

6. 詳細調査Ⅱ（帰還困難区域等の森林における放射性物質分布調査）

（1）目的

これまでの詳細調査Ⅰの調査地における森林内の放射性セシウムの分布状況調査の結果から、森林に蓄積している放射性セシウムの総量は物理的減衰以上には減少しておらず、森林生態系に沈着した放射性セシウムについて、その多くが森林生態系内に留まっていることが示されている。また、ここ数年間、森林生態系内の各部位の放射性セシウム濃度や分布は大きく変化していないことが明らかになってきた（林野庁，2024；参考文献1）。

しかし、帰還困難区域の空間線量率が高い地域では、立ち入りが制限され十分な実態把握がなされていない。そのため、汚染度の高い森林を今後どのように取り扱うか判断するためには、これまでに帰還困難区域外の詳細調査Ⅰで得られた知見をそのまま活用できるか否か明らかにする必要がある。そこで、2017年度より帰還困難区域のスギ林において、2021年度以降はスギ林以外にアカマツ林及び落葉広葉樹林（コナラ）においても放射性セシウム濃度の分布調査を行い、その実態を明らかにしてきた。今年度は、2022年度と同じ地点で行った調査結果について報告する。

（2）方法

調査はスギ林3地点、アカマツ林3地点、コナラ林3地点の合計9地点（福島県浪江町8地点、南相馬市1地点）で行った（図6-1、表6-1）。調査地点はいずれも磐城森林管理署管内国有林で、2022年度に調査を行った地点と同一地点である。

2024年10月11日～19日に各地点の4箇所地上高1mの空間線量率を測定した。また、2024年10月16日～28日にかけて、各地点で葉付き枝、樹皮、幹材を採取した。なお、



図 6-1 調査地点の位置（カッコ内は地点 ID）

試料採取は各地点 5 個体で行い、2022 年度に選定した個体と同じものとした。葉付き枝は、採取木 1 個体あたり 2～3 枝採取し、これをまとめて 1 つの試料とした。樹皮はノミを用いて採取木 1 個体につき胸高部の約 3 cm×3 cm の大きさを 4 方向から切り出し、さらにそのうち 2 方向では、成長錐を用いて幹材を採取した。落葉層、土壌については 2024 年 5 月 23 日～6 月 5 日、7 月 9 日～10 日に採取した。落葉層は調査地内の 4 箇所で方形杵（25 cm×25 cm）を用いて杵内の全ての堆積有機物を採取した。土壌（深さ 0-5 cm）は落葉層の採取後、採土円筒（高さ 5 cm、内径 11 cm）を用いて採取した。深さ 5-20 cm の土壌については、採土器（藤原製作所製、HS-25S、内径 50 mm）を用いて採取した。

試料は実験室内に持ち帰り、葉付き枝は葉と枝に分離した後、細片化して測定に供した。樹皮は各個体から採取された 4 方向試料を 1 つにまとめ、ハサミで細断し測定に供した。幹材は辺材と心材に分けた後、個体ごとに部位別に 1 つにまとめ、細片化して測定に供した。深部の土壌（深さ 5-20 cm）については、実験室で 3 等分して、深さ 5-10 cm、深さ 10-15 cm、深さ 15-20 cm の土壌試料とした。表層を含めた全ての土壌は、乾燥後、2 mm のふるいを通したものを測定用試料とした。全ての試料は 100 mL 容量の U-8 容器に充填し、ゲルマニウム半導体検出器を用いてガンマ線スペクトロメトリ法により放射性セシウム（Cs-134 と Cs-137）濃度を測定した。今年度の測定値は、2024 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

ここで、放射性セシウム濃度とは、Cs-134 と Cs-137 の合計を表す。Cs-134 濃度が不検出の場合、2011 年 3 月 15 日時点の Cs-134 濃度と Cs-137 濃度の比を 1 : 1 とし（Buesseler et al., 2011 ; 参考文献 2）、物理学的半減期を用いた減衰に基づく理論的な推定式から計算された Cs-134 濃度と Cs-137 濃度の比を用いて、各年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を推定した。

