

## 論文 (Original article)

# 2011年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) への移行

清野 嘉之<sup>1)\*</sup>、赤間 亮夫<sup>1)</sup>、松浦 俊也<sup>2)</sup>、岩谷 宗彦<sup>3)</sup>、由田 幸雄<sup>4)</sup>、志間 俊弘<sup>3)</sup>

### 要旨

2011年の東京電力福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの環境から食用野生植物への移行の仕方は種によってさまざまである。ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) について、生育地の放射性セシウム量や斜面位置などの条件とワラビの放射性セシウムとの関係をいわき市 (IO)、飯館村 (IM、IU)、葛尾村 (KM) の4つのワラビ群落で2017年に調べた。以前放牧地であった土地のワラビ群落 (IO、IM、IU) では、ワラビの幼葉と成葉、地下器官の<sup>137</sup>Cs濃度に部位間では有意な違いが認められず ( $P = 0.499$ )、試験地間では違いがあった ( $P = 0.049$ )。土壌の交換性カリウム (K) 濃度は  $0.42 \sim 1.11 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$  で、交換性 K 濃度と、リター層と土壌からワラビの葉への<sup>137</sup>Csの面移行係数との間に特段の関係はなかった。幼葉<sup>137</sup>Cs濃度はリター層の<sup>137</sup>Cs量 ( $R^2 = 0.4669$ ) より土壌の<sup>137</sup>Cs量 ( $R^2 = 0.7844$ ) と関係が深かった。空間線量率 (ADR) と幼葉<sup>137</sup>Cs濃度との間には土壌<sup>137</sup>Cs量を介した、間接的なながらも強い相関 ( $r = 0.757$ ) が成立した。放牧歴のない KM では ADR から推定されるより幼葉<sup>137</sup>Cs濃度が低く、<sup>137</sup>Csの少ない、より深い土壌に多くの根があるなど他の条件の影響が示唆された。

キーワード：空間線量率、山菜、放牧跡地、陽性植物、出荷制限、食品の基準値、観光わらび園

### 1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの、環境から山菜への移行のし易さは山菜の種類によってさまざまである (Kiyono and Akama 2015, 清野・赤間 2015, 2018)。未調査の種の場合を他種から類推することは難しいので、必要な山菜について、その植物種の生態と放射性セシウムの挙動の関係を調べ、出荷制限への対処や解除の参考になる情報を得ることが重要である。ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) は孢子と地下茎で繁殖するシダ植物で、東アジアで冬の地下茎から取るわらび粉や幼葉を食用にする。陽性植物で林縁や火事後の山野など日当たりの良い土地で良く育つ。これまで調べてきたゼンマイ (*Osmunda japonica*、夏緑性多年草、清野ら 2018c) やフキ (*Petasites japonicus*、同、清野ら 2018a)、コシアブラ (*Chengiopanax sciadophylloides*、落葉樹、清野ら 2019b) のような森林植物の山菜とは生育地の光や水、落葉供給などの条件が異なり、生育環境から植物体への放射性セシウムの移行の仕方も異なる可能性がある。しかし、ワラビでは系統だった調査研究は行われていない。避難指示が解除された区域 (避難指示解除区域) で事故以前に山菜の利用が盛んであった地域では、利用再開に向けてワラビの放射性セ

シウムの現状の把握が重要である。

2021年1月10日現在、ワラビの野生品は岩手県の4市町 (釜石市、奥州市、平泉町、陸前高田市)、宮城県の2市町 (加美町、大崎市)、福島県の10市町村 (伊達市、福島市、川俣町、南相馬市、二本松市、葛尾村、楡葉町、広野町、鮫川村、いわき市)、栃木県の5市 (大田原市、日光市、矢板市、宇都宮市、鹿沼市) で出荷が制限されている (林野庁, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/syukkaseigen.html>)。一方、福島県の喜多方市 (厚生労働省 2015a) や福島市 (厚生労働省 2016)、いわき市 (厚生労働省 2017)、伊達市 (厚生労働省 2020a) で栽培ワラビ、喜多方市 (厚生労働省 2020b)、岩手県一関市 (厚生労働省 2020c) で野生品の出荷制限が解除されている。

本研究で我々は、牧畜の歴史が長くワラビの群生地が多い阿武隈山地を対象に、いわき市、相馬郡飯館村、双葉郡葛尾村のワラビ群落で、2011年の福島事故で放出された放射性セシウムの量や斜面位置など生育地の環境条件とワラビの放射性セシウムとの関係を調べた。

### 2. 材料と方法

#### 2.1 試験地と調査区の設定

福島県いわき市川前町上桶売の牧野観光わらび園 (IO)、

原稿受付：令和2年5月5日 原稿受理：令和3年1月13日

1) 元森林総合研究所

2) 森林総合研究所 東北支所

3) 日本特用林産振興会

4) 元日本特用林産振興会

\* E-mail: kiono8823@gmail.com

飯館村前田 (IM)、同白石 (IU)、葛尾村葛尾 (KM) のワラビ群落に試験地を設けた (Fig. 1) (以下、試験地の名称はカッコ内の略称を使用する)。試験地の標高は 450 ~ 650m で、気候は冷温帯下部に当たる。表層地質は花崗岩類 (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015) である。いずれの試験地も尾根から谷までの地形で構成されている。IO、IM、IU 試験地のワラビ群落は数 ha ~ 10 数 ha の疎開地に成立し、一部にアカマツ (*Pinus densiflora*) やクリ (*Castanea crenata*) など高木が散生する。KM 試験地のワラビ群落は林縁に小規模に成立するもので、面積は数 10m<sup>2</sup> と狭い。ワラビ以外で比較的多い植物は IO 試験地ではヨウシュヤマゴボウ (*Phytolacca americana*)、オオイヌタデ (*Persicaria lapathifolia* var. *lapathifolia*)、IM 試験地ではヒメシダ (*Thelypteris palustris*)、カントウヨメナ (*Aster yomena* var. *dentatus*)、IU 試験地ではハルガヤ (*Anthoxanthum odoratum* subsp. *odoratum*)、ヨモギ (*Artemisia indica* var. *maximowiczii*)、KM 試験地ではヨモギ、イタドリ (*Fallopia japonica* var. *japonica*) であった。

IO 試験地のワラビ群落で観光わらび園を営む上桶売牧野農業協同組合からの聞き取りによると、土地利用の履歴は以下の通りである。ワラビ群落の土地は、以前は放牧地であった。重機で尾根の表土を剥ぎ、谷を埋めて浅くするなど地形を一部改修して、1986 年から面積約 7 ha のわらび園を開園した。わらび園は 2011 年 3 月の福島事故まで来園者に利用されていた。事故前にわらび園で行われていた管理については、3 月にワラビ群落を全面刈り [このときのワラビの地上部 (葉) は前年秋に枯れたもので倒伏している] し、来園者が 5 月上旬から 6 月中旬まで週 2 回のペースでワラビの幼葉を収穫し続けたのち、6 ~ 7 月に 2 回目の全面刈り (このときの葉は生きている) を施していた。また、全面刈りの後に、化成肥料 [保証成分量はアンモニア性窒素 14.0%、可溶性りん酸 10.0% (うち水溶性りん酸 7.0%)、水溶性加里 6.0%]

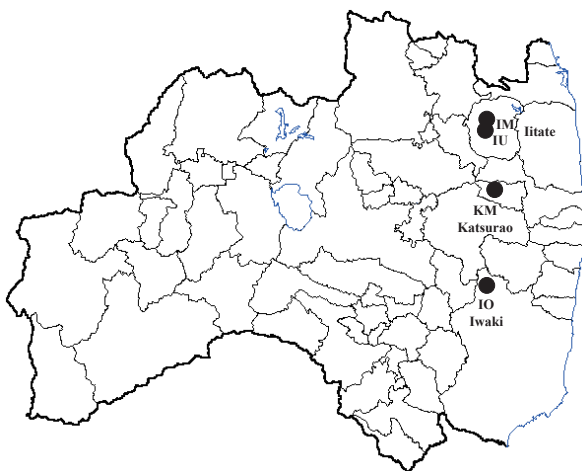


Fig. 1. 3 市村に設けたワラビの 4 試験地  
Map of the four *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* research sites in the three municipalities.

を 300 kg ha<sup>-1</sup> 施用していた。福島事故後は、全面刈りと施肥を続け、2016 年 7 月中下旬にはゼオライトを 150 kg ha<sup>-1</sup>、2017 年 3 月 31 日には塩化カリウムを 75 kg ha<sup>-1</sup> 施用した。ワラビの幼葉を収穫しなくなったので、最初の幼葉が展開する春のうちに群落が閉鎖するようになった。なお、IO 試験地のワラビ群落では、生産基盤整備を目的とする福島県の実証調査「野生きのこ等発生環境再生事業」(福島県農林水産部 2015) で福島事故後の 2013 ~ 2016 年に空間線量率 (ADR) やワラビ、地表堆積物 (リター層)、土壌の放射性セシウム濃度等が調べられている。ワラビ園のほぼ全域を対象に試料が採取された 2015 年、

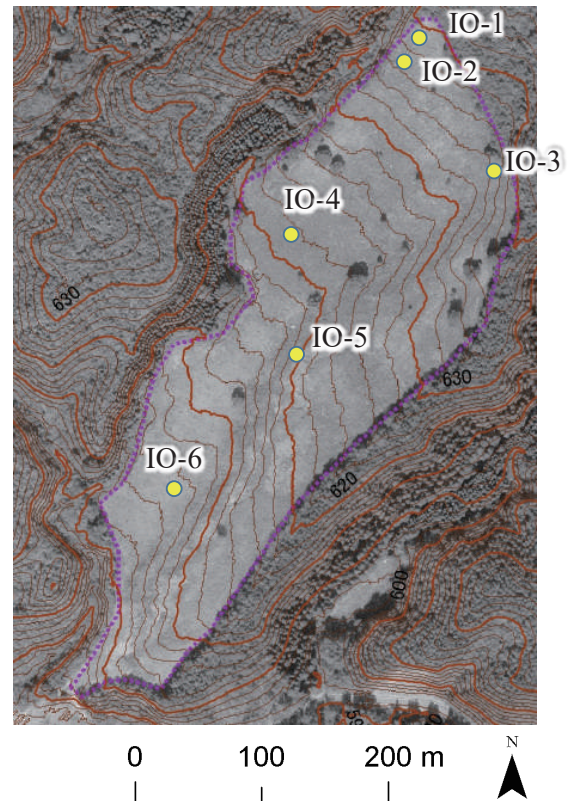


Fig. 2. IO 試験地の全体地図

#### Overall map of the IO research site.

点線内がワラビの優占地。IO-1 ~ 6 (○) が調査区で一辺長約 25 m の方形。オルソ画像空中写真は 2007 年 10 月林野庁撮影モノクロ空中写真をもとに SfM ソフトウェア PhotoScan Professional (Agisoft 社) で作成した。等高線は 2 m 間隔で、2011 年東北地方太平洋沖地震後の 2012 年冬季実施の林野庁航空レーザ測量による 1-m DEM から作成した。

The area inside the dotted line is dominated by *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*. IO-1 to 6 (○) are survey plots of squares with side lengths of about 25 m. The aerial photograph is an ortho image from monochrome aerial photographs taken by the Forestry Agency (Oct 2007) using the structure from motion (SfM) software PhotoScan Professional (Agisoft). The contour lines are at 2-m intervals generated from a 1-m digital elevation model from airborne LiDAR data taken by the Forestry Agency in the winter of 2012, after the 2011 Great East Japan Earthquake off the Pacific coast of Tohoku.

