

論文 (Original article)

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

清野 嘉之^{1)*}、赤間 亮夫¹⁾、岩谷 宗彦²⁾、由田 幸雄³⁾、志間 俊弘²⁾

要旨

ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) はシダ植物で幼葉を食用にする。ワラビの生育と 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ワラビ中の時間的挙動を明らかにする目的で、放牧跡地のワラビ群落を 2017 年から調べた。また、ワラビの放射性セシウム濃度抑制のためのカリウム (K) 施用効果の試験を行った。ワラビのバイオマスは葉が生きている春から秋は葉に約 4 割、地下器官 (地下茎と根) に約 6 割が存在した。全草バイオマスには大きな季節差はなかった。ワラビのセシウム 137 (¹³⁷Cs) 濃度は幼葉や成葉、地下器官など部位ごとに、その季節性を反映して変化傾向はさまざまであったが、全草濃度は漸減した ($P=0.023$)。低下傾向は指数関数で近似でき、低下速度は年 27% であった。2017 年 6 月の K 施用後、ワラビ全草のカリウム 40 濃度は 8 月頃から翌年 3 月まで対照区より高くなった。また、¹³⁷Cs 濃度は対照区の約 7 割に抑制された ($P<0.001$)。

キーワード：山菜、放牧跡地、陽性植物、季節変化、土壌の交換性カリウム、食品の基準値、観光わらび園

1. はじめに

ワラビ (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) はシダ植物で、広義のワラビ (*Pteridium aquilinum*) は世界の湿润地に天然分布する。熱帯雨林気候では新葉が一年中出る常緑性多年草、温帯では新葉が春を中心に出る夏緑性多年草になる。胞子と地下茎で繁殖し、道ばたや林縁でよく見られる。日本では火入れ、放牧、採草といった人為的攪乱に起因して成立した群生地が見られた (嶋田ら 1973)。しかし、火入れや採草が減った今日では規模の大きいワラビの群生地は放牧地やその跡地にほぼ限られている。牛馬の不嗜好性植物であるため、牧場では駆除の対象になる一方、東アジアでは冬の地下茎から取るわらび粉や幼葉を食用にする。わらび粉は唐傘用の糊の原料にもされた (野本 2008)。このようにワラビは有害、有用植物であることから、種特性は比較的良好に調べられている (Conway 1949, 水上 1970, 大沢 1979, 内藤 1985, 赤池 2001)。しかし、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時間的挙動については殆ど研究例がない (清野・赤間 2018, 杉浦 2020, 清野ら 2021)。また、植物体による放射性セシウムの吸収抑制にカリウム (K) 施用が有効な場合があることが複数の作物で報告されており (福島県農業総合センター 2019)、ワラビでも施用の効果を期待できる (福島民報社

2016) が、ワラビでは事例が乏しく、詳細は明らかでない。

本研究で我々は、ワラビの生育にともなう、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時間的挙動を明らかにすることを目的とした。このため、福島県いわき市の観光わらび園に試験地を設け、定期的にワラビを掘り取って、ワラビの生育とワラビ中の放射性セシウムを 1 年間追跡した。合わせて、K 施用によるワラビ中の放射性セシウムの低減効果を評価する試験を行った。この観光わらび園では、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) が行われており、そのデータを利用してワラビの放射性セシウムの経年変化も求めた。また、福島県の避難指示が解除された区域 (避難指示解除区域) で福島事故以前にワラビの利用が盛んであった地域では、利用再開をめざしたワラビの放射性セシウム濃度の現状の把握と評価が重要であることから、避難指示解除区域内にあるワラビ群落で、現状把握を目的とする一時点調査を行った。

なお、本研究を開始した 2017 年春のいわき市のワラビ群落では局所的にヨウシュヤマゴボウ (*Phytolacca americana*) やイタドリ (*Fallopia japonica* var. *japonica*) など大型の夏緑性多年草が優占してワラビを被圧していたが、これらの多年草は福島事故以前には目立たなかった

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) 日本特用林産振興会

3) 元日本特用林産振興会

* E-mail: kiono8823@gmail.com

(上桶売牧野農業協同組合、私信)という。福島事故後にイノシシが表土を掘り返してワラビを衰えさせた結果、他の植物が侵入・定着したと考えられることから、この推察を確かめるため、新しい攪乱地で発生する植物を観察した。

2. 材料と方法

2.1 試験地の土地利用履歴の概要

福島県いわき市川前町上桶売の牧野観光わらび園 (IO)、飯館村前田 (IM)、同白石 (IU) 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)。自然環境条件や土地利用履歴は 清野ら (2021) にある通りである。ここでは土地利用履歴について概要を記す。IO 試験地の土地は、以前は放牧地で、1986年に観光わらび園が開かれた。1986年から現在まで3月と6～7月に群落を全面刈りし、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%] を 300 kg ha^{-1} 施用してきた。福島事故前は観光わらび園の来園者がワラビの幼葉を収穫した。事故後は2016年7月中下旬にはゼオライトを 150 kg ha^{-1} 、2017年3月31日には塩化カリウムを 75 kg ha^{-1} 施用した。IM、IU 試験地の土地はいずれも1951年頃から牧野利用され、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、福島事故までは肥料や草刈作業等 (毎年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。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を剥ぎ取る除染が施された。

IO 試験地では福島県の実証調査「野生きのこ等発生環

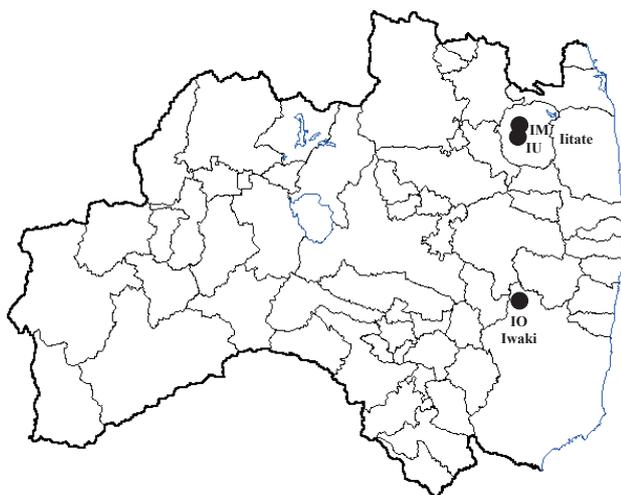


Fig. 1. 2 市村に設けたワラビの 3 試験地
Map of the three *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* research sites in the two municipalities.

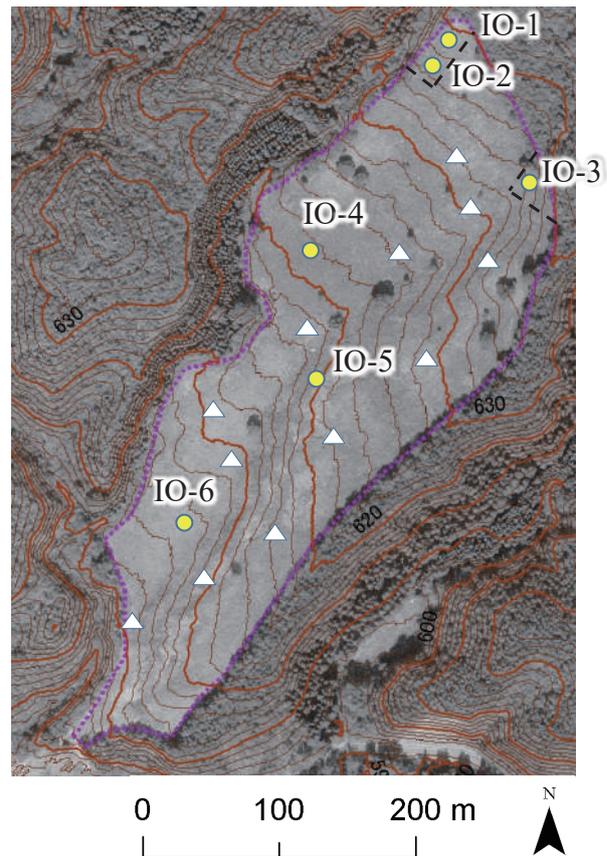


Fig. 2. IO 試験地の全体地図 [清野ら (2021) に加筆]
Overall map of the IO research site (added to Kiyono et al. 2021).

点線内がワラビの優占地。IO-1～6(○)が主調査区、△は追加調査区で一辺長約 25 m の方形。右上の 2 つの破線内が非カリウム (K) 施用地で、IO-1～3 が対照区。他は K 施用地で、IO-4～6 が K 施用区。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 square survey plots and triangles (△) are additional square survey plots with side lengths of about 25 m. The two areas surrounded by the dashed line in the upper right of the research site are areas to which potassium (K) was not applied; IO-1 to 3 are the control survey plots. The other areas are where K was applied; IO-4 to 6 are the survey plots with K application. The aerial photograph is an ortho image from monochrome aerial photographs taken by the Forestry Agency (Oct 2007) and 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 winter 2012, after the 2011 Great East Japan Earthquake off the Pacific coast of Tohoku.

境再生事業」(福島県農林水産部 2015)で2013～2015年にワラビ群落の土地が一辺約25mの格子状区画に区分され、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、わらび園のほぼ全域で調べられている。このうち本研究では2015年のワラビ(成葉)、リター層、土壌(地表～深さ0.1m)、県の継続調査による2016年のワラビ(成葉)の ^{137}Cs 濃度のデータを利用した。清野ら(2021)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ている(Fig. 2, 加筆)。

2.2 調査区の設定

ワラビの生育と放射性セシウムの季節変化、K施用効果の評価を目的とする区画(以下、調査区と呼ぶ)を、K施用以外の条件が概ね同じになるよう位置と地形を考慮してK施用地に3つ、対照地(非施用地)に3つ(IO-1～6, Fig. 3)、2017年5月3日に定めた。1調査区に1個、水平面積で1m×2mの測定区を設置し、四隅に杭を打って土地を標識した。IO-1～3調査区は、K施用地の斜面上部側に位置する非施用地(Fig. 2の右上2か所の破線内)にある。IO-4～6調査区はK施用地(非施用地を除く全域)内にある。IO-1、2、4、6は緩斜面(3～10°)にあり、厚さ0.2m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。以後、IO-1～3調査区を対照区、IO-4～6調査区を施展区、IO-1～6を主調査区と呼ぶ。別にIO試験地のデータの補完のため、2017年5月22～23日に施用地で12調査区(IO-7～18, Fig. 2)を追加した。IO-7～18調査区を追加調査区と呼ぶ。また、イノシシが地面を掘ってワラビの地下茎を食べて間もない土地(面積40m²ほどの土地2か所)をIO-2、IO-3間で選び、2017年春から2019年秋まで適宜観察して優占する植物の種名を記録した。IM、IU試験



Fig. 3. IO試験地(2017年5月3日)
Photographs of the IO research site (May 3, 2017).

地では2017年6月6～7日にIO試験地と同様に位置と地形を考慮して、以下の通り調査区と測定区を設置した。IM試験地では一辺15mないし20m、IU試験地では一辺10mの方形区を各4個(IM-1～4、IU-1～4)(以下、調査区と呼ぶ)を設け、1調査区の中に水平面積1m×2m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。以後、IM-1～4をIM試験地の主調査区、IU-1～4をIU試験地の主調査区と呼ぶ。

2.3 カリウム施用試験

2017年6月下旬に、例年通りワラビ群落を全面刈り払いし、化成肥料を施用した後、K施用地に対して、塩化カリウム(60.0塩化加里、K₂O保証成分量60%、全国農業協同組合連合会)を90kg ha⁻¹施用した。K施用試験で施用したKは例年の化成肥料で施用されるKの3倍量に相当する(化成肥料300×0.06=18kg-K₂O ha⁻¹、塩化カリウム90×0.6=54kg-K₂O ha⁻¹)。対照地と施用地との境界(Fig. 2破線)は、K施用前に溝を作って(溝の幅約0.2m、深さ0.2m強、Fig. 4)ワラビの地下茎を切断し、施用したKが地下茎を通じた転流により非施用地に届かないようにした。

2.4 ワラビの生育調査と試料採取

IO試験地では2017年5月3日～2018年5月11日に11回、IM、IU試験地では2017年6月6～7日に1回、全ての主調査区で測定区(1m×2m)内のワラビの植被率(%)、葉1枚ごとの開葉段階(A～E)、最大地上高(m、葉が倒伏すると低くなる)を測定した。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。清野ら(2021)と同基準で開葉段階をA～Eに分けた。A、B段



Fig. 4. カリウム施用地と対照地境界のワラビ地下茎の切断のための溝切り(IO試験地、2017年6月)
Image of the construction of a shallow trench in the ground at the boundary between the potassium-application sites and control sites for cutting *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* rhizomes (IO research site, June 2017).

