

PRINT ISSN 0916-4405
ONLINE ISSN 2189-9363

森林総合研究所研究報告

Vol.21 No.2 (No.462)

BULLETIN

of the
Forestry and
Forest Products
Research Institute



June 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



森林総合研究所研究報告編集委員会

編集委員長
服部 力
Tsutomu HATTORI

The Chief Editor
研究ディレクター
Principal Research Director, FFPRI

副編集委員長
松本 麻子
Asako MATSUMOTO

The Vice-Chief Editor
広報普及科長
Public Relations Division, FFPRI

編集委員

相川 拓也
Takuya AIKAWA

東北支所
Tohoku Research Center, FFPRI

藤井 佐織
Saori FUJII

森林昆虫研究領域
Department of Forest Entomology, FFPRI

古澤 仁美
Hitomi FURUSAWA

立地環境研究領域
Department of Forest Soils, FFPRI

長谷川 陽一
Yoichi HASEGAWA

樹木分子遺伝研究領域
Department of Forest Molecular Genetics and Biotechnology, FFPRI

櫃間 岳
Gaku HITSUMA

森林植生研究領域
Department of Forest Vegetation, FFPRI

石橋 靖幸
Yasuyuki ISHIBASHI

北海道支所
Hokkaido Research Center, FFPRI

鹿又 秀聡
Hidesato KANOMATA

林業経営・政策研究領域
Department of Forest Policy and Economics, FFPRI

村上 亘
Wataru MURAKAMI

森林防災研究領域
Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI

野口 正二
Shoji NOGUCHI

国際農林水産業研究センター
Japan International Research Center for Agricultural Sciences

奥田 史郎
Shiro OKUDA

植物生態研究領域
Department of Plant Ecology, FFPRI

高野 麻理子
Mariko TAKANO

森林資源化学研究領域
Department of Forest Resource Chemistry, FFPRI

坪村 美代子
Miyoko TSUBOMURA

林木育種センター
Forest Tree Breeding Center, FFPRI

山田 利博
Toshihiro YAMADA

東京大学大学院農学生命科学研究科・農学部
Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo

山下 香菜
Kana YAMASHITA

木材加工・特性研究領域
Department of Wood Properties and Processing, FFPRI

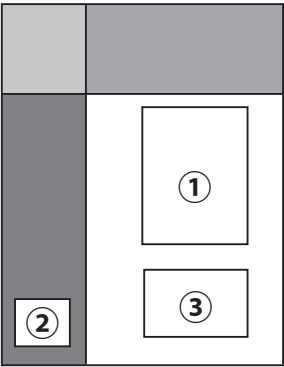
安田 幸生
Yukio YASUDA

森林防災研究領域
Department of Disaster Prevention, Meteorology and Hydrology, FFPRI

吉田 智佳史
Chikashi YOSHIDA

林業工学研究領域
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（長崎市）
Observation deck using fireproof glued laminated timber, Nagasaki pref. hall
- ③ 糞虫の1種 *Onthophagus* (*Onthophagus*) *pavidus* (左：オス、右：メス)
A dung beetle, *Onthophagus* (*Onthophagus*) *pavidus* (left: male, right: female)
(本文 165-192 ページ)

森林総合研究所研究報告 第21巻2号(通巻462号) 2022.6

目 次

論 文

国産早生樹種の被削性 —2次元切削における切削力— 松田 陽介、松村 ゆかり、藤本 清彦、伊神 裕司	91
---	----

作業道作設を伴う間伐実施中の溪流水の懸濁物質濃度の定期調査 篠宮 佳樹、小林 政広、伊藤 優子、大貫 靖浩、 坪山 良夫、澤野 真治	103
--	-----

海洋環境における木材・プラスチック複合材(混練型 WPC)の劣化解析 小林 正彦、松永 正弘、神林 徹、 石川 敦子、山田 昌郎	113
--	-----

長期的と短期的な手法に基づく4つの日本の森林における養分収支(英文) 稲垣 善之、藤井 一至、浦川 梨恵子	129
--	-----

短 報

菌根菌食性昆虫ムネアカセンチコガネとアカマダラセンチコガネのスギ林にお ける季節的消長 楨原 寛、滝 久智、明間 民央、日暮 卓志	139
---	-----

北海道の針広混交林における択伐後の更新補助作業の効果 伊東 宏樹、倉本 恵生、石橋 聡、 山崎 孝一、谷村 亮	145
---	-----

スズメバチ類の捕獲特性におけるマレーズトラップと誘引トラップの比較 (英文) 牧野 俊一	153
--	-----

ノート

<i>Melia volkensii</i> Gürke の根ざし増殖生産性：日本での試行(英文) 古本 良	161
---	-----

研究資料

ボルネオ島低地のスンガイワイン保護林とその周辺で捕獲された糞虫の図鑑 (英文) 上田 明良、ディアン・ドウィバドラ、シ・カホノ、 スギアルト、越智 輝雄、近 雅博	165
--	-----

Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute
Vol.21 No.2 (No.462) June 2022

CONTENTS

Original article

- Machining properties of fast-growing tree in Japan
—Cutting force in orthogonal cutting—
Yosuke MATSUDA, Yukari MATSUMURA, Kiyohiko FUJIMOTO
and Yuji IKAMI 91
- Regular survey of suspended solid concentrations in streamwater
during line thinning with construction of spur road
Yoshiki SHINOMIYA, Masahiro KOBAYASHI, Yuko ITOH,
Yasuhiro OHNUKI, Yoshio TSUBOYAMA
and Shinji SAWANO 103
- Deterioration analysis of wood-plastic composites (WPCs) in marine environment
Masahiko KOBAYASHI, Masahiro MATSUNAGA,
Toru KANBAYASHI, Atsuko ISHIKAWA
and Masao YAMADA 113
- Nutrient budgets in four Japanese forests based on short- and long-term methods
Yoshiyuki INAGAKI, Kazumichi FUJII
and Rieko URAKAWA 129

Short communication

- Seasonal occurrences of two mycophagous beetles, *Bolbocerosoma nigroplagiatum*
and *Nothochodaeus maculatus* (Coleoptera: Bolboceratidae and Ochodaeidae),
feeding on arbuscular mycorrhizal fungal sporocarps in a stand of *Cryptomeria*
japonica.
Hiroshi MAKIHARA, Hisatomo TAKI, Tamio AKEMA
and Takashi HIGURASHI 139
- Effects of operations to promote regeneration after selection cutting in a mixed forest
in Hokkaido
Hiroki ITÔ, Shigeo KURAMOTO, Satoshi ISHIBASHI,
Koichi YAMAZAKI and Ryo TANIMURA 145
- Comparison of capture characteristics between Malaise and bait traps
for monitoring vespine wasps (Hymenoptera: Vespidae)
Shun'ichi MAKINO 153

Note

- Productivity of root-cutting propagation of *Melia volkensii* Gürke:
a case study in Japan
Ryo FURUMOTO 161

Research record

- Atlas of dung beetles collected in the Sungai Wain Protection Forest and its
surroundings in the lowlands of Borneo
Akira UEDA, Dhian DWIBADRA, Sih KAHONO, SUGIARTO,
Teruo OCHI and Masahiro KON 165

論文 (Original article)

国産早生樹種の被削性 ―2次元切削における切削力―

松田 陽介^{1)*}、松村 ゆかり¹⁾、藤本 清彦¹⁾、伊神 裕司¹⁾

要旨

国産早生樹種の被削性を明らかにすることを目的として、国産早生樹種5樹種(コウヨウザン、センダン、ユーカリ2樹種、ユリノキ)とスギの辺心材を2次元切削したときの切削力を測定した。切削角は22°, 32°, 42°, 52°, 62°の5条件とし、切込量は0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mmの4条件とした。縦切削時の切削面はまさ目面とし、横切削時は板目面とした。縦切削では、どの樹種でも切削角や切込量の増加とともに主分力は増加した。また、容積密度数の大きい樹種ほど主分力は大きかった。したがって、スギと比較的容積密度数の近いユリノキ、コウヨウザン、センダンはスギと同程度の主分力となった。背分力は切込量や容積密度が大きいほど増加したが、切削角との明確な関係は認められなかった。横切削では、主分力は切削角や切込量の増加とともに増加したが、容積密度数との明確な関係は認められなかった。横切削時の背分力は、切込量が増加するほど増加する傾向があったが、切削角や容積密度数との明確な関係は認められなかった。樹種や切削方向によらず、辺心材で切削力の大きさはほとんど変わらなかった。切削角や切込量を小さくすることで、樹種間の切削力の違いは小さくなった。容積密度数の大きい早生樹種でも、小さい切削角や切込量を設定することで容積密度数の影響を抑え、小さい切削力で切削できると考えられた。

キーワード：早生樹、2次元切削、切削力

緒言

我が国の主要な造林樹種であるスギやヒノキと比較して短伐期で収穫可能な早生樹種は、収穫サイクルの短縮による林業経営の収益性の向上が見込めるほか、高い炭素固定能から地球温暖化対策への貢献も期待できる(松村 2006)ため、近年その生産と利用が注目されている。スギやヒノキなどのこれまで利用されてきた樹種については、材質や物理特性、乾燥特性、被削性などの基礎的データが整備されている(森林総合研究所 2004)が、国産早生樹種のそうしたデータの整備は進んでいない。

早生樹種の材質や物理特性に関する研究は、2000年ごろから活発に行われてきた。米木ら(2005)は、国産のユーカリ6樹種の年輪幅や容積密度、収縮率、曲げヤング率などを測定し、6樹種のうち *Eucalyptus botryoides* は密度が大きい割に収縮率が低いことを明らかにし、同樹種の製材としての利用可能性を見出した。松村ら(2006, 2007)は、熊本県産のセンダン (*Melia azedarach*) とチャンチンモドキ (*Choerospondias axillaris*) の年輪幅や気乾密度、木部繊維長、道管要素長、ミクロフィブリル傾角、圧縮強さなどを測定し、その樹幹内変動を明らかにした。広橋ら(2012)は、国産ユーカリ6樹種の年半径成長量、成長応力解放ひずみ、伐採直後の心割れ率、気乾密度、ミクロフィブリル傾角などを測定し、その中でも特に *E. smithii* が、密度が大きい点、成長応力解放ひずみが小さい点、ミクロフィブリル傾角が小さい点などから、利用

が期待できることを明らかにした。涌嶋・渡辺(2017)は、広島県産と茨城県産のコウヨウザンの実大試験体の曲げ強度試験を行い、産地による違いやスギ・ヒノキとの違いを明らかにし、コウヨウザンが建築用材として十分に利用できる材質を有することを示した。このように、国産早生樹種の材質・物理特性に関する知見は蓄積されつつある。その中で、材質や物理特性の観点から次世代の造林樹種として期待できる樹種も見つかっている。

切削加工とは、切削工具によって材料の一部を切屑として除去し、材料の分割や寸法の調整、表面の仕上げを行なう基本的な加工法である。木質資源を住宅や家具に利用する場合には製材や木工などの技術が必要であり、紙やエネルギーなどに利用する場合にはチップ加工が必要である。いずれの場合も、木材を用途に適した寸法や形状に調整する必要があり、切削加工が重要な役割を担っている。したがって、国産早生樹の利用には、その樹種の材質・物理特性だけでなく被削性も明らかにする必要がある。被削性の評価に用いられる切削力とその反力である切削抵抗は、切削動力だけでなく工具寿命、仕上面性状、加工精度などに影響するため特に重要である(番匠谷ら 2007)。これまで、最も基本的な切削方式である2次元切削を対象に切削力を測定した研究は内外で多くなされてきており、切削角や切込量(Franz 1958, Stewart 1979, Huang 1994)、切削速度(Inoue and Mori 1979)、気乾密度(杉山 1980)、繊維傾斜角(木下 1960, Stewart

原稿受付：令和3年9月24日 原稿受理：令和4年1月24日

1) 森林総合研究所 木材加工・特性研究領域

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

1971) などの諸因子の影響が調べられてきた。国内の主要な樹種についても切削力は調べられてきたが (中村・青山 1957)、国産早生樹の被削性に関する報告はまだ少ない。松村ら (2020) は、国産ユーカリ 6 樹種についてフリッチから厚さ 5 mm の薄板を帯鋸で製材したときの切削力を測定し、気乾密度の大きい樹種ほど切削力が大きい傾向があることを明らかにした。一方、基本的な切削方式の 2 次元切削を対象とした報告はまだない。

本研究は国産早生樹種利用のため、その被削性を明らかにすることを目的として、国産早生樹種 5 樹種を 2 次元切削したときの切削力を測定した。縦切削と横切削の両方を行い、切削角と切込量が切削力に及ぼす影響について検討した。従来樹種の代表としてスギの切削試験も行った。

実験方法

被削材

被削材は、静岡県産のコウヨウザン (*Cunninghamia lanceolata*)、福岡県産のセンダン (*Melia azedarach*)、静岡県産のユーカリ 2 樹種 (*Eucalyptus maidenii*, *robusta*; 以下 *E. maidenii* をユーカリ M、*E. robusta* をユーカリ R とする)、静岡県産のユリノキ (*Liriodendron tulipifera*)、茨城県産のスギ (*Cryptomeria japonica*) の心材と辺材とした。被削材の寸法は、縦切削のとき 50 (L: 繊維方向) × 10 (R: 半径方向) × 50 (T: 接線方向) mm、横切削のとき 10 (L) × 50 (R) × 50 (T) mm とした (Fig. 1a, b)。コウヨウザンとユリノキは 2 個体から、センダンとユーカリ、スギは 1 個体から被削材を採取した。後述の切削試験後、切削面と反対の面から 30 mm の位置で被削材を 2 分割し、切削面を含まない方の高さ、幅、厚さをノギスで測定し未乾燥時の体積を求め、重量を測定した。全乾後、再び重量を測定し、容積密度数 (全乾重量 ÷ 未乾燥材の体積) と含水率を計算した。被削材の含水率の平均値は心材、辺材

の順に、コウヨウザンで 73% と 78%、センダンで 74% と 77%、ユーカリ M で 75% と 57%、ユーカリ R で 71% と 42%、ユリノキで 73% と 78%、スギで 38% と 165% であった。容積密度数の平均値は心材、辺材の順に、コウヨウザンで 361 kg/m³ と 351 kg/m³、センダンで 387 kg/m³ と 451 kg/m³、ユーカリ M で 633 kg/m³ と 663 kg/m³、ユーカリ R で 716 kg/m³ と 688 kg/m³、ユリノキで 350 kg/m³ と 385 kg/m³、スギで 292 kg/m³ と 288 kg/m³ であった。

切削試験

切削試験には、落下衝撃試験機 (東洋精機製作所; Z-138) (藤本 2018) を使用した。切れ刃を上向きにして固定した切削工具に向かって被削材を降下させることで 2 次元切削した (Photo 1)。切削工具は切れ刃の長さが 20 mm の平刃とし、その材質は高速度鋼 (SKH51) とした。切削方向は、縦切削 (Fig. 1a) と横切削 (Fig. 1b) とした。縦切削では、手がんなによる平削りのように切削方向と繊維方向が平行であり、横切削ではベニヤレースによる単板切削のように切削方向と繊維方向が垂直である。縦切削時の切削面はまさ目面 (LR 面) とした。横切削時の切削面は樹皮側の板目面 (LT 面) とした。縦・横切削ともに、切削幅は 10 mm とした。切削速度は 5 m/s、切削長さは 50 mm としたため、切削に要した時間は 10 ms である。切削工具の刃先角は 20°, 30°, 40°, 50°, 60° の 5 条件とした。逃げ角は 2° としたので、切削角は 22° ~ 62° となった。なお、バイアス角は設定しなかった。切込量は 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mm の 4 条件とした。縦切削では、手がんなによる平削りのように気乾材を用いることが多いと考えられたが、横切削との比較のため、本研究では縦・横切削で未乾燥材を用いた。

任意の切削角で、1 個の被削材を各切込量の設定で 1 回ずつ切削し、その後新しい被削材に替えた。この一連の手順を各切削角で 4 回繰り返した。すなわち、全切削

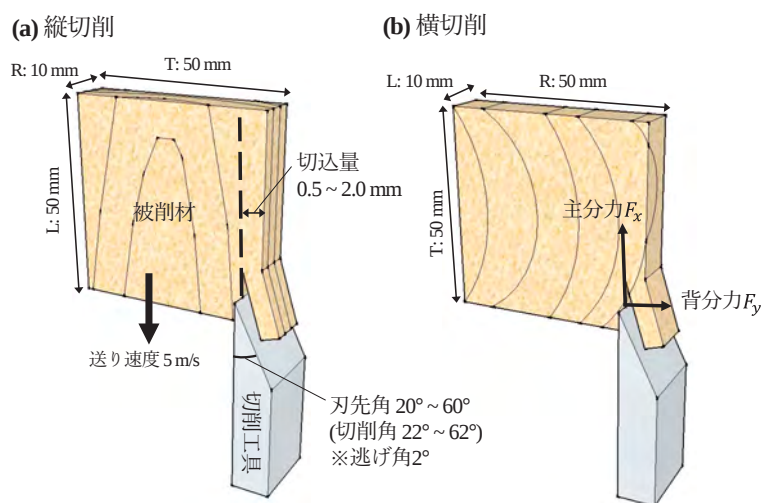


Fig. 1. 切削試験の模式図
(a) 縦切削 (b) 横切削

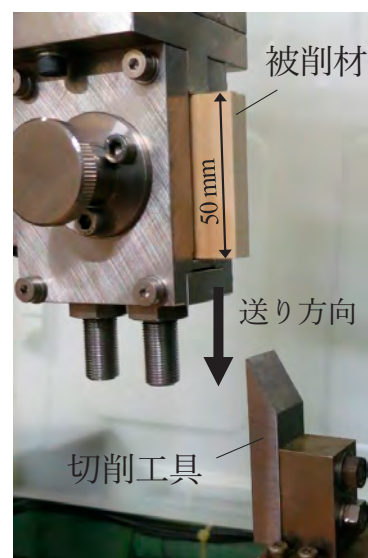


Photo 1. 切削試験の様子

角においてそれぞれ4個の被削材を用いるものとし、同一の被削材では全切込量で1回ずつ切削を行った。使用した被削材の個数は、1樹種につき5(切削角の数)×4(繰り返し回数)×2(心or辺材)×2(縦or横切削)=80個となった。ただし、ユーカリRの辺材の被削材が不足したため、切削角50°の条件の横切削は繰り返し3回とし、切削角60°の横切削は行わなかった。

切削時の主分力(切削方向と平行方向の力) F_x と背分力(切削方向と垂直方向の力) F_y を切削工具の固定治具の下部に取り付けた2分力ロードセルで測定した。主分力については、切削方向に作用する力を正、その逆向きに作用する力を負とした。背分力については、切屑側に向かって作用する力を正、母材側に向かって加わる力を負とした。ロードセルの出力電力のサンプリング周波数は10 kHzとした。

結果と考察

縦切削における切削力

コウヨウザンの心材を切削角42°、切込量1.5 mmの条件で縦切削したときの切削力の時間変化の一例をFig. 2に示す。グラフの横軸が時間(ms)、縦軸が切削力(N)を示す。切削力が変動しはじめたのが1149 msであり、そこから切削が始まったことが読み取れた。切削に要した時間は10 msであるので、1159 msまで切削したと考えられた。このとき得られた切屑の写真を上に示す。写真の切屑の両端がグラフの切削の始まりと終わりにそろうように写真のスケールを調整した。刃先が木材に最初に切り込むと、木材は割裂し、き裂の終端で切屑が曲げ破壊していること、その後3回割裂が発生したことが写真からわかった。切屑の形態から、Franz (1955)の切削型

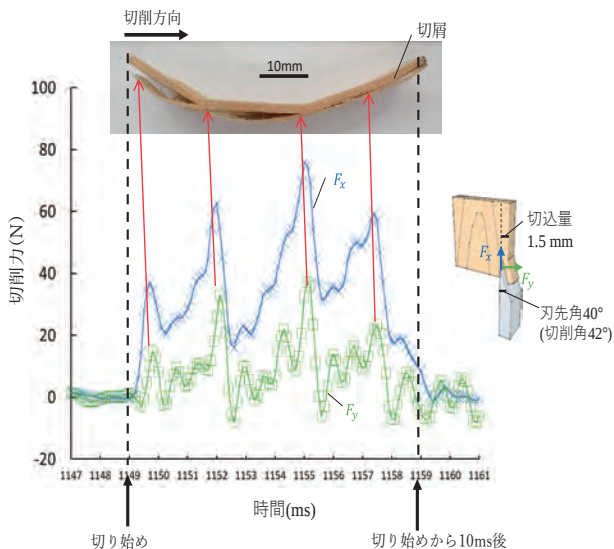


Fig. 2. コウヨウザン心材の縦切削時における切削力の一例

青線が主分力、緑線が背分力を示す。写真はこの切削試験で得られた切屑を示す。切削角は42°、切込量は1.5 mm。

のType I(折れ型)に分類される切削が行われたと考えられた。Type Iの切削では、刃先前方に先割れと呼ばれる割裂が生じることで切屑が分離される。先割れの進展とともに、切屑は片持ち梁の状態を持ち上げられ、曲げ破壊する。Type Iの切削では、先割れと切屑の曲げ破壊が繰り返される。今回採用した切削角と切込量の範囲では、どの樹種でもType Iの切削型となった。Fig. 2では、赤矢印で示した通り、先割れの発生と切削力のピークの位置が一致しているように見える。写真の切屑が折れ曲がっているため、グラフの時間軸と切屑が平行でない箇所があることから、先割れの発生と切削力のピークの位置がわずかにずれているが、先割れの発生する直前に最も大きな切削力が作用したと考えられた。縦切削における切削力のピークと割れの発生の対応は、Triboulot et al. (1983)やMerhar・Bučar (2012)の研究でも確認されている。

以上の切削力の経時変化と切屑の形態の検討から、ピークを示した切削力と先割れの発生が連動していることがわかった。先割れは、逆目切削の場合、母材側に進展し、仕上面の一部が掘り取られてしまい、「逆目ばれ」と呼ばれる加工欠点が生じることがある。このように、切削力のピークは仕上面性状を検討する上でも重要なデータであるといえる。そこで、切削力の最大値に着目して評価することとした。切削中の主分力の最大値を $F_{x,max}$ とした。同じ切削角と切込量の組合せでの切削の繰り返し4回の $F_{x,max}$ の平均値を $\overline{F_{x,max}}$ とし、樹種間で比較した。一方、背分力については、同一条件下であっても4回の繰り返しの中で正の方向に大きい場合と負の方向に大きい場合の両方が確認された場合があった。その場合、繰り返し4回の平均値を計算すると背分力がほとんど発生しなかったようにみえてしまうため、背分力はその絶対値の最大値($|F_{y,max}|$)で評価することとした。同一条件下での切削の繰り返し4回の $|F_{y,max}|$ の平均値を $\overline{|F_{y,max}|}$ とした。

各樹種を縦切削したときの $\overline{|F_{y,max}|}$ と切込量および切削角の関係をFig. 3に示す。上2段が心材、下2段が辺材の結果である。全ての樹種において、切削角や切込量の増加とともに主分力は増加した。容積密度数の比較的大きいユーカリMが他の樹種と比べて主分力が大きかった。一方、スギと比較的容積密度数の近いユリノキ、コウヨウザン、センダンもスギと同程度の主分力となった。このように、容積密度数の大きい樹種ほど主分力が大きい傾向があった。この傾向は、杉山(1980)の研究でも確認されている。一方、ユーカリRは、ユーカリMと比べて容積密度数が大きいにもかかわらず主分力は小さかった。同じユーカリでもユーカリRの方が小さい切削力で加工でき、加工しやすいと考えられた。全ての樹種において、辺材と心材で切削力の大きさはほとんど変わらなかった。これは、どの樹種も辺材と心材で容積密度数がほとんど変わらないためと考えられた。主分力は、切込量0.5 mmかつ切削角22°の条件では、容積密度数によら

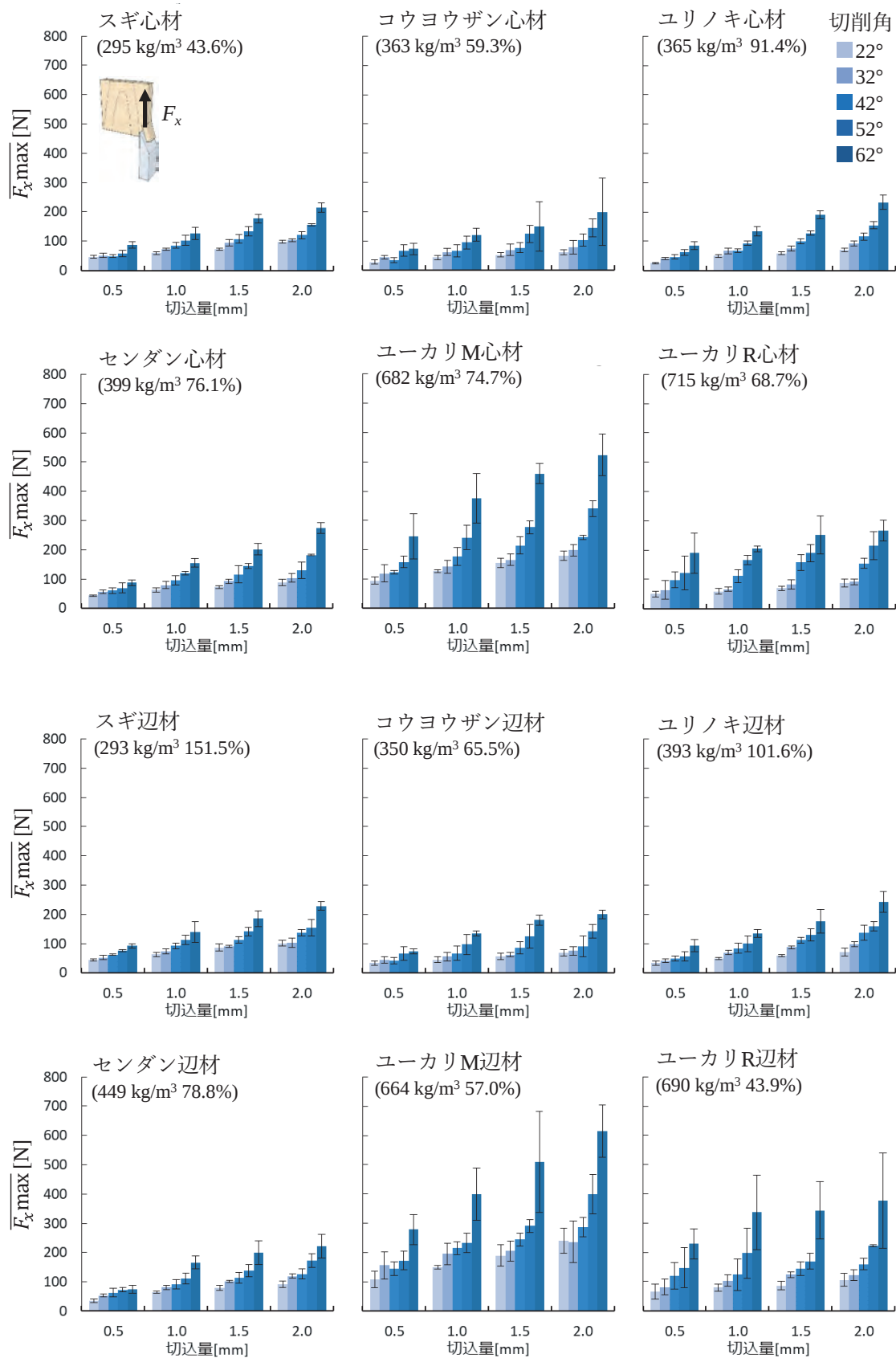


Fig. 3. 縦切削における主分力と切削角および切込量の関係

上2段が心材、下2段が辺材の結果を示す。エラーバーは標準偏差を示す。樹種の下括弧内の数値は被削材の容積密度数と含水率の平均値を表す。

ず 110 N 以下となった。容積密度数の大きい早生樹種でも、小さい切削角や切込量を設定することで容積密度数の小さい樹種と同等の小さな切削力で切削できると考えられた。

縦切削時の $|F_y|_{\max}$ と切込量および切削角の関係を Fig. 4 に示す。いずれの樹種においても、主分力と比べて背分力は小さかった。背分力は切込量が増えるほど増加する傾向がみられたが、切削角との明確な関係は認められなかった。背分力も主分力と同様、容積密度数の大きい樹種ほど大きい傾向があった。特に、ユーカリ 2 樹種の背分力の大きさは顕著で、切込量が最低の 0.5 mm の条件でも、ユーカリ以外の樹種では 20 N 程度であったが、ユーカリ 2 樹種の場合は 40 ~ 80 N もあった。また、ユーカリの標準偏差はほかの樹種と比べて大きかった。ユーカリ属の中には旋回木理のものがあり (Thinley et al. 2005)、本研究で用いたユーカリ 2 樹種についても木理が通直でなかったため、切削方向に対する繊維方向の傾き (繊維傾斜角) が被削材ごとに一定でなかった。その結果、先割れの進展方向が変動し、同じ切込量を設定したとしても、切屑の厚さが一定とならなかったことが標準偏差の大きい原因として考えられた。このことから、本研究で用いたユーカリ 2 樹種のように、木理が通直でない場合は同一切削条件を採用しても再現性の高い切削は難しいと考えられた。心材と辺材で背分力の傾向の違いは認められなかった。

横切削における切削力

センダンの心材を切削角 32°、切込量 2.0 mm の条件で横切削したときの切削力の時間変化の一例を Fig. 5 に示す。ベニヤレースによる単板切削では、裏割れと呼ばれる切れ刃から切屑に向かって侵入する割れが発生することが知られている。単板切削を模した今回の横切削でも、

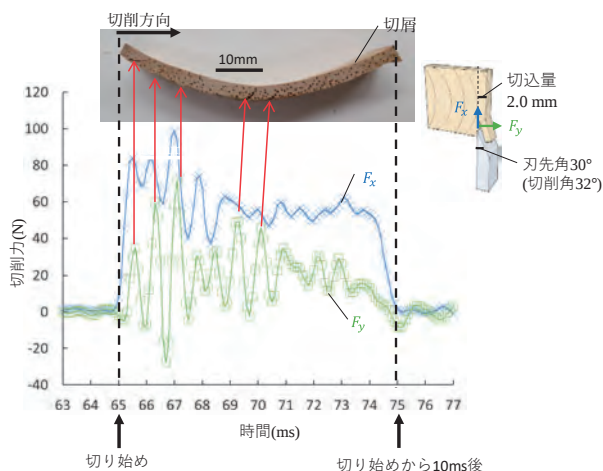


Fig. 5. センダン心材の横切削時における切削力の一例
青線が主分力、緑線が背分力を示す。写真はこの切削試験で得られた切屑を示す。切削角は 32°、切込量は 2.0 mm。

赤矢印で示したように、切屑の下側から上に向かって裏割れが 5 か所認められた。縦切削時の先割れの発生直前に切削力のピークが検出されたときと同様、この 5 か所の裏割れの発生時に切削力のピーク、特に背分力の顕著なピークが認められた。横切削における切削力のピークと裏割れの発生の対応は、Takano and Fujimoto ら (1999) の研究でも確認されている。70 ms 以降裏割れは認められなかったが、上述の 5 か所のピークよりも小さな背分力のピークが認められた。この区間では、写真では確認できない微視的な裏割れが発生している可能性がある。大きな切削力の作用と裏割れの発生が深く関係していると考えられたため、横切削も縦切削と同様、切削力の最大値 ($F_{x\max}$ と $|F_y|_{\max}$) で評価することとした。

各樹種を横切削したときの $F_{x\max}$ と切込量および切削角の関係を Fig. 6 に示す。縦切削時と同様、どの樹種も切削角や切込量の増加とともに主分力は増加した。スギやセンダン、ユーカリ M で主分力の大きさが顕著であった一方で、コウヨウザンやユリノキが比較的主分力が小さかった。このように、縦切削とは異なり、容積密度数との明確な関係は認められなかった。一方で、切込量 0.5 mm かつ切削角 22° の条件では、どの樹種も主分力は 50 N 程度となった。切削角や切込量を小さく設定することで、樹種に関係なく小さい切削力で切削が可能になると考えられた。どの樹種も辺材と心材間で主分力に違いはほとんどなかった。

横切削における $|F_y|_{\max}$ と切込量および切削角の関係を Fig. 7 に示す。スギ以外の樹種で、切込量が増加するほど背分力は増加する傾向があったが、切削角や容積密度数との明確な関係は認められなかった。どの樹種も辺材と心材間で背分力に違いはほとんどなかった。主分力と同様、コウヨウザンやユリノキを切削した時の背分力が比較的小さかった。これらの樹種では裏割れを発生させずに切削できると考えられた。ただし、これらの容積密度数の小さい樹種では、小さい切削力でも簡単に割れが生じてしまう場合もありえるため、裏割れとの関係はさらに検討する必要がある。

重回帰分析

切削角や切込量が切削力に与える影響について樹種間で定量的に比較検討するため、切削角と切込量を説明変数とする 1 次式で切削力 ($F_{x\max}$, $|F_y|_{\max}$) を表現した場合の切片 a と偏回帰係数 b , c を最小 2 乗法によって樹種ごとに求めた。ただし、 b は切削角、 c は切込量の係数である。なお、辺材と心材を区別せずに回帰分析を行った。

主分力の重回帰分析の結果を Table 1 に示す。なお、 R^2 は自由度調整済み決定係数である。縦切削について、切削角の係数 b に注目すると、ユーカリ R とユーカリ M の係数が比較的大きかった。切込量の係数 c に着目すると、ユーカリ M 以外の樹種は 40 ~ 50 程度であるのに対し、ユーカリ M は 100 以上であった。ユーカリは切削角や切

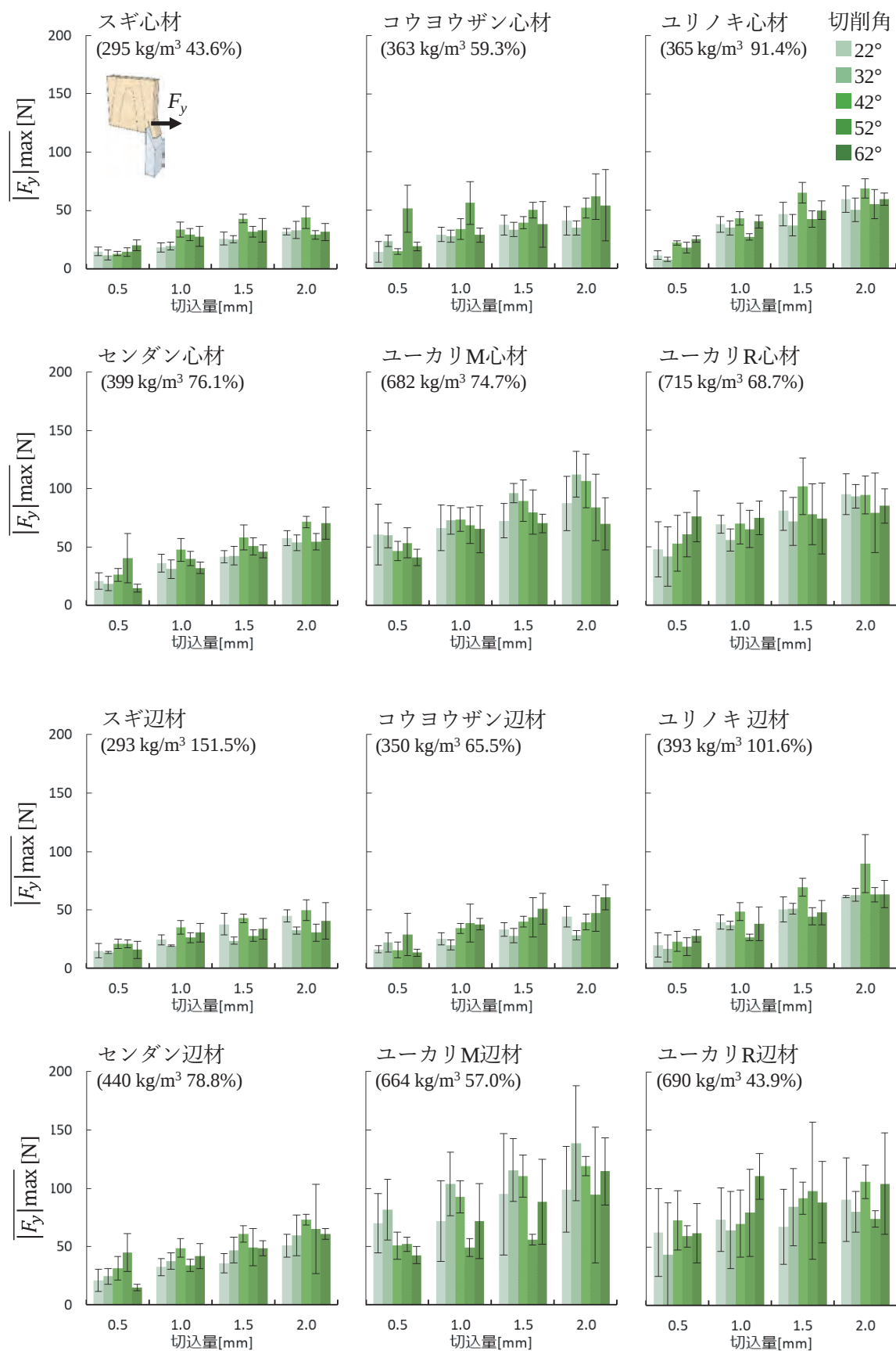


Fig. 4. 縦切削における背分力と切削角および切込量の関係

上2段が心材、下2段が辺材の結果を示す。エラーバーは標準偏差を示す。樹種の下に括弧内の数値は被削材の容積密度数と含水率の平均値を表す。なお、ユーカリR辺材の切削角32°、切込量0.5 mmのエラーバーの下端は-0.98である。

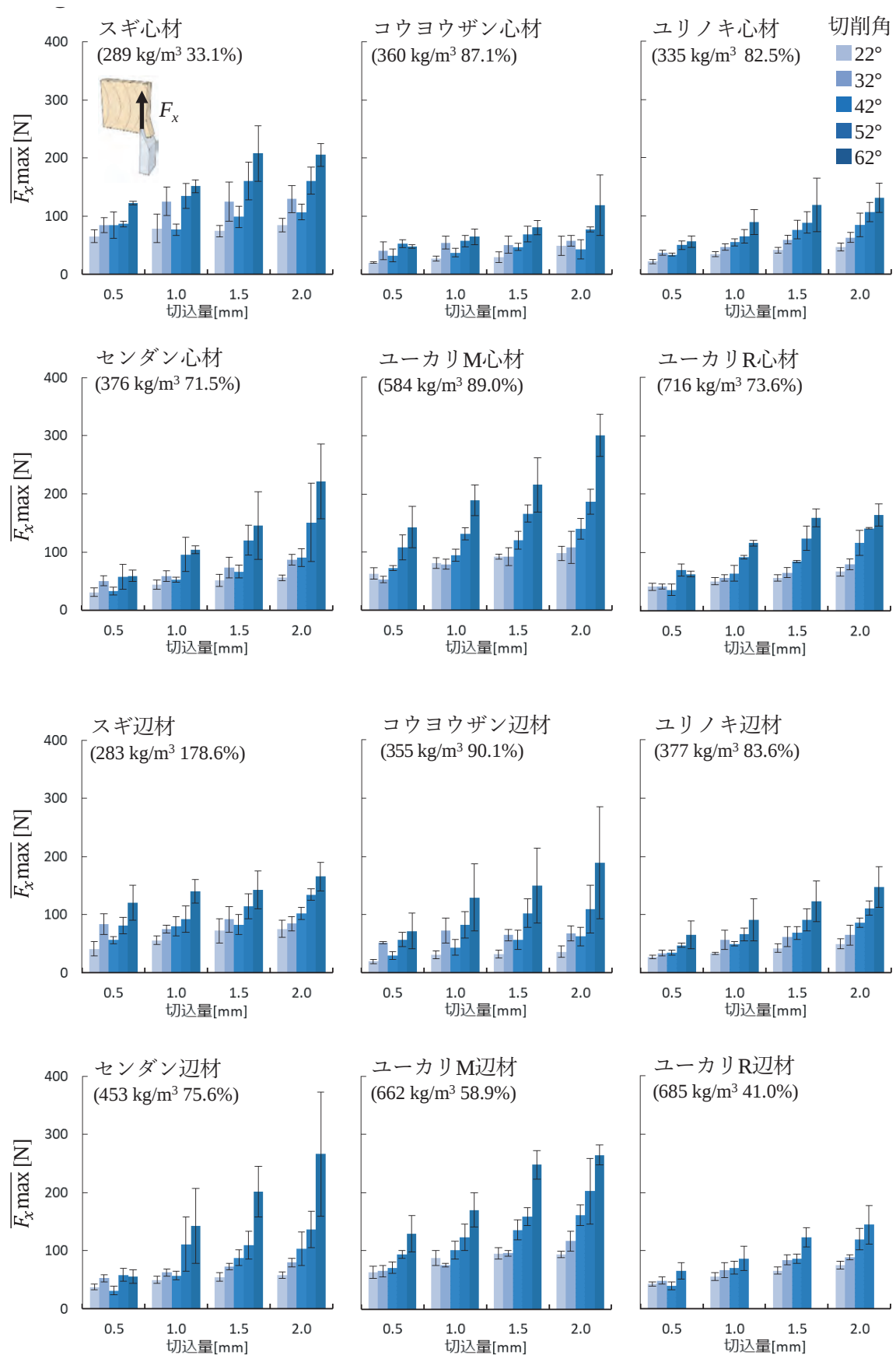


Fig. 6. 横切削における主分力と切削角および切込量の関係

上2段が心材、下2段が辺材の結果を示す。エラーバーは標準偏差を示す。樹種の下括弧内の数値は被削材の容積密度数と含水率の平均値を表す。

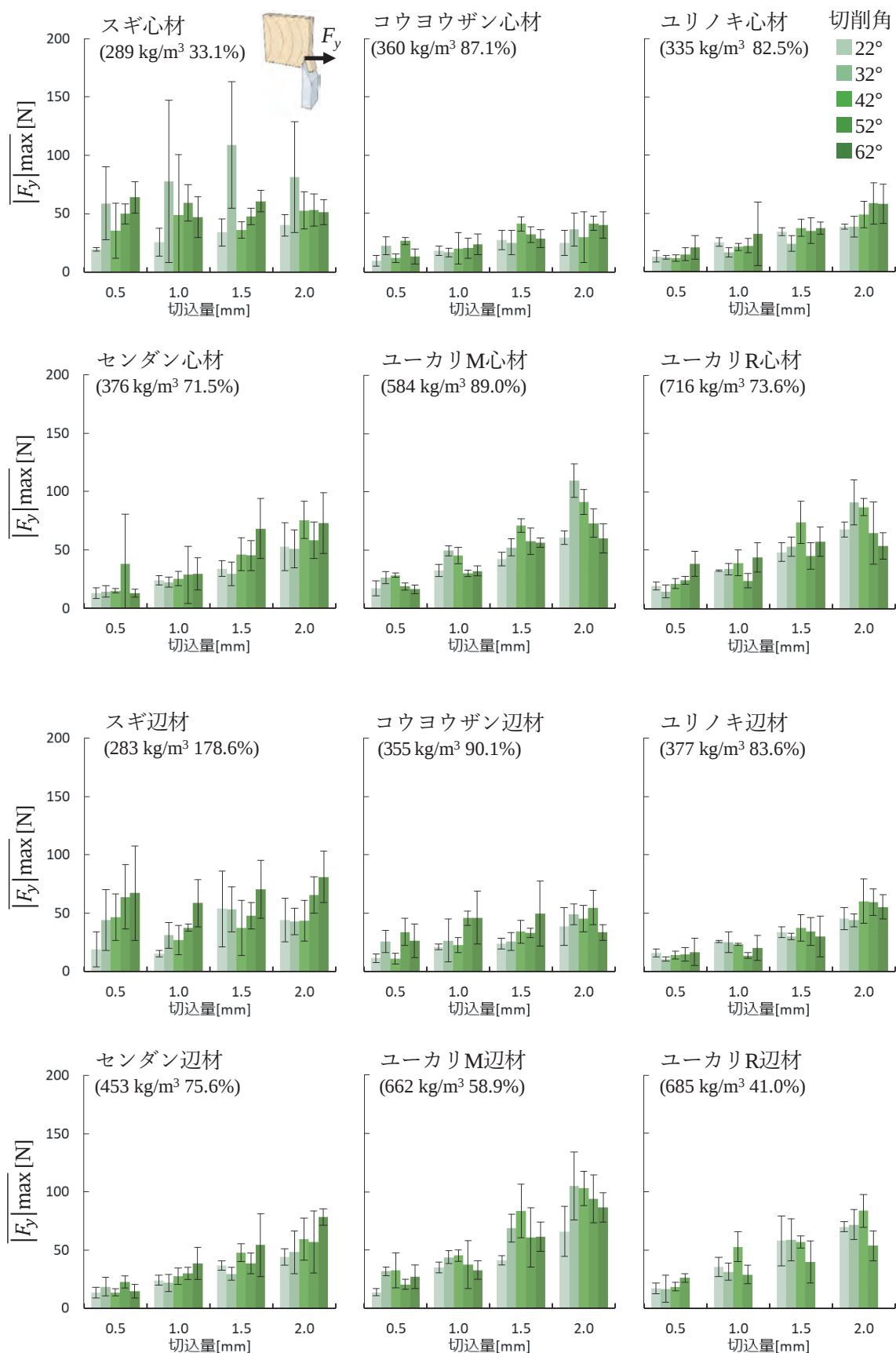


Fig. 7. 横切削における背分力と切削角および切込量の関係

上2段が心材、下2段が辺材の結果を示す。エラーバーは標準偏差を示す。樹種の下に括弧内の数値は被削材の容積密度と含水率の平均値を表す。なお、スギ心材の切削角 42°、切込量 1.0 mm 及びセンダン心材の切削角 52°、切込量 0.5 mm のエラーバーの下端はそれぞれ -2.71 と -5.34 である。

