測定対象となる地表面と検出器との距離が遠くなるために、全計数率中に含まれるラドン子孫核種の影響が相対的に大きくなると考えられる。また、日単位や季節単位で濃度が変動することが知られており、航空機モニタリングの測定データに及ぼす影響も常に一定とは限らないと推察される⁵²⁾。

ラドン子孫核種の放出する γ 線は、地殻にも同じ核種が存在するので、地上からの放射線との γ 線スペクトル上で弁別が困難である。また、放射性 Cs の放出するエネルギーに似ているため、福島原子力発電所事故の影響を受けた地域近傍ではなおさら弁別が困難となる。Table 8-1 にラドン子孫核種の放出する γ 線エネルギーについて示す。これらのラドン子孫核種の影響を除去し、航空機モニタリングによる空間線量率への換算を高精度化する検討を 2015 年度に実施した²³⁾。2016 年度は、開発した手法を大量のデータに適用できるように既存の航空機モニタリング解析システムに組み込んだ²⁴⁾。2017 年度は本手法を測定結果に適用し、その妥当性を検証した²⁶⁾。本手法の更なる高精度化に資するために、8.2 節にて詳述するパラメータ等のデータ蓄積を行う必要があると考え、本年度もラドン子孫核種による影響を除去した空間線量率マップの作成を行い、その妥当性を検証した。以下、大気中のラドン子孫核種の影響の除去手法を「ラドン弁別手法」と表記する。

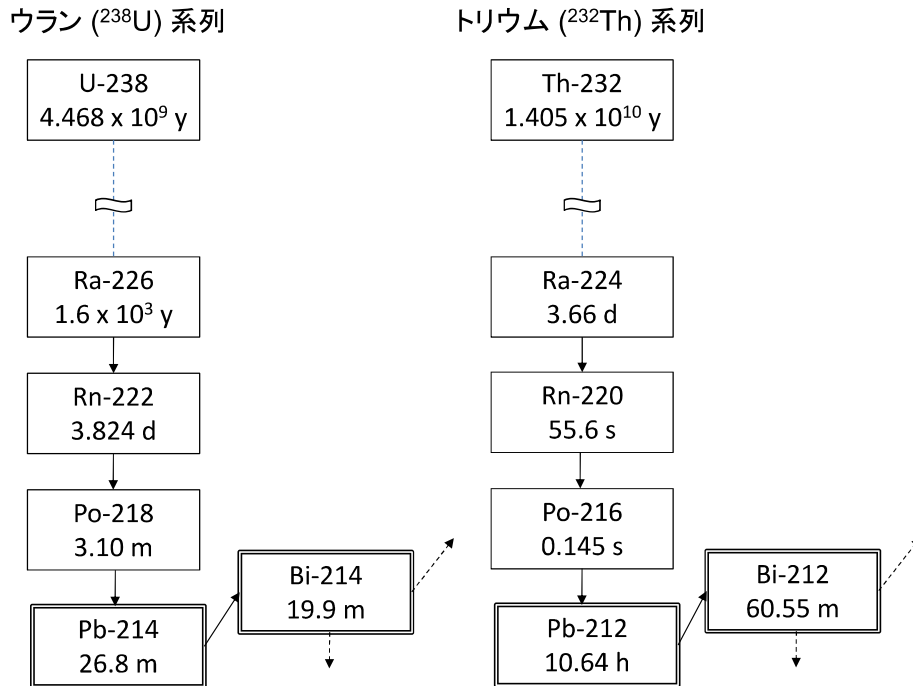


Fig. 8-1 ウラン系列およびトリウム系列

Table 8-1 ラドン子孫核種の放出する γ 線

Nuclide	Series	Gamma energy (keV)	Blanching ratio (%)	Note
Pb-212	Th	239	43.3	
Pb-214	U	352	37.6	
Tl-208	Th	583	84.5	Cs-134: 569 keV (15.4 %)
Bi-214	U	609	46.1	Cs-134: 605 keV (97.6 %)
Bi-214	U	768	4.94	Cs-134: 796 keV (85.5 %)
Bi-214	U	1,120	15.1	
Bi-214	U	1,765	15.4	
Tl-208	Th	2,615	99.2	

8.2. ラドン弁別手法の理論

前述したように、ラドン子孫核種は大気中だけでなく、地表面および地殻にも存在することから、 γ 線のエネルギーによって大気中のラドン子孫核種の影響と地上のラドン子孫核種の影響を弁別することは難しい。また、 ^{134}Cs と ^{214}Bi は放出する γ 線エネルギーが似通っているため、福島原子力発電所事故の影響を受けた地域では弁別はさらに困難である。航空機モニタリングにおけるラドン子孫核種の影響を弁別する方法として、航空機モニタリング用の検出器以外にラドン

子孫核種測定用の検出器を搭載し、その比較からラドン子孫核種の影響を弁別する方法が知られている⁴¹⁾。

今回、ラドン子孫核種の影響を弁別する手法を検討するため、RSI社製LaBr₃シンチレータ(3''×3'')を用いた航空機モニタリング機器(以下、LaBr RSIシステム)を採用し、フライトデータの取得および換算パラメータの算出を行った。LaBr RSIシステムをヘリコプター内に搭載した状況についてFig. 8-2に示す。写真のように、地上からの放射線を遮蔽することを目的とし、通常用いているNaIシンチレーション検出器(以下、NaI RSIシステム)の上方に配置した。

手法としては、空気中のラドン子孫核種からの放射線と地表面からの放射線の距離の差に着目する。Fig. 8-3にヘリコプター内の検出器と線源の位置関係のイメージについて示す。このように、大気中のラドン子孫核種と検出器の距離は地上の放射性核種からのγ線と比べて近いので、空気中ラドン子孫核種由来のγ線はヘリコプター内の検出器で検出されやすいと考えられる。また、空気中ラドン子孫核種由来のγ線は検出器に等方向より放射されることから、LaBr RSIシステムの下方に置いたNaI RSIシステムの遮蔽としての影響は比較的小さい。一方、地上からLaBr RSIシステムに到達するγ線は、下方からの照射となるためNaI RSIシステムに比較的遮蔽されやすいと考えられる。すなわち、大気中のラドン子孫核種を計測したNaI RSIシステムの計数率に対するLaBr RSIシステムの計数率の比(LaBr RSIシステム/NaI RSIシステム)は地上の放射性核種起源の計数率に対する比よりも大きくなると考えられる。

実際には、地上からのγ線による影響のないと考えられる海上で取得したデータにおけるNaI RSIシステムの計数率に対するLaBr RSIシステムの計数率の比をラドンインデックス(RI)と定義する。一方、ラドン子孫核種の影響が無視できるほど、地上における放射性核種からのγ線による影響が大きなエリアで取得したデータにおけるNaI RSIシステムの計数率に対するLaBr RSIシステムの計数率の比をグラウンドインデックス(GI)と定義する。これら2つの定数を利用してラドン子孫核種の影響を弁別する。本手法はNaI RSIシステムにおける全計数率およびLaBr RSIシステムにおける全計数率が式[19]および式[20]で表すことができるという仮定に基づいている。また、先述したGIおよびRIは式[21]および式[22]で表される。式[19]~[22]をNaI RSIシステムにおける地上の放射性核種由来の計数率($C_{NaI,g}$)について解くと、式[23]が導かれる。

$$C_{NaI,all} = C_{NaI,g} + C_{NaI,a} \quad [19]$$

$$C_{LaBr,all} = C_{LaBr,g} + C_{LaBr,a} \quad [20]$$

$$GI = \frac{C_{NaI,g}}{C_{LaBr,g}} \quad [21]$$

$$RI = \frac{C_{NaI,a}}{C_{LaBr,a}} \quad [22]$$

$$C_{NaI,g} = \frac{GI(C_{NaI,all} - RI \cdot C_{LaBr,all})}{GI - RI} \quad [23]$$