2016年のワラビ成葉、2015年の地表堆積物、地表～深さ0.1 m 土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の測定値を清野ら(2021)が利用している。IMとIU試験地は避難指示解除区域内にある。飯館村と同村内の牧野組合からの聞き取りによると、IM、IU試験地があるワラビ群落の土地の利用履歴は以下の通りである。いずれの土地にも1951年頃に牧野組合が設立され、牧野利用が本格化した。おもに牛が放牧され、牧草の生育のため毎年施肥(当初は牛糞堆肥、後に化成肥料)されていた。IM試験地の土地では2005年度に観光わらび園が開かれ、以降ワラビの生育に焦点を当てた肥料や草刈作業等(6月下旬下刈り、7月上旬化成肥料施用、11月牧野内の支障木伐採)が実施されていた。福島事故後はIM、IU試験区とも放牧や堆肥・化成肥料施用は行われていない。IM試験地では重機で表土を剥ぎ取る強めの除染、IU試験地では人力でリター層を剥ぎ取る除染が施された。現在、IU試験地では尾根でやや強い侵食の痕が見られる。KM試験地は避難指示解除区域の山地斜面にある。斜面の一部は屋敷や農耕地として整地・平坦化されており、2017年の時点でワラビは疎開地に面した屋敷地内の斜面のスギ林縁や花木地に小群生として点在していた。福島事故後、屋敷林(約150年生)の一部が伐採された。草刈りなど屋敷地の管理は事故後も続けられていた。ワラビは日当たりの良い土地で草刈りが繰り返された結果、成立したと考えられた。

IO試験地ではGPSで地上測定した位置データと空中写真や地形図を重ねてワラビ群落全体の地図を作成した(Fig. 2)。先述した福島県の実証調査によりワラビ群落の土地が一辺約25 mの格子状区画に区分されているので、それを利用し、2017年5月3日にワラビを測定する6区画(IO-1～6, Fig. 2)(以下、調査区と呼ぶ)を選んだ。IO試験地は平坦地が多いが、一部に傾斜地もあることから、平坦地から4区画、比較的急な斜面から2区画を選ぶこととし、かつそれらがワラビ群落の全面に互るように配置した。1調査区に1個、水平面積で1 m × 2 mの

測定区を設置し、四隅に杭を打って区画を標識した(Fig. 3)。IO-1、2、4、6は緩斜面(3～10°)にあり、厚さ0.2 m以上の比較的柔らかい、有機物を多く含む黒色の土に覆われていた。IO-3、5は重機で表土を剥いだ跡地にあり、斜面はより急(15, 24°)で、リター層のすぐ下は有機物の少ない黄色味の強い粘性の強い土であった。IM、IU試験地では6月6～7日にIO試験地と同様に位置と地形を考慮して、以下の通りに試験地を設置した。IM試験地(Fig. 4)では一辺15 mないし20 m、IU試験地では一辺10 mの方形区を各4個(IM-1～4, IU-1～4)(以下、調査区と呼ぶ)設け、1調査区の中に水平面積1 m × 2 mの測定区を1個設置した。測定区の四隅に杭を打って区画を標識した。KM試験地には測定区を設けなかった。本論文では、測定区IO-1～6をIO試験地の主測定区、測定区IM-1～4をIM試験地の主測定区、測定区IU-1～4をIU試験地の主測定区と呼び、それらがある調査区を主調査区と呼ぶ。

## 2.2 生育地の環境調査

2017年5月22～23日にIO試験地の主測定区、6月6～7日にIM試験地とIM試験地の主測定区において区の位置(GPS使用)、斜面位置(斜面上部、中部、下部)、斜面傾斜角(クリノメータ使用)、上木の被覆(疎開地、林縁、林内を目視判定)、空間線量率[Air dose rate (ADR)、地上高1 mと0.1 mの $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、CdTe半導体検出器(株式会社テクノエーピー TA100U)を使用]を調べた。各調査区でワラビの地上部全景と、葉柄基部周りのリター層の被覆状態が分かる写真各1枚を撮った(Fig. 3右)。KM試験地では6月19日に、ワラビの成葉が優占する土地と、その隣接地で発芽後に一度刈り払われて幼葉が再生している土地を2組(計4地点)と、刈払い地のない、成葉が優占する土地(1地点)の計5地点を選び、他の試験地と同様に位置、斜面位置、斜面傾斜角、上木の被覆、ADR(シンチレーションサーベイメータ、日立アロカメ



Fig. 3. IO試験地(2017年5月22日)

Photographs of the IO research site (May 22, 2017).

左 1 m × 2 m 測定区、右 同地表面。

Left, 1 m × 2-m measurement plot; right, ground surface at the plot.

ディカル株式会社 TCS-172B を使用) を記録した。ワラビの地上部全景と葉柄基部周りの写真を撮った。画像 (Fig. 3 右) を目視して、ワラビ葉の基部周りでリター層に被われて鉍質土壌やコケが見えていない土地面積割合 (%) を計測し、リター層の被覆率とした。

### 2.3 試料の採取

ワラビの葉は 3 回羽状複葉で、基部に近い羽片が先に開く。開葉段階を A ~ E に分けた。開葉段階 A は小羽片が未展開の葉で、食用には主にこの段階のものが使われる。B はごく一部の小羽片が展開したもので、まだ食用にできる。C は B と D の中間、D は葉身先端の小羽片以外は展開済みの葉、E は全ての小羽片が展開した葉である。以下、A、B 段階の葉を幼葉、C ~ E 段階の葉を成葉と呼ぶ。IO 試験地では 2017 年 5 月 22 ~ 23 日に、IM 試験地と IU 試験地では 6 月 6 ~ 7 日に、全ての主調査区で幼葉 (生重量 75 ~ 272 g)、開葉段階 D、E の成葉 (同 305 ~ 2100 g) の試料を採取した。また、シャベルを用いて一辺 0.23 m の方形、深さ 0.2 m 強 (ワラビ根の最大深まで) の土壌ブロックを、リター層ごと掘り上げた (1 調査区に 4 ~ 6 個)。リター層は厚さ (m) と全生重量を測定したのち調査区ごとに混合試料とした。土壌ブロックの、リター層を剥がした土壌表面から垂直方向に土壌の試料を 100 cc 採土円筒 (面積 0.002 m<sup>2</sup>、深さ 0.05 m) で 1 点ずつ採取し、調査区ごとに混合試料とした。土壌ブロックから植物の地下器官 (地下茎と根) を取り出し、ワラビと他の植物に分けて生重量を測定したのち、ワラビを調査区ごとに混合試料とした。地上に現れていないワラビの幼葉は地下茎に含めた。地下茎の生死判別は以下のように行った。黒色の表皮の内側に白く瑞々しい組織が詰まっているものは生きていると判断した。表皮の内側が茶色に変色して腐りかけた水気の多い内容物が残る状態のものは枯死と判断した。ちなみに、古い枯死地下茎では、表皮が筒状に残り、腐植化した内容物にワラビ自



Fig. 4. 初夏のワラビ群落 (IM 試験地)  
Image of a *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* community in early summer at the IM research site.

身の根が入り込んでいるものが少なくなかった。より古い枯死地下茎は表皮が崩れ、ばらばらになっていた。どの試験地でも地下器官の試料採取時にコガネムシの幼虫やジムカデ、アリを見たが近隣の森林の土壌と比べて土壌動物は概して少なく、土壌の団粒構造はあまり発達していなかった。ワラビ以外の植物は優占種名を記録した。KM 試験地 (6 月 19 日) では上述の 5 地点でワラビの葉の試料を 2 ~ 8 枚ずつ採取した。採取した試料は、ワラビの葉と地下器官は水で洗って土などを落とし、リター層と土壌はそのまま、乾かないよう採取地点ごとに標識したビニール袋に入れて密封し、全体を梱包して冷蔵条件 (0 ~ 10 °C) で速やかに実験室に送付した。IO、IM、IU 試験地では別に幼葉の試料の一部をサンプリングして未展開の葉身からなる先端部分 (ホダ) と食用に適さない基部の固い部分、中間の柔らかい食用部分に分けて、幼葉の部位別の試料とした。この他、参考として、各試験地でワラビ群落に混生する他種の植物 (カラハナソウ *Humulus lupulus* var. *cordifolius*、ミツバウツギ *Staphylea bumalda*、ヤマナシ *Pyrus pyrifolia*、ゴマナ *Aster glehnii* など) の試料を採取した。

カリウム (K) は水に溶けて移動しやすく、枯れた植物体や肥料から溶出した K の一部がワラビ群落から流出する可能性がある。渓流水の K 濃度レベルを把握するため、ワラビ群落の成立地を流域に含む渓流水を IO 試験地ではワラビ群落の南西の谷川 (Fig. 5) で 5 回 (4 月 17 日、26 日、5 月 24 日、7 月 21 日、8 月 15 日)、IM 試験地ではワラビ群落北側の給水施設で 6 月 6 日、IU 試験地ではワラビ群落の南の貯水池で 6 月 7 日に 2 L (1 点) ずつ採取した。

### 2.4 試料の分析

IO、IM、IU 試験地のワラビの成葉と地下器官の試料は、福島県農業総合センターで生のまま 2 L のマリネリ



Fig. 5. 渓流水試料を採取した、IO 試験地を流域に含む谷川  
Image of a stream from which water samples were collected. The IO research site is in the watershed that supplies this stream.

