

PRINT ISSN 0916-4405
ONLINE ISSN 2189-9363

森林総合研究所研究報告

Vol.20 No.2 (No.458)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



August 2021



国立研究開発法人 森林研究・整備機構
森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

The Chief Editor

服部 力 Tsutomu HATTORI (Principal Research Director, FFPRI)

The Vice-Chief Editor

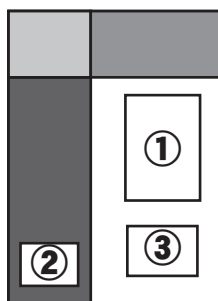
松本 麻子 Asako MATSUMOTO (Public Relations Division, FFPRI)

Editor

阿部 真 Shin ABE (Tama Forest Science Garden, FFPRI)
阿部 俊夫 Toshio ABE (Tohoku Research Center, FFPRI)
藤井 佐織 Saori FUJII (Department of Forest Entomology, FFPRI)
古澤 仁美 Hitomi FURUSAWA (Department of Forest Soils, FFPRI)
菱山 正二郎 Shojiro HISHIYAMA (Department of Forest Resource Chemistry, FFPRI)
石橋 靖幸 Yasuyuki ISHIBASHI (Hokkaido Research Center, FFPRI)
小松 雅史 Masabumi KOMATSU (Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, FFPRI)
深山 貴文 Takafumi MIYAMA (Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI)
西園 朋広 Tomohiro NISHIZONO (Department of Forest Management, FFPRI)
岡 裕泰 Hiroyasu OKA (Forestry Division, Japan International Research Center for Agricultural Sciences)
奥田 史郎 Shiro OKUDA (Department of Plant Ecology, FFPRI)
坪村 美代子 Miyoko TSUBOMURA (Forest Tree Breeding Center, FFPRI)
上野 真義 Saneyoshi UENO (Department of Forest Molecular Genetics and Biotechnology, FFPRI)
宇京 斉一郎 Seiichiro UKYO (Department of Wood Engineering, FFPRI)
山田 利博 Toshihiro YAMADA (Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo)
吉田 智佳史 Chikashi YOSHIDA (Department of Forest Engineering, FFPRI)

This journal is indexed in CAB Abstracts.

表紙写真 Photographs in Cover



①ハーベスタによるスギの造材(和歌山県新宮市)

Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) processing with harvester

②クマノザクラの花(三重県熊野市)

Flowers of Kumano cherry (*Cerasus kumanoensis*) at Kumano City, Mie Prefecture

③(本文69～82ページ)

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

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

目 次

論 文

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、赤間 亮夫、松浦 俊也、岩谷 宗彦、由田 幸雄、
志間 俊弘 69

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、赤間 亮夫、岩谷 宗彦、由田 幸雄、
志間 俊弘 83

四万十川源流域の溪流水質の特徴

－ 1999年から2000年にかけて実施した調査結果－

吉永 秀一郎、山田 毅、稲垣 善之、三浦 覚、
篠宮 佳樹 101

研究資料

温帯地域の天然広葉樹二次林とスギ人工林における有剣ハチ類群集（英文）

牧野 俊一、後藤 秀章、岡部 貴美子、井上 大成、
大河内 勇 121

森林総合研究所多摩森林科学園の長翅目昆虫とその季節消長

松本 和馬 129

森林生態系内で採取した試料中の¹³⁷Cs放射能の効率的な測定方法の検討：
ゲルマニウム半導体検出器で使用する測定容器の選択とその測定誤差につ
いて

大橋 伸太、赤間 亮夫、池田 重人、星野 大介 135

Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute
Vol.20 No.2 (No.458) August 2021

CONTENTS

Original article

- The transfer of radiocesium released in the 2011 Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident to bracken (*Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*)
Yoshiyuki KIYONO, Akio AKAMA, Toshiya MATSUURA,
Munehiko IWAYA, Yukio YOSHIDA and
Toshihiro SHIMA 69

- 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, Akio AKAMA, Munehiko IWAYA,
Yukio YOSHIDA and Toshihiro SHIMA 83

- Stream water chemistry of forested headwater areas in the Shimanto River
basin
Shuichiro YOSHINAGA, Tsuyoshi YAMADA,
Yoshiyuki INAGAKI, Satoru MIURA and
Yoshiki SHINOMIYA 101

Research record

- Aculeate wasp assemblages in naturally regenerating broad-leaved forests
and conifer plantations in temperate Japan (Insecta, Hymenoptera)
Shun'ichi MAKINO, Hideaki GOTO, Kimiko OKABE,
Takenari INOUE and Isamu OKOCHI 121

- Mecopteran insects and their seasonal abundance patterns in Tama Forest
Science Garden, Forestry and Forest Products Research Institute
Kazuma MATSUMOTO 129

- Examination of efficient measurement methods of ^{137}Cs activity in samples
from a forest ecosystem: selection of measurement containers for a Ge
detector and their measurement errors
Shinta OHASHI, Akio AKAMA, Shigeto IKEDA and
Daisuke HOSHINO 135

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^{1)*}、赤間 亮夫¹⁾、松浦 俊也²⁾、岩谷 宗彦³⁾、由田 幸雄⁴⁾、志間 俊弘³⁾

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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs の面移行係数との間に特段の関係はなかった。幼葉 ¹³⁷Cs 濃度はリター層の ¹³⁷Cs 量 ($R^2 = 0.4669$) より土壌の ¹³⁷Cs 量 ($R^2 = 0.7844$) と関係が深かった。空間線量率 (ADR) と幼葉 ¹³⁷Cs 濃度との間には土壌 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 濃度が低く、¹³⁷Cs 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 10m² 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経営する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%]

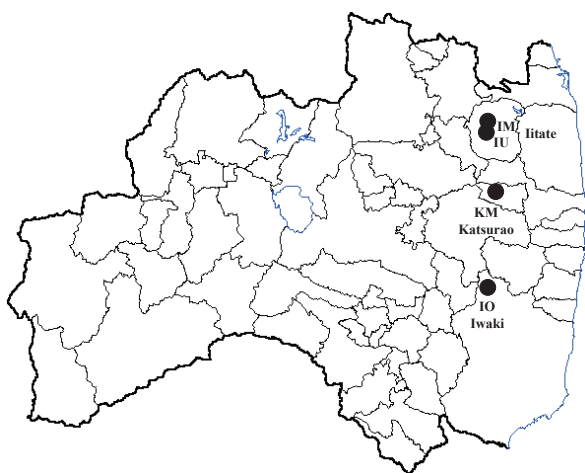


Fig. 1. 3 市村に設けたワラビの 4 試験地
Map of the four *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* research sites in the three municipalities.

を 300 kg ha⁻¹ 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⁻¹、2017 年 3 月 31 日には塩化カリウムを 75 kg ha⁻¹ 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、

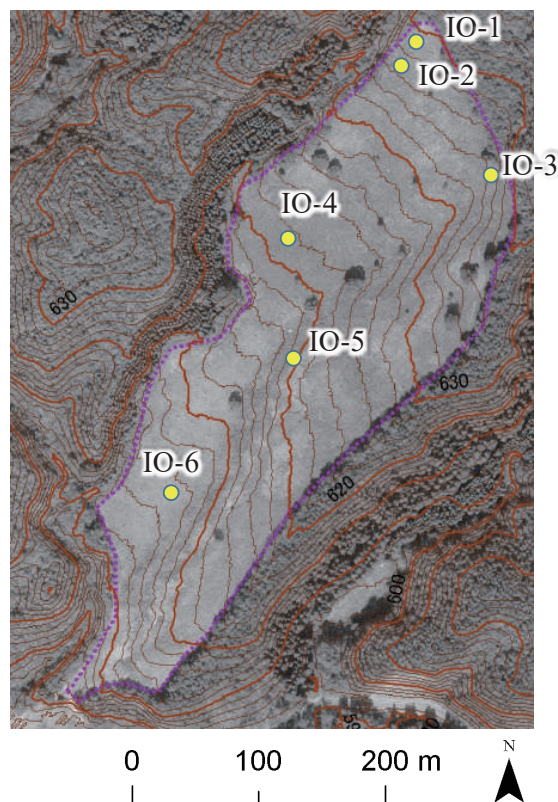


Fig. 2. IO 試験地の全体地図

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}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的位置(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 m²、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ますと判断した。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

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易く、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. 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.



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 γ 線スペクトロメトリーでセシウム ^{134}Cs 、セシウム ^{137}Cs 、カリウム ^{40}K の濃度を測定した (計測誤差は ^{134}Cs が 3 ~ 32%、 ^{137}Cs が 1 ~ 19%、 ^{40}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 γ 線スペクトロメトリーで放射性セシウムと ^{40}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}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。 ^{40}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壌、KM 試験地のワラビの試料は、環境リサーチ株式会社で ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{40}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。土壌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 γ 線スペクトロメトリーで検体の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}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}K の計測誤差はリター層が 16 ~ 45%、土壌が 3 ~ 32%、ワラビ葉は 3 ~ 5% であった。土壌は土壌環境分析法 (土壌環境分析法編集委員会 1997) にもとづき、pH (H_2O)、pH (KCl)、CEC、交換性陽イオンを測定した。pH (H_2O)、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、 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 (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。

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}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・イーザーアンドジー社) による γ 線スペクトロメトリーで測定した。

2.5 ワラビの葉 ^{137}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}Cs と ^{137}Cs の濃度の間には一定の関係があったので、 ^{137}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 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}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 の表層土壌のデータもあるので、リター層と土壌から幼葉への ^{137}Cs の面移行係数 [幼葉 ^{137}Cs $T_{\text{ag L+S}}$, $\text{m}^2 \text{ dry kg}^{-1}$: 幼葉 ^{137}Cs 濃度, Bq kg^{-1} / (リター層 + 土壌 ^{137}Cs 量, kBq ha^{-1})]、同成葉 [成葉 ^{137}Cs $T_{\text{ag L+S}}$, $\text{m}^2 \text{ dry kg}^{-1}$: 成葉 ^{137}Cs 濃度, Bq kg^{-1} / (リター層 + 土壌 ^{137}Cs 量), 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 土壌の容積重 (dry g cm^{-3})、CEC ($\text{cmol}_e \text{ kg}^{-1}$)、交換性 K 濃度 ($\text{cmol}_e \text{ kg}^{-1}$) をそれぞれ対数変換し、pH (H_2O) を加えた 7 つについて要因間の関係を調べた。土壌の容積重と 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 (土壌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)。土壌の容積重と 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、土壌の交換性 K 濃度、pH (H_2O) の 5 つを説明変数とし、幼葉、成葉それぞれの ^{137}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}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}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 ± 2.8 (12.0 ~ 19.3, $n = 6$) Mg ha^{-1} 、IM 試験地で 15.5 ± 4.9 (11.6 ~ 22.7, $n = 4$) Mg ha^{-1} 、IU 試験地で 10.4 ± 3.9 (4.7 ~ 13.1, $n = 4$) 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 ± 0.10 (0.25 ~ 0.53, $n = 6$) g cm^{-3} 、IM 試験地が 0.36 ± 0.05 (0.30 ~ 0.42, $n = 4$) g cm^{-3} 、IU 試験地が 0.57 ± 0.11 (0.42 ~ 0.67, $n = 4$) 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 ± 0.03 (0.17 ~ 0.24, $n = 6$) $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、IM 試験地は 1.17 ± 0.19 (1.0 ~ 1.4, $n = 4$) $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 、IU 試験地が 0.64 ± 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 ± 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}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 、生育地のリター層、土壌の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K

幼葉の生重当たりの ^{134}Cs + ^{137}Cs 濃度は、IO 試験地で 24 ± 17 (7.8 ~ 50, $n = 6$) Bq fresh kg^{-1} 、IM 試験地で 352 ± 178 (190 ~ 600, $n = 4$) Bq fresh kg^{-1} 、IU 試験地で 237 ± 191 (30 ~ 470, $n = 4$) Bq fresh kg^{-1} 、KM 試験地では 10 (7.5 と 13, $n = 2$) Bq fresh kg^{-1} であった。 ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計濃度が一般食品の基準値 (100 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}Cs と ^{137}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}Cs が早く失われている。2017 年 5 ~ 6 月時点の ^{134}Cs / ^{137}Cs 濃度比（地点数）はワラビ成葉で IO 試験地が 0.16 ± 0.04 ($n = 6$)、IM 試験地が 0.14 ± 0.003 ($n = 4$)、IU 試験地が 0.13 ± 0.01 ($n = 4$)、KM 試験地が 0.13 ± 0.02 ($n = 3$) であった。同じく地下器官では 0.21 ± 0.10 (IO)、 0.13 ± 0.01 (IM)、 0.14 ± 0.002 (IU)、リター層では 0.13 ± 0.002 (IO)、 0.13 ± 0.001

(IM)、 0.13 ± 0.002 (IU)、土壌では 0.13 ± 0.01 (IO)、 0.13 ± 0.001 (IM)、 0.13 ± 0.003 (IU) であった。 ^{137}Cs 濃度と ^{134}Cs / ^{137}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}Cs 濃度が低い場合に ^{134}Cs / ^{137}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}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}Cs の影響で、 ^{134}Cs / ^{137}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}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}Cs / ^{137}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}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}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}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}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}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}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}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}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}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}Cs 濃度比は IO 試験地で 62 ± 37 、IM で 54 ± 27 、IU では 15 ± 12 と ^{137}Cs 濃度はリター層で高く、リター層 / 成葉 ^{40}K 濃度比は IO 試験地で 0.11 ± 0.03 、IM で 0.38 ± 0.19 、IU では 0.38 ± 0.09 と ^{40}K 濃度は成葉で高かった。

土壌の ^{137}Cs 濃度 (Table 1)、 ^{137}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}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}K 濃度 (Table 1) は IO 試験地で有意に低く ($P < 0.011$)、 ^{40}K 量は IU 試験地が有意に多かった ($P < 0.034$)。交換性 K 濃度は IO 試験地で 0.78 ± 0.24 (0.42 ~ 0.97, $n = 6$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IM 試験地で 0.75 ± 0.23 (0.58 ~ 1.08, $n = 4$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IU 試験地では 0.73 ± 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 ± 14 (32 ~ 69, $n = 6$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IM 試験地で 49 ± 3 (46 ~ 53, $n = 4$) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、IU 試験地では 25 ± 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 (H_2O) は IO 試験地で 4.0 ± 0.2 ($3.8 \sim 4.4$, $n=6$)、IM 試験地で 5.2 ± 0.3 ($4.8 \sim 5.6$, $n=4$)、IU 試験地では 4.8 ± 0.2 ($4.7 \sim 5.1$, $n=4$) 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 ± 0.1 ($3.4 \sim 3.8$, $n=6$)、IM 試験地で 4.4 ± 0.3 ($4.1 \sim 4.9$, $n=4$)、IU 試験地では 4.0 ± 0.1 ($3.9 \sim 4.2$, $n=4$) 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}Cs 、24 倍 (IO 試験地)、20 倍 (IM 試験地)、66 倍 (IU 試験地)

の ^{40}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}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}K の全 K 中の質量比 0.000117、 ^{40}K の放射能強度 265391 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}Cs は IU 試験地で 0.07 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}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 濃度
 ^{134}Cs , ^{137}Cs , and ^{40}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 kg^{-1}	n	Bq dry kg^{-1}	n	Bq dry kg^{-1}	n	Bq dry kg^{-1}	n	Bq dry kg^{-1}	n
^{134}Cs	IO	^a 33 ± 23 (11–69) ^A	6	^a 25 ± 23 (6–54) ^A	6	^a 19 ± 8.7 (10–34) ^{A 1)}	6	^b 790 ± 265 (540–1200)	6	^c 211 ± 164 (76–490)	6
^{134}Cs	IM	^a 433 ± 219 (230–740) ^A	4	^a 276 ± 104 (140–380) ^A	4	^a 187 ± 99 (49–270) ^A	4	^a 12577 ± 2339 (11000–16000)	4	^a 5419 ± 889 (4600–6700)	4
^{134}Cs	IU	^a 272 ± 220 (35–540) ^A	4	^a 91 ± 65 (28–170) ^A	4	^a 107 ± 69 (21–170) ^A	4	^b 1688 ± 2405 (240–5300)	4	^b 1500 ± 684 (1000–2500)	4
^{134}Cs	KM	12 (8.7, 15)	2	6.7 ± 3.2 (3.2–9.2)	3	-	-	-	-	-	-
^{137}Cs	IO	^b 207 ± 143 (67–430) ^A	6	^c 155 ± 139 (39–350) ^A	6	^b 121 ± 95 (28–270) ^A	6	^b 5955 ± 2004 (4100–9300)	6	^c 1647 ± 1292 (880–3800)	6
^{137}Cs	IM	^a 3100 ± 1600 (1600–5300) ^A	4	^a 2014 ± 744 (1000–2400) ^A	4	^a 1430 ± 731 (450–2100) ^A	4	^a 94167 ± 16757 (82000–120000)	4	^a 41772 ± 6803 (36000–51000)	4
^{137}Cs	IU	^a 2100 ± 1700 (270–4200) ^A	4	^b 667 ± 457 (210–1200) ^A	4	^a 770 ± 501 (150–1200) ^A	4	^b 12772 ± 18099 (1800–40000)	4	^b 11617 ± 5531 (7700–20000)	4
^{137}Cs	KM	6.7 (3.2, 9.2)	2	49.9 ± 19.0 (29–65)	3	-	-	-	-	-	-
^{40}K	IO	^a 1563 ± 0 (1600–1600) ^A	6	^a 1117 ± 98 (1000–1200) ^A	6	^a 786 ± 204 (590–1100) ^A	6	^b 120 ± 21 (88–150)	6	^c 212 ± 26 (180–250) ³⁾	6
^{40}K	IM	^a 1291 ± 134 (1100–1400) ^A	4	^b 650 ± 56 (570–700) ^A	4	^a 400 ± 120 (290–570) ^A	4	^a 239 ± 100 (140–380)	4	^b 363 ± 34 (330–400) ⁴⁾	4
^{40}K	IU	^a 1195 ± 231 (850–1400) ^A	4	^a 520 ± 100 (430–660) ^A	4	^a 551 ± 275 (190–840) ^A	4	^a 190 ± 27 (160–210) ²⁾	4	^a 437 ± 114 (360–600)	4
^{40}K	KM	1483 (1500, 1500)	2	683 ± 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: 飯舘村前田、IU: 同臼石、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}Cs 、 ^{40}K 量
 ^{137}Cs and ^{40}K mass in litter layer and soil.

Isotope	Site	Litter layer		Soil to a depth of 0.05 m	
		MBq ha^{-1}	n	MBq ha^{-1}	n
^{137}Cs	IO	^b 83.5 ± 211 (51–110)	6	^c 274 ± 141 (120–490)	6
^{137}Cs	IM	^a 1430 ± 359 (1100–1900)	4	^a 7660 ± 2300 (5400–11000)	4
^{137}Cs	IU	^b 161 ± 243 (8.5–520)	4	^b 3100 ± 780 (2300–4200)	4
^{40}K	IO	^b 1.72 ± 0.363 (1.1–2.2)	6	^b 41 ± 9.7 (28–51)	6
^{40}K	IM	^a 3.53 ± 1.35 (2.4–5.5)	4	^b 65.9 ± 13.5 (51–83)	4
^{40}K	IU	^b 1.91 ± 0.608 (1.0–2.3)	4	^a 128 ± 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: 飯舘村前田、IU: 同臼石、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⁻¹) 未満であった。

3.4 ワラビ幼葉、成葉の ¹³⁷Cs 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⁻¹) と斜面傾斜角 (°) の 2 つが幼葉 ¹³⁷Cs 濃度 (Bq dry kg⁻¹) 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 ¹³⁷Cs CONC は幼葉 ¹³⁷Cs 濃度 (Bq dry kg⁻¹)、ADR は空間線量率 (μSv h⁻¹)、SLP angle は斜面傾斜角 (°) である。

成葉 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs CONC は成葉 ¹³⁷Cs 濃度 (Bq dry kg⁻¹)、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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs の面移行係数 [幼葉 ¹³⁷Cs T_{ag L+S}: 幼葉 ¹³⁷Cs 濃度 / (リター層 + 土壌 ¹³⁷Cs 量), m² dry kg⁻¹]、同じく成葉への面移行係数 [成葉 ¹³⁷Cs T_{ag L+S}:

成葉 ¹³⁷Cs 濃度 / (リター層 + 土壌 ¹³⁷Cs 量), m² dry kg⁻¹] 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 ¹³⁷Cs T_{ag L+S} はリター層と土壌から幼葉への ¹³⁷Cs の面移行係数 (m² dry kg⁻¹)。

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 ¹³⁷Cs T_{ag L+S} はリター層と土壌から成葉への ¹³⁷Cs の面移行係数 (m² dry kg⁻¹)、pH は土壌 pH (H₂O) である。

(3, 4) 式を ¹³⁷Cs 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_c kg⁻¹ (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 ¹³⁷Cs 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 ¹³⁷Cs 面移行係数 (Fig. 6) は IO 試験地で 0.0056 ± 0.0020 (0.0018 ~ 0.0072, n = 6) m² dry kg⁻¹、IM 試験地で 0.0035 ± 0.0017 (0.0020 ~ 0.0059, n = 4) m² dry kg⁻¹、IU 試験地が 0.0063 ± 0.00048 (0.00087 ~ 0.013, n = 4) m² dry kg⁻¹ で、試験地間で有意な違いは認められなかった (P = 0.402)。

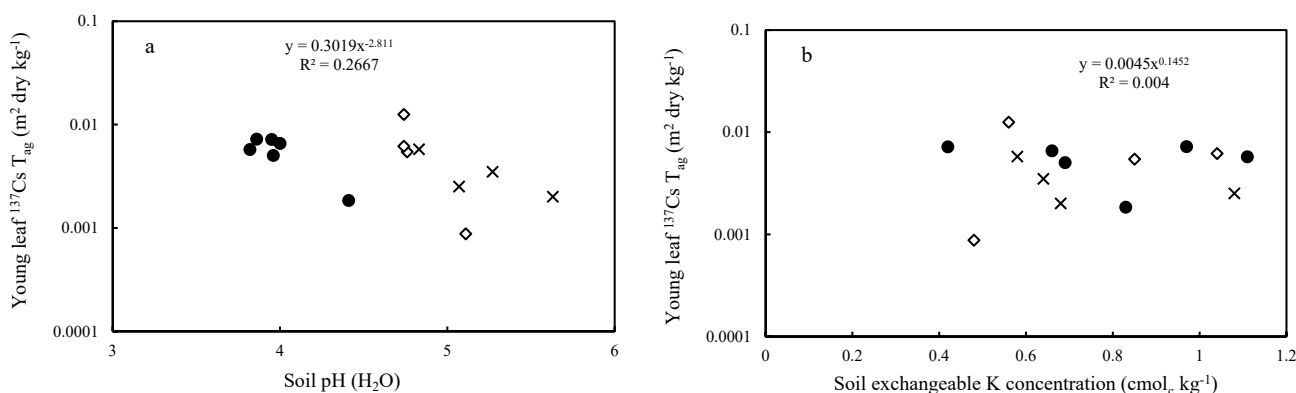


Fig. 6. 土壌の pH (a)、交換性カリウム濃度 (b) と土壌からワラビ幼葉への ¹³⁷Cs の面移行係数の関係

Relationship of soil pH (a) and exchangeable K concentrations (b) to ¹³⁷Cs aggregated transfer factor (T_{ag}) 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 ^{137}Cs 量と空間線量率、 幼葉 ^{137}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 ^{137}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 ^{137}Cs 量と ADR、幼葉 ^{137}Cs 濃度との関係を求めたところ、リター層 ^{137}Cs 量と ADR (Fig. 8a)、また、幼葉 ^{137}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 ^{137}Cs 濃度はリター層 ^{137}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 ^{137}Cs 量と ADR (Fig. 8b)、また、幼葉 ^{137}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 ^{137}Cs 濃度) と大きかった。また、土壌 ^{137}Cs 量の代わりに、リター層と土壌を合計した ^{137}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 ^{137}Cs 濃度) へとわずかながら上昇するので、リター層の ^{137}Cs も ADR に影響を及ぼし、幼葉 ^{137}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 ^{137}Cs 濃度はリター層より表層土壌の ^{137}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 ^{137}Cs 濃度とリター層、表層土壌の ^{137}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 ^{137}Cs 量と幼葉 ^{137}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 ^{137}Cs 供給が幼葉の ^{137}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 ($10.4 \pm 3.9 \sim 15.5 \pm 4.9 \text{ Mg ha}^{-1}$ 、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 ± 1.6 (0.32 ~ 8.1) Mg ha^{-1} 、清野ら 2018c] やフキ [1.0 ± 1.0 (0.20 ~ 4.9) Mg ha^{-1} 、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 ($13.9 \pm 2.1 \text{ Mg ha}^{-1}$) を IO 試験地の群落地上部純生産量 $4.72 \pm 1.42 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ (清野ら 2021) で除したところ 2.9 ± 1.0 (年) であった。これは温帯林の落葉が分解し、 A_0 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 ^{137}Cs 量と ADR との高い相関 (Fig. 8b) は ^{137}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 ^{137}Cs 量はワラビの幼葉 ^{137}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 ^{137}Cs 濃度の間には土壌 ^{137}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)。

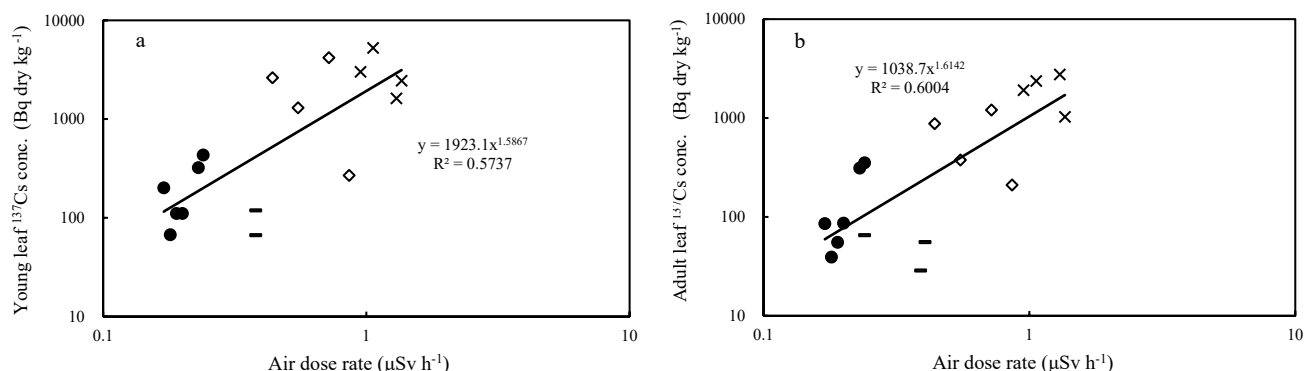


Fig. 7. 空間線量率とワラビの葉の ^{137}Cs 濃度との関係

Relationship between air dose rates and ^{137}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}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}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}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}Cs 吸収を抑制した可能性もある。さらに、KM 試験地は 45° の急斜面にあり、 ^{137}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}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}Cs の面移行係数 (T_{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}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}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}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、その後に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}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}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

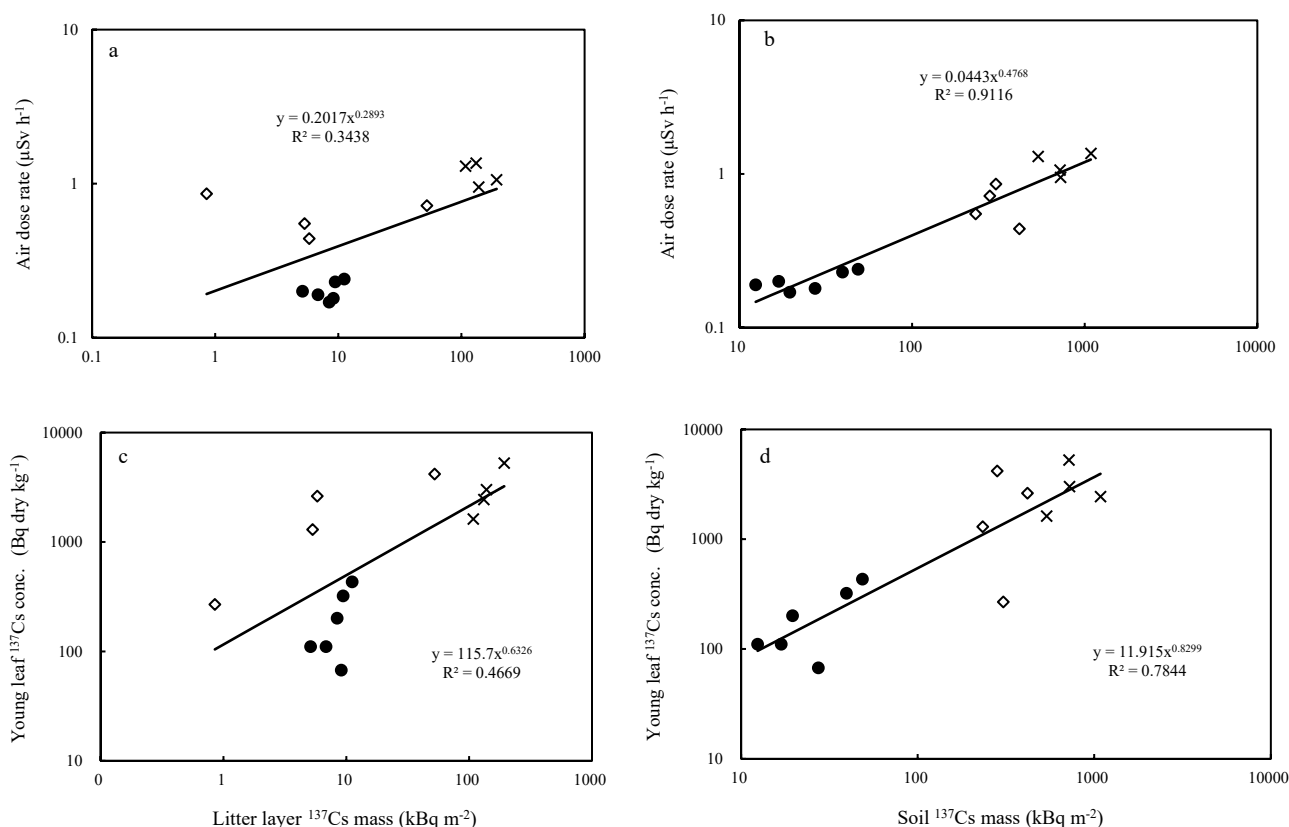


Fig. 8. リター層、土壌の ^{137}Cs 量と空間線量率、ワラビ幼葉 ^{137}Cs 濃度との関係

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

a: リター層 ^{137}Cs 量と空間線量率、b: 土壌 ^{137}Cs 量と空間線量率、c: リター層 ^{137}Cs 量と幼葉 ^{137}Cs 濃度、d: 土壌 ^{137}Cs 量と幼葉 ^{137}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}Cs mass values and air dose rates (ADRs); b, soil ^{137}Cs mass values and ADRs; c, litter layer ^{137}Cs mass values and young-leaf ^{137}Cs concentrations; d, soil ^{137}Cs mass values and young-leaf ^{137}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}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}Cs 濃度 / 土壌 ^{137}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}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 $0.42 \sim 1.11 \text{ cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 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 $0.26 \sim 0.51 \text{ cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ ($10 \sim 20 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$) 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}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、 $0.26 \sim 0.51 \text{ cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 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}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}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}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舘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、飯舘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 $190 \sim 600 \text{ Bq fresh kg}^{-1}$ 、IU 試験地で $30 \sim 470 \text{ Bq fresh kg}^{-1}$ で、多くの場合で一般食品の基準値 ($100 \text{ Bq fresh kg}^{-1}$) 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、飯舘村、飯舘村森林組合、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
- 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}Cs deposition and transfer factors of ^{137}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
- 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
- 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
- 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
- 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
- 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で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, (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, (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, (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, (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) “ソバのカリ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) “水稻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).
- 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 和名一学名インデックス」(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^{1)*}, Akio AKAMA¹⁾, Toshiya MATSUURA²⁾, Munehiko IWAYA³⁾,
Yukio YOSHIDA³⁾ and Toshihiro SHIMA³⁾

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}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 $0.42\text{--}1.11 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, and there was no relationship between exchangeable K concentrations and the ^{137}Cs aggregated transfer factor (T_{ag}) from litter layer and soil to bracken leaves. Young-leaf ^{137}Cs concentrations were more closely related to ^{137}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}Cs via the ^{137}Cs mass in soil. At KM, which did not have a grazing history, the concentrations of young-leaf ^{137}Cs were lower than those estimated from ADRs, implying the influence of other conditions, such as more roots in deeper soil with lower ^{137}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

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

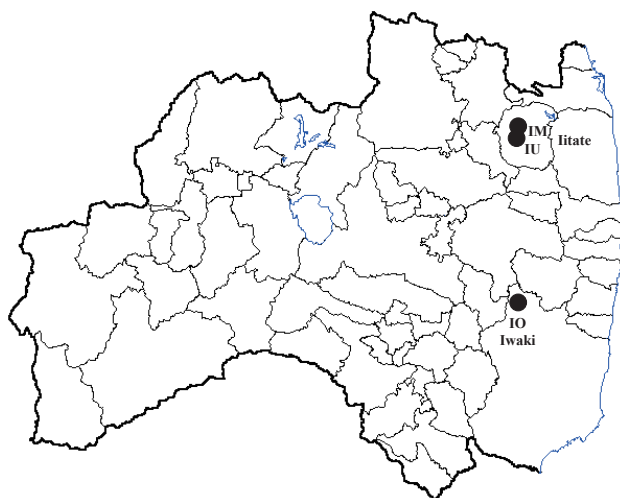


Fig. 1. 2 市村に設けたワラビの 3 試験地
Map of the three *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* research sites in the two municipalities.

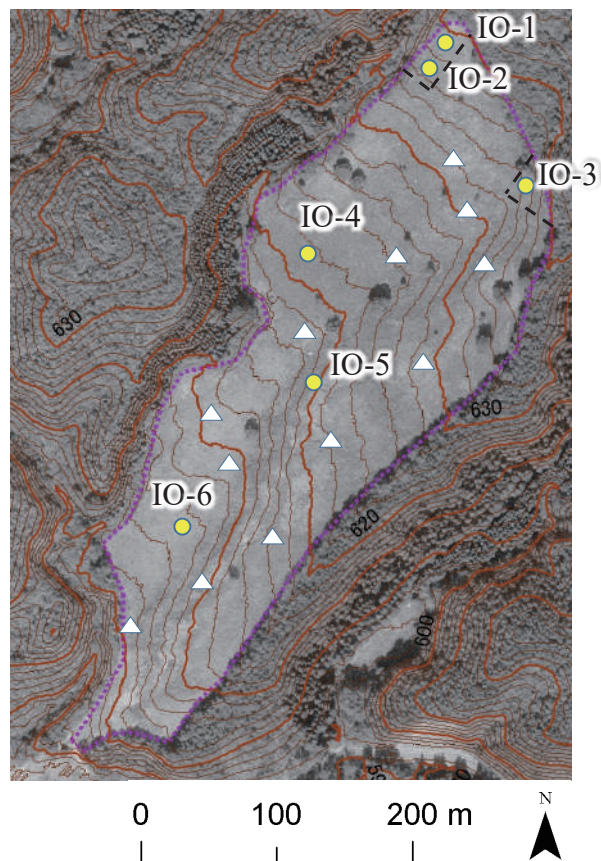


Fig. 2. IO 試験地の全体地図 [清野ら (2021) に加筆]

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25 m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0.1 m)、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1 m × 2 m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0.2 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。以後、IO-1～3調査区を対照区、IO-4～6調査区を施用区、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40 m²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)を設け、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。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、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90 kg 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 = 18 kg-K₂O ha⁻¹、塩化カリウム 90 × 0.6 = 54 kg-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0.2 m、深さ0.2 m強、Fig. 4)ワラビの地下茎を切断し、施用したKが地下茎を通し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(1 m × 2 m)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土層の下層の土層）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

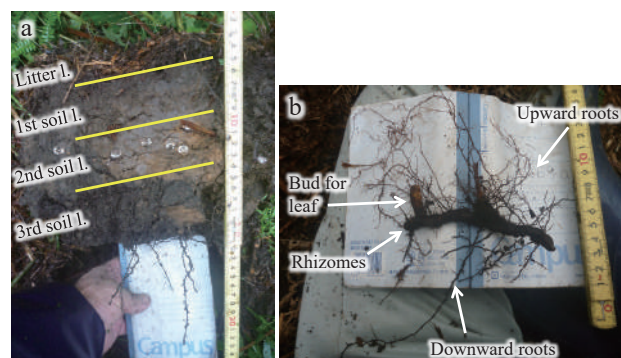


Fig. 5. ワラビの地下茎と根、土壌の垂直構造（清野ら 2019 に加筆）

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 3 σ 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_e 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0.2 mの方形区で採取）、土壌（一辺0.2 mの方形区で採取、地表～深さ0.1 m）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0～0.1 m、清野ら（2021）では0～0.05 m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0～0.05 mの土壌濃度とした。これは深さ0.05～0.1 m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0～0.05 mの土層に存在したが、0.05 m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0.05～0.1 m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0～0.05 m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枚 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

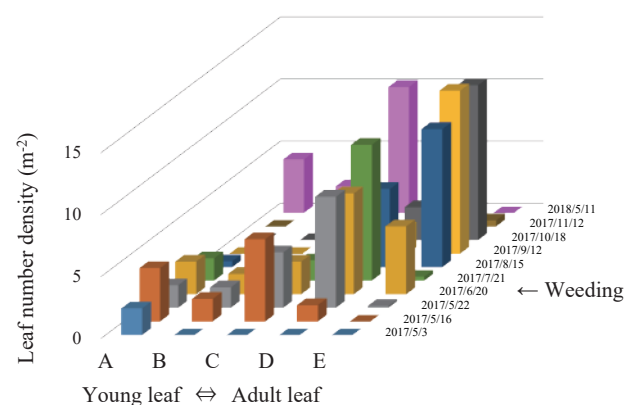


Fig. 6. 開葉段階別のワラビの葉数密度の季節変化（IO試験地対照区）

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.