Table 1. 主分力 F_x max の回帰式の係数と切片

樹種	切削方向	a	b	c	R ²
スギ	縦	-49.81	2.07	53.52	0.83
コウヨウザン	縦	-66.38	2.33	43.41	0.64
ユリノキ	縦	-80.88	2.57	55.80	0.82
センダン	縦	-68.28	2.51	58.40	0.79
ユーカリ M	縦	-153.89	6.28	108.89	0.70
ユーカリ R	縦	-105.19	4.85	41.65	0.63
スギ	横	-12.23*	1.98	28.61	0.58
コウヨウザン	横	-40.01	1.71	24.84	0.43
ユリノキ	横	-40.57	1.57	32.95	0.73
センダン	横	-78.15	2.41	51.07	0.57
ユーカリ M	横	-69.61	3.07	54.30	0.77
ユーカリ R	横	-36.68	1.70	41.22	0.80

a: 切片 b: 切削角の係数 c: 切込量の係数 R²: 決定係数

* $p > 0.05$

込量によって主分力が急激に変化すると考えられるため、特に慎重に切削条件を設定する必要があると考えられた。横切削では、センダンやユーカリ M の係数 b と c が比較的大きく、これらの樹種の主分力は切削角や切込量に大きく依存して変化することがわかった。

背分力の重回帰分析の結果を Table 2 に示す。切削方向によらず、切削角の係数 b はどの樹種も 1 以下で主分力の場合と比べて小さかった。背分力と切削角の関係は Fig. 4 では判断できなかったが、重回帰分析により切削角の影響は小さいことが確認できた。縦切削時のユーカリやコウヨウザン、横切削時のスギやコウヨウザンなどの R² が特に小さかった。また、コウヨウザンやユリノキなど統計的に有意でない係数や切片が存在している樹種があった。これらの樹種では、切削力が切込量や切削角などの切削条件だけでなく、繊維傾斜角や年輪接触角などの木材側の条件に強く影響を受けている可能性があり、切削条件の調整による切削力の制御が難しいと考えられた。

結言

国産早生樹種の被削性を明らかにするために、国産早生樹 5 樹種とスギの心材と辺材を対象に、切削角と切込量を因子として 2 次元縦切削と横切削を行い、そのときの主分力と背分力を測定した。対象とした国産早生樹種は、コウヨウザン、センダン、ユーカリ 2 樹種、ユリノキであった。切削角は 22°, 32°, 42°, 52°, 62° の 5 条件とし、切込量は 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 mm の 4 条件とした。

縦切削では、どの早生樹種も切削角や切込量の増加とともに主分力は増加した。スギと同程度の容積密度数の樹種はスギと同程度の主分力となった。背分力はどの早生樹種も切込量の増加とともに増加したが、切削角との明確な関係は認められなかった。また、容積密度数の大きい樹種ほど主分力と背分力は大きかった。しかし、容積密度数の大きい早生樹種でも、小さい切削角や切込量を設定することで低い容積密度数の早生樹種と同程度の

Table 2. 背分力 $|F_y|$ max の回帰式の係数と切片

樹種	切削方向	a	b	c	R ²
スギ	縦	6.88	0.09	13.67	0.48
コウヨウザン	縦	0.21*	0.36	15.96	0.39
ユリノキ	縦	3.34*	0.06*	29.25	0.68
センダン	縦	7.10*	0.16	23.54	0.55
ユーカリ M	縦	60.40	-0.45	30.74	0.33
ユーカリ R	縦	37.17	0.29	21.43	0.19
スギ	横	18.09	0.53	7.68	0.08
コウヨウザン	横	0.35*	0.29	13.30	0.32
ユリノキ	横	-6.42	0.16	23.92	0.64
センダン	横	-15.68	0.42	28.51	0.57
ユーカリ M	横	-1.76*	0.04*	41.22	0.68
ユーカリ R	横	3.43*	-0.01*	33.97	0.65

a: 切片 b: 切削角の係数 c: 切込量の係数 R²: 決定係数

* $p > 0.05$

小さい切削力で切削ができることが明らかとなった。

横切削では、主分力は切削角や切込量の増加とともに増加した。横切削時の背分力は、切込量が増加するほど増加したが、切削角との明確な関係は認められなかった。ユリノキやコウヨウザンなどはスギと同程度の容積密度数であったが、主分力や背分力はスギと比較して小さかった。このように、横切削時の切削力と容積密度数との明確な関係は認められなかった。一方で、樹種や切削方向によらず、辺心材で切削力の大きさはほとんど変わらなかった。

本研究で明らかとなった早生樹種の 2 次元切削時の切削力と切削角や切込量、容積密度数の関係性は、早生樹種を切削加工時の条件決定の際に有用なデータとなりえる。容積密度数の大きい早生樹ほど切削力が大きくなりやすいことが判明したが、そのような樹種でも小さい切削角や切込量を採用することで、切削力の増加を抑えることができた。そのような切削条件では、大きな先割れに起因する逆目ばれや裏割れなどの加工欠点の発生を抑制することができると考えられた。一方で、容積密度数の小さい早生樹においては、小さい切削力でも簡単に割れが生じることが考えられ、逆目ばれや裏割れとの関連については詳細な検討が必要である。

謝辞

本研究の一部は (国研) 森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト (課題番号 201905) の研究成果である。供試材を提供いただいた東京大学樹芸研究所と静岡県農林技術研究所森林・林業研究センターに謝意を表す。

引用文献

- 番匠谷 薫・奥村 正悟・服部 順昭・村瀬 安英編 (2007) 木材科学講座 6 切削加工第 2 版・海青社, 37-40pp.
独立行政法人森林総合研究所監修 (2004) 改訂 4 版 木材工業ハンドブック・丸善, 63-64, 133-138, 273, 279,

- 334pp.
- Franz, N. C. (1955) An analysis of chip formation in wood machining. *Forest Prod. J.*, 5 (5), 332–336.
- Franz, N. C. (1958) *Analysis of the wood-cutting process*. Dissertation, University of Michigan.
- 藤本 清彦 (2018) 実験講座 (58) 木材の被削性評価のポイント. *木材工業*, 73 (5), 208–211.
- 広橋 亜希・児嶋 美穂・吉田 正人・山本 浩之・渡邊 良広・井上 広喜・鴨田 重裕 (2012) 国産早生樹ユーカリ 6 樹種の材質特性. *木材学会誌*, 58 (6), 339–346.
- Huang, Y. (1994) Cutting force components in orthogonal cutting parallel to the grain (90-0) I. Effects of rake angles. *Mokuzai Gakkaishi*, 40 (10), 1134–1140.
- Inoue, H. and Mori, M. (1979) Effects of cutting speed on chip formation and cutting resistance in cutting of wood parallel to the grain. *Mokuzai Gakkaishi*, 25 (1), 22–29.
- 木下 直治 (1960) 木材の精密加工法の研究. *理化学研究所報告*, 36(5), 486–557.
- 松村 順司・井上 真由美・横尾 謙一郎・小田 一幸 (2006) 高炭素固定能を有する国産早生樹の育成と利用 (第 1 報) センダン (*Melia azedarach*) の可能性. *木材学会誌*, 52 (2), 77–82.
- 松村 順司・田上 美里・緒方 利恵・玉泉 幸一郎・牟田 信次・上脇 憲治・長谷川 益己・小田 一幸 (2007) 高炭素固定能を有する国産早生樹の育成と利用 (第 2 報) チャンチンモドキ (*Choerospondias axillaris*) の可能性. *木材学会誌*, 53 (3), 127–133.
- 松村 ゆかり・伊神 裕司・児嶋 美穂・鴨田 重裕 (2020) 国産ユーカリの鋸断特性と製材品品質. *木材工業*, 75 (4), 156–161.
- Merhar, M. and Bučar, B. (2012) Cutting force variability as a consequence of exchangeable cleavage fracture and compressive breakdown of wood tissue. *Wood Sci. Technol.*, 46, 965–977.
- 中村 源一・青山 経雄 (1957) 木材の削り抵抗について. *林業試験場研究報告*, 93, 69–88.
- Stewart, H. A. (1971) Chip formation when orthogonally cutting wood against the grain. *Wood Sci.*, 3 (4), 193–203.
- Stewart, H. A. (1979) Analysis of orthogonal wood cutting across the grain. *Wood Sci.*, 12 (1), 38–45.
- 杉山 滋 (1980) 木材切削における工具切れ刃面および裏刃すくい面に加わる切削抵抗に及ぼす気乾容積重の影響. *木材学会誌*, 26 (12), 783–789.
- Takano, T. and Fujimoto, K. (1999) Development of surface defects in softwood veneer peeling. *Proceedings of 14th International wood machining seminar*, 417–424.
- Thinley, C., Palmer, G., Vanclay, J. K., and Henson, M. (2005) Spiral and interlocking grain in *Eucalyptus dunnii*. *Holz als Roh-und Werkstoff*, 63, 372–379.
- Triboulot, P., Asano, I., and Ohta, M. (1983) An application of fracture mechanics to the wood-cutting process. *Mokuzai Gakkaishi*, 29 (2), 111–117.
- 涌嶋 智・渡辺 靖崇 (2017) コウヨウザンの材質. *森林遺伝育種*, 6 (4), 148–154.
- 米木 剛史・小田 一幸・松村 順司・長谷川益己 (2005) 国産ユーカリの木材性質. *九州森林研究*, 58, 91–94.

Machining properties of fast-growing tree in Japan —Cutting force in orthogonal cutting—

Yosuke MATSUDA^{1)*}, Yukari MATSUMURA¹⁾, Kiyohiko FUJIMOTO¹⁾ and Yuji IKAMI¹⁾

Abstract

In order to clarify the machining properties of fast-growing trees in Japan, the cutting force were measured during the orthogonal cuttings of the heartwood and sapwood of sugi (*Cryptomeria japonica*) and five fast-growing tree species, namely koyozan (*Cunninghamia lanceolata*), sendan (*Melia azedarach*), two species of eucalyptus (*Eucalyptus maidenii* and *robusta*), and yurinoki (*Liriodendron tulipifera*). The cutting angles and depth of cut were 22°, 32°, 42°, 52°, and 62° and 0.5, 1.0, 1.5, and 2.0 mm, respectively. The quarter-sawn surface was finished by cutting along the grain, whereas the flat-sawn surface was finished by cutting across the grain. When cutting was done along the grain, the parallel cutting force increased with increasing cutting angle and/or depth of cut for all species tested. The parallel cutting force increased with the basic density of the specimen. The cutting forces of yurinoki, koyozan, and sendan, whose basic densities were close to that of sugi, were similar to that of sugi. The normal cutting force increased with increasing depth of cut and/or basic density, however the relationship with the cutting angle was unclear. When cutting was done across the grain, the parallel cutting force increased with increasing cutting angle and/or the depth of cut, but the relationship with the basic density was unclear. The normal cutting force increased with increasing depth of cut, but no dependence on the cutting angle or basic density was observed. No difference was found in the cutting force between the heartwood and sapwood regardless of the species or cutting direction. The difference in the cutting force between the species became smaller with decreasing cutting angle and depth of cut. Thus, we found that fast-growing trees could be cut with a small cutting force by setting a small cutting angle and depth of cut, even if their basic densities were high.

Key words : Fast-growing tree, Orthogonal cutting, Cutting force

Received 24 September 2021, Accepted 24 January 2022

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

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

論文 (Original article)

作業道作設を伴う間伐実施中の渓流水の懸濁物質濃度の定期調査

篠宮 佳樹^{1)*}、小林 政広²⁾、伊藤 優子²⁾、大貫 靖浩³⁾、坪山 良夫⁴⁾、澤野 真治⁵⁾

要旨

2012 年と 2013 年に作業道作設を伴う列状間伐 (伐採率は本数で 35%) が実施された茨城県内のスギ人工林・落葉広葉樹林からなる森林流域で、渓流を定時に採水して、間伐前と間伐中の、出水時を除く懸濁物質 (SS) 濃度を調べた。この間伐では作業道が全ての支流 (通常は水流が無い) に沿って建設された。2012 年の間伐では、間伐実施中の定時調査において SS 濃度が間伐前と比較して著しく増加することはなかった。しかし、2013 年の間伐では、間伐実施中およびその直後において定時調査時の SS 濃度が間伐前に比べて有意に高くなった。さらに、高濃度の SS (175.4 mg L^{-1}) が降雨終了から 11 時間以上経過後に採水した渓流水で観測された。この要因として、降雨後の湧出水が作業道の路面を侵食した可能性や、作業道の開設や集材作業などの林業機械による攪乱の可能性が考えられた。以上より、間伐実施中は出水時以外でも渓流水の SS 濃度が間伐前より著しく上昇する場合があることがわかった。

キーワード：渓流水、列状間伐、懸濁物質、作業道、定期調査

1. はじめに

源流部に位置する森林には清浄な水を安定的に下流域の都市・農村や海域に供給することが期待される。渓流水に含まれる懸濁物質 (Suspended Solid, 以降 SS と表記) は河川の濁りの原因とされ、しばしば問題となる。SS の著しい増加は魚類や藻類などの水生生物の生育環境を悪化させると考えられている (佐藤 2006, 加賀谷 2010)。

森林施業に伴う SS の流出に関して、全面皆伐では SS 濃度や SS 流出量が数倍から十倍程度増加、部分皆伐では 1.4 倍、2 倍程度の増加と報告されている (佐藤 2006)。また、Bathurst and Iroum (2014) のレビューでは、世界の温帯域の森林伐採で SS 流出が 0.2 ~ 150 倍増加することが示され、森林伐採が SS 流出に及ぼす影響は非常に大きな変動があるとまとめられている。国内でも集材路 (文献中の表記をそのまま使用、本研究の作業道と同義と考えている) 開設を伴う択伐 (佐藤・寺澤 2004) や間伐 (Nam et al. 2016, 篠宮ら 2018) により SS 濃度が上昇したり、SS 流出量が増加したりしたことが報告された。また、架線集材を利用して皆伐 (Hotta et al. 2007) や間伐 (白木ら 2020) を実施した場合には SS 流出増加や濁水の発生が見られず、SS 流出が抑制されたとの報告もある。

一般に流量が多くなると SS 濃度も高くなるので、森林施業と SS や濁水の流出に関する研究のほとんどが出水時を取り扱ったものが通常である (佐藤・寺澤 2004, Hotta

et al. 2007, 阿部ら 2014, Nam et al. 2016, 篠宮ら 2018)。しかし、出水時以外の渓流水においても作業道の開設中に濁水は発生することが報告されている (杉山ら 2009)。従って、間伐などの森林施業が SS 流出に及ぼす影響を厳密に解明するには施業実施中の SS 流出の実態についても把握する必要がある。ただし、作業現場に立ち入るのは危険を伴うとともに、伐採現場では伐採木によって設置した観測機器が破壊されるリスクもあり、観測の蓄積は進んでいない。

このような中、林野庁 (2010) は林業の生産性の向上とコスト縮減を図る間伐方法として、植栽列や斜面方向等に沿って直線的に伐採するスギ林を対象に列状間伐を導入した。筆者らが観測を行っていた茨城県のスギ人工林流域においても 2012 年から 2013 年にかけて、列状間伐が行われることになった。森林施業と多面的機能の両立を図ることが求められる状況において、森林施業が SS の流出に及ぼす影響を明らかにすることは重要であることから、列状間伐前後の渓流水における SS 濃度変動を調査した。その 2012 年までの結果 (篠宮ら 2018)、2013 年間伐後 (2013 年 10 月以降) の出水時の結果 (Shinomiya et al. 2020) は既に報告されている。本論文では、2013 年の間伐実施期間中の出水時以外の SS 濃度に注目して、間伐施業が SS 流出に及ぼす影響を検討する。

原稿受付：令和 3 年 4 月 20 日 原稿受理：令和 4 年 2 月 3 日

1) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

2) 森林総合研究所 立地環境研究領域

3) 森林総合研究所 東北支所

4) 森林総合研究所 理事

5) 森林総合研究所 北海道支所

* 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

2. 研究方法

2.1 試験流域の概要

試験流域 (N36°31.1', E140°18.7'; 面積 59.9 ha) は茨城県内の国有林に位置し、小林ら (2018) の試験流域と同一である (Fig. 1)。アメダス観測点「常陸大宮」(試験流域より北へ約 10 km) の平年値 (1981 ~ 2010 年) は年降水量 1,344 mm、年平均気温 12.7 °C である (気象庁 2019)。気象観測値は気象庁ウェブサイトより引用した、1981 ~ 2010 年の平年値 ($n=30$) である。流域の地質は中生層の頁岩・チャート等でその上部を火山灰が覆い、土壌は褐色森林土である (大貫ら 2014)。流域の標高は概ね 130 ~ 300 m、斜面の平均傾斜は 16.5°、起伏比は 0.11 であった。植生は主として約 50 年生のスギ (*Cryptomeria japonica*) 人工林で、斜面上部はコナラ (*Quercus serrates*) にアカマツ (*Pinus densiflora*) などが混じる落葉広葉樹林である。ス

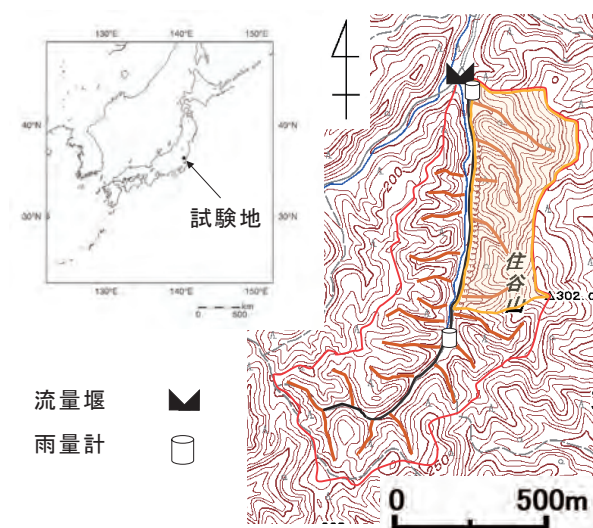


Fig.1. 試験地の位置図

Location of the experimental site

黒の実線、茶色の実線、赤の実線は、それぞれ間伐前に存在していた林道、新設された作業道、流域境界を表す。黄色の実線で囲まれた部分は、2012 年に間伐が行われた場所を示す。流域のそれ以外の範囲で 2013 年に間伐が実行された。斜面上部は落葉樹林であるため、2012 年、2013 年とも間伐は実施されていない。地理院タイルを基に作成された。

The black, brown, and red solid lines represent the forest road that existed before thinning, newly constructed spur roads, and the watershed boundary, respectively. The area surrounded by yellow solid lines shows where thinning was conducted out in 2012. In other area of the watershed, thinning was done in 2013. The thinning was not done in the higher part of slope of the watershed in both 2012 and 2013 thinning because vegetation was deciduous broad-leaved forest. Figure 1 was produced using information from the Geospatial Information Authority of Japan (<http://maps.gsi.go.jp/development/ichiran.html>).

ギ林内の下層植生はヒサカキ (*Eurya japonica*)、アオキ (*Aucuba japonica*) などが繁茂し、スギの落葉落枝等が林床を覆っていた (Fig. 1)。

2.2 間伐の概要

間伐前の試験流域は常時水流のある主谷沿いに林道 (未舗装で恒常的に使用可) が約 1.5 km 敷設されていた。間伐は 2 年にわたって実施され、まず 2012 年 8 月下旬から 11 月中旬にかけて流域の北東部分 (流域面積の 17%) を対象に列状間伐が行われた (篠宮ら 2018)。翌年の 6 月下旬から 8 月中旬にかけて、未着手であった部分 (流域面積の概ね 3 割) について実施し、全流域の間伐を終了した。なお、試験流域の斜面上部は落葉広葉樹林であり、スギは斜面中部や下部に植栽されているため、実際に間伐されたのは試験流域の概ね半分であった。間伐を実施するにあたり、全ての支谷沿いに総延長で約 4,900 m の作業道 (未舗装で一時的利用を前提とする、幅員 3 m) が作設された。作業道作設により路網密度は間伐前の約 25 m ha⁻¹ から間伐後の約 108 m ha⁻¹ に増加した。作業道は全て行き止まり式で、そのうちの一部では盛土部の法肩には切り株が埋め込まれていた (田邊・大内 2008)。作業道が作設された支谷に恒常的な水流は認められなかった (Photo 1)。列状間伐は本数で 35 % の間伐率で計画され、実際には幅約 6 m を残した後、幅約 3 m を伐採 (2 伐 5 残) するように実施された。間伐により立木密度は約 1,400 本 ha⁻¹ から約 950 本 ha⁻¹ に減少した。伐採木はグラップルによる掴みどり、またはウインチによる曳き出し後、林内作業車 (クローラ型) にて搬出された。主谷沿いの林道の幅員が広い場所に土場が 2 ~ 3 箇所設けられた。当該施業で発生した枝条は施業中、谷筋に一時的に置かれ



Photo 1. 谷筋 (恒常的な水流がない溪流) に沿って開設された作業道

The spur road constructed along a tributary (an ephemeral stream)

撮影日時: 2012 年 12 月 17 日、撮影者: 篠宮佳樹

Taken by Yoshiki Shinomiya on December 17, 2012.

(Photo 2)、施業終了時に作業道路面に高さ 1 m 程度まで積みあげられた (Photo 3)。なお、2013 年 6 月 18 日には既に間伐施業が始まっていたことを確認している。また、間伐終了直後に常時水流のある主谷と複数の作業道を踏査した限りでは、溪岸の崩壊、作業道法面の崩壊などの



Photo 2. 間伐実施中に谷筋に集められていた枝条
The branches deposited in a tributary during thinning
 撮影日時：2013 年 7 月 16 日、撮影者：伊藤優子
 Taken by Yuko Itoh on July 16, 2013.



Photo 3. 2013 年間伐の最終段階で作業道に積み上げられた枝条
The branches piled up on the surface of spur road at the final stage of thinning in 2013
 撮影日時：2013 年 8 月 13 日、撮影者：小林政広
 Taken by Masahiro Kobayashi on August 13, 2013.

特定の流出源はみられなかった。また、林内で表層土壌が攪乱されたとみられる場所は特に認められなかったことから、林業機械は作業道上のみを移動していたと推察された。2013 年間伐の際、常時水流のある主谷を作業道が横断する箇所が存在が確認されたことから、林業機械が溪流の河床を攪乱した可能性があるとして推察された。

2.3 流量、雨量の測定

流量は、流域の最下端部の 120°V ノッチ式量水堰において自記水位計 (光進電気工業製 STS DL/N70 型) を用いて 10 分間隔で水位を計測し、水位－流量曲線により算定した。堰付近と流域中央の開けた地点で転倒桁式自記雨量計を設置し、林外雨量を測定した。

2.4 採水方法及び分析方法

渓流水の採取は、Table 1 に示すように、2012 年間伐前 (2010 年 6 月 1 日～2012 年 8 月 31 日)、2012 年間伐中 (2012 年 9 月 1 日～11 月 21 日)、2012 年間伐後 (2012 年 11 月 22 日～2013 年 6 月 20 日)、2013 年間伐中 (2013 年 6 月 21 日～8 月 13 日)、2013 年間伐後 1 期 (2013 年 8 月 14 日～10 月 8 日)、2013 年間伐後 2 期 (2013 年 10 月 9 日～2014 年 12 月 31 日) に量水堰のやや上流の流水部で行った。2012 年間伐前は、原則として 2 週間に 1 回の頻度でポリエチレンボトルを用いて人力で概ね 12～15 時の間に採水した。2012 年間伐中では、自動採水器 (SIGMA 製 900 または ISCO 製 model6712) を用いて毎日 1 回、原則として 16 時に採水した (但し、採水期間 82 日間のうち 25 日間は欠測) (篠宮ら 2018)。2012 年間伐後は毎月 1 回 (人力で概ね 12～15 時) の頻度で採水した。2013 年間伐中および 2013 年間伐後 1 期は、自動採水器 (ISCO 製 model6712) により毎日 1 回 15 時 (7 月 17 日以降は 17 時) に採水した。採水時刻を 15 時あるいは 17 時としたのは、間伐作業が行われている時間帯における SS 流出の状況を把握するためである。なお、2013 年間伐中に 1 回欠測した (7 月 27 日)。2012 年間伐中、2013 年間伐中、2013 年間伐後 1 期において自動採水器の採水は常に同じ位置で行った。2013 年間伐後 2 期は、2 週間に 1 回 (人力で概ね 13～15 時) の頻度で採水した。SS 濃度は、孔径 2 mm の篩を通過させた渓流水 (0.8～1.1 L) を孔径 0.5 μm のガラス繊維フィルター (桐山製作所製 SS-47) を用いて吸引ろ過し、ガラス繊維フィルターを 105 °C の定温で 2

Table 1. 調査期間と採取方法の概要

Summaries of survey periods and sampling methods

	期間名称	開 始	終 了	採取頻度	採取方法
①	2012 年間伐前	2010/06/01	～ 2010/08/31	2 週間に 1 回	人力
②	2012 年間伐中	2012/09/01	～ 2012/11/21	毎日 1 回	自動採水器
③	2012 年間伐後	2012/11/22	～ 2013/06/20	1 カ月に 1 回	人力
④－1	2013 年間伐中 (前半)	2013/06/21	～ 2013/07/21	毎日 1 回	自動採水器
④－2	2013 年間伐中 (後半)	2013/07/22	～ 2013/08/13	毎日 1 回	自動採水器
⑤－1	2013 年間伐後 1 期	2013/08/14	～ 2013/10/08	毎日 1 回	自動採水器
⑤－2	2013 年間伐後 2 期	2013/10/09	～ 2014/12/31	2 週間に 1 回	人力

時間乾燥し、放冷後、ガラス繊維フィルターの乾重量を差し引いて SS の乾重量を求め、供試水量で除して算定した。

2.5 2012 年間伐前に定期的に採水された SS 濃度の概要

2012 年間伐前 (2010 年 6 月～2012 年 8 月) に定期的に採水された溪流水の SS 濃度は $0.0 \sim 3.1 \text{ mg L}^{-1}$ 、平均 1.3 mg L^{-1} ($n=40$) であった (篠宮ら 2018)。北海道、福島県、千葉県、高知県の森林流域の平水時 (無降雨日) の SS 濃度 (平均値) はそれぞれ $1.5 \sim 5.6 \text{ mg L}^{-1}$ (柳井・寺澤 1995)、 2.1 mg L^{-1} (篠宮 2017)、 1.5 mg L^{-1} (Hotta et al. 2007)、 1.9 mg L^{-1} (篠宮・横山 2019) であった。流域面積や林相は様々であるが、先行研究とほぼ同じであったことから、本流域は SS 濃度に関しては特異な点はみられない一般的な森林流域であるといえる。

2.6 2012 年間伐中における定時調査の SS 濃度の概要

2012 年間伐中の SS 濃度は、降雨中に採水された 2012 年 9 月 23 日の SS 濃度が 6.7 mg L^{-1} であったことを除くと、 $0.2 \sim 4.4 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=57$) であった (Fig. 2)。2012 年 9 月 23 日の SS 濃度を除けば、2012 年間伐中の SS 濃度は平均 2.1 mg L^{-1} 、無降雨日 (日雨量 0.0 mm d^{-1}) に限ると平均 1.9 mg L^{-1} と、2012 年間伐前の SS 濃度と比較して著しい増加はなかった (篠宮ら 2018)。

3. 結果

3.1 調査期間中の気象、水文

2010 年、2011 年、2012 年、2013 年の年間の雨量、流量を Table 2 に示す。2012 年、2013 年は 2010 年、2011 年に比べて雨量および流量が概ね $100 \sim 200 \text{ mm}$ 少なかった。2013 年間伐中は、6 月 26 日、6 月 21 日、8 月 1 日に

それぞれ日雨量 34.2 mm d^{-1} 、 34.5 mm d^{-1} 、 31.8 mm d^{-1} の降雨があったものの、日雨量 50 mm d^{-1} を越える大きな降雨はなかった。2013 年間伐後 1 期 (2013 年 8 月 14 日～10 月 8 日) には台風 18 号に伴う日雨量 89.4 mm d^{-1} (最大時間雨量 36.1 mm h^{-1}) の降雨があった。

3.2 2013 年間伐中における SS 濃度

2012 年間伐後 (2012 年 11 月 22 日～2013 年 6 月 20 日) の SS 濃度は $0.2 \sim 3.8 \text{ mg L}^{-1}$ ($n=6$) で、2012 年間伐前の SS 濃度 ($0.0 \sim 3.1 \text{ mg L}^{-1}$) と同程度であった。

2013 年間伐中の SS 濃度は最小 0.4 mg L^{-1} から最大 175.4 mg L^{-1} まで変化した (Fig. 3)。 50 mg L^{-1} 以上の SS 濃度が観察されたのは、6 月 27 日を除くと 7 月 24 日、7 月 29 日、8 月 7 日であり、それぞれの日雨量は 25.9 mm d^{-1} 、 10.2 mm d^{-1} 、 11.9 mm d^{-1} で、それぞれの SS 濃度は 143.4 mg L^{-1} 、 65.8 mg L^{-1} 、 81.7 mg L^{-1} であった。採水初日 (6 月 21 日) の SS 濃度は 32.4 mg L^{-1} で、当日の雨量は 34.2 mm d^{-1} 、採水は降雨が終了した 2 時間後であった。6 月 27 日は日雨量が 1.1 mm d^{-1} と少なかったにもかかわらず、最大の SS 濃度 175.4 mg L^{-1} が観察された。無降雨日の溪流水に関しては、2013 年間伐中の SS 濃度は $0.4 \sim 14.8 \text{ mg L}^{-1}$ (平均 5.6 mg L^{-1} 、 $n=24$) であった。この SS 濃度は

Table 2. 調査流域の 2010～2013 年の年雨量と年流量
Annual rainfall and runoff between 2010 and 2013 at the experimental watershed

年	年雨量 mm	年流量 mm
2010	1703	850
2011*	1679	705
2012	1476	624
2013	1524	631

*9 月 21～26 日は欠測

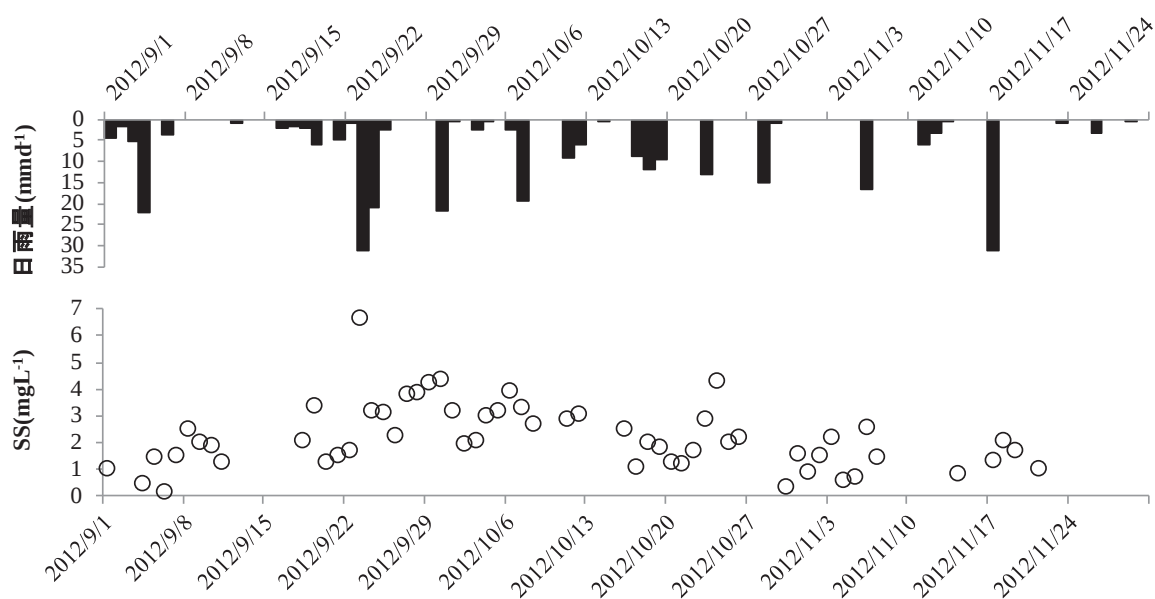


Fig. 2. 2012 年間伐中の日雨量と SS 濃度
Daily rainfall and SS concentration during thinning in 2012

2012 年間伐前 (2010 年 6 月 1 日～2012 年 8 月 31 日) のそれより有意に大きかった ($p<0.001$ 、Scheffe 法; 2012 年間伐前 (2010 年 6 月 1 日～2012 年 8 月 31 日)、2013 年間伐中 (2013 年 6 月 21 日～8 月 13 日)、2013 年間伐後 1 期 (2013 年 8 月 14 日～10 月 8 日) の 3 者の比較で有意水準を一定に保つため多重比較を行った)。Fig. 3 を見る限り、2013 年間伐中は 2013 年 7 月 23 日以降、SS 濃度が $10 \sim 20 \text{ mg L}^{-1}$ と、やや高い傾向が継続した。6 月 21 日から 7 月 22 日までの無降雨日の SS 濃度 ($n=17$) は平均 4.0 mg L^{-1} であるのに対し、7 月 23 日以降の無降雨日の SS 濃度 ($n=7$) は平均 9.5 mg L^{-1} であった。2013 年間伐中

の前半 (2013 年 6 月 21 日～7 月 22 日) に比べて 2013 年間伐中の後半 (2013 年 7 月 23 日～8 月 13 日) のほうが、SS 濃度がやや高かった。以上より、2013 年の間伐では日雨量約 1 mm の日に高濃度の SS が観測されるとともに、無降雨時の渓流水の SS 濃度に関して間伐前に比べて間伐実施中に高まる傾向が認められた。

3.3 2013 年間伐後の SS 濃度

2013 年間伐後 1 期 (2013 年 8 月 14 日～10 月 8 日) の SS 濃度は $5.8 \sim 125.7 \text{ mg L}^{-1}$ の範囲で変化した (Fig. 4)。このうち無降雨日の SS 濃度は $6.0 \sim 33.8 \text{ mg L}^{-1}$ 、平均

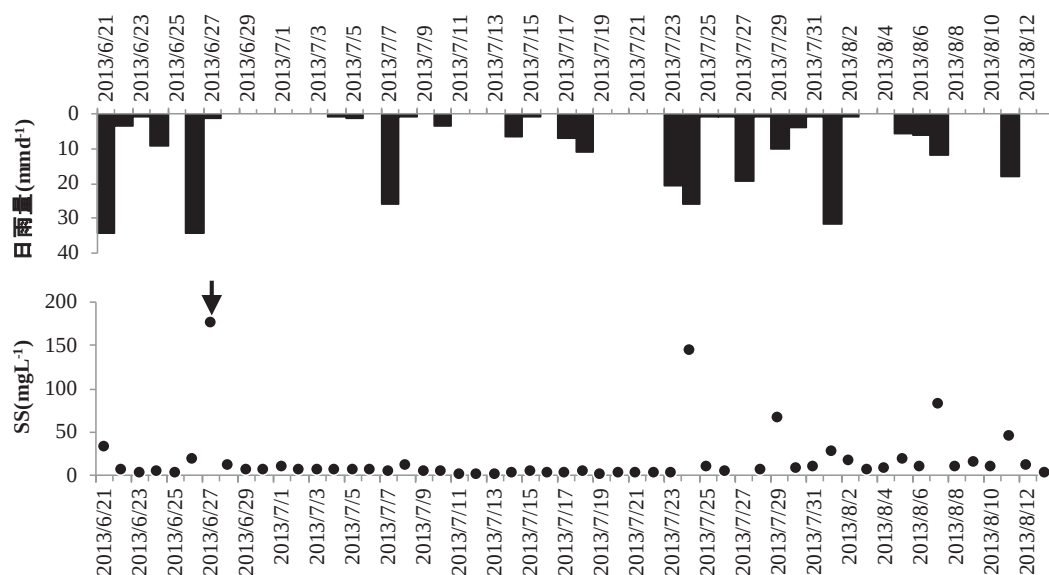


Fig. 3. 2013 年間伐中の日雨量、SS 濃度

Daily rainfall and SS concentration during thinning in 2013

矢印は考察で検討したデータを示す。

The arrow indicates the data considered in the “Discussion”.

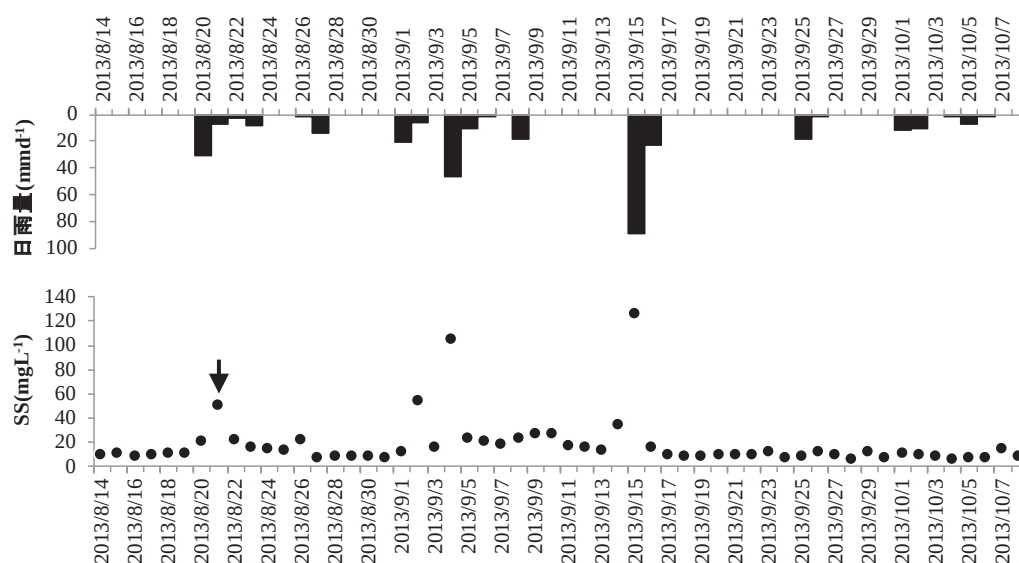


Fig. 4. 2013 年間伐終了後における日雨量、SS 濃度

Daily rainfall and SS concentration after thinning in 2013

矢印は考察で検討したデータを示す。

The arrow indicates the data considered in the “Discussion”.