容器に入れ、Ge 半導体検出器 (GC4020-7500SL-2002CSL, GC3520-7500SL-2002CSL, キャンベラ社) による  $\gamma$  線スペクトロメトリーでセシウム 134 ( $^{134}\text{Cs}$ )、セシウム 137 ( $^{137}\text{Cs}$ )、カリウム 40 ( $^{40}\text{K}$ ) の濃度を測定した (計測誤差は  $^{134}\text{Cs}$  が 3~32%、 $^{137}\text{Cs}$  が 1~19%、 $^{40}\text{K}$  は 8~16% であった)。測定値は、同じ試料について福島県林業研究センターで測定した含水率を用い、絶乾値に換算した。IO、IM、IU 試験地の幼葉の試料は森林総合研究所で風乾後、環境リサーチ株式会社で含水率を計測し、U-8 容器に入れて Ge 半導体検出器 (GEM20P4-70, オルテック社) による  $\gamma$  線スペクトロメトリーで放射性セシウムと  $^{40}\text{K}$  濃度を測定し、絶乾値に換算した。計測の条件は以下の①~④とした。①  $^{137}\text{Cs}$  は計測誤差が 10% 以内に達した時点の値とし、②  $^{134}\text{Cs}$  は計測誤差が 10% 以下にならない場合でも測定値がバックグラウンドに対して  $3\sigma$  以上となった時点の値とした。③これらの条件を満たさない場合は計測時間 24 時間の値とした。④  $^{40}\text{K}$  は  $^{137}\text{Cs}$  や  $^{134}\text{Cs}$  の計測を打ち切ったときの値とした。 $^{40}\text{K}$  の計測誤差は 6~24% であった。

IO、IM、IU 試験地のリター層と土壤、KM 試験地のワラビの試料は、環境リサーチ株式会社で  $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$  濃度を測定した。リター層は細かく裁断し、全量重の測定後、2 L マリネリ容器に入れた。土壤は石や根を除いて細かく砕いて風乾し、全量重の測定後、U-8 容器に入れた。いずれの検体も別に一部を取って含水率を計測した。Ge 半導体検出器 (GEM20P4-70, オルテック社) による  $\gamma$  線スペクトロメトリーで検体の  $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$  の濃度を上記①~④の条件で測定し、絶乾値に換算した。 $^{40}\text{K}$  の計測誤差はリター層が 16~45%、土壤が 3~32%、ワラビ葉は 3~5% であった。土壤は土壤環境分析法 (土壤環境分析法編集委員会 1997) にもとづき、pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )、pH (KCl)、CEC、交換性陽イオンを測定した。pH ( $\text{H}_2\text{O}$ )、pH (KCl) は東亜ディーケーケー株式会社の pH 電極 (GST-2729C)、ポータブル pH 計 (HM-31P) で、CEC と交換性陽イオンはセミマイクロ Schollenberger 法にしたがい、 $\text{NH}_4$  はサリチル酸-塩素発色法 (日本分析化学会北海道支部 1981) により AS ONE 分光光度計 (ASV11D) で、他の交換性陽イオンはサーモフィッシャーサイエンティフィック株式会社の ICP-MS (iCAPQc) で測定した。容積重 ( $\text{dry g cm}^{-3}$ ) は採土円筒で採取した土壤の絶乾重を採土円筒の体積で除して求めた。

渓流水の試料は森林総合研究所で 2 L マリネリを使用し、放射性セシウムと  $^{40}\text{K}$  濃度を上記①~④の条件で、Ge 半導体検出器 (GEM40P4-76, セイコー・イージーアンドジー社) による  $\gamma$  線スペクトロメトリーで測定した。

## 2.5 ワラビの葉 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の場所による違いの解析

幼葉、成葉の放射性セシウムの濃度や量に影響を及ぼす環境要因を解析した。後述するように、 $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の濃度の間には一定の関係があったので、 $^{137}\text{Cs}$  について解

析した。IO、IM、IU 試験地の 14 主調査区 (幼葉、成葉を採取)、また、KM 試験地の幼葉を採取した 2 地点と、成葉を採取した 3 地点を解析対象とした。現場で比較的容易に計測でき、かつワラビの葉への放射性セシウム移行に影響を与える可能性のある環境要因として ADR、斜面傾斜角、斜面位置、上木被覆の状態を選び、ADR ( $1\text{ m 高}$ 、 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ ) と斜面傾斜角 ( $^\circ$ ) は対数変換し、斜面位置と上木被覆についてはそれぞれダミー変数 (斜面上部 1、中部 2、下部 3。疎開地 1、林縁 2、林内 3) を与えて要因間の相関を調べた。その結果、相関係数 0.4 未満の弱い相関しかなかったので 4 要因全てを説明変数とし、幼葉、成葉の各  $^{137}\text{Cs}$  濃度をそれぞれ目的変数にして変数増減法 ( $F_{\text{in}} 2.0$ ,  $F_{\text{out}} 2.0$ ) で重回帰分析を行った。なお、環境要因の中で生育地のリター層被覆率は 4 試験地のどこでもほぼ 100% で差がなかったので、解析の対象から外した。

KM 試験地以外の 3 試験地ではリター層と深さ 0~0.05 m の表層土壤のデータもあるので、リター層と土壤から幼葉への  $^{137}\text{Cs}$  の面移行係数 [幼葉  $^{137}\text{Cs}$   $T_{\text{ag L+S}}$ ,  $\text{m}^2 \text{ dry kg}^{-1}$ : 幼葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度,  $\text{Bq kg}^{-1}$  / (リター層 + 土壤  $^{137}\text{Cs}$  量,  $\text{kBq ha}^{-1}$ )]、同成葉 [成葉  $^{137}\text{Cs}$   $T_{\text{ag L+S}}$ ,  $\text{m}^2 \text{ dry kg}^{-1}$ : 成葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度,  $\text{Bq kg}^{-1}$  / (リター層 + 土壤  $^{137}\text{Cs}$  量),  $\text{kBq ha}^{-1}$ ] をそれぞれ目的変数にして重回帰分析を行うこととした。説明変数の候補となる要因間の交絡を知るため、斜面傾斜角、斜面位置、上木被覆の状態に加えて、深さ 0~0.05 m 土壤の容積重 ( $\text{dry g cm}^{-3}$ )、CEC ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ )、交換性 K 濃度 ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ) をそれぞれ対数変換し、pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) を加えた 7 つについて要因間の関係を調べた。土壤の容積重と CEC は、強い相関があり ( $r = -0.885$ )、それぞれが斜面位置、上木被覆のいずれとも相関があった (土壤の容積重は斜面位置と  $r = -0.719$  の強い相関、上木と  $r = 0.595$  の相関、CEC は斜面位置と  $r = 0.617$ 、上木と  $r = -0.697$  の相関)。土壤の容積重と CEC の影響は、今回のデータでは斜面位置と上木被覆の影響と交絡する可能性があることから、現場で比較的容易に得られる情報である斜面位置と上木被覆を説明変数に選ぶことにした。以上の理由から、生育地の斜面傾斜角、斜面位置、上木被覆の状態、土壤の交換性 K 濃度、pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) の 5 つを説明変数とし、幼葉、成葉それぞれの  $^{137}\text{Cs}$   $T_{\text{ag L+S}}$  を目的変数にして変数増減法 ( $F_{\text{in}} 2.0$ ,  $F_{\text{out}} 2.0$ ) で重回帰分析を行った。

本研究で、ADR や  $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$  濃度の測定に用いた機器はいずれも定期的な校正を受けている。放射性セシウム濃度は全て 2017 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。放射性物質濃度が検出下限値以下となった場合は、検出下限値で代用した。3 群以上の測定値の比較では Tukey-Kramer 法で有意水準を  $P < 0.05$  に設定して多重比較した。本研究の統計解析に R3.3.1 (R Development Core Team 2011) を使用した。学名は YList (米倉・梶田 2003-) に準拠した。

### 3. 結果

#### 3.1 ワラビの生育地の環境

IO、IM、IU 試験地の 14 主調査区および KM 試験地で成葉を採取した 3 地点（計 17 主調査区・地点。以下、地点とする）の斜面位置は、斜面上部が 1 地点、斜面中部が 8 地点、斜面下部が 8 地点で、斜面中・下部が 94% を占めた。斜面傾斜角は IO、IM、IU 試験地が 3～24° で比較的小さく、16° 以上の地点は 14% であった。KM 試験地の斜面傾斜角（平均）は 45° と大きかった。疎開地が 14 地点と多く、林縁が 3 地点、林内はなかった。リター層の被覆率は全ての地点で 100% で、単位面積当たりの絶乾重の平均値 ± 標準偏差（範囲、地点数）（以下、特に断りのない限り、平均値には標準偏差、範囲、地点数を添える）は IO 試験地で  $14.4 \pm 2.8$  (12.0～19.3,  $n = 6$ )  $\text{Mg ha}^{-1}$ 、IM 試験地で  $15.5 \pm 4.9$  (11.6～22.7,  $n = 4$ )  $\text{Mg ha}^{-1}$ 、IU 試験地で  $10.4 \pm 3.9$  (4.7～13.1,  $n = 4$ )  $\text{Mg ha}^{-1}$  であった。試験地間で有意な違いはなかった ( $P = 0.168$ )。土壌の容積重は IO 試験地が  $0.39 \pm 0.10$  (0.25～0.53,  $n = 6$ )  $\text{g cm}^{-3}$ 、IM 試験地が  $0.36 \pm 0.05$  (0.30～0.42,  $n = 4$ )  $\text{g cm}^{-3}$ 、IU 試験地が  $0.57 \pm 0.11$  (0.42～0.67,  $n = 4$ )  $\text{g cm}^{-3}$  で、試験地間で有意な違いがあった ( $P = 0.017$ )。

ADR（地上高 1 m）は IO 試験地が  $0.20 \pm 0.03$  (0.17～0.24,  $n = 6$ )  $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、IM 試験地は  $1.17 \pm 0.19$  (1.0～1.4,  $n = 4$ )  $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、IU 試験地が  $0.64 \pm 0.19$  (0.44～0.86,  $n = 4$ )  $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、KM 試験地の成葉の採取地は  $0.35 \pm 0.09$  (0.24～0.41,  $n = 3$ )  $\mu\text{Sv h}^{-1}$  で、試験地間で有意な違いがあった ( $P < 0.001$ )。

#### 3.2 ワラビの幼葉と成葉、地下器官の $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$ 、生育地のリター層、土壌の $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$

幼葉の生重当たりの  $^{134}\text{Cs}$  +  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、IO 試験地で  $24 \pm 17$  (7.8～50,  $n = 6$ )  $\text{Bq fresh kg}^{-1}$ 、IM 試験地で  $352 \pm 178$  (190～600,  $n = 4$ )  $\text{Bq fresh kg}^{-1}$ 、IU 試験地で  $237 \pm 191$  (30～470,  $n = 4$ )  $\text{Bq fresh kg}^{-1}$ 、KM 試験地では  $10$  (7.5 と 13,  $n = 2$ )  $\text{Bq fresh kg}^{-1}$  であった。 $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の合計濃度が一般食品の基準値 (100  $\text{Bq fresh kg}^{-1}$ ) を超えたものは、IO 試験地の 6 試料 (IO-1～6)、KM 試験地の 2 試料にはなかった。IM 試験地の 4 試料 (IM-1～4) は全て、IU 試験地の 4 試料 (IU-1～4) 中 3 試料は基準値を超えた。IM、IU 試験地ではワラビが依然として出荷制限が必要な状況にあることが確かめられた。

福島事故で放出された  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  は事故時の Bq 値はほぼ同量（放射能強度比およそ 1:1、小森ら 2013）で、その後は半減期の違いにより  $^{134}\text{Cs}$  が早く失われている。2017 年 5～6 月時点の  $^{134}\text{Cs}$  /  $^{137}\text{Cs}$  濃度比（地点数）はワラビ成葉で IO 試験地が  $0.16 \pm 0.04$  ( $n = 6$ )、IM 試験地が  $0.14 \pm 0.003$  ( $n = 4$ )、IU 試験地が  $0.13 \pm 0.01$  ( $n = 4$ )、KM 試験地が  $0.13 \pm 0.02$  ( $n = 3$ ) であった。同じく地下器官では  $0.21 \pm 0.10$  (IO)、 $0.13 \pm 0.01$  (IM)、 $0.14 \pm 0.002$  (IU)、リター層では  $0.13 \pm 0.002$  (IO)、 $0.13 \pm 0.001$

