

森林総合研究所研究報告

Vol.21 No.1 (No.461)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



March 2022

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

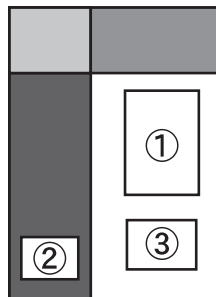
松本 麻子 Asako MATSUMOTO (Public Relations Division, FFPRI)

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 夕日を浴びて立つニホンジカのオス (岩手県大船渡市)
A male sika deer (*Cervus nippon*) standing in the evening sun, in Ofunato City, Iwate Prefecture
- ② 耐火集成材を用いた展望台, 長崎県庁舎 (長崎県長崎市)
Observation deck using fireproof glued laminated timber, Nagasaki pref. hall
- ③ (本文49～53ページ)
長崎県対馬におけるツリーシェルター施工地の20年後の状況
: 耐久性と成長した植栽木への影響
Effects of treeshelters 20 years after installation in Tsushima Island, Nagasaki Prefecture
: Durability and impact on planted trees

森林総合研究所研究報告 第 21 巻 1 号 (通巻 461 号) 2022.3

目 次

論 文

長さの異なるフィンガージョイントでたて継ぎしたスギ、ヒノキ、エゾマツ材の曲げ強度特性

平松 靖、土屋 敦、藤本 清彦、宇京 斉一郎、宮武 敦、
新藤 健太、林 知行 1

福島原発事故で汚染された樹幹からの部分的なサンプリングによって生じる樹皮および材中の ^{137}Cs 濃度の観測誤差 (英文)

大橋 伸太、黒田 克史、藤原 健、高野 勉 27

細根の深さは土壌から植物へのセシウム 137 とセシウム 133 の移行の違いに影響する

清野 嘉之、赤間 亮夫 39

短 報

長崎県対馬におけるツリーシェルター施工地の 20 年後の状況：耐久性と成長した植栽木への影響

安部 哲人、柳本 和哉、山川 博美、野宮 治人 49

ノート

樹木の直径分布をワイブル分布へあてはめる場合におけるデータ精度の影響

伊東 宏樹 55

根ざし増殖された *Melia volkensii* Gürke の苗木の成長 (英文)

古本 良 57

研究資料

木質バイオマス生産量の大きいヤナギ品種の開発

矢野 慶介、田村 明、花岡 創、加藤 一隆 61

タイ東北部の砂質土壌に植栽したチーク苗の初期成長における炭の効果 (英文)

香山 雅純、スチャー ニムピラ、サジャポン ホントン、
米田 令仁、ワラパン ヒマパン、野田 巖 73

冬季的那智川源流で顕著に観察された淡水藻類について

細田 育広、吉村 真由美 83

Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute
Vol.21 No.1 (No.461) March 2022

CONTENTS

Original article

Bending strength properties of finger-jointed sugi, hinoki and ezomatsu lumber with different finger lengths

Yasushi HIRAMATSU, Atsushi TSUCHIYA, Kiyohiko FUJIMOTO,
Seiichiro UKYO, Atsushi MIYATAKE, Kenta SHINDO and
Tomoyuki HAYASHI 1

^{137}Cs concentration observational errors in bark and wood caused by partial sampling from tree stems contaminated by the Fukushima nuclear accident

Shinta OHASHI, Katsushi KURODA, Takeshi FUJIWARA and
Tutomu TAKANO 27

Fine-root depth influences differences in soil-to-plant transfer of ^{137}Cs and ^{133}Cs

Yoshiyuki KIYONO and Akio AKAMA 39

Short communication

Effects of treeshelters 20 years after installation in Tsushima Island, Nagasaki Prefecture: Durability and impact on planted trees

Tetsuto ABE, Kazuya YANAGIMOTO, Hiromi YAMAGAWA and
Haruto NOMIYA 49

Note

Effects of data precision in cases of fitting tree diameter distribution to Weibull distribution

Hiroki ITÔ 55

Growth of *Melia volkensii* Gürke saplings propagated by root cuttings

Ryo FURUMOTO 57

Research record

Variety development in willow species for the biomass production

Keisuke YANO, Akira TAMURA, So HANAOKA and
Kazutaka KATO 61

Effects of biochar on the early growth characteristics of teak seedlings planted in sandy soil in northeast Thailand

Masazumi KAYAMA, Suchat NIMPILA, Sutjaporn Hongthong,
Reiji YONEDA, Woraphun HIMMAPAN and Iwao NODA ... 73

Freshwater algae dominantly found in the headwater of the Nachi River, Japan during winters

Ikuhiro HOSODA and Mayumi YOSHIMURA 83

論文 (Original article)

長さの異なるフィンガージョイントでたて継ぎした
スギ、ヒノキ、エゾマツ材の曲げ強度特性平松 靖^{1)*}、土屋 敦²⁾、藤本 清彦³⁾、宇京 斉一郎⁴⁾、宮武 敦¹⁾、
新藤 健太¹⁾、林 知行⁵⁾

要旨

スギ、ヒノキ、エゾマツの3樹種について、異なるフィンガーカッターを用いてフィンガー長さ 17 mm、6.3 mm、3.7 mm のフィンガージョイント (FJ) 試験体を作製し、曲げ試験を行った。ヒノキについては、さらにフィンガー長さ 6.5 mm、6.7 mm の FJ 試験体を作製し、曲げ試験を行った。これらの試験結果から以下のことが明らかになった。(1) スギではフィンガー長さ 17 mm、6.3 mm の FJ 試験体の曲げ強度に差は見られなかった。(2) ヒノキでは曲げヤング係数 14 kN/mm² 未満で区分されたひき板で作製した FJ 試験体では、フィンガー長さ 17 mm と 6.3 mm の FJ 試験体で曲げ強度に差は見られなかった。曲げヤング係数 14 kN/mm² 以上で区分されたひき板で作製した FJ 試験体では、フィンガー長さ 17 mm に比べて 6.3 mm の FJ 試験体の曲げ強度はわずかに低かったが、6.5 mm の FJ 試験体では 17 mm と同等の曲げ強度が得られた。6.5 mm では接着面積が増えたことで曲げ強度が向上したと考えられる。また、加工時の 1 刃あたりの送り量を 0.50 mm とすることで、フィンガー長さ 6.5 mm、6.7 mm 曲げ強度は大きく向上した。(3) スギ、ヒノキともフィンガー長さ 3.7 mm の FJ 試験体は曲げ強度が低かった。(4) エゾマツでは、フィンガー長さの影響は見られず、17 mm、6.3 mm、3.7 mm の FJ 試験体の曲げ強度は同等であった。

キーワード：フィンガージョイント、曲げ強度、集成材、CLT、枠組壁工法構造用製材、ラミナ、ひき板

1. はじめに

フィンガージョイント（以下、FJ とする）は、枠組壁工法構造用たて継ぎ材の製造や構造用集成材、Cross Laminated Timber のラミナのたて継ぎに用いられている技術である。米国では 1960 年代後半から専用のカッターで切削加工するフィンガー長さが短く（15mm 以下）、幅が狭い（10mm 幅の中に 3 個またはそれ以上のフィンガーが存在する程度）FJ の開発が進められた (Marian, J. E. 1968, 1969)。日本国内では、1970 年代初頭から FJ を構造材の製造に利用することを目的とした研究開発が進められた (星・千葉 1973, 1976, 宮島・生田 1976, 星 1978, 堀江・倉田 1982, 1984, 1986, 堀江 1984, (財) 日本住宅・木材技術センター 1983, 1984, 海老原 1984, 有馬 1984)。その後、1985 年に FJ を構造用に用いるための技術基準が示され、その形状および諸要素 (Fig. 1) に関して、① スカーフ傾斜比：1/7.5 以下であること、② かん合度（フィンガーの先端厚さと底部幅の差）：0.1 mm 以上であること、③ フィンガー先端厚さとピッチの比：枠材用（甲、乙）0.15-0.20 以下であること、フランジ・トラス用 0.15 以下であること、④ フィンガー長さ：枠材用（甲、乙）10.5 mm 以上であ

ること、フランジ・トラス用 12 mm 以上であること、を満足するものであることとされた ((財) 日本住宅・木材技術センターたて接合委員会 1985)。現在、国内では、管柱や横架材に用いられる集成材用ラミナのたて継ぎにはフィンガー長さ 12.4 ~ 25 mm（公称値）の FJ が使用されているが、フィンガー長さをさらに短くすることにより、たて継ぎ時の歩留りの向上、加工時の消費エネルギーの削減、カッターに係るランニングコストの抑制、接着剤使用量の低減が期待できる。また、ピッチを小さくすることでかん合時に生じる割裂力が小さくなる (堀江 1984) ので、接合時の圧力を高くしてスカーフ面に安定した圧縮圧力を加えることができるほか、フィンガー長さが短いほうがスカーフ面を平滑に加工できるため、良好な接着が得られると考えられる (堀江・倉田 1984)。既報 (平松ら 2021) においては、長さの短いフィンガーとして、フィンガー長さ 3.5 mm のスギ FJ 材を作製し、その曲げ、引張り試験を行い、その結果としてフィンガー長さ 16 mm のスギ FJ 材と同等の強度を得るためには、FJ の形状に関する各要素（フィンガー長さ、スカーフ傾斜比、ピッチ、先端厚さ、底部幅）の検討を行い、FJ の接着力の向

原稿受付：令和 3 年 5 月 31 日 原稿受理：令和 3 年 9 月 27 日

1) 森林総合研究所 複合材料研究領域

2) 兼房株式会社

3) 森林総合研究所 木材加工・特性研究領域

4) 森林総合研究所 構造利用研究領域

5) 京都大学生存圏研究所

* 森林総合研究所 複合材料研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

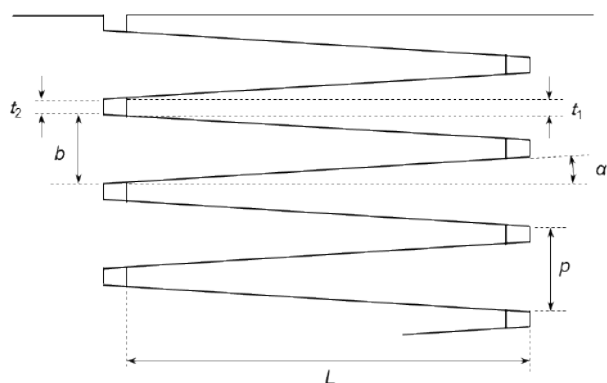


Fig. 1. フィンガージョイントの形状要素

Geometric parameters of a finger joint

L : フィンガー長さ Finger length、 p : ピッチ Finger pitch、 t_1 : 先端厚さ Tip thickness、 t_2 : 底部幅 Valley width、 b : 根元厚さ Bottom thickness、 $\tan \alpha$: スカーフ傾斜比 Slope

上を図る必要があることを明らかにした。

そこで本研究では、フィンガー長さ 15 mm (公称値) の FJ と同程度の接着面積を有し、同等の強度が得られるように FJ の形状の各要素について検討を行い、フィンガー長さ 6 ~ 7 mm (公称値)、ピッチ 1.7 mm、スカーフ傾斜比 1/10 以下に木材を加工できるようなフィンガーカッターを作製し、①このフィンガーカッターを用いて加工したフィンガー長さ 6.3 mm のスギ、ヒノキ、エゾマツ FJ 試験体の曲げ強度特性を調べ、比較対象として既報 (平松ら 2021) と同じフィンガーカッターを用いて加工した、フィンガー長さ 17 mm、3.7 mm の FJ 材の曲げ強度特性を調べた。フィンガー長さは、FJ 部のかん合の状態を確認したうえで、上記の値に設定した。さらにヒノキについては、②フィンガー長さ 6.3 mm に加工したフィンガーカッターと同じカッターを用いて、フィンガー長さ 6.5 mm の FJ 試験体を作製し、その曲げ強度特性を調べたほか、③別途作製したフィンガーカッターを用いてフィンガー長さ 6.7 mm の FJ 試験体を作製し、曲げ試験を行った。なお、本稿におけるフィンガー長さ、ピッチ等の FJ の各要素の寸法は、カッターの刃の寸法ではなく、加工された材の寸法である。

2. フィンガージョイントの形状の各要素の検討

フィンガージョイント (FJ) の形状と強度に関して、Selbo (1963)、Rao et al. (2012) はフィンガー形状の各要素 (フィンガー長さ、スカーフ傾斜比、ピッチ、先端厚さ) (Fig. 1) に関する検討を行い、FJ 材の強度を向上させるためには十分な接着面積が必要であり、フィンガーの接着面のせん断力が、フィンガーの根元の部分 (ネットセクション) の引張り力に耐えられるようにフィンガー長さとピッチを適正な値にすることが重要であるとしている。本研究では構造用集成材用ラミナに使用されているフィンガー長さ 15 mm (公称値) の FJ と同等の引張り強度が得られるよう、フィンガー長さ 15 mm (公称値) の FJ 形

状を参考に、接着面積が大きく、材の幅に対するネットセクションの比率が高く、フィンガー長さがより短い FJ 形状に関して、フィンガー長さ、ピッチ、スカーフ傾斜比、先端厚さといった要素の検討を行った。フィンガー長さを短くした場合、接着面積を大きくするにはピッチを小さくする必要がある。また、スカーフ傾斜比と引張り強度の関係を明らかにした既往の文献 (森・今泉 1957) の結果からスカーフ傾斜比は 1/10 以下とすることとした。これらの検討の結果、フィンガーカッターの製造、木材の加工精度、FJ のかん合等も考慮し、フィンガー長さを 6 ~ 7 mm (公称値)、ピッチを 1.7 mm、スカーフ傾斜比を 1/10 以下の形状に木材を加工できるようなフィンガーカッターを作製した。この FJ でたて継ぎされた材の木口断面 (1 mm × 1 mm) あたりのスカーフ面の面積 (有効接着面積) は、スカーフ傾斜比が十分に小さいことから、スカーフ面の長さとフィンガー長さを同じとして計算した場合、フィンガー長さが 6 mm のとき、7.1 mm² となり、フィンガー長さ 15 mm、ピッチ 3.8 mm の FJ の有効接着面積 7.9 mm² の 90% である。

3. 試験体及び試験方法

3.1 ひき板の種類

実験には、スギ (*Cryptomeria japonica*)、ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*)、エゾマツ (*Picea jezoensis*) のひき板を用いた。スギひき板 (幅 125 × 厚さ 33 × 長さ 4000 mm)、およびヒノキひき板 (幅 125 × 厚さ 35 × 長さ 4000 mm) は、連続式グレーディングマシンを用いて長さ方向の曲げヤング係数の平均値を測定し、Table 1 に示すようにグループ分けした。エゾマツひき板 (幅 125

Table 1. ひき板の曲げヤング係数によるグループ
Group of lumber by bending Young's moduli

樹種 Species	グループ Group	E_{gm} の範囲 Range of E_{gm} (kN/mm ²)
スギ sugi (<i>Cryptomeria japonica</i>)	Egm05	$5.0 \leq E_{gm} < 6.0$
	Egm08	$8.0 \leq E_{gm} < 9.0$
ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	Egm10	$10.0 \leq E_{gm} < 11.0$
	Egm11	$11.0 \leq E_{gm} < 12.5$
	Egm12.5	$12.5 \leq E_{gm} < 14.0$
	Egm14	$14.0 \leq E_{gm}$
エゾマツ ezomatsu (<i>Picea jezoensis</i>)	-	-

E_{gm} : 連続式グレーディングマシンを用いて測定したひき板の長さ方向の曲げヤング係数の平均値
Average of bending Young's moduli of lumber measured by grading machine

Table 2. 各種曲げ試験体の作製に供したフィンガーカッターの種類、加工条件、および曲げ試験体の寸法
Finger joint profile, processing conditions, and dimensions of bending specimens

試験体名 Specimen	フィンガーカッター番号 Finger cutter No.	フィンガージョイントの形状 Finger joint profile of wood		1 刃あたりの送り量 Feed per knife	圧縮条件 Press condition		曲げ試験体の寸法 Dimensions of bending specimens			
		フィンガー長さ Finger length (mm)	ピッチ Pitch (mm)		樹種 Species	圧力 Pressure (N/mm ²)	圧縮時間 Press time (sec)	幅 Width (mm)	厚さ Thickness (mm)	長さ Length (mm)
FJ-17	No. 1	17.0	3.8	1.3	スギ sugi (<i>Cryptomeria japonica</i>)	8.0	10	120	29	840
					ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	9.0				
					エゾマツ ezomatsu (<i>Picea jezoensis</i>)	8.0				
FJ-6.3	No. 2	6.3	1.7	1.3	スギ sugi (<i>Cryptomeria japonica</i>)	10	10	120	29	840
					ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	12				
					エゾマツ ezomatsu (<i>Picea jezoensis</i>)	10				
FJ-3.7	No. 3	3.7	1.6	1.3	スギ sugi (<i>Cryptomeria japonica</i>)	10	10	120	29	840
					ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	12				
					エゾマツ ezomatsu (<i>Picea jezoensis</i>)	10				
FJ-6.5	No. 2	6.5	1.7	1.3	ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	12	10	120	29	840
FJ-6.5-0.50	No. 2	6.5	1.7	0.50	ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	12	5	58	29	850
FJ-6.7-0.50	No. 4	6.7	1.6	0.50		12	5	58	29	850

×厚さ 33 ×長さ 3600 mm) は、曲げヤング係数によるグループ分けは行わなかった。

3.2 フィンガーカッターの種類

実験には Table 2 に示す No. 1 ~ No. 4 の 4 種類のフィンガーカッター（いずれも兼房（株）製）を使用した。それぞれのカッターの刃の長さは異なるが形状はほぼ相似である。したがって、加工された木材のフィンガーの長さや形状（以下、木型とする）は、フィンガー長さが長い場合、ピッチは大きくなり、短い場合、ピッチは小さくなる。また、Table 2 の No. 2 のカッターを用いた加工のように、同一のカッターを用いた場合でもフィンガー長さを微調整することが可能である。

3.3 FJ 試験体の作製

3.3.1 フィンガー長さ 17 mm、6.3 mm、3.7 mm のスギ、ヒノキ、エゾマツ FJ 試験体の作製

スギ、ヒノキ、エゾマツひき板から長さ 435 mm の材を切り出し、Table 2 に示される 3 種類のフィンガーカッター No. 1 ~ No. 3 を用いて、それぞれ曲げ試験体 FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7 を作製した。スギ、ヒノキについては Table 1 に示したグループごとに、同じひき板から切り出した材同士をたて継ぎし、エゾマツについては同じひき板から切り出した材同士をたて継ぎした。ひき板の枚数の都合により、試験体数は、スギについては各グループ、FJ の種類につき 8 ~ 12 体、ヒノキについては各グループ、FJ の種類につき 5 ~ 11 体、エゾマツについては FJ の種類につき 18 ~ 22 体であった。

フィンガーの切削加工にはフィンガー加工機（（株）太平製作所 C64-KDL）を用い、ひき板の幅面にフィンガー形状が現れるように加工した。加工時のフィンガーカッターの回転数は 3500 rpm、材の送り速度は 9.0 m/min とした。このときの 1 刃あたりの送り量は 1.3 mm/knife であった。接着剤にはレゾルシノール系樹脂（（株）オーシカ DF-40）を用い、圧縮時に十分にはみ出す程度の量をたて継ぎされる両方の材のフィンガーにナイロンブラシで塗布（両面塗布）した。圧縮にはフィンガージョイントプレス（（株）菊川鉄工所 FAC15）を用い、Table 2 に示す圧縮圧力を材端から加え。圧縮時間 10 秒でたて継ぎした。圧縮終了後、温度約 20 °C、相対湿度 55 ~ 60% の室内で約 1 か月間養生した後、4 面をプレーナーで加工して、幅 120 ×厚さ 29 ×長さ約 840 mm に仕上げた。

3.3.2 フィンガー長さ 6.5 mm のヒノキ FJ 試験体の作製

Table 1 のヤング係数のグループ Egm14 のヒノキひき板から長さ 435 mm の材を切り出し、Table 2 に示される試験体 FJ-6.3 の作製に用いたものと同じフィンガーカッター No. 2 を使用して、フィンガー長さ 6.5 mm、ピッチ 1.7 mm の FJ 試験体（以下、FJ-6.5 とする）を作製した。フィンガーの加工条件、圧縮条件は Table 2 のとおりであ

る。圧縮終了後、温度約 20℃、相対湿度 55～60%の室内で約 1 か月間養生した後、4 面をプレーナーで加工して、幅 120×厚さ 29×長さ約 840 mm に仕上げた。

3.3.3 試験体幅 58 mm、フィンガー長さ 6.5 mm、6.7 mm のヒノキ FJ 試験体の作製

フィンガー長さ 6～7 mm (公称値) の FJ について、フィンガーの形状および切削加工条件の影響を調べるために、Table 1 に示されたヤング係数のグループ Egm14 のヒノキひき板 11 枚を、長さ 1000 mm に切断し、さらに幅 60 mm に縦挽きした後、それらをジョイントのない試験体 (NJ) 用と 2 種類の FJ 試験体用に分けた。FJ 試験体の作製には Table 2 の 2 種類のフィンガーカッター No. 2 と No. 4 を用い、それぞれ曲げ試験体 FJ-6.5-0.50、FJ-6.7-0.50 を作製した。加工された FJ の形状は Table 2 のとおりである。なお、FJ 試験体は上記の長さ 1000 mm のひき板を長さ 500 mm に切断した後、たて継ぎして作製した。フィンガーの切削加工にはフィンガー加工機 ((株) 太平製作所 C64-KDL) を用い、ひき板の幅面にフィンガー形状が現れるように加工した。加工時のフィンガーカッターの回転数は 3500 rpm とし、送り量が 0.50 mm/knife となるように材の送り速度を 3.5 m/min に調整した。上記 3.3.1 と同じ方法で接着剤の塗布、圧縮を行った。圧縮圧力は 12.0 MPa とした。また、設定圧力がかかった段階でフィンガージョイント部から接着剤が十分にはみ出し、その後もはみ出す量に変化が見られないことから、フィンガージョイントが十分にかん合されていると判断し、圧縮時間を 3.3.1、3.3.2 よりも短い 5 秒とした。接着剤にはレゾルシノール系樹脂 ((株) オーシカ DF-40) を用いた。約 2 週間空調のない室内で養生した後、4 面をプレーナーで加工して、幅 58×厚さ 29×長さ約 850 mm に仕上げ、温度 20℃、相対湿度 65% の室内に 1 週間静置した。

3.4 FJ 試験体、NJ 試験体の曲げ試験

各試験体の曲げ試験には最大容量が 50 kN の万能試験機 ((株) 島津製作所 AG-5000B) を用いて、3 等分点 4 点荷重方式で実施した。試験体のフラットワイズ方向の曲げ試験とし、支点間距離は試験体の厚さの 21 倍の 609 mm、荷重点間距離は 203 mm とした。FJ が荷重点間の中央に、また、FJ の形状が現れる面から加力 (垂直 FJ) されるように試験体を設置した。荷重速度は 5 mm/min とした。支点間中央の上部から試験体に 2 本 (幅 58 mm の FJ 試験体および NJ 試験体を用いた曲げ試験については 1 本) の変位計 ((株) 東京測器研究所 CDP-50) の測定子を接触させて、加力時のたわみ量を測定した。

最大荷重の 10～40% の範囲における荷重と支点間中央のたわみ量の平均値との関係から見かけの曲げヤング係数を求め、最大荷重から曲げ強さを算出した。また、最大荷重の 10% と 40% の荷重とたわみ量の点を結んだ直線の y 軸の値 (荷重の値) と、荷重-たわみ量の関係

を示す曲線の y 軸の値 (荷重の値) が最大荷重の 1% に相当する値以上離れた点を比例限度荷重とし (大野ら 2010a, b)、最大荷重に対する割合を求めた。

試験時の荷重、たわみ量は静ひずみ測定器 ((株) 東京測器研究所 TDS-303) を用いて 1 秒間隔で収録した。試験体破壊部の近傍から長さ方向に約 30 mm の材を切り出し、全乾法で含水率を求めた。

4. 結果と考察

4.1 曲げ試験結果

4.1.1 フィンガー長さ 17 mm、6.3 mm、3.7 mm のスギ、ヒノキ、エゾマツ FJ 試験体の曲げ試験結果

スギ、ヒノキ、エゾマツについて、Table 2 に示される 3 種類のフィンガーカッター No. 1～No. 3 を用いて作製したフィンガー長さ 17 mm、6.3 mm、3.7 mm の FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の曲げ試験結果を Table 3～5 に、曲げヤング係数と曲げ強さの関係を Fig. 2～4 に、荷重とたわみ量の関係を Fig. 5～7 に、FJ 試験体の破壊の状態の例を Photo 1～3 に示す。次節以降において樹種別の結果を詳述する。

4.1.1.1 スギ FJ 試験体

スギ FJ 試験体 FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7 の曲げヤング係数は、Egm05、Egm08 グループともに、フィンガーの長さに関わらず同程度であった。曲げ強さは、Egm05、Egm08 両グループにおいて、FJ-17 と FJ-6.3 では同程度であった。一方、FJ-3.7 の曲げ強さはそれらよりも低く、FJ-17 の曲げ強さの平均値との比は Egm05 で 0.82、Egm08 で 0.75 であった (Table 3、Fig. 2)。FJ 試験体の曲げ強さには接着部の面積が影響すると考えられるが、FJ-6.3 の FJ-17 に対する接着面積の比が 0.83 であるのに対して、FJ-3.7 についてはその比が半分程度の 0.52 と小さいため、その結果として接着力が不足し、曲げ強さが低かったと考えられる。既報 (平松ら 2021) では、本報で使用したフィンガーカッター No. 1、No. 3 と同じカッターを用い、フィンガー長さが 16.0 mm および 3.5 mm のフィンガージョイントスギラミナ (FJ-16、FJ-3.5) の曲げ試験を行い、FJ-3.5 の FJ-16 に対する曲げ強さの比が Egm05、Egm08 でそれぞれ 0.75、0.78 であったと報告したが、これらは本報での結果と同程度の値であった。

最大荷重時のたわみ量 (Table 3、Fig. 5) は、Egm05 では、FJ-17 と FJ-6.3 は同程度であったが、FJ-3.7 はそれらよりも小さく、FJ-17 に対する比は 0.75 であった。Egm08 では、FJ-17 に対する FJ-6.3 の比は 0.85、FJ-3.7 ではその比は 0.65 であった。最大荷重に対する比例限度荷重の割合 (Table 3) は、FJ-17 と FJ-6.3 は Egm05 でそれぞれ 65.6%、64.0%、Egm08 でそれぞれ 71.9%、69.2% と同程度であったが、FJ-3.7 は Egm05 で 74.3%、Egm08 で 87.4% であった。特に、Egm08 では比例限度を超えると間もなく破壊が生じたと考えられる。既報における FJ-16、FJ-3.5 に比べて、

FJ-17 および FJ-3.7 のほうが、最大荷重時のたわみ量はやや大きくなり、最大荷重に対する比例限度荷重の割合はやや小さくなったが、その要因としては、同じカッターで加工した場合でもフィンガー長さを長く調整することで、フィンガーの先端厚さが小さくなるため、より深くかん合が生じ、接着面積も大きくなったことが考えられる。

FJ 試験体の破壊の状態 (Photo 1) は、FJ-17、FJ-6.3 については、Egm05、Egm08 とともにフィンガーの根元での破壊が主であり、いくつかの試験体でフィンガーの根元での破壊と FJ 外での木部破壊が混在したものが見られた。FJ-3.7 については、Egm05、Egm08 とともにフィンガーの根元での破壊が主であった。また、FJ-3.7 では、ほぼすべての試験体で下面 (引張り側)、上面 (圧縮側) とともに破断して 2 つに分かれた。

4.1.1.2 ヒノキ FJ 試験体

ヒノキ FJ 試験体 FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7 の曲げヤング係

数はそれぞれのグループにおいてフィンガーの長さに関わらず同程度であった。同じグループ内で曲げ強さの平均値を比較すると、Egm10、Egm11、Egm12.5 では FJ-17 と FJ-6.3 は同程度であった。Egm14 では FJ-6.3 は FJ-17 に比べてやや低かった (Table 4、Fig. 3)。この差が生じたのは FJ-17 と同等の曲げ強さを得るために要求される荷重に対して接着力が不足していたことによると考えられる。フィンガーの切削加工時の 1 刃あたりの送り量が大きいほど、フィンガー先端部の欠けが生じること、先端部、スカーフ部の粗さが大きくなること、フィンガー長さ 6 mm のフィンガーについては送り量が 1.0 mm/knife よりも大きくなるとフィンガー先端部の欠けが見られたことが報告されている (藤本ら 2018, Fujimoto et al. 2019)。Egm14 について、先端部の欠けやスカーフ部の粗さの測定は行っていないが、これらの影響により接着面積の不足や接着力の不足が生じたために、FJ-17 と同等の曲げ強さが得られなかったとも考えられる。1 刃あたりの送り量を小さくしてフィンガー加工を行うことにより、先端

Table 3. スギ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ試験結果
Results of bending test of sugi (*Cryptomeria japonica*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

Species	Group	FJ	n		ρ	E_b	σ_b	P_{bp}	Ratio of P_{bp} to maximum load (%)	Def. at maximum load (mm)	MC (%)
					(kg/m ³)	(kN/mm ²)	(N/mm ²)	(N)			
スギ sugi (<i>Cryptomeria japonica</i>)	Egm05	FJ-17	8	Avg.	429	5.22	33.4	3610	65.6	20.2	11.8
				Min.	381	3.65	28.0	2960	56.7	16.6	10.9
				Max.	487	5.73	38.4	4109	73.5	24.6	13.8
				S.D.	33.7	0.688	3.45	363.8	5.55	3.23	1.04
				C.V.(%)	7.87	13.2	10.3	10.08	8.45	16.0	8.75
		FJ-6.3	10	Avg.	411	5.48	33.3	3430	64.0	19.0	12.6
				Min.	337	4.27	24.9	2327	54.0	12.5	10.9
				Max.	461	6.22	41.4	4144	82.1	25.5	14.7
				S.D.	40.9	0.621	5.97	515.2	9.25	4.01	1.39
				C.V.(%)	9.94	11.3	17.9	15.02	14.4	21.0	11.1
		FJ-3.7	12	Avg.	424	5.28	27.3	3305	74.3	15.1	12.0
				Min.	351	3.86	19.9	2348	55.7	11.4	10.7
				Max.	492	5.87	35.0	4663	100	19.8	13.5
				S.D.	51.2	0.584	4.34	641.3	15.4	2.55	0.987
				C.V.(%)	12.1	11.1	15.9	19.40	20.7	16.8	8.23
	Egm08	FJ-17	8	Avg.	426	7.97	43.7	5144	71.9	17.0	11.8
				Min.	373	5.76	34.3	3922	56.4	12.3	10.1
				Max.	494	9.11	53.0	6175	82.7	22.8	13.0
				S.D.	43.6	1.00	6.98	725.5	8.70	3.54	1.07
				C.V.(%)	10.2	12.5	16.0	14.10	12.1	20.7	9.12
		FJ-6.3	10	Avg.	425	8.31	41.0	4586	69.2	14.6	12.1
				Min.	369	7.04	26.1	3156	60.4	10.5	10.9
				Max.	478	9.31	50.0	5521	79.5	18.7	13.2
				S.D.	42.1	0.622	6.84	751.8	6.83	2.69	0.841
				C.V.(%)	9.90	7.48	16.7	16.39	9.86	18.4	6.97
		FJ-3.7	12	Avg.	412	8.34	32.8	4656	87.4	11.0	12.4
				Min.	365	7.13	26.4	3860	67.1	8.83	10.8
				Max.	447	9.22	39.2	5166	100	14.0	13.5
				S.D.	24.9	0.616	4.03	391.4	11.3	1.42	0.868
				C.V.(%)	6.04	7.38	12.3	8.406	13.0	12.9	6.99

Species: 樹種. Group: グループ (Table 1 を参照) See Table 1. FJ: 曲げ試験体名 Name of bending specimens.

n: 試験体数 Number of specimens. Avg.: 平均値 Average value. Min.: 最小値 Minimum value. Max.: 最大値 Maximum value.

S.D.: 標準偏差 Standard deviation. C.V.: 変動係数 Coefficient of variation.

ρ : 密度 Density. E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

P_{bp} : 曲げ比例限度荷重 Proportional limit load.

Ratio of P_{bp} to maximum load: 最大荷重に対する曲げ比例限度荷重の割合 Ratio of propotional limit load to maximum load.

Def. at maximum load: 最大荷重時のたわみ量 Deflection at maximum load. MC: 含水率 Moisture content.

Table 4. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ試験結果

Results of bending test of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

Species	Group	FJ	n		ρ	E_b	σ_b	P_{bp}	Ratio of P_{bp} to maximum load	Def. at maximum load	MC
					(kg/m ³)	(kN/mm ²)	(N/mm ²)	(N)	(%)	(mm)	(%)
ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	Egm10	FJ-17	11	Avg.	461	10.7	55.8	6569	71.6	16.4	12.8
				Min.	416	10.1	52.0	5790	61.1	13.7	11.4
				Max.	513	12.5	60.4	7355	83.3	18.8	15.1
				S.D.	33.0	0.702	2.56	480.7	5.98	1.62	1.16
				C.V.(%)	7.16	6.56	4.59	7.317	8.35	9.92	9.08
		FJ-6.3	9	Avg.	454	10.9	58.4	6398	67.3	17.8	12.5
				Min.	413	10.2	52.4	4995	52.6	15.6	11.1
				Max.	491	11.6	63.6	7352	74.5	20.7	14.1
				S.D.	27.9	0.414	3.28	720.6	7.10	1.73	1.01
				C.V.(%)	6.15	3.78	5.61	11.26	10.6	9.76	8.06
		FJ-3.7	11	Avg.	468	10.7	41.0	5879	88.5	11.7	12.0
				Min.	416	8.21	32.2	4879	55.6	8.40	11.3
				Max.	520	12.5	54.8	6708	99.4	20.3	13.0
				S.D.	31.2	1.28	6.52	723.2	13.1	3.57	0.595
				C.V.(%)	6.67	12.0	15.9	12.30	14.8	30.5	4.96
	Egm11	FJ-17	11	Avg.	463	11.6	55.2	6583	72.5	14.5	12.8
				Min.	423	9.98	33.9	3708	64.1	9.83	11.5
				Max.	507	13.0	64.1	7542	86.2	17.5	18.5
				S.D.	23.6	0.943	8.12	1103	7.19	2.30	1.96
				C.V.(%)	5.09	8.12	14.7	16.75	9.93	15.8	15.4
		FJ-6.3	8	Avg.	456	12.3	57.0	6283	67.0	14.7	11.7
				Min.	431	10.8	32.9	3414	57.8	8.12	11.4
				Max.	488	13.4	66.7	8114	74.2	19.1	12.2
				S.D.	19.2	0.926	11.0	1510	6.57	3.43	0.243
				C.V.(%)	4.21	7.53	19.3	24.03	9.80	23.3	2.07
		FJ-3.7	7	Avg.	449	11.9	46.4	6140	80.3	11.5	11.9
				Min.	421	10.6	40.2	5226	65.0	8.71	11.4
				Max.	479	12.9	51.3	7364	87.4	13.9	12.8
				S.D.	21.9	0.723	3.58	815.9	9.24	1.77	0.482
				C.V.(%)	4.86	6.06	7.71	13.29	11.5	15.4	4.06
	Egm12.5	FJ-17	7	Avg.	463	12.7	57.1	6962	74.1	13.2	11.9
				Min.	451	12.0	49.7	5186	63.5	12.1	11.6
				Max.	485	13.4	62.8	7952	84.9	15.1	12.5
				S.D.	10.6	0.437	4.56	930.0	8.18	1.09	0.311
				C.V.(%)	2.29	3.43	7.99	13.36	11.1	8.27	2.61
		FJ-6.3	6	Avg.	462	12.7	56.4	7043	76.7	13.5	11.7
				Min.	454	11.9	44.0	5765	68.5	9.69	11.4
				Max.	472	13.1	63.3	7797	89.4	18.6	12.1
				S.D.	7.31	0.428	7.76	807.3	7.65	3.13	0.331
				C.V.(%)	1.58	3.38	13.7	11.46	10.0	23.2	2.83
		FJ-3.7	5	Avg.	459	13.1	46.5	6571	86.9	10.1	11.9
				Min.	446	12.3	34.9	5487	78.9	7.02	11.4
				Max.	466	13.6	52.5	7474	100	11.6	12.2
				S.D.	7.39	0.486	7.61	911.2	7.99	1.86	0.382
				C.V.(%)	1.61	3.72	16.4	13.87	9.19	18.4	3.23
	Egm14	FJ-17	9	Avg.	496	14.6	61.3	7956	79.1	12.7	12.1
				Min.	470	13.9	50.4	6517	58.9	11.5	11.1
				Max.	524	15.2	67.5	9410	94.9	15.2	13.5
				S.D.	19.0	0.413	5.18	900.7	11.1	1.11	0.827
				C.V.(%)	3.83	2.82	8.45	11.32	14.0	8.76	6.82
		FJ-6.3	8	Avg.	498	14.5	52.2	7206	85.4	10.4	12.3
				Min.	468	14.0	40.9	5831	64.8	8.22	12.0
				Max.	530	15.5	57.4	8224	99.8	11.4	12.7
				S.D.	20.4	0.467	6.42	890.2	12.4	1.10	0.340
				C.V.(%)	4.09	3.22	12.3	12.35	14.5	10.6	2.77
		FJ-3.7	8	Avg.	499	14.5	39.5	6040	94.0	7.60	12.0
				Min.	480	13.6	25.6	3996	83.6	4.67	11.6
				Max.	520	15.6	52.6	7421	100	10.2	12.9
				S.D.	15.6	0.550	10.6	1362	5.98	1.98	0.443
				C.V.(%)	3.14	3.79	26.7	22.56	6.36	26.0	3.69

Species : 樹種. Group : グループ (Table 1 を参照) See Table 1. FJ : 曲げ試験体名 Name of bending specimens.

n : 試験体数 Number of specimens. Avg. : 平均値 Average value. Min. : 最小値 Minimum value. Max. : 最大値 Maximum value.

S.D. : 標準偏差 Standard deviation. C.V. : 変動係数 Coefficient of variation.

 ρ : 密度 Density. E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength. P_{bp} : 曲げ比例限度荷重 Proportional limit load.Ratio of P_{bp} to maximum load : 最大荷重に対する曲げ比例限度荷重の割合 Ratio of propotional limit load to maximum load.

Def. at maximum load : 最大荷重時のたわみ量 Deflection at maximum load. MC : 含水率 Moisture content.

Table 5. エゾマツ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ試験結果

Results of bending test of ezomatsu (*Picea jezoensis*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

Species	Group	FJ	n		ρ	E_b	σ_b	P_{bp}	Ratio of P_{bp} to maximum load	Def. at maximum load	MC
					(kg/m ³)	(kN/mm ²)	(N/mm ²)	(N)	(%)	(mm)	(%)
エゾマツ ezomatsu (<i>Picea jezoensis</i>)	-	FJ-17	22	Avg.	419	10.4	47.7	5234	66.5	15.7	13.5
				Min.	368	7.18	36.8	3786	52.7	11.4	11.2
				Max.	473	12.3	55.8	6666	80.4	24.2	13.9
				S.D.	31.8	1.29	4.60	813.0	8.05	2.71	0.570
				C.V.(%)	7.58	12.4	9.64	15.53	12.1	17.3	4.23
		FJ-6.3	18	Avg.	430	10.9	53.9	5593	63.8	18.6	14.0
				Min.	387	8.26	44.7	4281	52.0	13.8	13.5
				Max.	518	12.7	62.2	6859	72.5	23.4	14.8
				S.D.	38.5	1.09	4.56	770.2	5.22	3.03	0.415
				C.V.(%)	8.95	10.1	8.46	13.77	8.19	16.3	2.96
		FJ-3.7	21	Avg.	428	11.0	49.4	5769	70.7	14.3	13.7
				Min.	377	8.58	43.9	4132	55.5	11.7	13.0
				Max.	510	13.0	58.1	7534	86.2	18.9	14.2
				S.D.	35.1	1.24	3.84	943.8	8.50	2.12	0.359
				C.V.(%)	8.21	11.3	7.78	16.36	12.0	14.8	2.62

Species: 樹種. Group: グループ (Table 1 を参照) See Table 1. FJ: 曲げ試験体名 Name of bending specimens.

n: 試験体数 Number of specimens. Avg.: 平均値 Average value. Min.: 最小値 Minimum value. Max.: 最大値 Maximum value.

S.D.: 標準偏差 Standard deviation. C.V.: 変動係数 Coefficient of variation.

 ρ : 密度 Density. E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength. P_{bp} : 曲げ比例限度荷重 Proportional limit load.Ratio of P_{bp} to maximum load: 最大荷重に対する曲げ比例限度荷重の割合 Ratio of proportional limit load to maximum load.

Def. at maximum load: 最大荷重時のたわみ量 Deflection at maximum load. MC: 含水率 Moisture content.

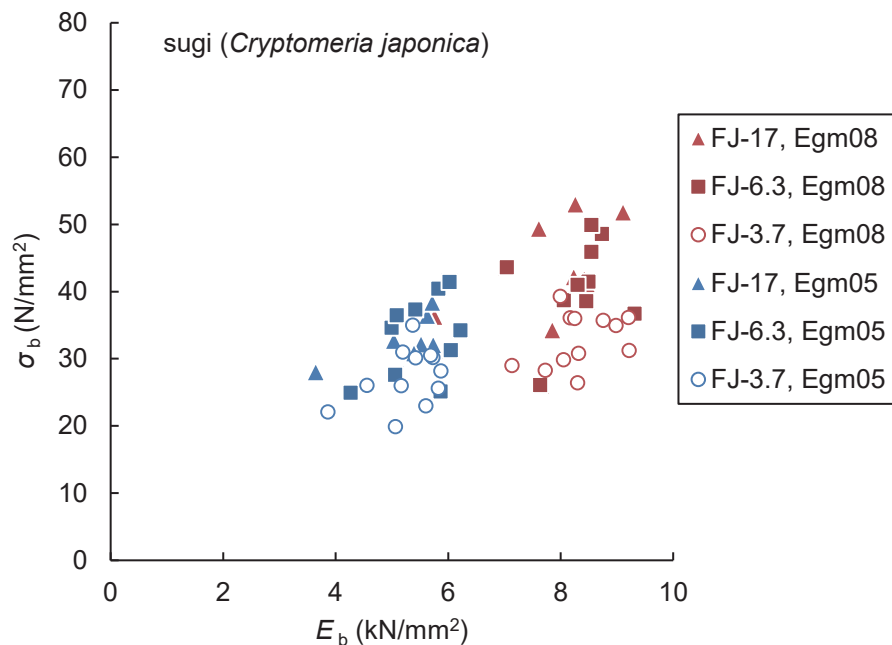


Fig. 2. スギ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げヤング係数と曲げ強度の関係

Relationships between E_b and σ_b of sugi (*Cryptomeria japonica*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

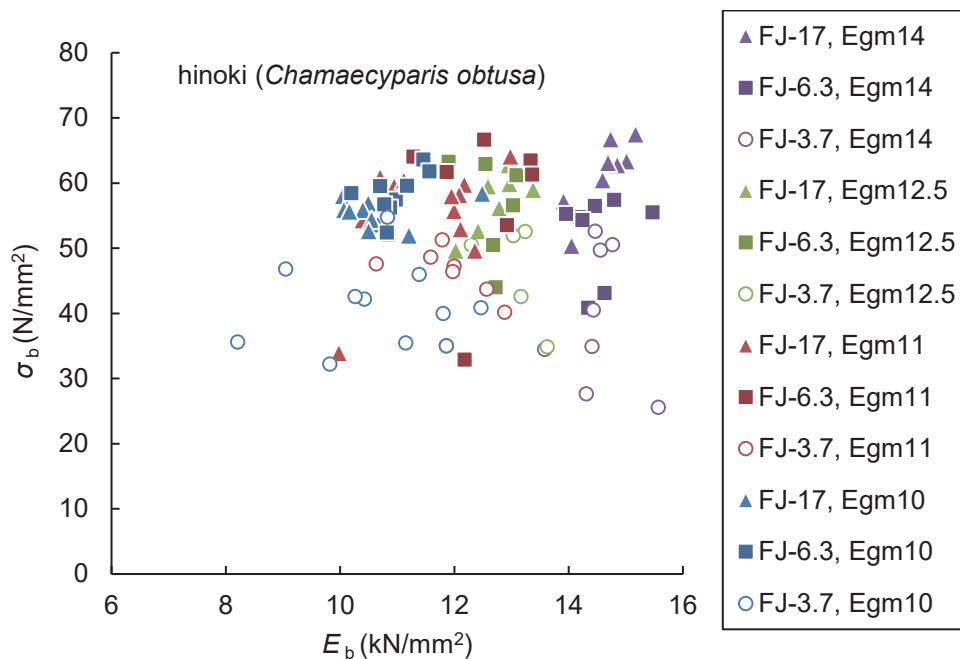


Fig. 3. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の曲げヤング係数と曲げ強度の関係

Relationships between E_b and σ_b of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

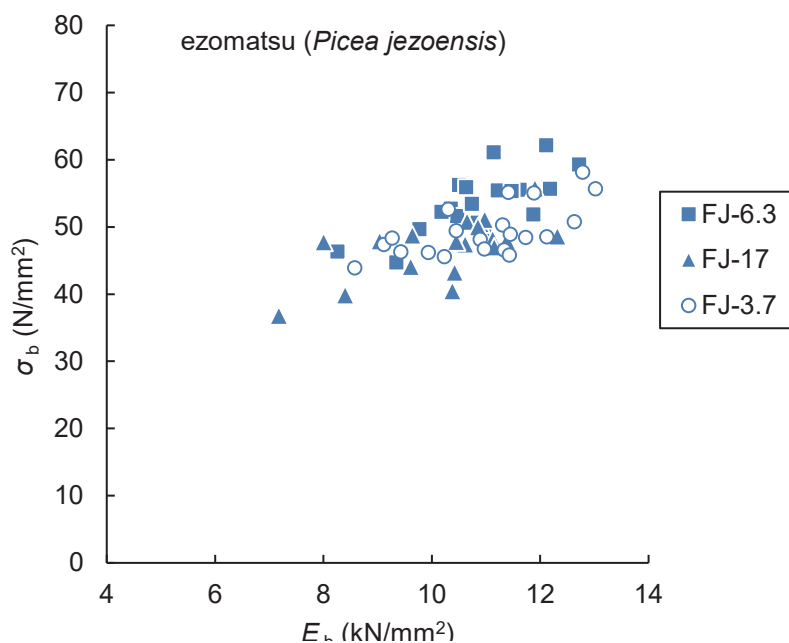


Fig. 4. エゾマツ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の曲げヤング係数と曲げ強度の関係

Relationships between E_b and σ_b of ezomatsu (*Picea jezoensis*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

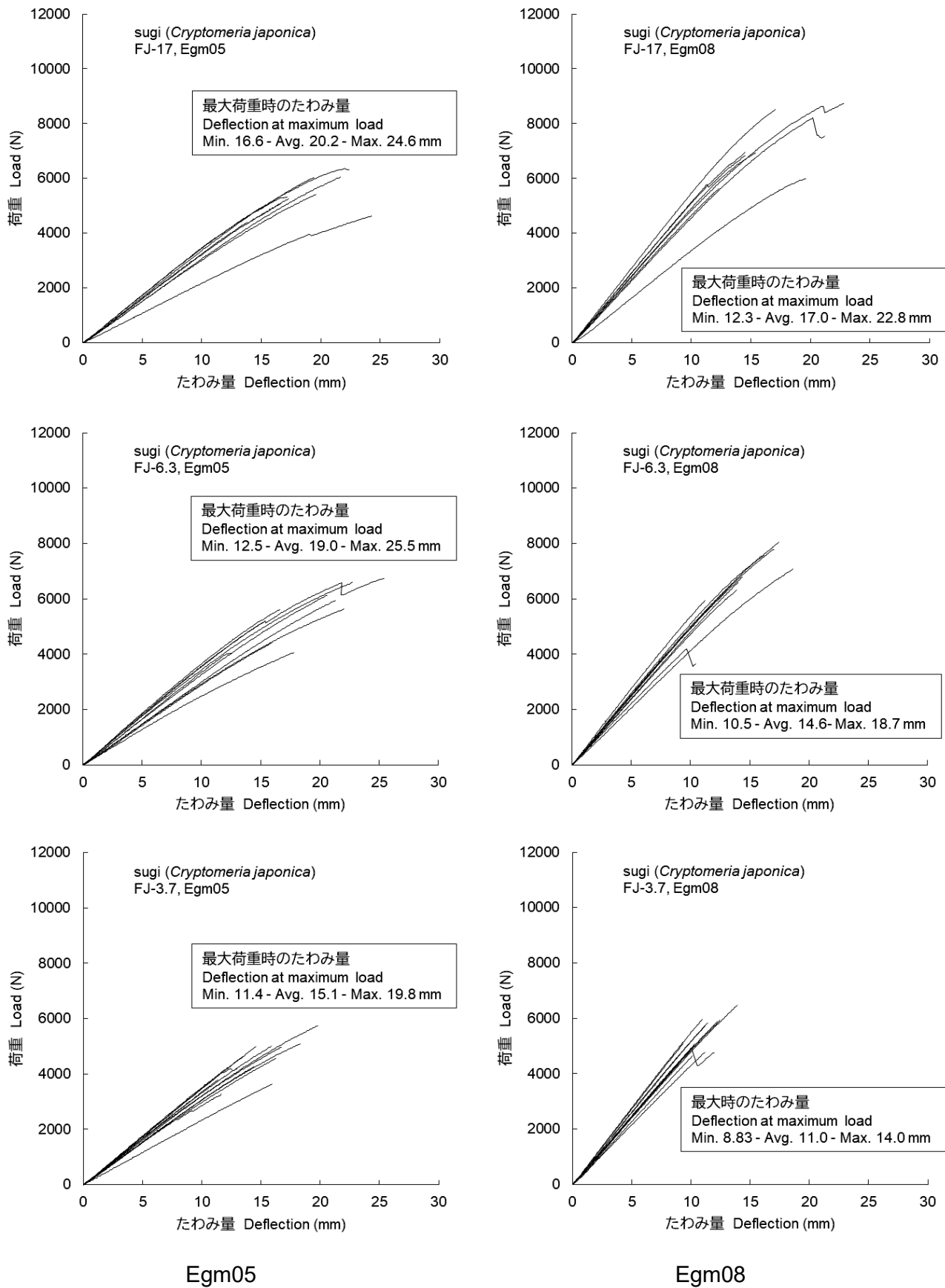


Fig. 5. スギ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ試験時の荷重とたわみ量の関係
Relationship between load and deflection of sugi (*Cryptomeria japonica*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) under bending

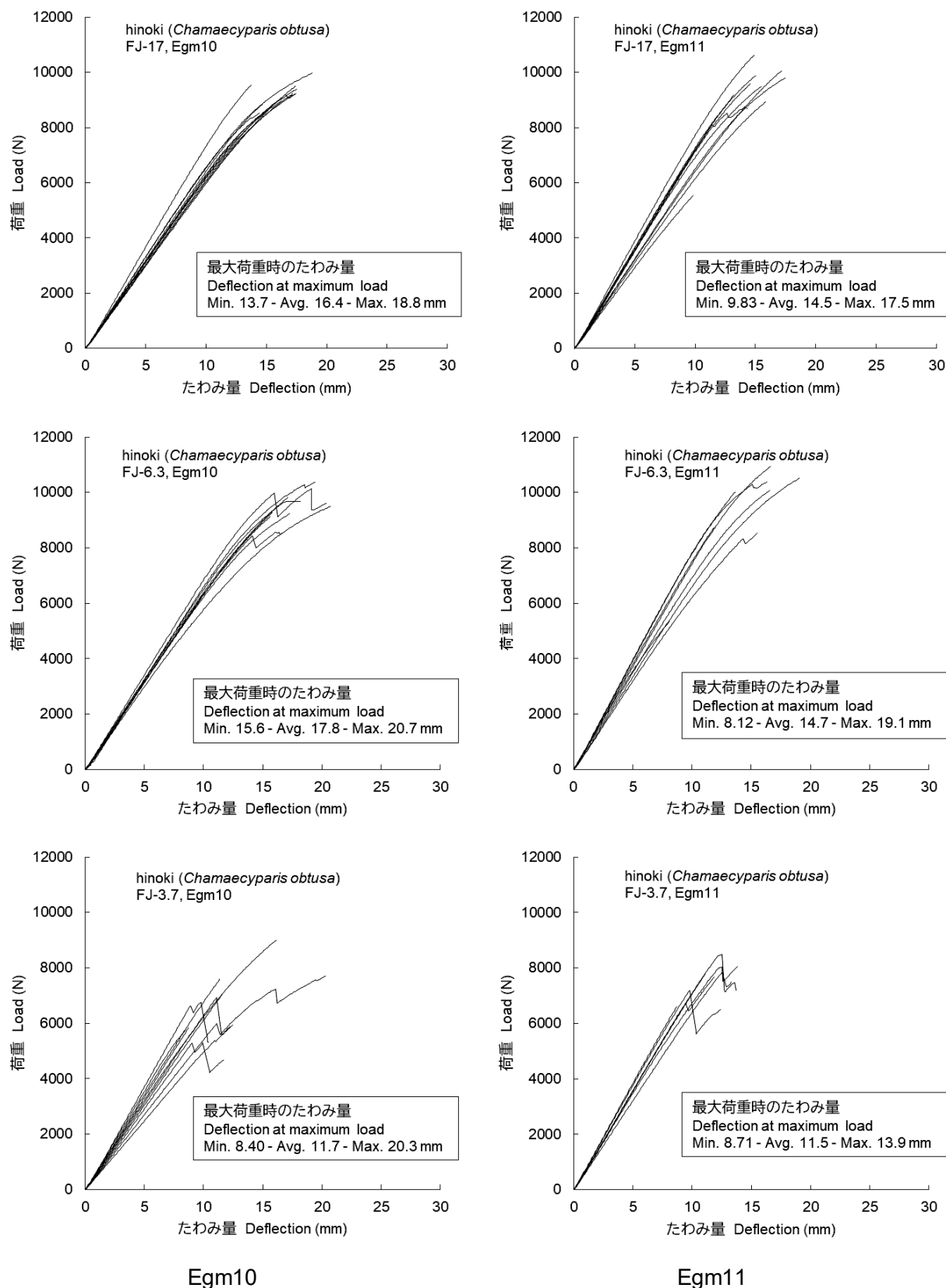


Fig. 6a. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の曲げ試験時の荷重とたわみ量の関係 (Egm10、Egm11 グループ)
Relationship between load and deflection of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) under bending (Group Egm10 and Egm11)