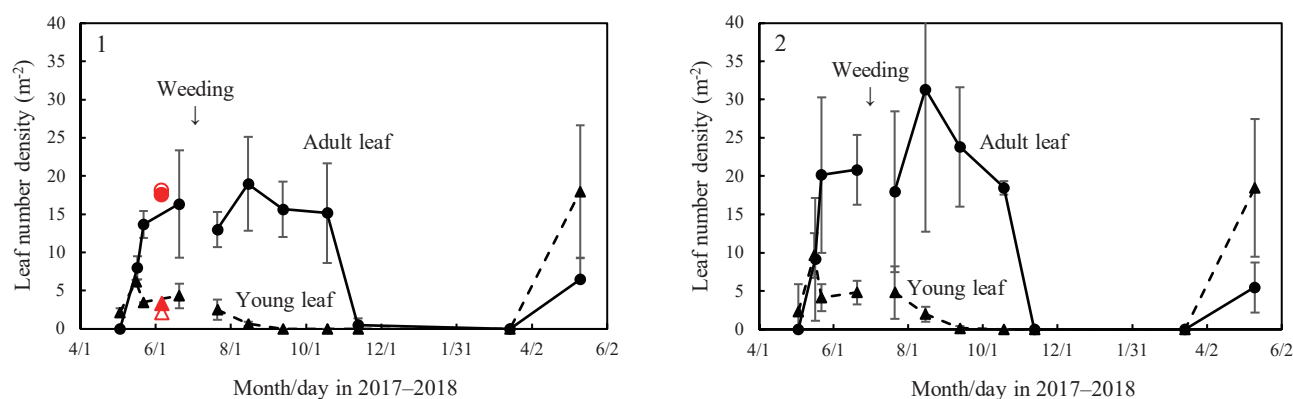


Fig. 7. ワラビの葉数密度の季節変化

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、そこ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 か月に互って見られ、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

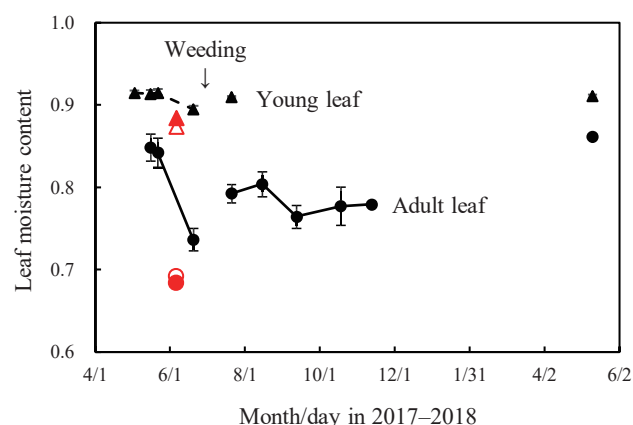


Fig. 8. ワラビの葉の含水率の季節変化

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

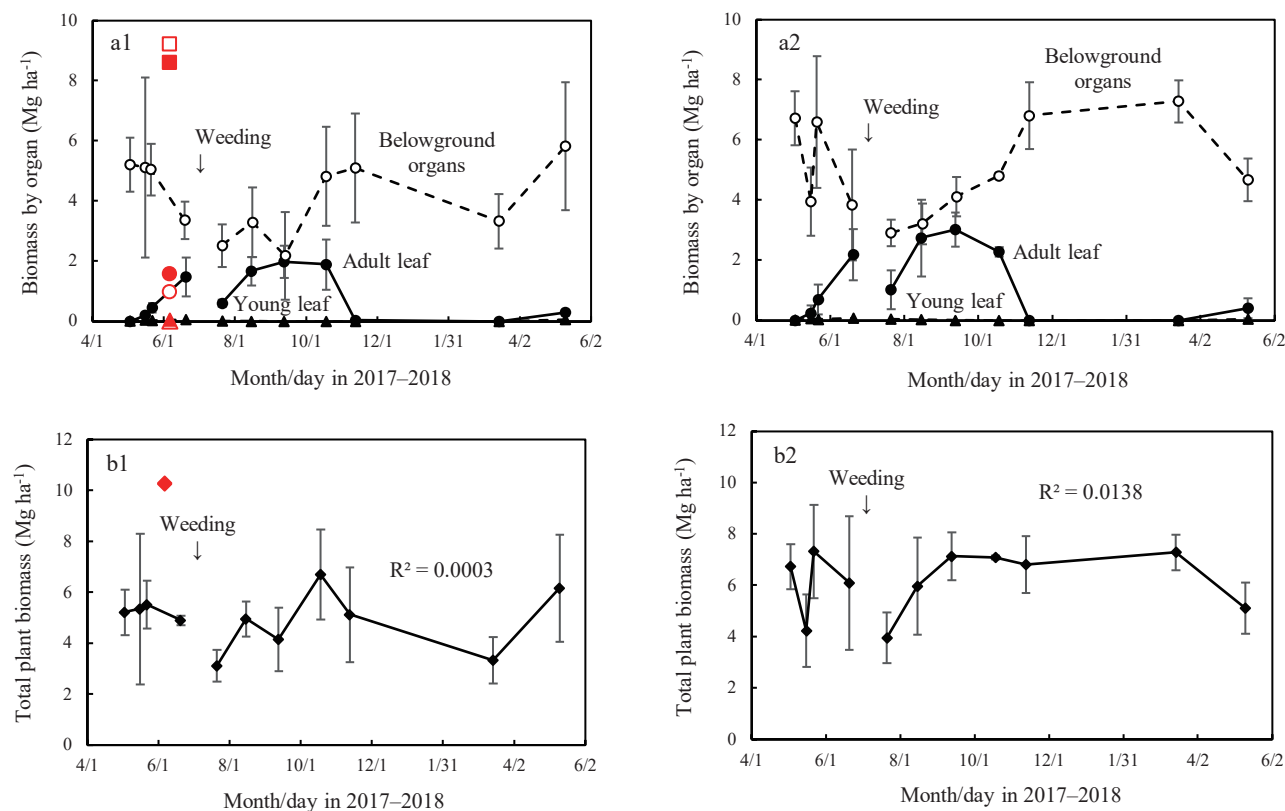


Fig. 9. ワラビの幼葉、成葉、地下器官別、および全草バイオマスの季節変化 (IO 試験地の対照区とカリウム施用区、IM、IU 試験地)

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.

オマスはわずか (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

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った。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と見なし、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

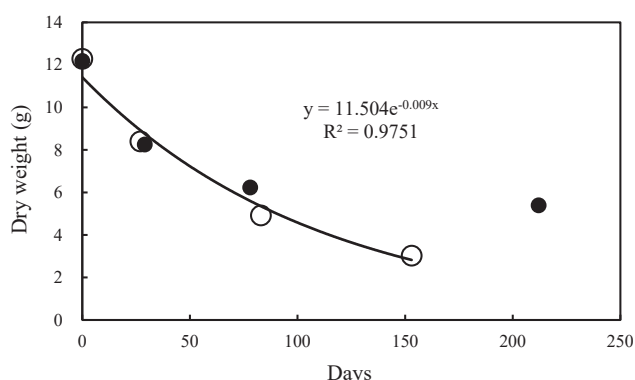


Fig. 10. 埋土したワラビ枯死地下器官の分解過程と埋土季節の影響

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 主調査区の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 ^{40}K 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 ^{40}K 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 ^{40}K 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 ^{40}K 濃度はどの部位も有意差がなく (Fig. 11b1,b2)、対照区—

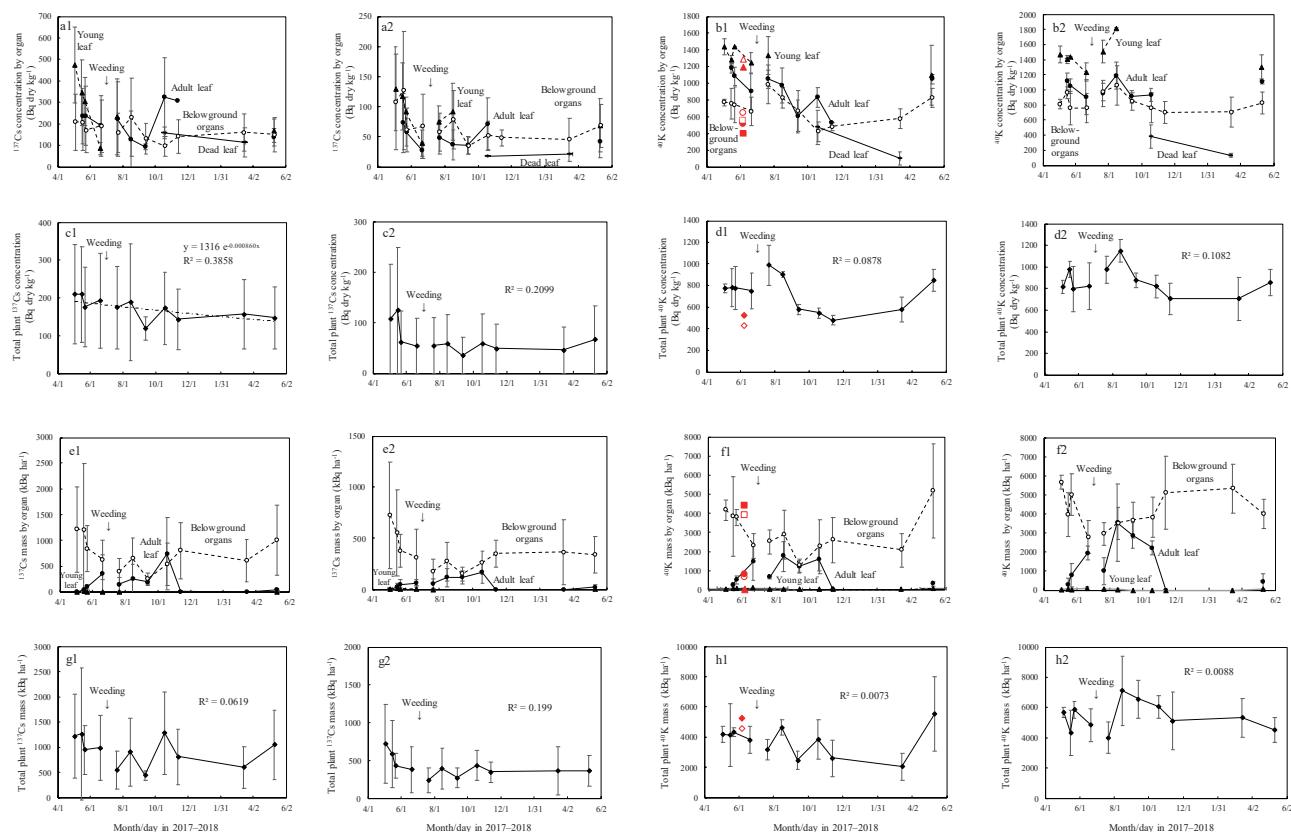


Fig. 11. ワラビの ^{137}Cs 、 ^{40}K の濃度、量の季節変化 (IO 試験地の対照区とカリウム施用区、IM、IU 試験地の ^{40}K)
Seasonal changes in the concentrations and masses of *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum* biomass ^{137}Cs and ^{40}K (IO, control and with potassium application; IM and IU, ^{40}K).

a1: 器官別 ^{137}Cs 濃度 (IO 対照区)、c1: 全草 ^{137}Cs 濃度 (同)、e1: 器官別 ^{137}Cs 量 (同)、g1: 全草 ^{137}Cs 量 (同)、a2: 器官別 ^{137}Cs 濃度 (IO カリウム施用区)、c2: 全草 ^{137}Cs 濃度 (同)、e2: 器官別 ^{137}Cs 量 (同)、g2: 全草 ^{137}Cs 量 (同)、b1: 器官別 ^{40}K 濃度 (IO 対照区、IM、IU)、d1: 全草 ^{40}K 濃度 (同)、f1: 器官別 ^{40}K 量 (同)、h1: 全草 ^{40}K 量 (同)、b2: 器官別 ^{40}K 濃度 (IO カリウム施用区)、d2: 全草 ^{40}K 濃度 (同)、f2: 器官別 ^{40}K 量 (同)、h2: 全草 ^{40}K 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, ^{137}Cs concentrations by organ (IO, control); c1, total plant ^{137}Cs concentrations (ibid.); e1, ^{137}Cs mass by organ (ibid.); and g1, total plant ^{137}Cs mass (ibid.). a2, ^{137}Cs concentrations by organ (IO, with potassium application); c2, total plant ^{137}Cs concentrations (ibid.); e2, ^{137}Cs mass by organ (ibid.); and g2, total plant ^{137}Cs mass (ibid.). b1, ^{40}K concentrations by organ (IO, control; IM and IU); d1, total plant ^{40}K concentrations (ibid.); f1, ^{40}K mass by organ (ibid.); and h1, total plant ^{40}K mass (ibid.). b2, ^{40}K concentrations by organ (IO, with potassium application); d2, total plant ^{40}K concentrations (ibid.); f2, ^{40}K mass by organ (ibid.); and h2, total plant ^{40}K 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い (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 回で施用区の ^{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)。幼葉と成葉を分けないで葉とした場合は 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 ($0.40 \sim 0.45$) $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 、第 2 土層は 0.49 ± 0.03 ($0.44 \sim 0.53$) $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 、第 3 土層は 0.49 ± 0.03 ($0.46 \sim 0.53$) $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 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 ($0.78 \sim 1.0$) $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 、第 2 土層が 0.36 ± 0.05 ($0.21 \sim 0.40$) $\text{cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ 、第 3 土層は $0.28 \pm$

0.05 (0.23 ~ 0.33) $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、K 施用区の第 1 土層が $1.3 \pm 0.34(0.95 \sim 1.6) \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、第 2 土層は $0.71 \pm 0.20(0.53 \sim 0.92) \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ 、第 3 土層は $0.51 \pm 0.19 (0.32 \sim 0.70) \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ であった (n はいずれも 3)。

土壌と地下器官の ^{137}Cs 濃度: 2018 年 3 月の主調査区の土壌 ^{137}Cs 濃度は、第 1 土層で高く ($1929 \pm 620 \text{ Bq dry kg}^{-1}$, $n = 6$)、第 2 土層は 6% ($109 \pm 80 \text{ Bq dry kg}^{-1}$, $n = 6$)、第 3 土層は 3% ($56 \pm 46 \text{ Bq dry kg}^{-1}$, $n = 6$) 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 ^{137}Cs 濃度 ($220 \text{ Bq dry kg}^{-1}$) は土壌の ^{137}Cs 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 $110 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ で、土壌の濃度 ($109 \pm 80 \text{ Bq dry kg}^{-1}$) 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 ^{137}Cs 濃度の経年変化、群落リター層、土壌の ^{137}Cs 量の推定
ワラビ ^{137}Cs 濃度の経年変化: a 法による計算のため、対照区の成葉 ^{137}Cs 濃度の 2017 年の季節変化データ (Fig. 11a1) を用い、 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度 $358 \pm 250 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ から 2015 年 5 月の成葉 ^{137}Cs 濃度を $261 \pm 183 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ と推定した。同様に 2016 年 7 月の濃度 $193 \pm 147 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ から 2016 年 5 月の濃度を $206 \pm 157 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 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 ^{137}Cs 濃度は $125 \pm 77 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ で、主調査区と合わせた IO-1 ~ 18 の ^{137}Cs 濃度は $135 \pm 99 (19 \sim 350, n = 18) \text{ Bq dry kg}^{-1}$ であった。以上、3 時点の成葉 ^{137}Cs 濃度から、成葉

^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 濃度 $358 \pm 250 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、2016 年 7 月の濃度 $193 \pm 147 \text{ Bq dry kg}^{-1}$ 、2017 年 5 月 22 ~ 23 日の成葉 ^{137}Cs 濃度 $135 \pm 99 (19 \sim 350) \text{ Bq dry kg}^{-1}$ の 3 時点の成葉 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 量: 福島県のデータにもとづいて、2015 年 7 月のリター層 ^{137}Cs 量は $197 \pm 93 (20 \sim 433) \text{ MBq ha}^{-1}$ 、深さ 0 ~ 0.05 m の土壌の ^{137}Cs 量は $23 \pm 10 (6.9 \sim 52) \text{ MBq ha}^{-1}$ と推定された。2015 年の時点では ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 量は $83.5 \pm 21 (51 \sim 110) \text{ MBq ha}^{-1}$ 、深さ 0 ~ 0.05 m の土壌の ^{137}Cs 量は $274 \pm 141 (120 \sim 490) \text{ MBq ha}^{-1}$ (清野ら 2021) で、 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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

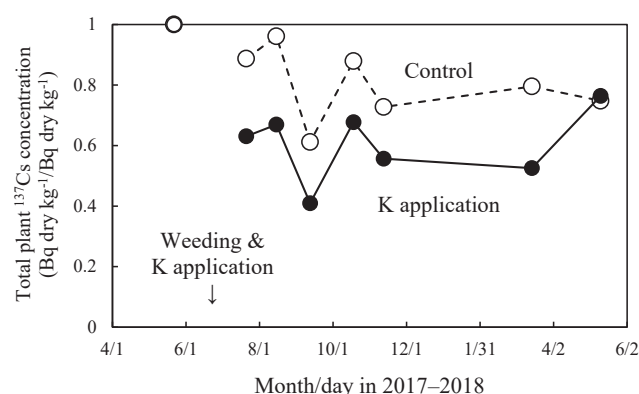


Fig. 12. カリウム施用前後のワラビの全草 ^{137}Cs 濃度の季節変化

Seasonal changes in total plant ^{137}Cs 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).

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、刈払いや踏み付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°C 100 m^{-1} で推定] は早い順に 9.3、9.5、5.1°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°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 の時間的变化

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、時間的变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 の時間的变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、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 $0.42 \sim 1.11 \text{ cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ で、K施用に大きな効果があるとされる $0.26 \sim 0.51 \text{ cmol}_\text{c} \text{ kg}^{-1}$ (10~20 mg 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ろう。また、ワラビ群落が成立しやす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、飯舘村、飯舘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践—。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, ¹³⁷Cs 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) “ソバのカリ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) “水稻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

論文 (Original article)

四万十川源流域の溪流水質の特徴 — 1999 年から 2000 年にかけて実施した調査結果 —

吉永 秀一郎^{1)*}、山田 毅²⁾、稲垣 善之³⁾、三浦 覚⁴⁾、篠宮 佳樹⁴⁾

要旨

四万十川の平水時の清流環境に対する源流域の溪流水質の寄与を評価するために、広見川流域を除く源流域において夏季(92 流域)と冬季(104 流域)の溪流水の溶存成分濃度を測定した。溶存成分組成は地質の違いによる影響を受け、調査流域の大半を占める四万十帯流域ならびに秩父帯流域に対して、四万十帯石灰岩流域と秩父帯石灰岩流域は特異的に pH、EC が高く、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が高い傾向を示した。また、花崗岩が分布する流域は pH、EC が低く、溶存成分濃度が全体として低い傾向を示した。 Na^+ 、 Cl^- 濃度は太平洋岸からの距離が大きいほど低い傾向を示し、海塩起源であることが推察された。 Si 、 K^+ 濃度は夏季の方が高く、 Na^+ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- -N、全窒素(T-N) 濃度は冬季の方が高い値を示した。夏季と冬季の溶存成分濃度の違いは、風化による岩石からの溶出と、降水の季節変動等に支配された各溶存成分の濃縮・希釈の影響によると考えられた。これらの源流域における T-N 濃度は、高知県が制定した四万十川清流基準の基準値である 0.3 mg L^{-1} 以下の流域が多く、平均 T-N 濃度も夏季に 0.17 mg L^{-1} 、冬季に 0.26 mg L^{-1} であった。このことから平水時の四万十川の清流環境の維持に森林流域からの溪流水が寄与していることが示唆された。

キーワード：四万十川、森林流域、溪流水質、T-N 濃度、清流基準

1. はじめに

森林が有する水源涵養機能に対する期待は土砂災害防止・土壌保全機能、地球温暖化防止機能などに対する期待と並んで高い(農林水産省大臣官房統計部 2015)。水源涵養機能としては洪水緩和や水資源貯留への期待とともに、水質保全、すなわち森林から安定的に清浄な溪流水が供給されることへの期待も大きい。近年、森林から流出する溪流水の水質に関する広域的な評価も多く行われている(広瀬ら 1988, 仲川ら 1995, 戸田ら 2000, Shibata et al. 2001, 木平ら 2006 など)。

日本最後の清流といわれる四万十川は、高知県西部の不入山の中腹を源流点とし、高知県西部と一部愛媛県西部を流域として土佐湾に注ぐ全長 196 km、流域面積 $2,270 \text{ km}^2$ の河川である。豪雨時には濁流となるものの、平水時には透明度の高い清澄な流れであり、人と河川との豊かなふれあいが確保されてきた。流域の森林面積率は 85% 以上に達し、また、流域人口が少ないため人口密度も 1 km^2 あたり 50 人以下と低く、顕著な汚染点源は認められない。このような要因によって清流環境が維持されてきたと考えられており、環境省による名水百選にも選

定された。

しかし、比較的晴天が続き水質が安定している平水時の流況において実施される全国一級河川の水質現況によれば、四万十川の水質が際立って良いわけではない(国土交通省四国地方整備局 2017)。これは測定点が生活排水や農業排水などの影響の強い下流域に限られていることによる。また、中流域の四万十町窪川付近でも生活排水や農業排水によって支流の仁井田川、吉見川の水質汚濁が進行し、四万十川本流の水質にも影響を与えていることが古くから指摘されている(今井・北条 1989)。これらの状況を踏まえ、高知県は平成 13 年 3 月に「高知県四万十川の保全及び流域の振興に関する基本条例(略称：四万十川条例)」を制定し、市町村、住民とともに四万十川の清流を守るための取り組みを開始した。この中で、清流を守るための目安として清流基準を提示し(高知県文化環境部文化振興課 2005)、水質汚濁に係る環境基準(環境庁 1971)で定められた項目に、水の透明性を示す清流度、水生生物の出現状況、全窒素(T-N)濃度ならびに全リン(T-P)濃度を独自の項目として加え、平成 14 年度より本流に沿った 4 地点と主な支流が本流に合流する前

原稿受付：令和 2 年 8 月 18 日 原稿受理：令和 3 年 2 月 1 日

1) 森林総合研究所 多摩森林科学園

2) 森林総合研究所 立地環境研究領域

3) 森林総合研究所 四国支所

4) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

* 森林総合研究所 多摩森林科学園 〒193-0843 東京都八王子市廿里町 1833-81

の8地点において、平水の状態の日に年4回もしくは3回の頻度で定期的に測定してきた。T-N 濃度、T-P 濃度の基準値は農地や市街地の影響の強い3地点を除くとそれぞれ 0.3 mg L^{-1} 以下、 0.01 mg L^{-1} 以下とされた。しかし、T-N 濃度については平成24年度までの11年間で継続して基準値を下回ったのは本流では中流部の1地点(四万十町、大正観測所)、支流では農地や市街地の影響が少ない2地点(梶原川:四万十町・田野々大橋、黒尊川:四万十市・四万十川合流前)だけであった(高知県林業振興・環境部環境共生課2014)。このことは、清流基準における支流の調査地点でも流域面積が大きいために、流域内における人為的な負荷の影響が強く現れていることを示唆する。このように本流ならびに主な支流における水質指標についての知見は蓄積されつつあるものの、人為的な負荷の影響がより少ないことが期待される、流域の大半を占める源流域における水質の実態についての知見は未だ乏しい。また、清流基準などで取り上げられた水質指標を検討する上でも基礎的な情報となる溶存無機成分組成についての調査、解析自体も限られている(広瀬ら1988, 森貞・平井1996, 藤本ら1998など)。

四国支所では主査として平成11年度から14年度にかけて環境省国立機関公害等防止試験研究費による「四万十川における環境保全型農林水産業による清流の保全に関

する研究」を四国農業試験場、高知大学とともに実施した。この研究の遂行にあたり、四万十川流域源流部の大半を占める森林流域における平水時の渓流水質の実態とその溶存成分組成に影響を与える要因を把握するために、平成11年度に多点調査を実施した。本稿ではこの調査結果に基づき、最初に四万十川源流域における渓流水の溶存無機成分組成の特性に影響を与える要因を明らかにする。さらに、これらの源流域における渓流水中の T-N 濃度の実態を明らかにし、本流ならびに主な支流においてモニタリングされてきた清流基準における T-N 濃度と比較することで、源流域の渓流水による四万十川の清流環境への寄与について評価する。なお、本調査・分析自体は約20年前に実施したが、その後、四万十川流域の水質の状況を広域的に概観するような結果が稲垣ら(2007)による17地点以外には示されていないことから、流域環境の変化やそれにとまなう水質の変化を解析する上で基礎的な資料として提示する。

2. 研究手法

1) 調査流域の選定と分析試料の採取

本研究では四万十川流域の内、流域の大半が愛媛県に属する広見川流域を除く主として高知県内(1,870 km²)を調査の対象とした(Fig.1)。調査地域は高知県内が大半を

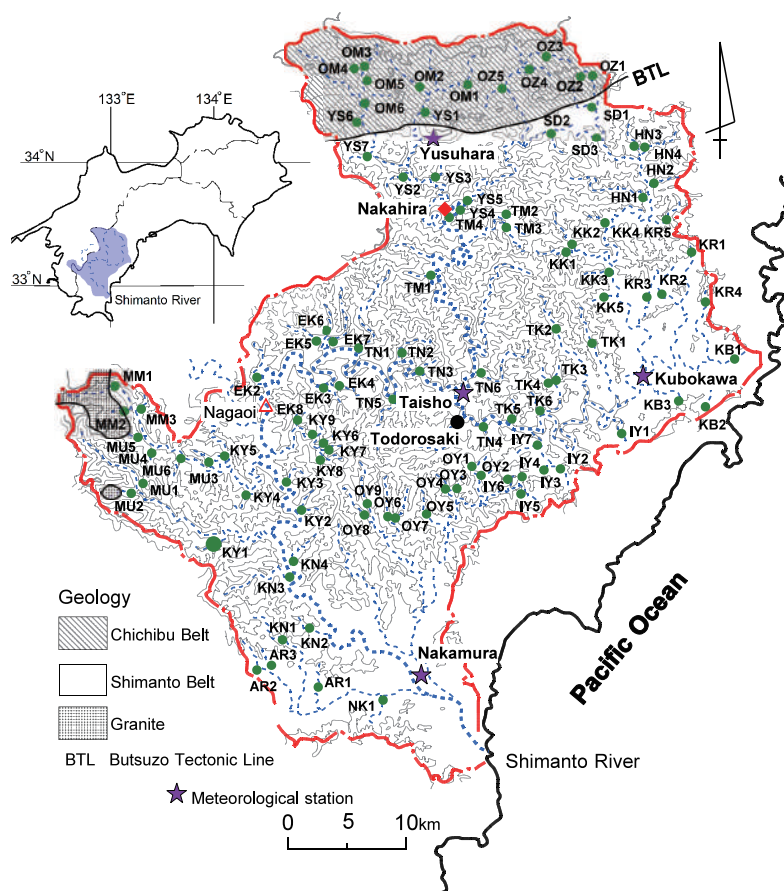


Fig. 1. 調査地域の地質構造ならびに採水地点

Distribution of major geologic groups in the study area and locations of stream water sampling point.

占め、四万十市(旧・中村市、西土佐村)、四万十町(旧・十和村、大正町、窪川町)、中土佐町の一部(旧・大野見村)、津野町の一部(旧・東津野村)、梶原町に跨がるが、支流の目黒川の源流部に愛媛県松野町と宇和島市の一部も含まれる。調査地域の北縁には 1000m 以上の峰が連なる四国山地西部が広がり、調査地域内の最高峰は天狗高原(1485 m)である。

調査地域は降水特性から 6 月から 10 月初頭にかけて梅雨と秋雨、それに加えて台風による多量の降水で特徴付けられる西南太平洋型(草薙 2006)の気候区に含まれる。年平均気温と年降水量の平年値は、河口近くの中村観測所(四万十市)では 16.3℃、2669 mm、中流域の窪川観測所(四万十町)では 14.8℃、3089 mm、上流域の梶原観測所(梶原町)では 13.3℃、2550 mm であった(気象庁 2018)。また、中流域の大正観測所(四万十町)では年降水量のみの観測であり、平年値は 2704 mm であった。なお、上記 4 観測所では梶原を除き降雪はほとんど観測されず、積雪は四国山地の高標高地に限られる。また、上記 4 観測所では冬季でも同調して降水が認められることが多く、冬季でも北西季節風による降水ではなく、低気圧の通過に伴う前線性の降水が主体である。

広域的な渓流水質の評価を行うために、源流域から約 100 以上の流域を分布の偏りが無く、かつ広い流域面積を覆うように選定した。しかし、後述するように夏季の調査では 92 流域しか採取できず、特に調査地域中部に未調査の地点が集中した。そこで、冬季には中部から北部にかけて 12 流域を調査対象に加え、104 流域で試料を採取した。なお、四国山地では奥地であっても人家が点在し、小規模な耕作地も認められることが多い。そのため、採水地点はそこより上流には大規模な農地や牧草地ならびに大きな集落が分布しない場所を選定した。1999 年当時の国土地理院 2 万 5 千分の 1 地形図で採水地点よりも上流に人家や耕作地を示す地図記号が認められなかった流域は 39 流域である。高知県内の調査の対象とした各市町村の人工林率は約 70% と高いため、各流域の林相については区別していない。

試料は降水の季節変化や植物のフェノロジーなどを考慮して、夏季(1999 年 7 月 14～16 日)と冬季(2000 年 1 月 11～14、20～21 日)に、平水時の流水を 250 mL 容のポリビンにて採取した。中村、窪川、大正、梶原における 1999 年 4 月から 2000 年 3 月までの日降水量の変化(気象庁 2018)、ならびに大正流量観測所における流量の変化(国土交通省水管理・国土保全局 2002)を Fig.2 に示した。調査日および調査日前の天候は良好であり、流量も平水状態であった。しかし、1 月 13 日に一部の流域において採水時に降雨があり、試料に薄い濁りが認められたため、その試料のデータは棄却し、20～21 日に試料を再度採取した。最終的に試料を採取した 104 流域の流域面積は最小 0.18 km²、最大 28.20 km²、平均は 6.17 km² であり、10 km² 以下の流域が 84 流域を占める。

また、源流域の渓流水質との比較のために、四万十川本流中流域の長生(四万十市西土佐)、ならびに支流の北川川の中平(梶原町)においても試料を採取した。長生を選定した理由は、約 2 km 下流の江川崎において本流に合流する広見川は上流域に多くの耕作地が分布するため代掻き排水時等農業活動に伴って大量の懸濁粒子を排水し、合流点より下流の水質への負荷が大きいことが指摘されており(藤原ら 2012)、その影響を避けるためである。また、中平は、四万十川最大の支流である梶原川のさらに支流の北川川に位置し、採水地点の約 800m 下流におい

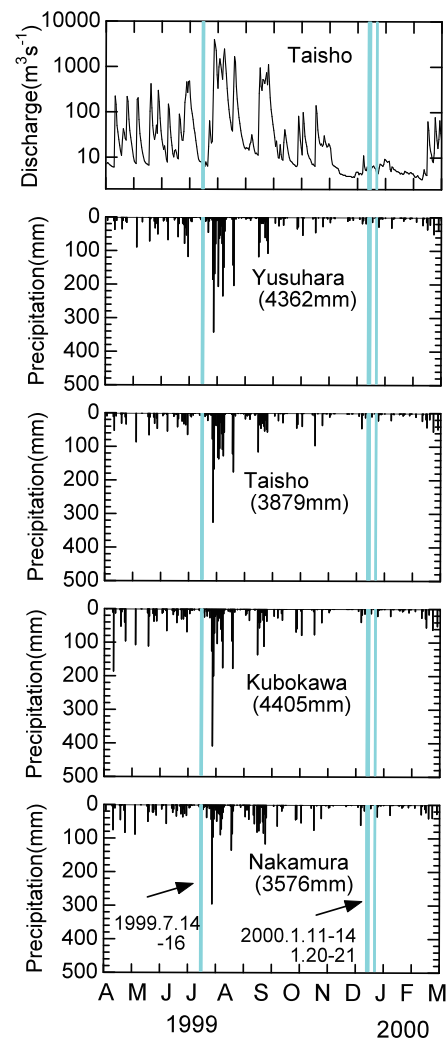


Fig. 2. 中村、窪川、大正、梶原における 1999 年 4 月 1 日から 2000 年 3 月 31 日までの日降水量の変化と大正流量観測所における流量の変化

Variations of daily precipitation from April 1, 1999 to March 31, 2000, at Nakamura, Kubokawa, Taisho, and Yusuhara meteorological stations and discharge at Taisho gaging station.

括弧内の数字は期間内の降水量を示す。また、多点調査の実施日を縦の線で示す。

Enclose values in parentheses show the integrated value of precipitation from April 1, 1999 to March 31, 2000 and light vertical lines show the date of comprehensive surveys.

て梶原川と合流する。さらに 21km 下流の梶原川には津賀ダムが建造されておりその湛水の影響を避けるため、また、合流点よりさらに 8km 上流の梶原川に建造されている初瀬ダムの影響を避けるためである。

さらに、溶存成分組成の季節変動を検討するために、上記の採水地点の中で支流の葛籠川の四万十川との合流より直上流の轟崎（とどろさき・四万十町大正）において、1998 年 4 月から 2000 年 3 月まで概ね月 2 回の頻度で試料を採取した。なお、轟崎は森貞・平井（1996）の地点 14 と同一地点である。

2) 調査地域の地質

調査地域の地質は古くより仏像構造線（BTL）を境として南側に四万十帯、北側に秩父帯の付加体が分布することが知られている（磯崎ら 2010）。20 万分の 1 日本シームレス地質図（産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015）によれば、主として四万十帯は砂岩、泥岩を主体とする堆積岩からなる。秩父帯では堆積岩に加えて、玄武岩、泥質片岩等が分布する。また、北西部の一部に花崗岩が分布する。そこで、調査流域の地質として四万十帯（以下、四万十帯流域）、秩父帯（以下、秩父帯流域）、花崗岩類（以下、花崗岩流域）に大別した（Fig.1）。なお、北縁の天狗高原などの四国山地には秩父帯に属する石灰岩が東西方向に連続して分布する。また、四万十帯においても局所的に石灰岩が分布する。石灰岩が流域内に分布する場合には、特異的に pH、EC が高く、 Ca^{2+} 濃度や HCO_3^- 濃度が高くなる（吉村・井倉 1998）。そのため、石灰岩が流域内に分布していることが 20 万分の 1 日本シームレス地質図において図示されている流域は秩父帯石灰岩流域、四万十帯石灰岩流域として区別した。調査流域の数は四万十帯流域 73（冬季は 84）、四万十帯石灰岩流域 2、秩父帯流域 6（冬季は 7）、秩父帯石灰岩流域 7、花崗岩流域 4 である。各調査流域を構成する地質、流域面積、採水地点の緯度経度、標高、流域内の最高地点の標高を Appendix Table 1 に示した。

3) 水質分析

現地で採取した試料は保冷庫に入れて実験室に持ち帰り、pH をガラス電極法（TOA DKK HM-26S）、電気伝導度（EC）を電気伝導度計（TOA DKK CM-40V）により測定した。また、 $0.45 \mu\text{m}$ のメンブランフィルターに通した試料について、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度をイオンクロマトグラフ法（横河アナリティカルシステムズ IC7000D）により、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、Si 濃度を ICP 発光分光法（Perkin Elmer Optima 3000 XL-S）により測定した。T-N 濃度はペルオキシ二硫酸カリウムによる分解後、紫外線吸光度法（日本分光 Ubest V-560DS-AR）で分析した（長田 1997）。 HCO_3^- 濃度は $0.01 \text{ M-H}_2\text{SO}_4$ による滴定法で測定した pH 4.8 アルカリ度から推定した（半谷・小倉 1995）。

4) 分析結果の精度の検証

分析結果については、陽イオン当量濃度の合計（C）と

陰イオン当量濃度の合計（A）の比較（R1）、ならびに EC の測定値（ECobs）と当量伝導率による EC の計算値（ECcalc）の比較（R2）を以下に示す（1）式と（2）式に従い検証した（EANET 2000）。

$$R1 (\%) = 100 \times (C-A) / (C+A) \quad (1)$$

$$R2 (\%) = 100 \times (EC_{\text{calc}} - EC_{\text{obs}}) / (EC_{\text{calc}} + EC_{\text{obs}}) \quad (2)$$

5) 統計解析

夏季と冬季の試験流域間の pH、EC、溶存無機成分濃度を対応のある 2 群間の t 検定により解析した。また、各溶存無機成分濃度間の相関ならびに溶存無機成分濃度と海からの距離の関係を Pearson の相関係数により解析した。解析には JMP 9.0.0（SAS Institute Japan 株式会社）を用いた。

3. 結果

1) 調査流域の各溶存成分濃度の結果と検証

夏季の 92 流域ならびに長生、中平の分析結果を Appendix Table 2 に、冬季の 104 流域ならびに長生、中平の分析結果を Appendix Table 3 に示した。

本調査で分析した各溶存成分濃度についての R1 と R2 の値もそれぞれ Appendix Table 2、3 に示した。R1 については、夏季の 3 流域、冬季の 27 流域で基準の $\pm 8\%$ を超える分析値が認められた。一方、R2 については、すべての分析値が基準の $\pm 9\%$ 以内となっていた。C と A ならびに ECcalc と ECobs の関係をそれぞれ Fig. 3.A と Fig. 3.B に示した。C と A に関しては A の方が高い傾向が、ECcalc と ECobs に関しては ECcalc が高い傾向が認められたが、1:1 の直線から大きく離れた値は認められなかった。R1 について基準値を超える流域はあるものの、R2 では基準値以下であることから、以下の解析では分析値をそのまま用いることとした。

2) 地質による各溶存成分濃度の違い

夏季と冬季に試料を採取した 92 流域の pH、EC、各溶存成分濃度の平均値と括弧書きで標準偏差を Table 1 に示した。冬季については 104 流域の平均値と括弧書きで標準偏差も示した。また、5 区分した各地質の流域における夏季と冬季の平均値を Table 2 に示した。なお、調査流域の大半を四万十帯が占め、四万十帯石灰岩、秩父帯、秩父帯石灰岩、花崗岩は流域数が少ないために、各地質の流域を個々に比較するための統計的な解析は行っていない。全体としてみれば、本調査地域における各流域の溶存無機成分は、陽イオンでは Ca^{2+} と Na^+ が、陰イオンでは HCO_3^- が主体を占めていた。

流域の大半を占める四万十帯流域と比較すると花崗岩流域は pH、EC が低く、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、Si、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 濃度が低い（Table 2）。四万十帯石灰岩流域では pH、EC が高く、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 濃度が高く、Si 濃度がやや低い値を示した。秩父帯流域は四万十帯流域と比較すると EC がやや低く、 Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、Si 濃度が低い値を示した。秩父帯

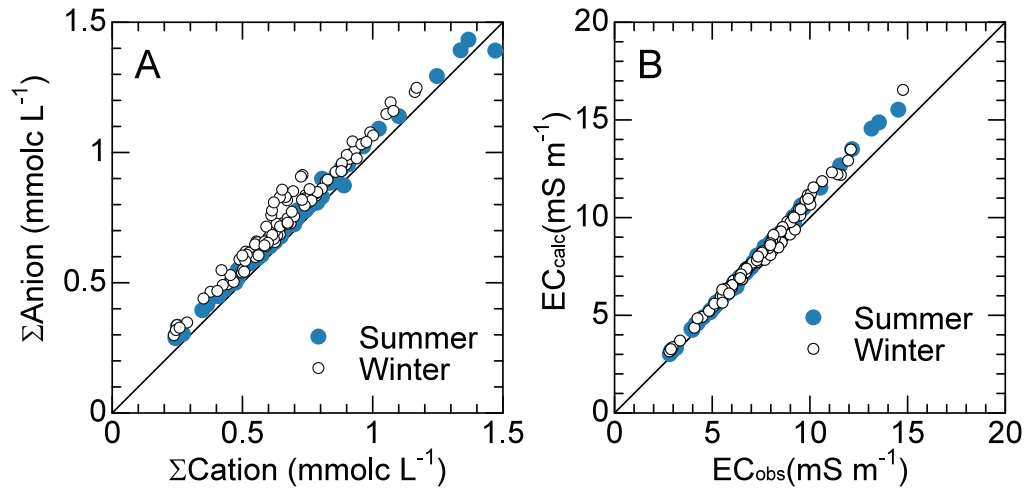


Fig. 3. EANET (2000) に基づく水質分析結果の精度検証・管理

Results of Quality Assurance/Quality Control (QA/QC) Program proposed by EANET (2000)

A: 陽イオン当量濃度の合計 (C) と陰イオン当量濃度の合計 (A) との関係

B: EC 測定値 (EC_obs) と当量伝導率による EC 計算値 (EC_calc) との比較

A: Relationship between total anion (A) of equivalent concentration and total cation (C) equivalent concentration and B: Comparison between observations (EC_obs) and calculations (EC_calc) in electrical conductivity

Table 1. 夏季と冬季の多点調査における pH、EC、溶存無機成分濃度の平均値、および四万十川流域における既往研究の平均値

Arithmetic mean of pH, EC and solute concentrations of stream water collected in summer and winter in this study and mean concentrations of pH, EC and solute concentrations reported in previous studies in the Shimanto River basin.