(IM)、 $0.13 \pm 0.002$  (IU)、土壌では  $0.13 \pm 0.01$  (IO)、 $0.13 \pm 0.001$  (IM)、 $0.13 \pm 0.003$  (IU) であった。 $^{137}\text{Cs}$  濃度と  $^{134}\text{Cs}$  /  $^{137}\text{Cs}$  濃度比との関係を成葉、地下器官、リター層、土壌それぞれで求めると、地下器官では  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い場合に  $^{134}\text{Cs}$  /  $^{137}\text{Cs}$  濃度比がやや大きくなるように見えたが、近似式の傾きは有意でなかった ( $P = 0.121$ )。 $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い検体では、福島事故以前に大気圏内での核実験等で放出された  $^{137}\text{Cs}$  の影響で、 $^{134}\text{Cs}$  /  $^{137}\text{Cs}$  濃度比が小さくなり得る。しかし、今回のデータではそうした傾向はなかったため、今回計測された  $^{137}\text{Cs}$  は福島事故由来のものが殆どで、大気核実験等の影響は無視できる程度と考えられた。また、 $^{134}\text{Cs}$  /  $^{137}\text{Cs}$  濃度比は、検体の種類間 ( $P = 0.234$ )、試験地間 ( $P = 0.394$ ) とともに有意な違いは認められなかったため、以下、放射性セシウムに関しては特に断りのない限り、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の解析結果について述べることにする。

IO、IM、IU 試験地のワラビの幼葉と成葉、地下器官の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Table 1) は部位間では有意な違いが認められず ( $P = 0.499$ )、試験地間では違いがあった ( $P = 0.049$ )。 $^{40}\text{K}$  濃度 (Table 1) は部位間 ( $P = 0.238$ )、試験地間 ( $P = 0.133$ ) いずれも有意な違いは認められなかった。成葉  $^{40}\text{K}$  濃度は試験地ごとに個体間で値が比較的揃っていたが、地下器官  $^{40}\text{K}$  濃度は、同じ試験地でも個体によって違いが大きく、K の役割が葉と地下器官で異なることを示唆した。

リター層の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Table 1) は試験地間で有意な違いがあり ( $P < 0.001$ )、IM 試験地が有意に高かった ( $P < 0.001$ )。リター層  $^{137}\text{Cs}$  量 (Table 2) は試験地間で有意な違いがあり ( $P < 0.001$ )、IM 試験地が有意に多かった ( $P < 0.001$ )。 $^{40}\text{K}$  濃度 (Table 1) は、試験地間で有意な違いがあり ( $P = 0.020$ )、IO 試験地が有意に低かった ( $P < 0.018$ )。 $^{40}\text{K}$  量 (Table 2) は試験地間で有意な違いがあり ( $P = 0.013$ )、IM 試験地が有意に多かった ( $P < 0.040$ )。リター層 / 成葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度比は IO 試験地で  $62 \pm 37$ 、IM で  $54 \pm 27$ 、IU では  $15 \pm 12$  と  $^{137}\text{Cs}$  濃度はリター層で高く、リター層 / 成葉  $^{40}\text{K}$  濃度比は IO 試験地で  $0.11 \pm 0.03$ 、IM で  $0.38 \pm 0.19$ 、IU では  $0.38 \pm 0.09$  と  $^{40}\text{K}$  濃度は成葉で高かった。

土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Table 1)、 $^{137}\text{Cs}$  量 (Table 2) はいずれも試験地間で有意な違いがあり ( $P < 0.001$ )、 $^{137}\text{Cs}$  濃度、量ともに  $\text{IM} > \text{IU} > \text{IO}$  試験地の順で値が大きかった ( $P < 0.018$ )、 $^{40}\text{K}$  濃度 (Table 1) は IO 試験地で有意に低く ( $P < 0.011$ )、 $^{40}\text{K}$  量は IU 試験地で有意に多かった ( $P < 0.034$ )。交換性 K 濃度は IO 試験地で  $0.78 \pm 0.24$  (0.42～0.97,  $n = 6$ )  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IM 試験地で  $0.75 \pm 0.23$  (0.58～1.08,  $n = 4$ )  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IU 試験地では  $0.73 \pm 0.26$  (0.48～1.04,  $n = 4$ )  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$  で、試験地間に有意な違いは認められなかった ( $P = 0.950$ )。交換性 K 量も試験地間で有意な違いは認められなかった ( $P = 0.171$ )。CEC は IO 試験地で  $54 \pm 14$  (32～69,  $n = 6$ )  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IM 試験地で  $49 \pm 3$  (46～53,  $n = 4$ )  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IU 試験地では  $25 \pm 7$  (16

～32,  $n=4$ )  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$  で、試験地間で有意な違いがあり ( $P=0.003$ )、IU 試験地が有意に低かった ( $P<0.016$ )。pH ( $\text{H}_2\text{O}$ ) は IO 試験地で  $4.0 \pm 0.2$  (3.8～4.4,  $n=6$ )、IM 試験地で  $5.2 \pm 0.3$  (4.8～5.6,  $n=4$ )、IU 試験地では  $4.8 \pm 0.2$  (4.7～5.1,  $n=4$ ) で、試験地間で有意な違いがあり ( $P<0.001$ )、IO 試験地が有意に低かった ( $P<0.001$ )。pH(KCl) も同様で IO 試験地で  $3.6 \pm 0.1$  (3.4～3.8,  $n=6$ )、IM 試験地で  $4.4 \pm 0.3$  (4.1～4.9,  $n=4$ )、IU 試験地では  $4.0 \pm 0.1$  (3.9～4.2,  $n=4$ ) で、試験地間で有意な違いがあり ( $P<0.001$ )、IO 試験地が有意に低かった ( $P<0.013$ )。深さ 0.05 m までの表層土壌にはリター層の 3.2 倍 (IO 試験地)、5.5 倍 (IM 試験地)、50 倍 (IU 試験地) の  $^{137}\text{Cs}$ 、24 倍 (IO 試験地)、20 倍 (IM 試験地)、66 倍 (IU 試験地)

の  $^{40}\text{K}$  が存在した (Table 2)。

### 3.3 渓流水のカリウムと放射性セシウム

渓流水の  $^{40}\text{K}$  濃度は IO、IM、IU 試験地のいずれの試料も、検出下限 ( $0.96 \sim 1.06 \text{ Bq L}^{-1}$ ) 未満であった。この検出下限値を  $^{40}\text{K}$  の全 K 中の質量比 0.000117、 $^{40}\text{K}$  の放射能強度  $265391 \text{ Bq g}^{-1}$  (Casio, 放射性物質のベクレル値, <https://keisan.casio.jp/exec/system/1301012764>) より、全 K 濃度に換算すると  $31 \sim 34 \text{ mg L}^{-1}$  未満となる。IO 試験地では 2017 年 6 月下旬に K 施用試験を行っている (清野ら 2021) が、今回の 8 月までの渓流水データでは影響の有無は分からなかった。なお、渓流水の  $^{137}\text{Cs}$  は IU 試験地で  $0.07 \text{ Bq kg}^{-1}$  が検出されたほかは、検出下限 ( $0.05 \sim$

**Table 1.** 幼葉と成葉、地下器官、リター層、土壌の  $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$  濃度  
 $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , and  $^{40}\text{K}$  concentrations of young and adult leaves, belowground organs, litter layer, and soil.

Isotope	Site	Young leaf		Adult leaf		Belowground organs		Litter layer		Soil to a depth of 0.05 m	
		Bq dry $\text{kg}^{-1}$	$n$	Bq dry $\text{kg}^{-1}$	$n$	Bq dry $\text{kg}^{-1}$	$n$	Bq dry $\text{kg}^{-1}$	$n$	Bq dry $\text{kg}^{-1}$	$n$
$^{134}\text{Cs}$	IO	<sup>a</sup> $33 \pm 23$ (11–69) <sup>A</sup>	6	<sup>a</sup> $25 \pm 23$ (6–54) <sup>A</sup>	6	<sup>a</sup> $19 \pm 8.7$ (10–34) <sup>A 1)</sup>	6	<sup>b</sup> $790 \pm 265$ (540–1200)	6	<sup>c</sup> $211 \pm 164$ (76–490)	6
$^{134}\text{Cs}$	IM	<sup>a</sup> $433 \pm 219$ (230–740) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $276 \pm 104$ (140–380) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $187 \pm 99$ (49–270) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $12577 \pm 2339$ (11000–16000)	4	<sup>a</sup> $5419 \pm 889$ (4600–6700)	4
$^{134}\text{Cs}$	IU	<sup>a</sup> $272 \pm 220$ (35–540) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $91 \pm 65$ (28–170) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $107 \pm 69$ (21–170) <sup>A</sup>	4	<sup>b</sup> $1688 \pm 2405$ (240–5300)	4	<sup>b</sup> $1500 \pm 684$ (1000–2500)	4
$^{134}\text{Cs}$	KM	12 (8.7, 15)	2	$6.7 \pm 3.2$ (3.2–9.2)	3	-	-	-	-	-	-
$^{137}\text{Cs}$	IO	<sup>b</sup> $207 \pm 143$ (67–430) <sup>A</sup>	6	<sup>a</sup> $155 \pm 139$ (39–350) <sup>A</sup>	6	<sup>b</sup> $121 \pm 95$ (28–270) <sup>A</sup>	6	<sup>b</sup> $5955 \pm 2004$ (4100–9300)	6	<sup>c</sup> $1647 \pm 1292$ (880–3800)	6
$^{137}\text{Cs}$	IM	<sup>a</sup> $3100 \pm 1600$ (1600–5300) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $2014 \pm 744$ (1000–2400) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $1430 \pm 731$ (450–2100) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $94167 \pm 16757$ (82000–120000)	4	<sup>a</sup> $41772 \pm 6803$ (36000–51000)	4
$^{137}\text{Cs}$	IU	<sup>a</sup> $2100 \pm 1700$ (270–4200) <sup>A</sup>	4	<sup>b</sup> $667 \pm 457$ (210–1200) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $770 \pm 501$ (150–1200) <sup>A</sup>	4	<sup>b</sup> $12772 \pm 18099$ (1800–40000)	4	<sup>b</sup> $11617 \pm 5531$ (7700–20000)	4
$^{137}\text{Cs}$	KM	6.7 (3.2, 9.2)	2	$49.9 \pm 19.0$ (29–65)	3	-	-	-	-	-	-
$^{40}\text{K}$	IO	<sup>a</sup> $1563 \pm 0$ (1600–1600) <sup>A</sup>	6	<sup>a</sup> $1117 \pm 98$ (1000–1200) <sup>A</sup>	6	<sup>a</sup> $786 \pm 204$ (590–1100) <sup>A</sup>	6	<sup>b</sup> $120 \pm 21$ (88–150)	6	<sup>c</sup> $212 \pm 26$ (180–250) <sup>3)</sup>	6
$^{40}\text{K}$	IM	<sup>a</sup> $1291 \pm 134$ (1100–1400) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $650 \pm 56$ (570–700) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $400 \pm 120$ (290–570) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $239 \pm 100$ (140–380)	4	<sup>b</sup> $263 \pm 34$ (330–400) <sup>4)</sup>	4
$^{40}\text{K}$	IU	<sup>a</sup> $1195 \pm 231$ (850–1400) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $520 \pm 100$ (430–660) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $551 \pm 275$ (190–840) <sup>A</sup>	4	<sup>a</sup> $190 \pm 27$ (160–210) <sup>2)</sup>	4	<sup>a</sup> $437 \pm 114$ (360–600)	4
$^{40}\text{K}$	KM	1483 (1500, 1500)	2	$683 \pm 79$ (560–710)	3	-	-	-	-	-	-