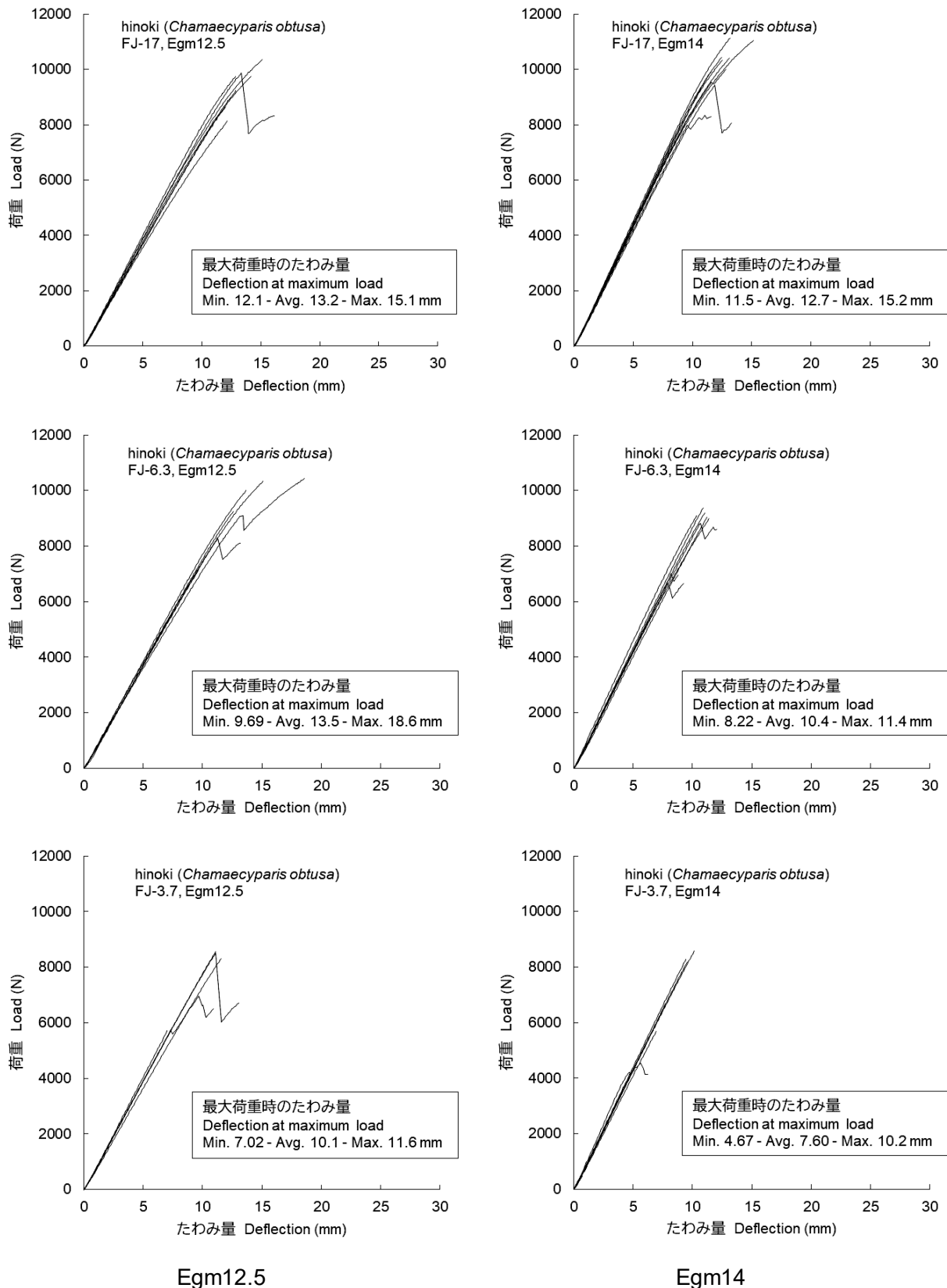


Fig. 6b. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ試験時の荷重とたわみ量の関係 (Egm12.5, Egm14 グループ)
Relationship between load and deflection of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)
under bending (Group Egm12.5 and Egm14)

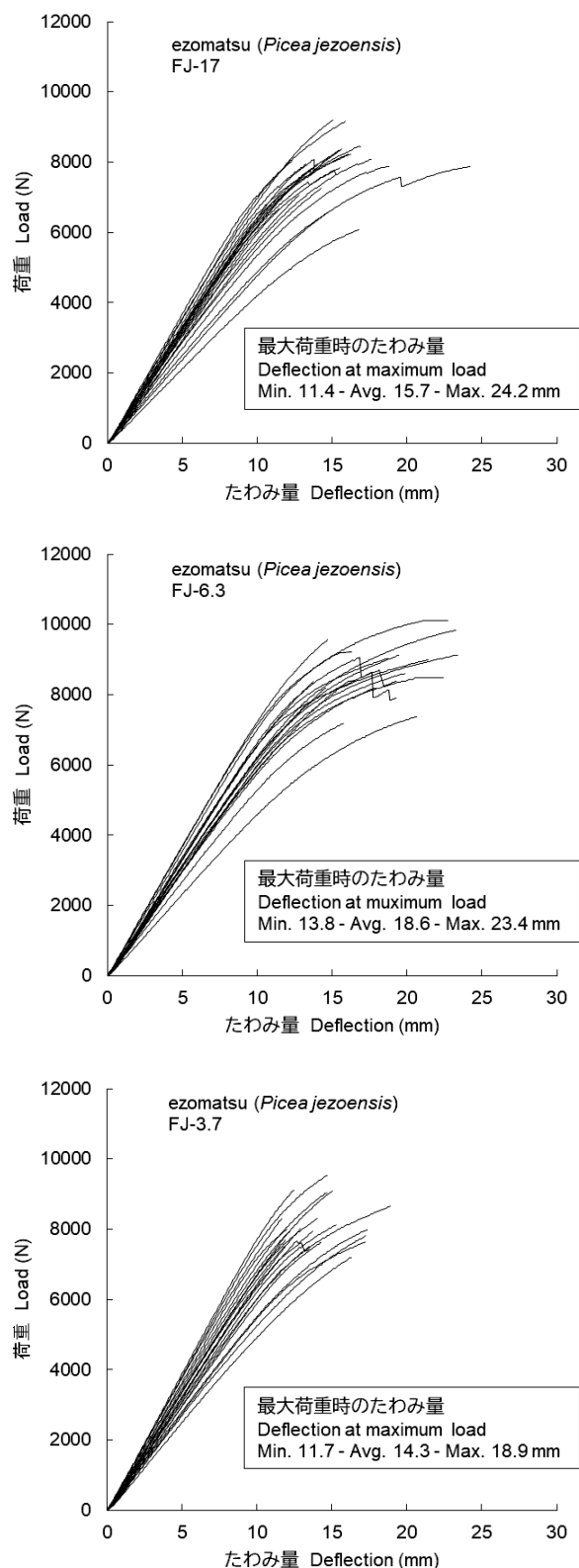


Fig. 7. エゾマツ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ試験時の荷重とたわみ量の関係
Relationship between load and deflection of ezomatsu (*Picea jezoensis*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) under bending

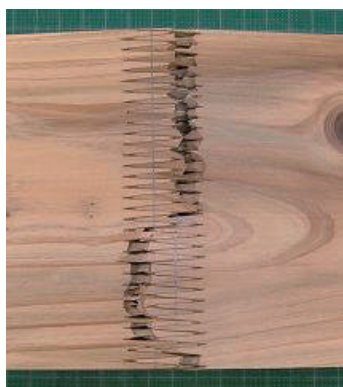
部の欠けが生じないようにし、またスカーフ面をできるだけ平滑にする必要があると考えられた。

最大荷重時のたわみ量 (Table 4, Fig. 6a, Fig. 6b) は、Egm10、Egm11、Egm12.5 では、FJ-17 と FJ-6.3 は同程度であったが、FJ-3.7 はそれらよりも小さく、FJ-17 に対する比は、それぞれ 0.72、0.79、0.76 であった。Egm14 では、FJ-17 に対する FJ-6.3 の比は 0.82、FJ-3.7 ではその比は 0.60 であった。最大荷重に対する比例限度荷重の割合 (Table 4) は、Egm10、Egm11、Egm12.5 では FJ-17 と FJ-6.3 で 67.3% ~ 76.7% で同程度であったが、FJ-3.7 は Egm10、Egm11、Egm12.5 でそれぞれ 88.5%、80.3%、86.9% であった。Egm14 では FJ-17 においても最大荷重に対する比例限度荷重の割合は 79.1% と高くなったが、FJ-6.3、FJ-3.7 では、それぞれ 85.4% と 94.0% であり、比例限度を超えると間もなく破壊が生じたと考えられた。ヤング係数の高い Egm14 において FJ-17 と FJ-6.3、FJ-3.7 の差が顕著に見られた。

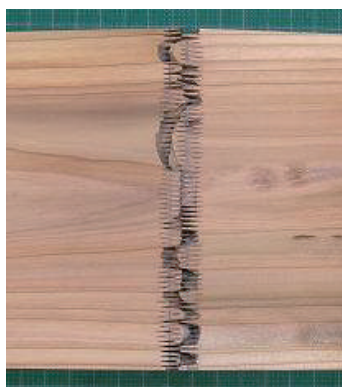
FJ 試験体の破壊の状態 (Photo 2) は、FJ-17 については、Egm10 はフィンガーの根元での破壊が主であったが、FJ 外での木部破壊、フィンガーのスカーフ面での破壊が合わせて見られるものもあった。Egm11、Egm12.5 ではフィンガーの根元での破壊とスカーフ面での破壊が同程度に混在した破壊が主であったが、FJ 外での木部破壊が混在していたもの、FJ 外での木部破壊のみで破壊したものもあった。FJ-14 でもフィンガーの根元での破壊とスカーフ面での破壊が混在した状態であったが、スカーフ面での破壊の割合のほうが高かった。FJ-6.3 については、Egm10 はフィンガーの根元での破壊が主であった。Egm11 ではフィンガーの根元と FJ 外での木部破壊が混在したもの、フィンガーのスカーフ面と FJ 外での木部破壊が混在したものが同程度であった。Egm12.5、Egm14 ではフィンガーの根元での破壊、およびフィンガーの根元と FJ 外での木部破壊が同程度に混在したものがあった。FJ-3.7 については、Egm10 ~ Egm12.5 ではフィンガーの根元での破壊とスカーフ面での破壊が混在したものが主であった。Egm14 ではフィンガーのスカーフ面での破壊が主であった。また、FJ-6.3、FJ-3.7 では下面 (引張り側)、上面 (圧縮側) とともに破断して 2 つに分かれる試験体も見られた。

4.1.1.3 エゾマツ FJ 試験体

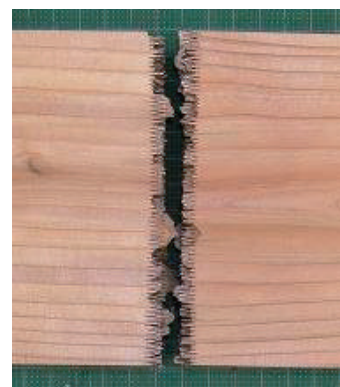
エゾマツについては曲げヤング係数での区分を行っていないが、スギ、ヒノキ試験体の Egm7 ~ Egm12.5 グループに相当すると考えられた。エゾマツ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) それぞれの曲げヤング係数と曲げ強さの関係から、FJ-17 と FJ-3.7 の曲げヤング係数に対する曲げ強さは同程度であり、FJ-6.3 はそれらよりやや高い傾向にあった (Table 5, Fig. 4)。破壊は主としてフィンガーの根元での破壊であった。エゾマツ FJ 材についてはフィンガー長さ 4 mm で加工した FJ 材についてフィンガー長さ 13 mm で加工した材と同程度の曲げ性能が得られたと



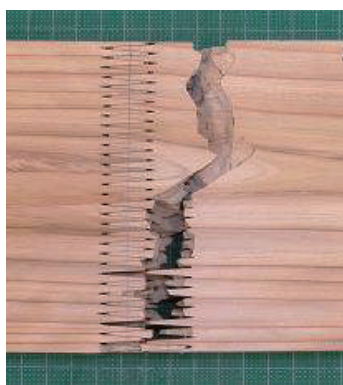
フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



フィンガーの根元での破壊と FJ
外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and
failure beginning at the FJ and
progressing away from the FJ



フィンガーの根元での破壊と FJ
外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and
failure beginning at the FJ and
progressing away from the FJ



フィンガーの根元での破壊と FJ
外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and
failure beginning at the FJ and
progressing away from the FJ

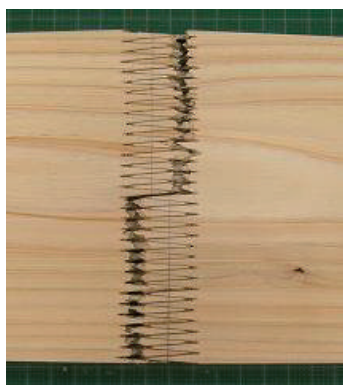
スギ sugi FJ-17

スギ sugi FJ-6.3

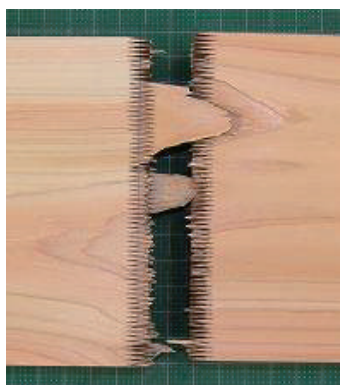
スギ sugi FJ-3.7

Photo 1. スギ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の破壊の状態の例

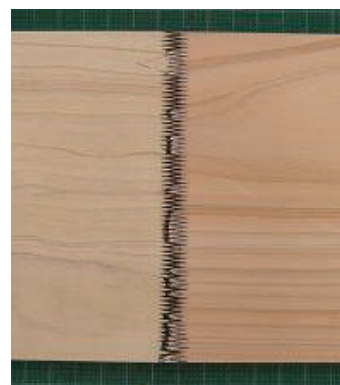
Types of failure that occur in sugi (*Cryptomeria japonica*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)



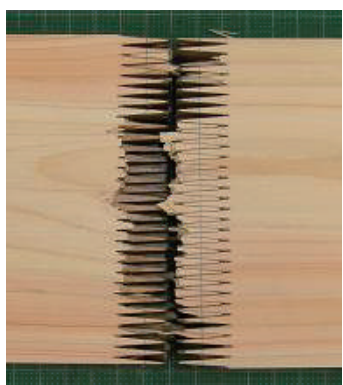
フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



フィンガーの根元での破壊と FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and failure beginning at the FJ and progressing away from the FJ



フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



フィンガーの根元での破壊と スカーフ面での破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and failure along the FJ profile



フィンガーの根元での破壊、スカーフ面での破壊、FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots, failure along the FJ profile and failure beginning at the FJ and progressing away from the FJ



フィンガーのスカーフ面での破壊
Failure along the FJ profile

ヒノキ hinoki FJ-17

ヒノキ hinoki FJ-6.3

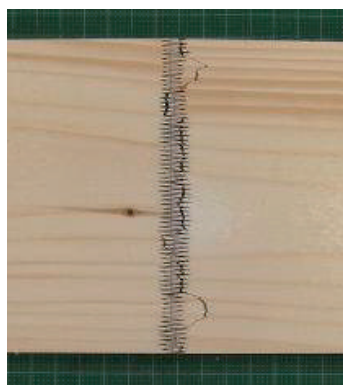
ヒノキ hinoki FJ-3.7

Photo 2. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の破壊の状態の例

Types of failure that occur in hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)



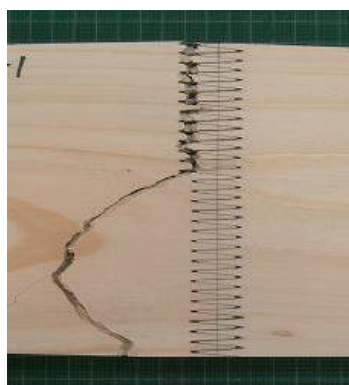
フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



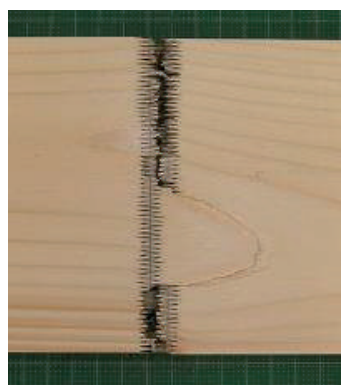
フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



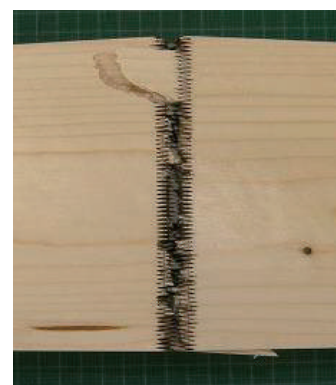
フィンガーの根元での破壊
Wood failure at the FJ roots



フィンガーの根元での破壊と FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and failure beginning at the FJ and progressing away from the FJ



フィンガーの根元での破壊と FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and failure beginning at the FJ and progressing away from the FJ



フィンガーの根元での破壊と FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and failure beginning at the FJ and progressing away from the FJ

エゾマツ ezomatsu FJ-17

エゾマツ ezomatsu FJ-6.3

エゾマツ ezomatsu FJ-3.7

Photo 3. エゾマツ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7) の破壊の状態の例

Types of failure that occur in ezomatsu (*Picea jezoensis*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

報告（生田ら 1975）されており、本研究においてもこれと同様の結果が得られたと考えられる。

最大荷重時のたわみ量（Table 5、Fig. 7）は FJ-6.3 でやや大きく平均で 18.6 mm で、FJ-17、FJ-3.7 は平均で 15.7 mm、14.3 mm と同程度であった。最大荷重に対する比例限度荷重の割合（Table 5、Fig. 7）は FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7 間で同程度であり、それぞれ 66.5%、63.8%、70.7% であった。また、スギ、ヒノキ FJ 試験体が比例限度に達して間もなく破壊に至るのに対して、エゾマツ FJ 試験体は比例限度に達して以降もたわみ量が増加した。特に FJ-6.3 では FJ-17、FJ-3.7 に比べてたわみ量が大きく増加した（Fig. 7）。これらの結果のようにスギ、ヒノキと異なる傾向を示したのはエゾマツの樹種特性によるものとも考えられる。しかしながら、それを明らかにするためには、フィンガー部のスカーフ面の状態、接着系の状況、エゾマツの密度、組織構造、早晚材の移行の程度等、樹種による加工特性や材料特性についてさらに検討する必要がある。

FJ 試験体の破壊の状態（Photo 3）は、FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7 のいずれも、フィンガーの根元での破壊が主であった。フィンガーの根元での破壊と FJ 外での木部破壊が混在したもの、フィンガーの根元での破壊とスカーフ面での破壊が混在したものも見られた。また、FJ-3.7 では下面（引張り側）、上面（圧縮側）とも破断して 2 つに分かれる試験体が半数近く見られた。

4.1.2 フィンガー長さ 6.5 mm のヒノキ FJ 試験体の曲げ試験結果

Table 2 に示されるフィンガーカッター No. 2 を用いて作製したフィンガー長さ 6.5 mm のヒノキ FJ 試験体（FJ-6.5）の曲げ試験結果を Table 6 に、曲げヤング係数と曲げ強さの関係を Fig. 8 に、荷重とたわみ量の関係を Fig. 9 に示す。FJ-6.5 の曲げ強さは FJ-17 と同程度であった。フィンガーの長さがわずかではあるが長くなったことにより接着面積が増加した影響、加えてフィンガーが長くなったことによりフィンガーのかん合が深くなった（フィンガーの先端と底部の隙間が小さくなる）ことによる接着面積の増加の影響があったと考えられる。FJ-6.5 の最大荷重時のたわみ量（Table 6、Fig. 9）は FJ-6.3（Table 4、Fig. 6b）に比べてやや大きくなったが、最大荷重に対する比例限度荷重の割合は FJ-6.5 で 84.0%（Table 6）、FJ-6.3 で 85.4%（Table 4）であり、差は見られなかった。

FJ 試験体の破壊の状態（Photo 4）は、フィンガーのスカーフ面のみで破壊したもの、フィンガーのスカーフ面での破壊と FJ 外での木部破壊が混在したものが同程度であった。

4.1.3 試験体幅 58 mm、フィンガー長さ 6.5 mm、6.7 mm のヒノキ FJ 試験体の曲げ試験結果 たて継ぎのないヒノキ NJ 試験体（試験体幅 58 mm）、

および Table 2 に示されるフィンガーカッター No. 2、No. 4 を用い、加工時の 1 刃あたりの送り量を 0.50 mm/knife に調整して作製したフィンガー長さ 6.5 mm、6.7 mm のヒノキ FJ 試験体（FJ-6.5-0.50、FJ-6.7-0.50）（試験体幅 58 mm）の曲げ試験結果を Table 7 に、曲げヤング係数と曲げ強さの関係を Fig. 10 に、荷重とたわみ量の関係を Fig. 11 に示す。NJ 試験体の曲げ強度の平均値に対する FJ 試験体の曲げ強度の平均値の割合（接合効率）は 0.8 であった。FJ-6.5-0.50 と FJ-6.7-0.50 とで曲げ強さに差は見られなかった。幅 120 mm の試験体の曲げ強さ（Table 6、Fig. 9）と比較すると、曲げ強さ、最大荷重時のたわみ量、最大荷重に対する比例限度荷重の割合のいずれも大きく向上している（Table 7、Fig. 11）。4.1.2 において、FJ-6.3 と比較して FJ-6.5 の曲げ強さの向上と最大荷重時のたわみ量の増加について、フィンガー長さが長くなったことによる接着面積の増加とフィンガーのかん合が深くなったことによる接着面積の増加の影響によるものと考察したが、幅 58 mm の FJ-6.5-0.50 および FJ-6.7-0.50 試験体では、曲げ強さ、最大荷重時のたわみ量、最大荷重に対する比例限度荷重の割合がいずれも大きく向上したことから、接着面積の増加に加えてフィンガー切削時の加工条件の影響が大きいと考えられた。すなわち、1 刃あたりの送り量が小さくなったことでフィンガーの欠けが少なくなり、フィンガー先端部まで十分に接着できたこと、スカーフ面の平滑性が向上し接着性が良くなったと推測され、それらが FJ 部の接着強度の向上に寄与し、結果として FJ 試験体の曲げ強さを向上させたと考えられる。なお、材の幅がフィンガージョイント材の曲げ強度に与える影響については、材の幅をパラメーターとして改めて検討する必要がある。

FJ 試験体の破壊の状態（Photo 5）は、FJ-6.5-0.50、FJ-6.7-0.50 いずれも、フィンガーのスカーフ面での破壊とフィンガーの根元での破壊および FJ 外での木部破壊が混在したものが主であった。これらの破壊の状態は他のヒノキ試験体（FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7、FJ-6.5）においても見られた。NJ 試験体では荷重点間での木部破壊が主であった。

4.2 集成材の日本農林規格で定められた基準値との比較

本報で用いたフィンガー長さ 6.3、6.5、6.7 mm、3.7 mm の FJ を構造用集成材用のラミナに適用することを想定し、各 FJ でたて継ぎした FJ 試験体の曲げ強度について、集成材の日本農林規格（2019）（以下、JAS とする）における構造用集成材用ラミナの曲げ強度の基準値との比較を行った。Table 8 に JAS の構造用集成材の規格における等級区分機による区分ラミナの強度性能の基準を示す。また、各 FJ 試験体の曲げ強度の累積頻度を Fig. 12 ～ Fig. 15 に示す。以降、樹種別に比較した結果を記す。

スギ FJ 試験体（Fig. 12）の Egm05、Egm08 グループは、構造用集成材用ラミナの強度等級の L50、L80 に相当す

と考えられる。FJ-17ではEgm05では全ての試験体が、Egm08では8体中7体の試験体がJAS基準値の平均値を上回り、残りの1体もJAS基準値の下限値を十分に満たした。FJ-6.3ではEgm05では10体中8体がJAS基準値の平均値を上回り、残りの2体も下限値を十分に満たした。Egm08も10体中9体がJAS基準値の平均値を上回った。ただし1体はわずかに下限値を下回った。FJ-3.7ではEgm05では12体中6体がJAS基準値の平均値を上回り、残りの6体のうち1体だけわずかに下限値を下回った。Egm08では12体中4体がJAS基準値の平均値を上回り、残り8体のうち1体だけわずかに下限値を下回った。

ヒノキFJ試験体 (Fig. 13) のEgm10、Egm11、Egm12.5、Egm14グループは、構造用集成材用ラミナの

強度等級のL100、L110、L125、L140に相当すると考えられる。FJ-17では、Egm10では全ての試験体が、Egm11では11体中10体が、Egm12.5では全ての試験体が、Egm14では9体中8体がJAS基準値の平均値を上回った。Egm11の1体についてはJAS基準値の下限値をわずかに満たさなかった。Egm14の1体についてはJAS基準値の下限値を満たした。FJ-6.3では、Egm10では全ての試験体が、Egm11では8体中7体が、Egm12.5では6体中5体が、Egm14では8体中6体がJAS基準値の平均値を上回った。Egm11の1体についてはJAS基準値の下限値をわずかに満たさなかった。Egm12.5の1体、Egm14の2体についてはJAS基準値の下限値を満たした。FJ-3.7では、Egm10では11体中6体が、Egm11では7体中

Table 6. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-6.5) の曲げ試験結果
Results of bending test of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-6.5)

Species	Group	FJ	n		ρ	E_b	σ_b	P_{bp}	Ratio of P_{bp} to maximum load	Def. at maximum load	MC
					(kg/m ³)	(kN/mm ²)	(N/mm ²)	(N)	(%)	(mm)	(%)
ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	Egm14	FJ-6.5	9	Avg.	481	14.7	56.7	7776	84.0	11.8	11.9
				Min.	468	14.2	50.5	7255	73.4	10.0	11.5
				Max.	503	15.0	66.2	8247	91.6	13.9	12.6
				S.D.	11.0	0.287	5.41	289.0	5.98	1.44	0.367
				C.V.(%)	2.28	1.96	9.54	3.716	7.11	12.2	3.08

Species: 樹種. Group: グループ (Table 1 を参照) See Table 1. FJ: 曲げ試験体名 Name of bending specimens.

n: 試験体数 Number of specimens. Avg.: 平均値 Average value. Min.: 最小値 Minimum value. Max.: 最大値 Maximum value.

S.D.: 標準偏差 Standard deviation. C.V.: 変動係数 Coefficient of variation.

ρ : 密度 Density. E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

P_{bp} : 曲げ比例限度荷重 Proportional limit load.

Ratio of P_{bp} to maximum load: 最大荷重に対する曲げ比例限度荷重の割合 Ratio of proportional limit load to maximum load.

Def. at maximum load: 最大荷重時のたわみ量 Deflection at maximum load. MC: 含水率 Moisture content.

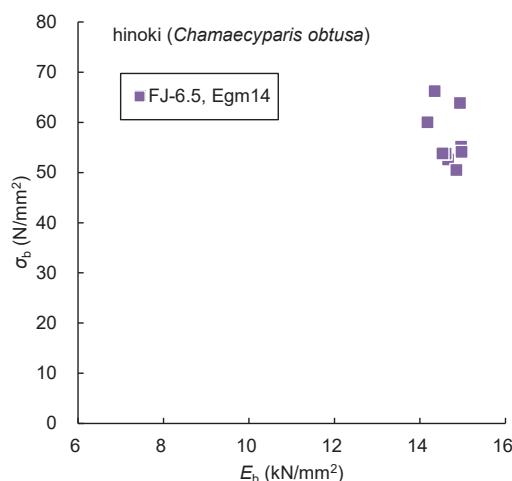


Fig. 8. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-6.5) の曲げヤング係数と曲げ強度の関係

Relationships between E_b and σ_b of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-6.5)

E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

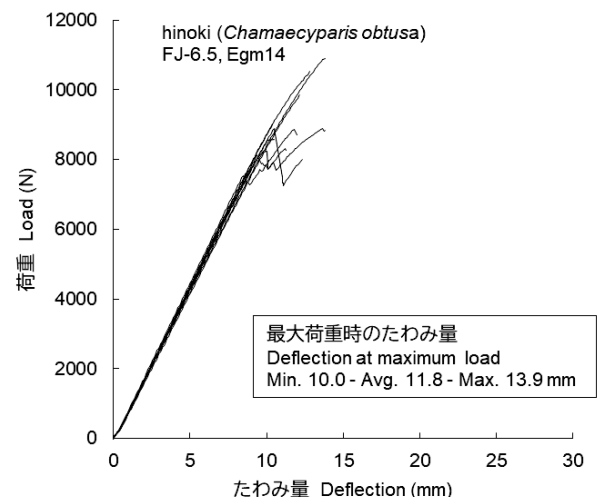
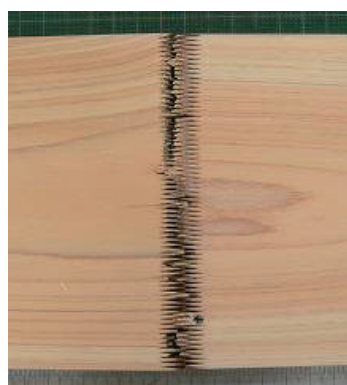


Fig. 9. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-6.5) の曲げ試験時の荷重とたわみ量の関係

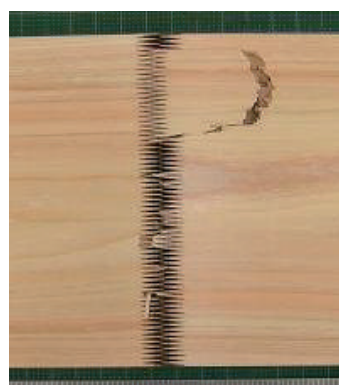
Relationship between load and deflection of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-6.5) under bending



フィンガーの根元での破壊と
スカーフ面での破壊が混在した破壊

Wood failure at the FJ roots and
failure along the FJ profile

ヒノキ hinoki FJ-6.5



フィンガーのスカーフ面での破壊
と FJ 外の木部破壊が混在した破壊

Failure along the FJ profile and
failure beginning at the FJ and
progressing away from the FJ

ヒノキ hinoki FJ-6.5

Photo 4. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-6.5) の破壊の状態の例

Types of failure that occur in hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-6.5)

Table 7. ヒノキ NJ 試験体および FJ 試験体 * (NJ, FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50) の曲げ試験結果

Results of bending test of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) NJ and FJ* specimens (NJ, FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50)

Species	Group	FJ	n		ρ	E_b	σ_b	P_{bp}	Ratio of P_{bp} to maximum load	Def. at maximum load	MC
					(kg/m ³)	(kN/mm ²)	(N/mm ²)	(N)	(%)	(mm)	(%)
ヒノキ hinoki (<i>Chamaecyparis obtusa</i>)	Egm14	NJ	12	Avg.	514	14.6	89.6	4175	57.5	31.4	12.2
				Min.	463	12.3	69.7	2850	43.4	21.4	11.7
				Max.	538	16.5	110	5146	65.9	46.5	12.5
				S.D.	27.4	1.46	11.4	793.8	7.84	7.91	0.237
				C.V.(%)	5.33	10.0	12.7	19.01	13.6	25.2	1.95
		FJ-6.5-0.50	12	Avg.	507	14.5	73.2	4021	68.6	16.9	11.9
				Min.	451	12.6	65.9	2825	46.2	12.4	11.2
				Max.	574	16.2	84.5	4766	86.2	22.3	12.3
				S.D.	37.6	1.14	5.59	570.6	11.2	3.28	0.334
				C.V.(%)	7.42	7.86	7.63	14.19	16.3	19.4	2.81
		FJ-6.7-0.50	14	Avg.	510	14.4	71.7	3897	67.7	17.1	12.0
				Min.	461	12.2	59.8	3000	51.5	11.6	11.5
				Max.	590	16.3	82.1	4647	86.0	31.3	12.3
				S.D.	37.4	1.25	5.64	495.7	9.56	5.10	0.229
				C.V.(%)	7.34	8.69	7.86	12.72	14.1	29.8	1.91

Species : 樹種 . Group : グループ (Table 1 を参照) See Table 1. FJ : 曲げ試験体名 Name of bending specimens.

n : 試験体数 Number of specimens. Avg. : 平均値 Average value. Min. : 最小値 Minimum value. Max. : 最大値 Maximum value.

S.D. : 標準偏差 Standard deviation. C.V. : 変動係数 Coefficient of variation.

ρ : 密度 Density. E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

P_{bp} : 曲げ比例限度荷重 Proportional limit load.

Ratio of P_{bp} to maximum load : 最大荷重に対する曲げ比例限度荷重の割合 Ratio of proportional limit load to maximum load.

Def. at maximum load : 最大荷重時のたわみ量 Deflection at maximum load. MC : 含水率 Moisture content.

* 加工時の 1 刃あたりの送り量 Feed per knife = 0.50 mm/knife

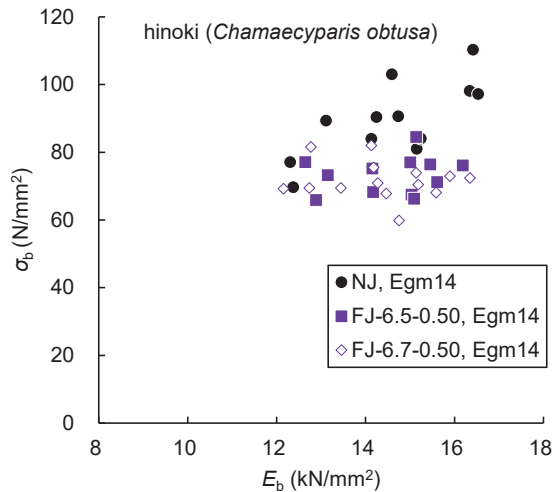
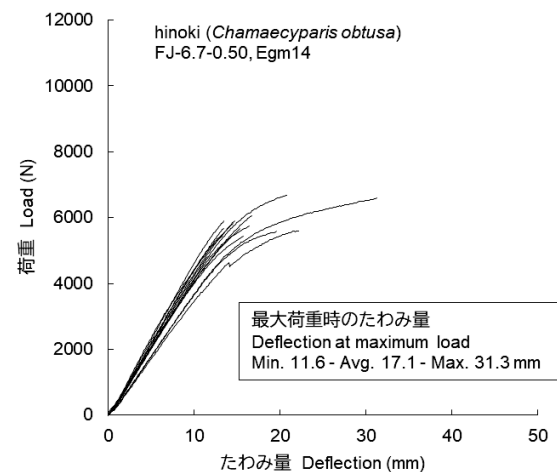
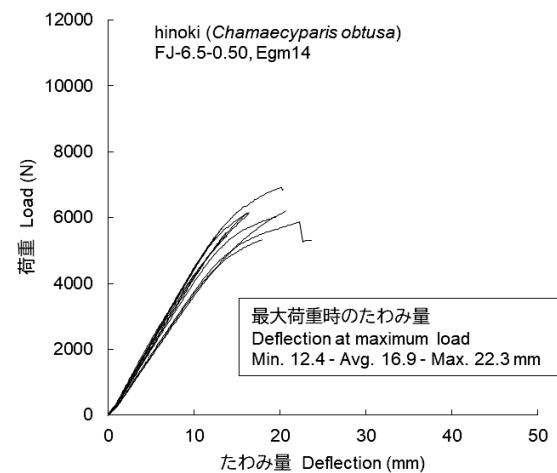
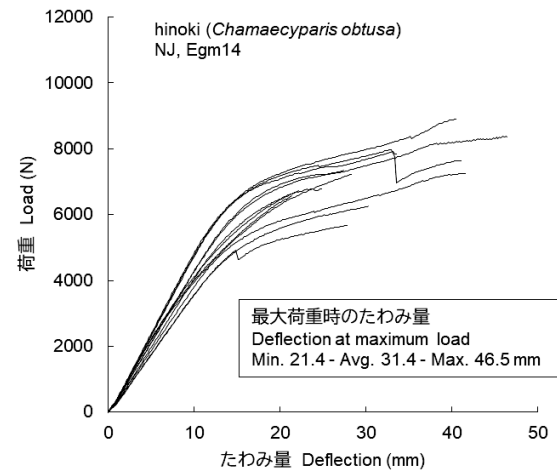


Fig. 10. ヒノキ NJ 試験体および FJ 試験体 * (FJ-6.5-0.50、FJ-6.7-0.50) の曲げヤング係数と曲げ強度の関係
Relationships between E_b and σ_b of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) NJ and FJ* specimens (FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50)

E_b : 曲げヤング係数 Young's modulus in static bending. σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

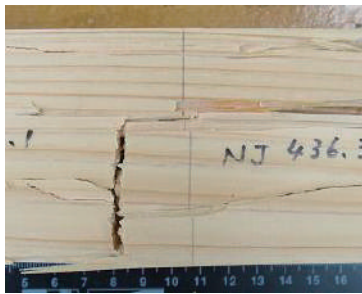
* 加工時の 1 刃あたりの送り量 Feed per knife = 0.50 mm/knife



Egm14

Fig. 11. ヒノキ NJ 試験体および FJ 試験体 * (FJ-6.5-0.50、FJ-6.7-0.50) の曲げ試験時の荷重とたわみ量の関係
Relationship between load and deflection of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) NJ and FJ* specimens (FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50) under bending

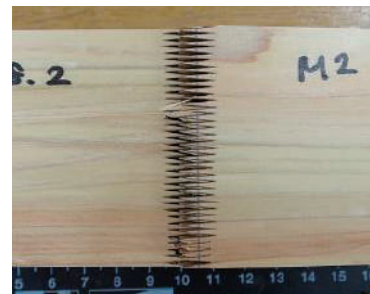
* 加工時の 1 刃あたりの送り量 Feed per knife = 0.50 mm/knife



荷重点間での木部破壊
Wood failure between loading points



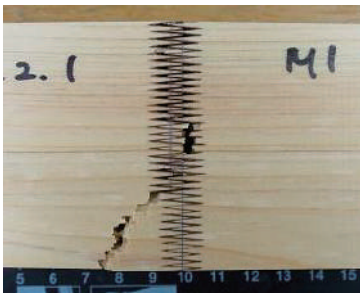
フィンガーの根元での破壊と
スカーフ面での破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and
failure along the FJ profile



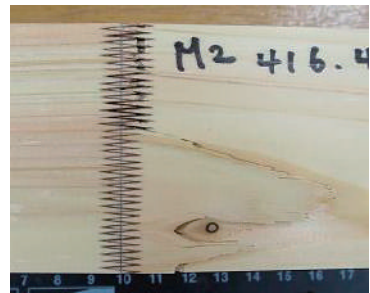
フィンガーの根元での破壊と
スカーフ面での破壊が混在した破壊
Wood failure at the FJ roots and
failure along the FJ profile



荷重点間での木部破壊
Wood failure between loading points



フィンガーのスカーフ面での破壊
と FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Failure along the FJ profile and
failure beginning at the FJ and
progressing away from the FJ



フィンガーのスカーフ面での破壊
と FJ 外での木部破壊が混在した破壊
Failure along the FJ profile and
failure beginning at the FJ and
progressing away from the FJ

ヒノキ hinoki NJ

ヒノキ hinoki FJ-6.5-0.50

ヒノキ hinoki FJ-6.7-0.50

Photo 5. ヒノキ NJ 試験体および FJ 試験体 * (FJ-6.5-0.50、FJ-6.7-0.50) の破壊の状態の例
Types of failure that occur in hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) NJ and FJ* specimens (FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50)

* 加工時の 1 刃あたりの送り量 Feed per knife = 0.50 mm/knife

5 体が、Egm12.5 では 5 体中 3 体が JAS 基準値の平均値を上回った。Egm14 では 8 体すべて JAS 基準値の平均値を満たさなかった。Egm10 の残りの 5 体、Egm11 の残りの 2 体についてはすべて JAS 基準値の下限値を満たした。Egm12.5 の残り 2 体のうち 1 体については JAS 基準値の下限値を満たしたが、もう 1 体はわずかに下限値を満たさなかった。Egm14 の 8 体のうち 4 体は JAS 基準値の下限値を満たしたが、4 体は下限値を満たさなかった。一方、追加で試験を実施した FJ-6.5 の Egm14 においては、9 体中 5 体で JAS 基準値の平均値を満たし、残りの 4 体も

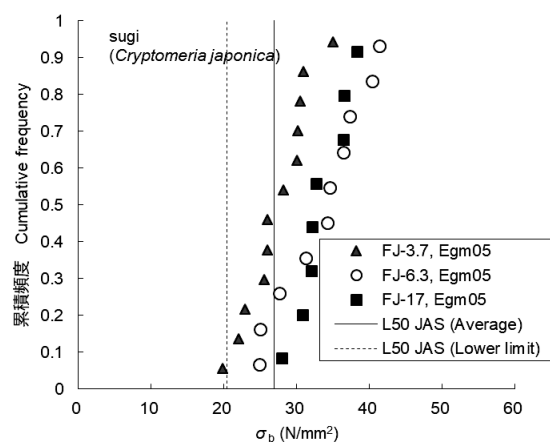
JAS 基準値の下限値を十分に満たした。さらに 1 刃あたりの送り量を 0.50 mm/knife に設定してフィンガー加工を行った FJ-6.5-0.50 および FJ-6.7-0.50 の Egm14 (Fig. 14) においては、材の幅は他の試験体の半分程度の 58mm であるが、それぞれ 12 体、14 体すべての試験体で JAS 基準値の平均値を満たした。

エゾマツ FJ 試験体 (Fig. 15) については、曲げ試験体の曲げヤング係数をもとに等級区分した場合、L70 ~ L125 に区分される。このとき L100 に区分される FJ-17 の試験体 1 体が JAS 基準値の平均値をわずかに下回った。

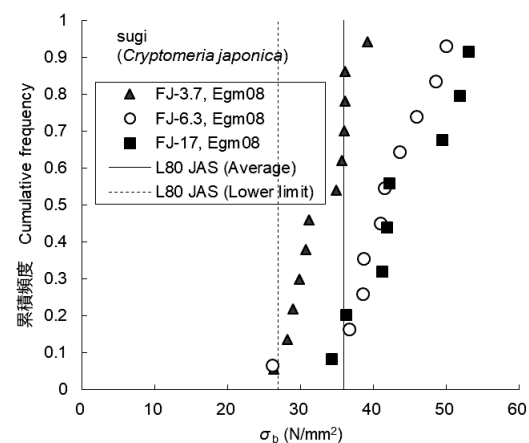
Table 8. 集成材の日本農林規格における等級区分機による区分ラミナの強度性能基準

Bending strength properties of lumber required by the Japanese Agricultural Standard for glued laminated timber

機械区分による等級 Grade of lumber	曲げヤング係数 bending Young's modulus (kN/mm ²)	曲げ強さ Bending strength	
		平均値 Average (N/mm ²)	下限値 Lower limit (N/mm ²)
L200	20.0	81.0	61.0
L180	18.0	72.0	54.0
L160	16.0	63.0	47.5
L140	14.0	54.0	40.5
L125	12.5	48.5	36.5
L110	11.0	45.0	34.0
L100	10.0	42.0	31.5
L90	9.0	39.0	29.5
L80	8.0	36.0	27.0
L70	7.0	33.0	25.0
L60	6.0	30.0	22.5
L50	5.0	27.0	20.5
L40	4.0	24.0	18.0
L30	3.0	21.0	16.0



Egm05



Egm08

Fig. 12. スギ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ強度の累積頻度

Cumulative frequency of bending strength of sugi (*Cryptomeria japonica*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

L50 JAS (Average), L80 JAS (Average): 機械等級区分 L50、L80 ラミナに求められる曲げ強度の平均値 Average value of bending strength required for L50 and L80 grade of sawn lumber.

L50 JAS (Lower limit), L80 JAS (Lower limit): 機械等級区分 L50、L80 ラミナに求められる曲げ強度の下限値 Lower limit value of bending strength for L50 and L80 grade of sawn lumber.

その他の試験体については、FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7 のいずれも、区分される等級の JAS 基準値の平均値を満たした。

以上の結果から、今回実験を行ったフィンガー長さ 6.3 ～ 6.7 mm の FJ 試験体は JAS で定められる基準値をほぼ満たしており構造用集成材用のラミナとして利用できる強度性能を有することが示された。特に、1 刃あたりの送り量を 0.50 mm/knife に調整して加工した場合、高い曲げ強度が求められる強度等級 L140 のラミナについても基

準を満足できることが示された。一方、フィンガー長さ 3.7 mm の FJ 試験体は、エゾマツではフィンガー長さ 17 mm、6.3 mm の FJ 試験体と同程度の曲げ強度を示したが、スギ、ヒノキでは他の長さの FJ 試験体に比べて曲げ強度が低く、またヒノキの Egm14 (L140 相当) では下限値を満たさない試験体が半数程度見られた。このことから、FJ-3.7 を構造用集成材用のラミナとしての利用するのは現状では難しいと考えられる。

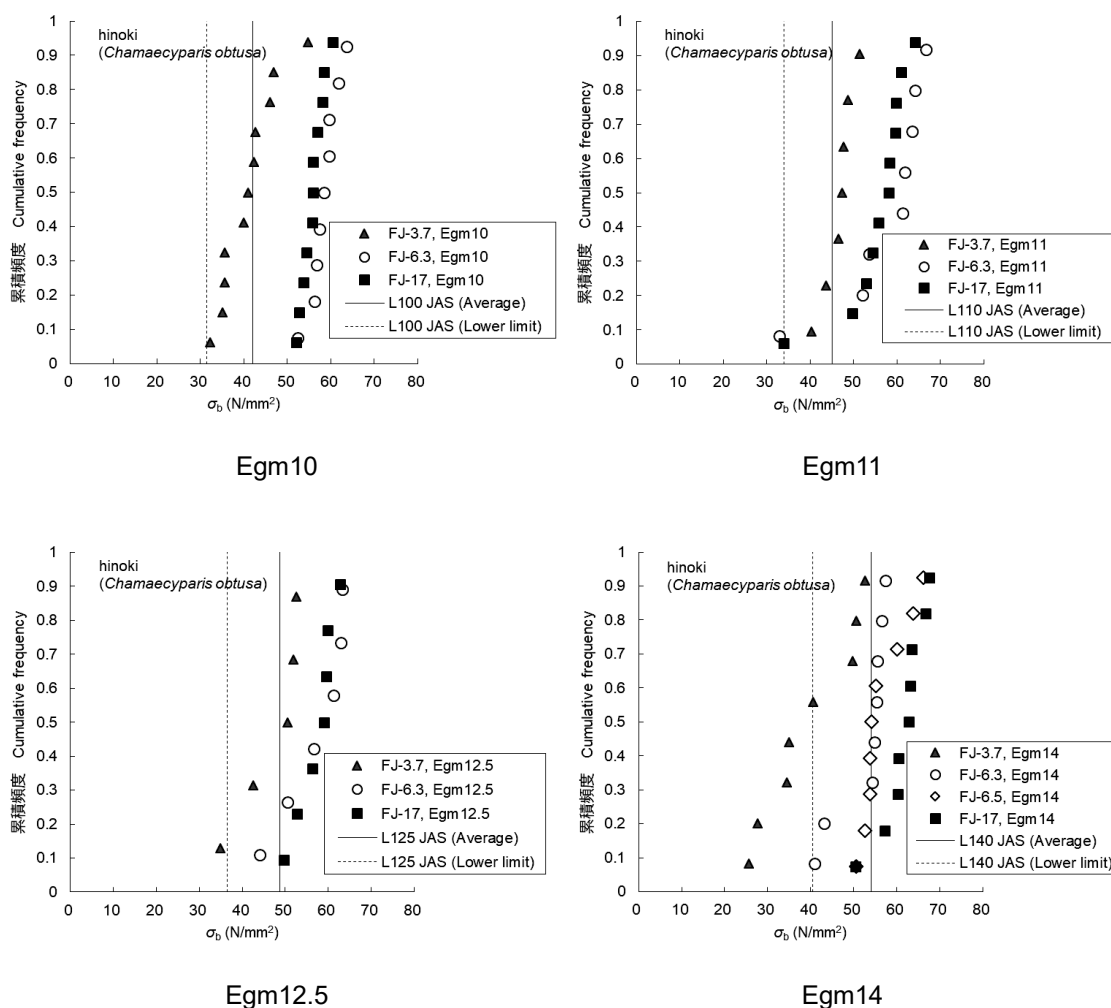


Fig. 13. ヒノキ FJ 試験体 (FJ-17、FJ-6.3、FJ-3.7、FJ-6.5) の曲げ強度の累積頻度

Cumulative frequency of bending strength of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7, FJ-6.5)

σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

L100 JAS (Average), L110 JAS (Average), L125 JAS (Average), L140 JAS (Average): 機械等級区分 L100、L110、L125、L140 ラミナに求められる曲げ強度の平均値 Average value of bending strength required for L100, L110, L125 and L140 grade of sawn lumber.

L100 JAS (Lower limit), L110 JAS (Lower limit), L125 JAS (Lower limit), L140 JAS (Lower limit): 機械等級区分 L100、L110、L125、L140 ラミナに求められる曲げ強度の下限値 Lower limit value of bending strength for L100, L110, L125 and L140 grade of sawn lumber.

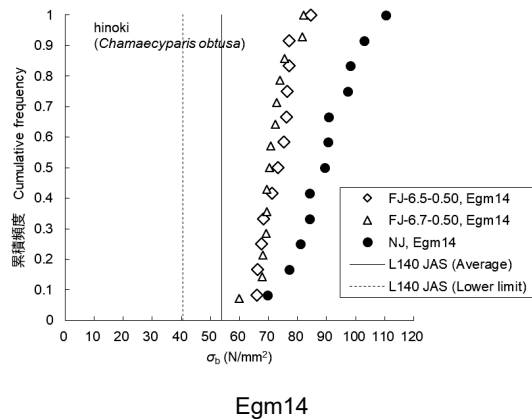


Fig. 14. ヒノキ NJ 試験体および FJ 試験体 * (FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50) の曲げ強度の累積頻度
Cumulative frequency of bending strength of hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) NJ and FJ* specimens (FJ-6.5-0.50, FJ-6.7-0.50)

σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

L140 JAS (Average): 機械等級区分 L140 ラミナに求められる曲げ強度の平均値 Average value of bending strength required for L140 grade of sawn lumber.

L140 JAS (Lower limit): 機械等級区分 L140 ラミナに求められる曲げ強度の下限値 Lower limit value of bending strength for L140 grade of sawn lumber.

* 加工時の 1 刃あたりの送り量 Feed per knife = 0.50 mm/knife

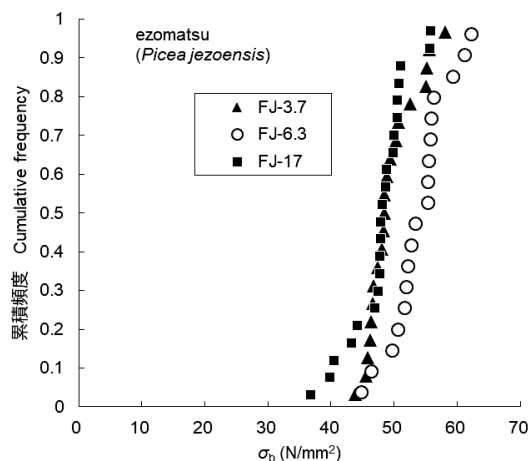


Fig. 15. エゾマツ FJ 試験体 (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7) の曲げ強度の累積頻度
Cumulative frequency of bending strength of ezomatsu (*Picea jezoensis*) FJ specimens (FJ-17, FJ-6.3, FJ-3.7)

σ_b : 曲げ強度 Bending strength.