	採水地点	地点数	採取年月 (回数)		pH	EC mS m ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹	Si mg L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	T-N mg L ⁻¹
本研究	上流域	92	1999.7	(1)	7.46 (0.25)	7.27** (2.22)	4.64** (1.10)	0.59** (0.22)	7.35* (3.96)	1.17 (0.49)	3.28 (0.83)	0.15** (0.06)	6.48** (2.47)	6.59** (1.05)	29.69 (12.52)	0.16** (0.08)
本研究	上流域	92	2000.1	(1)	7.46 (0.25)	7.44** (2.20)	4.81** (1.17)	0.47** (0.14)	7.13* (3.58)	1.19 (0.51)	3.29 (0.78)	0.24** (0.08)	7.51** (2.79)	5.22** (0.95)	29.95 (11.45)	0.26** (0.10)
		104		(1)	7.47 (0.24)	7.53 (2.16)	4.82 (1.12)	0.47 (0.13)	7.30 (3.53)	1.20 (0.49)	3.28 (0.74)	0.24 (0.08)	7.66 (2.81)	5.22 (0.93)	30.30 (11.18)	0.26 (0.11)
今井・北条 (1989)	本流・主要支流	35	1985.11	(1)	7.1 (6.3 - 7.9)											0.47 (0.02 - 3.83)
堀内・山崎 (1998)	本流・主要支流	11	1998.9	(1)	7.89 (7.4 - 8.4)	10.21 (5.78 - 16.1)										0.34 (0.12 - 1.22)
堀内・山崎 (1998)	本流・主要支流	11	1999.3	(1)	7.62 (6.8 - 8.7)	10.56 (6.05 - 15.31)										0.81 (0.18 - 2.9)
小林 (1961)	下流域 具同	1	1958-59	(6)	7.1		4.6	0.87	7.8	1.3	2.6	0.16	5.1	5.47	30.7	
今井・北条 (1989)	下流域 具同	1	1986, 1988	(3)		7.97	4.89	1.34	8.67	2.01	10.39		8.84		23.5	
堀内ほか (1990)	湧水 櫛原		1990.11	(1)	8.1	14.4	1.5	0.22	32.76	0.4	3.8	0.46	5.1	1.64	79.1	
堀内ほか (1990)	湧水 大野見		1990.11	(1)	7.5	6.6	4.9	0.47	4.33	1.34	4.0	0.05	4.5	5.8	22.1	
堀内ほか (1990)	湧水 中津川		1990.11	(1)	7.5	4.9	4.5	0.62	3.1	0.65	4.7	0.02	4.8	7.43	14.4	
森貞・平井 (1996)	中流域 轟崎	1	1994	(12)	7.31	5.9	4.08	0.57	5.41	0.88	2.5	0.16	6.09			
広瀬ほか (1988)	上流域 松葉川	1	1987-88	(11)	6.78	6.44	4.22	0.85	4.18	1.22	1.85	0.01	11.46			
広瀬ほか (1988)	上流域 米の川	1	1987-88	(11)	6.81	5.99	4.07	0.94	3.59	1.18	2.18	0.13	8.31			
藤本ほか (1998)	上流域 川井	1	1997-98	(41)	6.67	7.01	4.51	0.65	9.09	1.00	3.24	0.29	5.57			
稲垣ほか (2007)	上流域*	20	2006.6	(1)	7.5	5.8	3.88	0.42	4.86	0.98	2.98	0.06	4.12	6.72		
稲垣ほか (2007)	本流*	18	2006.6	(1)	7.8	6.6	3.08	0.38	7.26	0.99	2.56	0.16	3.57	5.50		
稲垣ほか (2007)	上流域*	20	2006.9	(1)	7.6	6.3	4.17	0.44	5.50	1.10	2.87	0.09	4.27	6.74		
稲垣ほか (2007)	本流*	18	2006.9	(1)	8	7.1	3.31	0.41	8.17	1.03	2.55	0.16	3.69	5.23		

*、** は夏季と冬季で $p < 0.05$ 、あるいは $p < 0.001$ の有意差があることを示す

本研究の平均値の括弧は標準偏差を示す

四万十川流域における既往研究のうち、稲垣ほか (2007) の値は四万十川流域以外の高知県内の結果を森林流域では 3 地点、本流では 6 地点含む。

Significant level : * $p < 0.05$, ** $p < 0.001$

Enclose values in parentheses in this study show standard deviations.

Result of the previous studies by Inagaki et al. (2007) included the data obtained from other river basins in Kochi Prefecture.

石灰岩流域は四万十帯流域と比較すると pH、EC が高く、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が高く、 Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、Si 濃度が低い値を示した。 NO_3^- -N、T-N 濃度については地質による顕著な差は認められなかった。 NH_4^+ -N 濃度は最大でも 0.02 mg L^{-1} であり、ほとんどの流域で検出されなかった。 NO_2^- はすべての流域で検出されなかった。

Ca^{2+} 濃度と SO_4^{2-} 濃度の関係には二つの傾向が認められ、四万十帯流域ならびに四万十帯石灰岩流域は、秩父帯流域ならびに秩父帯石灰岩流域と比べて Ca^{2+} 濃度に対する SO_4^{2-} 濃度が相対的に高い傾向を示した (Fig. 4)。秩父帯石灰岩流域と四万十帯石灰岩流域はともに Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が高いという共通の特徴を示すが、 SO_4^{2-} 濃度には差が認められた。四万十帯流域の中でも秩父帯流域における Ca^{2+} 濃度と SO_4^{2-} 濃度の関係に類似した流域も数流域認められるが、これらの流域は四万十帯の中でも

北縁の秩父帯に近い地域に分布していた。

四万十帯流域と四万十帯石灰岩流域を合わせた Na^+ 濃度の平均値は夏季 5.04 mg L^{-1} (75 流域)、冬季 5.20 mg L^{-1} (86 流域) であり、秩父帯流域、秩父帯石灰岩流域、花崗岩流域を合わせた Na^+ 濃度の平均値である夏季 2.90 mg L^{-1} (17 流域)、冬季 3.03 mg L^{-1} (18 流域) と比べて夏季冬季共に有意に高い値を示した (共に $p < 0.001$)。一方 Cl^- 濃度は秩父帯流域と秩父帯石灰岩流域に比べて花崗岩流域、四万十帯流域、四万十帯石灰岩流域は高い値を示した。 Cl^- 濃度と各採水地点における土佐湾もしくは豊後水道までの距離と間には夏季も冬季も弱い負の相関が有意に認められた (Fig. 5, $p < 0.001$)。

全流域における Na^+ 濃度と Cl^- 濃度との関係は、平均的な海水の Na/Cl 重量比を示す

$$\text{Na}^+ = 0.556 \times \text{Cl}^- \quad (3)$$

Table 2. 各地質の流域における夏季と冬季の溶存無機成分濃度の平均値

Arithmetic mean solute concentrations in stream water collected in summer and winter among the watersheds classified by geologic groups.

採水時期	地質	流域数	pH	EC mS m^{-1}	Na^+ mg L^{-1}	K^+ mg L^{-1}	Mg^{2+} mg L^{-1}	Ca^{2+} mg L^{-1}	Cl^- mg L^{-1}	NO_3^- -N mg L^{-1}	SO_4^{2-} mg L^{-1}	Si mg L^{-1}	HCO_3^- mg L^{-1}	T-N mg L^{-1}
1999.7	四万十帯	73	7.44	7.21	5.00	0.63	1.16	6.82	3.44	0.14	6.97	6.95	28.14	0.16
2000.1	四万十帯	84	7.46	7.54	5.16	0.50	1.19	6.93	3.42	0.23	8.17	5.49	29.19	0.26
1999.7	四万十帯石灰岩	2	7.66	10.36	6.29	1.07	2.15	10.05	3.91	0.13	11.99	5.99	40.01	0.19
2000.1	四万十帯石灰岩	2	7.69	11.08	6.84	0.74	2.45	10.85	3.76	0.38	13.05	4.77	44.35	0.40
1999.7	花崗岩	4	6.95	3.59	3.28	0.30	0.52	2.25	3.53	0.20	3.16	5.08	10.45	0.21
2000.1	花崗岩	4	6.83	3.42	3.13	0.31	0.51	2.03	3.44	0.24	3.32	4.26	10.89	0.32
1999.7	秩父帯	6	7.39	5.35	2.81	0.38	0.95	5.76	2.24	0.19	3.59	5.50	24.94	0.19
2000.1	秩父帯	7	7.44	6.11	3.12	0.34	1.08	6.67	2.41	0.26	4.78	4.32	27.77	0.26
1999.7	秩父帯石灰岩	7	7.86	10.73	2.77	0.32	1.51	16.42	2.16	0.19	4.25	4.84	57.95	0.20
2000.1	秩父帯石灰岩	7	7.90	10.11	2.89	0.25	1.48	14.30	2.28	0.25	5.33	3.65	53.11	0.26

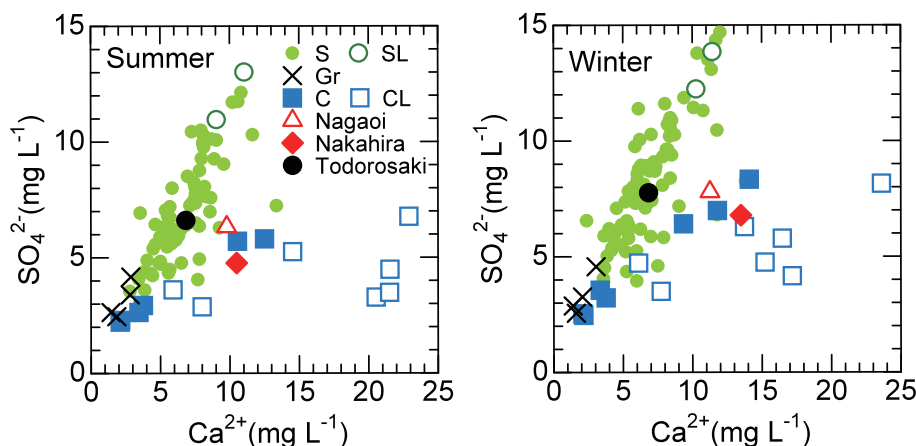


Fig. 4. Ca^{2+} 濃度と SO_4^{2-} 濃度との関係

Relationship between Ca^{2+} and SO_4^{2-} concentrations by geologic groups.

S: 四万十帯流域, SL: 四万十帯石灰岩流域, Gr: 花崗岩流域, C: 秩父帯流域, CL: 秩父帯石灰岩流域
S: Shimanto belt (shale and sandstone), SL: Shimanto belt with limestone, Gr: Granitic rock, C: Chichibu belt (sedimentary rocks, metamorphic rocks, and basalt), and CL: Chichibu belt with limestone.

(3) 式より上位にプロットされる (Fig. 6)。このことは、渓流水中に溶存する Na^+ は、海塩起源の Na^+ に基盤岩石から風化によって溶出した Na^+ が付加されていることを示す。また、四万十帯流域と四万十帯石灰岩流域における Na^+ 濃度と Cl^- 濃度との関係は、秩父帯流域と秩父帯石灰岩流域と花崗岩流域における Na^+ 濃度と Cl^- 濃度との関係よりも上位にプロットされ、秩父帯流域、秩父帯石灰岩流域、花崗岩流域よりも、四万十帯流域、四万十帯石灰岩流域の方が基盤岩石起源の Na^+ が多いことが認められた。

3) 夏季と冬季の各溶存成分濃度の違い

夏季、冬季ともに試料を採取した 92 流域について、夏季と冬季の pH、EC、各溶存成分濃度を比較する (Table 1)。また、個々の地点における各溶存成分濃度の夏季と冬季の比較を長生、中平の値も加えて Fig. 7、8 に示した。

pH は夏季に 6.73 ~ 8.06 (単純平均 7.46)、冬季に 6.55 ~ 8.07 (単純平均 7.46) を示した (Table 1)。EC は夏季に $2.83 \sim 14.53 \text{ mS m}^{-1}$ (平均 7.27 mS m^{-1})、冬季に $2.81 \sim 14.77 \text{ mS m}^{-1}$ (平均 7.44 mS m^{-1}) の範囲であった。pH は夏季と冬季では有意な差は認められなかったが ($p=0.33$)、EC は冬季が有意に高かった ($p=0.013$)。

溶存陽イオンは夏季、冬季ともに Ca^{2+} と Na^+ が主体であり、 Mg^{2+} と K^+ は少ない。 K^+ 濃度は夏季に有意に高いが ($p<0.001$)、 Na^+ 濃度は冬季に有意に高く ($p<0.001$)、 Mg^{2+} 濃度については有意な季節間の差は認められなかった ($p=0.19$)。なお、 Ca^{2+} 濃度は 92 流域全体では夏季に高いが ($p=0.035$)、秩父帯石灰岩流域において Ca^{2+} 濃度が特徴的に高く、かつ夏季に高い値を示した。このため、秩父帯石灰岩流域と四万十帯石灰岩流域を除外した 83 流域で Ca^{2+} 濃度の季節間の差を検定したところ、有意な差

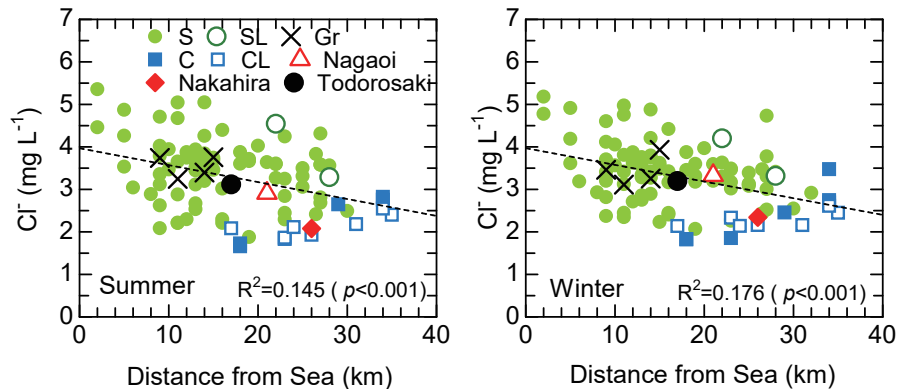


Fig. 5. Cl^- 濃度と各採水地点における土佐湾もしくは豊後水道までの距離との関係

Variation of Cl^- concentrations as a function of distance from Tosa Bay or Bungosuido Strait.

点線は全採取地点の回帰直線を表す

S: 四万十帯流域、SL: 四万十帯石灰岩流域、Gr: 花崗岩流域、C: 秩父帯流域、CL: 秩父帯石灰岩流域

The dotted line is the regression line of whole area

S: Shimanto belt (shale and sandstone), SL: Shimanto belt with limestone, Gr: Granitic rock, C: Chichibu belt (sedimentary rocks, metamorphic rocks, and basalt), and CL: Chichibu belt with limestone.

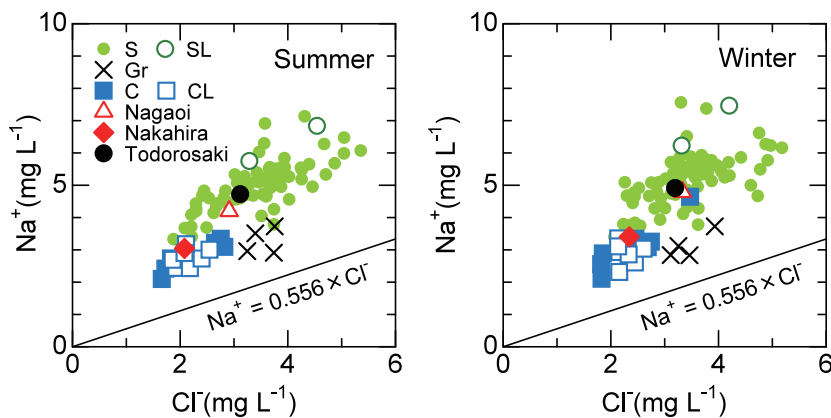


Fig. 6. Na^+ 濃度と Cl^- 濃度との関係

Relationship between Na^+ and Cl^- concentrations by geologic groups.

S: 四万十帯流域、SL: 四万十帯石灰岩流域、Gr: 花崗岩流域、C: 秩父帯流域、CL: 秩父帯石灰岩流域

S: Shimanto belt (shale and sandstone), SL: Shimanto belt with limestone, Gr: Granitic rock, C: Chichibu belt (sedimentary rocks, metamorphic rocks, and basalt), and CL: Chichibu belt with limestone.

は認められなかった ($p=0.84$)。

一方、溶存陰イオンは HCO_3^- が主体であり、全体としては夏季と冬季で濃度に有意な差は認められなかったが ($p=0.25$)、 Ca^{2+} と同様に秩父帯石灰岩流域と四万十帯石灰岩流域を除外した 83 流域で比較すると、 HCO_3^- 濃度には有意な季節間の差が認められた ($p=0.013$)。また、 Cl^- 濃度は夏季と冬季で有意な季節間の差は認められなかった ($p=0.41$)。一方、 SO_4^{2-} 濃度は冬季に有意に高い値を示した ($p<0.001$)。NO₃⁻-N 濃度は、夏季に 0.05 ~ 0.33 mg L⁻¹ (平均 0.15 mg L⁻¹)、冬季に 0.11 ~ 0.50 mg L⁻¹ (平均 0.24

mg L⁻¹) であり、冬季に有意に高い値を示した ($p<0.001$)。

Si 濃度は夏季に 4.18 ~ 8.88 mg L⁻¹ (平均 6.59 mg L⁻¹)、冬季に 2.97 ~ 7.38 mg L⁻¹ (平均 5.22 mg L⁻¹) であり、夏季に有意に高い値を示した ($p<0.001$)。

T-N 濃度も夏季に 0.05 ~ 0.40 mg L⁻¹ (平均 0.16 mg L⁻¹)、冬季に 0.11 ~ 0.56 mg L⁻¹ (平均 0.26 mg L⁻¹) であり、NO₃⁻-N 濃度と同様に冬季に有意に高い値を示した ($p<0.001$)。夏季には 92 流域中 6 流域、冬季には 104 流域中 35 流域において清流基準の基準値である 0.3 mg L⁻¹ を超過した。このうち、EK3、KY7、MU1、OM5、YS4

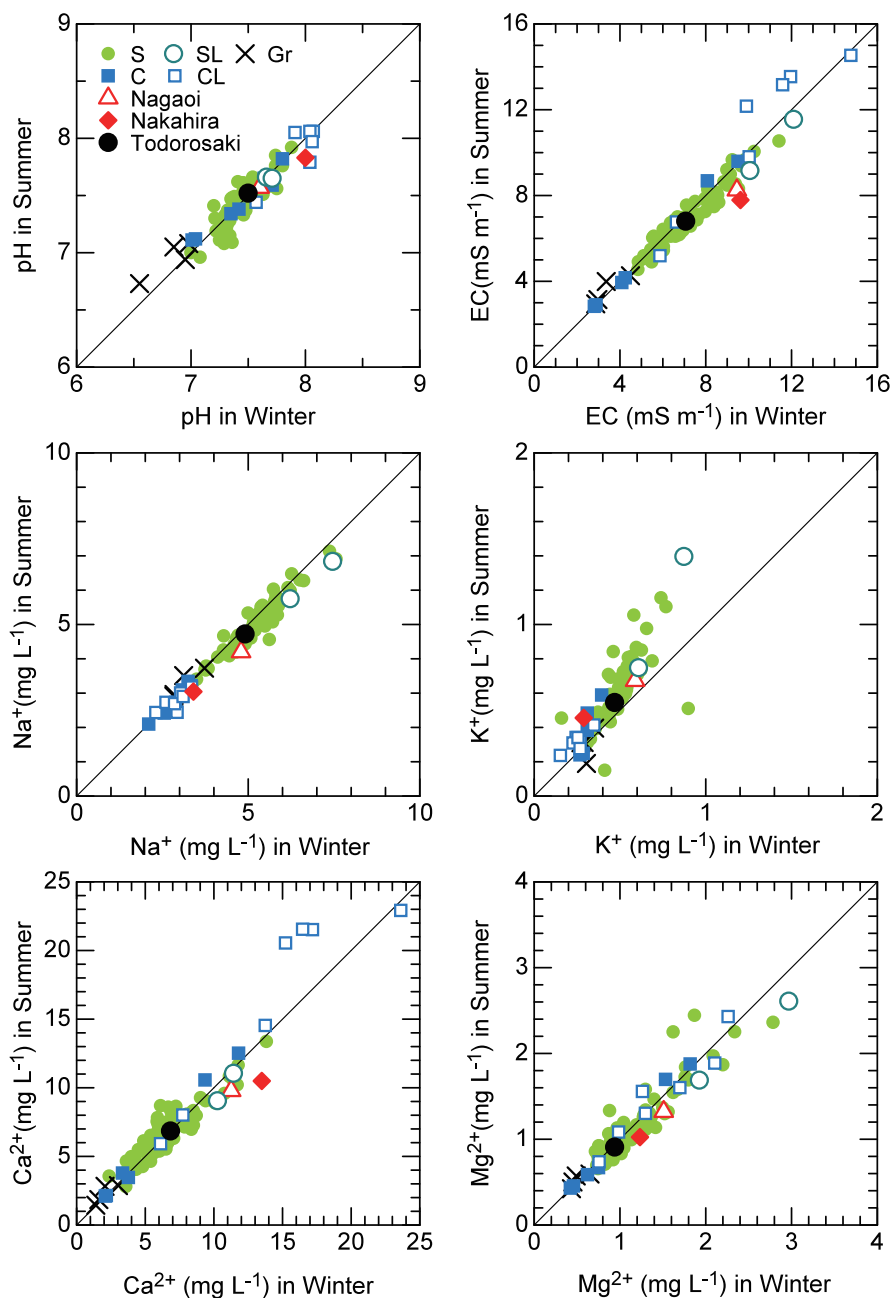


Fig. 7. pH、EC、陽イオン濃度の夏季と冬季の比較

Comparison of pH, EC and cation concentrations between summer and winter by geologic groups.

S : 四万十帯流域、SL : 四万十帯石灰岩流域、Gr : 花崗岩流域、C : 秩父帯流域、CL : 秩父帯石灰岩流域
S : Shimanto belt (shale and sandstone), SL : Shimanto belt with limestone, Gr : Granitic rock, C : Chichibu belt (sedimentary rocks, metamorphic rocks, and basalt), and CL : Chichibu belt with limestone.

の5流域で夏季、冬季ともに基準値を超過した。また、冬季に新たに採取した12流域のうち5流域で基準値を超過し、2流域で基準値をわずかに下回る値を示した。夏季に基準値を超過した流域は調査地域内に点在しており、地理的な偏りは認められなかった (Fig.9)。また、花崗岩流域 (MU1) ならびに秩父帯流域 (OM5) もそれぞれ1流域で超過しており、地質による顕著な差異は認められなかった。一方、冬季のT-N濃度の分布 (Fig.10) は夏季に比べて調査地域全域で高く、基準値を超過した流域は中流域のみならず梶原川や目黒川などの源流域でも分布し

ており、顕著な地理的な偏りは認められなかった。

4) 長生ならびに中平における溶存成分組成

長生より上流域は源流部に秩父帯が分布するものの、大半が四万十帯からなる。このため、長生における溶存成分濃度は四万十帯流域73流域の値の範囲内にある (Fig. 7、8)。ただし、pH、EC、 Ca^{2+} 濃度、 HCO_3^- 濃度は四万十帯流域の値の範囲内でも高い傾向を示し、Si濃度は四万十帯流域の値の範囲内でも低い値を示した。 NO_3^- -N濃度は四万十帯流域のみならず全92流域と比較しても低い値を示し、特に夏季には NO_3^- -N濃度は 0.064 mg L^{-1} と

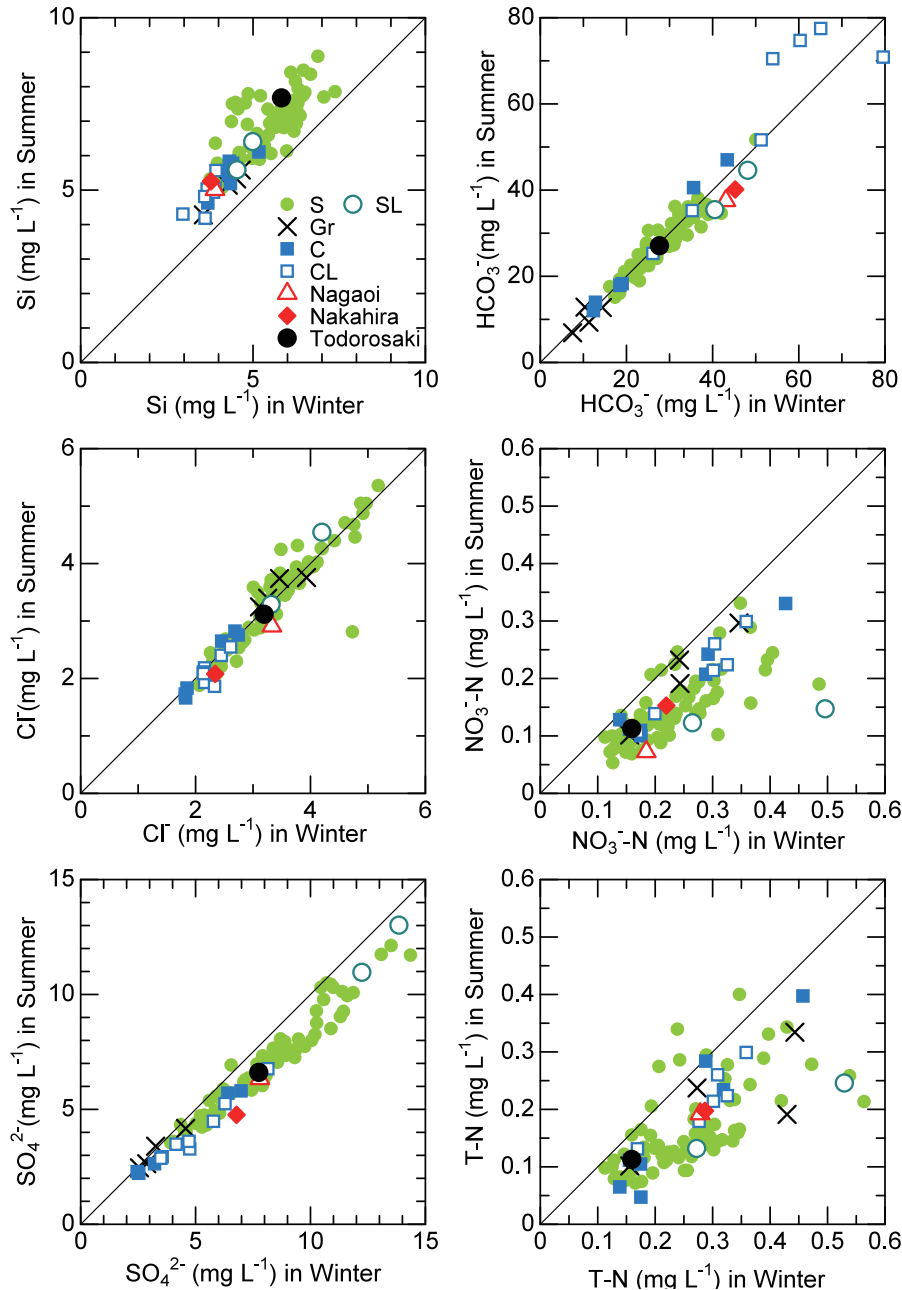


Fig. 8. Si濃度、陰イオン濃度、硝酸態窒素濃度、全窒素濃度の夏季と冬季の比較

Comparison of Si, anion concentrations, nitrate-nitrogen, and dissolved total nitrogen concentrations between summer and winter by geologic groups.

S: 四万十帯流域, SL: 四万十帯石灰岩流域, Gr: 花崗岩流域, C: 秩父帯流域, CL: 秩父帯石灰岩流域

S: Shimanto belt (shale and sandstone), SL: Shimanto belt with limestone, Gr: Granitic rock, C: Chichibu belt (sedimentary rocks, metamorphic rocks, and basalt), and CL: Chichibu belt with limestone.

低い値を示した。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は検出できなかった。 T-N 濃度は夏季に 0.19 mg L^{-1} 、冬季に 0.28 mg L^{-1} であり、冬季の値は清流基準値をわずかに下回った。

中平における溶存成分濃度も長生と同様に pH 、 EC 、 Ca^{2+} 濃度、 HCO_3^- 濃度は四万十帯流域の値の範囲内でも高く、 Si 濃度は低い値を示した。一方、中平における Na^+ 、 Cl^- 、 K^+ 濃度は長生よりも低い値を示し、秩父帯流域、秩父帯石灰岩流域の値に近い値を示した。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は夏季に 0.15 mg L^{-1} 、冬季に 0.22 mg L^{-1} であり、四万十帯流域の値の範囲内である。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ は夏季には検出できず、冬季に 0.02 mg L^{-1} の値を示した。 T-N 濃度は夏季に 0.20 mg L^{-1} 、冬季に 0.29 mg L^{-1} であり、長生と同様に冬季の値は清流基準値をわずかに下回った。

5) 轟崎における溶存成分組成の季節変動

轟崎における各溶存成分の2年間の平均濃度は、森貞・平井(1996)と比較すると、 pH 、 EC 、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Na^+ 、 Cl^- 濃度がやや高い値を示したが、いずれも変動の範囲内にある。 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 濃度は1998年、1999年共に6月から9月にかけて低下し、日降水量 100mm を越すような豪雨の襲来の少ない1998年9月から1999年2月にかけてと1999年8月から2000年2月にかけて緩やかな上昇する傾向を示した(Fig. 11)。森貞・

平井(1996)でも同様の Ca^{2+} 濃度の季節変動が認められている。これに対して、 Si 濃度は夏季に高く、冬季に低い傾向を示した。また、 K^+ 濃度も変動幅は小さいものの、 Si 濃度と同様の変動を示した。 Cl^- 濃度は $3.0 \sim 3.4 \text{ mg L}^{-1}$ (平均 3.19 mg L^{-1})の値を示し、2年間を通じて大きな変動は認められない。 T-N 濃度と $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 濃度は概ね 0.15 mg L^{-1} 以下の低い値を示し、降水イベントの影響による変動も認められたが、計測期間中はほぼ同調した変動を示した。季節変動としては春季に濃度が低下する傾向が認められた。

轟崎で認められた溶存成分濃度の季節変動の傾向は、Fig. 7、8に示した92流域における pH 、 EC 、各溶存成分濃度の夏季と冬季との差異と整合的である。

考察

1) 溶存無機成分組成に関する既往の調査結果との比較

本流の溶存無機成分組成については、小林(1961)により下流の四万十市中村・具同において1958年から59年にかけて6回測定された平均値と、同地点において今井・北条(1989)により1986年から1988年にかけて3回実施された分析値が公表されている。これらの結果と本研究の結果とは、今井・北条(1989)による K^+ 、 Cl^- 濃度と

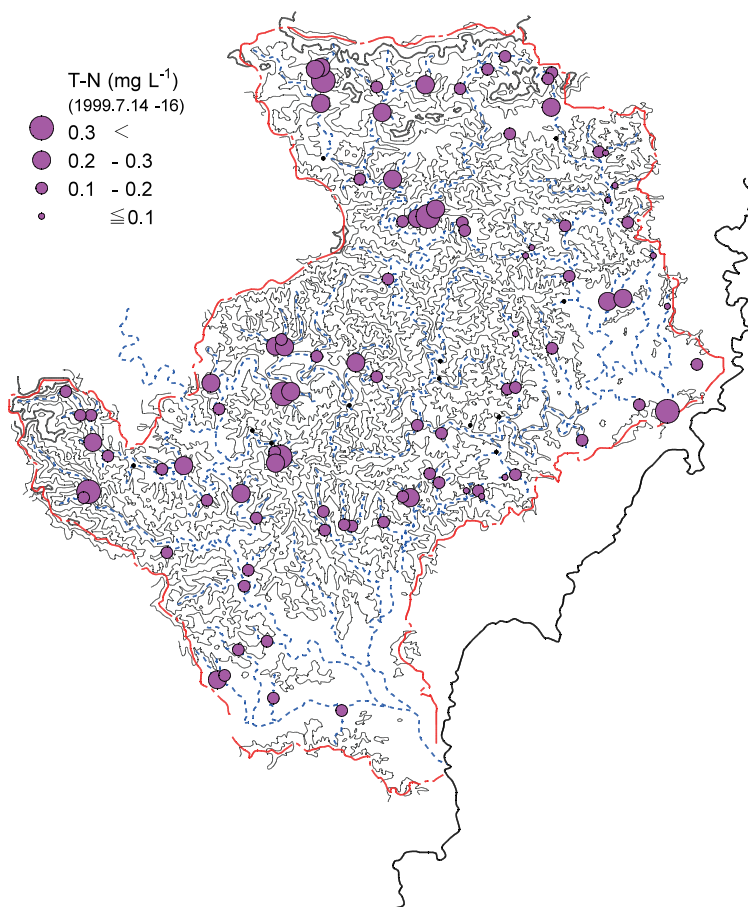


Fig. 9. 夏季における全窒素濃度の地理的分布
Spatial distribution of dissolved total nitrogen concentration in summer.

は大きな差が認められるものの、それ以外の溶存無機成分濃度とは整合的な値を示した (Table 1)。また、稲垣ら (2007) は、四万十川 (17 地点) だけではなく仁淀川 (3 地点) も含めた値ではあるものの、森林流域の溶存無機成分濃度の 2006 年 6 月と 9 月についての平均値を提示し、特に秩父帯の流域において EC 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 濃度が低い傾向を指摘している。これらの分析値は本研究の結果に比べて全般的に濃度が低いが、秩父帯で低い値を示す傾向は同じであった。

小流域に関しては、広瀬ら (1988) による四万十町松葉川と米の川、森貞・平井 (1996) による四万十町葛籠川流域の 7 地点、藤本ら (1998) による梶原町川井において定期的に溶存無機成分組成を測定した平均値が公表されている。これらの流域における溶存無機成分濃度の平均値は、広瀬ら (1988) の 2 地点において SO_4^{2-} 濃度が高い値を示す以外は本研究の成果と整合的である。

堀内ら (1990) による湧水の溶存無機成分濃度も、四万十帯における湧水 2 地点 (四万十町大正中津川と中土佐町大野見久万秋) の結果は本研究の平均値と類似した値を示した。さらに秩父帯石灰岩における湧水 (梶原町本も谷丸野公園) において Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が著しく高く、 Si 濃度が低い値を示しており、本研究の成果と整

合的である。

既往の調査結果における各溶存無機成分濃度の値の範囲や成分組成における四万十帯流域と秩父帯石灰岩流域の差異などの特徴は、本研究の結果でも確認できた。これらのことから本研究で計測した各源流域の溶存成分濃度とその組成は、少なくとも調査地域とした四万十川流域における溶存成分組成の全体像を把握するのに十分な地点数と精度を有していると考えられる。

2) 溶存無機成分組成に与える立地要因の影響

調査地域の大半を占める四万十帯流域と比較すると花崗岩流域や秩父帯流域、秩父帯石灰岩流域では溶存無機成分組成が異なる傾向が認められた (Table 2, Fig. 7, 8)。花崗岩や堆積岩を構成するケイ酸塩鉱物は、大気中の CO_2 や土壌呼吸によって生成された CO_2 を溶存した水と反応して、土壌水や地下水に Si とともに Ca^{2+} 、 Mg^{2+} などの陽イオンを溶脱させる。また、その過程で HCO_3^- も生成する。したがって、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 、 Si などの濃度は流域における風化の進行を示す指標となる。

花崗岩流域では四万十帯流域、秩父帯流域に比べて pH 、 EC が低く、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 HCO_3^- 、 Si などの各溶存無機成分濃度も低い傾向が認められた。花崗岩は目黒川源流や黒尊川源流の急傾斜の山地に局所的に分布する。

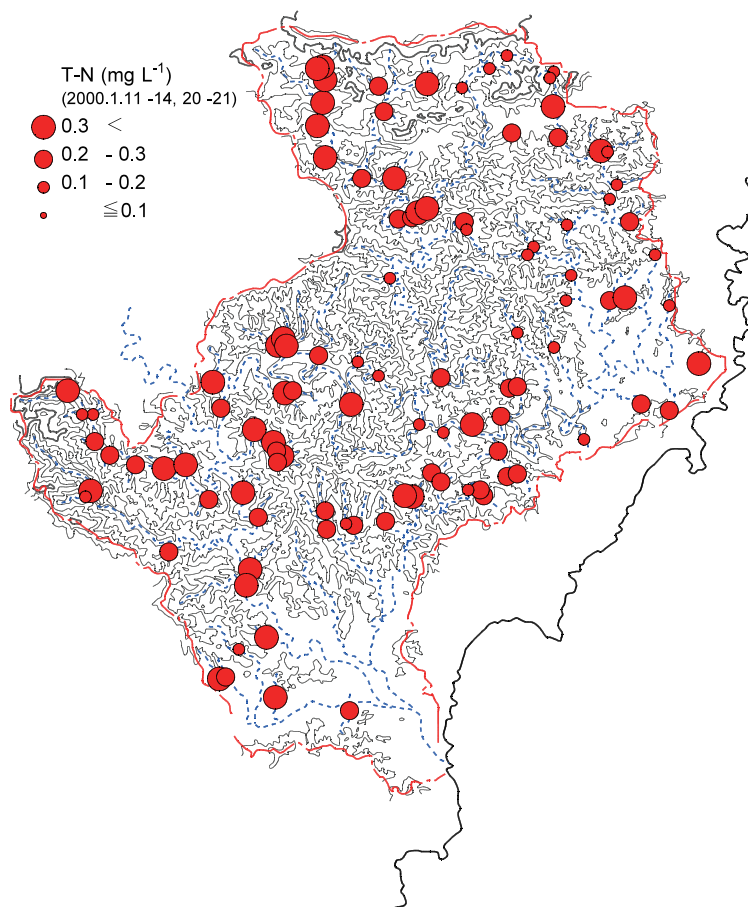


Fig. 10. 冬季における全窒素濃度の地理的分布
Spatial distribution of dissolved total nitrogen concentration in winter.