ここで、

$C_{NaI,all}$: NaI RSI システムの 30 keV~2800 keV における全計数率

$C_{NaI,g}$: NaI RSI システムの 30 keV~2800 keV における地上の放射性核種由来の計数率

$C_{NaI,a}$: NaI RSI システムの 30 keV~2800 keV における空中の放射性核種由来の計数率

$C_{LaBr,all}$: LaBr RSI システムの 50 keV~700 keV における全計数率

$C_{LaBr,g}$: LaBr RSI システムの 50 keV~700 keV における地上の放射性核種由来の計数率

$C_{LaBr,a}$: LaBr RSI システムの 50 keV~700 keV における空中の放射性核種由来の計数率

GI (グラウンドインデックス): 地上で取得したデータにおける NaI RSI システムの計数率に対する LaBr RSI システムの計数率の比

RI (ラドンインデックス): 海上で取得したデータにおける NaI RSI システムの計数率に対する LaBr RSI システムの計数率の比

である。

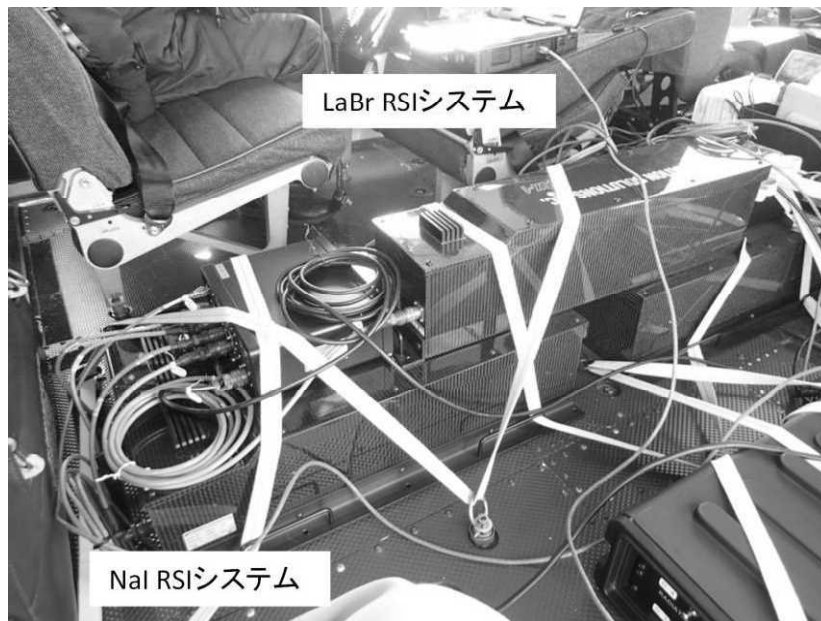


Fig. 8-2 ラドン用航空機モニタリング機器とヘリコプターへの搭載状況

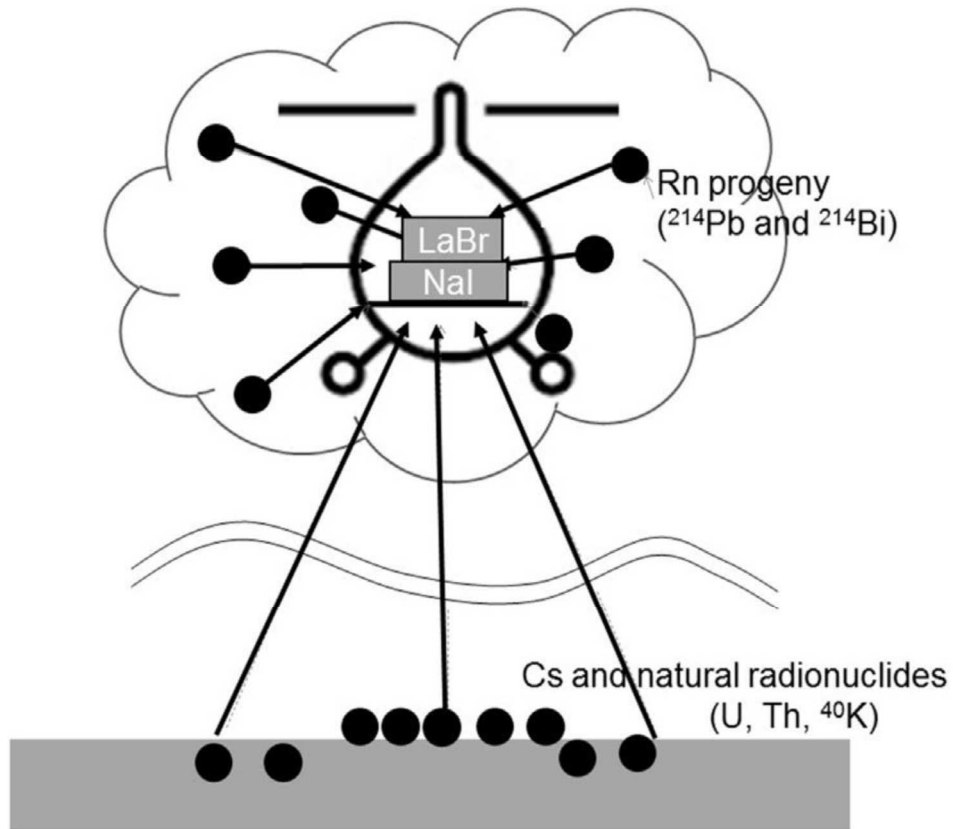


Fig. 8-3 空気中のラドン子孫核種と地上からの放射線のイメージ

8.3. パラメータ (GI および RI) の決定

式 [23] に記載したように、ラドン弁別法の信頼性は GI と RI の設定精度に依存する。GI と RI については、ヘリコプターの遮蔽によって変化するため、東日本第 11 次モニタリングで使用したヘリコプター機種ごとに実測データから数値を決定した。測定データは 40 秒ごとに取得した計数率を積算した。積算したデータから宇宙線および自己汚染の寄与分を差し引き、GI の算出に使用した。また、GPS データ (緯度、経度および飛行高度) については 40 秒間で取得したデータの平均値を使用した。東日本第 11 次モニタリングで取得した地上高さ 300 m 位置 (実際のフライトの対地高度が 290 m~320 m のデータ) における NaI RSI システムの計数率と LaBr RSI システムの計数率の関係を Fig. 8-4 に示す。なお、東日本第 11 次モニタリングでは、Bell 412 (JA6928 および JA6767) および Bell 430 (JA05TV) を使用した。これらのデータにはラドン子孫核種の影響が含まれているが、完全にラドン子孫核種の影響のない環境でのデータ取得は困難であることから、GI の数値は不確かさが比較的大きいと推察される。一方、RI については、海上の 300 m 位置 (実際のフライトの対地高度が 150 m~450 m のデータ) で取得したデータを抽出し、GI と同様にバックグラウンドの減算を行った。ヘリコプターにおける NaI RSI システムの計数率と LaBr RSI システムの計数率の関係を Fig. 8-5 に示す。本散布図の回帰直線の傾きを RI とする。

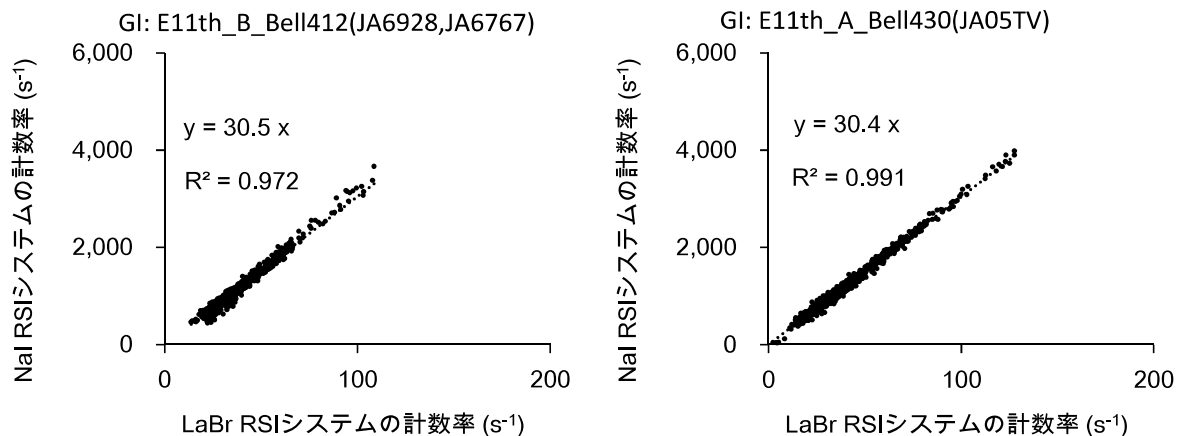
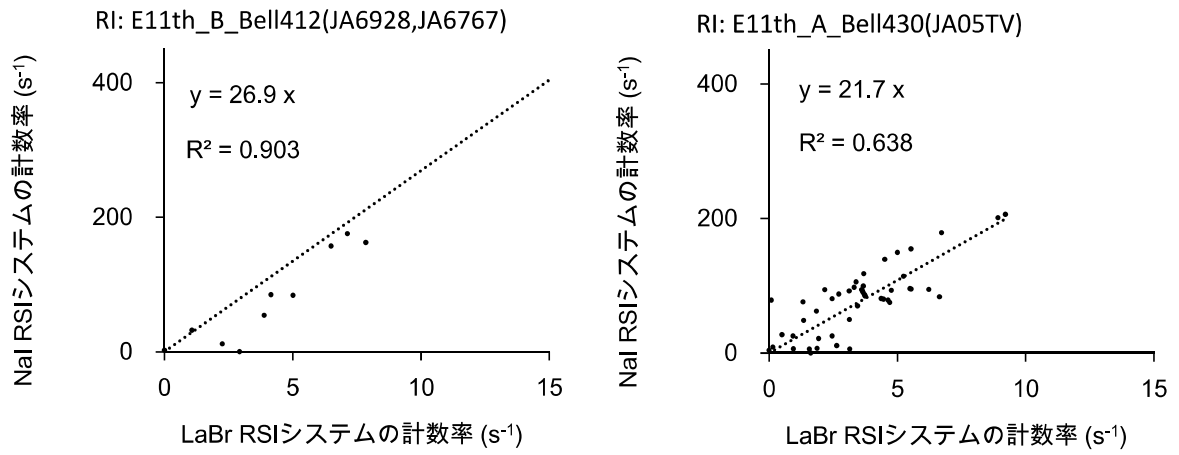


Fig. 8-4 陸上における NaI RSI システムの計数率と LaBr RSI システムの計数率の関係 (1 次回帰直線の傾きを GI と定義)



**Fig. 8-5 海上における NaI RSI システムの計数率と LaBr RSI システムの計数率の関係
(1 次回帰直線の傾きを RI と定義)**

8.4. GIの高度補正方法

GIについては、2015年度に実施した予備的な調査により、対地高度に依存して数値が変化することが分かっている。しかしながら、実測のデータではラドン子孫核種の寄与がないデータを取得することは不可能であるため、計算シミュレーションにより実際の測定体系を模擬し、GIの高度補正手法について検討した。