階の葉を幼葉、C～E段階の葉を成葉と呼ぶ。3試験地の主調査区それぞれで測定回ごとに、測定に必要な量のワラビの幼葉、成葉が生えていれば、試料を採取した（幼葉1～23枚、成葉2～28枚）。幼葉、成葉別にそれぞれの最大、最小サイズの葉を含む一部の葉について一枚ずつ最大地上高（m）と生重量（g）を測った後、幼葉、成葉それぞれでまとめて総生重量を測った。立ち枯れた葉をIO試験地の主調査区で2017年10月と翌年3月に採取した。地下器官（地下茎と根）についてはシャベルを用い、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IO、IM、IUの全ての主調査区で、測定回ごとにリター層ごと3～6個掘り上げ、主調査区ごとに一つにまとめて植物の地下器官を取り出し、ワラビと他の植物に分けて生重量を測定した。ワラビと他の植物の地下器官生重量比をワラビと他の植物のバイオマス比と見なした。地上に現れていないワラビの幼葉は地下茎に含めた。ワラビの地下器官は主調査区、測定回ごとに混合し、一部を持ち帰った。この他、追加調査区（IO-7～18）では2017年5月22～23日に成葉を採取し、主調査区（IO-1～6）と同じ方法で¹³⁷Cs濃度を測定した。

ワラビの地下茎は土中のある深さに集まって横走する性質があり、IO試験地では深さ約0.07～0.14 mに集まっていた（地下茎層、清野ら2019, 2021）。この性質を利用して、IO試験地で2017年9月と翌年3月の測定の際に、主調査区（IO-1～6）で土壌ブロック（Fig. 5、清野ら2019に追加）を地表面から下方向にリター層、第1土層（地下茎が分布しない表層の土層）、第2土層（地下茎が集中する土層：地下茎層）（Fig. 5で白く見えているのが地下茎の切断面）、第3土層（第2土層の下の土層）の4層に区分（Fig. 5）して試料を採取した。2017年9月は1主調査区あて1土壌ブロックずつ選び、ワラビの根をリター層、第1～3各土層別に、また、地下茎（全て第2土層に分布した）を採取した。「枯死地下茎+枯死根」試料を、3土層を分けずに採取した。また、IO-4主調査区（有機物を多く含む黒色の土）、IO-5主調査区（有機物の少ない黄色味の強い土）で採取した根の試料から、リター層の根と第2土層の根をそれぞれ少量取り出し、全ての根の分岐点で根を切り分け、根長を測って合計し、乾重g当たりの根長（m）を求めた。2018年3月は1主調査区あて3土壌ブロックずつ選び、土壌ブロックごとに、3土層から不攪乱試料を100 cc採土円筒で採取した。すなわち、第1土層は土壌表面から垂直に深さ0.05 mまで、第2土層は土壌ブロックの側面から第2土層中央部に水平に奥行き0.05 m、第3土層は第2土層との境界面から鉛直下向きに深さ0.05 mを採取した（3土層を分けて土壌を採取したのは2018年3月のみである）。土壌採取後の土壌ブロックから「生きた地下茎+生きた根」、「枯死地下茎+枯死根」をそれぞれ、3土層を分けずに採取した。100cc採土円筒で土壌とともに採取した「生きた地下茎+生きた根」、「枯死地下茎+枯死根」は取り出して、上記

の土壌ブロックから直接採取した分に加えた。3土壌ブロックからの試料は主調査区ごとにまとめ、混合試料とした。

IO試験地の主調査区（IO-1～6）で測定区内の空間線量率[Air dose rate (ADR)、地上高1 mの $\mu\text{Sv h}^{-1}$]を2017年5月3日～7月21日に5回、シンチレーションサーベイメータ（日立アロカメディカル株式会社 TCS-172B）で測定した。

2.5 試料の分析

放射性セシウム濃度等の測定のためのワラビ試料のうち、IO試験地の2017年5月22～23日、IM、IU試験地の2017年6月6～7日採取の成葉と地下器官は、水洗して土などを落とした後、福島県農業総合センターで生のまま2 Lのマリネリ容器に入れ、Ge半導体検出器（GC4020-7500SL-2002CSL, GC3520-7500SL-2002CSL, キャンベラ社）による γ 線スペクトロメトリーでセシウム134 (¹³⁴Cs)、セシウム137 (¹³⁷Cs)、カリウム40 (⁴⁰K)の濃度を測定し（計測誤差は¹³⁴Csが17～32%、¹³⁷Csが

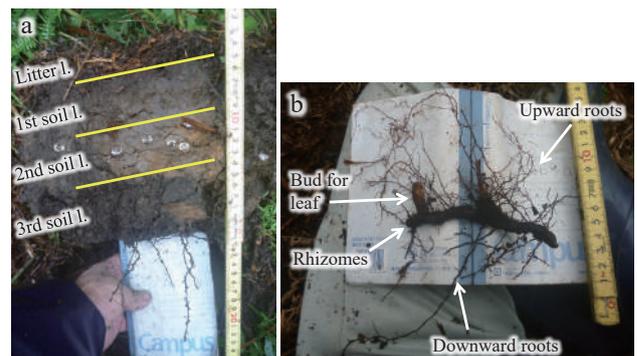


Fig. 5. ワラビの地下茎と根、土壌の垂直構造（清野ら2019に加筆）

Image of the vertical distribution of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* rhizomes, roots, and soil (added to Kiyono et al. 2019).

a: 掘り上げた土壌ブロック。ワラビの地下茎は土中のある深さに集まる性質があり、これを利用して地下茎が分布する範囲を第2土層とした。第2土層で白く見えているのは地下茎の切断面。IO試験地で地下茎は深さ約0.07～0.14 mを横走していた（清野ら2019）。b: 土壌ブロックから取り出した地下茎と根。地下茎から下の土層に向かう根は概して太かった。

a: A dug-up soil block. The bracken rhizomes accumulate at certain soil depths. Using this, the layer in which the rhizomes are distributed was set as the second soil layer. The white spots in the second soil layer are sections of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* rhizomes. At the IO research site, the rhizomes ran laterally at depths of approximately 0.07 to 0.14 m (Kiyono et al. 2019). b: The rhizomes and roots taken from the soil block. The roots going down from the rhizome into the soil were generally thick.

5～19%、 ^{40}K は 10～16% であった)、同じ検体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。それ以外のワラビの葉と地下器官の検体は、風乾した後、環境リサーチ株式会社と株式会社サンコー環境調査センターで含水率を測定し、U-8 容器に入れて Ge 半導体検出器 (環境リサーチ株式会社は GEM20P4-70, オルテック社、株式会社サンコー環境調査センターは GEM40-76, オルテック社) による γ 線スペクトロメトリーで ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K の濃度を計測した。値は計測誤差、検出下限値とともに絶乾値に換算した。計測の条件は以下の①～④とした。① ^{137}Cs は計測誤差が 10% 以内に達した時点の値とし、② ^{134}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 3σ 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}K は ^{137}Cs や ^{134}Cs の計測を打ち切ったときの値とした。

IO 試験地で 2017 年 9 月と翌年 3 月に土壌ブロックから採取したワラビの地下茎や根は森林総合研究所で水洗して土などを落とした後、熱風乾燥機で乾燥 (75℃、48 時間以上) して重量を測った。この試料が絶乾 (105℃乾燥) で含水率 4% の水を含むと仮定して絶乾値を求めた。なお、含水率 4% は、75℃、48 時間以上乾燥した植物体試料を底質調査法 (環境省 水・大気環境局 2012) にしたがって 105℃で乾燥したときの乾燥減量が約 4% (著者ら未発表) であったことにもとづく。採土円筒で採取した土壌は石や根を除いて細かく砕いて風乾し、105℃で乾燥させて重量を測った。容積重 (dry g cm⁻³) は採土円筒で採取した土壌の絶乾重を採土円筒の体積で除して求めた。ワラビの根、地下茎、土壌の放射性セシウムと ^{40}K 濃度は、0.7L のマリネリ容器や U-8 容器に入れて 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 γ 線スペクトロメトリーで上記①～④の条件で測定した。ただし、採取量が少なかった第 1 土層の根、第 3 土層の根はそれぞれ IO-1～6 主調査区を合わせた混合試料にした。また、第 2 土層の枯死地下茎、枯死根も採取量がやや少なかったため、それぞれ IO-1～3 調査区を合わせた混合試料、IO-4～6 調査区を合わせた混合試料にした。土壌試料について交換性 K 濃度 (cmol. kg⁻¹、酢酸アンモニウム抽出、アジレント・テクノロジー社 ICP-MS) を測定した。

2.6 ワラビのバイオマス、バイオマスの平均代謝回転率、寿命の推定

試験地、測定回ごとに、葉 1 枚の最大地上高と絶乾重との関係を近似するアロメトリ式を幼葉、「D+E」葉別に作成 (葉数 12～18) し、測定区で 1 枚ごとに測定した葉の最大地上高から、測定区内のワラビの幼葉、成葉の絶乾重を推定し、単位面積当たりのバイオマスに換算した。C の葉には「D+E」葉の式を適用した。地下器官については土壌を掘り上げた土地面積当たりの値から、土地面

積比で単位面積当たりのバイオマスに換算した。

純生産量 (NPP, Mg ha⁻¹ year⁻¹) を平均バイオマス (Mg ha⁻¹) で除してバイオマスの平均的な代謝回転率 (year⁻¹) (八杉ら 1996) を求めた。その逆数を成長と枯死によりワラビのバイオマスが全て置き換わるのに要する時間 (平均寿命, year) とした。NPP は次式により概略推定した。

$$\text{NPP} = \text{期末バイオマス} - \text{期首バイオマス} + \text{期間中の枯死脱落量 (1)}$$

IO 試験地での 2017～2018 年の季節変化の観察結果から、ワラビの地上器官 (葉) については、①春に出た葉は 6 月下旬の刈払いまで枯れず、全て刈払いされる、②刈払い後 8 月まで新たな葉が出るが 9 月以降は葉の追加がなく、11 月には寒さで全ての葉が枯れることから、IO 試験地では 6 月刈払い前の 2017 年 6 月 20 日の葉量 + 8～10 月の最大葉量を期間中の地上器官の枯死脱落量とし、IO 試験地の主要調査区の各測定回の平均値を用いて求め、地上部 NPP とした。地下部については、Kiyono・Hastanah [1997, 河原 (1985) を改変] にもとづき、枯死脱落量を次式で推定した。

$$L_0 = F (e^k - 1) \quad (2)$$

ただし、 L_0 は地下器官の枯死脱落量 (Mg ha⁻¹ year⁻¹)、 F は枯死地下器官量 (Mg ha⁻¹)、 k は枯死地下器官の消失速度 (year⁻¹)。

後述の通り、枯死 / 生存地下器官量比は 2017 年 9 月と翌年 3 月で有意差が認められなかったため、比は一年を通じて変わらないと見なし、2017 年 9 月と翌年 3 月の比の平均値を年平均地下器官量に乗じて枯死地下器官量 (F) を求めた。地下器官の k は地下器官リターンバック法で推定した。具体的には、予め、生きた地下茎と生きた根を掘り取って水洗後、熱風乾燥機で乾かし、絶乾重で約 12 g に揃えて、平均約 2 mm メッシュのポリエチレンネット袋に入れたものを用意し、良く吸水させた後、埋土地の土を袋に入れて混ぜ、IO-1～3 中に 3 袋ずつ、枯死地下器官の中心が深さ 0.1 m になるように埋土した。この試験は 2018 年 4 月 14 日から 9 月 14 日まで (6 か月) と、同日から 2019 年 4 月 13 日まで (7 か月) の 2 回行い、いずれも、およそ 1 か月後、3 か月後、6 ないし 7 か月後に 1 袋ずつ掘り出して回収した。回収した試料は水洗し、土を落として枯死地下茎、枯死根と判別できるものを取り出し、熱風乾燥機で乾燥して絶乾重に換算した。2 回の試験データを合わせ、埋土後日数をパラメータに乾重減少を指数関数で近似して、回帰線の傾きを枯死地下器官の日消失速度とし、年当たりの消失速度 (k) に換算した。

2.7 福島県の実証調査データの利用による、ワラビの成葉¹³⁷Cs濃度、ワラビ群落のリター層と土壌の¹³⁷Cs量の経年変化の推定

本研究では、IO試験地で行われた福島県の実証試験の成果のうち、IO試験地のワラビ群落全域が対象とされている2015年のワラビ葉、地上堆積物（リター層、一辺0.2mの方形区で採取）、土壌（一辺0.2mの方形区で採取、地表～深さ0.1m）の¹³⁷Cs濃度、2016年（福島県の継続調査）のワラビ葉の¹³⁷Cs濃度のデータ（福島県、未発表）を利用した。それによると、葉¹³⁷Cs濃度の平均値±標準偏差、地点数は2015年10月に $358 \pm 250 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ （成葉、 $n=61$ ）、2016年7月は $193 \pm 147 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ （ほぼ全て成葉、 $n=107$ ）であった。リター層と土壌の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2015年7月にそれぞれ 10615 ± 4986 （1100～23000、 $n=40$ ） Bq dry kg^{-1} 、 1065 ± 484 （320～2500、 $n=40$ ） Bq dry kg^{-1} であった。

