

4. 土壌における放射性セシウムの分布状況

本章では、事故に起因して自然環境中に放出された放射性セシウム沈着量の分布状況調査の結果を報告する。沈着量評価のためには土壌中の深度分布を表すパラメータである重量緩衝深度 β の情報が必要不可欠である。以下では、4.1節で重量緩衝深度を求めるための放射性セシウムの深度分布測定について、4.2節では放射性セシウム沈着量の分布状況を可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定により評価した面的調査について述べる。

4.1 放射性セシウムの深度分布

4.1.1 調査目的

土壌中の深度分布を把握し重量緩衝深度を評価するため、スクレーパープレート法による深度別土壌試料の採取及び放射能分析を実施した。スクレーパープレート法とは、土壌の表層から一定の間隔で土壌を削り取りながら採取できる装置（スクレーパープレート）を用いた土壌採取法である。土壌採取時のクロス・コンタミネーション（層外からの混入）がわずかで、層中の正確な放射能濃度が測定できるため、国際原子力機関（IAEA）においても標準的な土壌採取法として認められている¹⁷⁾。

4.1.2 調査内容

1) 深度別土壌試料の採取・測定方法

土壌試料の採取は次のように行った。

- ・採取箇所：福島県、宮城県南部及び茨城県北部の 85 箇所（詳細は図 4-1 参照）。4.2 節に示す放射性セシウム沈着量の面的調査とは独立に採取箇所を選定した。
- ・採取期間：令和 6 年 8 月 20 日～9 月 17 日
- ・採取方法：15 cm×30 cm=450 cm² 枠のスクレーパープレートを用い、地表面（0）～0.5、0.5～1.0、1.0～1.5、1.5～2.0、2.0～3.0、3.0～4.0、4.0～5.0、5.0～7.0、7.0～10（単位：cm）の計 9 層の土壌を採取した。採取した各層の土壌試料は、重量（小石等を含む）を測定した後、十分に攪拌し、既定量を U-8 容器に封入した。

U-8 容器に封入した土壌試料は、ゲルマニウム半導体検出器（多核種の標準線源（日本アイソトープ協会製 MX033U8PP）を用いて校正済み）によりガンマ線スペクトル解析を行い、セシウム 134 とセシウム 137 の放射能を定量した。

2) 重量緩衝深度の解析方法

採取した各層の土壌試料の定量分析で得られた放射性セシウムの単位湿重量あたりの放射能（以下「放射能濃度」という。）を土壌採取箇所ごとにまとめ、横軸を放射能濃度（単位：Bq/kg）、縦軸を単位面積あたりの土壌の湿重量で表される地表面からの深度（以下「重量深度」という。単位：g/cm²）とした深度分布の図を作成した。このとき、

各層の重量深度は、地表面（0 cm）から土壌を採取した層の中間までの深度として、地表面から当該層の中間までの土壌の重量及び土壌を採取した面積を用いて換算した。本調査では、放射能濃度が重量深度に対して指数関数的に減少する指数関数型とある深さにピークを持つ双曲線正割関数型について重量緩衝深度の解析を行った。これら2パターンの深度分布の解析方法を以下に示す（深度分布の典型的な例は図 4-2 参照）。

a) 指数関数型

放射性セシウムの深度分布は、多くの場合、その放射能濃度が重量深度に対して指数関数的に減少することが知られているため（図 4-2 (a) 参照）¹⁸⁾、重量深度を ζ （g/cm²）、重量深度における放射能濃度を $A_m(\zeta)$ （Bq/kg）とし、式(7) に示す指数関数式¹⁹⁾を用いて重量緩衝深度 β を解析した。

$$A_m(\zeta) = A_{m,0} \exp(-\zeta/\beta) \quad (7)$$

ここで、 $A_{m,0}$ は地表面における放射能濃度である。重量緩衝深度 β は、放射能濃度が地表面の $1/e$ ($\approx 1/2.7$) となる重量深度であり、放射性セシウムの地中（深さ方向）への移行状況を表す指標となる。 $A_{m,0}$ 及び β は、令和 6 年度調査で得られた深度分布を基に、最小二乗法で算出した。

b) 双曲線正割関数型

これまでの深度分布測定において、時間経過とともに放射能濃度分布が変化し、ある深さにピークを持つ深度分布（図 4-2 (b) 参照）となる場合があることが分かっている。このような深度分布に対しては、式 (8)に示す双曲線正割関数に基づく近似式²⁰⁾を用いて重量緩衝深度 β を解析した。

$$A_m(\zeta) = A_{m,0} \cosh(\zeta_0/\beta) \operatorname{sech}\{-(\zeta - \zeta_0)/\beta\} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} \text{※} \operatorname{sech}(x) &= 1/\cosh(x) \\ \cosh(x) &= \{\exp(x) + \exp(-x)\}/2 \end{aligned}$$

ここで、 ζ_0 は放射能濃度が最大となる重量深度である。 $A_{m,0}$ 、 ζ_0 及び β は、令和 6 年度調査で得られた深度分布を基に、反復法アルゴリズムを利用した最小二乗法により算出した。式 (8)は土壌の深部において式 (7) と同じ関数形となる特徴を有しているため、土壌の深部での単位 β あたりの放射能濃度の減少割合は $1/e$ ($\approx 1/2.7$) となる。

除染作業等により深度分布が不連続若しくは不自然となり、深度分布の全体像を把握することができなかつた場合には、重量緩衝深度の解析を行わなかつた。全体的にかく乱の影響を受け不自然な深度分布になっている例を図 4-2 (c)に示す。

指数関数的な深度分布の場合は、式 (7) が 2 パラメータ ($A_{m,0}$ 及び β) で構成されており、その内の重量緩衝深度 β を与えることで深度分布の形状を特定することができるため、in-situ 測定によって、土壌に沈着した放射性セシウムの単位面積あたりの放射能（以下「沈着量」という。単位：Bq/cm²）を定量することができる。しかし、ある深さに放射

能濃度のピークを持つ深度分布の場合には、式 (8) が 3 パラメータ ($A_{m,0}$ 、 ζ_0 及び β) で構成されているため、 β を与えるだけでは深度分布の形状を特定することができない。したがって、このような深度分布については、指数関数的な深度分布を仮定した実用的な重量緩衝深度（以下「実効的な重量緩衝深度」といい、略称を β_{eff} とする。）を評価しておくことが土壌中の放射性セシウムの深度分布と空間線量率の関係に係る解析上便利である。そのために、式 (8) で解析した深度分布を持つ場合の沈着量と空間線量率の関係が指数関数的な深度分布を持つ場合の沈着量と空間線量率の関係と同じになるよう、地中に沈着したガンマ線源の強度に対する地上 1 m 高さでの空気カーマへの換算係数²¹⁾ を用いて実効的な重量緩衝深度 β_{eff} を算出した。加えて、放射性セシウムの地中への浸透の度合いを直接的に示す指標として、90% 深度（放射性セシウムの沈着量の 90% が含まれる地表面からの深度: $L_{90\%}$ ）を評価した。なお、 β_{eff} 及び $L_{90\%}$ の詳細な算出方法は、平成 28 年度の報告書²²⁾を参照のこと。

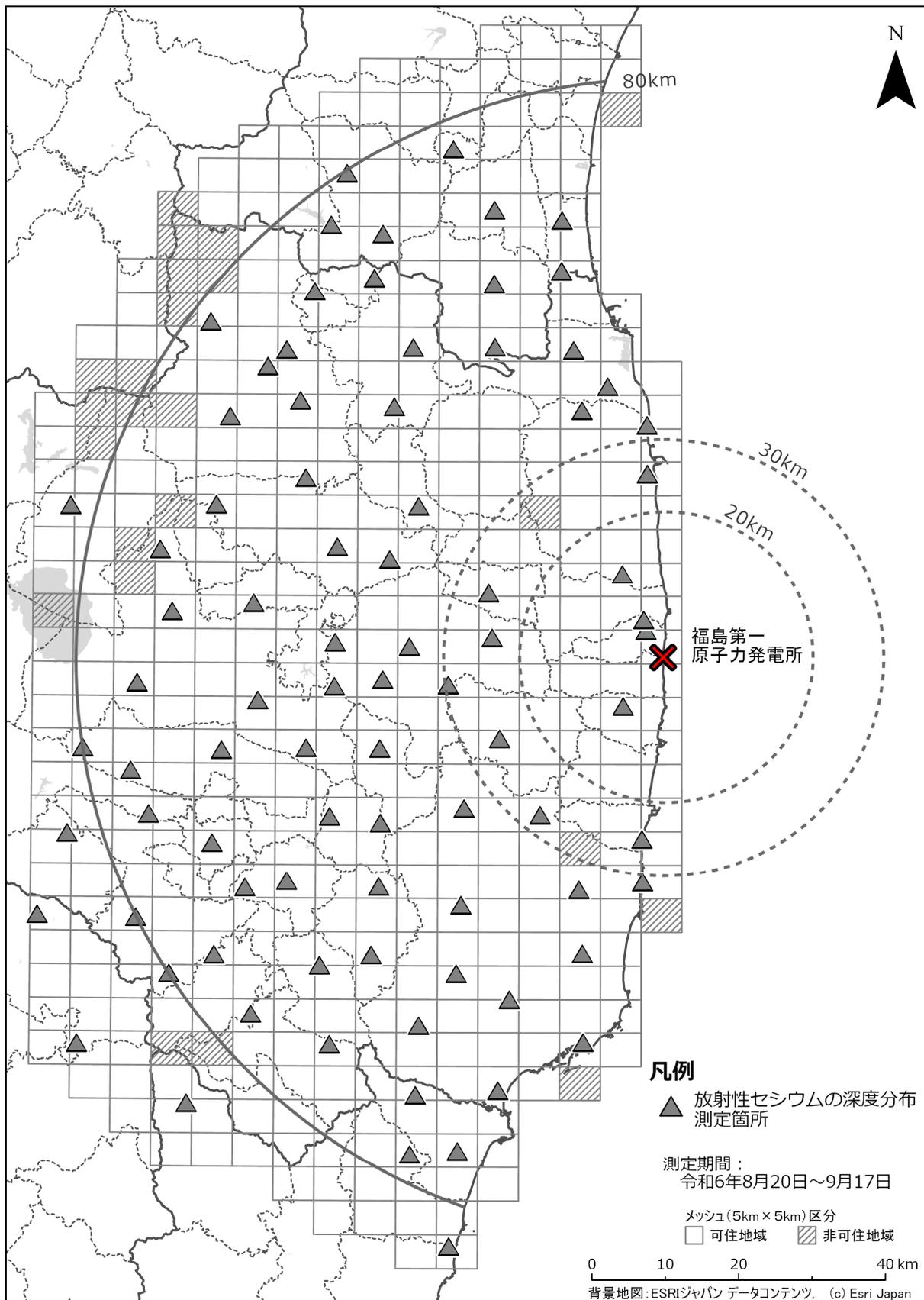


図 4-1 令和 6 年度調査における放射性セシウム深度分布測定箇所

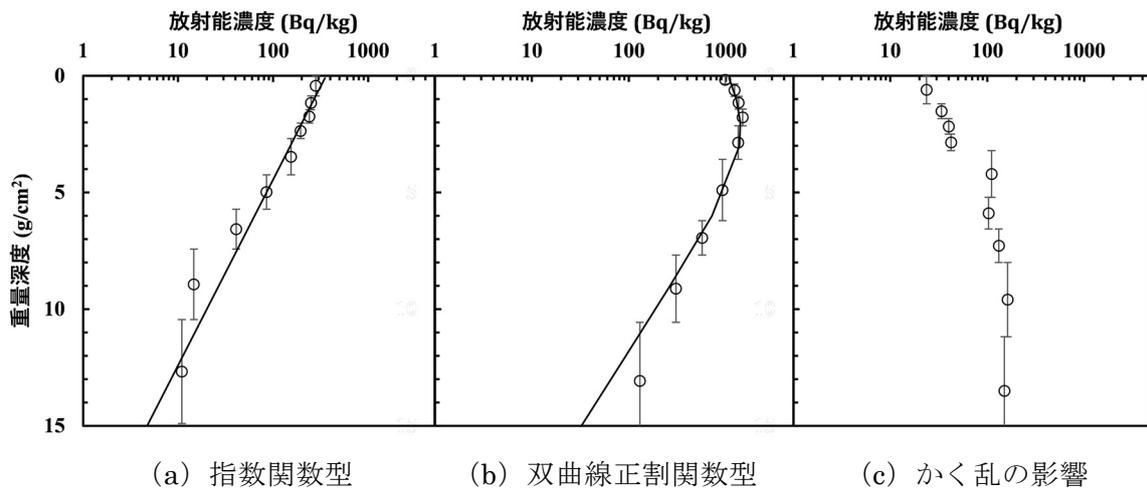


図 4-2 セシウム 137 の深度分布（重量深度に対する放射能濃度の測定結果）の典型的な例

4.1.3 調査結果

セシウム 134 とセシウム 137 は化学的性質が同じで深度分布も良く似ているため、ここでは半減期の長いセシウム 137 に注目した。令和 6 年度調査で得られた全 85 箇所 of セシウム 137 の深度分布を付録 1 に示す。これらのセシウム 137 の深度分布を、目視により指数関数的な深度分布又はある深さに放射能濃度のピークを持つ深度分布に分類し、それぞれの深度分布に対して式 (7) 又は式 (8) を用いて β の解析を行った。85 箇所中、式 (7) を適用した深度分布は 12 箇所、式 (8) を適用した深度分布は 48 箇所であった。なお、令和 5 年度調査では式 (8) を適用した深度分布は 49 箇所（全 85 箇所中）で観測されており、全体に占める割合はほとんど変わらなかった。除染等で人の手が加わり深度分布が不連続若しくは不自然であったため β の解析を行わなかった採取箇所は、25 箇所であった。これらの β の解析を行わなかった採取箇所については、付録 1 の図中に「※かく乱」や「※～3cm までの除染」のように、放射性セシウムの土壌中深度分布の変遷から読み取れる除染等の可能性を付した。

1) 重量緩衝深度 β

解析の結果得られた重量緩衝深度の頻度分布は、図 4-3 に示すように対数正規分布に近い分布となったため、幾何平均値を代表値とした。

令和 6 年度調査での重量緩衝深度の幾何平均値、幾何標準偏差及び最小値・最大値は、以下のとおりであった。

- ・幾何平均値 2.89 g/cm²（データ数 n= 60）、幾何標準偏差 1.70 g/cm²
- ・最小値 0.953 g/cm²、最大値 12.9 g/cm²

2) 実効的な重量緩衝深度 β_{eff}

実効的な重量緩衝深度についても、図 4-4 に示すように頻度分布は対数正規分布に近い分布となったため、幾何平均値を算出した。令和 6 年度調査での実効的な重量緩衝深度の

幾何平均値、幾何標準偏差及び最小値・最大値は、以下のとおりであった。

- ・幾何平均値 4.49 g/cm² (データ数 n= 60)、幾何標準偏差 1.67 g/cm²
- ・最小値 1.60 g/cm²、最大値 12.9 g/cm²

放射性セシウムの土壌中深度分布の経時的な変化として、事故からの経過日数に対する各年度調査実施期間における実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の幾何平均値を図 4-5 に示す。令和 6 年度調査での β_{eff} の幾何平均値は令和 5 年度調査時の 4.41 g/cm² からやや増加した。近年では、分布状況調査開始当初のような増加傾向はほとんどない状態が続いているといえる。放射性セシウムの土壌中深度分布の変化には降水量や土壌特性等の複数の要因が関わっており、 β_{eff} もそれらを反映した変動を示していると考えられる。

3) 90%深度 $L_{90\%}$

各年度調査実施期間における 90%深度及びその幾何平均値 (図 4-6 参照) は、平成 23 年 12 月から平成 30 年度頃までは時間の経過とともにわずかながら増加 (深さ方向に移動) してきているが、平成 30 年度以降は変化がほとんど見られない。令和 6 年 9 月時点での $L_{90\%}$ の幾何平均値、幾何標準偏差及び最小値・最大値は、以下のとおりであった。

- ・幾何平均値 5.56 cm (データ数 n= 60)、幾何標準偏差 1.67 cm
- ・最小値 2.22 cm、最大値 19.0 cm

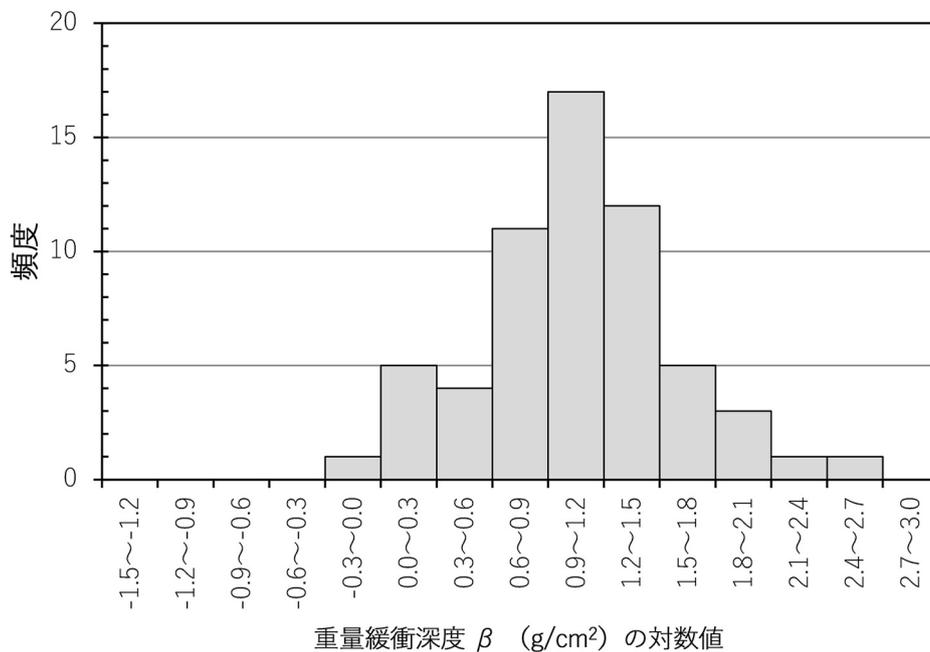


図 4-3 令和 6 年度調査での深度分布測定による重量緩衝深度 β の自然対数値の頻度分布

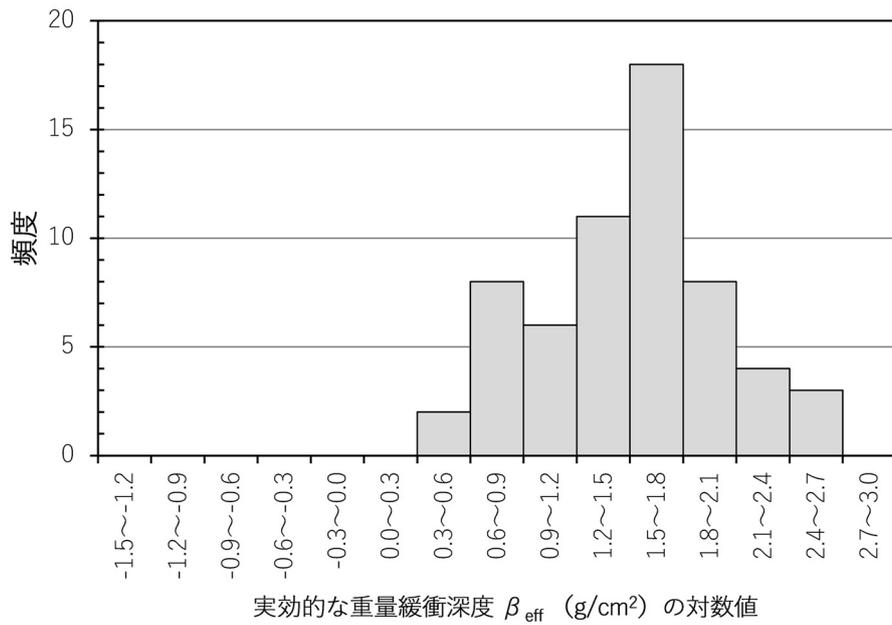


図 4-4 令和 6 年度調査の深度分布測定による実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の自然対数値の頻度分布