平均  $\pm$  SD (範囲)。土壌は深さ 0.05 m まで。IO: いわき市、IM: 飯館村前田、IU: 同白石、KM: 葛尾村。2017 年 5～6 月の値。左肩 a～c: 部位比較、右肩 A: 試験地比較。  $P<0.05$ , Tukey-Kramer 法。1) 6 中 2 つを検出下限値  $10 \sim 14 \text{ Bq dry kg}^{-1}$  で代用した参考値。2) 同 4 中 1 つは  $210 \text{ Bq dry kg}^{-1}$  で代用。3) 同 6 中 4 つは  $180 \sim 220 \text{ Bq dry kg}^{-1}$  で代用。4) 同 4 中 3 つは  $330 \sim 380 \text{ Bq dry kg}^{-1}$  で代用。

Mean  $\pm$  SD (range). Soil to a depth of 0.05 m. IO, Iwaki; IM, Maeta, Iitate; IU, Usuiishi, Iitate; KM, Katsurao. Values for May–June 2017. Left superscript a–c, comparison among research sites; right superscript A, comparison among organs.  $P<0.05$ , Tukey–Kramer method. Reference values in which 1) two of six data values were replaced by the lower detection limit of  $10\text{--}14 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ , 2) one of four was replaced by  $210 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ , 3) four of six were replaced by  $180\text{--}220 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ , and 4) three of four were replaced by  $330\text{--}380 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ .

**Table 2.** リター層、土壌の  $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{40}\text{K}$  量  
 $^{137}\text{Cs}$  and  $^{40}\text{K}$  mass in litter layer and soil.

Isotope	Site	Litter layer		Soil to a depth of 0.05 m	
		MBq $\text{ha}^{-1}$	$n$	MBq $\text{ha}^{-1}$	$n$
$^{137}\text{Cs}$	IO	<sup>b</sup> $83.5 \pm 211$ (51–110)	6	<sup>c</sup> $274 \pm 141$ (120–490)	6
$^{137}\text{Cs}$	IM	<sup>a</sup> $1430 \pm 359$ (1100–1900)	4	<sup>a</sup> $7660 \pm 2300$ (5400–11000)	4
$^{137}\text{Cs}$	IU	<sup>b</sup> $161 \pm 243$ (8.5–520)	4	<sup>b</sup> $3100 \pm 780$ (2300–4200)	4
$^{40}\text{K}$	IO	<sup>b</sup> $1.72 \pm 0.363$ (1.1–2.2)	6	<sup>b</sup> $41 \pm 9.7$ (28–51)	6
$^{40}\text{K}$	IM	<sup>a</sup> $3.53 \pm 1.35$ (2.4–5.5)	4	<sup>b</sup> $65.9 \pm 13.5$ (51–83)	4
$^{40}\text{K}$	IU	<sup>b</sup> $1.91 \pm 0.608$ (1.0–2.3)	4	<sup>a</sup> $128 \pm 53.9$ (76–200)	4

平均  $\pm$  SD (範囲)。土壌は深さ 0.05 m まで。IO: いわき市、IM: 飯館村前田、IU: 同白石、KM: 葛尾村。2017 年 5～6 月の値。左肩 a～c: 試験地比較。  $P<0.05$ , Tukey-Kramer 法。Mean  $\pm$  SD (range). Soil to a depth of 0.05 m. IO, Iwaki; IM, Maeta, Iitate; IU, Usuiishi, Iitate. Values for May–June 2017. Left superscripts a–c,  $P<0.05$ , Tukey–Kramer method.

0.06 Bq kg<sup>-1</sup>) 未満であった。

### 3.4 ワラビ幼葉、成葉の <sup>137</sup>Cs 濃度と生育地の環境条件との関係

重回帰分析により、現場で比較的容易に計測できる環境条件では ADR (μSv h<sup>-1</sup>) と斜面傾斜角 (°) の 2 つが幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq dry kg<sup>-1</sup>) を説明する変数として選択された。この 2 つを変数に持つ重回帰式は次の通りである。

$$\text{Ln}(\text{Young leaf } ^{137}\text{Cs CONC}) = 9.29 + 1.75 \text{Ln}(\text{ADR}) - 0.696 \text{Ln}(\text{SLP angle}) \quad (R^2 = 0.6883, P = 0.0005, n = 16) \quad (1)$$

ただし、Young leaf <sup>137</sup>Cs CONC は幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq dry kg<sup>-1</sup>)、ADR は空間線量率 (μSv h<sup>-1</sup>)、SLP angle は斜面傾斜角 (°) である。

成葉 <sup>137</sup>Cs 濃度では ADR、斜面傾斜角、斜面位置の 3 つが説明変数として選択された。この 3 つを変数に持つ重回帰式は次の通りである。

$$\text{Ln}(\text{Adult leaf } ^{137}\text{Cs CONC}) = 6.49 + 1.70 \text{Ln}(\text{ADR}) - 0.445 \text{Ln}(\text{SLP angle}) + 0.657 \text{Ln}(\text{SLP position}) \quad (R^2 = 0.7769, P = 0.0002, n = 17) \quad (2)$$

ただし、Adult leaf <sup>137</sup>Cs CONC は成葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq dry kg<sup>-1</sup>)、SLP position は斜面位置 (ダミー変数 斜面上部 1、中部 2、下部 3) である。

(1, 2) 式を幼葉、成葉 <sup>137</sup>Cs 濃度の予測モデルとすると、濃度は ADR が大きいと高く、斜面が緩いと高いと予測される。また成葉 <sup>137</sup>Cs 濃度は生育地の斜面上部より下部で高いと予測される。上木被覆の状態は意味のある変数として選択されなかった。

リター層と土壌から幼葉への <sup>137</sup>Cs の面移行係数 [幼葉 <sup>137</sup>Cs T<sub>ag L+S</sub>: 幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 / (リター層 + 土壌 <sup>137</sup>Cs 量), m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup>]、同じく成葉への面移行係数 [成葉 <sup>137</sup>Cs T<sub>ag L+S</sub>:

成葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 / (リター層 + 土壌 <sup>137</sup>Cs 量), m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup>] をそれぞれ目的変数とする重回帰分析では、幼葉では有意になる説明変数がなかった。しかし、土壌 pH の P 値 (0.0726) は比較的小さかった。

$$\text{Ln}(\text{Young leaf } ^{137}\text{Cs T}_{\text{ag L+S}}) = 4.78 - 0.847 \text{pH} \quad (R^2 = 0.2440, P = 0.0726, n = 14) \quad (3)$$

ただし、Young leaf <sup>137</sup>Cs T<sub>ag L+S</sub> はリター層と土壌から幼葉への <sup>137</sup>Cs の面移行係数 (m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup>)。

成葉では斜面位置と土壌 pH の 2 つが変数として選択された (それぞれ P = 0.038, 0.034)。

$$\text{Ln}(\text{Adult leaf } ^{137}\text{Cs T}_{\text{ag L+S}}) = 2.86 + 0.504 \text{Ln}(\text{SLP position}) - 0.823 \text{pH} \quad (R^2 = 0.5638, P = 0.0104, n = 14) \quad (4)$$

ただし、Adult leaf <sup>137</sup>Cs T<sub>ag L+S</sub> はリター層と土壌から成葉への <sup>137</sup>Cs の面移行係数 (m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup>)、pH は土壌 pH (H<sub>2</sub>O) である。

(3, 4) 式を <sup>137</sup>Cs 面移行係数の予測モデルとすると、幼葉の係数は土壌 pH が低いと大きい可能性がある (Fig. 6a)。成葉の係数は土壌 pH が低いと大きく、斜面上部より下部で大きいと予測される。生育地の斜面傾斜角、上木被覆の状態、土壌の交換性 K 濃度は意味のある変数として選択されなかった。土壌の交換性 K 濃度は 0.42 ~ 1.11 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (Fig. 6b) で、その範囲では交換性 K 濃度とリター層と土壌からワラビの葉への <sup>137</sup>Cs の面移行係数との間に特段の関係はなかった。リター層と土壌から幼葉への <sup>137</sup>Cs 面移行係数 (Fig. 6) は IO 試験地で 0.0056 ± 0.0020 (0.0018 ~ 0.0072, n = 6) m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup>、IM 試験地で 0.0035 ± 0.0017 (0.0020 ~ 0.0059, n = 4) m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup>、IU 試験地が 0.0063 ± 0.00048 (0.00087 ~ 0.013, n = 4) m<sup>2</sup> dry kg<sup>-1</sup> で、試験地間で有意な違いは認められなかった (P = 0.402)。

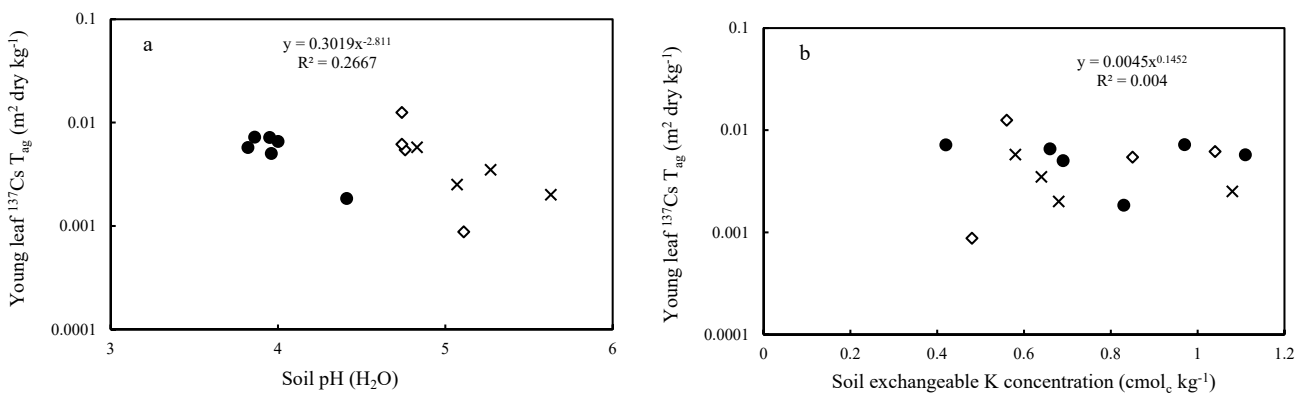


Fig. 6. 土壌の pH (a)、交換性カリウム濃度 (b) と土壌からワラビ幼葉への <sup>137</sup>Cs の面移行係数の関係  
Relationship of soil pH (a) and exchangeable K concentrations (b) to <sup>137</sup>Cs aggregated transfer factor (T<sub>ag</sub>) from soil to young leaves of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*.

- : IO-1 ~ 6, x: IM-1 ~ 4, ◇ : IU-1 ~ 4. 2017 年 5 ~ 6 月値。土壌は深さ 0.05 m まで。
- , IO-1-6; x, IM-1-4; ◇, IU-1-4. Values for May-June 2017. Soil to a depth of 0.05 m.