シミュレーションに用いた計算コードは、モンテカルロ計算コードの一種である電磁カスケードモンテカルロコードEGS5³⁴⁾とし、ヘリコプター内の検出器の体系を簡易的にFig. 8-6のように模擬した。計算体系の妥当性については、正面および横の周辺からの点線源を模擬した場合の検出器のレスポンスを計算した結果と、実際に有人のヘリコプターに検出器(NaI RSIシステム)を搭載した状態で、点線源(¹³⁷Cs)を照射することによって求めた検出器のレスポンスの結果を比較してベンチマークとした。Fig. 8-7に示すように、検出器レスポンスの方向特性についての計算結果と実測結果の比は概ね一致している。一部値が外れている部分は、計算体系に考慮されていないヘリの構造物等が影響していると考えられるが、全体として構築した体系は、検出器のレスポンスを再現するのに十分な精度を有する。本体系に対し、地上の無限平板線源を模擬し、距離を変化させることによりGIの測定高度との関係を計算した。なお、実際の計算ではNaI RSIシステムとLaBr RSIシステムを別で実施した。LaBr RSIシステムの計算時には、下部のNaI RSIシステムを体系に加えた。線源の模擬体系は、以下の条件を設定した。土壌中の天然放射性核種濃度は、全国的な地上における測定結果から平均値を採用した⁵³⁾。

- 空気(1 km × 1 km × 1.3 km)と土壌(深さ1 m、密度 ρ : 1.6 g cm⁻³)
- 山等の地面の凹凸を再現せずに地面は平坦とする。
- 地面中の自然放射性核種(U系列、Th系列、⁴⁰K)は水平方向および深さ方向に一様分布する。
- 地面中の人工放射性核種(¹³⁴Csと¹³⁷Cs)は表層から深さ方向に指数関数的な分布(緩衝深度 $\beta = 3$ g/cm²)をする。
- 土壌中の放射性核種濃度はそれぞれ、⁴⁰K: 500 Bq/kg、U系列: 20 Bq/kg、Th系列: 10 Bq/kg、¹³⁴Cs: 50 kBq/m²、¹³⁷Cs: 200 kBq/m²とする。

検出器と線源の距離(測定高度)とGIの計算結果をFig. 8-8に示す。このように測定高度とGIは正の相関関係にある。この結果における回帰直線の傾きを採用し、式[24]に基づいて各測定高度で取得したデータに対して高度補正を施したGIを用いた。

$$GI_{corr} = 0.0333 \times (H_a - H_{sd}) + GI \quad [24]$$

ここで、 GI_{corr} は高度補正後のGI、 H_a は測定時における対地高度(m)、 H_{sd} は基準高度(300 m)、 GI は高度補正前のGIである。

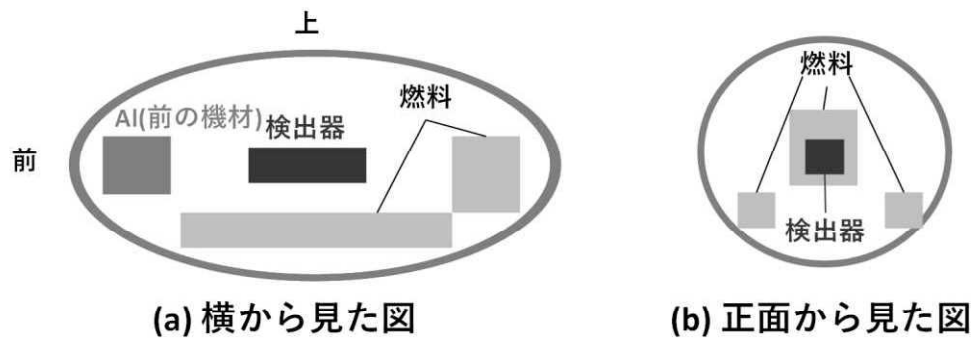


Fig. 8-6 計算体系のイメージ

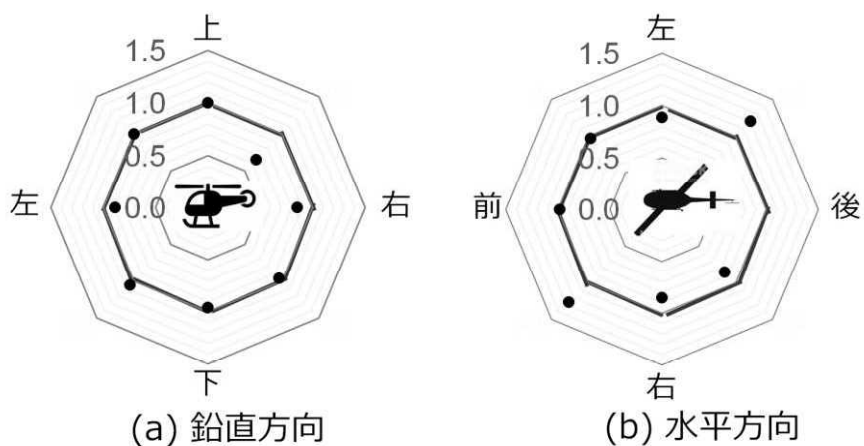


Fig. 8-7 計算体系のベンチマーク
(計算結果と実測結果の比)

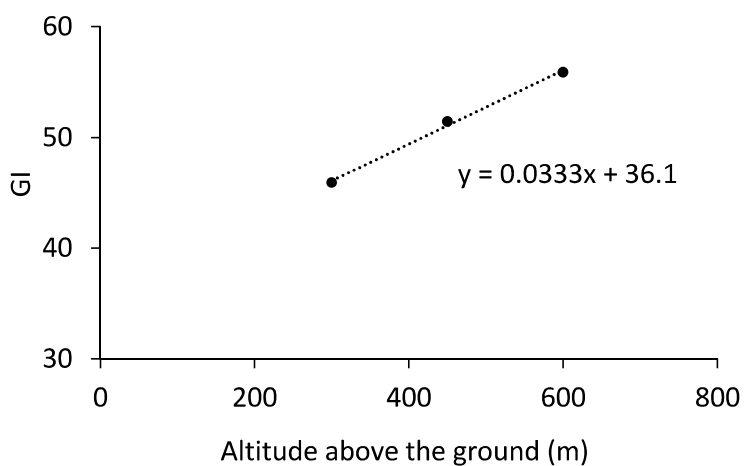


Fig. 8-8 シミュレーションによる測定高度と GI の関係

8.5. 80 km 圏外データへの適用

ラドン弁別手法を今年度の測定結果に適用した。本手法は、大気中のラドン子孫核種の計数率と地上からの計数率が拮抗している場所に効果的であり、地上の放射性核種からの γ 線による影

響が著しく大きな場所では計数誤差の影響により適用が難しく、そもそも放射性 Cs の影響が大きな地域では大気中のラドン子孫核種の影響は無視できるため、適用評価には発電所から 80 km 以遠のデータ (東日本第 11 次モニタリング) のみを対象とした。本手法は GI の数値に依存すると考えられるため、Fig. 8-4 に示したヘリコプターごとの高度補正を行う前の GI の数値 (GI = ± 0 と表記) を 1 および 2 減算した場合についても解析した (それぞれ GI = -1 および GI = -2 と表記)。解析の結果は、地上測定値 300 点と比較し、その妥当性を検証した。なお、4 章で示した従来の空間線量率換算手法においては、これまでの経験から Table 4-1 で示すように、測定日ごとに BG フライトとして対地高度約 900 m に機体を保ち約 2 分のフライトを継続し、得られたデータをバックグラウンドとして差し引いている。当該フライトで得られる計数率にはラドン子孫核種由来の計数率も含まれていると考えられ、ある程度ラドン子孫核種の影響が差し引かれていると思われる。本手法の検証には、BG フライトで取得したバックグラウンドを減算せずにラドン弁別手法を適用する。よって、Fig. 8-9 および Fig. 8-10 に示す「ラドン弁別なし」の空間線量率マップは Fig. 5-5 で示したマップとは異なる。BG フライトから求めたバックグラウンド減算によるラドン子孫核種の弁別効果については 8.6 項で評価する。

Fig. 8-9 にラドン弁別手法を適用した東日本第 11 次モニタリングの空間線量率マップを示す。比較としてラドン弁別手法を適用しない解析結果についても示している。傾向としては、GI の数値が大きいほど空間線量率は低くなる傾向があることが分かる。さらに、ラドン子孫核種の影響の高い地域について考察するために、ラドン弁別手法で減算した NaI RSI システムの計数率を抽出し、計数率マップを作成した。また、本マップは測定の時間が場所により異なるので、瞬間的に検出した空気中のラドン子孫核種の影響が時間的につぎはぎ状でマップとして表現されている。Fig. 8-10 に東日本第 11 次モニタリングの測定結果から計算した空気中のラドン子孫核種由来の計数率のマップを示す。このように、ラドン子孫核種の検出されたエリアは、越後山脈から関東山地に向けての比較的標高の高いエリアであることが分かる。一方、標高の低い関東平野ではほとんど検出されていない。ラドン子孫核種の起源としては中国大陸からの大気輸送と測定地近傍における地殻からの放出が考えられ、後者由来のものは濃度の時間変化は小さいと考えられる。ラドン子孫核種が検出された標高の高いエリアは花崗岩が分布しているエリアと概ね重なるため⁵³⁾、この結果は矛盾しない。