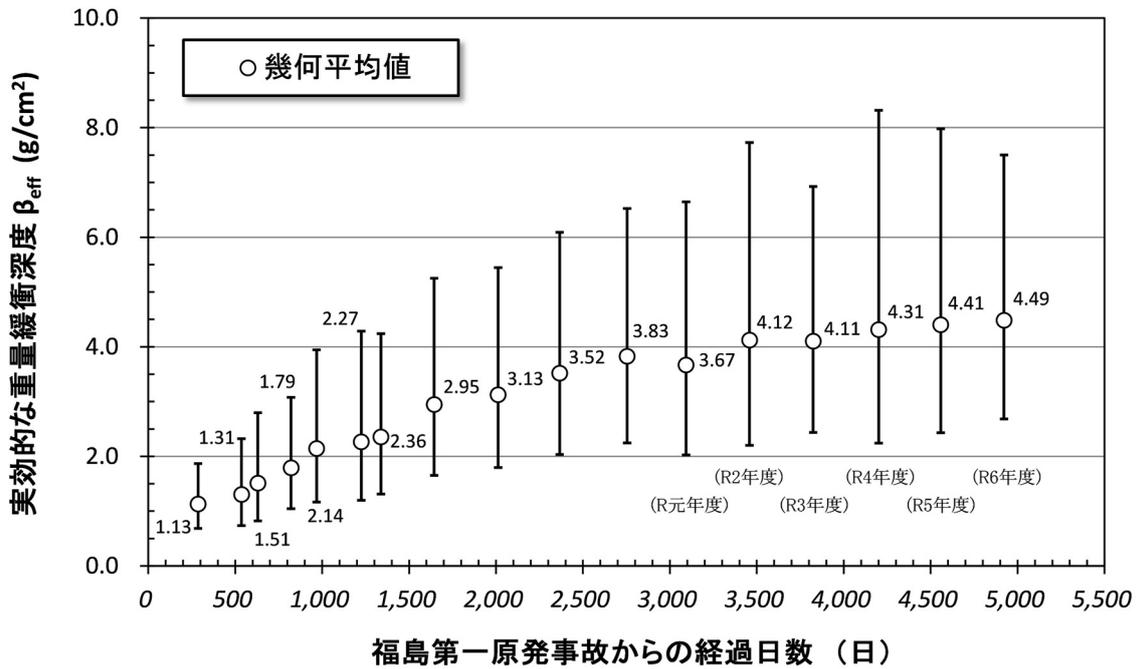


図 4-5 平成 23 年 12 月からの実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の経時的な変化 (誤差棒は幾何標準偏差を示す。)

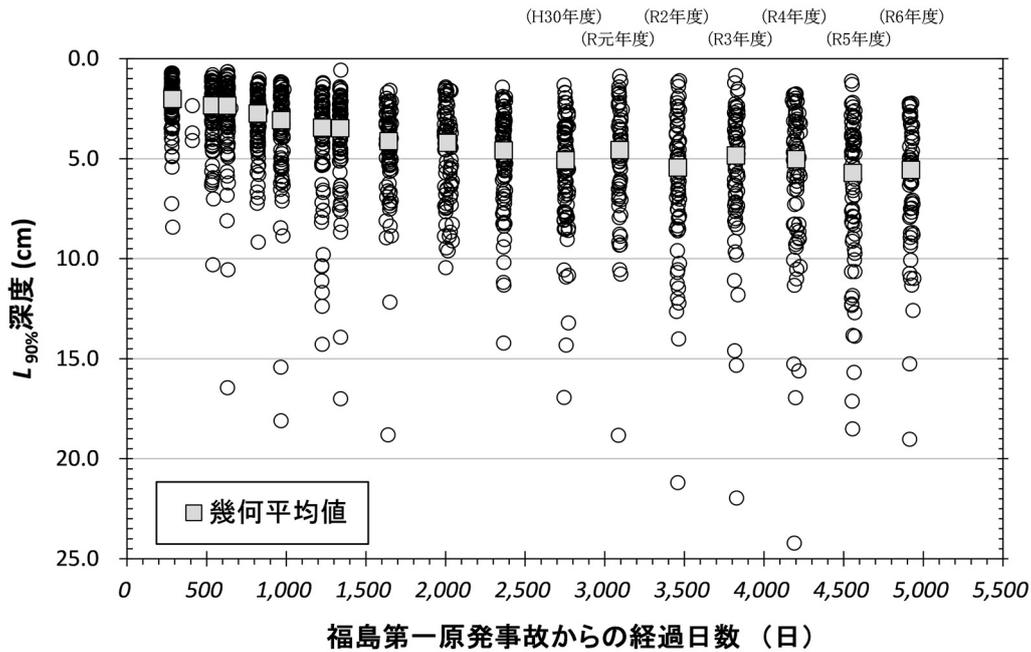


図 4-6 平成 23 年 12 月からの 90%深度 $L_{90\%}$ 及びその幾何平均値の経時的な変化

4.2 放射性セシウム沈着量の面的調査

4.2.1 調査目的

80 km 圏内において可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定を行い、現在の放射性セシウム沈着量の詳細な分布状況を把握するとともに、過去の測定結果との比較により沈着量の経時的変化を解析した。本節では、可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定を単に「in-situ 測定」と呼ぶ。

4.2.2 調査内容

1)測定方法

in-situ 測定箇所は、主に 80 km 圏内（福島県東部、宮城県南部及び茨城県北部）から合計 384 箇所を選定した。まず、基準地域メッシュをベースとした 5 km メッシュに分割し、次に、各 5 km メッシュ内の可住区域から公有地を中心に、人為的なかく乱の少ない平坦な開かれた土地である等測定に適した 1 箇所を選定した。なお、測定予定地点に人為的な変化が認められた場合であっても近傍の変化のない適当な場所の選定が難しい箇所が 1 箇所あり、場所を移動せず測定を実施した。測定期間は令和 6 年 8 月 6 日～10 月 16 日であった。

放射性セシウム沈着量の測定にあたっては、可搬型 Ge 検出器を地表面に向けて 1 m 高さに設置してガンマ線スペクトルを測定し、スペクトル解析（核種分析）により放射性セシウムの土壌への沈着量（土壌単位面積あたりの放射性核種ごとの放射エネルギー。単位：Bq/m²）を求めた。測定時間は 30 分とした。ただし、天然放射線の測定精度向上のため全測定箇所の 1 割程度は 60 分測定とした。また、GPS を用いて測定箇所の位置情報を取

得した。

in-situ 測定は、原子力規制庁のマニュアル⁸⁾に基づき実施し、解析の基礎データは国際放射線単位測定委員会のレポート (ICRU Report 53)¹⁹⁾を参照した。また、in-situ 測定のデータ解析では、重量緩衝深度の地域依存性はないという前提で、4.1 節に示した土壌深度分布調査によって導出した実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の幾何平均値 (4.49 g/cm²) を全ての測定結果について用いた。

2) 測定結果の信頼性の確認

放射性セシウム沈着量の測定結果については、使用した一部の可搬型 Ge 検出器に対して標準線源 (日本アイソトープ協会製 CS402、BA402、EU402 及び 156、Eckert&Ziegler 製 AMRB12809、AJ-2423、AJ-2424、AJ-2425、AJ-2431、BD-6779、BD-6780、BD-6781、BD-6782 及び BD-6783) を用いた校正を実施するとともに、使用する可搬型 Ge 検出器の全てを用いて同一箇所でも同時測定を行い、同様の沈着量評価値が得られることを確認した。また、in-situ 測定から求められた空間線量率の評価値 (ICRU Report 53¹⁹⁾に従って $\mu\text{Gy/h}$ 単位で表した天然放射性核種と人工放射性核種を合計した空気カーマ率。) と、同一箇所でも NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータ (日立アロカメディカル製 TCS-171 又は TCS-171B。以下、本章では特に断らない限り「サーベイメータ」と略称。校正に用いたセシウム 137 線源は日本アイソトープ協会製 CS456CE または CS454CE である。) によりグレイ単位 ($\mu\text{Gy/h}$) で測定した地表面から 1 m 高さの空間線量率 (空気カーマ率) の測定結果を比較したところ、全体に良く一致した (図 4-7 参照)。この結果より、スクレーパープレートにより観察された平均的な重量緩衝深度を用いた in-situ 測定の妥当性が確認できた。なお、低線量率の領域でサーベイメータによる測定結果が in-situ 測定による測定結果より過大に評価されている傾向にあるが、サーベイメータによる測定では地上の構造物等による散乱線や NaI(Tl)結晶内の天然放射性核種 (セルフドーズ) による寄与分が含まれており、低線量率域ではそれら不確かさの影響が相対的に大きくなるためと考えられる²³⁾。

3) 放射性セシウムの土壌沈着量分布マップの細密化

かく乱の少ない平坦地では土壌への放射性セシウムの沈着量と空間線量率が良好な直線関係を示すことが確認されており、空間線量率に寄与している人工放射性核種のほとんどが放射性セシウムであると仮定できる。そこで、in-situ 測定を行った 384 箇所でもサーベイメータを用いて空間線量率の測定を同時に行い、空間線量率と放射性セシウム沈着量との相関関係を求め、2.2.2 項で述べた定点サーベイにより測定した空間線量率に適用して放射性セシウムの沈着量を評価した。以下、この手法により評価した放射性セシウム沈着量を「空間線量率から評価した沈着量」という。重量緩衝深度の地域依存性はないという仮定で、この空間線量率から評価した沈着量を in-situ 測定による土壌沈着量測定結果に加えることにより、放射性セシウムの土壌沈着量分布マップを細密化し、80 km 圏内全体の放射性セシウム沈着量の可視化を行った。

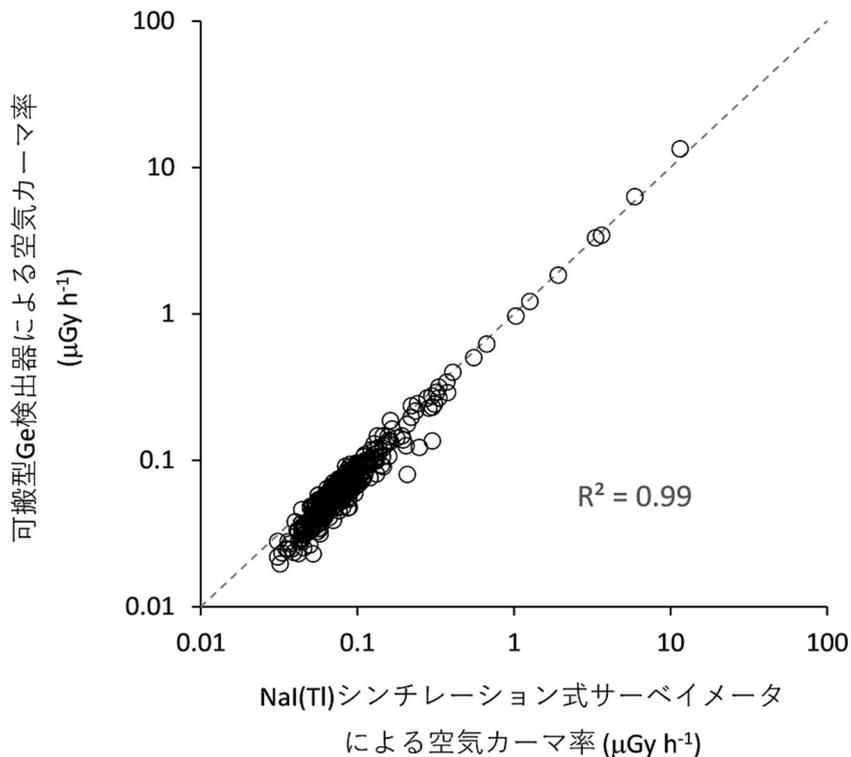


図 4-7 可搬型 Ge 検出器による in-situ 測定の結果を基に求められた空間線量率と NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータによる空気カーマ率の相関
 (図中の破線は $y=x$ 、 R^2 は決定係数を意味する。)

4.2.3 調査結果

1) in-situ 測定の結果

in-situ 測定の結果を基に 80 km 圏内を中心としたエリアの放射性セシウムの土壌への沈着量分布マップを図 4-8 に示す。なお、令和 6 年度調査については令和 6 年 10 月 1 日時点の値に物理的減衰補正を行った。放射性セシウムの沈着量を評価する際に実効的な重量緩衝深度 β_{eff} の幾何平均値 (4.49 g/cm^2) を用いたが、重量緩衝深度の分布 (10–90 パーセントイル) に起因する沈着量評価値の不確かさは最大約 45%であった。

2) 放射性セシウムの土壌沈着量分布マップの細密化

4.2.2 項の 3)で述べた方法により放射性セシウムの土壌沈着量分布マップを細密化するために、令和 6 年度調査において in-situ 測定を行った 384 箇所におけるサーベイメータによる空間線量率と放射性セシウム沈着量の測定結果の相関関係を調べた。サーベイメータで測定した線量率はバックグラウンドを含んでいるため、空間線量率と放射性セシウム沈着量の比較にあたっては、過去の可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定により評価した天然放射性核種からの空間線量率の平均値を参考とし、 $0.05 \mu\text{Sv/h}$ をサーベイメータによる空間線量率から一律に差し引いた。なお、上記 384 箇所のうち空間線量率が

0.05 $\mu\text{Sv/h}$ 以下であった 15 箇所は解析対象から除いた。

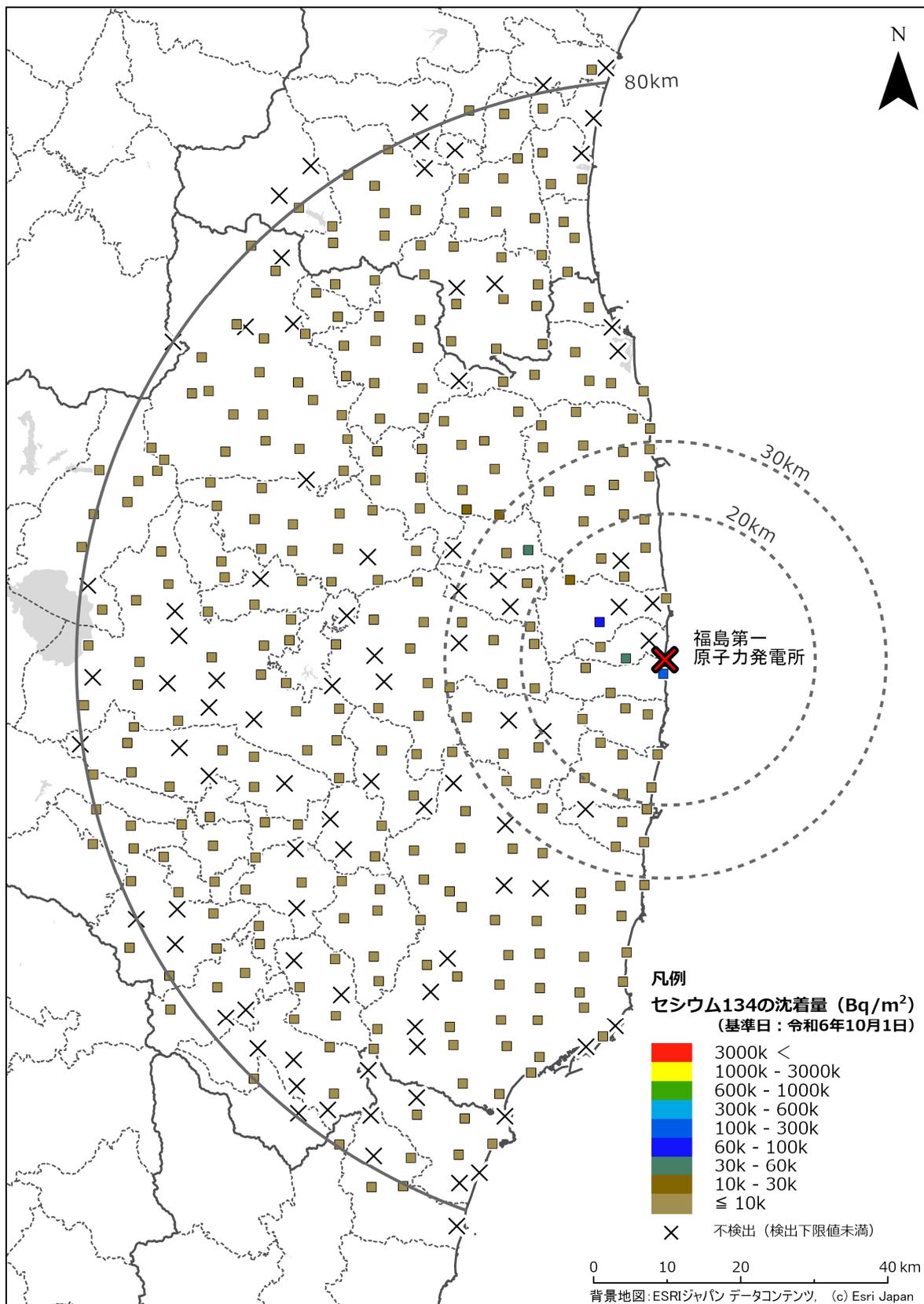
サーベイメータによる空間線量率と放射性セシウム沈着量の相関を図 4-9 に示す。サーベイメータにより測定した空間線量率にはセシウム 134 とセシウム 137 の両方の寄与があるが、これら核種の沈着量の比は一定と考えることができるので、図 4-9 のように空間線量率とそれぞれの核種の沈着量は直線関係になる。サーベイメータにより測定した空間線量率 x ($\mu\text{Sv/h}$) に対する放射性セシウム沈着量 y (Bq/m^2) の関係式は、以下のよう

・セシウム 134 : $y=11504x$

・セシウム 137 : $y=786606x$

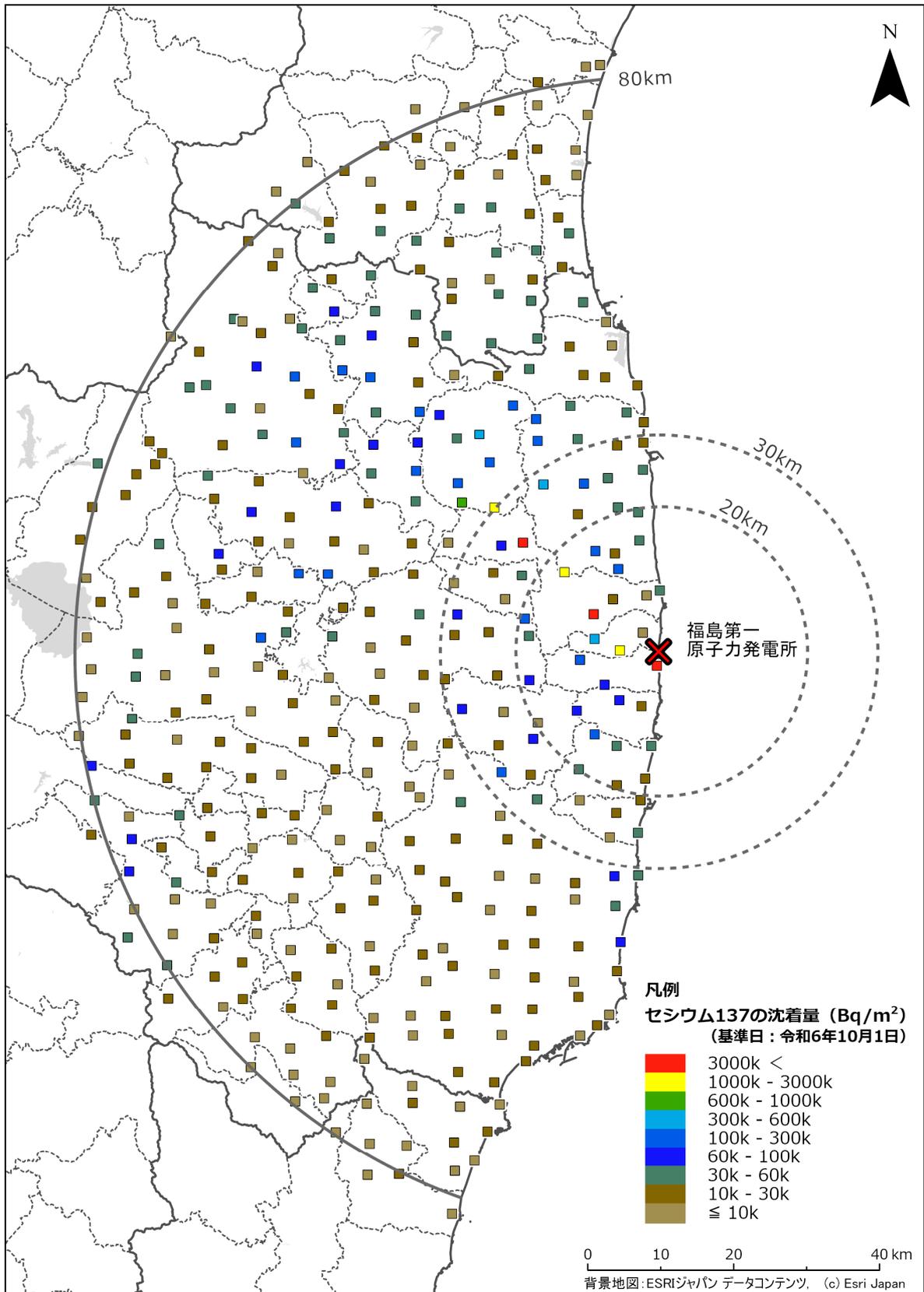
なお、空間線量率が約 0.3 $\mu\text{Sv/h}$ 以下の範囲でばらつきが大きくなる。これはサーベイメータにより測定した空間線量率には地上の構造物等による散乱線や NaI(Tl)結晶のセルフドーズによる寄与分が含まれており低線量率域ではそれら不確かさの影響が相対的に大きくなるためと考えられる。また、天然放射線核種からの寄与分を 0.05 $\mu\text{Sv/h}$ として一律に差し引いている影響も要因の一つとして考えられる。