2015年と2016年の葉¹³⁷Cs濃度（平均値）と本研究の2017年5月（K施用前）の成葉¹³⁷Cs濃度（ $n=18$ 、IO-1～6主調査区とIO-7～18追加調査区）を用い、IO試験地のワラビの成葉¹³⁷Cs濃度の経年変化を2つの方法で推定した。1つは成葉¹³⁷Cs濃度の季節変化を考慮したもので、成葉の採取月が測定年によって異なることから、対照区の成葉¹³⁷Cs濃度の2017年の季節変化データを用い、¹³⁷Cs濃度の季節変化のパターンが年によって変わらないことを仮定して、各年5月の値を推定した後、起点を2011年3月11日として指数関数で近似した（a法）。もう一つは季節変化を考慮せず、採取の時点と¹³⁷Cs濃度の値をそのまま用い、a法と同様に指数関数で近似した（b法）。なお、近隣のアメダス川内気象観測所のデータ（気象庁2020）によると、4月～10月の月降水量や月変化のパターンは2015年～2017年で大差なかった。先述の通り、刈払いなどワラビの管理も同じであったので、2015年～2017年のワラビ群落の生育の季節変化に大きな違いはなかったと考えられる。

福島県実証調査の2015年のリター層と土壌（上述）、2017年5月のリター層と土壌（清野ら2021）のデータを用い、IO試験地のワラビ群落のリター層と土壌の¹³⁷Cs量の経年変化を推定した。リター層については2015年7月と2017年5月で土地面積当たりのリター層重量に変化がないことを仮定し、2015年7月の¹³⁷Cs濃度に2017年5月のリター層重量を乗じて、土地面積当たりの¹³⁷Cs量を求めた。土壌については、採取深が県の調査は0～0.1m、清野ら（2021）では0～0.05mと異なっていたので、2015年の土壌濃度は県の値を2倍して深さ0～0.05mの土壌濃度とした。これは深さ0.05～0.1mの土壌¹³⁷Cs濃度を0、かつ、深さによって土壌の容積重は変わらないとの仮定にもとづくものである。福島県の温帯林（Imamura et al. 2017）で福島事故由来の¹³⁷Csは2015年夏の時点で

土壌に81～89%が存在し、大部分は深さ0～0.05mの土層に存在したが、0.05m以下にもわずかに含まれていた。¹³⁷Csの分布はワラビ群落も同様と考えられることから深さ0.05～0.1mの土壌の¹³⁷Cs濃度は0ではないので、上記の仮定では過小な推定値が得られる可能性がある。一方、土壌の容積重は深さ0～0.05m土壌の方が小さい（後述）のでこの仮定では過大な推定値が得られる可能性がある。推定される土壌¹³⁷Cs量にはこうした不確実性がある。

本研究で、ADRや¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、⁴⁰K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2015年、2016年に福島県が採取した試料を含め、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有意水準を $P < 0.05$ に設定してTukey-Kramer法で多重比較した。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 ワラビの生育の季節変化

葉の植物季節：対照区では葉が2017年5月初めに現れた（Fig. 6）。葉数は5月末まで急増し、以降11月に葉が枯れるまで 15 m^{-2} ほどで推移した（Fig. 7）。幼葉の葉数密度は5月中旬が最大で、以降低下した（Figs. 6, 7）。5月下旬から成葉（開葉段階D）が優勢になった。6月末には葉はほぼ展開し終わり、葉群の上からは地表が殆ど見

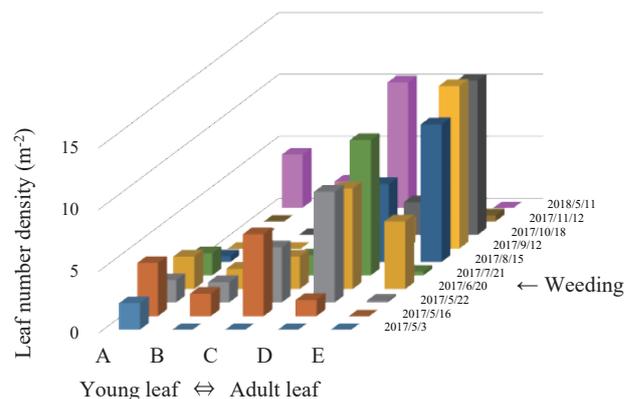


Fig. 6. 開葉段階別のワラビの葉数密度の季節変化（IO試験地対照区）

Seasonal changes in *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* leaf number density by leaf-opening stage (IO research site).

葉数密度はIO試験地の対照区（IO-1～3）の平均。A～Eはワラビの開葉段階を示し、AからEに向かって開葉が進む。

Values are the mean leaf number densities in the control plots (IO-1-3). A to E indicate the leaf-opening stage of bracken; the leaf opening progresses from A to E.

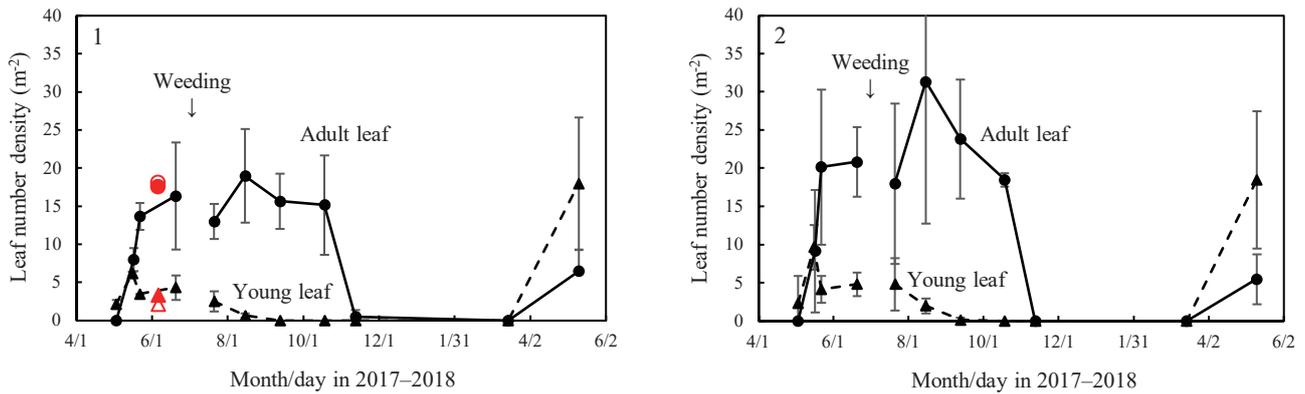


Fig. 7. ワラビの葉数密度の季節変化

Seasonal changes in *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* leaf number density.

1: 対照区, 2: カリウム (K) 施用区。--▲--: IO 試験地の主調査区の幼葉 (開葉段階 A、B) の平均、—●—: 同成葉 (同 C ~ E)。△: IM 試験地の主調査区の幼葉、○: 同成葉。▲: IU 試験地の主調査区の幼葉、●: 同成葉。バーは平均値の標準偏差 (SD)。IM と IU 試験地の主調査区は K 非施用であるので IO 対照区に対応させた。

1, control; 2, with potassium application. --▲-- mean values for young leaves (leaf-opening stages A and B) in IO; —●— adult leaves (leaf-opening stages C-E) in IO; △, young leaves in IM; ○, adult leaves in IM; ▲, young leaves in IU; and ●, adult leaves in IU. Bars represent the standard deviation of the mean. The plots at the IM and IU research sites had no potassium application; they correspond to the IO control plots.

えなくなった。しかし、IO 試験地の大半で 6 月下旬に群落が刈払いされ、7 月は再び幼葉が増えた。幼葉は 8 月中旬まで見られた (Fig. 7)。開葉段階 D の葉が最多の状態は 6 月末の全面刈払いを挟んで 7 月末まで続いた。開葉段階 E の葉が最多となったのは 8 月で、8 月の葉には子嚢堆が見られた。このときの植被率は 100% でワラビの植被率は 60 ~ 90% であった。葉は 10 月中旬には開葉段階 E の葉だけになり、11 月中旬までにはほぼ全て枯れた (Fig. 6)。11 月中旬の地下茎に見られた来春以降のための芽数密度は 88 ± 41 芽 m^{-2} ($n = 3$) であった。

なお、IO 試験地に点在する花崗岩の巨石周りなどでは刈払いが及ばず、踏み付けのような強い攪乱もなかった場所があり、そのワラビの育ちから刈払いが行われなかった場合のワラビの生育を探ることができる。そうした場所では幼葉は 6 月以降殆ど出ず、葉の寿命は春から 11 月までの最大 6 ~ 7 か月に及んだ。

幼葉の性質: 対照区の幼葉は 2017 年 5 月初めから 7 月下旬までの 3 か月に亘って見られ、その間、幼葉の含水率は約 9 割であり変わらなかった (Fig. 8)。5 月 22 日の幼葉の含水率は葉身 (ホダ) が 85% で、葉柄の上中部 (93%) や基部 (91%) より低かった (Table 1)。また、各部位が幼葉の絶乾重に占める割合は、葉身が 0.15、葉柄上中部が 0.40、基部が 0.45 であった (Table 1)。成葉の含水率は葉の発育とともに減少し、6 月以降は 8 割弱で安定していた (Fig. 8)。

バイオマス: 対照区のワラビの葉バイオマス、地下器官バイオマスは季節変化のパターンが逆で、対応して季節変化した (Fig. 9a1)。すなわち、夏に向けて葉バイオマスが増えるときに地下器官バイオマスは減り、2017 年 6

月下旬の刈払いを挟んで葉バイオマスがバイオマス全体の 4 割ほどで高止まりしているときに地下器官は低いままで、秋になって葉バイオマスが減るときに地下器官バイオマスは増える傾向があった。成葉に比べ幼葉のバイ

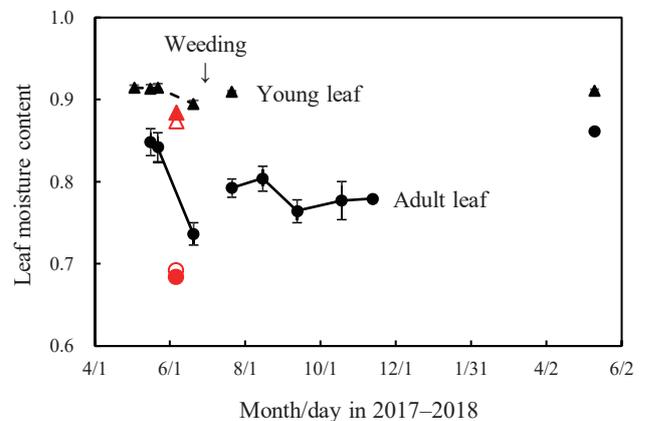


Fig. 8. ワラビの葉の含水率の季節変化

Seasonal changes in *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* leaf moisture content.

--▲--: IO 試験地の主調査区の対照区の幼葉 (開葉段階 A、B)、—●—: 同成葉 (同 D、E)。△: IM 試験地の主調査区の幼葉、○: 同成葉。▲: IU 試験地の主調査区の幼葉、●: 同成葉。バーは平均値の標準偏差 (SD)。

--▲-- young leaves (leaf-opening stages A and B) in IO control plots; —●— adult leaves (leaf-opening stages D and E) in IO control plots; △, young leaves in IM; ○, adult leaves in IM; ▲, young leaves in IU; and ●, adult leaves in IU. Bars represent the standard deviation of the mean.

Table 1. 幼葉の各部位の含水率と重量割合
Moisture contents and weight ratios of each part of young leaves.

1) 水重量 / (水重量 + 乾物重量)。2) 収穫時に容易に折り取れる部分が境目。
 1) $\text{weight}_{\text{water}} / (\text{weight}_{\text{water}} + \text{weight}_{\text{dry matter}})$. 2) The boundary between the middle to upper part and the base is where the plant is easily broken off at harvest.