5. まとめ

スギ、ヒノキ、エゾマツの 3 樹種について、異なるフィンガーカッターを用いてフィンガー長さ 17 mm、6.3 mm、3.7 mm のフィンガージョイント (FJ) 試験体を作製し、それらの曲げ強度特性を調べた。ヒノキについては、さらにフィンガー長さ 6.5、6.7 mm の FJ 試験体を作製し、その曲げ強度特性を調べた。これらの試験結果から以下のことが明らかになった。

1) スギについては、Egm05、Egm08 とともに、フィンガー長さ 17mm、6.3mm の FJ 試験体の曲げ強度に差は見られなかった。一方、3.7mm はこれらよりも曲げ強度が低かった。

2) ヒノキについては、Egm10、Egm11、Egm12.5 では 17mm と 6.3mm の曲げ強度に差は見られなかったが、Egm14 では 6.3mm のほうがわずかに低い値となった。6.5mm に加工した場合、17mm と同等の曲げ強度が得られた。接着面積の増加が要因として考えられた。一方、3.7mm はこれらよりも曲げ強度が低かった。

3) ヒノキの Egm14 については、フィンガー長さを 6.5 mm、6.7 mm と長くすることにより、曲げ強度がわずかに向上した。また、送り速度を低くし、1 刃あたりの送り量を 0.50 mm/knife とすることで曲げ強さが大きく向上した。

4) エゾマツについては、スギ、ヒノキでの結果と異なり、17mm、6.3mm、3.7mm の曲げ強度は同程度で、本実験に用いたフィンガー形状においては、フィンガー長さの影響は見られなかった。

以上の結果から、フィンガーの形状の各要素に関して適正な値をとり、さらに 1 刃あたりの送り量について適切な値をとることによって、フィンガー長さ 6.3 mm、6.5 mm、6.7 mm の FJ 試験体はフィンガー長さ 17mm の FJ 試験体と同程度の曲げ強さが得られ、集成材の JAS で示されるラミナの曲げ強さの基準値を満足できることが明らかになった。

今後の検討課題としては、各 FJ 材の引張り、圧縮強度特性を明らかにすること、ベイマツなど密度の高い樹種についても FJ 材の強度特性を明らかにすること、工場の製造ラインで作製した FJ 材の強度特性を明らかにすること、フィンガー長さの短い FJ でたて継ぎされたひき板を用いて作製した集成材の強度特性を明らかにすることが挙げられる。また、1 刃あたりの送り量等、FJ の加工条件が FJ の形状、スカーフ面の粗さ、加工面の状態といった加工性状に及ぼす影響、それらと強度との関係についても明らかにする必要があると考えられる。

謝 辞

本研究は、兼房株式会社と森林総合研究所との共同研究「マイクロフィンガージョイントによる構造用たて継ぎ材の開発と評価に関する研究」、国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト「マ

イクロフィンガージョイントによる高効率型木材接着接合技術の開発（課題番号 201114）」により実施した。

株式会社オーシカよりレゾルシノール系樹脂をご提供いただいた。ここに感謝の意を表する。

最後に、兼房株式会社 西尾悟氏（故人）には、本研究の立案、推進にあたり多大なるご助言、ご協力を賜った。この場を借りて深くお礼申し上げる。

引用文献

- 有馬 孝禮 (1984) フィンガージョイント縦継ぎ木材の現状と技術的課題. 木材工業, 39(10), 473-478
- 海老原 徹 (1984) 工場生産されたラミナのフィンガージョイント ラミナの性能試験. 日本木材学会大会研究発表要旨集, 34, p.308
- 藤本 清彦・平松 靖・野田 康信・加藤 英雄・長尾 博文・宮武 敦・松岡 秀尚・小西 浩和・西川 祥子 (2018) 寸法型式の異なるスギ枠組壁工法用部材のフィンガージョイント加工 (第 1 報) 加工条件が加工精度および消費電力に及ぼす影響. 木材工業, 73(2), 58-64
- Fujimoto, K., Hiramatsu, Y., Kojima, M., Ogawa, K., Suesada, H., Takase, R. and Suzuki, K. (2019) Effect of Cutting Condition on Cutting Energy and Accuracy in Processing Micro Finger Joints. Proceedings of International Wood Machining Seminar, 24, 291-296
- 平松 靖・土屋 敦・藤本 清彦・西尾 悟・宮武 敦・新藤 健太・宇京 齊一郎・林 知行 (2021) フィンガー長さ 3.5 mm のフィンガージョイントでたて継ぎしたスギ材の曲げ、引張り強度特性. 木材工業, 76, 54-59
- 堀江 秀夫 (1984) 構造用フィンガージョイント材の実現に向けて (1) 一基本的なフィンガージョイント工法の性質について. 林産誌だより, 7, 11-14
- 堀江 秀夫・倉田 久敬 (1982) フィンガージョイント材 (F・J 材) の強度性能 (第 3 報). 林産試月報, 363, 1-7
- 堀江 秀夫・倉田 久敬 (1984) 構造用フィンガージョイント材の強度性能 (第 1 報). 林産試験場研究報告, 73, 1-33 (1984)
- 堀江 秀夫・倉田 久敬・石井 誠 (1986) 構造用フィンガージョイント材の強度性能 (第 2 報). 林産試験場研究報告, 76, 45-71
- 星 通 (1978) ミニフィンガージョイントの形状と性能 (3). 林業試験場木材部資料, 52-8, 1-17
- 星 通・千葉 保人 (1973) ミニフィンガージョイントの形状と性能. 木材工業, 28(8), 355-357
- 星 通・千葉 保人 (1976) ミニフィンガージョイントの形状と性能 II. 木材工業, 31(8), 343-345
- 生田 晴家・永田 貞明・宮島 寛 (1975) 4 mm フィンガージョイントの圧縮圧と曲げ性能について. 日本木材学会北海道支部講演集, 7, 20-24
- Marian, J.E. (1968) A new procedure for wood finger-jointing and its principles. Holz als Roh-und Werkstoff, 26 (2), 41-45
- Marian, J.E. (1969) Method of forming finger joints. U.S. Patent 3, 480, 054. Nov. 25
- 宮島 寛・生田 晴家 (1976) 13 mm フィンガージョイントの接合性能に関する研究. 北海道大学農学部演習林研究報告, 33(1), 167-200
- 森 徹・今泉 勝吉 (1957) 12. 建築用集成木材に関する研究 (第 9 報) スカーフの傾斜と引張強さとの関係. 日本建築学会研究報告, 39, 45-50
- 農林水産省 (2019) 令和元年 6 月 27 日農林水産省告示第 475 号 集成材の日本農林規格
- 大野 英克・亀山 雄擗・鈴木 寿幸・吉田 佳右・松本 かほる・石栗 太・横田 信三・飯塚 和也・吉澤 伸夫 (2010a) ラミナ特性や断面構成が同等の曲げヤング係数を有する異樹種異等級構成集成材の曲げ性能に及ぼす影響. 木材学会誌, 56 (3), 72-181
- 大野 英克・亀山 雄擗・鈴木 寿幸・吉田 佳右・松本 かほる・石栗 太・横田 信三・飯塚 和也・吉澤 伸夫 (2010b) 同等の曲げヤング係数を有する針葉樹異樹種異等厚構成積層材の曲げ性能. 木材学会誌, 56(3), 189-196
- Rao S, Meng G, Chui Y. H. and Mohammad M. (2012) Effect of geometric parameters of finger joint rofile on ultimate tensile strength of single finger-joined boards. Wood and Fiber Science, 44(3), 1-8
- Selbo M. L. (1963) Effect of joint geometry on tensile strength of finger joints. Forest Products Journal, 13(9), 390-400
- (財) 日本住宅・木材技術センター (1983) 技術開発推進事業報告書, たて接合部材開発, 昭和 58 年 3 月
- (財) 日本住宅・木材技術センター (1984) 技術開発推進事業報告書, たて接合部材開発, 昭和 59 年 3 月
- (財) 日本住宅・木材技術センターたて接合委員会 (1985) 構造用たてつぎ木材の製造基準 (案) について. 木材工業, 40(4), 175-181

Bending strength properties of finger-jointed sugi, hinoki and ezomatsu lumber with different finger lengths

Yasushi HIRAMATSU^{1)*}, Atsushi TSUCHIYA²⁾, Kiyohiko FUJIMOTO³⁾, Seiichiro UKYO⁴⁾,
Atsushi MIYATAKE¹⁾, Kenta SHINDO¹⁾ and Tomoyuki HAYASHI⁵⁾

Abstract

In this study, the bending strength properties of finger-jointed (FJ) sugi (*Cryptomeria japonica*), hinoki (*Chamaecyparis obtusa*), and ezomatsu (*Picea jezoensis*) lumber having finger lengths of 17, 6.3, and 3.7 mm were investigated. Additionally, the bending strength properties of the hinoki FJ lumber with finger lengths of 6.5 and 6.7 mm were investigated. The following results are obtained. (1) There was no difference in the bending strength of the sugi FJ lumber with finger lengths of 17 and 6.3 mm. (2) No difference was observed in the bending strength of 17- and 6.3-mm hinoki FJ lumber composed of sawn lumbars with a bending Young's modulus of less than 14 kN/mm². For FJ lumbars composed of sawn lumber with a bending Young's modulus of 14 kN/mm² or more, the bending strength of FJ lumber with finger length of 6.3 mm was slightly lower than that of FJ lumber with finger length of 17 mm; however, the bending strength of FJ lumber with finger lengths 6.5 and 6.7 mm was equivalent to that of FJ lumber with finger lengths of 17 mm. If finger pitch is the same, the longer the finger length is, the larger the adhesive area; thus, it is considered that the bending strength of 6.5- and 6.7-mm FJ lumber is higher than that of 6.3-mm FJ lumber for larger adhesive area. Additionally, by setting the feed per knife during cutting to 0.50 mm, the bending strength of FJ lumber with finger lengths of 6.5 and 6.7 mm was significantly improved. (3) The bending strength for both sugi and hinoki FJ lumber with the finger length of 3.7 mm was low. (4) For ezomatsu, the bending strength of 17-, 6.3-, and 3.7-mm-length FJ lumber was the same.

Key words : finger joint, bending strength, glued laminated timber, cross laminated timber, dimension lumber, lamina, lumber

Received 31 May 2021, Accepted 27 September 2021

1) Department of Wood-Based Materials, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Kanefusa Corporation

3) Department of Wood Properties and Processing, FFPRI

4) Department of Wood Engineering, FFPRI

5) Research Institute for Sustainable Humanosphere, Kyoto University

* Department of Wood Properties and Processing, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; E-mail: yash@ffpri.affrc.go.jp

論文 (Original article)

¹³⁷Cs concentration observational errors in bark and wood caused by partial sampling from tree stems contaminated by the Fukushima nuclear accident

Shinta OHASHI ^{1),*}, Katsushi KURODA ¹⁾, Takeshi FUJIWARA ²⁾ and Tsutomu TAKANO ³⁾

Abstract

Long-term monitoring of radiocesium (¹³⁷Cs) contaminations in the bark and wood caused by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in 2011 requires partial sampling from a standing tree without felling it. Because ¹³⁷Cs distributions within the bark and wood are assumed not to be uniform, it is necessary to understand the observational errors in ¹³⁷Cs concentration caused by partial sampling and to check the validity of this method. The objectives of this study are to examine 1) the circumferential distributions of ¹³⁷Cs concentration in the bark and wood and 2) the observational errors in ¹³⁷Cs concentration determined via partial sampling compared with bulk (felling) sampling. The circumferential distributions were investigated by dividing the tree stems collected in 2015 into eight directional segments (four segments for small trees). The relative standard deviations of the ¹³⁷Cs concentration among the directions (the mean of all trees) were 34% and 13% for the bark and wood, respectively. The patterns of the circumferential distributions were not biased toward a specific direction and were not species-dependent. Partial sampling was achieved by collecting bark pieces (3 cm × 3 cm) from four directions and wood cores (12 mm in diameter) from 1–2 directions during the period of 2016–2020. The observational errors caused by the partial sampling were estimated to be approximately 38% and 8%–18% for the bark and wood, respectively, and were considered random (unsystematic). These results indicate that, for example, to estimate the mean value of the ¹³⁷Cs concentration in the bark in a forest stand with the same accuracy as the bulk sampling with $n = 3$, n for the partial sampling should be increased to 6–8.

Key words : Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, radiocesium, circumferential distribution, increment core

1. Introduction

Radiocesium (¹³⁷Cs) derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FDNPP) accident has been transferred into the stem wood of trees from foliage and bark surfaces (Masumori et al. 2015, Nishikiori et al. 2015, Wang et al. 2016, 2018) or from soil via roots (Komatsu et al. 2017). Accurate and prolonged monitoring of ¹³⁷Cs concentrations in the bark and wood of tree stems is critically important to make appropriate plans for forest management and wood use in radioactively contaminated areas. To obtain data concerning the ¹³⁷Cs concentration that is representative of an individual tree, bark samples should be collected from the entire circumference of the stem, and wood samples should be collected as disks by felling the tree (Photos 1a and 1b). However, because such bulk sampling decreases the number of trees and disturbs the environment in a forest stand, it is not suitable for decades-long monitoring programs. Partial sampling of bark and wood from a standing tree using a chisel

and an increment borer, respectively (Photos 1c and 1d), is required for sustainable monitoring. However, it is necessary to determine any observational errors caused by such partial and small-amount sampling. Accordingly, it is also essential to understand the variation in the vertical and circumferential distributions of the ¹³⁷Cs concentration in tree stems. Because the vertical distribution has been reported in several studies (Ohashi et al. 2014, 2020, Masumori et al. 2015, Ogawa et al. 2016, Yoschenko et al. 2017), we focus here on the circumferential distribution.

A few studies have investigated the circumferential distribution in stem wood (Mahara et al. 2014, Hirano et al. 2016). The data from these studies indicate that the relative standard deviation (RSD) of the ¹³⁷Cs concentration among four or eight evenly divided directions of a tree stem was approximately 10%–50% in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) and konara oak (*Quercus serrata*) trees collected in 2012 (Mahara et al. 2014) and konara oak trees collected

Received 28 June 2021, Accepted 7 October 2021

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

2) Forest Bio-Research Center, FFPRI

3) Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI

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



Photo 1. Sampling of (a) bark from the entire circumference of a tree stem, (b) a wood disk, (c) a bark piece, and (d) a wood core.

in 2014 (Hirano et al. 2016). On the other hand, the circumferential distribution in bark has not been reported for trees affected by the FDNPP accident. Even though studies on the circumferential distribution in the bark are scarce for the trees affected by the Chernobyl Nuclear Power Plant (ChNPP) accident, one study showed that the RSD of the ^{137}Cs concentration in bark among four directions of a tree stem was 33%–47% at some sites even nearly 30 years after the accident (Cosma et al. 2016). Therefore, the circumferential distributions in bark and wood are assumed to be highly heterogeneous in some individual trees. To reduce the ^{137}Cs concentration observational errors associated with partial sampling from a tree stem, it is crucial to determine whether there is a tendency for the ^{137}Cs concentration to be high in a specific direction and whether the presence or absence of such a tendency differs among tree species. Additionally, it is also important to determine whether there is a correlation between the circumferential distributions in bark and wood (i.e., whether the ^{137}Cs concentration in wood is high in the same direction that the concentration in bark is high) to understand the characteristics of ^{137}Cs contamination in tree stems.

In addition to heterogeneities in the circumferential distribution of ^{137}Cs , the shape of a core sample likely affects ^{137}Cs concentration observational errors in the stem wood.

Because the radial distribution of the ^{137}Cs concentration in the stem wood is often heterogeneous (e.g., Mahara et al. 2014, Ohashi et al. 2014, 2020), stem wood should be sampled as a circular sector in cross-section. However, because the shape of a core is columnar, sampling with an increment borer extracts too much wood from near the pith. This may result in an underestimation of ^{137}Cs concentration in the stem wood in some cases because the concentration tends to be lower on the pith side than on the bark side (Mahara et al. 2014, Ohashi et al. 2014, 2020). Therefore, it is necessary to check whether there is a systematic error in the ^{137}Cs concentration in wood cores compared with that in wood disks.

In this study, we investigated the circumferential distributions of ^{137}Cs concentration in stem bark, sapwood, and heartwood collected in 2015 and examined 1) the variability of concentration among different directions, 2) the presence of a directionality that is common among individual trees, and 3) the correlation between the stem parts. Additionally, we investigated the ^{137}Cs concentrations in partial samples collected without felling trees and those in bulk samples collected by felling trees in the period of 2016–2020. Finally, we discuss the validity of partial sampling for a long-term monitoring survey of ^{137}Cs concentrations in a forest.

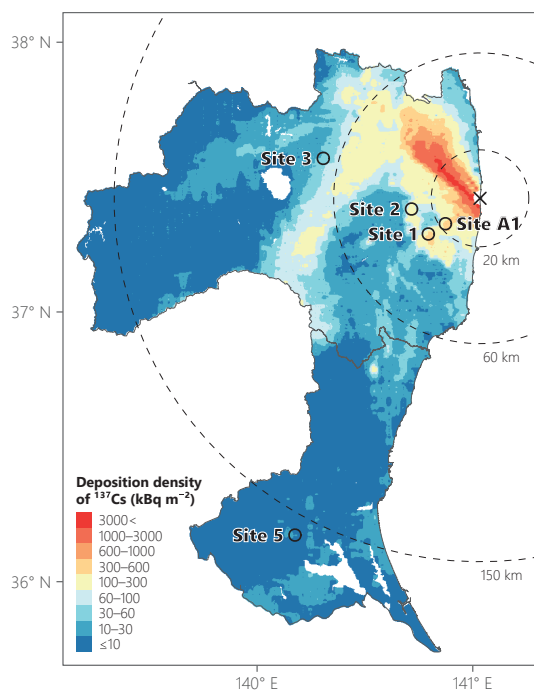


Fig. 1. Locations of the sampling sites and deposition density of ^{137}Cs (as of December 28, 2012) in Fukushima and Ibaraki Prefectures, Japan.

Open circles indicate sampling sites, and a cross mark indicates the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. Data on the deposition density were provided by MEXT (2013).

2. Materials and Methods

2.1 Samples for investigating the circumferential distribution of ^{137}Cs

Samples were collected from sites 1 and 2 (Kawauchi Village, Fukushima Prefecture, Japan; Fig. 1) in August, 2015. Three individuals each of 47-year-old cedar (*Cryptomeria japonica* [L.f.] D.Don), 30-year-old cypress (*Chamaecyparis obtusa* [Siebold et Zucc.] Endl.), and 30-year-old oak (*Quercus serrata* Murray) at site 1 and 61-year-old cedar at site 2 were selected from three different diameter classes, i.e., large (L), medium (M), and small (S) diameters. The diameter at breast height (DBH) of each tree is shown in Fig. 2. Before felling the trees, the north (magnetic north) sides of the tree stems were marked with a permanent marker and the stems near breast height were wrapped in tarpaulin to prevent ^{137}Cs contamination by litter and soil. Then, the stem disks were collected from the stems near breast height after felling the trees using a chain saw, and the magnetic north direction was again marked on the upper side of each disk. Later, during data processing, the ordinal directions of the stem disks were determined by assuming a magnetic declination of -7.5° at the sampling sites.

To divide the disk into eight directions, we drew lines on the disk surface, making the center angle of each circular sector 45° (here we treated the pith as the center), except in

the cases of two small-diameter trees. The disks of the small-diameter trees, the M- and S-sized oaks from site 1, were divided into four directions. The wood disks were split using a bandsaw after collecting bark samples from each direction using a chisel. Each split disk sample was further divided into sapwood and heartwood using a chisel and a hammer. Then, all samples were chipped using a cutting mill with a 6-mm sieve and oven-dried at 75°C for 48 h.

2.2 Samples for estimating the ^{137}Cs concentration observational errors via partial sampling

We compared the ^{137}Cs concentration in the stem wood determined from partial sampling (core sampling) with that determined from bulk sampling (disk sampling) to estimate the observational error. First, to check whether the observational error is affected by the number of cores collected from a tree, we investigated the ^{137}Cs concentration determined from a single core and that determined by averaging the concentrations of two cores. Three individuals each of 48-year-old cedar (*Cryptomeria japonica*; DBH = 20.7–33.1 cm), 31-year-old cypress (*Chamaecyparis obtusa*; DBH = 14.9–20.6 cm), and 31-year-old oak (*Q. serrata*; DBH = 9.4–12.3 cm) grown at site 1 were used for this investigation. Wood cores were collected from two directions (180° opposite) on each tree stem at a height of 1 m using a 12-mm-diameter increment borer in August 2016. After the core sampling, the trees were felled with a chain saw, and wood disks were collected from near the locations where the cores were collected. After separating the wood samples into sapwood and heartwood, the core and disk samples were chipped using a cutting mill with 2-mm and 6-mm sieves, respectively.

Second, to check the observational error caused by the partial sampling that we expected to use in practice, we investigated the ^{137}Cs concentration in the stem wood determined from two cores roughly chipped using pruning shears instead of a cutting mill (i.e., the cores were less homogenized than cores chipped normally using a cutting mill). Using the same method previously described, core and disk samples were collected from six pines (*Pinus densiflora* Siebold et Zucc.) and three chestnuts (*Castanea crenata* Siebold et Zucc.) at site A1 (Kawauchi Village, Fukushima Prefecture, Japan) in August 2017 and 2019. The trees were approximately 50 years old and had DBH values of 17.9–38.1 cm. The samples were separated into sapwood and heartwood. Here, two cores collected from different directions on the same tree were treated as a single sample and chipped into semicircles with a thickness of 1–2 mm using pruning shears, while the disk samples were processed in the same way as described previously.

The observational error of the ^{137}Cs concentration in the bark determined from partial sampling (piece sampling)

was also investigated by comparing it with that determined from bulk sampling (entire circumference sampling). Twelve pines (*P. densiflora*) and nine chestnuts (*Castanea crenata*) at site A1; six cedars (*Cryptomeria japonica*), three pines (*P. densiflora*), and three oaks (*Q. serrata*) at site 3 (Otama Village, Fukushima Prefecture, Japan); and three cypresses (*Chamaecyparis obtusa*) at site 5 (Ishioka City, Ibaraki Prefecture, Japan) were used for this investigation. The trees were approximately 50 years old and had DBH values of 16.6–38.1 cm. In July–September of 2017–2020, we collected bark pieces (approx. 3 cm in the axial and tangential directions) from four directions (approx. 90° apart from each other) of each tree stem at a height of 1 m using a 3-cm-wide chisel and a hammer. We then felled the trees and collected bark from the entire circumference of the tree stems using the same method as in the monitoring survey by the Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI; Kuroda et al. 2013). The bark pieces collected from different directions on the same tree were treated as a single sample and cut into approximately 5-mm pieces in the axial and tangential directions using pruning shears, while the bark samples collected from the entire circumference were chipped using a cutting mill with a 6-mm sieve.

The samples were oven-dried at 75 °C for 48 h, and the sample weights were converted to that dried at 105 °C by multiplying by 0.98 for the bark samples and by 0.99 for the wood samples (Ohashi et al. 2017).

2.3 Radioactivity measurements

The samples were packed into 2-L or 0.7-L Marinelli containers (MAX-Y20 or MAX-Y07, Sugiyama-gen, Tokyo, Japan), U-8 containers (No. 3-20, Umano Kagaku Youki, Osaka, Japan), or #737 containers (Kartell, Milan, Italy) depending on the sample amount. The radioactivity of ¹³⁷Cs in the sample was determined via gamma-ray spectrometry with a high-purity Ge detector (GEM20, GEM40, or GWL-120, ORTEC, Oak Ridge, TN). Peak efficiency calibrations for the Marinelli, U-8, and #737 containers were done using standard sources: MX033MR, MX033U8PP (Japan Radioisotope Association, Tokyo, Japan), and EG-ML (Eckert & Ziegler Isotope Products, Valencia, CA), respectively. Each measurement was continued until the counting error dropped to 5% or less; however, for some wood core samples with small amounts and low ¹³⁷Cs concentrations, we allowed an error of up to 10%. For measurements combining the well-type Ge detector (GWL-120) and the #737 container, the gamma-ray self-absorption was corrected by assuming that the bulk densities of the samples were the same as that of the standard source (Ohashi et al. 2021).

2.4 Estimation of ¹³⁷Cs concentration observational errors via partial sampling

To evaluate the difference between the ¹³⁷Cs concentrations determined from partial sampling (X) and those determined from bulk sampling (Y), the mean absolute percentage error (MAPE) was calculated according to the following equation:

$$\text{MAPE} = \frac{100}{n} \sum_{k=1}^n \left| \frac{X_k - Y_k}{Y_k} \right|$$

where n is the number of samples.

Because not only X but also Y contains the observational error (at least the error caused by the radioactivity measurement), we estimated the observational error in X by simulating MAPE with the assumption that the observational error in Y was 5% (counting error of the radioactivity measurement). The simulation was done by generating 100,000 random numbers from a normal distribution (mean = 100, standard deviation = 5) for Y and 100,000 random numbers from the normal distribution (mean = 100, standard deviation = σ) for X using R version 4.0.4 (R Core Team 2021). Various values of σ were tested sequentially to search for the optimum value that derives the nearest MAPE to the observed MAPE. We determined the optimum value of σ to be the observational error in X .

3. Results and Discussion

3.1 Circumferential distribution of ¹³⁷Cs

The circumferential distributions of the ¹³⁷Cs concentration in the bark, sapwood, and heartwood collected in 2015 are shown in Fig. 2. The mean RSD values of the ¹³⁷Cs concentration among the directions were 34%, 14%, and 12% in the bark, sapwood, and heartwood, respectively. The relatively large RSD in the bark is likely due to the heterogeneous deposition of accident-derived ¹³⁷Cs (Tanaka et al. 2013), the non-uniform removal of ¹³⁷Cs by stemflow with preferential flow paths (Imamura et al. 2017a), and the random exfoliation of bark via aging and weathering. The RSD values in the sapwood and heartwood observed in this study are relatively small compared with previous studies that showed an approximately 10%–50% RSD among the directions (Mahara et al. 2014, Hirano et al. 2016).

The RSD of the ¹³⁷Cs concentration among the directions did not vary significantly among the tested species and between the sites. Even though the ¹³⁷Cs concentration in the bark showed biases in the circumferential distributions in some trees (e.g., the M-size cedar, L-size cypress, and L-size oak at site 1 and L-size cedar at site 2), the directions with high ¹³⁷Cs concentrations were not the same for all trees. In contrast to our

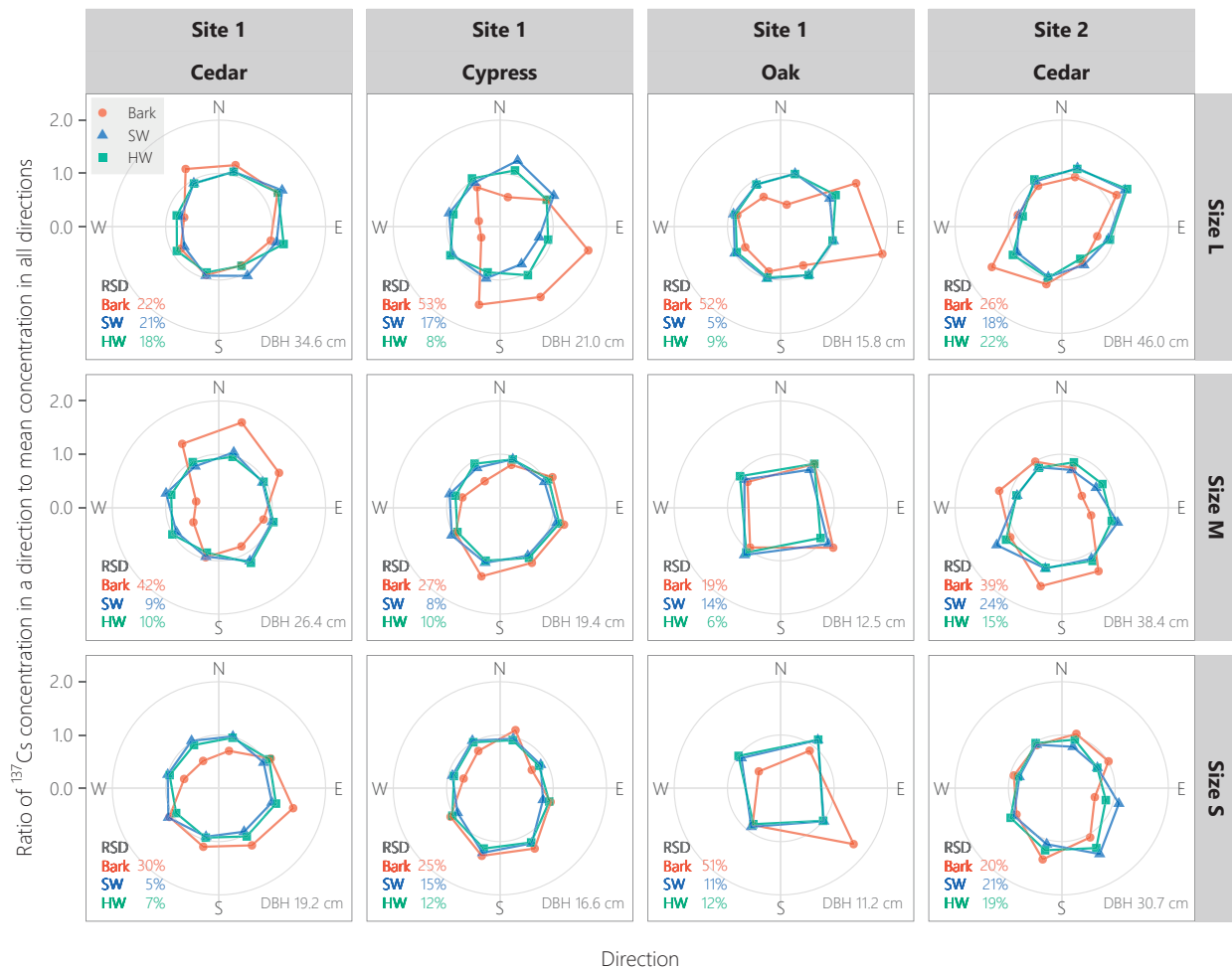


Fig. 2. Circumferential distributions of the ^{137}Cs concentrations in the bark and wood disk samples in 2015.

SW sapwood, HW heartwood, RSD relative standard deviation (among the directions), DBH diameter at breast height

results, Mahara et al. (2014) reported that ^{137}Cs concentration in the stem wood of an oak (*Q. serrata*) collected in 2012 was high in the direction facing the wind direction during the main ^{137}Cs deposition event. They inferred that such anomalous directionality may appear in deciduous tree species such as oak, which did not absorb ^{137}Cs via their leaves in 2011, and predicted that this directionality would soon disappear as a consequence of the transport and diffusion of ^{137}Cs . Therefore, directionality might have also existed at our study sites shortly after the accident; however, four years after the accident, we could not find any evidence of directionality. The relatively small RSD in this study also indicates that the circumferential distribution of ^{137}Cs concentration in the stem wood may have been homogenized with time. Similarly, directionality was not found in oaks (*Q. petraea*) contaminated by the ChNPP accident 24 years after the accident (Kilic 2012).

Although there was no common directionality in the ^{137}Cs concentration among the trees, there was a spatial autocorrelation in the ^{137}Cs concentration within a tree stem. The difference in the ^{137}Cs concentrations between two adjacent directions tended to be smaller than between two opposite

directions in all stem parts (bark, sapwood, and heartwood) (Fig. 3). This fact indicates that sampling from more than one direction of a tree stem should be done by collecting samples from parts apart from each other to obtain representative data of an individual tree, especially for the bark, which showed a relatively large RSD of ^{137}Cs concentration in the circumferential direction.

Correlations in the circumferential distribution patterns of the ^{137}Cs concentration between the stem parts (bark, sapwood, and heartwood) were checked using the Pearson product-moment correlation coefficient (Fig. 4). There was no correlation between the distribution patterns in the bark and those in the sapwood ($R = 0.180$, $p \geq 0.05$). Even though it has been shown experimentally that Cs can be absorbed from bark surface and transferred to sapwood (Wang et al. 2016, 2018), we assumed that ^{137}Cs absorption through bark had not occurred dominantly since 2012 because dissolved ^{137}Cs on tree surfaces, which is thought to be absorbed by trees, decreased drastically during 2011 (Nishikiori et al. 2015). The lack of a correlation between the bark and the sapwood appears to support this assumption. However, there was a weak

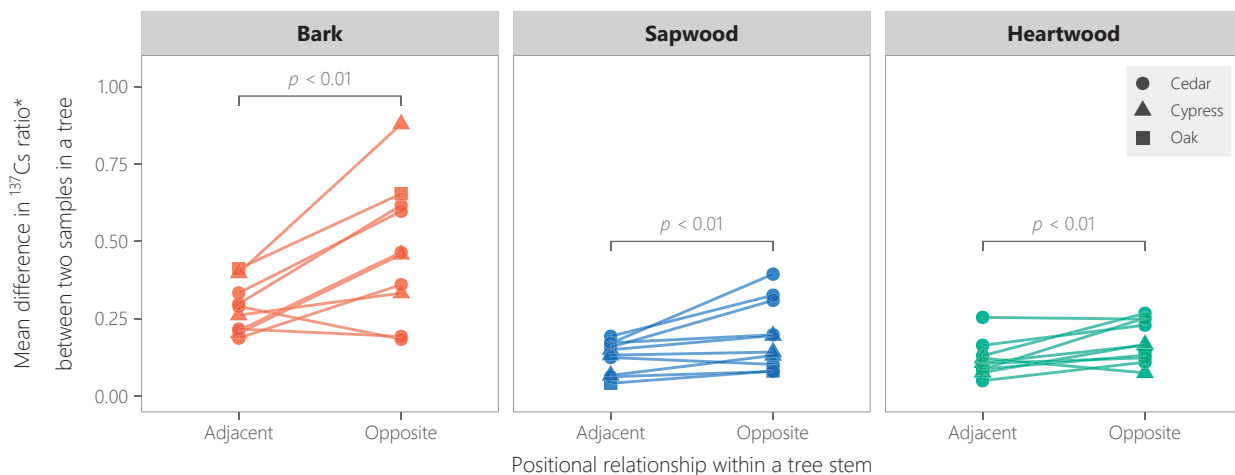


Fig. 3. The difference in ^{137}Cs ratio* between two directions within a tree stem in 2015.

* Ratio of ^{137}Cs concentration in a direction to mean concentration in all directions (the same variable with the y-axis of Fig. 2). The trees of which stems were divided into eight directions were analyzed ($n = 10$). Each point shows a mean difference in the ^{137}Cs ratio between two directions (eight combinations for adjacent position and four combinations for opposite position) in a tree. p -values indicate the significance level of the left-tailed, paired t -test.

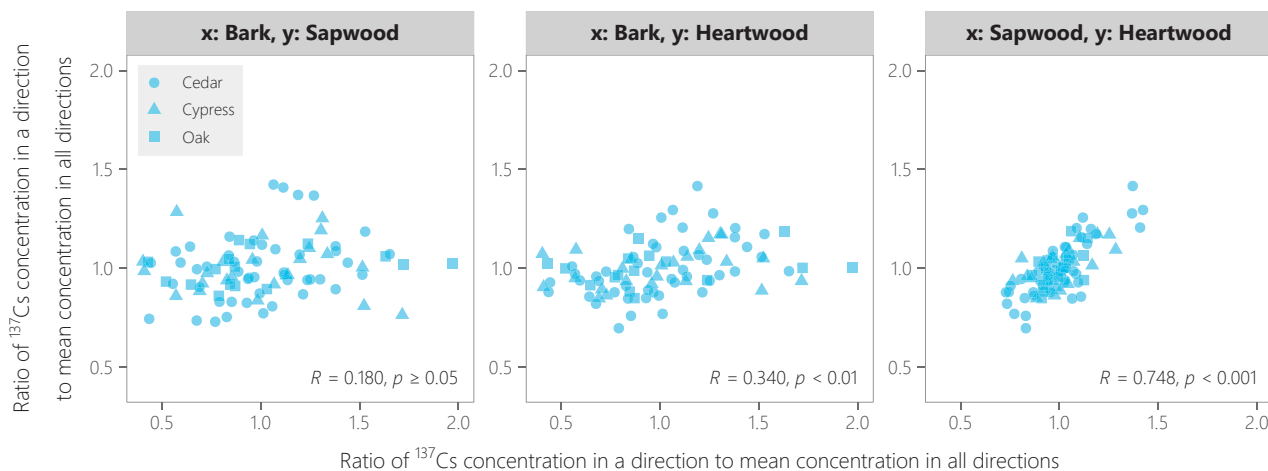


Fig. 4. Correlation of the circumferential distribution patterns of the ^{137}Cs concentration between the stem parts in 2015.

correlation between the distribution patterns in the bark and those in the heartwood ($R = 0.340$, $p < 0.01$), implying that ^{137}Cs might have been transferred intensively from the bark surface to the stem wood in 2011 and remained somewhat in the heartwood. Such a “memory effect” in the heartwood was also suggested in our previous study comparing the ^{137}Cs and ^{133}Cs distributions in tree stems collected in 2014 (Ohashi et al. 2020). However, the correlation between the bark and the heartwood is thought to become weaker with time as the formation of new heartwood and the diffusion of ^{137}Cs in the heartwood proceeds. Lastly, there was a strong correlation between the distribution patterns in the sapwood and those in the heartwood ($R = 0.748$, $p < 0.001$). This strong correlation indicates that ^{137}Cs transfer in stem wood is likely to be more dominant in the radial direction than in the circumferential (tangential) direction, probably owing to the existence of ray (Kuroda et al. 2020).

3.2 ^{137}Cs concentration observational error via partial sampling

The ^{137}Cs concentration in the sapwood determined via partial sampling (core sampling) had a one-to-one correspondence with that determined via bulk sampling (disk sampling) in 2016, regardless of the number of cores collected from a tree (Fig. 5a). Because the ratio of the ^{137}Cs concentration in the core to the disk was 1.00 on average (Fig. 5b), we determined that there was no systematic error in the ^{137}Cs concentration in the sapwood core. However, the ratio in the heartwood was 1.10 on average and its 95% confidence interval ranged to values greater than 1.00 (Fig. 5b), showing that there was a positive systematic error (overestimation) in the ^{137}Cs concentration in the heartwood core. This result is contrary to our assumption that there can be a negative systematic error (underestimation) in the ^{137}Cs concentration in the inner part (heartwood) of a wood core because the core contains too much wood near the pith, in which the ^{137}Cs

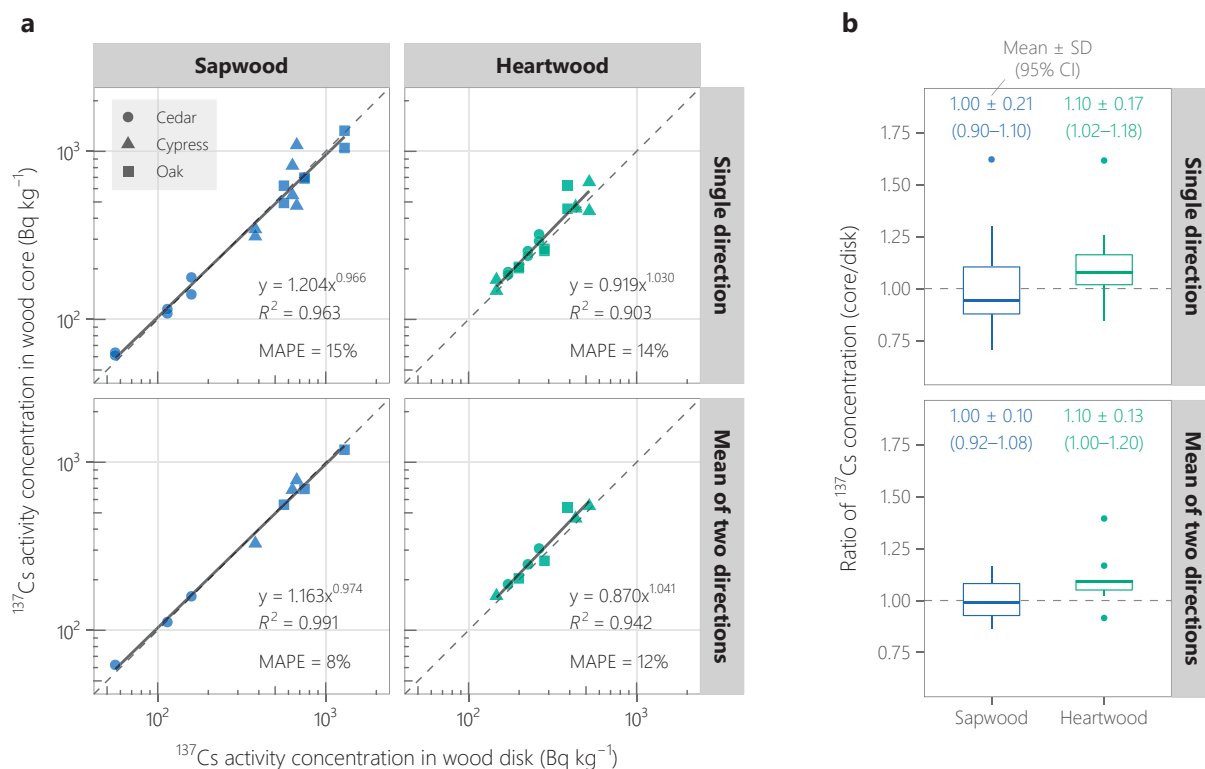


Fig. 5. Comparison of the ^{137}Cs concentrations in the wood disk and core samples (single direction or the mean of two directions) in 2016.

The disk and core samples were chipped using a cutting mill with 6-mm and 2-mm sieves, respectively.

MAPE mean absolute percentage error, SD standard deviation, CI confidence interval

concentration is relatively low in many cases (e.g., Mahara et al. 2014, Ohashi et al. 2014, 2020). However, there are some cases in which the ^{137}Cs concentration in wood near the pith is higher than that on the outer side (Ogawa et al. 2016, Ohashi et al. 2020). Therefore, we might have collected samples from such trees in 2016 by chance because there was no systematic

error in the ^{137}Cs concentration in the heartwood cores in the period of 2017–2019 (Fig. 6). Unfortunately, the species dependency of the systematic error is difficult to discuss in this study because of the small sample size and the uncertainty in estimating the ^{137}Cs concentration in heartwood from the partial sampling remains. Nevertheless, because the radial distribution

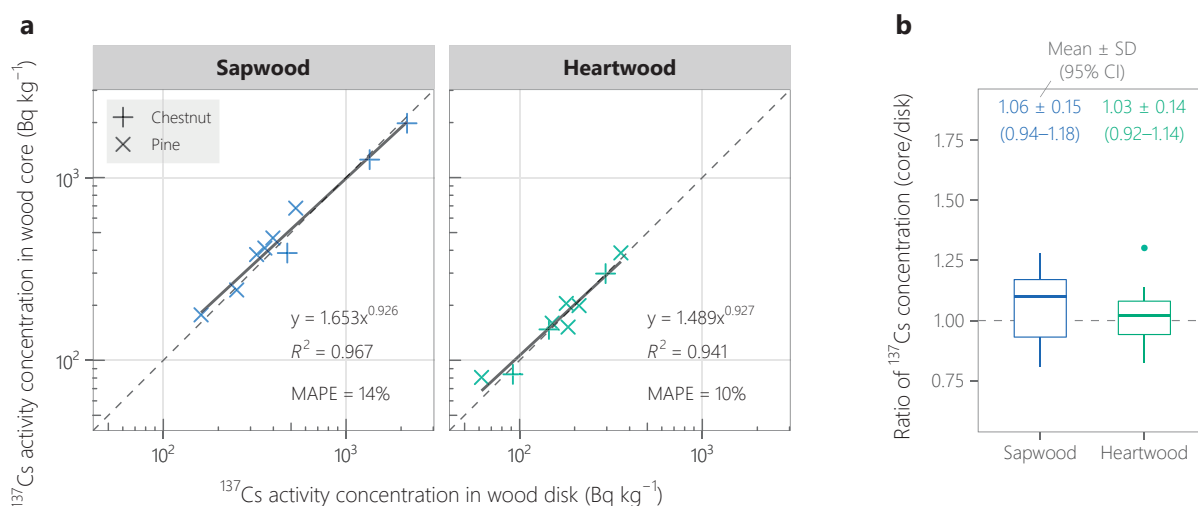


Fig. 6. Comparison of the ^{137}Cs concentrations in the wood disk and core samples (mean of two directions) in the period of 2017–2019

The disk samples were chipped using a cutting mill with a 6-mm sieve, and the core samples were roughly chipped using pruning shears.

MAPE mean absolute percentage error, SD standard deviation, CI confidence interval

of the ^{137}Cs concentration in heartwood is presumed to become homogeneous with time following an accident (Ogawa et al. 2016), we expect that the uncertainty is smaller or negligible in recent samples (e.g., samples collected 10 years after the accident).

The MAPEs of the ^{137}Cs concentration in the sapwood and heartwood determined from a single core were 14%–15%, and the observational errors were estimated to be 16%–18%. These errors likely arose from the variability of the ^{137}Cs concentration in the circumferential direction because they are similar to the mean RSD of the ^{137}Cs concentration among the directions (12%–14%, as described in Section 3.1). When averaging the ^{137}Cs concentrations in two cores (directions), the observational errors decreased to 8%–14%. This is consistent with the theoretical error in the mean value for two directions, approximately 12%, which can be calculated using the law of error propagation and by assuming an observational error of 17% (16%–18%, as mentioned above) (i.e., $\sqrt{17^2 + 17^2} \div 2$). Therefore, the reduction in the ^{137}Cs concentration observational error when increasing the number of cores was demonstrated well in this study. In the case of increasing the number of cores to 4, 8, and 16, the observational error is expected to be reduced to 9%, 6%, and 4%, respectively (Table 1).

There was no systematic error in the sapwood and heartwood ^{137}Cs concentrations determined from the two cores that were roughly chipped using pruning shears (Fig. 6). The observational errors were estimated to be 12%–17%, slightly

larger than those in the concentrations determined from two normally chipped cores (8%–14%) but smaller than those in the concentrations determined from a single normally chipped core (16%–18%). Therefore, this relatively simple method using two roughly chipped cores appears to be reasonable for radioactivity measurement and smaller observational errors than using a single normally chipped core, as well as taking less time for sample processing than chipping cores with a cutting mill.

The ^{137}Cs concentration in the bark determined from the partial sampling (piece sampling) also had a one-to-one correspondence with that determined from the bulk sampling (sampling from the entire circumference), and no systematic error was observed in the period of 2017–2020 (Fig. 7); however, the observational error was estimated to be 38%, showing that the random error is relatively large. This error is considerably larger than the theoretical error in the mean value

Table 1. Estimates of the observational error in the ^{137}Cs concentration determined via partial sampling of bark and wood from a tree stem.

Part	Number of partial samples per tree				
	1	2	4	8	16
Bark	76%	54%	38%	27%	19%
Wood	17%	12%	9%	6%	4%

The estimates were calculated using the law of error propagation and assuming that observational error via sampling bark pieces (3 cm × 3 cm) from four directions is 38% and that via sampling a wood core (diameter 12 mm) from a single direction is 17%.

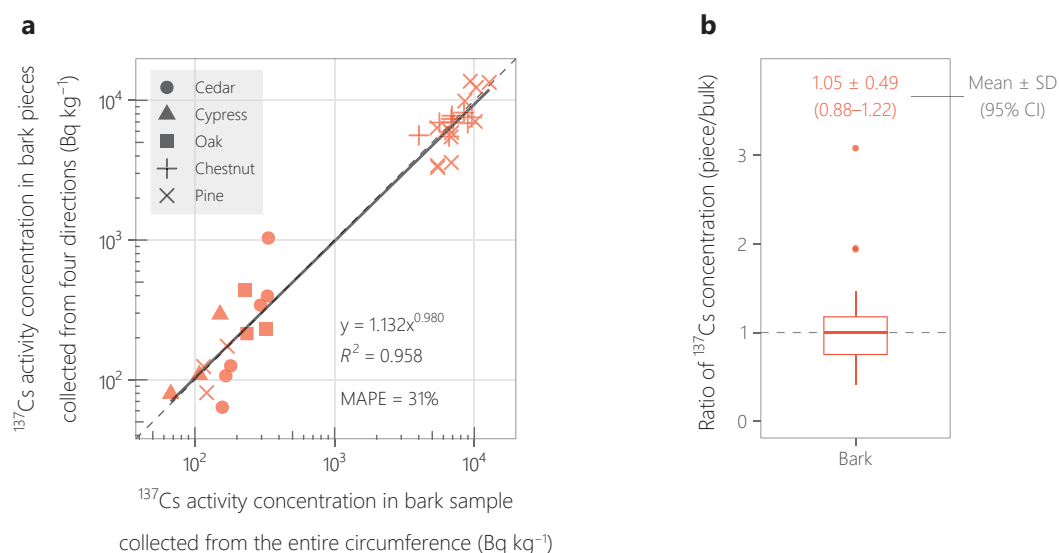


Fig. 7. Comparison of the ^{137}Cs concentrations in the bark samples collected from the entire circumference and from four directions of the tree stems in the period of 2017–2020.

The samples collected from the entire circumference were chipped using a cutting mill with a 6-mm sieve, and the samples collected from four directions were cut into approximately 5-mm pieces in the axial and tangential directions using pruning shears.

MAPE mean absolute percentage error, SD standard deviation, CI confidence interval

Table 2. Sample size (number of sample trees) required to achieve the same relative standard error of the ¹³⁷Cs concentration in an investigation in which the observational error in the ¹³⁷Cs concentration is 5% and the sample size is 3.

RSD among trees ¹⁾ (%)	RSE ²⁾ (%)	Observational error in ¹³⁷ Cs concentration				
		10%	15%	20%	30%	40%
0	3	12	27	48	108	192
5	4	7	15	25	55	98
10	6	5	8	12	24	41
20	12	4	4	6	9	14
30	18	3	4	4	6	8
40	23	3	3	4	5	6
50	29	3	3	3	4	5

1) Relative standard deviation of the ¹³⁷Cs concentration among trees within a forest stand.

2) Relative standard error of the mean value of the ¹³⁷Cs activity concentration within a forest stand when the observational error in the ¹³⁷Cs concentration is 5% and the sample size is 3.

for four directions, 17%, calculated by assuming that the RSD of the ¹³⁷Cs concentration in the bark among the directions was 34%, from the results in Section 3.1 (i.e., $\sqrt{34^2 \times 4} \div 4$). This gap is most likely due to the small piece sizes (3 cm × 3 cm). Therefore, to reduce the ¹³⁷Cs concentration observational error in bark determined via partial sampling, it is necessary to increase the size of the bark pieces collected. If it is difficult to increase the size, increasing the number of bark pieces will also reduce the observational error. For example, the observational error is estimated to be reduced to 27% when bark pieces are collected from eight directions (Table 1).

3.3 Sampling strategy

The partial sampling of bark and wood from a standing tree was demonstrated to increase the observational error (which is considered random and unsystematic) of the ¹³⁷Cs concentration compared with bulk sampling from a felled tree. Whether this increase in the observational error is acceptable or not depends on the objective of a study. For example, in a case where the objective is to estimate the ¹³⁷Cs concentration in the bark or wood of a single tree, the concentration should be determined from bulk sampling with a felled tree, or if it is difficult to fell the tree, determined via partial sampling with a large number of bark pieces or wood cores from the tree (Table 1).

In contrast, in a case where the objective is to estimate the mean value of the ¹³⁷Cs concentration in a forest stand, the estimation error (i.e., the standard error) increased by partial sampling from the trees can be canceled or even become smaller by increasing the number of sample trees (the sample size). The sample size for partial sampling required to achieve the same relative standard error as bulk sampling depends on the sample size, the observational error of the ¹³⁷Cs concentration in the bulk sampling, and the RSD of the ¹³⁷Cs concentration among the trees in the forest stand. Here, based on the monitoring survey conducted by FFPRI from 2011 to 2016 (Kuroda et al. 2013, Imamura et al. 2017b, Ohashi

et al. 2017), we assumed a sample size of the bulk sampling of three, an observational error of the bulk sampling of 5% (the error caused by the counting error of the radioactivity measurement), and a RSD among the trees of roughly 30%–40% (Fig. S1). The sample size required for an observational error of 10%–20% (assuming the error caused by the partial sampling of the sapwood and heartwood from two directions) in this case was estimated to be 3–4 (Table 2). This is nearly the same sample size with bulk sampling, meaning that the partial sampling of stem wood is acceptable for estimating the mean value of the ¹³⁷Cs concentration in a forest stand without increasing the sample size compared with bulk sampling in this case. For another example, the sample size required for an observational error of 40% (assuming the error caused by the partial sampling of the bark) was estimated to be 6–8 (Table 2). Therefore, even though the observational error caused by partial sampling is relatively large, the mean value of the ¹³⁷Cs concentration in a forest can be estimated with the same accuracy as bulk sampling by increasing the sample size in a realistic range.

However, there are also limitations in partial sampling as well as bulk sampling. Frequent sampling of bark and wood from the same tree reduces transport pathways of water, photosynthate, and minerals, and might alter the ¹³⁷Cs concentration in the remaining stem parts, or results in tree death in the worst case. It is uncertain how many samples we can collect without affecting the tree significantly. Therefore, to sustain a monitoring program for decades by partial sampling, it would be better to change sample trees every year within a forest stand and assign enough time interval to trees for bark regeneration after sampling.