結果の妥当性を評価するために、地上測定値との比較を行った。比較結果を Fig. 8-11 に示す。ラドン弁別手法適用前後の結果を比較すると、散布図においては適用後の方が回帰直線の傾きは 1.00 に近づくものの、決定係数は 1.00 から遠ざかる傾向にあることが分かる。一方で、ファクター 0.5~2 の範囲に収まっているプロットの数に着目すると、ラドン弁別前では 99 % (全 300 点中 298 点) であったのに対し、弁別後では GI = ± 0 で 91 % (全 300 点中 273 点)、GI = -1 で 92 % (全 300 点中 276 点)、GI = -2 で 93 % (全 300 点中 279 点) と、収まりが比較的悪くなっている。ラドン弁別後の結果において、GI を小さく設定すると回帰直線の傾きは大きくなり、決定係数の値は 1.00 に近づいていくことが分かる。相対誤差のヒストグラムに注目すると、GI = -2 のときが平均値および中央値が 0 (航空機モニタリングと地上測定値が等価) に最も近くなった。しかしながら、他の結果と比較して有意な差があるとは言い難い。本手法には、高度補正の手法や GI の数値決定方法に若干の不正確さが残っているため、今後もこのような解析経験を積み上げ、最適化を行

っていく必要がある。

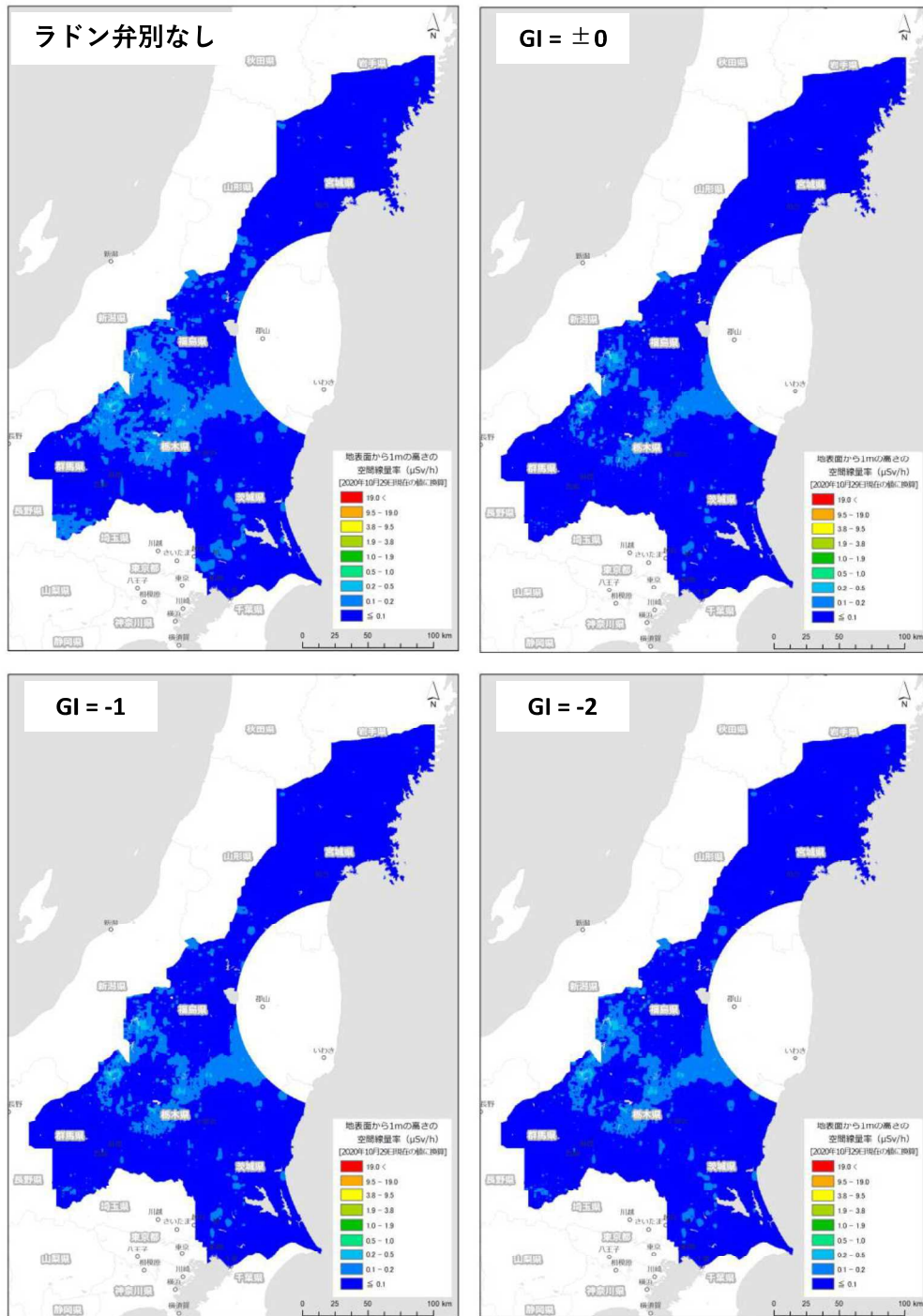


Fig. 8-9 ラドン影響弁別手法適用後の東日本第11次モニタリングの空間線量率マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

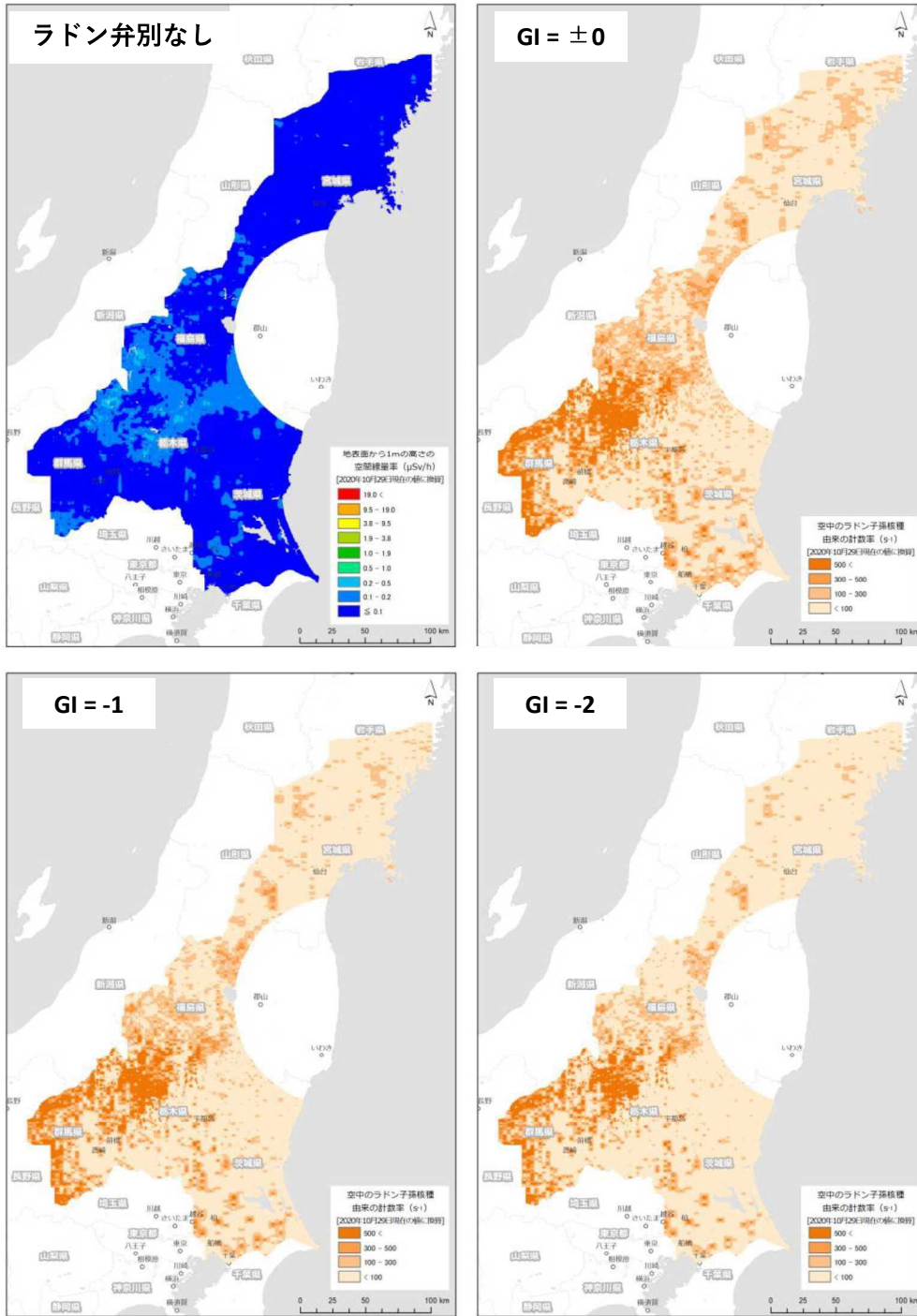


Fig. 8-10 東日本第11次モニタリングの測定結果から計算した空気中のラドン子孫核種のNaIRSIシステムで検出された計数率マップ
(背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ ((c) Esri Japan) を使用。)