Part	Water content ¹⁾ , %			Weight ratio of parts to the whole		
	IO	IM	IU	IO	IM	IU
Leaf blade	85	85	86	0.15	0.14	0.19
Middle to upper part of petiole ²⁾	93	92	91	0.40	0.28	0.24
Petiole base ²⁾	91	86	87	0.45	0.58	0.57

オマスはわずかに (Fig. 9a1) で6月が最大であった。ワラビの全草バイオマスは刈払いによる一時的な減少と回復を除くと、一年を通して概ね一定の幅で推移した (Fig. 9b1)。3つの主調査区で測定期首 (2017年5月3日) と期末 (2017年5月11日) の全草バイオマスを比較したところ、2つは増加、1つは減少で、平均値に有意差はなかった ($P = 0.356, n = 3$)。

ワラビが群落に占めるバイオマス比: ワラビ / 群落 (全植物種) バイオマス比に特段の季節変化はなく、2017年5月3日~2018年5月11日の測定11回の平均は対照区 (IO-1~3平均) で 0.78 ± 0.14 ($0.57 \pm 0.33 \sim 0.93 \pm 0.03, n = 11$)、K施用区 (IO-4~6平均) は 0.91 ± 0.09 ($0.79 \pm 0.22 \sim 0.94 \pm 0.04, n = 11$) で有意差はなかった ($P = 0.241$) が、後者がやや大きいようであった。2017年8月の群落

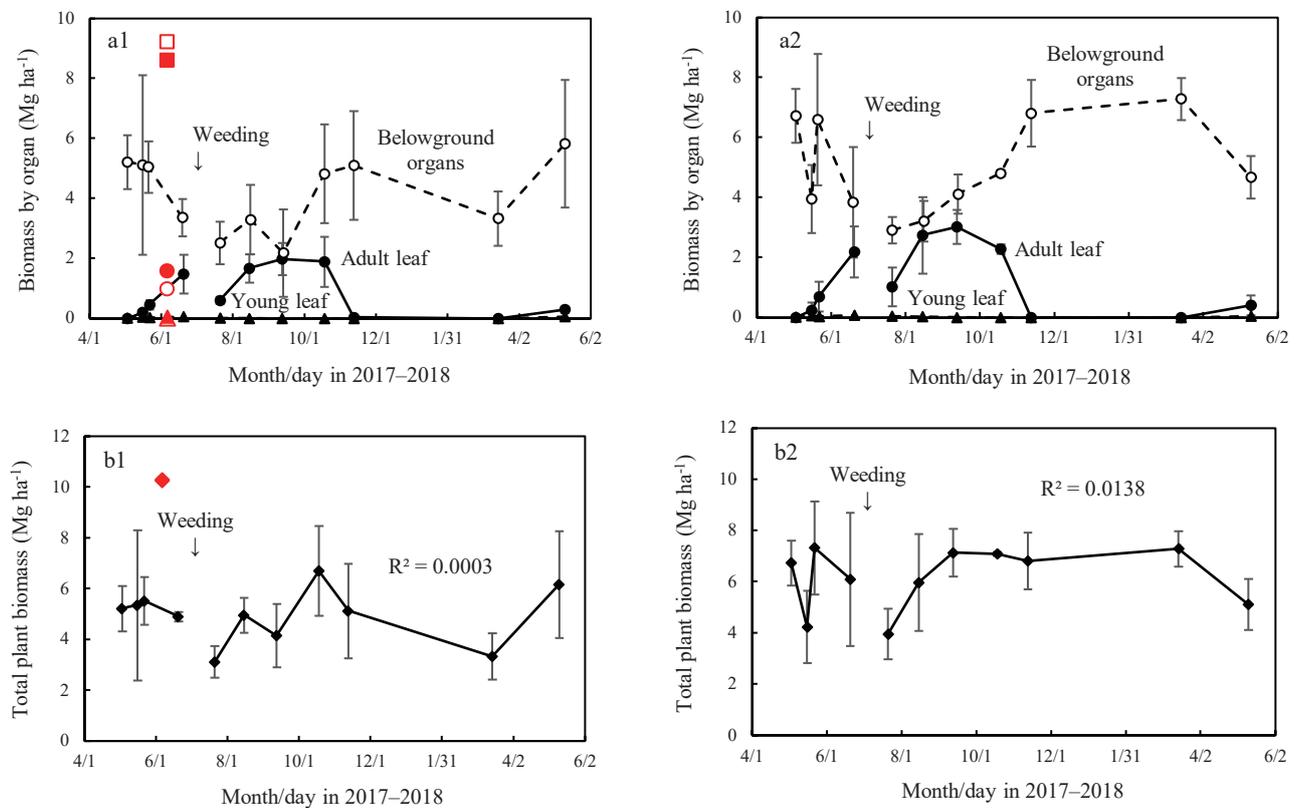


Fig. 9. ワラビの幼葉、成葉、地下器官別、および全草バイオマスの季節変化 (IO 試験地の対照区とカリウム施用区、IM、IU 試験地)

Seasonal changes in young leaves, adult leaves, belowground organs, and total plant biomass of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* (IO, control and with potassium application; IM and IU).

a1 器官別 (IO 対照区)、b1 全草 (同)、a2 器官別 (IO カリウム施用区)、b2 全草 (同)。--▲--: 幼葉 (開葉段階 A、B)、—●—: 成葉 (同 C~E)、--○--: 地下器官、—◆—: 全草。△: 幼葉 (IM)、○: 成葉 (IM)、□: 地下器官 (IM)、◇: 全草 (IM)、▲: 幼葉 (IU)、●: 成葉 (IU)、■: 地下器官 (IU)、◆: 全草 (IU)。バーは平均値の標準偏差 (SD)。IM と IU 試験地の主調査区はカリウム非施用であるので IO 対照区に対応させた。

a1, biomass by organ (IO control plots), and b1, total plant biomass (ibid.); a2, biomass by organ (IO plots with potassium application), and b2 total plant biomass (ibid.). --▲-- young leaves (leaf-opening stage A and B); —●— adult leaves (leaf-opening stage C~E); --○-- belowground organs; and —◆— entire plant. △, young leaves; ○, adult leaves; □, belowground organs; and ◇, entire plant in IM. ▲, young leaves; ●, adult leaves; ■, belowground organs; and ◆, entire plant in IU. Bars represent the standard deviation of the mean. The plots at the IM and IU research sites had no potassium application; they correspond to the IO control plots.

の植被率は対照区も施用区も 100% で変わらなかったが、ワラビの植被率は対照区が 60 ~ 90% で、施用区の 90 ~ 100% より小さかった ($P = 0.065$)。ワラビ以外で大きなバイオマスを占める植物はヨウシュヤマゴボウ、オオイヌタデ (*Persicaria lapathifolia* var. *lapathifolia*)、イタドリなど大型の夏緑性多年草で、種構成は対照区と施用区で大差なかった。

カリウム施用区：発芽時期や開葉の進み方は対照区と変わらなかったが、2017 年 5 月から 11 月の葉数密度は 20 ~ 30 枚 m^{-2} で対照区より大きい傾向があった (Fig. 7-2)。ただ、上記の通り、対照区はワラビ以外の植物がやや多かった。それがワラビの葉数が少ない理由と考えられることから、上記のワラビ/群落バイオマス比を利用して対照区の葉数密度を 0.78 で除し、施用区の葉数密度を 0.91 で除して両区を比較する (これは群落の植物が全てワラビであったと仮定したことになる。この仮定を以下ではワラビ比補正と呼ぶ) と、2017 年 6 月下旬の K 施用前の測定 4 回 ($P = 0.859$, $n = 4$)、施用後の測定 7 回 ($P = 0.683$, $n = 7$) いずれも、対照区と施用区の間でワラビの葉数密度の平均値に有意差はなかった。K 施用区でも、ワラビの葉の植物季節や含水率、葉バイオマスと地下器官バイオマスの対応した季節変化 (Fig. 9a2)、全草バイオマス (Fig. 9b2) の測定期間を通した変化の傾向などは、対照区と同様であった。施用区の 2017 年 11 月中旬の地下茎に見られた芽数密度は 149 ± 79 芽 m^{-2} ($n = 3$) で対照区と有意差はなかった ($P = 0.301$)。バイオマスの平均値は対照区よりいくらか大きいようであったが、有意差はなかった (K 施用前 $P = 0.293$, $n = 4$; 施用後 $P = 0.069$, $n = 7$)。ワラビ比補正後のバイオマスでは、差がより小さくなった (K 施用前 $P = 0.687$, $n = 4$; 施用後 $P = 0.677$, $n = 7$)。なお、このワラビ比補正後のバイオマスの値は、ワラビ群落バイオマスに等しい。

イノシシ攪乱地の植物：2017 年春にイノシシが地面を掘ってワラビの地下茎を食べた場所でワラビは殆ど発芽しなかった。代わりに、同年 5 月以降、夏一年草のベニバナボロギク (*Crassocephalum crepidioides*) やオオイヌタデ、少し遅れてダンドボロギク (*Erechtites hieracifolia*) が優占し、結実した。2018 年はこれらの種の実生がイノシシ攪乱地の周囲に広がった。イノシシ攪乱地には少数ながらヨウシュヤマゴボウやススキ (*Miscanthus sinensis*) など大型の夏緑性多年草が定着した。

ワラビの地下器官の分布：リター層、第 1 ~ 3 各土層に分布するワラビの根の乾重量比 (2017 年 9 月) はいずれも対照区と施用区間で有意差がなく ($P = 0.087 \sim 0.33$)、両区を合わせて求めた比はリター層が 0.15 ± 0.03 、第 1 土層が 0.05 ± 0.02 、第 2 土層が 0.70 ± 0.05 、第 3 土層が 0.10 ± 0.04 で、根の大半は地下茎が集まる第 2 土層に分布していた。乾重 1 g 当たりの根長はリター層の根が 26 m (IO-5、有機物の少ない黄色味の強い土) と 34 m (IO-6、有機物を多く含む黒色の土)、第 2 土層の根が 12 m (IO-5)

と 14 m (IO-6) で、同じ乾重量でも長さには約 2 倍の違いがあった ($P = 0.054$, $n = 2$)。土の色は関係があるとは言えなかった ($P = 0.722$, $n = 2$)。土壌の容積重は第 1 土層 (0.47 ± 0.03 dry $g\ cm^{-3}$, $n = 6$) と比べて第 2 土層 (0.56 ± 0.06 dry $g\ cm^{-3}$, $n = 6$)、第 3 土層 (0.57 ± 0.04 dry $g\ cm^{-3}$, $n = 6$) で大きく ($P < 0.0058$)、第 2 土層にある地下茎から上向きに伸びる根が細く、下向きに伸びる根が概して太い (Fig. 4 右) ことと対応していた。枯死/生存地下器官量比は対照区—施用区間 ($P = 0.121$)、2017 年 9 月—翌年 3 月間 ($P = 0.481$) とともに値に有意な違いはなく、全体では平均 0.316 ± 0.290 であった。

IM、IU 試験地のワラビの生育：2017 年 6 月 6 ~ 7 日のワラビは、IO 試験地の同年 5 月 22 日や 6 月 20 日のワラビと比べて、成葉数密度に大差はなく、幼葉数密度は IO 試験地より小さかった (Fig. 7-1)。開葉段階は IM 試験地の主調査区はいずれも D が最多で、次いで C が多く、IU 試験地の主調査区では 4 中 3 つで D、一つで C が最多で、IO 試験地と比べ、植物季節の進みが半月遅かった。また、IM、IU 試験地では IO 試験地と比べ、幼葉、成葉ともに含水率が低く (Fig. 8)、葉のバイオマスは同程度であるのに、地下器官バイオマスが多く、全草バイオマスも多かった (Fig. 9a1, b1)。幼葉は IO 試験地の幼葉と比べて、葉柄基部の含水率が低く、重量割合は葉柄中上部が小さく、基部は大きかった (Table 1)。ワラビが群落バイオマスに占める割合 (地点数) は、2017 年 6 月 7 日の IM 試験地で 0.517 ± 0.105 ($n = 4$)、IU 試験地は 0.684 ± 0.107 ($n = 4$) で、IO 試験地と比べてワラビが少なかつた。ワラビを含む植物群落バイオマスは IM 試験地で 19.5 ± 6.5 ($10.5 \sim 24.6$, $n = 4$) $Mg\ ha^{-1}$ 、IU 試験地で 15.2 ± 3.1 ($12.3 \sim 19.2$, $n = 4$) $Mg\ ha^{-1}$ であった。ワラビと混生する主な種は 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*) であった。

3.2 ワラビ群落のバイオマス代謝回転率、寿命

対照区の 2017 年 5 月と 2018 年 5 月のバイオマスに大きな違いはなく (Fig. 9b1)、(1) 式の期末バイオマス—期首バイオマスは 0 と見なせることから、NPP は期間中の枯死脱落量にほぼ等しい。期間中のワラビ葉の枯死脱落量は、先述の通り、IO 試験地の対照区の 2017 年 6 月刈払い前の 6 月 20 日のワラビの葉量 (1.60 ± 0.67 $Mg\ ha^{-1}$, $n = 3$) と 8 ~ 10 月のワラビの最大葉量 (2.06 ± 0.56 $Mg\ ha^{-1}$, $n = 3$) の合計で近似できる。地上部 (葉) NPP は 3.66 ± 0.87 $Mg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ ($n = 3$) と推定された。ワラビ比補正 (0.78 ± 0.14 で除す) 後の地上部 NPP は 4.72 ± 1.42 $Mg\ ha^{-1}\ y^{-1}$ ($n = 3$) であった。地下器官については、(2) 式の枯死地下器官の消失速度 k をリターバック法により次のように求めた。埋土後の枯死地下器官の重量減少は 4 月に埋土した場合も 9 月に埋土した場合も経過日数にとも