### 3.5 ワラビ群落のリター層、土壌 <sup>137</sup>Cs 量と空間線量率、幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度の関係

IO、IM、IU、KM 試験地の ADR と幼葉 ( $r = 0.757$ , Fig. 7a)、成葉 ( $r = 0.775$ , Fig. 7b) の <sup>137</sup>Cs 濃度それぞれとの間には、強い相関関係があり、関係をべき乗式で近似したときの回帰線の傾きはいずれも有意 ( $P < 0.001$ ) であった。IO、IM、IU 試験地のリター層、深さ 0 ~ 0.05 m 土壌 <sup>137</sup>Cs 量と ADR、幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度との関係を求めたところ、リター層 <sup>137</sup>Cs 量と ADR (Fig. 8a)、また、幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Fig. 8c) との間にそれぞれ正の相関関係が認められた。しかし、IO と IU 試験地の幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度はリター層 <sup>137</sup>Cs 量が同程度のとき、回帰線の上下に大きく分かれてプロットされた。一方、土壌 <sup>137</sup>Cs 量と ADR (Fig. 8b)、また、幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Fig. 8d) との関係ではそれぞれ 3 試験地のデータが一つの回帰線に乗り、回帰式の決定係数 ( $R^2$ ) は 0.9116 (ADR)、0.7844 (幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度) と大きかった。また、土壌 <sup>137</sup>Cs 量の代わりに、リター層と土壌を合計した <sup>137</sup>Cs 量で関係を求めると、 $R^2$  が 0.9116 から 0.9209 (ADR)、0.7844 から 0.7967 (幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度) へとわずかながら上昇するので、リター層の <sup>137</sup>Cs も ADR に影響を及ぼし、幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度と関係していると考えられた。

## 4. 考察

### 4.1 ワラビの物質吸収の特徴と放射性セシウム

ワラビの葉 <sup>137</sup>Cs 濃度はリター層より表層土壌の <sup>137</sup>Cs 量との関係が深かった (Fig. 8)。コシアブラの当年枝葉 (赤間・清野 2016) やゼンマイの葉 (清野ら 2018c) ではこれとは逆の傾向 (リター層の方が表層土壌より関係が深い)、フキの葉 (清野ら 2018a) ではリター層、表層土壌が同程度に関係しており、葉や当年枝葉の <sup>137</sup>Cs 濃度とリター層、表層土壌の <sup>137</sup>Cs 量との関係は種によって異なる場合があるようである。

ワラビの地下茎や根は放牧圧が大きいと浅くなる傾向があり (内藤 1985)、IO、IM、IU 試験地のワラビの地下茎が土壌の比較的浅いところに分布していたのは過去

の放牧の影響と考えられる。IO 試験地では、地下茎は深さ 0.07 ~ 0.14 m、厚さ 0.07 m ほどの薄い土層 (地下茎層) に集まり、根の約 7 割が地下茎層にあった (清野ら 2019a)。ワラビは地下茎の表皮が腐りにくく、枯死後も地下茎の形態変化をある程度たどれる。先述の通り、枯死地下茎にはワラビ自身の根が入り込んでいる場合が少なくなく、ワラビにとって、自身の枯死する地下茎が供給する養分は、地下茎層の下の養分の乏しい土壌や、他種と競合する地下茎層の上の土壌が供給する養分と比べて利用し易いであろう。土壌 <sup>137</sup>Cs 量と幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Fig. 8d) の関係は決定係数が高く、試験地間の傾向の分離も殆どなかった。ワラビ群落では、地下茎層を中心とする土壌からの <sup>137</sup>Cs 供給が幼葉の <sup>137</sup>Cs の主要なソースになっていると考えられる。

ワラビ群落のリター層重量 ( $10.4 \pm 3.9 \sim 15.5 \pm 4.9$  Mg ha<sup>-1</sup>、IO、IM、IU 試験地) (3.1) は生育地が主に森林 (林縁と林内) であるゼンマイ [ $2.2 \pm 1.6$  (0.32 ~ 8.1) Mg ha<sup>-1</sup>、清野ら 2018c] やフキ [ $1.0 \pm 1.0$  (0.20 ~ 4.9) Mg ha<sup>-1</sup>、清野ら 2018a] の値と比べて多かった。ワラビ群落の植物は大半が夏緑性で、リター層重量 / 群落地上部純生産量は概略リター層の寿命と見なせることから、IO 試験地のリター層重量 ( $13.9 \pm 2.1$  Mg ha<sup>-1</sup>) を IO 試験地の群落地上部純生産量  $4.72 \pm 1.42$  Mg ha<sup>-1</sup> y<sup>-1</sup> (清野ら 2021) で除したところ  $2.9 \pm 1.0$  (年) であった。これは温帯林の落葉が分解し、A<sub>0</sub> 層から消失するまでの年数 2 ~ 3 年 (河原 1985) と大差のない値であった。

### 4.2 空間線量率とワラビの幼葉の放射性セシウム濃度との関係

土壌 <sup>137</sup>Cs 量と ADR との高い相関 (Fig. 8b) は <sup>137</sup>Cs の大半が土壌に存在することの反映であろう。また、土壌 <sup>137</sup>Cs 量はワラビの幼葉 <sup>137</sup>Cs 濃度と  $R^2 = 0.7844$  の密接な関係がある (Fig. 8d)。この結果、ADR と幼葉の <sup>137</sup>Cs 濃度の間には土壌 <sup>137</sup>Cs 量を介した、間接的ながらも強い相関 ( $r = 0.757$ 、清野ら 2018b) が成立した (Fig. 7a)。

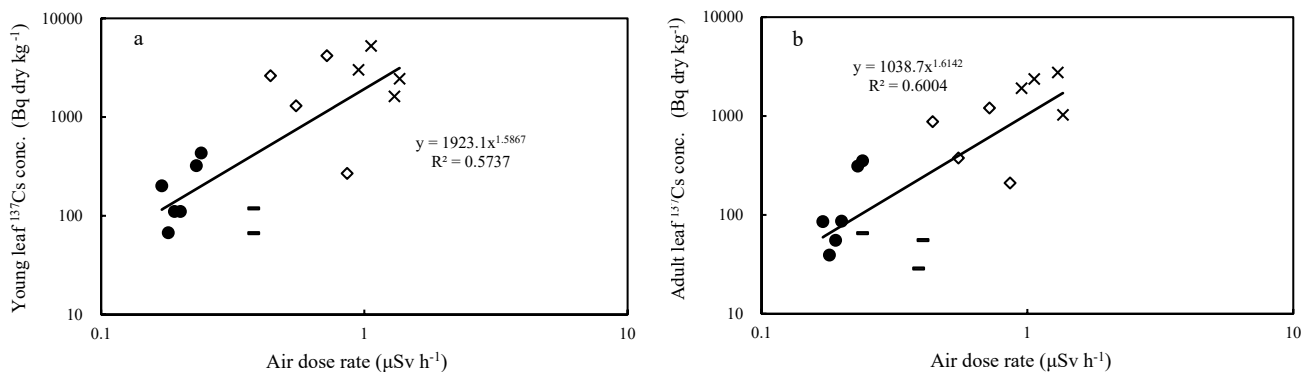


Fig. 7. 空間線量率とワラビの葉の <sup>137</sup>Cs 濃度との関係

Relationship between air dose rates and <sup>137</sup>Cs concentrations in *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* leaves.

a: 幼葉、b: 成葉。●: IO-1 ~ 6、x: IM-1 ~ 4、◇: IU-1 ~ 4、-: KM。  
a, young leaves; b, adult leaves。●, IO-1-6; x, IM-1-4; ◇, IU-1-4; -, KM.

KM 試験地ではリター層や土壌の化学分析を行っていないため、ADR の割に葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い理由の詳細は明らかでないが、KM 試験地は放牧歴がなく強い踏圧を受けていないため、ワラビの地下部が土壌の深いところにあることが理由として考えられる。すなわちワラビの地下茎と根の深さは環境によって変化し、放牧が行われていない場所では根は土中の深さ 0.3 m 以下で見られ、最も多いのは 0.5 m ~ 0.9 m (矢野 1959, 内藤 1985) である。一般に福島事故で放出された  $^{137}\text{Cs}$  の大半は表層土壌にあり (Imamura et al. 2017)、このような深い土壌には少ないので、KM 試験地では根が吸収する  $^{137}\text{Cs}$  量が少なかったことが考えられる。また、KM 試験地は屋敷地内にあるので刈草が捨てられるなどにより土壌の交換性 K が多く、ワラビの根による  $^{137}\text{Cs}$  吸収を抑制した可能性もある。さらに、KM 試験地は  $45^\circ$  の急斜面にあり、 $^{137}\text{Cs}$  を含んだリター層や表土の移動や土層の上下方向の混合の作用 (水谷 2020, 福山ら 2020) が強く働いて  $^{137}\text{Cs}$  が腐植や粘土 (Staunton et al. 2002, 山口 2014, Toriyama et al. 2018) などに吸着され、根が吸収しにくい形態になるものが早くから増えていた可能性もある。

#### 4.3 生育地からワラビへの放射性セシウムの移行に関わる生育地の条件

土壌からワラビの葉への  $^{137}\text{Cs}$  の面移行係数 ( $T_{\text{ag}}$ ) に影響を及ぼす生育地の条件のうち、(2, 4) 式で、斜面下部では成葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高いという予測が得られた。事故の翌春 (清野・赤間 2013) や翌々春 (Kiyono and Akama 2013) の調査で、山菜の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が、窪地や谷型をした地形など地表面水や地下水が集まり易い場所で高いことが報告されている。事故直後の 3 月の IO 試験地のワラビ群落では水溶性の  $^{137}\text{Cs}$  はリター層や土壌表層に存在していたであろう。ワラビの地上部はまだなかったので、リター層やごく浅い土壌中の根による吸収や、その後成長を開始した幼葉が土壌やリター層を通過する際の葉の表面吸収によって、 $^{137}\text{Cs}$  はワラビの体内に取り込まれたと考えられる。

斜面傾斜角については、(1, 2) 式で斜面傾斜角が大きいと幼葉、成葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低いという予測が得られ、(3, 4) 式の解析では斜面傾斜角は、斜面位置、上木被覆の状態、土壌の交換性 K 濃度とともに、意味のある変数と