これらの空間線量率と放射性セシウム沈着量の相関関係を令和 6 年度調査の定点サーベイにより測定された 4,930 箇所（全測定箇所のうち、空間線量率が 0.05 $\mu\text{Sv/h}$ 以下であった測定箇所を除外）での空間線量率に適用し、「空間線量率から評価した沈着量」を求めた。in-situ 測定により直接求めた沈着量に空間線量率から評価した沈着量を加えて記した土壌沈着量分布マップを図 4-10 に示す。また、平成 23 年度調査から令和 6 年度調査までの測定結果（in-situ 測定（一部、土壌試料採取による）及び空間線量率から評価した土壌沈着量分布マップ）を図 4-11 に示す。なお、平成 23 年度調査では in-situ 測定はせず土壌試料採取による沈着量測定を実施した。図 4-11 より、事故後約 163 ヶ月の間にセシウム 134 の土壌沈着量分布マップでは赤や黄色で示される比較的高い濃度の測定箇所がほとんどなくなり沈着量の減少の様子が確認できる。セシウム 137 はセシウム 134 に比べて半減期が長いいため沈着量の変化は比較的小さい。放射性セシウム沈着量の経時変化に対する定量的評価については、in-situ 測定（一部、土壌試料採取）による結果を用い第 5 章にて述べる。



(a) セシウム 134

図 4-8 令和 6 年度調査における可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による放射性セシウムの沈着量分布マップ (1/2)



(b) セシウム 137

図 4-8 令和 6 年度調査における可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による放射性セシウムの沈着量分布マップ (2/2)

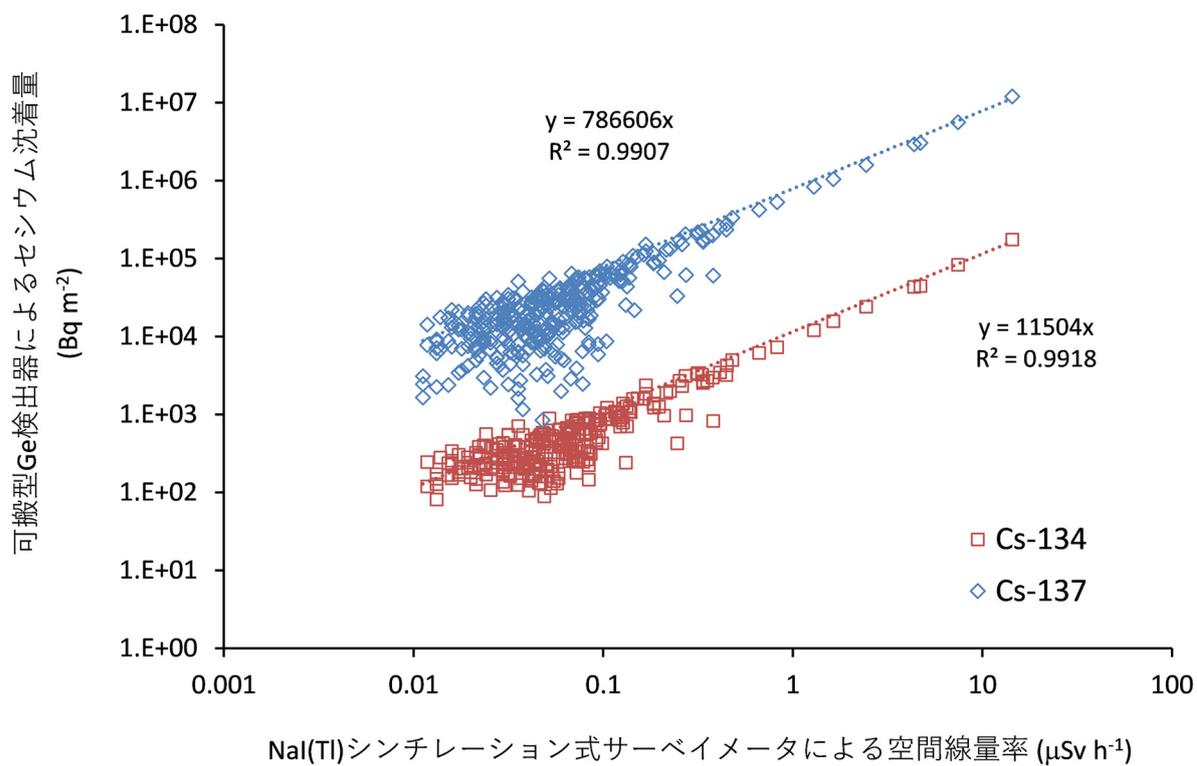


図 4-9 NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータによる地表面から 1 m 高さの空間線量率と可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による放射性セシウム沈着量の相関

(□: 空間線量率とセシウム 134 沈着量との相関 (データ数 298)、◇: 空間線量率とセシウム 137 沈着量との相関 (データ数 384)、 R^2 は決定係数。天然放射性核種による空間線量率寄与を含まない。)

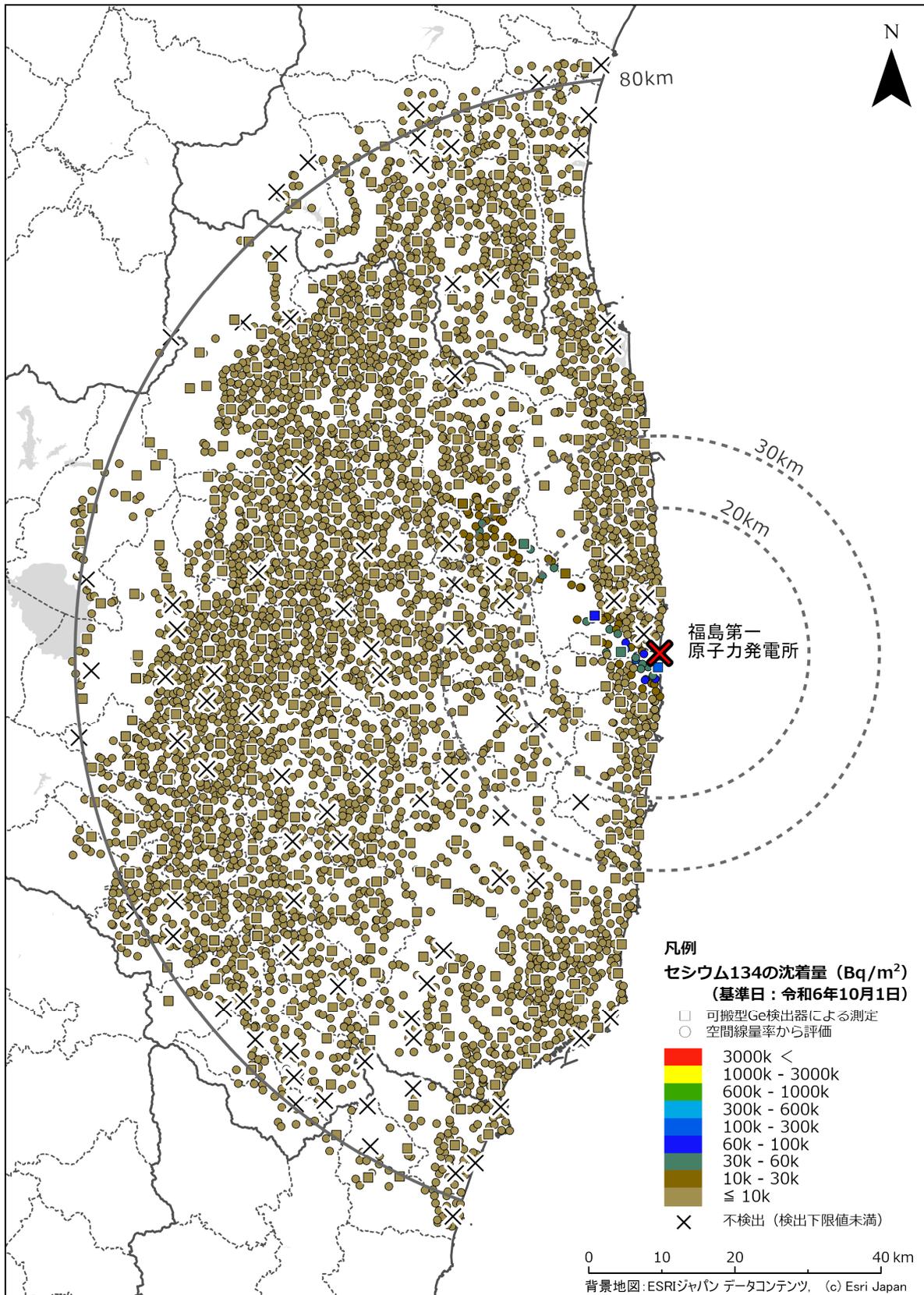


図 4-10 令和 6 年度調査における放射性セシウムの土壌沈着量分布マップ (1/2)

(a) セシウム 134 (可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による沈着量 (□) に空間線量率から評価した沈着量 (○) を追加。)

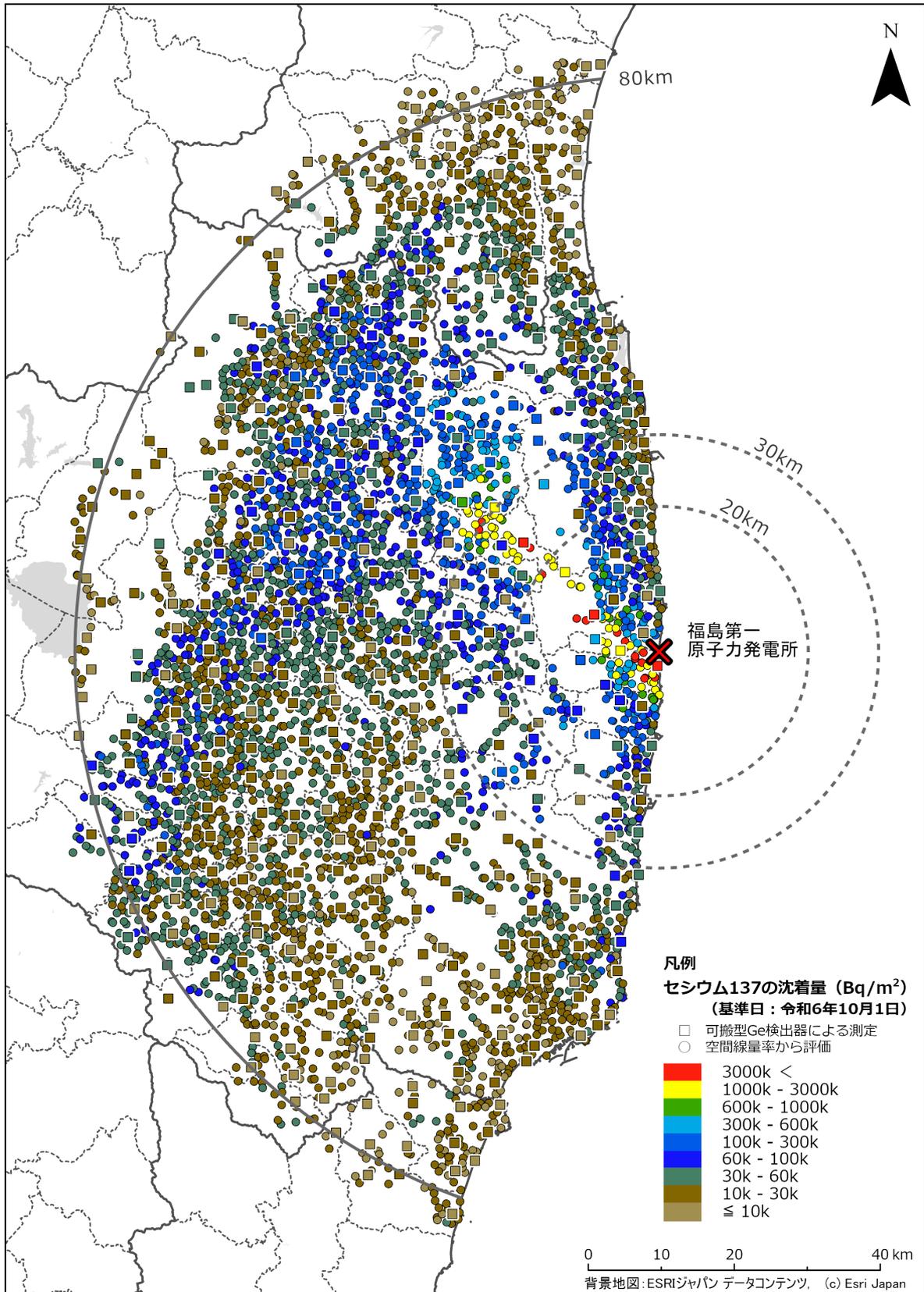
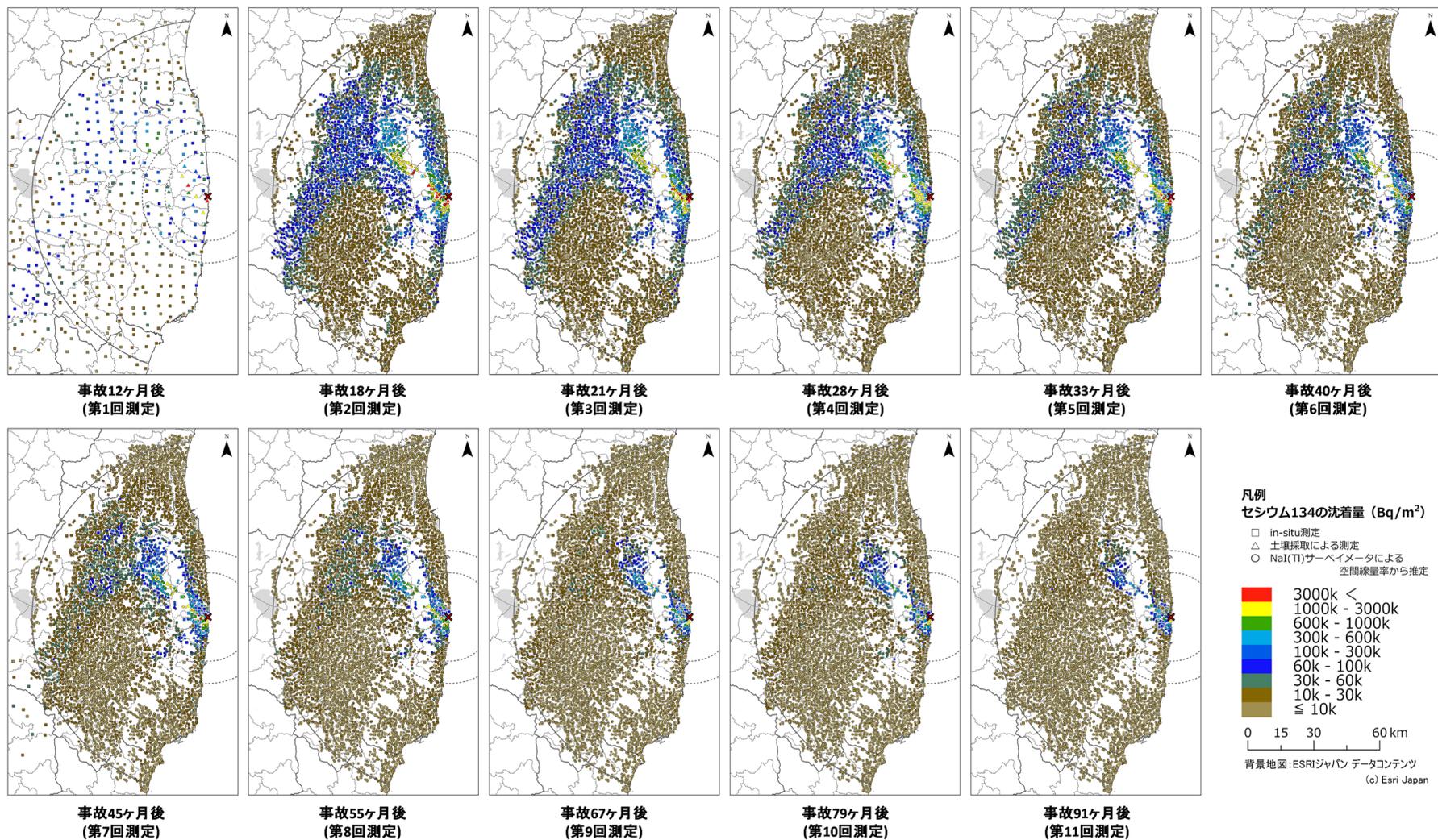


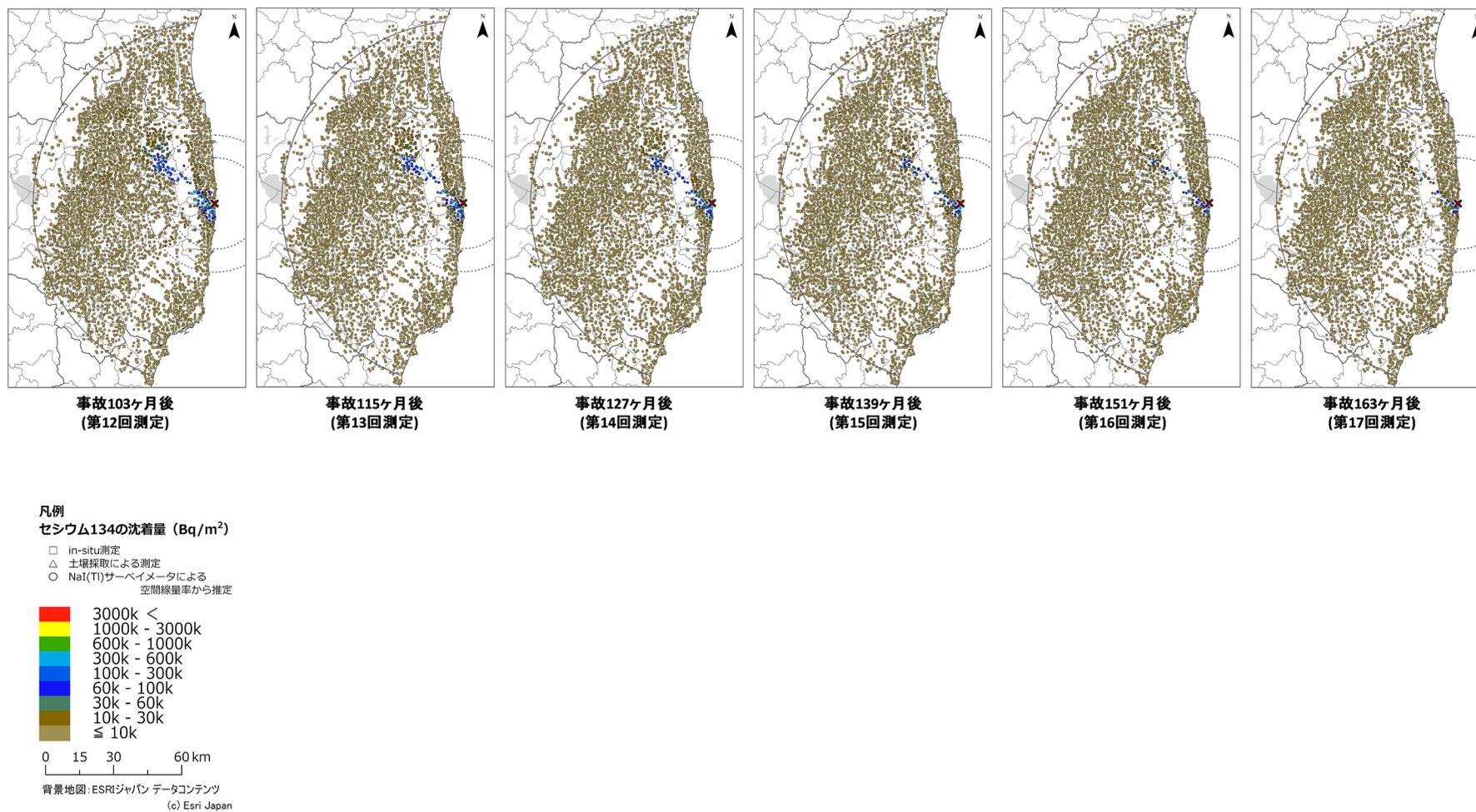
図 4-10 令和 6 年度調査における放射性セシウムの土壌沈着量分布マップ (2/2)