なう重量減少のパターンはよく似ていた (Fig. 10)。ただし 2018 年 12 月 1 日～2019 年 4 月 4 日は殆ど重量減少しなかった。そこで低温期 (12 月 1 日～4 月 4 日) を除いたデータを合わせて指数関数で近似したところ、回帰線の傾きは 0.00898 で回帰式の R^2 は 0.9751 と高く、有意 ($P < 0.001$) であった。4 月から 11 月にかけての 8 か月はこの傾きの速度で枯死地下器官が消失すると見なし、この間の k 2.19 (0.00898×243 日) を求めた。また、12 月から翌年 3 月は分解が進まないで見なし、この間の k を 0 とした。2017 年 5 月 3 日～2018 年 5 月 11 日の平均地下器官量 $4.34 \pm 0.37 \text{ Mg ha}^{-1}$ をワラビ比補正した $5.58 \pm 1.13 \text{ Mg ha}^{-1}$ に、2017 年 9 月と 2018 年 3 月の枯死/生存地下器官量比の平均値 0.304 ± 0.035 を乗じ、平均枯死地下器官量 (F) $1.69 \pm 0.40 \text{ Mg ha}^{-1}$ が得られた。これらを (2) 式に代入し、 L_0 $8.94 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ が得られた。群落バイオマス NPP は 4.72 (地上部) + 8.94 (地下部) = $13.66 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ と推定された。これをワラビ比補正済みの群落バイオマスの年平均値 $6.65 \pm 1.76 \text{ Mg ha}^{-1}$ で除し、群落バイオマスの平均的な代謝回転率 2.05 y^{-1} を求めた。その逆数は成長と枯死により群落バイオマスが全て置き換わるのに要する時間 (平均寿命) で 0.487 (y) であった。また、群落地下部 NPP をワラビ比補正済みの地下部バイオマスの年平均値 5.58 Mg ha^{-1} で除し、平均的な群落地下部の代謝回転率 1.60 (y^{-1}) を求めた。その逆数は群落地下部バイオマスの平均寿命で 0.624 (y) であった。

3.3 ワラビ群落の ADR

IO 試験地の ADR (地上高 1 m) は主調査区 (IO-1～6) 間で異なり ($P < 0.001$)、IO-1 と IO-2 (いずれも $0.23 \pm 0.01 \mu\text{Sv h}^{-1}$) が高く ($P < 0.005$)、IO-3 が最小 (0.16 ± 0.02

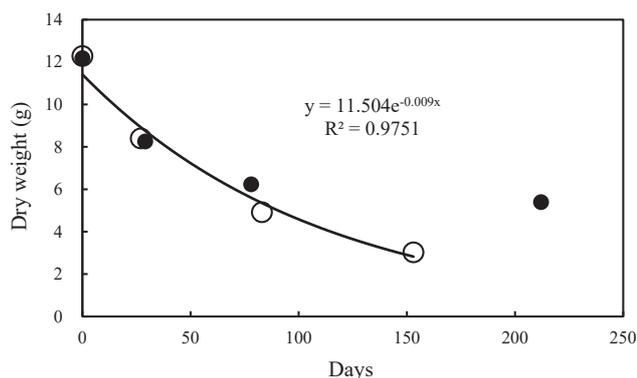


Fig. 10. 埋土したワラビ枯死地下器官の分解過程と埋土季節の影響

The decomposition of dead *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* belowground organs buried in soil, and the effect thereon of season when buried.

○: 埋土期間 Apr 14 ~ Sep 14 2018、●: 同 Sep 14 2018 ~ Apr 13 2019。
○, buried Apr 14 to Sep 14 2018; ●, buried Sep 14 2018 to Apr 13 2019.

$\mu\text{Sv h}^{-1}$) ($P < 0.034$)、IO-4～6 は中位 ($0.18 \pm 0.01 \sim 0.19 \pm 0.01 \mu\text{Sv h}^{-1}$) であった。また、主調査区の平均値は 2017 年 5 月 3 日 ($0.20 \pm 0.03 \mu\text{Sv h}^{-1}$) から 7 月 21 日 ($0.19 \pm 0.03 \mu\text{Sv h}^{-1}$) の間、低下する傾向があった ($P = 0.059$)。

3.4 ワラビの ^{137}Cs 、 ^{40}K の季節変化

ワラビの ^{137}Cs 濃度、量: 対照区のワラビ ^{137}Cs 濃度 (Fig. 11a1) は、2017 年 4～5 月は幼葉が地下器官より高かったが、幼葉濃度は初夏に向けて急降下し、地下器官濃度より低くなった。2017 年 6 月下旬の刈払い後の幼葉は再び地下器官より高くなった。成葉の ^{137}Cs 濃度は幼葉と同じように時間とともに低下し、刈払い後に高くなった後再び低下し、8 月には地下器官より低濃度になった。成葉濃度は落葉前の 10 月に急上昇した。2017 年 5 月と翌年 5 月のワラビ全草 ^{137}Cs 濃度 (Fig. 11c1) を比べると、3 主調査区いずれも濃度は低下していた (2018 年 5 月/2017 年 5 月の ^{137}Cs 濃度比 $0.56 \sim 0.83$)。2017 年 5 月～2018 年 5 月間の全草 ^{137}Cs 濃度の時間的変化を指数関数で近似したところ、回帰線の傾きは有意であった (Fig. 11c1): ワラビ全草 ^{137}Cs 濃度 = $1316 \exp(-0.000860 \text{ Time})$ ($R^2 = 0.3858$, $P = 0.023$, $n = 11$) (3)。ただし、Time は 2011 年 3 月 11 日からの日数(days)。(3) 式を予測モデルとすると、ワラビ全草 ^{137}Cs 濃度は前年を 1 としたとき 1 年で 0.73 に低下する計算になる。

ワラビの ^{137}Cs 量 (Fig. 11e1) はバイオマスの季節変化を反映して、2017 年春に葉の ^{137}Cs 量が増えるときに地下器官 ^{137}Cs 量が減り、葉 ^{137}Cs 量が多い間は地下器官中の量が少なく、同年 11 月に葉 ^{137}Cs 量が減るとき地下器官中の量が回復するようであった。また、直前の 10 月に葉 ^{137}Cs 量にピークがあった。ワラビ全草 ^{137}Cs 量 (Fig. 11g1) を 2017 年 5 月と翌年 5 月で比べると、対照区では 3 主調査区いずれでも減少していた (2018 年 5 月/2017 年 5 月の ^{137}Cs 量比 $0.81 \sim 0.99$)。ただ、2017 年 5 月～2018 年 5 月間の全草 ^{137}Cs 量の時間的変化を指数関数で近似したところ、回帰線の傾きは有意でなかった ($R^2 = 0.0619$, $P = 0.461$, $n = 11$) (Fig. 11g1)。

K 施用区では、対照区と比較して全体に ^{137}Cs 濃度は低目であったが、幼葉や成葉、地下器官といった部位ごとの ^{137}Cs の濃度や量の時間的変化のパターン (Fig. 11a2,e2) は対照区の場合と似ていた。ワラビの ^{137}Cs 濃度に及ぼす K 施用の影響については後 (3.5) で解析する。

幼葉と成葉の ^{137}Cs 濃度の季節変化 (Fig. 11a1,a2) を見ると、先述の通り、幼葉の濃度は成葉がまだない 2017 年 5 月上旬に最も高かった ($328 \pm 242 \text{ Bq dry kg}^{-1}$, $n = 6$)。しかし、成葉がある時期は、成葉濃度より高い場合も低い場合もあり、全体としては幼葉と成葉の ^{137}Cs 濃度に違いがあるとは言えないようであった。

ワラビの ^{40}K 濃度、量: 対照区のワラビの ^{40}K 濃度は幼葉で高く、成葉、地下器官の順に下がる部位間の違いがあった (Fig. 11b1)。枯死葉の濃度はさらに低かった。生

きた部位の濃度は時間とともに低下する傾向があり (Fig. 11b1)、刈払いでいったん上昇しても、再び時間とともに低下した。地下器官は葉が枯死した2017年11月以降、2018年春に向けて濃度を回復した。対照区の3主調査区でワラビ全草の⁴⁰K濃度 (Fig. 11d1) を2017年5月と翌年5月で比較したところ2つは高く、1つは低くなっており (2018年5月/2017年5月の濃度比0.96~1.25)、有意差はなかった ($P=0.320, n=3$)。

ワラビ⁴⁰K量の季節変化はバイオマスの季節変化を反映して変化した (Fig. 11f1)。対照区の3主調査区でワラビ全草⁴⁰K量 (Fig. 11h1) を2017年5月と翌年5月で比較したところ2つは増え、1つは減っており (2018年5月/2017年5月の量比0.90~1.80)、有意差はなかった ($P=0.320, n=3$)。

K施用区は対照区と比較すると、施用前4回測定での⁴⁰K濃度はどの部位も有意差がなく (Fig. 11b1,b2)、対照区一

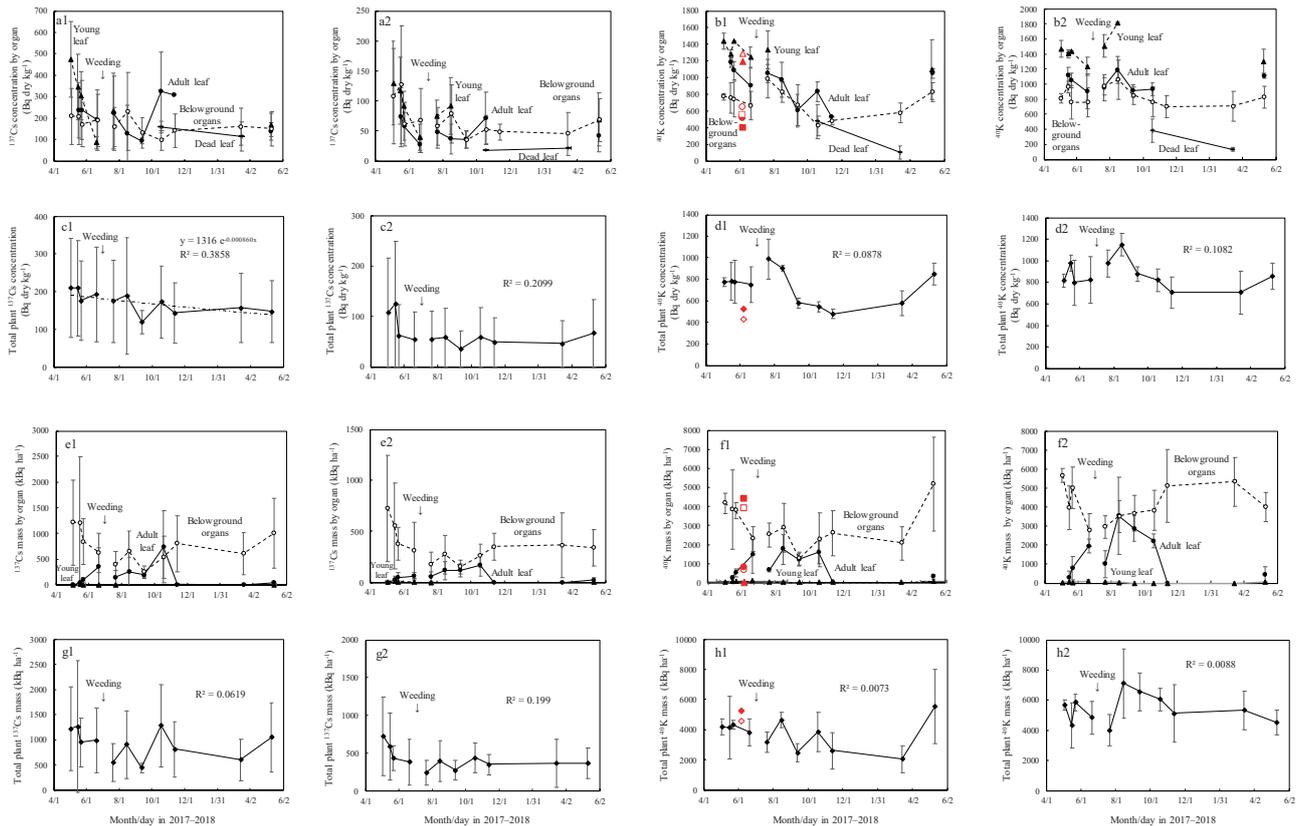


Fig. 11. ワラビの¹³⁷Cs、⁴⁰Kの濃度、量の季節変化 (IO 試験地の対照区とカリウム施用区、IM、IU 試験地の⁴⁰K) Seasonal changes in the concentrations and masses of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* biomass ¹³⁷Cs and ⁴⁰K (IO, control and with potassium application; IM and IU, ⁴⁰K).

