

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

これまでの川内村や大玉村の調査地における森林内の放射性セシウムの分布状況の詳細な調査結果から、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はその多くが生態系内に留まっていると考えられる。また、ここ数年間、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 2022；参考文献 1）。

しかし、それらの調査地よりも放射性セシウムによる汚染度が高い地域（帰還困難区域等）では立ち入りが制限され、必ずしも十分な実態把握がされていない。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 年度より比較的線量の高い地域（帰還困難区域等）のスギ林において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。なお、当初はスギ林のみで調査を行っていたが、2021 年度より、福島県において重要な樹種であるアカマツやコナラにも着目し、スギ林に加え、アカマツ林及び広葉樹林（コナラ）においても同様の調査を行うこととした。ここでは 2022 年度の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、広葉樹林 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、スギ林 3 地点は一昨年度まで調査を行っていた 9 地点の中から 3 地点を選定し、アカマツ林及び広葉樹林に関しては今年度から新たに選定した地点である。2022 年



図 6-1 調査地点の位置（カッコ内は地点 ID）

表 6-1 調査地点の空間線量率の推移

| 地点 ID | 樹種 | 空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) | | | | | |
|-------|------|----------------------------|------|------|------|------|------|
| | | 2022 | 2021 | 2020 | 2019 | 2018 | 2017 |
| 201 | スギ | 7.26 | — | 8.09 | — | — | — |
| 202 | スギ | 4.53 | — | — | — | — | — |
| 516 | スギ | 1.80 | — | 2.29 | 2.30 | 3.01 | 3.05 |
| 604 | アカマツ | 5.68 | — | — | — | — | — |
| 605 | アカマツ | 4.77 | — | — | — | — | — |
| 606 | アカマツ | 5.35 | — | — | — | — | — |
| 704 | コナラ | 4.47 | — | — | — | — | — |
| 705 | コナラ | 4.52 | — | — | — | — | — |
| 706 | コナラ | 4.24 | — | — | — | — | — |
| 201 | スギ | 7.26 | — | — | — | — | — |

10月17～31日にかけて、各地点で葉付き枝、樹皮、幹材を採取するとともに、地上高1mの空間線量率を測定した。採取木の選定にあたり、各調査地点において目測で平均的な大きさの5本を選択した。葉付き枝は、採取木1本あたり2本ずつ採取し、これらをまとめて1つの試料とした。樹皮はノミを用いて採取木1本につき胸高部の約3cm×3cm×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。なお、樹皮に関しては出来るだけ現場で外樹皮と内樹皮に分けて持ち帰った。落葉層、土壌については2022年6月1日、6月9～10日、10月11～12日、10月17日、10月26～27日に採取した。落葉層は、調査地内の4箇所の方角枠(25cm×25cm)を用いて枠内のすべての堆積有機物を採取した。土壌(深さ0-5cm)は、落葉層の採取跡において採土円筒(Daiki製、高さ5cm、内径11cm)を用いて採取した。深さ5-20cmの土壌については、採土器(藤原製作所製、HS-25S、 $\phi=50$ mm)を用いて採取した。

試料は室内に持ち帰り、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5-20cm)については、室内にて3等分して、深さ5-10cm、深さ10-15cm、深さ15-20cmの土壌試料とした。表層を含めた全ての土壌は、乾燥後、2mmのふるいを通したものを測定用試料とした。すべての試料は100mL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)の濃度を測定した。今年度の測定値は、2022年9月1日を基準日として整理した。

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 1.8~7.3 $\mu\text{Sv/h}$ の範囲にあった (表 6-1)。2020 年度も同じ地点で調査を行ったスギ林 201 及び 516 地点において 2020 年度比 89%及び 79%と低下し、過去の変化割合と明瞭な違いはなかった。

各部位別の放射性セシウム濃度については、地上部の 5 部位 (葉、枝、樹皮、心材、辺材) において、総じて葉の放射性セシウム濃度が高い傾向が見られた (図 6-2)。スギとアカマツでは、葉よりも樹皮の方が高い地点もあったが、コナラは 3 地点とも葉の方が樹皮よりも高かった。また、この結果は昨年度行った詳細調査IIの結果とほぼ同様の傾向であった。福島県川内村のスギ林、アカマツ林、コナラ林で行われた昨年度の調査 (詳細調査I) では、どの樹種も樹皮の放射性セシウム濃度が地上部の部位の中では最も高く、特にコナラにおいては本結果とその傾向は異なっていた。このため、帰還困難区域の森林は、詳細調査Iで得られてきた地上部の放射性セシウム分布傾向と異なり、特にコナラ林では、その違いが顕著である可能性が高い。詳細調査Iで調査が行われている森林では、原発事故から 11 年が経過した現在、直接汚染された葉のほとんどが落葉し、放射性セシウム濃度に大きな変化が見られなくなり、樹体内の他の部位からの転流や根から吸収された放射性セシウムは葉の放射性セシウム濃度に影響する段階に入っていると予想されている。帰還困難区域内の森林がどのような段階であるかを明らかにするためには、時系列的な傾向を把握できるよう同一地点での継続的な調査が必要だと考えられる。