(b) セシウム 137 (可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による沈着量 (□) に空間線量率から評価した沈着量 (○) を追加。)



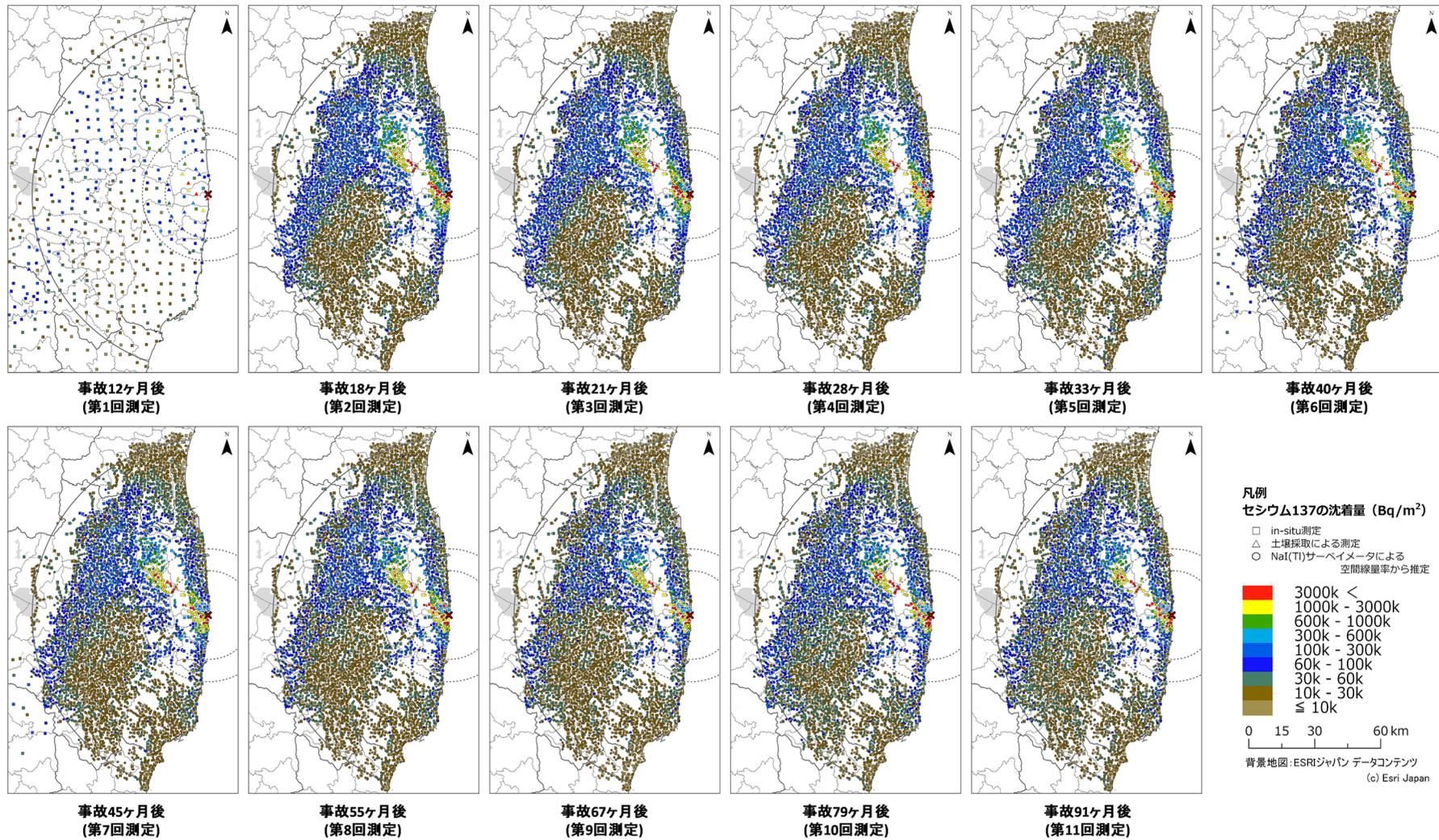
(a) セシウム 134 (1/2)

図 4-11 平成 23 年度から令和 6 年度調査までの in-situ 測定（一部、土壌試料採取による）及び空間線量率から評価した土壌沈着量の分布マップの変化 (1/4)



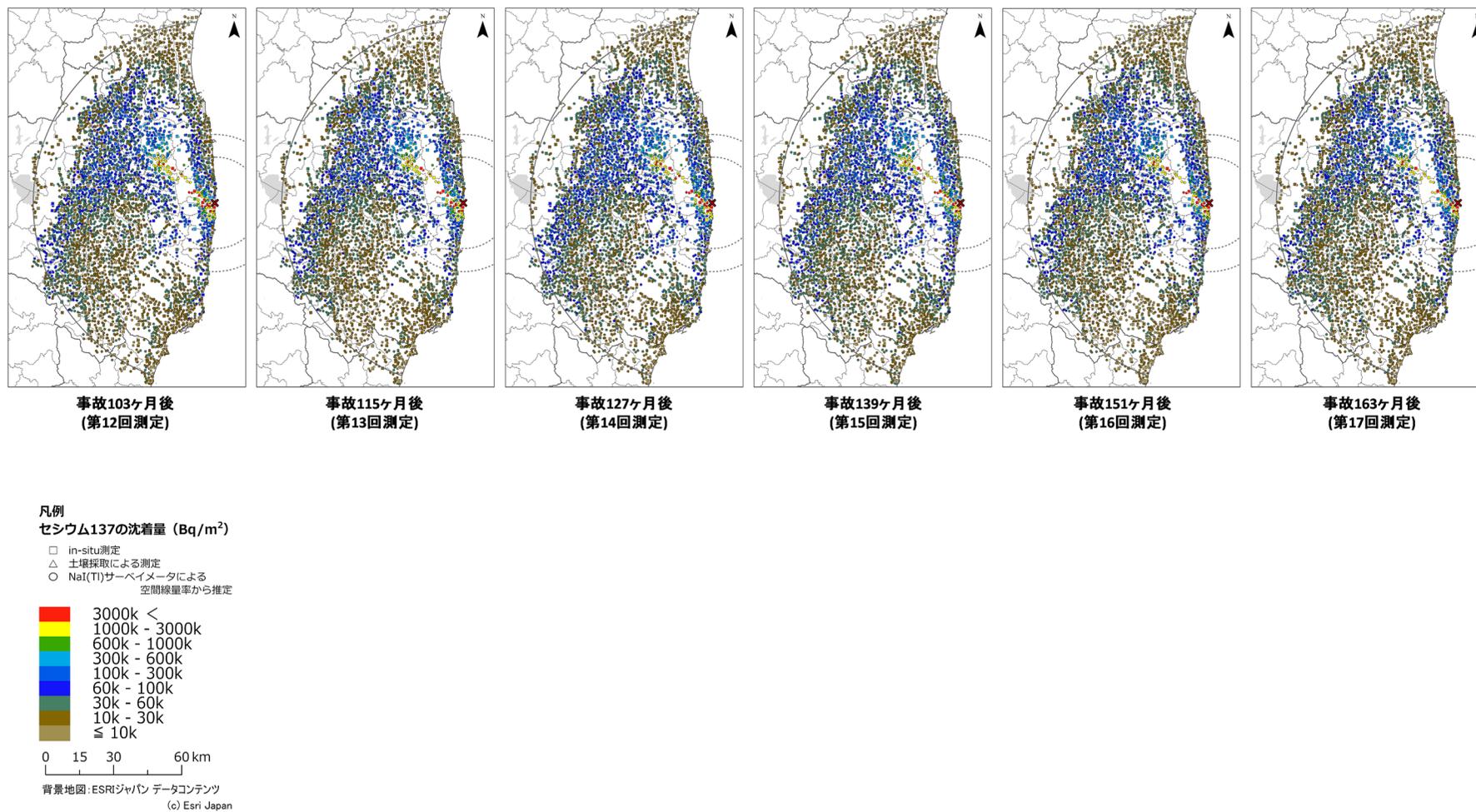
(a) セシウム 134 (2/2)

図 4-11 平成 23 年度から令和 6 年度調査までの in-situ 測定（一部、土壌試料採取による）及び空間線量率から評価した土壌沈着量の分布マップの変化 (2/4)



(b) セシウム 137 (1/2)

図 4-11 平成 23 年度から令和 6 年度調査までの in-situ 測定（一部、土壌試料採取による）及び空間線量率から評価した土壌沈着量の分布マップの変化 (3/4)



(b) セシウム 137 (2/2)

図 4-11 平成 23 年度から令和 6 年度調査までの in-situ 測定（一部、土壌試料採取による）及び空間線量率から評価した土壌沈着量の分布マップの変化 (4/4)

5. 空間線量率及び放射性セシウム土壌沈着量の実効半減期の評価

5.1 目的

福島第一原発事故では、事故直後から実施してきた分布状況調査の測定データから環境中の空間線量率は放射性セシウムの物理的減衰よりも速いペースで減少してきていることが分かっている。そこで、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、空間線量率や放射性セシウム土壌沈着量の実効半減期を評価することとした。実効半減期 T_{eff} は以下の式 (9) で表される。

$$\frac{1}{T_{eff}} = \frac{1}{T_{Cs}} + \frac{1}{T_{eco}} \quad (9)$$

ここで、 T_{Cs} は放射性セシウムの壊変による半減期及び T_{eco} は環境半減期である。環境半減期は、天候等の環境要因による減少率として定義される。

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から、多項の指数関数で近似できることが知られている。ここでは、測定データの二項（二成分）又は一項の指数関数近似により実効半減期を評価した。

5.2 実効半減期算出方法

実効半減期算出には走行サーベイ、定点サーベイ及び歩行サーベイによる空間線量率並びに可搬型 Ge 検出器による放射性セシウムの沈着量のデータを用いた。また、地上での測定結果との比較のため、無人ヘリサーベイ及び航空機サーベイ²⁴⁾のデータについても実効半減期を算出した。なお、沈着量はガンマ線スペクトルからバックグラウンドの影響なしに測定できるため直接的に放射性セシウムの半減期との比較が可能である。

本解析には、80 km 圏内のデータを対象とした。解析対象とした測定期間については、データ数を考慮し、以下のように選定した。

- ① 走行サーベイについては測定エリア数の少ない第 3 回（平成 23 年度調査（第 2 次調査）の 2 回目）を除いたデータを使用した。走行サーベイは、第 1 回から 4,000 メッシュ以上の場所について測定が行われている。他の測定と比較すると 80 km 圏内の地域を網羅的に測定している。しかしながら、走行ルートについては、避難指示区域の解除等の理由から必ずしも毎回同じではないこと、測定対象が舗装された車道上であることに注意が必要である。
- ② 定点サーベイについては、第 1 回及び第 2 回において迅速な調査を目的としたため、測定点数が他の測定に比べて極端に少ないため、第 3 回（平成 24 年度調査の 1 回目）以降のデータを使用した。
- ③ 歩行サーベイについては、定点サーベイで選定された測定点の周辺車道や歩道を測定対象としており、一定の場所での測定データが得られている第 3 回（平成 26 年度調査の 1 回目）以降のデータを使用した。
- ④ 無人ヘリサーベイ及び航空機サーベイについては全期間のデータをそれぞれ使用した。
- ⑤ 放射性セシウムの沈着量測定については全期間のデータを使用した。ただし、可搬型 Ge

検出器による in-situ 測定は測定時間がかかるため測定点数は比較的少ない。

測定データを取得した 80 km 圏内を基準地域メッシュで分割し、同一メッシュ内のデータを平均化し集計した。ただし、無人ヘリサーベイの結果については、測定範囲が狭いため基準地域メッシュに基づく 100 m メッシュを作成し、メッシュ内の平均値を集計した。指数関数近似に用いたデータには、測定手法ごとに全調査期間においてデータが存在しているメッシュを抽出して用いた。事故由来の空間線量率の変化傾向を定量化するためには、天然放射性核種による空間線量率（バックグラウンド線量率）を減算する必要がある。本章では、バックグラウンド線量率として、地上での測定及び航空機サーベイについては航空機サーベイの結果から作成したデータ²⁵⁾を採用し、無人ヘリサーベイについてはさらに位置分解能が細かい無人ヘリサーベイの結果から作成したデータ^{26,27)}を採用した。

抽出した各測定手法によるデータについて、式(10)に示した二項（二成分）の指数関数近似を行い、実効半減期を算出した。ここで、 D は空間線量率、 t_{short} は実効半減期の速い成分、 t_{long} は実効半減期の遅い成分、 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 $a+b+c$ は事故直後の空間線量率を表す。 c は本解析対象期間では減衰傾向が確認できないような定数項を表している。この定数項については、今後のデータを加えることで指数関数の第3項として半減期の計算が可能になると考えられる。実効半減期、係数 a 及び b 、定数項 c については最小二乗法により推定値の95%の信頼区間を計算した。これらパラメータの信頼区間の計算値に対して95%下限信頼区間が負数となる場合には、式(10)が測定データの母集団に対して適用性がないと判断し、定数項のない式(11)を適用した。さらに、式(11)でもパラメータの信頼区間の計算値に対して95%下限信頼区間が負数となる場合には、一項の指数関数の式(12)を適用した（以下「1成分モデル」という。）。ここで t_e は1成分モデルの実効半減期である。式(12)における g は1成分モデルでの定数項である。なお、今回は実効半減期 t_{short} 及び t_{long} の導出が主目的であり、事故初期の数値を表す係数及び定数項 $a\sim g$ については参考値とする。

$$D = a \exp\left(-\frac{0.693}{t_{short}}t\right) + b \exp\left(-\frac{0.693}{t_{long}}t\right) + c \quad (10)$$

$$D = d \exp\left(-\frac{0.693}{t_{short}}t\right) + e \exp\left(-\frac{0.693}{t_{long}}t\right) \quad (11)$$

$$D = f \exp\left(-\frac{0.693}{t_e}t\right) + g \quad (12)$$

可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による沈着量の実効半減期評価については、放射性セシウムの半減期と直接的に比較できるため、セシウム 134 とセシウム 137 の沈着量の結果に分けて、式(13)を適用した。ここで t_t は1成分モデルの実効半減期である。

$$D = h \exp\left(-\frac{0.693}{t_t}t\right) \quad (13)$$

5.3 空間線量率の実効半減期

走行サーベイ、定点サーベイ及び歩行サーベイについて指数関数近似を行った結果をそれぞれ図 5-1 (a)～(c)に示す。走行サーベイについては式(10)で、定点サーベイ及び歩行サーベイについては1成分モデルの式(12)により近似した。それぞれの測定手法について得られた実効半減期等を表 5-1 にまとめる。走行サーベイでは実効半減期の速い成分で 0.36 年、遅い成分で 1.8 年、定数項 c は $0.081 \mu\text{Sv/h}$ であった。また定点サーベイについては、1成分モデルの実効半減期は 1.7 年となり、定数項 g は $0.30 \mu\text{Sv/h}$ と求められた。歩行サーベイでは1成分モデルの実効半減期は 1.8 年となり、定数項 g は $0.11 \mu\text{Sv/h}$ と求められた。これら地上での測定による遅い成分または1成分モデルの実効半減期は似通っており、近年においても、セシウム 134 とセシウム 137 の半減期と比較して速い速度で減少していることが分かる。この要因の一部としては道路上のセシウムの洗い流し効果や、4.1 節で示した放射性セシウムの土壌の深度方向への移動が考えられる。

無人ヘリサーベイ及び航空機サーベイについて指数関数近似を行った結果を図 5-1 (d)、(e)に示す。無人ヘリサーベイについて式(10)により求めた実効半減期は、速い成分で 0.43 年、遅い成分で 2.7 年、定数項 c として $1.7 \mu\text{Sv/h}$ であった。他の測定に比べて定数項が比較的高いのは、測定対象が空間線量率の比較的高い福島第一原発近傍 5 km 圏内であることが要因として考えられる。航空機サーベイにつて式(10)により求めた実効半減期は、速い成分で 0.48 年、遅い成分で 2.4 年、定数項 c として $0.28 \mu\text{Sv/h}$ であった。両者の速い成分及び遅い成分の実効半減期は似通った値となっている。

式(10)により求めた走行サーベイ、無人ヘリサーベイ及び航空機サーベイの実効半減期の速い成分を比較すると、走行サーベイが最も短く、道路上の空間線量率は減少が速いことを反映した結果となった。

表 5-1 評価された実効半減期の一覧

項目	測定手法	測定場所 または対象	適用モデル	パラメータ		
				実効半減期 (y)		定数項 ($\mu\text{Sv/h}$)
				速い成分	遅い成分	
空間線量率	走行 サーベイ	車道上	式(10)	0.36 (0.23-0.50)	1.8 (1.6-2.0)	0.081 (0.068-0.094)
	定点 サーベイ	平たん 土壌上	式(12)		1.7 (1.6-1.8)	0.30 (0.27-0.33)
	歩行 サーベイ	歩道上	式(12)		1.8 (1.5-2.1)	0.11 (0.095-0.13)
	無人ヘリ サーベイ	高度約 80 m	式(10)	0.43 (0.17-0.69)	2.7 (2.5-3.0)	1.7 (1.3-2.0)
	航空機 サーベイ	高度約 300 m	式(10)	0.48 (0.37-0.60)	2.4 (2.1-2.8)	0.28 (0.25-0.32)
放射性セシウム 沈着量	in-situ	セシウム 134	式(13)		1.8 (1.5-2.0)	-
		セシウム 137	式(13)		37* (-2.7-76)	-

パラメータの () 内数値は 95%信頼区間を示している。

* P 値= 0.35> 0.05 (有意差なし)

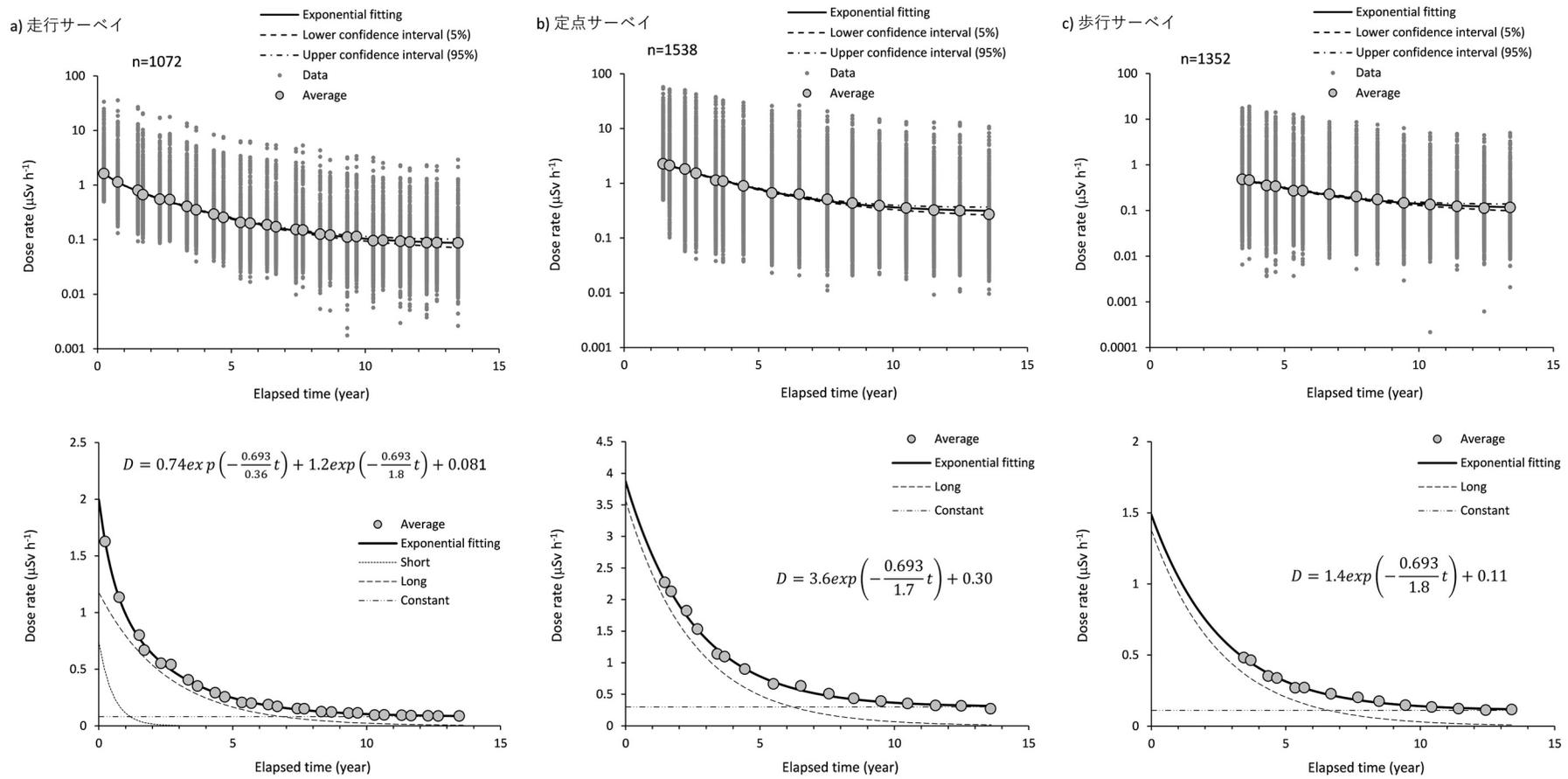


図 5-1 空間線量率変化傾向及び指数関数の近似 (1/2)