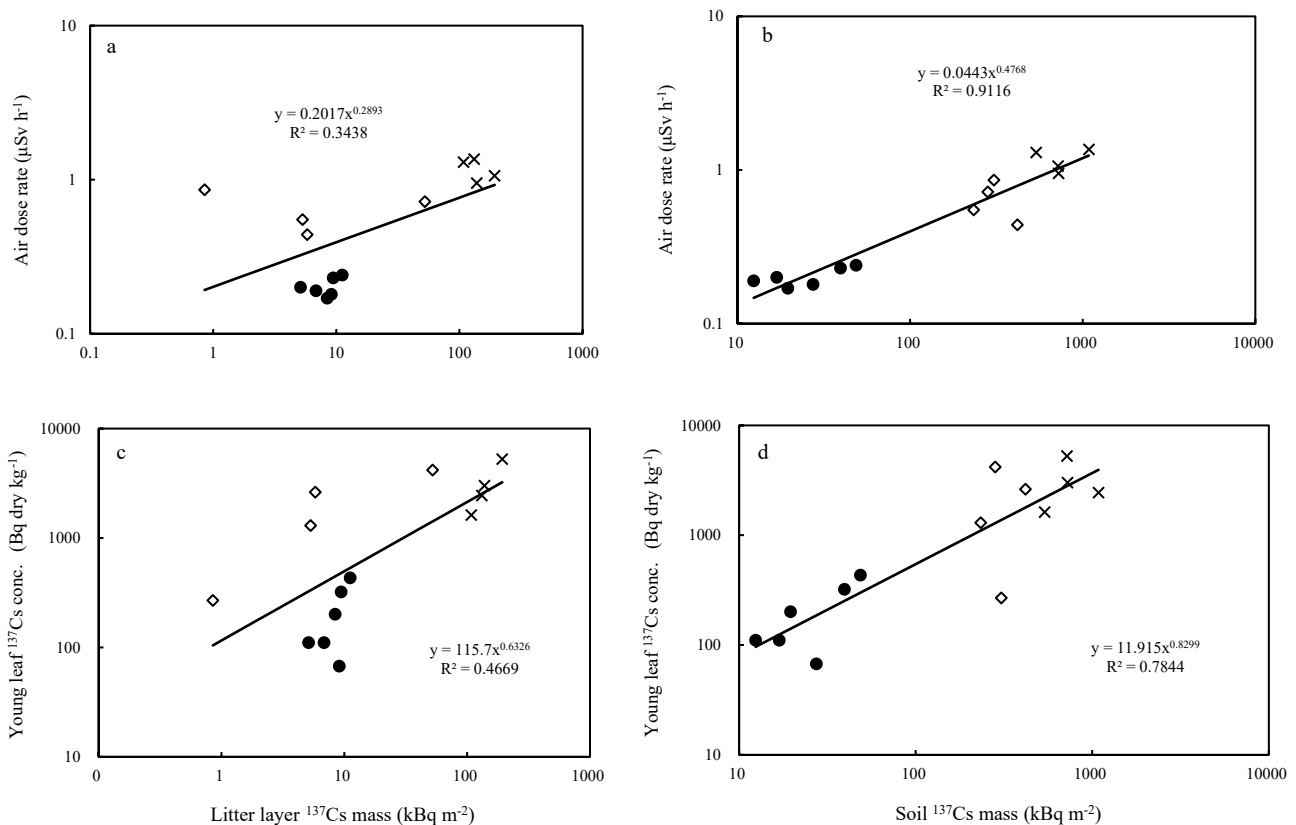


Fig. 8. リター層、土壌の  $^{137}\text{Cs}$  量と空間線量率、ワラビ幼葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度との関係

**Relationships of litter layer and soil  $^{137}\text{Cs}$  mass values to air dose rates and  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in young leaves of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*.**

a: リター層  $^{137}\text{Cs}$  量と空間線量率、b: 土壌  $^{137}\text{Cs}$  量と空間線量率、c: リター層  $^{137}\text{Cs}$  量と幼葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度、d: 土壌  $^{137}\text{Cs}$  量と幼葉  $^{137}\text{Cs}$  濃度。●: IO-1 ~ 6, x: IM-1 ~ 4, ◇: IU-1 ~ 4。2017年5~6月値。土壌は深さ0.05 mまで。a, litter layer  $^{137}\text{Cs}$  mass values and air dose rates (ADRs); b, soil  $^{137}\text{Cs}$  mass values and ADRs; c, litter layer  $^{137}\text{Cs}$  mass values and young-leaf  $^{137}\text{Cs}$  concentrations; d, soil  $^{137}\text{Cs}$  mass values and young-leaf  $^{137}\text{Cs}$  concentrations. ●, IO-1-6; x, IM-1-4; ◇, IU-1-4. Values for May-June 2017. Soil to a depth of 0.05 m.

して選択されなかった。これは、(1, 2) 式が KM 試験地のデータを含んで斜面傾斜角のデータ範囲が広く (3 ~ 45°)、急斜面の影響も含んでいるのに対して、(3, 4) 式の解析では緩斜面 (3 ~ 17°) のデータだけであったことが異なる結果になった理由と考えられる。上述の通り、斜面では表土移動などにより地表付近の放射性セシウムの空間分布が時間的に変化する。ワラビの生育地は樹木が少なく、地表付近の土壌は林内より変化が激しいと考えられるが、表土のかく乱がワラビの放射性セシウム濃度に及ぼす影響を調べた例は少ない (杉浦 2020)。データを増やし、斜面の影響を評価する必要がある。

土壌 pH については、(3, 4) 式より、土壌 pH が高い場合に  $^{137}\text{Cs}$   $T_{\text{ag}}$  が小さい可能性が示された (Fig. 6a)。これは、大気核実験放射性セシウムが降下した牧草地で、土壌 pH が高いと  $^{137}\text{Cs}$  が植物に移行し難くなる (土壌から牧草への移行係数 TF: 牧草  $^{137}\text{Cs}$  濃度 / 土壌  $^{137}\text{Cs}$  濃度、Kühn et al. 1984) のと同様の結果であった。この牧草地は、森林を開いて造成されて間もないため、樹木が供給する落葉中の陽イオンが土壌にまだ多く存在し pH を高める働きをするために土壌 pH が高く、そのようなところでは土壌から牧草への  $^{137}\text{Cs}$  の移行係数が小さくなったと考えられる。なお、IO、IM、IU 3 試験地のうち IO 試験地で土壌 pH が最も低かったことに関連して、IM、IU 試験地が福島事故後、施肥を止めたのに対し、IO 試験地は事故後も化成肥料を毎年施用していることが、土壌 pH をより低下させた可能性がある。

土壌の交換性 K については、IO、IM、IU 試験地の土壌の交換性 K 濃度 (Fig. 6b) は 0.42 ~ 1.11 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> であった。福島事故後、農作物による放射性セシウムの吸収の抑制を目的とする追加的な K 施用が行われている。それによると、土壌中の交換性 K 濃度が 0.26 ~ 0.51 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> (10 ~ 20 mg 100g<sup>-1</sup>) 以下といった、交換性 K の乏しい土壌で施用効果が大きいことがソバ (根本 2014) や水稲 (佐久間・新妻 2016) で知られている。これは K が根吸収においてセシウムと競合する (小林 2013, 平山 2019) ため、土壌中に交換性 K が多いと  $^{137}\text{Cs}$  の吸収が抑制されるからと考えられている。ワラビ群落が成立し易い土地の一つである牧地では、傾斜 16° 以上の斜面は土壌中の K が不足し易く、施肥効果が大きい (北川・井出 2015) という。しかし、IO、IM、IU 試験地では傾斜 16° 以上の地点は全体の 14% と少なかった。また、今回取り上げた放牧跡地のワラビ群落では土壌の交換性 K の濃度が比較的高く、0.26 ~ 0.51 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> 以上の場合が大半 (Fig. 6b) であった。交換性 K 濃度と土壌からワラビへの  $^{137}\text{Cs}$  の面移行係数との間に特段の関係が見られなかったのは、土壌中の交換性 K が比較的多く、ワラビによる  $^{137}\text{Cs}$  吸収に顕著な影響を及ぼす値ではなかったことを表している。

## 5. おわりに (山菜ワラビの生産再開に向けた課題)

山菜の出荷制限の解除事例 (厚生労働省 2015b, c,

2020a, b, c) を見ると、①複数地点で濃度を経年的に調べ、低下傾向がある、もしくは基準値を超えるものがないことを証明するデータを示している。また、②採取地域内の濃度が高そうな地点を含め 60 か所ほどで採取した検体の濃度が、いずれも食品の基準値を十分に下回っていることを示している。ワラビの生産の再開にはこうしたデータを用意する必要がある。濃度の経年的変化データの収集が重要である。ワラビは葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が経年的に低下している種の一つ (清野・赤間 2018) で、ワラビの幼葉の濃度は飯館村でも経年的に低下していると推察されるが、それを証明するデータはないようである。野生植物の放射性セシウム濃度は概して個体差が大きい。追跡 (モニタリング) 調査で高い精度を得るには、同じ個体 (群) から試料を採取することが欠かせない (清野・赤間 2018, 清野ら 2018c)。今回 IM、IU 試験地に設置した調査区 (各 4 か所) などの定点を利用し、ワラビを繰り返し採取して濃度測定することにより、濃度の経年的変化データが得られるであろう。また、ワラビの幼葉濃度が高い場所では放射性セシウム濃度の経年的低下を速める方法が特に重要である。今回、飯館村の避難指示解除区域で採取した幼葉の生重当たりの放射性セシウム ( $^{134}\text{Cs}$  +  $^{137}\text{Cs}$ ) 濃度は、IM 試験地で 190 ~ 600 Bq fresh kg<sup>-1</sup>、IU 試験地で 30 ~ 470 Bq fresh kg<sup>-1</sup> で、多くの場合で一般食品の基準値 (100 Bq fresh kg<sup>-1</sup>) より高かった。このような場所では、濃度が食品の基準値を十分に下回るようになるまでに年数がかかると予想される。ワラビの放射性セシウム濃度の経年的な低下を速める方法は確立していない。研究機関などに試験の設計や解析の協力を求めつつ、方法を工夫する必要がある。

## 謝辞

林野庁林政部経営課特用林産対策室、福島県林業振興課、同いわき農林事務所、同相双農林事務所、上桶売牧野農業組合、飯館村、飯館村森林組合、葛尾村の関係各位には試験設計や現地調査、試料採取において便宜を図って頂いた。福島県農業総合センター、同林業研究センターには一部の試料の分析をして頂いた。森林総合研究所震災復興・放射性物質研究拠点の三浦覚氏には土壌調査の項目についてご指導を頂いた。福島県には未発表資料の利用の便宜を図って頂いた。以上の皆様にお礼申し上げる。本研究は日本特用林産振興会のきのこ原木等の放射性物質調査事業の一環として実施した。JSPS 科研費 JP15K07497 の助成を受けた。

## 引用文献

赤間 亮夫・清野 嘉之 (2016) コシアブラの放射性セシウム汚染—汚染程度が異なる地域間の比較および季節変化—。関東森林研究, 66 (2), 225-228., <http://www.kantoforest.jp/papers/pdf/66-2-A31.pdf>  
土壌環境分析法編集委員会 (1997) 土壌環境分析法. 博友