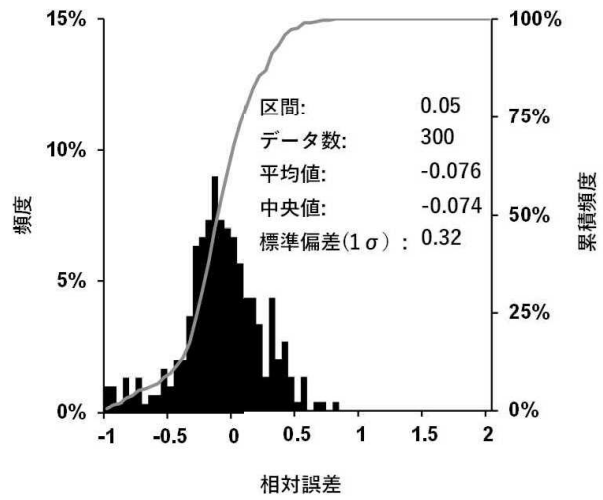
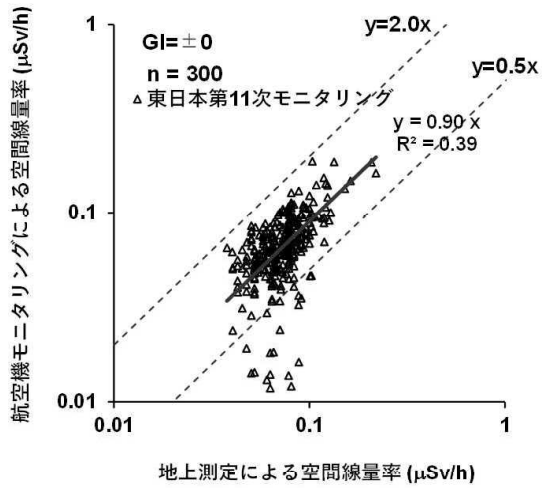
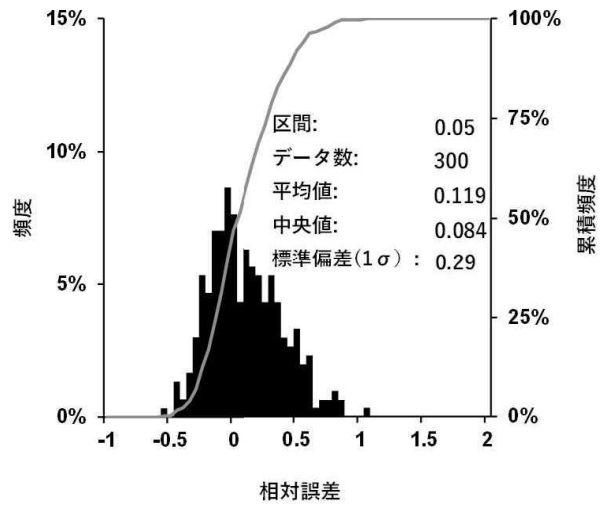
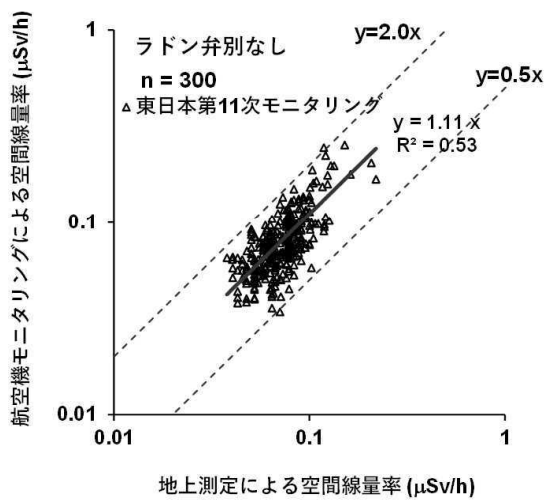


Fig. 8-11 ラドン影響弁別後の地上測定値との比較 (東日本第11次モニタリング)
(1/2)

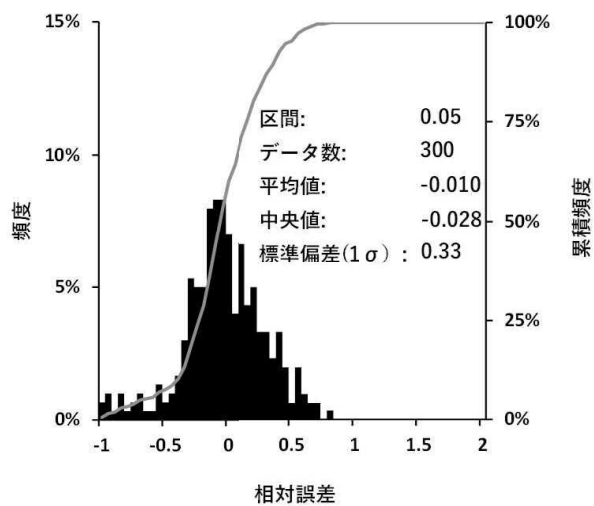
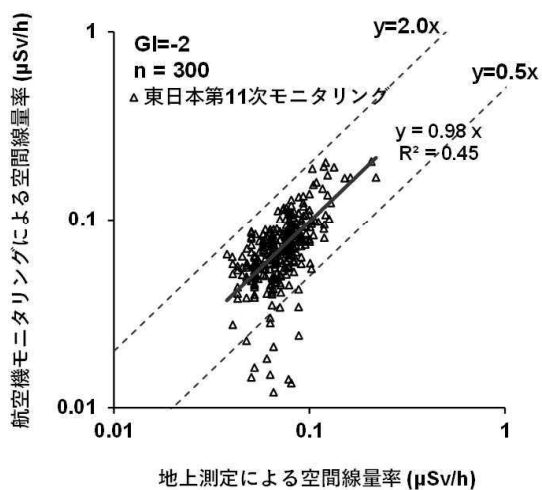
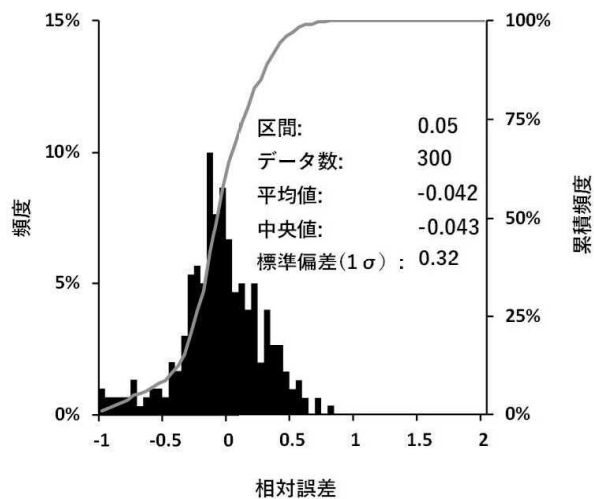
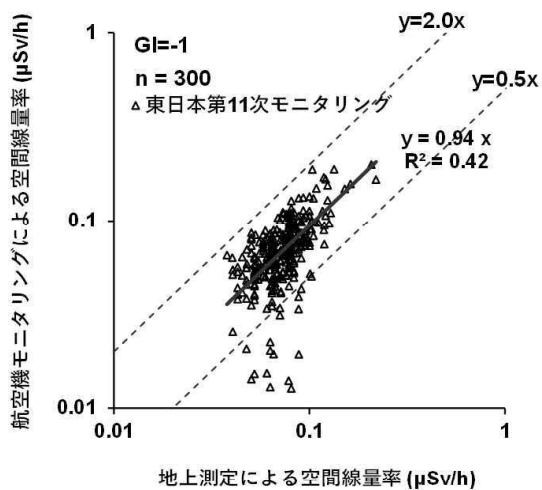
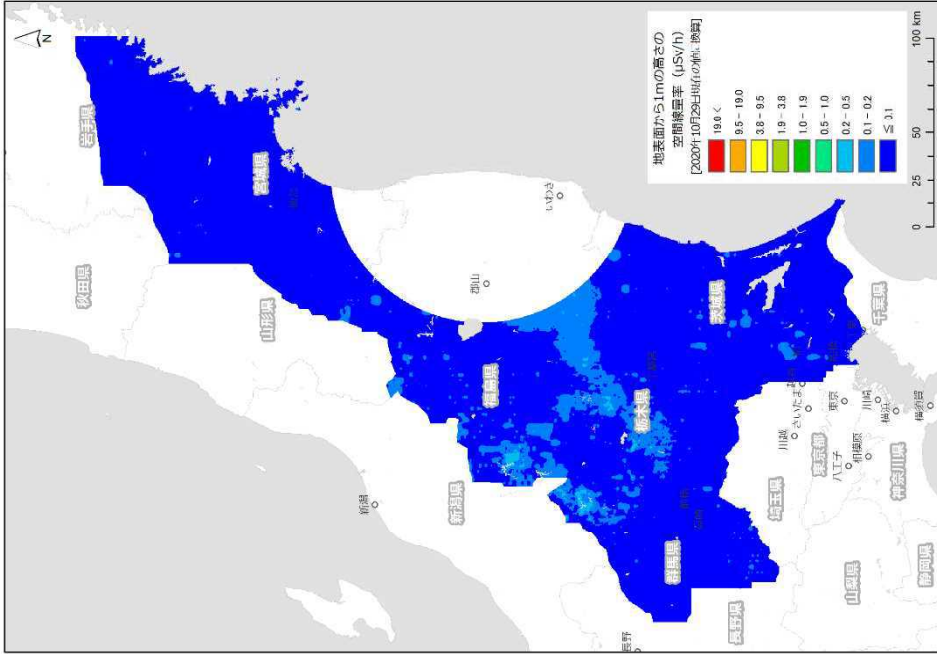