a1: 器官別¹³⁷Cs濃度 (IO 対照区)、c1: 全草¹³⁷Cs濃度 (同)、e1: 器官別¹³⁷Cs量 (同)、g1: 全草¹³⁷Cs量 (同)、a2: 器官別¹³⁷Cs濃度 (IO カリウム施用区)、c2: 全草¹³⁷Cs濃度 (同)、e2: 器官別¹³⁷Cs量 (同)、g2: 全草¹³⁷Cs量 (同)、b1: 器官別⁴⁰K濃度 (IO 対照区、IM、IU)、d1: 全草⁴⁰K濃度 (同)、f1: 器官別⁴⁰K量 (同)、h1: 全草⁴⁰K量 (同)、b2: 器官別⁴⁰K濃度 (IO カリウム施用区)、d2: 全草⁴⁰K濃度 (同)、f2: 器官別⁴⁰K量 (同)、h2: 全草⁴⁰K量 (同)。--▲--: 幼葉 (開葉段階A、B)、—●—: 成葉 (同C~E)、--○--: 地下器官、---: 枯葉、—◆—: 全草。△: 幼葉 (IM)、○: 成葉 (IM)、□: 地下器官 (IM)、◇: 全草 (IM)。▲: 幼葉 (IU)、●: 成葉 (IU)、■: 地下器官 (IU)、◆: 全草 (IU)。バーは平均値の標準偏差 (SD)。IM と IU 試験地の主調査区はカリウム非施用であるので IO 対照区に対応させた。a1, ¹³⁷Cs concentrations by organ (IO, control); c1, total plant ¹³⁷Cs concentrations (ibid.); e1, ¹³⁷Cs mass by organ (ibid.); and g1, total plant ¹³⁷Cs mass (ibid.). a2, ¹³⁷Cs concentrations by organ (IO, with potassium application); c2, total plant ¹³⁷Cs concentrations (ibid.); e2, ¹³⁷Cs mass by organ (ibid.); and g2, total plant ¹³⁷Cs mass (ibid.). b1, ⁴⁰K concentrations by organ (IO, control; IM and IU); d1, total plant ⁴⁰K concentrations (ibid.); f1, ⁴⁰K mass by organ (ibid.); and h1, total plant ⁴⁰K mass (ibid.). b2, ⁴⁰K concentrations by organ (IO, with potassium application); d2, total plant ⁴⁰K concentrations (ibid.); f2, ⁴⁰K mass by organ (ibid.); and h2, total plant ⁴⁰K mass (ibid.). --▲-- young leaves (leaf-opening stage A and B); —●— adult leaves (leaf-opening stage C~E); --○-- belowground organs; --- dead leaves; and —◆— entire plant. △, young leaves (IM); ○, adult leaves (IM); □, belowground organs (IM); and ◇, entire plant (IM). ▲, young leaves (IU); ●, adult leaves (IU); ■, belowground organs (IU); and ◆, entire plant (IU). Bars represent the standard deviation of the mean. The plots at the IM and IU research sites had no potassium application; they correspond to the IO control plots.

施用区間を比較したときの P 値は幼葉 0.323、成葉 0.235、葉 0.966、地下器官 0.120 (各 $n = 4$) であったが、K 施用後は、2017 年 7 月から翌年 5 月までの幼葉 ($P = 0.053$, $n = 2$)、同年 8 月から翌年 5 月までの成葉 ($P = 0.058$, $n = 4$)、葉 ($P = 0.039$, $n = 4$)、地下器官 ($P = 0.011$, $n = 6$) の ^{40}K 濃度は施用区で高かった (Fig. 11b2)。全草 ^{40}K 濃度 (Fig. 11d1,d2) も同様であった (施用前 $P = 0.127$, $n = 4$ 。2017 年 8 月から翌年 5 月まで $P = 0.007$, $n = 6$)。 ^{40}K 量 (Fig. 11f2) では対照区より施用区のバイオマスが大きいのので数値の直接比較はできないが、地下器官や全草 ^{40}K 量が対照区 (Fig. 11f1,h1) では 2017 年 6 月の刈払い後、翌年 3 月まで漸減か低レベルで推移したのに対して、施用区 (Fig. 11f2,h2) では刈払いと K 施用後に量が増え、高いレベルで推移していた。ただ、2018 年 5 月には施用の有無による違いは見られなくなった。

IM、IU 試験地のワラビの ^{137}Cs 、 ^{40}K : IM、IU 試験地 (2017 年 6 月 6~7 日) のワラビは IO 試験地 (同年 5 月 22~23 日) と比べ、全草 ^{137}Cs 濃度が高かった (IM, $3091 \pm 1562 \text{ Bq dry kg}^{-1}$, $n = 4$; IU, $2095 \pm 1694 \text{ Bq dry kg}^{-1}$, $n = 4$)。全草 ^{137}Cs 量は IM で $17199 \pm 10731 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$)、IU が $8020 \pm 6398 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$)、ワラビ比補正後の群落 ^{137}Cs 量は IM で $33267 \pm 21832 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$)、IU が $11725 \pm 9530 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$) であった。 ^{40}K 濃度の部位間の序列は IO と同様であったが、IM と IU ではどの部位も ^{40}K 濃度が IO より低かった (Fig. 11b1,d1)。全草 ^{40}K 量は IM で $4617 \pm 2457 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$)、IU が $5295 \pm 2026 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$) (Fig. 11h1) で、IM、IU 試験地は IO 試験地よりワラビのバイオマスが大き (Fig. 9a1,b1) ことから全草 ^{40}K 量は IO とあまり変わらなくなった。ワラビ比補正後の群落 ^{40}K 量は IM が $8930 \pm 5088 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$)、IU が $7741 \pm 3198 \text{ kBq ha}^{-1}$ ($n = 4$) であった。

3.5 ワラビの ^{137}Cs 濃度に及ぼすカリウム施用の影響

IO 試験地のワラビ全草 ^{137}Cs 濃度について、K 施用前の 2017 年 5 月 3 日から 6 月 20 日まで 4 回の測定時の平均濃度を 1 とし、施用後の 7 月 21 日以降の 7 回の測定 ^{137}Cs 濃度を相対値で表して時間的経過を求めたところ、K 施用後の 7 回の測定中 6 回で施用区 ^{137}Cs 濃度が低く、期間を通じた施用区 / 対照区 ^{137}Cs 濃度比 (7 測定回の平均値) は 0.76 ± 0.11 ($n = 7$) で、対照区と比べて施用区の濃度が低い傾向は有意 ($P = 0.0024$, $n = 7$, Fig. 12) であった。ただ、施用から約 10 か月後の 2018 年 5 月は違いが見られなくなった。同様の解析を幼葉、成葉、葉、地下器官について行ったところ、幼葉は対照区、施用区ともに試料が得られた 2 回の測定中 2 回とも施用区で ^{137}Cs 濃度が低かった ($P = 0.38$, $n = 2$; 施用区 / 対照区濃度比 0.72 と 0.93)。成葉も 2 回の測定中 2 回とも施用区で濃度が低かった ($P = 0.27$, $n = 2$; 施用区 / 対照区濃度比 0.49 と 0.69)。幼葉と成葉を分けずに葉とした場合は 5 回いずれも施用区で濃度が低かった ($P = 0.057$, $n = 5$; 施用区 / 対照区

濃度比 0.65 ± 0.16)。地下器官では 7 回の測定中 5 回で施用区の濃度が低かった ($P = 0.049$, $n = 7$; 施用区 / 対照区濃度比 0.84 ± 0.22)。このように部位ごとでも全草と同じ傾向が見られた。

3.6 土層区分に沿ったワラビの地下器官と土壌の特徴 (地下器官、枯死地下器官の ^{137}Cs 、土壌の ^{137}Cs 、容積重、交換性 K 濃度)

土層を区分して測定したのは 2017 年 9 月と 2018 年 3 月の 2 回で、土壌の測定は後者のみである。2 回とも測定した地下器官量と枯死地下器官量は、いずれも、2 回の測定間で有意な違いがなかった (地下器官量は対照区 $P = 0.69$ 、施用区 $P = 0.079$ 、枯死地下器官量は対照区 $P = 0.83$ 、施用区 $P = 0.20$)。

地下器官の ^{137}Cs : 2017 年 9 月の根 ^{137}Cs 濃度は、第 1 土層で最も高く ($532 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、主調査区混合試料)、第 2 土層はその 19% ($99 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、対照区混合試料値、施用区混合試料値の平均)、第 3 土層は 8% ($42 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、主調査区混合試料) と低下した。絶乾重で重み付けして求めた、根の加重平均濃度は $179 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ であった (リター層中の根は ^{137}Cs 濃度を測定していないので、第 1 土層の根と同じ濃度と仮定した)。地下茎は全て第 2 土層にあり、その ^{137}Cs 濃度 ($220 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、対照区混合試料値、施用区混合試料値の平均) は根の平均濃度より少し高かった。地下器官 ^{137}Cs 濃度 (地下茎と根の ^{137}Cs 濃度を絶乾重で重み付けして求めた) は $218 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ であった。一方、枯死地下器官の ^{137}Cs 濃度は $113 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ (主調査区平均) で、地下器官 ^{137}Cs 濃度の約半分 (52%) であった。枯死地下器官の ^{137}Cs 量は地下器官 ^{137}Cs 量の 13% に相当した。新たに枯死する地下器官の ^{137}Cs 濃度は地下器官 ^{137}Cs 濃度 ($218 \text{ Bq dry kg}^{-1}$) と枯死地下器官 ^{137}Cs 濃度 ($113 \text{ Bq dry kg}^{-1}$) の間にあると考えられることから、それぞれに先述の地下器官脱落量 ($8.94 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) を乗じると $1.9 \text{ MBq ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 、 $1.0 \text{ MBq ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ となる。枯死する地下器官から土壌への ^{137}Cs 供給量は、この 2 値の間にあることになる。

土壌の容積重: 2018 年 9 月の土壌の容積重は、対照区—K 施用区間で有意差がなかった ($P = 0.207$)。対照区と K 施用区を合わせた主調査区の容積重は、土層間で有意差があり ($P < 0.001$)、第 1 土層の値が小さかった ($P < 0.006$)。平均容積重は第 1 土層が 0.43 ± 0.02 ($0.40 \sim 0.45$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、第 2 土層は 0.49 ± 0.03 ($0.44 \sim 0.53$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、第 3 土層は 0.49 ± 0.03 ($0.46 \sim 0.53$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ であった (n はいずれも 6)。

土壌の交換性 K 濃度: 2018 年 9 月の土壌の交換性 K 濃度は、対照区—K 施用区間、3 土層間でいずれも有意差があり、濃度は対照区より K 施用区で高く ($P = 0.002$)、浅い土層ほど高かった ($P < 0.001$)。平均濃度は対照区の第 1 土層が 0.88 ± 0.12 ($0.78 \sim 1.0$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、第 2 土層が 0.36 ± 0.05 ($0.21 \sim 0.40$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、第 3 土層は $0.28 \pm$

0.05 (0.23 ~ 0.33) cmol_c kg⁻¹、K 施用区の第 1 土層が 1.3 ± 0.34(0.95 ~ 1.6) cmol_c kg⁻¹、第 2 土層は 0.71 ± 0.20(0.53 ~ 0.92) cmol_c kg⁻¹、第 3 土層は 0.51 ± 0.19 (0.32 ~ 0.70) cmol_c kg⁻¹ であった (*n* はいずれも 3)。

土壌と地下器官の ¹³⁷Cs 濃度: 2018 年 3 月の主調査区の土壌 ¹³⁷Cs 濃度は、第 1 土層で高く (1929 ± 620 Bq dry kg⁻¹, *n* = 6)、第 2 土層は 6% (109 ± 80 Bq dry kg⁻¹, *n* = 6)、第 3 土層は 3% (56 ± 46 Bq dry kg⁻¹, *n* = 6) と低下した。根の 7 割が存在した第 2 土層に着目すると、ワラビの地下茎の ¹³⁷Cs 濃度 (220 Bq dry kg⁻¹) は土壌の ¹³⁷Cs 濃度より高かった。枯死地下茎の濃度データがないので、枯死地下器官 / 地下器官濃度比 (0.58) を参考に、枯死地下茎の濃度を地下茎の 1/2 と仮定すると、ワラビの枯死地下茎の濃度は 110 Bq dry kg⁻¹ で、土壌の濃度 (109 ± 80 Bq dry kg⁻¹) と変わらなかった。

3.7 福島県の実証調査データの利用によるワラビ ¹³⁷Cs 濃度の経年変化、群落リター層、土壌の ¹³⁷Cs 量の推定

ワラビ ¹³⁷Cs 濃度の経年変化: a 法による計算のため、対照区の成葉 ¹³⁷Cs 濃度の 2017 年の季節変化データ (Fig. 11a1) を用い、¹³⁷Cs 濃度の季節変化のパターンが年によって変わらないことを仮定して 2015 年 10 月の成葉 ¹³⁷Cs 濃度 358 ± 250 Bq dry kg⁻¹ から 2015 年 5 月の成葉 ¹³⁷Cs 濃度を 261 ± 183 Bq dry kg⁻¹ と推定した。同様に 2016 年 7 月の濃度 193 ± 147 Bq dry kg⁻¹ から 2016 年 5 月の濃度を 206 ± 157 Bq dry kg⁻¹ と推定した。IO 試験地の IO-7 ~ 18 追加調査区の 2017 年 5 月 22 ~ 23 日のワラビの成葉 ¹³⁷Cs 濃度は 125 ± 77 Bq dry kg⁻¹ で、主調査区と合わせた IO-1 ~ 18 の ¹³⁷Cs 濃度は 135 ± 99 (19 ~ 350, *n* = 18) Bq dry kg⁻¹ であった。以上、3 時点の成葉 ¹³⁷Cs 濃度から、成葉

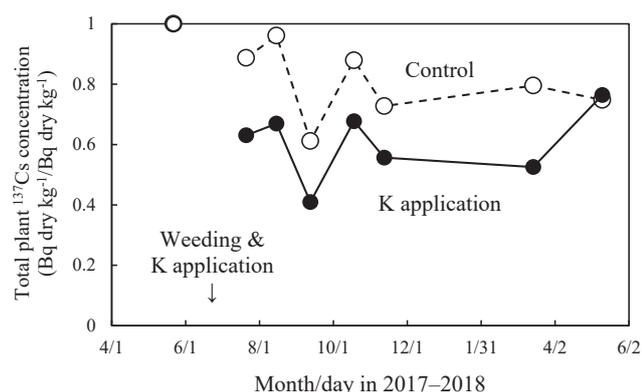


Fig. 12. カリウム施用前後のワラビの全草 ¹³⁷Cs 濃度の季節変化

Seasonal changes in total plant ¹³⁷Cs concentrations in *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* before and after potassium (K) application.