（3）結果及び考察

9 地点の空間線量率は 1.73～6.70 $\mu\text{Sv/h}$ の範囲にあった（表 6.-1）。それらの値は同地点で得られた 2022 年度の空間線量率と比較すると 88～96%に低下していた。福島県川内村や大玉村で行われている詳細調査 I と比較して明瞭な変化割合の違いはなかった。

地上部の部位別の放射性セシウム濃度（葉、枝、樹皮、辺材、心材）において、多くの地点（スギ 2 地点、アカマツ 1 地点、コナラ 3 地点）で葉の放射性セシウム濃度が最も高く、アカマツ 2 地点においても、樹皮に次いで 2 番目に高い濃度であった（図 6.-2a）。この結果は 2 年前に同地点で得られた結果と同様であった。また、今年度とは異なる調査地点で得られた昨年度の結果を今年度の結果に含めると、スギとアカマツはそれぞれ 6 地点中 3 地点

表 6-1 調査地点の地上高 1 m の空間線量率の推移

地点 ID	樹種	空間線量率 (μSv/h)							
		2024	2023	2022	2021	2020	2019	2018	2017
201	スギ	6.70	—	7.26	—	8.09	—	—	—
202	スギ	4.06	—	4.53	—	—	—	—	—
516	スギ	1.73	—	1.80	—	2.29	2.30	3.01	3.05
604	アカマツ	5.11	—	5.68	—	—	—	—	—
605	アカマツ	4.26	—	4.77	—	—	—	—	—
606	アカマツ	5.02	—	5.35	—	—	—	—	—
704	コナラ	3.98	—	4.47	—	—	—	—	—
705	コナラ	4.36	—	4.52	—	—	—	—	—
706	コナラ	3.74	—	4.24	—	—	—	—	—

で、コナラは 6 地点全てで葉の放射性セシウム濃度が最も高かった。川内村や大玉村で行われている詳細調査 I では全ての地点において樹皮の放射性セシウム濃度が最も高く、本調査で得られた地上部の部位別放射性セシウム濃度の傾向は詳細調査 I の調査地点で得られた傾向とは異なっていた。この傾向が空間線量率の違いに起因するか否かを明らかにするためには、事故直後の直接汚染の影響の有無を考慮する必要がある。例えば、葉の放射性セシウム濃度に関しては、事故後 13 年以上経た現在、直接汚染の影響が残っているとは考えられず、経根吸収の影響を強く受けていることが予想される。一方、樹皮に関しては、外樹皮には直接汚染の影響が残っていると考えられるが、成長部位である内樹皮は経根吸収の影響を受けやすく、両者を分けた上での評価が望まれる。地上部の放射性セシウムの動態を明らかにするためには、より多くの地点で調査を行うとともに、詳細な部位別濃度を把握し、詳細調査 I で得られた情報とともに多角的な要因解析が必要だと考えられる。

地下部（落葉層及び土壌）における放射性セシウム濃度の深度分布について、スギ林及びアカマツ林では、表層土壌（0-5 cm）が最も高いか落葉層と同程度に高い傾向が見られ、コナラ林の 2 地点では落葉層が最も高く、1 地点では表層土壌（0-5cm）が高かった（図 6-2b）。この深度分布の傾向は 2022 年度の結果とほぼ同様であった。また、2 年前に得られた各深度の濃度と比較すると、スギ林では 1 地点、アカマツ林とコナラ林では 3 地点とも落葉層の濃度が低下し、特にスギ林とアカマツ林のそれぞれ 1 地点では大きく低下していた。昨年度の詳細調査 I の結果では、全ての調査地点において落葉層よりも表層土壌（0-5cm）の放射性セシウム濃度は高く、本調査地は詳細調査 I の地点と比べ、見かけ上、落葉層から表層土壌への移行がより遅く、その要因として放射性セシウム濃度の高い葉がリターフォールとして供給されていることが考えられる。ただし、地下部の放射性セシウム濃度の空間的ばらつきが大きいことから、放射性セシウムの垂直的な分布やその移動状況を明らかにする