値は 11.8 mg L^{-1} ($n=35$) であった。無降雨日の SS 濃度は 2012 年間伐前 (2010 年 6 月～2012 年 8 月) に比べて間伐後 1 期 (2013 年 8 月 14 日～10 月 8 日) のほうが有意に高かった ($p<0.001$, Scheffe 法)。7 月 23 日～10 月 8 日 (2013 年間伐中の後半～2013 年間伐後 1 期) の SS 濃度はやや高い傾向で推移していた。最大の SS 濃度 125.7 mg L^{-1} は 9 月 15 日 (日雨量 89.4 mm d^{-1}) に観察された。この降雨は台風 18 号によるもので、採水は降雨終了 5 時間後であった。9 月 4 日にも 103.8 mg L^{-1} の高い SS 濃度が観察された (日雨量 46.9 mm d^{-1})。そのほか、8 月 21 日 (日雨量 7.5 mm d^{-1}) に 50.4 mg L^{-1} の、9 月 2 日 (日雨量 6.5 mm d^{-1}) に 53.8 mg L^{-1} の SS 濃度が観察された。

2013 年間伐後 2 期 (2013 年 10 月 22 日～2014 年 12 月 31 日) の降雨中の採水 (日雨量 41.5 mm d^{-1})、大雨 (採水当日の日雨量 69.0 mm d^{-1} 、降雨イベントの総雨量 139.0 mm) 終了 7 時間後の採水を除くと、SS 濃度は $0.6 \sim 5.1 \text{ mg L}^{-1}$ (平均 2.3 mg L^{-1} , $n=30$) であり、2012 年間伐前 (2010 年 6 月～2012 年 8 月) に比べて明瞭に高い値を示すことはなかった。

3.4 2013 年間伐における流量と SS 濃度との関係

2013 年間伐における間伐前と間伐中の流量と SS 濃度との関係を Fig. 5 に示す。間伐前のデータは、2012 年間伐前の 2010 年 6 月から 2012 年 8 月にかけて月 2 回頻度で 40 回採取した渓流水と出水時 (総雨量 $15 \sim 130 \text{ mm}$ 、

最大時間雨量 $3 \sim 39 \text{ mm h}^{-1}$) に採取した渓流の SS 濃度である (篠宮ら 2018)。間伐中の SS 濃度は、間伐前と比較して、明らかに高い SS 濃度 (50 mg L^{-1} 以上のデータとした。これは間伐前の低流量時 2010 年 12 月 22 日 0:50 に観察された SS 濃度が 46.0 mg L^{-1} であったことを参考にした。Fig. 5, Fig. 6 にデータあり) が 4 回観察された。これらは、6 月 27 日の 175.4 mg L^{-1} を除き、降雨中に採水されたか、ないしは降雨終了 2 時間後に採取されたデータである。流量 0.1 mm h^{-1} 以下、SS 濃度 5 mg L^{-1} 以下の範囲に、無降雨日に採取された 11 データが分布するが、そのうちの 10 データは 2013 年間伐中の前半 (6 月 21 日～7 月 22 日) であった。流量と SS 濃度との関係からも 2013 年間伐中の前半より後半で SS 濃度が高い傾向が観察された。

2013 年間伐における間伐前と間伐後の流量と SS 濃度との関係を Fig. 6 に示す。間伐前に比べて明らかに高い SS 濃度 (50 mg L^{-1} 以上のデータ) は間伐後に 3 回観察された。これらのうち、8 月 21 日 (50.4 mg L^{-1}) は降雨終了 11 時間後に採水され、9 月 2 日および 9 月 4 日は降雨中に採水されたデータである。なお、期間中に最も雨量が多かった 9 月 15 日のデータは、間伐前のデータの分布範囲の内側にあった。この期間において 5 mg L^{-1} 以下の SS 濃度は観察されなかった。ただし、これらは間伐前と比較して著しく高いものではなかった。

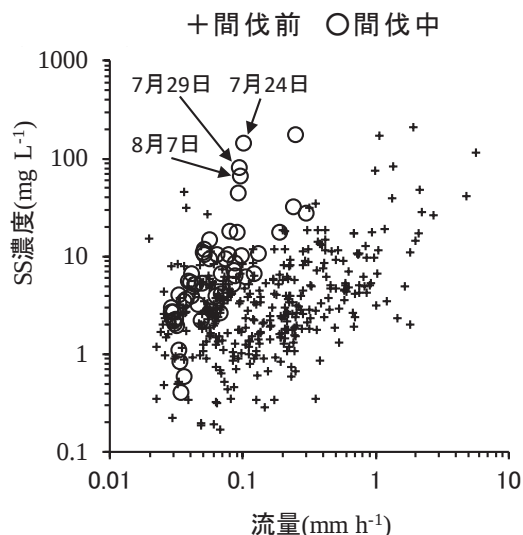


Fig. 5. 2013 年間伐における間伐前と間伐中の流量と SS 濃度との関係

The relationships between the runoff and the SS concentration before and during thinning

間伐前の流量と SS 濃度との関係は正の相関あり ($r=0.48$, $p < 0.001$)。間伐中も同様 ($r=0.74$, $p < 0.001$)。There is a positive correlation between the runoff and the SS concentration before thinning. Their relationship during thinning is the same.

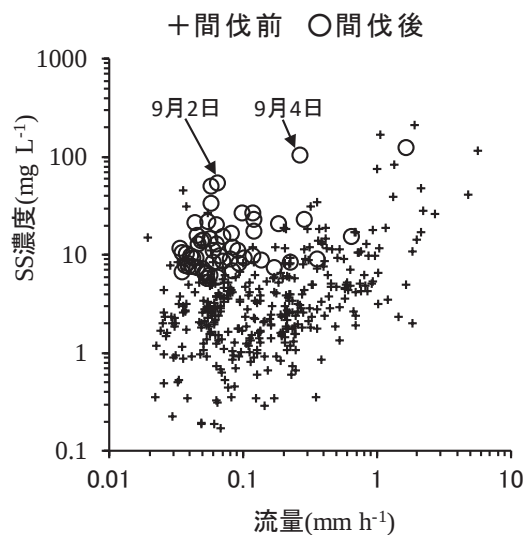


Fig. 6. 2013 年間伐における間伐前と間伐後の流量と SS 濃度との関係

The relationship between the runoff and the SS concentration before and after thinning

間伐後の流量と SS 濃度との関係は正の相関あり ($r=0.46$, $p < 0.001$)。There is a positive correlation between the runoff and the SS concentration after thinning.

4. 考察

2013 年間伐中の 7 月 24 日、7 月 29 日、8 月 7 日、および 2013 年間伐後 1 期の 9 月 2 日、9 月 4 日に 50 mg L^{-1} 以上の SS 濃度が観察されているが、いずれも降雨中に採水された。Fig. 5 および Fig. 6 の流量と SS 濃度との関係より、これらのデータは間伐前の分布範囲より明らかに SS 濃度が大きかった。このことは、2012 年間伐 (篠宮ら 2018) と同様に、2013 年間伐でも出水時の SS 濃度が間伐前より上昇していたことを示す。

2013 年間伐中の後半から 2013 年間伐後 1 期 (2013 年 7 月 23 日～10 月 8 日) にかけて無降雨時の SS 濃度がやや高い傾向もみられた (Fig. 3, Fig. 4, Fig. 5, Fig. 6)。この理由については以下の可能性が考えられる。間伐実施中に谷筋に放置されていた枝条が 2013 年間伐の最終段階では作業道路面上に積み上げられていたことが観察されたことから、その作業の際、溪流を攪乱した可能性が考えられる。また、常時水流のある主谷の溪流を横断する箇所は 8 箇所程度存在したと考えられ、林業機械が直接渡河することによって、あるいは構造物の設置・撤去、原状に戻す作業によって溪流を攪乱した可能性がある。この他、運材の車両が主谷沿いの林道を走行したり、積み込み作業を行った際に濁水を発生した可能性や間伐終了後の期間、比較的大きな降雨が続けて発生したことにより、SS 流出が促進された可能性なども考えられる。以上のことから、やや高い SS 濃度が継続した理由について特定できなかったものの、2013 年間伐中の後半から 2013 年間伐後 1 期の溪流水において、作業道の作設や集材作業の影響とみられる、やや高い SS 濃度が観察されたと考えている。

2013 年間伐中の 6 月 27 日に採水した溪流水の SS 濃度は 175.4 mg L^{-1} であった。このときは前日に 34.5 mm d^{-1} の降雨があり、当日も午前 3 時までに 1.1 mm d^{-1} の降雨があったが、採水した 15 時までの 12 時間は無降雨であった。2013 年間伐後 1 期の 8 月 21 日 (前日雨量 30.7 mm d^{-1} 、当日雨量 7.5 mm d^{-1}) に、降雨終了から 11 時間後に SS 濃度 50.4 mg L^{-1} が観察された。本流域の間伐前の 19 出水 (21 出水のうち 2 つは降雨終了から概ね 10 時間後の実測データがなかった) に関して降雨終了から概ね 10 時間後 (5～11 時間後) に実測された SS 濃度は $0.5 \sim 10.9 \text{ mg L}^{-1}$ 、平均 3.1 mg L^{-1} であった。従って、6 月 27 日および 8 月 21 日に観察された SS 濃度はかなり高い値であった。Zhang et al. (2007) は出水時の流量逓減過程において SS が TN (全窒素) や NO_3^- (硝酸イオン) に比べて濃度が急激に低下することを報告している。流量逓減過程における SS 濃度の急激な低下は、福島県、高知県の森林流域でも観察されている (Shinomiya et al. 2014, 篠宮・横山 2019)。前者では、総雨量 168 mm の降雨イベントの際、降雨終了 1.5 時間後で SS 濃度は 5.0 mg L^{-1} まで、後者の総雨量 44 mm 、 78 mm 、 133 mm 、 142 mm 、 211 mm の降雨イベントでは、降雨終了から 10 時間以内に SS 濃度は

5.5 mg L^{-1} 以下まで低下している。したがって、降雨終了から 11 時間以上経過した 6 月 27 日および 8 月 21 日の高濃度の SS は降雨による直接の影響によるものではないと考えられる。

降雨終了から 11 時間以上経過した段階で高い SS 濃度が観測された理由を検討する。施業終了後ではあるが、いくつかの作業道や溪流を踏査した際、溪岸の崩壊箇所などは見当たらなかった。伐採跡地には枝条が多数散乱し、著しい攪乱の跡や地表が露出した場所は観察されなかった。スギ人工林の伐採跡地での調査では土壌物理性の悪化は認められなかった (篠宮ら 2012) ことから、伐採作業における地表の攪乱は少ないと推定される。これらのことから、伐採跡地が SS 流出の主たる起源ではないと考えられる。また夏季で局地的な降雨が発生した可能性が考えられるが、6 月 27 日、8 月 21 日の両日も、採水時刻付近の 2 台の雨量計に転倒記録はなく、流量も増加することなく単純に低減していたことから、局地的な降雨の影響ではないと考えられる。高い SS 濃度が観察された 6 月 27 日、8 月 21 日はともに前日に 30 mm d^{-1} 以上の降雨があった点が共通していた。このことから、降雨終了後でまだ地下水位が高く、作業道に湧出水が流入し、作業道表面を侵食し、溪流水の SS 濃度を上昇させた可能性がある (野口ら 2014)。なお、作業道は谷筋に沿って作設されたために、そこで発生した SS は濁水路過機能 (Okura et al. 1997, 大野・落合 2010) をもつ林地を通過することなく溪流に流れ込み、それによって降雨終了から 11 時間以上経過後に高い SS 濃度が観測されたと考えている。従って、6 月 27 日の高濃度の SS は、篠宮ら (2018) に記したように、作業道が開設され、新たな裸地が形成され、そこから SS が供給されたために発生したと考えられる。この他、流域内で林業機械が作業道作設など作業を行っていた可能性もある。8 月 21 日については、2013 年間伐の最終段階で作業道の切土面から作業道の幅員の半分程度の範囲まで枝条が積み上げられたことが観察されたが、作業道路面の約半分は間伐終了後も裸地として残っており、そこが SS の生産に寄与した可能性がある。

なお、2012 年間伐では 2012 年間伐前と比較して、定時採水の SS 濃度の上昇は認められなかったが、2013 年間伐では、SS 濃度の上昇が認められた。これは 2013 年間伐では間伐対象面積が 2012 年間伐に比べて約 2 倍広いこと、常時水流のある主谷を渡河する作業が加わっていることが影響した可能性がある。

以上のことから、本流域で実行された作業道作設を伴う列状間伐実施中や間伐終了後の出水時以外の溪流水に、作業道の作設や集材作業の影響とみられる、SS 濃度の上昇が認められた。

5. まとめ

茨城県のスギ人工林流域で、作業道作設を伴う列状間伐を実施している最中の溪流水を通じた SS 流出について

実態を報告した。その結果、間伐中および間伐後に、出水時以外の渓流水のSS濃度が上昇する場合があることがわかった。特に、降雨終了から十分に時間が経過しても高濃度のSSが発生する場合があることが確認された。

本報では、SSの流出源や流出メカニズムを明らかにすることができなかった他、SS濃度が時間単位で変化することを踏まえ、間伐実施中のSS流出負荷量を検討することができなかった。今後、森林施業実施中のSS流出源やSSの流出メカニズムを明らかにするとともにSS流出量を精度高く算出するためには、森林施業に合わせて、多地点高頻度でSS濃度を観測することや、林業機械の作業内容や活動状況も併せてSS濃度変動を明らかにすることが必要であると考えられる。こうした調査や研究が蓄積されれば、森林施業を実施している流域からの濁水の流出実態や影響要因が特定され、下流への濁水影響を予測する技術の開発につながると考えられる。

謝辞

本研究では、茨城森林管理署管内北山国有林を試験地として借用させていただいた。査読者の方には本稿の改良のために多くのご助言をいただいた。ここに深く感謝の意を表します。

引用文献

- 阿部 俊夫・佐々木 尚三・相澤 州平・橋本 徹・山野井 克己 (2014) 作業道を通じた間伐林分から渓流への浮流土砂流入—生田原国有林の事例—。北方森林研究, 62, 91–94.
- Bathurst, J. C. and Iroume, A. (2014) Quantitative generalizations for catchment sediment yield following forest logging. *Water Resour. Res.*, 50, 8383–8402. doi:10.1002/2014WR015711.
- Hotta, N., Kayama, T., Suzuki, M. (2007) Analysis of suspended sediment yields after low impact forest harvesting. *Hydrol. Proc.*, 21, 3565–3575. DOI: 10.1002/hyp.6583.
- 加賀谷 隆 (2010) 森林と河川生物の関わり：とくに細粒土砂流入の影響の観点から。水環境学会誌, 33A(10), 328–332.
- 気象庁 (2019) “過去の気象データ検索”, <http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>, (参照 2019-03-25).
- 小林 政広・吉永 秀一郎・伊藤 優子・篠宮 佳樹・相澤 州平・岡本 透・釣田 竜也 (2018) 桂不動谷津流域における 2001～2014 年の降水と渓流水の水質。森林総合研究所研究報告, Vol.17 No.4 (No.448), 333–373.
- Nam, S., Hiraoka, M., Gomi, T., Dung X. B., Onda, Y. and Kato, H. (2016) Suspended-sediment responses after strip thinning in headwater catchments. *Landscape Ecol. Eng.*, 12, 197–208. doi.org/10.1007/s11355-015-0284-0.
- 野口 正二・金子 智紀・北田 正憲・鈴木 秀典 (2014) 開設された作業道における表面流の発生—現地踏査と植生調査の解析—。日林誌, 96, 342–347. DOI: 10.4005/jjfs.96.342.
- Okura, Y., Kitahara, H. and Sammori, T. (1997) Forest soil and litter as filtering media for suspended sediment. *J. For. Res.*, 2, 9–14. doi.org/10.1007/BF02348256.
- 大野 泰宏・落合 博貴 (2010) 森林のバイオマツがもつ濁水ろ過機能の定量的評価に向けた予備的実験。日林誌, 92, 171–175. DOI: 10.4005/jjfs.92.171.
- 大貫 靖浩・吉永 秀一郎・釣田 竜也・荒木 誠・伊藤 江利子・志知 幸治・松浦 陽次郎・小野 賢二・岡本 透 (2014) 桂試験地における土層厚の分布と土壌物理特性。森林総合研究所研究報告, Vol.13 No.2 (No.431), 43–59.
- 林野庁 (2010) “第1部 第1章 第2節 林業の生産性向上の取組 (2) 間伐”, 平成21年度版林業白書, http://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/21hakusyo_h/all/h06.html. (参照 2017-08-15).
- 佐藤 弘和 (2006) 浮遊土砂の流出抑制に配慮した森林管理方法。日林誌, 88, 50–59. DOI: 10.4005/jjfs.88.50.
- 佐藤 弘和・寺澤 和彦 (2004) 択伐施業後における渓流水に含まれる微細土濃度の変化。日林誌, 86, 349–357. DOI: 10.11519/jjfs1953.86.4_349.
- 篠宮 佳樹 (2017) 台風に伴う増水時の渓流水を通じた放射性セシウムの流出。水利科学, 61(1), 19–31.
- 篠宮 佳樹・稲垣 善之・野口 麻穂子・奥田 史郎・宮本 和樹・伊藤 武治 (2012) 強度間伐したヒノキ人工林の表層土壌の物理性。森総研研報, 424, 175–180.
- 篠宮 佳樹・小林 政広・坪山 良夫・澤野 真治 (2018) 作業道作設を伴った流域面積の17%で実施された列状間伐中の懸濁物質の流出。水文・水資源学会誌, 31(4), 178–187.
- Shinomiya, Y., Kobayashi, M., Tsurita, T., Tsuboyama, Y., Sawano, S., Itoh, Y., Ohnuki, Y., and Shichi, K. (2020) Discharge of suspended solids and radiocesium into stream water in a forested watershed before and after line thinning with spur road construction. *J. Environ. Radioact.*, 225, 106418.
- Shinomiya, Y., Tamai, K., Kobayashi, M., Ohnuki, Y., Shimizu, T., Iida, S., Nobuhiro, T., Sawano, S., Tsuboyama, Y. and Hiruta, T. (2014) Radioactive cesium discharge in stream water from a small watershed in forested headwaters during a typhoon flood event. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 60, 765–771. DOI: 10.1080/00380768.2014.949852.
- 篠宮 佳樹・横山 雄一 (2019) 極端に大きな出水時の森林流域からの栄養塩流出：2011年7月の高知県西部四万十川源流域における事例。水環境学会誌, 42(5), 219–229.

- 白木 克繁・金澤 悠花・工藤 司・片岡 宏介・ウジムセ・内山 佳美 (2020) 簡易架線集材による森林整備が流出浮遊土砂量と流域流出量に与える影響. 水文・水資源学会誌 33(2), 47–55.
- 杉山 正典・古川邦明・横井秀一・臼田寿生・松本 武 (2009) 山地小流域における作業路開設時の濁水発生について. 中部森林研究, 57, 169–172.
- 田邊 由喜男・大内 正伸 (2008) 山を育てる道づくり. 農山村文化協会, 157pp.
- 柳井 清治・寺沢 和彦 (1995) 北海道南部沿岸山地流域における森林が河川および海域に及ぼす影響 (I) 山地流域から津軽海峡に流出する浮遊土砂と有機物. 日林誌, 77 (5), 408–415.
- Zhang, Z., Fukushima, T., Onda, Y., Mizugaki, S., Gomi, T., Fukuyama, T., Kosugi, K., Sidle, R. C. and Matsushige, K. (2007) Nutrient runoff from forested watersheds in central Japan during typhoon storms: implications for understanding runoff mechanisms during storm events. Hydrol. Proc., 21, 1167–1178.

Regular survey of suspended solid concentrations in streamwater during line thinning with construction of spur road

Yoshiki SHINOMIYA^{1)*}, Masahiro KOBAYASHI²⁾, Yuko ITOH²⁾, Yasuhiro OHNUKI³⁾,
Yoshio TSUBOYAMA⁴⁾ and Shinji SAWANO⁵⁾

Abstract

We investigated suspended solid (SS) concentrations, except flooding, before and during line thinning in a Japanese cedar and broad-leaved forested watershed in Ibaraki Prefecture, Japan. Line thinning was conducted at a thinning rate of 35% during 2012 and 2013. Spur roads were constructed along all tributaries (ephemeral streams). The SS concentrations in the regular survey during the thinning conducted in 2012 did not increase significantly compared to the values before conducting thinning. Whereas, SS concentrations were significantly higher during and after the thinning that was conducted in 2013 than the values before conducting thinning. Furthermore, even though 11 hours had passed since the end of the rainfall, high SS concentration (175.4 mg L^{-1}) was observed. This reason may be that the spring water after rainfall eroded the surface of the spur roads and the disturbance by forestry machinery for spur roads construction or timber collection. Therefore, it was concluded that the SS concentrations in streamwater except flooding during thinning might be higher than the values before thinning.

Key words : streamwater, line thinning, suspended solid, spur roads, regular survey

Received 20 April 2021, Accepted 3 February 2022

1) Center for Forest Restoration and Radioecology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Soils, FFPRI

3) Tohoku Research center, FFPRI

4) Vice President, FFPRI

5) Hokkaido Research center, FFPRI

* Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, 305-8687, Japan

森林総合研究所研究報告 第 21 巻 2 号, 2022

論文 (Original article)

海洋環境における木材・プラスチック複合材 (混練型 WPC) の劣化解析

小林 正彦^{1)*}、松永 正弘¹⁾、神林 徹¹⁾、石川 敦子¹⁾、山田 昌郎²⁾

要旨

木材・プラスチック複合材 (混練型 WPC) (以下、WPC と略す) は、耐水性や耐朽性が比較的高いことから主にデッキ材等のエクステリア材料として利用されているが、国内のエクステリア市場において増加傾向が見られない近年の状況の中、用途拡大が求められている。本研究では WPC がこれまであまり使用されてこなかった海洋環境における WPC の劣化について基礎的な知見を得るために、木材とプラスチックのみを原料とし、木粉率を 60% から 75% まで段階的に高めて製造した WPC を海洋環境に暴露し、木粉率の違いが劣化に伴う変色、質量変化、寸法変化、曲げ弾性率の変化、表面の化学変化などの物性の変化に及ぼす影響について詳細な検討を行った。その結果、海中暴露試験では延べ 21 か月間の試験期間を通し、海虫類の食害はほとんど認められず、質量減少率は数% 程度であった。また、曲げ弾性率については、木粉率が高い WPC ほど大きく低下した。一方、飛沫帯暴露試験では WPC は太陽光による光劣化をうけ、暴露初期に大きく変色することがわかった。また、暴露期間を長くするに従い、木粉率が高い WPC ほど変色した部分の剥落が認められた。また、曲げ弾性率については、飛沫帯では海中より試験片が水に接触している時間が短いにもかかわらず、海中暴露試験と同様の低下傾向を示した。得られた結果を基に、海洋環境における WPC の利用可能性について考察した。

キーワード：木材・プラスチック複合材 (WPC)、海洋環境暴露試験、海洋生物劣化、光劣化

1. 緒言

木粉と熱可塑性のプラスチックを原料として製造される木材・プラスチック複合材 (混練型 WPC) (以下、WPC と略す) は、合板や木質ボードといった他の木質材料とは異なり、プラスチックと同様に加熱による自由な成形加工が可能な材料である。また、木材と比較して高い耐朽性を持つことから (木口ら 2010a)、国内外でデッキやルーバーといったエクステリア材として使用され市場を形成している (Caulfield ら 2003, 岡本 2003, 高谷ら 2008)。しかし、国内のエクステリア市場における直近 9 年間の WPC の生産量は 2 ～ 3 万トン推移しており (日本建材・住宅設備産業協会 2020)、増加傾向が見られない状況の中、用途拡大が求められている。本研究では WPC がこれまであまり使用されてこなかった海洋環境での利用に着目して検討を行った。海洋環境での木材などの生物材料の劣化においては、塩水の影響や海虫類 (貝類のフナクイムシ (*Teredo navaris*) や甲殻類のキクイムシ (*Limnoria lignorum*) が世界的に広く分布) による生物劣化の影響を受けるなど、陸上での劣化とは異なることが知られている (山田 2014)。前述のとおり WPC はエクステリア材として利用されていることから、耐朽性、耐水性、耐候性に関する研究は数多く行われているが (Kiguchi ら 2007, Matuana ら 2011, Ebe ら 2015, Altuntas ら 2017, 小林ら 2017, Fortini ら 2018)、海洋環境における WPC の劣

化についての研究例は非常に少ない。国内では、WPC エクステリア材製品 (木粉の質量割合 (木粉率) 54%、プラスチック率 44%、無機顔料率約 1%、強化材率約 0.5%) を海洋環境 (海中、飛沫帯、干満帯) に暴露した例があり、5 年間の海中暴露試験において木材が海虫類などによる食害を大きく受けるのに対し、WPC は全く食害を受けないことなどが報告されている (山田 2003, 2006)。また海外においても、組成などは明らかにされていないが WPC 製品を 5 年間海中に暴露しても海虫類の食害が認められないなど木材と比較し、高い耐久性を持つことが報告されている (Rhatigan ら 2000)。一方で、木粉率 70% の WPC が 2 年間の海中暴露試験において海虫類の食害を受け破壊したという報告があることから (Segerholm 2012)、木粉率の違いが海洋環境での耐久性に及ぼす影響に関する詳細な知見を得ることは重要である。そこで本研究では、海洋環境における WPC の劣化について基礎的な知見を得るための第一歩として、相溶化剤や顔料を配合せず、木材とプラスチック (ポリプロピレン) のみを原料とした単純な系において、木粉率を 60% から 75% まで段階的に高めて製造した WPC を海洋環境に暴露し、木粉率の違いが劣化に伴う変色、質量変化、寸法変化、曲げ弾性率の変化、表面の化学変化などの物性の変化に及ぼす影響について詳細な検討を行った。

原稿受付：令和 3 年 9 月 3 日 原稿受理：令和 4 年 3 月 31 日

1) 森林総合研究所 木材改質研究領域

2) 海上・港湾・航空技術研究所 港湾空港技術研究所 沿岸環境研究領域

* 森林総合研究所 木材改質研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里 1

2. 実験方法

2.1 WPC の製造

スギ (Japanese cedar: *Cryptomeria japonica* D. Don) 木粉 (粒径 $150\ \mu\text{m}$ 以下) とポリプロピレン (PP: プライムポリプロ E-200GP: (株) プライムポリマー製) を原料とし、ドライブレンドした木粉と PP の粉末を 180°C に加熱したローラミキサ (東洋精機製作所製、R100) に投入し、駆動制御装置であるラボプラストミル (東洋精機製作所製、4C150) により 50rpm で 5 分間混練した。なお、本研究では市販の WPC エクステリア材に使用されている相溶化剤および顔料は用いていない。混練物を 4 メッシュ (目開き 4.75mm) のフィルターを備えた粗粉碎機 (井元製作所製、IMC-1688 型) で粉碎したものをコンパウンドとして用いた。二軸コンカル押出機 (東洋精機製作所製、2D20C) を上記のラボプラストミルに接続し、コンパウンドを押出成形することにより WPC 試験片を製造した。なお、成形温度は 180°C 、押出速度は 7rpm とした。木粉の質量割合 (木粉率) が 60%、65%、70%、75% の 4 種類の WPC を製造し、海洋環境暴露試験に供した。な

お、それぞれの密度は $1.13\text{g}/\text{cm}^3$ (60%)、 $1.16\text{g}/\text{cm}^3$ (65%)、 $1.18\text{g}/\text{cm}^3$ (70%)、 $1.11\text{g}/\text{cm}^3$ (75%) であった。試験片の寸法は幅 25mm × 長さ 90mm × 厚さ 4mm とした。なお、同寸法のスギ心材の柁目材を対照として用いた。また、各試験片の数はそれぞれ 3 体とした。

2.2 海洋環境暴露試験

試験体の設置環境を、海中と飛沫帯の 2 種類とし、(国研) 港湾空港技術研究所 (神奈川県横須賀市) の海水循環水槽内 (海中暴露試験) および海水シャワー場 (飛沫帯暴露試験) にて海洋環境暴露試験 (Photo 1) を実施した。Table 1 に暴露スケジュールを示す。実施期間は 2019 年 2 月 28 日から 2021 年 5 月 18 日までの間の延べ約 21 か月間 (627 日間) とした。ただし、飛沫帯暴露試験については台風の影響による海水シャワー場の破損のため 2019 年 10 月 10 日 ~ 2020 年 2 月 7 日の間、試験を休止した。このため、暴露期間を延べ約 18 か月間 (542 日間) とした。なお、Table 1 の延べ暴露期間については、月数を整数一桁で記載していることから、正確な暴露日数につい



1a 海中暴露試験場
1a Testing site of under seawater exposure



1b 海中暴露試験
1b Under seawater exposure tests



1c 飛沫帯暴露試験場
1c Testing site of splash zone exposure



1d 飛沫帯暴露試験
1d Splash zone exposure tests

Photo 1. 海洋環境暴露試験
Marine exposure test

Table 1. 海洋環境暴露試験スケジュール
Marine exposure test schedule

延べ暴露期間 (月) total exposure period (months)	暴露開始年月日 start year, month, and day of exposure	回収年月日 end year, month, and day of exposure	延べ暴露日数 (日) total number of test days (days)
3	2019 02 28	2019 05 31	92
6	2019 06 10	2019 09 03	177
9 (7) *	2019 09 17	2019 12 10 (10 10) *	261 (200) *
12 (9) *	2020 01 14 (02 07) *	2020 04 07	345 (260) *
15 (12) *	2020 06 09	2020 09 10	438 (353) *
18 (15) *	2020 10 07	2021 01 12	535 (450) *
21 (18) *	2021 02 15	2021 05 18	627 (542) *

※ 飛沫帯試験については、台風による海水シャワー場設備の破損のため一定期間試験を中断した。括弧内に飛沫帯試験のスケジュールを示す。

※ The splash zone test was suspended for a certain period due to damage to the seawater shower facility due to the typhoon. In parentheses, the schedule of the splash zone test was shown.

ては延べ暴露日数をご照覧いただきたい。海中暴露試験は、試験片をポリエチレン製のメッシュバットに拘束し、Photo 1a に示したような上面が金属製の格子、下面および四方をコンクリートに囲まれた海水循環水槽内に Photo 1b のように立てて設置し、太陽光が試験片に直接あたること無状態常時海水に浸漬させるという条件で行った。なお、この水槽は久里浜湾に面しており、自然海水が 1 日に 2 回給排水される。また、海中暴露試験においては対照の木材試験片の質量減少が大きかったため、3 か月ごとに新しいものと交換を行った。飛沫帯暴露試験は、Photo 1c に示した海水シャワー場において、海中暴露試験と同様に、試験片を拘束したポリエチレン製のメッシュバットを Photo 1d のように暴露架台上に平置きし、1 日に 2 回、各 3 時間 (9 時～12 時と 21 時～24 時) の自然海水の散布を行うという条件で行った。なお、1 回の散布量は約 $0.5\text{ m}^3/\text{m}^2$ とした。試験片は劣化評価を行った後、速やかに再暴露に供した。

2.3 顕微鏡観察

暴露期間中の WPC の劣化状態を観察するため、デジタルマイクロスコープ (VH-7000C; 株式会社キーエンス) を用い、顕微鏡写真を撮影した。レンズは VH-Z25 ズームレンズを使用し、25 倍および 100 倍の画像を得た。

2.4 変色の評価

暴露期間 3 か月ごとに WPC の表面の測色を行った。測色には色差計 (NF333; 日本電色工業株式会社) を用い、JIS K 5600-4-6¹⁹⁹⁹ に準じて、 L^* 、 a^* 、 b^* を測定し、各パラメータの変化量 (ΔL^* 、 Δa^* 、 Δb^*) から下記の式に従い、色差 (ΔE^*ab) を算出した。

$$\Delta E^*ab = [(\Delta L^*)^2 + (\Delta a^*)^2 + (\Delta b^*)^2]^{1/2}$$

測色は、各種試験片 3 体のそれぞれ定位 2 か所で行い、その平均値で変色を評価した。

2.5 質量および寸法の測定

暴露試験後の試験片を水洗し、105℃のオーブンで 24 時間乾燥させた後、質量および寸法を測定した。質量の変化は質量減少率により評価した。質量減少率は、暴露前の試験片の質量から暴露後の試験片の質量を差し引いた値の暴露前の試験片の質量に対する百分率で表した。また寸法に関しては、幅、厚さについては定位 3 か所の寸法の平均を求めた。長さについては定位 1 か所の測定により求めた。寸法の変化は寸法変化率により評価した。寸法変化率は、暴露後の試験片の寸法から暴露前の試験片の寸法を差し引いた値の暴露前の試験片の寸法に対する百分率で表した。

2.6 3 点曲げ試験

精密万能試験機 (AUTOGRAPH AG-I 20kN; 株式会社島津製作所) を用い、JIS K 7171²⁰¹⁶ に準じて、WPC および木材試験片について 3 点曲げ試験を行った。試験片は 105℃のオーブンで 24 時間乾燥させたものを用いた。試験時のクロスヘッド速度を 1 mm/min とし、試験片に与えるたわみは試験片の厚さの 10% (0.4 mm) とした。曲げ弾性率は、3 点曲げ試験により得られた試験力とたわみから下記の式 (1)、(2) により応力 (σ_f) とひずみ (ε_f) を算出し、応力ひずみ曲線を得た。

$$\sigma_f = 3FL/2bh^2 \cdots (1)$$

$$\varepsilon_f = 6sh/L^2 \cdots (2)$$

ここで、F は試験力 (N)、s はたわみ (mm)、L は支点間距離 (mm)、b は試験体の幅 (mm)、h は試験片の厚さ (mm) を表す。

さらに、得られた応力ひずみ曲線において、曲げひずみ $\varepsilon_{f1} = 0.0005$ および $\varepsilon_{f2} = 0.0025$ に相当する σ_{f1} 、 σ_{f2} を読み取り、下記の式 (3) により曲げ弾性率 (E_f) を算出した。

$$E_t = (\sigma_{t2} - \sigma_{t1}) / (\varepsilon_{t2} - \varepsilon_{t1}) \cdot \cdot \cdot \cdot (3)$$

また、曲げ弾性率の低下率は、暴露前の試験片の曲げ弾性率から暴露後の試験片の曲げ弾性率を差し引いた値の暴露前の試験片の曲げ弾性率に対する百分率で表した。

2.7 WPC 表面の赤外分光分析

暴露期間中の WPC 表面の主要な官能基の変化に関する知見を得るために、赤外分光分析を行った。分析は、フーリエ変換赤外分光分析装置 (FT/IR-4700; 日本分光株式会社) と一回反射 ATR 装置 (ATR-PRO ONE VIEW; 日本分光株式会社) を組み合わせ、波数 4000-550 cm^{-1} の範囲で行った。試料をダイヤモンド結晶板の上に置き、直径 2mm の金属治具を用いて一定圧力で押し付け、密着した状態で、表面部分の赤外吸収スペクトルを測定した。測定条件は、積算回数 16 回、分解能 4 cm^{-1} とした。

3. 結果及び考察

3.1 海洋暴露試験による試験片の外観の変化

Fig. 1 に延べ 21 か月間の海中暴露試験における WPC および木材試験片の外観の変化を示す。WPC は暴露期間 3 か月で淡色化する傾向が認められた。また、表面に藻類などの付着が認められた。暴露期間 3 か月以降は木粉率の違いにかかわらず暴露期間により藻類の付着の状態には変化が認められるが、形状の変化はほとんど認められなかった。一方、木材は表面の藻類の付着に加え海虫類による虫害を受け、形状が大きく変化した。このため、木材については 3 か月ごとに試験片を交換したところ、暴露する期間により虫害の程度が異なることが判明した。暴露期間 15 か月の木材試験片は 6 月～9 月の夏季に暴露しており、虫害の影響を強く受け、木材の外観が大きく変化していることが見てとれる。これに対し、暴露期間 21 か月の木材試験片は 2 月から 5 月の冬季～春季に暴露しており、虫害が少なく木材の外観の変化も小さいこと

がわかった。

Fig. 2 に飛沫帯暴露試験における全暴露期間の WPC および木材試験片の外観の変化を示す。飛沫帯において WPC は暴露期間 3 か月で大きく変色することがわかった。飛沫帯では太陽光が直接試験片に当たることから、屋外暴露試験 (小林ら 2017) と同様に太陽光に含まれる紫外線により白色に変色したものと考えられる。暴露期間 3 か月以降、暴露期間が長くなるに従い、白色に変色した部分が剥落し、その後、褐色の未暴露の面が表面に露出する傾向が認められた。また、木粉率が高い WPC ほど早期に表層の剥落が起こり、剥落の程度も大きいことがわかった。これは木粉率が高い WPC ほど PP の質量割合が低いいため、PP 層が連続していない部分が多く劣化により木粉や PP が剥落しやすくなることが原因のひとつであると考えられる。対照の木材については WPC ほど顕著ではないが変色が認められ、さらに結束バンドにより太陽光が妨げられる部分以外の早材部分が大きく侵食することがわかった。

Fig. 3 に海中暴露試験後の WPC および木材の表面 (木材については柾目面) および断面 (木材については木口面) をデジタルマイクロスコープで観察した結果を示す。WPC については木粉率の最も高い 75% の試験片を用いた。暴露期間 3 か月の表面および断面の観察結果より、WPC 表面に藻類の付着が認められた。また、暴露期間 21 か月の観察結果から、海虫類の食痕が数か所認められたが、形状にほとんど変化が無いことがわかった。なお、木粉率が 70% 以下の WPC については海虫類の食痕は認められなかった。一方、対照の木材については試験片全体に海虫類の食害が認められたが、とくに早材部において食害が大きいことが観察された。

Fig. 4 に飛沫帯試験後の WPC および木材の表面および断面をデジタルマイクロスコープで観察した結果を示す。暴露期間 3 か月後の表面観察の結果から、WPC については表層の木粉およびポリプロピレンが共に白色に変色し

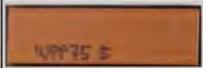
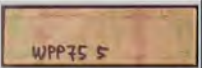
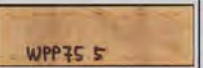
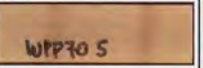
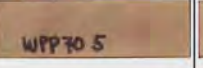
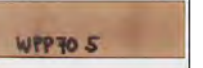
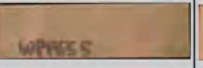
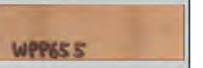
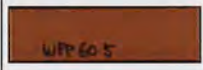
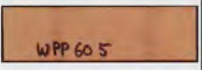
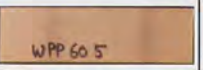
	暴露前 before the exposure test	暴露期間3か月 after the 3months exposure test	暴露期間9か月 after the 9months exposure test	暴露期間15か月 after the 15months exposure test	暴露期間21か月 after the 21months exposure test
WPC 木粉率75% 75% wood contents					
WPC 木粉率70% 70% wood contents					
WPC 木粉率65% 65% wood contents					
WPC 木粉率60% 60% wood contents					
木材 wood					

Fig. 1. 延べ 21 か月間の海中暴露試験における WPC および木材試験片の外観の変化

Changes in appearance of WPC and wood test pieces in under seawater exposure tests for a total of 21 months

ていることがわかった。暴露期間 18 か月後の表面の結果から、白色に変色した表層が剥落し未暴露の木粉が表面に露出している様子が観察された。また、断面の観察結果から WPC の角の部分が侵食を受けて角がなくなる様子が観察された。対照の木材については、表面観察の結果、3 か月暴露後に早材部が繊維状に解繊している様子が観察された。断面の観察結果からわずかではあるが早材部が侵食されている様子が観察された。さらに 18 か月暴露後には、早材部が大きく侵食を受けている様子が観察された。

3.2 海洋環境暴露試験による変色

Fig. 1 に示したように、海中では太陽光を直接受けることは無いが変色が認められることから、変色の評価を行った。Fig. 5 に延べ 21 か月間（627 日間）の海中暴露試験

における WPC および木材試験片の色差の変化を示す。海中では暴露開始後 3 か月間（92 日間）での変色が大きく色差の値が約 10 ～ 18 まで増加することがわかった。その後、色差は徐々に増加し、18 か月間（535 日間）では約 24 ～ 30 まで増加した。変色の原因としては、直接太陽光を受けることは無いが暗黒条件ではないことから太陽光の影響が考えられる。それ以外にも藻類や海水中の汚染物質の付着や着色成分である木粉が海虫類の食害以外の何らかの生物劣化を受けた可能性などが考えられるが、この点については今後の検討課題である。また、木粉率と色差の間に相関は認められなかった。一方、対照の木材については、季節によりほとんど差が無かったことから、全暴露期間の試験片を測色した値の平均値を図示している。その結果、色差は 3 か月で約 11 であったことから、海中での変色は WPC と同程度であることがわ

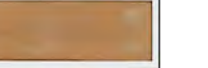
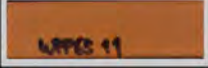
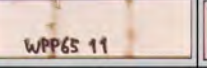
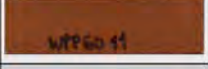
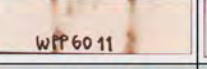
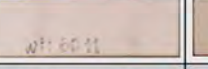
	暴露前 before the exposure test	暴露期間3か月 after the 3months exposure test	暴露期間9か月 after the 9months exposure test	暴露期間15か月 after the 15months exposure test	暴露期間18か月 after the 18months exposure test
WPC 木粉率75% 75% wood contents					
WPC 木粉率70% 70% wood contents					
WPC 木粉率65% 65% wood contents					
WPC 木粉率60% 60% wood contents					
木材 wood					

Fig. 2. 延べ 18 か月間の飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の外観の変化

Changes in appearance of WPC and wood test pieces in splash zone exposure tests for a total of 18 months