施用前の濃度に対する相対値。○: IO 試験地の対照区、●: IO 試験地のカリウム施用区。

Values relative to concentrations before K application.

○, IO (control); ●, IO (K applied).

¹³⁷Cs 濃度の経年変化を指数関数で近似して、次式を得た。

$$\text{成葉 } ^{137}\text{Cs 濃度} = 1803 \exp(-0.00113 \text{ Time})$$

$$(R^2 = 0.9848, P = 0.083, n = 3) \quad (4)$$

ただし、成葉 ¹³⁷Cs 濃度は Bq dry kg⁻¹、Time は 2011 年 3 月 11 日からの日数 (days)。

b 法では、2015 年 10 月の成葉 ¹³⁷Cs 濃度 358 ± 250 Bq dry kg⁻¹、2016 年 7 月の濃度 193 ± 147 Bq dry kg⁻¹、2017 年 5 月 22 ~ 23 日の成葉 ¹³⁷Cs 濃度 135 ± 99 (19 ~ 350) Bq dry kg⁻¹ の 3 時点の成葉 ¹³⁷Cs 濃度から、次式を得た。

$$\text{成葉 } ^{137}\text{Cs 濃度} = 5449 \exp(-0.00166 \text{ Time})$$

$$(R^2 = 0.9645, P = 0.107, n = 3) \quad (5)$$

(4, 5) 式はデータ数が少なく、いずれも回帰線の傾きは有意にならなかったが、式の説明力は高く、*P* 値も比較的小さかった。両式を予測モデルとすると、成葉 ¹³⁷Cs 濃度は前年を 1 としたとき、(4) 式では 0.66、(5) 式では 0.54 に低下すると予測された。これは (3) 式による IO 試験地の全草 ¹³⁷Cs 濃度の年低下予測 0.73 より、低下が速かった。

IO 試験地のリター層、土壌の ¹³⁷Cs 量: 福島県のデータにもとづいて、2015 年 7 月のリター層 ¹³⁷Cs 量は 197 ± 93 (20 ~ 433) MBq ha⁻¹、深さ 0 ~ 0.05 m の土壌の ¹³⁷Cs 量は 23 ± 10 (6.9 ~ 52) MBq ha⁻¹ と推定された。2015 年の時点では ¹³⁷Cs は主にリター層に存在していたことになる。2017 年 5 月のリター層 ¹³⁷Cs 量は 83.5 ± 21 (51 ~ 110) MBq ha⁻¹、深さ 0 ~ 0.05 m の土壌の ¹³⁷Cs 量は 274 ± 141 (120 ~ 490) MBq ha⁻¹ (清野ら 2021) で、¹³⁷Cs 量は 2017 年 5 月ではリター層より土壌の方が多かった。2015 ~ 2017 年の間の ¹³⁷Cs 量の年変化を指数関数で近似して年変化速度を求めると、前年を 1 としたときの年変化はリター層では 0.65 へ減少、深さ 0 ~ 0.05 m 土壌では 3.9 への増加であった。

4 考察

4.1 ワラビの生育とその季節性

ワラビのバイオマスは春から秋の開葉期には約 4 割が葉、残りの 6 割が地下部に存在し、全量では季節による変化が比較的小さかった (Fig. 9)。ワラビ群落は刈払い直後の一時期を除いて閉鎖し、年 2 回の全面刈払いによって樹木の増加は妨げられており、群落のバイオマスはほぼ一定に保たれていると考えられる。対照区ではワラビ以外の植物の割合が高かったため処理区と比べてワラビの葉数密度やバイオマスは小さめであったが、ワラビ比補正後の葉数密度やバイオマスでは区間に差がないことから、対照区と K 施用区間で土壌の養水分など植物の生長にかかわる環境条件に大差はなかったと考えられる。IO 試験地に多いヨウシュヤマゴボウは、鳥やタヌキ (高

概ら 2018) に果実を食べられ、種子散布される種である。対照区でワラビ以外の植物が多かったのは、周囲の森林と距離が近く、鳥獣類による種子供給の機会が多い(酒井ら 2013) ためと考えられた。

IO 試験地の対照区で秋に調べた単位面積当たりのワラビの地下茎中の芽数密度は 88 ± 41 芽 m^{-2} で、その半分が葉芽(赤池 2001) とすると、春から秋にかけての平均的な葉数密度約 15 枚 m^{-2} (Fig. 6) の約 3 倍の葉芽を前年秋に用意していることになる。こうした攪乱に対する備えが、日当たりの良い土地で陽性植物が発揮する大きな物質生産能力と相まって、いったん成立すると刈払いや踏みつけで地上部が損なわれても速やかに地上部を回復できる、ワラビの強い再生力を支えていると考えられる。ライバルとなる木本類は刈払いに必ずしも強くないので、刈払いや踏みつけなど地上部が損傷する出来事は、ワラビと他種との競争においてワラビに有利に働くであろう。IM、IU 試験地でワラビが群落の植物全体に占めるバイオマス比が IO 試験地と比べて小さかったのは、IM、IU 試験地では IO 試験地のように植物の刈払いが継続しては行われず、他種が抑制されにくかったためと考えられる。

一方、イノシシが地面を掘ってワラビの地下茎を食べた場所では、ワラビの回復が著しく遅れ、別の種が優占種になった。今回の観察期間は 2 年と短く、ヨウシュヤマゴボウなど大型の多年草の侵入は確認したものの優占するまでは追跡できなかったが、ワラビの回復後も勢力を維持できると思われた。2017 年春のいわき市のワラビ群落で局所的に優占していたヨウシュヤマゴボウやイタドリなどの大型多年草は、福島事故後にイノシシが表土を掘り返してワラビを衰えさせた場所に侵入・定着したものであると考えられた。

ワラビは山梨県の標高 703 m 地点では葉が枯れる 11 月中旬から 3 ~ 4 週間ほど休眠状態になる(雨宮ら 2002)。雨宮らの観察地で葉が枯れた 1997 年 11 月中旬 ~ 12 月上旬の旬平均気温 [大泉観測所の 1997 年観測値 11 月中旬 ~ 12 月上旬の観測値(気象庁 2020) から低減率 $0.55^{\circ}C$ $100 m^{-1}$ で推定] は早い順に 9.3、9.5、 $5.1^{\circ}C$ であった。これは IO 試験地(標高 600 ~ 650 m) で葉が枯れた 2017 年 10 月下旬から ~ 11 月中旬の旬平均気温 [小野新町観測所の 2017 年観測値(気象庁 2020) から同様に推定] が早い順に 11.3、7.8、 $4.3^{\circ}C$ であるのと大きくは変わらないことから、IO 試験地のワラビは 2017 年 10 月下旬から 11 月に休眠状態になった他は、成長を続けていたと考えられる。このことは 2017 年 5 月から翌年 5 月まで 11 測定回の土壌ブロック採取時の観察で、地下茎の切断面の外観(地下茎皮の内側に白い組織が見える。Fig. 5 左) や、生きた地下茎に対する枯死地下茎の嵩に特段の季節差が認められなかったことと符合する。なお、第 2 土層のワラビの地下茎から上向きに伸びる根が細く、下向きに伸びる根が概して太い(Fig. 5 右) という根の形態の違いは、土壌の容積重と対応していた。これは容積重が大きいと

根が伸びるときの土の機械的抵抗(飯嶋 1993) が大きいことを表していると考えられる。第 2 土層の根と比べリター層中の根の重量当たりの長さが約 2 倍と長いのも、リター層で根が伸びるときの機械的抵抗の小ささを表していると考えられる。

なお、地下器官のバイオマスが IO 試験地と比べて IM、IU 試験地で大きい(Fig. 9) 理由は明らかでない。試験地によって施肥や草刈り、表土攪乱など管理が異なることや、ワラビには多様な系統がある(赤池 2001) ので遺伝的な違いの影響もあるかもしれない。

4.2 ワラビ中の ^{137}Cs の時間的変化

ワラビ ^{137}Cs 濃度は部位ごとに見ると成長の季節性やバイオマス希釈(Bunzl and Krache 1989, 清野・赤間 2015) などを反映して変化傾向はさまざまであったが、全草では濃度は春に高く、翌春に向けて漸減した(Fig. 11c1)。全草 ^{137}Cs 量も春に多く、1 年後には減った(Fig. 11g1) が、時間的変化の傾きは有意にならなかった。これは刈払いなどによるバイオマス変化を反映して ^{137}Cs 量が大きく上下したためと考えられる。

ワラビでは樹下のフキ(*Petasites japonicus*) で見られたような夏の ^{137}Cs 濃度上昇が見られず、秋に葉の濃度が上昇した。フキは生育地が樹下の場合、夏の高温期に葉や全草 ^{137}Cs 濃度が大きく上昇し、上木がない場合はそうした上昇が見られなかった(清野・赤間 2015, 2017, 清野ら 2018)。これはフキのバイオマスの平均寿命が 0.5 ~ 0.6 年(清野ら 2018) と短く、環境中の ^{137}Cs の時間的変化が植物体濃度に現れ易いこと、高温で ^{137}Cs 吸収が大きくなる(Burger and Lichtscheidl 2018) とき、上木があると上木が供給した落葉落枝中の ^{137}Cs も合わせて吸収するので濃度上昇が大きくなるからと考えられている(清野・赤間 2015)。平均寿命がフキと同程度に短い(0.487 年) にもかかわらず、ワラビで夏期に顕著な濃度上昇が見られなかった(Fig. 11 a1,a2) のは、生育地に高木が少なく、高木からの落葉落枝供給が少ないこと、ワラビの根の大半が第 2 土層など土壌のやや深いところにあり、気温変化の影響を受けにくいことが理由と考えられる。一方、2017 年 10 月 ~ 11 月のワラビの成葉の濃度上昇について考えられる一つの理由は、葉が枯れるときの養分の回収である。葉の濃度が落葉直前の秋に盛夏より高い現象がコシアブラ(*Chengiopanax sciadophylloides*) (赤間・清野 2016) で報告されており、落葉直前に葉中の糖類などが幹に回収され葉の重量が減少するのに対して ^{137}Cs の回収は少ないため、相対的に濃度が上昇したと推察されている。同様の現象はスギ(*Cryptomeria japonica* var. *japonica*) の雄花殻(Kiyono et al. 2020) でも報告されており、雄花殻の ^{137}Cs 濃度は花粉飛散の直前(2 月) が、花粉の成熟する前年 11 月より高い。ワラビの葉の枯死前の ^{137}Cs 濃度の上昇は、ワラビでもコシアブラやスギ雄花と同様のことが起きていた可能性を示唆する。また、考え

られるもう一つの理由に、ワラビの胞子がこの時期に成熟することがあげられる。ワラビの胞子は、葉の縁に8月頃に形成される胞子嚢の中で作られる。胞子が成熟し、胞子嚢から体外に放たれるのは10月頃であるので、胞子形成に使われる他の物質とともに ^{137}Cs が葉に転流されていることが考えられる。さらに ^{137}Cs が胞子中に集まり、胞子とともに体外に出されているのだとしたら、ワラビの枯死葉の ^{137}Cs 濃度が成葉の濃度の半分以下と低い(Fig. 11a1,a2) ことの説明になるが、これについては今後の検証が必要である。

成葉 ^{137}Cs 濃度の経年変化では、(4, 5) 式で濃度の経年の低下速度にやや大きな違いがあった。a, b法のどちらを選ぶかは10月の成葉 ^{137}Cs 濃度が他の季節より目立って高いことをどう評価するかによるであろう。b法は10月の高濃度に特別な意味を与えず、それを誤差として扱うのに対し、a法は10月の ^{137}Cs 濃度上昇を季節変化の一つとしてとらえる。季節変化の考慮が可能な場合はa法の方が葉の ^{137}Cs 濃度の経年変化の推定手法として優れていると考えられる。