地下部 (落葉層及び土壌層) における放射性セシウム濃度は、スギ林では表層の土壌 (0-5 cm) が最も高い地点と落葉層と同程度の濃度の地点があり、アカマツ林では落葉層が最も高い地点と表層土壌 (0-5 cm) と同程度の濃度の地点があり、コナラ林では落葉層の方が高い地点と土壌表層 (0-5 cm) の濃度が高い地点もあった。この傾向は昨年度の結果及び詳細調査Iの結果とほぼ同様であった。一般にアカマツは乾燥した場所で生育している場合が多く、落葉層の分解が遅くなりやすいため、その結果、アカマツ林の落葉層の放射性セシウム濃度が高く維持されている可能性が高いと考えられる。また、コナラ林ではリターフォールとして落葉層に供給される葉の放射性セシウム濃度が上述の通り高く、このことがコナラ林の落葉層の放射性セシウム濃度を高くしている原因と考えられる。

地下部の放射性セシウム蓄積量と空間線量率の関係をみると (図 6-3)、空間線量率は地下部の放射性セシウム蓄積量と高い相関が認められた。前年度の結果と同様に、空間線量率は、放射性セシウムの大部分が落葉層及び土壌層に移行し存在している現在、樹種によらず調査地点の放射性セシウム蓄積量を推定することの出来る有用な値であると考えられる。