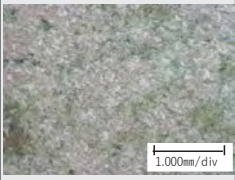
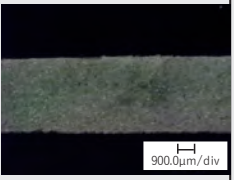
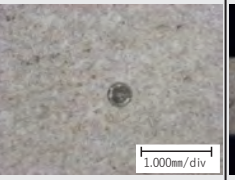
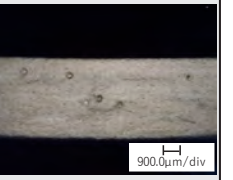
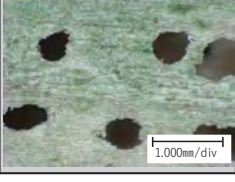
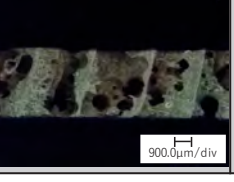
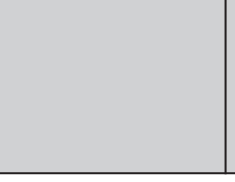
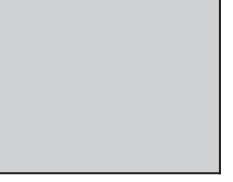
	暴露期間3か月 after the 3months exposure test		暴露期間21か月 after the 21months exposure test	
	表面 surface	断面 cross section	表面 surface	断面 cross section
WPC 木粉率75% 75% wood contents				
木材 wood				

Fig. 3. 海中暴露試験後の WPC および木材試験片の表面および断面の顕微鏡写真

Micrographs of the surface and cross section of WPC and wood test pieces after under seawater exposure test

かった。

Fig. 6 に延べ 18 か月間（542 日間）の飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の色差の変化を示す。飛沫帯では WPC は太陽光の影響により暴露開始後 3 か月間で大きく変色した。色差の値は木材が約 9 であるのに対し、WPC は 48 ～ 54 であった。WPC の屋外暴露試験において、変色は、光劣化による表面の木材中のリグニンの分解による水溶性化と雨水による溶脱およびリグニンが分解する際に発生するラジカルによる PP の低分子化が原因であることが報告されている（木口 2010b, Morrell

ら 2006）ことから、太陽光を受ける飛沫帯では同様の劣化が起こっているものと考えられる。暴露開始後 3 か月以降の WPC の色差は測定時期により値にばらつきがあるが、徐々に減少する傾向が認められた。これは太陽光と海水により表層が崩壊し、未暴露の部分が表面に露出するためであると考えられる。また、色差の値のばらつきについては、Fig. 2 に示したように劣化による表層の崩壊が一様に起こるわけではなく、白色に変色した成分が剥落した部分と剥落していない部分が混在するためであると考えられる。さらに、木粉率が高い WPC の色差の値が、

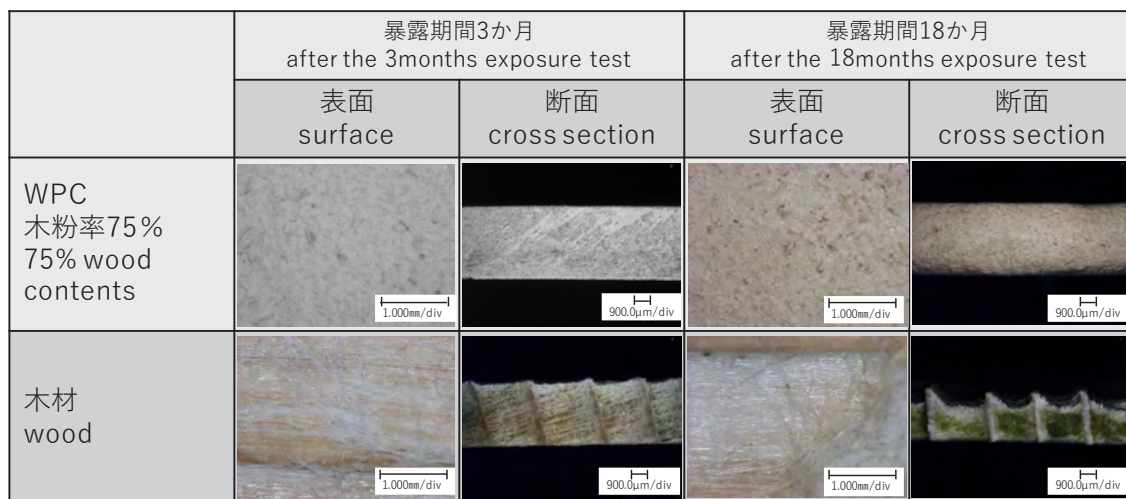


Fig. 4. 飛沫帯暴露試験後の WPC および木材試験片の表面および木口面の顕微鏡写真

Micrographs of the surface and cross section of WPC and wood test pieces after splash zone exposure test

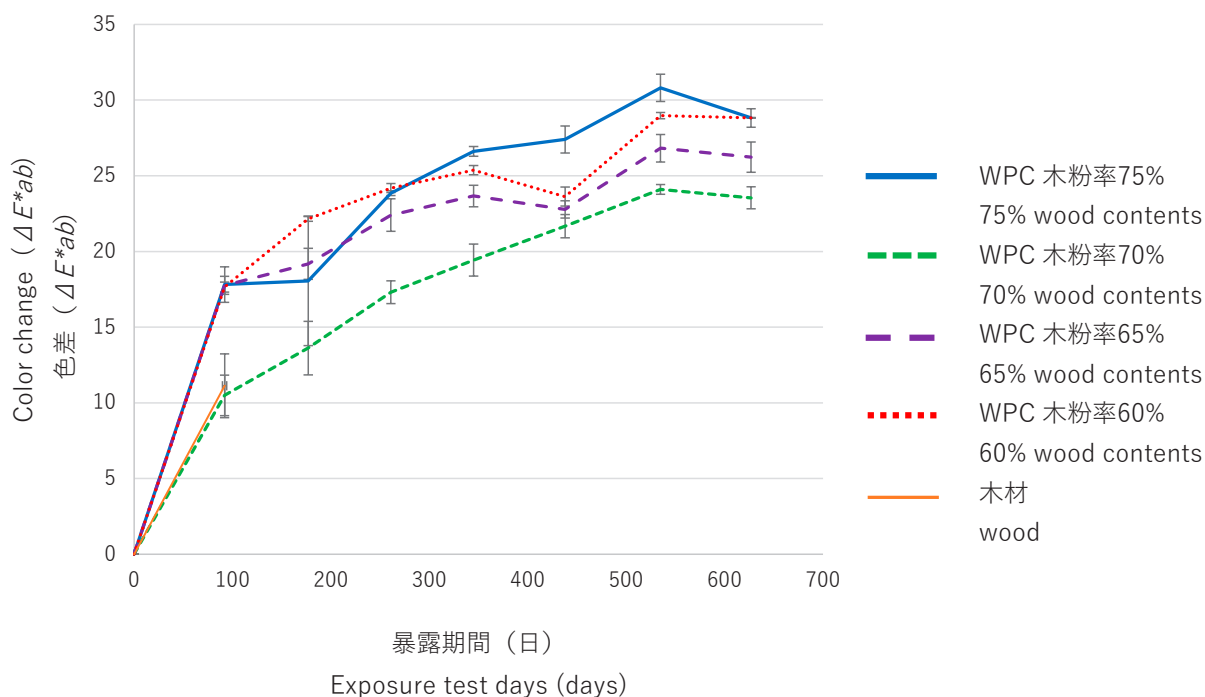


Fig. 5. 延べ 21 か月間（627 日間）の海中暴露試験における WPC および木材試験片の色差の変化

Color changes of WPC and wood test pieces in under seawater exposure tests for a total of 21 months (627 days).

注：エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

木粉率の低い WPC より小さい傾向が認められるが、この原因としては木粉率が高い WPC は木粉率が低い WPC と比較して表層が崩壊しやすいことが考えられる。なお、市販のエクステリア材として使用されている WPC については顔料が添加されており、太陽光などによる WPC の変色については顔料の影響が大きいことが知られていることから (Kiguchi 2007)、今後は顔料を添加した WPC の試験を行い、変色の比較をしたいと考えている。

3.3 海洋環境暴露試験による質量および寸法の変化

Fig. 7 に海中暴露試験における WPC および木材の延べ 21 か月間の質量減少率の変化を示す。WPC は質量減少率が小さく、延べ 21 か月の暴露期間における木粉率 75%、70%、65%、60% の WPC の質量減少率はそれぞれ 6.48%、5.65%、4.81%、4.77% であり、木粉率が高い WPC ほど質量減少が大きいことが判明した。なお、木材のような季節による質量減少率の変化などは認められなかった。また、WPC の場合、暴露期間 21 か月での評価においても、質量減少率が平衡に達することは無く、質量は減少傾向にあることがわかった。一方、対照の木材は虫害の影響を受け、質量が減少した。質量減少の程度は暴露する季節により大きく異なり、夏季となる 6 月から 9 月に暴露した試験片の質量減少率が 85.4% および 75.6% と高いことがわかった。

Fig. 8 に飛沫帯暴露試験における WPC および木材の延べ 18 か月間の質量減少率の変化を示す。延べ 18 か月の暴露期間における木粉率 75%、70%、65%、60% の WPC

の質量減少率はそれぞれ 16.98%、14.72%、12.27%、11.77% であり、飛沫帯試験においても海中試験と同様に木粉率が高い WPC ほど質量減少が大きいことが判明した。しかし、質量減少率の値は海中試験における質量減少率の値より大きいことがわかった。太陽光を直接受けることが無い海中試験とは異なり、飛沫帯試験では Fig. 2 のように太陽光の影響を受けて表層が劣化し、劣化した成分が剥落したことが、海中試験と比べ質量が大きく減少した原因であると考えられる。木粉については木材成分の一つであるリグニンが特に紫外線の影響を受けやすく、フェノール性水酸基から水素が引き抜かれることで生成するフェノキシラジカルによりリグニン自身やほかの主要成分であるセルロースやヘミセルロースの分解が起こることが知られている (片岡 2008)。一方、PP は紫外線を受けると主鎖に結合している水素が引き抜かれラジカルが発生し、そのラジカルによる自動酸化反応により生成したカルボニル基により主鎖の切断が起こることが知られている (前川 1973)。両者の混合物である WPC においてはこれらの反応が複合的に起こっている可能性が考えられる。対照の木材については延べ 18 か月の暴露期間における質量減少率が 33.79% であり、WPC と比較して大きく質量減少することがわかった。これは、Fig. 2 および Fig. 4 で示したように、木材の早材部の侵食が大きいことが原因であると考えられる。屋外暴露試験では針葉樹材の木材表面の風化速度は 100 年間で 5.0 ~ 7.6mm 程度 (Feist・Mraz 1978) とされているが、様々な樹種の木材を飛沫帯に暴露した先行研究においては木材表面の

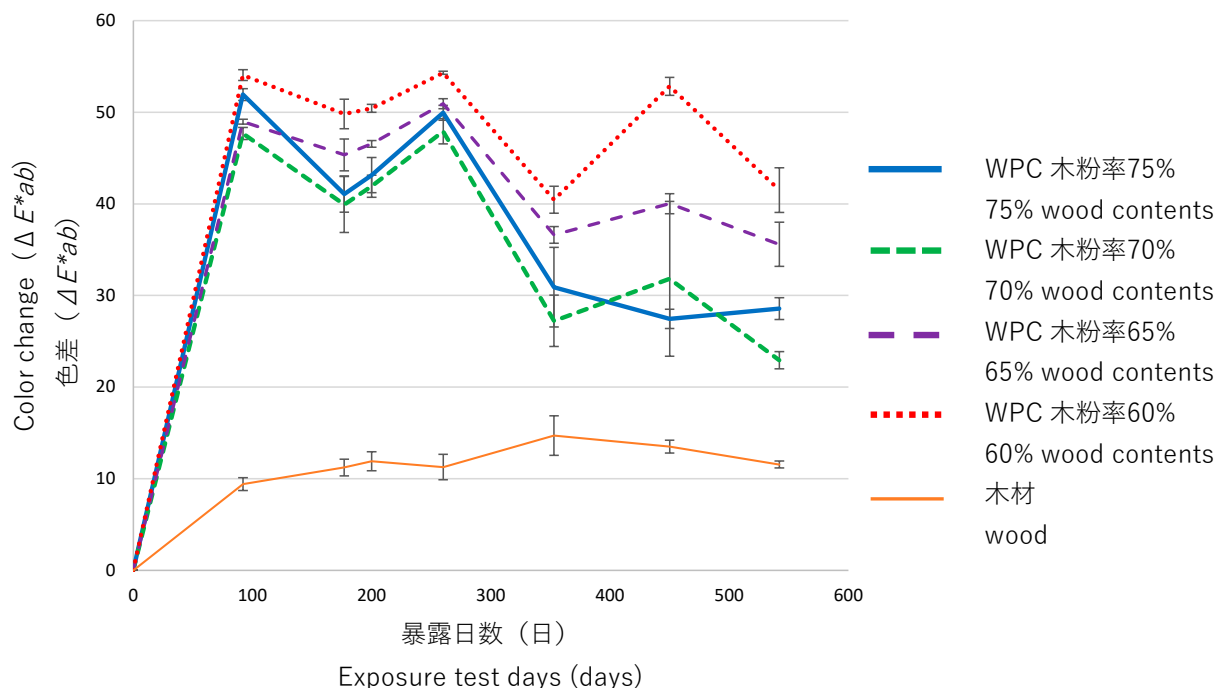


Fig. 6. 延べ 18 か月間 (542 日間) の飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の色差の変化
Color changes of WPC and wood test pieces in splash zone exposure tests for a total of 18 months (542 days).

注: エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

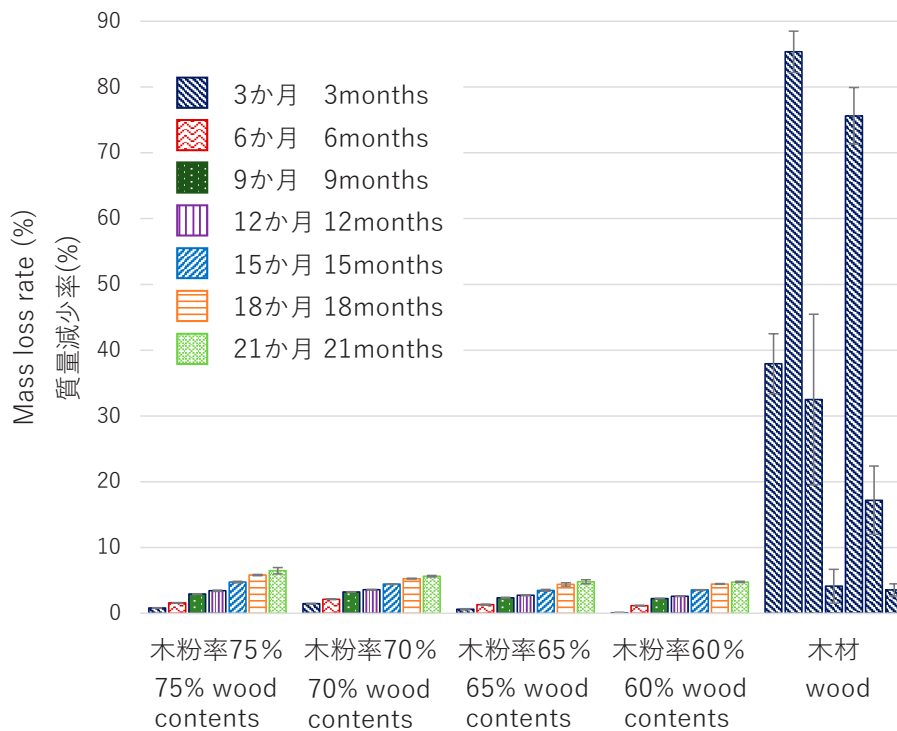


Fig. 7. 延べ 21 か月間の海中暴露試験における WPC および木材試験片の質量減少率の変化

Changes in mass loss rate of WPC and wood test pieces in under seawater exposure tests for a total of 21 months.

注：エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

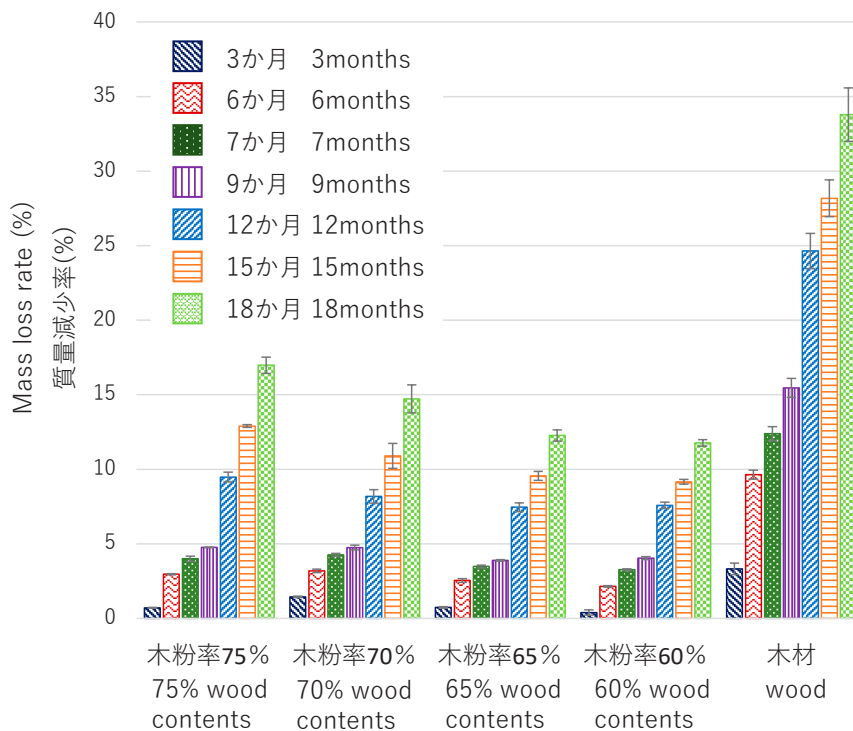


Fig. 8. 延べ 18 か月間の飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の質量減少率の変化

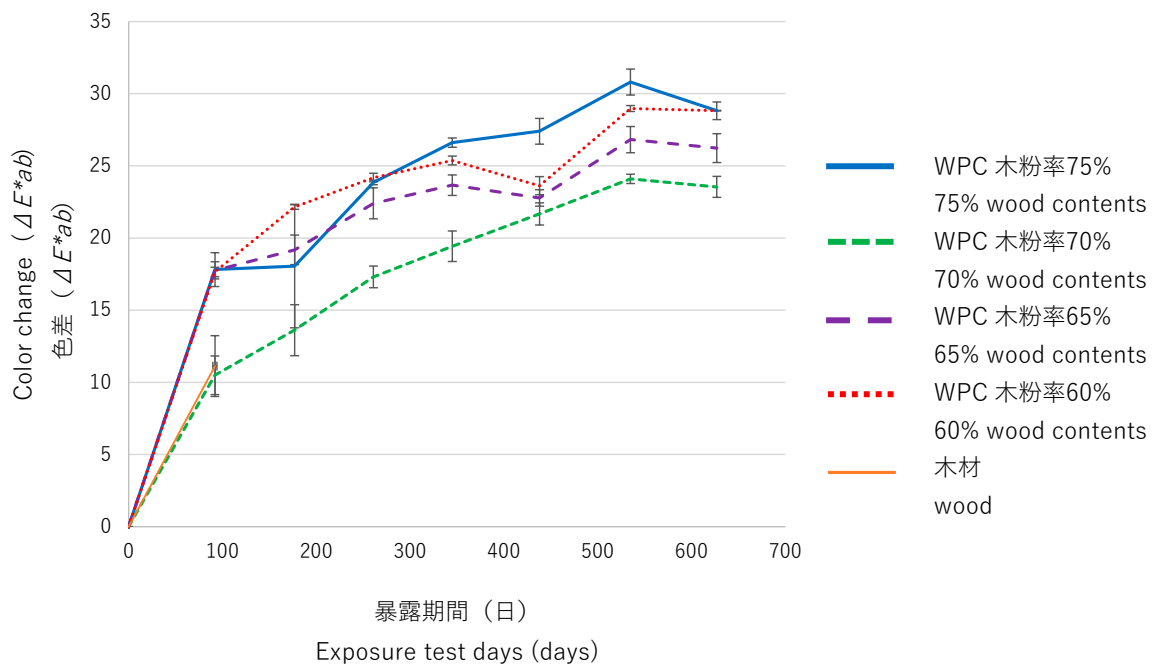
Changes in mass loss rate of WPC and wood test pieces in splash zone exposure tests for a total of 18 months.

注：エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

Fig. 10 に飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の厚さの変化率を示す。WPC は暴露開始後 3 か月で厚さが増加し、その後減少する傾向が認められた。これは海中と同様に吸水の影響により厚さが増加した後、太陽光により表面が劣化し、徐々に表層が崩壊するためであると考えられる。一方木材試験片は、太陽光と海水の

Fig. 12 に飛沫帯試験における WPC および木材の曲げ弾性率の変化を示す。飛沫帯試験における WPC の曲げ弾性率は、飛沫帯では海中より水に接触している時間が短いにもかかわらず、海中試験と同様の低下傾向を示した。暴露期間 18 か月での木粉率 75 %、70 %、65 %、60 % の WPC の曲げ弾性率の低下率はそれぞれ、76.6 %、63.4 %、



Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

57.0%、46.1%であった。一方、木材の弾性率の低下は WPC と比較して小さく、暴露期間 18 か月での曲げ弾性率の低下率は 39.0%であった。この原因としては、木材試験片として柵目材を使用していることから、侵食を受けにくい晩材部が残存しているため、弾性率低下が抑制

されたことなどが考えられる。

3.5 海洋環境暴露試験による WPC 表面の主要官能基の変化

Fig. 13 に海中暴露試験 21 か月間の木粉率 75% の WPC

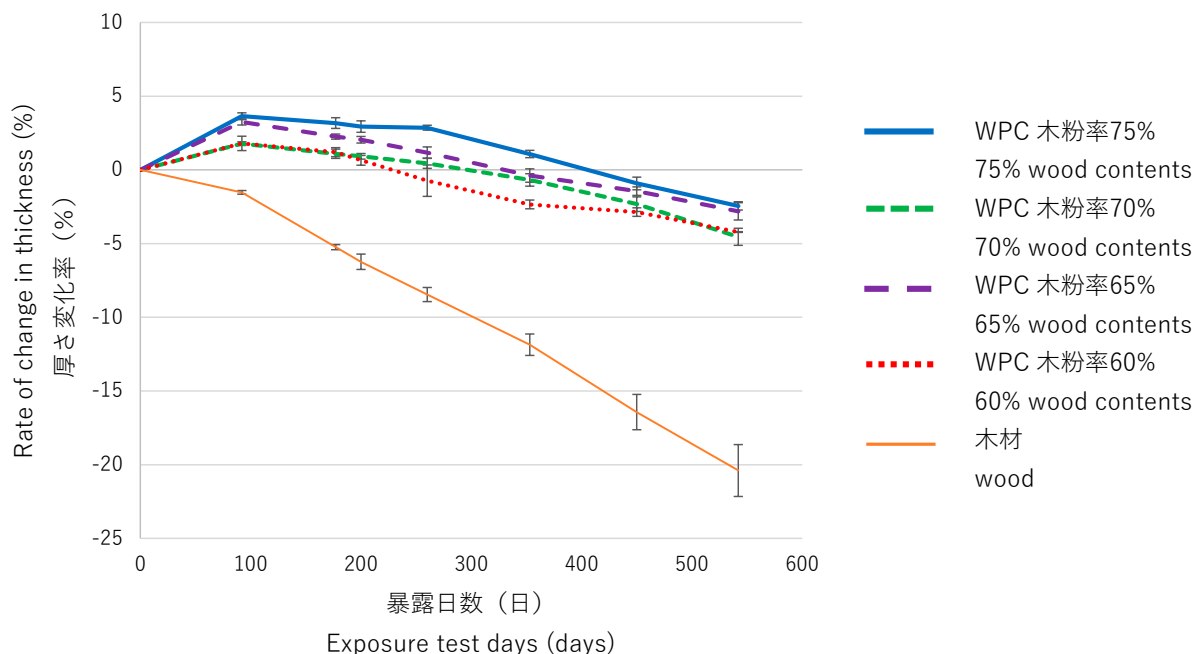


Fig. 10. 延べ 18 か月間（542 日間）の飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の厚さの変化

Changes in thickness of WPC and wood test pieces in splash zone exposure tests for a total of 18 months (542 days).

注：エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

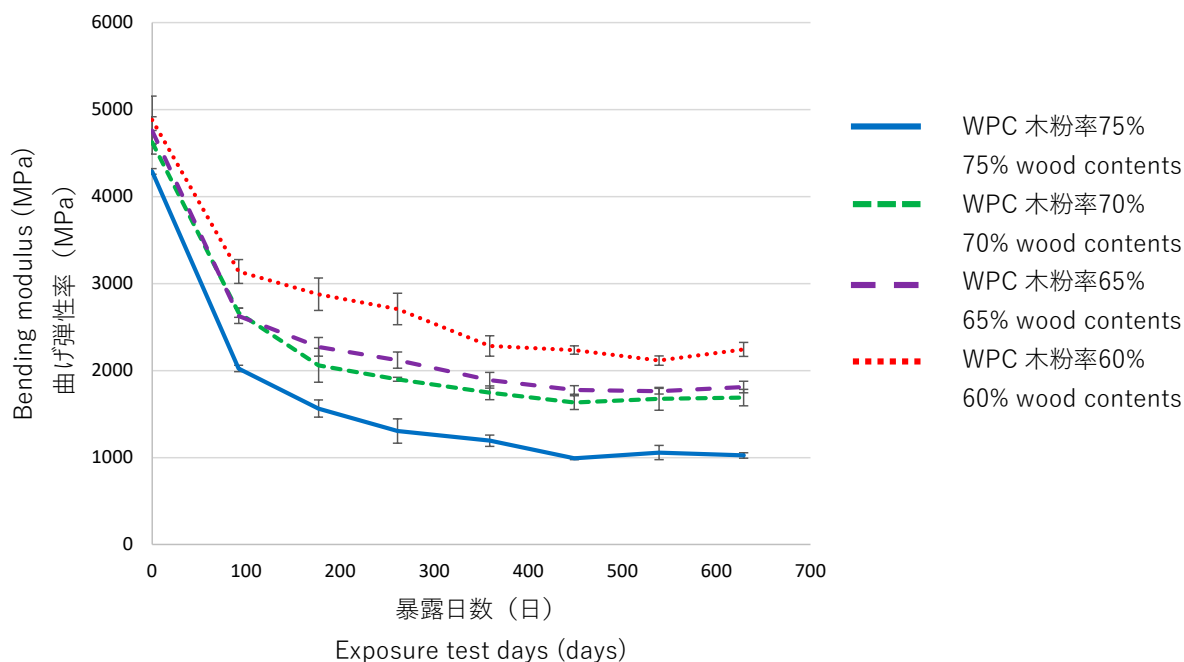


Fig. 11. 延べ 21 か月間（627 日間）の海中暴露試験における WPC 試験片の曲げ弾性率の変化

Changes in bending modulus of WPC test pieces in under seawater exposure tests for a total of 21 months (627 days).

注：エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

試験片表面の赤外吸収スペクトルを示す。なお、以下の赤外吸収スペクトルは全てポリプロピレンの CH_3 結合に起因する 1374cm^{-1} の吸収ピーク (McDonald ら 1961) の高さをそろえて標準化した。本研究で用いている WPC のうち最も木粉率の高い木粉率 75% の WPC においては、暴露期間が長くなるに従い、木材の C-O 結合に起因する

$1060\text{cm}^{-1} \sim 1030\text{cm}^{-1}$ の吸収ピーク (片岡ら 2000、近藤ら 2019) がポリプロピレンに起因する 1374cm^{-1} の吸収ピークと比較して減少する傾向が認められた。これは、WPC 表面に存在する木粉の割合が低くなり、ポリプロピレンの割合が高くなったことを意味している。このことから暴露前に WPC の表面に露出していた木粉が吸水などの

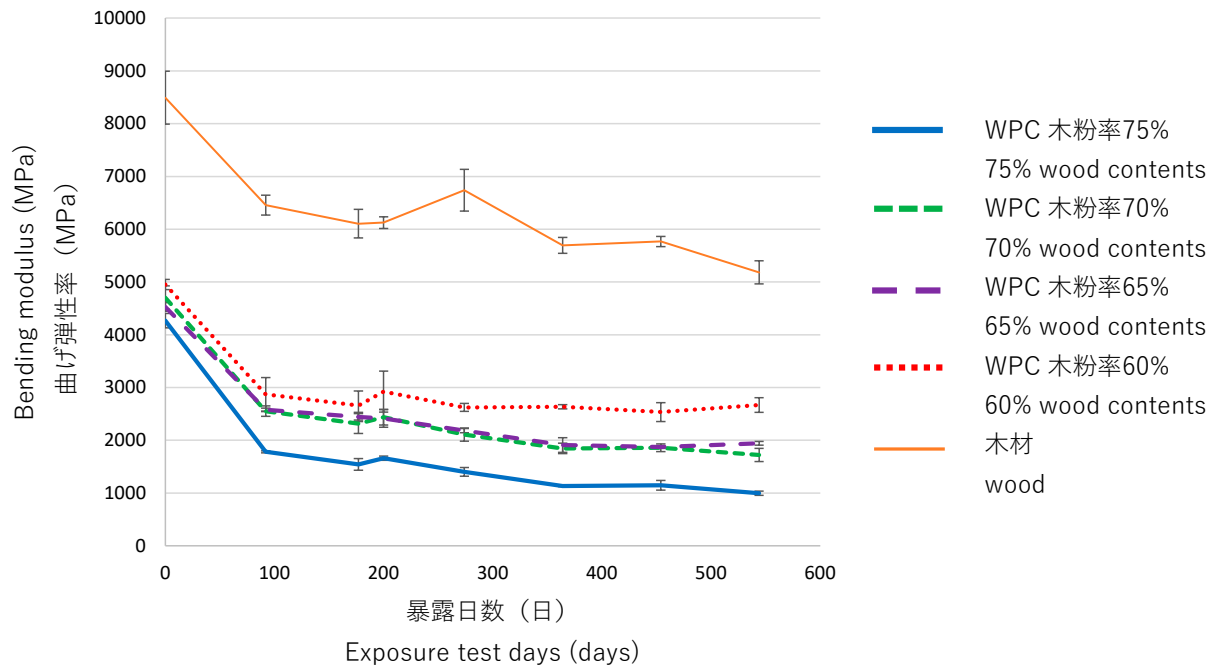


Fig. 12. 延べ 18 か月間 (542 日間) の飛沫帯暴露試験における WPC および木材試験片の曲げ弾性率の変化
Changes in bending modulus of WPC and wood test pieces in splash zone exposure tests for a total of 18 months (542 days).

注：エラーバーは標準偏差を表す。(n=3)

Note: Error bars represent standard deviation. (n=3)

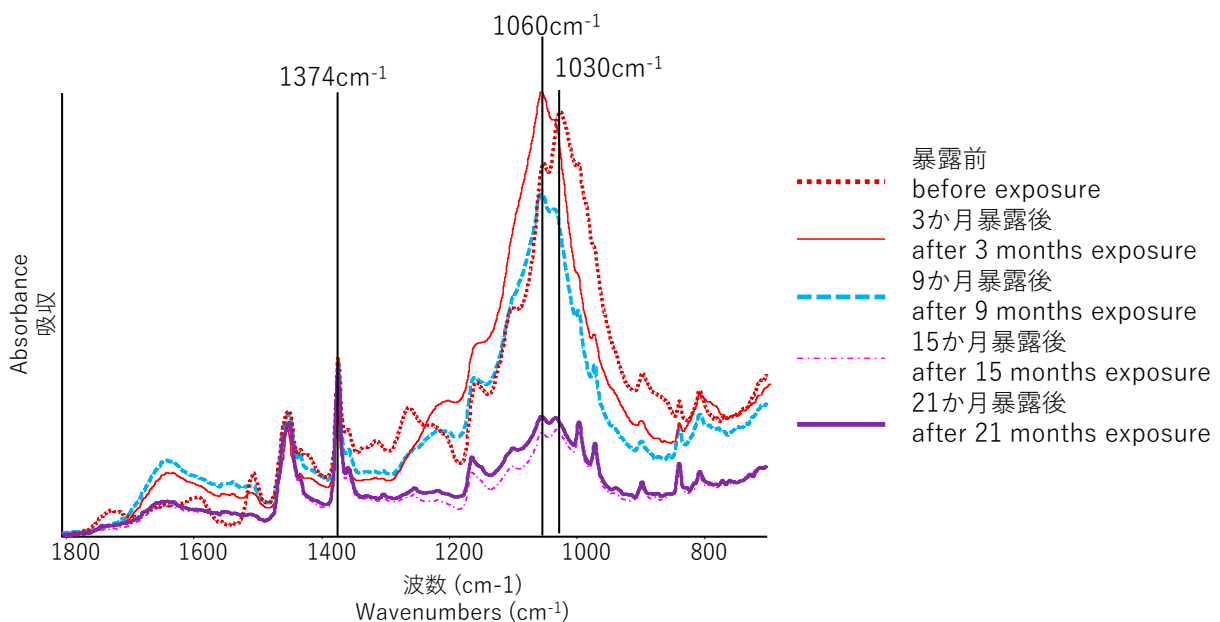


Fig. 13. 延べ 21 か月間の海中暴露試験における木粉率 75% の WPC 試験片の FTIR-ATR スペクトルの変化
Changes in FTIR-ATR spectra of WPC test pieces with 75% wood contents in under seawater exposure tests for a total of 21 months.

影響により剥落した、もしくは生物劣化等を受けて分解された可能性が考えられる。また、暴露開始後3か月で、木材に起因する 1060cm^{-1} ~ 1030cm^{-1} の吸収ピークのうち、木材の主成分であるセルロース、ヘミセルロースの C-O 結合の伸縮振動およびリグニンのベンゼン核の C-H 変角振動に起因する 1030cm^{-1} の吸収ピーク (片岡ら 2000) の減少と、同様に C-O 結合の伸縮振動に帰属されている 1060cm^{-1} の吸収ピークの増加が認められた。 1030cm^{-1} の吸収ピークはセルロースの6位の炭素と一級水酸基の間の C-O 結合に起因し、 1060cm^{-1} の吸収ピークはセルロースの3位の炭素と二級水酸基の間の C-O 結合に起因するという報告があることから (近藤ら 2019)、この原因としては、表層のセルロースの分解などによる構造変化の影響などが考えられる。また、藻類の付着の影響なども原因の一つであると考えられるが、これらについては今後の検討課題である。

Fig. 14 に海中暴露試験 21 か月間の木粉率 60% の WPC 試験片表面の赤外吸収スペクトルを示す。本研究で用いている WPC のうち最も木粉率の低い木粉率 60% の WPC においても木粉率 75% の WPC ほど顕著ではないが、暴露期間の経過に伴って木材の成分に起因する 1060cm^{-1} ~ 1030cm^{-1} の吸収ピークが減少する傾向が認められた。

Fig. 15 に飛沫帯暴露試験 18 か月間の木粉率 75% の WPC 試験片表面の赤外吸収スペクトルを示す。暴露開始後3か月でリグニンの芳香核の骨格振動に起因する 1500cm^{-1} の吸収ピークや同様にリグニンのグアイアシル核の振動に起因する 1270cm^{-1} の吸収ピーク (Faix 1991) が消失するなど、太陽光によるリグニンの分解の影響と考

えられる変化が認められた。しかし、Fig. 10 に示したように暴露期間が長くなるにつれて厚さが減少し、侵食を受けているにもかかわらず、木材の成分に起因する 1060cm^{-1} ~ 1030cm^{-1} の吸収ピークとポリプロピレンに起因する 1374cm^{-1} の吸収ピークの高さ比については大きな変化は認められなかった。これは、劣化した木粉とポリプロピレンが同時に剥落したことを示唆している。暴露開始後 15 か月および 18 か月でのスペクトルには一度消失した 1500cm^{-1} および 1270cm^{-1} の吸収ピークが認められたが、これは、劣化した木粉とポリプロピレンが剥落した後に未暴露の木粉が表面に露出したためと考えられる。

Fig. 16 に飛沫帯暴露試験 18 か月間の木粉率 60% の WPC 試験片表面の赤外吸収スペクトルを示す。木粉率 75% の WPC と同様に暴露開始後3か月で 1500cm^{-1} の吸収ピークや 1270cm^{-1} の吸収ピークの消失といった太陽光の影響と考えられる変化が認められた。木粉率 75% の WPC の測定で見られた一度消失した 1500cm^{-1} および 1270cm^{-1} の吸収ピークの再出現が認められなかった。Fig. 8 に示したように、暴露期間 18 か月の結果において木粉率 60% の WPC は 75% の WPC と比較して、質量減少率の値が約 5% 小さかったことから、木粉率 60% の WPC の表層には光劣化の影響は受けるが剥落には至らない木粉が比較的多く残っていると考えられる。また、木材の成分に起因する 1060cm^{-1} ~ 1030cm^{-1} の吸収ピークとポリプロピレンに起因する 1374cm^{-1} の吸収ピークの高さ比については、木粉率 75% の WPC と比較して測定した時期により多少の差が認められるが、暴露期間との相関は認められなかった。

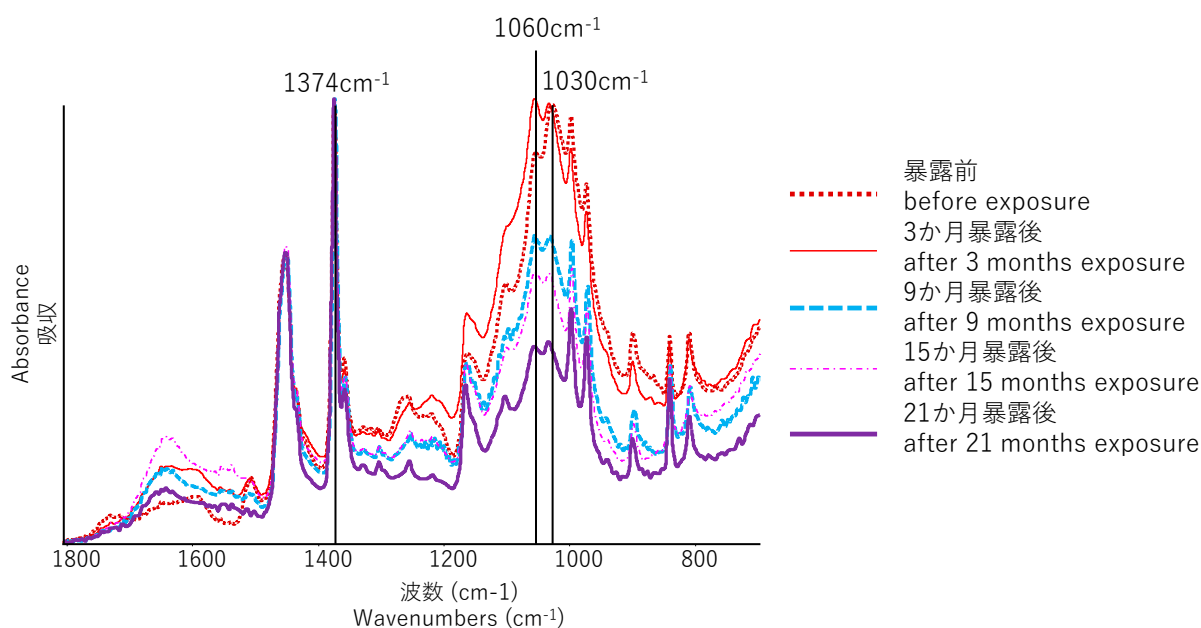


Fig. 14. 延べ 21 か月間の海中暴露試験における木粉率 60% の WPC 試験片の FTIR-ATR スペクトルの変化
Changes in FTIR-ATR spectra of WPC test pieces with 60% wood contents in under seawater exposure tests for a total of 21 months.

4. 結論

WPC の海洋環境での利用を目的とした検討の第一歩として、相溶化剤などの添加剤を配合せず、木粉とプラスチック（ポリプロピレン）のみを原料とし、市販のエクステリア材として使用されている WPC では 50% 前後で

ある木粉率を 60% から 75% まで段階的に高めた 4 種類の WPC を海中と飛沫帯の 2 種類の設置環境において、海中には延べ 21 か月間、飛沫帯には延べ 18 か月間暴露し、海洋環境での WPC の劣化を評価した。

その結果、海中では太陽光を直接受けることが無いが WPC は木粉率の違いによらず暴露期間 3 か月で淡色化する

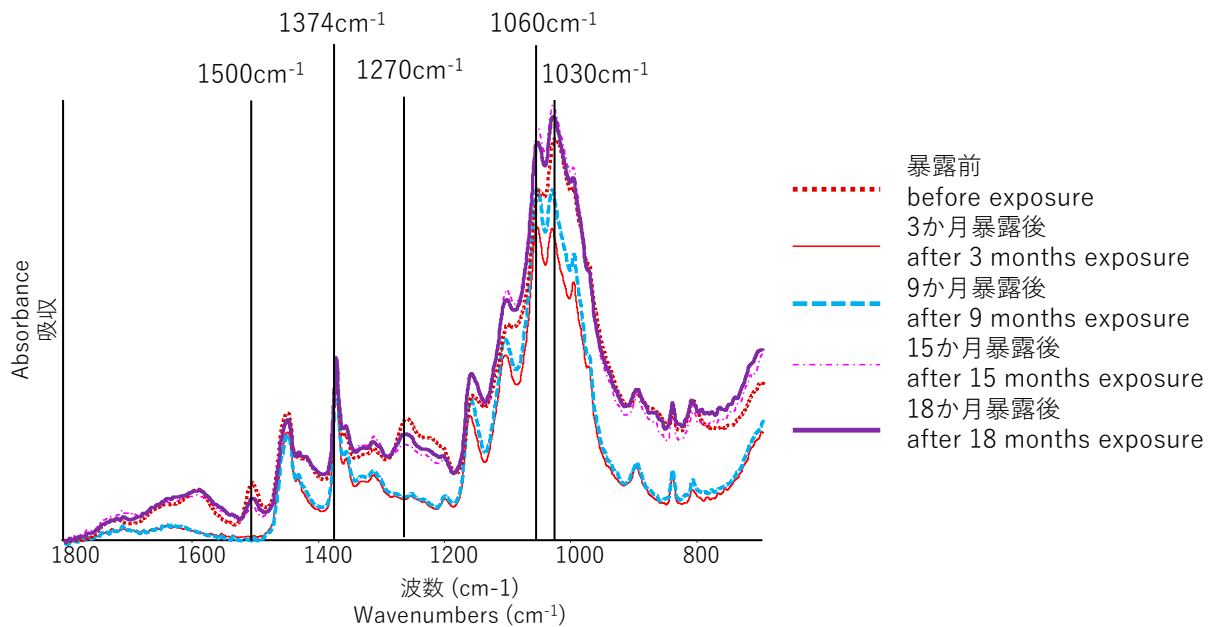


Fig. 15. 延べ 18 か月間の飛沫帯暴露試験における木粉率 75% の WPC 試験片の FTIR-ATR スペクトルの変化
Changes in FTIR-ATR spectra of WPC test pieces with 75% wood contents in splash zone exposure tests for a total of 18 months.