4.3 カリウム施用によるワラビの放射性セシウム抑制効果の評価

2017年6月下旬のK施用後、8月頃からワラビの ^{40}K の濃度が対照区より高くなり(Fig. 11d1,d2)、量も増えた(Fig. 11h1,h2)のは、K施用の効果と考えられる。効果は少なくとも翌年3月まで半年あまり続いた。2017年5月(清野ら2021)と2017年9月(本研究)の深さ0~0.05 m土壌の交換性K濃度を比較すると、対照区では違いがなく($P = 0.4247, n = 3$)、K施用区では有意差はなかったがP値は小さかった($P = 0.053, n = 3$)。施用区では施用により土壌の交換性K濃度が高まり、ワラビの根によるKの吸収量を増やした可能性がある。Kは植物の根吸収においてセシウムと競合する(小林2013, 平山2019)。ワラビ中の ^{40}K 濃度が高い時期とワラビ中の ^{137}Cs 濃度が抑制された時期がほぼ一致するので、K施用がワラビの根による ^{40}K 吸収量を増やし、 ^{137}Cs 吸収を妨げてワラビの ^{137}Cs 濃度を抑制したことが考えられる。IO試験地の土壌は交換性K濃度が0.42~1.11 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ で、K施用に大きな効果があるとされる0.26~0.51 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ (10~20 $\text{mg} \text{100g}^{-1}$) 以下(根本2014, 佐久間・新妻2016)の土壌は少ない(清野ら2021)。IMやIU試験地を含め、本研究で対象としたワラビ群落はいずれも放牧跡地や観光わらび園に成立したもので、牧草やワラビの生育のために化学肥料が長く施用されている。交換性K濃度と土壌からワラビへの ^{137}Cs の面移行係数との間に特段の関係はなかった(清野ら2021)。普段の管理が土壌の交換性Kの濃度を高め、新たなK施用の効果を減じている可能性はある。また、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カリウムが不足し易く、施肥効果が大きい(北川・井出2015)とされるが、

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。

しかし、今回のK施用にも ^{137}Cs 濃度抑制の効果がある程度はあったようである。K施用前に幼葉の濃度が食品の基準値を既に下回っていたIO試験地のワラビでは、K施用は幼葉の放射性セシウムのさらなる低減に効果的であろう。一方、IMやIU試験地では、ADR(2017年6月6~7日)がIMで $1.17 \pm 0.19 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、IUで $0.64 \pm 0.19 \mu\text{Sv h}^{-1}$ と高く、ワラビの全草 ^{137}Cs 濃度はIMで $3091 \pm 1562 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、IUで $2095 \pm 1694 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ (清野ら2021)と高かった。今回のIO試験地のK施用と同じ効果では、施用後も食品の基準値の数倍の放射性セシウムがワラビに残る。放射性セシウム濃度が高いワラビに対しては、今回のK施用より効果の大きい方法を工夫する必要がある。

5. おわりに (IO試験地の結果にもとづく、避難指示解除区域のワラビへの対処)

避難指示解除区域内にあるIM, IU試験地の2017年のワラビ幼葉の平均 ^{137}Cs 濃度と最大 ^{137}Cs 濃度[それぞれIMで3100と5300 Bq dry kg^{-1} 、IUで2100と4200 Bq dry kg^{-1} (清野ら2021)]に、IO試験地の成葉で得られた年0.66の減少率を適用すると、幼葉の濃度が1110 Bq dry kg^{-1} (Fig. 8より含水率を91%とすると、生重で食品中の放射性セシウムの基準値である100 Bq fresh kg^{-1} に相当する)未満になるのは、平均濃度ではIM試験地で3年後(2020年)、IU試験地では2年後(2019年)、最大濃度ではいずれの試験地でも4年後(2021年)と予測された。また、330 Bq dry kg^{-1} (食品中の放射性セシウムの基準値を大きく下回る30 Bq fresh kg^{-1} に相当する)未満になるのは、平均濃度ではIM試験地で6年後(2023年)、IU試験地では5年後(2022年)、最大濃度ではいずれの試験地でも7年後(2024年)と予測された。IO試験地とワラビ群落の管理が異なることや、成葉の経験式を幼葉に適用することの可否など分からないこともあるので、この予測はIM, IU試験地で検証の必要があるが、ワラビの利用再開を検討するときの目安の一つになろう。

本研究により、ワラビの ^{137}Cs 濃度の抑制にもK施用が有効であることが確かめられた。ただ、今日の日本ではワラビの群生地は放牧地やその跡地に多く、その土壌の交換性K濃度は比較的高いと考えられる。現存するワラビの群生地を対象としては、K施用に大きな効果を期待できない恐れもあろう。別の方法の工夫が必要である。また、道端や林縁に成立するワラビの小群生から幼葉が山菜として採取されることがあるが、そうしたワラビの放射性セシウムのデータは少ない(清野・赤間2018, 清野ら2021)。本研究で対象とした放牧跡地や観光わらび園のワラビ群落とは履歴や管理が異なるので、別に調べる必要がある。

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ワラビ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には一部の土壌試料の分析をして頂いた。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

- 赤池 一彦 (2001) ワラビ—早期成園化と多収栽培の実際—。農山漁村文化協会, 東京, 148pp.
- 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>
- 雨宮 圭一・望月 太・赤池 一彦 (2002) あくなしワラビ (*Pteridium aquilinum* Kuhn) の特性。山梨県総合農業試験場研究報告, 11, 51–58.
- Bunzl, K. and Kracke, W. (1989) Seasonal variation of soil-to-plant transfer of K and fallout ^{134, 137}Cs in peatland vegetation. *Health Physics*, 57(4), 593–600.
- Burger, A. and Lichtscheidl, I. (2018) Stable and radioactive cesium: A review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation. *Science of the Total Environment*, 618, 1459–1485.
- Conway, E. (1949) "The Autecology of Bracken (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn): The germination of the spore, and the development of the prothallus and the young sporophyte", *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences*, 63(3), 325–343., <https://doi.org/10.1017/S0080455X00011966>, (参照 2020-04-09).
- 福島県農業総合センター (2019) “放射線関連支援技術情報”, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/37200a/kenkyu-seika.html>, (参照 2019-03-29).
- 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>
- 福島民報社 (2016) “栽培ワラビ出荷拡大県, セシウム抑制法確立”, 福島民報, 2016/03/20, http://www.minpo.jp/pub/topics/jishin2011/2016/03/post_13504.html, (参照 2019-03-29).
- 長谷川 孝則 (2016) “ワラビに含まれる放射性セシウムとあく抜き処理による低減効果について”, 平成 24 年度放射線関連支援技術情報, 放射線関連試験研究成果, 2016 年 4 月 25 日更新, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36021a/kenkyu12.html#sono8>, (参照 2018-02-17).
- 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).
- 飯嶋 盛雄 (1993) 植物根の直径の変動と土壌の物理性・土壌の物理性, 68, 37–43.
- 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>
- 環境省 水・大気環境局 (2012) 底質調査方法. 417pp., https://www.env.go.jp/water/teishitsu-chousa/00_full.pdf
- 河原 輝彦 (1985) 森林生態系における炭素の循環—リターフォール量とその分解速度を中心として—。林業試験場研究報告, 334, 21–52.
- 気象庁 (2020) “過去の気象データ・ダウンロード”, 国土交通省気象庁, <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>, (参照 2020-09-09).
- 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>
- 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>
- 清野 嘉之・赤間 亮夫 (2017) 放射能汚染したフキ群落のバイオマスとそのカリウム 40・セシウム 137 量の季節変化。関東森林研究, 68 (1), 71–72.
- 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 (2019) 日本の山菜 10 種、11 部位のセシウム 137 の食品加工係数と食品加工残存係数: 長期保存のためのレシピが放射性セシウム量を最も減らした。森林総合研究所研究報告, 18 (4) (No. 452), 369–380., https://doi.org/10.20756/fpri.18.4_369
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦 (2019) 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 (2018) 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
- Kiyono Y., Akama A., Kanazashi T., Shichi K., Kondo T., Hoshi H., Kuramoto N., Fujisawa Y. and Kuramoto S. (2020) ^{137}Cs concentrations in the pollen of sugi (*Cryptomeria japonica* var. *japonica*) over 5 years following the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident in Fukushima Prefecture. Bulletin of FFPRI, 19(1) (No. 453), 89–104., <https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/453/documents/453-6.pdf>
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・松浦 俊也・岩谷 宗彦・由田 幸雄・志間 俊弘 (2021) 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. 森林総合研究所研究報告, 20 (2) (No. 458), 69–82.
- Kiyono, Y. and Hastaniah (1997) Slash-and-burn agriculture and succeeding vegetation in East Kalimantan. PUSREHUT Special Publication, Mulawarman University, Samarinda, Indonesia. 177pp.
- 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, (参照 2017-11-06).
- 水上 久男 (1970) ワラビ—人工栽培の実際—特産シリーズ, 農林漁村文化協会, 東京, 140pp.
- 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).
- 野本 寛一 (2008) 生態と民族 人と動植物の相渉譜. 講談社学術文庫, 東京, 417pp.
- 大沢 章 (1979) 山菜の栽培・加工・流通. 林業改良普及双書 72, 全国林業改良普及協会, 東京, 232pp.
- 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/>.
- 酒井 敦・山川 博美・清和 研二 (2013) 森林景観において境界効果はどこまで及んでいるのか? 日本生態学会誌, 63, 261–268., https://www.jstage.jst.go.jp/article/seitai/63/2/63_KJ00008775871/_pdf
- 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, (参照 2018-02-17).
- 嶋田 饒・川鍋 祐夫・佳山 良正・伊藤 秀三 (1973) 草地の生態学. 生態学研究シリーズ 5, 築地書館, 東京, 287pp.
- 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.
- 高槻 成紀・岩田 翠・平泉 秀樹・平吹 喜彦 (2018) 仙台の海岸に生息するタヌキの食性—東北地方太平洋沖地震・津波後に復帰し復興事業で生息地が改変された事例—. 保全生態学研究 (Japanese Journal of Conservation Ecology), 23, 155–165., https://www.jstage.jst.go.jp/article/hozen/23/1/23_155/_pdf/-char/ja
- 八杉 龍一・小関 治男・古谷 雅樹・日高 敏隆 (1996) 岩波生物学辞典 第 4 版. 岩波書店, 東京, 2027pp.
- 米倉 浩司・梶田 忠 (2003–) “「BG Plants 和名—学名インデックス」(YList)”, <http://ylist.info>, (参照 2020-01-17).

Appendix 1. 幼葉の部位と ^{137}Cs 濃度

幼葉 (Table 1) の部位別濃度は基部 (固く、一般的には食用に向かない) が $151 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、先端の葉身部分が $282 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、中間の食用に最も適した部位は $272 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ で基部の濃度が低かった。これは先端部分が高いとする報告 (長谷川 2016) と似た結果であるが、濃度比が、本研究では乾重当たり、長谷川 (2016) では生重当たりと異なるので、単純な比較はできない。例えば、含水率は部位によって異なるので、葉身 << 葉柄の場合、葉身除去で ^{137}Cs 濃度が生重ベースでは低下し、乾重ベースでは低下しないこともあり得る (清野・赤間 2019)。

Growth of bracken (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) and dynamics in bracken of radiocesium released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident

Yoshiyuki KIYONO^{1)*}, Akio AKAMA¹⁾, Munehiko IWAYA²⁾,

Yukio YOSHIDA²⁾ and Toshihiro SHIMA²⁾

Abstract

Bracken (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*) is a fern with edible young leaves. To clarify the growth of bracken and temporal changes in the levels of radiocesium released from the 2011 TEPCO Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident in bracken, we have investigated bracken communities in former pasture since 2017. We also tested the effect of potassium (K) application on reducing radiocesium concentrations. From spring to autumn, when the leaves are green, about 40% of bracken's biomass is comprised of leaves while the other 60% consists of belowground organs (rhizomes and roots). There is little seasonal difference in the total plant biomass. The cesium-137 (¹³⁷Cs) concentrations in bracken varied among organs such as young leaves, adult leaves, and belowground organs, reflecting seasonality, but the total concentrations in plants decreased gradually ($P = 0.023$). The decline, as approximated by an exponential function, was 27% per year. After application of K in June 2017, total potassium-40 concentrations of treated bracken plants were higher than those of control plants from about August to March of the following year. Consequently, the ¹³⁷Cs concentrations of the treated bracken were suppressed to about 70% of those of the control plants ($P < 0.001$).

Key words : edible wild plant, land formerly used for grazing, light-demanding plant, seasonal change, soil exchangeable K, 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

2) Japan Special Forest Product Promotion Association

* E-mail: kiono8823@gmail.com