Acknowledgments

We would like to thank Dr. Akira Kagawa and Dr. Koichi Yamamoto for their great assistance with sampling and sample preparations. We also thank the Center for Forest Restoration and Radioecology of FFPRI for performing the radioactivity

measurement. This study was financially supported by the Forestry Agency of Japan.

References

- Cosma, C., Iurian, A. R., Incze, R., Kovacs, T. and Žunić, Z. S. (2016) The use of tree bark as long term biomonitor of ^{137}Cs deposition. *J. Environ. Radioact.*, 153, 126–133.
- Hirano, T., Kobayashi, T., Takahashi, T. Onda, Y. and Saito, S. (2016) Immobilisation of radiocesium in stemwood and the effect of the removal treatment of organic horizon. *J. Jpn. Soc. Reveget. Tech.*, 42, 128–133, (in Japanese with English abstract and captions).
- Imamura, N., Levia, D. F., Toriyama, J., Kobayashi, M. and Nanko, K. (2017a) Stemflow-induced spatial heterogeneity of radiocesium concentrations and stocks in the soil of a broadleaved deciduous forest. *Sci. Total Environ.*, 599–600, 1013–1021.
- Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S. and Takano, T. (2017b) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Sci. Rep.*, 7, 8179.
- Kilic, O. (2012) Biomonitoring of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{232}Th , and ^{238}U using oak bark in Belgrade Forest, Istanbul, Turkey. *Nucl. Technol. Radiat. Prot.*, 27, 137–143.
- Komatsu, M., Hirai, K., Nagakura, J. and Noguchi, K. (2017) Potassium fertilisation reduces radiocesium uptake by Japanese cypress seedlings grown in a stand contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear accident. *Sci. Rep.*, 7, 15612.
- Kuroda, K., Kagawa, A. and Tonosaki, M. (2013) Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *J. Environ. Radioact.*, 122, 37–42.
- Kuroda, K., Yamane, K. and Itoh, Y. (2020) Radial movement of minerals in the trunks of standing Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. Don) trees in summer by tracer analysis. *Forests*, 11, 562.
- Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H. and Kumata, A. (2014) Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.*, 4, 7121.
- Masumori, M., Nogawa, N., Sugiura, S. and Tange, T. (2015) Radiocesium in stem, branch and leaf of *Cryptomeria japonica* and *Pinus densiflora* trees: cases of forests in Minamisoma in 2012 and 2013. *J. Japanese For. Soc.*, 97, 51–56, (in Japanese with English abstract).
- MEXT (Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology) (2013) Results of deposition of radioactive cesium of the sixth airborne monitoring survey and airborne monitoring survey outside 80 km from the Fukushima Dai-ichi NPP, <https://emdb.jaea.go.jp/emdb/en/portals/b1020201/>, (accessed 2021-03-30).
- Nishikiori, T., Watanabe, M., Koshikawa, M. K., Takamatsu, T., Ishii, Y., Ito, S., Takenaka, A., Watanabe, K. and Hayashi, S. (2015) Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident. *Sci. Total Environ.*, 502, 611–616.
- Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., Yokota, K., Arai, S., Ito, H., Kumata, A. and Yoshida, H. (2016) Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *J. Environ. Radioact.*, 161, 51–57.
- Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, A., Nakai, W. and Takano, S. (2014) Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *J. Environ. Radioact.*, 134, 54–60.
- Ohashi, S., Kuroda, K., Takano, T., Suzuki, Y., Fujiwara, T., Abe, H., Kagawa, A., Sugiyama, M., Kubojima, Y., Zhang, C. and Yamamoto, K. (2017) Temporal trends in ^{137}Cs concentrations in the bark, sapwood, heartwood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016. *J. Environ. Radioact.*, 178–179, 335–342.
- Ohashi, S., Kuroda, K., Fujiwara, T. and Takano, T. (2020) Tracing radioactive cesium in stem wood of three Japanese conifer species 3 years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Wood Sci.*, 66, 44.
- Ohashi, S., Akama, A., Ikeda, S. and Hoshino, D. (2021) 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. *Bull. FFPRI*, 20, 135–145, (in Japanese with English abstract).
- R Core Team (2021) R: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Tanaka, K., Sakaguchi, A., Kanai, Y., Tsuruta, H., Shinohara, A. and Takahashi, Y. (2013) Heterogeneous distribution of radiocesium in aerosols, soil and particulate matters emitted by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: Retention of micro-scale heterogeneity during the migration of radiocesium from the air into ground and river systems. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 295, 1927–1937.
- Wang, W., Hanai, Y., Takenaka, C., Tomioka, R., Iizuka, K. and Ozawa, H. (2016) Cesium absorption through bark of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). *J. For. Res.*, 21,

251–258.

- Wang, W., Takenaka, C., Tomioka, R. and Kanasashi, T. (2018) Absorption and translocation of cesium through Konara oak (*Quercus serrata*) bark. J. For. Res., 23, 21–27.
- Yoschenko, V., Takase, T., Konoplev, A., Nanba, K., Onda, Y., Kivva, S., Zheleznyak, M., Sato, N. and Keitoku, K. (2017) Radiocesium distribution and fluxes in the typical *Cryptomeria japonica* forest at the late stage after the accident at Fukushima Dai-Ichi Nuclear Power Plant. J. Environ. Radioact., 166, 45–55.

Supplementary data

Supplementary data can be found at

<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/461/461toc-en.html>

Fig. S1. Relative standard deviation (RSD) of the ¹³⁷Cs activity concentration in bark, sapwood, and heartwood among trees within a forest stand observed in the monitoring data from 2011 to 2016. *Circles* indicate the mean RSD values in each sampling year, and *error bars* indicate their 95% confidence intervals (*n* of the trees in the forest stand = 3; *n* of the forest stands = 7–9). The monitoring data were provided in the studies of Kuroda et al. (2013), Imamura et al. (2017b), and Ohashi et al. (2017). The species contained in the data are cedar (*Cryptomeria japonica*), cypress (*Chamaecyparis obtusa*), pine (*Pinus densiflora*), and oak (*Quercus serrata*).

福島原発事故で汚染された樹幹からの部分的なサンプリングによって生じる 樹皮および材中の ^{137}Cs 濃度の観測誤差

大橋 伸太^{1)*}、黒田 克史¹⁾、藤原 健²⁾、高野 勉³⁾

要旨

福島第一原子力発電所事故によって汚染した樹皮や材の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度を長期的にモニタリングするためには、試料は樹木を伐倒せずに立木から部分的に採取することが望ましい。しかし、樹皮や材中の ^{137}Cs の分布は均一ではないと想定されるため、部分的なサンプリングによる観測誤差を明らかにし、その妥当性を確認する必要がある。本研究では、樹皮および材の ^{137}Cs 濃度の樹幹円周方向の分布を明らかにするとともに、部分的なサンプリングによる樹皮および材の ^{137}Cs 濃度の観測誤差を明らかにすることを目的とした。2015 年に伐採した樹幹を 8 方位 (一部 4 方位) に分割して求めた ^{137}Cs 濃度の円周方向分布には、樹皮と材でそれぞれ平均 34% と 13% の相対標準偏差があったが、特定の方位への偏りや樹種依存性は見られなかった。2016 年以降に樹幹から部分的にサンプリングした試料 (樹皮は 3 cm × 3 cm のピース × 4 方向、材は直径 12 mm のコア × 1-2 方向) から求めた ^{137}Cs 濃度には、樹皮と材でそれぞれ約 38% と約 8-18% の観測誤差があると推計され、いずれも偶然誤差だと考えられた。例えばこの部分的なサンプリングによって ^{137}Cs 濃度の林分平均値を伐倒サンプリング (観測個体数 3) と同程度の精度で推定するためには、樹皮の場合は観測個体数を 6-8 に増やす必要があることがわかった。

キーワード：福島第一原子力発電所事故、放射性セシウム、円周方向分布、成長錐コア

原稿受付：令和 3 年 6 月 28 日 原稿受理：令和 3 年 10 月 7 日

1) 森林総合研究所 木材加工・特性研究領域

2) 森林総合研究所 森林バイオ研究センター

3) 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 木材加工・特性研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

論文 (Original article)

細根の深さは
土壌から植物へのセシウム 137 とセシウム 133 の移行の違いに影響する清野 嘉之^{1)*}、赤間 亮夫¹⁾

要旨

土壌から植物へのセシウム 137 (2011 年福島原発事故で放出された ^{137}Cs) の移行の予測に自然物のセシウム 133 (^{133}Cs) の分布が利用できる。しかし、土壌の深さに沿った ^{137}Cs と ^{133}Cs の分布が異なる場合、養分吸収にかかわる細根の深さによって植物体に移行する ^{137}Cs 量と ^{133}Cs 量の関係が変わる可能性がある。そこで、2013 ~ 2017 年に福島県で 10 種の食用野生植物を採取し、土壌から新芽 (シダ植物は幼葉) への ^{137}Cs の面移行係数 (T_{ag}) と交換性 ^{133}Cs T_{ag} (新芽 ^{133}Cs 濃度 / 土壌中の交換性 ^{133}Cs 存在量) に及ぼす細根深の影響を調べた。 ^{137}Cs T_{ag} は交換性 ^{133}Cs T_{ag} と強い正の相関があったが、細根が深くまで分布する種では交換性 ^{133}Cs T_{ag} から推定されるより ^{137}Cs T_{ag} の値が小さくなる傾向があった。これは ^{133}Cs が鉱物由来で深い土壌に多いので、細根が深い種は深い土壌から ^{133}Cs を他種よりも多く吸収したためと考えられた。交換性 ^{133}Cs T_{ag} のみで ^{137}Cs T_{ag} を説明する単回帰モデル (調整済み $R^2 = 0.59$) と比べ、細根深を加えた 2 変数重回帰モデル (同 $R^2 = 0.82$) では説明力が向上した。植物体 ^{137}Cs 濃度の予測に交換性 ^{133}Cs T_{ag} を利用するとき、細根深の影響の考慮が重要である。

キーワード：面移行係数 (T_{ag})、深根性、山菜、福島第一原子力発電所事故、生活形、細根、浅根性

1. はじめに

2011 年の東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質のセシウム 137 (^{137}Cs) は、主に経根吸収と地上部に付着した Cs 降下物からの表面吸収により植物に移行する (Burger and Lichtscheidl 2018)。天然の鉱物中に存在するセシウム 133 (^{133}Cs) の植物への移行はほぼ経根吸収によるので、土壌から植物への ^{133}Cs の移行を調べることで、経根吸収を通じた ^{137}Cs の植物への移行を予測するときの手がかりが得られると考えられる。コシアブラでは堆積有機物層 (O horizon) から当年シュートに ^{133}Cs が移行し易い場合に ^{137}Cs も移行し易かった (清野ら 2019b)。しかし、 ^{137}Cs の多くが事故由来の降下物で山野の土壌表層にほぼ留まる (Imamura et al. 2017, 清野ら 2021a) のに対し、 ^{133}Cs はペグマタイトなど鉱物由来 (松田・田島 1962, Černý and Simpson 1978) のものが深い土層にも分布する。例えば、表層地質が花崗岩類 (産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015) のいわき市のワラビ群落で土壌中の交換性 ^{133}Cs 量は、地表から深さ 0.05 m までの土層と比べ、0.07 ~ 0.14 m の土層に 2.2 倍、0.14 ~ 0.19 m の土層に 2.9 倍存在した ($p < 0.001$, 清野ら 未発表)。また、長倉ら (2016) が調べた福島県の 4 つのスギ林中 3 つで、土壌中の交換性 ^{133}Cs 濃度は、表層 (地表から深さ 0.04 ~ 0.11 m まで) より深い土層の方が高かった。このように ^{137}Cs と ^{133}Cs で土層に沿った分布が異なる場

合、根の分布によって ^{137}Cs と ^{133}Cs の植物体への移行し易さが一致しない可能性がある。セシウムの吸収に影響すると考えられる土壌中の交換性カリウムなど (長倉ら 2016, Komatsu et al. 2017, Kanasashi et al. 2020) 他の条件が同じであれば、細根が深い土層に多い種 [例えば、ワラビ (清野ら 2021b)] では、細根が浅い土層に多い種と比べて、 ^{137}Cs の移行量が相対的に少なく、 ^{133}Cs の移行量が相対的に多いといったことが起きるであろう。

なお、生きた地上部に付着した Cs 降下物からの表面吸収により植物に移行した ^{137}Cs が植物体内に停滞し、経根吸収に由来する ^{137}Cs と区別できないことが懸念される。しかし、このことに関しては、植物体内での動きがセシウムと似ていると考えられるカリウムが、極めて動き易く新葉などの新しい組織に分布する (熊沢 1974) ことや、落葉期のカリウムは葉から枝への引き戻しが認められない (川名ら 1989) こと、さらに落ちた葉の中の ^{137}Cs 濃度が落葉前の葉の中の ^{137}Cs 濃度に比べてあまり低下していない (Tanaka et al. 2020) ことなどを考えると、植物体内ではセシウムの大部分は根から葉などの成長している部位に向かって一方向的な移動をすることが考えられるため、事故時に地上部において表面吸収された ^{137}Cs の多くは次第に落葉等によって体外に排出され、事故から数年を経過した時点では体内に存在している ^{137}Cs の大部分はその後に経根吸収された ^{137}Cs と仮定することは蓋然性

原稿受付：令和 3 年 2 月 5 日 原稿受理：令和 3 年 10 月 14 日

1) 元 森林総合研究所

* 連絡先 つくば市研究学園 7-27-10、E-mail アドレス：kiono8823@gmail.com

があると考えられる。

本研究では、細根の深さが土壌から植物体への ^{137}Cs の面移行係数(T_{ag})と ^{137}Cs T_{ag} に与える影響を評価するため、10種の植物について土壌から植物体への ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{137}Cs T_{ag} 、および細根深を調べた。この10種は、事故後の ^{137}Cs 濃度の経年的トレンドを調べた19種の食用野生植物(清野・赤間 2018)から、木本と草本、耐陰性種と陽性種、被子植物とシダ植物といった生活形や分類群の組み合わせがさまざまになるように選んだ。

2. 材料と方法

2.1 植物と土壌試料の採取

国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所が2011年に福島県の5つの森林に設けた固定調査区(双葉郡川内村三ツ石のスギ林、同金山のスギ林、安達郡大玉村のスギ林とアカマツ林、南会津郡只見町のスギ林)(Imamura et al. 2017)とその近隣の森林を調査地とし、10種の食用野生植物各1～7個体(群)(コシアブラ7、リョウブ2、タラノキ2、ハナйкаダ2、イタドリ2、ノコンギク2、ヨモギ2、ヤマドリゼンマイ2、ワラビ2、ゼンマイ1)から2013～2017年春に新芽(シダ植物は幼葉)を採取した(生重量で2.7～151 g)。コシアブラとリョウブ各1個体以外は有性繁殖を開始している成熟個体である。採取地の表層地質は川内村が花崗岩類、大玉村は火山岩屑、只見町は火山岩類である(産業技術総合研究所地質調査総合センター 2015)。

川内村三ツ石ではコシアブラ3個体について樹冠下で堆積有機物層を剥がした土壌表面から100 cc採土円筒(断面積0.002 m²、高さ0.05 m)で1点ずつ鉋質土壌を採取した。この3個体はそれぞれスギ林縁、林道の盛土法面上、落葉広葉樹林内に成立している。

2.2 植物体の ^{137}Cs 濃度の測定

採取した新芽は軽く水洗して土などを落とした後、水気を取って重量を測り、熱風乾燥機で乾燥(75℃、48時間以上)して再度重量を測った。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。乾燥させた新芽は中身がまんべんなく混ざるようにしてU-8容器に詰めた。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 ^{137}Cs 濃度を測定し、値を含水率0%当たりの濃度に換算した。計測の条件として ^{137}Cs の計数誤差は10%以内とした。計測時間は0.5～24時間であった。

2.3 生育地の地表から深さ0.05 mまでの土壌中の ^{137}Cs 存在量の推定

新芽の採取時、全ての採取個体の空間線量率[ADR, 地上高1 mの $\mu\text{Sv h}^{-1}$, シンチレーションサーベイメータ(TCS-172B, 日立アロカメディカル株式会社)を使用]を計測した。このADRを、ADRと森林の地表から深さ0.05 mまでの土壌中の ^{137}Cs 存在量(Soil ^{137}Cs inventory, kBq m⁻²)との関係の近似式:

$$\text{Soil } ^{137}\text{Cs inventory} = 269.95 \text{ ADR}^{1.48} \quad (R^2 = 0.6285) \quad (1) \quad (\text{清野ら 2019a 改変})$$

に代入し、採取個体の生育地の土壌表層の ^{137}Cs 量を推定した。本研究では2016年9月1日を基準日に ^{137}Cs 濃度を減衰補正した(後述)ので、ADRも2016年9月1日時点の値を次式で推定した:

$$\text{ADR}_{2016/9/1} = \text{EXP}[-0.000206 (\text{Days since 2016/9/1})] \text{ ADR}_{\text{measured date}} \quad (2)$$

ただし、 $\text{ADR}_{2016/9/1}$ は2016年9月1日のADR、Days since 2016/9/1は2016年9月1日からの日数、 $\text{ADR}_{\text{measured date}}$ は新芽を採取した日のADR。

(2)式は2016～2018年にADRが年1割弱低減する(清野ら 2019a)ことにもとづいて作成した経験式である。

2.4 植物体の ^{137}Cs 濃度の測定

^{137}Cs 濃度測定後の新芽から一部を取り出し、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検体の含水率を計測のうえ、硝酸+過酸化水素で試料に前処理を行ってICP-MS(環境リサーチ株式会社はiCAPQc, サーモフィッシャーサイエンティフィック株式会社、株式会社サンコー環境調査センターは7500ce, アジレント・テクノロジー株式会社)で ^{137}Cs 濃度を測定した。

2.5 生育地の地表から深さ0.05 mまでの土壌中の交換性 ^{137}Cs 存在量の測定と文献値からの算定

本研究における測定: 川内村三ツ石で採取した土壌3点は森林総合研究所で石や根を除いて細かく砕いて風乾し、全量重の測定後、一部を取って含水率(105℃、24時間)を計測した。土壌の一部を取って株式会社サンコー環境調査センターで検体の含水率(同)を再計測のうえ、酢酸アンモニウムで試料に前処理を行ってICP-MS(7500ce, アジレント・テクノロジー株式会社)で交換性 ^{137}Cs 濃度を測定した。土壌の含水率0%時の重量を100 cm³で除して、土壌の容積重(dry-g 100 cm³)を求めた。交換性 ^{137}Cs 濃度と容積重の積を地表から深さ0.05 mまでの土壌中の交換性 ^{137}Cs 量とし、土地面積比で単位面積当たりの量($\mu\text{mol m}^{-2}$)に換算した。3点の土壌のうち、スギ林縁のコシアブラの土壌の交換性 ^{137}Cs 値は隣接地のイタドリ1個体群の土壌の交換性 ^{137}Cs 値としても用いた。落葉広葉樹

林のコシアブラの土壌の交換性 ^{133}Cs 値は、近接する落葉広葉樹林のリョウブ 1 個体の土壌の交換性 ^{133}Cs 値としても用いた。

また、大玉村のアカマツ林のコシアブラ 1 個体の土壌の交換性 ^{133}Cs 値として、近接するアカマツ林に森林総合研究所が設けた固定調査区で 2016 年に採取し前処理を施して保存していた土壌 (地表から深さ 0.05 m まで) の値を利用した。この保存土壌について、川内村三ツ石の土壌 3 点と同様の方法で交換性 ^{133}Cs 濃度と容積重を計測し、土壌中の交換性 ^{133}Cs 量を算出した。

文献値からの算定: 森林総合研究所の固定調査区に近接する土地で採取した新芽については、固定調査区の土壌の交換性 ^{133}Cs 濃度 (長倉ら 2016) と容積重 (森林総合研究所 未発表資料) から生育地の土壌中の交換性 ^{133}Cs を算定した。川内村金山では地表から深さ 0.10 m までの土壌について求めた値をコシアブラ 1、ハナイカダ 2、ノコンギク 2、ヨモギ 2、ヤマドリゼンマイ 1、ワラビ 2、ゼンマイ 1 個体に適用した。大玉村ではスギ林の固定試験地の地表から深さ 0.11 m までの土壌の値をスギ林内と林縁のコシアブラ 1、リョウブ 1、タラノキ 2 個体に適用した。只見町では地表から深さ 0.10 m までの土壌の値をコシアブラ 3 個体、ヤマドリゼンマイ 1 個体に適用した。このように、本研究で採取した土壌は地表から深さ 0.05 m まで、文献値による場合は深さ 0.1 m ないし 0.11 m までと異なるが特に調整はしなかった。長倉ら (2016) のスギ 1 林分の例では土壌の深さ 0 ~ 0.04 m と 0.04 ~ 0.18 m で土壌の交換性 ^{133}Cs 濃度は後者で 1.8 倍高く、土壌の容積重も一般に深土で大きいことを考えると、今回用いた土壌の地表から深さ 0.05 m までの交換性 ^{133}Cs 量のうち長

倉ら (2016) を利用した分は、2 倍程度大きい値になっている可能性がある。

2.6 土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} の算出

土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} (Soil-to-young-shoot ^{137}Cs T_{ag} , $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$)、交換性 ^{133}Cs T_{ag} (Soil-to-young-shoot exchangeable ^{133}Cs T_{ag} , $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$) は次の 2 式で求めた。

$$\text{Soil-to-young-shoot } ^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}} = \text{Young-shoot } ^{137}\text{Cs concentration}/(\text{Soil } ^{137}\text{Cs inventory}) \quad (3)$$

$$\text{Soil-to-young-shoot exchangeable } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}} = \text{Young-shoot } ^{133}\text{Cs concentration}/(\text{Soil exchangeable } ^{133}\text{Cs inventory}) \quad (4)$$

ただし、Young-shoot ^{137}Cs concentration は新芽の ^{137}Cs 濃度 (Bq kg^{-1})、Soil ^{137}Cs inventory は地表から深さ 0.05 m までの土壌中の ^{137}Cs 存在量 (Bq m^{-2})、Young-shoot ^{133}Cs concentration は新芽の ^{133}Cs 濃度 ($\text{cmol}_\text{c} \text{kg}^{-1}$)、Soil exchangeable ^{133}Cs inventory は地表から深さ 0.05 m までの土壌中の交換性 ^{133}Cs 存在量 ($\text{cmol}_\text{c} \text{m}^{-2}$)。

なお、 T_{ag} の算出において ^{137}Cs が全量、 ^{133}Cs が交換性 ^{133}Cs 量であるのは操作上の便宜のためで、 ^{137}Cs T_{ag} の挙動を説明する要素の一つとして交換性 ^{133}Cs を使った。

2.7 植物の細根の深さの測定

新芽採取個体の根元の表土を掘り、根元から伸びる根のうち水や無機養分の吸収に働く根として太さ 2 mm 以下の根を数本選び、その先端まで土を掘り進め、根端の

Table 1. 10 種の食用野生植物における植物体と土壌のセシウム -137 (^{137}Cs) の諸数値

Amounts of cesium-137 (^{137}Cs) in plant tissues sampled from 10 edible wild-plant species and their surrounding soils.

Species Life form	Young-shoot ¹⁾ ¹³⁷ Cs concentration (a)		Soil ¹³⁷ Cs inventory ²⁾ (b)		Soil-to-young-shoot ¹³⁷ Cs T _{ag} (a/b)		n	Collection location Year
	Bq kg ⁻¹		kBq m ⁻²		m ² kg ⁻¹			
	Geomean	min–max	Geomean	min–max	Geomean	min–max		
<i>Chengiopanax sciadophylloides</i> Koshiabura, summer green tree	2627	200–16000	34	4.6–620	0.077	0.014–0.32	7	Tadami, Otama, and Kawauchi (Mitsuishi and Kanayama); 2015–2017
<i>Clethra barbinervis</i> Ryobu, summer green small tree	3015	2900–3100	64	11–360	0.047	0.085–0.26	2	Otama and Kawauchi (Mitsuishi), 2016
<i>Aralia elata</i> Taranoki, summer green shrub	1004	880–1100	15	10–23	0.067	0.051–0.088	2	Otama, 2013 and 2016
<i>Helwingia japonica</i> Hanaikada, summer green shrub	1377	1300–1500	176	140–230	0.008	0.0056–0.011	2	Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Fallopia japonica</i> var. <i>japonica</i> Itadori, summer green perennial	3172	1500–6800	859	570–1300	0.004	0.0026–0.0053	2	Kawauchi (Mitsuishi), 2013 and 2016
<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i> Nokon-giku, summer green perennial	128	100–160	74	55–99	0.002	0.0016–0.0019	2	Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i> Yomogi, evergreen perennial	85	56–130	74	55–99	0.001	0.0010–0.0013	2	Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> var. <i>fokiense</i> Yamadori-zenmai, summer green perennial	11064	2300–53000	27	8.4–87	0.41	0.27–0.61	2	Kawauchi (Kanayama), 2016 and Tadami, 2017
<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i> Warabi, summer green perennial	494	470–510	109	88–140	0.005	0.0035–0.0059	2	Kawauchi (Kanayama), 2013 and 2016
<i>Osmunda japonica</i> Zenmai, summer green perennial	4440	-	93	-	0.048	-	1	Kawauchi (Kanayama), 2016

1) シダ植物は幼葉。2) 地表から深さ 0.05 m までの土壌。

1) Soil-to-young leaf in ferns. 2) Soil to a depth of 0.05 m.

土壌深を測って平均して、個体の細根深とした。ただし、イタドリ (2 個体)、タラノキ (2 個体) ではこの測定を行わなかったため、生育環境条件が似た、同程度の大きさの茨城県の個体の細根深を測って代用した。

2.8 ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} 、細根深の関係解析

土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} 、細根深の関係を明らかにするため、3 者を対数変換し、 ^{137}Cs T_{ag} を目的変数として、交換性 ^{133}Cs T_{ag} のみで説明する単回帰式と、細根深を加えた 2 変数で説明する重回帰式を作成した。

本研究の ^{137}Cs 濃度値は全て 2016 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。 ^{137}Cs や ^{133}Cs の濃度や単位土地面積当たりの量、 T_{ag} の平均値は幾何平均値とした (Table 1)。これは、濃度の頻度分布が一般に対数正規分布で近似できること、本研究とは別に得たサンプル数の多い数種 (フキ $n = 69$ 、ゼンマイ $n = 26$ など) で得た ^{137}Cs の T_{ag} 値の頻度分布が対数正規分布で近似できた (清野ら 未発表) ことによる。種名は YList (米倉・梶田 2003-) に準拠した。

3. 結果

土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} (Table 1) は種によって異な

り、種の平均値は最小のヨモギと最大のヤマドリゼンマイで約 350 倍の違いがあった。一方、新芽の ^{133}Cs 濃度 (Table 2) の種の平均値も最低のヨモギと最高のヤマドリゼンマイで約 230 倍の違いがあり、土壌から新芽への交換性 ^{133}Cs T_{ag} (Table 2) の値は最小のヨモギと最大のヤマドリゼンマイで約 100 倍の違いがあった。

この ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} の間には強い正の相関 ($r = 0.809$) があり、両者の関係を近似した対数一次式は有意で、次の通りであった。

$$\ln (\text{Soil-to-young-shoot } ^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}) = -2.72 + 0.982 \ln (\text{Soil-to-young-shoot } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}) \quad (\text{adjusted } R^2 = 0.5900, p = 0.0057, n = 10) \quad (5)$$

ただし、Soil-to-young-shoot ^{133}Cs T_{ag} のデータ範囲は $0.032 \sim 3.3 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ である。

(5) 式を土壌から新芽への ^{137}Cs T_{ag} を予測するモデルとすると、(5) 式による予測値と実測値の関係 (Fig. 1) で細根深 (Table 2) の大きいワラビとゼンマイが破線の下側に片寄ってプロットされることから、この関係には細根深の影響も及んでいると考えられた。ワラビとゼンマイは他

Table 2. 10 種の食用野生植物における植物体と土壌のセシウム -133 (^{133}Cs) の諸数値と細根の深さ

Amounts of cesium-133 (^{133}Cs) in plant tissues sampled from 10 edible wild-plant species and their surrounding soils, and associated fine-root depths.

Species Life form	Young-shoot ¹⁾ ¹³³ Cs concentration (a)		Soil exchangeable ¹³³ Cs inventory ^{2), 3)} (b)			Soil-to-young-shoot exchangeable ¹³³ Cs T _{ag} (a/b)		<i>n</i>	Soil-to-young-shoot ¹³⁷ Cs T _{ag} / exchangeable ¹³³ Cs T _{ag}	Fine-root depth
cmol _c kg ⁻¹		μmol _c m ⁻²			m ² kg ⁻¹		m			
Geomean	min–max	Geomean	min–max		Geomean	min–max	Mean			
<i>Chengiopanax sciadophylloides</i> Koshiabura, summer green tree	0.023	0.0023–0.055	13	5–24	ab	0.18	0.025–0.50	7	0.44	0.05
<i>Clethra barbinervis</i> Ryobu, summer green small tree	0.020	0.0098–0.043	6.7	4–10	ab	0.30	0.22–0.42	2	0.15	0.05
<i>Aralia elata</i> Taranoki, summer green shrub	0.029	0.026–0.031	10	10–10	b	0.28	0.26–0.30	2	0.24	0.08 ⁴⁾
<i>Helwingia japonica</i> Hanaikada, summer green shrub	0.007	0.0067–0.0075	5.1	5–5	b	0.14	0.13–0.15	2	0.056	0.045
<i>Fallopia japonica</i> var. <i>japonica</i> Itadori, summer green perennial	0.006	0.0063–0.0065	9.0	9–9	a	0.071	0.070–0.073	2	0.052	0.06 ⁴⁾
<i>Aster microcephalus</i> var. <i>ovatus</i> Nokon-giku, summer green perennial	0.002	0.0017–0.0022	5.1	5–5	b	0.037	0.033–0.043	2	0.046	0.06
<i>Artemisia indica</i> var. <i>maximowiczii</i> Yomogi, evergreen perennial	0.002	0.0014–0.0020	5.1	5–5	b	0.032	0.027–0.039	2	0.036	0.07
<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> var. <i>fokiense</i> Yamadori-zenmai, summer green perennial	0.37	0.20–0.68	11	5–24	b	3.3	0.81–13	2	0.12	0.10
<i>Pteridium aquilinum</i> subsp. <i>japonicum</i> Warabi, summer green perennial	0.025	0.021–0.029	5.1	5–5	b	0.48	0.41–0.56	2	0.009	0.25
<i>Osmunda japonica</i> Zenmai, summer green perennial	0.12	-	5.1	-	b	2.4	-	1	0.020	0.16

検体の採取地と採取年は Table 1 と同じ。¹⁾ シダ植物は幼葉。²⁾ 地表から深さ 0.05 m までの土壌。³⁾ a 本研究。b 長倉ら (2016) の地表から深さ 0.10 ないし 0.11 m までの土壌の交換性 ^{133}Cs 値 (長倉ら 2016) を地表から深さ 0.05 m までの値として用いた。土壌の容積重は FFPRI 未発表資料による。⁴⁾ イタドリとタラノキの個体は細根の深さを測定せず、代わりに、生育環境条件が似た同程度の大きさの茨城県の個体を測定した。

Collection locations and years are provided in Table 1. ¹⁾ Soil-to-young leaf in ferns. ²⁾ Soil to a depth of 0.05 m, ³⁾ a, this study and b, Nagakura et al. (2016); soil exchangeable ^{133}Cs concentrations at soil depths of 0.10–0.11 m were used to represent a soil depth of 0.05 m; unpublished FFPRI soil bulk density data. ⁴⁾ Fine-root depth measurements were not obtained from *Fallopia japonica* or *Aralia elata* at the study site; measurements were taken from individuals with similar height and site conditions in Ibaraki Prefecture.

種と比べて $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}} / \text{交換性 } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ 比が小さかった (Table 2)。細根深は $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ とほぼ無関係 ($r = 0.058, p = 0.998, n = 10$)、交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ とは有意にならなかったが正の相関があった ($r = 0.566, p = 0.349, n = 10$)。 $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ を目的変数、交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ と細根深の2つを説明変数とする重回帰式は有意で、次の通りであった。

$\text{Ln}(\text{Soil-to-young-shoot } ^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}) = -7.24 + 1.39 \text{Ln}(\text{Soil-to-young-shoot } ^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}) - 2.00 \text{Ln}(\text{Fine-root depth})$ (adjusted $R^2 = 0.8242, p < 0.001, n = 10$) (6)

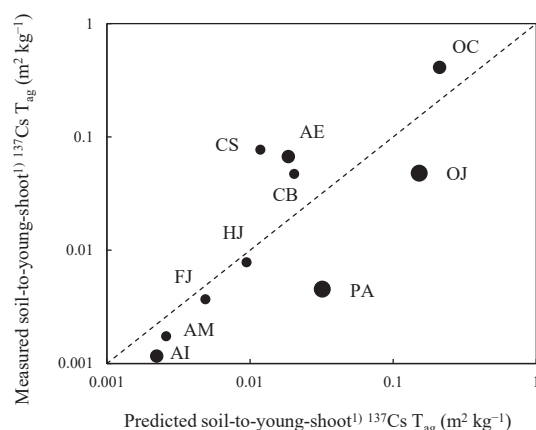


Fig. 1. 10種の食用野生植物における土壌から新芽へのセシウム-137の面移行係数 ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) の予測値と実測値の比較

Comparison of predicted and measured soil-to-young shoot cesium-137 aggregated transfer factor ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) values obtained from 10 edible wild-plant species.

交換性セシウム-133面移行係数 (交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) を説明変数とする回帰モデル。 $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ は新芽 ^{137}Cs 濃度 / 深さ 0 ~ 0.05 m 土壌の交換性 ^{133}Cs 存在量、 $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ は新芽 ^{137}Cs 濃度 / 深さ 0 ~ 0.05 m 土壌 ^{137}Cs 存在量。1) シダ植物は幼葉。細根深 ● 0.045 ~ 0.062 m、● 0.070 ~ 0.10 m、● 0.16 ~ 0.25 m。CS コシアブラ、CB リョウブ、AE タラノキ、HJ ハナイカダ、FJ イタドリ、AM ノコンギク、AI ヨモギ、OC ヤマドリゼンマイ、PA ワラビ、OJ ゼンマイ。破線は双方の値が同じである場合を示す。

Predictions were obtained from a regression model with cesium-133 aggregated transfer factor (exchangeable $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) as the sole explanatory variable. 1) Soil-to-young leaf in ferns. Exchangeable $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ and $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ are the ratios of young-shoot ^{133}Cs concentration/exchangeable ^{133}Cs inventory and young-shoot ^{137}Cs concentration/ ^{137}Cs inventory, respectively, to a soil depth of 0.05 m. Fine-root depths: ● 0.045–0.062 m; ● 0.070–0.10 m; ● 0.16–0.25 m. CS = *Chengiopanax sciadophylloides*; CB = *Clethra barbinervis*; AE = *Aralia elata*; HJ = *Helwingia japonica*; FJ = *Fallopia japonica* var. *japonica*; AM = *Aster microcephalus* var. *ovatus*; AI = *Artemisia indica* var. *maximowiczii*; OC = *Osmundastrum cinnamomeum* var. *fokiense*; PA = *Pteridium aquilinum* subsp. *japonicum*; OJ = *Osmunda japonica*. Dashed lines indicate that predicted and measured values were identical.

ただし、Soil-to-young-shoot $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ のデータ範囲は 0.032 ~ 3.3 $\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$ 、Fine-root depth は種の細根の深さでデータ範囲は 0.045 ~ 0.25 m である。

(6) 式を土壌から新芽への $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ を予測するモデルとすると、(5) 式 (adjusted $R^2 = 0.5900$) と比べ (6) 式 (adjusted $R^2 = 0.8242$) は調整済み R^2 が大きく、細根深の影響を考慮したことにより $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ の推定精度は向上したと考えられた。(6) 式の交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ の項の係数は正 (1.39)、細根深の係数は負 (-2.00) で、データの範囲内では $^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ は、 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ 値が大きい種で大きく、細根が深い種では小さくなる。なお、先述の通り、今回使用した土壌中の交換性 ^{133}Cs 量の一部の値は2倍程度大きい可能性があることから、該当する分の交換性 ^{133}Cs 量を2分の1にしたときの値も計算したが、各関係に大きな変化はなかった [(5) 式 adjusted $R^2 = 0.6181, p = 0.0043$ 、(6) 式 adjusted $R^2 = 0.7999, p = 0.0015$]。また、採取地と採取年の違いの影響の程度を知るため、川内村金山で2016年春採取の7種 (コシアブラ、ハナイカダ、ノコンギク、ヨモギ、ヤマドリゼンマイ、ワラビ、ゼンマイ各1個体, $n = 7$) だけで計算しても各関係に大きな変化はなかった [(5) 式 adjusted $R^2 =$

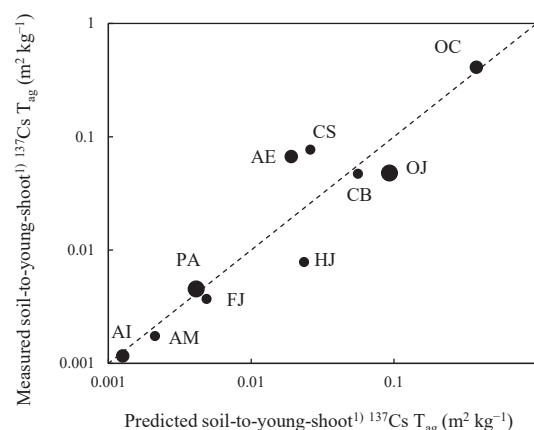


Fig. 2. 10種の食用野生植物における土壌から新芽へのセシウム-137の面移行係数 ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) の予測値と実測値の比較

Comparison of predicted and measured soil-to-young shoot cesium-137 aggregated transfer factor ($^{137}\text{Cs } T_{\text{ag}}$) values obtained from 10 edible wild-plant species.

交換性 $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ と細根深を説明変数とする重回帰モデル。1) シダ植物は幼葉。符号は Fig. 1 と同じ。CS コシアブラ、CB リョウブ、AE タラノキ、HJ ハナイカダ、FJ イタドリ、AM ノコンギク、AI ヨモギ、OC ヤマドリゼンマイ、PA ワラビ、OJ ゼンマイ。破線は双方の値が同じである場合を示す。

Predicted values were obtained from a multiple regression model with exchangeable $^{133}\text{Cs } T_{\text{ag}}$ and fine-root depth as explanatory variables. 1) Soil-to-young leaf in ferns. Symbols follow the descriptions provided in Fig. 1. Dashed lines indicate that predicted and measured values were identical.

0.7824, $p = 0.0051$, (6) 式 adjusted $R^2 = 0.9553$, $p = 0.00089$]

(6) 式による予測値と実測値の関係 (Fig. 2) では、細根が深いゼンマイ (OJ) やワラビ (PA) のデータも、他種のプロットの分布範囲に近い位置にプロットされており、細根深の影響も考慮されていることが確かめられた。

4. 考察

4.1 土壌から植物への ^{137}Cs と交換性 ^{133}Cs の移行

植物の根のセシウム吸収能は植物の種によって大きく異なる (Broadley et al. 1999, 清野・赤間 2021)。土壌から植物体 (新芽) への ^{137}Cs T_{ag} と交換性 ^{133}Cs T_{ag} の間には強い正の相関 ($r = 0.809$) があり、土壌から植物体に交換性 ^{133}Cs が移行し易い種は ^{137}Cs も移行し易いことが分かる。これは堀井ら (2021) が栽培カキノキ (木本) の果実で ^{137}Cs の移行係数 (TF) と ^{133}Cs TF の間に明瞭な関係がないとしているのとは異なる結果であった。堀井ら (2021) はカキノキの果実の ^{137}Cs 量の多くが事故時の降下物が付着した樹皮からの吸収によるものと推察している。本研究でも、後述するように、一部の種で交換性 ^{133}Cs T_{ag} や細根深の影響を考慮した予測値より ^{137}Cs T_{ag} の実測値が大きい場合があり (Fig. 2)、事故時に地上部の表面から吸収した ^{137}Cs 量に加わって ^{137}Cs T_{ag} が大きくなっている可能性はある。しかし、本研究で栽培カキノキと異なる結果が得られたことには、土壌中の交換性カリウム量の違いが影響した可能性が考えられる。すなわち、カキノキの栽培地では土壌 (地表面から深さ 0.2 m まで) 中の交換性カリウムが多く [大半が $0.64 \text{ cmol}_e \text{ kg}^{-1}$ 以上, 堀井ら (2021) より著者が計算]、 ^{137}Cs の経根吸収量が少なかったと考えられるのに対して、本研究の森林は土壌中の交換性カリウムが比較的少なく [5つの森林中、データのある4つのスギ林で地表面から深さ 0.04 ~ 0.11 m までの土壌にそれぞれ 0.4, 0.3, 0.6, $0.2 \text{ cmol}_e \text{ kg}^{-1}$, 長倉ら (2016)]、 ^{137}Cs の経根吸収量が比較的多くなった (換言すると、本研究の森林では事故初期の植物の地上部の表面沈着物から移行した ^{137}Cs 量が相対的に少ない) ため、経根吸収を主とする ^{133}Cs との明瞭な関係 (Fig. 1) が見られたと考えられる。

4.2 交換性 ^{133}Cs T_{ag} を植物体 ^{137}Cs 濃度の予測に利用するときの注意点：細根の深さの影響

細根深が同程度で交換性 ^{133}Cs T_{ag} の値が大きい ($0.18 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$, Table 2) コシアブラと、値が小さい (同 0.037) ノコンギクを比べる場合は、コシアブラの方が ^{137}Cs 濃度も高くなり易い、すなわちコシアブラはノコンギクよりもセシウムを吸収する力が大きいと予測できるであろう。しかし、コシアブラより細根が深いワラビの交換性 ^{133}Cs T_{ag} の値が大きい (同 0.48) からと言って、ワラビの ^{137}Cs 濃度が高くなるとは言えない。なぜならワラビは ^{137}Cs が蓄積していない土壌の深い層から交換性 ^{133}Cs を吸収している可能性があるからである。土壌から植物へのセシウムの移行は、根が土壌からセシウムを吸収する力と、土中

のセシウムと植物の根の分布がどう重なるかの二つの要素で決まると言える。根が土壌からセシウムを吸収する力が同じでも、深土に交換性 ^{133}Cs が多い場所では細根深が大きい種の交換性 ^{133}Cs T_{ag} が大きくなり得るので、細根深の異なる種間で ^{137}Cs 濃度を予測するときには細根深の影響を考慮する必要がある。

なお、今回取り上げた植物の中でシダ3種 (ワラビ、ゼンマイ、ヤマドリゼンマイ) は細根が比較的深かった (Table 2) が、コシダ (下田 1955) のように浅根性のシダもある。被子植物と比ベンシダ植物の細根が一概に深いわけではない。

4.3 ^{137}Cs T_{ag} における植物の地上部からの表面吸収の影響

本研究の ^{137}Cs T_{ag} の値には、葉や茎など植物の地上部の表面吸収により植物体に取り込まれた ^{137}Cs の影響も及んでいると考えられる。「はじめに」で述べたように本研究では地上部における表面吸収による ^{137}Cs の残留は少ないという前提で考察を進めてきたが、セシウムの表面吸収について直接調べておらず、植物体中の ^{137}Cs のうち表面吸収由来のものが占める割合や表面吸収による移行の種間差は明らかでない。考察できることは限られるが、Fig. 2 の結果にもとづいて ^{137}Cs T_{ag} における植物体の地上部の表面吸収の影響について述べる。(6) 式の予測結果を示す Fig. 2 で右上方向にプロットされる種は、植物体への ^{137}Cs の移行が多いことを示す。また、全体の傾向と比べてプロットが上方向にずれる種は、根からの移行以外のルートでも ^{137}Cs が移行していることを示すと考えられる。破線より上にプロットされたコシアブラ (CS)、タラノキ (AE) は木本で、福島事故時に放出された ^{137}Cs を生きている地上部から表面吸収した可能性が考えられる。一方、事故時に生きた地上部があった木本のリョウブ (CB) とハナイカダ (HJ)、常緑性草本のヨモギ (AI)、夏緑性草本であるが短い根茎の上部が地上に現れる性質があるヤマドリゼンマイ (OC) とゼンマイ (OJ) ではそのような傾向は見られないか顕著でなかった。植物の地上部からの表面吸収については分からない点が残った。また、リョウブの葉はカリウムの含有率が高い (赤間ら 2020) ようであるなど、種によりそれぞれの生体膜のセシウム透過性は異なると考えられることや、植物体内におけるセシウムの挙動に差があるかも知れないという可能性など、今後よく調べる必要がある。

おわりに

土壌の深さに沿った交換性 ^{133}Cs や植物の細根の分布が分かっている場合は、交換性 ^{133}Cs データを利用して植物体中の ^{137}Cs の濃度をよりの確に予測できると考えられる。土壌中の交換性 ^{133}Cs や細根の分布の情報は限られているので、それらを増やすことは土壌から植物への ^{137}Cs 移行の予測力を高めるのに有益であろう。また、急傾斜地 (福山ら 2020) や耕うん地では、表土の移動、土層の

上下方向の混合の作用で土壌の深さに沿った ^{137}Cs と ^{133}Cs の分布の違いが不明瞭になるであろう。表土かく乱が土壌中の交換性 ^{133}Cs や細根の分布に及ぼす影響についても別に調べる必要がある。

謝辞

林野庁関東森林管理局磐城森林管理署、福島森林管理署、会津森林管理署南会津支署、川内村役場の各位には現地調査と検体採取においてご協力を頂いた。国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所立地環境研究領域、震災復興・放射性物質研究拠点には保存土壌と未発表資料の利用の便宜を図って頂いた。以上の皆様に、感謝の意を表する。本研究は森林総合研究所の運営費交付金を使用して行った。JSPS 科研費 15K07496 の助成を受けた。

引用文献

- 赤間 亮夫・溝口 岳男・長倉 淳子 (2020) アカマツの窒素利用特性と生育適地の関係—林木の栄養生理における一考察。森林総合研究所研究報告, 19(3) (No. 455), 221–244.
- Broadley, M. R., Willey, N. J., and Meada, A. (1999) A method to assess taxonomic variation in shoot caesium concentration among flowering plants. *Environmental Pollution*, 106(3), 341–349.
- 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.
- Černý, P. and Simpson, F. M. (1978) The Tanco Pegmatite at Bernic Lake, Manitoba: X. Pollucite. *Canadian Mineralogist*, 16, 325–333.
- 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.
- 堀井 幸江・桑名 篤・八戸 真弓・草場 新之助 (2021) カキにおけるフォールアウト由来の ^{137}Cs と天然由来の ^{133}Cs の果実への移行の相違。RADIOISOTOPES, 70, 19–27.
- 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.
- Kanasashi, T., Miura, S., Hirai, K., Nagakura, J., and Itô, H. (2020) Relationship between the activity concentration of ^{137}Cs in the growing shoots of *Quercus serrata* and soil ^{137}Cs , exchangeable cations, and pH in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 220–221, 106276.
- 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
- 川名 明・熊田 淳・足立 博貴 (1989) 落葉広葉樹および常緑広葉樹の枝葉中の生育休止期に入る前後の諸元素含有率の変化について。100 回日林論, 237–238.
- 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 (2021) 生育環境から食用野生植物 318 種へのセシウム 137 の面移行係数：中間報告。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, 89–91.
- 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.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・岩谷 宗彦・由田 幸雄・志間 俊弘 (2021a) 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.
- 清野 嘉之・赤間 亮夫・松浦 俊也・岩谷 宗彦・由田 幸雄・志間 俊弘 (2021b) 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.
- Komatsu, M., Hirai, K., Nagakura, J., and Noguchi, K. (2017) Potassium fertilisation reduces radiocesium uptake by Japanese cypress seedlings grown in a stand contaminated by the Fukushima Daiichi nuclear accident. *Scientific Reports*, 7, 15612.
- 熊沢 喜久雄 (1974) 植物栄養学大要。養賢堂、東京、116pp.
- 松田 俊治・田島 栄作 (1962) 石川産ペグマタイト鉱物

- 中のルビジウム, セシウムについて (鉱物岩石中の希アルカリ元素の研究 I). 鉱物学雑誌, 5(6), 375–385.
- 長倉 淳子・安部 久・張 春花・高野 勉・高橋 正通 (2016) 放射性セシウム沈着量の異なる林分から採取したスギの葉と材のセシウム, ルビジウム, カリウム含有量. 森林立地, 58(2), 51–59.
- 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 2021-01-25).
- 下田 瑞穂 (1955) シダ地整理に関する研究 (1) 火エン放射器によるシダ撲滅について. 林業試験場研究報告, 79, 119–124.
- Tanaka, K., Saito, S., Miura, S., Kajimoto, T., Kobayashi, N. I. and Tanoi, K. (2020) Seasonal changes in radiocesium and potassium concentrations in current-year shoots of saplings of three tree species in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 223–224, 106409.
- 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 2021-01-25).

Fine-root depth influences differences in soil-to-plant transfer of ^{137}Cs and ^{133}Cs

Yoshiyuki KIYONO^{1)*} and Akio AKAMA¹⁾

Abstract

The distribution of naturally occurring cesium-133 (^{133}Cs) in soil can be used to predict soil-to-plant transfer of cesium-137 (^{137}Cs was released during the 2011 Fukushima accident). However, when the distributions of ^{137}Cs and ^{133}Cs differ with soil depth, the relative amounts transferred to plants may vary with fine-root depth, since these roots are involved in nutrient absorption. Therefore, we investigated the influence of fine-root depth on soil-to-young-plant-tissue ^{137}Cs aggregated transfer factors (T_{ag} s) and exchangeable ^{133}Cs T_{ag} s (Young-shoot ^{133}Cs concentration/Soil exchangeable ^{133}Cs inventory) in 10 edible wild-plant species collected in Fukushima Prefecture between 2013 and 2017. The ^{137}Cs T_{ag} values were strongly positively correlated with those of exchangeable ^{133}Cs T_{ag} s, implying that the distribution of ^{133}Cs can be used to predict the distribution of ^{137}Cs in plant bodies. However, in species with deep fine roots, ^{137}Cs T_{ag} values tended to be smaller than those estimated from exchangeable ^{133}Cs T_{ag} s. Since ^{133}Cs is derived from minerals and is abundant in deep soil, such species likely absorbed large amounts of ^{133}Cs from deep soil layers. Relative to a simple regression model where variation in ^{137}Cs T_{ag} was explained only by exchangeable ^{133}Cs T_{ag} (adjusted $R^2 = 0.59$), a multiple regression model that included fine-root depth increased the explanatory power (adjusted $R^2 = 0.82$). Thus, when predicting plant ^{137}Cs concentrations using exchangeable ^{133}Cs T_{ag} s, it is important to consider the effect of fine-root depth.