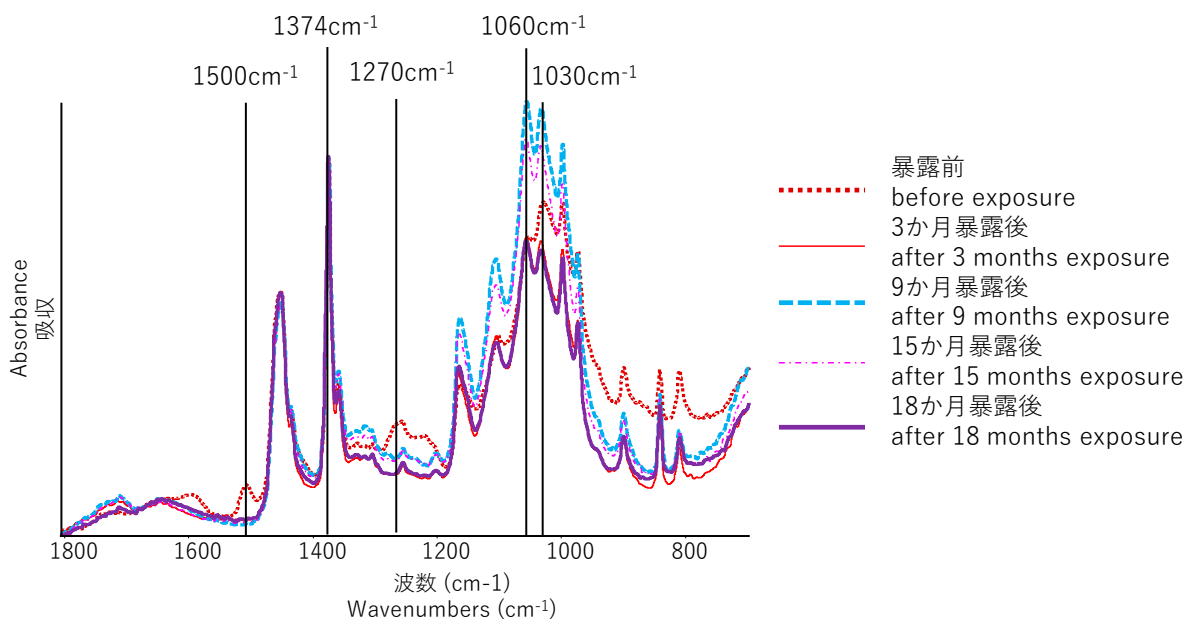


Fig. 16. 延べ 18 か月間の飛沫帯暴露試験における木粉率 60% の WPC 試験片の FTIR-ATR スペクトルの変化
Changes in FTIR-ATR spectra of WPC test pieces with 60% wood contents in splash zone exposure tests for a total of 18 months.

る傾向が認められた。しかし、海虫類の食害はほとんど認められず、質量減少は数%程度であった。強度性能については、曲げ弾性率が暴露初期に木粉率が高い WPC ほど大きく低下することが明らかとなった。この原因として、吸水により木粉とプラスチック（ポリプロピレン）の界面の状態が変化することが考えられた。また、WPC 表面の FTIR-ATR 分析の結果、暴露期間が長くなるに従い、木粉率の違いによらず WPC 表面に存在する木粉の割合が低くなり、ポリプロピレンの割合が高くなる傾向が認められた。このことから、暴露前に WPC の表面に露出していた木粉のみが剥落した、もしくは生物劣化等を受けて分解された可能性が考えられる。

一方、飛沫帯では WPC は太陽光による光劣化を受け、暴露期間 3 か月で海中に比べ大きく変色することがわかった。また、木粉率が高い WPC ほど、暴露期間を長くするに従い、変色した部分が剥落し、未暴露の面が表面に露出する傾向が認められた。光劣化による表層の成分の剥落により、質量減少および厚さ減少は海中試験より大きくなることがわかった。また、強度性能については、飛沫帯では海中より水に接触している時間が短いにもかかわらず、海中試験と同様の低下傾向を示した。さらに、WPC 表面の FTIR-ATR 分析の結果、木粉率の違いによらず、太陽光によるリグニンの分解の影響と考えられる変化が認められた。しかし、暴露期間を長くしても WPC 表面に存在する木粉とポリプロピレンの割合に大きな変化は認められなかった。これは劣化した木粉とポリプロピレンが同時に剥落したことを示唆している。

海中暴露期間 21 か月、飛沫帯暴露期間 18 か月では、WPC は木材と比べ質量変化、寸法変化が小さく、力学特性の低下に関しても平衡状態に達していると考えられるが、海中では木粉率 75% の WPC において海虫類の食痕が認められつつあり、飛沫帯では表層からの成分の剥落が増加傾向にあることから、今後更なる物性の変化が想定されるため、試験を継続する予定である。

木粉とプラスチックのみを原料として製造した木粉率の高い WPC について得られた本研究の結果から考えられる海洋環境での WPC の用途については、WPC は木材とは異なり寸法変化がほとんど認められないことから、海中において養殖用魚ケージや人工漁礁などの力学性能があまり要求されない用途での利用が可能であると考えられる。また、力学性能を求められる場合は、あらかじめ力学性能の低下を見込んで製品設計をすることなどが必要であると考えられる。海洋環境での利用に関し、本研究で用いた WPC の大きな問題点は、海中、飛沫帯ともに暴露初期に木粉の吸水により力学特性が低下する点と、飛沫帯では海中と比べ、変色や成分の剥落が大きい点であると考えられる。吸水による物性低下については、市販の WPC に添加されている相溶化剤を添加し、木粉とプラスチックの界面性状を向上させることによる抑制効果を検討する必要があることに加え、原料の木粉をアセチ

ル化するなどして疎水化し、木粉の吸水を抑制する方法が有効であると考えられる。また、飛沫帯における変色や成分の剥落については、飛沫帯での劣化が主に太陽光によるものと考えられるため、WPC エクステリア材の高耐候化のために添加されている紫外線吸収剤や光安定化剤の添加 (Kiguchi ら 2007, Stark・Matuana 2010) が有効であると考えられる。これらの方法で WPC の性能を向上させることは WPC の海洋環境における用途拡大につながることから、今後順次検討を行う予定である。

海洋プラスチック排出問題 (高田 2018) が顕在化している現在、海洋環境でプラスチックを使用することが難しくなっている。このような状況の中、海洋環境で現在使用されているプラスチックについては、その代替として WPC を使用し、プラスチックの一部を木粉に置き換えることにより、海洋に排出されるプラスチックの量を減らすことができる可能性が考えられる。しかし、本研究では暴露時間に伴い WPC の質量減少が認められ、プラスチックが木粉と共存している場合にはプラスチック単独の場合より劣化が促進されることなども考えられる。このため、プラスチックの海洋暴露試験を行い WPC との劣化の差異を評価するなど詳細な検証が必要である。また、本研究により飛沫帯では木粉とプラスチックが同時に剥落する傾向が認められたが、海中では表面の木粉が剥落するもしくは分解される一方でプラスチックが WPC 表層に残留する傾向が示された。しかし、これが WPC 中のプラスチックの海洋環境への排出挙動にどのように影響するかについては、実際のプラスチックの排出量について定量的に評価するなど詳細な検証が必要である。今後、海洋環境での WPC の劣化を抑制するための対策として添加剤および木粉の化学処理などの検討を行う際には、これらの対策により海洋環境に排出されるプラスチック量がどのように変化するか、また、排出されるプラスチックに有害な物質が含まれるか否かなどについても検討を行う必要があると考えられる。

謝 辞

本研究は (国研) 森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト (課題番号 201805) の研究成果である。

引用文献

- Altuntas, E., Yilmaz, E., Salan T. and Alma M. H. (2017) Biodegradation Properties of Wood-plastic Composites Containing High Content of Lignocellulosic Filler and Zinc Borate Exposed to Two Different Brown-Rot Fungi. *BioResources*, 12, 7161–7177.
- Caulfield, D. F., Clemons, C., Jacobson, R. E. and Rowell, R. M. (2003) 13 Wood Thermoplastic Composites, “Handbook of Wood Chemistry and Woos Composites”, Taylor & Francis, 365–378.

- Ebe, K. and Sekino, N. (2015) Surface deterioration of wood plastic composites under outdoor exposure. *J Wood Sci*, 61, 143–150.
- Faix, O. (1991) Classification of Lignins from Different Botanical Origins by FT-IR Spectroscopy. *Holzforschung*, 45, 21–27.
- Feist, W. C. and Mraz, E. A. (1978) Comparison of Outdoor and Accelerated Weathering of Unprotected Softwoods. *Forest Prod. J.* 28, 38–43.
- Fortini, A. and Mazzanti, V. (2018) Combined effect of water uptake and temperature on wood polymer composites. *J. Appl. Polym. Sci.* 135, 46674.
- 片岡 厚 (2000) 木材の組織構造を区別した赤外分光分析－顕微 FT-IR の有用性と応用例－. *木材保存*, 26, 255 – 265.
- 片岡 厚 (2008) 木材の光劣化とその深さ分析. *木材保存*, 54, 165 – 173.
- Kiguchi, M., Kataoka, Y., Matsunaga, H. Yamamoto, K. and Evans, P. D. (2007) Surface deterioration of wood-flour polypropylene composites by weathering trials. *J Wood Sci*, 53, 234–238.
- 木口 実, 片岡 厚, 松永 浩史, 桃原 郁夫, 川元 スミレ, 小林 正彦, 大友 祐晋 (2010a) 木材・プラスチック複合材 (混練型 WPC) の耐久性 (2) 土中埋設試験による耐朽性評価. *木材保存*, 36, 150–157.
- 木口 実 (2010b) 木材・プラスチック複合材 (混練型 WPC) の耐久性と耐候性. *塗装工学*, 45, 223–230.
- 小林 正彦, 片岡 厚, 石川 敦子, 松永 正弘, 神林 徹, 木口 実 (2017) 木材 - プラスチック複合材 (混練型 WPC) の耐候性に及ぼす木粉含有率と表層研削の影響. *森林総合研究所研究報告*, 16, 1 – 12.
- 近藤 里沙子, 堀川 祥生, 半 智史, 安藤 恵介, 吉田 誠 (2019) Polyporales に属する木材腐朽により腐朽された材の X 線回折法およびフーリエ変換赤外分光法による分析. *木材保存*, 45, 268–279.
- 前川 健, 青木 弘行, 鈴木 邁 (1973) ポリプロピレンの紫外線劣化と防止剤の効果. *材料*, 22, 785 – 791.
- Matuana, L. M., Jin S. and Stark N. M. (2011) Ultraviolet weathering of HDPE/wood-flour composites coextruded with a clear HDPE cap layer. *J Polym Degrad Stab*, 96, 97–106.
- McDonald, M. P. and Ward I. M. (1961) The assignment of the infra-red absorption bands and the measurement of tacticity in polypropylene. *Polymer*, 2, 341 – 355.
- Morrell, J. J. (2006) Durability of wood-plastic composites. *Wood Design Focus*, 16, 7–10.
- 日本建材・住宅設備産業協会 (2020) ”木材・プラスチック再生複合材普及部会統計資料”, <https://wprc.info/data/market.html>, (参照 2021-07-06)
- 岡本 忠 (2003) 木材とプラスチックとの複合体開発の現状 - 木質材料の押出成形 -, *木材学会誌*, 49, 401–407.
- Rhatigan, R. G., Morrell, J. J. and Zahora, A. R. (2000) Marine Performance of Preservative Treated Southern Pine Panels-Part 1: Exposure in New-port, Oregon, *IRG/WP* 00-10368, 1–10.
- Segerholm, K. (2012) Characteristics of wood plastic composites based on modified wood: Moisture properties, biological performance and micromorphology. *KTH Royal Institute of Technology*, 105217, 1–46.
- Stark, N. M. and Matuana L. M. (2010) Ultraviolet weathering of photostabilized wood-flour-filled high-density polyethylene composites. *J. Appl. Polym. Sci.* 90, 2609–2617.
- 高谷 政広, 岡本 忠 (2008) セルロース系材料における基礎と応用 4. 木質プラスチック複合体. *材料*, 57, 415–420.
- 高田 秀重 (2018) マイクロプラスチック汚染の現状、国際動向および対策. *廃棄物資源循環学会誌*, 29, 261–269.
- 山田 昌郎 (2003) 無処理木材および木粉プラスチック複合材の海洋環境での耐久性試験, *港湾空港技術研究所資料*, 1045, 1–20.
- 山田 昌郎 (2006) 無処理木材および木粉プラスチック複合材の海洋環境での耐久性試験 (その2), *港湾空港技術研究所資料*, 1117, 1–20.
- 山田 昌郎 (2014) 木材の海虫害とその防除法ならびに臨海部の気中での風化に関する実験, *港湾空港技術研究所資料*, 1281, 1–24.

Deterioration analysis of wood-plastic composites (WPCs) in marine environment

Masahiko KOBAYASHI^{1)*}, Masahiro MATSUNAGA¹⁾, Toru KANBAYASHI¹⁾,
Atsuko ISHIKAWA¹⁾ and Masao YAMADA²⁾

Abstract

Wood plastic composites (WPCs) have been gaining market share in exterior materials, such as decking, owing to their good decay resisting properties. However, recently, as the domestic exterior market of WPCs has not been showing an increasing trend, the expansion of applications is required. In this study, WPCs with wood percentages of 60% to 75% were exposed to the marine environment to obtain basic knowledge about the WPCs deterioration in marine environments where they have not been used much. In particular, the influences of wood percentages in WPCs on its characteristics changes, such as discoloration, mass change, dimensional change, bending elasticity change, and surface chemical change due to deterioration, were examined. As a result, in the underwater exposure test, almost no feeding damage by marine borers was observed throughout the test period of 21 months, with several percentage levels of mass reduction. Furthermore, the flexural modulus decreased greatly at the early exposure stage as the WPC with higher wood percentages. However, in the splash zone exposure test conducted for 18 months, the WPC surfaces photodegraded and discolored greatly in the early exposure stage. Moreover, the flexural modulus showed a decreasing tendency similar to that in the underwater exposure test. However, the water contact time was shorter in the splash zone exposure test than in the undersea exposure test. Based on the results obtained, the availability of WPCs in the marine environment was discussed.

Key words : Wood plastic composites (WPCs), marine exposure test, marine biodegradation, photodegradation

Received 3 September 2021, Accepted 31 March 2022

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

2) Port and Airport Research Institute Coastal and Estuarine Environment Department

* Department of Wood Improvement, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; E-mail: masa7355@ffpri.affrc.go.jp

論文 (Original article)

Nutrient budgets in four Japanese forests based on short- and long-term methods

Yoshiyuki INAGAKI^{1)*}, Kazumichi FUJII²⁾ and Rieko URAKAWA³⁾

Abstract

Estimation of the nutrient accumulation rate in tree biomass is important for understanding the nutrient budgets of forest ecosystems but choosing a suitable method can be challenging. In this study, we compared the nutrient budgets of four forest ecosystems in Japan (Oyasan, Kamigamo, Kiryu, and Takatori) and estimated the nutrient accumulation rates in tree biomass using two methods. For short-term estimates, the nutrient content of tree biomass was measured at two points in time over several years; for long-term estimates, the nutrient content was divided by forest age. The nutrient accumulation rates estimated using the long-term method was lower than those using the short-term method. Weathering rates for potassium, magnesium, and calcium estimated using the long-term method were lower than those using the short-term method. Weathering rates determined using the short-term method were high and could be overestimates in nutrient-limited forests. Soil nitrogen release values were lower with the long-term method than those with the short-term method and could be overestimated when using the latter method in nitrogen-limited watersheds. In conclusion, weathering rates and soil nitrogen release values determined using the long-term method are useful for assessing the sustainability of nutrient cycling in forest ecosystems although the rate of nutrient accumulation in tree biomass is assumed to be constant.

Key words : base cation, nitrogen, nutrient accumulation, stream runoff, weathering

1. Introduction

Rock weathering rates of base cations influence forest productivity and acid buffering capacity (Van Breemen et al. 1984, Asano et al. 2000, Fujii et al. 2008, Inagaki et al. 2019). Rock weathering rates of base cations can be estimated from input-output budgets by assuming a steady state (Fig. 1) (Van Breemen et al. 1984) and previous studies have investigated these rates in many forest ecosystems worldwide (White and Blum 1995, Watmough et al. 2005). In Japan, several studies have compared the input-output budgets of base cations (Asano and Uchida 2005, Yoshinaga et al. 2011) but information about rock weathering rates is still limited (Tokuchi and Ohte 1998, Asano et al. 2000, Inagaki et al. 2019).

Estimation of the nutrient accumulation rate in plant biomass (ΔNB) is crucial for calculating element budgets in forest ecosystems. Aboveground biomass is usually estimated using allometric equations for felled trees (Ando et al. 1977, Satoo and Madgwick 1982) and the nutrient content of annual increments in aboveground biomass can be calculated (Tsutsumi 1977). However, it can be challenging to choose an allometric equation as the most suitable equation varies among forest ecosystems (Satoo and Madgwick 1982, Inagaki et al.

2020).

Generally, there are two methods for calculating ΔNB . In the short-term, ΔNB can be calculated based on measurements taken at two time points (initial and final) over time. For long-term estimates, ΔNB is calculated based on one measurement and the accumulation rate is estimated as the nutrient content of the plant biomass divided by forest age. This method assumes a constant rate of ΔNB but requires less effort than the short-term method. Although these two methods have different advantages and disadvantages, it is not clear how the methods affect estimates of rock weathering rates in Japanese forests and comparisons are needed in diverse forest ecosystems. In this study, the two methods of measuring ΔNB were compared in four forest ecosystems with varying geological characteristics and climates in Japan. The weathering rates of cations were estimated using the two methods based on the element budget. Nitrogen is generally not derived from rocks but nitrogen release from long-term storage can be estimated using the same calculation as for rock weathering rates of base cations (Fig. 1). Using these comparisons, the study aimed to propose a method for the calculation of nutrient budgets in forest ecosystems.

Received 22 October 2021, Accepted 19 April 2022

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

2) Department of Forest Soils, FFPRI

3) Asia Center for Air Pollution Research

* Shikoku Research Center, FFPRI, 2-915 Asakuranishi, Kochi, 780-8077 JAPAN; E-mail: yinagaki@affrc.go.jp

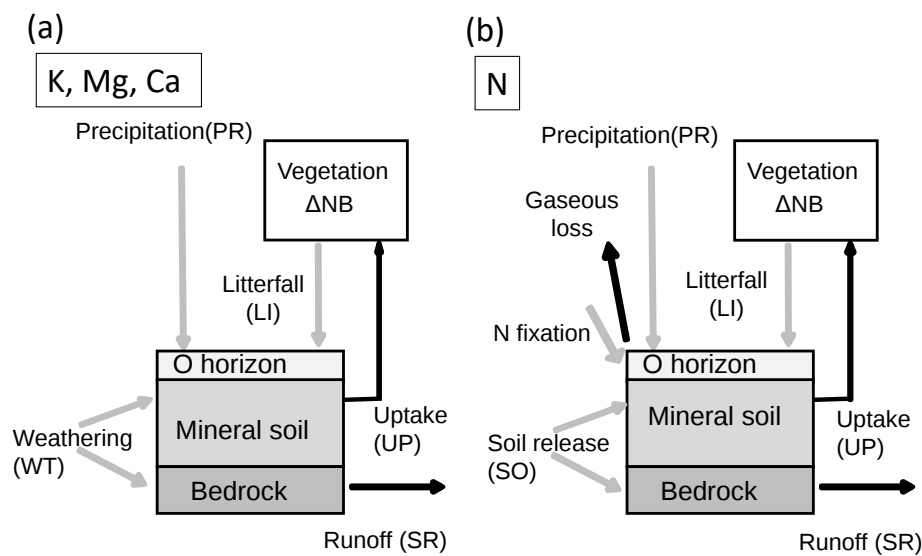


Fig. 1. Cycling of base cations (a) and nitrogen (b) in forest ecosystems.

2. Materials and Methods

2.1 Study sites

The present study compared nutrient cycling in four forest watersheds (Table 1) (Oyasan, Kiryu, Kamigamo, and Takatori) from published studies (Iwatsubo 1976, Ando et al. 1977, Tsutsumi 1977, Ohruai and Mitchell 1996, Inagaki et al. 2019).

Oyasan (36°34'N, 139°22'E) lies approximately 100 km northwest of the Tokyo Metropolitan area. Vegetation in the forest watershed (1.3 ha) is Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) planted in 1976 and the study was conducted when the forest was 14 to 18 years old (Ohruai and Mitchell 1996). Nitrogen fertilizer was applied seven times during the initial 11 years after planting. The amount of nitrogen in each application ranged from 33 to 154 kg N ha⁻¹ and the total amount was 585 kg N ha⁻¹ (Urakawa et al. 2012). In the watershed, nitrogen runoff in stream water was greater than nitrogen input from precipitation (Ohruai and Mitchell 1996, Mitchell et al. 1997) and the forest was considered to be in a nitrogen-saturated condition (Aber et al. 1989).

Kiryu (34°58'N, 136°00'E) is located in the Tanakami area of Shiga Prefecture. The parent materials in the area are granite and the soil is easily eroded. Exploitation of wood materials since the Heian period (8th century) has caused land degradation in the area but plantations to prevent soil erosion were established in the Edo period (17th century) (Yasuda 2010). The vegetation in this watershed (6.0 ha) is Japanese red pine (*Pinus densiflora*) and planted hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa*), planted 70 years previously (Nishimura 1973, Tsutsumi 1977).

Kamigamo (35°04'N, 135°46'E) is located in northern Kyoto city. The soil of the area is acidic and nitrogen limited (Nakanishi et al. 2009, Inagaki et al. 2011). Vegetation in the studied watershed (4.4 ha) is secondary evergreen hardwood forests dominated by *Ilex pedunculosa*, *Camellia japonica* and *Clethra barbinervis*. The age of the studied forest is not known. We assumed that regeneration started in 1949 when the area was designated as an experimental forest. The area might have been exploited heavily during World War II (1941–1945) judged from photographs published on the website of the Field

Table 1. Summary of the study sites

Site	latitude/longitude	Prefecture	MAT (°C)	MAP (mm)	Vegetation	Geology	reference
Oyasan	36°34'N/ 139°22'E	Gunma	13.2	1618	Japanese cedar plantation hinoki cypress plantation	Sandstone and shale	Ohruai and Mitchell 1996
Kiryu	34°58'N/ 136°00'E	Shiga	13.8	1645	Japanese red pine forest, hinoki cypress planation	Granite	Tsutsumi 1977
Kamigamo	35°04'N/ 135°46'E	Kyoto	14.6	1582	Evergreen hardwood forest	Sandstone and slate	Iwatsubo 1976; Tsutsumi 1977
Takatori	33°20'N/ 132°58'E	Kochi	13.3	2550	Momi fir and evergreen hardwood forest	Sandstone and mudstone	Ando et al. 1977; Inagaki et al. 2019

Science Education and Research Center, Kyoto University (<https://fserc.kyoto-u.ac.jp/zp/archive/kamigamo1950/>). An investigation of its vegetation was conducted in 1968 and the forest age was estimated as 19 years.

Takatori (33°20'N, 132°58'E) is located in the Shimanto River basin on the island of Shikoku. Surface soil in the forest was moderately acidic and contained well-decomposed organic matter, as indicated by a low C/N ratio (Urakawa et al. 2015, Inagaki et al. 2017). Vegetation is dominated by momi fir (*Abies firma*) and some evergreen hardwood species (*Quercus salicina*, *Cleyera japonica* and *Illicium anisatum*). The forest was approximately 145 years old, estimated from the oldest age of felled Japanese fir trees. Measurement of stream water chemistry was conducted in an adjacent watershed (18.7 ha) (Inagaki et al. 2019).

2.2 Calculation of nutrient cycling

Nutrient cycling in forest ecosystems (Fig. 1) was determined using two methods that estimate ΔAB (aboveground biomass production, $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and NB ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). ΔAB for short-term estimate (ΔAB_s) was obtained from previous studies (Iwatsubo 1976, Tsutsumi 1977, Ohruai and Mitchell 1996), while that for long-term estimates, ΔAB_L was calculated from the aboveground biomass divided by the forest age. For short-term estimates, ΔNB_s was defined as the differences in the nutrient content of aboveground biomass at two points in time. Therefore, ΔNB_s was equal to sum of biomass increment of each organ multiplied by its nutrient concentration. Data were obtained from previous studies (Iwatsubo 1976, Tsutsumi 1977, Ohruai and Mitchell 1996). For the Kiryu and Takatori sites, detail information about methods was not described in Tsutsumi (1977) but we considered ΔNB_s was determined by the conventional methods. For long-term estimates, ΔNB_L was calculated by dividing the nutrient content of the total aboveground biomass with the forest age.

Nutrient uptake by trees (UP) ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) was estimated using the following equation:

$$UP = LI + \Delta NB \quad \text{Eq. (1)}$$

where, LI represents the sum of the nutrient content of the litterfall ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and nutrient leaching from the canopy ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). Nutrient leaching from the canopy was defined as nutrient content in throughfall minus that in bulk precipitation (Tsutsumi 1977) and these data were obtained from the previous studies. At the Oyasan, Kiryu, and Kamigamo sites, LI was calculated from the sum of litterfall and nutrient leaching (Tsutsumi 1977, Ohruai and Mitchell 1996). At the Takatori site, UP was estimated from data for

felled trees, i.e., sum of nutrient in current year leaves and that in the increment of branches and stems (Ando et al. 1977) but throughfall nutrient content was not measured. At this site, LI was estimated as UP minus ΔNB_L . The nutrient accumulation rate estimated using the long-term method was more accurate than that estimated using the short-term method (see results and discussion).

The weathering rate of base cations (WT) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) was estimated using the following equation:

$$WT = \Delta NB + SR - PR \quad \text{Eq. (2)}$$

where SR represents nutrient loss to stream runoff ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) and PR represents nutrient input from bulk precipitation ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) in the published studies (Tsutsumi 1977, Ohruai and Mitchell 1996, Inagaki et al. 2019).

Generally, the weathering rate of nitrogen is negligible and nitrogen release from the soil (SO) ($\text{kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) is calculated from the following equation.

$$SO = \Delta NB + SR - PR \quad \text{Eq. (3)}$$

The origin of SO is not known but may include biological nitrogen fixation, past nitrogen fertilizer application, or stored organic nitrogen.

3. Results and Discussion

3.1 Nutrient accumulation rate of plant biomass (ΔNB)

Properties of the aboveground biomass at the study sites are presented in Table 2. The aboveground production rate calculated using the long-term method (ΔAB_L) was smaller than that using the short-term method (ΔAB_s), the ratio of ΔAB_L to ΔAB_s ranged from 0.32 to 0.66. The rate of tree death is one of the factors affecting ΔAB . In the Kamigamo site, ΔAB_s did not include the death rate of trees (Iwatsubo et al. 1976). The presence of many small trees is expected in

Table 2. Aboveground biomass and annual increments in aboveground biomass estimated by short- (ΔAB_s) and long-term methods (ΔAB_L).

Site	Oyasan	Kiryu	Kamigamo	Takatori
Forest age (yr)	18	70	19*	145
AB (Mg ha^{-1})	136.2	148.2	88.4	501.0
ΔAB_s ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	11.4	n.d.	13.3	10.9
ΔAB_L ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$)	7.6	2.1	4.7	3.5
$\Delta AB_L / \Delta AB_s$	0.66	n.d.	0.35	0.32

Italic letters: data from the original references shown in Table 1.

*Forest age: estimated from the land use history of the site. See methods and materials section. n.d.: no data.

naturally regenerated forests, and their mortality rate should be high (Masaki et al. 2021). At the Oyasan site, the ratio of ΔAB_L to ΔAB_S (0.66) was larger than that for the other forests, which may be because the rate of tree death is low as the forest is young and weeding was conducted after planting (Ohrui and Mitchell 1996). Another reason for the larger ΔAB_S value is related to the allometric equations. Generally, leaf and branch biomass are estimated from tree height and diameter at breast height but these biomass values are overestimated when the increments of leaf and branch biomass are inhibited due to closure of the forest canopy (Satoo and Madgwick 1982, Inagaki et al. 2020). The changes of crown length should be considered for the accurate estimation of branch and leaf biomass (Inagaki et al. 2020).

The nutrient accumulation rate based on the long-term method (ΔNB_L) was lower than that based on the short-term method (ΔNB_S) (Table 3, Fig. 2a). The $\Delta NB_L/\Delta NB_S$ ratio differed considerably between forest ecosystems but showed similar values between elements within a forest. The $\Delta NB_L/\Delta NB_S$ ratio was similar to the $\Delta AB_L/\Delta AB_S$ ratio, which suggests that the rate of aboveground biomass production is the primary factor determining the $\Delta NB_L/\Delta NB_S$ ratio. The $\Delta NB_L/\Delta NB_S$ ratio is also affected by biomass allocation and nutrient concentration in leaves and woody organs (Ando et al. 1977). In the short-term method, nutrient content was calculated for the increment of leaves and woody organs whereas in the long-term, it was calculated for the total aboveground biomass. Therefore, the contribution of stems to the aboveground biomass in the long-term method becomes greater in old forests (Fukuda et al. 2003). For example, the nitrogen concentration of biomass increment obtained using the long-term method in the Takatori site was lower than that obtained

using the short-term method because the former should have higher contribution of woody organs. This difference caused the $\Delta NB_L/\Delta NB_S$ of nitrogen to be lower than $\Delta AB_L/\Delta AB_S$. On the contrary, the $\Delta NB_L/\Delta NB_S$ of calcium in the Takatori site was larger than $\Delta AB_L/\Delta AB_S$. These results suggest lesser and greater accumulation of nitrogen and calcium in woody organs at this site, respectively.

3.2 Rock weathering rates (WT) and soil nitrogen release (SO)

The nutrient budgets based on ΔNB_L and ΔNB_S are presented in Table 4 and Table 5. WT using the long-term method (WT_L) was smaller than that using the short-term method (WT_S) (Fig. 2b). SO using the long-term method (SO_L) were smaller than those using the short-term method (SO_S) (Fig. 2b). The relationship between ln-transformed stream runoff and WT (WT_L/WT_S) and SO (SO_L/SO_S) ratios estimated using short- and long-term methods is shown in Fig. 3. In

Table 3. Accumulation rate of nutrients in tree biomass estimated using short- (ΔNB_S) and long-term methods (ΔNB_L) ($\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$)

	Oyasan	Kiryu	Kamigamo	Takatori
ΔNB_S				
K	22.5	4.5	28.3	48.3
Mg	3.8	2.4	12.9	5.8
Ca	51.2	23.6	40.3	41.6
N	33.9	8.2	36.8	23.3
ΔNB_L				
K	15.8	1.88	9.4	12.8
Mg	2.3	0.84	4.6	1.3
Ca	33.0	7.49	13.8	15.5
N	24.5	3.85	12.1	6.5
$\Delta NB_L/\Delta NB_S$				
K	0.70	0.42	0.33	0.27
Mg	0.60	0.36	0.36	0.22
Ca	0.64	0.32	0.34	0.37
N	0.72	0.47	0.33	0.28

Italic letters: data from the original references shown in Table 1.

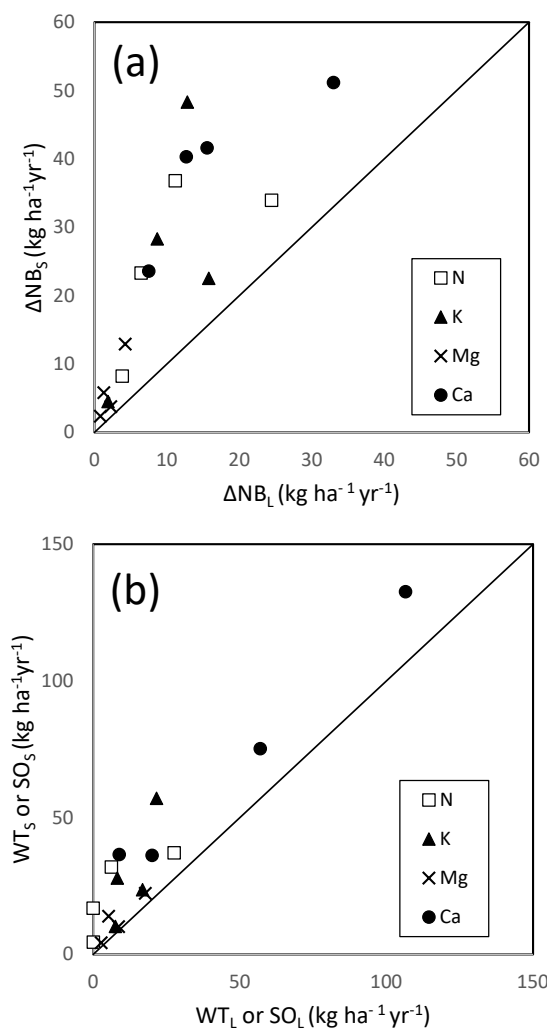


Fig. 2. Relationship between estimates of (a) nutrient accumulation in plant biomass (ΔNB), and (b) base cation weathering rate (WT) and soil nitrogen release (SO), using long- ($_L$) and short-term ($_S$) methods.

each forest, the ratio increased with increasing stream runoff ($r^2 = 0.521$, $P = 0.0016$, Fig. 3). WT and SO were calculated from nutrient accumulation in plant biomass (ΔNB), runoff by stream water (SR), and input by precipitation (PR) in Eqs (2) and (3). Therefore, some factors may have affected the ratio of estimates using short- and long-term methods. Firstly, nutrient input by precipitation was generally small in this study, and it may not have significantly affected the WT and SO estimates. Secondly, the stream runoff differs within a forest, and the difference in estimates between the two methods becomes greater in forests with lower stream runoff because

Table 5. Ratio of weathering rate ($\text{WT}_\text{L}/\text{WT}_\text{S}$) or soil nitrogen release ($\text{SO}_\text{L}/\text{SO}_\text{S}$) estimated using short- (S) and long-term (L) methods.

	Oyasan	Kiryu	Kamigamo	Takatori
K	0.71	0.74	0.32	0.38
Mg	0.85	0.64	0.40	0.80
Ca	0.76	0.56	0.27	0.80
N	0.74	0.01	0.23	0.00

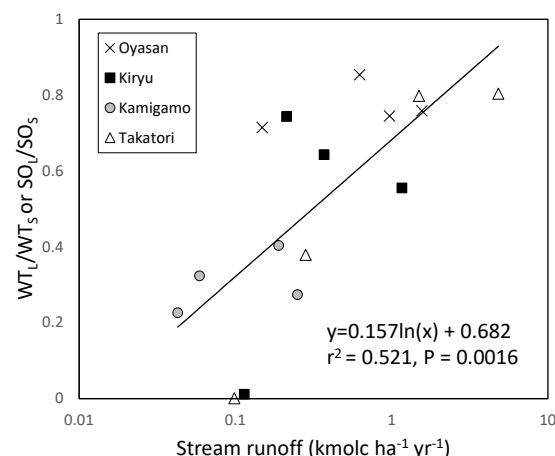


Fig. 3. Relationship between stream runoff and the ratio of estimates of rock weathering rates (WT) and soil nitrogen release (SO) using long- (L) and short-term (S) methods ($\text{WT}_\text{L}/\text{WT}_\text{S}$ or $\text{SO}_\text{L}/\text{SO}_\text{S}$). Stream runoff was sum of four nutrients and expressed in $\text{kmolc ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$.

Table 4. Input-output budget for the study sites estimated using short- and long-term methods.

Site	Short-term method				Long-term method			
	Oyasan	Kiryu	Kamigamo	Takatori	Oyasan	Kiryu	Kamigamo	Takatori
K input								
PR	4.7	2.6	2.7	2.2	4.7	2.6	2.7	2.2
LI	24.8	27.6	64.5	108.0	24.8	27.6	64.5	108.0
WT	23.6	10.2	27.9	57.1	16.9	7.6	9.0	21.6
Sum	53.1	40.4	95.1	167.3	46.4	37.8	76.2	131.8
K output								
UP	47.3	32.1	92.8	156.3	40.6	29.5	73.9	120.8
SR	5.8	8.3	2.3	11.0	5.8	8.3	2.3	11.0
Sum	53.1	40.4	95.1	167.3	46.4	37.8	76.2	131.8
Mg input								
PR	1.2	2.6	1.3	1.7	1.2	2.6	1.3	1.7
LI	5.4	6.5	10.7	11.0	5.4	6.5	10.7	11.0
WT	10.2	4.3	13.9	22.3	8.7	2.7	5.6	17.8
Sum	16.8	13.4	25.9	35.0	15.3	11.8	17.6	30.5
Mg output								
UP	9.2	8.9	23.6	16.8	7.7	7.3	14.9	12.3
SR	7.6	4.5	2.3	18.2	7.6	4.5	2.3	18.2
Sum	16.8	13.4	25.9	35.0	15.3	11.8	17.6	30.5
Ca input								
PR	7.3	10.7	8.8	5.4	7.3	10.7	8.8	5.4
LI	59.1	57.3	48.6	55.7	59.1	57.3	48.6	55.7
WT	75.2	36.2	36.5	132.6	57.0	20.1	10.0	106.5
Sum	141.6	104.2	93.9	193.7	123.4	88.1	67.4	167.6
Ca output								
UP	110.3	80.9	88.9	97.3	92.1	64.8	62.4	71.2
SR	31.3	23.3	5.0	96.4	31.3	23.3	5.0	96.4
Sum	141.6	104.2	93.9	193.7	123.4	88.1	67.4	167.6
N input								
PR	10.4	5.4	5.5	7.8	10.4	5.4	5.5	7.8
LI	37.8	25.4	43.2	67.6	37.8	25.4	43.2	67.6
SO	37.1	4.4	36.8	16.9	27.7	0.1	7.2	0.0
Sum	85.3	35.3	85.5	92.3	75.9	30.9	55.9	75.4
N output								
UP	71.7	33.7	84.9	90.9	62.3	29.3	55.3	74.0
SR	13.6	1.6	0.6	1.4	13.6	1.6	0.6	1.4
Sum	85.3	35.3	85.5	92.3	75.9	30.9	55.9	75.4

Italic letters: data from the original references shown in Table 1.

the contribution of ΔNB to the WT and SO estimates becomes greater. Nitrogen loss from stream water is generally low and the estimates of nitrogen release can vary more depending on the methods than on other elements. In the present study, the exception was the nitrogen-saturated Oyasan site, where the nutrient runoff was higher than that of potassium. Finally, the difference in ΔNB between the methods affected $\text{WT}_\text{L}/\text{WT}_\text{S}$ and $\text{SO}_\text{L}/\text{SO}_\text{S}$. As previously mentioned, the stem contribution to aboveground production as well as nutrient concentration in different organs can affect the estimates of ΔNB .

In conclusion, the estimation of WT and SO using the two methods can vary greatly in nutrient-limited forests. Using the short-term method for estimating WT and SO is problematic as it can overestimate nutrient availability in nutrient-limited forests. In contrast, WT and SO from the long-term methods are useful for the evaluation of soil sustainability although the rate of nutrient accumulation in tree biomass is assumed to be constant. The calculation of rock weathering rate from the nutrient budget also assumes the constant rate of fluxes (Van Breemen et al. 1984). Therefore, the assumption of steady state should be satisfied for applying the method. In other words, the method cannot be applied for non-steady state ecosystems affected by severe disturbances. The results of this study are based on the published studies and the method of these studies would be different to some extent. This is the limitation of this study and further studies are required in the future.

From the following section, the estimation of WT and SO using the long-term method is discussed. The sum WTL of calcium, magnesium, and potassium in Oyasan, Kiryu, Kamigamo, and Takatori was 4.0, 1.4, 1.2, and 7.3 $\text{kmolc ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$, respectively. The weathering rates of base cations in 24 forest ecosystems worldwide ranged from 0.66 to 14.50 $\text{kmolc ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ and in Japanese forests ranged from 4.97 to 7.64 $\text{kmolc ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ (Tokuchi and Ohte 1998). The weathering rates from the present study do not include sodium. The sodium weathering rates in Oyasan, Kiryu, and Takatori were 1.2, 2.0, and 2.6 $\text{kmolc ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$, respectively (Ohrui and Mithcell 1996, Asano et al. 2000, Inagaki et al. 2019). When the weathering of sodium is included, the weathering rates of base cations in this study are in a similar range to those reported by Tokuchi and Ohte (1998). Sodium accumulation in plant biomass is not usually evaluated because sodium is not considered as a nutrient, however, it can affect the estimation of weathering rates.

At the Kiryu and Takatori sites, SO_L was close to zero. The calculation used in this study does not consider biological nitrogen fixation, dry deposition, or denitrification but the results suggest that the sum of these inputs and outputs is close to zero. At the Kamigamo site, SO_L was 7.2 $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$. In the

calculation of nutrient budgets of the study (Table 4), difference between throughfall and bulk precipitation is considered as litter fraction derived from leaching from the canopy. However, the fraction can include nitrogen input by dry deposition. If we assume canopy leaching of nitrogen is negligible, dry deposition of the Kamigamo site is 3.5 $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ (Iwatsubo 1976). The SO_L considering this dry deposition rate is estimated as 3.7 $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$. There was some uncertainty about forest age at the Kamigamo site (see Materials and Methods). The estimation of forest age in this study is based on the duration of protection and the regeneration of the vegetation could have possibly started earlier. These uncertainties may have resulted in an overestimate of SO_L at the Kamigamo site to some extent. In summary, PR, SR, and SO_L in the Kiryu, Kamigamo, and Takatori sites were low, which implies that nitrogen cycling in these forests is tight and closed.