(Short : 速い成分、Long : 遅い成分、Constant : 定数項、n : データ数)

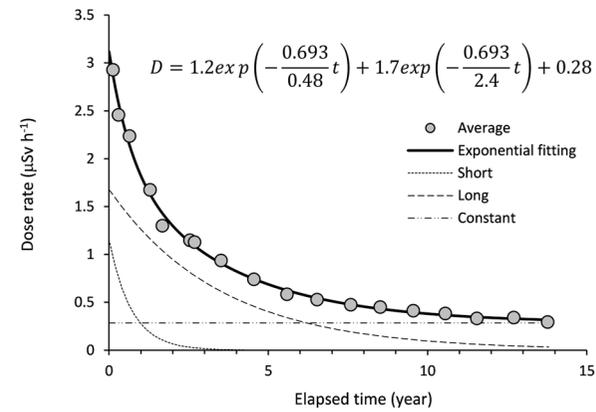
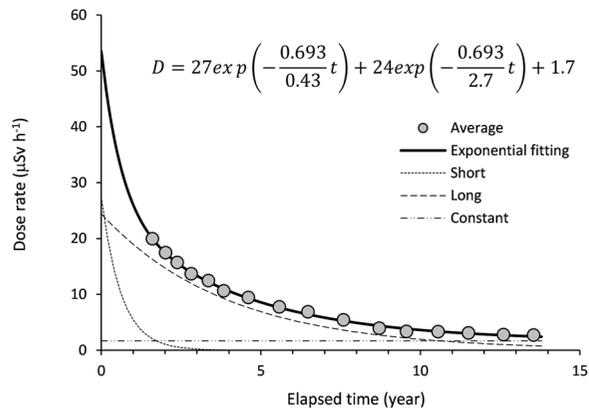
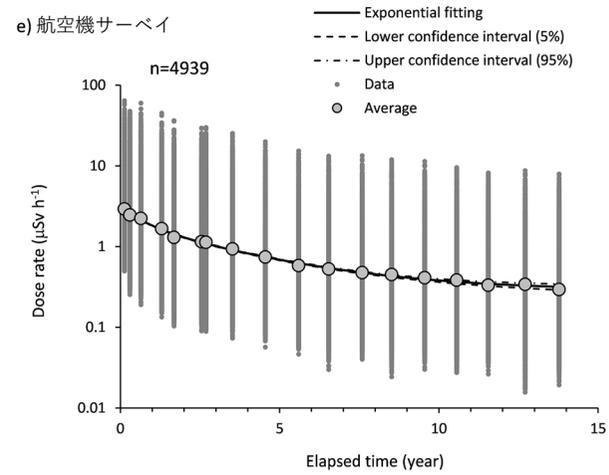
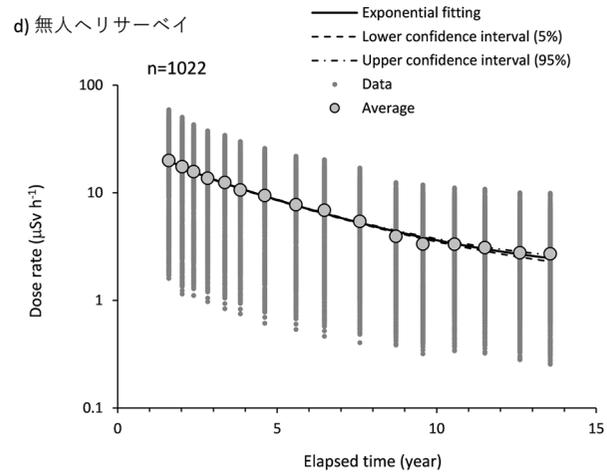


図 5-1 空間線量率変化傾向及び指数関数の近似 (2/2)
 (Short : 速い成分、Long : 遅い成分、Constant : 定数項、n : データ数)

5.4 放射性セシウム沈着量の実効半減期

可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定による放射性セシウム沈着量に対して指数関数フィッティングした結果を図 5-2 及び表 5-1 に示す。図 5-2 に示すようにセシウム 134 は近似曲線と測定データ点の一致性が良く、近似した実効半減期は 1.8 年となった。ばらつき（95%信頼区間：1.5～2.0 年）を考慮するとセシウム 134 の半減期（約 2 年）と近い値であるといえる。セシウム 137 については、実効半減期は 37 年と評価されたが、ばらつきが比較的大きく（95%信頼区間：-2.7～76 年）、フィッティング結果（p 値=0.35）も有意とはいえないため、今後さらなる検討が必要と考える。なお、令和 5 年度調査において評価した放射性セシウム沈着量の実効半減期（セシウム 134：1.7 年、セシウム 137：39 年）からほとんど変化はなかった。

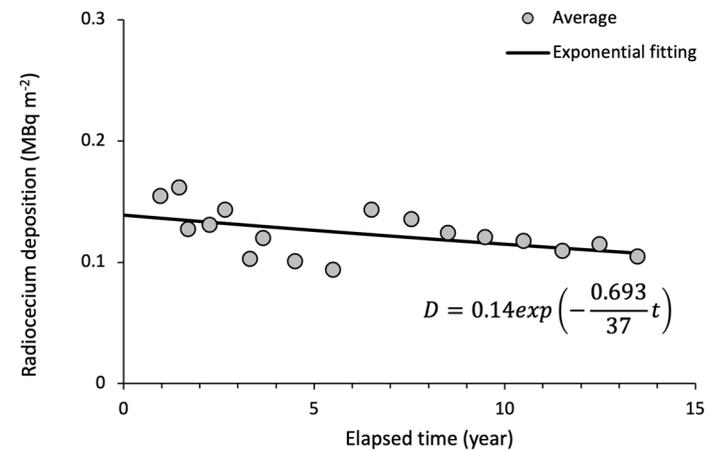
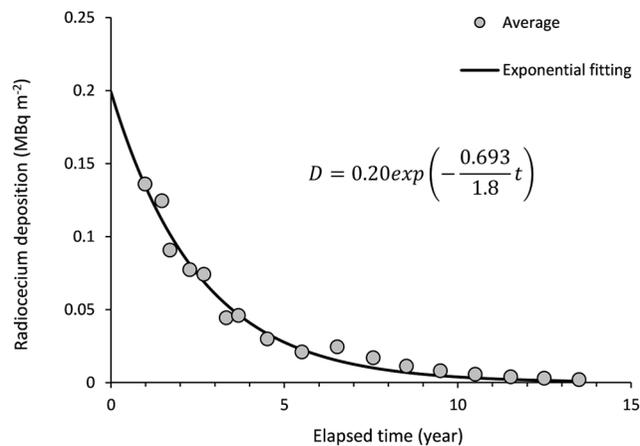
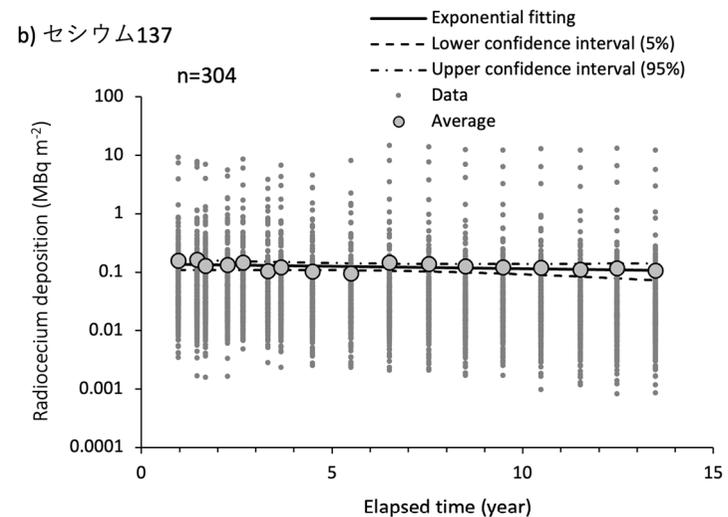
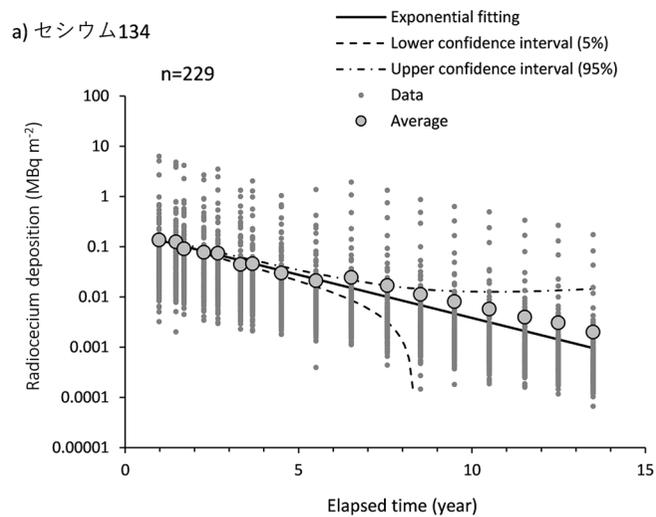


図 5-2 可搬型 Ge 検出器を用いた in-situ 測定結果における放射性セシウムの沈着量変化傾向及び指数関数の近似 (n: データ数)

6. 実測データの統合的解析

6.1 調査目的

分布状況調査では、数種類の異なる測定方法を用いて空間線量率分布に関する大規模な調査を行ってきた。また、航空機サーベイでは、人が立ち入れない場所を含むより広域を対象として空間線量率分布マップが作成されている²⁴⁾。本章では、これら多様な空間線量率情報を地図上で統合表示した高精度かつ空間分解能の高い詳細な空間線量率分布マップ（以下「統合マップ」という。）を作成することを目的とした。

令和6年度調査では、令和5年度と同様に、当該年度に測定されたデータ等を統合し80 km圏内及び福島県全域の統合マップを作成した。

6.2 調査内容

6.2.1 測定データ統合手法の概要

空間統計学の分野で用いられてきた階層ベイズモデルを空間線量率分布マップの統合に応用するためのアルゴリズムが原子力機構と米国ローレンス・バークレー国立研究所との共同研究により開発され、福島市周辺の狭い地域を対象に検証済みである²⁸⁾。ここでは、統合マップ作成の理論について概説する。

上記手法は、同じ地域を対象とした同時期の測定により歩行サーベイの測定データセット \mathbf{z}_W 、走行サーベイの測定データセット \mathbf{z}_C 、航空機サーベイの測定データセット \mathbf{z}_A が得られた時に、最も信頼のおける空間線量率分布 \mathbf{y} を統計手法により推定するものである。具体的には以下の式(14)で表した条件確率 $p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W, \mathbf{z}_C, \mathbf{z}_A)$ が最大になるような \mathbf{y} 及びその分散を求める。 $p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W, \mathbf{z}_C, \mathbf{z}_A)$ は、 \mathbf{z}_W 、 \mathbf{z}_C 及び \mathbf{z}_A が観測されたという条件で空間線量率分布が \mathbf{y} である確率を意味する。 $p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W, \mathbf{z}_C, \mathbf{z}_A)$ はベイズの定理により以下のように分けて書くことができる。

$$p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W, \mathbf{z}_C, \mathbf{z}_A) \propto p(\mathbf{z}_A|\mathbf{y}) p(\mathbf{z}_C|\mathbf{y}) p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W) \quad (14)$$

ここで、

$p(\mathbf{z}_A|\mathbf{y})$: 空間線量率分布が \mathbf{y} の時に \mathbf{z}_A が観測される確率

$p(\mathbf{z}_C|\mathbf{y})$: 空間線量率分布が \mathbf{y} の時に \mathbf{z}_C が観測される確率

$p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W)$: \mathbf{z}_W が観測された時に空間線量率分布が \mathbf{y} である確率とする。

$p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W)$ を事前確率と呼び、観測値 \mathbf{z}_W に基づき得られた空間線量率分布 \mathbf{y} を事前分布と呼ぶ。また、 $p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W, \mathbf{z}_C, \mathbf{z}_A)$ を事後確率と呼び、得られた空間線量率分布 \mathbf{y} を事後分布と呼ぶ。前項で述べたように、歩行サーベイでは人間の生活に密着した空間線量率が得られるので、歩行サーベイにより得られた空間線量率が実際の空間線量率（統合により得たい空間線量率）であると仮定する。すなわち、歩行サーベイの測定データがある地点の空間線量率はその値を用い、測定データがない地点に対しては、仮に歩行サーベイをその地点で実施した時にどのような値が得られるかを推定する。

式(14)の条件を満たした \mathbf{y} を求めるために、右辺の3つの確率関数の基礎データを測定デ

ータの統計解析により取得することになる。 $p(\mathbf{z}_A|\mathbf{y})$ 及び $p(\mathbf{z}_C|\mathbf{y})$ と関連するデータモデルは、航空機サーベイと歩行サーベイの相関関係、走行サーベイと歩行サーベイの相関関係の解析により得られる。

$p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_W)$ と関連したプロセスモデルは、歩行サーベイ結果の空間パターンの解析から得られる。具体的には歩行サーベイにおいて、離れた 2 メッシュ間の空間線量率が距離によりどのように変化するかを解析した。データモデル及びプロセスモデルの基となる環境モニタリング測定データ間の相関関係は土地利用状況により異なることが分かっているため、土地利用状況別に統計解析を実施しその結果を用いた。これらの関係を利用しながら確率が最大となる \mathbf{y} とその信頼区間（標準偏差）を推定した。

なお、上記において空間線量率は全て対数変換し解析を実施している。

6.2.2 統合マップ作成に用いた空間線量率測定データ

令和 6 年度の統合マップ作成には、分布状況調査にて得られた歩行サーベイ、走行サーベイ及び定点サーベイのほかに航空機サーベイ等の結果を用いた。歩行サーベイは人間が生活する様々な環境における空間線量率を取得でき、空間線量率の場所による変化を詳細に捉えた測定が可能であるが、人間の歩行による測定であるため福島県の全てをカバーすることは不可能である。これまでの統合マップ作成²⁹⁾では、80 km 圏外での歩行サーベイ測定データの不足を補うことを主な目的として、定点サーベイ、福島県が実施した「モニタリングメッシュ調査」³⁰⁾の測定データ^a、林野庁による測定データ^b（以下「林野庁調査」という。）を用いてきた。以下では、これらデータを歩行サーベイと同等とみなし解析を行った（以下、これらを「歩行サーベイ相当データ」という）。令和 6 年度調査では、80 km 圏内の統合マップ作成について、内閣府原子力被災者生活支援チームが実施した走行サーベイ^c「避難指示区域等における詳細モニタリング結果」³¹⁾も用いた。なお、林野庁調査の結果は前年度の測定データとなるため、統合マップ作成に当たって放射性セシウムの半減期による減衰補正をしている。

統合マップ作成に使用したデータの一覧を表 6-1 に示す。測定された全ての空間線量率を放射性セシウムの物理減衰を考慮して令和 6 年 12 月 19 日（航空機サーベイの補正基準日）での値となるように補正した。なお、後述の歩行サーベイの空間分布パターン解析を円滑に行うため、歩行サーベイ相当データのうち歩行サーベイの測定点に近すぎるもの及び歩

^a 福島県内を 2 km メッシュに分け、福島県内（帰還困難区域を除く）の主な生活道路等を対象として、原則としてメッシュごとに 1 調査地点を選定し、サーベイメータを用い地表面から 1 m 高さの空間線量率を測定している。測定地点は約 2,900 点である。

^b 「旧避難指示区域等国有林内におけるモニタリング調査事業」³²⁾は、旧避難指示区域等国有林内の約 1,400 地点において、サーベイメータを用いて地表面から 1 m 高さの空間線量率を測定している。

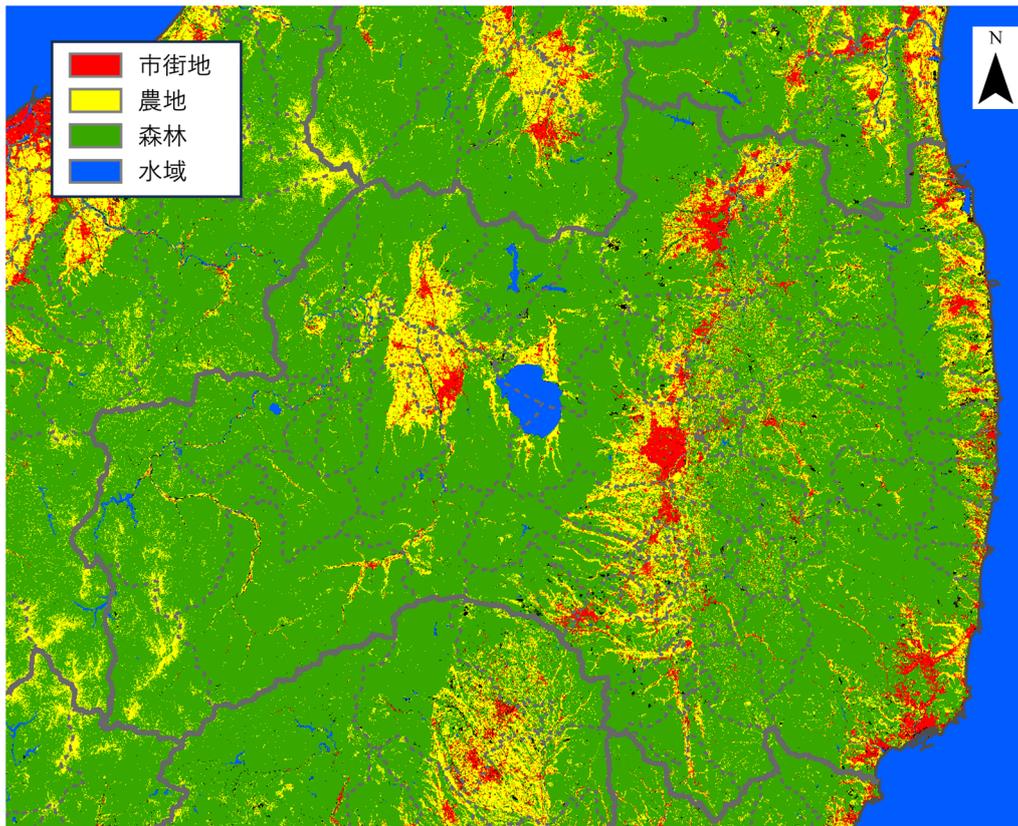
^c 内閣府は、東京電力ホールディングス株式会社の協力の下、「総合モニタリング計画」（モニタリング調整会議決定）に基づき避難指示区域等（避難指示が解除された区域を含む。）を対象としたモニタリングカーによる避難指示区域等の主要道路を対象にした地上 1 m における空間線量率を実施している。

行サーベイ相当データ内で測定点間距離が近すぎるデータ対の片方を取り除いた。データ対の片方を取り除く距離の基準は 18 m 未満とした。なお、歩行サーベイ相当データは、歩行サーベイのような連続測定ではないため、20 m メッシュでの平均化は行っていない。以下では、統合化に使用する歩行サーベイデータには、断らない限り歩行サーベイ相当データを含んでいる。また令和 6 年度調査では、これまでの統合マップ作成では除外していた 0.1 $\mu\text{Sv/h}$ 以下の航空機サーベイデータも使用した。

また、対象領域における土地利用状況によっても放射性物質の分布状況及び変化傾向が異なることが明らかになっていることから、宇宙航空研究開発機構（JAXA）より公開されている高解像度土地利用土地被覆図³³⁾（ver.23.12）に基づき測定データを分類して解析を実施した。今回の解析に使用した土地利用状況を図 6-1 に示す。

表 6-1 統合マップ作成に使用したデータ一覧

種別	実施者	測定年度	備考
航空機サーベイ	原子力規制庁	令和 6	
走行サーベイ	原子力規制庁	令和 6	分布状況調査
	内閣府	令和 6	第 41 巡
歩行サーベイ	原子力規制庁	令和 6	
歩行サーベイ相当 データ	原子力規制庁	令和 6	定点サーベイ
	福島県	令和 6	モニタリングメッシュ調査
	林野庁	令和 5	国有林内調査