ためにはさらなる継続的な調査が必要である。

各樹種の心材と辺材の放射性セシウム濃度の関係を図 6-3 に示す。心材と辺材の放射性セシウム濃度の関係は樹種によって異なった。スギでは心材の方が辺材より高い傾向が見られたが、アカマツ及びコナラでは辺材の方が心材よりも高い傾向が見られた。心材/辺材の放射性セシウム濃度比は、スギが 1.7~3.2、アカマツが 0.49~0.76、コナラが 0.23~0.62 であった。これらの結果は詳細調査 I におけるスギ、アカマツ、コナラで得られた結果とほぼ同様であった。このことから、放射性セシウムの汚染度に関わらず、樹木の幹材内の放射性セシウム分布は樹種による影響を強く受けていると考えられる。

以上のように、放射性セシウムの汚染度が森林内の各部位の放射性セシウム濃度に与える影響は一様ではなかった。心材と辺材の放射性セシウム濃度比のように、詳細調査 I で得られた樹種特性の傾向と同様のものが確認された一方で、葉と樹皮の放射性セシウム濃度の違いのように、地上部の部位別の放射性セシウムの濃度分布が詳細調査 I で得られた傾向と異なるものもあった。これらの傾向が定常状態に至っているのか、変化過程の途上にあるのかを明らかにするためには、さらなる継続的な調査が必要である。また、地上部の放射性セシウム濃度分布や樹木の放射性セシウムの吸収には土壌の化学性など立地条件が強く影響を及ぼすことから、空間線量率や初期汚染の違い以外の立地条件との関係性も明らかにしていく必要がある。上述の継続調査及び立地条件の影響の評価は、空間線量率が高い地域における森林生態系内の放射性セシウム動態の将来予測につながり、帰還困難区域における今後の森林管理を考えていく上で必要不可欠である。