各樹種の心材と辺材の放射性セシウム濃度の関係を図 6-4 に示す。心材と辺材の放射

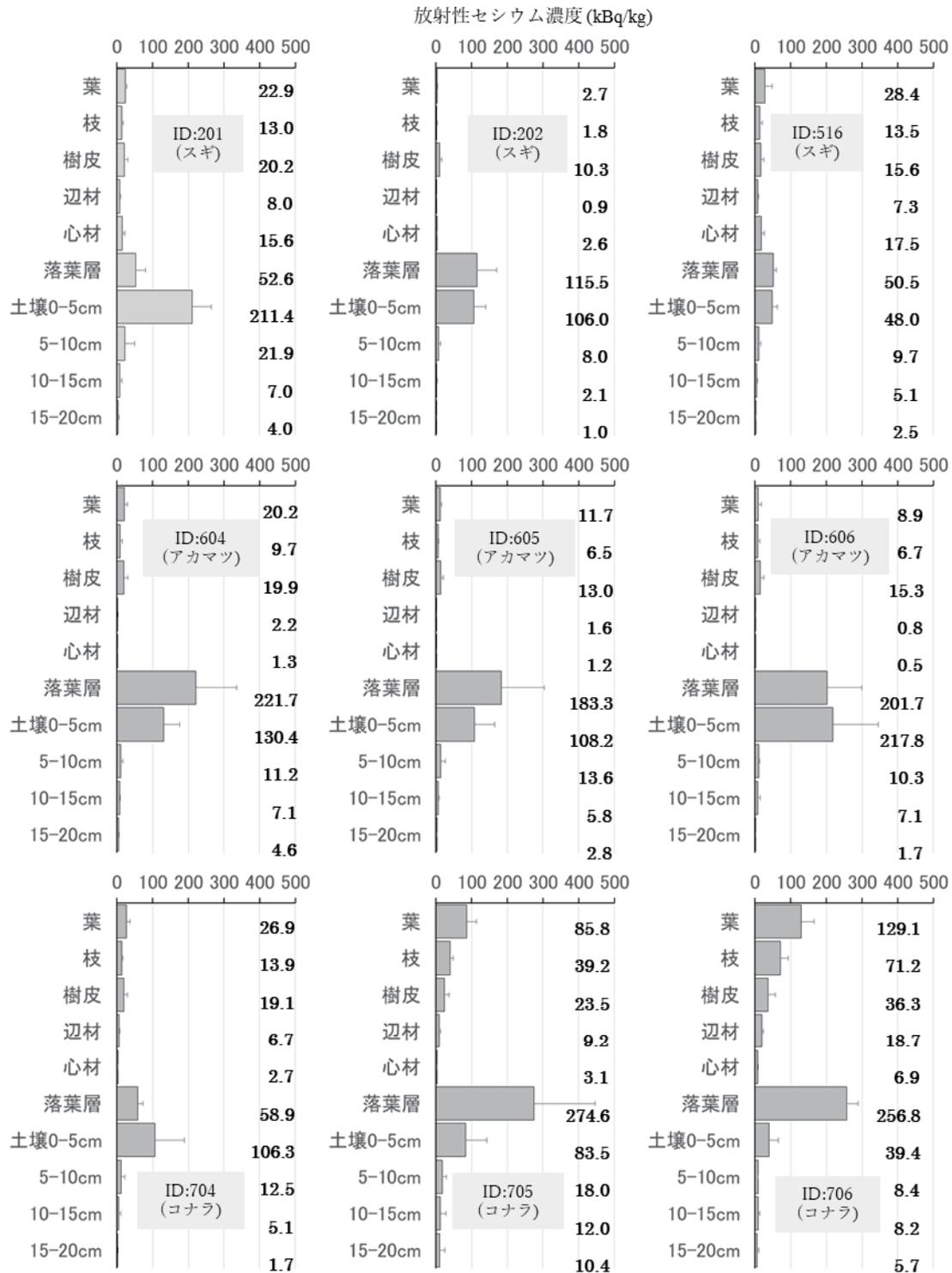


図 6-2 各調査地点の各部位における放射性セシウム濃度

上段はスギ、中段はアカマツ、下段はコナラ。棒グラフ及びエラーバーはそれぞれの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。

性セシウム濃度の傾向は樹種によって異なり、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。この樹種毎の心材/辺材の放射性セシウム濃度比の傾向は昨年度の結果や詳細調査Iで行われてきたスギ林、アカマツ林、コナラ林で得られた結果とほぼ同様であることから、放射性セシウムの蓄積量に関わらず、樹体内の放射性セシウム動態は樹種特性に強く影響を受けていることが示唆される。

以上のように、放射性セシウムによる汚染度が高い地域の森林においても、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で得られてきた樹種特性の傾向と同様であるものがあつた一方、地上部の部位別の放射性セシウムの濃度分布など、異なる傾向のものもあつた。これらの傾向が永続的なものなのか、変動過程の途中なのか明らかにするために、同じ地点での継続的な調査が必要であると考えられる。

参考文献

1. 林野庁（2022）令和 3 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について
<https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/210316.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

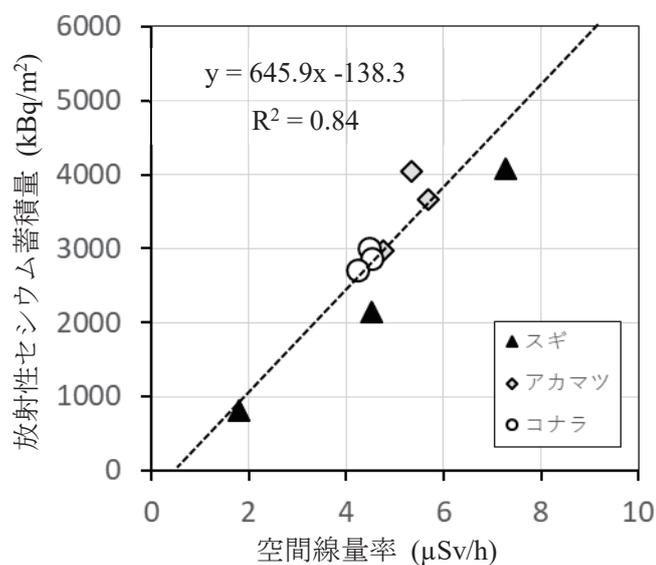


図 6.3 地下部（落葉層+土壌）の放射性セシウム蓄積量と空間線量率
点線は回帰直線を表す。

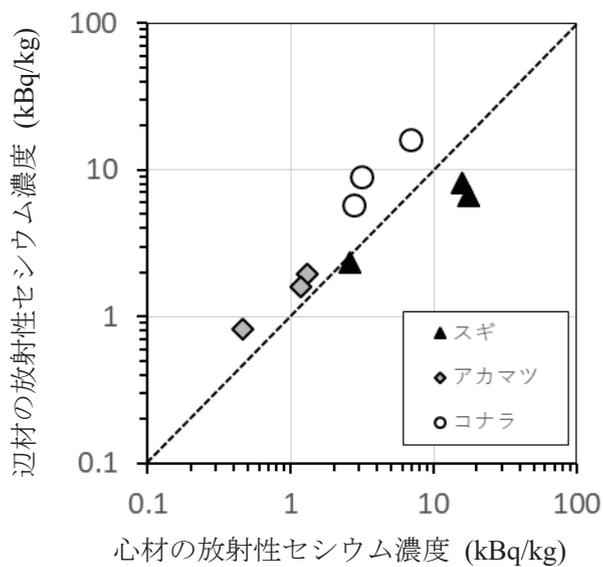


図 6.4 辺材と心材の放射性セシウム濃度の関係 (kBq/kg)
点線は 1:1 の直線を表す。