Key words : aggregated transfer factor (T_{ag}), deep-rooted, edible wild plant, fine root, Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, life form, shallow-rooted

Received 5 February 2021, Accepted 14 November 2021

1) Forestry and Forest Products Research Institute

* E-mail: kiono8823@gmail.com

短 報 (Short communication)

長崎県対馬におけるツリーシェルター施工地の 20 年後の状況 ：耐久性と成長した植栽木への影響

安部 哲人^{1)*}、柳本 和哉²⁾、山川 博美¹⁾、野宮 治人¹⁾

要旨

長崎県対馬のヒノキ苗にツリーシェルターを設置して約 20 年間経過後の間伐前の状態を報告した。1999 年にツリーシェルターを設置した 198 本中、75.8% の苗が 2018 年に生存していた。初期の表土移動で倒伏した 24 本を差し引いた 174 本を母数とすると、その後の生存率は 82.2% であった。ツリーシェルターの耐久性は生存個体のうち 37 本が脱落しており、53 本が破れ、53 本が破損なく残存していた。残存する 53 本のほとんどの幹直径はツリーシェルターの径以下であり、成長に伴い脱落すると推測された。間伐までの成林状況から、本仕様のツリーシェルターは 20 年程度放置しても植栽木の変形やツリーシェルターの早期の破損等の問題は発生しにくいと考えられた。

キーワード：ヒノキ、撤去時期、シカ被害、長期耐久性、生存率

1. はじめに

日本の林業ではシカによる食害が 1980 年代後半頃から深刻な問題となっている (池田ら 2001, 稲本 2018)。植栽苗への食害を防ぐ手段としては防鹿柵が有効とされるが、コストや地形などの状況によっては他の手段を選択する場合もある。そのような対策の一つに苗を 1 本ずつ保護する単木保護資材 (以下、ツリーシェルターとする) がある。

一般にツリーシェルターの効果は食害防止や苗の成長促進などが知られている (Potter 1991)。しかし、植栽後の数年間だけの観察事例が多く、10 年以上経過した苗やツリーシェルターの状態に関する報告は少ない。適度な降水のある温帯域では、高さ 1.4m 前後のツリーシェルターを施工した植栽苗は、植栽後 3～4 年でツリーシェルターの高さを超える樹高になり、更に成長してシカの食害可能な高さを超えた苗の状態は調査されないことが多い。これはツリーシェルターが植栽初期のシカ食害を防止するという用途の性質上、仕方のないことであるが、一方で、数少ない長期間の研究事例からは、苗の直径成長の増大に伴うツリーシェルターの締め付けやそれに起因する変形、内部に水がたまることによる幹の腐食、ツリーシェルター自体の破損、プラスチック片による環境汚染の懸念などが報告されている (Evans 1996, Engeman et al. 1999, Arnold and Alston 2012, Robertson 2012)。また、苗の成長初期にはツリーシェルターは効果を発揮しても、その後はツリーシェルターが成長を促進するとは限らないことも指摘されている (Mayhead and Jenkins 1992, Ponder 2003, 矢部ら 2006)。こうしたツリーシェルターの

長期的な効果や影響を明らかにするためには、少なくとも 5 年以上経過した後の状態を研究する必要性が指摘されている (Fike et al. 2004)。そこで、本研究では報告が少ない長期間の事例として、日本のヒノキ *Chamaecyparis obtusa* にツリーシェルターを施工して、約 20 年後の植栽木の生存率やサイズ分布、ツリーシェルターの破損等の状況について報告する。

2. 方 法

長崎県対馬は九州と朝鮮半島の間に位置する面積約 710 km² の島である。島の大部分は森林が占めており、そのうち約 3 割が人工林である。この島では 1970 年代後半から林業におけるニホンジカ *Cervus nippon* による被害が問題になっている (常田ら 1998)。調査対象林分は上県町舟志ノ内 (34°36'40.6"N, 129°24'03.7"E) のヒノキ人工林 1 箇所である。調査地付近の鰐浦気象観測所における 1995 年～2020 年の年降水量は 1434.9 mm、年平均気温は 15.8℃である (気象庁 2021)。調査地は標高 90-130 m、土壌は褐色森林土、地質は新生代古第三紀の堆積層と黒灰色頁岩から成り、北向き山腹斜面で傾斜は 20～30 度である。ヒノキは 1999 年 3 月に治山事業の一環で 345 本が植栽された際にツリーシェルターが施工されており (Photo 1a)、その後の作業履歴はない。この林分では 2018 年にツリーシェルターの撤去と間伐が決まっていたことから、2018 年の 10 月と 11 月に現地調査をおこなった。

ツリーシェルターは平滑なポリプロピレン製で高さ 1.4 m、1 辺 6 cm の正六角柱型、乳白色 (光透過率のカタロ

原稿受付：令和 3 年 8 月 3 日 原稿受理：令和 3 年 10 月 29 日

1) 森林総合研究所 九州支所

2) 長崎県農林技術開発センター

* 森林総合研究所 九州支所 〒 860-0862 熊本市中央区黒髪 4-11-16、E-mail: tetsuabe@ffpri.affrc.go.jp

グ掲載値 70-75%) で通気口がないタイプを用いた (ヘキサチューブ H3W、ハイトカルチャ社)。支柱はポリエチレンコーティングの薄肉鉄鋼管パイプ (長さ 1.7m、径 16mm) 1 本に長さ 60mm × 幅 12 mm のポリプロピレン製タイラップを用いて上下 2 か所で固定した。2018 年の調査時点で設置が確認できたツリーシェルター 198 本 (植栽面積 0.23 ha、861 本/ha) を対象とし、ヒノキの生死と樹高、高さ 140cm (ツリーシェルターの直上) の幹直径、ツリーシェルターの状態を記録した。なお、1999 年に事業で植栽した 345 本のうち今回調査しなかった 147 本のほとんどは事業の余り苗であり、少し離れたスギ林の樹冠下に植栽された。これらは通常の植栽とは状況が大きく異なることから調査対象としなかった。2018 年に調査したヒノキ植栽木は一定間隔で列状に植栽されていたことが確認できたことから、ヒノキとツリーシェルターの両者が消失したことによる初期植栽本数の過小評価はほぼないと考えられる。ツリーシェルターの状態の定義は、破損なしに幹を被覆して保護できている状態を「残存」 (Photo 1b)、幹についてはいるものの、裂けて幹の一部が露出している状態を「破れ」 (Photo 1c)、幹から剥がれ落ちて防護の役目を果たせない状態のものを「脱落」、と定

義した。また、ツリーシェルターの脱落を確認したヒノキでは幹にシカの痕跡がないかどうかを目視で確認した。「破れ」、「脱落」、「残存」の間で生存個体の樹高と直径の違いを明らかにするため、R を用いてウェルチの t 検定を行った (R Core Team 2019)。

3. 結 果

198 本のツリーシェルターうち、ヒノキが生存していたのは 150 本 (生存率 75.8%) であった。一方、30 本 (15.1%) のヒノキは設置したツリーシェルター (の痕跡) はあるものの苗が消失しており、そのうち 17 本はツリーシェルター自体が倒れていた (Fig. 1)。その他、18 本 (9.1%) が立ち枯れ (ツリーシェルター内の立ち枯れ 15 本、ツリーシェルターが脱落して枯れ 3 本)、7 本 (3.5%) は生存しているもののツリーシェルターとともに倒伏していた (Photo 1d, Fig. 1)。幹の剥皮害は「脱落」で 7 本、「破れ」で 1 本確認された。

生存個体のうち倒伏して正常な生育が望めない 7 個体を除いた生存個体 143 本の平均樹高は 8.2m、平均直径 12.7cm であった (Fig. 2)。これら 143 個体のうち、ツリーシェルターが施工当時のままに残っている「残存」では、



Photo 1. 現地の状況写真

(a) 1999 年の施工地の様子、(b) 20 年後に「残存」の状態に残存していたツリーシェルター、(c) 幹の肥大成長によって裂けたツリーシェルター (「破れ」)、(d) 土砂移動に伴い斜面下方に倒伏したツリーシェルター。

「破れ」または「脱落」と比べてヒノキは樹高も直径も小さい個体が多かった（樹高； $F = 22.977$, $df = 2$, $p < 0.001$, 直径； $F = 53.802$, $df = 2$, $p < 0.001$, Photo 1b, Fig. 2）。一方で、生存個体の90本（62.9%）は「破れ」または「脱落」に該当するツリーシェルターの破損が見られ、それらは直径が大きいヒノキ個体が多かった（Photo 1c）。

4. 考 察

ツリーシェルターが「残存」であったヒノキの生存個体はほとんどが直径15 cm未満であった。1辺6 cmの正六角形の内接円直径は約10.4 cmであることから、本研究で用いた仕様のツリーシェルターは幹の肥大成長に伴い、破れて脱落していく可能性が高いと考えられる。本

研究で用いたツリーシェルターは六角柱タイプであり、このようなツリーシェルターは樹木の成長で内部から圧がかかると角の部分から裂けやすいことが指摘されている（Potter 1991, Jacobson 2004）。また、支柱と連結するタイラップも経年劣化と内部からの圧により外れていた。このため、本研究ではEvans (1996)が指摘するような幹が締め付けられる事例はなく、ツリーシェルターを長期間設置することで想定される植栽木への負の影響は重大ではなかった。一方で、このシェルターを放置した場合、生分解性でないためプラスチックが環境中に残存するという問題が残る。従って、ツリーシェルターの回収は必須となるものの、幹の締め付けがなかったことから、植栽木の成長に合わせた回収の時期を強制されないことはツリーシェルターを使用し易くする要素の一つであろう。ただし、留め具の仕様がリングの場合は自然に外れにくいこと、ツリーシェルターが自然に外れた場合でも、成長した幹が支柱を巻き込むことはリスクとして留意すべきであろう。また、今回の調査後に行われたツリーシェルターの撤去作業は間伐と同時に実施され、間伐と撤去の全行程に4人で1日（約6時間、0.23ha）を要した。撤去作業はカッターナイフで切れ込みを入れて外していき、これ自体は負担となる作業ではなかったが、林外に撤去した資材を持ち出す運搬作業は追加の労力と考えられた。環境中に放置可能な生分解性のツリーシェルターでない場合は、こうした撤去作業をコストとして計画する必要がある。

倒伏していたツリーシェルターでヒノキが生存していたものが7本（3.5%）、死亡（消失）が17本（8.6%）あった。現地は傾斜地であり、表土が下方に動いた様子が観察されており、土砂移動が倒伏の原因と考えられる。一般にツリーシェルターは傾くと植栽木の品質が低下するため、垂直に設置することが重要である。積雪地では雪

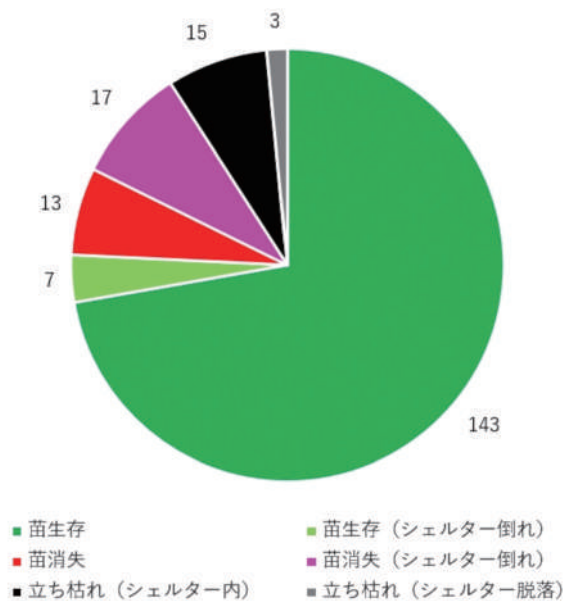


Fig. 1. ツリーシェルターと苗の2018年における状態の内訳.

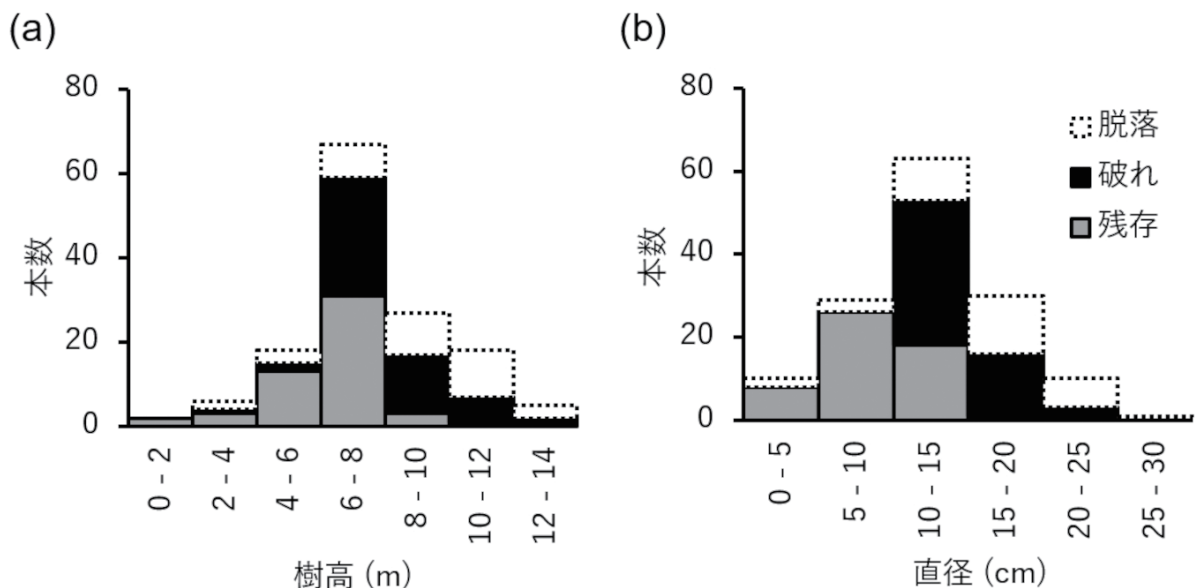


Fig. 2. 20年後のヒノキ生存個体のサイズとツリーシェルターの状態の頻度分布.
(a) 樹高、(b) 直径.

の重みでツリーシェルターが傾くリスクがある急傾斜地を避けることが推奨されている（村瀬 2017, 小野 1999）が、本研究のように表土層が動きやすい傾斜地でも同様のことが指摘できる。倒伏した 24 本については設置の問題であり、ツリーシェルターによる苗への長期的効果とは異なる事象であるため集計から除外すると、ツリーシェルターを設置したヒノキの母数 174 本の生存率は 82.2% (143/174) となる。これらの結果から、最初にツリーシェルターを正常に設置することができれば、シカの生息地におけるツリーシェルターの植栽木への長期的影響は懸念されるほど大きくなく、ツリーシェルターの撤去についても時期が限定されるものではなかったといえる。

ツリーシェルターが脱落または破れたために発生した、シカによるヒノキ樹皮への被害率は 4.6% (8/174) であった。環状剥皮の個体はなく、ヒノキが 20 年生の個体であることを考えると、この剥皮害で死亡するとは考えにくい。材としての価値が下がる可能性はある。調査地付近では施工当時のシカの生息密度は糞粒法により 4.7 頭 / km² と推定されていた（自然環境研究センター 1998）が、その後、最新の記録では糞塊法で約 50 頭 / km²（長崎県 2016）と推定されており、大幅に増加している。従って、ツリーシェルターは造林初期の苗に対するシカ食害防止の役目は果たしたが、ある程度成長した後の幹への剥皮害に対してはツリーシェルター撤去後も吉本・吉岡 (2001) のような別の保護資材による対策が必要かもしれない。

謝 辞

本研究は（国研）森林研究・整備機構森林総合研究交付金プロジェクト「九州・四国地域の若齢造林地におけるシカ被害対策の高度化」（課題番号 201703）による成果の一部である。対馬森林組合北部支所には調査に協力いただいたことを、心よりお礼申し上げる。

引用文献

- Arnold, J. C. and Alston, S. M. (2012) Life cycle assessment of the production and use of polypropylene tree shelters. *J. Env. Manag.*, 94, 1-12.
- Engeman, R. M., Anthony, R. M., Barnes Jr., V. G., Krupa, H. W. and Evans, J. (1999) Evaluations of plastic mesh tubes for protecting conifer seedlings from pocket gophers in three western states. *West. J. Appl. For.*, 14, 86-90.
- Evans, J. (1996) When to remove Tubex tree shelters – notes from a closely observed plantation. *Quart. J. For.*, 90, 207-208.
- Fike, J. H., Buergler, A. L., Burger, J. A. and Kallenbach, R. L. (2004) Considerations for establishing and managing silvopastures. *Forage and Grazinglands*, 2, 1-5.
- 池田 浩一・小泉 透・矢部 恒晶・宮島 淳二・讃井 孝義・吉岡 信一・吉本 喜久雄・住吉 博和・田 實 秀信 (2001) 九州におけるニホンジカの生態と被害防除. *森林防疫*, 593, 167-184.
- 稲本 龍生 (2018) シカによる森林被害の現状と対策. *仙道*, 48, 7-13.
- Jacobson, M. (2004) Tree shelters; a multipurpose forest management tool. *Penn State Extension*, 7, 1-8.
- 気象庁 (2021) 各種データ・資料. https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_amd_ym.php?prec_no=84&block_no=1453&year=&month=&day=&view=. (参照 2021-6-30)
- Mayhead, G. J. and Jenkins, T. A. R. (1992) Growth of young sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) and the effect of simulated browsing, staking and tree shelters. *Forestry*, 65, 453-462.
- 村瀬 祐司 (2017) 広葉樹植栽木が幼齢時に受ける食害と雪害の低減対策. *技術開発ニュース*, 156, 33-34.
- 長崎県 (2016) H27 年度ニホンジカ生息状況等調査（長崎県全域）業務委託報告書. 玉野総合コンサルタント, 68 pp.
- 小野 裕章 (1999) ヘキサチューブを用いた豪多雪地帯における造林木の根本曲がり防止試験. *Phytoculture*, 13, 2-7.
- Ponder Jr., F. (2003) Ten-year results of tree shelters on survival and growth of planted hardwoods. *North. J. Appl. For.*, 20, 104-108.
- Potter, M. J. (1991) Treeshelters. *Forestry Commission Handbook No.7*, 48pp.
- R Core Team. (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Robertson, D. (2012) Trees, deer and non-native vines: two decades of northern Piedmont forest restoration. *Ecol. Rest.*, 30, 59-70.
- 自然環境研究センター (1998) ツシマジカ生息状況調査報告書. 財団法人自然環境研究センター, 82pp.
- 常田 邦彦・北浦 賢治・須田 和樹 (1998) 長崎県対馬におけるニホンジカのコントロール. *哺乳類科学*, 38, 334-339.
- 矢部 浩・前田 雄一・西 信介 (2006) ブナ植栽木におけるツリーシェルターの効果. *森林応用研究*, 15, 1-6.
- 吉本 貴久雄・吉岡 信一 (2001) ツシマジカの被害実態と生息密度の推定. *長崎農林試研報（林業）*, 31, 1-14.

Effects of treeshelters 20 years after installation in Tsushima Island, Nagasaki Prefecture: Durability and impact on planted trees

Tetsuto ABE^{1)*}, Kazuya YANAGIMOTO²⁾, Hiromi YAMAGAWA¹⁾ and Haruto NOMIYA¹⁾

Abstract

We reported the condition after 20 years installing treeshelters on *Chamaecyparis obtusa* seedlings in Tsushima Island. Of the 198 seedlings that installed treeshelters in 1999, 150 (75.8%) were alive in late 2018. Since 24 seedlings had fallen due to the movement of surface soils, which is considered as accident during the initial period, the survival rate of the seedlings was 82.2% when the denominator was 174 seedlings after deducting this. Regarding the durability of the treeshelter, 37 of the surviving individuals were dropped, 53 were break, and 53 remained in a normal state. However, since the most of the 53 *C. obtusa* with the normal state treeshelter did not reach the diameter of treeshelter, they would likely to fall off when the seedlings grow. The treeshelter used in this study is unlikely to occur problems such as deformation of planted trees and early break of treeshelter even if it is left until thinning.

Key words : *Chamaecyparis obtusa*, timing of treeshelter removal, deer damage, long-term durability, survival rate

Received 3 August 2021, Accepted 29 October 2021

1) Kyushu Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Nagasaki Agricultural and Forestry Technical Development Center

* Kyushu Research Center, FFPRI, Kurokami 4-11-16, Chuo-ku, Kumamoto 860-0862, JAPAN ; E-mail: tetsuabe@ffpri.affrc.go.jp

ノート (Note)

樹木の直径分布をワイブル分布へあてはめる場合におけるデータ精度の影響

伊東 宏樹*

キーワード：Stan、シミュレーション、直径分布、ベイズ推定、ワイブル分布

樹木の直径分布をモデル化するには、確率分布としてワイブル分布がしばしば用いられる (Bailey and Dell 1973, 大野 2018)。ワイブル分布は、形状パラメータと尺度パラメータの2つのパラメータで決定され、さまざまな形の直径分布を表現することが可能である (Rennolls et al. (1985) や Cheng et al. (2017) などのように、小径木のない林分では最小直径に相当するパラメータを加える場合もある)。ワイブル分布の確率密度は、 α を形状パラメータ、 σ を尺度パラメータとして次式であらわされる ($y \geq 0, \alpha > 0, \sigma > 0$)。

$$\Pr(y | \alpha, \sigma) = \frac{\alpha}{\sigma} \left(\frac{y}{\sigma}\right)^{\alpha-1} \exp\left(-\left(\frac{y}{\sigma}\right)^{\alpha}\right)$$

パラメータは一般に直径の実測値から推定されるが、この際の測定値のデータ精度は一定とは限らない。たとえば、巻尺を用いて胸高直径を測定する場合には0.1cm単位で行われることが多いが、輪尺を使用する場合には2cm括約となる場合もある。また、5cm括約などの胸高直径階分布の形でしかデータが残っていない場合もある。このようなデータを利用してワイブル分布のパラメータを推定する場合には、括約により推定値に偏りが生じないかを検証しておく必要があるだろう。今回は、比較的若齢のカンバ林を対象として、胸高直径データの測定値をワイブル分布に当てはめる場合を想定し、パラメータの推定値にデータの精度が及ぼす影響をシミュレーションにより評価した。

シミュレーションでは、若齢カンバ林に相当するような胸高直径分布を想定し、形状パラメータと尺度パラメータについて、それぞれ2と8(平均胸高直径7.1cm、以下同じ)、4と14(12.7cm)、6と20(18.6cm)の3通りの設定とした (Fig. 1)。また、標本サイズは30と300の2通りとした。これらを組み合わせ、6通りの設定でシミュレーションを実行した (Table 1)。シミュレーションでは、ま

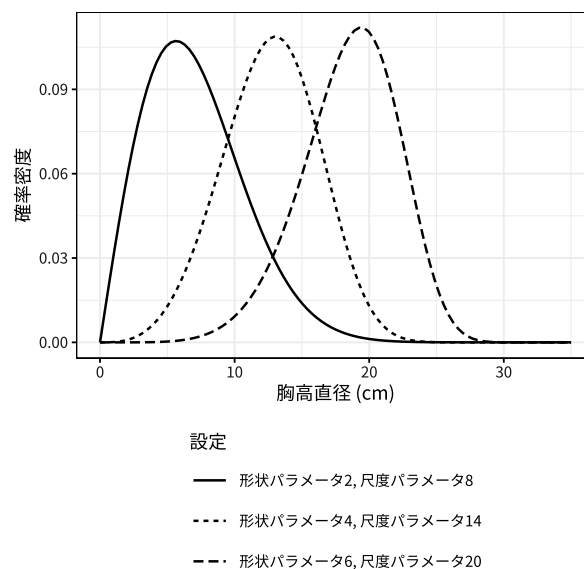


Fig. 1. シミュレーションに使用したパラメータによるワイブル分布の確率密度

Table 1. シミュレーションの設定および各設定におけるパラメータの推定結果 (事後平均値の平均±標準偏差)

シミュレーション設定			形状パラメータの推定結果				尺度パラメータの推定結果			
標本サイズ	パラメータの真値		データの精度				データの精度			
	形状	尺度	倍精度	0.1cm 単位	2cm 括約	5cm 括約	倍精度	0.1cm 単位	2cm 括約	5cm 括約
30	2	8	2.1 ± 0.3	2.1 ± 0.3	2.1 ± 0.3	2.1 ± 0.4	8.1 ± 0.8	8.1 ± 0.8	8.1 ± 0.8	8.1 ± 0.9
300	2	8	2.0 ± 0.1	2.0 ± 0.1	2.0 ± 0.1	2.0 ± 0.1	8.0 ± 0.2	8.0 ± 0.2	8.0 ± 0.2	8.0 ± 0.3
30	4	14	4.2 ± 0.6	4.2 ± 0.6	4.2 ± 0.6	4.3 ± 0.8	14.0 ± 0.7	14.0 ± 0.7	14.0 ± 0.7	14.0 ± 0.7
300	4	14	4.0 ± 0.2	4.0 ± 0.2	4.0 ± 0.2	4.0 ± 0.2	14.0 ± 0.2	14.0 ± 0.2	14.0 ± 0.2	14.0 ± 0.2
30	6	20	6.2 ± 1.0	6.2 ± 1.0	6.2 ± 1.0	6.4 ± 1.3	20.0 ± 0.6	20.0 ± 0.6	20.0 ± 0.7	20.0 ± 0.7
300	6	20	6.0 ± 0.3	6.0 ± 0.3	6.0 ± 0.3	6.0 ± 0.3	20.0 ± 0.2	20.0 ± 0.2	20.0 ± 0.2	20.0 ± 0.2

Effects of data precision in cases of fitting tree diameter distribution to Weibull distribution
Hiroki ITO*)

原稿受付：令和3年3月4日 原稿受理：令和3年3月26日

* 森林総合研究所 北海道支所 〒062-8516 北海道札幌市豊平区羊ヶ丘7

Received 4 March 2021, Accepted 26 March 2021

* Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, Toyohira-ku, Sapporo, 062-8516, JAPAN

E-mail: hiroki@ffpri.affrc.go.jp

ず、標本サイズの数だけ、設定したパラメータを持つワイブル分布に従う乱数を発生させて、これを元の直径データ（倍精度実数で、単位は cm）とした。この値から、(1) 倍精度実数のまま、(2) 0.1cm 単位で丸めた値、(3) 2cm 括約の直径階分布、(4) 5cm 括約の直径階分布、の 4 種類の精度のデータを生成し、それぞれについてワイブル分布のパラメータを、マルコフ連鎖モンテカルロ (MCMC) 法によりベイズ推定した。シミュレーションには、統計ソフトウェアの R 3.6.3 (R Core Team 2020) および Stan 2.25.0 (Stan Development Team 2020) を使用した (List S1–3)。なお、R と Stan は両者とも、実数の実装は IEEE 754 規格に準拠しており、10 進数では 15 桁の精度がある (R Core Team 2020, Stan Development Team 2020)。シミュレーションでは、データが (1) と (2) の場合は、それぞれの直径の値をそのままデータとして与えて (List S2)、(3) と (4) の場合は、胸高直径階ごとの本数をデータとして与えて (List S3)、各パラメータの事後分布を推定し、事後平均値を求めた。このシミュレーションを、6 通りの組み合わせについてそれぞれ 1000 回繰り返し、事後平均値の平均と標準偏差を求め、データの精度による違いを比較した。

結果を Table 1 に示す。標本サイズ 300、形状パラメータ 2、尺度パラメータ 8、精度 0.1cm 場合に 10 回だけ Stan による MCMC 計算が失敗する場合があったが、これは生成されたデータに対して MCMC 計算の初期値が適合しないためであった。この場合を除いて、パラメータの推定値の平均と標準偏差を求めた。データの精度が、0.1cm 単位、2cm 括約、5cm 括約となっても、倍精度実数の場合と事後平均値は大きくは変わらなかった。ただ、標本サイズが 30 の場合で形状および尺度パラメータの真値が 8 以下の場合には、データの精度にかかわらず、事後平均値は真値よりも多少大きくなる傾向があった。これは、小標本の場合には推定値のばらつきが大きくなるため、とくに真値が小さい場合には、正值のみをとるワイブル分布のパラメータ推定値の事後分布が右に裾が広がったためであろう。このほか小標本では、とくに形状パラメータにおいて 5cm 括約では標準偏差が大きくなり、推定値の精度が悪化する傾向が見られた。また尺度パラメータでは、真値が大きくなるほど標準偏差が小さくなる傾向がいずれの標本サイズでも見られたが、この理由としては、同時に形状パラメータを大きくしているため、その影響を受けたことが考えられる。

以上の結果から、シミュレーションで確認した範囲のパラメータにおいては、とくに大標本であれば、5cm 括

約ほどに精度を落とした胸高直径階のデータを用いても、ワイブル分布のパラメータをおおむね正確に推定できると考えられる。

本報告は、森林総合研究所交付金プロジェクト「天然更新による低コストカンバ施業システムの開発」(課題番号 201903) の成果である。また、森林総合研究所北海道支所の中西敦史博士には、本報告の草稿を読んでいただき、有用なコメントをいただいた。お礼申し上げる。

引用文献

- Bailey, R. L. and Dell, T. R. (1973) Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *For. Sci.*, 19, 97–104.
- Cheng, C.-P., Wei, C., Tsai, M.-J. and Tsao, T.-M. (2017) A Weibull model of the impact of thinning and a typhoon event on the stand structure of *Cryptomeria japonica* in Central Taiwan over 100 years. *J. For. Res.*, 22, 22–29.
- 大野 泰之 (2018) シラカンバ人工林の生育実態—径級別の原木供給ポテンシャルの試算— 北方林業, 69, 97 – 103.
- Rennolls, K., Geary, D. N. and Rollinson, T. J. D. (1985) Characterizing diameter distributions by the use of the Weibull distribution. *Forestry*, 58, 57–66.
- R Core Team (2020) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/> (参照 2021-02-24).
- Stan Development Team (2020) Stan reference manual version 2.25. https://mc-stan.org/docs/2_25/reference-manual/index.html (参照 2021-02-24).

補足電子資料

以下はオンライン版のみの掲載となります。

<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/461/index.html>

List S1. シミュレーションを実行する R スクリプト

List S2. 直径データをワイブル分布にあてはめてパラメータを推定する Stan のコード

List S3. 直径階分布データをワイブル分布にあてはめてパラメータを推定する Stan のコード

ノート (Note)

Growth of *Melia volkensii* Gürke saplings propagated by root cuttings

Ryo FURUMOTO^{1)*}

Key words : clonal propagation, fast-growing tree, *Melia volkensii*, tree breeding

Introduction

Melia volkensii Gürke is a fast-growing tree species native to the drylands of eastern Africa, from Mt. Kenya to southern Tanzania. It is drought-tolerant and produces high-quality timber used for construction and furniture (Muok et al. 2010). In some areas, especially in Kenya, timber production from this species is a growing industry, and the markets and value chains of *M. volkensii* in the timber industry have been reported (Luvanda et al. 2015, Muthike and Gighiomi 2020).

To develop timber production and increase the incomes of local farmers, the Kenya Forestry Research Institute (KEFRI), along with some international cooperation partners, introduced this tree species to local farmers in the 1990s (Muok et al. 2010). In addition to supporting local tree farmers, KEFRI is actively involved in the breeding of *M. volkensii* in collaboration with the Japan International Cooperation Agency (JICA) and Forest Tree Breeding Center of Japan (FTBC) (Kamondo et al. 2016). They selected candidate plus trees and found that the growth of some improved varieties was approximately 17% higher than that of wild trees (Matsushita 2018). This is expected to increase the economic benefits to local communities in Kenya. Saplings of *M. volkensii* used for afforestation are usually grown from seeds (Muok et al. 2010). In order to increase the plantation of this species, more seeds and mother trees are needed. Further, the mother trees should be clones propagated from improved varieties with superior genetic traits.

Clonal trees are propagated from improved varieties through the grafting method, which requires special technical expertise and additional efforts to grow rootstocks (Kamondo et al. 2016). Hanaoka et al. (2016) suggested that root cutting propagation is an alternative, cost-effective method for

producing clones of *M. volkensii*. They proposed convenient criteria for root cuttings; according to their study, the formation frequency of adventitious buds was 77% in roots with a cut edge diameter >15 mm and fresh weight >20 g. However, the growth process of saplings propagated by root cuttings remains unclear.

In the present study, we propagated *M. volkensii* saplings by root cutting and investigated the growth process to examine the possibility of production of clonal saplings.

Materials and Methods

We collected the root materials for propagation from *M. volkensii* saplings that were used by Hanaoka et al. (2016) and grown for approximately six years in polyethylene pots in a temperature-controlled greenhouse with natural light in Hitachi, Ibaraki Prefecture, Japan (36° 41' N, 140° 41' E). We attempted to collect more than one root material from each donor sapling and obtained 74 root materials from 30 saplings. The length and weight of the root materials were measured before burying them in pumice (Setogahara Kaen, Gunma, Japan) in a way that their proximal ends (5 mm) were exposed above the ground. We conducted root cutting propagation on June 4, 2020, in a wind-protected greenhouse with natural light and temperature at the Iriomote Tropical Tree Breeding Technical Garden on Iriomote Island, Okinawa Prefecture, Japan (24° 19' N, 123° 54' E).

After approximately two months, on July 31, 2020, 45 out of the 74 root materials developed adventitious buds. We randomly selected 23 out of these 45 root materials and transplanted them into 9 cm × 30 cm polyethylene pots using a new medium consisting of commercial gardening soil (Oishi Corporation, Fukuoka, Japan) mixed with an equal volume of

根ざし増殖された *Melia volkensii* Gürke の苗木の成長
古本良

Received 12 March 2021, Accepted 25 May 2021

1) Extension and International Cooperation Department, Forest Tree Breeding Center (FTBC), Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Extension and International Cooperation Department, FTBC, FFPRI, 3809-1 Ishi, Juo, Hitachi, Ibaraki 319-1301, JAPAN

E-mail: Ryo_Furumoto@affrc.go.jp

原稿受付：令和3年3月12日 原稿受理：令和3年5月25日

1) 森林総合研究所 林木育種センター指導普及・海外協力部

* 森林総合研究所 林木育種センター指導普及・海外協力部 〒319-1301 茨城県日立市十王町伊師 3809-1

pumice. If the materials had multiple adventitious buds, we removed the excess buds, leaving only one. The transplanted materials were cultivated under a sun-shade tree for seven months. We measured the height of the saplings every month.

To evaluate the growth process, the heights and days after propagation were fitted to the Gompertz model. To examine the relationship between the heights at the seventh month and the fresh weights before propagation, a linear regression mixed-effect model was used. The parameters of the models were estimated by Bayesian analyses, specifying the individual number of materials as a random effect. Statistical analyses were conducted using R ver. 3.6.2. (R Core Team 2019) with the rstan library ver. 2.21.2. (Stan Development Team 2020) and the brms library ver. 2.14.4. (Burkner 2017, Burkner 2018).

Results

The mean length of the root materials was 17.6 cm (SD 5.9), ranging from 8.0–41.0 cm, and the mean fresh weight was 32.9 g (SD 17.1), ranging from 10.0–86.1 g. During the first two months of root cutting propagation, 3 out of the 74 materials were damaged by slug feeding on the adventitious buds, and one of the three damaged materials failed to develop new buds. Eventually, the formation frequency of adventitious buds was 61% (45 of the 74 materials). During the subsequent seven months of cultivation, death was recorded in 22% (5 of the 23 materials) of the materials, one material showed cessation of growth when its height reached 2 cm, and 74% of the materials (17 out of 23) showed normal development. The frequency of intact saplings from root cutting propagation was estimated to be 45% (the formation frequency of adventitious buds (61%) $\times$ the frequency of normal saplings after cultivation (74%)). The mean height at the end of the seventh month was 24.5 cm

(SD 8.2), ranging from 2–35 cm.

Fig. 1 shows the growth of saplings and the fitted curve generated using the Gompertz model. The fitted curve reached an asymptote in the sixth month. Fig. 2 shows the relationship between fresh weight before propagation and the height at the end of the seven-month cultivation period, as well as the regression line. The slope of the regression line was estimated to be 0.07, with 95% Bayesian confidence intervals ranging from -0.31 to 0.46 .

Discussion

In this study, the frequency of adventitious bud development was found to be 61%, which was lower than the 77% reported by Hanaoka et al. (2016). We used the root materials with a fresh weight between 10.0–86.1 g; some of them were less than 20 g in weight and did not match the criteria of Hanaoka et al. (2016). The use of unsuitable root materials might be responsible for the lower frequency of adventitious buds observed in our study.

In propagation by root cuttings, it is known that larger root materials produce adventitious buds more effectively (Del Tredici 1995, Ky-Demble et al. 2010, Snedden et al. 2010, Hanaoka et al. 2016). Additionally, Snedden et al. (2010) reported that root materials of trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) with larger diameters produce taller saplings compared to those with smaller diameters. On the other hand, in clonal propagation of *Detarium microcarpum* Guill. & Perr. by root cutting, shoot growth of longer root materials was similar to the shorter ones (Ky-Demble et al. 2010). Shoot growth after root cutting propagation may vary depending on the plant species rather than on the size of root material used for propagation. In this study, the slope of the regression line between plant height after seven months of

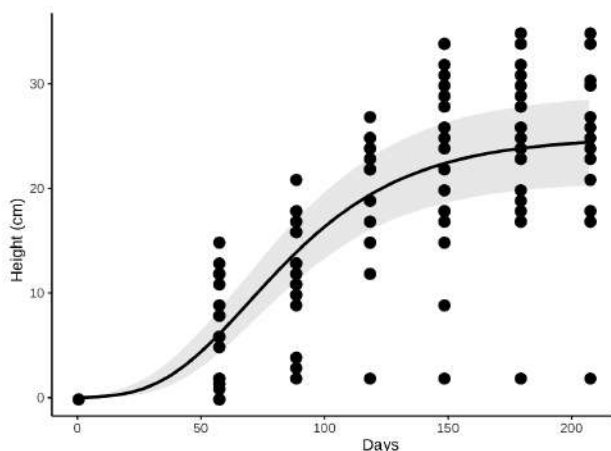


Fig. 1. Growth of *Melia volkensii* saplings propagated by root cuttings. The curve was generated using the Gompertz model. The gray band indicates 95% Bayesian confidence intervals of the fitting curve.

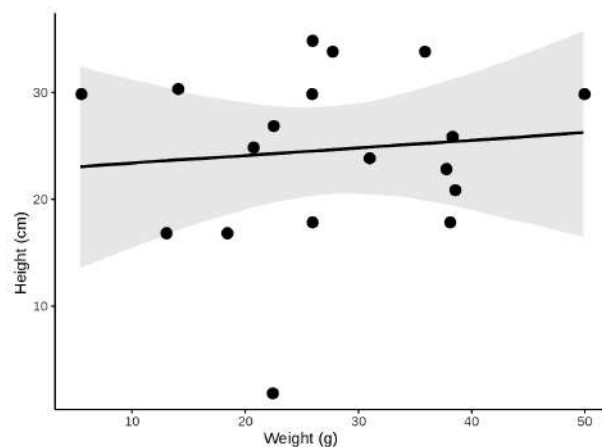


Fig. 2. Relationship between fresh weight before root cutting propagation and height at the end of seven months of cultivation. The line is their regression line. The gray band indicates 95% Bayesian confidence intervals of the regression line.

cultivation and fresh weight before root cutting propagation was estimated to be small (0.07), ranging from negative (- 0.31) to positive values (0.46). We observed that the use of larger root materials of *M. volkensii* did not always result in the production of larger saplings.

In Kenya, *M. volkensii* saplings produced from seeds are used for silviculture and grow up to a height of 30 cm in a period of three to four months (Muok et al. 2010). However, in the present study, a period of at least five months was necessary for the saplings propagated by root cuttings to achieve growth to a size considered adequate for out-planting. The slower growths observed in this study indicated that the environmental conditions on Iriomote Island were less suitable for the growth of *M. volkensii* saplings compared to the conditions in Kenya. The temperature and precipitation on Iriomote Island were higher than those in Kitui, Kenya (1° 22' S, 38° 1' E); the nursery in the KEFRI has a mean monthly temperature of 22.7 °C and a mean monthly precipitation of 65 mm (Chahilu and Sairinji 1995), whereas the mean monthly temperature and precipitation on Iriomote Island were 26.4 °C and 201 mm, respectively (Japan Meteorological Agency 2020). *M. volkensii* is a tree species that shows remarkable adaptation to drylands (Muok et al. 2010, Kamondo et al. 2016). Our results indicated that extremely high rainfall was not suitable for the growth of *M. volkensii* saplings.

In the present study, 45% of the root material achieved growth without being damaged. Even under unsuitable conditions, as seen in Iriomote Island, we could produce a certain number of clonal saplings of *M. volkensii* using the root cutting method. Thus, we expect higher adventitious bud formation frequency and better sapling growth of *M. volkensii* under more suitable conditions. To verify the practical utilization of *M. volkensii* root cutting propagation, studies in areas suitable for the growth of this tree species, such as Kenya, are required.

Acknowledgments

I thank Ms. Y. Nakagawa for exceptional help with measurements and cultivation. I also thank the anonymous reviewers for their valuable and constructive suggestions.

References

- Burkner, P. (2017) brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models Using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80(1), 1-28.
- Burkner, P. (2018) Advanced Bayesian Multilevel Modeling with the R Package brms. *The R Journal*, 10(1), 395-411.
- Chahilu, O. and Sairinji, T. (1995) Dryland Afforestation Manual for Tiva Pilot Forest (Field Operations) Kenya/Japan Social Forestry Training Project, Nairobi, Kenya, 33pp.
- Del Tredici, P. (1995) Shoots from roots: a horticultural review. *Arnoldia*, 55(3), 11-19.
- Hanaoka, S., Ohira, M., Matsushita, M. and Kariuki, J. (2016) Optimizing the size of root cutting in *Melia volkensii* Gürke for improving clonal propagation and production of quality planting stock. *African Journal of Biotechnology*, 15(29), 1551-1558.
- Japan Meteorological Agency (2020) Meteorological observation data in Ohara, Taketomi-cho, Okinawa Prefecture, Japan, https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/monthly_a1.php?prec_no=91&block_no=1251&year=2020&month=8&day=&view=, (accessed 2021-2-2).
- Kamondo, B. M., Kariuki, J. G., Luvanda, A. M., Muturi, G. M. and Ochieng, D. (2016) Guideline on Production, Distribution and Use of Improved Melia Seed and Seedlings in the Drylands of Kenya. KEFRI, Kenya, 40pp.
- Ky-Dembele, C., Tigabu, M., Bayala, J., Savadogo, P., Boussim, I. J. and Odén, P. C. (2010) Clonal propagation of *Detarium microcarpum* from root cuttings. *Silva Fennica*, 44(5), 775-786.
- Luvanda, A.M., Musyoki, J., Cheboiwo, J., Wekesa, L. and Ozawa, M. (2015) An assessment of the socio-economic importance of *Melia volkensii* based enterprises in Kenya. KEFRI/JICA PROJECT, Nairobi, Kenya, 56pp.
- Matsushita, M. (2018) Tree Breeding - Current results of Breeding of *Melia volkensii* - Interaction Workshop for Capacity Development Project for Sustainable Forest Management, #04
- Muok, B., Mwamburi, A., Kyalo, E. and Auka, S. (2010) Growing *Melia volkensii* A guide for farmers and tree growers in the drylands. KEFRI Information Bulletin No. 3. Kenya Forestry Research Institute, Nairobi, Kenya, 11pp.
- Muthike, G. and Githiomi, J. (2020) Value chain analysis of farm grown *Melia volkensii* (Gurke) timber in the South Eastern Dry lands of Kenya. *Journal of Horticulture and Forestry*, 12(4), 115-121.
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, <https://www.rproject.org/>, (accessed 2021-2-2).
- Snedden, J., Landhäuser, S. M., Lieffers, V. J. and Charleson, L. R. (2010) Propagating trembling aspen from root cuttings: impact of storage length and phenological period of root donor plants. *New Forests*, 39(2), 169-182.
- Stan Development Team (2020) RStan: the R interface to Stan. R package version 2.21.2., <http://mc-stan.org/>, (accessed 2021-2-2).

研究資料 (Research record)

木質バイオマス生産量の大きいヤナギ品種の開発

矢野 慶介¹⁾、田村 明²⁾、花岡 創^{3)*}、加藤 一隆³⁾

要旨

2種のヤナギ(オノエヤナギとエゾノキヌヤナギ)の遺伝資源を北海道内から広く収集し、それらのクローンを森林総合研究所林木育種センター北海道育種場に保存した。次に、クローンの特性評価を行うため、試験地への直ざしによるクローン植栽試験地を設定した。3成長期後の幹乾燥重量には大きなクローン間差が認められ、最良線形不偏予測(Best Linear Unbiased Prediction; BLUP)法を用いて推定したクローンの乾燥幹重量の予測値はクローン間差が最大となった試験地では3.89倍に達した。本資料では、ヤナギ短伐期林業による木質バイオマス生産の促進を目的に、幹の乾燥重量についてのクローンの特性評価結果とそれに基づいたクローン選抜について報告する。

キーワード: ヤナギ、短伐期林業、木質バイオマス生産、クローン選抜

はじめに

日本の河畔林の植生を代表する樹種としてヤナギ属の樹種を挙げることができる。ヤナギ属(*Salix*)の樹種に共通する特徴として、雌雄異株、綿毛(柳絮)による広範囲な種子散布、旺盛な初期成長が挙げられる。また、河畔林に生息するヤナギ属樹種にはさし木発根性と萌芽性に優れる樹種が多い。

さし木増殖の容易さと旺盛な初期成長から、ヤナギは短伐期の木質バイオマス生産林業の対象として注目され、北海道においては、王子製紙株式会社林木育種研究所(のちの王子製紙株式会社森林博物館、現 王子ホールディングス株式会社)(永田ら1994, 永田1999, 永田ら2000, 永田・竹田2002)や北海道開発局(北海道開発局開発監理部開発調査課2011)による試験研究が行われてきた。この中で、ヤナギ属樹種の中でも特にオノエヤナギ(*Salix udensis* Trautv. et C.A.Mey.)とエゾノキヌヤナギ(*Salix schwerinii* E.L.Wolf)の2種が木質バイオマス生産に適していることがわかった。なお、本資料では、吉山・茂木(2019)および米倉・梶田(2003)に従って、オノエヤナギとエゾノキヌヤナギの学名を前述のとおりとしたが、これまでの報告ではそれぞれ*S. sachalinensis*と*S. pet-susu*としたものが多い。また、オノエヤナギに関しては和名をナガバヤナギとする場合がある。

森林研究・整備機構森林総合研究所北海道支所(以下、北海道支所とする)では、平成20-22(2008-2010)年度の交付金プロジェクト研究「ヤナギ超短伐期栽培による新

たな木質バイオマス資源の作出」などにおいて、オノエヤナギとエゾノキヌヤナギを対象種として、精力的に研究開発を実施した(松崎2000, 丸山2008, 上村ら2015, 宇津木ら2015, Han et al. 2020, Harayama et al. 2020)。その成果は普及用パンフレットとしても公表・配布された(上村ら2014)。木質バイオマス資源としての利用については、燃料のみならず、キノコ培地、オガ粉の敷料利用などについて研究開発が取り組まれてきており(北海道開発局開発監理部開発調査課2011, 折橋ら2018a, b)、特にシイタケ栽培用菌床として有望である(原田2014, 原田ら2014)。また、木質バイオマス生産へのヤナギの利用についてはヨーロッパを中心とした諸外国でも取り組まれている(Larsson 1998, Caslin et al. 2010, Karp et al. 2011, Dimitriou and Rutz, 2015)。

上述の北海道支所が公表したパンフレットでは、今後のヤナギ木質バイオマス生産への取り組みの中で重要なこととして、施業の機械化と並んでクローン選抜を取り上げている(上村ら2014)。直ざしによるさし木の活着に優れ、初期成長に優れた種であるオノエヤナギとエゾノキヌヤナギのそれぞれの種内でも、その成長には大きな個体間差・クローン間差があり、ヤナギの木質バイオマス生産を産業として取り組む上で遺伝的改良が重要である。森林研究・整備機構森林総合研究所林木育種センター北海道育種場(以下、北海道育種場とする)では、平成21年度より北海道育種基本区内において、天然優良個体からの遺伝資源の収集・保存、クローン別植栽試験

原稿受付: 令和3年4月2日 原稿受理: 令和3年9月7日

1) 森林総合研究所 林木育種センター東北育種場

2) 森林総合研究所 林木育種センター

3) 森林総合研究所 林木育種センター北海道育種場

* 森林総合研究所 林木育種センター北海道育種場 北海道江別市文京台緑町 561-1、E-mail:sohana@affrc.go.jp

Table 1. 天然優良個体の収集と保存。数字は収集・保存個体数。

収集年度	収集地域	オノエ ヤナギ	エゾノキヌ ヤナギ	両種間雑種
		ヤナギ	ヤナギ	
平成 21 年度	釧路川流域	31	33	
平成 22 年度	網走・常呂川流域	16	29	
平成 23 年度	天塩川水系	23	22	
平成 23 年度	石狩川水系夕張川流域	30	26	
平成 24 年度	茶路・庶路川流域	40	23	1
平成 25 年度	天塩川水系	23	15	2
収集合計	314	163	148	3

に取り組んできた (田村ら 2009, 矢野ら 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, 矢野 2014, 2017)。本資料では、北海道育種場におけるこれまでのヤナギ育種の取り組み、特に、植栽試験によるクローンの特性評価結果と林木育種センター品種開発実施要領等に基づき実施した優良クローンの選抜結果について報告する。

材料と方法

平成 21 年度から 25 年度にかけ、北海道内の 6 地域 (Table 1) において主として河川敷および河畔林に成育していたオノエヤナギとエゾノキヌヤナギの優良形質木を選抜した (矢野ら 2012)。選抜に際しては選抜個体の位置、樹高、胸高直径とともにピロディン貫入量の測定をおこなった (田村ら 2009)。選抜木から長さ 20cm 程度の穂木を採取し、北海道育種場構内の「ヤナギバイオマス試験園」にさし木により遺伝資源の保存を行なった。

遺伝資源の保存は、試験地をトラクターで耕耘後、穂木を直さした。植栽は、苗間 50cm 及び列間を 50cm とし、2 列に植え付ける 2 条植えとし、2 条植え列と隣接する 2 条植え列の間隔を 1.5m とし、クローンあたり 10 本の穂木をさしつけた。さし付けは降雪前の 11 月におこなったものがほとんどである。北海道育種場で選抜したクローンのほか、王子製紙株式会社森林博物館から提供を受けた優良なオノエヤナギ 9 クローン、エゾノキヌヤナギ 10 クローン、また下川町から提供を受けた下川町産エゾノキヌヤナギ優良 6 クローンも同様に遺伝資源保存をおこなった。

遺伝資源として保存したクローンから再度採穂して、

北海道内の 3 箇所に試験地を設定した。各試験地は北海道育種基本区の 3 つの育種区 (林業研究・技術開発推進北海道ブロック会議育種分科会 2017) のそれぞれに設定した。中部育種区では道北の上川郡下川町に、東部育種区では道東の白糠郡白糠町に、西南部育種区では道央の江別市に設定した。以下それぞれを、下川試験地、白糠試験地、江別試験地とする。植栽クローンとしては、北海道育種場選抜のものに加え、王子製紙株式会社森林博物館および下川町から提供を受けたクローンも用いた。

下川試験地と白糠試験地については下川町と白糠町それぞれの町有地に、江別試験地については北海道育種場構内に設定した。試験地の設定方法については上記遺伝資源保存とほぼ同様であるが、試験地は 3 ブロック構成とし、下川試験地と白糠試験地では 1 クローン 1 ブロックあたり 6 個体、計 18 個体を基本数として供試した。江別試験地では、1 クローン 1 ブロック 5 個体、計 15 個体を基本数として供試した。クローンによっては穂木の不足などの理由でブロックによって植栽個体数が少ない場合や未設定となった場合もあった。供試クローン数は Table 2 のとおりである。なお、平成 24 (2012) 年、平成 25 (2013) 年、平成 29 (2017) 年にそれぞれ別の場所にも試験地を設定したが、設定当初は良好な活着を示したものの、その後の虫害あるいは成育不良により試験地を廃止とした。また、保存したものの、その後の成長不良や枯損等により穂木が採取できず、試験地へ植栽できなかったクローンが存在するが、これらはおそらく発根性および成長に欠点があるものと考えられる。これらの理由で収集はしたが未検定となったクローンが存在する。

植栽年や施肥方法は Table 2 のとおりで、植栽時には、窒素・リン酸・カリウムの混合緩行性肥料を窒素量換算で 50kg/ha として施肥を行なった。試験地によって若干異なるが、植栽後 1 成長期経過後に根元から幹を切除することによって萌芽枝の発生を促した。

木質バイオマス生産を目的としたヤナギクローンの特性調査として、植栽から 3 成長期経過後に収量調査を行った。収量調査は、ほぼ完全に落葉した 10 月以降の晩秋か

Table 2. 特性評価を行った試験地と施業の概要

試験地	白糠試験地	江別試験地	下川試験地
供試クローン数	オノエヤナギ 41 クローン エゾノキヌヤナギ 38 クローン	オノエヤナギ 53 クローン エゾノキヌヤナギ 66 クローン	オノエヤナギ 69 クローン エゾノキヌヤナギ 79 クローン
第 1 成長期の主な施業	平成 24(2012) 年春期 (4 月 -5 月中旬) 長さ 20cm 程度のさし穂を試験地に直さし 2 条植えプロット植栽 3 回繰り返し	平成 24(2012) 年秋期 (11 月) 長さ 20cm 程度のさし穂を試験地に直さし 単木混交 3 回繰り返し	平成 25(2013) 年秋期 (11 月) 長さ 20cm 程度のさし穂を試験地に直さし 2 条植えプロット植栽 3 回繰り返し
第 2 成長期の主な施業	平成 25(2013) 年成長開始前 (4 月) 萌芽を促進し収量を増加させる目的で成長した株を台切り	平成 26(2014) 年成長開始前 (4 月) 萌芽を促進し収量を増加させる目的で成長した株を台切り	平成 27(2015) 年成長開始前 (5 月) 萌芽を促進し収量を増加させる目的で成長した株を台切り
第 3 成長期の主な施業	26(2014) 年秋期落葉後 (11 月) 収量調査	27(2015) 年秋期落葉後 (11-12 月) 収量調査	28(2016) 年秋期落葉後 (10 月) 収量調査

ら冬にかけて実施し、幹を根元から切断し、枝を含む全ての幹の生総重量 W (g) を測定した。なお、少量の葉が着生している場合があったが、測定前に葉は除去した。幹のバイオマス量は通常乾燥重量で表記するが、3年生の幹の全量を乾燥して重量測定を行うことは極めて非効率である。矢野ら (2015) は、乾燥幹重量を求めるために適切な含水率試料採取位置を検討し、樹高の 1/3 位置が適切であることを報告しているため、収量調査においては樹高の 1/3 位置から含水率測定用試料を採取した。樹高のおよそ 1/3 の高さ位置で、幹を長さ 40 センチに切断し、樹皮を含む生重量 W_{sg} (g) を測定した (矢野ら 2015)。105 度のオーブンで恒量に達するまで乾燥し、乾燥重量 W_{sd} (g) を測定した。生重量と乾燥重量から含水率 (湿量基準含水率 MC、%、 $MC = (W_{sg} - W_{sd}) / W_{sg} \times 100$) を求めた。