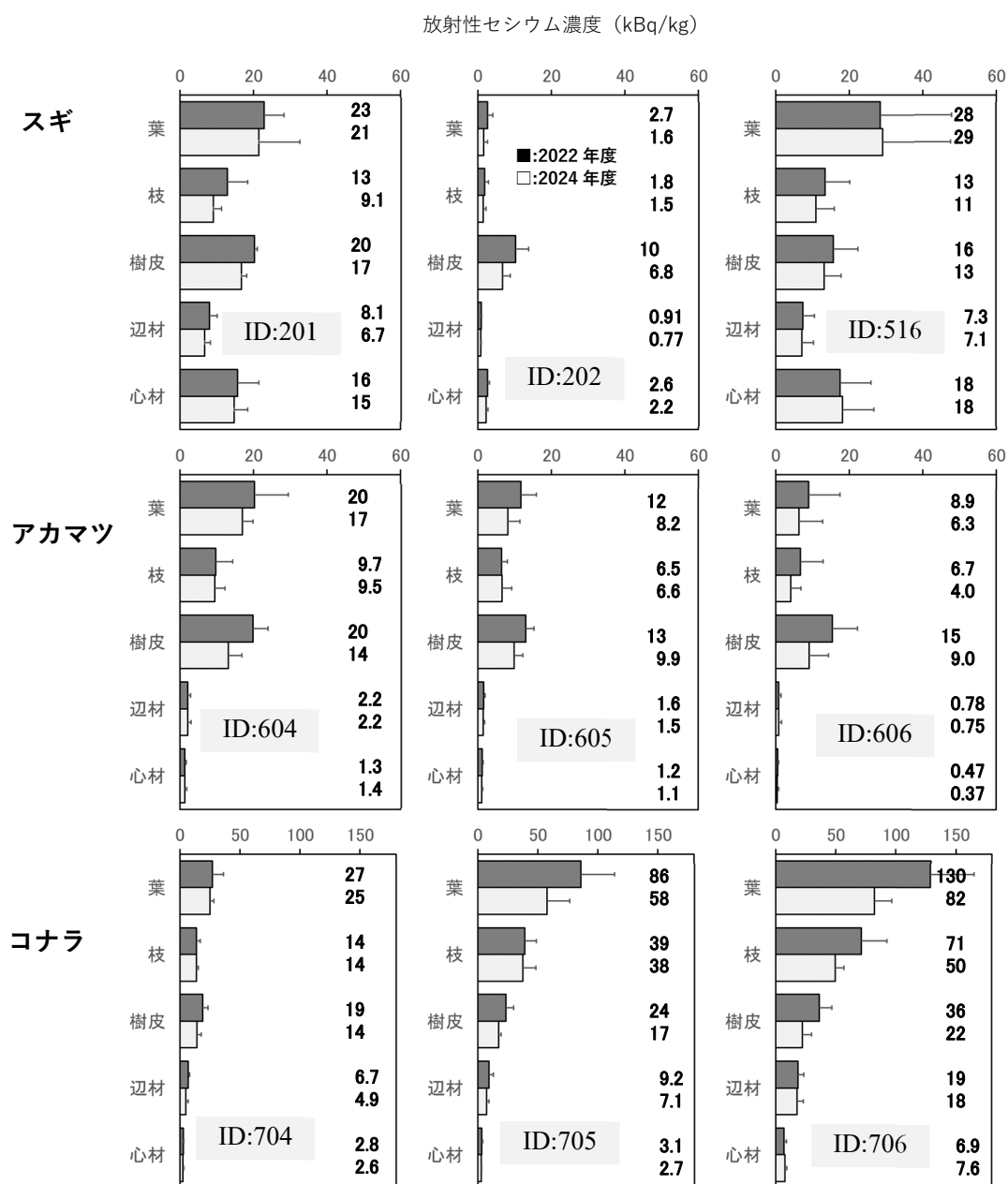


図 6-2a 各調査地点の部位別（地上部）放射性セシウム濃度
棒グラフ（黒:2022年度、灰:2024年度）及びエラーバーは各部位の放射性セシウム濃度の平均値及び標準偏差を示す。図中の数値は各部位の放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の平均値を示す。

放射性セシウム濃度 (kBq/kg)