At the Oyasan site, SO_L was 27.7 $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$. Nitrogen fertilizer (585 kg N ha^{-1}) was applied for 18 years after planting. Measurement of nitrogen runoff started four years after planting in the study forest and was also conducted in the adjacent non-fertilized middle-aged forest (Fig. 4, Urakawa et al. 2012). The difference in nitrogen runoff between the study site and the middle-aged forest from ages 5 to 18 years was 74.4 kg ha^{-1} . The amount of nitrogen applied during the period was 454 kg ha^{-1} and approximately 16% of the applied nitrogen was lost via stream water. This result suggests that much of the applied nitrogen remained in the soil. Wakamatsu et al. (2001) investigated the fate of ^{15}N tracer in a Japanese cedar forest. After one year, 60% of the added nitrogen remained in the soil whereas only 8% leached from the rooting zone. ^{15}N tracer experiments in many forest ecosystems have shown that soil is a major sink of added ^{15}N (Tietema and Wright 1998, Nadelhoffer et al. 1999). These findings suggest that a large part of the nitrogen remained in the Oyasan site and the major source of SO_L was nitrogen fertilizer. In the study, some processes were not considered, such as dry deposition,

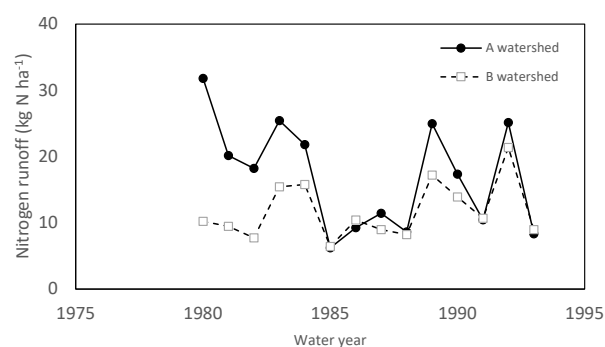


Fig. 4. Annual variation in nitrogen runoff from stream water in a young forest (A watershed) and a middle-aged forest (B watershed) at the Oyasan site (Urakawa et al. 2012).

biological nitrogen fixation, and denitrification. The input from dry deposition was $2.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Ohrui and Mitchell 1996) and the rate of denitrification was $19.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (Fang et al. 2015). Biological nitrogen fixation was not measured but a study conducted in a Japanese cedar forest revealed substantial nitrogen fixation activity ($2.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) due to non-symbiotic nitrogen fixation in the leaf litter (Nioh and Haruta 1986, Yamanaka et al. 2011). Because denitrification is substantial, the sum of these processes would give a net loss of nitrogen. In this situation, SO_L considering these processes would have a greater value.

A comparison of the four forests revealed that SO_L was very low in the three nitrogen-limited forests and was substantial at the nitrogen-saturated Oyasan site. Usually the degree of nitrogen saturation is evaluated by comparing nitrogen input from precipitation and output via stream water (Aber et al. 1989). The method used here is also useful for evaluating the input-output balance. If soil nitrogen release is substantial, it implies that nitrogen is decreasing in the forest ecosystem. In this situation, the forest is considered to be in a nitrogen-saturated state.

3.3. Choice of method for calculating nutrient budgets

Based on the findings of the study, we recommend that ΔNB is determined using the long-term method. This method is simple because it requires a one-time measurement. The method assumes steady state, and cannot be applied to non-steady state ecosystems affected by severe disturbances. It is important to choose a proper allometric equation for estimating branch or leaf biomass. An allometric equation based on the pipe model is applicable for diverse forests (Inagaki et al. 2020). For the calculation of ΔNB , plant samples should be collected and the nutrient concentration of leaves, branches, and stems should be measured.

The short-term method is more common and widely used. The results of this study indicate that estimations of biomass production can vary considerably due to the difficulties of estimating tree death. To avoid this problem, it is recommended that long-term tree censuses should be conducted over a wide area. Another finding of the study is that the weathering rates based on the short-term method were higher in nutrient-limited forests. This is problematic for evaluating soil sustainability in nutrient-limited forests. It is recommended that the long-term method is also used to calculate weathering rates when the short-term method is used.

Acknowledgements

This work was supported in part by a Strategic International Collaborative Research Program (SICORP) (JPMJSC19C3) from Japan Society for the Promotion of Science and by

a Grant-in-Aid for Scientific Research (No. 17K07840, 20H03034) from Japan Society for the Promotion of Science.

References

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P. and Melillo, J.M. (1989) Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39, 378–386.
- Ando, T., Chiba, K., Nishimura, T. and Tanimoto, T. (1977) Temperate fir and hemlock forest in Shikoku. In: Shidei, T and Kira, T. (eds.) *Primary productivity of Japanese forests: Productivity of terrestrial communities JIBP Synthesis 16*. University of Tokyo Press, Tokyo, pp. 213–245.
- Asano, Y., Ohte, N., Uchida, T. and Katsuyama, M. (2000) Evaluation of the effects of forest vegetation on acid buffering processes in term of the proton budget. *J. Jpn. For. Soc.* 82, 20–27 (in Japanese with English summary).
- Asano, Y. and Uchida, T. (2005) Quantifying the role of forest soil and bedrock in the acid neutralization of surface water in steep hillslopes. *Environ. Poll.* 133, 467–480.
- Fang, Y., Koba, K., Makabe, A., Takahashi, C., Zhu, W., Hayashi, T., Hokari, A., Urakawa, R., Bai, E., Houlton, B., Xi, D., Zhang, S., Matsushita, K., Tu, Y., Liu, D., Zhu, F., Wang, Z., Zhou, G., Chen, D., Makita, T., Toda, H., Liu, X., Chen, Q., Zhang, D., Li, Y. and Yoh, M. (2015) Microbial denitrification dominates nitrate losses from forest ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 1470–1474.
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C. and Kosaki, T. (2008) Contribution of different proton sources to pedogenetic soil acidification in forested ecosystems in Japan. *Geoderma* 144, 478–490.
- Fukuda, M., Ichara, T. and Matsumoto, M. (2003) Carbon stock estimates for sugi and hinoki forests in Japan. *For. Ecol. Manage.* 184, 1–16.
- Inagaki, Y., Nakanishi, A. and Fukata, H. (2011) Soil properties and nitrogen utilization of hinoki cypress as affected by strong thinning under different climatic conditions in the Shikoku and Kinki districts in Japan. *J. For. Res.* 16, 405–413.
- Inagaki, Y., Nakanishi, A. and Tange, T. (2020) A simple method for leaf and branch biomass estimation in Japanese cedar plantations. *Trees-Struct. Funct.* 34, 349–356.
- Inagaki, Y., Sakai, H., Noguchi, K., Morishita, T. and Fujii, K. (2019) The proton budget of a fir forest ecosystem in Takatori in the Shimanto River Basin. *Appl. For. Sci.* 28, 1–10 (in Japanese with English summary).
- Inagaki, Y., Sakai, H., Urakawa, R. and Shibata, H. (2017) Soil properties of a Japanese cedar plantation and a fir natural forest in Takatori. *Ann. Rep. Shikoku Res. Cent., For. For.*

- Prod. Res. Inst. 58, 18–25 (in Japanese).
- Iwatsubo, G. (1976) Circulation of plant nutrients in forest ecosystems: On the role of rain water in the circulation. In: Kato, T., Nakano, S. and Umesao, T. (eds.) Mountains, Forests and Ecology, A collection of papers to commemorate seventieth birthday of Dr Kinji Imanishi. Chuo-Koron-Sha, Tokyo, pp. 313–360.
- Masaki, T., Kitagawa, R., Nakashizuka, T., Shibata, M. and Tanaka, H. (2021) Interspecific variation in mortality and growth and changes in their relationship with size class in an old-growth temperate forest. *Ecol. Evol.* 11, 8869–8881.
- Mitchell, M.J., Iwatsubo, G., Ohri, K. and Nakagawa, Y. (1997) Nitrogen saturation in Japanese forests: an evaluation. *For. Ecol. Manage.* 97, 39–51.
- Nadelhoffer, K.J., Emmett, B.A., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Schleppi, P., Tietema, A. and Wright, R.F. (1999) Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. *Nature* 398, 145–148.
- Nakanishi, A., Inagaki, Y., Osawa, N., Shibata, S. and Hirata, K. (2009) Effects of patch cutting on leaf nitrogen nutrition in hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endlicher) at different elevations along a slope in Japan. *J. For. Res.* 14, 388–393.
- Nioh, I. and Haruta, Y. (1986) Estimation of the amount of symbiotically fixed nitrogen in the leaf litter of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). *J. Jpn. For. Soc.* 68, 314–319.
- Nishimura, T. (1973) Movement of nutrients in a small mountainous and forested watershed. *Jpn. J. For. Soc.* 55, 323–333 (in Japanese with English summary).
- Ohri, K. and Mitchell, M. (1996) Elemental dynamics of a Japanese watershed with sugi (*Cryptomeria japonica*) and hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) plantations. *Can. J. For. Res.* 26, 2160–2169.
- Satoo, T. and Madgwick, H. (1982) Forest Biomass. Dr W Junk Publisher, The Hague.
- Tietema, A., Emmett, B.A., Gundersen, P., Kjonaas, O.J. and Koopmans, C.J. (1998) The fate of ^{15}N labelled nitrogen deposition in coniferous ecosystems. *For. Ecol. Manage.* 101, 19–27.
- Tokuchi, N. and Ohte, N. (1998) H^+ budget in the forest ecosystems. *Jpn. J. Ecol.* 48, 287–296 (in Japanese with English summary).
- Tsutsumi, T. (1977) Storage and cycling of mineral nutrients. In: Shidei, T. and Kira, T. (eds.), Primary productivity of Japanese forests: Productivity of terrestrial communities. JIBP Synthesis 16. University of Tokyo Press, Tokyo, pp. 140–162.
- Urakawa, R., Ohte, N., Shibata, H., Tateno, R., Hishi, T., Fukushima, K., Inagaki, Y., Hirai, K., Oda, T., Oyanagi, N., Nakata, M., Toda, H., Kenta, T., Fukuzawa, K., Watanabe, T., Tokuchi, N., Nakaji, T., Saigusa, N., Yamao, Y., Nakanishi, A., Enoki, T., Ugawa, S., Hayakawa, A., Kotani, A., Kuroiwa, M. and Isobe, K. (2015) Biogeochemical nitrogen properties of forest soils in the Japanese archipelago. *Ecol. Res.* 30, 1–2.
- Urakawa, R., Toda, H., Haibara, K. and Aiba, Y. (2012) Long-term hydrochemical monitoring in an Oyasan Experimental Forest Watershed comprised of two small forested watersheds of Japanese cedar and Japanese cypress. *Ecol. Res.* 27, 245–245.
- Van Breemen, N., Driscoll, C.T. and Mulder, J. (1984) Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307, 599–604.
- Wakamatsu, T., Sato, K., Takahashi, A., Kuboi, T., Shibata, H. and Konohira, E. (2005) Allocation of added ^{15}N isotope in a central Japanese forest receiving high nitrogen deposition. In: Proceedings of the 3rd international nitrogen conference. Science Press USA, Beijing, pp. 665–671.
- Watmough, S., Aherne, J., Alewell, C., Arp, P., Bailey, S., Clair, T., Dillon, P., Duchesne, L., Eimers, C., Fernandez, I., Foster, N., Larssen, T., Miller, E., Mitchell, M. and Page, S. (2005) Sulphate, nitrogen and base cation budgets at 21 forested catchments in Canada, the United States and Europe. *Environ. Monitor. Assess.* 109, 1–36.
- White, A. and Blum, A. (1995) Effects of climate on chemical-weathering in watersheds. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59, 1729–1747.
- Yamanaka, T., Hirai, K., Aizawa, S., Yoshinaga, S. and Takahashi, M. (2011) Nitrogen-fixing activity in decomposing litter of three tree species at a watershed in eastern Japan. *J. For. Res.* 16, 1–7.
- Yasuda, Y. (2010) Restoration of greenery and changes of sediment outflow after implementation of hillside works at the Tanakami-yama district. *J. Jpn. Soc. Eros. Contr. Engineer.* 63, 44–50 (in Japanese).
- Yoshinaga, S., Inagaki, Y., Yamada, T., Miura, S., Shimizu, A., Shimizu, T., Ogawa, Y. and Miyabuchi, Y. (2011) Streamwater chemistry at the Sakurakawa Experimental Watershed. *Bull. For. Prod. Res. Inst.* 10, 147–161 (in Japanese with English summary).

長期的と短期的な手法に基づく4つの日本の森林における養分収支

稲垣 善之^{1)*}、藤井 一至²⁾、浦川 梨恵子³⁾

要旨

森林生態系の物質収支を明らかにする際に樹木の養分蓄積速度を推定することが重要であり、適切な推定手法を選択することが必要である。本研究では日本の4つの森林（大谷山、上賀茂、桐生、鷹取）において養分循環を比較し、2通りの手法で樹木の養分蓄積速度を推定した。短期的な手法では数年間の2つの時期における樹木の養分含有量を算出するのに対して、長期的手法ではある時期の養分含有量を林齢で割って算出する。長期的手法による樹木の養分蓄積速度は短期的手法による推定よりも低い値を示した。長期的手法によるカリウム、マグネシウム、カルシウムの風化速度は短期的手法よりも低い値を示した。養分が乏しい森林では、短期的手法による風化速度は高く過大であった。土壌窒素放出速度は長期的手法で短期的手法よりも小さく、窒素制限の森林では短期的手法による推定が過大であった。これらをまとめると、長期的手法による風化速度と窒素放出速度は樹木の養分蓄積速度が一定であることを仮定するものの、森林生態系の養分の持続可能性を評価する際には有益であった。

キーワード：塩基性カチオン、窒素、養分循環、溪流からの流出、風化

原稿受付：令和3年10月22日 原稿受理：令和4年4月19日

1) 森林総合研究所 四国支所

2) 森林総合研究所 立地環境研究領域

3) アジア大気汚染研究センター

* 森林総合研究所 四国支所 〒780-8077 高知県高知市朝倉西町2-915

短 報 (Short communication)

菌根菌食性昆虫ムネアカセンチコガネとアカマダラセンチコガネのスギ林における季節的消長

楨原 寛¹⁾、滝 久智²⁾、明間 民央^{3)*}、日暮 卓志⁴⁾

要旨

アーバスキュラー菌根菌子実体を食べる甲虫2種、ムネアカセンチコガネとアカマダラセンチコガネの季節的消長を観察した。茨城県かすみがうら市の森林総合研究所千代田試験地のスギ林地表にフライトインターセプトトラップを設置して両種を捕獲したところ、春から秋に捕獲され、初夏に捕獲ピークがあった。ムネアカセンチコガネの捕獲はどの季節でもほぼ雌雄同数であったが、アカマダラセンチコガネは初夏に雌が多く捕獲された。本報は両種がスギ林内で捕獲されることを明らかにした最初の記録である。

キーワード：菌食性コガネムシ類、季節的消長、スギ林、アーバスキュラー菌根菌、衝突板トラップ

はじめに

ムネアカセンチコガネ *Bolbocerosoma nigroplagiatum* (Waterhouse) (ムネアカセンチコガネ科 Bolboceratidae、以後ムネアカと略す) とアカマダラセンチコガネ *Nothochodaeus maculatus* (Waterhouse) (アカマダラセンチコガネ科 Ochodaeidae、以後アカマダラと略す) は、コガネムシ類の食糞群とされ、糞食性と考えられてきた (和田 1984)。しかし、オーストラリア産のムネアカセンチコガネ類数種が、地下生菌として産することが知られている (Gerde mann and Trappe 1974) アーバスキュラー菌根 (以後 AM) 菌子実体の専食者であることが明らかになった (Houston and Bougher 2010)。ムネアカは北海道、本州、四国、九州、屋久島に、アカマダラは本州、四国、九州に分布し、いずれも比較的希少とされており (千葉県レッドデータブック改訂委員会 2011)、野外生態や詳細な発生消長については不明な点が多い (川井ら 2005)。なお、千葉県レッドデータブックにはムネアカが糞食性であることを示唆する記述があるが、ムネアカおよびアカマダラが AM 菌の子実体を食べることは日暮ら (2019) によって確認されている。

ムネアカの生息環境としては、これまで開けた草原の芝地 (岡島・荒谷 2012) や公園の芝生、ゴルフ場、放牧地 (川井ら 2005) などの開けた環境が知られている。アカマダラは日中にハエのように飛翔する個体の観察例が多く、観察された環境は雑木林の開けた草地 (岡島・荒谷 2012) および林内の日当たりのよい開けた場所、伐採地、林縁部 (川井ら 2005) である。両種は開けた草地に生息

すると考えられてきたが、これはスウィーピング法による採集に適した環境でもあり、サンプリングバイアスが存在するかも知れない。草地の植物を含む陸上植物の大部分が AM 菌と共生しており (Brundrett 2009)、野草や放牧地の植物にも AM 菌が広く共生している (小島ら 2000) 一方、主に人工林として本州以南に広く分布するスギも AM 菌と共生することが知られている (畑ら 2018) ため、大型子実体形成性の種がスギ林に分布していても矛盾はない。一方、これまでスギ林内でムネアカ及びアカマダラが採集された報告はない。生息環境を規定するのがエサ資源すなわち AM 菌の子実体だとすると、両種は採集されていないだけで森林内にも生息している可能性がある。

季節的消長については、ムネアカが5～11月、アカマダラは4～10月とされている (川井ら 2005) が、これは偶発的または意図的な採集による知見の蓄積であり、特定の方法で継続的に調査された報告はない。そのため、両種の真の季節的消長は未だ明らかではない。

本研究では、2017年に森林総合研究所千代田試験地のスギ林内でムネアカが捕獲されたことを受け、採集機会によるバイアスを排除して菌食性コガネムシ類の季節的消長を明らかにするために、2018、2019年に同一のスギ林内で継続的な調査を実施した。2017年の結果と併せて、3年間の調査結果について報告する。

調査地と方法

2018年および2019年に、茨城県南部のかすみがうら

原稿受付：令和3年12月3日 原稿受理：令和4年1月14日

1) 元 森林総合研究所

2) 森林総合研究所 森林昆虫研究領域 (現所属) 森林総合研究所 生物多様性・気候変動研究拠点

3) 森林総合研究所 きのこ・森林微生物研究領域

4) コガネムシ研究会

* 森林総合研究所 きのこ・森林微生物研究領域 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

市上志筑にある森林総合研究所千代田試験地 (36°11'N, 140°13'E, 標高 31m) 内の、約 20 年生のスギ (*Cryptomeria japonica*) 林にて両種の採集を行った。2017 年には同所に別の目的で同じトラップを設置していた。土壌は第四紀後期更新世に形成された堆積岩上に堆積した関東ローム層である。周囲の環境は、谷沿いの低地は主に水田で、台地上に人家と畑、果樹園と広葉樹二次林があり、傾斜地はスギを主とする針広混交林である。

試験地内には Table 1 に点線で囲って示したスギ林の他に、マツ類やヒノキ、コナラなどの林分および苗畑があり、多様な樹木が植栽されている。調査した林分はおよそ 40×40m の面積で、台風で風倒木が発生して林冠が疎開したため、通常のスギ林より立木密度が低く、林床が明るく下層植生も多い。

調査に使用したのは、飛翔中の昆虫が透明プラスチックの衝突板に当たって落ちることを利用したフライトインターセプトトラップ (Flight Interception Trap、以下 FIT と略す) で、衝突板として十文字に組んだ透明の亚克力板を用い、白色プラスチック製の 22×30 cm、深さ 7 cm のバットにプロピレングリコールを 500 ml 入れたものに

載せた。雨がトラップに入るのを防ぐため、全体を覆うように透明のビニール傘を地面に固定した (Photo 1)。これを 6 基、スギ林内の地上にスギの株元を避けて、できるだけ等間隔になるよう 5m 前後の間隔で設置した。なお、調査地内には昆虫を誘引するような動物の死骸はなかった。2017 年は 9 月 1 日に設置し、10 月 2 日にトラップ内の昆虫を回収した。2018 年は 4 月 24 日に設置し、概ね 1 ヶ月おきに昆虫を回収して再設置した。回収日は 5 月 24 日、6 月 25 日、7 月 25 日、8 月 31 日、10 月 3 日、10 月 31 日、11 月 20 日である。2019 年も同様で、5 月 2 日に設置し、6 月 4 日、7 月 2 日、8 月 12 日、9 月 25 日に回収再設置した。2019 年 10 月以降は令和元年東日本台風をはじめとする台風災害のためサンプルが得られなかった。採集した昆虫の回収は台所三角コーナー用のろ紙を用いて現場で行った。バットの内容物から落枝落葉などのゴミを除いて残りをろ紙に通し、プロピレングリコールは容器で受けて FIT のバットに戻した。昆虫の入ったろ紙はつくば市の森林総合研究所に持ち帰り、その日の内に両種を取り出した後、針刺し標本にして保存した (Photo 2)。

結果と考察

Table 1 にムネアカおよびアカマダラの捕獲結果を示した。これまで両種ともスギ林内での観察例は報告されておらず、本報告は、両種がスギ林内で捕獲された初めての記録である。FIT という受動的方法で多数捕獲されていることから、これまでスギ林での観察例や捕獲例がなかったことは、観察しやすい開放地だけで調査が行われてきたためではないかと推察される。網羅的な観察を行えば、比較的希少な種であるという認識自体が変化する可能性がある。

ムネアカおよびアカマダラの発生時期については、既往の研究では両種ともに春から秋までとされている (川井ら 2005, 岡島・荒谷 2012)。本研究の結果も同様であった。2018、2019 年における両種の捕獲頭数のピークは、数が少なかったアカマダラの雄を除くと、両種とも初夏であった。2018 年の調査では、ムネアカは 5 月 24 日から 11 月 20 日まで連続して捕獲されたのに対し、アカマダラは 10 月 3 日以降捕獲されなかった。ムネアカの季節



Fig. 1. 千代田試験地の概略図 (原図は森林総研実験林室提供)、スギ林分とトラップの位置
Diagrammatic illustration of Chiyoda nursery of FFPRI. Dotted frame: *Cryptomeria japonica* stand, ★: FIT.



Photo 1. Flight Interception Trap (FIT)



Photo 2. ムネアカセンチコガネ *Bolbocerosoma nigroplagiatum* ♂ (左) およびアカマダラセンチコガネ *Nothochodaeus maculatus* ♂ (右)

Table 1. ムネアカセンチコガネ *Bolbocerosoma nigroplagiatum* とアカマダラセンチコガネ *Nothochodaeus maculatus* の雌雄別・捕獲期間別の捕獲頭数、FIT 6 基の合計
Numbers of *B. nigroplagiatum* and *N. maculatus* captured in the FITs on the forest floor of Japanese cedar.

			<i>B. nigroplagiatum</i>			<i>N. maculatus</i>		
	trap set	retrieved	male	female	total	male	female	total
2017	1, Sep.	2, Oct.	6	4	10	7	3	10
2018	24, Apr.	24, May	1	2	3	2	1	3
	24, May	25, June	8	6	14	0	9	9
	25, June	25, July	12	11	23	0	5	5
	25, July	31, Aug.	4	0	4	1	0	1
	31, Aug.	3, Oct.	2	0	2	0	1	1
	3, Oct.	31, Oct	1	1	2	0	0	0
	31, Oct	20, Nov.	0	1	1	0	0	0
	total		28	21	49	3	16	19
2019	2, May	4, June	3	4	7	2	8	10
	4, June	2, July	4	7	11	1	13	14
	2, July	12, Aug.	20	11	31	1	0	1
	12, Aug.	25, Sep.	8	3	11	0	0	0
	total		35	25	60	4	21	25

的消長に雌雄間の違いはみられなかった。川井ら (2005) によるとムネアカの発生は 5 ~ 11 月、アカマダラは 4 ~ 10 月とされていて、アカマダラの発生が早く終わるとされている。本研究で得られた結果も同様で、2018 年の調査でムネアカは 11 月 20 日まで捕獲されていたのに対し、アカマダラは 10 月 2 日に捕獲されたのが最後であった。

年間を通しての発生消長の報告は愛好家による観察記録 (芳賀 1994, 木内 2001, 稲垣 2002, 2004, 池田 2004, 三村 2009) が主で、特定の方法を継続して用いた調査報告はないため、今回得られた結果は初の本格的な発生消長の報告である。

捕獲個体の性比を見ると、ムネアカではどの時期にも雌雄の捕獲個体数に大きな違いは認められなかった。しかしアカマダラは 2017 年を除くと明確に雌が多かった (二項検定、 $p=0.01$)。アカマダラの雄については、2018 年と 2019 年には同種の雌の発生のピークである初夏にはほとんど捕獲されなかったが、2017 年には捕獲されている。なぜ傾向が異なったかは不明である。

2018 年の 8 月 31 日から 10 月 3 日の捕獲では両種ともほとんど捕獲されなかったが、2017 年には同時期に多数捕獲されていた。2018 年 9 月には風台風タイプの台風 21 号、24 号が近くを通過した (総務省 2019) ため、いったんは FIT に捕獲された両種が保存液ごと吹き飛ばされて回収されなかった可能性もあり、発生が少なかったとは言いきれない。

季節的消長は、ムネアカは 7 月頃にピークを持ち秋にも発生が続く裾を引いた単峰型のようだが、秋のデータが不十分なため、2 山型の秋のピークを捉え切れていない可能性もある。アカマダラについても同様で、ムネアカよりピークが早い 1 山型となったが、2017 年には秋に捕獲されているため、ムネアカと同様に 2 山型である可能性が否定できない。和田 (1984) の報告は灯火採集と巣穴内成虫採集を分けていないため本研究の結果と単純に

は比較できないが、やはりムネアカの発生は初夏と秋の 2 山型としている。本当に 2 山型の季節的消長であるか、また本当にアカマダラの雄は少ないのかを明らかにするため、今後さらなる調査と検討が必要である。

AM 菌の子実体がこれまでほぼ知られていなかったのは、ムネアカやアカマダラと同様に、適切な調査が行われていなかったからかも知れない。*Glomus* 属が肉眼的子実体を形成すること自体は古くから知られており (Gerdemann and Trappe 1974)、最近も Redecker ら (2007) が直径 1cm を超える子実体を形成する種群について報告している。しかし、一般的な地下生菌子実体の探索方法 (佐々木ら 2016) では主に地表近くを調べるので、地下深くに子実体を形成する種は発見されにくい。Houston and Bougher (2010) によりムネアカ近縁種の昆虫が飛翔して AM 菌子実体を運搬することと、AM 菌子実体の専食者であることが知られるようになるまでは、AM 菌の子実体が発見されるのはまれな事例と考えられていた。日本のムネアカも同様に AM 菌を持って飛翔し餌にする生態を持っていると考えられる (日暮ら 2019)。人間には認知できない環境に形成される AM 菌子実体を、専食者のムネアカ・アカマダラが利用し散布していたのかも知れない。季節的消長とともにムネアカ・アカマダラの食性についてもさらなる調査が必要である。

謝 辞

本報告をまとめるにあたり、千代田試験地での調査に協力していただいた森林総合研究所の苗畑関係者に、厚くお礼を申し上げる。

引用文献

- Brundrett, M. C. (2009) Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting

- information and developing reliable means of diagnosis. *Plant Soil*, 320, 37–77.
- 千葉県レッドデータブック改訂委員会 (2011) 千葉県の保護上重要な野生生物：千葉県レッドデータブック，千葉県環境生活部自然保護課，538pp.
- Gerdemann, J. W. and Trappe, J. M. (1974) The Endogonaceae in the Pacific Northwest. *Mycologia Memoir No. 5*, The New York Botanical Garden, New York, 76pp.
- 芳賀 馨 (1994) 茨城県つくば市におけるムネアカセンチコガネの発生時期について. *甲虫ニュース*, 108, p7–8.
- 畑 邦彦・木本 遼太郎・曾根 晃一 (2018) スギ成木および実生におけるアーバスキュラー菌根菌の感染率の季節変化. *日林誌*, 100, 3–7.
- 日暮 卓志・棚橋 薫彦・奥山 雄大 (2019) アーバスキュラー菌根菌胞子果を食べるコガネムシ類の発見とその生態. *日本生態学会第 66 回全国大会講演要旨 W03-2*.
- Houston, T. F. and Bougher, N. L. (2010) Records of hypogeous mycorrhizal fungi in the diet of some Western Australian bolboceratine beetles (Coleoptera: Geotrupidae, Bolboceratinae). *Aust. J. Ent.*, 49, 49–55.
- 池田 正清 (2004) 神奈川県における糞虫の季節消長. *鯉角通信*, 9, p35–43.
- 稲垣 政志 (2002) FIT に落ちた鈴鹿山脈の糞虫～1 年間の経時的調査結果～. *鯉角通信*, 5, 29–34.
- 稲垣 政志 (2004) 三重県南部地域の食糞性コガネムシ類の季節推移について. *鯉角通信*, 9, 25–34.
- 川井 信矢・堀 繁久・河原 正和・稲垣 政志編 (2005) 日本産コガネムシ上科図説，第 1 巻食糞群．六本脚，189pp.
- 木内 信 (2001) 茨城県つくば市におけるムネアカセンチコガネの発生消長. *昆虫と自然*, 36 (13), 33–35.
- 小島 知子・林 治雄・斎藤 雅典 (2000) アーバスキュラー菌根菌の野草への感染とその形態. *日本草地学会誌*, 46 号別巻, 184–185.
- 三村 義友 (2009) 大分県別府市におけるアカマダラセンチコガネ発生消長. *鯉角通信*, 19, p19–24.
- 岡島 秀治・荒谷 邦雄 (2012) 日本産コガネムシ上科標準図鑑，学研，443 pp.
- 佐々木 廣海・木下 晃彦・奈良 一秀 (2016) 地下生菌識別図鑑，誠文堂新光社，p 30–39.
- 総務省 (2019) 消防白書，第 1 章第 5 節，p118–121.
- Redecker, D., Raab, P., Oehl, F., Camacho, F. J. and Courtecuisse, R. (2007) A novel clade of sporocarp-forming species of glomeromycotan fungi in the Diversisporales lineage. *Mycol Prog*, 6, 35–44.
- 和田 薫 (1984) ムネアカセンチコガネの生態について. *昆虫学評論*, 39(1), 95–100.

**Seasonal occurrences of two mycophagous beetles,
Bolbocerosoma nigroplagiatum and *Nothochodaeus maculatus*
(Coleoptera: Bolboceratidae and Ochodaeidae),
feeding on arbuscular mycorrhizal fungal sporocarps
in a stand of *Cryptomeria japonica*.**

Hiroshi MAKIHARA¹⁾, Hisatomo TAKI²⁾, Tamio AKEMA^{3)*} and Takashi HIGURASHI⁴⁾

Abstract

Seasonal occurrences of two mycophagous beetles, *Bolbocerosoma nigroplagiatum* (Bolboceratidae) and *Nothochodaeus maculatus* (Ochodaeidae), which are known to feed on the sporocarps of arbuscular mycorrhizal fungi, were observed. We set flight intercept traps on the ground in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) stand in Chiyoda experimental station of Forestry and Forest Products Research Institute, located in Kasumigaura, Ibaraki. Both species were collected from spring to autumn and the collection reached a peak in early summer. On *B. nigroplagiatum* both male and female were collected similarly in all seasons but on *N. maculatus* the female was apparently collected more frequently than males. This is the first record for both species collected in the Japanese cedar stand.

Key words : mycophagous beetle, annual occurrence, *Cryptomeria japonica*, arbuscular mycorrhizal fungi, flight interception trap

Received 3 December 2021, Accepted 14 January 2022

1) Department of Forest Entomology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Entomology, FFPRI (Current) Center for Biodiversity and Climate Change, FFPRI

3) Department of Mushroom Science and Forest Microbiology, FFPRI

4) The Japanese Society of Scarabaeoidology, Oyaru 347, Yachimata, Chiba 289-1134, JAPAN

* E-mail: AKEMA.Tamio@ffpri.affrc.go.jp

短 報 (Short communication)

北海道の針広混交林における択伐後の更新補助作業の効果

伊東 宏樹^{1)*}、倉本 恵生²⁾、石橋 聡¹⁾、山寄 孝一³⁾、谷村 亮⁴⁾

要旨

択伐後の更新補助作業として小面積樹冠下地がきおよび人工根返しを実施した北海道の針広混交林において、作業実施後 10 年目における稚樹の更新状況を統計モデリングにより検証した。更新可能と判断された稚樹が存在する確率におよぼす両者の効果は正、すなわち更新可能稚樹の存在確率を高くすると推測された。シカ柵は 90% 程度の確率で下層植生の植生高を高くする効果を持つと推定されたが、これを経由した間接効果を含めても、総合的にはシカ防護柵は更新可能稚樹の存在確率を高くすると推定された。また、ウダイカンバは、小面積樹冠下地がき・人工根返しのいずれによっても定着が促進されることが示唆された。

キーワード：地がき、根返し、下層植生、ササ、シカ防護柵、統計モデリング

はじめに

北海道の針広混交林においては択伐施業が広く実施されてきた(渡邊 2003, 石橋 2015)。しかし、択伐跡でササが繁茂し(阿部ら 2013)、更新がうまくいかなかった例が多いことが指摘されている(倉本ら 2011, 2012, 石橋 2015)。択伐後の更新の確実性を高めるためには、ササを取り除く地表処理が効果的であるとされ、具体的な手法としては地がき(「地はぎ」、「かき起こし」などともいう)がよく用いられる。地がきは、重機を使用して表土をはぎ取り、ササの根茎などを取り除くというもので、更新の成功率が比較的高いとされる(伊藤ら 2018)。ただし、大面積の無立木地における地がきでは、カンバ類(ダケカンバ・シラカンバ・ウダイカンバ、なかでもとくにダケカンバ)のみが優占する 경우가多く、更新樹種の種多様度が低くなり、天然林がもつべき多様性保全機能が低下するといった問題が指摘されている(梅木 2003, 伊藤ら 2018)。

択伐後に確実な更新を図りつつ、カンバ類の優占を避けるような更新補助作業として、倉本ら(2011, 2012)は、小面積樹冠下地がきおよび人工根返しという 2 種類の地表処理の試験を実施した。後者の人工根返しとは、人工的に伐根を転倒させ、風倒による根返りと同様の微地形(マウンドおよびピット)を造成するという処理である(倉本ら 2011, 2012)。施工後 2 年目の段階で、これら 2 種の処理区における実生数(全樹種)は無処理の林床面よりも多かった。更新樹種ではウダイカンバが大部分を占めていたが、ダケカンバの優占は回避された。さらに、

試験実施後 5 年目および 10 年目の状況については、山寄ら(2021)が、(1)小面積樹冠下地がきでは、大面積の地がきと比較して、より多様な樹種の更新が可能であること、(2)人工根返しの場合、マウンド上ではササの影響が少なくなり、稚樹の成長への影響が軽減されることを報告している。ただ、更新樹種の多様性の予測においては、個々の樹種が処理にどのように反応するか検討する必要があるが、この報告ではそこまでの解析はおこなわなかった。

本報告では、先の報告では扱わなかった各樹種の個々の反応も含めて、小面積樹冠下地がきと人工根返しの 2 種の更新補助作業が更新可能稚樹の在・不在に対しどのような効果を持つかを、シカによる効果とともに、統計モデリングを用いて検討した。

試験地および試験方法

試験地

試験は、朝日天然林施業試験地(北海道士別市、上川北部森林管理署 2069 林班と小班)で実施した。この試験地は、北方天然林を対象とした持続可能な森林経営のための森林管理システム開発を目的としたもので、面積は 27.33ha、標高は 410 ~ 550m の範囲にあり、南西向き斜面に設定されている(高橋ら 2010, 倉本ら 2011, 2012)。林相は、トドマツ・エゾマツ・ミズナラ・ウダイカンバ・イタヤカエデ等からなる針広混交林である(高橋ら 2010, 倉本ら 2011)。試験地内に設定された 1ha 調査区(100m×100m)の 2 つにおいて、2008 年 9 月から 10 月にかけて択伐(材積択伐率 17%)が実施された(倉本ら 2012)。林床にはお

原稿受付：令和 3 年 9 月 17 日 原稿受理：令和 4 年 1 月 21 日

1) 森林総合研究所 北海道支所

2) 森林総合研究所 森林植生研究領域

3) 北海道森林管理局

4) 北海道森林管理局 森林技術・支援センター

* 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

おむねクマイザサ(以下、「ササ」という)が優占していた。

試験内容

択伐後の更新補助作業として、小面積樹冠下地がきと、人工根返しの2種類の処理を2009年8月に実施した。具体的には前者については、択伐後のギャップから周囲の樹冠下にかけて、幅5m長さ8~10mの範囲を対象として地表面をかき起こしてササの根茎を除去するという処理を実施した。後者については、伐根を重機で横転させ、風倒による根返りと同様の状態とする処理を実施した(倉本ら2011, 2012)。両者について、それぞれ10カ所の処理区を設定した。前者の処理の処理区を「地がき区」、後者のものを「根返し区」とする。なお、根返し区のうち1カ所は、自然に根返りした箇所を利用した。地がき区では、各処理区に4~5箇所の小区画を設定し、小区画中に1m×1mの方形区を2~9個設置した。地がき区の方形区の数全体は151個であった(Table 1)。根返し区では、各処理区に6~16個の1m×1mの方形区を設置した。根返し区の方形区の数全体は78個であった(Table 1)。

また、更新補助作業を実施した箇所との対照として、更新補助作業施工地周辺の無処理の伐根周囲の7カ所に「伐根区」を、林床面3カ所に「林床区」をそれぞれ設定し、各区内に1m×1mの方形区を4~9個設置した。伐根区と林床区に設置した方形区の数全体でそれぞれ29個および20個であった(Table 1)。さらに、エゾシカ(以下、「シカ」という)による更新への影響を評価するため、樹脂製ネットを使用したシカ防護柵(以下、「シカ柵」という)を2010年に設置した。地がき区のうち75方形区、伐根区のうち6方形区がシカ柵内の方形区となる(Table 1)。

測定

2019年8月に各方形区において、下層植生および高木性樹種の稚樹について調査をおこなった。各方形区内の下層植生について、ササの稈数を計数するとともに、ササ以外も含めた被度を目視で測定し、平均群落高をスチールメジャーで測定した。各方形区内に存在した高木性樹種の稚樹(樹高5cm以上)について、樹種を判別し、樹高を測定した。2019年に生存していた稚樹のうち、樹高が、生育していた方形区の下層植生の平均群落高よりも高く、なおかつ50cm以上あったものを本研究におい

て便宜的に更新可能稚樹とした。山嵜ら(2021)とは異なり、樹種の耐陰性による重みづけはおこなわなかった。

統計解析

各方形区について、樹種ごとに更新可能稚樹の有無を取りまとめ、この有無を説明する統計モデルを作成した(List S1)。更新可能稚樹の存在確率に影響を及ぼす要因として、各処理の影響と下層植生、シカ柵の有無を取り入れた。

方形区*i*における樹種*s*の有無 $Y_{i,s}$ (なし=0, あり=1)が、存在確率 $\omega_{i,s}$ をパラメータとするベルヌーイ分布にしたがうとして、統計モデルを構築した。処理区のタイプ*t*(*t*=1: 地がき区, *t*=2: 根返し区, *t*=3: 伐根区, *t*=4: 林床区)ごとに個別の存在確率を設定し、これに説明変数の効果および変量効果が加わるモデルとした。また、20カ所の処理区の別により変量効果が加わるとし(伐根区および林床区は近隣の地がき区または根返し区に含めた)、地がき区においては各処理区内に設定した小区画をもうひとつの変量効果として追加した。各処理区について樹種による変量効果も追加した。

$$Y_{i,s} \sim \text{Bernoulli}(\omega_{i,s})$$

$$\text{logit}(\omega_{i,s}) = \beta_{0t[i]} + \beta_{0H}\mu_i + \beta_{0F}x_i + \varepsilon_{OPp[i]} + \varepsilon_{OQp,q[i]} + \varepsilon_{OSs,t[i]}$$

$$\varepsilon_{OP} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{OP}^2)$$

$$\varepsilon_{OQ} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{OQ}^2)$$

$$\varepsilon_{OS} \sim \text{Normal}(0, \sigma_{OS}^2)$$

ここで、 $\beta_{0t[i]}$ は、方形区*i*での処理*t*[*i*]における切片であり、 β_{0H} および β_{0F} はそれぞれ、下層植生平均群落高の期待値 μ_i およびシカ柵の有無 x_i (なし=0, あり=1)についての係数である。また、 $\varepsilon_{OPp[i]}$ は処理区による変量効果であり、*p*[*i*]は方形区*i*が属する処理区である。同様に、 $\varepsilon_{OQp,q[i]}$ は地がき処理区内*p*の小区画*q*による変量効果であり、*p,q*[*i*]は方形区*i*が属する小区画である。さらに、 $\varepsilon_{OSs,t[i]}$ は、樹種*s*の処理*t*[*i*]における、切片についての変量効果である。このほか、 σ_{OP} は処理区変量効果の、 σ_{OQ} は処理区内小区画変量効果の、 σ_{OS} は樹種変量効果の標準偏差である。切片および係数 β_{0t} , β_{0H} , β_{0F} の事前分布は正規分布 $\text{Normal}(0, 10^2)$ とした。変量効果の標準偏差 σ_{OP} , σ_{OQ} , σ_{OS} の事前分布は、半正規分布 $\text{HalfNormal}(0, 5^2)$ とした。

各方形区の下層植生量の評価のため、方形区*i*の平均群落高 H_i (m)について、処理ごとの差を評価する下位モデルを構築した。まず、 H_i は、0以上の値をとる切断正規分布 $\text{Normal}(\mu_i, \sigma_H^2) \text{ T}[0, \infty)$ に従うとした。さらに、林床区・伐根区・地がき区・根返し区の各処理ごとに別々の平均群落高の切片(β_{Ht})を設定し、これにシカ柵の効果(β_{HF})および処理区による変量効果(ε_{HP})、処理区内小区画による変量効果(ε_{HQ} , 地がき区のみ)が加わって μ_i となるモデルとした。シカ柵が更新可能稚樹の存在確率に及ぼ

Table 1. 各処理区の概要

処理区	区画数	方形区数
地がき区	10	151
(うちシカ柵)	(10)	(75)
根返し区	10	78
伐根区	7	29
(うちシカ柵)	(3)	(6)
林床区	3	20
合計	30	278
(うちシカ柵)	(13)	(81)