個体ごとに求めた W と MC からクローンの評価値を算出した。なお、Table 2 のとおり植栽 1 年後に根元から断幹して萌芽を促すという施業方法を取っているため、通常断幹を受けた個体は株立ちするが、1 本の穂木に由来し、株立ちした複数の幹全てを 1 個体として扱った。評価値の算出は林木育種センター所長が定めた「国立研究開発法人森林総合研究所林木育種センター品種開発実施要領—木質バイオマス生産量の大きいヤナギ品種—」(平成 27 年 9 月 2 日付け 27 森林林育第 40 号、以下、実施要領とする) に従った。式 (1) のモデルに基づき統計ソフトウェアの ASReml (Gilmour et al. 2009) を用いて、試験地ごとに W と MC それぞれについてクローンを変量効果とした BLUP (Best Linear Unbiased Prediction, 最良線形不偏予測) 値を求めた。

$$Y_{ijk} = \mu + C_i + B_j + BC_{ij} + e_{ijk} \quad \dots (1)$$

ここで、 Y_{ijk} はクローン i の j ブロックの k 番目の個体の W または MC 値、 μ は全平均値、 C_i はクローン i の変量効果、 B_j は試験地のブロック j の固定効果、 BC_{ij} はクローンとブロックの交互作用の変量効果、 e_{ijk} は誤差である。

W と MC のクローンの効果である $BLUP_W$ と $BLUP_{MC}$ をクローンごとに、またモデルから推定されたそれぞれの全平均値 μ_W と μ_{MC} を求めた。 $BLUP$ 値は全平均を 0 とし、全平均からのクローンの効果による増減を示す値となっており、出力されるため、全平均値に $BLUP$ 値を加えた値をクローンごとの当該試験地における予測値 W_p と MC_p を算出した。

$$W_p = \mu_W + BLUP_W$$

$$MC_p = \mu_{MC} + BLUP_{MC}$$

W_p と MC_p より、当該試験地におけるクローンの幹の乾燥重量の予測値 Wd_p (g) を算出した。

$$Wd_p = W_p \times (1 - MC_p/100)$$

ここで、 Wd_p は、1 個体 (1 株) あたりの樹皮を含む葉と生殖器官を除いた地上部バイオマスの乾燥重量合計のクローンごとの予測値である。乾燥幹重量である Wd_p をクローンの代表値として、実施要領に沿って次の基準で試験地ごとに各クローンの 5 段階指数評価値を求めた。クローンごとの Wd_p の全クローン平均値 Av と全クローン標準偏差 Sd を求め、さらに、乾燥幹重量偏差 / 標準偏差

$$s = (Wd_p - Av) / Sd$$

を求め、下のとおりの 5 段階評価値を得た。

$$\begin{aligned} \text{評価値 5: } 1.5 \leq s \\ \text{評価値 4: } 0.5 \leq s < 1.5 \\ \text{評価値 3: } -0.5 \leq s < 0.5 \\ \text{評価値 2: } -1.5 \leq s < -0.5 \\ \text{評価値 1: } s < -1.5 \end{aligned}$$

試験地ごとのデータ解析に加え、3 試験地を総合して式 (2) のモデルにより 3 試験地込みでの W_p と MC_p も求めた。

$$Y'_{ijk} = \mu' + C_i + S_j + SC_{ij} + e_{ijk} \quad \dots (2)$$

ここで、 Y'_{ijk} はクローン i の試験地 j の k 番目の個体の W または MC 値、 μ' は全平均値、 C_i はクローン i の変量効果、 S_j は試験地 j の固定効果、 SC_{ij} はクローンと試験地の交互作用の変量効果、 e_{ijk} は誤差である。続いて試験地ごとの解析と同様に Wd_p を求めた上で 5 段階評価値を求めた。

クローンの選抜は、試験地ごとに式 (1) を基に求めた各クローンの W_{dp} に基づく 5 段階指数評価値 (s) が複数試験地で 4 以上であったもののうち、3 試験地をつないだ式 (2) に基づく W_{dp} の 5 段階指数評価値 (s) も 4 以上であったクローンを対象とした。また、選抜したクローンの選抜効果を推定することを目的に、式 (3) により $BLUP_{wd}$ を求め、選抜クローンの平均値を全平均値 μ' で割ったものを選抜効果 G として算出した。

$$Y'_{ijk} = \mu' + C'_i + S'_j + SC'_{ij} + e_{ijk} \quad \dots (3)$$

ここで、 Y'_{ijk} はクローン i の試験地 j の k 番目の個体の W_d 値、 μ' は全平均値、 C'_i はクローン i の変量効果、 S'_j は試験地 j の固定効果、 SC'_{ij} はクローンと試験地の交互作用の変量効果、 e_{ijk} は誤差である。

なお、試験地への植栽等では樹種を込みにして扱ったが、データの解析および選抜は樹種ごとにおこなった。

結果と考察

Table 1 に北海道育種場による遺伝資源の収集・保存実

績を示す。収集・保存数は、オノエヤナギ 163 個体、エゾノキヌヤナギ 148 個体および、両種の間間的な形態を示していたため雑種と判定した個体 3 個体、合計 314 個体である。以下、クローン名として「S」がつくもの（例：S4）はオノエヤナギを、「P」がつくもの（例：P201）はエゾノキヌヤナギを、「PS」がつくものは雑種を意味する。

選抜した個体の保存にあたって、活着率が低いクローンが散見されたことから、穂木の調整について検討した（矢野ら 2013）。この結果、当年生枝もしくは 2 年生枝は高い活着率を示すものの 3 年生枝、4 年生枝になると活着率が顕著に落ちることが判明した。当年生枝の場合、100% 近い発根率であるのに対し、5 年生枝以上では 20-30% 程度であった。このため、植栽試験地設定にあたっては、当年生枝から採穂することとした。なお、通常採穂は落葉後の晩秋から冬にかけて行うが、「当年生枝」とは、採穂時の前の成長期に伸びた枝のことであり、例えば 1 月採穂の場合は前年に伸びた枝をさす。一方、穂木の太さと 1 生育期間後の推定乾燥重量との関係は認められず、太さは 8mm 以上であれば考慮しなくていいと結論した（矢野ら 2013）。当年生または 2 年生枝から採取した、

長さ 20cm、太さ 8mm 以上の穂木によるさし木の植栽 1 年後の活着率は通常 100% であり、活着率が悪い場合でも 10 本さし木した場合 1 本枯死する程度で、非常に効率の高いさし木が実現できた。

Table 3 から 5 に白糠試験地、江別試験地、下川試験地それぞれでの特性調査結果の一覧を示す（矢野ら 2015, 2016, 2017）。 W_p の平均値はどちらの樹種においても江別試験地、下川試験地、白糠試験地の順に大きく、これは気象条件や立地の肥沃度などの試験地間での差の他、設定年が異なっていることによる気象条件の年次間差や草刈りの頻度など施業の違いも含まれた差であり、今後さらに検討を進める必要がある。一方で、 MC_p についてはいずれの樹種、試験地、クローンを問わず同程度の値であった（Table 3-5）。各クローンの W_p と MC_p に基づき算出した Wd_p の最大値と最小値の変動を倍数で示すと 3.36 倍、3.89 倍、1.91 倍（2 種込み）となり、これまでの指摘（Larsson 1998, 上村ら 2014）どおりクローンによって大きく異なることがわかった（Table 3-5）。3 試験地込みで式 (2) により推定した供試全クローンの W_p , MC_p , Wd_p の一覧を Table 6 に示した。式 (1) に基づく試験地別の解

Table 3. 平成 26(2004) 年白糠試験地の収量調査結果 (北海道育種場収集クローンの結果)
オノエヤナギ

No.	クローン	生総重量 W_p (g)	湿量基準 含水率 MC_p (%)	乾燥重量 Wd_p (g)	乾燥重量 偏差/標準 偏差	評価値	供試個体数				性別
							All	1B	2B	3B	
10	S1	506.9	55.9	223.5	-0.825	2	10	3	4	3	雄
11	S2	352.6	55.8	155.8	-1.603	1	12	4	2	6	雄
12	S3	460.9	54.6	209.2	-0.989	2	14	5	5	4	雄
13	S4	718.7	55.7	318.4	0.265	3	14	5	5	4	雄
14	S5	757.5	53.4	353.0	0.663	4	15	6	5	4	雌
15	S6	450.0	54.1	206.6	-1.019	2	8	3	2	3	?
16	S7	691.6	54.2	316.8	0.247	3	13	3	5	5	雌
17	S8	454.3	58.3	189.4	-1.217	2	12	4	3	5	雌
18	S9	826.5	54.4	376.9	0.937	4	8	2	3	3	?
19	S10	721.5	54.9	325.4	0.346	3	13	6	4	3	雄
20	S11	487.2	54.8	220.2	-0.863	2	3	1		2	雌
21	S12	707.4	55.5	314.8	0.224	3	13	4	5	4	雄
22	S13	500.5	57.0	215.2	-0.920	2	17	5	6	6	雄
23	S14	822.8	54.8	371.9	0.880	4	15	5	4	6	雄
24	S15	616.5	55.3	275.6	-0.226	3	13	2	6	5	雄
25	S16	809.6	54.7	366.7	0.820	4	15	4	6	5	雌
26	S17	665.8	54.0	306.3	0.126	3	12	4	5	3	雄
27	S18	547.8	58.1	229.5	-0.756	2	11	4	4	3	雌
28	S19	688.6	55.3	307.8	0.143	3	13	5	4	4	雄
29	S20	435.3	58.0	182.8	-1.293	2	16	5	6	5	雌
30	S21	1149.4	54.5	523.0	2.616	5	3		3		雄
31	S22	451.5	55.5	200.9	-1.085	2	14	3	6	5	?
32	S23	856.6	56.2	375.2	0.918	4	16	5	5	6	雌
33	S24	755.7	57.4	321.9	0.305	3	12	4	4	4	雌
34	S25	357.3	55.4	159.4	-1.561	1	15	6	4	5	雄
35	S26	571.6	54.5	260.1	-0.405	3	13	5	4	4	雄
36	S27	880.0	56.3	384.6	1.026	4	17	6	5	6	?
37	S28	501.0	56.3	218.9	-0.878	2	12	6	4	2	?
38	S29	608.8	55.7	269.7	-0.294	3	12	5	4	3	雌
39	S30	712.3	55.4	317.7	0.257	3	13	4	4	5	雄
40	S31	644.7	54.8	291.4	-0.045	3	11		5	6	?
41	S32	462.9	54.8	209.2	-0.989	2	16	6	4	6	?
平均		657.44	55.19	295.31			524				
標準偏差		187.81	1.29	87.05							

備考

生総重量および含水率は BLUP 値、乾燥重量は生総重量と含水率から求めた値

網掛けは 5 段階評価値 4 以上

S21 は成績はよいものの供試個体数が少ないため選抜しない

表外のオノエヤナギ 9 クローン、エゾノキヌヤナギ 5 クローンも供試した性別の？は着花がなく性別判定できていないクローン

エゾノキヌヤナギ

No.	クローン	生総重量 W_p (g)	湿量基準 含水率 MC_p (%)	乾燥重量 Wd_p (g)	乾燥重量 偏差/標準 偏差	評価値	供試個体数				性別
							All	1B	2B	3B	
6	P1	543.4	55.7	240.7	-0.310	3	12	3	4	5	雄
7	P2	581.0	53.2	271.9	0.368	3	12	4	3	5	雌
8	P3	614.7	58.4	255.7	0.016	3	9	3		6	雄
9	P4	510.0	54.9	230.0	-0.542	2	17	6	6	5	雄
10	P5	607.5	54.9	274.0	0.413	3	18	6	6	6	雌
11	P6	486.8	58.5	202.0	-1.150	2	18	6	6	6	雌
12	P7	507.1	55.0	228.2	-0.581	2	15	6	4	5	雌
13	P8	412.0	56.9	177.6	-1.680	1	17	6	6	5	雌
14	P9	632.2	55.1	283.9	0.628	4	15	4	5	6	雄
15	P10	635.1	55.0	285.8	0.670	4	15	4	5	5	雌
16	P11	672.0	57.6	284.9	0.650	4	15	5	5	5	雌
17	P12	524.3	54.7	237.5	-0.379	3	17	6	6	5	雌
18	P13	504.2	58.3	210.3	-0.970	2	16	5	5	6	雌
19	P14	401.3	59.7	161.7	-2.025	1	13	5	5	3	雌
20	P15	496.9	59.0	203.7	-1.113	2	16	4	6	6	雌
21	P16	564.9	54.7	255.9	0.020	3	16	6	5	5	雄
22	P17	575.2	53.0	270.3	0.333	3	17	5	6	6	雄
23	P18	601.3	55.9	265.2	0.222	3	15	5	5	5	雌
24	P19	518.1	58.1	217.1	-0.822	2	16	5	5	6	雄
25	P20	763.9	55.8	337.6	1.794	5	15	4	6	5	雌
26	P21	629.0	56.2	275.5	0.446	3	5		3	2	?
27	P22	728.3	54.9	328.5	1.597	5	16	5	5	6	雌
28	P23	583.7	56.4	254.5	-0.010	3	18	6	6	6	雌
29	P24	500.2	55.6	222.1	-0.714	2	15	5	5	5	雌
30	P25	450.8	56.5	196.1	-1.278	2	15	5	6	4	雌
31	P26	455.6	57.1	195.5	-1.291	2	12	3	6	3	雌
32	P27	631.8	57.8	266.6	0.253	3	16	4	6	6	雌
33	P28	505.4	54.8	228.4	-0.577	2	5	2	3		雌
34	P29	621.4	53.1	291.4	0.791	4	6	3		3	雌
35	P30	559.7	56.8	241.8	-0.286	3	15	4	6	5	雄
36	P31	440.4	58.3	183.6	-1.550	1	14	4	4	6	?
37	P32	695.6	53.6	322.8	1.473	4	12	5	3	4	雌
38	P201	719.2	56.1	315.7	1.319	4	17	6	6	5	雄
平均		575.92	55.87	254.97			535				
標準偏差		90.88	1.88	46.05							

析 (Table 3-5) において、いずれかの試験地で 5 段階指数評価値が 4 以上であったクローンを抽出し、式 (2) に基づき 3 試験地込みで解析した結果 (Table 6) も合わせて Table 7 に整理した。これら Table 7 に示したクローンのうち、2 試験地以上で 5 段階指数評価値が 4 以上であり、かつ 3 試験地込みの結果も 4 以上となったオノエヤナギは 9 クローン、エゾノキヌヤナギは 8 クローン存在し、これらを優良なクローンとして選抜した。これら選抜し

たクローンは、それぞれ Table 7 の右欄に示す名称のもと林木育種センターが開発する優良系統の候補とし、林木育種センターが設置する優良品種・技術評価委員会の審議を経て、林木育種センターの開発品種となった。

式 (3) のモデルで求めた全平均値 μ' はオノエヤナギとエゾノキヌヤナギでそれぞれ 545.22g と 455.32g であり、「木質バイオマス生産量の大きいヤナギ品種」となったオノエヤナギ 9 クローンとエゾノキヌヤナギ 8 クローンの

Table 4. 平成 27(2015) 年江別試験地の収量調査結果 (北海道育種場収集クローンの結果)

オノエヤナギ											
No.	クローン	生総重量 W _p (g)	湿量基準 含水率 MC _p (%)	乾重 W _d (g)	乾燥重量 偏差 / 標準偏差	評価値	供試個体数				性別
							All	1B	2B	3B	
10	S1	2248.4	53.9	1036.5	1.148	4	14	5	5	4	雄
11	S2	1128.1	54.3	515.5	-0.904	2	12	4	5	3	雄
12	S3	1553.3	53.3	725.4	-0.078	3	14	4	5	5	雄
13	S4	1665.0	54.9	750.9	0.023	3	15	5	5	5	雄
14	S5	1801.3	52.9	848.4	0.407	3	14	4	5	5	雌
15	S6	1439.9	53.8	665.2	-0.315	3	8	3	2	3	?
16	S7	2758.2	54.7	1249.5	1.987	5	15	5	5	5	雌
17	S8	2488.4	55.0	1119.8	1.476	4	14	5	4	5	雌
18	S9	2165.2	54.2	991.7	0.971	4	14	5	4	5	?
19	S10	3134.4	53.5	1457.5	2.806	5	13	4	4	5	雄
20	S11	1933.8	53.5	899.2	0.607	4	8	3	2	3	雌
21	S12	1523.5	56.3	665.8	-0.312	3	13	4	4	5	雄
22	S13	2230.8	54.1	1023.9	1.098	4	14	4	5	5	雄
23	S14	1807.4	53.2	845.9	0.397	3	15	5	5	5	雄
24	S15	2872.6	54.5	1307.0	2.213	5	13	4	5	4	雄
25	S16	2043.7	53.9	942.1	0.776	4	15	5	5	5	雌
26	S17	1705.5	52.7	806.7	0.243	3	15	5	5	5	雄
27	S18	2012.5	57.5	855.3	0.434	3	15	5	5	5	雌
28	S19	1113.9	54.0	512.4	-0.917	2	12	3	4	5	雄
29	S20	1148.7	55.6	510.0	-0.926	2	13	5	3	5	雌
30	S22	1351.8	54.3	617.8	-0.501	2	15	5	5	5	?
31	S23	1440.5	55.4	642.5	-0.404	3	12	2	5	5	雌
32	S24	2526.5	56.0	1111.7	1.444	4	6	2	1	3	雌
33	S25	1350.6	53.9	622.6	-0.483	3	13	5	5	3	雄
34	S26	1181.3	54.2	541.0	-0.804	2	15	5	5	5	雄
35	S27	2240.2	56.0	985.7	0.948	4	14	4	5	5	?
36	S28	1020.3	56.4	444.9	-1.183	2	14	5	4	5	?
37	S29	1617.4	54.1	742.4	-0.011	3	15	5	5	5	雌
38	S30	2439.1	54.7	1104.9	1.417	4	15	5	5	5	雄
39	S31	1752.4	54.4	799.1	0.213	3	14	5	4	5	?
40	S32	1729.9	55.0	778.5	0.132	3	15	5	5	5	?
41	S201	1428.7	55.2	640.1	-0.414	3	11	3	3	5	雄
42	S202	1923.2	56.7	832.7	0.345	3	13	4	4	5	雌
43	S203	1043.8	57.2	446.7	-1.175	2	13	3	5	5	雌
44	S205	1164.5	55.9	513.5	-0.912	2	15	5	5	5	雄
45	S206	841.0	54.8	380.1	-1.438	2	9	4	2	3	雌
46	S207	1041.2	55.1	467.5	-1.094	2	7	2	2	3	雄
47	S208	1132.3	55.5	503.9	-0.950	2	9	3	2	4	雌
48	S209	2443.9	56.6	1060.7	1.243	4	14	4	5	5	雌
49	S210	1297.9	56.0	571.1	-0.685	2	11	4	4	3	雌
50	S211	880.4	57.5	374.2	-1.461	2	11	4	3	4	雄
51	S214	1172.8	55.7	519.6	-0.888	2	11	3	4	4	雌
52	S215	886.9	55.7	392.9	-1.387	2	8	2	2	4	雌
53	S216	1190.7	55.3	532.2	-0.839	2	14	4	5	5	雌
平均		1648.50	54.88	745.10			684				
標準偏差		553.38	1.17	253.86							

備考

生総重量および含水率は BLUP 値、乾燥重量は生総重量と含水率から求めた値

網掛けは 5 段階評価値 4 以上

表外のオノエヤナギ 9 クローン、エゾノキヌヤナギ 9 クローンも供試した性別の? は着花がなく性別判定できていないクローン

エゾノキヌヤナギ											
No.	クローン	生総重量 W _p (g)	湿量基準 含水率 MC _p (%)	乾 重 W _d (g)	乾燥重量 偏差 / 標 準偏差	評価値	供試個体数				性別
							All	1B	2B	3B	
10	P1	1113.2	52.5	528.8	-0.423	3	14	5	5	4	雄
11	P2	935.7	54.1	429.5	-1.266	2	15	5	5	5	雌
12	P3	1547.8	58.4	643.9	0.553	4	14	5	5	4	雄
13	P4	1444.1	55.8	638.3	0.506	4	13	4	4	5	雄
14	P5	1268.2	54.8	573.2	-0.047	3	14	5	5	4	雌
15	P6	1503.8	55.6	667.7	0.755	4	14	4	5	5	雌
16	P7	1004.9	53.2	470.3	-0.920	2	9	3	4	2	雌
17	P8	1042.4	54.1	478.5	-0.850	2	12	4	5	3	雌
18	P9	1383.9	55.7	613.1	0.292	3	12	4	4	4	雄
19	P10	1070.0	53.2	500.8	-0.661	2	15	5	5	5	雌
20	P11	1271.0	56.0	559.2	-0.165	3	15	5	6	4	雌
21	P12	1065.2	55.1	478.3	-0.852	2	11	3	4	4	雌
22	P13	1413.2	56.5	614.7	0.306	3	15	5	5	5	雌
23	P14	1148.4	56.6	498.4	-0.681	2	13	5	4	4	雌
24	P15	1273.6	57.2	545.1	-0.285	3	11	5	3	3	雌
25	P16	1420.7	53.8	656.4	0.659	4	14	4	6	4	雄
26	P17	1232.7	52.5	585.5	0.058	3	15	5	5	5	雄
27	P18	1351.2	52.5	641.8	0.536	4	13	4	6	3	雌
28	P19	1213.5	56.0	533.9	-0.380	3	14	5	4	5	雄
29	P20	1761.6	56.1	773.3	1.651	5	15	5	5	5	雌
30	P22	1670.5	54.3	763.4	1.567	5	13	4	5	4	雌
31	P23	1427.6	54.7	646.7	0.577	4	12	4	5	3	雌
32	P24	1088.7	54.0	500.8	-0.661	2	14	4	5	5	雌
33	P25	1244.8	53.8	575.1	-0.030	3	13	4	4	5	雌
34	P26	1010.1	55.1	453.5	-1.062	2	15	5	6	4	雌
35	P27	1297.5	55.6	576.1	-0.022	3	12	3	6	3	雌
36	P28	924.1	55.1	414.9	-1.390	2	11	5	4	2	雌
37	P29	977.7	52.8	461.5	-0.995	2	14	4	7	3	雌
38	P30	1307.4	55.5	581.8	0.026	3	14	4	5	5	雄
39	P31	968.4	57.8	408.7	-1.443	2	9	4	4	1	?
40	P32	1192.4	53.2	558.0	-0.176	3	13	5	4	4	雌
41	P201	1600.0	54.6	726.4	1.253	4	14	4	5	5	雄
42	P202	904.8	55.8	399.9	-1.517	1	12	3	5	4	雌
43	P203	1021.7	55.4	455.7	-1.044	2	12	4	4	4	雄
44	P204	1236.9	54.0	569.0	-0.082	3	13	4	5	4	雄
45	P206	1321.2	54.9	595.9	0.146	3	12	3	5	4	雄
46	P207	1094.9	56.3	478.5	-0.850	2	14	4	5	5	?
47	P208	899.8	55.3	402.2	-1.498	2	7	2	3	2	雄
48	P209	1571.9	55.5	699.5	1.025	4	13	4	4	5	雌
49	P210	970.0	55.1	435.5	-1.215	2	14	5	6	3	雌
50	P211	991.5	55.4	442.2	-1.158	2	14	4	5	5	雌
51	P212	1633.0	55.9	720.2	1.201	4	15	5	5	5	雌
52	P213	1948.4	56.1	855.3	2.347	5	13	4	4	5	雌
53	P214	1841.7	54.3	841.7	2.232	5	13	4	5	4	雄
54	P215	1091.5	55.3	487.9	-0.770	2	12	2	5	5	雌
55	P216	1202.7	54.9	542.4	-0.308	3	16	6	5	5	雌
56	P217	1114.6	55.3	498.2	-0.683	2	10	3	4	3	雌
57	P218	1442.7	56.3	630.5	0.440	3	12	4	4	4	雄
58	P219	1326.2	55.2	594.1	0.131	3	14	5	4	5	雌
59	P220	1151.5	56.6	499.8	-0.669	2	9	1	4	4	雌
60	P224	1317.5	56.6	571.8	-0.059	3	14	5	5	4	雌
61	P225	1351.6	55.0	608.2	0.250	3	10		5	5	?
62	P226	1336.9	54.4	609.6	0.262	3	12	3	6	3	?
63	P227	1303.6	55.6	578.8	0.001	3	13	5	3	5	?
64	P228	1632.3	54.6	741.1	1.378	4	13	5	3	5	雌
65	P229	1363.0	55.5	606.5	0.236	3	12	4	5	3	雌
66	P230	1341.5	57.0	576.8	-0.016	3	13	4	6	3	雌
平均		1287.27	55.05	578.69			857				
標準偏差		255.06	1.34	117.84							

Table 5. 平成 28(2016) 年下川試験地の収量調査結果 (北海道育種場収集クローンの結果)

オノエヤナギ											
No.	クローン	生総重量 W _p (g)	湿量基準 含水率 MC _p (%)	乾重 W _d (g)	乾燥重量 偏差/標準 偏差	評価値	供試個体数				性別
							All	1B	2B	3B	
10	S1	1336.3	53.0	628.1	0.724	4	11	1	5	5	雄
11	S2	1165.7	54.8	526.9	-1.082	2	14	6	5	3	雄
12	S3	1220.5	52.2	583.4	-0.074	3	17	6	6	5	雄
13	S4	1365.2	53.7	632.1	0.795	4	18	6	6	6	雄
14	S5	1305	52.5	619.9	0.578	4	18	6	6	6	雌
15	S6	1489.9	52.8	703.2	2.064	5	14	3	6	5	?
16	S7	1260.2	53.5	586	-0.027	3	16	6	6	4	雌
17	S8	1267.6	55.3	566.6	-0.373	3	14	6	6	2	雌
18	S9	1263.9	53.0	594	0.116	3	17	5	6	6	?
19	S10	1447.4	50.3	719.4	2.353	5	17	6	5	6	雄
20	S11	1295.7	52.4	616.8	0.522	4	16	5	6	5	雌
21	S12	1374.6	53.7	636.4	0.872	4	18	6	6	6	雄
22	S13	1444.1	53.4	673	1.525	5	18	6	6	6	雄
23	S14	1269.5	52.0	609.4	0.390	3	18	6	6	6	雄
24	S15	1319.8	53.2	617.7	0.538	4	17	6	5	6	雄
25	S16	1314.1	51.7	634.7	0.842	4	13	6	4	3	雌
26	S17	1329.8	51.2	648.9	1.095	4	14	6	2	6	雄
27	S18	1222.3	55.7	541.5	-0.821	2	17	6	6	5	雌
28	S19	1321.9	53.5	614.7	0.485	3	15	6	3	6	雄
29	S20	1184.4	55.3	529.4	-1.037	2	15	5	5	5	雌
30	S22	1492.1	53.2	698.3	1.976	5	17	6	5	6	?
31	S23	1136.1	55.8	502.2	-1.522	1	14	5	6	3	雌
32	S24	1201.8	55.0	540.8	-0.834	2	18	6	6	6	雌
33	S25	1259.4	52.5	598.2	0.190	3	5	5	5	5	雄
34	S26	1096.2	54.9	494.4	-1.661	1	16	6	6	4	雄
35	S27	1196.7	54.0	550.5	-0.661	2	16	6	6	4	?
36	S28	1264.8	54.5	575.5	-0.215	3	18	6	6	6	?
37	S29	1235.7	54.0	568.4	-0.341	3	10	5	2	3	雌
38	S30	1570.6	51.7	758.6	3.052	5	18	6	6	6	雄
39	S31	1240	54.2	567.9	-0.350	3	16	4	6	6	?
40	S32	1217.9	54.1	559	-0.509	2	18	6	6	6	?
41	S84	1198.3	54.6	544	-0.777	2	5	3	3	2	?
42	S90	1373.4	52.8	648.2	1.082	4	8	3	3	2	?
43	S92	1274.7	51.3	620.8	0.594	4	9	3	3	3	?
44	S93	1194.1	53.0	561.2	-0.470	3	17	6	6	5	?
45	S94	1257.3	54.8	568.3	-0.343	3	12	3	3	6	?
46	S96	1447.2	51.4	703.3	2.065	5	7	2	3	2	?
47	S103	1206.8	54.4	550.3	-0.664	2	6	3	3	3	?
48	S105	1208.3	55.3	540.1	-0.846	2	8	3	3	2	?
49	S106	1230.2	53.0	578.2	-0.166	3	16	6	5	5	?
50	S107	1177.7	52.3	561.8	-0.459	3	7	1	3	3	?
51	S111	1258.5	52.9	592.8	0.094	3	9	3	3	3	?
52	S112	1393.2	53.0	654.8	1.200	4	9	3	3	3	?
53	S135	1300.1	51.9	625.3	0.674	4	14	4	5	5	?
54	S201	1332.2	52.4	634.1	0.831	4	17	6	6	5	雄
55	S202	1277.8	57.5	543.1	-0.793	2	17	5	6	6	雌
56	S203	1187.6	56.9	511.9	-1.349	2	18	6	6	6	雌
57	S204	1172.8	56.1	514.9	-1.296	2	17	6	5	6	?
58	S205	1180.3	55.9	520.5	-1.196	2	16	5	6	5	雄
59	S206	1287.7	50.6	636.1	0.867	4	15	6	5	4	雌
60	S207	1358.6	52.8	641.3	0.959	4	14	5	6	3	雄
61	S208	1224.9	53.6	568.4	-0.341	3	16	5	6	5	雌
62	S209	1239.9	55.4	553	-0.616	2	14	6	5	3	雌
63	S210	1278.9	54.6	580.6	-0.124	3	17	6	5	6	雌
64	S211	1261.7	55.0	567.8	-0.352	3	14	5	6	3	雄
65	S212	1259.2	55.2	564.1	-0.418	3	10	6	4	4	?
66	S213	1388.3	55.0	624.7	0.663	4	18	6	6	6	?
67	S214	1138.9	55.9	502.3	-1.520	1	15	5	5	5	雌
68	S215	1221.2	54.4	556.9	-0.546	2	8	6	2	6	雌
69	S216	1248.7	54.4	569.4	-0.323	3	17	5	6	6	雌
平均		1267.62	53.71	587.52			985				
標準偏差		93.33	1.58	56.05							

備考
生総重量および含水率は BLUP 値、乾燥重量は生総重量と含水率から求めた値
網掛けは 5 段階評価値 4 以上
表外のオノエヤナギ 9 クローン、エゾノキヌヤナギ 14 クローンも供試した
性別の? は着花がなく性別判定できていないクローン

エゾノキヌヤナギ											
No.	クローン	生総重量 W _p (g)	湿量基準 含水率 MC _p (%)	乾重 W _d (g)	乾燥重量 偏差/標準 偏差	評価値	供試個体数				性別
							All	1B	2B	3B	
10	P1	959.3	55.3	428.8	-1.286	2	12	4	4	4	雄
11	P2	986.5	54.0	453.8	-0.963	2	13	5	4	4	雌
12	P3	1288.1	56.1	565.5	0.479	3	17	6	6	5	雄
13	P4	1247.9	55.5	555.3	0.347	3	18	6	6	6	雄
14	P5	1074.7	54.2	492.2	-0.467	3	15	6	4	5	雌
15	P6	1290.1	55.7	571.5	0.556	4	11	4	3	4	雌
16	P7	963.5	54.7	436.5	-1.186	2	14	6	3	5	雌
17	P8	1095.7	54.0	504.0	-0.315	3	18	6	6	6	雌
18	P9	1527.1	54.7	691.8	2.109	5	16	6	5	5	雄
19	P10	1246.5	53.7	577.1	0.629	4	15	6	3	6	雌
20	P11	1176.2	56.1	516.4	-0.155	3	17	6	5	6	雌
21	P12	960.8	54.9	433.3	-1.228	2	15	3	6	6	雌
22	P13	997.2	56.7	431.8	-1.247	2	16	5	6	5	雌
23	P14	1303.7	56.2	571.0	0.550	4	16	6	5	5	雌
24	P15	1284.0	55.9	566.2	0.488	3	13	6	3	4	雌
25	P16	1014.1	53.8	468.5	-0.773	2	16	6	6	4	雄
26	P17	1073.9	52.5	510.1	-0.236	3	12	4	6	2	雄
27	P18	950.3	53.9	438.1	-1.166	2	14	5	5	4	雌
28	P19	1040.8	55.5	463.2	-0.842	2	17	6	6	5	雄
29	P20	928.2	53.4	432.5	-1.238	2	17	5	6	6	雌
30	P22	1294.3	52.7	612.2	1.082	4	16	6	5	5	雌
31	P23	1266.0	54.1	581.1	0.680	4	17	5	6	6	雌
32	P24	1251.4	54.1	574.4	0.594	4	14	4	6	4	雌
33	P25	1086.0	53.6	503.9	-0.316	3	15	6	5	4	雌
34	P26	964.5	54.3	440.8	-1.131	2	14	5	4	5	雌
35	P27	1231.7	55.6	546.9	0.239	3	13	5	5	3	雌
36	P28	1038.4	54.9	468.3	-0.776	2	16	5	6	5	雌
37	P29	1179.7	52.5	560.4	0.413	3	18	6	6	6	雌
38	P30	925.7	55.0	416.6	-1.443	2	17	5	6	6	雄
39	P31	1106.8	56.7	479.2	-0.635	2	12	4	4	4	?
40	P32	1370.0	52.5	650.8	1.580	5	17	6	5	6	雌
41	P87	1167.9	54.1	536.1	0.099	3	7	2	2	3	?
42	P91	1161.1	54.9	523.7	-0.061	3	7	3	2	2	?
43	P93	1615.6	53.5	751.3	2.877	5	9	3	3	3	?
44	P94	929.8	54.7	421.2	-1.384	2	9	3	3	3	?
45	P95	1308.5	55.9	577.0	0.627	4	8	3	2	3	?
51	P201	1615.6	54.2	739.9	2.730	5	15	6	4	5	雄
52	P202	1266.3	55.1	568.6	0.519	4	17	6	6	5	雌
53	P203	1101.8	54.4	502.4	-0.336	3	16	5	5	6	雄
54	P204	1128.6	53.6	523.7	-0.061	3	18	6	6	6	雄
55	P205	1095.9	55.0	493.2	-0.454	3	13	2	6	5	?
56	P206	1236.1	54.9	557.5	0.376	3	15	4	6	5	雄
57	P207	930.2	52.9	438.1	-1.166	2	15	5	4	6	?
58	P208	1034.1	55.3	462.2	-0.855	2	14	6	3	5	雄
59	P209	1132.1	53.7	524.2	-0.054	3	17	6	6	5	雌
60	P210	1264.0	56.0	556.2	0.359	3	16	5	6	5	雌
61	P211	1146.3	55.7	507.8	-0.266	3	17	6	6	5	雌
62	P212	1401.0	55.7	620.6	1.190	4	16	6	6	4	雌
63	P213	913.2	54.8	412.8	-1.492	2	18	6	6	6	雌
64	P214	1310.7	53.1	614.7	1.114	4	18	6	6	6	雄
65	P215	1036.4	52.8	489.2	-0.506	2	17	5	6	6	雌
66	P216	1186.5	52.9	558.8	0.392	3	17	6	6	5	雌
67	P217	1216.7	54.4	554.8	0.341	3	15	4	5	6	雌
68	P218	1112.2	54.8	502.7	-0.332	3	15	6	3	6	雄
69	P219	1101.8	55.0	495.8	-0.421	3	17	6	6	5	雌
70	P220	1288.8	56.3	563.2	0.449	3	18	6	6	6	雌
71	P221	828.5	52.0	397.7	-1.687	1	14	6	6	2	?
72	P222	1237.8	55.2	554.5	0.337	3	16	4	6	6	?
73	P224	1137.1	55.5	506.0	-0.289	3	18	6	6	6	雌
74	P225	1082.4	53.6	502.2	-0.338	3	15	6	4	5	?
75	P226	1566.4	51.5	759.7	2.986	5	18	6	6	6	?
76	P227	1332.9	53.0	626.5	1.266	4	14	6	5	3	?
77	P228	1034.6	53.4	482.1	-0.598	2	15	5	4	6	雌
78	P229	1224.6	54.8	553.5	0.324	3	17	6	5	6	雌
79	P230	1423.3	54.4	649.0	1.557	5	18	6	6	6	雌
平均							1188				
標準偏差											

Table 6. 3 試験地での収量調査結果に基づき 3 試験地込みで計算した結果 (北海道育種場収集クローンの結果)
オノエヤナギ エゾノキヌヤナギ

No.	クローン	生総重量 W _g (g)	湿量基準含水率 MC _c (%)	乾燥重量 W _d (g)	乾燥重量偏差 /標準偏差	評価値
10	S1	1300.164	54.3	593.655	0.877	4
11	S2	970.846	54.9	437.832	-1.575	1
12	S3	1112.871	53.4	518.698	-0.303	3
13	S4	1269.356	54.8	574.206	0.571	4
14	S5	1264.188	53.0	594.333	0.888	4
15	S6	1213.866	53.6	563.331	0.400	3
16	S7	1374.128	54.2	629.254	1.437	4
17	S8	1287.652	56.1	565.228	0.430	3
18	S9	1297.98	53.9	597.824	0.943	4
19	S10	1597.113	52.8	753.358	3.390	5
20	S11	1219.936	53.5	567.783	0.470	3
21	S12	1254.846	55.2	562.472	0.386	3
22	S13	1386.649	54.8	626.641	1.396	4
23	S14	1246.947	53.4	581.564	0.687	4
24	S15	1430.984	54.4	653.101	1.813	5
25	S16	1340.328	53.4	624.566	1.364	4
26	S17	1240.068	52.7	587.061	0.773	4
27	S18	1204.397	57.0	517.59	-0.320	3
28	S19	1132.807	54.3	517.217	-0.326	3
29	S20	1001.358	56.3	437.854	-1.575	1
30	S21	1302.25	54.0	598.657	0.956	4
31	S22	1234.069	54.4	563.155	0.397	3
32	S23	1120.876	55.7	497.052	-0.643	2
33	S24	1305.22	56.1	573.2	0.555	4
34	S25	1049.493	53.8	484.887	-0.835	2
35	S26	977.344	54.5	444.867	-1.464	2
36	S27	1293.442	55.3	577.806	0.628	4
37	S28	1052.759	55.7	466.656	-1.122	2
38	S29	1165.711	54.4	531.284	-0.104	3
39	S30	1540.738	53.9	709.571	2.701	5
40	S31	1177.183	54.6	534.912	-0.047	3
41	S32	1134.15	54.7	514.088	-0.375	3
42	S84	1124.053	55.4	501.721	-0.570	2
43	S90	1279.327	54.0	588.938	0.803	4
44	S92	1193.277	52.9	561.854	0.377	3
45	S93	1123.558	54.0	516.5	-0.337	3
46	S94	1157.305	55.9	510.603	-0.430	3
47	S96	1313.968	53.1	616.33	1.234	4
48	S103	1118.958	55.0	503.945	-0.535	2
49	S105	1124.663	55.8	497.461	-0.637	2
50	S106	1156.009	54.1	530.284	-0.120	3
51	S107	1098.943	53.5	510.481	-0.432	3
52	S111	1178.767	54.1	541.549	0.057	3
53	S112	1299.044	54.2	595.573	0.907	4
54	S135	1215.812	53.4	567.152	0.460	3
55	S201	1200.988	54.2	550.281	0.195	3
56	S202	1255.03	57.3	536.463	-0.023	3
57	S203	1014.674	57.2	434.088	-1.634	1
58	S204	1098.542	56.5	477.591	-0.949	2
59	S205	1020.94	56.1	448.244	-1.411	2
60	S206	1026.725	53.2	480.969	-0.896	2
61	S207	1173.015	54.3	535.798	-0.033	3
62	S208	1055.572	54.9	475.609	-0.981	2
63	S209	1342.977	56.1	589.164	0.806	4
64	S210	1121.502	55.6	498.059	-0.627	2
65	S211	1036.253	56.3	452.366	-1.346	2
66	S212	1158.062	55.7	513.01	-0.392	3
67	S213	1301.265	55.7	576.656	0.610	4
68	S214	996.613	56.2	436.955	-1.589	1
69	S215	991.454	55.1	445.569	-1.453	2
70	S216	1084.598	55.2	486.366	-0.811	2
平均		1192.81	54.72	540.64		
標準偏差		132.72	1.16	66.14		

No.	クローン	生総重量 W _g (g)	湿量基準含水率 MC _c (%)	乾燥重量 W _d (g)	乾燥重量偏差 /標準偏差	評価値
10	P1	873.8	54.5	397.2	-1.031	2
11	P2	853.1	53.9	393.4	-1.104	2
12	P3	1121.0	57.6	475.0	0.471	3
13	P4	1063.3	55.4	473.8	0.449	3
14	P5	972.9	54.7	441.0	-0.184	3
15	P6	1086.9	56.6	471.8	0.410	3
16	P7	833.6	54.2	381.6	-1.332	2
17	P8	870.8	55.0	391.6	-1.140	2
18	P9	1173.3	55.2	525.4	1.444	4
19	P10	997.4	54.1	458.1	0.145	3
20	P11	1030.9	56.6	447.1	-0.068	3
21	P12	874.2	54.9	394.0	-1.092	2
22	P13	955.3	57.2	409.3	-0.798	2
23	P14	973.1	57.4	414.3	-0.702	2
24	P15	985.9	57.3	421.0	-0.571	2
25	P16	981.4	54.2	449.8	-0.016	3
26	P17	948.0	52.8	447.3	-0.064	3
27	P18	940.3	54.1	431.8	-0.364	3
28	P19	929.2	56.5	403.9	-0.902	2
29	P20	1085.2	55.1	486.9	0.701	4
30	P21	1007.0	55.6	447.2	-0.065	3
31	P22	1192.9	54.0	549.0	1.900	5
32	P23	1070.8	55.1	481.3	0.593	4
33	P24	987.6	54.6	448.5	-0.041	3
34	P25	936.2	54.6	424.6	-0.502	2
35	P26	826.0	55.5	367.6	-1.604	1
36	P27	1025.7	56.4	447.0	-0.070	3
37	P28	828.7	55.2	371.3	-1.530	1
38	P29	947.0	52.8	446.7	-0.074	3
39	P30	920.7	55.8	407.1	-0.839	2
40	P31	842.5	57.7	356.2	-1.822	1
41	P32	1083.7	53.1	508.3	1.115	4
42	P87	1006.1	55.0	452.7	0.041	3
43	P91	1007.8	55.6	447.9	-0.051	3
44	P93	1231.1	54.5	560.2	2.116	5
45	P94	892.7	55.4	398.1	-1.013	2
46	P95	1080.2	56.4	471.3	0.400	3
52	P201	1314.8	54.9	592.8	2.745	5
53	P202	944.8	55.9	417.1	-0.646	2
54	P203	902.9	55.3	403.8	-0.903	2
55	P204	978.1	54.2	447.8	-0.054	3
56	P205	987.8	55.7	438.1	-0.242	3
57	P206	1058.7	55.4	472.0	0.414	3
58	P207	858.4	55.0	385.9	-1.248	2
59	P208	847.8	55.6	376.1	-1.439	2
60	P209	1084.0	55.0	488.2	0.725	4
61	P210	945.7	56.1	415.2	-0.684	2
62	P211	919.2	56.0	404.8	-0.884	2
63	P212	1222.7	56.2	535.0	1.630	5
64	P213	1097.9	55.7	485.8	0.680	4
65	P214	1232.1	54.2	564.8	2.206	5
66	P215	916.9	54.4	417.9	-0.632	2
67	P216	985.3	54.3	450.1	-0.010	3
68	P217	979.5	55.3	438.1	-0.240	3
69	P218	1038.4	55.9	457.9	0.141	3
70	P219	990.4	55.5	440.5	-0.195	3
71	P220	1054.0	56.8	455.1	0.087	3
72	P221	834.9	53.0	392.1	-1.129	2
73	P222	1033.1	55.9	455.5	0.095	3
74	P224	999.1	56.5	434.7	-0.308	3
75	P225	1027.9	54.6	466.6	0.309	3
76	P226	1207.6	53.4	563.2	2.174	5
77	P227	1087.2	54.8	491.8	0.796	4
78	P228	1065.3	54.5	484.7	0.658	4
79	P229	1047.4	55.6	464.8	0.275	3
80	P230	1123.3	56.1	493.3	0.824	4
平均		1003.36	55.25	448.99		
標準偏差		110.79	1.13	51.04		

備考

生総重量および含水率は BLUP 値、乾燥重量は生総重量と含水率から求めた値

網掛けは 5 段階評価値 4 以上

表外のオノエヤナギ 9 クローン、エゾノキヌヤナギ 14 クローンも供試した

Table 7. 3 試験地いずれかでの評価値が 4 以上のクローンの 3 試験地それぞれと 3 試験地込みでの結果 (北海道育種場収集クローンの結果)

樹種	クローン	H26 白糠試験地		H27 江別試験地		H28 下川試験地		3 試験地込み		開発品種名
		乾燥重量 W _d (g)	評価値	乾燥重量 W _d (g)	評価値	乾燥重量 W _d (g)	評価値	乾燥重量 W _d (g)	評価値	
オノエヤナギ	全クローン平均値	295.31		745.10		587.52		540.64		
オノエヤナギ	同上標準偏差	87.05		253.86		56.05		66.14		
オノエヤナギ	S1	223.5	2	1036.5	4	628.1	4	593.7	4	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 1 号
オノエヤナギ	S4	318.4	3	750.9	3	632.1	4	574.2	4	
オノエヤナギ	S5	353.0	4	848.4	3	619.9	4	594.3	4	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 5 号
オノエヤナギ	S6	206.6	2	665.2	3	703.2	5	563.3	3	
オノエヤナギ	S7	316.8	3	1249.5	5	586.0	3	629.3	4	
オノエヤナギ	S8	189.4	2	1119.8	4	566.6	3	565.2	3	
オノエヤナギ	S9	376.9	4	991.7	4	594.0	3	597.8	4	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 9 号
オノエヤナギ	S10	325.4	3	1457.5	5	719.4	5	753.4	5	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 10 号
オノエヤナギ	S11	220.2	2	899.2	4	616.8	4	567.8	3	
オノエヤナギ	S12	314.8	3	665.8	3	636.4	4	562.5	3	
オノエヤナギ	S13	215.2	2	1023.9	4	673.0	5	626.6	4	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 13 号
オノエヤナギ	S14	371.9	4	845.9	3	609.4	3	581.6	4	
オノエヤナギ	S15	275.6	3	1307.0	5	617.7	4	653.1	5	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 15 号
オノエヤナギ	S16	366.7	4	942.1	4	634.7	4	624.6	4	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 16 号
オノエヤナギ	S17	306.3	3	806.7	3	648.9	4	587.1	4	
オノエヤナギ	S22	200.9	2	617.8	2	698.3	5	563.2	3	
オノエヤナギ	S23	375.2	4	642.5	3	502.2	1	497.1	2	
オノエヤナギ	S24	321.9	3	1111.7	4	540.8	2	573.2	4	
オノエヤナギ	S27	384.6	4	985.7	4	550.2	2	577.8	4	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 27 号
オノエヤナギ	S30	317.7	3	1104.9	4	758.6	5	709.6	5	バイオマス品種 オノエヤナギ 北育 30 号
オノエヤナギ	S90	NA		NA		648.2	4	588.9	4	
オノエヤナギ	S92	NA		NA		620.8	4	561.9	3	
オノエヤナギ	S96	NA		NA		703.3	5	616.3	4	
オノエヤナギ	S112	NA		NA		654.8	4	595.6	4	
オノエヤナギ	S135	NA		NA		625.3	4	567.2	3	
オノエヤナギ	S201	NA		640.1	3	634.1	4	550.3	3	
オノエヤナギ	S206	NA		380.1	2	636.1	4	481.0	2	
オノエヤナギ	S207	NA		467.5	2	641.3	4	535.8	3	
オノエヤナギ	S209	NA		1060.7	4	553.0	2	589.2	4	
オノエヤナギ	S213	NA		NA		624.7	4	576.7	4	
	検定クローン数	41		53		69		70		開発品種数: 9
	評価値 4 以上のクローン数	10		14		22		22		
	評価値 4 以上の育種場収集クローン数	6		13		22		20		

樹種	クローン	H26 白糠試験地		H27 江別試験地		H28 下川試験地		3 試験地込み		開発品種名
		乾燥重量 W _d (g)	評価値	乾燥重量 W _d (g)	評価値	乾燥重量 W _d (g)	評価値	乾燥重量 W _d (g)	評価値	
エゾノキヌヤナギ	全クローン平均値	254.97		578.69		528.39		448.99		
エゾノキヌヤナギ	同上標準偏差	46.05		117.84		77.47		51.04		
エゾノキヌヤナギ	P3	255.7	3	643.9	4	565.5	3	475.0	3	
エゾノキヌヤナギ	P4	230.0	2	638.3	4	555.3	3	473.8	3	
エゾノキヌヤナギ	P6	202.0	2	667.7	4	571.5	4	471.8	3	
エゾノキヌヤナギ	P9	283.9	4	613.1	3	691.8	5	525.4	4	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 9 号
エゾノキヌヤナギ	P10	285.8	4	500.8	2	577.1	4	458.1	3	
エゾノキヌヤナギ	P11	284.9	4	559.2	3	516.4	3	447.1	3	
エゾノキヌヤナギ	P14	161.7	1	498.4	2	571.0	4	414.3	2	
エゾノキヌヤナギ	P16	255.9	3	656.4	4	468.5	2	449.8	3	
エゾノキヌヤナギ	P18	265.2	3	641.8	4	438.1	2	431.8	3	
エゾノキヌヤナギ	P20	337.6	5	773.3	5	432.5	2	486.9	4	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 20 号
エゾノキヌヤナギ	P22	328.5	5	763.4	5	612.2	4	549.0	5	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 22 号
エゾノキヌヤナギ	P23	254.5	3	646.7	4	581.1	4	481.3	4	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 23 号
エゾノキヌヤナギ	P24	222.1	2	500.8	2	574.4	4	448.5	3	
エゾノキヌヤナギ	P29	291.4	4	461.5	2	560.4	3	446.7	3	
エゾノキヌヤナギ	P32	322.8	4	558.0	3	650.8	5	508.3	4	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 32 号
エゾノキヌヤナギ	P93	NA		NA		751.3	5	560.2	5	
エゾノキヌヤナギ	P95	NA		NA		577.0	4	471.3	3	
エゾノキヌヤナギ	P201	315.7	4	726.4	4	739.9	5	592.8	5	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 201 号
エゾノキヌヤナギ	P202	NA		399.9	1	568.6	4	417.1	2	
エゾノキヌヤナギ	P209	NA		699.5	4	524.2	3	488.2	4	
エゾノキヌヤナギ	P212	NA		720.2	4	620.6	4	535.0	5	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 212 号
エゾノキヌヤナギ	P213	NA		855.3	5	412.8	2	485.8	4	
エゾノキヌヤナギ	P214	NA		841.7	5	614.7	4	564.8	5	バイオマス品種 エゾノキヌヤナギ 北育 214 号
エゾノキヌヤナギ	P226	NA		609.6	3	759.7	5	563.2	5	
エゾノキヌヤナギ	P227	NA		578.8	3	626.5	4	491.8	4	
エゾノキヌヤナギ	P228	NA		741.1	4	482.1	2	484.7	4	
エゾノキヌヤナギ	P230	NA		576.8	3	649.0	5	493.3	4	
	検定クローン数	38		66		79		80		開発品種数: 8
	評価値 4 以上のクローン数	11		19		20		19		
	評価値 4 以上の育種場収集クローン数	8		14		17		15		

備考

各試験地での評価値の網掛けはその試験地で評価値 4 以上となったことを示す

クローン名及び開発品種名の網掛けは 2 箇所以上の試験地で評価値 4 以上となりかつ 3 試験地込みでの評価値も 4 以上であった開発品種

Table 8. BLUP_{wd} の推定値と全体平均 μ " の結果

オノエヤナギ クローン	BLUP _{wd}	エゾノキヌヤナギ クローン	BLUP _{wd}	備考 開発品種の結果のみ網掛けで示した
S1	59.4	P3	36.3	
S2	-104.2	P4	23.3	
S3	-29.4	P6	32.7	
S4	39.8	P9	79.8	
S5	47.5	P10	2.6	
S6	21.2	P11	3.9	
S7	91.8	P14	-25.7	
S8	43.7	P16	-4.3	
S9	57.1	P18	-24.4	
S10	225.9	P20	34.5	
S11	26.6	P22	100.4	
S12	28.0	P23	32.9	
S13	99.4	P24	-6.7	
S14	38.9	P29	-17.2	
S15	121.1	P32	52.6	
S16	85.3	P93	122.4	
S17	40.5	P95	31.9	
S18	-8.6	P201	155.8	
S19	-24.0	P202	-33.4	
S20	-94.8	P209	39.7	
S22	30.7	P212	98.0	
S23	-36.8	P213	40.6	
S24	45.8	P214	122.2	
S25	-60.9	P226	118.6	
S26	-101.3	P227	45.2	
S27	44.4	P228	34.5	
S28	-67.3	P230	51.7	
S29	-6.3	P21	-0.0	
S30	181.9	P210	-35.6	
S31	-4.1	P211	-44.4	
S32	-25.5	P212	98.0	
S84	-32.5	P213	40.6	
S90	50.9	P214	122.2	
S92	10.4	P215	-40.9	
S93	-27.7	P216	-6.3	
S94	-17.5	P217	-12.7	
S96	75.5	P218	14.1	
S103	-35.1	P219	-11.1	
S105	-35.0	P22	100.4	
S106	-13.6	P220	17.1	
S107	-42.0	P221	-83.6	
S111	-2.2	P222	10.7	
S112	59.5	P224	-11.7	
S135	19.2	P225	15.3	
S201	9.3	P226	118.6	
S202	13.4	P227	45.2	
S203	-95.0	P228	34.5	
S204	-50.5	P229	19.4	
S205	-87.1	P23	32.9	
S206	-68.6	P230	51.7	
S207	-2.3	P24	-6.7	
S208	-65.5	P25	-30.5	
S209	60.9	P26	-88.3	
S210	-35.5	P27	5.2	
S211	-78.8	P28	-86.4	
S212	-17.6	P29	-17.2	
S213	52.6	P3	36.3	
S214	-98.9	P30	-44.4	
S215	-96.9	P31	-88.5	
S216	-52.0	P32	52.6	
平均 μ "	545.22	P4	23.3	
		P5	-14.8	
		P6	32.7	
		P7	-80.8	
		P8	-64.3	
		P87	1.8	
		P9	79.8	
		P91	1.1	
		P93	122.4	
		P94	-57.7	
		P95	31.9	
		平均 μ "	455.32	