調査地域の花崗岩流域の水質は金井ら (1998) による水質の類型化によれば、表層地下水における $\text{Ca} \cdot \text{Mg}-\text{HCO}_3$ 型に分類され、EC も低く、陰イオンに占める HCO_3^- の割合も低い。このことから、本研究の花崗岩流域では、雨水と基盤岩との反応がまだ充分に進んでいない比較的新しい地下水が表流水として流出していると推定される。

一方、石灰岩では主要構成成分である炭酸塩鉱物 (代表的なものとして方解石 (CaCO_3)) が、大気や土壌中の CO_2 を溶存した水と反応して、 Ca^{2+} と HCO_3^- を生成する

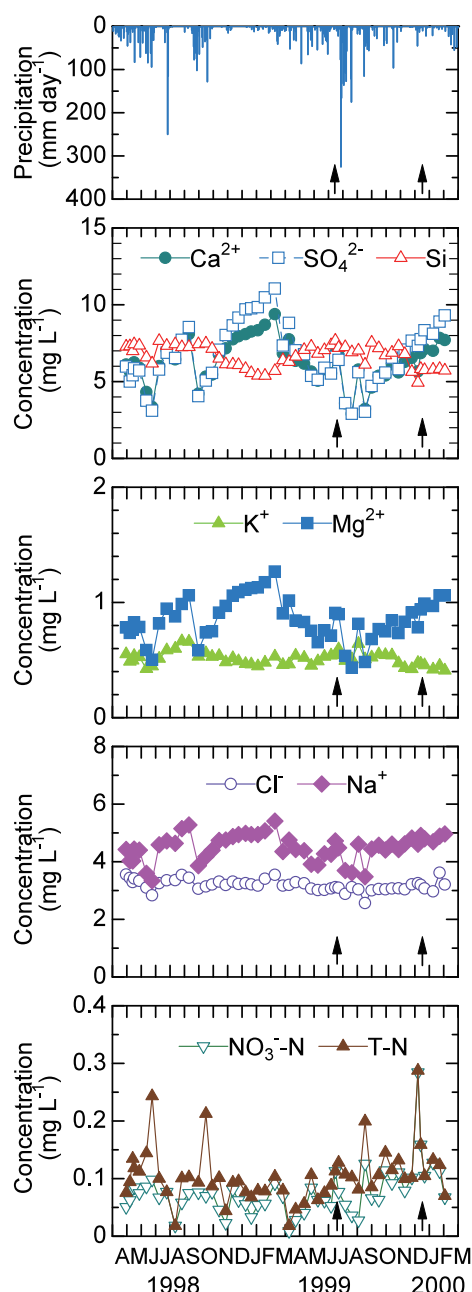


Fig. 11. 轟崎における降水量、溶存無機成分濃度の変動 (1998.4 ~ 2000.3)

Seasonal variations of precipitation and solute concentrations at Todorosaki (1998.4 ~ 2000.3).

上向き黒矢印は多点調査の実施日を示す。

Upward arrows show the date of comprehensive surveys

ため、石灰岩流域ではこれらの成分濃度が高くなる (吉村・井倉 1998)。秩父帯石灰岩流域では秩父帯流域に比べて pH、EC が高く、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- などの各溶存無機成分濃度も高い傾向が認められたが、一方で Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 濃度は低い傾向が認められた (Table 2)。また、相対的にケイ酸塩鉱物に乏しいため、Si 濃度が低い値を示す。ただし、本研究において秩父帯石灰岩流域として分類した流域でも必ずしも pH、EC が高くはなく、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- などの各溶存無機成分濃度も高い傾向を示さない流域も認められた。秩父帯の石灰岩は瀬戸内海側との分水界となる四国山地の稜線部に局所的に分布するため、これらの流域では構成面積としては大半を占める他の秩父帯の堆積岩・玄武岩・泥質片岩等の影響の方が強く表れていると考えられる。

秩父帯石灰岩流域と四万十帯石灰岩流域はともに Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が高いという石灰岩流域特有の共通した特徴を示す一方で、 SO_4^{2-} 濃度には差が認められた (Table 2, Fig. 4)。秩父帯でも四万十帯でも石灰岩の分布は局所的であり、流域の大半では四万十帯では砂岩と泥岩を主体とする堆積岩が分布するのに対して、秩父帯では堆積岩に加え、玄武岩、変成岩等が分布する。このような両地質帯を構成する堆積岩の占める割合の違いにより、秩父帯石灰岩流域では秩父帯流域と同様に SO_4^{2-} 濃度が低く、四万十帯石灰岩流域では四万十帯流域と同様に SO_4^{2-} 濃度が高い値を示したと考えられる。

一般的に堆積岩や火成岩における Cl の含有量は 0.1% 以下と極めて少ないことが報告されており (Imai et al. 1994, 1996)、基盤岩石からの供給は無視できる。また、 Cl^- 濃度は土佐湾もしくは豊後水道までの距離が大きいほど低くなる傾向が有意に認められた (Fig. 5)。これらのことから、渓流水の Cl^- の起源は降水に含まれる海塩であると推察される。本調査地域では四国山地の高標高地を除くと冬季でも北西季節風による降雪はほとんど観測されず、前線性の低気圧による降雨が主体であることから、一年を通じて太平洋からの海塩が降水によって供給されており、その影響の程度が海洋からの距離として表れていることを示唆している。このような海洋からの距離に応じて Cl^- 濃度が減少する傾向は、仲川ら (1995) や金子 (1998) でも報告されている。なお、花崗岩流域では Cl^- 濃度が秩父帯流域、秩父帯石灰岩流域と比べて高い値を示す。このことは本調査地域における花崗岩の分布が、より土佐湾や豊後水道に近い四万十帯の中にあるためと考えられる。一方、 Na^+ 濃度も各採水地点における土佐湾もしくは豊後水道までの距離と間に、弱い負の相関が夏季も冬季も有意に認められ ($p < 0.05$)、海塩の影響が現れていることを示唆する。しかし、 Na/Cl 重量比は 0.556 よりも大きいことから (Fig. 6)、風化によって基盤岩石から溶出した Na^+ が渓流水中の Na^+ 濃度に大きく貢献していることは明らかである。花崗岩流域の Na/Cl 重量比 (約 0.9) から海水起源の Cl^- を 1 とし非海水起源の Na^+ の

比率を算出すると、渓流水中に含まれる Na^+ の約 37% が基盤岩石由来となる。さらに、Fig. 6 において花崗岩、秩父帯流域に比べて上位にプロットされる四万十帯流域ならびに四万十帯石灰岩流域岩では過半の Na^+ が基盤岩石由来であると推察できる。

このように、本調査地域の源流域における渓流水の各溶存無機成分濃度は地質の違いと海からの距離という立地条件に大きく影響されていると考えられる。

3) 溶存無機成分濃度の季節変動要因

轟崎において認められた Ca^{2+} の季節変動は森貞・平井 (1996) でも同様の季節変動が報告されており、また、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 濃度の季節変動は、藤本ら (1998) でも認められている。なお、藤本ら (1998) の調査流域は本研究における YS2 のさらに上流に位置する。一方、夏季に有意に高い値を示す Si は、主としてケイ酸塩鉱物の風化によって生成されるため、夏季のより高温環境下において風化が促進され、濃度が上昇したと考えられる。ところで、風化による Si の生成に伴って、 Ca^{2+} 等の陽イオンとともに HCO_3^- が生成される。このため、温度条件に支配された風化による基盤岩石からの溶存無機成分の生成が主要因であれば、これらの成分の季節変動は同じ傾向を示すはずである。夏季に Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が特徴的に高い値を示した秩父帯石灰岩流域の 4 流域では、夏季の高温環境下において炭酸塩鉱物の溶解が進んで濃度が上昇した影響が強い。

しかし、轟崎では Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 濃度の変動は Si 濃度の変動とは相反する変動を示した (Fig. 11)。 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 濃度については夏季に低く、冬季に高い季節変動が認められた。また、轟崎におけるこれらの溶存無機成分濃度は降水イベント後に急激に低下する傾向を示した。このような降水イベントによる濃度の低下と無降雨期における濃度の漸増は、基底流出時における高濃度の地下水起源の渓流水が降水量の増加にともなう低濃度の降水や土壌水等の混入によって希釈され濃度が低下し、さらに晩秋から春にかけての寡雨期に回復していることを示唆する。本調査地域と同じ西南太平洋型気候区に含まれる宮崎県に位置する去川森林理水試験地でも、上記 5 溶存成分濃度には同様の季節変動が認められるとともに、これらの濃度が日流出水量の対数値と強い負の相関を示すことが明らかにされている (吉永ら 2011)。このことは、これらの溶存無機成分の濃度が、日流出水量が夏季に多く冬季に少ないという水文特性に支配されていることを示している。轟崎における季節変動も同様の水文特性に影響された希釈効果による変動が現れていると考えられる。なお、 K^+ 濃度も変動幅は小さいものの Si 濃度と同様に夏季に高くなる季節変動を示した。このことはケイ酸塩鉱物からの溶出の増加に加え、本調査地域における夏季の降水量の増加により植物—土壌系からの溶脱の増加が貢献していることが推定されるが、そのメカニズムに関しては今後の課題としたい。

一方、渓流水中の NO_3^- -N 濃度の季節変化は、大きく見れば土壌における窒素の無機化や硝化と植物による吸収とのバランスに支配される。冬季が多雨期である欧米では、夏季には植物による吸収が卓越するために NO_3^- -N 濃度が減少し、冬季に植物による吸収の減少とともに流出水量の増加にともなって NO_3^- -N 濃度が高くなる傾向が認められている (Stoddard 1994)。一方、日本を含むモンスーンアジアでは夏季が多雨期と重なるため、夏季に生成された無機態窒素が植物に吸収されるとともに渓流水としても流出し、結果として夏季に高濃度の NO_3^- -N 濃度が観測されることが指摘されている (Ohte 2012 など)。轟崎では NO_3^- -N 濃度と T-N 濃度が低下する春季以外にも降雨イベント等により急激な濃度の低下が認められることもあり、明瞭な季節変動は認められない。日本において NO_3^- もしくは NO_3^- -N 濃度の季節変動が議論されている流域は、梅雨、秋雨、台風といった多雨期とそれ以外の寡雨期が共通する年降水量が 2000mm 以下の地域が多い。一方、本調査地域や去川森林理水試験地のように年降水量が 2500mm 以上で多雨期には日降水量 100mm 以上の降雨イベントが発生し、寡雨期でも日降水量 30mm 程度の降雨イベントが通常でも認められるような西南太平洋型気候区の流域では、渓流水への NO_3^- -N の流出も水文特性によって支配され、季節変動が不明確になっている可能性が高い。また、92 流域の比較に関しては、轟崎における季節変動が不明瞭なこともあり、調査地域全体としての NO_3^- -N 濃度や T-N 濃度の季節変動を議論するには不十分である。しかし、系統的に冬季の NO_3^- -N 濃度が高い傾向を示すことは、採水時における水文条件が調査地域全体にわたって共通していた可能性もあり、また、植物、特に樹木による吸収量の季節的な差異の影響が現れた可能性も高い。これらのことについても今後の課題としたい。

4) 長生ならびに中平における溶存無機成分組成への源流域の影響

長生と中平における溶存無機成分濃度は両地点の周辺の四万十帯流域と比べると、 Ca^{2+} 濃度や HCO_3^- 濃度が高い (Fig. 7、8)。また、 Ca^{2+} と SO_4^{2-} の関係も四万十帯の系列よりは秩父帯の系列に近い領域にプロットされる (Fig. 4)。これらのことは、長生と中平における溶存無機成分組成には源流域の秩父帯石灰岩の影響が強く表れていることを示唆する。

なお、四万十川は大局的に見れば北部の四国山地から流出し、本流水系と支流の梶原川水系に集約され、四万十町大正で合流して流下する。しかし、本流水系は四万十町家地川に設置された佐賀取水堰 (家地川ダム) から大半が取水され、別の水系である伊与木川へ放流され、取水堰より下流側は瀬切れを起こさない程度の維持放流によって水流が保たれている。このため、梶原川との合流点より下流域の河川水は四万十川本流とはいえ、その大半が梶原川水系からの河川水である。このことが長生

における溶存無機成分組成が中平における溶存無機成分組成と類似しているのとともに、秩父帯、秩父帯石灰岩流域の溶存無機成分組成に近い組成を示す要因であると推察される。

5) 四万十川清流基準における T-N 濃度基準値との整合性

四万十川清流基準（高知県文化環境部文化振興課 2005）では T-N 濃度を指標の一つとして採用し、その基準値は農地や市街地の影響の強い地点を除くと 0.3 mg L^{-1} である。本研究における T-N 濃度の夏季の平均値は 0.17 mg L^{-1} 、冬季の平均値は 0.26 mg L^{-1} であり、平均値としては基準値を下回っている。また、四万十川流域における既往の調査結果における $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 濃度も基準値を満たしている（Table 1）。木平ら（2006）による高知県 34 流域における溶存無機態窒素濃度の平均値も 0.26 mg L^{-1} である。これらの結果は、多くの四万十川源流域の森林流域からは平水時には清流基準を満たす水質の渓流水が流出していることを示す。また、調査の対象とした流域のうち約 6 割の流域では、採水地点よりも上流域に人家や耕作地が点的に認められたものの、それらの存在による T-N 濃度への影響も限定的であることを示している。

しかし、夏季に 6 流域、冬季に 35 流域において、特に EK3、KY7、MU1、OM5、YS4 の 5 流域では夏季、冬季ともに清流基準値である 0.3 mg L^{-1} 以上の値を示した。YS4 は天然林からなる流域であり、2001～2009 年にかけての月 2 回の定期採水時の $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 濃度は平均 0.33 mg L^{-1} 、（最大 1.21 mg L^{-1} 、最小 0.03 mg L^{-1} ）であることが報告されている（篠宮ら 2014）。この平均値は本研究の値と整合的であるものの清流基準値と同等であり、年間を通じて基準値を超すことが頻繁に起きていることを示している。一方、本調査地域にはヒノキ・スギ人工林が広く分布するが、これらの人工林では植栽後の成長過程において窒素の吸収量が増加するとともに、森林管理等によって窒素の流出が増加することが明らかにされている（例えば Fukushima et al. 2011）。森林を主体とする流域といえども必ずしも窒素の流出が低く抑制されているわけではない。本調査地域と同じ西南太平洋型気候区に含まれ去川森林理水試験地では森林管理以外の人為影響は認められないが、平均 $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$ 濃度がⅡ号沢、Ⅲ号沢では約 0.2 mg L^{-1} であるのに対して、Ⅰ号沢では 0.4 mg L^{-1} 以上の値を示す（吉永ら 2011）。このように、清流基準値への適合という観点からすれば T-N 濃度が 0.3 mg L^{-1} という基準値はこの地域の森林流域としてはやや厳格な値であるのかもしれない。

一方で、本調査地域における T-N 濃度については、今井・北条（1989）により 35 地点で $0.02 \sim 3.83 \text{ mg L}^{-1}$ （単純平均 0.47 mg L^{-1} ）、堀内・山崎（1998）により 11 地点で 1998 年 9 月に $0.12 \sim 1.22 \text{ mg L}^{-1}$ （単純平均 0.34 mg L^{-1} ）、1999 年 3 月に $0.18 \sim 2.90 \text{ mg L}^{-1}$ （単純平均 0.81 mg L^{-1} ）の値が報告されている（Table 1）。なかでも今井・北条

（1989）は長生と中平においても T-N 濃度を測定しており、それぞれ 0.24 mg L^{-1} 、 0.03 mg L^{-1} と本研究の結果と整合的な値が得られている。また、本流では奈路橋（中土佐町大野見奈路）にて 0.10 mg L^{-1} 、大正流量観測所にて 0.04 mg L^{-1} 、大井川（四万十町十川）にて 0.02 mg L^{-1} の値を報告している。しかし本流であっても山間部の奈路橋から流下し、両岸に耕作地が広く分布しはじめる鍛冶屋瀬橋（四万十町）では T-N 濃度が 0.75 mg L^{-1} と上昇する。また、四万十町窪川周辺では農畜産排水等の影響を強く受け、仁井田川支流の大井川（四万十町土居）では 1.43 mg L^{-1} の高い T-N 濃度が報告されている。さらに仁井田川、吉見川でも 1 mg L^{-1} 以上の高い T-N 濃度が観測されており、これらの支流からの影響を受け、本流の T-N 濃度が 0.6 mg L^{-1} 以上に上昇することが報告されている。

清流基準調査における 2002～2013 年の T-N 濃度の平均値は、本流では鍛冶屋瀬橋では 0.31 mg L^{-1} と基準値を超える。また、根々崎橋（仁井田川、四万十町）では 1.38 mg L^{-1} 、吉見川合流前では 1.05 mg L^{-1} であり、今井・北条（1989）の値と大きな変化は認められない。また、吉田ら（2009）は仁井田川支流の与津地川流域において、山林からの渓流水の T-N 濃度が $0.22 \sim 0.27 \text{ mg L}^{-1}$ 、平均 0.25 mg L^{-1} であるのに対して、流域末端では畜産排水や農業排水の負荷により T-N 濃度が 1 mg L^{-1} 以上、イベント時には約 6 mg L^{-1} にまで上昇することを示した。本研究における仁井田川源流部（KB1、KB2、KR1、KR2、KR3、KR4）ならびに吉見川源流部（KB3）における T-N 濃度は、夏季には KB2 において 0.34 mg L^{-1} 、冬季には KB1 で 0.30 mg L^{-1} 、KR2 で 0.39 mg L^{-1} と清流基準値を超えたが、それ以外の地点では基準値以下である。吉田ら（2009）が山林からの渓流水として採取した地点は KB2 の近傍であるが、吉田ら（2009）の値と KB2 における T-N 濃度とはほぼ同等の値を示した。これらのことは四万十川流域内で人間活動による水質汚濁が顕著とされる窪川周辺であっても、森林からの渓流水は濃度の低い清澄な水質であることを示している。ただし、仁井田川や吉見川による四万十川への負荷の影響は佐賀取水堰における分流により大半が除去される。

佐賀取水堰より下流の四万十川は相去川や打井川などの支流を集め、四万十町大正において葛籠川（轟崎）や四万十川最大の支流である梶原川と合流する。これらの支流の源流部（相去川：TK3、TK4、TK6、打井川：IY2、IY3、IY7 など）ならびに轟崎（葛籠川）における T-N 濃度は夏季も冬季も基準値以下の地点が多い。また、梶原川の四万十町田野々大橋における清流基準調査の T-N 濃度の平均値は 0.19 mg L^{-1} である。これらの支流の影響を受け、本流の大正流量観測所における清流基準調査の T-N 濃度の平均値は 0.25 mg L^{-1} と基準値以下の値を示す。このように佐賀取水堰における分水、梶原川をはじめとする比較的清澄な支流の影響、さらには流下過程における河川水内での脱窒などの影響も合わさり、長生など中

流域の清流環境が維持されていると考えられる。

なお、今回の調査区域からは除外した広見川の T-N 濃度については、本流との合流点近くにかかる川崎橋（四万十市西土佐）において調査が継続されており、今井・北条（1989）では 0.36 mg L^{-1} 、堀内・山崎（1998）では 9 月に 0.21 mg L^{-1} 、3 月に 0.66 mg L^{-1} の値が報告されている。清流基準調査における T-N 濃度の平均値も 0.44 mg L^{-1} と基準値を超える値を示した。この影響は広見川との合流点よりも下流の本流の水質に及ぶことが推察される。しかし、広見川合流点より約 3km 下流に位置する四万十市西土佐橋では清流基準調査における T-N 濃度の平均値は 0.28 mg L^{-1} であり、長生より上流域の本流からの流水や支流の流入による希釈の影響により基準値よりも低い値を示したと考えられる。

まとめ

流域の大半を占める森林流域の渓流水質の実態とその溶存成分組成が平水時の四万十川の水質に及ぼす影響を評価するために、源流域において夏季（92 流域）と冬季（104 流域）の渓流水、ならびに四万十川本流中流域の長生と支流の北川川の中平において河川水の溶存成分濃度を測定した。

渓流水の溶存無機成分組成はそれぞれの流域を構成する地質に大きく影響を受け、調査流域の大半を占める四万十帯が分布する流域と比べると、石灰岩が分布する流域では特異的に pH、EC が高く、 Ca^{2+} 、 HCO_3^- 濃度が高い傾向を示した。また、花崗岩が分布する流域では pH、EC が低く、溶存無機成分濃度が全体として低い傾向を示した。一方、 Cl^- 濃度は太平洋岸からの距離が大きいほど低い傾向を示し、海塩起源であることが推察された。夏季と冬季の溶存成分濃度を比較すると、風化による岩石からの溶出と降水条件に支配された各溶存成分の濃縮・希釈の影響を受けて Si 、 K^+ 濃度は夏季の方が高く、 Na^+ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- -N、T-N 濃度は冬季の方が高い値を示した。

多くの調査流域における T-N 濃度は高知県が制定した四万十川清流基準の基準値である 0.3 mg L^{-1} 以下の値を示した。森林流域からの渓流水は平水時の四万十川の清流環境に対してバックグラウンドとしての良好な水質を供給するとともに、人間活動に伴い水質が低下した河川水に対して濃度の希釈としても寄与し、中下流域における清流基準を満たすことに貢献していることが示唆された。しかし、夏季に 6 流域、冬季に 35 流域で基準値を超えた。超過した流域には天然林も含まれ、特定の汚染源は存在しない。森林流域であっても森林管理や成長にともなう養分吸収量の変化により、流出する T-N 濃度の変化が起こりうる。本研究の結果からは T-N 濃度に関する清流基準値はやや厳格な値であることを指摘したい。また、現在の調査地域の大半を占める人工林は、本研究の実施から 20 年間の成長を経ており、伐期を迎えた林分も多い。このような森林の成長や利用を含めた変化にとも

なう森林の四万十川における清流環境への寄与については今後の課題である。

なお、本研究は環境省公害防止研究「四万十川における環境保全型農林水産業による清流の保全に関する研究」及び森林総合研究所特定研究「酸性雨等の森林生態系影響モニタリング」によって実施した。

引用文献

- EANET (2000) Quality Assurance/Quality Control (QA/QC) Program for Monitoring on Inland Aquatic Environment in East Asia, 22 pp., <https://www.eanet.asia/wp-content/uploads/2019/04/qaqc inland.pdf>
- 藤原 正幸・ラボン エドワード・泉 智揮・濱上 邦彦・小林 範之・垣原 登志子（2012）四万十川支流広見川の SS 負荷量とそれに及ぼす水田農業の影響．土木学会論文集 B1（水工学），68（4），I_631-I_636.
- 藤本 浩平・山下 雅子・押岡 茂紀・西村 武二・日浦 啓全・有光 一登（1998）四万十川の山地小流域における渓流水の水質変動．日本林学会論文集，109，263-266.
- Fukushima, K., Tateno, R. and Tokuchi, N. (2011) Soil nitrogen dynamics during stand development after clear-cutting of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantations. Journal of Forest Research, 16, 394-404.
- 半谷 高久・小倉 紀雄（1995）水質調査法．第 3 版．丸善，239-245.
- 広瀬 顕・岩坪 五郎・堤 利夫（1988）森林流出水の水質についての広域的考察（1）．京都大学演習林報告，60，162-173.
- 堀内 泰男・邑岡 和昭・伊藤 瑞穂・板原 佑子・津野 雅彦・河渕 雅恵（1990）「土佐の名水」の水質評価について．高知県公害防止センター所報，7，63-72.
- 堀内 泰男・山崎 靖久（1998）高知県内河川における生物による水質評価 一第 7 報一．高知県環境研究センター所報，15，23-55.
- Imai, N., Terashima, S., Itoh, S. and Ando, A. (1994) 1994 compilation of analytical data for minor and trace elements in seventeen GSJ Geochemical Reference samples, "igneous rock series". Geostandards Newsletter, 19, 135-213.
- Imai, N., Terashima, S., Itoh, S. and Ando, A. (1996) 1996 compilation of analytical data on nine GSJ Geochemical Reference samples, "sedimentary rock series". Geostandards Newsletter, 20, 165-216.
- 今井 嘉彦・北条 正司（1989）四万十川の水質．高知大学学術研究報告 自然科学，38，91-99.
- 稲垣 善之・鳥居 厚志・篠宮 佳樹（2007）高知県の森林流域と河川本流における水質．平成 18 年度森林総

- 合研究所四国支所年報, 48, 19-20.
- 磯崎 行雄・丸山 茂徳・青木 一勝・中間 隆晃・宮下 敦・大藤 茂 (2010) 日本列島の地体構造区分再訪—太平洋型(都城型)造山帯構成单元および境界の分類・定義—. 地学雑誌, 119, 999-1053.
- 金井 豊・関 陽児・上岡 晃・金沢 康夫・月村 勝宏・濱崎 聡志・中嶋 輝允 (1998) 水と地表物質との相互作用による水質について—福島・茨城県における湧水・地表水の調査例—. 地質調査所月報, 49 (8), 425-438.
- 金子 真司 (1998) 近畿地方における渓流水の広域調査—渓流水質の形成にかかわる要因について—. 水利科学, 41 (6), 35-55.
- 環境庁 (1971) 水質汚濁に係る環境基準について. 環境庁告示第 59 号.
- 気象庁 (2018) "過去の気象データ検索", <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>.
- 小林 純 (1961) 日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究. 農学研究, 48, 63-106.
- 高知県文化環境部文化推進課 (2005) 四万十川清流基準調査手引書. 28pp. http://www.pref.kochi.lg.jp/soshiki/030701/files/2017100600014/2013041600441_www_pref_kochi_lg_jp_uploaded_attachment_93799.pdf
- 高知県林業振興・環境部環境共生課 (2014) 高知県四万十川流域保全振興委員会目標指標【54 項目】平成 14 年度～平成 24 年度総括報告. 84 pp. <http://www.pref.kochi.lg.jp/soshiki/030701/files/2017100600090/soukatuhoukoku.pdf>
- 国土交通省水管理・国土保全局 (2002) 水文水質データベース. <http://www1.river.go.jp/cgi-bin/SiteInfo.exe?ID=308031288809010>
- 国土交通省四国地方整備局 (2017) 平成 28 年四国内一級河川の水質現況. 24 pp. <http://www.skr.mlit.go.jp/pres/h29backnum/kasen/170707/170707-1.pdf>
- 木平 英一・新藤 純子・吉岡 崇仁・戸田 任重 (2006) 我が国の渓流水質の広域調査. 日本水文科学会誌, 36, 145-149.
- 草薙 浩 (2006) 平年日降水量時系列のクラスター分析による日本の 9 気候地域区分の提案. 天気, 63, 5-12.
- 森貞 和仁・平井 敬三 (1996) 高知県葛籠川流域における水質変動. 日本林学会関西支部論文集, 5, 37-38.
- 仲川 泰則・徳地 直子・西村 和雄・岩坪 五郎 (1995) 森林流出水の水質特性に関する広域的比較. 京都大学演習林報告, 67, 40-50.
- 農林水産省大臣官房統計部 (2015) 平成 27 年度農林水産情報交流ネットワーク事業全国調査「森林資源の循環的利用に関する意識・意向調査 (平成 27 年 10 月 9 日公表)». 61pp. https://www.maff.go.jp/j/finding/mind/pdf/sinrin_27.pdf
- Ohte, N. (2012) Implications of seasonal variation in nitrate export from forested ecosystems: a review from the hydrological perspective of ecosystem dynamics. Ecological Research, 27, 657-665.
- 長田 隆 (1997) "土壌環境分析法". 土壌環境分析法編集委員会編, 博友社, 390-391.
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター (編) (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/>
- Shibata, H., Kuraji, K., Toda, H. and Sasa, K. (2001) Regional comparison of nitrogen export to Japanese forest streams. The Scientific World, 1, 572-580.
- 篠宮 佳樹・山田 毅・稲垣 善之・吉永 秀一郎・鳥居 厚志 (2014) 四万十川源流部の森林における硝酸態窒素の年間流出負荷量とその流出機構. 水環境学会誌, 37, 91-101.
- Stoddard, J. L. (1994) Long-term changes in watershed retention of nitrogen, its causes and aquatic consequences. In Baker, L. A. (eds.) "Environmental chemistry of lakes and reservoirs". Advances in chemical series, 237, American Chemical Society, Washington D. C., 223 — 284.
- 戸田 浩人・笹 賀一郎・佐藤 冬樹・柴田 英昭・野村 睦・市川 一・藤戸 永志・鷹西 俊和・清和 研二・塚原 初男・飯田 俊彰・谷口 憲男・中田 誠・桑原 繁・内田 武次・春田 泰次・井上 淳・八木 久義・塚越 剛史・蔵治 光一郎・二田 美穂・小野 裕・鈴木 道代・今泉 保二・山口 法雄・竹中 千里・万木 豊・川那辺 三郎・安藤 信・中西 麻美・西村 和雄・山崎 理正・長山 泰秀・土肥 奈都子・片桐 成夫・小藤 隆一・新村 義昭・井上 章二・江崎 次夫・河野 修一・藤久 正文・岩松 功・今安 清光・中村 誠司・塚本 次郎・野上 寛五郎・榎木 勉 (2000) 全国大学演習林における渓流水質. 日本林学会誌, 82, 308-312.
- 吉田 正則・村上 敏文・吉川 省子・藤原 伸介 (2009) 四万十川の一流域における窒素, リン, 無機イオンの濃度変動および負荷流出特性. 近畿中国四国農業研究センター研究報告, 8, 75-89.
- 吉村 和久・井倉 洋二 (1998) 地下水水質化学の基礎 8 「石灰岩地域の地下水水質」. 地下水学会誌, 40, 53-63.
- 吉永 秀一郎・稲垣 善之・山田 毅・三浦 寛・清水 晃・清水 貴範・小川 泰浩・宮縁 育夫 (2011) 去川森林理水試験地における流出水の水質. 森林総合研究所研究報告, 10, 147-161.

Appendix Table 1 各調査流域の地質、流域面積、流域内の最高地点の標高、採水地点の緯度、経度、標高
Characteristics of headwater catchment; bedrock geology, catchment area, the elevation of
highest peak within the catchment, elevation, longitude, and latitude of the sampling point

地点	地質	緯度	経度	流域面積 (km ²)	採水地点 標高 (m)	流域内最高 標高 (m)
長生		33° 11' 40" N	132° 47' 28" E			
中平		33° 20' 8" N	132° 57' 20" E			
轟崎	四万十帯	33° 11' 0" N	132° 58' 9" E	21.23	150	779
AR1	四万十帯	32° 58' 42" N	132° 50' 35" E	2.65	20	383
AR2	四万十帯	32° 59' 28" N	132° 47' 50" E	3.18	30	570
AR3	四万十帯	32° 59' 29" N	132° 47' 51" E	2.60	30	460
EK2	四万十帯石灰岩	33° 12' 47" N	132° 46' 56" E	11.62	70	764
EK3	四万十帯	33° 12' 17" N	132° 50' 47" E	7.42	60	636
EK4	四万十帯	33° 12' 27" N	132° 51' 9" E	4.36	80	660
EK5	四万十帯	33° 14' 22" N	132° 50' 40" E	20.06	90	790
EK6	四万十帯	33° 14' 22" N	132° 50' 43" E	9.06	100	922
EK7	四万十帯	33° 14' 21" N	132° 51' 59" E	5.65	100	760
EK8*	四万十帯	33° 10' 35" N	132° 49' 14" E	2.11	120	654
HN1	四万十帯	33° 20' 58" N	133° 8' 4" E	20.28	300	1053
HN2	四万十帯	33° 21' 44" N	133° 8' 20" E	4.11	300	842
HN3	四万十帯	33° 23' 3" N	133° 7' 55" E	8.76	320	738
HN4	四万十帯	33° 23' 3" N	133° 7' 58" E	13.95	320	842
IY1	四万十帯	33° 10' 0" N	133° 7' 6" E	0.49	230	392
IY2	四万十帯	33° 8' 49" N	133° 3' 4" E	5.99	220	596
IY3	四万十帯	33° 8' 51" N	133° 2' 55" E	1.91	230	538
IY4	四万十帯	33° 8' 8" N	133° 1' 26" E	0.91	190	508
IY5	四万十帯	33° 7' 59" N	133° 1' 28" E	7.81	180	687
IY6	四万十帯	33° 7' 58" N	133° 0' 44" E	2.74	170	498
IY7*	四万十帯	33° 9' 46" N	133° 2' 19" E	4.45	175	578
KB1	四万十帯	33° 13' 57" N	133° 13' 32" E	0.56	290	457
KB2	四万十帯	33° 11' 44" N	133° 11' 25" E	2.64	265	560
KB3	四万十帯	33° 11' 58" N	133° 9' 47" E	1.47	250	610
KK1	四万十帯	33° 18' 35" N	133° 4' 11" E	14.32	280	875
KK2	四万十帯	33° 18' 52" N	133° 4' 18" E	14.75	270	1053
KK3	四万十帯	33° 17' 42" N	133° 6' 16" E	4.29	240	806
KK4	四万十帯	33° 19' 59" N	133° 6' 3" E	6.27	280	856
KK5*	四万十帯	33° 16' 32" N	133° 5' 49" E	2.49	250	780
KN1	四万十帯	33° 0' 52" N	132° 48' 42" E	10.21	100	681
KN2	四万十帯	33° 1' 27" N	132° 49' 51" E	4.48	40	635
KN3	四万十帯	33° 3' 41" N	132° 49' 8" E	22.39	30	751
KN4	四万十帯	33° 4' 17" N	132° 48' 59" E	6.32	20	649
KR1	四万十帯	33° 18' 42" N	133° 10' 38" E	0.90	300	556
KR2	四万十帯	33° 17' 22" N	133° 9' 5" E	2.20	290	692
KR3	四万十帯	33° 17' 28" N	133° 8' 36" E	2.22	270	692
KR4	四万十帯	33° 16' 26" N	133° 11' 30" E	1.90	290	690
KR5	四万十帯	33° 20' 3" N	133° 9' 13" E	3.97	305	570
KY1	四万十帯	33° 5' 20" N	132° 45' 3" E	8.35	90	751
KY2	四万十帯	33° 6' 50" N	132° 49' 21" E	10.35	30	735
KY3	四万十帯	33° 7' 46" N	132° 48' 59" E	4.48	30	682
KY4	四万十帯	33° 7' 45" N	132° 46' 56" E	5.86	60	563
KY5	四万十帯	33° 8' 49" N	132° 45' 28" E	3.03	80	456
KY6	四万十帯	33° 9' 44" N	132° 50' 44" E	5.34	200	856
KY7	四万十帯	33° 9' 29" N	132° 50' 52" E	1.82	220	856
KY8	四万十帯	33° 9' 18" N	132° 50' 37" E	5.96	220	831
KY9*	四万十帯	33° 10' 2" N	132° 50' 14" E	2.89	170	636
MM1	花崗岩	33° 12' 13" N	132° 39' 32" E	10.52	360	1228
MM2	花崗岩	33° 11' 26" N	132° 40' 18" E	5.59	270	1200
MM3	四万十帯	33° 11' 14" N	132° 40' 41" E	2.39	240	683
MU1	花崗岩	33° 7' 46" N	132° 40' 41" E	17.66	210	1200
MU2	四万十帯	33° 7' 37" N	132° 40' 37" E	7.12	200	1105
MU3	四万十帯	33° 8' 43" N	132° 44' 38" E	2.81	120	430
MU4	四万十帯	33° 9' 32" N	132° 41' 54" E	4.54	170	888
MU5	花崗岩	33° 9' 51" N	132° 41' 14" E	6.11	190	1156
MU6*	四万十帯	33° 8' 56" N	132° 42' 52" E	3.85	145	725
NK1	四万十帯	32° 57' 51" N	132° 54' 4" E	5.74	10	477
OM1	秩父帯石灰岩	33° 26' 12" N	132° 58' 13" E	11.20	530	1455
OM2	秩父帯石灰岩	33° 26' 5" N	132° 55' 49" E	9.06	510	1342
OM3	秩父帯石灰岩	33° 27' 11" N	132° 52' 55" E	2.94	580	1320
OM4	秩父帯石灰岩	33° 27' 4" N	132° 52' 32" E	4.02	560	1402
OM5	秩父帯	33° 26' 21" N	132° 52' 54" E	2.93	520	1052
OM6	秩父帯	33° 25' 16" N	132° 52' 52" E	2.95	460	1098
OY1	四万十帯	33° 8' 44" N	132° 58' 54" E	3.77	180	594
OY2	四万十帯	33° 8' 35" N	132° 59' 24" E	1.13	180	560
OY3	四万十帯	33° 7' 46" N	132° 57' 29" E	2.24	120	560
OY4	四万十帯	33° 7' 46" N	132° 57' 28" E	3.99	120	659
OY5	四万十帯	33° 6' 46" N	132° 56' 7" E	3.52	120	730
OY6	四万十帯	33° 6' 16" N	132° 54' 26" E	5.64	140	779
OY7	四万十帯	33° 6' 18" N	132° 54' 28" E	8.06	140	779
OY8	四万十帯	33° 6' 16" N	132° 53' 34" E	4.95	90	745
OY9	四万十帯	33° 6' 15" N	132° 53' 37" E	11.35	90	856
OZ1	秩父帯	33° 26' 25" N	133° 4' 53" E	1.64	650	1336
OZ2	秩父帯	33° 26' 31" N	133° 5' 6" E	1.50	620	1183
OZ3	秩父帯石灰岩	33° 27' 30" N	133° 2' 14" E	8.61	570	1336
OZ4	秩父帯	33° 26' 46" N	133° 1' 25" E	9.75	500	1336
OZ5	秩父帯石灰岩	33° 26' 6" N	133° 0' 11" E	4.50	450	1050
SD1	秩父帯石灰岩	33° 25' 11" N	133° 4' 51" E	2.56	440	1336
SD2	四万十帯	33° 23' 57" N	133° 2' 51" E	3.51	430	925
SD3*	四万十帯	33° 23' 52" N	133° 5' 23" E	3.41	390	880
TK1	四万十帯	33° 13' 51" N	133° 5' 31" E	10.30	250	808
TK2	四万十帯	33° 14' 26" N	133° 3' 32" E	16.29	250	908
TK3	四万十帯	33° 12' 40" N	133° 3' 9" E	2.41	220	560
TK4	四万十帯	33° 13' 4" N	133° 2' 35" E	3.06	250	720
TK5*	四万十帯	33° 11' 1" N	133° 1' 1" E	3.92	170	514
TK6*	四万十帯	33° 11' 33" N	133° 2' 51" E	3.10	175	608
TM1	四万十帯	33° 17' 39" N	132° 56' 16" E	3.34	220	1000
TM2	四万十帯	33° 19' 41" N	132° 59' 33" E	1.56	310	790
TM3	四万十帯	33° 19' 40" N	132° 59' 34" E	7.39	310	922
TM4	四万十帯	33° 20' 8" N	132° 57' 37" E	0.39	290	520
TN1	四万十帯石灰岩	33° 14' 1" N	132° 52' 51" E	28.20	90	1128
TN2	四万十帯	33° 13' 48" N	132° 54' 44" E	13.11	120	924
TN3	四万十帯	33° 13' 12" N	132° 54' 49" E	2.94	100	714
TN4	四万十帯	33° 10' 44" N	132° 59' 26" E	2.75	170	580
TN5*	四万十帯	33° 12' 12" N	132° 54' 44" E	12.92	110	856
TN6*	四万十帯	33° 13' 5" N	132° 59' 16" E	18.23	160	758
YS1	秩父帯	33° 25' 4" N	132° 55' 8" E	4.22	450	1103
YS2	四万十帯	33° 21' 51" N	132° 54' 59" E	3.91	360	1022
YS3	四万十帯	33° 21' 45" N	132° 56' 37" E	5.30	330	1103
YS4	四万十帯	33° 20' 19" N	132° 57' 45" E	0.19	280	750
YS5*	四万十帯	33° 20' 24" N	132° 57' 47" E	0.19	285	750
YS6*	秩父帯	33° 23' 53" N	132° 53' 1" E	5.93	420	1055
YS7*	四万十帯	33° 22' 50" N	132° 53' 2" E	1.50	440	900