Fig. 8-11 ラドン影響弁別後の地上測定値との比較 (東日本第11次モニタリング)
(2/2)

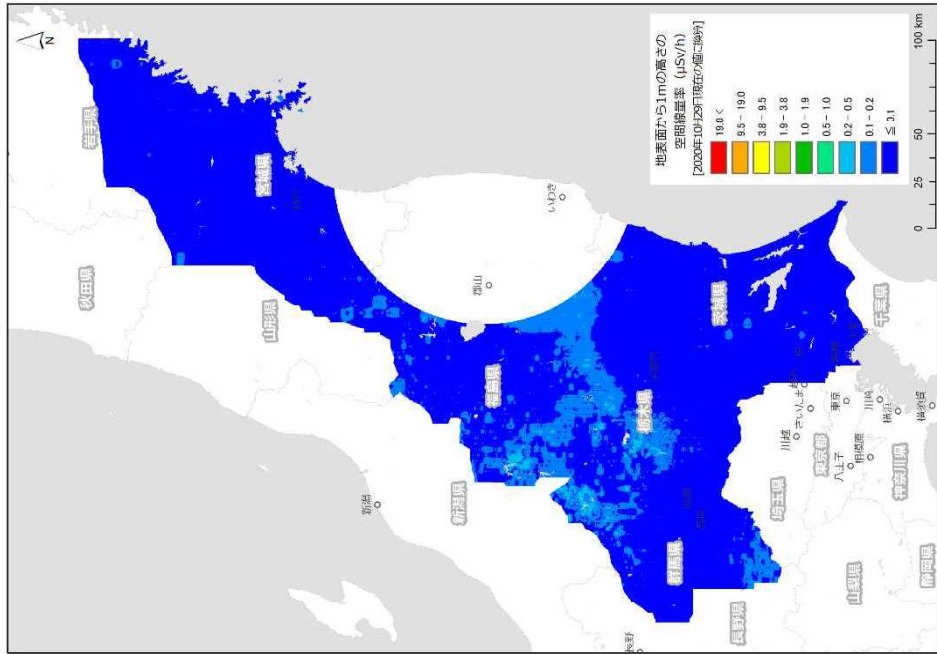
8.6. 従来手法の評価

前節で言及したように、Fig. 4-14 のフロー図に則った従来の手法においては測定日ごとに BG フライトとして対地高度約 900 m に機体を保ち約 2 分のフライトを継続し、得られたデータをバックグラウンドとして差し引いているため、ある程度ラドン子孫核種の影響を差し引くことができていると思われる。従来手法によるラドン子孫核種弁別の効果と上記の新たなラドン弁別手法の有効性を評価するために、Fig. 5-5 で示した従来手法の空間線量率マップと Fig. 8-4 に示した GI を用いてラドン弁別手法を適用して作成した空間線量率マップ (GI = ± 0 と表記) を Fig. 8-12 に示す。このように全体的な傾向は概ね一致しており、従来の手法であってもラドン子孫核種の影響はある程度除去できていることが推察される。一方、詳細を見ると、会津地方 (福島県西部)、栃木県北部、群馬県北部等においては、従来手法の結果において空間線量率が比較的高い場所が散見され、茨城県の中央部から南西部ではラドン弁別手法を適用した場合に、空間線量率が局所的に高く算出される場所があることが分かる。

これらの違いを定量的に理解するために、従来法で求めた測定日ごとのバックグラウンド計数率と同日における測定データにラドン弁別手法を適用して求めた計数率の平均値の比較を Fig. 8-13 に示す。図には比較のため、福島原子力発電所事故由来の放射性 Cs が存在しないと考えられる、美浜発電所並びに敦賀発電所 (美浜・敦賀 BG) および近畿大学原子力研究所並びに京都大学原子力複合科学研究所における試験研究用原子炉 (近大炉・京大炉 BG) のバックグラウンド計数率とラドン弁別手法を適用して求めた計数率の平均値もプロットしている。このように一定の正の相関関係にあるものの、ばらつきが大きいことが分かる。プロット自体は福島原子力発電所事故由来の放射性 Cs の有無に関わらず概ね固まっており、従来手法でもラドン子孫核種由来の計数率の減算はある程度できることが示唆される。しかしながら、従来手法では BG フライトにより得られた計数率を、その日の測定エリア全体におけるバックグラウンド計数率の代表値として扱うことから、特に、測定エリア近傍における地殻から放出されるラドン子孫核種由来の計数率を適切に除去できない可能性が高い。一方、ラドン弁別手法では、各測定点における全計数率から、ヘリコプター周辺に存在するラドン子孫核種 (遠方からの輸送および近傍の地殻から放出されたものを含む) に起因する計数率を切り出して除去できる点に強みがあり、放射性 Cs に起因する空間線量率マップの精度向上に資するものである。以上のことから、ラドン弁別手法の更なる精度向上に係る検討を重ねていく必要があると考える。



(a) 従来手法



(b) ランダム選別手法適用(GI=±0)

Fig. 8-12 従来手法とランダム選別手法の比較
 (背景地図は、ESRI ジャパン データ コンテンツ (c) Esri Japan) を使用。)

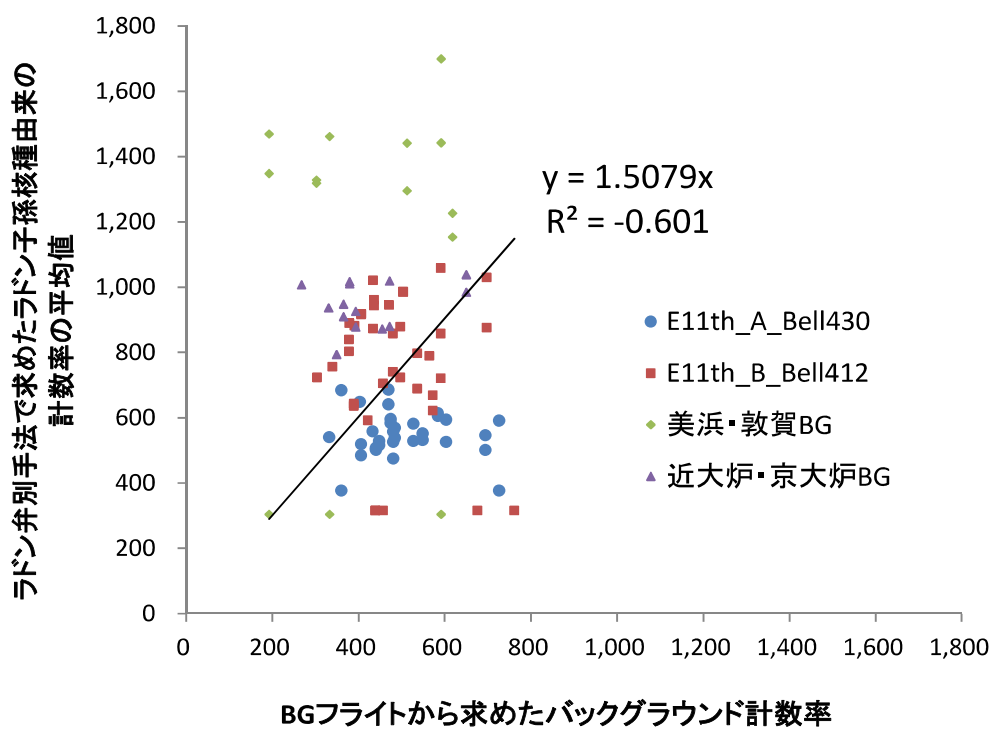


Fig. 8-13 BGフライトから求めた NaI RSI システムのバックグラウンド計数率と同日における測定データにラドン弁別手法を適用して求めた計数率の平均値の比較

9. 成果のまとめと今後の課題

2020年度に得られた成果をまとめ、今後の課題について示す。

・RSIシステムの保守方法について

規制庁所有のRSIシステムを導入してから10年目となり、軽微な異常が何件か発生している。例えば、GPSのエラーによるデータの未取得やRSIシステムのバグ等である。RSIシステムの保守・運用についても、時間が経つにつれて必要性が増すため、メーカーを含めた保守体制作りが必要と考える。また、使用している検出器の結晶であるNaIは吸湿性を有し、空気中で潮解することが知られている。潮解による検出効率の低下時期については空気との接触状況にもよるので一概に言えないが、検出器は購入から10年が経過したものもあり、現在は運用を停止しているものの、このような古い検出器の特性の変化を注視したうえで更新のタイミングを計画していく必要がある。またNaIシンチレータを被覆している金属性のケース内側に塗布されている酸化マグネシウム等の反射体に、機械的な振動等が原因で局所的な片寄りが生じる場合があり、波高値および分解能が変化する可能性もある。また、現在用いているデータ収集装置(RS-701)の後継品(RS-705)がRSIから発売されており、将来的にRS-701に対するサポートが終了する懸念があることから、後継品の導入の検討が必要である。今後も航空機モニタリングを継続していく上で、RSIの最新情報を入手するよう努めるとともに、トラブルの予防保全のために計画的に航空機モニタリングシステムを更新することが望ましい。参考として、RSIシステムの運用を開始した2011年度から2020年度までのRSIシステムの保守・運用実績をTable 9-1に示す。