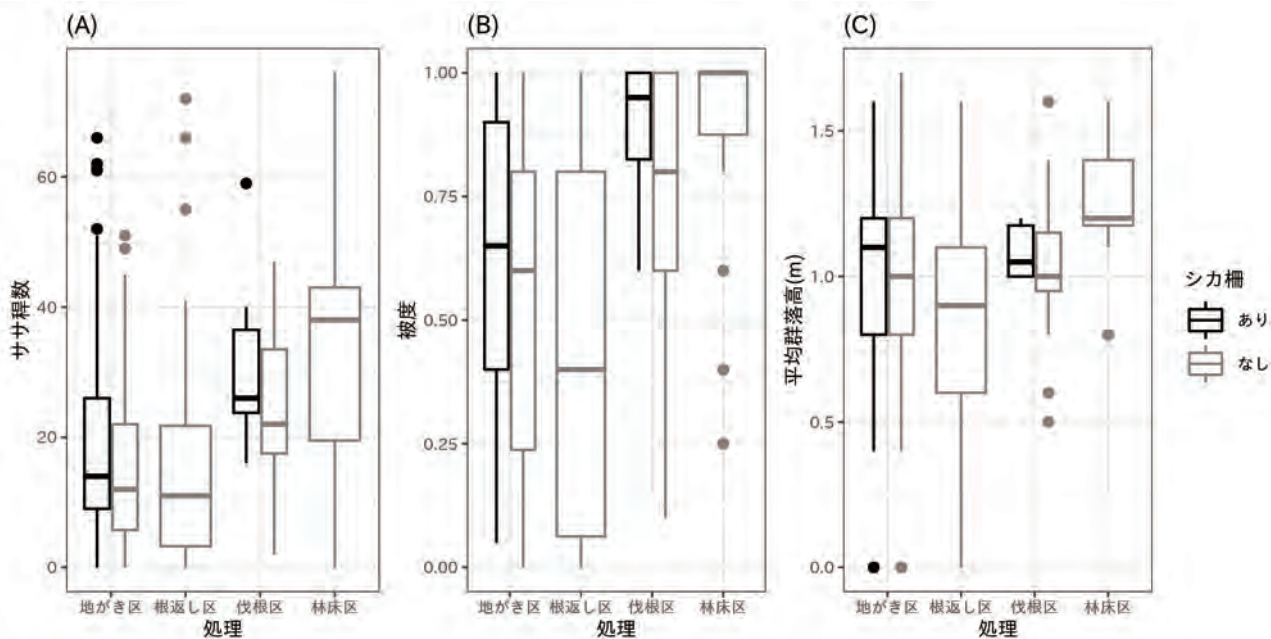


Fig.1. 各処理区の下層植生における方形区ごとの (A) ササ稈数、(B) 被度、(C) 平均群落高

箱の中央の線は中央値、上端は第3四分位数、下端は第1四分位数をそれぞれ示す。また、縦線の上端は外れ値を除いた最大値、下端は最小値を、点は外れ値をそれぞれ示す。なお、外れ値は、第3あるいは第1四分位数を基準として、第3四分位数と第1四分位数との差(箱の長さ)の1.5倍の範囲外にある値とした。

す総合的な効果は、直接効果 (β_{of}) と、下層植生を経由した間接効果 ($\beta_{\text{OH}} \times \beta_{\text{HF}}$) との和となる。変量効果の標準偏差の事前分布は、更新可能稚樹のモデルと同様に設定した。

以上の2つの統計モデルを統合した形で、Stan 2.24.1 (Carpenter et al. 2017) のモデルとして実装し (List S1)、マルコフ連鎖モンテカルロ法によりパラメータおよび導出量をベイズ推定した。それぞれのモデルについて、4つのマルコフ連鎖を設定し、その長さはそれぞれ4000として、そのうち後半の2000のみを使用して、事後分布を推定した。

結果と考察

各処理区(地がき区と伐根区はシカ柵の有無それぞれで)のササ稈数、下層植生の被度、平均群落高をFig.1に示す。林床区では、ササの稈数がもっとも多く、また下層植生の被度、平均群落高ももっとも大きかった。これらの値は共通して、以下、伐根区、地がき区、根返し区の順だった。伐根区と地がき区で、シカ柵の効果のみをみると、シカ柵がある方が、ササ稈数、下層植生の被度、平均群落高のいずれの値もシカがない方形区よりも大きくなっていた。

確認された稚樹のうち、更新可能稚樹と判定された稚樹は13種243本だった。内訳は、ウダイカンバがもっとも多く合計で132本、ついでキハダ(30本)、ダケカンバ(22本)、バッコヤナギ(14本)、イタヤカエデ(12本)の順だった (Table 2)。更新可能稚樹の存在する方形区の数をもてもおおむね同様の傾向だった。もっとも多かつ

Table 2. 各処理区における樹種別の更新可能稚樹数(上段)および更新可能稚樹が存在する方形区数(下段括弧内)

樹種	地がき区 シカ柵 なし	地がき区 シカ柵 あり	根返し区 シカ柵 なし	伐根区 シカ柵 なし	伐根区 シカ柵 あり	合計
	なし	あり	なし	なし	あり	
方形区数	76	75	78	23	6	258
ウダイカンバ	32 (16)	70 (30)	29 (15)	0 (0)	1 (1)	132 (62)
キハダ	10 (8)	15 (14)	2 (2)	1 (1)	2 (2)	30 (27)
ダケカンバ	6 (5)	12 (9)	4 (4)	0 (0)	0 (0)	22 (18)
バッコヤナギ	0 (0)	3 (2)	11 (7)	0 (0)	0 (0)	14 (9)
イタヤカエデ	1 (1)	11 (10)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	12 (11)
ホオノキ	4 (3)	3 (3)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	7 (6)
ケヤマハンノキ	2 (2)	3 (2)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	6 (5)
シナノキ	1 (1)	1 (1)	4 (1)	0 (0)	0 (0)	6 (3)
ミヤマザクラ	2 (2)	2 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	4 (3)
トドマツ	0 (0)	0 (0)	3 (3)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
ミズキ	1 (1)	1 (1)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
ヤチダモ	0 (0)	1 (1)	2 (2)	0 (0)	0 (0)	3 (3)
ミズナラ	0 (0)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	0 (0)	1 (1)
更新可能稚樹数 合計	59	122	58	1	3	243
更新可能稚樹の 存在する方形区 数合計	(28)	(46)	(24)	(1)	(3)	(154)

林床区では更新可能稚樹は確認できなかった。

た樹種はウダイカンバだったが、これまでの大面積の地がきではダケカンバのみが優占した例が多かった(梅木 2003) ことと比べると傾向は異なると考えられた。カンバ類以外の樹種も本数の3分の1以上を占めており、これらの理由としては、大面積の地がきと比較して林内の照度が抑制されること(山寄ら 2021)、根返し区や伐根区では前生稚樹が存在すること(倉本ら 2012)、母樹に近いこと(山寄ら 2021)といったことが考えられる。なお、ウダイカンバをはじめとする稚樹の多くは施工翌年または2年目に当年生実生として発生したものである(倉本ら 2012)。

各処理区での稚樹の樹高分布を Fig.2 に示す。処理区別の更新可能稚樹の密度は、地がき区(シカ柵あり)で 1.63 本/m²、同(シカ柵なし)で 0.78 本/m²、根返し区で 0.74 本/m²、伐根区(シカ柵あり)で 0.50 本/m²、同(シカ柵なし)で 0.04 本/m² だった。林床区では更新可能稚樹が確認できなかった。

ベイズ推定した、各処理区の更新稚樹の存在確率のロジット値は、地がき区(β_{01})で -3.31 ± 1.35 (事後平均 $\pm$ 事後標準偏差、以下同じ) だった (Table S1)。この事後平均の値は、確率スケールでは $0.035 (= \text{logit}^{-1}(-3.31))$ であることに相当する。すなわち、下層植生とシカ柵がない場合には、全体として更新稚樹が存在する確率の期待値は 3.5% となる。このほか、更新稚樹の存在確率のロジット値は、根返し区(β_{02})で -3.28 ± 1.28 、伐根区(β_{03})では -7.20 ± 3.12 、林床区(β_{04})では -13.37 ± 5.64 だった。林床区

については、2.5% 分位点の値が事前分布に近い値となっていたが、これは林床区の更新稚樹数の観測値が 0 であったためである。

更新稚樹の存在確率のロジット値における地がき区と林床区との差($\beta_{01} - \beta_{04}$)は平均で 10.06 ± 5.58 、根返し区と林床区との差($\beta_{02} - \beta_{04}$)は同じく 10.09 ± 5.60 であった (Table S1)。95% 信用区間の範囲で常に正值であり、地がきおよび根返しにより、林床区(無施業)よりも更新稚樹の存在確率が高くなることが示唆された。一方、地がき区と伐根区との差($\beta_{01} - \beta_{03}$)は平均で 3.89 ± 2.96 、根返し区と伐根区との差($\beta_{02} - \beta_{03}$)は 3.92 ± 3.02 であった (Table S1)。両者とも 5% 分位点の値は正であり、95% 以上の確率で伐根区よりも存在確率が高まることが示唆された。

また、更新稚樹の存在確率への下層植生の効果(β_{0H})は -1.55 ± 1.24 と推定された (Table S1)。90% 分位点の値は -0.04 であったので、およそ 90% の確率で負の効果を持つと推測された。これについては、更新可能稚樹の定義に、下層植生の平均群落高よりも高い樹高を持つことを含めているので、負の効果があっても当然ともいえる。

更新稚樹の存在確率へのシカ柵の直接効果(β_{0F})は 1.19 ± 0.35 と推定された (Table S1)。シカ柵の直接効果を含めると、更新稚樹の存在確率の期待値は地がき区において $0.11 (= \text{logit}^{-1}(-3.31 + 1.19))$ となる。シカ柵の直接効果の 95% 信用区間は $0.53 \sim 1.90$ と、この区間で常に正值であり、シカ柵により直接的には更新稚樹の存在確率が高くなることが示唆された。

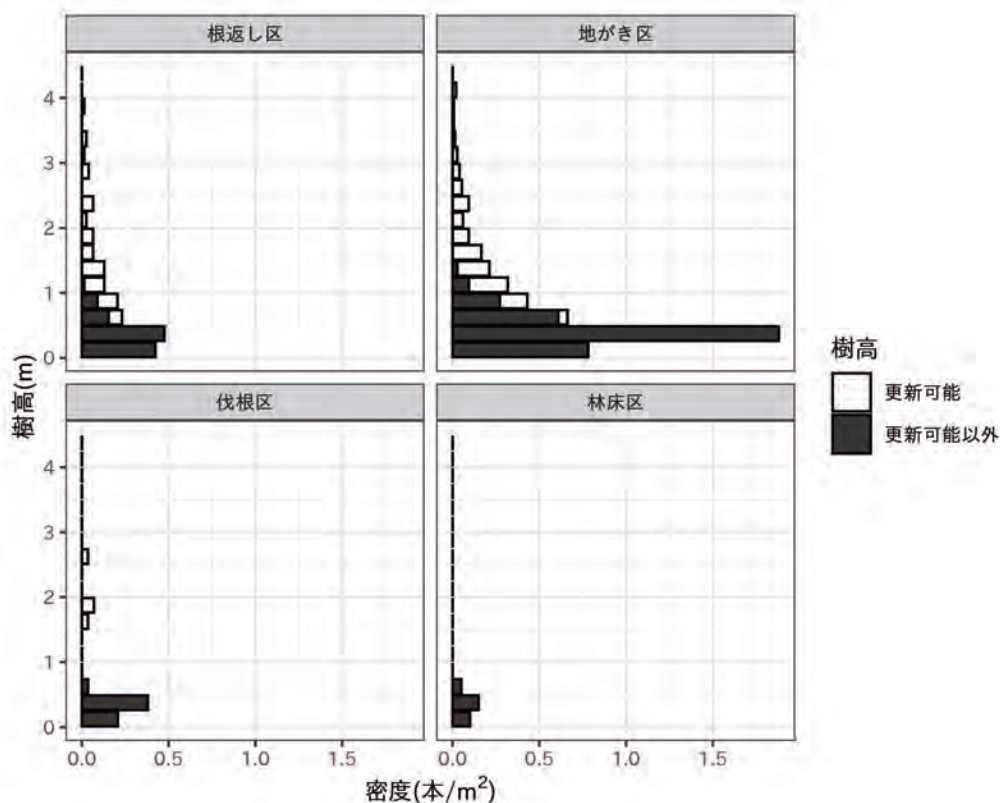


Fig.2. 各処理区の樹高階別稚樹密度

樹種ごとの変量効果を各処理区についてみる。95% 信用区間の範囲で正または負のみの値をとると推定されたものを挙げると、地がき区で、トドマツの変量効果の事後平均が -2.32 ± 1.34 と小さかった (Table S2)。また、ミズナラの値も -2.32 ± 1.40 で、トドマツと同様であった (Table S2)。これは、両種とも地がき区では確認されなかったためであるが、全体で確認された数もトドマツは3本、ミズナラは1本のみであり、確率的な変動による不確実性が高いと考える必要がある。一方、ウダイカンバとダケカンバではそれぞれ、 3.10 ± 0.62 および 1.42 ± 0.64 と大きかった。このほかキハダが 2.00 ± 0.63 だった。以上の3種は、地がき区において更新可能稚樹が存在する可能性が高くなると推定された。根返し区においては、ウダイカンバが 2.57 ± 0.64 、バッコヤナギが 1.54 ± 0.69 であり、更新可能稚樹が存在する可能性が高くなると推定された (Table S3)。伐根区においては、キハダが 5.82 ± 3.04 と大きく、更新可能稚樹が存在する可能性が高くなると推定された (Table S4)。ただし、その本数は3本であり、伐根区内での相対的な本数としては多いものの、本数自体としてみると、地がき区と比較すると少ない (Table 2)。林床区には更新稚樹が存在しなかったため、各樹種の変量効果はほぼ事前分布のままであり、樹種間に実質的な差はなかった (Table S5)。

下層植生への各処理の効果を見ると、平均群落高の期待値 (シカ柵がない場合の値) は、地がき区 (β_{H1}) で $0.91 \pm 0.07\text{m}$ 、根返し区 (β_{H2}) で $0.93 \pm 0.07\text{m}$ 、伐根区 (β_{H3}) で $0.95 \pm 0.09\text{m}$ 、林床区 (β_{H4}) で $1.17 \pm 0.12\text{m}$ だった (Table S1)。地がき区と林床区 ($\beta_{H1} - \beta_{H4}$) との差は $-0.26 \pm 0.11\text{m}$ であり、地がき区の方が林床区よりも下層植生の発達を抑えられたことが示唆された。根返し区と林床区との差 ($\beta_{H2} - \beta_{H4}$) は $-0.25 \pm 0.13\text{m}$ であったが、95% 分位点の値は -0.02 と負であり、95% 以上の確率で負の効果を持つと推定された。一方、地がき区と伐根区との差 ($\beta_{H1} - \beta_{H3}$) は $-0.04 \pm 0.08\text{m}$ 、根返し区と伐根区との差 ($\beta_{H2} - \beta_{H3}$) は $-0.02 \pm 0.10\text{m}$ であり、明確な差はなかった。

また、シカ柵の効果 (β_{HF}) は平均で 0.09 ± 0.06 であったが、10% 分位点の値は 0.01 であり、およそ 90% の確率でシカ柵が植生高を上げる効果を持っていると推定された。ただし、下層植生を経由したシカ柵の間接効果 ($\beta_{OH} \times \beta_{HF}$) は明瞭ではなく、総合効果 ($\beta_{OF} + \beta_{OH} \times \beta_{HF}$) においてもシカ柵の効果は 95% 信用区間の範囲で常に正值となった。すなわち、下層植生を増加させる効果を加味しても、シカ柵は更新稚樹の存在確率を高めることが示唆された。

無施業の林床区では更新可能稚樹が確認されなかったのに対し、地がき区・根返し区・伐根区では更新可能稚樹が確認され、とくに地がき区において更新可能稚樹が多かった。

ウダイカンバおよびダケカンバのカバノキ属2種についてみると、ダケカンバは地がき区においてのみ、更新可能稚樹の存在確率が高かった一方、ウダイカンバは、

地がき区・根返し区のいずれにおいても更新可能稚樹の存在確率が高くなっており、こうした更新補助作業が定着を促進したと考えられる。

また、伐根の周囲には、それ以外の地表面よりも前生稚樹が多い場合がある (倉本ら 2012)。トドマツやイタヤカエデなど耐陰性の高い樹種が多いようであれば、地がきや根返しの際にこうした稚樹を残すように作業を行うと、より多様な樹種の更新に寄与できる可能性も考えられる。

今回の試験では評価できていないが、根返しによりできたマウンド上でシカとササの影響がともに抑制されるならば、人工根返しがさらに効果的な更新補助作業といえる可能性もある。今後の課題としては、択伐における疎開面の大きさと更新可能稚樹の数および樹種との関係や周囲の母樹による影響をさらに検討する必要があると考えられる。

謝 辞

現地調査にあたっては、森林総合研究所の飯田滋生・関剛・津山幾太郎・中西敦史の各氏、北海道森林管理局森林技術・支援センターの橋口稜世氏にご協力いただいた。また、森林総合研究所の辰巳晋一氏には参考文献をご教示いただいた。ここにお礼申し上げる。

引用文献

- 阿部 真・倉本 恵生・飯田 滋生・佐々木 尚三・石橋 聡・高橋 正義・酒井 佳美・鷹尾 元・山口 岳広・正木 隆 (2013) 北海道の針広混交林の択伐施業による林床植生の初期反応—種の多様性は損なわれるか—。日林誌, 95, 101–108.
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M. D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P. and Riddell A. (2017) Stan: A probabilistic programming language. J. Stat. Softw., 76, 1.
- 石橋 聡 (2015) 北海道中部の北方針広混交林における択伐施業による林分構造と成長の 57 年間の変化。森林計画誌 48:75–91.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・石橋 聡 (2018) 北海道における地がき更新補助作業と今後の課題。森林立地, 60, 71–82.
- 倉本 恵生・飯田 滋生・真庭 利明・藤岡 裕之・横山 誠二 (2011) 択伐天然林の更新補助作業の検討—小面積樹冠下地がきと人工根返し処理の翌年の更新状況—。日林北支論, 59, 27–30.
- 倉本 恵生・飯田 滋生・横山 誠二・友田 敦・真庭 利明・藤岡 裕之 (2012) 択伐天然林の新たな更新補助作業法の検証—2つの改良型更新補助作業法の施工後2年目の更新状況—。北森研, 60, 63–66.
- 高橋 正義・石橋 聡・倉本 恵生・佐々木 尚三・飯田 滋生 (2010) 朝日天然林施業試験地における成長

経過—伐採木の年輪解析—. 日林北支論, 58, 111–113.
 梅木 清 (2003) 北海道における天然林再生の試み—かき
 起こし施業の成果と課題—. 日林誌, 85, 246–251.
 渡邊 定元 (2003) 天然林施業技術の評価と課題. 日林誌,
 85, 273–281.
 山崎 孝一・谷村 亮・山本 茂 (2021) 天然林択伐施業
 後の天然更新補助作業. 北方林業, 72, 50–55.

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/462/index.html>

Table S1. 変量効果以外のパラメータの事後分布の要約

Table S2. 地がき区における樹種変量効果の事後分布の要約

Table S3. 根返し区における樹種変量効果の事後分布の要約

Table S4. 伐根区における樹種変量効果の事後分布の要約

Table S5. 林床区における樹種変量効果の事後分布の要約

List S1. Stan により記述した統計モデル

Effects of operations to promote regeneration after selection cutting in a mixed forest in Hokkaido

Hiroki ITÔ^{1)*}, Shigeo KURAMOTO²⁾, Satoshi ISHIBASHI¹⁾,
Koichi YAMAZAKI³⁾ and Ryo TANIMURA⁴⁾

Abstract

The regeneration status of saplings was examined using statistical modeling in a mixed forest in Hokkaido, ten years after small-area scarification under the crown and artificial uprooting were conducted to facilitate regeneration following selection cutting. It was inferred that the effects of both operations on the presence of regenerated saplings were positive; namely, they made the presence probability higher. In addition, a deer-proof fence was considered to have increased the height of the understory vegetation with a probability of 90%. The total effect of the deer-proof fence on the presence of saplings was generally considered to be positive, even when the indirect effect of the fence via understory vegetation was considered. It was suggested that both of the operations, small-area scarification under the crown and artificial uprooting, promoted the establishment of *Betula maximowicziana*.

Key words : scarification, uprooting, understory vegetation, dwarf bamboo, deer-proof fence, statistical modeling

Received 17 September 2021, Accepted 21 January 2022

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

2) Department of Forest Vegetation, FFPRI

3) Hokkaido Regional Forest Office

4) Forestry Technology Development and Support Center, Hokkaido Regional Forest Office

* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; E-mail: hiroki@affrc.go.jp

短 報 (Short communication)

Comparison of capture characteristics between Malaise and bait traps for monitoring vespine wasps (Hymenoptera: Vespidae)

Shun'ichi MAKINO^{1)*}

Abstract

The capture quantity and species composition of vespine wasps were compared between Malaise traps (MT) and bait (orange juice mixed with liquor) traps (BT) in six secondary broad-leaved tree stands of different ages in central Japan. MTs and BTs captured a total of 99 vespines of 6 species and 918 of 8, respectively, during the spring (May to June) and fall (August to October) collection periods. BTs captured significantly more vespines than MTs in the youngest stand in the spring and in all six stands during the fall period. Proportions of *Vespa* to *Vespula* specimens were much larger in BTs than in MTs. Overall, BTs is an effective way to compare vespine species diversity and abundance among different sites, if we use them taking into account its low attractiveness to certain groups including *Dolichovespula*.

Key words : social wasps, biodiversity, ecosystem service, *Vespa*, *Vespula*, *Dolichovespula*

1. Introduction

Vespine wasps are important to humans, both in terms of ecosystem services and disservices that they provide. On one hand, they provide us with regulatory services as predators of agricultural or sanitary pest insects (Matsuura and Yamane 1990, Brock et al. 2021) or as facultative pollinators of various plants (Brock et al. 2021) and a provisioning service as food items in countries where they are considered local delicacies (Matsuura 2002, Nonaka 2005). On the other hand, their disservices include serious problems to human health and welfare because of their sting (Edwards 1980, Matsuura and Yamane 1990, Otaki 2005) and predation on honeybees (Matsuura and Sakagami 1973, Monceau et al. 2014). These characteristics of vespines necessitate their monitoring to assess their abundance and species composition in different environments, regions and seasons.

In Japan, two methods are commonly used to monitor vespines: Malaise traps (Totok et al. 2002, Yamauchi and Makino 2010, Makino et al. 2017, Makiyama et al. 2020) and bait traps (Makino and Yamashita 1998, Makino and Sayama 2005, Kosaka and Takahata 2015, Sato et al. 2015, Kudô et al. 2021), the latter of which usually use fruit juice and alcohol as bait (attractant). Because Malaise traps are a type of flight interception trap that passively collects insects, they represent an effective means of obtaining data on the temporal and geographic distribution of insects (Darlington and Packer 1988) and their natural flight activities (Muirhead-Thompson 1991). In contrast to Malaise traps, bait traps selectively

collect insects of target taxa using appropriate attractants, thus enabling more efficient monitoring than Malaise traps. The decision as to which of these two types of traps to use should take into account how and to what extent any captured specimens will differ in terms of the quantity of the catch and the taxonomic composition.

The studies cited above that used either Malaise traps or bait traps strongly suggest that differences in capture characteristics exist between the two types of traps. However, it is impossible to directly compare each type of trap from the results of these studies, because they were conducted at different sites or regions and they used different sampling protocols (e.g., seasons, durations, or intervals of collection). In this report I compare the catch quantity and species composition of vespines collected in Malaise versus bait traps that were installed in pairs in secondary forest stands of various ages in central Japan.

2. Materials and methods

Pairs of Malaise and bait traps were set in secondary broad-leaved forest in Ogawa (36°56'N, 140°35'E; 580–800 m a.s.l.), Kitaibaraki, Ibaraki Prefecture, central Japan, in 2002. The study sites comprised six stands of secondary broad-leaved forest, which were aged 4, 12, 24, 51, 71 and 128 years after clear cutting (Taki et al. 2013). The dominant tree species were *Quercus serrata*, *Q. mongolica* and *Fagus crenata* (Taki et al. 2013). The age of a stand can have a major impact on the assemblage of insects that inhabit it, including aculeate

Received 5 November 2021, Accepted 17 February 2022

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

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

wasps (Makino et al. 2021). Therefore, the simultaneous monitoring of sites that differed widely in age was expected to more accurately reflect the capture characteristics of the two types of traps than if they were set at sites with similar conditions. Five Malaise traps (hereafter abbreviated as MTs) and five bait traps (BTs) were installed at each of the six sites (Fig. 1). Townes-type MTs (Golden Owl Publishers; 180 cm long, 120 cm wide and 200 cm high) were set up on the forest floor. The BTs, which were made of clear plastic beverage bottles (30 cm high, 10 cm wide, 2000 ml volume, with one 3×3 cm window at the upper part: Makino and Sayama 2005), were tied onto tree trunks with string, except in the 4-year-old stand. In this youngest stand, the BTs were tied to poles (approximately 10 mm in diameter and 200 cm in height) placed in the ground because there were no trees large enough on which to fix the traps. All BTs were attached approximately 1.5 m above the ground. In each site, five MTs were placed in a row, with an approximate interval of 10 m between each trap, and the BTs were installed in the same way. The rows of MTs and BTs were separated at least by 10 m to minimize any interactions between them. Plastic collection bottles were attached to the top of the MTs; these bottles contained 70% ethanol mixed with an equal amount of propylene glycol to act as a preservative. The bait used in the BTs was a 1:1 mixture of orange juice and a clear liquor made from sweet potato (alcohol content: 25%), which was used in previous studies (e.g. Makino and Yamashita 1998, Makino and Sayama 2005, Kosaka and Takahata 2015). The collection of vespines in the traps was carried out during two time periods, spring and fall, which are the principal flight periods of overwintered queens and workers, respectively, in central Japan. The study sites

were visited three times during the spring period (between May 9 and June 19 for the MTs and between May 8 and June 20 for the BTs) and four times during the fall period (between August 15 and October 8 for the MTs and between August 16 and October 15 for the BTs), with intervals of about two weeks (12–16 days) between the visits. At each visit, any insects captured in the traps were collected and the preservative in the MTs and the bait in the BTs were renewed. In the laboratory, vespine wasps were sorted from other captured insects and identified to species, caste and sex. The dates of visits differed between the MTs and BTs by 1 to 6 days, so the catches from individual traps were pooled to give the number of vespines obtained during the whole of the spring or the fall collection period.

Capture characteristics of MTs and BTs were compared in terms of the number and the species assemblage of collected specimens. The numbers of vespines collected were compared between MTs and BTs for each of the six study sites separately for the two (spring and fall) collection periods. Correlations of the number of collected vespines between MTs and BTs were examined to see if the catches by the two traps changed similarly among the sites. For these analyses, the catches of all species were pooled for each site. The data were not normally distributed, therefore non-parametric methods were used for the statistical analyses, i.e., Mann-Whitney *U* test to test the difference between two groups and Kendall's tau to detect correlations. All statistical analyses were carried out using R version 4.1.1 (R Core Team 2021). To compare species assemblages of vespines collected by MTs and BTs, a non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination was made for the spring and fall collections separately, as well as the



Fig. 1. Malaise traps (left) and a bait trap (right) used to collect vespine wasps. Five pairs of Malaise and bait traps were installed at each of six deciduous broad-leaved stands.

pooled data of the two seasons. In this analysis, the species with more than three individuals were used. The ordination was made using the package "vegan" (Oksanen, et al. 2019) for R, with Bray-Curtis distances used as dissimilarity measures.

3. Results

A total of 1,017 vespine wasps of 10 species belonging to three genera were caught at the six sites during the study period (Table 1): 918 in the BTs and 99 by the MTs. Of the ten species collected, four (*Vespa simillima*, *V. mandarinia*, *Vespula shidai* and *Vl. flaviceps*) were caught by both MTs and BTs. The remaining six species were captured only by MTs (*Vl. rufa* and *Dolichovespula media*) or only by BTs (*V. analis*, *V. crabro*, *V. ducalis* and *V. dybowskii*). *D. media* was a singleton and *V. dybowskii* a doubleton even when pooling all samples.

During the spring collection period, the difference in catch between BTs and MTs was not significant ($p > 0.05$, Mann-Whitney *U* test) except in the youngest (4-year-old) site ($p = 0.027$) (Fig. 2). During the fall collection period, however, the difference in catch between BTs and MTs was significant at all sites ($0.011 < p < 0.015$). In the spring, all wasps captured in both types of traps were overwintered queens. By contrast, in the fall, all wasps collected by the MTs and the majority (92%) of those collected by the BTs were workers, with the remainder of the BT specimens comprising males (5%) and possible new queens (or "gynes") (3%). Despite the differences in the quantity of catch, BTs and MTs produced similar results among the sites in terms of relative abundance: the number of vespines captured in the BTs correlated with that captured by

the MTs among all sites during both the spring and fall seasons (spring: Kendall's tau=0.786, $p=0.032$; fall: 0.828, $p=0.022$).

The NMDS analyses showed that the species assemblages of the collected vespines were different between MTs and BTs (Fig. 3). In the spring collections, the ordination did not represent the difference very well, as indicated by the stress value > 0.2 (Clarke 1993). However, in the fall samples and in the pooled samples of the two seasons, the plots showed good ordinations of the different assemblages between the two trapping methods (stress < 0.2). The plots also showed that the species of *Vespa* and those of *Vespula*, on average, appeared more frequently in BT and MT samples than vice versa, respectively (Table 1). Almost all (spring: 98%; fall: 95%; pooled: 95%) specimens captured by BTs comprised the *Vespa* species, of which *V. simillima* was dominant (spring: 69%; fall: 53%; pooled: 55%). *Vespula* species accounted for only small parts (spring: 2%; fall: 5%; pooled: 5%) in the BT collections. Unlike BTs, MTs caught relatively more *Vespula* than *Vespa* specimens: the former occupied 60% (spring), 73% (fall), and 68% (pooled) of the total catch, with the latter accounting for the rest except for a single *D. media* in the spring. In the MT samples, *Vl. shidai* was dominant among the *Vespula* species (spring: 82%; fall: 77%; pooled: 79%), and almost all *Vespa* specimens were of *V. simillima* except for a single *V. mandarinia* in the spring.

4. Discussion

The BTs generally captured a larger number of vespines per trap than the MTs (Table 1). During the spring, this difference

Table 1. Numbers of vespines collected by Malaise and bait traps in the spring (early May–late June) and fall (late August–early/mid October) collection period, each at six sites of different stand ages in deciduous broad-leaved forests in central Japan. Figures under the label "Spring" and "Fall" show the stand ages of the sites. Total numbers of individuals are given for each season ("total"), as well as for the two seasons combined ("All").

Trap type/species	Spring							Fall							All
	4	12	24	51	71	128	total	4	12	24	51	71	128	total	
Malaise trap															
<i>Vespa simillima</i> Smith	10	2	1	1	0	2	16	7	5	2	0	0	0	14	30
<i>Vespa mandarinia</i> Smith	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Vespula shidai</i> Ishikawa et al.	1	1	1	10	3	7	23	8	0	5	7	5	5	30	53
<i>Vespula flaviceps</i> Smith	0	1	2	0	1	0	4	2	1	1	2	0	0	6	10
<i>Vespula rufa</i> (L.)	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0	3	4
<i>Dolichovespula media</i> (Retzius)	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Bait trap															
<i>Vespa simillima</i> Smith	50	6	2	9	4	10	81	53	11	88	126	74	51	403	484
<i>Vespa mandarinia</i> Smith	6	4	2	3	1	0	16	126	41	6	25	0	24	222	238
<i>Vespa analis</i> Fabricius	14	0	0	0	1	0	15	14	1	10	3	1	3	32	47
<i>Vespa crabro</i> L.	2	0	0	0	0	0	2	4	0	2	2	0	0	8	10
<i>Vespa ducalis</i> Smith	3	0	0	0	0	0	3	41	21	23	3	0	1	89	92
<i>Vespa dybowskii</i> André	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2	2
<i>Vespula shidai</i> Ishikawa et al.	0	0	0	0	0	0	0	4	4	8	9	10	2	37	37
<i>Vespula flaviceps</i> Smith	1	0	0	0	1	0	2	0	2	4	0	0	0	6	8

was significant only at the youngest site, whereas during the fall BTs captured significantly larger numbers of specimens than the MTs at all sites. Although the duration of the capture period (from installation to removal of the traps) was a little longer for the BTs than the MTs, by 2 and 5 days in the spring and fall, respectively, these differences were less than 10% of the total duration. This seems too small to be the reason for the far larger numbers of captures by BTs compared with the MTs at the sites where significant differences were detected between them (Fig. 2).

The high performance (large catch) of BTs in collecting vespines is to be expected because the bait, which contains fruit juice, has been demonstrated to effectively attract vespines by emitting odors similar to those of fermented tree

sap (Ono 1997). In the spring period, BTs collected significantly more individuals (overwintered queens) than MTs only at the youngest, 4-year-old stand (Fig. 2). Although the reason was not clear, overwintered queens, especially of *Vespa*, may more frequently forage carbohydrate foods in open, sunlit places than shaded ones as compared with workers.

Unlike BTs, MTs collect only those insects that happen to collide with them, thus they provide a more accurate reflection of the density of flying insects (Darlington and Packer 1988). It should be noted, however, that the number of trapped vespines was correlated between MTs and BTs among the sites both during the spring and the fall. This indicates that BTs can be used to gain an understanding of the relative abundance of all vespine species as a whole.

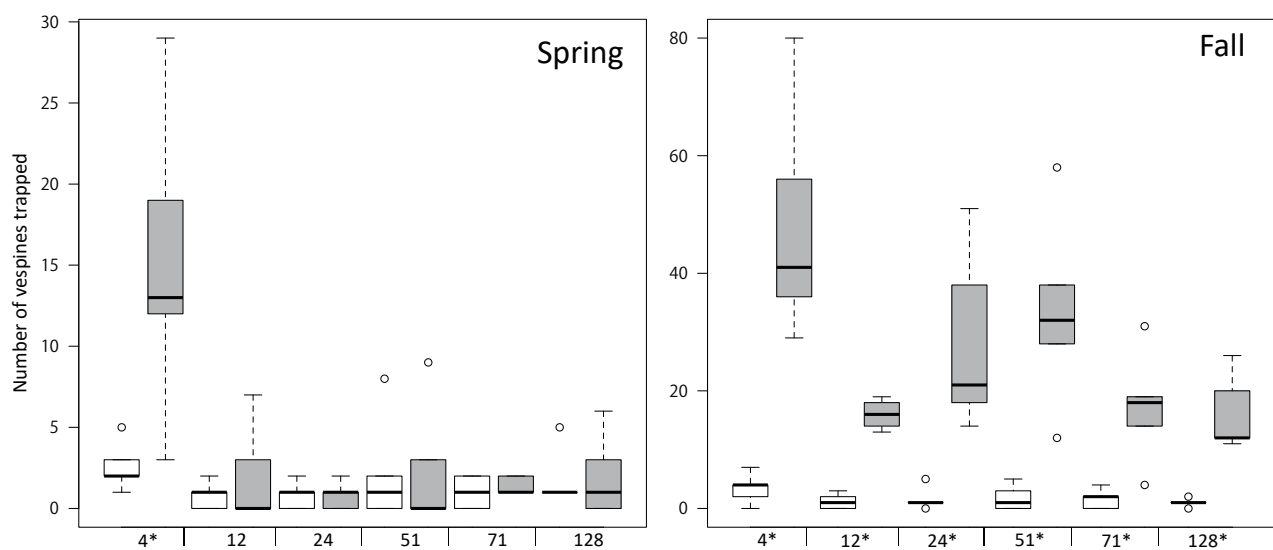


Fig. 2. Box plots showing the numbers of vespines collected by five Malaise (open columns) and five bait (gray columns) traps during the spring (left) and fall (right) seasons at six monitoring sites in broad-leaved forest stands of different ages, which are shown on the y-axis. Stand ages with an asterisk (*) show that the numbers captured significantly differed between Malaise and bait traps ($0.011 < p < 0.015$, Mann-Whitney *U* test). Within each box, median, first quartile, and third quartile are represented by a thick solid line, upper line, and lower line of the box, respectively. Vertical dotted lines represent the most extreme values within 1.5 interquartile range of the first and third quartile. Small open circles are outliers.

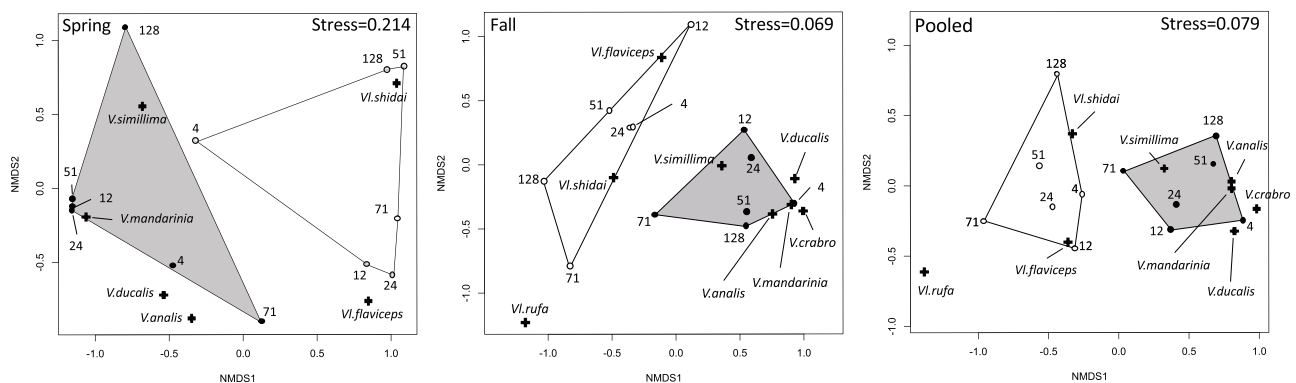


Fig. 3. NMDS plots of vespine samples collected with Malaise (open circles and open convex) and bait (solid circles and grey convex) traps in the spring, fall, and pooled collections of both seasons. Figures near the circles show stand ages of the sites. Crosses show the species represented by weighted average of the site scores. Their generic names are abbreviated as "V." for "*Vespa*" and "Vl." for "*Vespula*."

The species assemblages of collected vespines differed greatly between the MTs and the BTs. The MTs collected relatively more *Vespula* than *Vespa* specimens than BTs (Table 1, Fig. 3). The main species of *Vespula* collected, *Vl. shidai*, principally nests underground (Matsuura and Yamane 1990). In addition, *V. simillima*, which occupied almost all *Vespa* specimens trapped by MTs, preferentially initiate nests in closed spaces including underground cavities (Matsuura and Yamane 1990). It is suggested that these species may fly near the ground surface more frequently and thus might be more prone to being captured by MTs compared with aerial nesters such as *D. media* and *V. analis*. The dominance of *Vl. shidai* and *V. simillima* in MT samples have also been reported by other studies made in forested areas in various parts of Japan (Totok et al. 2002, Yamauchi and Makino 2010, Makino et al. 2017). It should be noted, however, that Makiyara et al. (2020) collected as many *D. media* as the subterranean nester *Vl. shidai* with MTs in forests and their surroundings in Fukushima, northern Japan. Therefore, it is possible that population densities and habitat conditions are also responsible for the capture of *D. media*.

The relatively smaller proportion of *Vespula* species captured by BTs than MTs may be due to two possible reasons. First, the most important carbohydrate source of *Vespula* is not tree sap but homopteran honeydew both for queens and workers (Matsuura and Yamane 1990). Therefore, as long as there is abundant honeydew in the field, wasps of the genus are possibly less frequently attracted than those of *Vespa* to the bait that emits an odor similar to fermented tree sap. Second, the fall sampling period may have been ended too early (October 15) to capture *Vespula* workers. Makino and Sayama (2005) showed in their study using BTs (from April or May through November) that virtually all *Vl. shidai* and *Vl. flaviceps* specimens were collected after late October. This may be because in the late fall, homopteran honeydew is possibly scarce, which makes BTs relatively more attractive. In fact, in the present study almost all *Vespula* workers captured in BTs were collected during the latter half of the fall period (between September 30 and October 15). Therefore, if the BT collections had been made after late October, it is possible that more *Vespula* specimens could have been collected. Makino and Sayama (2005) also reported very scarce occurrences of specimens of *D. media* and *Vl. rufa* captured in BTs in Hokkaido, where these taxa are commonly distributed. These species, as in *Vespula*, may not be captured by BTs even if they are present, because they show lower preferences for tree sap than *Vespa*, and their nesting seasons are much shorter than those of *Vl. shidai* or *Vl. flaviceps* (Matsuura and Yamane, 1990). In fact, Makiyara et al. (2021) captured *D. media* and *Vl. rufa* in MTs but not in BTs, despite the two traps being

used simultaneously.

To conclude, the BT is a useful way to monitor vespine species diversity and abundance. BTs can usually capture much larger numbers of vespine individuals, and equal to larger numbers of species, than MTs, and thus represent a useful monitoring approach. However, the potential weakness of BTs is that they may not be attractive to a few taxa, such as *Dolichovespula*, and some species of *Vespula* including *Vl. rufa*.

Acknowledgments

This work was funded by the Forestry and Forest Products Research Institute under the research scheme "Assessment of elements of natural environments affecting human amenity and health (FY2001–2005)" and by the Research Institute for Humanity and Nature as a part of its research project "Sustainability and Biodiversity Assessment on Forest Utilization Options (FY2002–2008)."