Appendix Table 2 夏季の調査流域における各溶存無機成分濃度

Results of stream water chemistry in summer

地点	pH	EC mS m ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹	Si mg L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	T-N mg L ⁻¹	R1	R2
長生	7.57	8.25	4.20	0.01	0.67	1.32	9.78	2.91	0.06	6.33	5.01	37.53	0.19	-2.2	-4.3
中平	7.83	7.79	3.04	0.00	0.46	1.02	10.50	2.08	0.15	4.76	5.25	40.14	0.20	-4.6	-4.8
轟崎	7.52	6.80	4.72	0.00	0.54	0.91	6.85	3.12	0.11	6.60	7.67	27.07	0.11	-3.1	-4.1
AR1	7.44	9.20	6.47	0.00	0.49	2.44	7.82	5.05	0.21	6.36	7.50	35.55	0.21	1.0	-2.9
AR2	7.50	9.66	5.98	0.02	0.87	2.25	8.69	5.04	0.21	10.12	6.36	36.17	0.28	-3.1	-4.5
AR3	7.47	9.38	6.27	0.00	0.71	2.25	8.07	4.68	0.12	9.94	7.06	36.09	0.12	-3.3	-4.4
EK2	7.66	11.55	6.84	0.02	1.40	2.61	11.05	4.54	0.13	13.01	5.59	44.57	0.25	-1.7	-4.6
EK3	7.53	9.50	5.16	0.00	0.81	1.26	10.61	3.50	0.24	11.74	7.49	35.08	0.34	-3.1	-4.5
EK4	7.48	8.64	5.07	0.00	0.76	1.28	9.05	3.31	0.19	10.08	7.02	31.60	0.20	-2.3	-3.7
EK5	7.59	9.68	7.13	0.00	1.16	1.97	8.09	4.31	0.23	10.31	6.26	36.66	0.28	-2.6	-4.0
EK6	7.58	9.07	6.91	0.00	1.10	1.87	7.26	3.58	0.10	10.44	5.89	34.62	0.16	-2.7	-3.8
EK7	7.48	8.99	6.29	0.00	0.98	1.69	7.94	3.56	0.18	10.50	6.49	33.62	0.22	-2.8	-3.9
EK8	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
HN1	7.55	5.61	3.67	0.00	0.41	0.89	5.68	2.09	0.07	4.49	5.51	25.40	0.07	-4.1	-3.8
HN2	7.25	4.91	4.14	0.00	0.39	0.86	3.88	2.62	0.08	3.60	6.15	21.07	0.08	-4.6	-3.3
HN3	7.56	6.97	3.71	0.00	0.44	1.28	7.70	2.21	0.14	4.05	5.07	33.97	0.15	-3.6	-3.3
HN4	7.52	5.77	3.40	0.00	0.31	1.00	5.98	2.22	0.07	3.56	5.27	27.29	0.07	-4.6	-2.9
IY1	7.21	7.55	5.68	0.00	0.61	1.47	6.52	4.87	0.07	4.77	6.06	30.67	0.11	-2.4	-3.3
IY2	7.37	6.06	5.26	0.00	0.67	0.82	4.90	4.02	0.10	4.75	7.46	22.85	0.13	-3.1	-3.3
IY3	7.16	6.10	5.51	0.00	0.72	0.86	4.65	3.79	0.09	5.57	7.52	22.56	0.09	-3.2	-3.5
IY4	7.15	6.42	6.03	0.00	0.72	0.92	4.98	3.47	0.13	5.89	7.68	25.00	0.13	-2.7	-4.0
IY5	7.49	6.72	5.56	0.00	0.67	1.13	5.49	3.94	0.10	5.47	7.08	25.95	0.09	-2.4	-3.2
IY6	7.39	6.84	5.50	0.00	0.70	0.91	6.12	3.65	0.09	5.75	8.16	27.12	0.09	-2.6	-3.4
IY7	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
KB1	6.96	4.90	4.95	0.00	0.73	0.66	2.81	4.46	0.16	3.55	6.13	16.00	0.17	-4.6	-2.4
KB2	7.09	7.00	6.07	0.02	0.85	0.99	5.59	5.36	0.23	4.34	7.85	25.65	0.34	-2.3	-3.2
KB3	7.28	6.10	5.48	0.00	0.63	0.81	5.03	4.26	0.11	4.72	7.70	23.10	0.11	-2.7	-4.1
KK1	7.41	5.44	4.09	0.00	0.57	0.76	4.64	2.21	0.10	6.43	6.82	19.69	0.10	-3.8	-2.8
KK2	7.57	6.25	4.20	0.00	0.52	0.83	5.53	2.30	0.08	6.80	5.92	24.15	0.08	-5.8	-1.6
KK3	7.37	6.25	4.60	0.00	0.47	0.71	6.02	2.53	0.05	6.20	6.95	25.15	0.12	-3.8	-3.0
KK4	7.47	5.62	4.28	0.00	0.43	0.88	5.01	2.30	0.12	4.83	6.31	24.28	0.13	-4.5	-3.5
KK5	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
KN1	7.43	6.46	5.18	0.00	0.59	1.17	5.17	4.26	0.10	6.04	7.26	23.36	0.13	-3.3	-3.8
KN2	7.27	8.48	5.65	0.00	0.65	1.54	8.33	4.40	0.17	7.63	7.35	32.67	0.17	-1.5	-4.1
KN3	7.33	6.25	4.95	0.00	0.60	1.00	5.22	3.88	0.09	5.83	6.93	23.98	0.16	-4.6	-4.1
KN4	7.37	6.99	5.56	0.00	0.71	1.07	5.86	3.67	0.13	8.00	7.93	24.16	0.13	-2.6	-3.6
KR1	7.11	5.48	4.56	0.00	0.51	0.75	4.49	3.04	0.08	5.39	6.93	20.66	0.08	-4.3	-3.3
KR2	7.33	6.64	4.60	0.00	0.79	0.85	6.47	3.12	0.29	6.20	7.00	25.18	0.29	-2.8	-3.7
KR3	7.08	6.36	4.68	0.02	0.76	0.78	5.80	3.36	0.20	5.60	6.71	24.48	0.29	-4.0	-3.3
KR4	7.19	5.30	4.72	0.00	0.52	0.72	4.06	3.53	0.10	4.88	7.16	19.02	0.10	-3.9	-3.3
KR5	7.15	5.05	4.41	0.00	0.60	0.70	3.83	2.89	0.12	4.39	7.20	19.27	0.13	-4.2	-2.8
KY1	7.38	6.10	4.66	0.00	0.50	0.90	5.35	3.60	0.13	6.34	7.25	21.74	0.13	-3.6	-3.8
KY2	7.26	7.51	5.16	0.00	0.67	0.99	7.50	3.64	0.17	8.06	7.61	26.92	0.17	-1.7	-3.8
KY3	7.61	7.68	5.54	0.00	1.05	1.14	6.97	4.25	0.22	8.51	7.75	28.42	0.22	-4.4	-5.1
KY4	7.48	6.38	4.71	0.00	0.59	1.02	5.38	3.25	0.14	7.05	7.40	22.45	0.14	-3.6	-3.0
KY5	7.64	9.14	4.56	0.00	0.51	2.36	7.97	4.03	0.16	9.28	5.53	35.47	0.21	-5.5	-2.4
KY6	7.53	8.15	5.01	0.00	0.73	1.37	8.13	3.27	0.15	9.77	7.30	30.34	0.15	-3.1	-4.3
KY7	7.52	7.62	5.13	0.00	0.73	1.11	7.43	3.59	0.33	8.25	7.83	27.22	0.33	-2.5	-4.1
KY8	7.33	6.48	4.77	0.00	0.68	0.85	5.72	3.61	0.21	6.71	7.35	22.74	0.27	-3.9	-3.2
KY9	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
MM1	6.73	2.95	2.91	0.00	0.31	0.42	1.44	3.74	0.19	2.64	4.28	6.88	0.19	-8.2*	-3.4
MM2	7.05	3.15	2.96	0.00	0.31	0.50	1.85	3.25	0.10	2.45	5.14	9.33	0.10	-5.4	-2.6
MM3	7.41	5.25	4.26	0.00	0.49	0.86	4.26	3.74	0.12	4.32	6.81	18.92	0.16	-3.3	-3.5
MU1	7.08	4.26	3.73	0.02	0.40	0.59	2.87	3.76	0.28	4.17	5.58	12.75	0.33	-7.1	-3.7
MU2	7.30	4.55	3.78	0.00	0.33	0.76	3.44	3.74	0.14	4.07	6.26	15.12	0.13	-4.6	-3.7
MU3	7.50	8.35	5.33	0.00	0.81	1.84	7.84	3.71	0.12	8.76	6.30	32.08	0.14	-1.6	-4.4
MU4	7.30	5.19	4.05	0.00	0.45	0.76	4.44	3.51	0.13	4.23	6.86	18.47	0.14	-2.7	-2.9
MU5	6.94	3.99	3.51	0.00	0.19	0.57	2.82	3.40	0.23	3.40	5.32	12.84	0.24	-6.4	-3.1
MU6	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
NK1	7.00	6.03	5.33	0.00	0.15	1.33	3.56	4.71	0.13	6.93	6.90	17.57	0.15	-4.7	-2.6
OM1	8.05	12.16	2.44	0.00	0.32	1.30	20.54	1.93	0.21	3.27	4.18	70.46	0.21	-1.8	-5.2
OM2	7.65	6.76	2.43	0.00	0.24	1.60	8.01	2.18	0.14	2.87	5.05	35.21	0.18	-4.7	-3.5
OM3	8.06	14.53	2.73	0.00	0.34	2.43	22.91	2.40	0.30	6.77	4.30	70.84	0.30	2.8	-3.3
OM4	8.06	13.54	3.00	0.00	0.31	1.89	21.51	2.55	0.26	3.48	4.94	77.48	0.26	-2.3	-4.7
OM5	7.59	8.68	3.34	0.00	0.59	1.70	10.56	2.75	0.33	5.70	5.45	40.54	0.40	-3.3	-4.0
OM6	7.82	9.59	3.09	0.00	0.38	1.88	12.51	2.82	0.24	5.80	5.78	47.01	0.24	-3.4	-4.2
OY1	7.44	7.30	5.39	0.00	0.64	0.92	7.32	3.43	0.12	7.33	8.47	29.60	0.12	-3.5	-4.9
OY2	7.58	7.87	5.32	0.00	0.60	1.04	8.19	3.65	0.14	8.07	8.88	30.28	0.14	-2.2	-4.3
OY3	7.61	8.27	5.84	0.00	0.76	1.06	8.58	3.94	0.22	6.98	8.42	34.27	0.24	-2.7	-4.6
OY4	7.58	8.02	5.29	0.00	0.65	1.04	8.64	3.45	0.15	7.58	7.73	32.63	0.15	-2.2	-4.5
OY5	7.52	8.10	5.54	0.00	0.78	1.58	7.54	3.88	0.17	7.74	6.99	32.21	0.17	-2.7	-4.5
OY6	7.45	7.12	5.14	0.00	0.59	1.00	6.85	3.84	0.12	6.40	7.52	28.30	0.15	-3.6	-4.1
OY7	7.54	7.65	5.37	0.00	0.69	1.19	7.45	3.68	0.14	7.48	7.54	30.28	0.14	-3.0	-4.4
OY8	7.47	7.25	4.93	0.00	0.59	0.90	7.31	3.69	0.16	7.37	7.36	27.28	0.16	-3.4	-4.0
OY9	7.51	7.48	5.10	0.00	0.59	0.94	7.54	3.46	0.13	7.35	7.79	29.55	0.13	-3.7	-3.8
OZ1	7.11	2.83	2.09	0.00	0.24	0.45	2.14	1.66	0.11	2.29	4.62	12.00	0.11	-10.2*	-3.1
OZ2	7.12	2.90	2.41	0.00	0.25	0.43	2.10	1.73	0.10	2.22	5.19	13.95	0.10	-13.5*	-4.9
OZ3	7.44	5.19	2.69	0.00	0.34	0.74	5.92	1.86	0.11	3.61	5.03	25.28	0.13	-6.6	-4.1
OZ4	7.38	3.94	2.73	0.00	0.33	0.59	3.78	1.83	0.13	2.93	5.83	17.86	0.13	-6.4	-4.3
OZ5	7.79	9.80	3.17	0.00	0.41	1.08	14.53	2.11	0.11	5.24	5.56	51.63	0.11	-3.0	-4.5
SD1	7.97	13.16	2.90	0.00	0.28	1.56	21.54	2.08	0.22	4.48	4.81	74.71	0.22	-2.0	-5.0
SD2	7.56	6.70	3.33	0.00	0.32	1.15	7.81	1.88	0.11	4.93	5.78	31.41	0.11	-3.0	-3.6
SD3	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
TK1	7.35	6.17	4.46	0.00	0.58	0.73	5.86	2.88	0.07	6.03	6.59	24.			

Appendix Table 3 冬季の調査流域における各溶存無機成分濃度

Results of stream water chemistry in winter

地点	pH	EC mS m ⁻¹	Na ⁺ mg L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	K ⁺ mg L ⁻¹	Mg ²⁺ mg L ⁻¹	Ca ²⁺ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N mg L ⁻¹	SO ₄ ²⁻ mg L ⁻¹	Si mg L ⁻¹	HCO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	T-N mg L ⁻¹	R1	R2
長生	7.60	9.45	4.79	0.00	0.59	1.51	11.26	3.33	0.18	7.80	3.90	43.08	0.28	-3.5	-4.9
中平	8.00	9.62	3.40	0.02	0.29	1.23	13.49	2.34	0.22	6.78	3.78	45.24	0.29	-1.8	-4.0
轟崎	7.50	7.07	4.91	0.00	0.47	0.94	6.85	3.20	0.16	7.75	5.83	27.68	0.16	-5.3	-4.2
AR1	7.44	8.99	6.27	0.00	0.37	1.87	5.90	4.88	0.39	7.30	4.40	36.31	0.42	-11.1*	-0.8
AR2	7.43	9.24	6.23	0.00	0.60	1.62	6.12	4.97	0.23	11.39	3.91	31.28	0.33	-11.1*	-0.7
AR3	7.35	9.66	6.62	0.00	0.60	2.34	8.03	4.76	0.21	11.61	5.74	34.31	0.26	-3.0	-4.4
EK2	7.66	12.10	7.46	0.00	0.87	2.97	11.43	4.20	0.50	13.85	4.54	48.17	0.53	-2.9	-5.4
EK3	7.59	9.86	5.19	0.00	0.57	1.37	11.38	3.08	0.40	13.08	6.19	37.00	0.43	-3.9	-5.4
EK4	7.56	8.85	5.16	0.00	0.55	1.35	9.40	3.13	0.27	11.86	5.57	32.52	0.27	-4.0	-5.0
EK5	7.62	9.85	7.37	0.00	0.74	2.09	8.41	3.78	0.40	11.00	4.93	38.61	0.47	-3.3	-4.8
EK6	7.68	9.99	7.56	0.00	0.77	2.20	8.51	3.30	0.31	10.89	5.19	42.04	0.34	-3.8	-5.0
EK7	7.49	9.15	6.51	0.00	0.66	1.80	8.21	3.41	0.31	10.71	4.98	35.62	0.34	-3.7	-4.7
EK8	7.52	10.63	5.54	0.00	0.63	1.63	12.00	3.39	0.30	14.69	5.35	39.89	0.34	-4.1	-5.5
HN1	7.46	5.86	3.77	0.00	0.34	0.98	5.97	2.37	0.15	5.25	4.43	25.27	0.17	-4.3	-4.4
HN2	7.32	4.86	4.28	0.00	0.36	0.85	3.58	2.82	0.13	4.04	5.05	19.59	0.15	-5.3	-3.5
HN3	7.60	6.93	3.83	0.00	0.38	1.28	7.50	2.45	0.28	4.60	4.11	33.22	0.34	-5.2	-4.4
HN4	7.58	5.75	3.50	0.00	0.31	1.02	5.98	2.35	0.18	3.95	4.12	28.31	0.18	-7.1	-5.1
IY1	7.31	7.11	5.77	0.00	0.53	1.40	5.40	4.91	0.12	5.79	5.52	27.32	0.13	-4.8	-3.7
IY2	7.32	5.91	5.24	0.00	0.52	0.74	4.21	4.12	0.22	5.39	6.25	22.85	0.26	-9.3	-3.9
IY3	7.28	5.58	5.38	0.00	0.54	0.71	3.63	3.70	0.19	5.90	6.30	21.04	0.26	-9.3	-4.3
IY4	7.34	6.02	5.74	0.00	0.52	0.75	4.00	3.56	0.18	6.20	6.37	22.75	0.21	-7.8	-3.2
IY5	7.38	6.36	5.42	0.01	0.51	0.97	4.50	4.05	0.20	6.09	5.70	24.55	0.25	-8.5	-3.6
IY6	7.41	6.53	5.45	0.00	0.52	0.77	4.90	3.81	0.16	6.37	6.23	24.65	0.20	-8.0	-2.3
IY7	7.36	6.09	4.79	0.00	0.42	0.74	5.40	3.42	0.21	6.36	6.37	24.65	0.24	-8.2	-5.2
KB1	7.08	5.48	5.49	0.00	0.62	0.74	3.59	4.78	0.29	3.93	5.98	18.41	0.30	-4.0	-3.6
KB2	7.36	6.69	6.16	0.00	0.63	0.94	5.26	5.18	0.24	4.35	7.38	24.52	0.24	-2.4	-3.6
KB3	7.34	6.37	5.71	0.00	0.49	0.85	5.19	4.19	0.15	5.22	7.06	24.54	0.22	-4.0	-4.0
KK1	7.43	6.03	4.45	0.00	0.45	0.92	5.39	2.41	0.11	7.83	5.66	21.88	0.11	-4.1	-4.1
KK2	7.49	6.69	4.65	0.00	0.44	1.02	6.51	2.44	0.14	8.12	4.98	27.06	0.14	-5.2	-5.1
KK3	7.48	6.78	5.08	0.00	0.44	0.83	6.67	2.75	0.13	7.63	6.02	27.12	0.17	-4.3	-4.7
KK4	7.44	6.03	4.66	0.00	0.44	0.98	5.34	2.71	0.19	6.05	5.20	23.74	0.20	-3.7	-4.1
KK5	7.40	6.89	5.09	0.00	0.57	0.85	6.77	2.89	0.17	7.31	6.23	26.81	0.17	-3.1	-4.2
KN1	7.41	6.63	5.30	0.00	0.45	1.19	5.17	4.21	0.14	7.37	5.84	23.69	0.17	-5.6	-4.4
KN2	7.27	9.01	5.86	0.00	0.53	1.62	8.51	4.42	0.30	9.39	5.43	33.81	0.35	-4.0	-4.0
KN3	7.30	6.82	5.13	0.02	0.53	1.10	5.60	3.88	0.19	7.44	5.49	24.85	0.34	-6.0	-3.9
KN4	7.34	7.49	5.74	0.00	0.57	1.18	6.22	3.60	0.21	10.05	6.31	25.69	0.30	-5.2	-4.3
KR1	7.25	5.44	4.78	0.00	0.49	0.75	4.42	3.19	0.14	5.60	6.26	20.32	0.14	-4.4	-4.5
KR2	7.34	6.89	4.86	0.00	0.69	0.91	6.60	3.41	0.37	7.10	6.11	25.13	0.39	-3.6	-4.2
KR3	7.29	6.47	4.71	0.00	0.58	0.81	6.26	3.20	0.21	6.18	6.19	25.78	0.24	-4.5	-4.4
KR4	7.22	5.55	4.96	0.00	0.45	0.76	4.34	3.61	0.13	5.83	6.37	18.88	0.13	-3.3	-3.8
KR5	7.30	5.10	4.59	0.00	0.53	0.73	3.86	2.93	0.19	5.03	5.91	18.44	0.22	-3.7	-3.6
KY1	7.34	6.59	4.74	0.01	0.44	1.00	5.72	3.46	0.21	8.00	6.11	23.16	0.25	-5.8	-4.0
KY2	7.30	8.18	5.38	0.00	0.52	1.13	8.24	3.59	0.26	9.48	6.21	29.89	0.29	-3.5	-4.2
KY3	7.45	8.61	5.88	0.00	0.58	1.42	8.36	3.49	0.30	10.90	6.46	31.36	0.33	-3.3	-5.0
KY4	7.36	6.95	4.93	0.00	0.46	1.19	6.04	3.17	0.22	8.57	6.21	25.19	0.25	-5.4	-4.1
KY5	7.61	9.97	5.62	0.00	0.90	2.79	8.72	3.97	0.37	10.26	4.33	40.09	0.56	-3.9	-4.4
KY6	7.50	8.51	5.19	0.01	0.54	1.50	8.40	3.26	0.25	10.58	5.78	30.78	0.30	-3.2	-4.1
KY7	7.50	8.48	5.56	0.00	0.57	1.30	8.37	3.63	0.35	10.20	6.51	30.63	0.40	-3.7	-4.5
KY8	7.46	6.78	5.04	0.00	0.50	0.93	6.25	3.30	0.19	7.68	6.27	24.49	0.21	-3.7	-4.0
KY9	7.54	9.78	5.61	0.00	0.60	1.51	10.36	3.47	0.31	13.78	5.51	35.60	0.35	-4.7	-5.3
MM1	6.55	2.87	2.83	0.00	0.27	0.43	1.40	3.46	0.24	2.87	3.56	7.51	0.43	-11.4	-5.1
MM2	6.85	2.97	2.84	0.00	0.29	0.45	1.62	3.11	0.16	2.56	4.28	11.29	0.16	-15.0	-6.1
MM3	7.20	5.65	4.28	0.00	0.42	0.97	4.81	3.63	0.18	5.49	5.90	23.05	0.18	-8.0	-5.8
MU1	6.98	4.49	3.73	0.02	0.35	0.65	3.04	3.93	0.33	4.57	4.66	14.38	0.44	-10.4	-4.4
MU2	7.21	4.84	3.78	0.00	0.33	0.85	3.66	3.62	0.14	4.52	5.26	17.35	0.18	-7.1	-3.8
MU3	7.55	8.12	5.32	0.00	0.55	1.77	7.03	3.32	0.27	10.28	5.33	31.00	0.31	-5.9	-4.9
MU4	7.30	5.12	4.11	0.02	0.16	0.75	4.17	3.35	0.18	5.28	5.73	19.02	0.21	-7.6	-4.4
MU5	6.95	3.36	3.12	0.00	0.30	0.49	2.07	3.25	0.24	3.26	4.52	10.38	0.27	-9.3	-4.8
MU6	7.23	5.52	4.32	0.00	0.37	1.05	4.54	3.42	0.26	7.09	5.36	19.59	0.29	-6.7	-6.7
NK1	7.00	5.53	5.00	0.00	0.41	0.88	2.38	4.60	0.23	6.55	4.84	16.15	0.28	-13.2	-1.0
OM1	7.91	9.90	2.93	0.01	0.27	1.30	15.22	2.16	0.29	4.75	3.61	53.97	0.30	-3.1	-5.9
OM2	7.64	6.64	2.31	0.01	0.15	1.70	7.74	2.16	0.19	3.50	3.90	35.30	0.28	-7.0	-4.8
OM3	8.07	14.77	2.61	0.02	0.25	2.26	23.62	2.45	0.34	8.15	2.97	79.62	0.36	-2.7	-5.6
OM4	8.04	11.96	3.03	0.01	0.23	2.11	17.19	2.61	0.29	4.16	3.86	65.10	0.31	-3.3	-3.8
OM5	7.71	8.08	3.25	0.02	0.39	1.53	9.36	2.74	0.41	6.41	4.28	35.60	0.46	-5.0	-7.4
OM6	7.80	9.51	3.08	0.01	0.31	1.82	11.81	2.69	0.28	6.98	4.41	43.41	0.32	-3.9	-3.0
OY1	7.40	7.29	5.44	0.00	0.54	0.76	5.95	3.42	0.22	7.92	6.46	29.40	0.24	-10.8	-2.8
OY2	7.48	7.98	5.33	0.00	0.52	0.91	6.91	3.67	0.24	8.70	6.89	32.08	0.29	-10.9	-2.7
OY3	7.46	8.10	5.81	0.00	0.54	0.87	6.68	3.76	0.32	7.68	6.10	32.18	0.37	-9.6	-1.5
OY4	7.59	8.56	5.62	0.00	0.53	0.91	7.24	3.56	0.28	9.09	5.22	33.07	0.32	-10.1	-0.9
OY5	7.51	8.36	5.77	0.00	0.58	1.30	5.87	3.87	0.24	9.76	4.38	30.49	0.29	-10.9	-0.8
OY6	7.49	7.70	5.32	0.00	0.51	0.90	5.93	3.80	0.17	7.85	4.78	30.21	0.19	-11.7	-0.8
OY7	7.58	8.09	5.48	0.00	0.52	1.04	6.13	3.75	0.17	8.78	4.49	32.17	0.20	-12.5	-1.2
OY8	7.51	7.98	5.24	0.00	0.49	0.80	6.31	3.57	0.18	8.94	4.57	31.03	0.27	-13.1	-0.6
OY9	7.63	8.39	5.40	0.00	0.50	0.88	6.67	3.49	0.19	8.93	4.86	34.11	0.23	-13.5	-0.5
OZ1	7.01	2.81	2.10	0.00	0.27	0.46	2.17	1.83	0.17	2.46	3.69	12.36	0.17	-13.0	-5.8
OZ2	7.04	2.89	2.55	0.00	0.29	0.42	2.10	1.82	0.18	2.53	4.35	12.83	0.18	-11.6	-6.1
OZ3	7.57	5.87	2.86	0.01	0.26	0.76	6.12	2.33	0.16	4.72	3.67	26.16	0.17	-9.5	-2.0
OZ4	7.42	4.09	2.89	0.01	0.26	0.62	3.35	1.85	0.13	3.55	4.31	18.49	0.14	-11.1	-3.2
OZ5	8.04	10.03	3.35	0.01	0.35	0.99	13.75	2.14	0.15	6.29	3.93	51.28	0.16	-6.1	-3.0
SD1	8.06	11.59	3.11	0.01	0.27	1.26	16.47	2.14							

Stream water chemistry of forested headwater areas in the Shimanto River basin

Shuichiro YOSHINAGA^{1)*}, Tsuyoshi YAMADA²⁾, Yoshiyuki INAGAKI³⁾, Satoru MIURA⁴⁾
and Yoshiki SHINOMIYA⁴⁾

Abstract

In this study, the spatial distribution of stream water chemistry was investigated in headwater areas within the Shimanto River basin to evaluate the effect of forested headwater on the quality of downstream waters under ordinary flow condition. The study area was mainly underlain by Paleozoic/Mesozoic sandstone and shale, with partially exposed limestone and granite. The difference in the bedrock geology of the catchments strongly affected the solute composition of the stream water. The catchments underlain by limestone were characterized by high pH, EC, and Ca^{2+} and HCO_3^- concentrations, and the ones underlain by granite were characterized by low pH, EC, and concentrations of major ions as compared to the catchments underlain by sandstone and shale. The concentrations of Na^+ and Cl^- negatively corresponded to a distance from the coastline of the Pacific Ocean, thereby suggesting the difference in the deposition of sea salt during storm events that frequently occur from June to October. High runoff rate during rainy season affected the decreasing Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , and SO_4^{2-} concentrations in the stream water by dilution with the rainwater. Warm and humid summer climate may further accelerate the dissolution of silicate minerals in the bedrock and soils, resulting in an increase in the Si concentrations. The mean concentration of dissolved total nitrogen in the headwater was 0.17 mg L^{-1} in summer and 0.26 mg L^{-1} in winter. These results satisfy one of clear stream standards of the Shimanto River (i.e., 0.3 mg L^{-1} for dissolved total nitrogen) established by Kochi Prefecture Government and indicate that the forested headwaters would contribute to the clear downstream water environment.

Key words : Shimanto River, forested headwater area, stream water chemistry, dissolved total nitrogen, clear stream standard.

Received 18 August 2020, Accepted 1 February 2021

1) Tama Forest Science Garden, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Soils, FFPRI

3) Shikoku Research Center, FFPRI

4) Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI

* Tama Forest Science Garden, FFPRI, 1833-81 Todori, Hachioji, Tokyo, 193-0843 JAPAN; E-mail: yoshinag@ffpri.affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

Aculeate wasp assemblages in naturally regenerating broad-leaved forests and conifer plantations in temperate Japan (Insecta, Hymenoptera)

Shun'ichi MAKINO^{1)*}, Hideaki GOTO²⁾, Kimiko OKABE¹⁾, Takenari INOUE³⁾,
and Isamu OKOCHI⁴⁾

Abstract

We collected aculeate wasps in ten naturally regenerating broad-leaved stands (1–178 years old) and eight *Cryptomeria japonica* conifer plantations (3–76 years old) using Malaise traps through the wasp flight season (April–November) in Ibaraki Prefecture, Japan. There were 167, 12, and 3605 species, families, and individuals collected, respectively, in the broad-leaved stands and 136, 11, and 2645 in the conifer plantation stands. The most speciose family was Crabronidae, followed by Pompilidae, while in terms of the number of individuals, Pompilidae dominated in every stand. Species richness and abundance were the highest in young stands, decreasing as the stands grew older. Although most collected wasp species preferred young stands, some species characteristically occurred in older stands.

Key words : hunting wasps, monitoring, Malaise trap, parasitoid, forest age, biodiversity, ecosystem services

1. Introduction

Aculeates make up a group of hymenopterous stinging insects; this group includes bees, ants, and stinging wasps. Most aculeate wasps hunt insects or spiders and store captured prey as food in their brood nests. However, some aculeate wasps are parasitoids or kleptoparasites rather than hunters (O'Neill 2001). Prey or host insects of aculeate wasps include Homoptera, Lepidoptera, and Diptera (Iwata 1976, Bohart and Menke 1976, O'Neill 2001), which contain several potential agricultural, forestry, or animal husbandry pests. Thus, these wasps possibly contribute to regulating ecosystem services. In contrast, spiders, which are generally recognized as natural enemies of various pests, are important prey for some hunting wasps. For these reasons, hunting wasps may influence ecosystem services in a positive (as natural enemies of pests) or adverse (as predators of beneficial spiders) ways.

Aculeate wasps are also diverse in terms of nesting substrates: some wasps nest in subterranean sites (fossorial nesters), while others favor aboveground sites, including wood burrows and herbaceous stem piths (tube nesters) (Iwata 1976, O'Neill 2001). Given these diversities in food and

nesting sites, we can naturally expect their assemblages to significantly change with forest conditions, even in a single geological region. To manage forests from an ecosystem service perspective, we need, at the very least, exhaustive lists of agents that potentially affect these services. However, limited information is available on aculeate wasp assemblages in various conditions or forest types (Shlyakhtenok and Agunovich 2001, Arnan et al. 2011, Wenninger et al. 2019).

In this study, we present a working list of aculeate wasps collected with Malaise traps in broad-leaved and conifer stands in a region situated in temperate Japan. The broad-leaved stands were naturally regenerated after clear-cutting, whereas the conifer stands were monoculture Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantations. Both stand types varied in age from very young to mature or old ages. Sampling was regularly performed in these stands through the wasp flight season. This extensive list will explain how aculeate wasp species richness and abundance vary with forest type and age, thus contributing as preliminary information on which forest ecosystem approach strategies should be implemented.

Received 25 December 2020, Accepted 5 February 2021

1) Center for Biodiversity Study, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Kyushu Research Center, FFPRI

3) Tama Forest Science Garden, FFPRI

4) Vice-President, FFPRI

* Center for Biodiversity and Climate Change, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687, JAPAN; E-mail: makino@ffpri.affrc.go.jp

2. Materials and methods

The wasp samplings were conducted in two areas, Ogawa (36°56'N, 140°35'E; 580–800 m a.s.l.) and Satomi (36°50'N, 140°34'E; 700–800 m a.s.l.), approximately 10 km apart from each other, in northern regions of Ibaraki Prefecture, Japan. We selected study plots in ten naturally regenerating broad-leaved stands (stand area varying from 2.5 to 32 ha) within an approximately 30 km² area in Ogawa and eight conifer (*C. japonica*) plantation plots (2.6–14.3 ha) within an approximately 10 km² area in Satomi. The ages of the broad-leaved stands ranged from 1 to 178 years (1, 4, 12, 24, 51, 54, 71, 128, 174, and 178) after clear-cutting and that of the conifer stands ranged from 3 to 76 years (3, 7, 9, 20, 29, 31, 75, and 76) after planting. The dominant large trees in the broad-leaved stands were *Quercus serrata*, *Q. mongolica*, and *Fagus crenata*, whereas planted *C. japonica* naturally dominated the conifer stands. The broad-leaved stands in Ogawa and the conifer stands in Satomi, respectively, correspond to plot codes O1–O178 and S3–S76 in Makino et al. (2007). The same codes are used in the present paper. For more details on the plots, see Makino et al. (2007) and Taki et al. (2013), who studied longhorn beetles and wild bees, respectively, in the same series of plots as above.

We collected aculeate wasps in 2002 and 2003 in the broad-leaved and conifer plantation plots, respectively. The wasps were collected with Townes-style Malaise traps (Golden Owl Publishers; 180 cm long, 120 cm wide, and 200 cm high) with a collection bottle containing 70% ethanol and propylene glycol as preservatives. We placed five traps, approximately 10 m apart from each other, on the ground inside each stand to avoid possible edge effects. The traps were visited every two weeks from late April to early November to cover the wasp flight season, and trapped insects were brought back to the laboratory of the Forestry and Forest Products Institute, Tsukuba, Japan, for identification. We used the collections of aculeate wasps from one of the five traps in each plot for subsequent analysis.

Because the relationships between plot age and species richness or abundance were nonlinear, they were approximated with logarithmic regression. Cluster analyses were separately performed for the broad-leaved plots and conifer plantation plots to examine similarities of wasp assemblages among them. We used the Bray-Curtiss index as the dissimilarity index and Ward's method for clustering. The number of clusters to divide was determined based on the Silhouette coefficient. The indicator values (IndVals) were then calculated to find wasp species that characterized the clusters. All calculations were made with R4.0.2 (R core Team, 2020) using the following libraries: "vegan" (Oksanen et al. 2018) to calculate dissimilarity indices, "cluster" (Maechler et al. 2018) for

clustering, and "labdsv" (Roberts 2016) to calculate IndVals.

The identification of collected wasps was mainly made by SM. The classificatory system of families and higher taxa follows Terayama and Suda (2016). All specimens are deposited into the collection of the Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba, Japan.