背景地図：ESRI ジャパンデータコンテンツ, (c)EsriJapan

図 6-1 JAXA の高解像度土地利用土地被覆図に基づく土地利用状況

6.3 80 km 圏内を対象とした統合マップの作成

6.3.1 統合マップ作成に使用した測定データ

80 km 圏内を対象として、令和 6 年度に測定された各種データを用い統合マップを作成した。統合化を行う各種データを図 6-2 に示す。

過去に実施した解析により、各測定結果間の関係が平成 28 年 7 月 12 日時点における避難指示区域内と区域外で異なることが明らかになっていることから、令和 6 年度調査においても避難指示区域内外に分割して解析を行った。その際、令和 5 年 5 月 1 日時点の避難指示区域区分（図 6-3 参照）を使用した。

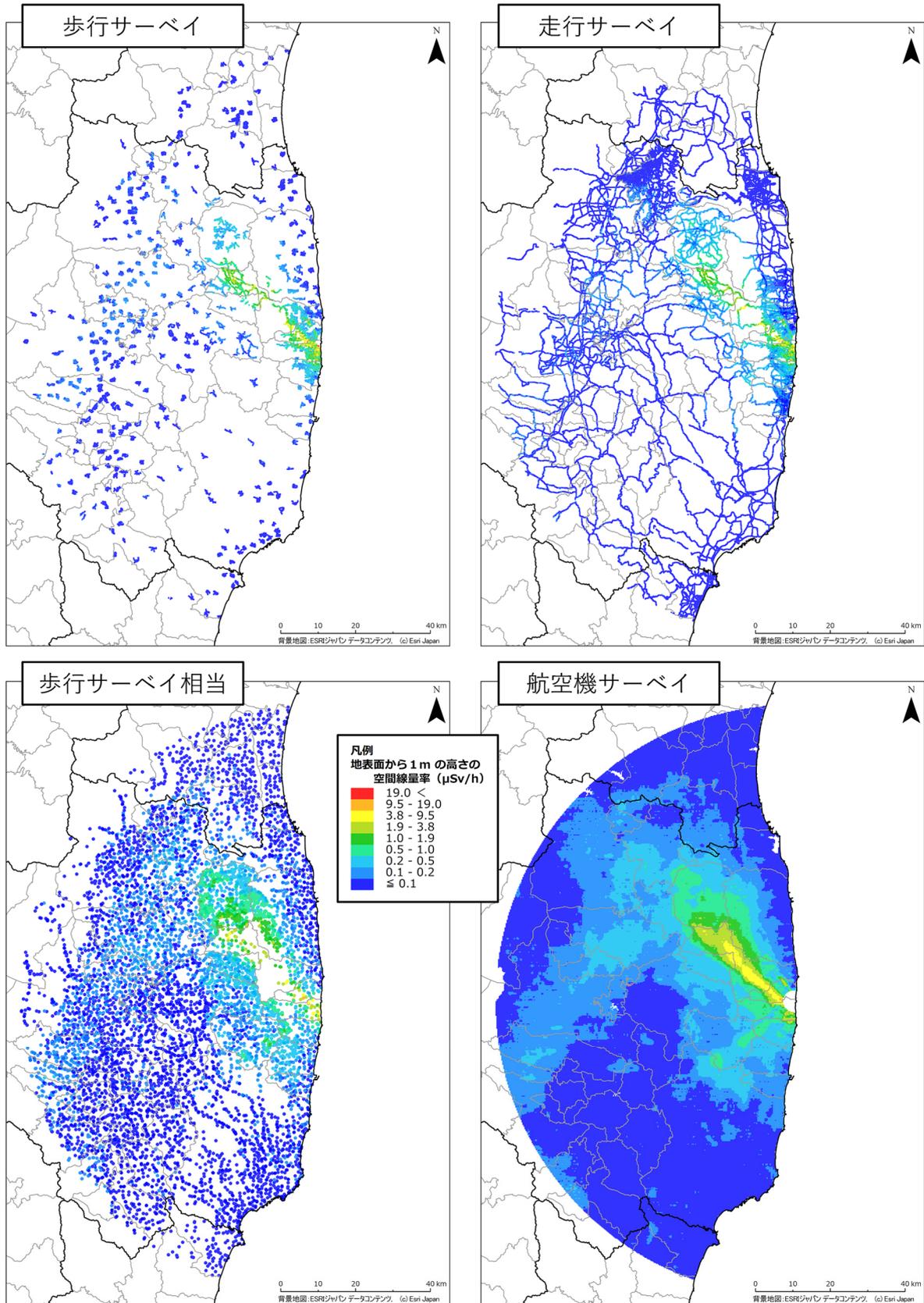


図 6-2 令和 6 年度の統合マップ作成に使用した空間線量率データ (80 km 圏内)
 (天然放射性核種による空間線量率寄与を含んでいる。背景地図: ESRI ジャパンデータコンテンツ, (c) Esri Japan。)

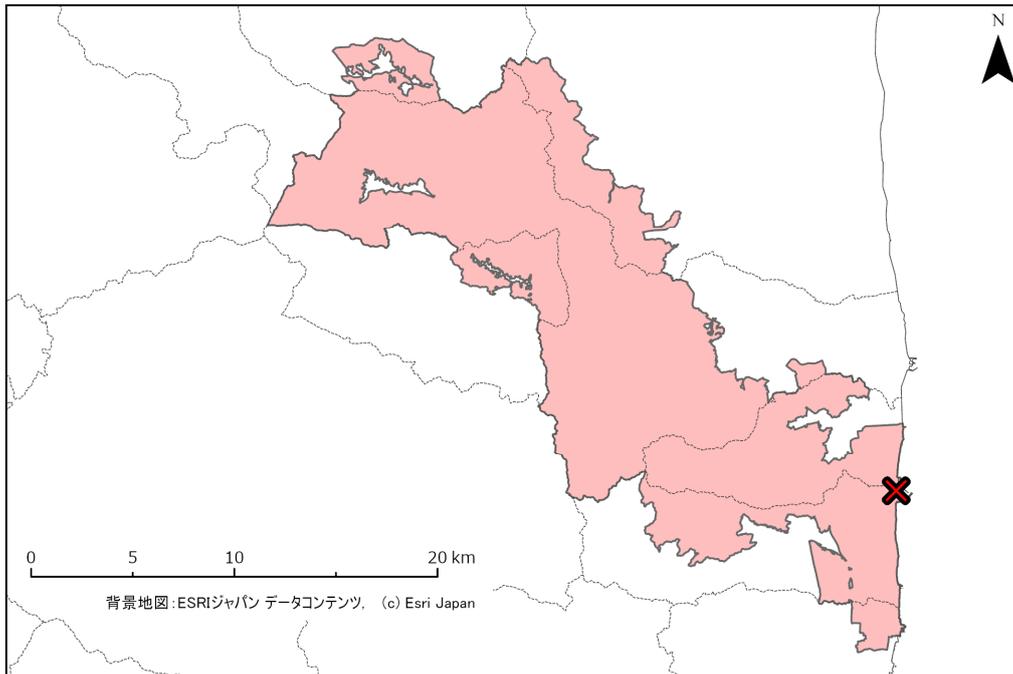


図 6-3 令和 5 年 5 月 1 日時点の避難指示区域（色塗り箇所）

6.3.2 歩行サーベイ結果の空間分布パターンの解析

$p(\mathbf{y}|\mathbf{z}_w)$ のプロセスモデルを決めるために、避難指示区域内外の歩行サーベイデータに関する空間分布パターンの解析（バリオグラム解析）を行った。避難指示区域内及び同区域外（ただし 80 km 圏内。以下、本節において同様とする。）におけるバリオグラム解析を、市街地、農地、森林の 3 種の土地利用状況ごとに実施した。バリオグラム解析結果を図 6-4 に示す。縦軸の値はセミバリアンスと呼ばれる量を表しており、2 点間で観測される空間線量率の差と距離の相関を示す指標である。セミバリアンスの定義を式 (15) に示す。

$$\Gamma(h) = \frac{1}{2|N(h)|} \sum_{N(h)} (z_i - z_j)^2 \quad (15)$$

ここで、 $N(h)$ は 2 点間の距離が h となる測定値の集合である。一般に、一定の距離を超えるとセミバリアンスはほぼ一定値になり、それ以遠の空間線量率は距離との相関を持たなくなる。バリオグラムのフィッティング関数は、式 (16) に示す指数関数型を採用した。

$$f(h) = n + (s - n) \left[1 - \exp\left(-\frac{d}{r}\right) \right] \quad (16)$$

距離とセミバリアンスの相関がほぼ無くなる時点での距離の値をレンジ r 、セミバリアンスの値をシル s と呼ぶ。シルは空間線量率のばらつきの大きさ（分散）を表す。距離 d がゼロのときの値をナゲット n と呼び、ランダムノイズの効果の大きさを表している。

各パラメータの初期値を複数設定し、最小二乗フィッティングを行ったうえで、最適なパラメータセットを決定した。図から認められるように、避難指示区域内のシルが区域外のシルよりも大きい値となっている。これは、区域内の方が空間線量率のばらつきが大きい

いためである。

歩行サーベイによる空間線量率測定結果を式 (14) の \mathbf{z}_w として用い、本分析において避難区域内外及び土地利用ごとに採用したシルやレンジ、ナゲットの値を用いてグラフの形状を上記の指数関数で近似しプロセスモデルとして用いることで、空間線量率の事前分布 \mathbf{y} を作成した。

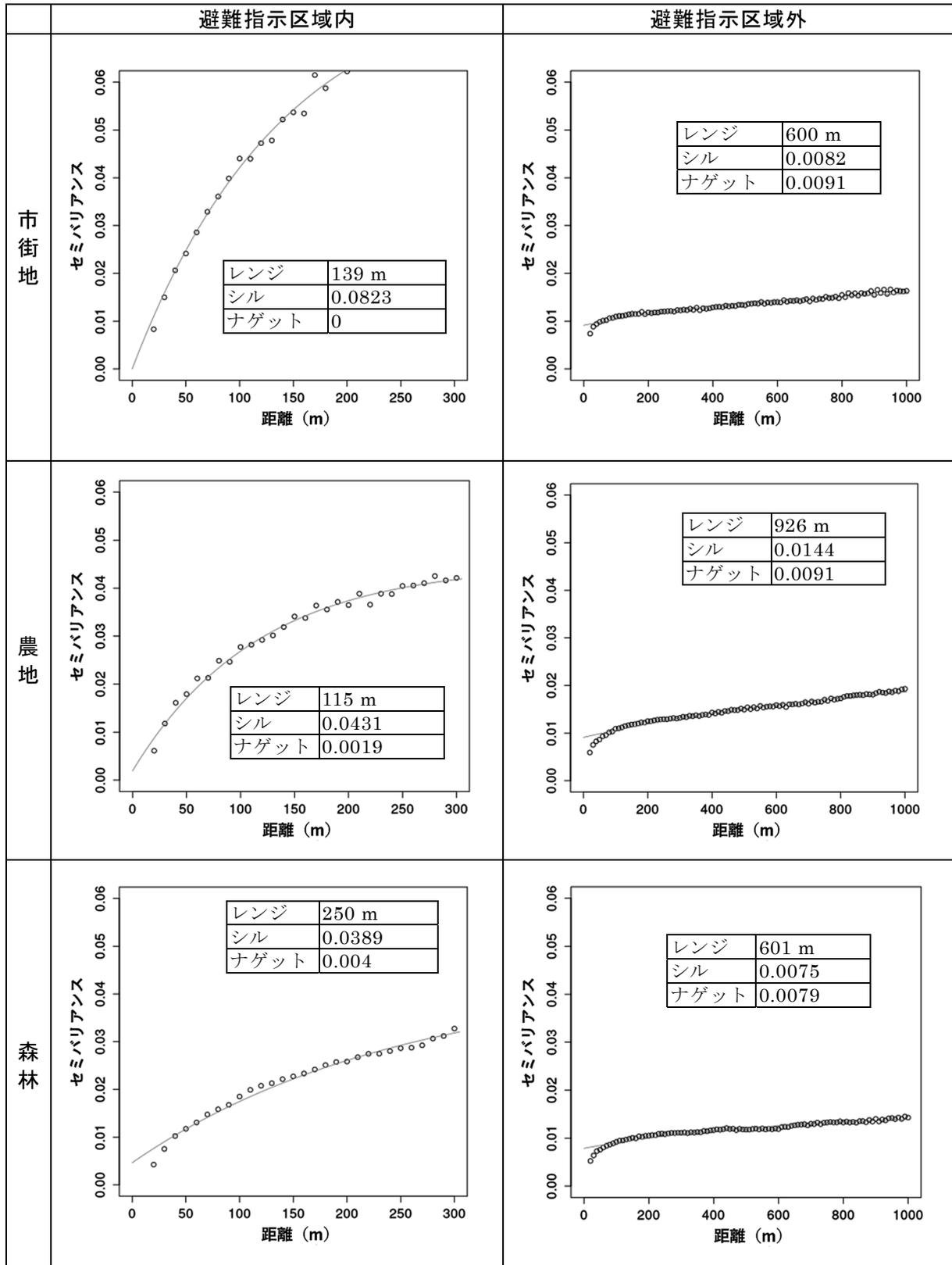


図 6-4 令和 6 年度に実施された避難指示区域内外における歩行サーベイによる空間線量率のバリオグラム解析結果

6.3.3 走行サーベイと歩行サーベイの比較

$p(\mathbf{z}_c|\mathbf{y})$ のデータモデルを決めるために、走行サーベイと歩行サーベイの避難指示区域内、同区域外及び区域内外を区別しない全域（80 km 圏内）での空間線量率を土地利用別に比較した。比較結果を図 6-5 に示す。平成 29 年度の解析³⁴⁾において、歩行サーベイのデータ（20 m メッシュ）を走行サーベイと同じ 100 m メッシュに平均化することで、相関が改善されるという知見が得られたことから、今回の解析においても平均化した歩行サーベイ結果と走行サーベイ結果の相関を分析した。この相関分析結果を基に、走行サーベイによる空間線量率と 100 m メッシュ内で平均化した歩行サーベイの空間線量率対数軸上で線形関係にあるとしたデータモデルを用いて走行サーベイデータを補正し、式 (14) における \mathbf{z}_c として用いた。得られた相関分析結果に関し、森林及び農地における相関分析結果においては 0.67 以上の相関係数が得られている。区域内外を区別せず 80 km 圏内全域で比較すると、避難指示区域内外を区別した場合よりも空間線量率の範囲が広がるため、相関係数は大きくなる。

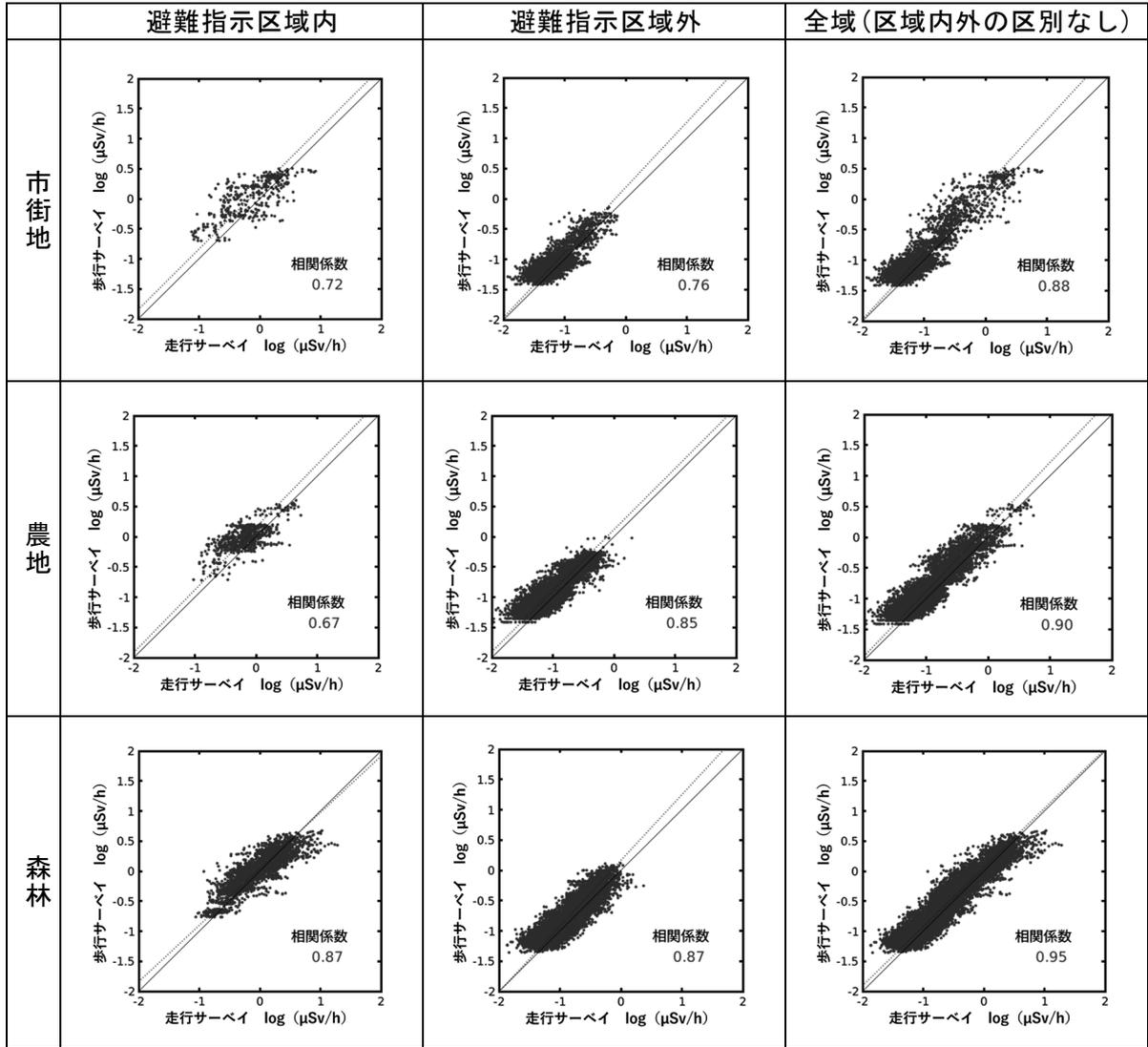


図 6-5 80 km 圏内の統合マップ作成に用いた避難指示区域内外及び全域（区域内外の区別なし）における走行サーベイと歩行サーベイによる空間線量率の相関分析結果

（図中の破線は最小二乗法による回帰直線、実線は $y=x$ の直線。天然放射核種による空間線量率寄与を含んでいる。）

6.3.4 航空機サーベイと歩行サーベイの比較

$p(\mathbf{z}_A|\mathbf{y})$ のデータモデルを決めるために、避難指示区域内外の航空機サーベイと歩行サーベイの空間線量率を土地利用状況ごとに比較した。比較結果を図 6-6 に示す。平成 29 年度の解析³⁴⁾において、歩行サーベイのデータを比較対象である航空機サーベイのデータポイントまでの距離の逆数で加重平均化した値（参考文献²⁸⁾の **inverse-distance weighted (IDW) averaging**）とすることで相関が改善されるという知見が得られたことから、今回の解析においても航空機サーベイ結果と距離の逆数で加重平均した歩行サーベイ結果の相関を分析した。市街地では避難指示区域内の相関係数が高いものの、農地と森林では避難指示区域内外を区分しないケースの方がわずかではあるが相関係数が良い。この相関分析結果を基に、加重平均した歩行サーベイ結果と航空機サーベイ結果が対数軸上で線形関係にあるとしたデータモデルを用いて航空機サーベイデータを補正し、式 (14) における \mathbf{z}_A として用いた。前項及び本項において回帰分析により得たパラメータを表 6-2 に示す。表 6-2 には、 $\log_{10}(Y)=a \times \log_{10}(X)+b$ で最小二乗フィッティングして得た傾き a 、切片 b 及び分散を示した（ここで、 Y ：走行サーベイ又は航空機サーベイ、 X ：歩行サーベイ）。