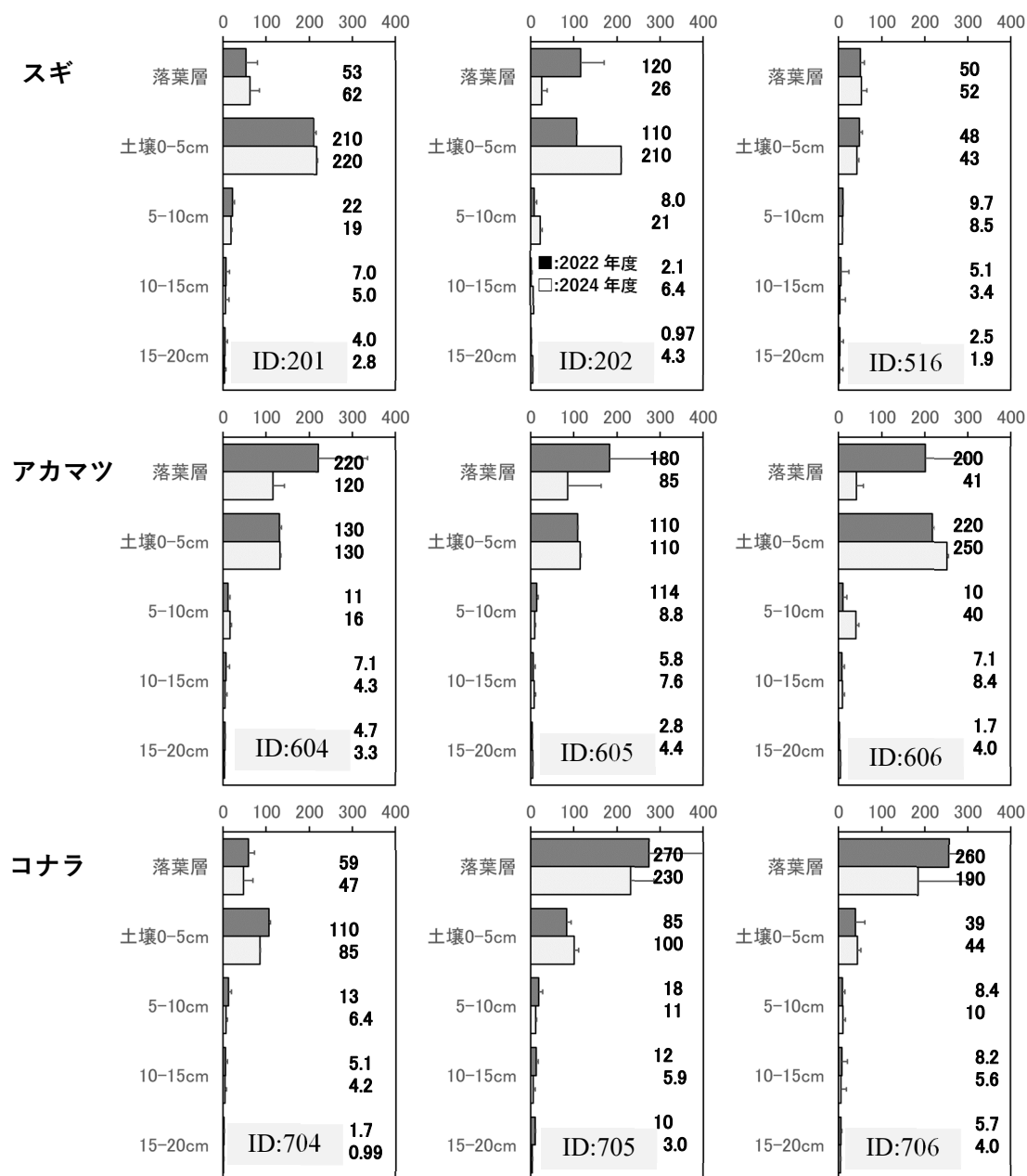


図 6.-2b 各調査地点の部位別（地下部）放射性セシウム濃度

棒グラフ（黒:2022年度、灰:2024年度）及びエラーバーは各部位の放射性セシウム濃度の平均値及び標準偏差を示す。図中の数値は各部位の放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の平均値を示す。

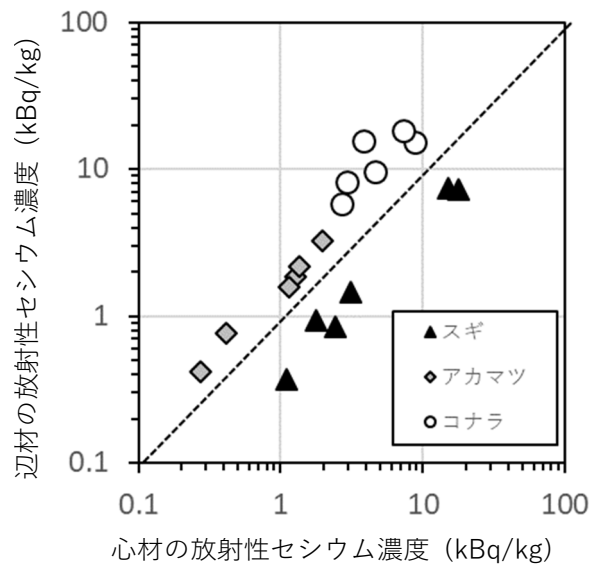


図 6-3 辺材と心材の放射性セシウム濃度の関係 (kBq/kg)

各樹種 6 地点のうち、3 地点は 2021 年度と 2023 年度の平均値、残りの 3 地点については 2022 年度と 2024 年度の平均値、また、図中の点線は 1:1 の直線を表す。

参考文献

1. 林野庁（2024）令和 5 年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について
https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/r5_surveys_on_radioactive_cesium.html
2. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45 : 9931-9935