3. Results and discussion

Table S1 presents the list of all collected aculeate wasps. A total of 3605 individuals of 167 species (12 families) were collected in the ten naturally regenerating broad-leaved plots and 2645 individuals of 136 species (11 families) in the eight conifer plantation plots (Appendix Table 1). All families of the broad-leaved plots were also collected in the conifer plots, except for Dryinidae, and 114 species were collected in both broad-leaved and conifer plots. The biweekly capture peaked in early to mid-August in both series of plots. The most speciose family was Crabronidae, accounting for 42% of the total number of species in the broad-leaved plots and 43% in the conifer plots. Second to Crabronidae was Pompilidae, which accounted for 23% and 28% in the broad-leaved and conifer plots, respectively. The other ten families, namely, Vespidae, Chrysididae, Bethyidae, Tiphidae, Mutillidae, Scolidae, Dryinidae (in broad-leaved plots only), Sphecidae, Myrmosidae, and Thynnidae, contributed to, at most, 10% to the total species richness in either series of plots. Females of some or all the collected species of Mutillidae, Myrmosidae, Chrysididae, and Dryinidae are apterous, whereas males are fully winged (Terayama and Suda 2016). For these species, the collected specimens were almost always males, which is expected as Malaise traps are principally designed to capture flying insects.

The proportion of individuals of the families was slightly different from the species richness results (Appendix Table 1). The most abundant family was Pompilidae, accounting for 61% of all collected individuals in the broad-leaved plots and 52% in the conifer plots, followed by Crabronidae, which accounted for 20% of collected insects in both stand types. The numerical dominance of Pompilidae in forests has also been reported through monitoring using trap nests (Makino and Okabe 2019). The abundance of other families, as in species richness, was much smaller compared to these two dominant families, although a single species of Myrmosidae, *Taimyrmosa nigrofasciata* (Yasumatsu), showed disproportionately large contributions to the total abundance in both plot series (8% in the broad-leaved and 12% in the conifer plots).

Species richness and abundance were greatest in the very young stands in both broad-leaved and conifer plots and declined as the stands became older (Fig. 1). They showed steep declines until broad-leaved plots became approximately

50 years old and until conifer plantation stands become 30 years old while remaining relatively stable thereafter in both. The changes in species richness and abundance with the stand age did not evenly occur among the families: Pompilidae and Crabronidae shrunk as the plots grew older but persisted through the oldest plots. However, most of the other families became extraordinarily rare or completely disappeared in older plots, particularly in the conifer plantation plots (Appendix Table 1).

The cluster analyses grouped the broad-leaved plots into two clusters, (O1, O4) and (O12, O24, O51, O54, O71, O128, O174, O178), and the conifer plots into three, (S3, S7, S9), (S20, S29, S31), and (S75, S76). Based on the ages of plots contained, the two clusters of the broad-leaved plots were referred to as young (Y) and old (O), which respectively had 41 and six species with statistically significant IndVals (Tables 1, 2). Likewise, the three clusters of conifer plots were young (Y), middle-aged (M), and old (O); the “young” and “middle-aged” clusters had 16 and five species with significant IndVals, respectively, while the “old” cluster had none.

Of all Japanese aculeate wasp species ever recorded (846 spp.), Crabronidae, and Pompilidae are the two most speciose families, accounting for 32% (274 spp.) and 16% (134 spp.), respectively (Terayama and Suda 2016). The dominance of these two families was also represented in our samples, but more markedly, as the two families together contributed 60–70% in both series of broad-leaved and conifer plots (Appendix Table 1). Additionally, in terms of abundance, the contribution of Pompilidae is remarkable in that more than half of the collected aculeate wasps belonged to that family. This suggests that these forests are diverse and abundant sources of spiders that the wasps hunt.

The generally declining trends of species richness and abundance of aculeate wasps are similar to those found in the results for bees collected in the same plots and with the same methods as this study (Taki et al., 2013). The open habitats in

young regenerating or plantation stands seem to provide many hunting wasps with suitable habitats and prey because those stands abound in diverse nest substrates. Wasps with high IndVals (Tables 1, 2) included some fossorial species of such genera as *Tiphia* (Tiphidae), *Cerceris*, *Oxybelus* (Crabronidae), or *Episyron* (Pompilidae) that nest in bare soil, or of *Dipogon* (Pompilidae) or *Psenulus* (Crabronidae) that use dead stems or pith of herbaceous plants as nesting sites. These young stands are also rich in forest floor vegetation (Tanaka et al., 2008), which seems to result in an increase in various groups of phytophagous insects (Inoue 2003, Maleque et al. 2010), as well as some spiders that feed on them, thus providing the wasps with diverse and abundant prey. Further, rich forest floor vegetation means suitable nectar resources, on which many aculeate wasp adults depend as energy sources (O'Neill 2001). Greater species richness and abundance in very young stands have also been reported in various insect groups examined in the same study plots (Makino et al. 2006, Taki 2013).

However, our resulting IndVals also show that, although much smaller in number, a part of aculeate wasps occurred more frequently in older (>10 years old) or middle-aged (20 to 31 years old) stands compared to younger ones in broad-leaved and conifer stands, respectively (Tables 1, 2). It is also notable that such a genus as *Dipogon* had a wide habitat range because it contained species with different preferences in terms of stand ages, as exemplified by *D. nipponicus* and *D. bifasciatus* that were mainly collected in younger stands, and *D. romankovae*, which was found in older stands.

Finally, the presence of aculeate wasps that characterize middle-aged to old stands in broad-leaved stands, but not in conifer stands, is an important finding from a forest management viewpoint since a mosaic-like landscape composed of various stand types or ages is preferable in terms of conservation of diversity and abundance of these wasps, at least part of which are excellent hunters of insect pests.

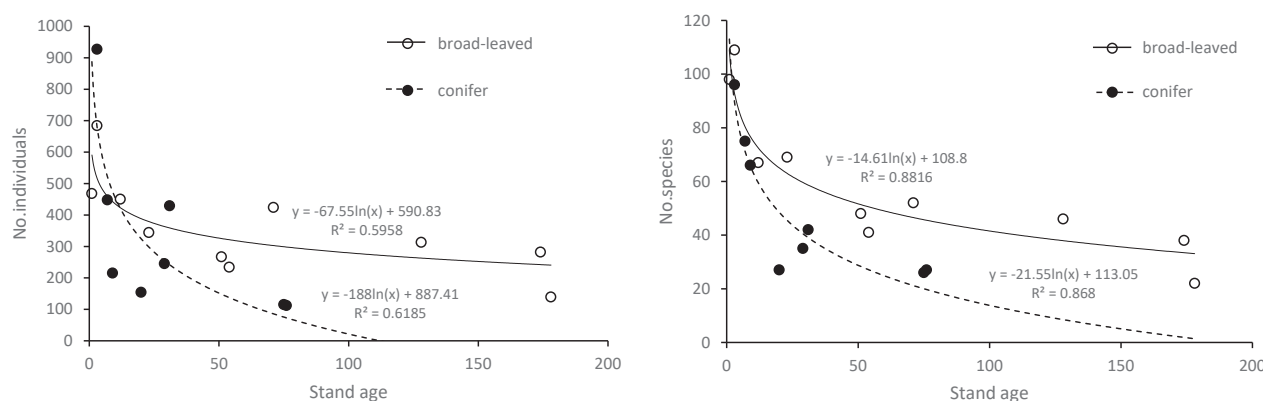


Fig. 1. Responses of the number of individuals (left) and species (right) of aculeate wasps to the stand age of naturally regenerating broad-leaved stands and conifer plantation stands.

Table 1. Aculeate wasps with significant index values (IndVals) characterizing the clusters of regenerating broad-leaved stands. For further information on the cluster components, see text.

Species	Family	Cluster	IndVal*	No. wasps in cluster:	
				Y	O
<i>Dipogon nipponicus</i> (Yasumatsu)	Pompilidae	Y	93.4	81	23
<i>Dipogon bifasciatus</i> (Geoffroy)	Pompilidae	Y	94.8	69	15
<i>Tiphia popilliavora</i> Rohwer	Tiphiidae	Y	99.6	71	1
<i>Cerceris nipponensis</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	97.2	43	5
<i>Episyrus arrogans</i> (Smith)	Pompilidae	Y	99.0	25	1
<i>Oxybelus strandi</i> Yasumatsu	Crabronidae	Y	100.0	25	0
<i>Psen dzimm</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	99.0	24	1
<i>Psenulus laevigatus</i> (Schenck)	Crabronidae	Y	92.3	15	5
<i>Ectemnius iridifrons</i> (Pérez)	Crabronidae	Y	91.2	13	5
<i>Cerceris hortivaga</i> Kohl	Crabronidae	Y	100.0	17	0
<i>Crossocerus cetratus</i> (Shuckard)	Crabronidae	Y	96.6	14	2
<i>Dipogon sperconsus</i> Shimizu & Ishikawa	Pompilidae	Y	83.7	9	7
<i>Pseneo exaratus</i> (Eversmann)	Crabronidae	Y	96.3	13	2
<i>Tiphia punctata</i> Smith	Tiphiidae	Y	100.0	14	0
<i>Hedychrum japonicum</i> Cameron	Chrysididae	Y	100.0	12	0
<i>Pemphredon lethifer</i> (Shuckard)	Crabronidae	Y	97.6	10	1
<i>Arachnospila</i> sp.	Pompilidae	Y	100.0	9	0
<i>Eumenes micado</i> Cameron	Vespidae	Y	100.0	9	0
<i>Scolia fascinata</i> Smith	Scoliidae	Y	100.0	9	0
<i>Methocha japonica</i> (Yasumatsu)	Thynnidae	Y	96.6	7	1
<i>Gorytes aino</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	92.3	6	2
<i>Priocnemis ishikawai</i> Lelej	Pompilidae	Y	96.0	6	1
<i>Ammophila infesta</i> Smith	Sphecidae	Y	100.0	6	0
<i>Chrysis fasciata</i> Olivier	Chrysididae	Y	100.0	6	0
<i>Ectemnius continuus</i> (Fabricius)	Crabronidae	Y	100.0	6	0
<i>Pemphredon diervillae</i> Iwata	Crabronidae	Y	95.2	5	1
<i>Pseudomalus punctatus</i> (Uchida)	Chrysididae	Y	95.2	5	1
<i>Cerceris carinalis</i> Pérez	Crabronidae	Y	100.0	5	0
<i>Polistes snelleni</i> de Saussure	Vespidae	Y	100.0	5	0
<i>Tachytes latifrons</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	100.0	5	0
<i>Discoelius zonalis</i> (Panzer)	Vespidae	Y	94.1	4	1
<i>Tiphia magnoliae</i> Tsuneki	Tiphiidae	Y	100.0	4	0
<i>Trypoxylon fronticorne</i> Gussakovskij	Crabronidae	Y	100.0	4	0
<i>Chrysis syrix</i> Tsuneki	Chrysididae	Y	92.3	3	1
<i>Crossocerus nikkoensis</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	100.0	3	0
<i>Hedychrum okai</i> Tsuneki	Chrysididae	Y	100.0	3	0
<i>Pemphredon krombeini</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	100.0	3	0
<i>Priocnemis kunashirensis</i> Lelej	Pompilidae	Y	100.0	3	0
<i>Stenodynerus chinensis</i> (de Saussure)	Vespidae	Y	100.0	3	0
<i>Trypoxylon nipponicum</i> Tsuneki	Crabronidae	Y	100.0	3	0
<i>Ancistrocerus japonicus</i> (Schulthess)	Vespidae	Y	100.0	2	0
<i>Clistoderes futabae</i> (Ishikawa)	Pompilidae	O	91.2	7	289
<i>Poecilagenia maruyamai</i> (Ishikawa)	Pompilidae	O	93.2	4	219
<i>Ctenopriocnemis filicornis</i> Ishikawa	Pompilidae	O	86.5	5	128
<i>Priocnemis cyphonata</i> Pérez	Pompilidae	O	100.0	0	90
<i>Carinostigmus filippovi</i> (Gussakovskij)	Crabronidae	O	95.5	1	85
<i>Dipogon romankovae</i> Lelej	Pompilidae	O	100.0	0	22

*p<0.05 for all

Table 2. Aculeate wasps with significant index values (IndVals) characterizing the clusters of conifer plantation stands. For further information on the cluster components, see text.

Species	Family	Cluster	IndVal*	No. wasps in cluster:		
				Y	M	O
<i>Taiymyrmosa nigrofasciata</i> (Yasumatsu)	Myrmosidae	Y	53.2	184	108	36
<i>Tiphia popilliavora</i> Rohwer	Tiphiidae	Y	100.0	184	0	3
<i>Eopompilus internalis</i> (Matsumura)	Pompilidae	Y	77.1	79	7	11
<i>Dipogon nipponicus</i> (Yasumatsu)	Pompilidae	Y	97.4	76	2	0
<i>Anoplius petiolaris</i> Gussakovskij	Pompilidae	Y	97.2	52	0	1
<i>Tiphia sternata</i> Parker	Tiphiidae	Y	100.0	45	0	0
<i>Episyrus arrogans</i> (Smith)	Pompilidae	Y	100.0	37	0	0
<i>Priocnemis shidai</i> Ishikawa	Pompilidae	Y	100.0	25	0	0
<i>Caliadurgus ussuriensis</i> (Gussakovskij)	Pompilidae	Y	95.8	23	1	0
<i>Dipogon bifasciatus</i> (Geoffroy)	Pompilidae	Y	100.0	19	0	0
<i>Psenulus laevigatus</i> (Schenck)	Crabronidae	Y	100.0	12	0	0
<i>Anoplius samariensis</i> (Pallas)	Pompilidae	Y	100.0	10	0	0
<i>Bischoffitilla ardescens</i> (Smith)	Mutillidae	Y	100.0	10	0	0
<i>Stenodynerus chinensis</i> (de Saussure)	Vespidae	Y	100.0	6	0	0
<i>Arachnospila</i> sp.	Pompilidae	Y	100.0	3	0	0
<i>Trypoxylon imayoshii</i> Yasumatsu	Crabronidae	Y	100.0	3	0	0
<i>Priocnemis cyphonata</i> Pérez	Pompilidae	M	88.6	4	124	8
<i>Irenangelus nambui</i> Shimizu	Pompilidae	M	90.8	6	89	2
<i>Poecilagenia maruyamai</i> (Ishikawa)	Pompilidae	M	86.1	1	71	7
<i>Trypoxylon varipes</i> Pérez	Crabronidae	M	83.0	0	22	3
<i>Rhopalum venustum</i> Tsuneki	Crabronidae	M	73.5	2	18	3

*p<0.05 for all

Acknowledgments

We give cordial thanks to the following people for their help in identification of wasps: H. Suda (Crabronidae), A. Shimizu (Pompilidae), M. Terayama (Bethyridae, Tiphiidae, and Dryinidae), T. Mita (Chrysidae), J. Okayasu (Mutillidae), and Sk. Yamane (Scoliidae). This work was partly funded by the Research Institute for Humanity and Nature as a part of its research project "Sustainability and Biodiversity Assessment on Forest Utilization Options (FY2002–2008)" and by the grant "Development of eco-friendly management technology of water and agro-forested-aqua-ecosystem in watershed and estuary areas (FY2002–2006)" from the Ministry of Agriculture, Forestry, and Fisheries, Japan.

References

- Arnan, X., Bosch, J., Comas, L., Gracia, M. and Retana, J. (2011) Habitat determinants of abundance, structure and composition of flying Hymenoptera communities in mountain old-growth forests. *Insect Conserv. Divers.*, 3, 200–211.
- Bohart, R. M. and Menke, A. S. (1976) *Sphecid Wasps of the World*. University of California Press, Berkeley, 695pp.
- Inoue, T. (2003) Chronosequential change in a butterfly community after clear-cutting of deciduous forests in a cool temperate region of central Japan. *Entomol. Sci.*, 6, 151–163.
- Iwata, K. (1976) *Evolution of Instinct: Comparative Ethology of Hymenoptera*. Amerind Publishing Company, New Delhi, 535pp.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, and M. Hornik, K. (2018). cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.7-1.
- Makino, S. and Okabe, K. (2019) Trap-nesting bees and wasps and their natural enemies in regenerated broad-leaved forests in central Japan. *Bull. FFPRI*, 18, 189–194.
- Makino, S., Goto, H., Hasegawa, M., Okabe, K., Tanaka, H., Inoue, T. and Okochi, I. (2007) Degradation of longicorn beetle (Coleoptera, Cerambycidae, Disteniidae) fauna caused by conversion from broad-leaved to man-made conifer stands of *Cryptomeria japonica* (Taxodiaceae) in central Japan. *Ecol. Res.*, 22, 372–381.
- Makino, S., Goto, H., Inoue, T., Sueyoshi, M., Okabe, K., Hasegawa, M., Hamaguchi, K., Tanaka, H. and Okochi, I. (2006) The monitoring of insects to maintain biodiversity in Ogawa forest reserve. *Environ. Monit. Assess.*, 120, 477–485.

- Maleque, M. A., Maeto, K., Makino, S., Goto, H., Tanaka, H., Hasegawa, M. and Miyamoto, A. (2010) A chronosequence of understorey parasitic wasp assemblages in secondary broad-leaved forests in a Japanese 'satoyama'. *Insect Conserv. Divers.*, 3, 143-151.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, S., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- O'Neill, K. (2001) *Solitary Wasps: Behavior and Natural History*. Cornell University Press, Ithaca and London, 406pp.
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Australia. URL://www.R-project.org/.
- Roberts, D. W. (2016) *labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*. R package version 1.8-0. <https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>
- Shlyakhtenok, A. S. and Agunovich, R. G. (2001) The dynamics of species composition and abundance of wasps from the families Pompilidae, Sphecidae, and Vespidae (Hymenoptera: Aculeata) in successional pine biogeocenoses of the Berezinskii Biosphere Reserve. *Russ. J. Ecol.*, 32, 126-129.
- Taki, H., Okochi, I., Okabe, K., Inoue, T., Goto, H., Matsumura, T. and Makino, S. (2013) Succession influences wild bees in a temperate forest landscape: the value of early successional stages in naturally regenerated and planted forests. *PLoS One*, 8, (2), e56678. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056678>
- Tanaka, H., Igarashi, T., Niiyama, K., Shibata, M., Miyamoto, A. and Nagaike, T. (2016) Changes in plant diversity after conversion from secondary broadleaf forest to *Cryptomeria* plantation forest: Chronosequential changes in forest floor plant diversity. In Ichikawa, M., Yamashita, S. and Nakashizuka, T. (eds.) "*Sustainability and Biodiversity Assessment on Forest Utilization Options*". Research Institute for Humanity and Nature, Kyoto, 166-176.
- Wenninger, A., Hollingsworth, T. and Wagner, D. (2019) Predatory hymenopteran assemblages in boreal Alaska: associations with forest composition and post-fire succession. *Écoscience*, 26, 205-220.

Supplementary data

Supplementary data can be found at

<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/458/index.html>

Table S1. Numbers of aculeate wasps collected with Malaise traps at ten naturally regenerating stands (O1–O178) and eight conifer plantation stands (S3–S76) arranged by collection date. Trapped insects were collected every two weeks from April to November in 2002 (O1– O128) and 2003 (S3–S76).

Appendix Table 1. Numbers of species (A, C) and individuals (B, D) of aculeate wasps collected in ten naturally regenerating stand plots (O1–O178) and eight conifer plantation plots (S3–S76). Values in parentheses denote percentages to the total of each plot.

A											
Number of species in naturally regenerating broad-leaved plots (% in parenthesis)											
	O1	O4	O12	O24	O51	O54	O71	O128	O174	O178	Pooled
Sphecidae	2(2.0)	1(0.9)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	2(1.2)
Crabronidae	39(39.8)	40(37.0)	28(41.8)	28(41.8)	19(39.6)	17(39.5)	27(54.0)	13(28.3)	14(36.8)	9(40.9)	70(41.9)
Mutillidae	1(1.0)	3(2.8)	1(1.5)	1(1.5)	1(2.1)	0(0.0)	0(0.0)	1(2.2)	1(2.6)	0(0.0)	3(1.8)
Myrmosidae	1(1.0)	1(0.9)	1(1.5)	1(1.5)	1(2.1)	1(2.3)	1(2.0)	1(2.2)	1(2.6)	1(4.6)	1(0.6)
Pompilidae	26(26.5)	29(26.9)	24(35.8)	29(43.3)	20(41.7)	19(44.2)	20(40.0)	23(50.0)	14(36.8)	10(45.5)	38(22.8)
Scoliidae	3(3.1)	3(2.8)	2(3.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	5(3.0)
Thynnidae	1(1.0)	1(0.9)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(2.2)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.6)
Tiphiidae	5(5.1)	5(4.6)	2(3.0)	1(1.5)	1(2.1)	1(2.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	6(3.6)
Vespidae	11(11.2)	14(13.0)	5(7.5)	4(6.0)	4(8.3)	3(7.0)	1(2.0)	4(8.7)	4(10.5)	1(4.6)	17(10.2)
Bethylidae	1(1.0)	3(2.8)	1(1.5)	0(0.0)	1(2.1)	0(0.0)	1(2.0)	2(4.4)	4(10.5)	1(4.6)	9(5.4)
Chrysididae	7(7.1)	8(7.4)	3(4.5)	2(3.0)	1(2.1)	2(4.7)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	13(7.8)
Dryinidae	1(1.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(1.5)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(2.2)	0(0.0)	0(0.0)	2(1.2)
Total	98(100)	108(100)	67(100)	67(100)	48(100)	43(100)	50(100)	46(100)	38(100)	22(100)	167(100)

B											
Number of individuals in naturally regenerating broad-leaved plots (% in parenthesis)											
	O1	O4	O12	O24	O51	O54	O71	O128	O174	O178	Pooled
Sphecidae	4(0.9)	3(0.4)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	7(0.2)
Crabronidae	139(29.7)	174(25.4)	81(18.0)	78(22.7)	45(16.9)	35(15.0)	64(15.1)	26(8.3)	43(15.3)	23(16.6)	708(19.6)
Mutillidae	3(0.6)	14(2.1)	19(4.2)	15(4.4)	2(0.8)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.3)	3(1.1)	0(0.0)	57(1.6)
Myrmosidae	31(6.6)	31(4.5)	50(11.1)	21(6.1)	10(3.8)	40(17.1)	33(7.8)	19(6.1)	37(13.1)	9(6.5)	281(7.8)
Pompilidae	230(49.2)	290(42.4)	272(60.4)	218(63.4)	189(70.8)	137(58.6)	323(76.2)	247(78.9)	186(66.0)	105(75.5)	2197(60.9)
Scoliidae	5(1.1)	10(1.5)	3(0.7)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	18(0.5)
Thynnidae	1(0.2)	6(0.9)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.3)	0(0.0)	0(0.0)	8(0.2)
Tiphiidae	14(3.0)	97(14.2)	7(1.6)	2(0.6)	1(0.4)	1(0.4)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	122(3.4)
Vespidae	22(4.7)	37(5.4)	11(2.4)	4(1.2)	18(6.7)	21(9.0)	1(0.2)	15(4.8)	9(3.2)	1(0.7)	139(3.9)
Bethylidae	1(0.2)	3(0.4)	1(0.2)	0(0.0)	1(0.4)	0(0.0)	1(0.2)	3(1.0)	4(1.4)	1(0.7)	15(0.4)
Chrysididae	18(3.9)	18(2.6)	6(1.3)	5(1.5)	1(0.4)	0(0.0)	2(0.5)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	50(1.4)
Dryinidae	0(0.0)	1(0.2)	0(0.0)	1(0.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.3)	0(0.0)	0(0.0)	3(0.1)
Total	468(100)	684(100)	450(100)	344(100)	267(100)	234(100)	424(100)	313(100)	282(100)	139(100)	3605(100)

C									
Number of species in conifer plantation plots (% in parenthesis)									
	S3	S7	S9	S20	S29	S31	S75	S76	Pooled
Sphecidae	0(0.0)	1(1.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.7)
Crabronidae	36(37.5)	31(41.3)	26(40.0)	14(51.9)	14(40.0)	19(45.2)	11(42.3)	10(37.0)	59(43.4)
Mutillidae	3(3.1)	1(1.3)	1(1.5)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	3(2.2)
Myrmosidae	1(1.0)	1(1.3)	1(1.5)	1(3.7)	1(2.9)	1(2.4)	1(3.9)	1(3.7)	1(0.7)
Pompilidae	31(32.3)	26(34.7)	23(35.4)	11(40.7)	17(48.6)	19(45.2)	9(34.6)	15(55.6)	38(27.9)
Scolidae	1(1.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.7)
Thynnidae	1(1.0)	1(1.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(2.4)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.7)
Tiphiidae	3(3.1)	2(2.7)	2(3.1)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	3(2.2)
Vespidae	7(7.3)	8(10.7)	8(12.3)	0(0.0)	1(2.9)	0(0.0)	3(11.5)	0(0.0)	13(9.6)
Bethylidae	1(1.0)	0(0.0)	1(1.5)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	2(1.5)
Chrysididae	12(12.5)	4(5.3)	3(4.6)	1(3.7)	2(5.7)	2(4.8)	2(7.7)	1(3.7)	14(10.3)
Drylidae	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.7)
Total	96(100)	75(100)	65(100)	27(100)	35(100)	42(100)	26(100)	27(100)	136(100)

D									
Number of individuals in conifer plantation plots (% in parenthesis)									
	S3	S7	S9	S20	S29	S31	S75	S76	Pooled
Sphecidae	0(0.0)	1(0.2)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.0)
Crabronidae	151(16.3)	136(30.4)	50(23.3)	27(17.5)	44(18.0)	78(18.2)	27(23.5)	22(19.6)	535(20.2)
Mutillidae	10(1.1)	1(0.2)	3(1.4)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	14(0.5)
Myrmosidae	84(9.1)	56(12.5)	44(20.5)	30(19.5)	31(12.7)	47(11.0)	20(17.4)	16(14.3)	328(12.4)
Pompilidae	400(43.2)	199(44.4)	89(41.4)	96(62.3)	167(68.2)	301(70.2)	58(50.4)	68(60.7)	1378(52.1)
Scolidae	2(0.2)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	2(0.1)
Thynnidae	3(0.3)	6(1.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.2)	0(0.0)	0(0.0)	10(0.4)
Tiphiidae	217(23.4)	12(2.7)	5(2.3)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	234(8.9)
Vespidae	24(2.6)	19(4.2)	14(6.5)	0(0.0)	1(0.4)	0(0.0)	4(3.5)	0(0.0)	62(2.3)
Bethylidae	3(0.3)	0(0.0)	1(0.5)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	4(0.2)
Chrysididae	33(3.6)	18(4.0)	9(4.2)	1(0.7)	2(0.8)	2(0.5)	6(5.2)	6(5.4)	77(2.9)
Drylidae	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	0(0.0)	1(0.7)
Total	927(100)	448(100)	215(100)	154(100)	245(100)	429(100)	115(100)	112(100)	2645(100)

温帯地域の天然広葉樹二次林とスギ人工林における有剣ハチ類群集

牧野 俊一^{1)*}、後藤 秀章²⁾、岡部 貴美子¹⁾、井上 大成³⁾、大河内 勇⁴⁾

要旨

茨城県北部の、林齢が異なる天然広葉樹二次林 10 か所（林齢 1~178 年）と、スギ人工林 8 か所（3~76 年）においてマレーズトラップを用いた有剣ハチ類の採集を 4 ~ 11 月に行った。広葉樹二次林系列では 1 年間で合計 12 科 167 種 3605 個体、スギ林系列では 11 科 136 種 2645 個体が得られた。種数が最も多かったのはギングチバチ科で、クモバチ科がそれに次いだが、個体数ではクモバチ科がどの林分でも最も多かった。有剣ハチ類全体の種数と個体数は、広葉樹二次林系列、スギ人工林系列ともに林齢 3 ~ 4 年の林分で最多で、いずれにおいても林齢とともに減少した。有剣ハチ類の多くは若齢林分を好んで出現したが、より林齢の高い林分に偏って出現する種も見られた。

キーワード：カリバチ、モニタリング、マレーズトラップ、捕食寄生者、林齢、生物多様性、生態系サービス

原稿受付：令和 2 年 12 月 25 日 原稿受理：令和 3 年 2 月 5 日

1) 森林総合研究所 生物多様性研究拠点

2) 森林総合研究所 九州支所

3) 森林総合研究所 多摩森林科学園

4) 元森林総合研究所 理事

* 森林総合研究所 生物多様性・気候変動研究拠点 〒 305-8687 茨城県つくば市松の里 1

研究資料 (Research record)

森林総合研究所多摩森林科学園の長翅目昆虫とその季節消長

松本 和馬^{1)*}

要旨

東京都八王子市の森林総合研究所多摩森林科学園で採集された長翅目 5 種 (シリアゲムシ科 3 種、ガガンボモドキ科 2 種) を記録した。これらの種の季節消長パターンを標本の採集日付と 2017 年に実施したトランセクト調査に基づき調べた。1 化生種のうちキシタトゲシリアゲ *Panorpa fulvicaudaria* Miyake とキアシシリアゲ *Panorpa wormaldi* McLachlan は主に 4-5 月、クロヒメガガンボモドキ *Bittacus takaoensis* Miyake はほぼ 5 月前半のみに出現したが、ヤマトガガンボモドキ *Bittacus nipponicus* Navás はより遅くかつ長く 6-7 月に出現した。年 2 化生のヤマトシリアゲ *Panorpa japonica* Thunberg は第 1 化が 5-6 月、第 2 化が 8 月下旬-10 月に出現した。クロヒメガガンボモドキは 1913 年の記載以来、原記載地の高尾山とその周辺で記録がなかったが、出現期間が早く短いため発見されにくいことがその理由であると考えられた。トランセクト調査で記録された世代あたり個体数はヤマトシリアゲの第 1 化が最多、次いでクロヒメガガンボモドキが多く、キアシシリアゲが最少であった。多摩森林科学園は東京都の低標高地としては比較的長翅目相が豊富であり、これは安定した森林環境を反映していると考えられる。

キーワード：昆虫相、長翅目、シリアゲムシ目、多摩森林科学園、八王子市、東京都

はじめに

東京都八王子市甘里町の森林総合研究所多摩森林科学園 (以下「科学園」と略記) は、総面積 56.1 ha で、その大部分は樹林に覆われている。この園内の昆虫相に関する報告は、粘管目 (Nijima 1971)、半翅目カイガラムシ類 (河合 1973)、原尾目 (Imadate 1974)、甲虫目の一部 (岩田ら 1991, 1993, 松本ら 2014)、鱗翅目チョウ類 (松本 2006)、双翅目 (松本ら 2007)、蜻蛉目 (松本 2009)、膜翅目の一部 (Matsumoto and Makino 2011)、広義の直翅類 (ガロアムシ目、革翅目、ナナフシ目、カマキリ目、ゴキブリ目、等翅目、直翅目; 松本ら 2019) などの分類群に関するものが公表されているが、長翅目についてはこれまで報告がない。本報ではこれまでに科学園で確認された長翅目の目録を報告するとともに、標本採集記録と 2017 年に実施したトランセクト調査の結果に基づき、長翅目の季節消長について報告する。

日本の長翅目は森林性の昆虫であり、成虫は林縁・林内の道沿いに多く、幼虫は土壤中に生息する。幼虫は捕食性、成虫も捕食性であるが、シリアゲムシ類の成虫はやや雑食的で鳥の糞、ミミズなどの死体、植物の果実なども食べることがある (宮本 1993)。成虫は植物上に静止していることが多く、飛翔は前後翅を個別に動かすため低速で、一度に飛ぶ距離は短い。このため環境の変化に

対応して生息場所間移動する能力は乏しく、環境指標性が高い昆虫類ではないと考えられる。

国内の長翅目にはヤマトシリアゲ *Panorpa japonica* Thunberg のように年 2 化する種もあるが、多くは年 1 化であり (宮本, 1993)、概ね初夏に多く出現するが、出現期は種によって多少異なるように見受けられる。しかし長翅目昆虫の季節性に関する調査はこれまであまり行われたことがない。そこで、本報では各種の季節消長も比較検討する。

調査地と方法

科学園の樹林は、試験林 (39.8 ha)、樹木園 (6.9 ha) およびサクラ類の系統保存を目的としたサクラ保存林 (8.0 ha) に区分される。試験林はさらに人工林と天然林 (二次林) に区分される (Fig. 1)。人工林の比較的植栽面積が大きい樹種にはイチヨウ (*Ginkgo biloba* L.)、スギ (*Cryptomeria japonica* (L.f.) D. Don)、ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa* (Sieb. et Zucc.) Endlicher)、テーダマツ (*Pinus taeda* L.)、ケヤキ (*Zelkova serrata* (Thunb.) Makino)、クヌギ (*Quercus acutissima* Carruthers)、コナラ (*Q. serrata* Murray)、シラカシ (*Q. myrsinaefolia* Blume) などがあり、その他多くの樹種の小規模林分がある。これらは大部分が高齢林で林冠の鬱閉度が高く、低木層

に耐陰性のアオキ (*Aucuba japonica* Thunb.)、ヒサカキ (*Eurya japonica* Thunb.)、ツバキ (*Camellia japonica* L.) などの常緑低木やアラカシ (*Q. glauca* Thunb.) の幼樹が多い。天然林の高木層・亜高木層にはモミ (*Abies filma* Sieb. et Zucc.)、アラカシ、スダジイ (*Castanopsis sieboldii* (Makino) Hatus. ex T. Yamaz. et Mashiba subsp. *sieboldii*) 等の優占樹種に混じってカヤ (*Torreya nucifera* Sieb. et Zucc.)、ウラジロガシ (*Q. salicina* Oerst. var. *stenophylla* Honda)、コナラ、ケヤキ、エノキ (*Celtis sinensis* Persoon)、ヤマザクラ (*Prunus jamasakura* Sieb. ex Koidzumi)、イイギリ (*Idesia polycarpa* Maxim.)、ミズキ (*Cornus controversa* Hemsley)、カラスザンショウ (*Fagaria ailanthoides* (Sieb. et Zucc.) Engl.) などが点在している。大径木が多く、林冠は鬱閉している。サクラ保存林は疎林的で明るく、除草されているため低木層は発達せず、草本類が密生している。樹木園は樹種や植栽密度により状況が異なり、概して大径木が多く被陰されて草本層の発達が悪いが、明るく草本類が多い所も混在する。このほかに苗畑 (0.4 ha) があり、高木がほとんどない開放的な空間となっている。

科学園の構内で 1989 年から 1991 年まで、および 2000 年から 2017 年までの期間に筆者の採集により得られた標本に基づき生息種の目録を作成した。採集地名 (東京都八王子市廿里町 森林総合研究所多摩森林科学園)、採集者名 (松本和馬) は全ての標本で同一であるので省略し、個体数、性別、採集年月日のみを示した。同定には主に中村 (2000, 2019) を参照し、和名と学名および分類体系は中村 (2016) に従った。採集標本は科学園に保存されている。

採集年に関わらず標本が採集された日付を各月の前半

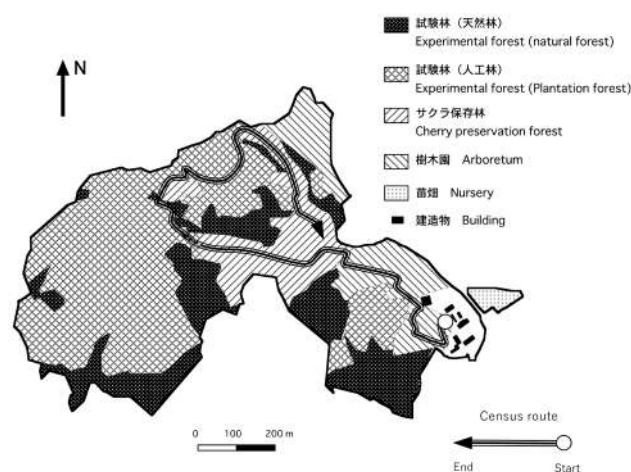


Fig. 1. 森林総合研究所多摩森林科学園の森林タイプおよびトランセクト調査ルートを示した概況図。
Map of the Tama Forest Science Garden, the Forestry and Forest Products Research Institute, showing forest types and route of the survey transect.

(1 日～15 日) と後半 (16 日～末日) に分け、半月ごとの採集個体数を種ごとに集計し、標本データに基づいた季節消長を検討した。また、2017 年には Fig. 1 に示した固定ルートを 4 月から 10 月まで晴天ないし薄曇りの日に歩いてトランセクト調査を行い、種ごとの相対的個体数と季節消長を検討した。調査日は、4 月 10 日、4 月 25 日、5 月 8 日、5 月 21 日、6 月 6 日、6 月 19 日、6 月 27 日、7 月 11 日、7 月 22 日、8 月 6 日、8 月 18 日、8 月 26 日、9 月 9 日、9 月 25 日、10 月 1 日、10 月 23 日である。ルート沿いの左右の目測約 2 m 以内に静止中か驚いて飛び立った長翅目昆虫を目視により同定した。飛び立った個体は通常すぐに静止するため同定に支障はなかったが、目視同定が困難な場合は採集して同定した。季節型のあるヤマトシリアゲは春型 (第 1 化) と夏型 (第 2 化) を区別して記録した。

結果

(1) 採集標本目録

Mecoptera 長翅目

1. Panorpidae シリアゲムシ科

1.1. *Panorpa fulvicaudaria* Miyake, 1913 キシタトゲシリアゲ

1 ♂, 14 iv 2001; 1 ♂, 22 iv 2001; 1 ♀, 2 v 2001; 1 ♂, 16 iv 2002; 1 ♀, 10 iv 2003; 1 ♂, 22 iv 2003; 1 ♀, 5 v 2003; 1 ♂ 1 ♀, 9 v 2003; 1 ♀, 21 v 2003; 1 ♀, 10 iv 2017.

1.2 *Panorpa japonica* Thunberg, 1784 ヤマトシリアゲ

春型: 1 ♂, 9 v 1990; 1 ♀, 23 v 1990; 1 ♂, 1 v 2001; 1 ♂, 12 v 2001; 2 ♂♂, 25 v 2002; 1 ♂, 30 v 2002; 1 ♀, 4 vi 2002; 1 ♂, 17 v 2003; 3 ♂♂ 1 ♀, 21 v 2003; 1 ♂, 2 v 2016; 1 ♂ 1 ♀, 3 v 2016; 1 ♀, 19 vi 2017.

夏型: 1 ♂, 12 ix 1990; 1 ♀, 17 viii 2000; 1 ♂, 31 viii 2000; 1 ♀, 6 x 2000; 2 ♀♀, 14 ix 2001; 1 ♂, 26 ix 2001; 1 ♂, 16 ix 2003; 1 ♀, 13 ix 2016; 1 ♀, 1 x 2017; 1 ♀, 23 x 2017.