乾燥幹重量 Wd についての選抜効果 G はそれぞれ 18.8% と 18.6% であった (Table 8)。あくまでも今回の 3 試験地のみでの結果からの推定値であるものの、3 試験地同様 ha あたり 2 万本の植栽を行った場合、その 3 成育期間経過後の収量 (乾燥幹重量) は、オノエヤナギでは 10.9 t/ha から 13.0 t/ha に、エゾノキヌヤナギでは 9.1 t/ha から 10.8 t/ha に改良できることとなる。今回のクローン選抜により乾燥幹重量について非常に大きな遺伝的改良効果が認められたと結論できる。

謝 辞

本研究は、北海道育種場と王子製紙株式会社森林博物館 (王子ホールディングス株式会社)・下川町・白糠町それぞれとの共同研究として行ったものである。王子製紙株式会社森林博物館 (王子ホールディングス株式会社) にはヤナギ短伐期林業の施業方法等について、王子製紙株式会社森林博物館と下川町には供試材料の提供について、下川町と白糠町には試験地の提供・設定および管理について、それぞれ多大なご協力をいただいた。試験地設定・管理・収量試験については、北海道育種場職員多数の多大なご協力をいただくとともに、中田了五氏には本稿執筆にあたって多くの貢献をいただいた。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- Caslin, B., Finnan, J. and McCracken A. ed. (2010) *Willow best practice guideline*. Teagasc & Agri-Food and Biosciences Institute, 70pp.
- Dimitriou, I. and Rutz, D. (2015) *Sustainable rotation coppice A Handbook*. WIP Renewable Energies, 104pp.
- Gilmour, A. R., Gogel, B. J., Cullis, B. R. and Thompson, R. (2009) *ASReml user guide release 3.0*. VSN International Ltd., 372pp.
- Harayama, H., Han, Q., Ishihara, M., Kitao, M., Uemura, A., Sasaki, S., Yamada, T., Utsugi, H. and Maruyama, Y. (2020) Estimation of yield loss due to deer browsing in a short rotation Coppice Willow Plantation in Northern Japan. *Forests*. 11, 809; doi:10.3390/f11080809
- Han, Q., Ishihara, M., Uemura, A., Eriko, I., Utsugi, H., Kitao, M. and Maruyama, Y. (2020) High biomass productivity of short-rotation Willow plantation in boreal Hokkaido achieved by mulching and cutback. *Forests*. 11, 505; doi:10.3390/f11050505
- 原田 陽 (2014) 早生樹「ヤナギ」を活用したシイタケ栽培の可能性. 林産試だより, 2014 年 6 月号, 8.
- 原田 陽・折橋 健・檜山 亮・宜寿次 盛生・棚野孝夫 (2014) シイタケ菌床栽培における早生樹「ヤナギ」の利用. 日本きのこ学会誌, 22, 24-29.
- 北海道開発局開発監理部開発調査課 (2011) 北海道に適した新たなバイオマス資源の導入に向けて. 開発こう

- ほう, 2011.9, 43-48.
- Karp, A., Hanley, S. J., Trybush, S. O., Macalpine, W., Pei, M. and Shield, I. (2011) Genetic improvement of willow bioenergy and biofuel. *J. Integrative Plant Biol.* 53, 151-165.
- Larsson, S. (1998) Genetic improvement of willow for short-rotation coppice. *Biomass and Bioenergy*, 15, 23-26.
- 丸山 温 (2008) ヤナギ超短伐期栽培による新たな木質バイオマス資源の作成 (研究プロジェクトの紹介). 北海道の林木育種, 51(1), 26-27.
- 松崎 智徳 (2000) ヤナギクローンの成長形質に関する遺伝性. 北海道の林木育種, 43(1), 8-10.
- 永田 義明 (1999) ヤナギ類木質バイオマスの高密度生産方式と優良クローンの選抜. 北海道の林木育種, 42(2), 15-19.
- 永田 義明・竹田 貴彦・戸巻 邦夫 (2001) ヤナギ類バイオマス短伐期試験地における樹種・クローン別容積重. 北海道の林木育種, 43(2), 1-4.
- 永田 義明・竹田 貴彦 (2002) エゾノキヌヤナギ木質バイオマスの短期生産. 日林北支論 50, 59-61.
- 永田 義明・戸巻 邦夫・舩甚 知子 (1994) ヤナギ類木質バイオマスの短期生産と優良クローンの選抜. 北海道の林木育種, 37(2), 5-9.
- 折橋 健・檜山 亮・原田 陽 (2018a) シイタケ栽培用の菌床基材としてのヤナギの利用 (第1報) ヤナギおが粉の物性. 林産試験場報, 546, 1-8.
- 折橋 健・檜山 亮・原田 陽 (2018b) シイタケ栽培用の菌床基材としてのヤナギの利用 (第2報) ヤナギおが粉の成分組成. 林産試験場報, 546, 9-14.
- 林業研究・技術開発推進北海道ブロック会議育種分科会 (2017) 北海道育種基本区林木育種推進計画.
- 田村 明・生方 正俊・那須 仁弥・高倉 康造 (2009) 短伐期木質バイオマス生産に適したヤナギ類の候補木の選抜—材質 (バイオマス量) に着目した生育地における優良候補木の選抜方法について—. 北海道の林木育種, 52(2), 16-19.
- 上村 章・原山 尚徳・宇津木 玄 (2014) 北海道におけるエネルギー作物「ヤナギ」の生産の可能性. 森林総合研究所 第3期中期計画成果 18 (木材・木質資源—2). 独立行政法人森林総合研究所北海道支所, 15pp.
- 上村 章・原山 尚徳・宇津木 玄・高橋 祐二・丸山 温 (2015) ヤナギの超短伐期栽培. 北海道の林木育種, 58(1), 33-36.
- 宇津木 玄・松井 哲哉・高橋 正義・上村 章・原山 尚徳・伊藤 江利子・古家 直行・石原 誠・佐山 勝彦・松浦 友紀子・韓 慶民 (2015) 木質資源作物としてのヤナギの利用可能性. 北方森林研究, 63, 15-17.
- 矢野 慶介 (2014) ヤナギ属2種の開花特性. 野幌の丘から, No. 182, 1.
- 矢野 慶介 (2017) エゾノキヌヤナギにおける開花フェノロジーの産地間差. 北方森林研究, 65, 21-22.
- 矢野 慶介・福田 陽子・田村 明・山田 浩雄・織田 春紀・阿部 正信・小園 勝利・佐藤 亜樹彦・那須 仁弥・生方 正俊 (2013) ヤナギ類における穂木の性質がさし木苗の生存率および成長量に及ぼす影響. 北方森林研究, 61, 53-54.
- 矢野 慶介・福田 陽子・田村 明・山田 浩雄・織田 春紀・小園 勝利・阿部 正信・生方 正俊・那須 仁弥・高倉 康造 (2012) バイオマス生産品種開発を目的としたオノエヤナギおよびエゾノキヌヤナギの選抜. 林木育種センター年報 (平成24年版), 44-47.
- 矢野 慶介・田村 明・福田 陽子・織田 春紀・中田 了五・山田 浩雄 (2015) 北海道白糠町に設定したヤナギ類さし木試験地における3年次成長量のクローン間変異. 第126回日本森林学会学術講演集, 134.
- 矢野 慶介・中田 了五・福田 陽子・田村 明・山田 浩雄 (2016) 道央地域に植栽したヤナギの3年次におけるバイオマス収量のクローン間変異. 第127回日本森林学会学術講演集, 144.
- 矢野 慶介・福田 陽子・花岡 創・田村 明・山田 浩雄・生方 正俊 (2017) 北海道北部下川町の試験地におけるヤナギ属2樹種のバイオマス生産量のクローン間変異. 第128回日本森林学会学術講演集, 144.
- 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 2019-08-05).
- 吉山 寛・茂木 透 (2019) ヤナギハンドブック. 文一総合出版, 176pp.

Variety development in willow species for the biomass production

Keisuke YANO¹⁾, Akira TAMURA²⁾, So HANAOKA^{3)*} and Kazutaka KATO³⁾

Abstract

Genetic resources from two willow species (*Salix udensis* and *S. schwerinii*) were collected in Hokkaido, and their clones were preserved at the Hokkaido Regional Breeding Office, Forest Tree Breeding Center, Forestry and Forest Products Research Institute. Clonal test sites were established to evaluate clonal characteristics by direct plantation of stem cuttings to the test sites. A large variation was observed in the dry mass of the clone stems after three growing seasons. Predicted values of the clonal stem dry mass were calculated via the best linear unbiased prediction (BLUP) method. There was a 3.89-fold difference among the clones at a site. Here, we report the results of clonal evaluations of the stem dry mass production and clonal selection based on their evaluations, with the goal of improving woody biomass production using short rotation forestry for the willow species.

Key words : *Salix* species, short rotation forestry, woody biomass production, clonal selection

Received 2 April 2021, Accepted 7 September 2021

1) Tohoku Regional Breeding Office, Forest Tree Breeding Center (FTBC), Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) FTBC, FFPRI

3) Hokkaido Regional Breeding Office, FTBC, FFPRI

* Hokkaido Regional Breeding Office, FTBC, FFPRI ; E-mail:sohana@affrc.go.jp

研究資料 (Research record)

Effects of biochar on the early growth characteristics of teak seedlings planted in sandy soil in northeast Thailand

Masazumi KAYAMA^{1), 2)*}, Suchat NIMPILA³⁾, Sutjaporn Hongthong³⁾, Reiji YONEDA^{1), 4)},
Woraphun HIMMAPAN³⁾ and Iwao NODA^{1), 5)}

Abstract

Teak (*Tectona grandis* L. f.) seedlings planted in sandy soil in northeastern Thailand often experience suppressed growth due to nutrient deficiency and drought stress. Based on a preliminary field pot experiment, it was observed that biochar increased the root growth of the seedlings. To verify the effects of biochar under field conditions, teak seedlings were planted in a sandy soil treated with 1 kg of biochar in July 2014 (2.5 Mg ha⁻¹), and were cultivated until November 2015. Biomass, photosynthetic rate, and the concentrations of elements in soil and plant materials were compared between biochar and control (no application) treatments.

The biochar used in this study contained nitrogen, calcium, and potassium, and thus acted as a fertilizer. Its application accelerated the growth of teak seedlings, increased their photosynthetic rates, and chlorophyll and calcium concentrations in plant tissues. It was concluded that biochar is a useful material to improve the quality of sandy soils and accelerate the growth of teak seedlings.

Key words : sandy soil, charcoal, photosynthesis, chlorophyll, nutrients

1. Introduction

Teak (*Tectona grandis* L. f.) is an important timber species in tropical regions (Tewari 1992). In general, the soil of natural teak forests in Thailand is alkaline, with a pH between 6.8 and 7.8 (Kaosa-ard 1989). The soils in Asian tropical uplands are characterized by low clay content, low pH, low fertility, low water holding capacity, and low cation exchange capacity (CEC) (Suzuki et al. 2007, Kayama et al. 2016, 2017). Previous analyses demonstrated that teak planted in sandy soils showed reduced growth (Tangmitcharoen et al. 2012) and experienced drought stress (Kayama et al. 2017). Thus, soil improvement is essential to promote the growth of teak seedlings in this type of soils.

Biochar (charcoal) can play a role in increasing the water holding capacity and CEC of sandy soils (Kammann et al. 2011, Yuan and Xu 2011, Novak et al. 2012). The application of biochar increases the content of several nutrients in soil, such as N, Ca, and Mg (Yuan and Xu 2011, Jha et al. 2016, Kayama et al. 2016, Rezende et al. 2016), and can act as a fertilizer. In reforestation programs conducted in Laos, biochar was applied during the planting of woody species (Sovu et al. 2011). In the preliminary pot experiment in the present

study, the effects of biochar were examined and the growth characteristics of teak seedlings were monitored (Kayama et al. 2016). Adding 4% of biochar increased soil water content and accelerated teak root growth. Moreover, Rezende et al. (2016) reported that applying activated biochar also accelerated the growth of teak seedlings, however verification tests in a field environment have not been conducted to this date.

The objective of this study was to verify the validity of biochar in a field environment. Teak seedlings were cultivated in a sandy soil with biochar, and it was hypothesized that using this material can improve soil quality, which should accelerate the growth of teak seedlings. To verify this hypothesis, the growth characteristics of teak seedlings were measured in the early growth period, and they were compared to those of seedlings in untreated sandy soil.

2. Materials and methods

The experiment was conducted in the Northeast Forest Seed Center in Khon Kaen Province, northeastern Thailand (16°16' N, 102°47' E, 191 m a.s.l.) and the meteorological data of this area were reported by Kayama et al. (2016). The sandy soil here was classified as Acrisol using the FAO/UNESCO soil

Received 12 March 2021, Accepted 9 September 2021

1) Forestry Division, Japan International Research Center for Agricultural Sciences

2) (Present address) Department of Plant Ecology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

3) Royal Forest Department, THAILAND

4) (Present address) Shikoku Research Center, FFPRI

5) (Present address) Tama Forest Science Garden, FFPRI

* Department of Plant Ecology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687, JAPAN; E-mail: kayama@affrc.go.jp

taxonomy, and as Ultisol using the USDA taxonomy (Food and Agriculture Organization 1993, Kyuma 2003). An area covering 840 m² was selected as the experimental plot, and in April 2014 land preparation procedures were carried out at this site. A clone of teak seedlings was selected from Mae Hong Son Province (clone number 21), and it was planted in various locations (Royal Forest Department, unpublished data), then the treatment with biochar and the control (without applied biochar) were established. Three 12 m × 10 m blocks for each treatment were set up in the experimental site, and their positions were randomized, maintaining a 2 m distance between each block. In June 2014, before planting the seeds, 60 kg of biochar—made from *Acacia* wood bought from a market in Thailand—was prepared. The *Acacia* biochar was produced in a kiln at approximately 400°C, and the density was 0.68–0.72 g cm⁻³ (Forest products research division, Royal Forest Department, Ministry of Agriculture and Cooperatives 1984). Then, the biochar was crushed to fragments measuring less than 5 mm in diameter, and subsequently 1 kg batches of biochar were placed in separate plastic bags.

A total of 252 teak seedlings were planted in each block in July 2014: 42 seedlings were planted inside each block; 22 were planted outside and were considered as buffer trees; 20 were planted within the buffer trees and were set as the target trees. To plant the seedlings, a hole (30 cm × 30 cm, and 30 cm deep) was excavated, and the soil removed during the process was collected and mixed with 1 kg of biochar in order to prepare the treatment. After the mixing phase, a teak seedling was planted in the hole, which was then filled with the treated soil. The biochar application area measured 10 m × 8 m in each block, and the amount of biochar was 2.5 Mg ha⁻¹. All the above procedures were conducted also for the control treatment, except for the addition of biochar in the soil. Soil moisture sensors (SM150, Delta-T Devices Ltd., Cambridge, UK) were also inserted at the center of two blocks.

Soil texture and chemical properties were measured, including soil pH, CEC and concentrations of C, total N, available P, and base cations. Three seedlings located at the three corners of each block were selected, and surface soil samples (0–5 cm) were collected from beneath these seedlings in July 2014. The soil data of biochar treatment were included its particle. The chemical properties of biochar were also measured, and four samples of crushed biochar were collected for this purpose. The detailed methods of soil analysis are described in Kayama et al. (2021).

After the planting phase, the height and root collar diameter of all seedlings were measured, together with the photosynthetic rates at different light saturation (P_{sat}) and stomatal conductance (gs). Nine individuals with healthy teak leaves were selected from the second level from the top,

and P_{sat} was measured five times throughout the experiment (October 2014, February 2015, May 2015, July 2015, and October 2015), in the mornings (09:00–11:00). The measurements were conducted using a portable gas analyzer (LI-6400, LiCor, Lincoln, NE, USA). The photosynthetic photon flux, temperature and CO₂ concentration were recorded at 1,800 μmol m⁻²s⁻¹, 28°C, and 38.0 Pa, respectively. After the photosynthetic rate was measured, an area of 0.66 cm² of leaf disks was collected, and chlorophyll was extracted using dimethyl sulfoxide (DMSO). The concentration of chlorophyll was measured using a spectrophotometer (AE-VIS721, A and E Lab. Co., London, UK), and was calculated by the equation described in Barnes et al. (1992).

In order to determine the biomass of teak seedlings, the dry masses of leaves, stems, and roots were measured. At the end of November 2015, four teak seedlings were randomly collected from each of the three blocks. The other teak seedlings were left in place to determine their long-term effects on teak growth. The detailed methods used to determine the biomass are described in Kayama et al. (2021). The leaf area was also calculated from the data on length and width, using the equation from Tondjo et al. (2015). The concentrations of N, P, K, Ca, Mg, and Na in leaves and fine roots were analyzed using dried samples that were ground to a fine powder. N concentration was determined using an NC analyzer (Sumigraph NC-220F, Sumika Chemical Analysis Service, Tokyo, Japan). The remaining samples were digested using the HNO₃-HCl-H₂O₂ method (Goto 1990), and the concentrations of P, K, Ca, Mg, and Na were analyzed using an ICP analyzer (ICPE-9000, Shimadzu, Kyoto, Japan).

All parameters were statistically analyzed using Kyplot

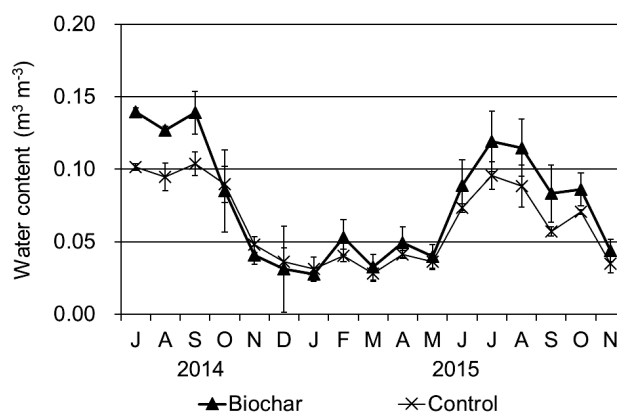


Fig. 1. Average soil water content in biochar and control treatments (July 2014–November 2015, n = 2).

The data for the control treatment were from Kayama et al. (2017). The data of the control treatment in Tables 1, 2, and 3, and Fig. 2 and 3 were also from Kayama et al. (2017).

5.0 (Kyens Lab, Inc.) The differences between parameter means were evaluated by analysis of variance (ANOVA), and compared between biochar and control treatments.

3. Results

The water content was low from November 2014 to May 2015, and high during the rainy season (June–September 2014 and June–September 2015, Fig. 1). When comparing the two treatments, soil water content was higher in the biochar treatment during the rainy season; however, there was little difference in soil water content between biochar and control treatments in the dry season. There were no significant differences between the two treatments in each month.

The biochar used in the experiment contained 47% of C (Table 1), its pH was 8.5, and high concentrations of N, Ca, and K were detected in it. In terms of soil texture, the sand

content was approximately 80% in each treatment (Table 2), and there were no significant differences between sand, silt, and clay contents between the two treatments ($P > 0.05$). Soil pH, CEC and the concentrations of N, Ca, and K were significantly higher in the biochar-treated soil ($P < 0.01$). There were no significant differences in the content of other nutrients between the two treatments.

Between October 2014 and the end of the experiment, tree height and root collar diameter values were significantly higher in biochar-treated seedlings ($P < 0.001$, Fig. 2). At the end of the experiment, tree height and diameter in the biochar treatment increased by 67 cm and 13.9 mm, respectively. In contrast, the control treatment did not show any obvious effects on growth, and here the values increased only by 12 cm and 4.6 mm, respectively.

In the biochar treatment, P_{sat} showed significantly higher

Table 1. Chemical properties of the biochar (Mean $\pm$ SE, n = 4).

pH	CEC (cmol kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)
8.51 $\pm$ 0.04	46.6 $\pm$ 6.0	424 $\pm$ 87	13,182 $\pm$ 1257	263 $\pm$ 30
Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)	
6477 $\pm$ 488	502 $\pm$ 73	2782 $\pm$ 336	30.2 $\pm$ 3.1	

Table 2. Texture and chemical properties of soils in biochar and control treatments (Mean $\pm$ SE, n=9). The mean values of each parameter were analyzed using ANOVA. ** $P < 0.01$, * $P < 0.001$, and n.s. = not significant.**

Treatment	Texture (%)			pH
	Sand	Silt	Clay	
Biochar	80.2 $\pm$ 0.6	14.0 $\pm$ 0.3	5.8 $\pm$ 0.5	5.55 $\pm$ 0.13
Control	80.2 $\pm$ 0.5	14.1 $\pm$ 0.7	5.7 $\pm$ 0.9	4.53 $\pm$ 0.08
Statistical test	n.s.	n.s.	n.s.	***
	CEC (cmol kg ⁻¹)	C (g kg ⁻¹)	N (mg kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)
Biochar	1.99 $\pm$ 0.14	8.43 $\pm$ 1.62	267 $\pm$ 46	7.60 $\pm$ 2.20
Control	1.30 $\pm$ 0.10	7.00 $\pm$ 2.32	96 $\pm$ 16	8.62 $\pm$ 2.01
Statistical test	**	n.s.	**	n.s.
	Ca (mg kg ⁻¹)	Mg (mg kg ⁻¹)	K (mg kg ⁻¹)	Na (mg kg ⁻¹)
Biochar	221 $\pm$ 43	39.6 $\pm$ 9.7	73.9 $\pm$ 8.7	1.37 $\pm$ 0.35
Control	53 $\pm$ 8	22.9 $\pm$ 2.9	22.7 $\pm$ 2.9	2.67 $\pm$ 0.59
Statistical test	***	n.s.	***	n.s.

values in October 2014, May 2015, and October 2015 ($P < 0.001$, Fig. 3), and the same was observed for the g_s values, except for May 2015 ($P < 0.05$). P_{sat} and g_s showed the highest values in the biochar treatment in October 2014, but these were lower in February and May 2015. In July 2015, the values of P_{sat} and g_s in the biochar treatment increased. In contrast, the control treatment showed low P_{sat} and g_s values in each measurement period, and P_{sat} decreased in October 2015. The chlorophyll concentration showed significantly higher values in the biochar treatment in October 2014, February 2015, and October 2015 ($P < 0.05$). The highest chlorophyll concentration for both treatments was observed in October 2015.

Before the planting phase, the dry masses of leaves, stems, and roots of teak seedlings measured 1.6 g, 1.5 g, and 2.1 g, respectively. At the end of the experiment, the survival rate of seedlings was 55% in the control treatment and 92% in the biochar treatment, with only five dead seedlings during the experimental period. The leaf area in the biochar treatment was significantly larger than that in the control treatment ($P < 0.001$, Table 3). Additionally, the dry masses of leaves, stems, and roots showed significantly higher values in the biochar

treatment ($P < 0.001$).

Ca concentration in the leaves and roots, and K concentration in the roots were significantly higher in the biochar treatment ($P < 0.001$, Table 4). There were no significant differences in the concentration of other nutrients between the two treatments.

4. Discussion

Based on the results of this study, various positive effects of biochar application were confirmed. Generally, studies have shown that biochar application can alter the physical and chemical properties of soil (Glaser et al. 2002) and can decrease its bulk density (Glaser et al. 2002). The bulk density of sandy soil was measured at 1.56 g cm^{-3} by calculating the soil dry mass (42 kg) and the volume of a single hole (27,000

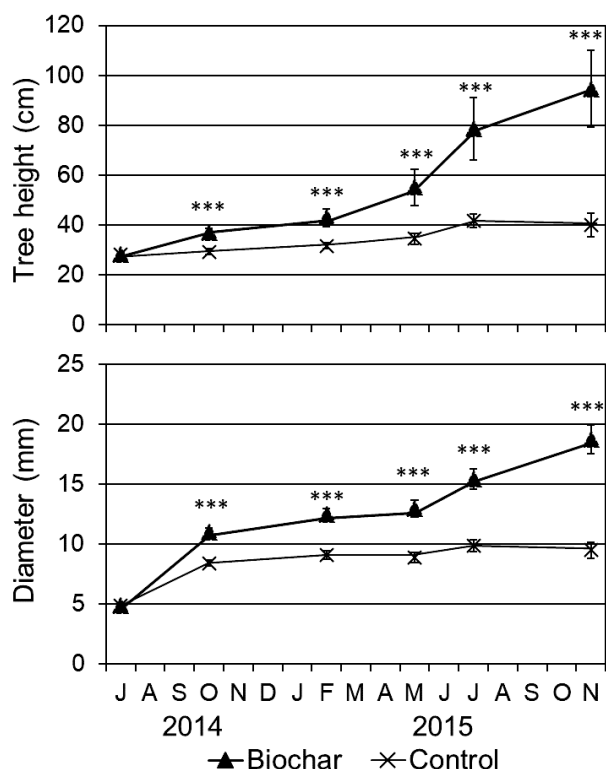


Fig. 2. Tree height and basal diameter of teak seedlings in biochar and control treatments (mean $\pm$ SE, $n = 60$). The mean values of each parameter were analyzed using ANOVA. *** $P < 0.001$.

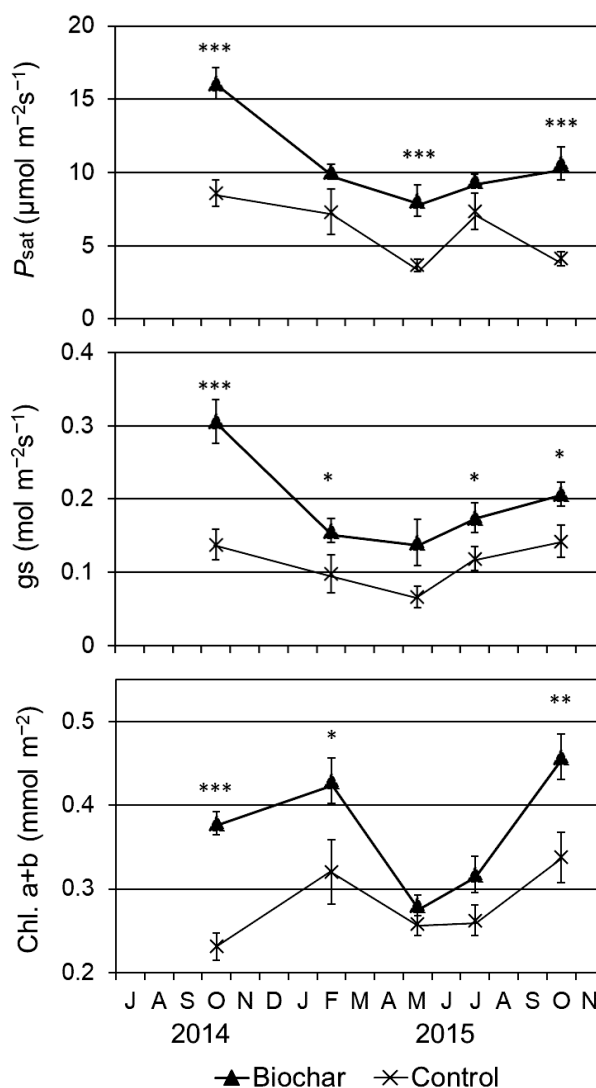


Fig. 3. Photosynthetic rate at light saturation (P_{sat}), stomatal conductance (g_s), and chlorophyll concentration (a + b) of teak seedlings in biochar and control treatments (9:00–11:00, mean $\pm$ SE, $n = 9$). The mean values of each parameter were analyzed using ANOVA. ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

cm³), while the density of the biochar used in this experiment was 0.68–0.72 g cm⁻³ (Forest products research division, Royal Forest Department, Ministry of Agriculture and Cooperatives 1984). The density of sandy soil applied 1 kg of biochar was 1.51 g cm⁻³, and the decrease in bulk density was 3.2% in the experiment. However, to accelerate the growth of seedlings, the bulk density should decrease by 8% (Zoghi et al. 2019). Thus, the 3.2% decrease in soil bulk density obtained through biochar application is not sufficient to accelerate the growth of teak seedlings. Biochar application also did not increase soil moisture content (Fig. 1), and therefore it did not alter the physical properties of the soil during the experiment.

Biochar has also the ability to alter the chemical properties of soil by increasing the retention of available nutrients in plants (Glaser et al. 2002). Biochar application increased the CEC (Table 2), and nutrient retention was probably altered. Biochar showed high pH values and high concentrations of N, Ca and K (Table 1), and the treatment also increased the pH and concentration of these elements in the soil (Table 2). Thus, the results of this study suggest that the application of biochar is important because it alters the chemical properties of soil. In addition, biochar also acts as a fertilizer and soil acidity corrector.

The survival rate of teak seedlings in the biochar treatment

Table 3. Leaf area and dry mass of each part of teak seedlings grown in biochar and control treatments (mean $\pm$ SE, n = 12). The mean values of each parameter were analyzed using ANOVA. * P < 0.001.**

Treatment	Leaf area (cm ²)	Leaf dry mass (g)	Stem dry mass (g)	Root dry mass (g)
Biochar	848 $\pm$ 121	64.0 $\pm$ 10.2	249 $\pm$ 38	226 $\pm$ 37
Control	92 $\pm$ 34	5.1 $\pm$ 1.4	26 $\pm$ 4	36 $\pm$ 7
Statistical test	***	***	***	***

Table 4. Concentrations of elements (N, P, K, Ca, Mg, and Na) in leaves and roots of teak seedlings grown in biochar and control treatments (November 2015, mean $\pm$ SE, n = 12). The mean values of each parameter were analyzed using ANOVA. * P < 0.001 and n.s.= not significant.**

Treatment	N (mg g ⁻¹)		P (mg g ⁻¹)	
	Leaf	Root	Leaf	Root
Biochar	21.4 $\pm$ 1.0	8.4 $\pm$ 0.5	0.92 $\pm$ 0.03	0.32 $\pm$ 0.03
Control	18.9 $\pm$ 1.0	7.6 $\pm$ 0.3	0.76 $\pm$ 0.06	0.33 $\pm$ 0.03
Statistical test	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
	K (mg g ⁻¹)		Ca (mg g ⁻¹)	
	Leaf	Root	Leaf	Root
Biochar	1.99 $\pm$ 0.14	8.43 $\pm$ 1.62	267 $\pm$ 46	7.60 $\pm$ 2.20
Control	1.30 $\pm$ 0.10	7.00 $\pm$ 2.32	96 $\pm$ 16	8.62 $\pm$ 2.01
Statistical test	**	n.s.	**	n.s.
	Mg (mg g ⁻¹)		Na (μ g g ⁻¹)	
	Leaf	Root	Leaf	Root
Biochar	221 $\pm$ 43	39.6 $\pm$ 9.7	73.9 $\pm$ 8.7	1.37 $\pm$ 0.35
Control	53 $\pm$ 8	22.9 $\pm$ 2.9	22.7 $\pm$ 2.9	2.67 $\pm$ 0.59
Statistical test	***	n.s.	***	n.s.

was higher (92%) compared to that in the control treatment (55%), therefore it was concluded that the use of biochar is likely to enhance the survival of teak seedlings. According to Wehr et al. (2017), lime has also the same effect and, as biochar also contains Ca (Table 1), the enhanced survival of seedlings may be similar to that observed when using lime.

The teak seedlings in the biochar treatment presented a significantly higher tree height, diameter, leaf area, and dry mass compared to those in the control treatment (Fig. 2, Table 3). Thus, it was inferred that the use of biochar resulted in an accelerated teak seedling growth in sandy soil. This trend was obvious when compared with the trend observed in the preliminary pot test (Kayama et al. 2016). Moreover, the teak seedlings in the biochar treatment had high Ca concentrations in their leaves and roots (Table 4), and this element originated from the biochar (Table 1). There have been cases in which Ca application enhanced teak growth (Barroso et al. 2005, Zhou et al. 2012, Wehr et al. 2017). In contrast, when teak seedlings were grown without any Ca addition to the culture medium, a drastic decrease in growth was observed, and Ca concentration in the roots was low (Barroso et al. 2005). Thus, it was concluded that the storage of Ca in teak plant tissues is important for growth, and that the application of biochar enhances Ca uptake. Furthermore, K concentration in the roots was also significantly higher in the biochar treatment (Table 4). In general, teak seedlings demand a greater amount of K in roots (Behling et al. 2014), and the K stored there restricts teak growth (Kayama et al. 2021). Therefore, the application of biochar increased the concentration of K in soil and, as a result, teak seedlings could accumulate K in roots, probably leading to an acceleration of growth.

Moreover, the teak seedlings in the biochar treatment showed high P_{sat} values in October 2014 and February 2015 (Fig. 3). In contrast, the N and P concentrations in the leaves, that showed a positive relationship with the photosynthetic rate (Evans 1989, Raaimakers et al. 1995), were low in November 2015 (Table 4) but chlorophyll concentration—which is closely associated with the photosynthetic rate (Enríquez et al. 1996)—was high at the same time (Fig. 3), suggesting that the photosynthetic rate was regulated by chlorophyll concentration in the leaves.

Compared with other biochar experiments conducted by Rezende et al. (2016), the accelerated growth of teak seedlings was not observed when normal biochar was used. Those experiments used a fertilizer with a pH greater than 6 (Rezende et al. 2016), while the soil pH in this experiment was 4.5, and no fertilizer was used. In addition, nutrient concentrations in the present experimental soil (Table 2) were considerably lower than those observed in Rezende et al. (2016). Poor soil conditions probably mean that even when using normal

biochar, growth is accelerated.

In contrast, teak seedlings in the control treatment presented suppressed growth and showed low dry mass values (Fig. 2, Table 3). However, the only nutrient with low concentrations in teak seedling leaves in the control treatment was Ca (Table 4). According to Zech and Drechsel (1991), Ca deficiency levels in leaves border 5.5 mg g^{-1} ($138 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$) and, based on this value, the teak seedlings in the control treatment did show Ca deficiency. It was also observed that the leaves presented a striped yellow and green pattern, which may further indicate Ca deficiency (Barroso et al. 2005). Moreover, the control treatment showed low P_{sat} values and low chlorophyll concentrations in October 2015 (Fig. 3). Ca^{2+} plays an important role in maintaining chlorophyll, and stabilizing and aggregating light-harvesting chlorophyll-protein complexes (Han & Katoh 1993). Ca deficiency is known to decrease the functionality of photosynthetic apparatuses—such as chlorophyll and Rubisco (Lavon et al. 1999)—therefore it was inferred that such deficiency caused the decrease in chlorophyll in this experiment and, as a result, the photosynthetic rate was suppressed.

Finally, based on the findings of this study, it was concluded that biochar could alter the chemical properties of sandy soil in northeastern Thailand and could accelerate the growth of teak seedlings. Ca was the most important nutrient for teak growth, and biochar acted as Ca fertilizer. However, it was confirmed that the teak roots growing in the horizontal axis developed over the biochar application area ($30 \text{ cm} \times 30 \text{ cm}$), and therefore biochar should be applied over a large area for it to be effective. Future studies following this experiment will examine the quantitative effects of biochar on the establishment of silviculture methods.

Acknowledgments

We would like to thank the researchers of the Royal Forest Department (RFD) for their invaluable comments on this study. We are grateful to the technical staff of Northeast Forest Seed Center, Khon Kaen for their technical assistance. Soil had adhered to the root samples, and was legally imported to Japan for analysis with permission of 27Y773. We thank the staff of the Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries of Japan for transporting the samples. This research was conducted as a joint research project between the RFD and JIRCAS, as part of a program for improving techniques for the utilization of forest resources to promote sustainable forestry.

References

- Barnes, J.D., Balaguer, L., Manrique, E., Elvira, S. and Davison, A. (1992) A reappraisal of the use of DMSO for the extraction and determination of chlorophylls a and b

- in lichens and higher plants. *Environ. Exp. Bot.*, 32, 85-100.
- Barroso, D.G., Figueiredo, F.A.M.M.A., Pereira, R.C., Mendonça, A.V.R. and Silva, L.C. (2005) Macronutrient deficiency diagnosis in teak seedlings. *Revista Árvore*, 29, 671-679 (in Portuguese and English summary).
- Behling, M., Neves, J.C.L., de Barros, N.F., Kishimoto, C.B. and Smit, L. (2014) Nutrient use efficiency for the formation of fine and medium roots in teak stands. *Revista Árvore*, 38, 837-846 (in Portuguese and English summary).
- Enríquez, S., Duarte, C.M., Sand-Jensen, K. and Nielsen, S.L. (1996) Broad-scale comparison of photosynthetic rate across phototrophic organisms. *Oecologia*, 108, 197-206.
- Evans, J.R. (1989) Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of C_3 plants. *Oecologia*, 78, 9-19.
- Food and Agriculture Organization (1993) “*An explanatory note on the FAO world soil resources map at 1:25,000,000 scale*”. FAO, Rome, 64pp.
- Forest products research division, Royal forest department, Ministry of agriculture and cooperatives (1984) “*Charcoal production improvement for rural development in Thailand*”. National Energy Administration, Bangkok, 163pp.
- Glaser, B. Lehmann, J. and Zech, W. (2002) Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biol. Fertil. Soils*, 35, 219-230.
- Goto, S. (1990) Digestion method. In: Editorial Committee of Methods for Experiments in Plant Nutrition (eds.) “*Manual of plant nutrition*”. Hakuyusha, Tokyo, 125-128 (in Japanese).
- Han, K.C. and Katoh, S. (1993) Different localization of two Ca^{2+} in spinach oxygen-evolving photosystem II membranes. Evidence for involvement of only one Ca^{2+} in oxygen evolution. *Plant Cell Physiol.*, 34, 585-593.
- Jha, P., Neenu, S., Rashmi, I., Meena, B.P., Jatav, R.C., Lakaria, B.L., Biswas, A.K., Singh, M. and Patra, A.K. (2016) Ameliorating effects of *Leucaena* biochar on soil acidity and exchangeable ions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 47, 1252-1262.
- Kammann, C.I., Linsel, S., Göbbling, J.W. and Koyro, H.W. (2011) Influence of biochar on drought tolerance of *Chenopodium quinoa* Willd. and on soil-plant relations. *Plant Soil*, 345, 195-210.
- Kaosa-ard, A. (1989) Teak (*Tectona grandis* Linn. f) its natural distribution and related factors. *Nat. Hist. Bull. Siam Soc.*, 29, 55-74.
- Kayama, M., Nimpila, S., Hongthong, S., Yoneda, R., Wichienopparat, W., Himmaman, W., Vacharangkura, T. and Noda I. (2016) Effects of bentonite, charcoal and corncob for soil improvement and growth characteristics of teak seedling planted on acrisols in northeast Thailand. *Forests*, 7, 36.
- Kayama, M., Nimpila, S., Hongthong, S. and Himmaman W. (2017) Growth characteristics of teak seedling planted on different types of sandy soil in Northeast Thailand. In: Kayama, M. and Himmaman, W. (eds.) “*Improvement of utilization techniques of forest resources to promote sustainable forestry in Thailand (JIRCAS Working report 85)*”. JIRCAS, Tsukuba, 45-56.
- Kayama, M., Nimpila, S., Hongthong, S., Yoneda, R., Himmaman, W. and Noda, I. (2021) Effect of bentonite on the early growth characteristics of teak seedlings planted in sandy soil in northeast Thailand – a pilot study. *Forests*, 12, 26.
- Kyuma, K. (2003) Soil resources and land use in tropical Asia. *Pedosphere*, 13, 49-57.
- Lavon, R., Salomon, R. and Goldschmidt, E.E. (1999) Effect of potassium, magnesium and calcium deficiencies on nitrogen constituents and chloroplast components in *Citrus* leaves. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.*, 124, 158-162.
- Novak, J.M., Busscher, W.J., Watts, D.W., Amonette, J.E., Ippolito, J.A., Lima, I.M., Gaskin, J., Das, K.C., Steiner, C., Ahmedna, M., Rehrh, D. and Schomberg, H. (2012) Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Sci.*, 177, 310-320.
- Raaimakers, D., Boot, R.G.A., Dijkstra, P., Pot, S. and Pons, T. (1995) Photosynthetic rates in relation to leaf phosphorus content in pioneer versus climax tropical rainforest trees. *Oecologia*, 102, 120-125.
- Rezende, F.A., dos Santos, V.A.H.F., Maia, C.M.B.F. and Morales, M.M. (2016) Biochar in substrate composition for production of teak seedlings. *Pesqui. Agropecu. Bras.*, 51, 1449-1456.
- Sovu, Tigabu, S.M., Savadogo, P. and Odén, P.C. (2012) Facilitation of forest landscape restoration on abandoned swidden fallows in Laos using mixing species planting and biochar application. *Silva Fenn.*, 46, 39-51.
- Suzuki, S., Noble, A.D., Ruaysoongnern, S. and Chinabut, N. (2007) Improvement in water-holding capacity and structural stability of a sandy soil in northeast Thailand. *Arid Land Res. Manage.*, 21, 37-49.
- Tangmitcharoen, S., Nimpila, S., Phuangjumpee, P. and Piananurak, P. (2012) Two-year results of a clonal test of teak (*Tectona grandis* L.f.) in the northeast Thailand. In: Noda, I., Vacharangkura, T. and Himmaman, W. (eds.) “*Approach to sustainable forestry of indigenous tree species in northeast Thailand (JIRCAS Working report 74)*”. JIRCAS, Tsukuba, 19-22.

- Tewari, D.N. (1992) “*A monograph of teak (Tectona grandis Linn. f.)*”. International Book Distributors, Dehra Dun, 479pp.
- Tondjo, K., Brancheriau, L., Sabatier, S.A., Kokutse, A.D., Akossou, A., Kokou, K. and Fourcaud, T. (2015) Non-destructive measurement of leaf area and dry biomass in *Tectona grandis*. *Trees*, 29, 1625-1631.
- Wehr, J.B., Smith, T.E. and Menzies, N.W. (2017) Influence of soil characteristics on teak (*Tectona grandis* L. f.) establishment and early growth in tropical northern Australia. *J. For. Res.*, 22, 153-159.
- Yuan, J.H. and Xu, R.K. (2011) The amelioration effects of low temperature biochar generated from nine crop residues on an acidic ultisol. *Soil Use Manage.*, 27, 110-115.
- Zech, W. and Drechsel, P. (1991) Relationships between growth, mineral nutrition and site factors of teak (*Tectona grandis*) plantations in the rainforest zone of Liberia. *For. Ecol. Manage.*, 41, 221-235.
- Zhou, Z., Liang, K., Xu, D., Zhang, Y., Huang, G. and Ma, H. (2012) Effects of calcium, boron and nitrogen fertilization on the growth of teak (*Tectona grandis*) seedlings and chemical property of acidic soil substrate. *New For.*, 43, 231-243.
- Zoghi, Z., Hosseini, S.M., Kouchaksaraei, M.T., Kooch, Y. and Guidi, L. (2019) The effect of biochar amendment on the growth, morphology and physiology of *Quercus castaneifolia* seedlings under water-deficit. *Eur. J. For. Res.*, 138, 967-979.

タイ東北部の砂質土壤に植栽したチーク苗の初期成長における炭の効果

香山 雅純^{1),2)*}、スチャー ニムピラ³⁾、サジャポン ホントン³⁾、
米田 令仁^{1),4)}、ワラパン ヒマパン³⁾、野田 巖^{1),5)}

要旨

タイ東北部には砂質土壤が広範囲に分布し、砂質土壤に植栽されたチーク (*Tectona grandis* L. f.) 苗は、養分欠乏と乾燥ストレスによって成長が抑制される。ポットを用いた野外環境下での予備試験では、炭の添加によってチーク苗の根の成長は増加した。炭の効果を野外の圃場において検証するために、1 kg の炭 (2.5 Mg ha^{-1}) を添加して育成するチーク苗の植栽試験を実施した。チーク苗は2014年7月に植栽し、2015年11月まで育成した。チーク苗のバイオマス、光合成速度および土壌と植物体中の元素濃度を炭処理区と炭を添加しない対照区で比較した。

炭には窒素・カルシウム・カリウムが含まれ、これらの元素は養分の役割を果たしていた。炭の添加は、光合成速度・クロロフィル濃度・カルシウム濃度の増加に貢献し、その結果チーク苗の成長は促進された。本試験結果から、炭は砂質土壤の改良に有用な資材であり、チーク苗の成長促進効果をもたらすことが明らかになった。

キーワード：砂質土壤、炭、光合成、クロロフィル、養分

原稿受付：令和3年3月12日 原稿受理：令和3年9月9日

1) 国際農林水産業研究センター林業領域

2) (現所属) 森林総合研究所 植物生態研究領域

3) タイ王室森林局

4) 森林総合研究所 四国支所

5) 森林総合研究所 多摩森林科学園

* 森林総合研究所 植物生態研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

研究資料 (Research record)

冬季的那智川源流で顕著に観察された淡水藻類について

細田 育広¹⁾、吉村 真由美¹⁾

要旨

紀伊半島南部的那智大滝では、2011 年紀伊半島豪雨以来、大雨時の滝水の透明度低下が意識されている。主な要因は 2011 年豪雨時に発生した崩壊土砂の流出と考えられるが、この影響は 2019 年段階で大きく軽減しているとみられた。一方、冬の渇水期の溪床には広い範囲で糸状藻類の繁茂がみられたが、6 月初旬には消失していた。平年降水量 3500mm を超える強雨環境の中で、糸状藻類は季節的な消長を繰り返していると考えられた。

キーワード：紀伊山地、花崗斑岩、壮齡林、溪流環境、糸状藻類

1. はじめに

熊野灘に注ぐ那智川上流には、一段の滝としては比高国内随一的那智大滝（以降、滝）がかかる。この滝は、摂関院政期の熊野三山興隆とともに知名度を上げ（小山ら 2015）、2004 年には世界遺産「紀伊山地の霊場と参詣道」を構成する資産となった（日本 2003）。このためその保全には大きな注意が払われている（和歌山県 2015）。この滝で、2011 年紀伊半島豪雨（気象庁 2011）以降、大雨の際の滝水の透明度の顕著な低下が指摘されるようになっている。2019 年 1 月の那智勝浦町企画観光課による聞き取り調査（私信）によれば、大雨のたびに黄～茶色となるという指摘が共通し、腐植臭を伴うとの指摘や、2011 年以前からとの声もあった。これらは毎日のように滝を見ている人々の感覚的な証言であり、大雨の程度についても具体的な情報は得られていない。しかし、滝の集水域（以降、源流域）では、2011 年の豪雨で複数の山腹崩壊（石田ら 2014）が発生しており、その裸地化した斜面や堆積物が大雨時に浸食されて、滝水の透明度低下に大きく影響したことは間違いないものと思われる。一方、2019 年 7 月以降半年間における同町同課の観察（私信）によれば、出水時を含めて滝水は光の乱反射で白く見え、滝下の飛瀧神社においても腐植臭は感じられなかった。このため、2011 年の山腹崩壊に起因する滝水の透明度の低下は、8 年を経過して大きく軽減しているとみられる。それでも、昔に比べると大雨時の滝水の透明度が落ちているとの指摘は根強い。水の清澄さの感覚における主因子は透明感にあるとされ（島谷・皆川 1998）、水の色は心理的価値観に影響するため（許士ら 2006）、滝を御神体（篠原 2001）とする見地からは、大雨時の滝水の透明度低下を放置で

きない状況にある。

そこで、冬の渇水期に源流域に立ち入る機会を得て現地状況を踏査したところ、渓流水中に顕著に繁茂する糸状藻類様群集が観察された。この糸状藻類様群集は 6 月初頭には肉眼上消失し、程度の差はあるものの冬季には群集を形成する季節的な消長を繰り返していることがうかがわれた。このため、群集形成後の短期間に限られるかもしれないが、出水時に剥離・流出し、滝水の透明度に影響するひとつの要因になりうると考えられた。この藻類群集が、何年前から繁茂するようになったかは不明であるが、渓流水の透明度の観点のほか、藻類は世代交代が早く、短い期間で環境に適応した群集を形成するため、水質指標としても有効とされる（渡辺編 2005, 加藤 2009）。また自然状態として、森林流域からはさまざまな物質が流出し、海洋に至る生態系の維持に寄与しており（國松・村岡編 1989, 松永 2000, 国立環境研究所 2011）、現時点で観察される優占的藻類について整理しておくことは、溪流環境の現状把握と今後の変化を評価するためにも不可欠と考えられる。そこで本稿では、冬季の源流域渓流水中に優占的な群集を形成する藻類について、その種構成を溪流環境に関する情報とともに記載した。

2. 調査地の概要

源流域は、紀伊半島南東部の北緯 33° 41′・東経 135° 53′ 付近に位置する（Fig. 1）。標高は約 360～937m の範囲にあり、約 4.7km² の面積がある（国土地理院 2021 における概略値）。源流域全体が熊野酸性火成岩類南岩体の南縁に位置し、硬質な花崗斑岩を基岩とする（村山 1954, 荒牧・羽田 1965）。那智川本流（本谷）は、滝口のすぐ上

原稿受付：令和 3 年 6 月 8 日 原稿受理：令和 3 年 12 月 3 日

1) 森林総合研究所 関西支所

* 森林総合研究所 関西支所 〒612-0855 京都市伏見区桃山町永井久太郎 68、E-mail:hosodaik@affrc.go.jp

流で支流の西谷を分岐し、蛇行しながら概ね北に向かって高度を上げる。

調査地近傍の AMeDAS 観測点における 1981～2010 年の平年値 (気象庁 2021) によれば、源流域中心部から約 8km 東の新宮 (標高 18m) の気温は、年平均 16.9℃、月平均最高 26.8℃ (8 月)、最低 7.2℃ (1 月) であった。また、源流域に最も近い色川 (中心部から西に約 3.4km、標高 275m) の年降水量は 3528mm で過去 40 年間の移動平均は増加傾向を示し、月降水量は 6～9 月に 400mm を超え、1・12 月に 100mm 前後となる季節変動がある。例年 5 回程度時間降水量 30mm 以上の降雨イベントがあり、時間降水量 50mm 以上の降雨イベントも毎年のように記録される。

源流域の渓流水勢は、滝口から流路に沿って Fig. 1 の A 地点の約 150m 上流までの本谷は、基岩の急崖による段差を除いて溪床勾配は比較的緩やかであり、溪流の幅も一部を除いて滝口付近と大きく変わらない。また、現地調査の際の観察によれば、西谷と比べて集水面積が相対的に大きい本谷の渓流水量は、西谷よりも目視でわかる程度に多かった。那智勝浦町観光企画課が撮影した 2019 年 7 月～翌年 1 月の滝姿の写真 (私信) によれば、普段は滝口に至って基岩の節理に沿う 3 筋に分流するが、一降水量 (3 時間以上の間断無く 0.5mm 以上の降水量が記録された期間の降水量) 50mm 前後で最大約 13m (佐藤・佐藤 1930) と推定される滝口幅一杯の流れとなり、少なくとも降水終了後 10 時間は 3 筋に分流しない状態が維持

される傾向があった。その後、1 週間以上経過したとき、先行 30 日間積算降水量 (AP30) が 80mm 前後を下回ると西側 2 筋に遷移しつつあった。

源流域の植生は、明治期末までは江戸期から続くカシ林だったとされる (仁井田編 1970, 南方熊楠顕彰会学術部編 2006)。大正期から昭和期前半までに滝周辺を除く大部分がスギ・ヒノキの人工林に置き換わった。1940～1960 年代の空中写真 (国土地理院 2021) には、源流域の大部分で地山が白く透ける状態が確認される。現在の源流域は、20 世紀前半の盛大な伐採・再造林からの、植生及び土壌の回復過程にあるといえるだろう。滝水の透明度低下の感覚は、この経過の中でとらえられている。現在は源流域面積の約 8 割を人工林率 75% 以上の民有林が占める (那智勝浦町企画課・農林課 2001; Fig.1)。面積率で、人工林の約 9 割はスギ・ヒノキ林 (面積比率は同順に約 2:1) であり、2018 年現在 50～70 年生林分が約 8 割を占める偏った林齢構成となっている (和歌山県 2018)。源流域面積の残りの約 2 割の大部分を占める国有林では、自然に混交林化させる方向で現在管理されており、伐採計画は無く、貴重植物の自生が確認されている (和歌山森林管理署 2008)。国有林も 2008 年時点で 50～83 年生林分面積が約 7 割を占めており、源流域はほぼ全山壮齢林状態にある。

現地調査の際の踏査経路沿いの露頭観察によれば、源流域の土壌は薄く、地表面下 30cm 以深は酸性岩のコアストーンと、その周辺が風化した黄系色の砂礫で構成される風化帯となっていた。また、薄い土壌の地表面付近には根系が密に発達しており、多雨気候の下で砂質な土壌の浸食を抑制しているとみられた。2011 年山腹崩壊地は 2019 年 1 月時点でも裸地状態にあるが、山脚の砂質堆積物上では植生の回復が進みつつあった。また、Fig. 1 の A 地点から流路に沿って約 150m 上流地点から、その上流約 300m の本谷流路上には、長径 1m を超える大量のコアストーンが流木を挟在して堆積していた。これら山腹崩壊地脚部付近の溪床に堆積するコアストーンは白く目立つ。またその下流の、基岩が滑らかな溪床を形成する区間に砂礫の堆積はほぼ見られず、崩壊当時大量に存在したと考えられる崩壊土砂の細粒物質は大方洗い流されていた。

3. 方法

現地調査は 2019 年 1 月と 6 月、および 2020 年 1 月と 12 月の計 4 回おこなった。そのうち 2019 年 1 月を除く計 3 回、本谷中流部 (Fig. 1 の A 地点) において藻類の採取を試みた。採取には歯ブラシ (AEON L263H) を用い、渓流水中の岩肌を刮ぎ、ブラシに絡まった藻類を渓流水で満たされたガラス製 20mL カウンティングバイアル (AS ONE 2-4528-03) に入れて密閉した。また、藻類採取地点および西谷の本谷合流手前 (Fig. 1 の B 地点)、滝下 (Fig. 1 の C 地点) の 3 箇所で渓流水を 100mL ポリビン (AS

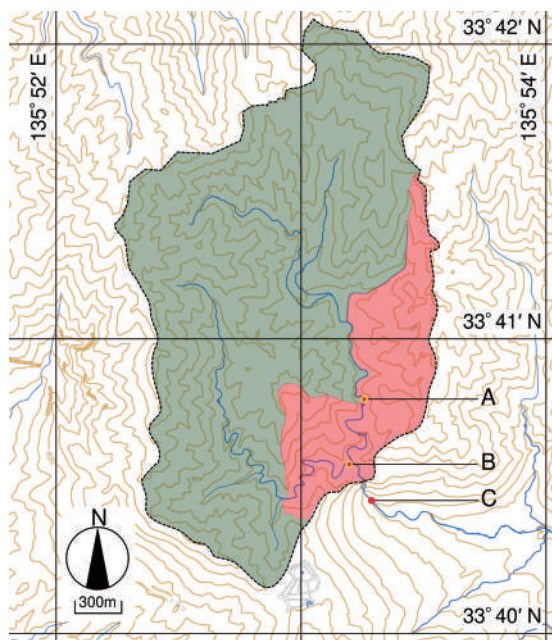


Fig. 1. Topography and the artificial forest rate in the headwater of Nachi River.