表 6-2 走行サーベイ及び航空機サーベイと歩行サーベイの回帰分析により得たパラメータ

	走行サーベイ			航空機サーベイ		
	避難指示 区域内	避難指示 区域外	80 km 圏内 全域	避難指示 区域内	避難指示 区域外	80 km 圏内 全域
市街地						
傾き a	0.99	0.92	0.91	0.94	1.03	1.00
切片 b	-0.16	-0.17	-0.19	0.089	0.14	0.11
分散	0.87	0.022	0.026	0.016	0.014	0.014
農地						
傾き a	0.96	0.99	0.95	1.04	1.13	1.11
切片 b	-0.15	-0.11	-0.15	0.17	0.24	0.22
分散	0.052	0.022	0.025	0.015	0.018	0.018
森林						
傾き a	1.06	0.92	1.01	0.89	1.00	1.05
切片 b	-0.038	-0.15	-0.06	0.22	0.082	0.13
分散	0.034	0.022	0.025	0.013	0.022	0.023

傾き a 、切片 b は、フィッティング式 $\log_{10}(Y)=a \times \log_{10}(X)+b$ のパラメータ（ここで、 Y ：走行サーベイ又は航空機サーベイ、 X ：歩行サーベイ）

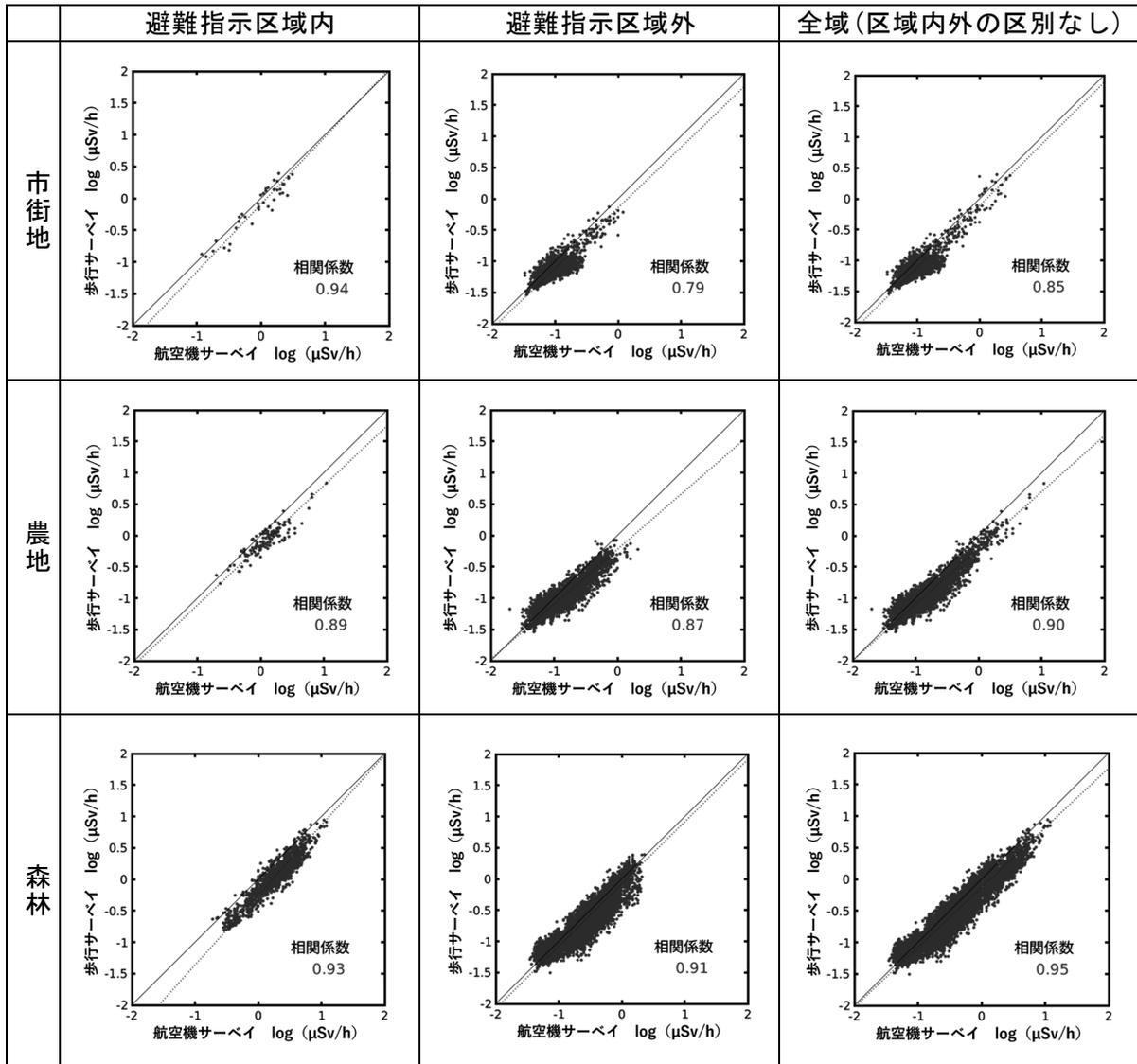


図 6-6 80 km 圏内の統合マップ作成に用いた避難指示区域内外及び全域（区域内外の区別なし）における航空機サーベイと歩行サーベイによる空間線量率の相関分析結果

（図中の破線は最小二乗法による回帰直線、実線は $y=x$ の直線。天然放射性核種による空間線量率寄与を含んでいる。）

6.3.5 統合結果

令和 6 年度に実施された歩行サーベイ、走行サーベイ及び航空機サーベイによる測定データを統合した 80 km 圏内の統合マップを図 6-7 に示す。避難指示区域内外それぞれに対して解析した結果により得られたモデルパラメータを用いて統合を行い、その結果を合成したものである。なお、相関パラメータについては、避難指示区域内外を区別したときよりも相関係数が良好となる全域の値を採用した。図 6-2 に示した歩行、走行及び航空機サーベイ結果と比較すると、空間線量率分布が航空機サーベイ結果よりも全体的に低くなっており、また歩行サーベイや走行サーベイ結果と同等の詳細かつ連続的な空間線量率分布が得られている。図 6-7 右に示した標準偏差分布については、歩行サーベイ、走行サーベイが実

施されている地点で小さい値となっており、これらの測定によってマップの精度が高まっていることが分かる。また航空機サーベいの $0.1 \mu\text{Sv/h}$ 以下のデータを利用することで、昨年度に比べマップの精度が高くなる結果が得られた。避難指示区域内外において値のギャップが見られるが、これはバリオグラム解析における避難指示区域内外のシルの値の違いに依存している。シルは空間線量率分布のコントラストの大きさを反映していることから、避難指示区域内ではシルが大きい値となり（図 6-4 参照）、標準偏差も大きい値となっている。なお、統合マップは空間線量率を対数で扱うことから、標準偏差は空間線量率分布の倍率を示すこととなる。図中の標準偏差は常用対数で表示しているため、 0.1 は $10^{\pm 0.1}$ すなわち平均値から $0.79 \sim 1.26$ 倍の範囲を、 0.2 は $10^{\pm 0.2}$ すなわち平均値から $0.63 \sim 1.58$ 倍の範囲を意味する。

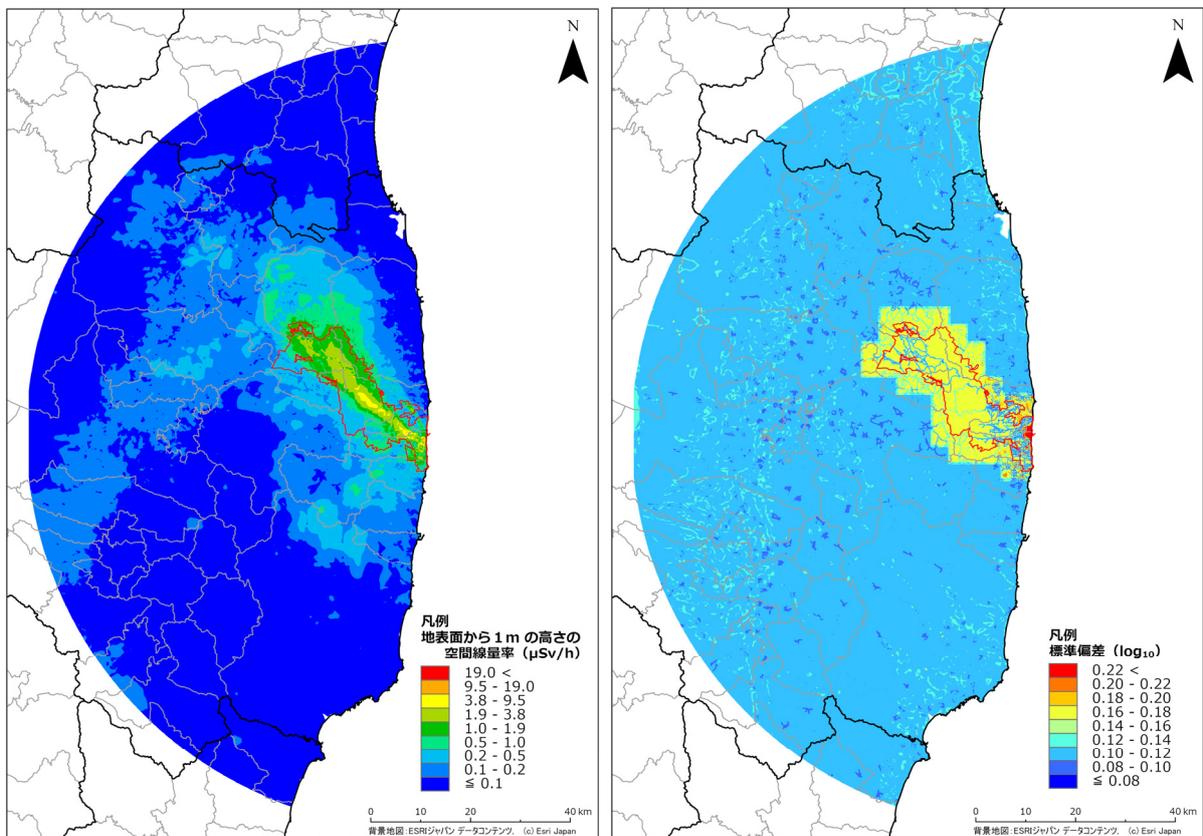


図 6-7 令和 6 年度に実施された各種測定結果を統合した 80 km 圏内の統合マップ

(左：確率が最大となる空間線量率分布、右：標準偏差 (\log_{10}) の分布)

(天然放射性核種による空間線量率寄与を含んでいる。図中の赤枠線は避難指示区域境界を示している。背景地図：ESRI ジャパンデータコンテンツ, (c) Esri Japan.)

6.4 福島県全域を対象とした統合マップの作成

6.4.1 対象とした測定データ

福島県全域を対象として、令和6年度に測定された各種データを用いた空間線量率の統合化を行った。空間線量率の統合に用いた各データを図6-8に示す。土地利用状況データには図6-2に示したものを使用した。6.3節の80 km圏内を対象とした統合マップと同様、福島県全域を対象とした場合についても避難指示区域内外を分割して解析を実施した。

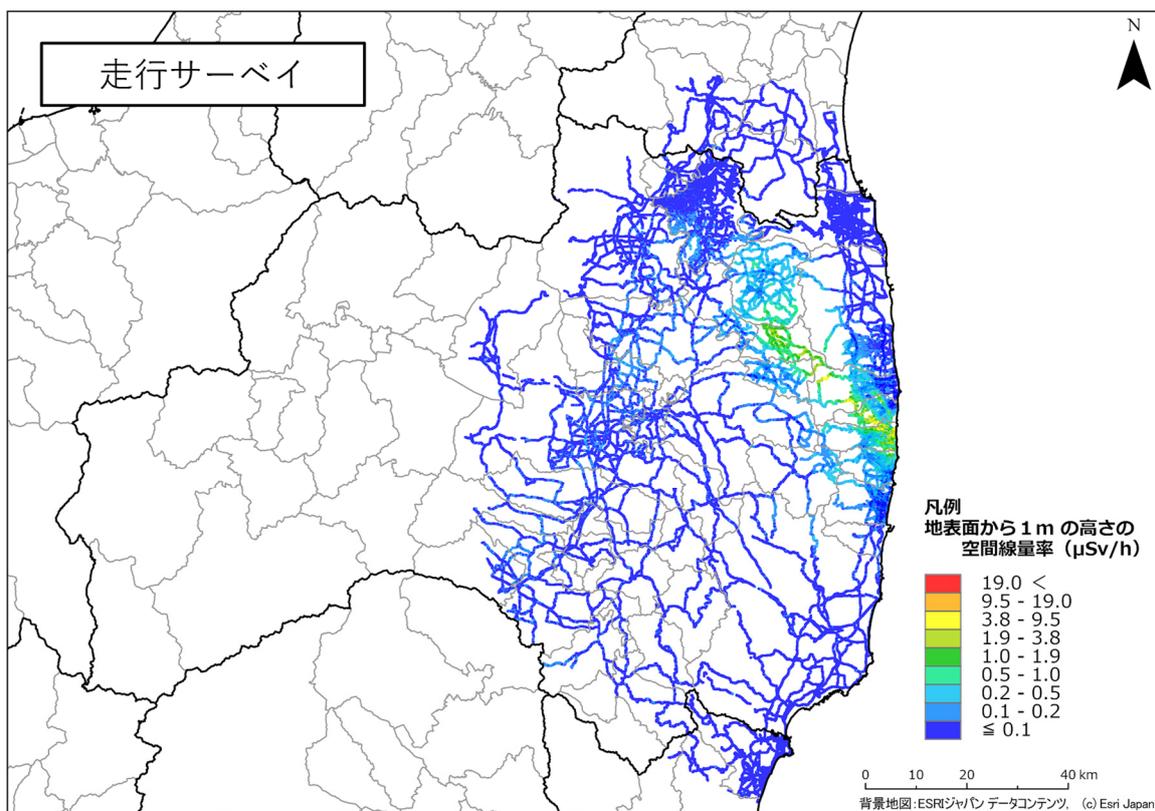
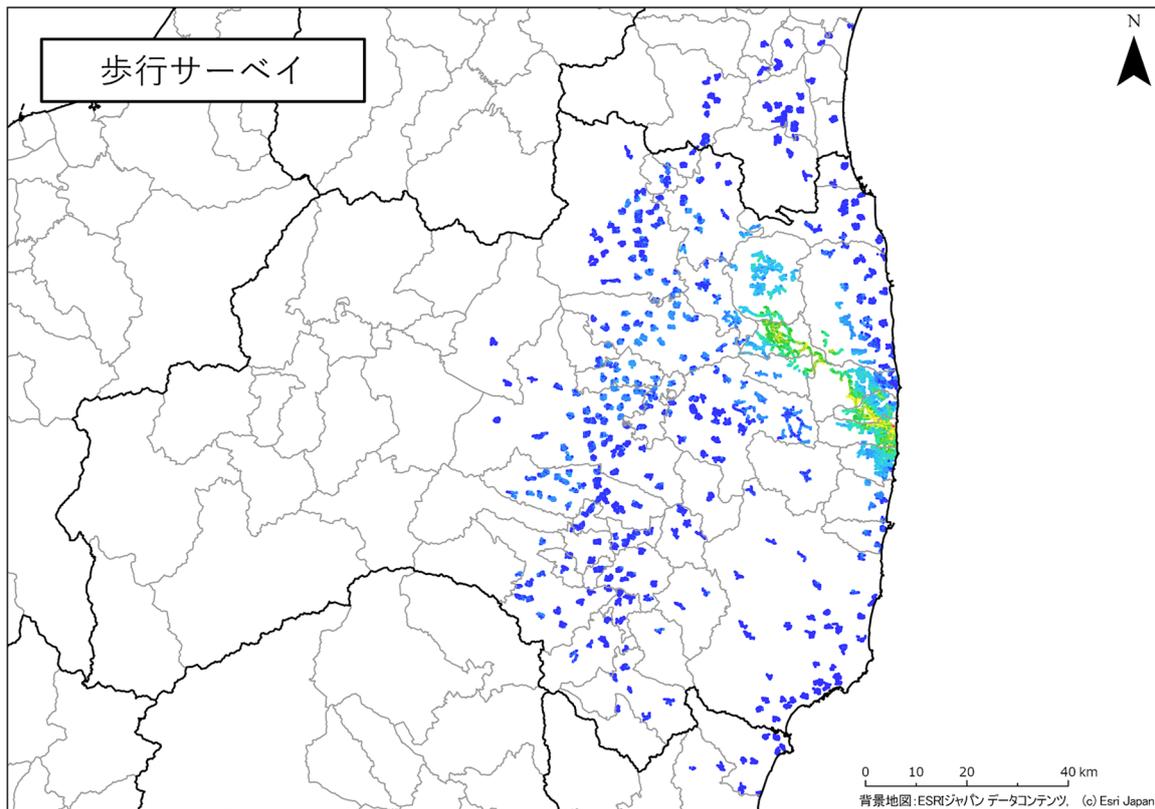


図 6-8 令和 6 年度の統合マップ作成に使用した空間線量率データ (福島県全域) (1/2)
 (天然放射性核種による空間線量率寄与を含んでいる)

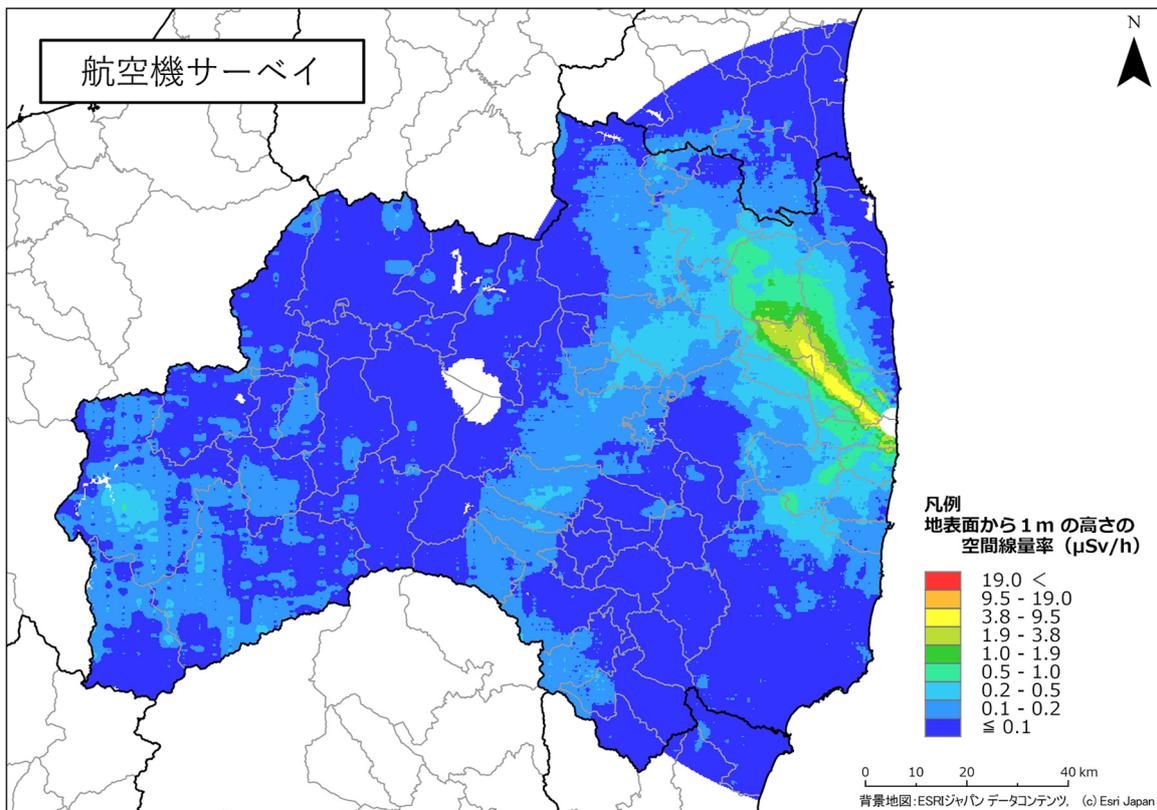
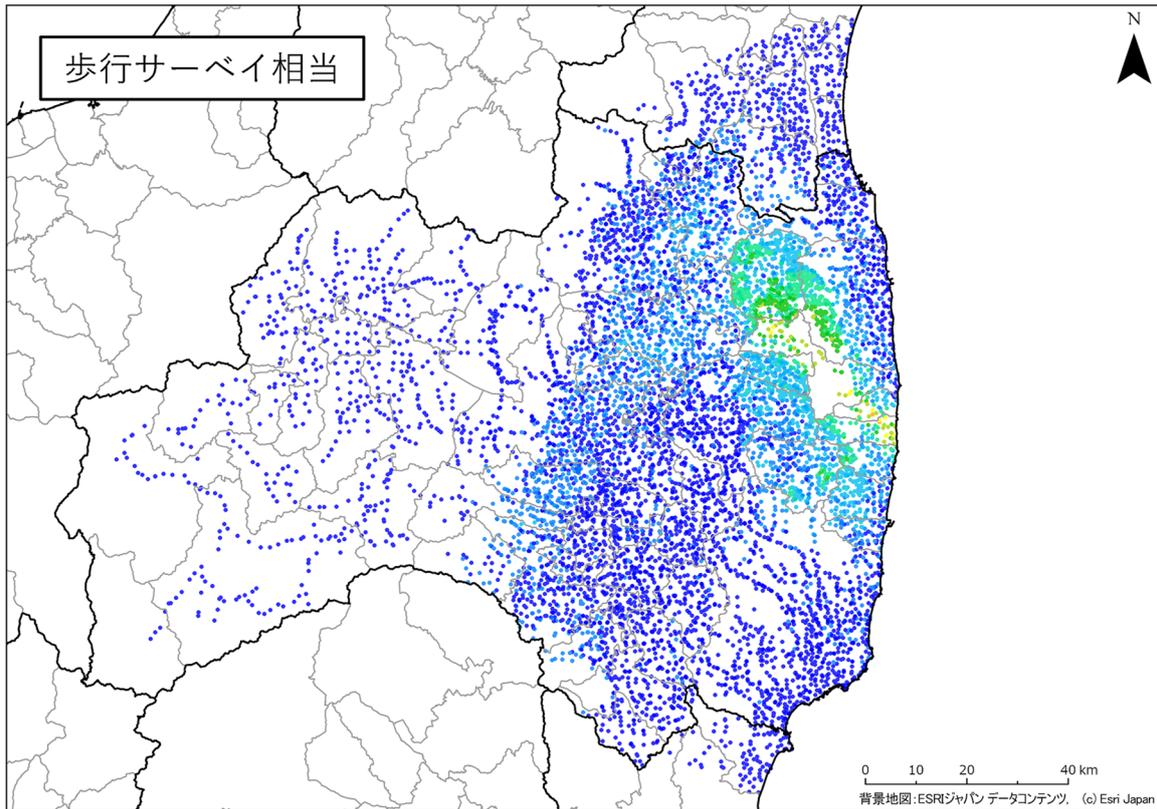