1.3. *Panorpa wormaldi* MacLachlan, 1875 キアシシリアゲ

1 ♀, 9 v 1990; 2 ♀♀, 22 v 1990; 1 ♂, 24 v 2000; 1 ♀, 18 v 2001; 1 ♂ 1 ♀, 16 iv 2002; 2 ♀♀, 23 iv 2002; 1 ♀, 28 iv 2003; 1 ♂, 1 vi 2006; 1 ♀, 3 v 2016.

2. Bittacidae ガガンボモドキ科

2.1. *Bittacus nipponicus* Navás, 1909 ヤマトガガンボモドキ

1 ♀, 15 vi 2000; 1 ♂, 11 vii 2000; 1 ♀, 19 vii 2001; 1 ♀, 30 vii 2001; 1 ♂, 10 vi 2002; 1 ♂, 11 vi 2002; 1 ♂, 20 vi 2002; 1 ♂ 1 ♀, 23 vi 2002; 1 ♀, 24 vi 2002; 1 ♀, 29 vi 2002; 1 ♀, 19 vi 2003; 1 ♂, 18 vii 2003; 1 ♂, 17 vi 2004; 1 ♂, 10 vi 2005; 1 ♂, 26 vi 2016; 1 ♀, 10 vii 2016; 2 ♀♀,

19 vi 2017; 1 ♂, 11 vii 2017; 1 ♀, 22 vii 2017.

2.2. *Bittacus takaoensis* Miyake, 1913 クロヒメガガンボモドキ

1 ♀, 12 v 2000; 1 ♀, 18 v 2011; 1 ♀, 3 v 2016; 1 ♂ 1 ♀, 4 v 2016; 2 ♂♂ 2 ♀♀, 7 v 2017; 1 ♂, 9 v 2017; 1 ♀, 21 v 2017.

以上、長翅目 2 科 5 種が採集標本によって確認された。

(2) 季節消長

標本が採集された日付に基づき、半月ごとの個体数を種ごとに集計した結果を Fig. 2 に示す。ただし、トランセクト調査に際して採集した個体は除いてある。トランセクト調査により調査日ごとに確認された個体数を種ごとに集計した結果を Fig. 3 に示す。採集日付データおよびトランセクト調査データは概ね同様の結果を示し、年 1 化の 4 種では、キシタトゲシリアゲ、キアシシリアゲ、クロヒメガガンボモドキの出現期は比較的早く、特にキシタトゲシリアゲは 4 月前半からオスが記録され、オス・メスともに観察されたのは 5 月までであった。クロヒメガガンボモドキは標本の採集日付においてもトランセクト調査での目撃日付においても 5 月のみに記録され、しかもほとんどの個体が 5 月前半に記録され、出現期間がごく短く齊一的に発生することが示された。一方、ヤマトガガンボモドキの出現期はやや遅く 6 月前半から 7 月後半まで続き、クロヒメガガンボモドキのように短期間に限られることはなかった。年 2 化のヤマトシリアゲで

は第 1 化（春型）が 5 月前半から 6 月後半、第 2 化（夏型）が 8 月後半から 10 月後半に出現するものと見られた。

(3) 個体数

トランセクト調査で記録された個体数 (Table 1) はヤマトシリアゲが最も多く年間合計で 34 個体が記録された。本種は年 2 化するため、個体数を第 1 化と第 2 化に分けて世代当たり個体数を集計すると、それぞれ 24 個体、10 個体であった。キシタトゲシリアゲはやや個体数が少なく、キアシシリアゲは 5 月 8 日に 1 ♀が目撃されたのみで、個体数は最も少なかった。

ガガンボモドキ科の 2 種も個体数は比較的多く、特にクロヒメガガンボモドキは年間個体数がヤマトシリアゲに次いで多かった。本種は 2011 年以前は 2 個体が得られていたのみであり、当初は稀な種だと思われたが、2016

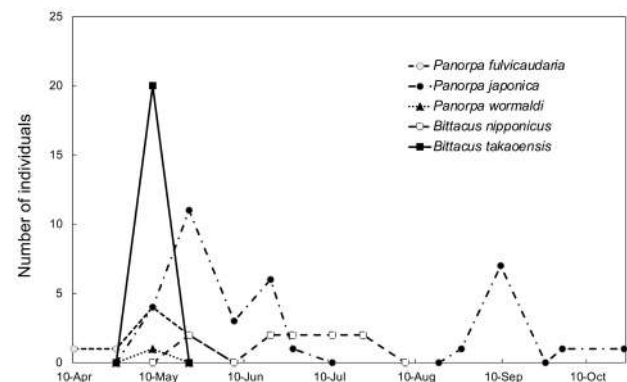


Fig. 3. 森林総合研究所多摩森林科学園で 2017 年のトランセクト調査により各調査日に記録された個体数に基づいて描いた長翅目各種の季節消長曲線。

Seasonal relative abundance curve for each mecopteran species based on the number of individuals recorded on each census day in 2017 in the Tama Forest Science Garden, the Forestry and Forest Products Research Institute.

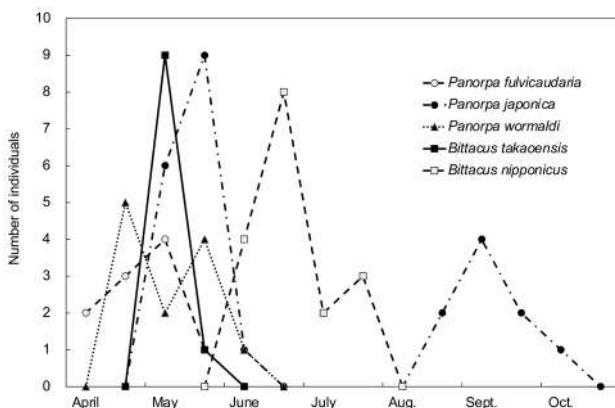


Fig. 2. 採集年に関わらず森林総合研究所多摩森林科学園でこれまでに得られた標本数を種ごと・半月ごとに集計して描いた長翅目各種の季節消長曲線。

Seasonal relative abundance curve for each mecopteran species based on the number of specimens collected every half month, irrespective of the collection year, in the Tama Forest Science Garden, the Forestry and Forest Products Research Institute.

Table 1. 2017 年に森林総合研究所多摩森林科学園で実施したトランセクト調査で記録された長翅目各種の個体数。

Number of individuals of each mecopteran species recorded in the transect census conducted in the Tama Forest Science Garden, the Forestry and Forest Products Research Institute, in 2017.

種名 Species	オス Male	メス Female	合計 Total
<i>Panorpa fulvicaudaria</i>	3	5	8
<i>Panorpa japonica</i> 1st brood	10	14	24
<i>Panorpa japonica</i> 2nd brood	4	6	10
<i>Panorpa wormaldi</i>	0	1	1
<i>Bittacus nipponicus</i>	3	3	6
<i>Bittacus takaoensis</i>	8	4	12

年に5月上旬に集中的に発生することがわかってからは比較的容易に発見されるようになり採集個体数が増えた。

考察

東京都環境局自然環境部(2010)は、東京都の生物のレッドデータブックを作成しているが、長翅目昆虫は検討対象となっていない。これは東京都における長翅目昆虫の生息情報が乏しいことによっていると思われる。隣県では埼玉県と千葉県レッドデータブックに長翅目を取り上げられている。「埼玉県レッドデータブック」(埼玉県環境部みどり自然課 2018)では13種の長翅目昆虫がレッドデータ種に取り上げられていて、科学園に生息する種ではヤマトガガンボモドキを絶滅危惧Ⅱ類(VU)としている。また、千葉県の「改訂版 千葉県レッドリスト(動物編)」(千葉県環境生活部自然保護課 2006)には5種の長翅目昆虫がレッドデータ種に取り上げられ、科学園に生息する種ではキシタトゲシリアゲを重要保護生物(B)、ヤマトシリアゲを一般保護生物(D)、ヤマトガガンボモドキを要保護生物(C)に指定している。牧林(1992)は埼玉県のシリアゲムシ類の分布記録をまとめた上で、同県東部の開発の進んだ地域ではヤマトシリアゲのような普通種であっても記録が無く、このことはシリアゲムシ類がいわゆる「自然が残っている」環境でないと生息できないことを意味していると考察している。東京都の区部での長翅目の記録を渉猟した木村(2006)は世田谷区における1932年または1933年および1952年のヤマトシリアゲの記録を挙げているが、その後区部から長翅目昆虫が記録されたことはないようである。ただし港区の国立科学博物館附属自然教育園ではヤマトシリアゲ、ヤマトガガンボモドキ、クロヒメガガンボモドキの3種の記録があるが(国立科学博物館 2008)、種名のみ挙げられているだけで、いつ確認されたものかはわからない。東京都の区部において長翅目の過去の記録がわずかに残っていることと近年の記録がないことは、埼玉県の場合と同様、開発の進んだ地域で絶滅が広く起こった結果であろう。翻って、科学園に長翅目昆虫が5種も生息していることは東京都の低標高の緑地としては稀有な事例であり、科学園の森林の生物多様性保全上の価値が高いことを示していると考えられる。また、東京都にも隣県でレッドデータ種に指定されている長翅目の種が生息していることから、都内でこれらを含めた長翅目昆虫の生息状況調査を実施するとともに、今後の東京都のレッドデータブックの改訂においては長翅目も対象として考慮すべきであろう。

クロヒメガガンボモドキはMiyake(1913)によって科学園にごく近い高尾山(科学園の中央から高尾山山頂まで約3 km)で採集された2個体のメスに基づいて記載されたが、本種の東京都および周辺地域における生息に関しては疑義が表明されたこともある。すなわち、大貝(2002)は、「原記載地である高尾山とその周辺諸県では

本種の記録が全くない」と指摘し、さらに「はたして本当に東京の高尾山に本種が生息していたのであろうか」と述べている。しかし、本種とされる記録は東京都では種名のみではあるが上記自然教育園の記録があることから、過去には平地に広く生息していた可能性もある。また隣県では、調査が進んでいると考えられる埼玉県・千葉県ではクロヒメガガンボモドキは未記録であり、神奈川県では比較的最近になって旧津久井町鳥屋早戸川林道(現相模原市; 脇 2004)と南足柄市矢倉沢金時山(佐藤 2010)から記録されたのみである。

科学園では上記の通りクロヒメガガンボモドキは多数採集・目撃されている。トランセクト調査では個体数がヤマトシリアゲについて多く、1化性種の中では記録された4種のうちでもっとも個体数が多かった。おそらく原記載以来本種が長らく再発見されなかったのは、出現期が5月上旬の短期間に限られているためであろう。なお、本種は青森県・福島県・栃木県北部・新潟県・富山県・長野県北部等に比較的記録が多く、6・7月を中心に記録されていて、出現期が早い、あるいは短いという指摘はこれまでない(宮本 1979, 市田・中村 1991, 鈴木 1995, 中村 2000, 大貝 2002, 塘 2010)。これはこれらの寒冷地では発生が遅く、標高や地形により雪解け時期が異なることにより地域全体としては成虫の出現が短期間に集中しないという条件があるためであろう。関東地方南部では5月上旬、またもし分布するとすれば東海地方や西日本では4月下旬から注意して探索すれば今後発見される可能性もあるのではないかと考えられる。

謝辞

筆者の森林総合研究所退職後の調査は多摩森林科学園の許可を得て行った。関係職員各位、とくに調査にご配慮いただいた井上大成博士にお礼申し上げる。またGriffith UniversityのDr A. G. Orrには英文を校閲していただいた。記してお礼申し上げる。

引用文献

- 千葉県環境生活部自然保護課(2006) 千葉県レッドリスト(動物編) 2006年改訂版. 千葉県環境生活部自然保護課, 36pp.
- 市田 忠夫・中村 剛之(1991) 青森県の長翅目. *Celastrina*, 26, 27-41.
- Imadate, G. (1974) *Fauna Japonica, Protura (Insecta)*. Keigaku Publ. Co., 351pp.
- 岩田 隆太郎・山田 房男・須田 到・榎原 寛・岩淵 喜久男・永田 健二(1991) 針葉樹林における甲虫類誘引試験(I)―八王子市森林総合研究所多摩森林科学園モミ林―. 日本林学会大会発表論文集, 102, 261-264.
- 岩田 隆太郎・須田 到・山田 房男・永田 健二(1993) 針葉樹林における甲虫類誘引試験(IV)―八王子市森

- 林総合研究所多摩森林科学園モミ林 統報－. 日本林学会関東支部大会発表論文集, 44, 119-122.
- 河合 省三 (1973) 都市環境とカイガラムシの発生に関する研究. 環境庁編 “都市環境下における人間環境指標動植物に関する研究”. 環境庁, 18-57.
- 木村 正明 (2006) 東京駅 23 区内のシリアゲムシ 「みつ池」にヤマトシリアゲはいるか? PANORPODES, 19, 94-97.
- 国立科学博物館 (2008) 自然教育園で観察された生物の種名データベース.
<http://www.ins.kahaku.go.jp/database/insdb/index.php>
- 牧林 功 (1992) 埼玉県のシリアゲムシ. 昆虫と自然, 27 (2), 26-30.
- 松本 和馬 (2006) 森林総合研究所多摩森林科学園のチョウ相. 森林総研研報, 5, 69-84.
- 松本 和馬・三井 偉由・鳥居 隆史 (2007) 森林総合研究所多摩森林科学園の双翅目昆虫相. 森林総研研報, 6, 77-88.
- 松本 和馬 (2009) 森林総合研究所多摩森林科学園の蜻蛉目相. 森林総研研報, 8, 109-114.
- Matsumoto, K. and S. Makino (2011) Monitoring of tube-nesting bees and wasps with bamboo tube nest traps of different types in two types of forests in temperate Japan. Entomol. Sci., 14, 154-161.
- 松本 和馬・楨原 寛・栗原 隆・後藤 秀章・永野 裕 (2014) 森林総合研究所多摩森林科学園の穿孔性甲虫類 (鞘翅目ホソカミキリムシ科・カミキリムシ科・タマムシ科・キクイムシ科). 森林総研研報, 13, 225-270.
- 松本 和馬・佐藤 理絵・井上 大成・大谷 英児 (2019) 森林総合研究所多摩森林科学園の直翅類. 森林総研研報, 18, 221-232.
- Miyake, T. (1913) Studies on the Mecoptera of Japan. Jour. Coll. Agric. Tokyo Imp. Univ., 5, 265-400.
- 宮本 正一 (1979) 新潟県の長翅目. 馬場 金太郎編 “越佐昆虫同好会会報 50 号慶祝論文集”. 越佐昆虫同好会, 231-246.
- 宮本 正一 (1993) 日本のシリアゲムシ. インセクタリウム, 30 (1), 4-9.
- 中村 剛之 (2000) 栃木県の長翅目 (昆虫綱), Bull. Tochigi Pref. Mus., 17, 1-18.
- 中村 剛之 (2016) MECOPTERA 長翅目 (シリアゲムシ目). 日本昆虫目録編集委員会編 “日本昆虫目録第 5 巻 脈翅目, 長翅目, 隠翅目, 毛翅目, 撚翅目”. 日本昆虫学会, 41-48.
- 中村 剛之 (2019) 絵解き検索 シリアゲムシ目の種までの解説. 環境アセスメント動物調査手法, 29, 1-21.
- Nijima, K. (1971) Seasonal changes in collembolan populations in a warm temperate forest of Japan. Pedobiologia, 11, 11-26.
- 大貝 秀雄 (2002) 富山県産長翅目昆虫. 富山市科学文化センター研究報告, 25, 95-112.
- 埼玉県環境部みどり自然課 (2018) 埼玉県レッドデータブック動物編. 埼玉県環境部みどり自然課, 419pp.
- 佐藤 和樹 (2010) 南足柄市におけるクロヒメガガンボモドキとキアシシリアゲの記録. 神奈川虫報, 172, 46-47.
- 鈴木 信夫 (1995) 菅平高原およびその周辺の長翅目相. 菅平研報, 13, 59-68.
- 鈴木 信夫 (1996) 東京のシリアゲムシ. PANORPODES, 15/16, 77-82.
- 東京都環境局自然環境部 (2010) 東京都の保護上重要な野生生物種 (本土部) ～東京都レッドリスト 2010 年版～, 東京都環境局自然環境部, 121pp.
- 塘 忠顕 (2010) ふくしま県民の森「フォレストパークあだたら」のシリアゲムシ相 付. 福島県におけるシリアゲムシ類の記録. 福島大学プロジェクト研究 [自然と人間] 研究報告, 8, 8-17.
- 脇 一郎 (2004) クロヒメガガンボモドキ? が東丹沢で見つかる. 神奈川虫報, 145, 88.

Mecopteran insects and their seasonal abundance patterns in Tama Forest Science Garden, Forestry and Forest Products Research Institute

Kazuma MATSUMOTO^{1)*}

Abstract

Five species of Mecoptera (three species of Panorpidae and two species of Bittacidae) were recorded in the Tama Forest Science Garden, the Forestry and Forest Products Research Institute, Hachioji City, Tokyo Metropolis, Japan. Seasonal abundance patterns of these species were studied by examining the collection dates for specimens preserved and also by conducting a series of transect counts from April through October in 2017. Univoltine species varied in their phenology: *Panorpa fulvicaudaria* Miyake and *P. wormaldi* MacLachlan appeared from April to May, *Bittacus takaoensis* Miyake almost only in early May, whereas *B. nipponicus* Navás appeared from June to July. Bivoltine *Panorpa japonica* Thunberg appeared in May and June in a first brood and from late August to October in a second brood. The very short appearance period of *B. takaoensis* could be the reason why the species has never been found in or around its type locality, Mt. Takao, since the original description in 1913. The first brood of *P. japonica* was the most abundant on the basis of counts per generation made by the transect census, *B. takaoensis* was the next, whereas *P. wormaldi* was the least abundant. Tama Forest Science Garden has a relatively rich mecopteran fauna as a low elevation area in the Tokyo Metropolis, reflecting its stable forest environment.

Key words : insect fauna, Mecoptera, Tama Forest Science Garden, Hachioji City, Tokyo Metropolis

Received 12 January 2021, Accepted 8 February 2021

1) Tohoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute

* Hachioji, Tokyo, JAPAN; E-mail: anb44071@nifty.com

研究資料 (Research record)

森林生態系内で採取した試料中の ^{137}Cs 放射能の効率的な測定方法の検討： ゲルマニウム半導体検出器で使用する測定容器の選択とその測定誤差について

大橋 伸太^{1)*}、赤間 亮夫²⁾、池田 重人³⁾、星野 大介⁴⁾

要旨

森林生態系内で採取した試料の放射性セシウム (^{137}Cs) の放射能測定の効率化に資することを目的とし、粉碎した試料を同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせで測定する通常の方法と比較して、試料を粉碎せずにマリネリ容器に疎な状態で充填して測定した場合、ならびに少量の試料をウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせで測定した場合に、どの程度の誤差が生じるのかを調べた。また、ウェル型 Ge 検出器での測定については、試料による γ 線の自己吸収の補正方法が確立されていないため、簡易に行える適当な自己吸収補正方法についても検討した。上記のマリネリ容器および #737 容器のどちらにおいても、U-8 容器での測定と比較して、系統誤差は見られなかった。偶然誤差の増加は、前者で 7% 未満、後者で 6% 未満だと考えられた。ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定では、自己吸収補正を同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせの測定と同様に行うと得られる値がやや小さくなる傾向があり、自己吸収補正の設定で密度を標準線源の値にするか、自己吸収補正を行わない方が妥当な値が得られた。試料の量よりも容量が小さい測定容器を用いて試料の一部を測定すると、粉碎した試料であっても誤差が大きくなる傾向が見られたため、試料の量に応じて測定容器を選択することが、測定の効率化と誤差の低減の双方にとって重要であることがわかった。

キーワード：同軸型 Ge 検出器、ウェル型 Ge 検出器、マリネリ容器、U-8 容器、#737 容器

1. はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故によって森林生態系内にもたらされた放射性セシウム (^{137}Cs) は、物理学的半減期が 30 年ということに加え、系外への流出は僅かであるため (Shinomiyama et al. 2014)、かなりの長期にわたり森林生態系内に残存することになる。そのため、 ^{137}Cs 汚染地域において森林・林産物等の利用による放射線被ばくを適切に管理するには、今後も森林生態系における ^{137}Cs の放射能分布を長期的にモニタリングする必要がある。一方、時間の経過とともに研究リソースは限られてくる上、 ^{137}Cs の放射能は放射性壊変によって低下して測定が長時間化するため、モニタリングの継続は容易なことではなく、放射能測定の効率化はかねてより重要な課題となっている。また、多様な構成要素が不均一に分布する森林生態系でのモニタリングでは、必然的に測定試料の点数が多くなるため、放射能測定の効率化は特に重要である。

環境試料中の ^{137}Cs の放射能測定には、一般的にゲルマニウム半導体検出器 (以下、Ge 検出器) やヨウ化ナトリウム半導体検出器 (以下、NaI 検出器) が用いられる。オー

トサンプラーを搭載した NaI 検出器は多数の試料を測定する上で有用であるが、Ge 検出器に比べて ^{137}Cs の放射能測定の精度が劣ることや、測定できる試料の量が少ない (20 mL 程度) ことなどから、使用できる場面が限定される。様々な種類・量・放射能レベルの試料を柔軟にかつ高精度に測定するため、森林総合研究所では主に Ge 検出器を用いて ^{137}Cs の放射能測定を行っている。Ge 検出器には、検出器の形状によって同軸型やウェル型等のタイプがあるが、通常は同軸型が用いられる。Ge 検出器による測定に関する原理・原則・用語・手順等の詳細については、「放射能測定法シリーズ No.7 ゲルマニウム半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー」(原子力規制委員会 2020) を参照されたい。

試料中の放射能は、試料から放出される γ 線の数 Ge 検出器でカウント (計数) することで求める。その計数誤差はカウント数 n の平方根 $\sqrt{n}$ (ポアソン分布) に従うため、相対誤差 $1/\sqrt{n}$ はカウント数が多いほど小さくなる。このため、測定の精度を上げるためにはより多くのカウント数を得る必要があり、試料の量 (重量) を増やすか、測定時間を長くすることになる。この他にも、試料から

原稿受付：令和 2 年 11 月 20 日 原稿受理：令和 3 年 2 月 25 日

1) 森林総合研究所 木材加工・特性研究領域

2) 元森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

3) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

4) 森林総合研究所 森林植生研究領域

* 森林総合研究所 木材加工・特性研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

放出された γ 線が検出器に到達する確率（幾何学的効率；試料と検出器の距離、試料容器・検出器の形状、試料の充填高等に依存する）や、試料自身が γ 線を吸収する（以下、自己吸収）確率（試料の密度や試料容器の形状等に依存する）によっても計数効率は変わってくる。したがって、Ge 検出器で試料中の放射能を効率的に測定するには、試料の量や放射能濃度に応じて適切なサイズ・形状の測定容器を選択する必要がある（原子力規制委員会 2020）。同軸型 Ge 検出器で一般的に用いられる測定容器としては、マリネリ容器（Ge 検出器のセンサー部を覆う形状、容量 0.7 L もしくは 2 L）と U-8 容器（円筒形、充填高 50 mm で容量約 90 mL）の主に 2 種類がある（Photo 1a, c）。いずれの容器においても、試料は粉碎等で均質化し、偏りのないよう容器に充填するのが原則である（文部科学省 1982, 原子力規制委員会 2020）。 γ 線の計数効率（試料から放出された γ 線が検出器でカウントされる確率 [counts per γ ray]；以下、ピーク効率）は、容器の形状や試料の充填高によって異なり、さらに Ge 検出器のモデルによっても異なるが、森林総合研究所での例を Table 1 に示す。形状が比較的単純な U-8 容器は、試料の充填高に応じたピーク効率の補正が可能であるため、試料の量が 90 mL（試料充填高 50 mm）未満であっても問題なく使用することができる。一方、形状が特殊なマリネリ容器は、試料を定量（標準線源と同量）まで充填して使用することが前提であるため、量が容器の容量に満たない試料を充填するためには、分析対象の放射性核種を含まない物質（分析対象が ^{137}Cs の場合は硫酸ナトリウム等）を混合してかさ増しする必要がある。

Ge 検出器による放射能の測定効率（本研究資料では試料から放出される γ 線の計数率 [counts per second] と同じ意味で用いる）を最大化させることだけを考えるのであれば、測定容器ごとのピーク効率と試料充填量から最適

な測定容器を判断することができる。例えば、充填する試料の密度が同じならば、Table 1 の右端列の数値（試料容積 $\times$ ピーク効率）が大きい組み合わせほど測定効率が良く、測定時間は短くて済む。しかし、試料を測定容器に充填するための前処理にかかる手間等も含めた効率を考えると、最適と言える測定容器が変わってくる場合がある。例えば、試料の量が 90 mL 以上 700 mL 未満の場合、試料を硫酸ナトリウム等でかさ増しして 0.7-L マリネリ容器で測定すべきか、あるいは試料の一部を U-8 容器で測定すべきか、判断が難しい。ピーク効率は 0.7-L マリネリ容器と U-8 容器（試料充填高 50 mm 時）ではほぼ同じであるため、試料の量が 90 mL 以上あるならば、試料を硫酸ナトリウム等でかさ増しして 0.7-L マリネリ容器に充填する方が測定効率は良い。しかし、硫酸ナトリウム等の混合によるかさ増しは、手間がかかることに加え、測定後に試料を元素分析等の他の分析に再利用しにくくなるというデメリットがある。そこで、試料を粉碎せずに大まかに切り分け、マリネリ容器内に偏りがなく疎な状態で充填するという簡易な方法が有効ではないかと考えられる。この方法は、試料を粉碎して U-8 容器で測定するよりも前処理の手間が少なく、測定効率も良いというメリットがある。しかし、容器内の試料の配置の偏りや試料中の ^{137}Cs 放射能の分布の不均一性に起因する誤差が大きくなると考えられるため（原子力規制委員会 2020）、その誤差を把握した上で採用する必要がある。なお、非粉碎試料をマリネリ容器内に密に充填できる場合については、通常の粉碎試料の測定と比較し、系統誤差は発生せず、偶然誤差の増加は 6% 未満であることを確認している（Appendix Fig. 1）。

試料の量が 90 mL 以下の場合には、一般的に U-8 容器が用いられる。しかし、試料の量がさらに少ない（目安として約 20 mL 未満）の場合は、ウェル型 Ge 検出器とそ

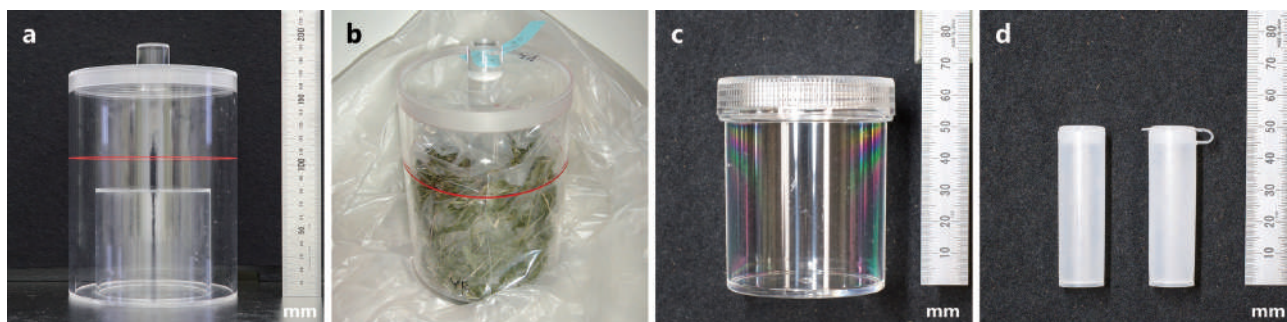


Photo 1. 森林総合研究所において Ge 検出器での放射能測定に使用している容器

Containers used for radioactivity measurement with Ge detector in FFPRI

(a) 0.7-L マリネリ容器（赤線までで 0.7 L）、(b) 0.7-L マリネリ容器にササの葉を粉碎せずに疎な状態で充填した状態、(c) U-8 容器、(d) #737 容器（左：蓋のヒンジおよびツメを取り除いた状態、右：元の状態）。

(a) 0.7-L Marinelli container (0.7 L up to the red line), (b) 0.7-L Marinelli container filled sparsely with unpowdered dwarf bamboo leaves, (c) U-8 container, and (d) #737 container (left, hinge and protrusion of lid were removed; right, original form).

れに合わせた容器を用いる方が測定効率が良い。これは、井戸型のセンサー部に測定容器を嵌め込むウェル型 Ge 検出器では、 γ 線検出の幾何学的効率が高いためである。森林総合研究所では、井戸型センサー部内側の直径が 15.5 mm、深さが 40 mm のウェル型 Ge 検出器 (ORTEC 社, GWL-120-15) と #737 容器 (円筒形、試料充填高 40 mm で容量 5 mL; Photo 1d) を使用しており、同軸型 Ge 検出器 (ORTEC 社, GEM40) と U-8 容器 (試料充填高 5 mm 時) を使用するよりもピーク効率は約 3 倍高い (Table 1) (なお、#737 容器は蓋のヒンジとツメを取り除く [Photo 1d の左] と井戸型のセンサー部に更に 5 mm ほど押し込むことができ、ピーク効率が上がるため、通常はヒンジとツメを取り除いて測定の方が良い)。そして、U-8 容器と同じ容量の試料を #737 容器に充填してウェル型 Ge 検出器で測定した場合の測定効率 (試料容積 $\times$ ピーク効率) は、U-8 容器の充填高 5 mm 未満のピーク効率をピーク効率曲線 (ピーク効率の逆数と充填高の関係を表す曲線; 原子力規制委員会 2020) から求めて比較すると、同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせよりも 2.9–3.3 倍高い。しかし、ウェル型 Ge 検出器を用いた放射能測定では、 γ 線の自己吸収特性が十分明らかになっていないという点に注意が必要である (金井 1993, 金井・齋藤 2011)。自己吸収の影響は、測定する試料の材質・密度・高さが標準線源と同じ場合は問題とならないが、森林生態系での調

査のように様々な材質・密度の試料を対象とする場合は無視できない可能性がある。ウェル型 Ge 検出器でも自己吸収の影響が大きいと考えられる比較的低エネルギーの γ 線 (< 200 keV) については補正法が検討されているが (Appleby et al. 1992)、¹³⁷Cs の測定で対象とする 662 keV のような比較的高いエネルギーの γ 線については自己吸収の影響は小さいと考えられるためか (Díaz-Asencio et al. 2020)、自己吸収の影響を調べた例はほとんどない。しかし、ウェル型 Ge 検出器でも高エネルギー γ 線の自己吸収が無視できない可能性があることが指摘されているため (金井・齋藤 2011)、実際に森林生態系から採取した様々な材質・密度の試料を対象として ¹³⁷Cs の測定における自己吸収の影響を確認しておくことが望ましい。同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせの測定については自己吸収の補正法が確立されており、森林総合研究所では γ 線核種分析ソフトウェア Gamma Station (SEIKO EG&G 社) 上で、U-8 容器に充填した試料の材質・かさ密度・高さに応じた自己吸収補正を行っている。現状では、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定についても同様の自己吸収補正法を適用することになるため、その妥当性を確認した上で使用する必要がある。

本研究資料では、森林生態系内で採取した試料中の ¹³⁷Cs の放射能測定の効率化に資することを目的とし、通常の同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせでの ¹³⁷Cs

Table 1. 森林総合研究所における同軸型およびウェル型 Ge 検出器の測定容器ごとのピーク効率 (662 keV)
Peak efficiency (662 keV) of coaxial and well Ge detectors for each measurement container in FFPRI

検出器タイプ Detector type	容器 Container	試料充填高 Sample height (mm)	試料容積 (a) Sample volume (mL)	ピーク効率 (b) Peak efficiency (counts/ γ)	a $\times$ b
同軸型 Coaxial	2-L Marinelli	-	2000	0.013	26.75
同軸型 Coaxial	0.7-L Marinelli	-	700	0.020	13.96
同軸型 Coaxial	U-8	50	90	0.019	1.74
		30	54	0.025	1.35
		20	36	0.029	1.05
		10	18	0.035	0.63
		5	9	0.040	0.36
ウェル型 Well	#737	40	5	0.120	0.60
		30	3.8	0.133	0.50
		20	2.5	0.144	0.36
		10	1.3	0.145	0.18
		5	0.6	0.145	0.09
ウェル型 Well	#737 (with hinge)	40	5	0.095	0.48
		30	3.8	0.113	0.42
		20	2.5	0.123	0.31
		10	1.3	0.133	0.17
		5	0.6	0.137	0.09

同軸型 Ge 検出器: ORTEC 社 GEM40-P4-76、ウェル型 Ge 検出器: ORTEC 社 GWL-120-15
 Coaxial Ge detector, GEM40-P4-76, ORTEC; well Ge detector, GWL-120-15, ORTEC

の放射能測定（試料粉碎）と比較して、1）マリネリ容器（試料非粉碎・疎充填）での測定、ならびに 2）ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせでの測定で、どの程度の系統誤差および偶然誤差が生じるのか検討した。また、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定については、簡易に行える適当な自己吸収補正方法についても検討した。

2. 方法

2.1 U-8 容器（試料粉碎）とマリネリ容器（試料非粉碎・疎充填）の比較

試料として福島県または茨城県で採取したクマイザサ（*Sasa senanensis*）およびスズタケ（*Sasamorphia borealis*）（以下、ササ）の枝・葉・稈を用いた。試料を大まかに切断して 75℃で 48 時間以上乾燥させた後、0.7-L マリネリ容器内（スギヤマゲン社、容器：MAX-Y07, パウチ：MAX-07H）にできる限り偏りがないように封入した（Photo 1b）。試料の乾燥重量を量った後、同軸型 Ge 検出器（ORTEC 社, GEM40）を用いた γ 線スペクトロメトリによって試料中の ^{137}Cs の放射能を決定した（マリネリ容器のピーク効率校正には標準線源 MX033MR [日本アイソトープ協会, アルミナマトリックス, 密度 1.0] を使用した）。マリネリ容器での測定後、マリネリ容器から試料を取り出してカッティングミル（ホーライ社, UPC-140, 6-mm メッシュ篩装着）で粉碎し、U-8 容器（馬野化学容器社, No. 3-20; Photo 1c）に充填した。なお、マリネリ容器で測定した試料の全量を U-8 容器に充填できたものが 10 点、全ては充填できずに一部を充填したものが 71 点あった。そして再度 75℃で 48 時間以上乾燥させて試料の乾燥重量を量った後、再び同軸型 Ge 検出器を用いて試料中の ^{137}Cs 放射能を求めた（U-8 容器のピーク効率校正には標準線源 MX033U8PP [日本アイソトープ協会, アルミナマトリックス, 密度 1.0, 充填高 5・10・20・30・50 mm] を使用した）。測定時間はマリネリ容器と U-8 容器のいずれについても、計数誤差 5% 以下（ただし、少量かつ低放射能濃度の試料については 10% 以下）となるよう 30 分–24 時間の範囲で設定した。

U-8 容器（試料粉碎）で測定した ^{137}Cs 放射能濃度と比較し、マリネリ容器（試料非粉碎・疎充填）で測定した ^{137}Cs 放射能濃度にどの程度の誤差が生じるかを評価するため、下記の式を用いて平均絶対誤差率（mean absolute percentage error; 以下、MAPE）を算出した。

$$MAPE = \frac{100}{n} \sum_{k=1}^n \left| \frac{\text{マリネリ容器使用時の測定値}_k - \text{U-8 容器使用時の測定値}_k}{\text{U-8 容器使用時の測定値}_k} \right|$$

2.2 U-8 容器（同軸型 Ge 検出器）と #737 容器（ウェル型 Ge 検出器）の比較

森林生態系の様々な材質・密度の試料を対象とするため、福島県または茨城県の森林で採取した樹皮（スギ [*Cryptomeria japonica*] またはコナラ [*Quercus serrata*], n

= 9)、材（スギ、アカマツ [*Pinus densiflora*] またはクリ [*Castanea crenata*], n = 5)、リター（スギ林, n = 6)、鉾質土壌（スギ林, n = 7) および水生生物（フタスジモンカゲロウ [*Ephemera japonica*] またはサワガニ [*Geothelphusa dehaani*], n = 2) を試料として用いた。試料はいずれも風乾させた後、樹皮・材・リターはミキサー（テスコム社, TM836）で 5–10 分かけて粉碎し、鉾質土壌は 2 mm メッシュの篩に掛け、U-8 容器（馬野化学容器社, No. 3-20）に充填した。水生生物は少量であったため、U-8 容器に入れた後に棒で押し潰し、測定に供した。試料を 75℃で 48 時間以上乾燥させて試料の乾燥重量を量った後、同軸型 Ge 検出器（ORTEC 社, GEM40）を用いて試料中の ^{137}Cs 放射能を求めた。U-8 容器での測定後、試料を #737 容器（Kartell 社; Photo 1d）に移し、試料を 75℃で 48 時間以上乾燥させて試料の乾燥重量を量った後、ウェル型 Ge 検出器（ORTEC 社, GWL-120-15）を用いて ^{137}Cs 放射能を求めた（#737 容器のピーク効率校正には標準線源 EG-ML [Eckert & Ziegler Isotope Products 社, エポキシマトリックス, 密度 1.0, 充填高 5・10・20・30・40 mm] を使用した）。この際、U-8 容器で測定した試料の全量を #737 容器に移せたものが 3 点、全量は移せず一部を移したものが 26 点あった。この 26 点については、U-8 容器と #737 容器の間で試料が全量一致しているデータを得るため、#737 容器での測定後に試料全量を U-8 容器に移し、同軸型 Ge 検出器を用いて再度 ^{137}Cs 放射能の測定を行った。測定時間は U-8 容器と #737 容器のいずれについても、計数誤差 5% 以下（ただし、少量かつ低放射能濃度の試料については 10% 以下）となるよう 15 分–24 時間の範囲で設定した。

ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定については、 ^{137}Cs の放射能を求める際の自己吸収補正の妥当性を検討するため、 γ 線核種分析ソフトウェア Gamma Station（SEIKO EG&G 社, バージョン 2.12.23）を用いて、以下の 5 通りの方法で ^{137}Cs の放射能を求めた。I）自己吸収補正を同軸型 Ge 検出器と U-8 容器を組み合わせた測定と同様に行う（ γ 線核種分析ソフトウェア上で、材質を実際の材質に最も近いもの [灰化物・土壌] にし、密度は各試料の実際の値に設定する）、II）自己吸収補正を行うが、材質を標準線源と同じものに設定する（材質：エポキシ, 密度：実際の値）、III）自己吸収補正を行うが、密度を標準線源と同じ値に設定する（材質：灰化物・土壌, 密度：1.0）、IV）自己吸収補正を行うが、材質および密度を標準線源と同じに設定する（材質：エポキシ, 密度：1.0）、V）自己吸収補正を行わない（自己吸収を考慮せずに作成したピーク効率校正式を使用する）。ここで、設定 IV は標準線源と全く同じ条件で自己吸収補正を行うため、理論上は設定 V と同じ結果となるはずである。なお、この自己吸収補正設定間の比較では、U-8 容器内の試料の全量を #737 容器で測定した結果のみを使用した。

同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせで測定した ^{137}Cs 放射能濃度とウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み

合わせて測定した ^{137}Cs 放射能濃度の間にどの程度の違いがあるかは、前述（「2.1. U-8 容器（試料粉碎）とマリネリ容器（試料非粉碎・疎充填）の比較」）と同様に、U-8 容器使用時の測定値を基準とした平均絶対誤差率（MAPE）を算出することで評価した。

3. 結果・考察

3.1 U-8 容器（試料粉碎）とマリネリ容器（試料非粉碎・疎充填）の比較

ササ試料中の ^{137}Cs 放射能濃度は、試料を粉碎して U-8 容器で測定した場合と試料を粉碎せずにマリネリ容器に疎な状態で充填して測定した場合の間で 1:1 の関係を示した（Fig. 1）。ササの部位間（枝、葉および稈）でこの関係に大きな違いは見られなかった。また、 ^{137}Cs 放射能濃度比（マリネリ容器使用時の測定値 / U-8 容器使用時の測定値）は、 1.02 ± 0.11 （平均値 $\pm$ 標準偏差）であったことから、試料を粉碎せずにマリネリ容器に疎な状態で充填して放射能を測定しても、目立った系統誤差は発生しないと考えられる。

MAPE は、マリネリ容器内の試料を全て U-8 容器で再測定した場合（Fig. 1a）が 7%、マリネリ容器内の試料の一部を U-8 容器で再測定した場合（Fig. 1b）が 9% であった。これは、試料を粉碎せずにマリネリ容器に疎な状態で

で充填して測定した場合、試料を粉碎して U-8 容器で測定した場合に比べ、 ^{137}Cs 放射能濃度に平均で 7–9% 程度の誤差が生じたことを表している。しかし、実際には U-8 容器で測定した ^{137}Cs 放射能とマリネリ容器で測定した ^{137}Cs 放射能のどちらにも測定誤差がある（少なくとも γ 線の計数誤差がある）ため、それらの誤差を考慮して MAPE の結果を解釈する必要がある。ここでの γ 線の計数誤差は、U-8 容器を用いた測定では平均約 6%、マリネリ容器を用いた測定では平均約 7% であった。統計解析ソフトウェア R（R Development Core Team, バージョン 4.0.2）の `mnorm` 関数を使用し、U-8 容器使用時の測定値として相対標準偏差 6% の正規分布に従う乱数、マリネリ容器使用時の測定値として相対標準偏差 X の正規分布に従う乱数をそれぞれ 10,000 個生成し、MAPE のシミュレーションを行った。その結果、MAPE が 7% となるのは X が約 7% のとき、MAPE が 9% となるのは X が約 10% のときであることがわかった。前述のように、ここではマリネリ容器を用いた測定での γ 線の計数誤差は平均約 7% であったため、マリネリ容器内の試料を全て U-8 容器で再測定した場合は MAPE が 7%（X が約 7%）であったという結果は、 γ 線の計数誤差以外の測定誤差はほとんど生じなかった（ γ 線の計数誤差に比べて非常に小さかった）と解釈できる。したがって、マリネリ容器内の

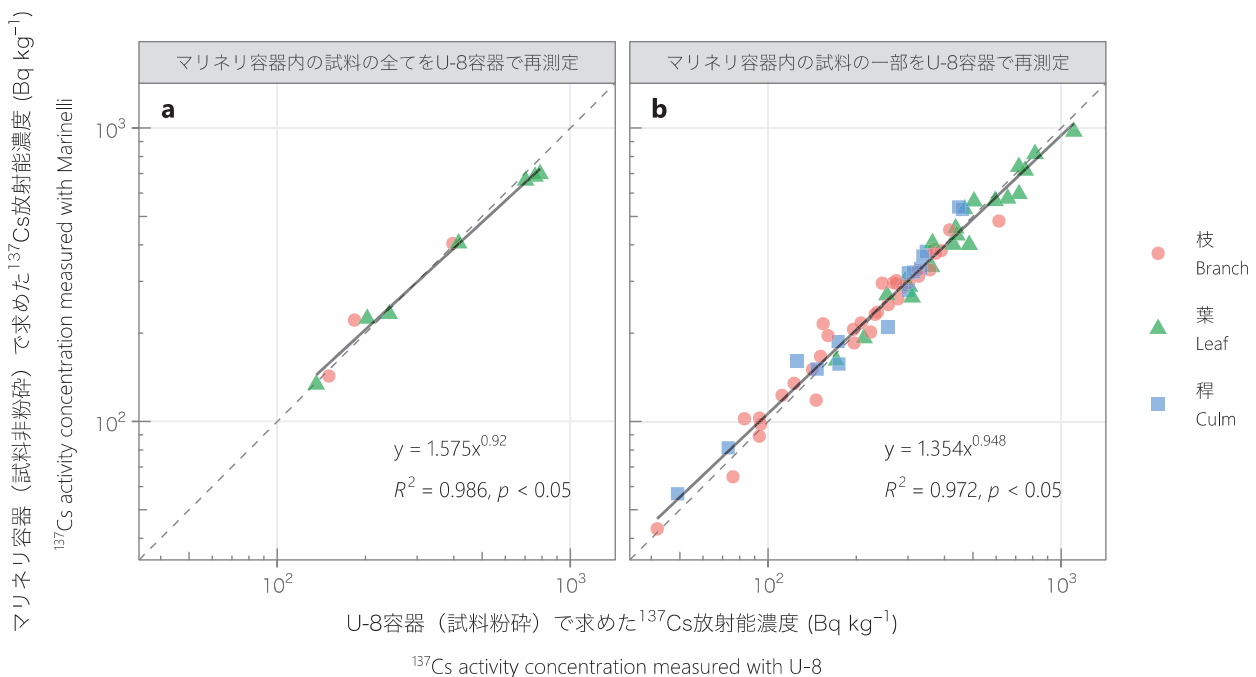


Fig. 1. 植物試料（ササ）中の ^{137}Cs 放射能濃度を試料を粉碎して U-8 容器で求めた場合と試料を粉碎せずにマリネリ容器に疎な状態で充填して求めた場合の比較

Comparison of ^{137}Cs activity concentration in plant samples (dwarf bamboo) determined by packing powdered samples into U-8 containers and unpowdered samples sparsely into Marinelli containers

(a) マリネリ容器内の試料を粉碎し、全量を U-8 容器で再測定、(b) マリネリ容器内の試料を粉碎し、一部を U-8 容器で再測定。

(a) Whole sample in Marinelli container was remeasured with U-8 container, (b) partial sample in Marinelli container was remeasured with U-8 container.

試料の配置の不均一性や試料内の ^{137}Cs 放射能濃度の不均一性は、 γ 線の計数誤差が 7% 程度の測定においては無視できる程度であると考えられる。ただし、非粉碎試料をマリネリ容器内に密に充填した場合 (Appendix Fig. 1) に約 6% の偶然誤差の増加が見られたため、その程度の誤差は生じる可能性があることを想定しておいた方がよいだろう。一方、マリネリ容器内の試料の一部を U-8 容器で再測定した場合は MAPE が 9% (X が約 10%) であったが、これは γ 線の計数誤差以外の偶然誤差が 7% (誤差伝播の法則を用いて推計; $\sqrt{10^2 - 7^2}$) ほど加わったことを示唆している。後述する「3.2 U-8 容器 (同軸型 Ge 検出器) と #737 容器 (ウェル型 Ge 検出器) の比較」においても、容器内の試料の一部を他の容器に移し替えて再測定した場合に同様に誤差が大きかったことから、この誤差は非粉碎試料をマリネリ容器で測定したことによって生じたというよりは、多量にある試料の一部しか U-8 容器で測定しなかったことによって生じた可能性が高いと考えられる。

以上をまとめると、植物試料を粉碎せずにマリネリ容器内に偏りのないよう疎な状態で充填して ^{137}Cs 放射能濃度を測定する簡易な方法は、試料を粉碎して U-8 容器で ^{137}Cs 放射能濃度を測定した場合と比較して目立った系統誤差は発生せず、偶然誤差の増加は 7% 未満だと考えられる。したがって、計数誤差 7% 程度の測定を行う場合や、繰り返し測定の平均から個体や林分の代表値を得る場合には問題なく採用できる方法だと言える。ただし、例えば 1 回の測定で個体の代表値をできる限り高精度に得たいような場合は、試料を粉碎して試料の量に応じて複数の U-8 容器に充填し、それらの測定値の平均をとることが望ましいだろう。

3.2 U-8 容器 (同軸型 Ge 検出器) と #737 容器 (ウェル型 Ge 検出器) の比較

3.2.1 #737 容器 (ウェル型 Ge 検出器) での測定における自己吸収補正の設定の影響

ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定では、自己吸収補正の設定の違いによって得られた ^{137}Cs 放射能値はやや異なり、同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせでの測定値に対する比の平均は設定 I・II で 0.96、設定 III・IV・V で 1.00–1.01 であった (Fig. 2)。設定 I・II では密度に各試料の実際の値を使用し、設定 III・IV では標準線源の値 (1.0) を使用していることから、自己吸収補正に試料の実際の密度を使用すると、得られる測定値がやや小さくなることがわかった。しかし、設定 I・II では ^{137}Cs 放射能濃度比 (#737 容器使用時 / U-8 容器使用時) と試料の密度との間に有意な相関は見られなかったため (Fig. 3a [設定 II の結果は省略])、標準線源の密度 (1.0) よりも密度が低い試料ほど得られる測定値が小さくなるという明確な傾向は確認できなかった。一方、 ^{137}Cs 放射能濃度比 (#737 容器使用時 / U-8 容器使用時) と試

料の充填高との間には有意な負の相関が見られ、試料の充填高が高い場合に濃度比の 1.0 からの乖離が大きかった (Fig. 4a [設定 II の結果は省略])。したがって、設定 I・II で得られた測定値がやや小さかったのは、試料の充填高が高い場合の自己吸収補正が過小となっていることが主な原因だと考えられる。一方、設定 III・IV・V で得られた ^{137}Cs 放射能濃度比 (#737 容器使用時 / U-8 容器使用時) は、平均 1.00–1.01 で、かつ試料の密度および試料の充填高との間に有意な相関がなかった (Figs. 3b and 4b [設定 IV・V の結果は省略]) ため、良好な結果だと言える。これらのことから、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器を組み合わせた測定における自己吸収補正の密度の設定は、「実際の試料の密度」ではなく「標準線源の密度」とすることが妥当であることが経験則として明らかになった。これは 662 keV のような比較的高いエネルギーの γ 線に

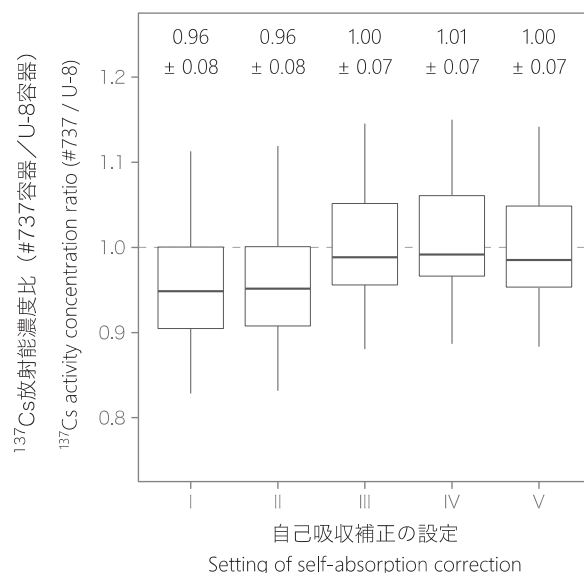


Fig. 2. #737 容器 (ウェル型 Ge 検出器) での測定における自己吸収補正の設定と得られた ^{137}Cs 放射能濃度 (U-8 容器 [同軸型 Ge 検出器] 使用時に対する比) の関係

Relationship between settings of self-absorption correction for measurements using #737 container (well Ge detector) and ^{137}Cs activity concentration ratio (#737 container [well Ge detector]/U-8 container [coaxial Ge detector])

I) 材質: 灰化物・土壌、密度: 実際の試料の値、II) 材質: エポキシ、密度: 実際の値、III) 材質: 灰化物・土壌、密度: 1.0、IV) 材質: エポキシ、密度: 1.0、V) 自己吸収補正なし。図の上部の数値は ^{137}Cs 放射能濃度比の平均値および標準偏差を示す。

I) Material: ash/soil, density: actual sample, II) material: epoxy, density: actual sample, III) material: ash/soil, density: 1.0, IV) material: epoxy, density: 1.0, and V) no correction (assuming the same self-absorption as reference material [material: epoxy, density: 1.0]). Values in upper part of figure show means and standard deviations of ^{137}Cs activity concentration ratios.

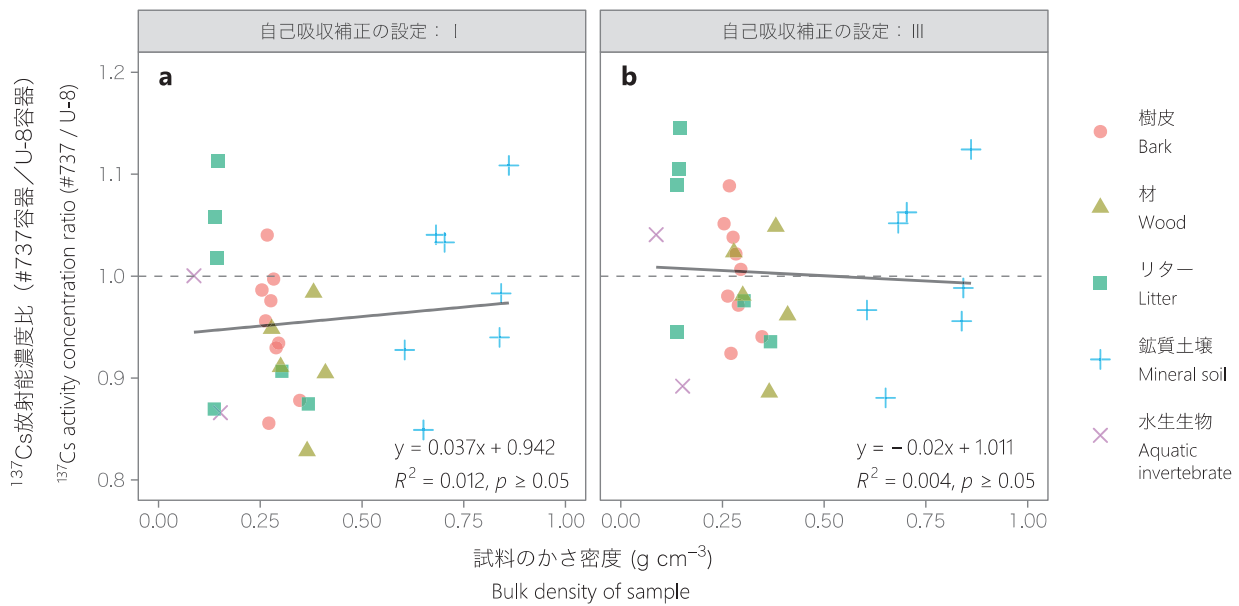


Fig. 3. 試料のかさ密度と ^{137}Cs 放射能濃度比 (#737 容器 [ウェル型 Ge 検出器] で求めた値 / U-8 容器 [同軸型 Ge 検出器] で求めた値) の関係

Relationship between bulk density of sample and ^{137}Cs activity concentration ratio (#737 container [well Ge detector]/U-8 container [coaxial Ge detector])

(a) 自己吸収補正の設定をⅠ (材質: 灰化物・土壌, 密度: 実際の値) とした場合、(b) 自己吸収補正の設定をⅢ (材質: 灰化物・土壌, 密度: 標準線源の値 [1.0]) とした場合。

Self-absorption was corrected using (a) sample bulk density or (b) reference material density (1.0).

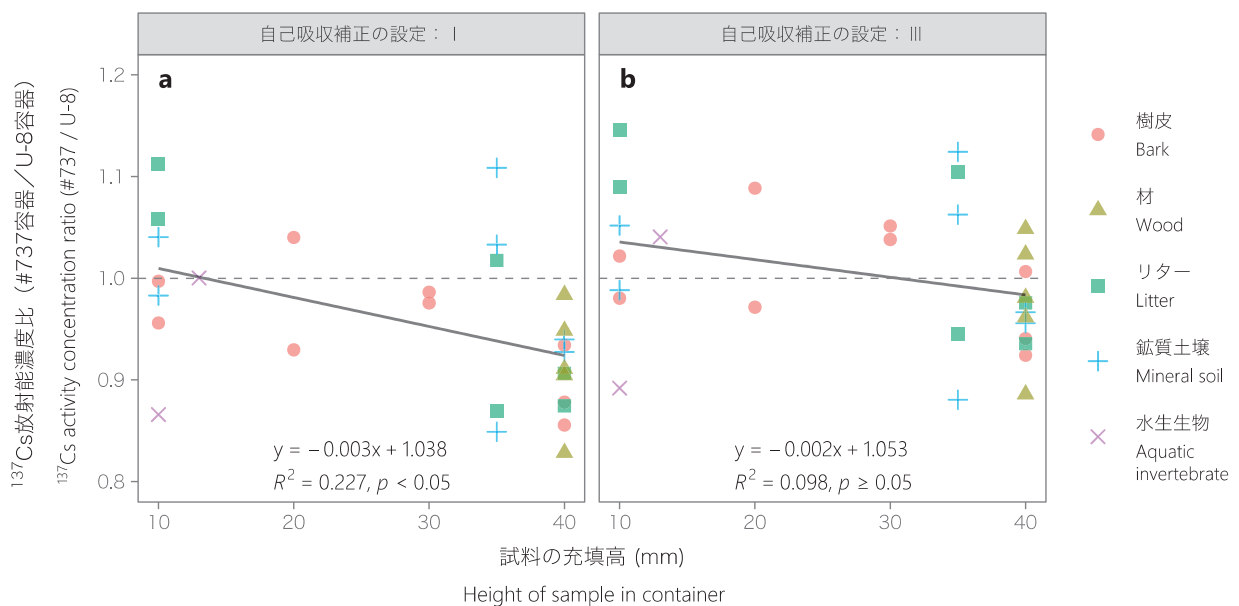


Fig. 4. #737 容器中の試料の充填高と ^{137}Cs 放射能濃度比 (#737 容器 [ウェル型 Ge 検出器] で求めた値 / U-8 容器 [同軸型 Ge 検出器] で求めた値) の関係

Relationship between sample height in #737 container and ^{137}Cs activity concentration ratio (#737 container [well Ge detector]/U-8 container [coaxial Ge detector])

(a) 自己吸収補正の設定をⅠ (材質: 灰化物・土壌, 密度: 実際の値) とした場合、(b) 自己吸収補正の設定をⅢ (材質: 灰化物・土壌, 密度: 標準線源の値 [1.0]) とした場合。

Self-absorption was corrected using (a) sample bulk density or (b) reference material density (1.0).

については試料の密度の違いによる自己吸収の違いは無視できる程度であるとする報告 (Díaz-Asencio et al. 2020) と一致する結果である。

設定Ⅰ－Ⅱ間ならびに設定Ⅲ－Ⅳ間では、材質を「灰化物・土壌 (実際の材質に最も近いもの)」とするか「エポキシ (標準線源の材質)」とするかの違いがあったが、得られた測定値はほぼ同じであった。これは、自己吸収補正に使用される質量減弱係数 (cm^2/g) が、662 keV では灰化物・土壌 (0.076) とエポキシ (0.084) の間で約 10% 異なる (SEIKO EG&G 2017) もの、試料の密度が 1.0 以下で充填高が 40 mm 以下の場合、算出される自己吸収補正係数には 1% 以下の差しかなかったためである。したがって、このような条件における ^{137}Cs の測定では、材質の設定は「灰化物・土壌」と「エポキシ」のどちらでも問題ないと言えるだろう。

設定ⅣとⅤでは、得られる結果は理論上同じはずであり、実際にほぼ同じ結果が得られることを確認することができた。両者の間で結果が全く同じではなかったのは、設定Ⅴでは自己吸収を考慮しないピーク効率校正式を別途作成する必要がある、ピーク効率校正式の近似が全く同じにはならなかったためである。設定ⅣとⅤのどちらを使用しても問題ないと言えるが、ピーク効率校正式の当てはまりが良い方を採用する方が良いと思われる (今

回は、自己吸収を考慮してピーク効率校正式を作成した方 [設定Ⅳ] が当てはまりが良かった)。

以上より、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定における自己吸収補正の設定は、同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせの測定と同じ (設定Ⅰ) にするのは適当ではなく、Ⅲ・Ⅳ・Ⅴのいずれかにするのが適当である (Ⅲ・Ⅳ・Ⅴのどれを用いても問題ない) ことがわかった。次節では、設定Ⅲを用いて得られた結果を示す。

3.2.2 #737 容器 (ウェル型 Ge 検出器) での測定の誤差の評価

ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせで測定した試料中の ^{137}Cs 放射能濃度 (自己吸収補正の設定はⅢを使用) は、試料の種類によらず、同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせで測定したものと 1 : 1 の関係を示した (Fig. 5)。また、前述のように ^{137}Cs 放射能濃度比 (#737 容器使用時 / U-8 容器使用時) が 1.00 ± 0.07 であった (Fig. 2 参照) ことから、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせで測定しても、系統誤差は生じないことがわかった。

MAPE は、U-8 容器内の試料の全量を #737 容器で測定した場合 (Fig. 5a) が 6%、U-8 容器内の試料の一部を #737 容器で測定した場合 (Fig. 5b) が 16% であった。こ

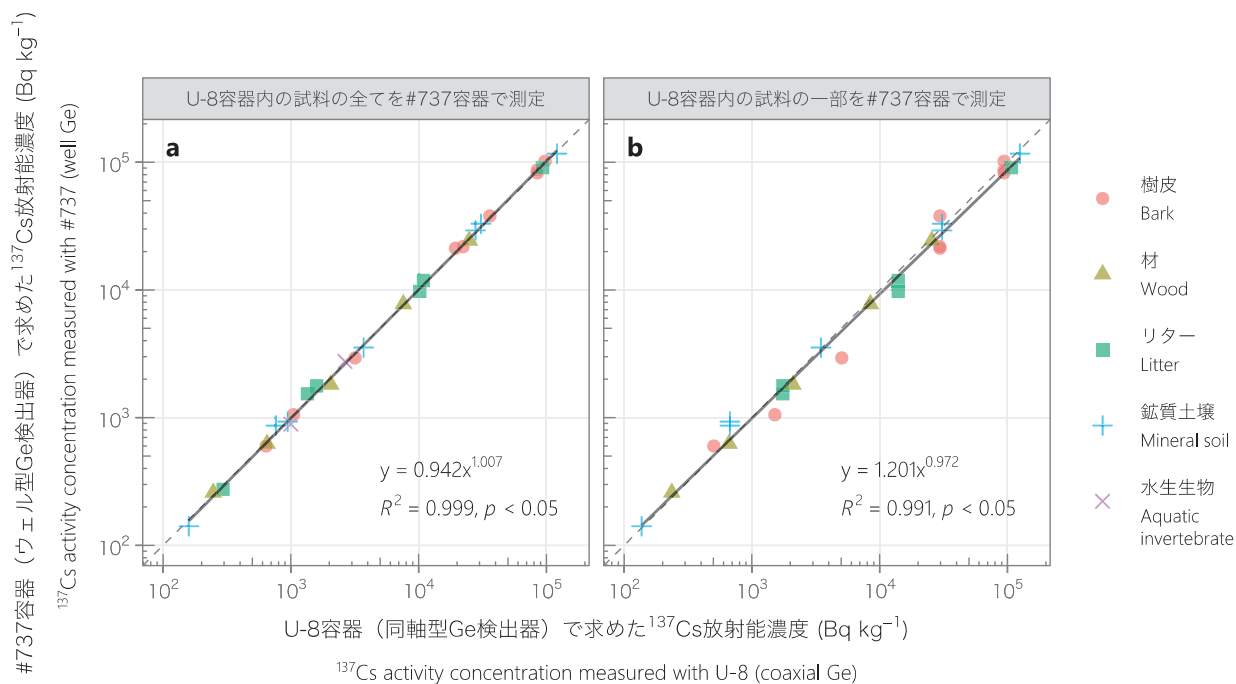


Fig. 5. 森林生態系内で採取した試料中の ^{137}Cs 放射能濃度を同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせで求めた場合とウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせで求めた場合の比較

Comparison of ^{137}Cs activity concentration in samples determined using U-8 container (coaxial Ge detector) and #737 container (well Ge detector)

(a) U-8 容器内の試料の全量を #737 容器で測定、(b) U-8 容器内の試料の一部を #737 容器で測定。ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせの測定における自己吸収補正は、設定Ⅲ (材質: 灰化物・土壌, 密度: 1.0) で行った。

(a) Whole sample in U-8 container was measured with #737 container, and (b) partial sample in U-8 container was measured with #737 container. Setting “III” was used for self-absorption correction of measurements using the #737 container.

これらの MAPE の値を前述の「U-8 容器（試料粉碎）とマリネリ容器（試料非粉碎）の比較」と同様に解釈すると（ここでの γ 線の計数誤差は、U-8 容器使用時が平均約 4%、#737 容器使用時が平均約 2% であった）、#737 容器（ウェル型 Ge 検出器）で測定することによって生じた不確実性（偶然誤差）は、U-8 容器内の試料の全量を #737 容器で測定した場合が約 6%、U-8 容器内の試料の一部を #737 容器で測定した場合が約 20% だったと推計される。ただし、U-8 容器で 5 mL 以下（充填高約 3 mm 以下）の少量試料を測定する場合にもピーク効率校正の外挿によって多少の不確実性が生じている可能性があるため、ここで推計された不確実性（6% および 20%）はやや過大評価だと考えられる。

したがって、#737 容器（ウェル型 Ge 検出器）を用いた測定は、U-8 容器（同軸型 Ge 検出器）を用いた場合と比較し、系統誤差はなく、偶然誤差は 6% 未満と考えられることから、測定誤差 5% 程度の放射能測定においては、問題なく採用できると言えるだろう。なお、本研究資料では #737 容器で様々な量の試料を測定することを想定し、充填高によるピーク効率補正を行っているが、不確実性をさらに抑えたい場合は試料の充填高を標準線源と同じ高さに揃え、充填高によるピーク効率補正を行わないようにする方が良いだろう。

本結果においても 1 つ注目すべき点は、U-8 容器内の試料の一部を #737 容器で測定した場合に、不確実性が約 20% と高かったことである。これは、粉碎もしくは篩がけした試料であっても、試料中の ^{137}Cs 分布は完全には均一になっておらず、試料の一部のみを測定に供すると誤差が大きくなる場合があることを意味している（今回の試料の中では、この誤差は樹皮で最も大きく、次いでリター・鉱質土壌で大きかった）。したがって、固形の試料で #737 容器の容量（5 mL）よりも量が多くある場合は、試料中の ^{137}Cs 分布の不均一性に起因する測定誤差を低減するという点では、U-8 容器を採用すべきだと言える。一方、測定効率（前述のように「試料容積×ピーク効率」という意味）という点では、森林総合研究所の測定環境における U-8 容器の充填高 1 mm 毎のピーク効率をピーク効率曲線から求めて比較すると、U-8 容器での充填高が 10 mm（約 18 mL）未満の場合、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせを採用した方が効率が良い。しかし、ウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせで測定することによる効率の向上は、U-8 容器での充填高が約 5–10 mm（約 9–18 mL）の範囲では 2 倍未満であり、その恩恵は比較的小さい。したがって、双方の点を勘案すると、試料の量に応じて「U-8 容器での充填高が 5 mm（約 9 mL）未満の場合はウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせ、5 mm 以上の場合は同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせ」を採用することにより、測定の誤差低減と効率化の両方を期待できると考えられる。ただし、

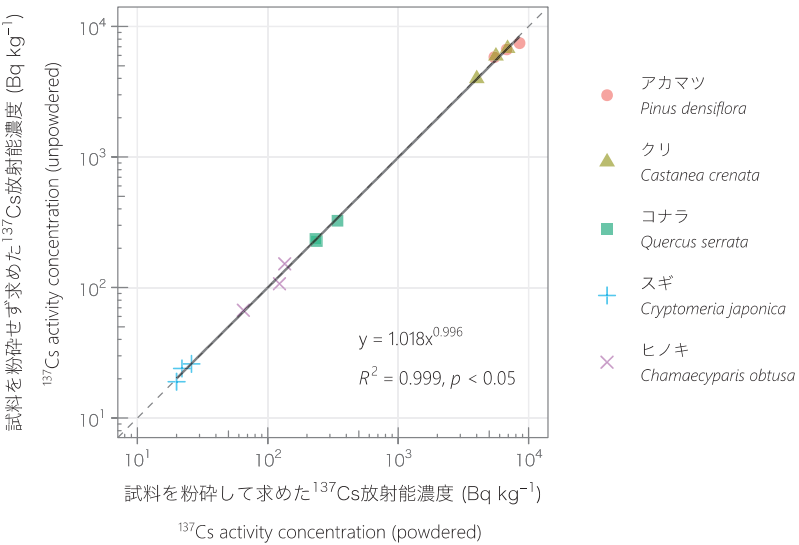
試料中の ^{137}Cs 分布の不均一性が高いと懸念される場合は、できる限り試料の全量を測定できる容器の選択、つまり「U-8 容器での充填高が 3 mm（約 5 mL）未満の場合はウェル型 Ge 検出器と #737 容器の組み合わせ、3 mm 以上の場合は同軸型 Ge 検出器と U-8 容器の組み合わせ」を選択するのが望ましいだろう。

謝辞

本研究では、篠宮佳樹氏にリター・鉱質土壌の試料を、吉村真由美氏に水生生物の試料をご提供いただいた。また、倉本恵生氏・齋藤智之氏にはササ試料の採取にご協力いただいた。放射能測定は、高野勉氏・三浦覚氏をはじめとする森林総合研究所震災復興・放射性物質研究拠点の皆様のご協力のもと実施した。ここに心より御礼申し上げます。

引用文献

- Appleby, P. G., Richardson, N. and Nolan, P. J. (1992) Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 71, 228–233.
- Díaz-Asencio, M., Sanchez-Cabeza, J., Ruiz-Fernández, A. C., Corcho-Alvarado, J. A. and Pérez-Bernal, L. H. (2020) Calibration and use of well-type germanium detectors for low-level gamma-ray spectrometry of sediments using a semi-empirical method. *Journal of Environmental Radioactivity*, 225, 106385.
- 原子力規制委員会 (2020) ゲルマニウム半導体検出器による γ 線スペクトロメトリー（放射能測定法シリーズ No. 7）. 日本分析センター, 314pp.
- 金井 豊 (1993) 微量環境試料測定用井戸型 Ge 検出器の効率特性. *Radioisotopes*, 42, 169–172.
- 金井 豊・齋藤 文紀 (2011) 環境ガンマ放射線測定用井戸型ゲルマニウム検出器の特性と原発事故によるバックグラウンド汚染—地質調査総合センターに設置されたシステムを例に—. *地質調査研究報告*, 62, 357–369.
- 文部科学省 (1982) ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法（放射能測定法シリーズ No. 13）. 日本分析センター, 25pp.
- SEIKO EG&G (2017) ガンマ線分析 詳細仕様説明書 (Rev. 3.00). 54pp.
- Shinomiya, Y., Tamai, K., Kobayashi, M., Ohnuki, Y., Shimizu, T., Iida, S., Nobuhiro, T., Sawano, S., Tsuboyama, Y. and Hiruta, T. (2014). Radioactive cesium discharge in stream water from a small watershed in forested headwaters during a typhoon flood event. *Soil Science and Plant Nutrition*, 60, 765–771.



Appendix Fig. 1. 植物試料（樹皮）中の ¹³⁷Cs 放射能濃度を試料を粉砕して求めた場合と試料を粉砕せずに求めた場合の比較

Comparison of ¹³⁷Cs activity concentration in plant samples (tree bark) determined before and after the powdering of samples

樹皮試料を軸方向 5 cm、円周方向 2 cm 程度に切断して 2.0-L マリネリ容器に密に充填し、同軸型 Ge 検出器を用いて放射能濃度を求めた。その後、容器から試料を取り出してカッティングミルで粉砕し、再度 2.0-L マリネリ容器で放射能濃度を求めた。Bark samples were cut to about 5 cm in axial direction and 2 cm in circumferential direction, and then packed densely into 2.0-L Marinelli containers. After determining radioactivity concentration using coaxial Ge detector, sample in container was powdered with cutting mill, and radioactivity concentration was determined again in the same way.

Examination of efficient measurement methods of ^{137}Cs activity in samples from a forest ecosystem: selection of measurement containers for a Ge detector and their measurement errors

Shinta OHASHI^{1)*}, Akio AKAMA²⁾, Shigeto IKEDA²⁾ and Daisuke HOSHINO³⁾

Abstract

To efficiently measure the radioactivity of radiocesium (^{137}Cs) in samples from a forest ecosystem, we examined whether the following two measuring methods are acceptable by comparing them to a normal method that uses an U-8 container and a coaxial Ge detector for a powdered sample: 1) filling a Marinelli container sparsely with an unpowdered sample and 2) using a #737 container and a well Ge detector. The ^{137}Cs activity determined by both methods showed no systematic errors. Additional random errors caused by the former method were estimated to be less than 7% and those caused by the latter method less than 6%. The measurements using a #737 container (well Ge) tended to produce smaller values when self-absorption of the gamma rays was corrected in the same way as for the U-8 container (coaxial Ge) but showed reasonable values when the self-absorption was corrected using the bulk density of a reference material or when the self-absorption was not corrected. In addition, we found that measuring only a part of the sample with a smaller-volume container than the sample volume itself resulted in relatively large errors even though the samples were powdered. Thus, it is important to select a measurement container matching the sample volume to achieve measurements that are efficient and have small errors.

Key words : Coaxial Ge detector, well Ge detector, Marinelli container, U-8 container, #737 container

Received 20 November 2020, Accepted 25 February 2021

1) Department of Wood Properties and Processing, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI

3) Department of Forest Vegetation, FFPRI

* Department of Wood Properties and Processing, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; E-mail: shinta.res@gmail.com

担当者 御中
To the person concerned

国立研究開発法人 森林研究・整備機構 森林総合研究所
Forestry and Forest Products Research Institute

森林総合研究所研究報告を送付させていただきますのでお受け取り下さい。
貴刊行物と交換願えれば幸いです。なお、貴研究所の名称、住所などを変更
された場合は、下記まで連絡を御願い致します。

Please, find an enclosed Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute.
We greatly appreciate receiving any relevant publications in exchange.
Let us know when the name of your institution and mailing address are changed.

Officer in charge at publication section
Forestry and Forest Products Research Institute
1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 Japan
Tel : + 81-29-829-8373 Fax : + 81-29-873-0844
e-mail : kanko@ffpri.affrc.go.jp

2021年8月 発行 森林総合研究所研究報告 第20巻2号 (通巻458号)

編 集 人 森林総合研究所研究報告編集委員会

発 行 人 国立研究開発法人 森林研究・整備機構 森林総合研究所
〒305-8687 茨城県つくば市松の里1番地
電話 : 029-829-8373 Fax : 029-873-0844

製 版・印 刷 朝日印刷株式会社 つくば支社
〒305-0046 茨城県つくば市東2-11-15
電話 : 029-851-1188 Fax : 029-856-5009

©2021 Forestry and Forest Products Research Institute

本誌から転載・複写する場合は、森林総合研究所の許可を得てください。



page69

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、赤間 亮夫、松浦 俊也、岩谷 宗彦、由田 幸雄、志間 俊弘

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

Yoshiyuki KIYONO, Akio AKAMA, Toshiya MATSUURA, Munchiko IWAYA,
Yukio YOSHIDA and Toshihiro SHIMA

page83

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、赤間 亮夫、岩谷 宗彦、由田 幸雄、志間 俊弘

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, Akio AKAMA, Munchiko IWAYA, Yukio YOSHIDA
and Toshihiro SHIMA

page101

四万十川源流域の溪流水質の特徴—1999年から2000年にかけて実施した調査結果—

: 吉永 秀一郎、山田 毅、稲垣 善之、三浦 覚、篠宮 佳樹

Stream water chemistry of forested headwater areas in the Shimanto River basin

Shuichi YOSHINAGA, Tsuyoshi YAMADA, Yoshiyuki INAGAKI,
Satoru MIURA and Yoshiki SHINOMIYA

page121

温帯地域の天然広葉樹二次林とスギ人工林における有剣ハチ類群集 (英文)

: 牧野 俊一、後藤 秀章、岡部 貴美子、井上 大成、大河内 勇

Aculeate wasp assemblages in naturally regenerating broad-leaved forests and conifer plantations in
temperate Japan (Insecta, Hymenoptera)

Shun'ichi MAKINO, Hideaki GOTO, Kimiko OKABE, Takenari INOUE
and Isamu OKOCHI

page129

森林総合研究所多摩森林科学園の長翅目昆虫とその季節消長

: 松本 和馬

Mecopteran insects and their seasonal abundance patterns in Tama Forest Science Garden, Forestry and
Forest Products Research Institute

Kazuma MATSUMOTO

page135

森林生態系内で採取した試料中の¹³⁷Cs放射能の効率的な測定方法の検討:

ゲルマニウム半導体検出器で使用する測定容器の選択とその測定誤差について

: 大橋 伸太、赤間 亮夫、池田 重人、星野 大介

Examination of efficient measurement methods of ¹³⁷Cs activity in samples from a forest ecosystem:
selection of measurement containers for a Ge detector and their measurement errors

Shinta OHASHI, Akio AKAMA, Shigeto IKEDA and Daisuke HOSHINO