・空間線量率マップについて

様々なヘリコプターとRSIシステムの組み合わせにより解析パラメータの蓄積が行われ、信頼性の高い数値の選択が可能になってきたと判断し、各解析パラメータにあらかじめ定めた1つの数値を用いた。結果として地上測定の結果ともよく整合し、今後も同様な方法で問題ないと考えられる。しかしながら、キャリブレーションフライトは、確認・参考データの位置付けとしつつ、今後とも実施してデータを蓄積し、現行の解析パラメータを過信することなく、再設定を行うべきかを適宜検討することが望ましい。

・地形の起伏を考慮した空間線量率の補正手法について

航空機モニタリング解析システムに組み込んだ、地形の起伏を考慮する解析手法を2020年度の航空機モニタリング結果に適用し、地上測定値を指標として、地形を平坦と仮定している従来手法と比較を行うことで、空間線量率の計算精度向上効果について定量的評価を行った。地形の起伏を考慮した場合、空間線量率は従来手法に比べ全体的に低く評価される傾向にあることが明らかとなった。空間線量率の計算結果について地上測定値との相対誤差ヒストグラムに着目した場合、従来手法に比べて本手法では平均値および中央値が0に近づく等、理想的な頻度分布に近づくことが分かった。今後は空間線量率が特に小さく評価される傾向にある地形の特徴を抽出する等、さらに詳細な分析を進めていきたい。

・ラドン子孫核種の弁別手法について

80 km圏外の航空機モニタリングデータ(第11次東日本モニタリング)にラドン弁別手法を適用した。地上の測定値と比較した結果から、当該手法が一定の精度を有することが示された。一方

で、測定日ごとに BG フライトを行って減算する従来手法についても精度的に劣るものでないことが分かった。しかしながら、本手法により場所ごとに大気中のラドン子孫核種の影響が除去できることから、本手法の高度化を継続していくメリットは大きい。今後も本手法について従来手法と比較しつつ、データを蓄積し GI 等のパラメータを最適化するための方法について検討していくことが望ましい。

Table 9-1 RSI システムの保守・運用実績

システム	構成機器	2011年度	2012年度	2013年度	2014年度	2015年度	2016年度	2017年度	2018年度	2019年度	2020年度	2021年度		
RSI 1	Nal検出器 RSX-3(1)	購入 運用開始							更新	運用開始				
	Nal検出器 RSX-3 (2)	購入 運用開始							更新	運用開始				
	LaBr ₃ 検出器 RSX-1						購入 運用開始							
	RS-501	購入 運用開始												
	RS-701	購入 運用開始												
	PDU	購入 運用開始												
	バッテリー	購入 運用開始						修理 2台						修理 1台
	PC	購入 運用開始												
	サブモニタ	購入 運用開始												
RSI 2	Nal検出器 RSX-3(1)	購入 運用開始							更新	運用開始				
	Nal検出器 RSX-3 (2)	購入 運用開始							更新	運用開始	更新	運用開始	予定	
	LaBr ₃ 検出器 RSX-1						購入 運用開始							
	RS-501	購入 運用開始												
	RS-701	購入 運用開始												
	PDU	購入 運用開始												
	バッテリー	購入 運用開始						修理 2台						修理 1台
	PC	購入 運用開始												
	サブモニタ	購入 運用開始												

10. まとめ

2020年度に予定された80 km圏内の航空機モニタリング1回および80 km圏外の航空機モニタリング1回を確実に実施した。福島原子力発電所事故から航空機モニタリングが日本で実施されて10年目となった。事故当時、定まっていなかった測定・評価手法についてもある程度確立し、RSIシステムの定期的な保守および軽微なトラブルへの対応経験並びに測定データ解析手法のノウハウが蓄積されてきている。今回のモニタリング結果を過去の結果と比較し、福島原子力発電所事故の影響があったエリアの空間線量率および放射性Csの地表面沈着量の全体的な減少傾向を把握することができた。

また、従来の測定データ解析手法で算出される空間線量率の高精度化に資するため、従来手法をベースとした応用的データ解析手法の開発を行っている。それら応用的手法の有効性を評価するため、応用的手法を適用して得られた空間線量率マップと従来手法によるものとの比較を実施した。地形の起伏を考慮に入れた計算手法を、本年度における発電所から80 km圏内の航空機モニタリング結果に適用し、空間線量率マップの作成を行った。地形を平坦と仮定する従来手法によるものと比較したところ、地形の起伏を考慮に入れた場合、全体的に空間線量率が低く算出されることが明らかとなった。地上測定値を指標として、それぞれの手法の計算精度について評価したところ、地形の起伏を考慮に入れた計算手法の方がより地上測定値に近づいたことから、当該手法が空間線量率の計算精度向上をもたらすことが示された。また、本年度における福島原子力発電所から80 km圏外の測定データにラドン弁別手法を適用して空間線量率マップを作成した。本手法により算出した地表面から1 mの高さの空間線量率と地上測定値とを比較したところ、従来手法により算出した空間線量率と地上測定値を比較した場合よりも、僅かながらではあるが相関関係の改善が見られたことから、本手法が従来手法と同等以上の精度を有することが示された。今後、現在までに開発してきた応用的データ解析手法の一元化を実施するとともに、解析手順や注意すべき点、プログラムで自動化が困難であり解析者判断が求められる事項とその判断基準等をマニュアルとして取りまとめていくことが望ましい。

謝辞

本調査研究は、「令和2年度原子力施設等防災対策等委託費および放射性物質測定調査委託費(80km圏内外における航空機モニタリング)事業」による知見をとりまとめたものである。原子力機構、応用地質株式会社、モニー物探株式会社、エイ・ティ・エス株式会社、株式会社MSK、株式会社水戸警備保障の30余名が、航空機に搭乗しての測定、地上での空間線量率測定、さらにデータ解析とそのマップ化に取り組んだ。航空機の運航は中日本航空株式会社、朝日航洋株式会社が行った。ここに本モニタリングに参加された皆様に謹んで謝意を表します。

参考文献

- 1) 飯田義正, 伊藤洋昭, 笹尾英嗣, 鶴田忠彦, 永島礼二, 三谷稔, 小林孝男, 海外ウラン資源探査 -探査技術取りまとめ-, JNC-TN7410 2001-007, 2001, 330p.
- 2) Barasch G. E. and Richard H. B., Aerial radiological measuring surveys of the nuclear fuel services plant, west valley, New York, 1968 and 1969, AEC Report No. ARMS-68.6.9, 1972, 39p.
- 3) Hendricks, T. J. and Riedhauser, S. R., An aerial radiological survey of the Nevada test site., DOE/NV/11718-324, 1999, 67p.
- 4) Sanderson D.C.W., Cresswell A.J., Lang J.J. eds. An International Comparison of Airborne and Ground Based Gamma Ray Spectrometry. Results of the ECCOMAGS 2002 Exercise held 24th May to 4th June 2002, Dumfries and Galloway, Scotland. University of Glasgow, Glasgow. ISBN 0 85261 783 6., 2003, 387p.
- 5) 長岡鋭, 森内茂, 航空機 γ 線サーベイシステム ARSAS, 保健物理, 25 (4), 1990, pp.391-398.
- 6) 森内茂, 長岡鋭, 坂本隆一, 堤正博, 斎藤公明, 天野光, 松永武, 柳瀬信之, 笠井篤, 緊急時における航空機サーベイ法確立とシステム実用化に関する検討, JAERI-M 89-017, 1989, 82p.
- 7) Saito, K. and Moriuchi, S., Conversion factors for estimating release rate of gaseous radioactivity by an aerial survey, JAERI-M 88-016, 1988, 84p.
- 8) 大西亮一, 無人ヘリコプターを活用した空中放射線測定システムについて, 航空と宇宙, 671, 2009, pp.8-14.
- 9) 原子力安全委員会, 環境放射線モニタリング指針, 2008.
- 10) 鳥居建男, 眞田幸尚, 杉田武志, 田中圭, 航空機モニタリングによる東日本全域の空間線量率と放射性物質の沈着量調査, 日本原子力学会誌(ATOMOZ), 54(3), 2012, pp.160-165.
- 11) 眞田幸尚, 近藤敦也, 杉田武志, 鳥居建男, 航空機モニタリングによる放射性セシウムの汚染分布, 放射線, 38 (3), 2012, pp.137-140.
- 12) 眞田幸尚, 日本全域における航空機モニタリング, FB news, 432, 2012, pp.7-11.
- 13) 鳥居建男, 眞田幸尚, 杉田武志, 近藤敦哉, 志風義明, 高橋昌樹, 石田睦司, 西澤幸康, 卜部嘉, 広域環境モニタリングのための航空機を用いた放射性物質拡散状況調査, JAEA-Technology 2012-036, 2012, 182p.
- 14) Sanada, Y., Sugita, T., Nishizawa, Y., Kondo, A., and Torii, T., The aerial radiation monitoring in Japan after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, Prog. Nuc. Sci. Tech., 4, pp.76-80, 2014.
- 15) IAEA, Additional Report of the Japanese Government to the IAEA - The Accident at TEPCO's Fukushima Nuclear Power Stations -(Second Report), 2011.
- 16) 鳥居建男, 事故後初期の航空機モニタリングから得られたヨウ素 131 沈着量の分布, 日本原子力学会誌 (ATOMOZ), 55, 2013, pp.702-706.
- 17) Torii, T., Sugita, T., Okada, C. E., Reed, M. S. and Blumenthal, D. J., Enhanced Analysis Methods to Derive the Spatial Distribution of ^{131}I deposition on the Ground by Airborne Surveys at an Early Stage after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident, Health. Phys., 105, 2013, pp.92-200.
- 18) Inomata, Y., Aoyama, M., Hirose, K., Sanada, Y., Torii, T., Tsubono, T., Tsumune, D. and Yamada, M., Distribution of radionuclides in surface seawater obtained by an aerial radiological survey. J. Nucl. Sci. Tech., 51, 2014, pp.1059-1063.
- 19) 原子力規制庁, 航空機モニタリング結果, <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/191/list-1.html> (2021 年

3月1日閲覧).