- 社, 東京, 427pp.
- 福島県農林水産部 (2015) 森林除染等実証事業 (継続). 平成 27 年度主要事業 PR 版, 38., <https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/107417.pdf>
- 福山 泰治郎・石澤 淳・廣田 昌大 (2020) 放射性降下物及び天然核種の深度分布に着目した亜高山帯森林の表土かく乱評価の試み. In Bessho, K., Matsumura, H., Miura, T. and Yoshida, G. (eds.) "Proceedings of the 21st workshop on environmental radioactivity, KEK, Tsukuba, Japan, March 12–13, 2020 (Canceled)". KEK Proceedings 2020-4 November 2020 R, High Energy Accelerator Research Organization, Tsukuba, 57–62.
- 平山 孝 (2019) “ダイズの放射性セシウム吸収には根域部分の土壌の交換性カリ含量が広く影響する”, 放射線関連支援技術情報, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/37200a/h29seika.html#h29housyasen>, (参照 2019-09-06).
- Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S. and Takano, T. (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Scientific Reports*, 7, 8179., <https://doi.org/10.1038/s41598-017-08261-x>
- 北川 美弥・井出 保行 (2015) 傾斜放牧地のゾーニングによる合理的草地管理の可能性. *日本草地学会誌*, 60 (4), 250–253., <https://doi.org/10.14941/grass.60.250>
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2013) Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *The Japanese Society of Forest Environment*, 55 (2), 113–118., [https://doi.org/10.18922/jjfe.55.2\\_113](https://doi.org/10.18922/jjfe.55.2_113)
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2013) 2012 年春の山菜の放射能濃度. *関東森林研究*, 64 (2), 77–80., <http://www.kantoforest.jp/papers/pdf/64-2-A20.pdf>
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2015) 栽培フキ (*Petasites japonicus*) の放射性セシウム汚染の季節変化. *日本森林学会誌*, 97 (3), 158–164., <https://doi.org/10.4005/jjfs.97.158>
- Kiyono, Y. and Akama, A. (2015) The amount of  $^{137}\text{Cs}$  deposition and transfer factors of  $^{137}\text{Cs}$  to wild edible-wild-plants after the accident at TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. *Proceeding of the International Symposium on Radiological Issues for Fukushima's Revitalized Future*, Paruse Iizaka, Fukushima City, Japan, May 30–31 (Sat. –Sun.), 2015, 57–61., [http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/anzen\\_kiban/outcome/Symposium'15\\_Proceedings\\_EN.pdf](http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/anzen_kiban/outcome/Symposium'15_Proceedings_EN.pdf)
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2018) 野生山菜の放射性セシウム濃度: 福島第一原発事故後の経年的トレンド. *関東森林研究*, 69 (1), 109–110.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄 (2018a) 2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの野生フキ (*Petasites japonicus*) の葉柄への移行. *森林総合研究所研究報告*, 17 (3) (No. 447), 249–257., [https://doi.org/10.20756/ffpri.17.3\\_249](https://doi.org/10.20756/ffpri.17.3_249)
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・松浦 俊也 (2018b) ワラビへの放射性セシウムの移行調査. *特用林産物安全供給推進復興事業調査成果集 増補版*, 日本特用林産振興会, 31.
- 清野 嘉之・小松 雅史・赤間 亮夫・松浦 俊也・広井 勝・岩谷 宗彦・二元 隆 (2018c) 2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムの野生ゼンマイ (*Osmunda japonica*) の葉への移行. *森林総合研究所研究報告*, 17 (3) (No. 447), 217–232., [https://doi.org/10.20756/ffpri.17.3\\_217](https://doi.org/10.20756/ffpri.17.3_217)
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦 (2019a) 空間線量率をパラメータに山菜生育地の放射性セシウム沈着量を推定するときの課題. *関東森林研究*, 70 (1), 115–116.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄 (2019b) 2011 年福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムのコシアブラ (*Eleutherococcus sciadophylloides*, 新芽が食べられる野生樹木) への移行. *森林総合研究所研究報告*, 18 (2) (No. 450), 195–211., [https://doi.org/10.20756/ffpri.18.2\\_195](https://doi.org/10.20756/ffpri.18.2_195)
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄・志間 俊弘 (2021) ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) の生育と、2011 年の福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウムのワラビ中の動態. *森林総合研究所研究報告*, 20 (2) (No. 458), 83–100.
- 小林 奈通子 (2013) “放射性セシウムを減らす! なぜカリウムで? — 植物研究者の思考回路 —. 第 4 回サイエンスカフェ「放射性セシウムを減らす! なぜカリウムで?» 配布資料”, 東京大学大学院農学生命科学研究科食の安全研究センター, [http://www.frc.a.u-tokyo.ac.jp/information/news/130727\\_report.html](http://www.frc.a.u-tokyo.ac.jp/information/news/130727_report.html)
- 小森 昌史・小豆川 勝見・野川 憲夫・松尾 基之 (2013)  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  放射能比を指標とした福島第一原子力発電所事故に由来する放射性核種の放出原子炉別汚染評価. *分析化学*, 62 (6), 475–483., <https://doi.org/10.2116/bunsekikagaku.62.475>
- 厚生労働省 (2015a) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 平成 27 年 5 月 15 日 医薬食品局食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000085271.html>, (参照 2018-02-17).

- 厚生労働省 (2015b) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の設定及び解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 平成 27 年 5 月 25 日 医薬食品局食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000086680.html>, (参照 2016-10-03).
- 厚生労働省 (2015c) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 平成 27 年 12 月 21 日 医薬・生活衛生局生活衛生・食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000107702.html>, (参照 2016-10-03).
- 厚生労働省 (2016) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 平成 28 年 6 月 24 日 医薬・生活衛生局生活衛生・食品安全部, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000128562.html>, (参照 2018-02-17).
- 厚生労働省 (2017) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 平成 29 年 9 月 11 日 医薬・生活衛生局, <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/0000176997.html>, (参照 2018-02-17).
- 厚生労働省 (2020a) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 令和 2 年 3 月 10 日 医薬・生活衛生局, [https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage\\_10066.html](https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_10066.html), (参照 2020-09-14).
- 厚生労働省 (2020b) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 令和 2 年 4 月 24 日 医薬・生活衛生局, [https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage\\_10984.html](https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_10984.html), (参照 2020-09-14).
- 厚生労働省 (2020c) “原子力災害対策特別措置法第 20 条第 2 項の規定に基づく食品の出荷制限の解除 (原子力災害対策本部長指示)”, 令和 2 年 11 月 16 日 医薬・生活衛生局, [https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage\\_14645.html](https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_14645.html), (参照 2021-01-10).
- Kühn, W., Handl, J. and Schuller, P. (1984) The influence of soil parameters on  $^{137}\text{Cs}^+$ -uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland. *Health Physics*, 46(5), 1083–1093., DOI: 10.1097/00004032-198405000-00008
- 水谷 武司 (2020) “斜面崩壊・地すべり . 防災基礎講座 自然災害について学ぼう”, 国立研究開発法人 防災科学技術研究所 自然災害情報室, [https://dil.bosai.go.jp/workshop/01kouza\\_kiso/15houkai.html](https://dil.bosai.go.jp/workshop/01kouza_kiso/15houkai.html), (参照 2020-12-15).
- 内藤 俊彦 (1985) 植物の一生 . 研成社, 東京, 178pp.
- 根本 和俊 (2014) “ソバのかり施用による放射性セシウムの吸収抑制効果について”, 平成 25 年度 放射線関連支援技術情報, 福島県農業総合センター作物園芸部畑作科, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/37200a/hatasaku-seika.html>, (参照 2020-04-30).
- 日本分析化学会北海道支部 (1981) 水の分析 (第 3 版). 化学同人, 京都, 192pp.
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- 林野庁 “きのこや山菜の出荷制限等の状況について”, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/syukkaseigen.html>, (参照 2020-09-14).
- 佐久間 祐樹・新妻 和敏 (2016) “水稲における稲わら施用の放射性セシウム吸収抑制効果”, 平成 27 年度 放射線関連支援技術情報, 福島県農業総合センター作物園芸部稲作科, [http://www4.pref.fukushima.jp/nougyou-centre/kenkyuseika/kenkyu\\_seika\\_H27.html](http://www4.pref.fukushima.jp/nougyou-centre/kenkyuseika/kenkyu_seika_H27.html), (参照 2018-02-17).
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター (2015) “20 万分の 1 日本シームレス地質図 2015 年 5 月 29 日版”, 産業技術総合研究所地質調査総合センター, <https://gbank.gsj.jp/seamless/seamless2015/2d/>, (参照 2018-02-17).
- Staunton, S., Dumat, C. and Zsolnay, A. (2002) Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, 58, 163–173.
- 杉浦 広幸 (2020) 福島県北地方のワラビにおける放射性セシウム汚染の推移 . In Bessho, K., Matsumura, H., Miura, T. and Yoshida, G. (eds.) "*Proceedings of the 21st workshop on environmental radioactivity, KEK, Tsukuba, Japan, March 12–13, 2020 (Canceled)*". KEK Proceedings 2020-4 November 2020 R, High Energy Accelerator Research Organization, Tsukuba, 92–97.
- Toriyama, J., Kobayashi, M., Hiruta, T. and Shichi, K. (2018) Distribution of radiocesium in different density fractions of temperate forest soils in Fukushima. *Forest Ecology and Management*, 409. 260-266., <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.024>
- 山口 紀子 (2014) 土壌への放射性 Cs の吸着メカニズム . 土壌の物理性, 126, 11–21.
- 米倉 浩司・梶田 忠 (2003–) “「BG Plants 和名ー学名インデックス」(YList)”, <http://ylist.info>, (参照 2020-09-14).

## The transfer of radiocesium released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident to bracken (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*)

Yoshiyuki KIYONO<sup>1)\*</sup>, Akio AKAMA<sup>1)</sup>, Toshiya MATSUURA<sup>2)</sup>, Munehiko IWAYA<sup>3)</sup>,  
Yukio YOSHIDA<sup>3)</sup> and Toshihiro SHIMA<sup>3)</sup>

### Abstract

The transition pattern of radiocesium released from the 2011 TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident from the environment to edible wild plants varies across species. We investigated the relationship between radiocesium in bracken (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) and habitat conditions of bracken, such as the radiocesium mass and slope position, in four bracken communities at Iwaki (IO), Iitate (IM and IU), and Katsurao (KM) in 2017. In the bracken communities on land that was formerly pasture (IO, IM, and IU), there was no significant ( $P = 0.499$ ) difference in  $^{137}\text{Cs}$  concentrations between the young leaves, adult leaves, and belowground organs of bracken, while there was a difference among the research sites ( $P = 0.049$ ). The exchangeable potassium (K) concentrations in soil were 0.42–1.11  $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ , and there was no relationship between exchangeable K concentrations and the  $^{137}\text{Cs}$  aggregated transfer factor ( $T_{\text{ag}}$ ) from litter layer and soil to bracken leaves. Young-leaf  $^{137}\text{Cs}$  concentrations were more closely related to  $^{137}\text{Cs}$  mass values in soil ( $R^2 = 0.7844$ ) than to those in the litter layer ( $R^2 = 0.4669$ ). A strong indirect correlation ( $r = 0.757$ ) was found between air dose rates (ADRs) and the concentrations of young-leaf  $^{137}\text{Cs}$  via the  $^{137}\text{Cs}$  mass in soil. At KM, which did not have a grazing history, the concentrations of young-leaf  $^{137}\text{Cs}$  were lower than those estimated from ADRs, implying the influence of other conditions, such as more roots in deeper soil with lower  $^{137}\text{Cs}$  values.

**Key words :** air dose rate, edible wild plant, land formerly used for grazing, light-demanding plant, shipping restrictions, standard concentration values for food, tourism garden for picking edible ferns

---

Received 5 May 2020, Accepted 13 January 2021

1) Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Tohoku Research Center, FFPRI

3) Japan Special Forest Product Promotion Association

\* E-mail: kiono8823@gmail.com