The topographic map was processed using Chiri-in-chizu (GSI 2021). Artificial forest rate: ■ $\geq 75\%$, ■ $25\% \leq < 50\%$ (Nachikatsuura Town, 2001). A–C: Sampling points.

ONE 5-002-02) に満水採取した。採取試料は断熱性容器に入れ、保冷剤で低温を維持して持ち帰り、約 5°C 保温の冷蔵庫で保管した。

採水地点では、高さ約 1.5m の大気、および渓流水の温度 (FUSO CENTER370)、pH (HORIBA B-712)、電気伝導度 (HORIBA B-173) を測定した。また、持ち帰った試料水の亜硝酸および硝酸のイオン濃度をパックテスト (共立理化学研究所 2019, 2020) により、また溶存ケイ酸濃度をポータブル吸光光度計 (HACH DR890) によりそれぞれ定量した。

藻類試料は攪拌分散させ、0.1mL 程度をスライドガラスに載せて一時プレパラートを作成した。プレパラート上に見られた藻類を、山岸編 (1999) および渡辺編 (2005) に基づき生物顕微鏡 (NIKON ECLIPSE E200、対物レンズ 4・10・40 倍、接眼レンズ 10 倍) を用いて定性的に属レベルまで同定した。また、色素体にデンプンを貯蔵するピレノイドが存在する緑藻と、それを欠く黄緑色藻類 (山岸編 1999) の識別はヨウ素デンプン反応によりおこなった。微量の藻類試料を 70°C の湯に約 30 分浸けた後、同温に湯煎した 95vol% エタノールに入れ最大約 2 時間浸漬し、スライドガラス上に載せ、脱イオン水で約 10 倍に薄めたコサジン・ガーグル (大洋製菓) を垂下拡散させて観察した。

4. 結果

4.1 現地調査時の渓流水質と気象条件

現地調査時の渓流水質と気象条件を Table 1 にまとめた。採水地点の気温は概ね同時刻の新宮の気温よりも 1.3 ~ 6.3°C 低く、渓流水温はさらに 0.4 ~ 2.9°C 低かった。pH は 7.0 ~ 8.1 を示し、近傍流域で 6.5 ~ 6.7 を報告する既往文献 (Kobayashi 1960, 木平ら 2006) よりも高く、滝の下流の値 (和歌山県 2021) に近い値であった (水質分析時の採水試料の値は平均 0.4 低い 6.8 ~ 7.7 であった)。電気伝導度は 22 ~ 33 $\mu\text{S cm}^{-1}$ と、国内の一般的な森林溪流にみられる値 (木平ら 2006) と比べて低めであった。B

地点においては 2005 年冬の 32 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (吉村真由美, 森林総合研究所関西支所, 私信) よりも約 10 $\mu\text{S cm}^{-1}$ 低かった。亜硝酸イオン濃度は 0.02 mg L^{-1} (亜硝酸態窒素として 0.005 mg L^{-1}) 未満と極めて低いレベルにあった。硝酸イオン濃度は 1 mg L^{-1} (硝酸態窒素として 0.2 mg L^{-1}) 未満であり、木平ら (2006) における和歌山県の値よりも低いレベルにあった。硝酸態窒素としては Kobayashi (1960) が、那智川と地理的に近い古座川で 0.05 mg L^{-1} 、熊野川で 0.06 mg L^{-1} を報告しており、より低濃度の検出ができる分析が必要なレベルにあるといえる。溶存ケイ酸濃度は、大きな降雨イベント後の 2019 年 6 月時に比べ、約 1 ヶ月間ほぼ無降雨だった 2020 年 12 月時の数値の方がやや高いものの、本谷中流~滝下で 10 ~ 13 mg L^{-1} の狭い範囲に収まった。この値は、紀南の他の河川同様、日本の河川の平均的範囲の中では低いレベルにある (Kobayashi 1960)。自然界において、溶存ケイ酸濃度は水-岩石反応で濃度が決まり、山地流域においては滞留時間を反映しやすい (鹿園・藤本 1996)。調査時の先行降水条件が大きく異なるにもかかわらず、溶存ケイ酸濃度の変動幅が小さいことから、渓流水の主成分が比較的循環の早い浸透水であることがうかがえる。

また、2018 ~ 2020 年における、新宮の最高・最低気温の 10 日間移動平均および色川の日最大時間降水量 (Pi, > 5 mm h^{-1})、先行 10 日間積算降水量 (AP10)、AP30 の経過を Fig. 2 に示す。冬季の各調査日の気象条件を比較すると、2020 年 1 月時は 2019 年 1 月時よりも冷え込みが弱く、2020 年 12 月時はさらに高めで推移していた (Fig. 2A)。Pi は、2019 年 1 月時の前 60 日間の最大値が 8.5 mm h^{-1} であったのに対し、2020 年 1 月時は 39 日前に 21.5 mm h^{-1} 、2 日前に 19.5 mm h^{-1} 、2020 年 12 月時は 33 日前に 36 mm h^{-1} をそれぞれ記録していた (Fig. 2B)。AP10 は 2019 年 1 月時と 2020 年 12 月時に 0.5 mm 以下だったのに対し、2020 年 1 月時は 30 mm を超えていた (Fig. 2C)。AP30 は 2019 年 1 月時に 62.5 mm 、2020 年 1 月時に 113.5 mm 、2020 年 12 月時は 12 日前の 1 回の降雨による 2.5 mm であった (Fig.

Table 1. Air temperature (Ta), water temperature (Tw), pH, electric conductivity (EC), and SiO₂ of the stream water at the sampling points.

Date	Site ^{*1}	Weather	Ta °C	Tw °C	pH	EC $\mu\text{S cm}^{-1}$	SiO ₂ mg L^{-1}	Ta ^{*2} °C	CP ^{*3} mm	AP10 ^{*3} mm	AP30 ^{*3} mm	Pi60 ^{*3} mm h^{-1}
10-Jan-2019	A	Fine	- ^{*4}	- ^{*4}	- ^{*4}	- ^{*4}	- ^{*4}	9.3	0.0	0.5	62.5	8.5
02-Jun-2019	A	rainy	16.0	14.7	7.7	28	11.5	20.1	4.0	76.5	311.0	29.0
	B	rainy	16.3	14.8	7.2	26	10.7	18.9	5.0			
	C	rainy	17.9	16.2	7.6	33	10.8	19.2	6.5			
10-Jan-2020	A	Fine	= ^{*5}	= ^{*5}	8.1	25	12.0	10.3	0.0	31.0	113.5	21.5
	B	Fine	= ^{*5}	= ^{*5}	7.3	22	10.3	11.0				
	C	Fine	= ^{*5}	= ^{*5}	7.3	23	10.8	11.3				
23-Dec-2020	A	Fine	8.0	6.9	7.8	29 ^{*6}	12.5	13.1	0.0	0.0	2.5	36.0
	B	Fine	6.5	6.1	7.8	23	11.2	12.8				
	C	Fine	8.4	5.5	7.0	27	11.7	10.9				

*1: shown in Fig. 1, *2: Ta at around the same time in Shingu (JMA 2021), *3: cumulative rainfall before water sampling on the sampling day (CP), 10-day (AP10) or 30-day (AP30) antecedent rainfall, and 60-day antecedent maximum hourly rainfall (Pi60) in Irokawa (JMA 2021), *4: no measurement, *5: missing by malfunction, and *6: value at the time of analysis.

2D)。冬季調査日に比べると、2019年6月時は先行13日間に3回の 20mm h^{-1} を超える降雨があり、AP10・AP30は順に $76.5\text{mm} \cdot 311\text{mm}$ といずれの値も大きかった。

4.2 藻類群集の繁茂状況

2019年1月に本流を遡上した際には、暗緑灰色の糸状藻類群集が、渓流水中の広い範囲で観察された (Photo 1A)。糸状藻類の群集は、主として基岩や小礫の表面に形成され、水勢が弱く水深が浅い区間では全面的に繁茂していた (Photo S1)。長いものは1本が5cm程に伸び、緩い水流でも逆らわずに揺らめく柔軟性が認められた。

同年6月には、この糸状藻類群集は肉眼上消失していた。このとき雨でやや増水した溪岸付近の優占植物種は、湿った岩上や溪流沿いの湿地などに一般的なサワゴケ属の1種 (*Philonotis* spp.) であった。コケの生えていない渓流水のかかる溪岸の岩は褐色を呈し、ヌメリがあり非常に滑りやすかった。

2020年1月にも2019年1月のような糸状藻類群集の顕著な繁茂は肉眼上みられなかった (Photo S2)。しかし、採取試料からは無分枝糸状の藻類が優占的に検出された。同年12月には2019年1月時と同種と思われる糸状藻類群集の繁茂が観察された (Photo S3)。1本の長さは長いも

ので2cm程度、多くは数ミリ程度であった。水勢の弱い岩や礫の亀裂や微小な窪みに小群集を形成し、滝下を含む広い範囲で観察された。

藻類群集が繁茂していた2019年1月時と2020年12月時は、直近の降水強度が小さく、先行降水量も少なかった点が共通する (Fig. 2)。ただしAP30は、藻類群集が最も繁茂していた2019年1月時が 62.5mm 、2020年12月時が 2.5mm であり、前60日間の最大Pi (Pi60) は、2019年1月時が 8.5mm h^{-1} (29および37日前)、2020年12月時が 36mm h^{-1} (33日前) であった (Table 1)。この藻類群集にとっては、降雨強度が繁茂状況に大きく影響すると推察される。

4.3 藻類試料の種構成

顕微鏡観察による形態分類に基づく、2020年12月に採取した藻類 (Photo S4) の種構成をTable 2にまとめた。優占的な糸状藻類 (Photo 1B) は、円筒形の細胞が細長く糸状に縦列し、細胞の中間で破断するH片構造を示す (Photo S5–S8)。優占的糸状藻類43本の計88個の細胞の列幅は $9.3 \sim 33.5\mu\text{m}$ (平均 $20.7\mu\text{m}$ 、標準偏差 $4.8\mu\text{m}$)、細胞1個の長さは列幅の $0.75 \sim 2.4$ 倍 (平均1.4倍、標準偏差0.4倍) であった。個々の細胞の形態 (Photo S9) は珪藻

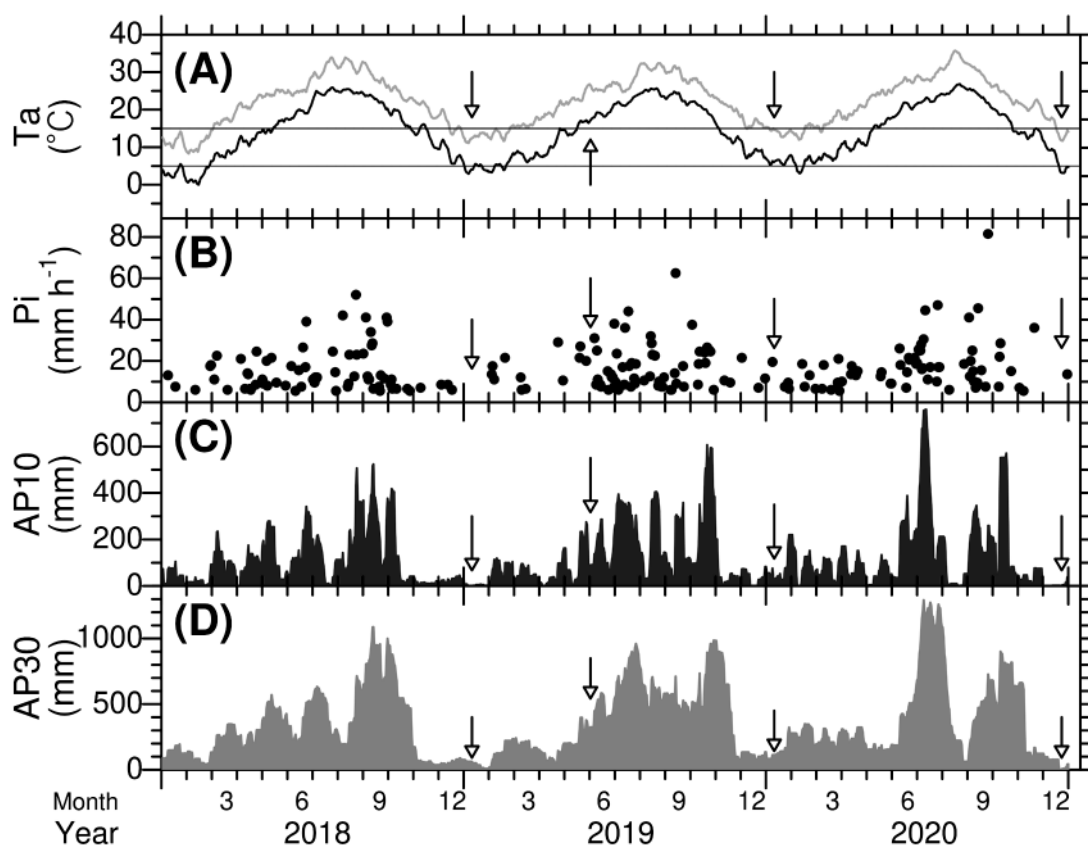


Fig. 2. Daily air temperatures in Shingu and rainfall conditions in Irokawa from 2018 to 2020.

Shingu and Irokawa are the observation points of AMeDAS (JMA 2021) near the headwater. Arrows indicate field survey days. A: 10-day running mean of daily maximum (light gray line) and minimum (dark gray line) temperature (Ta; horizontal lines indicate 5°C and 15°C), B: daily maximum hourly rainfall (Pi; $>5\text{mm h}^{-1}$), C: 10-day antecedent rainfall (AP10), and D: 30-day antecedent rainfall (AP30).

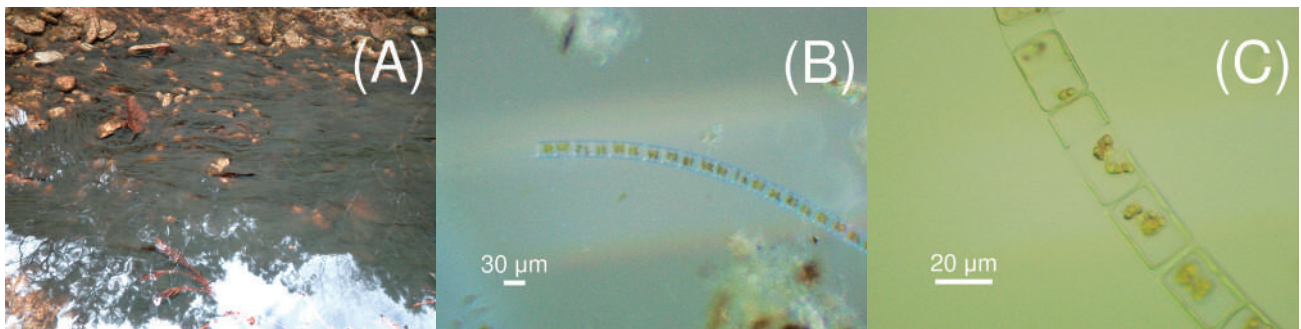


Photo 1. Appearance and microscopic forms of the filamentous algae in the headwater of Nachi River.

A: growing state in January 2019, B: microscopic appearance (obliquely irradiated using a white LED penlight), and C: microscopic appearance in iodine solution.

の *Melosira varians* に類似するが、球形の増大胞子 (山岸編 1999) が見られず、色素体が粒状で黄～緑色を呈することなどから珪藻でないと判断された。また、色素体にヨウ素デンプン反応は生じないため (Photo 1C)、ピレノイドを有する糸状の緑藻ではなく、緑藻ではあるが同じくピレノイドを欠き形態的に類似する *Micospora* sp. (月井 2010) とは細胞壁や色素体の形状が異なり、トリボネマ属 (*Tribonema* spp.) と鑑別された。この優占的糸状藻類の細胞形態は、2020 年 1 月採取試料から検出された糸状藻類と同一であった。

Ioriya (1986) に記載される日本産 *Tribonema* spp. の細胞幅は 4～8µm が多いものの、約 35 種知られる本属 (山岸編 1999) の細胞幅は 3～25µm と幅広い (Zuccarello and Lokhorst 2005, Kiryakov et al. 2011)。また、細胞分裂時などには大きさに変化が生じる。本研究の採取試料の細胞幅の変動幅は大きく、数種が含まれている可能性が考えられる。もともと *Tribonema* spp. は低水温の湖沼や湧水などにみられるが、生育温度は高い方が成長は良い傾向がある (Ioriya 1986)。源流域は標高がやや高く、沿岸部よりも 4～5℃ 気温が低いものの (Table 1)、南紀の温暖な気象条件の下で大きく、早く成長している可能性が考えられる。一方、*Tribonema* spp. は浮遊性のため水勢が強いと流されやすいが、生育環境が悪化するとアキネート (休眠期細胞) を形成し、乾燥や低温に良く耐える (Ioriya 1986, Nagano et al. 1999)。このため、鳥や動物等により上流方向へも運搬され、水系の中で分布を保ちうるものと

思われる。

本調査では優占的に繁茂する糸状藻類の採取を目的としていたため、採取地点や採取方法、季節によって種類や構成比が大きく変わる可能性はあるが、採取した糸状藻類の試料には、数種類の珪藻が含まれていた。バイアル 1 個の試料における構成比は、*Tribonema* spp. を 100 とすれば、概ね *Neidium* spp. 10、*Synedra* spp. 3、その他合わせて 1 であった (Table 2 には試料全体を 100 とした構成比を掲載)。その他に、希に色素体が濃い緑色の糸状藻類がみられた (Photo S10, S11)。また、本谷中流の荒廃支流合流点の小さな滞水 1 箇所で、強腐水性環境によく見られる鉄酸化細菌と思われる黄褐色の綿状塊 (Photo S12) が局所的に観察されたが、2019 年 6 月時を含めて調査時における源流域渓流水の目視上の透明度は高かった。好清水性の *Tribonema* spp. が優占種であることに加え、珪藻類として *Neidium* spp.、*Coconeis* spp.、*Cymbella* spp. が出現しており (Table 2)、現在の渓流水は概ね清冽とみることができるだろう (渡辺編 2005)。

5. まとめ

近年、大雨時の水の透明度低下が指摘される那智大滝の源流域において、季節的に顕著な繁茂がみられる糸状藻類群集について種構成を調べ、その消長と溪流環境について概要を述べた。種構成については、優占種は円筒形細胞が無分枝縦列する *Tribonema* spp. と鑑別され、数種類の珪藻類と希に糸状緑藻類が観察された。採取試料中、全体を 100 とすれば、*Tribonema* spp. の出現率は 87 であった (Table 2)。本稿における *Tribonema* spp. の細胞 1 個の平均的なサイズは本属既往文献値の中で大きい範囲にあり、細胞幅の変動幅が大きいことから数種が含まれている可能性が考えられた。繁茂の条件としては、降水条件が強く影響していると推察され、顕著な繁茂には $\text{Pi}60$ が 10mm h^{-1} 未満で $\text{AP}10$ は 0mm に近く、 $\text{AP}30$ は 60mm 以下が条件とみられた。一方、肉眼中消失する条件としては 20mm h^{-1} 以上の Pi が目安とみられた。藻類群集の消失は剥離・流下により生じると考えられ、このとき滝水の透明度に影響を与える可能性がある。こうし

Table 2. Dominant species of algae by optical microscopic classification in the samples collected in December 2020.

Class	Genus	Appearance [*]
Xanthophyceae	<i>Tribonema</i> spp. ⁷²	87
Diatom	<i>Neidium</i> spp.	9
	<i>Synedra</i> spp.	3
	<i>Achnanthes</i> spp.	1
	<i>Coconeis</i> spp.	
	<i>Gomphonema</i> spp.	
	<i>Cymbella</i> spp.	

* Approximate appearance frequency (%) per preparation of the specimen.

た消長の実態から、*Tribonema* spp. は通年存在していると推察されるが、20mm h⁻¹ 以上の Pi が頻発し、AP10 がしばしば 100mm を超える温暖期の降水条件では、肉眼上顕著な藻類群集は形成されにくいと考えられる。

謝辞

本研究は森林総合研究所の運営費交付金を原資とした。淡水藻類の現地採取にあたっては、那智勝浦町、熊野那智大社、吉野熊野国立公園事務所のお世話になりました。特に那智勝浦町には交通費をご助成頂き、同町職員の橋爪卓郎氏・赤岡 誠氏・佐古成生氏に源流域をご案内頂いた。また、水質分析では当支所森林環境研究グループに土壌物理実験室ドラフトを、高倍率写真撮影に際しては多田泰之主任研究員にも顕微鏡をお借りした。ここに記し、謝意を表します。

引用文献

- 荒牧 重雄・羽田 忍 (1965) 熊野酸性火成岩類の中部および南部の地質。地質学雑誌, 71, 494–512.
- Ioriya, T. (1986) Taxonomic studies of the genus *Tribonema* (Xanthophyceae Chrysophyta) from Japan. Journal of the Tokyo University of Fisheries, 73(1), 1–47.
- 石田 優子・藤本 将光・江種 伸之・深川 良一 (2014) 那智川水系の小流域における変状地の地形地質的特徴。砂防学会研究発表会概要集, 63, B-278–B-279.
- 加藤 和弘 (2009) DAIPo (付着珪藻群集に基づく有機汚濁指数) の概要と課題。Diatom, 25, 2–7.
- 木平 英一・新藤 純子・吉岡 崇仁・戸田 任重 (2006) わが国の河流水質の広域調査。日本水文学会誌, 36(3), 145–149.
- 気象庁 (2011) “平成 23 年台風第 12 号による 8 月 30 日から 9 月 5 日にかけての大雨と暴風”, 災害時気象速報。気象庁, 79pp. https://www.jma.go.jp/jma/kishou/books/saigaiji/saigaiji_201103/saigaiji_201103.html, (参照 2021-08-06).
- 気象庁 JMA (2021) “過去の気象データ検索”, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>, (参照 2021-08-06).
- Kiryakov, I.K., Velichkova, K.N. and Dragieva, K.D. (2011) Species composition and distribution of genus *Tribonema* (Xanthophyceae) in Bulgaria. Phytologia Balcanica, 17(3), 273–277.
- Kobayashi, J. (1960) A chemical study of the average quality and characteristics of river water of Japan. Berichte des Ohara Instituts für landwirtschaftliche Biologie, Okayama Universität, 11, 313–358.
- 国土地理院 GSI (2021) “地理院地図”, <https://maps.gsi.go.jp/>, (参照 2021-08-06).
- 国立環境研究所 (2011) 「シリカ欠損仮説」と海域生態系の変質。環境儀, 39, 14pp.
- 小山 靖憲・武内 雅人・栄原 永遠男・弓倉 弘年・笠原 正夫・高嶋 雅明 (2015) 和歌山県の歴史, 第 2 版。山川出版, 337pp.
- 國松 孝男・村岡 浩爾編 (1989) 河川汚濁のモデル解析。技報堂出版, 34–49.
- 許士 達広・光野 清・岩山 尚央 (2006) 水質および景観の関係からみたダム湖の水色に関する研究。北海道河川協会研究紀要, 17, 14:1–15.
- 共立理化学研究所 (2019) “亜硝酸”, 共立パケットテスト使用法。2pp.
- 共立理化学研究所 (2020) “硝酸”, パケットテスト利用方法。2pp.
- 松永 勝彦 (2000) 森林起源物質が海の光合成物質に果たす役割。日本海水学会誌, 54(1), 3–6.
- 南方熊楠顕彰会学術部編 (2006) 原本翻刻「南方二書」。南方熊楠顕彰会, 9–10.
- 村山 正郎 (1954) “新宮・阿田和”, 5 万分の 1 地質図幅説明書。地質調査所, 27pp.
- 那智勝浦町企画課・農林課 Nachikatsuura Town (2001) “水は森から”, 那智勝浦町水源涵養林整備計画書。那智勝浦町, 100pp.
- 仁井田 好古編 (1970) “寺山樫ノ実”, 紀伊続風土記 (三)。歴史図社, 79–80.
- Nagano, M., Arakawa, K., Takezawa, D., Yoshida, S. and Fujikawa, S. (1999) Akinete formation in *Tribonema bombycium* Derbes et Solier (Xanthophyceae) in relation to freezing tolerance. Journal of Plant Research, 112, 163–174.
- 日本 (2003) “世界遺産一覧表記載推薦書: 紀伊山地の霊場と参詣道”, 文化遺産オンライン, https://bunka.nii.ac.jp/special_content/hlinkA, (参照 2021-08-06).
- 佐藤 傳藏・佐藤 源郎 (1930) “三、那智ノ瀧 (昭和二年七月調査)”, 天然記念物調査報告 地質鉱物之部第四輯。文部省, 27–32.
- 鹿園 直建・藤本 光一郎 (1996) 珪酸塩鉱物の水溶液に対する溶解速度—実験値とフィールド値の比較と流動・溶解カINETIックスモデルによる地下水組成の解釈。地球化学, 30, 91–97.
- 島谷 幸宏・皆川 朋子 (1998) 景観からみた河川水質に関する研究。環境システム研究, 26, 67–75.
- 篠原 四郎 (2001) “瀧と那智大社”, 熊野大社, 改訂版。学生社, 97–119.
- 月井 雄二 (2010) “ミクロスポラ”, 淡水微生物図鑑。誠文堂新光社, 152.
- 和歌山県 (2015) “世界遺産「紀伊山地の霊場と参詣道」和歌山県保存管理計画 (分冊 3)”, 和歌山県, 70pp, <https://www.pref.wakayama.lg.jp/prefg/500700/d00155849.html>, (参照 2021-08-06).
- 和歌山県 (2018) “森林資源情報”, https://www.pref.wakayama.lg.jp/prefg/070600/jyouhou_teikyou/index.

html, (参照 2018-11-26).

和歌山県 (2021) " 公共用水域水質測定結果 河川 ",
https://www.pref.wakayama.lg.jp/prefg/032100/kekka_suisitu/koukyou/koukyouyousuiikisuisitu.html, (参 照 2021-08-02).

和歌山森林管理署 (2008) 那智山国有林における貴重植物等の分布状況等調査業務報告書 . 和歌山森林管理署 , 160pp.

渡辺 仁治編 (2005) 淡水珪藻生態図鑑 : 群集解析に基づく汚濁指数 DAIPo, pH 耐性能 . 内田老鶴圃 , 666pp.

山岸 高旺編 (1999) 淡水藻類入門 : 淡水藻類の形質・種類・観察と研究 . 内田老鶴圃 , 646pp.

Zuccarello, G.C. and Lokhorst, G.M. (2005) Molecular phylogeny of the genus *Tribonema* (Xanthophyceae) using *rbcL* gene sequence data: monophyly of morphologically simple algal species. *Phycologia*, 44 (4), 384–392.

補足電子資料

以下はオンライン版のみの掲載となります。

<https://www.ffpri.affrc.go.jp/pubs/bulletin/461/index.html>

Photo S1. Filamentous algae communities on the bedrock stream channel in January 2019.

The flow of the stream water was from right to left.

Photo S2. The same place as in Photo S1 in January 2020. *Tribonema* spp. was dominant in the submerged riparian.

Photo S3. Growing state of the filamentous algae on the bedrock stream channel in December 2020.

The leaves found on the bedrock were of *Chamaecyparis obtusa*.

Photo S4. Appearance of a droplet of the sample collected in

December 2020.

Photo S5. Dominant filamentous algae in the sample collected in December 2020.

The cells are cylindrical and form filaments. The filament is composed of an array of H-shaped bipartite walls.

Photo S6. Elongated cell between the H-shaped bipartite cell walls of the sample collected in December 2020 (obliquely irradiated using a white LED penlight).

Photo S7. Formation of new cell walls after the elongation between the H-shaped pieces of the sample collected in December 2020 (arrowhead position).

Photo S8. Primary cell wall retaining loose cells after soaking in water and ethanol at 70°C for conducting iodine-starch test of the sample collected in December 2020 (arrowhead position, in iodine solution).

Photo S9. Circumstantially visible internal configuration of a sample prepared for the iodine-starch test collected in December 2020 (obliquely irradiated using a white LED penlight).

Photo S10. Rarely existing green plastid filamentous alga in the sample collected in December 2020 (obliquely irradiated using a white LED penlight).

Photo S11. Configuration of the rarely existing green plastid filamentous alga in the sample collected in December 2020.

Photo S12. Focally identified community of an iron bacterium at a junction of eroded branch about 300 m north from the point A depicted in Fig. 1 in January 2019.

Freshwater algae dominantly found in the headwater of the Nachi River, Japan during winters

Ikuhiro HOSODA^{1)*} and Mayumi YOSHIMURA¹⁾

Abstract

The Nachi Falls in the southern Kii Mountain Range in Japan has been experiencing high water turbidity during heavy rainfall, primarily because of debris from landslides triggered by torrential rain during the severe typhoon Talas in 2011. In recent years, however, the impact of debris on turbidity appears to have sharply declined. At the same time, filamentous algae communities bloomed extensively in the submerged stream channels of the headwater in early 2019 but were undetectable by mid-2019 in the regional climate of humid subtropical type and annual rainfall exceeds 3500 mm.

Key words : Kii Mountain Range, granite porphyry, mature stand, stream environment, filamentous algae

Received 8 June 2021, Accepted 3 December 2021

1) Kansai Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

* Kansai Research Center, FFPRI, 68 Nagaikyutaro, Momoyama, Fushimi, Kyoto, 612-0855 JAPAN; E-mail: hosodaik@affrc.go.jp

森林総合研究所研究報告の基本方針

1. 審 査

投稿された論文（論文、短報、ノート、総説、研究資料）は、すべて審査を受けてその採否が決定される。論文の審査方針を次のように定める。

1. 審査の目的

投稿された論文（論文、短報、ノート、総説、研究資料）が、審査の基準に照らして掲載可能か否かを判断することが審査の目的である。

2. 審査の基準

- (1) 新規性：論文の内容が、公知、既発表、または既知のことから容易に導き得るものでないこと。
- (2) 有用性：論文の内容が、学術的に、または実用上なんらかの意味で価値があること。
- (3) 信頼性：論旨が通っており、結論等を信頼するに十分な根拠が示されていること。

さらに、論文はその内容が読者に十分理解できるように簡潔かつ明瞭に記述され、その内容に誤りないことが必要で投稿規程及び執筆要領に規定されたとおりに論文が構成され、記述されていなければならない。

3. 査読者

投稿された論文の査読者2名（ノート及び研究資料の場合1人）は、担当編集委員が選定し、森林総合研究所研究報告編集委員会（以下、「委員会」という）において決定する。査読者の氏名は公表しない。著者との連絡はすべて委員会が行い、査読者は著者と直接連絡しないこととする。

4. 査読の結果

論文は、上記の各項の基準に照らして総合的に審査され、次のいずれかに判定される。

- (1) このまま掲載可。
- (2) 指摘の点を検討・修正の上、編集委員の了承をもって掲載可。
- (3) 指摘の点を検討・修正の上、再審査の必要あり。
- (4) 却下した方がよい（掲載するほどの内容を含まない場合及び掲載すべきでない場合）。
- (5) その他。

(1) から (4) のいずれかに判定し難い時は、(5) と判定されるが、その場合は担当編集者によって、その理由が具体的に示される。

(2)、(3) と判定された論文の場合は、掲載条件が具体的に示されるので、指摘に沿って原稿を修正する。(2) の判定の場合は、重要な内容の訂正を掲載条件としないことを原則とする。2人の査読者がともに(1)または(2)と判定すれば、査読は終了し、掲載可とする。2人の査読者がともに(4)と判定した場合は、却下とする。

1人が(4)と判定し、担当編集者が必要と認めた場合は別の査読者によってさらに査読を行い、その査読者も(4)と判定すれば却下となります。その査読者が掲載可と判定すれば査読は終了し、掲載可となります。(5)については、その理由により委員会の討議を経て、編集委員長が著者及び査読者と協議して対応する。

(2020年8月6日)

2. 投稿

1. 投稿資格

投稿者は原則として国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所、森林総合研究所林木育種センター、森林総合研究所森林バイオ研究センター（以下「森林総合研究所等」という。）の在職職員とする。その他、元職員、依頼研究員及び共同研究者等が、森林総合研究所等あるいは森林総合研究所等と関係のある場所において研究した成果を含む内容も投稿できる。

2. 原稿の種類

原稿の種類は論文、総説、短報、ノート及び研究資料とする。論文は、原著論文として他の出版物に投稿または掲載されていないものに限る。総説は特定の課題に関する研究を広くかつ普遍的に総括・説明したものとする。短報は、速報性の高いものを刷り上がり4頁以内にまとめる。ノートは、価値のある新事実または結論を含むものを刷り上がり2頁以内にまとめる。研究資料は観測データ、調査資料等とする。

3. 査読候補者

投稿者は査読者候補者（suggested reviewer）を4名まで推薦できる。推薦する場合、査読候補者の氏名、所属、E-mail アドレス、推薦理由を明記した別紙（フォーマットは問わない）を提出すること。

なお、査読者の最終的な選定は編集委員が決定するため、必ずしも査読候補者が審査に加わるとは限らない。

4. 原稿の提出

投稿者は、別に定める執筆要領に基づき作成した原稿を「研究報告原稿提出書」とともに広報普及科編集刊行係に提出する。なお、共著原稿の提出にあたっては、共著者全員の同意を得ることとする。提出する原稿は電子ファイルとする。

5. 原稿の修正

修正原稿が2ヶ月以内に、短報及びノートでは3週間以内に再提出されない場合には受付を取り消す。なお、特別な理由により期限内に提出できない場合は、期間延長を編集委員長に文書で申し入れする。

6. 原稿の却下

再審査を終えても受理されない論文等については委員会により却下されることがある。

7. 使用言語

使用言語は日本語または英語とする。

8. 著作権

報告の著作権は国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所に帰属する。掲載論文の全体または一部を他の著作物に利用する場合、事前に編集刊行係に申し出て、編集委員長の許可を得るものとする。

（2021年6月17日）

原稿の提出先 〒305-8687 つくば市松の里1
国立研究開発法人 森林研究・整備機構
森林総合研究所 広報普及科
編集刊行係
Tel：029-829-8373 Fax：029-873-0844
E-mail：kanko@ffpri.affrc.go.jp

3. 執筆要領

1. 原稿の書式

原稿は Word ®形式の電子ファイルとし、次の書式に従う。

- 1) 和文原稿は、A 4 判白紙に、天地左右各 30mm 程度の余白を残し、原則として 10.5 ポイントの文字を使用し、40 字詰め 20 行で横書きで印字する。語や句を区切る際には、「、」「。」を使用。
- 2) 英文原稿は、A 4 判白紙に、天地左右各 30mm 程度の余白を残し、原則として 10.5 ポイントの文字を使用し、25 行で印字する。

2. 原稿の構成

原稿の構成は次の順による。

1) 和文原稿

- (1) 表紙<原稿の種類・表題・著者名・所属・英文表題・英文著者名・英名所属・和文ランニングタイトル(全角 25 文字以内)>
- (2) 英文要旨 (Abstract) (ノートについては不要)
- (3) 英語キーワード (ノートについては不要)
- (4) 和文要旨 (ノートについては不要)
- (5) 日本語キーワード
- (6) 本文
- (7) 引用文献
- (8) 図・表・写真の表題と説明・注釈 (和文、英文または和英併記)
- (9) 補足電子資料 (Supplementary data) の表題と説明・注釈
- (10) 図・表・写真 (別添)

2) 英文原稿

- (1) 表紙<原稿の種類・表題・著者名・所属・和文表題・和文著者名・和名所属・英文ランニングタイトル(空白含め半角 50 文字以内)>
- (2) 英文要旨 (Abstract) (ノートについては不要)
- (3) 英語キーワード
- (4) 和文要旨 (ノートについては不要)
- (5) 日本語キーワード (ノートについては不要)
- (6) 本文
- (7) 引用文献
- (8) 図・表・写真の表題と説明・注釈
- (9) 補足電子資料 (Supplementary data) の表題と説明・注釈
- (10) 図・表・写真 (別添)

3. 表題

英文表題 (サブタイトルを含む) の記載は、先頭の単語の頭文字を大文字とし、その他の単語は小文字とする。

4. 著者名

英文の場合、著者名の記載は執筆者が通常使用しているローマ字で、名 (頭文字を大文字、以後は小文字)、姓 (大文字) を記載する (例: Taro SHINRIN)。共著者のあるときは、” ” で区切り、最後の共著者の前に and を入れる。

5. 所属と連絡先

著者の所属は、論文が受付された時点の所属とする。退職者については退職時の所属 (和文にのみ元をつける) とする。なお、著者の所属をその対応が容易にわかるように著者の右肩に 1)、2) の番号を付し、脚注に森林総合研究所、研究領域・支所・試験地名等を記載する。また、著者のうち 1 名を連絡先 (corresponding author) とし右肩に所属の番号等についで * (アスタリスク) を付し、脚注に連絡先 (現在の所属、住所、E-mail アドレス (推奨)) を入れる。所属が無い場合は、個人の連絡先 (住所または E-mail アドレス等) とする。

6. 要 旨

要旨は、論文の目的、方法、結果などを和文では 600 字 (短報は 300 字)、英文では 300 語 (短報は 150 語) 以内で簡潔に記述する。その際、原則として改行は避け、できるだけ略語、慣用語を用いない。また、原則として表、図、式などを本文中の番号で引用しない。

7. キーワード

原稿の内容を的確に表すキーワード (論文、短報、総説及び研究資料は 7 語以内、ノートは 5 語以内) を記載する。キーワードの選定は検索に用いられることを考慮し (調査年等は不適)、英語と日本語を対応させ、記載の順序を揃える。英語は、固有名詞の最初の文字を除き、すべて小文字で書く。

8. 本文／見出し

本文の区分けの表題は中央に 1 行取りで書く。表題をさらに細分化する場合は、左詰めにしてゴシック指定にする。

見出しで必要な場合は、ポイントシステムを採用してもよい。

英文の見出しは、英文表題の記載と同様に最初の単語の頭文字を大文字表記とする。

9. 英文字記号および英数字

本文中、引用文献とともに、括弧、カンマ (,), アポストロフィ ('), ピリオド (.), セミコロン (;) 等の英文記号を使う場合には、すべて半角で記述する。

ローマ数字も半角アルファベットの組み合わせとして記述する。括弧の前後や記号の後には原則として半角スペースを入れる。

具体的には下記の例を参照 (_ は半角スペースを表す)。

・・・であると考えられる (堀・河合 _ 1965a, b, _ Dropkin et al. _ 1979)。

・・・堀ら _ (1965) _ の報告がある。

・・・ウスバシロチョウ (別名ウスバアゲハ) _ は、・・・

引用文献

Ahmad, Q. A. _ (1952) _ Fungi of East Bengal. _ Pakist. _ J. _ For., _ 2, _ 91-115.

10. 引用文献

1) 本文中の引用文献の記載は下記の例に従う。

(_ は半角スペースを表す)

本文末につける場合

(Ahmad _ 1952) (堀 _ 1965) (Ahmad _ 1952, _ 堀 _ 1965)

文中での説明の場合

Ahmad _ (1952) _ は～ 近年、堀 _ (1965) _ は～

著者が複数の場合等

・連名の場合：(Ahmad_and_Baker_1952) (堀・川合 _ 1965a, b) 中点は全角

・著者が3名以上の場合：第1著者名の後に「et_al.」または「ら」を付す。

(Dropkin_et_al. 1979) (Dropkin ら _ 1979)

・複数の文献の場合：年代順に記載し、同年の文献については、著者名のアルファベット順に記載し、単名を先行とする。また、同名の著者は年代順にまとめて記載する。同名で同年の文献については、年の後に a, b をつけて記載する。

(田中 _ 1984, 1989, 石塚 _ 1988, 1990a, b)

・訳本の場合：原著者名(訳本の表記に従い、原著者のファミリーネーム)と原著発行年を引用する。(ブレーヌ _ 1989)

2) 引用文献リストは著者名のアルファベット順に記載し、単名を先行とする。同名の著者は年代順に記載する。詳細は下記の例に従う。(_ は半角スペースを表す)

①雑誌を引用する場合

例 Ahmad, Q. A. _ (1952) _ Fungi of _ East Bengal. _ Pakist. J. _ For., _ 2, _ 91-115.

Baker, C. F. _ (1914a) _ A review of some Philippine plant diseases. Philip. Agr. & For., _ 3, _ 157-164.

Baker, C. F. _ (1914b) _ First supplement to the list of the lower fungi of the Philippine Islands. _ Leaflet. Philip. Bot., _ 7 (Art113), _ 2417-2542.

Dropkin, V. H. _ and Foudin, A. S. _ (1979) _ Report of the occurrence of *Bursaphelenchus lignicolus* _

induced pine wilt disease in Missouri. Plant Dis. _ Rep., _ 63, _ 904-905.

Reunanen, M., Ekman, R. and Heinonen, M. _ (1989) _ Analysis of Finnish pine tar from the wreck of _ Frigate St. Nikolai. Holzforschung, _ 43, _ 33-39.

・誌名の略記法は慣例にならう。

・氏名が和文体の場合は、姓と名の間に全角スペースを入れる。(■は全角スペースを、 _ は半角スペースを表す)

例

堀■高夫 _ (1965) _ 路網計画のための図上地形判定について. _ 日林誌, _ 47, _ 168-170.

森■章 _ (2001) _ イチイガシの種子生産における同化産物投資. _ 日林誌, _ 83, _ 93-100.

田島■正啓・宮島■寛・宮崎■安貞 _ (1977) _ ヒノキパーオキシターゼ・アイソザイムの遺伝子分析. _ 日林誌, _ 59, _ 173-177.

上野■洋二郎 _ (2000) _ 森林計画における森林諸機能の最適配分. _ 日林誌, _ 82, _ 360-363.

・巻の定めがなく、号のみが定められた雑誌の場合、以下のように表記する。

例

猪内■正雄 _ (2001) _ 森林作業の機械化が森林環境にどんな影響を及ぼすのか. _ 森林科学, _ 32, _ 25-33.

岡田■恵子 _ (2013) _ 国民の意識の変化の的確な把握に向けて：内閣府の世論調査から. _ 社会と調査, _ 10, _ 87-96.

②書籍を引用する場合

例 (本一冊を引用する場合)

三浦■伊八郎・西田■屹二 _ (1948) _ 木材化学. _ 丸善, _ 690pp.

(複数の著者によって書かれた編集本の特定部分を引用する場合)

沼田■真 _ (1967) _ 植物的環境の解析と評価. _ 森下■正明・吉良■竜夫編 “自然：生態学的研究”. _ 中央公論社, _ 163-187.

(叢書の特定部分を引用する場合)

川合■眞一・田中■早苗 _ (1963) _ “実用化学講座 17 巻有機化合物の反応 (下)”, _ 第2版. _ 日本化学会編, _ 丸善, _ 210-212.

(欧文の単行書のタイトルはイタリックとする)

Ishii, M. _ (1996b) _ Decline and conservation of butterflies in Japan. In Ae, S. A., Hirowatari, T., Ishii, M. and Brower, L. P. (eds.) “Decline and Conservation of Butterflies in Japan III”. The Lepidopterological Society of Japan, Osaka, 157-167.

(訳本を引用する場合は、原著者名(訳本の表記に従い、姓・名の順)や原著発行年等を引用する)

ブレーヌ■ジャン _ (1989) (永塚鎮男訳, 2011) _ 人は土をどうとらえてきたか：土壌学の歴史とペド

ロジスト群像 , 農山漁村文化協会 , 415pp.

- ③ Web ページの引用は、適当な文献資料が利用できないか、または電子テキスト利用の利便性が特に高い場合に限る。引用する場合には、文献の発行年にあたる部分は、当該 Web ページの公表年 (更新年) とするが、公表年が無い場合は筆者が当該ページを確認した年次とし、URL と参照日を記載する。ただし、官公庁等の冊子体資料がそのまま PDF ファイル等の形態で公表されている場合には、冊子体の発行年、発行所、ページ数等を引用し、URL のみを併記する。一連の資料・文書が別ファイル化されている場合には、トップページのみ典拠すればよい。

例

Finger Lakes Resource Conservation & Development Council (2007) "Forest land best management practices in the Finger Lakes Region of New York State", <http://www.dnr.cornell.edu/ext/bmp/index.html>, (accessed 2007-11-30).

環境省 (2002) "平成 13 年度オゾン層等の監視結果に関する年次報告書", 環境省, 122 pp,

<http://www.env.go.jp/earth/report/h14-03/index.html>.

環境省 (2004) "農林水産省と環境省の連携による田んぼの生きもの調査",

<http://www.env.go.jp/nature/satoyama/tanbo.html>, (参照 2008-01-24).

- 3) 私信扱いの情報は、下記の例に従い、本文中に記載する。(_ は半角スペースを表す)

なお、所属については、省略することができる。

(氏名 , 所属 , 私信)

(Name, _Affiliation, _pers, _comm.)

11. 英文校閲

英文原稿及び和文原稿の英文摘要は原稿提出前に必ず英文校閲を受ける。

12. 図・表・写真

- 1) 図・写真はなるべく高解像度の Jpeg、表は Excel ®形式とする。表については、表題は表の上部に、説明・注釈は表の下部に記載し、図・写真については、表題及び説明・注釈は本文末にまとめて記載する (印刷では図・写真の下部に記載される)。和文原稿の場合は、表題、説明・注釈及び図表は和文、英文または和英併記とする。また、本文中では「Fig.」「Table」「Photo」を使用。

- 2) 印刷時の図・写真の大きさは、段組幅 (82 mm) か頁幅 (170 mm) のどちらかを明示する。なお、図・表・写真の挿入箇所を本文に朱書きで明示する。

- 3) 原則として、表には縦の罫線を用いない。

13. 補足電子資料 (Supplementary data)

紙面の都合上掲載できない図表は、補足電子資料として引用文献の後に付記することができ、本文中にも引用できる。印刷版には引用文献の後に図表の表題と公開 URL を、電子版には全てを公開する (例 ; Fig._S1, Table._S1)。

補足電子資料の掲載は、論文、短報、ノート、総説、研究資料の全てが対象となる。

14. 付録 (Appendix)

本文の内容に補足して掲載したい図表を、付録として誌面の引用文献の後に掲載することができ、本文中にも引用できる (例 ; Appendix_Fig.1 , Appendix_Table_1)

また付録の掲載対象は、論文、総説、研究資料とする。

(2021 年 6 月 11 日)

担当者 様
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

2022年3月 発行 森林総合研究所研究報告 第21巻1号（通巻461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

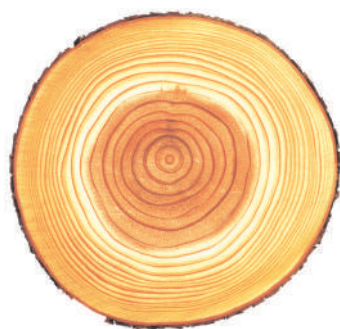
製 版・印 刷 朝日印刷株式会社 つくば支社
〒305-0046 茨城県つくば市東2-11-15
電話：029-851-1188 Fax：029-856-5009

©2022 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。

森林総合研究所研究報告

Vol.21 No.1 (No.461)



page1

長さの異なるフィンガージョイントでたて継ぎしたスギ、ヒノキ、エゾマツ材の曲げ強度特性
：平松 靖、土屋 敦、藤本 清彦、宇京 斉一郎、宮武 敦、新藤 健太、林 知行

Bending strength properties of finger-jointed sugi, hinoki and ezomatsu lumber with different finger lengths
Yasushi HIRAMATSU, Atsushi TSUCHIYA, Kiyohiko FUJIMOTO, Seiichiro UKYO,
Atsushi MIYATAKE, Kenta SHINDO and Tomoyuki HAYASHI

page27

福島原発事故で汚染された樹幹からの部分的なサンプリングによって生じる
樹皮および材中の¹³⁷Cs濃度の観測誤差 (英文)
：大橋 伸太、黒田 克史、藤原 健、高野 勉

¹³⁷Cs concentration observational errors in bark and wood caused by partial sampling
from tree stems contaminated by the Fukushima nuclear accident
Shinta OHASHI, Katsushi KURODA, Takeshi FUJIWARA and Tsutomu TAKANO

page39

細根の深さは土壌から植物へのセシウム137とセシウム133の移行の違いに影響する
：清野 嘉之、赤間 亮夫
Fine-root depth influences differences in soil-to-plant transfer of ¹³⁷Cs and ¹³³Cs
Yoshiyuki KIYONO and Akio AKAMA

page49

長崎県対馬におけるツリーシェルター施工地の20年後の状況：耐久性と成長した植栽木への影響
：安部 哲人、柳本 和哉、山川 博美、野宮 治人
Effects of treeshelters 20 years after installation in Tsushima Island, Nagasaki Prefecture
：Durability and impact on planted trees
Tetsuto ABE, Kazuya YANAGIMOTO, Hiromi YAMAGAWA and Haruto NOMIYA

page55

樹木の直径分布をワイブル分布へあてはめる場合におけるデータ精度の影響
：伊東 宏樹
Effects of data precision in cases of fitting tree diameter distribution to Weibull distribution
Hiroki ITÔ

page57

根ざし増殖された*Melia volkensii* Gürke の苗木の成長 (英文)
：古本 良
Growth of *Melia volkensii* Gürke saplings propagated by root cuttings
Ryo FURUMOTO

page61

木質バイオマス生産量の大きいヤナギ品種の開発
：矢野 慶介、田村 明、花岡 創、加藤 一隆
Variety development in willow species for the biomass production
Keisuke YANO, Akira TAMURA, So HANAOKA and Kazutaka KATO

page73

タイ東北部の砂質土壌に植栽したチーク苗の初期成長における炭の効果 (英文)
：香山 雅純、スチャー ニムピラ、サジャボン ホントン、米田 令仁、ワラパン ヒマパン、野田 巖
Effects of biochar on the early growth characteristics of teak seedlings planted in sandy soil in northeast Thailand
Masazumi KAYAMA, Suchat NIMPILA, Sutjaporn Hongthong, Reiji YONEDA, Woraphun HIMMAPAN and Iwao NODA

page83

冬季の那智川源流で顕著に観察された淡水藻類について
：細田 育広、吉村 真由美
Freshwater algae dominantly found in the headwater of the Nachi River, Japan during winters
Ikuhiro HOSODA and Mayumi YOSHIMURA