- 20) 原子力規制庁, 文部科学省航空機モニタリング行動計画, 2011,
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5274/view.html> (2021年3月1日閲覧).
- 21) 眞田幸尚, 西澤幸康, 卜部嘉, 山田勉, 石田睦司, 佐藤義治, 平山弘克, 高村善英, 西原克哉, 伊村光生, 土田清文, 石橋聖, 前島正道, 結城洋一, 鳥居建男, 平成25年度福島原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Research 2014-012, 2014, 110p.
- 22) 眞田幸尚, 森愛理, 石崎梓, 宗像雅広, 中山真一, 西澤幸康, 卜部嘉, 中西千佳, 山田勉, 石田睦司, 佐藤義治, 平山弘克, 高村善英, 西原克哉, 伊村光生, 土田清文, 石橋聖, 吉田真美, 前島正道, 結城洋一, 鳥居建男, 平成26年度福島原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Research 2015-006, 2015, 81p.
- 23) 眞田幸尚, 宗像雅広, 森愛理, 石崎梓, 嶋田和真, 廣内淳, 西澤幸康, 卜部嘉, 中西千佳, 山田勉, 石田睦司, 佐藤義治, 佐々木美雪, 平山弘克, 高村善英, 西原克哉, 伊村光生, 宮本賢治, 岩井毅行, 松永祐樹, 豊田政幸, 飛田晋一郎, 工藤保, 中山真一, 平成27年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Research 2016-016, 2016, 131p.
- 24) 眞田幸尚, 森愛理, 岩井毅行, 瀬口栄作, 松永祐樹, 河端智樹, 豊田政幸, 飛田晋一郎, 平賀祥吾, 佐藤義治, 卜部嘉, 石崎梓, 嶋田和真, 廣内淳, 工藤保, 平成28年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2017-034, 2017, 117p.
- 25) 眞田幸尚, 森愛理, 岩井毅行, 瀬口栄作, 松永祐樹, 河端智樹, 豊田政幸, 飛田晋一郎, 平賀祥吾, 佐藤義治, 卜部嘉, 石崎梓, 嶋田和真, 廣内淳, 工藤保, 平成28年度緊急時対応技術適用のためのバックグラウンド航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2017-035, 2017, 69p.
- 26) 普天間章, 眞田幸尚, 石崎梓, 岩井毅行, 瀬口栄作, 松永祐樹, 河端智樹, 豊田政幸, 飛田晋一郎, 平賀祥吾, 佐藤一彦, 佐藤義治, 卜部嘉, 嶋田和真, 森愛理, 廣内淳, 工藤保, 平成29年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2018-015, 2019, 120p.
- 27) 普天間章, 眞田幸尚, 岩井毅行, 瀬口栄作, 松永祐樹, 河端智樹, 豊田政幸, 飛田晋一郎, 平賀祥吾, 佐藤一彦, 佐藤義治, 卜部嘉, 石崎梓, 嶋田和真, 森愛理, 廣内淳, 工藤保, 平成29年度緊急時対応技術適用のためのバックグラウンド航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2018-016, 2019, 98p.
- 28) 普天間章, 眞田幸尚, 石崎梓, 古宮友和, 岩井毅行, 瀬口栄作, 松永祐樹, 河端智樹, 萩野谷仁, 平賀祥吾, 佐藤一彦, 佐藤義治, 卜部嘉, 嶋田和真, 森愛理, 廣内淳, 平岡大和, 工藤保, 平成30年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2019-016, 2019, 116p.
- 29) 普天間章, 眞田幸尚, 古宮友和, 岩井毅行, 瀬口栄作, 松永祐樹, 河端智樹, 萩野谷仁, 平賀祥吾, 佐藤一彦, 佐藤義治, 卜部嘉, 石崎梓, 嶋田和真, 森愛理, 廣内淳, 平岡大和, 工藤保, 平成30年度緊急時対応技術適用のためのバックグラウンド航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2019-017, 2019, 95p.
- 30) 普天間章, 眞田幸尚, 石崎梓, 川崎義晴, 岩井毅行, 平賀祥吾, 佐藤一彦, 萩野谷仁, 松永祐樹, 菊池陽, 廣内淳, 平岡大和, 卜部嘉, 工藤保, 令和元年度原子力発電所周辺における航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2020-018, 2021, 121p.
- 31) 普天間章, 眞田幸尚, 川崎義晴, 岩井毅行, 平賀祥吾, 佐藤一彦, 萩野谷仁, 松永祐樹, 菊池陽, 石崎

- 梓, 廣内淳, 平岡大和, 卜部嘉, 工藤保, 令和元年度緊急時対応技術適用のためのバックグラウンド航空機モニタリング(受託研究), JAEA-Technology 2020-019, 2021, 128p.
- 32) Ishizaki, A., Sanada, Y., Mori, A., Imura, M., Ishida, M. and Munakata, M., Investigation of snow cover effects and attenuation correction of gamma ray in aerial radiation monitoring, *Remote Sens.*, 8(11), 2016, p.892.
- 33) Ishizaki, A., Sanada, Y., Ishida, M., and Munakata, M., Application of topographical source model for air dose rates conversions in aerial radiation monitoring., *J. Environ. Radioact.*, 180, pp.82-89, 2017.
- 34) Hirayama H., Namito Y., Bielajew A. F., Wilderman S. J., Nelson W. R., The EGS5 Code System, SLAC-R-730 and KEK Report 2005-8, 2005, 441p.
- 35) 国土地理院, 国土地理院基盤地図情報ダウンロードサービス,
<https://fgd.gsi.go.jp/download/menu.php> (2021年3月1日閲覧).
- 36) 原子力規制委員会, ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法, 放射能測定法シリーズ 33, 2017.
- 37) ICRU, Gamma-ray spectrometry in the environment, ICRU report 53, 1994, 84p.
- 38) 原子力規制委員会, 平成 31 年度放射性物質測定調査委託費(東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データ集約)事業, 成果報告書, 2020,
<https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/579/list-1.html> (2021年3月1日閲覧).
- 39) 私信.
- 40) G. F. KNOLL, 神野郁夫, 木村逸郎, 阪井英次 (訳), 放射線計測ハンドブック (第4版), 日刊工業新聞社, 2013, 70p.
- 41) IAEA, Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data, IAEA-TECDOC-1363, 2003, 173p.
- 42) 塩出志乃, 逆距離加重法によるネットワーク空間上での点補間に関する研究, *Theory and Applications of GIS*, 13(1), 2004, pp.33-41.
- 43) Nishizawa, Y., Sugita, T., Sanada, Y. and Torii, T., Analytical method for distribution of natural radionuclides after the FDNPP accident by aerial monitoring, *Proceedings of the Twenty-First EGS Users' Meeting in Japan*, KEK Tsukuba, 2014, pp.62-71.
- 44) ICRP, Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation, ICRP Publication 74, 1996, 179p.
- 45) 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*, 25(2), 1990, pp.121-128.
- 46) 環境省, 追加被ばく線量年間 1 ミリシーベルトの考え方,
http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=18437&hou_id=14327 (2021年3月1日閲覧).
- 47) Sanada, Y., Urabe, Y., Sasaki, M., Ochi, K., Torii, T., Evaluation of ecological half-life of dose rate based on airborne radiation monitoring following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident, *J. Environ. Radioact.*, 192, 2018, pp.417-425.
- 48) 安藤真樹, 松田規宏, 斎藤公明, KURAMA-II を用いた走行サーベイ測定による東日本での天然放射性核種の空間線量率評価, *日本原子力学会和文論文誌*, 16(2), 2017, pp.63-80.
- 49) 国土地理院, 国土数値情報土地利用細分メッシュデータ,
<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-b.html> (2021年3月1日閲覧).
- 50) Iwamoto, Y., Sato, T., Hashimoto, S., Ogawa, T., Furuta, T., Abe, S., Kai T., Matsuda, N., Hosoyamada,

- R. and Niita K., Benchmark study of the recent version of the PHITS code, J. Nucl. Sci. Technol., 54, 2017, pp.617-635.
- 51) Oikawa S., Nobuyuki, K., Sanada, T., Ohashi, N., Uesugi, M., Sato, K., Abukawa, J. and Higuchi, H., A nationwide survey of outdoor radon concentration in Japan, J. Environ. Radioact., 65, pp.203-213, 2003.
- 52) 西川嗣雄, ラドン族(2) –自然放射線環境, 福井大学地域環境研究教育センター研究紀要「日本海地域の自然と環境」, 5, 1998, pp.83-94.
- 53) 産業技術総合研究所地質調査総合, 海と陸の地球化学図, <https://gbank.gsj.jp/geochemmap/> (2021年3月1日閲覧).

リサイクル適性 

この印刷物は、印刷用の紙へ
リサイクルできます。