図 6-8 令和 6 年度の統合マップ作成に使用した空間線量率データ (福島県全域) (2/2)
 (天然放射性核種による空間線量率寄与を含んでいる)

6.4.2 歩行サーベイを対象とした空間パターンの解析

歩行サーベイのデータを対象にバリオグラム解析を行った。これらの結果は、図 6-4 で示した 80 km 圏内の結果とほぼ同等であった。本分析において採用したシルやレンジ、ナゲットの値を用いてグラフの形状を指数関数で近似してプロセスモデルとして用いることで、空間線量率の事前分布 y を作成した。

6.4.3 走行サーベイデータと歩行サーベイデータの比較

福島県全域を対象として歩行サーベイと走行サーベイのデータに対して土地利用別に相関分析を実施した。これらの結果は、図 6-5 で示した 80 km 圏内の結果とほぼ同等であり、解析領域を広げることによる相関への影響はなかった。この相関分析結果を基に、走行サーベイによる空間線量率と 100 m メッシュ内で平均化した歩行サーベイの空間線量率が対数軸上で線形関係にあるとしたデータモデルを用いて走行サーベイデータを補正し、式 (14) における z_c として用いた。

6.4.4 航空機サーベイデータと歩行サーベイデータの比較

福島県全域を対象として歩行サーベイと航空機サーベイのデータを土地利用別に比較した。これらの結果は、やはり図 6-6 で示した 80 km 圏内の結果とほぼ同等であり、相関パラメータも表 6-2 で示したものと同一であった。この相関分析結果をもとに、歩行サーベイ結果と加重平均した航空機サーベイ結果が対数軸上で線形関係にあるとしたデータモデルを用いて航空機サーベイデータを補正し、式 (14) における z_A として用いた。

6.4.5 統合結果

令和 6 年度に実施された歩行サーベイ、走行サーベイ及び航空機サーベイの結果を用いた福島県全域の統合マップを図 6-9 に示す。80 km 圏内の統合マップと同様に、避難指示区域内外を区別しない全域の相関パラメータを使用した。80 km 圏外については、歩行サーベイ、走行サーベイ、航空機サーベイの各種データが 80 km 圏内に比べて少ないものの、空間線量率及び標準偏差ともに 80 km 圏内を対象とした統合マップ（図 6-7 参照）と相違ない結果が得られている。

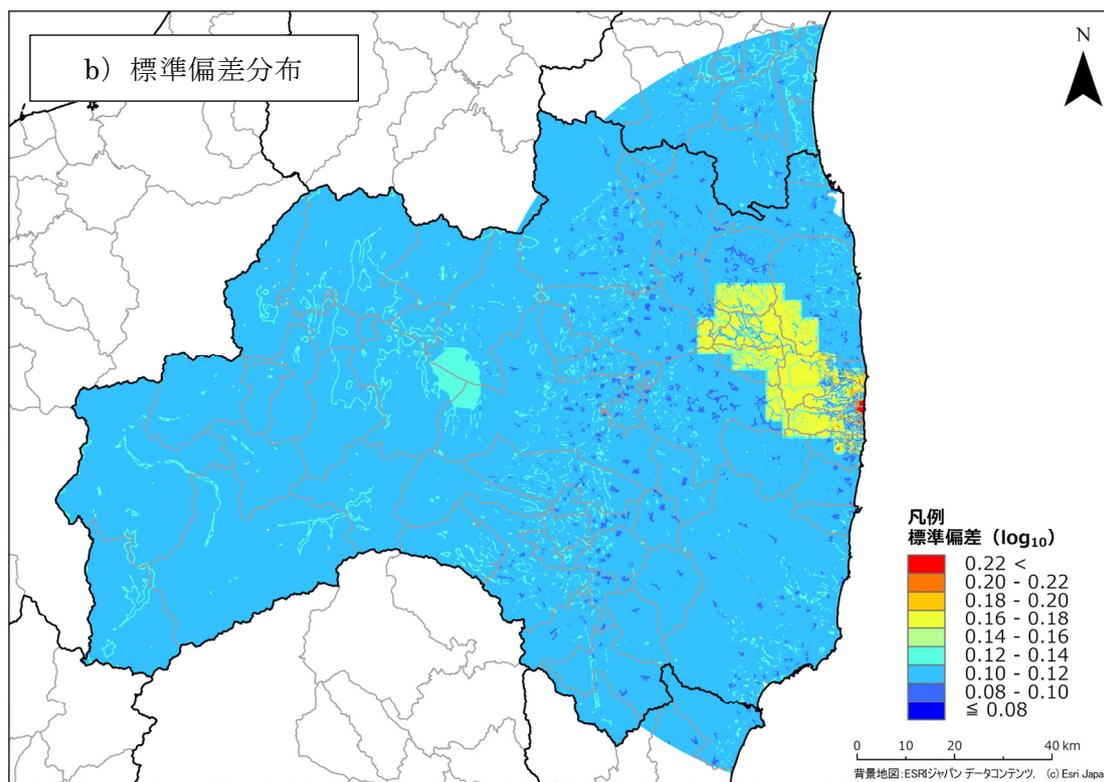
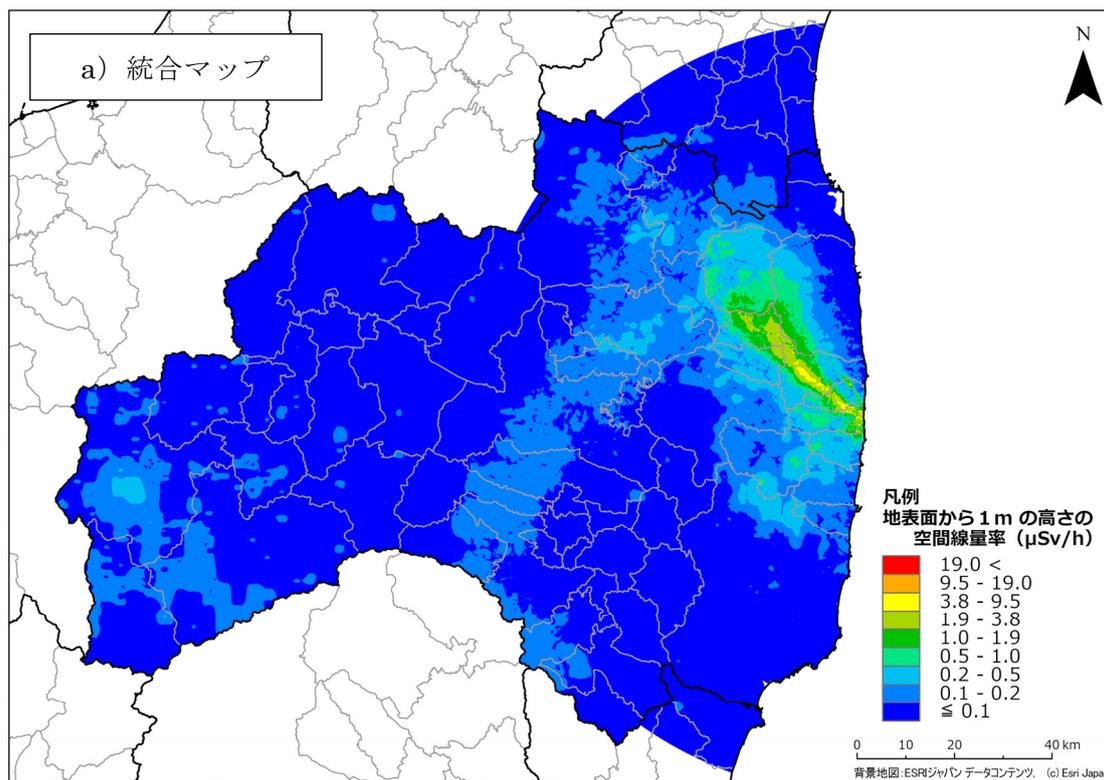


図 6-9 令和 6 年度に実施された各種空間線量率測定結果を統合した福島県全域及び 80 km 圏内の統合マップ (上) 及びその標準偏差 (log₁₀) の分布 (下)

(天然放射性核種による空間線量率寄与を含んでいる。)

6.5 統合マップの精度検証

統合マップでは標準偏差分布が得られるが、この標準偏差分布は使用するデータや相関分析手法に依存する。そのため、ここでは実態の精度を評価することを目的として、統合マップ作成時に歩行サーベイからの距離が近い等の理由で除外された歩行サーベイ相当データ（全データ数の10%程度）との比較を試みた。比較した歩行サーベイ相当データの場所について、図6-10に示す。このように除外された歩行サーベイ相当データは80 km圏内の全域に位置しており、不確かさ評価の対象データとして使用可能と考えられる。

比較には、令和6年度の福島県全域の統合マップと歩行サーベイ相当データの位置を重ね、同位置にあるデータを抽出し、除外された歩行サーベイ相当データと統合マップデータの散布図及び相対偏差（ $(\text{統合マップの空間線量率} - \text{除外された歩行サーベイ相当データの空間線量率}) / \text{歩行サーベイ相当データの空間線量率}$ ）のヒストグラムとして比較した。比較結果を図6-11に示す。ヒストグラムの平均値を見ると0.039となり、除外された歩行サーベイ相当データと比較して統合マップは4%ほど高くなっている傾向にあることが分かった。統合マップの空間線量率が高い傾向を示すのは、歩行サーベイと定点サーベイなど歩行サーベイ相当データ測定場所が近い場合に、定点サーベイを優先して採用しており、歩行<定点という関係に影響を受けるためである。散布図を見ると両者の差の傾向に線量率の依存性は確認できない。また、ヒストグラムは正規分布に近い釣鐘型となっている。この結果から、統合マップは、利用しなかった歩行サーベイ相当データを再現しており、測定データのない箇所の空間線量率を良く推定していると言える。

令和6年度の統合マップを令和5年度の統合マップと比較するため、上記の手法と同様に分析を行った。すなわち、両年度の統合マップにおいて同位置にあるデータを抽出し、令和5年度の空間線量率を横軸、令和6年度の空間線量率を縦軸とした散布図及び相対偏差（ $(\text{令和6年度の空間線量率} - \text{令和5年度の空間線量率}) / \text{令和5年度の空間線量率}$ ）のヒストグラムとして比較した。結果を図6-12に示す。ヒストグラムの平均値を見ると、令和6年度の統合マップの空間線量率は令和5年度の統合マップに比べて3%程低い傾向にある。一部線上に延びるプロットが存在するが、令和5年度調査において歩行サーベイ測定が疎であった福島第一原発の近傍において令和6年度調査では密に測定を実施していることによる影響と考えられる。

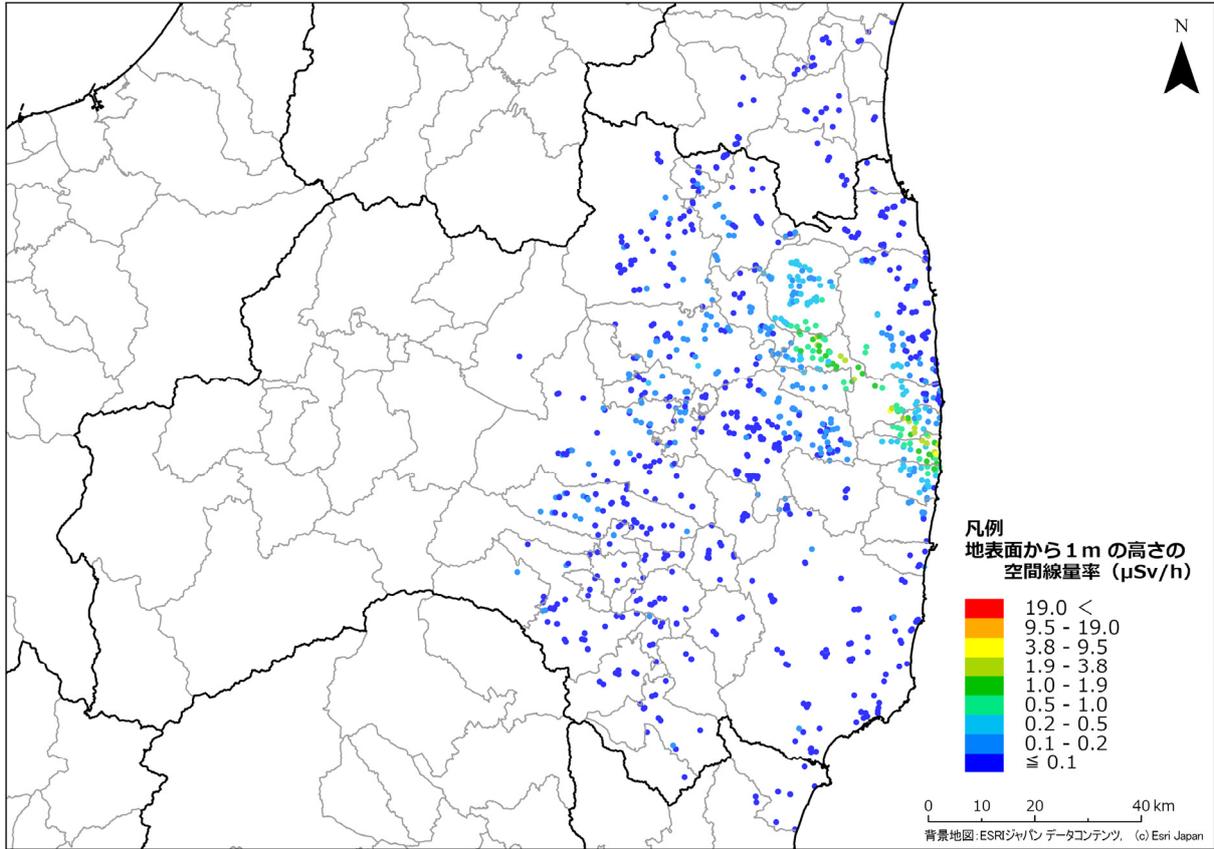


図 6-10 統合マップ作成時に除外された歩行サーベイ相当データの箇所

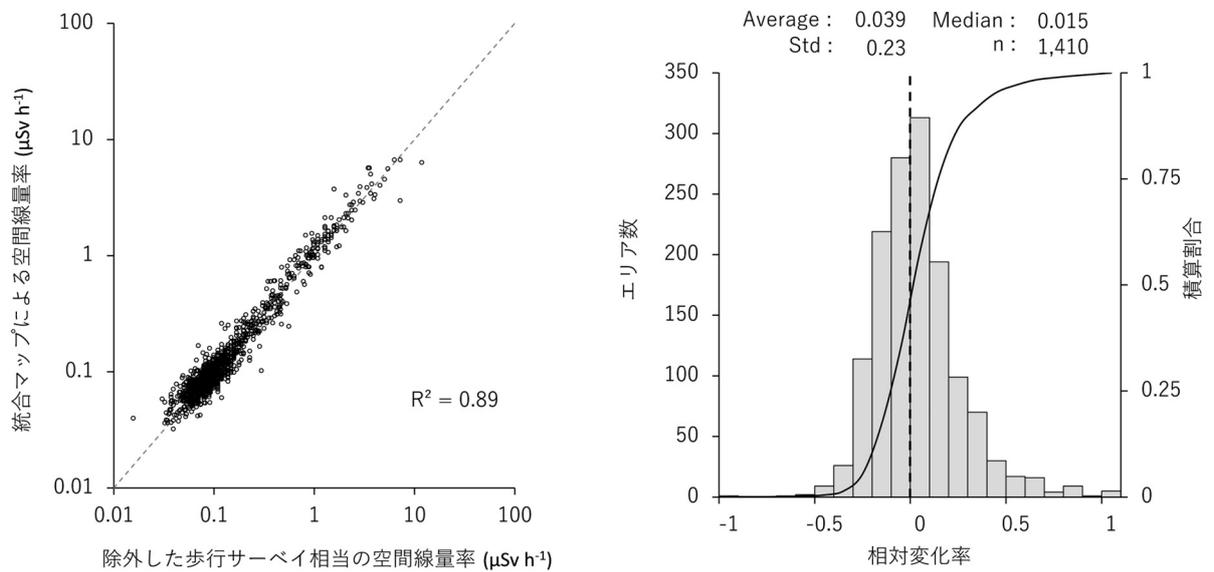


図 6-11 統合マップ作成時に除外された歩行サーベイ相当データの結果と統合マップによるデータの比較

(相關図の破線は $y=x$ 、 R^2 は決定係数、Std は標準偏差、 n はデータ数を意味する。)

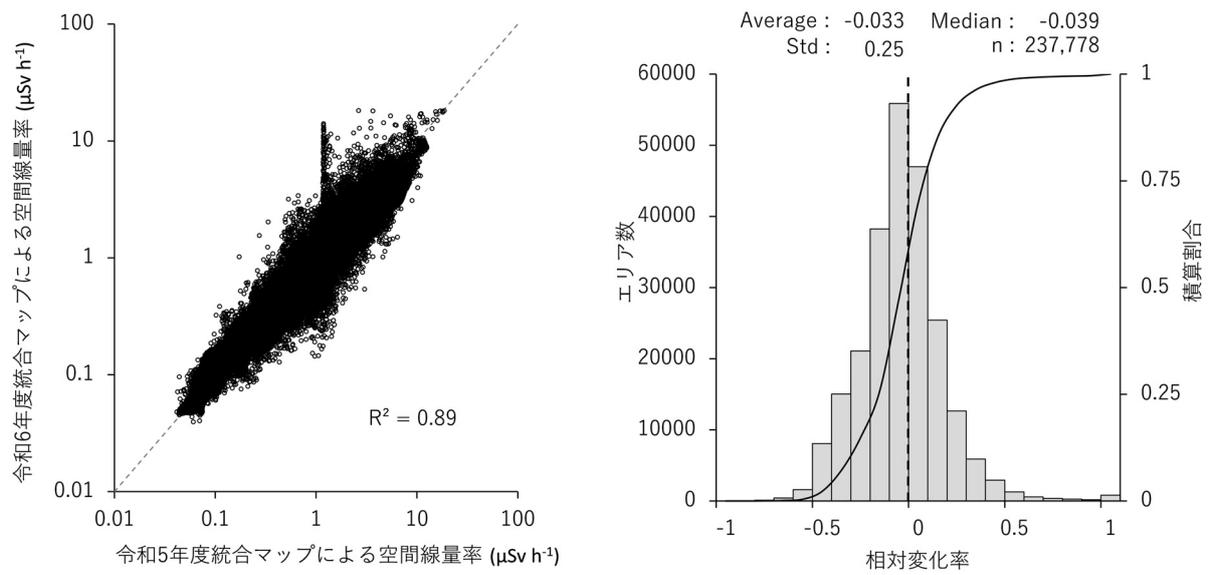


図 6-12 令和 5 年度統合マップとの比較
 (相関図の破線は $y=x$ 、 R^2 は決定係数、Std は標準偏差、n はデータ数を意味する。)