References

- Brock, R. E., Cini, A. and Sumner, S. (2021) Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biol. Rev.*, 96, 1645–1675.
- Clarke, K. R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18, 117–143.
- Darlington, D. C. and Packer, L. (1988) Effectiveness of Malaise traps in collecting Hymenoptera: the influence of trap design, mesh size and location. *Can. Entomol.*, 120, 787–796.
- Edwards, R. (1980) *Social Wasps. Their Biology and Control*. Rentokil, East Grinstead, 398pp.
- Kosaka, H. and Takahata, Y. (2015) Comparison of the vespine wasp community between before and after logging of coniferous plantations, *Cryptomeria japonica* and *Chaemacyparis obtusa*. *Kyushu J. For. Res.*, 68, 127–130. (In Japanese)
- Kudô, K., Oyaizu, W., Kusama, R., Yamagishi, K., Yamaguchi, Y. and Koji, S. (2021) Yearly and seasonal changes in species composition of hornets (Hymenoptera: Vespidae) caught with bait traps on the Sea of Japan coast. *Far East. Entomol.*, 426, 10–18.
- Makiyara, H., Makino, S., Ishikawa, H. and Nakano, Y. (2020) Wasps of Vespinae (Hymenoptera, Vespidae) collected by malaise traps in and around Numano-Taira, Fukushima Prefecture. *Bull. Tadami Beech Ctr.*, 8, 17–23. (In Japanese)
- Makino, S., Goto, H., Okabe, K., Inoue, T and Okochi, I. (2021) Aculeate wasp assemblages in naturally regenerating broad-leaved forests and conifer plantations in temperate

- Japan (Insecta, Hymenoptera). Bull. FFPRI, 20, 121–128.
- Makino, S. and Sayama, K. (2005) Species compositions of vespine wasps collected with bait traps in recreation forests in northern and central Japan (Insecta, Hymenoptera, Vespidae). Bull. FFPRI, 4, 283–289.
- Makino, S., Taki, H. and Makihara, H. (2017) Social wasps collected with Malaise traps in Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) plantations (Hymenoptera, Vespidae). Bull. FFPRI, 16, 257–263.
- Makino, S. and Yamashita, Y. (1998) Levels of parasitism by *Xenos moutoni* du Buysson (Strepsiptera, Stylopidae) and their seasonal changes in hornets (Hymenoptera: Vespidae, *Vespa*) caught with bait traps. Entomol. Sci., 1, 537–543.
- Matsuura, M. (2002) [*Eating Hornets and Yellowjackets.*] Hokkaido University Press, Sapporo, 332pp. (In Japanese)
- Matsuura, M. and Sakagami, S. F. (1973) A bionomic sketch of the giant hornet, *Vespa mandarinia*, a serious pest for Japanese apiculture. J. Fac. Sci. Hokkaido Univ. Ser. 4 (Zool.), 19, 125–162.
- Matsuura, M. and Yamane, Sk. (1990) *Biology of the Vespine Wasps*. Springer, 344pp.
- Monceau, K., Bonnard, O. and Thiéy, D. (2013) *Vespa velutina*: a new invasive predator of honeybees in Europe. J. Pest Sci., 87, 1–16.
- Muirhead-Thomson, R.C. (1991) *Trap Responses of Flying Insects*. Academic Press, London, 304pp.
- Nonaka, K. (2005) [*Ethnoentomology.*] University of Tokyo Press, Tokyo, 224pp. (In Japanese)
- Ono, M. (1997) [*Science of Hornets*], Kaiyusha, Tokyo, 174pp. (In Japanese).
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, R., McGlinn, D., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5–5. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Otaki, N. (2005) [*Allergic symptoms to stings of wasps and bees.*] In Matsuura M. et al. (eds.) [*Preventions and Treatments of Stings by Wasps and Bees*. 2nd ed."] Forestry and Timber Manufacturing Safety & Health Association, Tokyo, 211–257. (In Japanese)
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Sato, S., Kosaka, H., Takahata, Y. and Matsumoto, T. (2015) Species composition of the subfamily Vespinae (Hymenoptera, Vespidae) at the experimental forest of the Forestry and Forest Products Research Institute in Kochi City. Shikoku Shizenshi Kenkyu, 8, 11–14. (In Japanese)
- Taki, H., Okochi, I., Okabe, K., Inoue, T., Goto, H., Matsumura, T. and Makino, S. (2013) Succession influences wild bees in a temperate forest landscape: the value of early successional stages in naturally regenerated and planted forests. PLoS One, 8: e56678. doi: 10.1371/journal.pone.0056678.
- Totok, M. U., Makino, S. and Goto, H. (2002) Species compositions and seasonal changes in number of social wasps collected with Malaise traps in natural deciduous forests in and near the Ogawa Research Forest, northern Kanto, Japan (Hymenoptera, Vespidae). Bull. FFPRI, 1, 135–139.
- Yamauchi, T. and Makino, S. (2010) Species composition and seasonal changes in the number of social wasps collected with Malaise traps in Yakushima, Japan. Med. Entomol. Zool., 61, suppl., 61. (In Japanese)

スズメバチ類の捕獲特性におけるマレーズトラップと誘引トラップの比較

牧野 俊一^{1)*}

要旨

関東地方の樹齢の異なる6つの広葉樹二次林において、マレーズトラップ(MT)とベイトトラップ(BT)(餌はオレンジジュースと焼酎の混合)とでスズメバチ亜科の捕獲数と種組成を比較した。春季(5月~6月)と秋季(8月~10月)に、MTは合計6種3属99個体、BTは8種2属918個体を捕獲した。BTは春季には最も若い林分で、また秋季には6林分すべてにおいて、MTよりも多くの個体を捕獲した。BTではMTに比してクロスズメバチ属よりスズメバチ属の捕獲比率が高かった。全体としてBTは、ホオナガスズメバチ属など特定のグループに対する誘引性が低いことを考慮して使用すれば、スズメバチ亜科の多様性と現存量を比較する有効な方法であると言える。

キーワード: 社会性狩りバチ、生物多様性、生態系サービス、スズメバチ属、クロスズメバチ属、ホオナガスズメバチ属

原稿受付: 令和3年11月5日 原稿受理: 令和4年2月17日

1) 森林総合研究所 生物多様性・気候変動研究拠点

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

ノート (Note)

Productivity of root-cutting propagation of *Melia volkensii* Gürke: a case study in Japan

Ryo FURUMOTO ^{1)*}

Key words : clonal propagation, fast-growing tree, macro-propagation, tree breeding

Introduction

Melia volkensii Gürke is a fast-growing tree species endemic to the drylands of eastern Africa, and its high-quality timber is used for construction and furniture (Muok et al. 2010). Owing to its high economic value, the Kenya Forestry Research Institute, with support from the Japan International Cooperation Agency and the Forest Tree Breeding Center of Japan, has implemented breeding projects for this tree species since 2012. The projects have selected candidate plus trees and established clonal seed orchards with them. Although these projects have increased seed production from the improved trees, a majority of saplings for afforestation have been grown from seeds collected from unimproved sources (Kariuki et al. 2021a). Seeds collected from improved *M. volkensii* are still scarce. Therefore, more mother trees, propagated clonally from improved individuals, are needed. Grafting is common in Kenya as a macro-propagation method for *M. volkensii*; however, it requires special techniques and effort (Kamondo et al. 2016). Stem cutting propagation is an easier method but is not feasible for *M. volkensii* (Kariuki et al. 2021a). A simpler and more practical macro-propagation method for *M. volkensii* is root-cutting propagation (Hanaoka et al. 2016). Hanaoka et al. (2016) proposed practical criteria that indicated a suitable root material size for propagation. Furumoto (2022) reported the growth of saplings propagated by the root-cutting method. The root materials used in previous studies were collected from small potted saplings. If we conduct root-cutting propagation in practical breeding projects, we have to collect root materials from improved trees with a sufficient size to pass statistical tests. Digging out roots from such large trees may require some effort. If small clonal saplings of improved individuals

are available as donors for the propagation, such effort can be minimized. Therefore, we examined whether we could use small clonal saplings propagated by the root-cutting method as donors for subsequent propagation.

Materials and Methods

On June 4, 2020, we performed root-cutting propagation using 30 *M. volkensii* saplings as donors (Furumoto 2022) and cultivated the donors and 38 saplings propagated by root cutting 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). Thirty donors were cultivated in three types of planting pots, consisting of ten pots each. The types of pots were 23.1 × 25.5 cm Air-pot® (The Caledonian Tree Co. Ltd., U.K.) designed for good root structures (Single and Single 2010), 24 × 21 cm Slit Pot (Kaneya Co., Ltd., Aichi, Japan) with slits and ribs at the bottom to prevent root circling, and 24 × 24 cm polyethylene pots (Tokai Kasei, Gifu, Japan) without a mechanism to avoid root deformities. The saplings were cultivated in 9 × 30 cm polyethylene pots (Tokai Kasei, Gifu, Japan) without any structure to prevent strangulated roots. We used a new medium consisting of commercial gardening soil (Oishi Corporation, Fukuoka, Japan) mixed with an equal volume of pumice (Setogahara Kaen, Gunma, Japan) as the cultivation medium for all planting pot types.

On December 10, 2021, we dug up all donors and saplings from the pots and collected root materials meeting the criteria of Furumoto (2022), which simplified those of Hanaoka et al. (2016). To compare the number of collected materials among cultivation conditions, we performed Tukey's HSD multiple

Melia volkensii Gürke の根ざし増殖生産性：日本での試行
古本 良

Received 6 April 2022, Accepted 28 April 2022

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4年4月6日 原稿受理：令和4年4月28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

comparison test using R ver. 4.1.2. (R Core Team 2021) with the multcomp library ver. 1.4.18. (Hothorn et al. 2008).

Results

All donors and saplings survived for one and a half years. At the end of the cultivation period, the average heights (mean $\pm$ standard deviation; SD) were 69.1 ± 19.2 cm in the donors and 51.7 ± 15.0 cm in the saplings.

Figure 1 shows the mean, SD, and number of root materials collected under the four cultivation conditions. The means and SDs of the number of collected root materials were 2.5 ± 1.8 in the Air-Pot, 1.7 ± 0.8 in the Slit Pot, 2.2 ± 1.2 in the 24×24 cm polyethylene pot, and 2.2 ± 0.8 in the 9×30 cm polyethylene pot. The mean numbers did not differ significantly among the groups (p -values ranged from 0.351 to 1.000). The overall mean $\pm$ SD was 2.1 ± 1.1 . The maximum number of collected materials was six in the Air-Pot. Donors with no root material meeting the criteria were observed in all three pot types. The saplings propagated by root cutting produced at least one root material sample.

Discussion

After the root-cutting propagation, the donors and saplings were cultivated for one and a half years. They produced a

mean of 2.1 root materials for further root cutting.

The number of root materials collected from the re-grown donors and the saplings propagated by root cutting did not differ significantly among the four types of planting pots. It was clear that all types of pots examined in this trial were suitable for cultivation to repeatedly collect roots for root-cutting propagation.

The productivity of root-cutting propagation of *M. volkensii* can be expressed as

$$N = D \times R \times Fs + D \times Fd \\ = D \times (R \times Fs + Fd),$$

where N is the number of intact clonal saplings produced in one root-cutting propagation; D is the number of donors; R is the mean number of root materials collected from each donor; and Fs and Fd are the frequencies of intact saplings grown from root materials and surviving donors after regrowth, respectively. R and Fd were approximately 2 and 1.0 in this trial, respectively, and Fs was reported as 0.45 in a previous trial (Furumoto 2022).

For instance, if 10 root materials are used in the first root-cutting propagation, then approximately five roots may grow to intact saplings ($10 \text{ roots} \times 0.45$). These clonal saplings can be

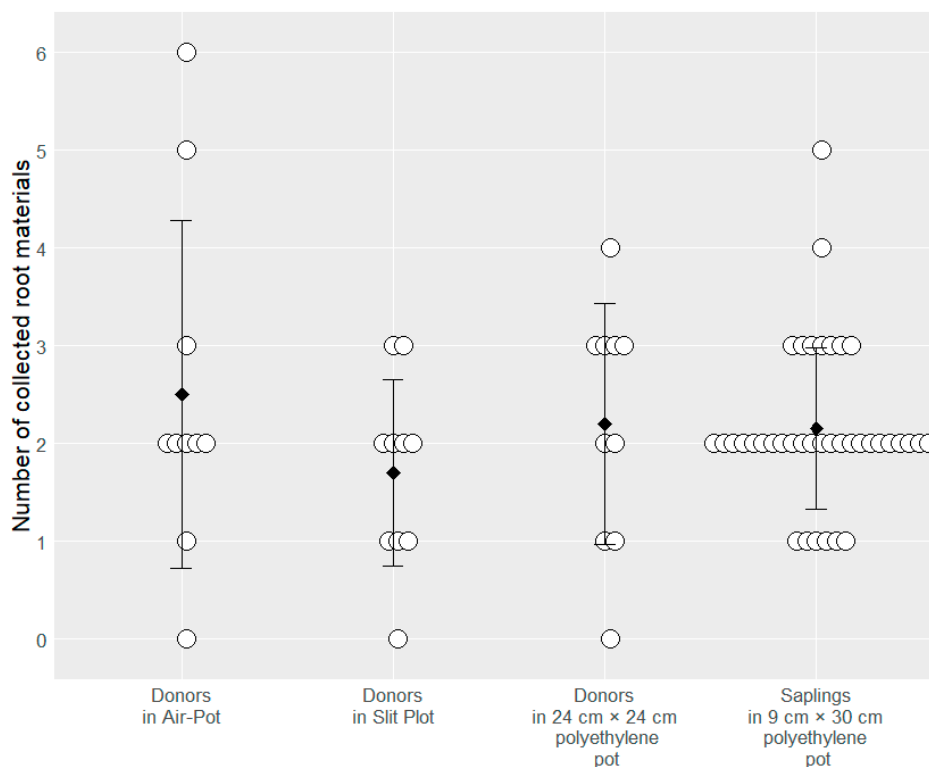


Fig. 1. Number of root materials of *Melia volkensii* collected from the donors and saplings one and a half years after cultivation following root-cutting propagation in Iriomote Island, Japan. Open circles and filled diamonds indicate the number and mean numbers of each of the collected materials, respectively. Error bars indicate the standard deviations.

used as donors for the following propagation. If five saplings are used as donors, then approximately 10 sprouted plants, including the re-grown donors, may be available ($5 \text{ donors} \times 2 \text{ roots} \times 0.45 + 5 \text{ donors} \times 1.00$, or $5 \text{ donors} \times 1.9$). If all the 10 plants are used as donors for the next propagation, then 19 intact clonal saplings may grow ($10 \text{ donors} \times 1.9$).

It took one and a half years to grow clonal saplings in the present trial conducted on Iriomote Island in Japan, whereas the propagation scheme with grafting in Kenya took approximately ten months to grow saplings for clonal seed orchards of *M. volkensii* (Kariuki et al. 2021b). Compared with the grafting method in Kenya, the root-cutting method in this trial may have the disadvantage of a longer cultivation period. However, root-cutting propagation has the advantage that it neither requires special techniques and equipment nor does it require rootstocks, which may produce incongruous growth or unnecessary shoots. As Furumoto (2022) mentioned, the climatic conditions on Iriomote Island seem to be unsuitable for the growth of *M. volkensii*. Under more suitable conditions, clonal saplings propagated by root cutting are expected to grow larger in a shorter period, and the frequency of intact clonal saplings is also expected to be higher. Further trials to examine the practical productivity of root-cutting propagation under suitable conditions, such as in Kenya, are necessary.

Acknowledgments

I am grateful Ms. Y. Nakagawa and Ms. M. Okumura for their help with cultivation. I thank the anonymous reviewers for their valuable and constructive suggestions.

References

- Furumoto, R. (2022) Growth of *Melia volkensii* Gürke saplings propagated by root-cuttings. Bulletin of FFPRI, 21, 57–59.
- 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, 1551–1558.
- Hothorn, T., Bretz, F. and Westfall, P. (2008) Simultaneous Inference in General Parametric Models. Biometrical Journal, 50, 346–363.
- 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.
- Kariuki, J. G., Miyashita, H., Kobayashi, T., Ndufa, J. K. and Kamondo, B. M. (2021a) Guideline on Clonal Propagation of *Melia volkensii*. KEFRI and FTBC, Ibaraki, Japan, 20pp.
- Kariuki, J. G., Miyashita, T., Ndufa, J. K. and Kamondo, B. M. (2021b). Manual for Establishing and Managing of *Melia volkensii* Seed Orchards in Kenya. KEFRI and FTBC, Ibaraki, Japan, 19pp.
- 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.
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, (accessed 2022-1-27).
- Single, J. and Single, S. (2010) Short Note: Good roots matter from day one. Sibbaldia: the Journal of Botanic Garden Horticulture, 8, 179–187.

研究資料 (Research record)

Atlas of dung beetles collected in the Sungai Wain Protection Forest and its surroundings in the lowlands of Borneo

Akira UEDA^{1)*}, Dhian DWIBADRA²⁾, Sih KAHONO²⁾,
SUGIARTO³⁾, Teruo OCHI⁴⁾ and Masahiro KON⁵⁾

Abstract

Dung beetles (coprophagous groups of Scarabaeoidea) are useful indicators of habitat quality in tropical regions. To evaluate dung beetle diversity in a variety of land use types, we carried out beetle surveys using pitfall traps baited with human excrement and fish meat from 2004 to 2017 in the Sungai Wain Protection Forest and its surroundings located 10–40 km north of Balikpapan in the lowlands of East Kalimantan, Indonesia. From these surveys, we collected 68 dung beetle species. To help identify these species, we presented photographs and diagnoses of all collected species and included photographs of useful characteristics for discriminating similar species. There is no previously published atlas of dung beetles in Indonesia. Despite only covering a small area on Borneo Island, we hope this atlas will help entomologists and insect lovers in Indonesia identify dung beetles.

key word : distribution, East Kalimantan, food habit, identification, habitat preference, photograph, Scarabaeidae

Introduction

It is known that dung beetles (coprophagous groups of Scarabaeoidea, among which Bolboceratidae, Hybosoridae, and certain Scarabaeidae members (Scarabaeinae and Aphodiinae) are considered in the present study) are useful indicators of habitat quality and environmental changes in tropical regions (McGeoch et al. 2002; Aguilar-Amuchastegui and Henebry 2007; Gardner et al. 2008a; Nichols and Gardner 2011). These beetles are known to be relatively easy to collect and identifiable when compared with the majority of other insect groups (Spector 2006). The sampling cost for these beetles was cheapest among 14 other taxa sampled in studies carried out in primary forests in the Brazilian Amazon, and their indicator performance has been found to be second-best after birds (Gardner et al. 2008b; Nichols and Gardner 2011). Moreover, these beetles are known to serve important ecological functions, such as promoting the rapid decomposition of dung and carcasses, accelerating nutrient cycling and bioturbation, enhancing plant growth, facilitating secondary seed dispersal, pollinating carrion-scented plants, and controlling parasites and flies (Davis 1996; Sakai and Inoue 1999; Andressen 2002, 2003; Larsen et al. 2005; Horgan 2005; Slade et al. 2007, 2011; Nichols et al. 2008; Kryger 2009; Ridsdill-Smith and Edwards 2011; Amézquita and Favila 2011; Enari and Enari-Sakamaki

2014; Enari et al. 2016).

Because of their habitat quality indicator ability, low sampling cost, and ecosystem services, we chose to evaluate the influence of land use types on dung beetle diversity in the Sungai Wain Protection Forest (SWPF) and its surroundings, located 10–40 km north of Balikpapan in the lowlands of East Kalimantan, Indonesia (Ueda et al. 2015a, c, d). In these studies, we used baited pitfall traps on which crossed flight intercepting transparent laminas with the roof of a white plastic bowl were set (Ueda et al. 2015b). We set alternately five and five traps baited with human excrement and raw fish meat on a 90 m transect with 10 m intervals for five days at each site in December 2006 and 2007 (Ueda et al. 2015a, c, d). We collected dung beetles from intact natural forests, burnt natural forests, heavily burnt and/or artificially degraded natural forests, *Acacia mangium* plantation forests, *Imperata cylindrica* grasslands, and a cattle pasture (Figs. 1 and 2). In addition to these studies, we collected beetles using the same method as those outlined in verificative studies in December 2008 (Ueda et al. 2017). Details of the site locations and trapping periods are indicated in Table 1 of Ueda et al. (2017). We also collected beetles using the other types of baited pitfall traps as preliminary studies in December – January 2004/2005 and 2005/2006 and in August 2006 (Ueda et al. 2015b) and as

Received 1 December 2021, Accepted 7 March 2022

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

2) Research Center for Biology, Indonesian Institute of Sciences (RCB-LIPI)

3) East Kutai Agricultural College School (STIPER)

4) Toyono-cho, Toyono-gun, Osaka

5) Sakyo-ku, Kyoto

* Hokkaido Research Center, FFPRI, Hitsujigaoka 7, Toyohira-ku, Sapporo 062-8516, JAPAN; E-mail: akira@ffpri.affrc.go.jp

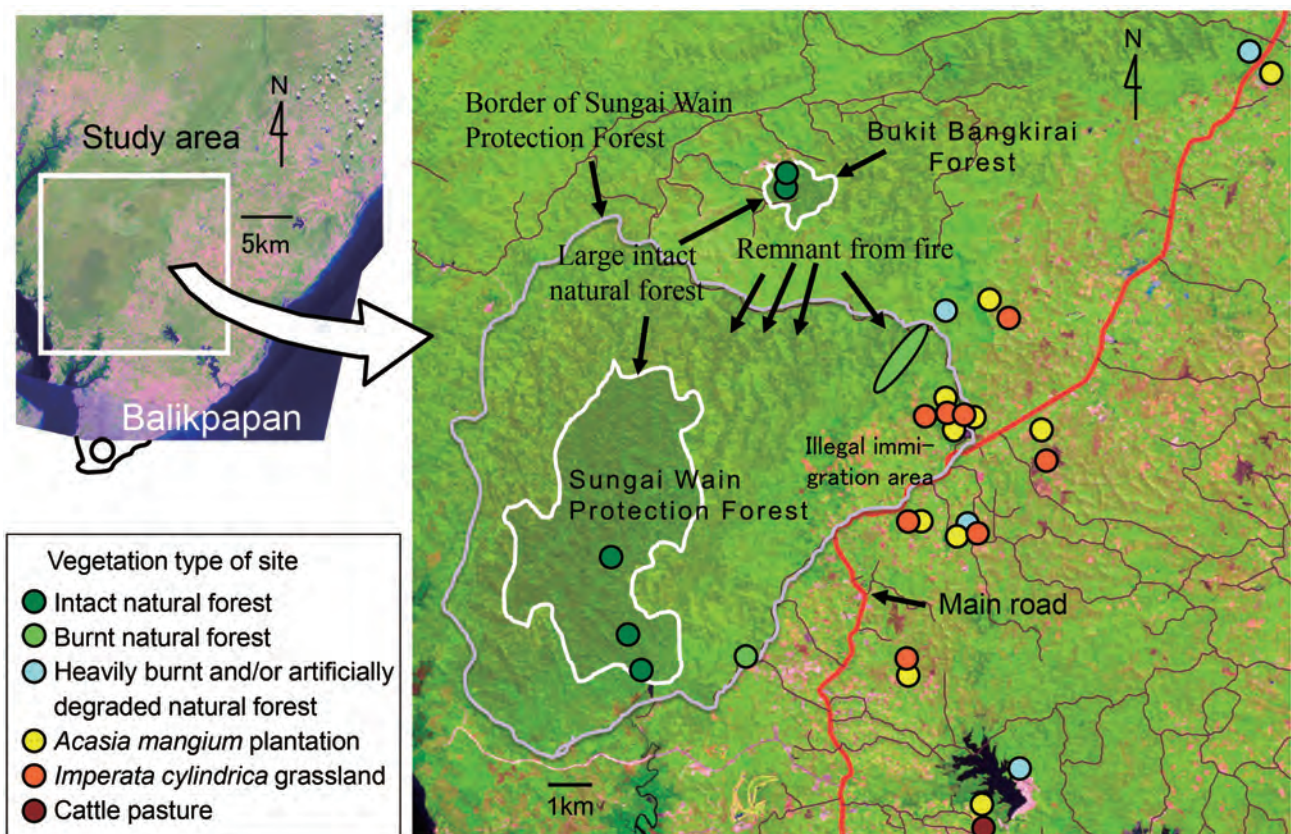


Fig. 1. Satellite image of the study area indicating the distribution of trapping sites and their vegetation types
The 'SPOTS5' satellite took this picture at 2:27:04 (GMT) on 19 June 2005.



Fig. 2. Photograph of each vegetation type

A: intact natural forest, B: burnt natural forest, C: heavily burnt and artificially degraded natural forest (secondary forest), D: *Acasia mangium* plantation forest (5 years old), E: *Imperata cylindrica* grassland, and F: cattle pasture.

post-studies in December 2015–2017. Thus, we accumulated a large collection of dung beetles as well as information regarding both their habitat and diet preferences.

On the other hand, Indonesian entomologists and rangers who work to protect the SWPF have often and eagerly requested that we make an atlas of dung beetles based on our collections, as there is currently no atlas of dung beetles in Indonesia. Here, we took photographs of all the dung beetle species collected in the SWPF and its surroundings and made an atlas of dung beetles. Although our collections were obtained solely from a small area on Borneo Island, we hope this atlas will help entomologists and insect lovers in Indonesia to identify dung beetles.

Overview of the environments of the Sungai Wain Protection Forest (SWPF) and its surroundings

The SWPF is ca. 10,000 ha lowland humid forests protected as the water jar of Balikpapan City (Purwant and Koesoetjahjo 2017). “Sungai” means river in English. The SWPF is also famous as one of the release points of rescued orangutans. The forests mainly consist of intact natural forests and mosaic distributed forests burnt in 1983 and 1998 (Mori et al. 1998; Taylor et al. 1999; Yamaguchi and Tsuyuki 2001; Makihara 2013) (Figs. 1, 2A and B). There is an illegal immigration area near the main road (Fig.1). Selective logging had been partly conducted long ago, but no logging was conducted in these 50 years except for the illegal immigration area. The dominant tree genera are *Shorea* and *Dipterocarpus*. The burnt forests are dominated by the pioneer tree species such as the genus *Macaranga* and the species *Vernonia arborea*. Bukit Bangkirai Forest, the nearest protected forest included in the study area (Fig. 1), is also dominated by *Shorea* and *Dipterocarpus*. Bangkirai is the local name of *Shorea laevis* (Makihara 2013). The SWPF is mainly surrounded by heavily burnt and/or degraded natural forests (Fig. 2C), *A. mangium* plantation forests (Fig. 2D), farmlands including orchards and oil palm and rubber plantations, and *Imperata cylindrica* grasslands (Fig. 2E) growing after slash-and-burn agriculture. *Falcataria moluccana* plantation forests are sparsely distributed with small areas. Cattle pastures (Fig. 2 F) are rare landscapes in the study area. A variety of vegetation types on the SWPF and its surroundings are suitable for studies on the relationships between biodiversity and changing environments in humid tropical lowlands.

Materials and methods

We took photographs of dung beetle specimens that we borrowed from the Research Center for Biology, Indonesian Institute of Sciences (RCB-LIPI) through formal procedures before returning the specimens. However, for *Onthophagus*

(*Onthophagiellus*) *crassicolis*, *Onthophagus* (*Onthophagus*) *pavidus*, and *Onthophagus* (*Onthophagus*) *keikoe*, we used specimens collected from Vietnam, Sumatra, Indonesia and Sarawak, Malaysia because we did not obtain specimen photographs of these species during our collections. The literature that we referred to for the identification and distribution of species is listed at the end of this study as ‘Literature cited for identification and distribution’.

The terms defining the characteristics of beetles used in this study are shown in Fig. 3. The variations in the characteristic states of the apical margin of clypeus observed in this study are shown in Fig. 4. Body length was measured from the apex of the head to the apex of the elytron (Fig. 3). We did not indicate the sexes in the dorsal-view or the magnified morphological photographs of the collected species or parts without distinct sexual dimorphisms, as reflected in the legend of Fig. 5.

‘Habitat’ is determined from data based on number of beetles collected per trap transect at each vegetation type shown in Table 3 of Ueda et al. (2017). Ueda et al. (2017) treated the sites of intact natural forests separately to deep inside sites or near border sites, but we did not separate them in this atlas. Heavily burnt and/or artificially degraded natural forests are described as ‘secondary forest’. *Acacia mangium* plantation forests, *Imperata cylindrica* grasslands, and a cattle pasture are described as ‘plantation forest’, ‘grassland’, and ‘pasture land’, respectively. Three of 10 *A. mangium* plantation forests were 5–12 years old in 2006–2008, but the others were unknown in age. The size, density, and trunk basal area of *A. mangium* trees and the distance from the SWPF and the area of the plantation forests are partly shown in Table 1 of Ueda et al. (2015a). Ueda et al. (2015a) indicated that the distances from the SWPF and areas of *A. mangium* plantation forests strongly affected the beetle assemblages compared to the size, density, and trunk basal area of trees.

‘Abundance’ is determined from the total numbers of beetles collected through the studies that are indicated in Table 3 of Ueda et al. (2017). The beetles of which only one individual was collected were categorized as ‘extremely rare’, those with 2–10 individuals were categorized as ‘rare’, those with 11–100 individuals were categorized as ‘moderate’, and those with more than 100 individuals were categorized as ‘abundant’.

‘Attractant’ is also determined from the total numbers of beetles collected in the traps baited by human excrements and by raw fish meat through the studies that are indicated in Table 3 of Ueda et al. (2017). More than 70 % of the beetles collected by human excrement baited traps were categorized as ‘dung’, species more than 70 % of the beetles collected by fish meat baited traps were categorized as ‘carrion’, and 30–70 % were categorized as ‘dung and carrion’.

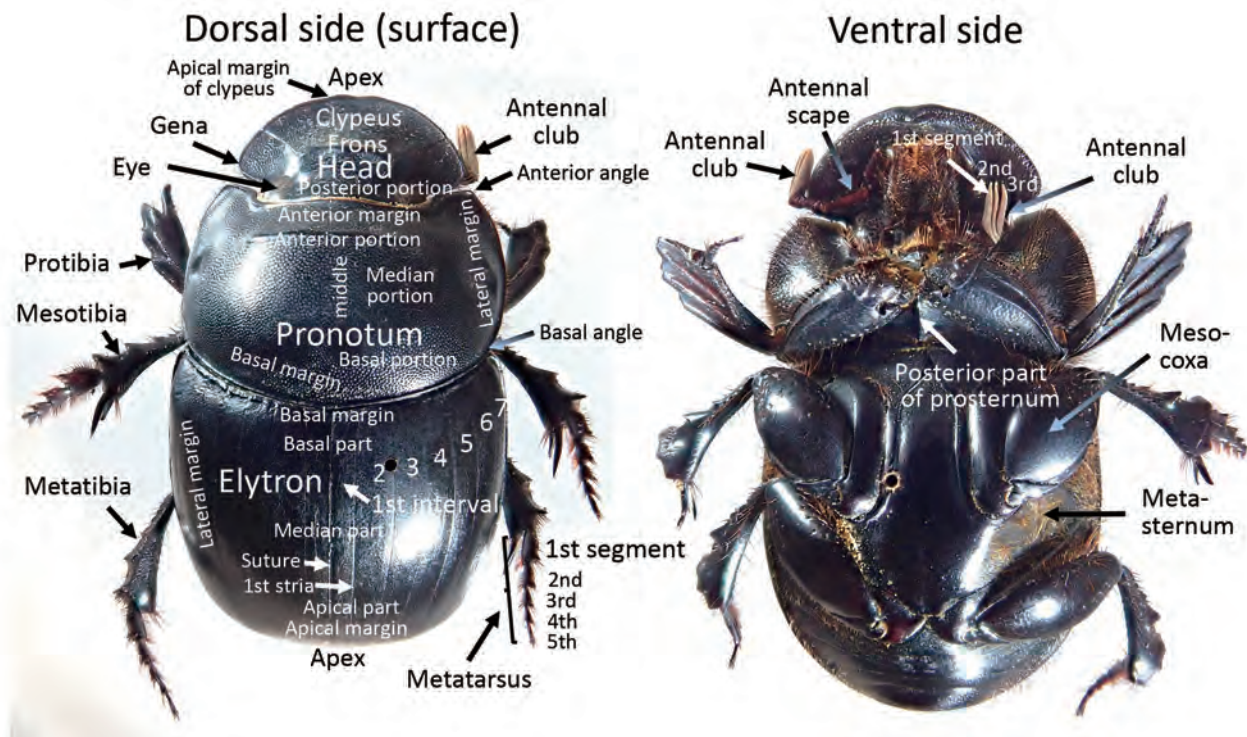


Fig. 3. Terms for the beetle body parts used in this study.

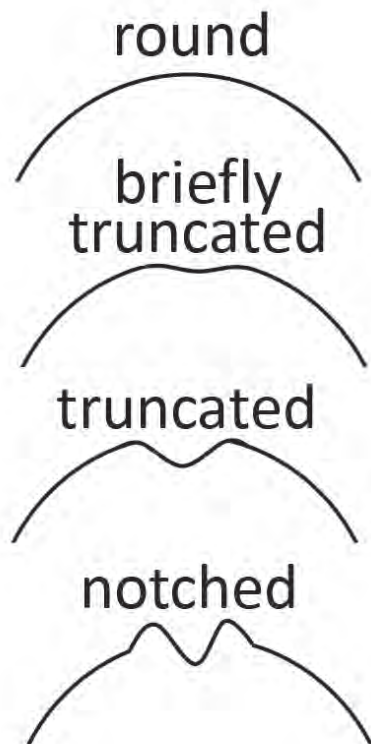


Fig. 4. Terms for the morphological differences in the apical margin of the clypeus used in this study.

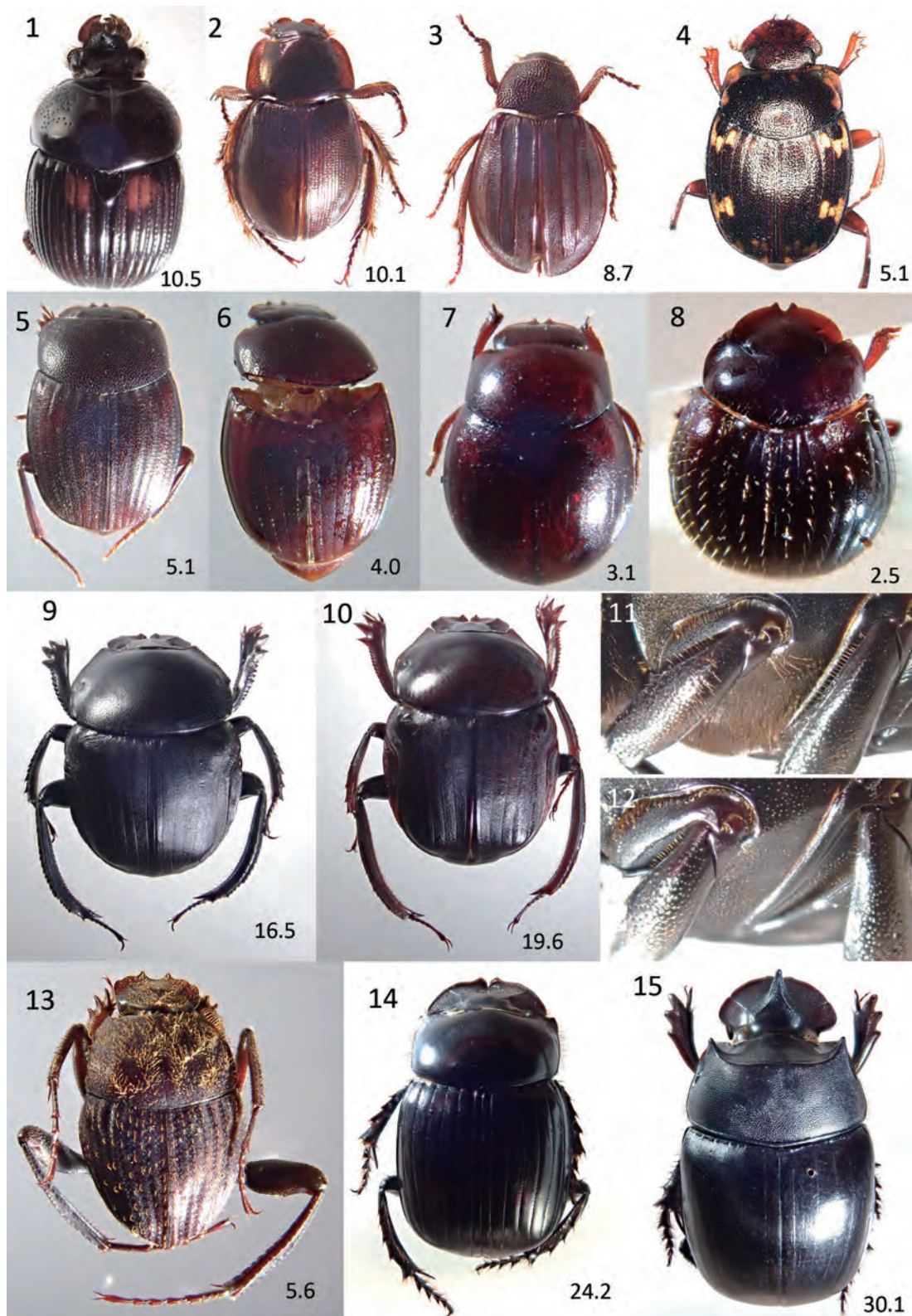


Fig. 5. Photographs of dung beetles. The numerical value on the lower right side of each photograph indicates the body length (the length from the apex of the head to the apex of the elytron) of the specimen in mm. Sexes are not indicated for the species and the morphological parts without distinct sexual dimorphisms.

1: *Bolbochromus catenatus*, 2: *Phaeochrous emarginatus*, 3: *Phaeocroops* sp., 4: *Ochicanthon cambeforti*, 5: *Ochicanthon uedai*, 6: *Ochicanthon woroae*, 7: *Panelus kalimantanicus*, 8: *Haroldius sumatranus*, 9: *Paragymnopleurus maurus*, 10: *Paragymnopleurus striatus*, 11: metasternum of *P. maurus*, 12: metasternum of *P. striatus*, 13: *Sisyphus thoracicus*, 14: *Synapsis ritsemae*, 15: *Catharsius dayacus* (male)

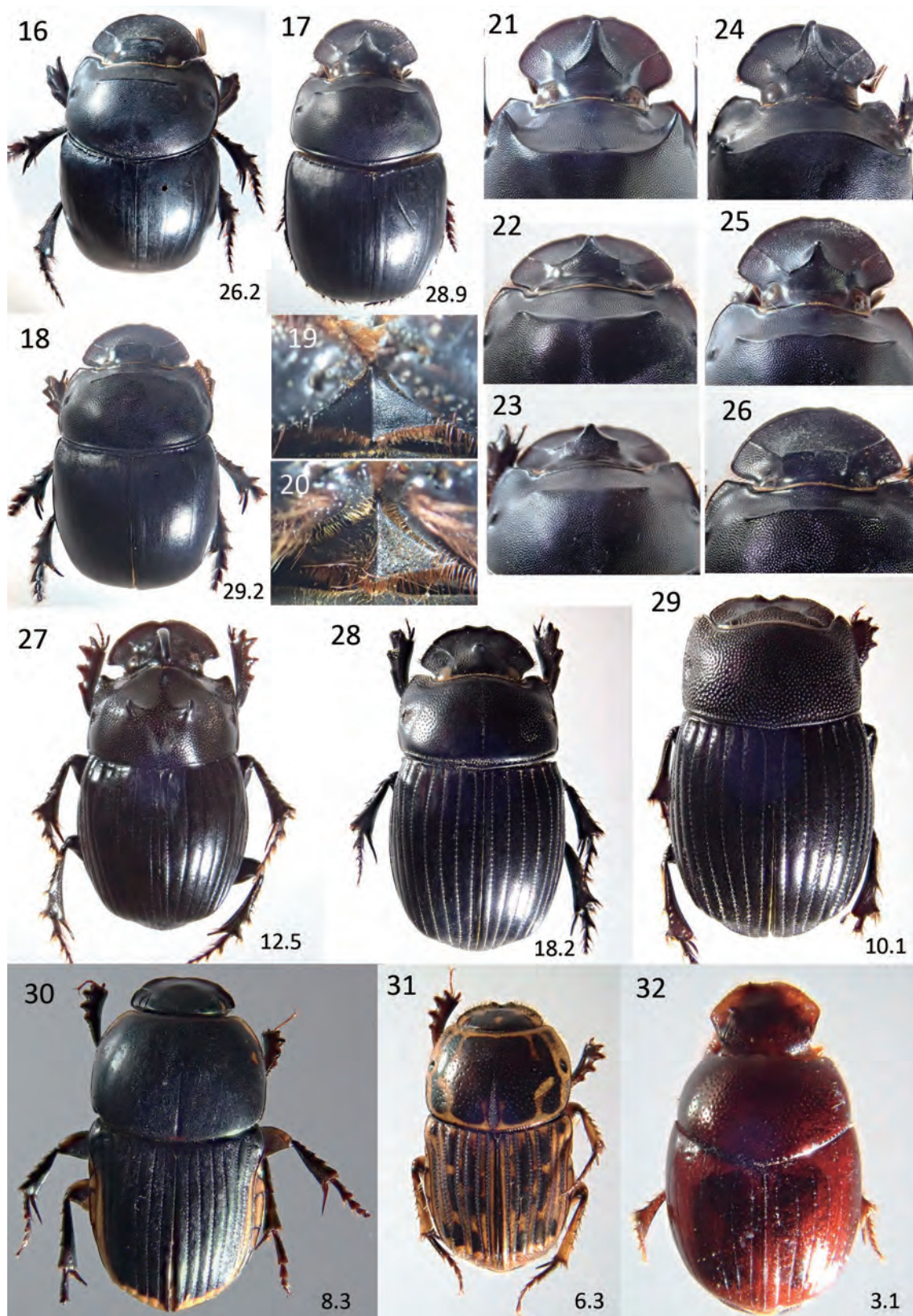


Fig. 5. (continued)

16: *C. dayacus* (female), 17: *Catharsius renaudpauliani* (male), 18: *C. renaudpauliani* (female), 19, 20, 21: male heads and pronota of *C. dayacus*, 22, 23: male heads and pronota of *C. renaudpauliani*, 24: female head and pronotum of *C. renaudpauliani*, 25: posterior part of prosternum of *C. dayacus*, 26: posterior part of prosternum of *C. renaudpauliani*, 27: *Copris (Copris) gibbulus* (male), 28: *Copris (Copris) agnus* (male), 29: *Microcopris fujiokai*, 30: *Oniticellus cinctus*, 31: *Oniticellus tessellatus*, 32: *Caccobius (Caccobius) binodulus*

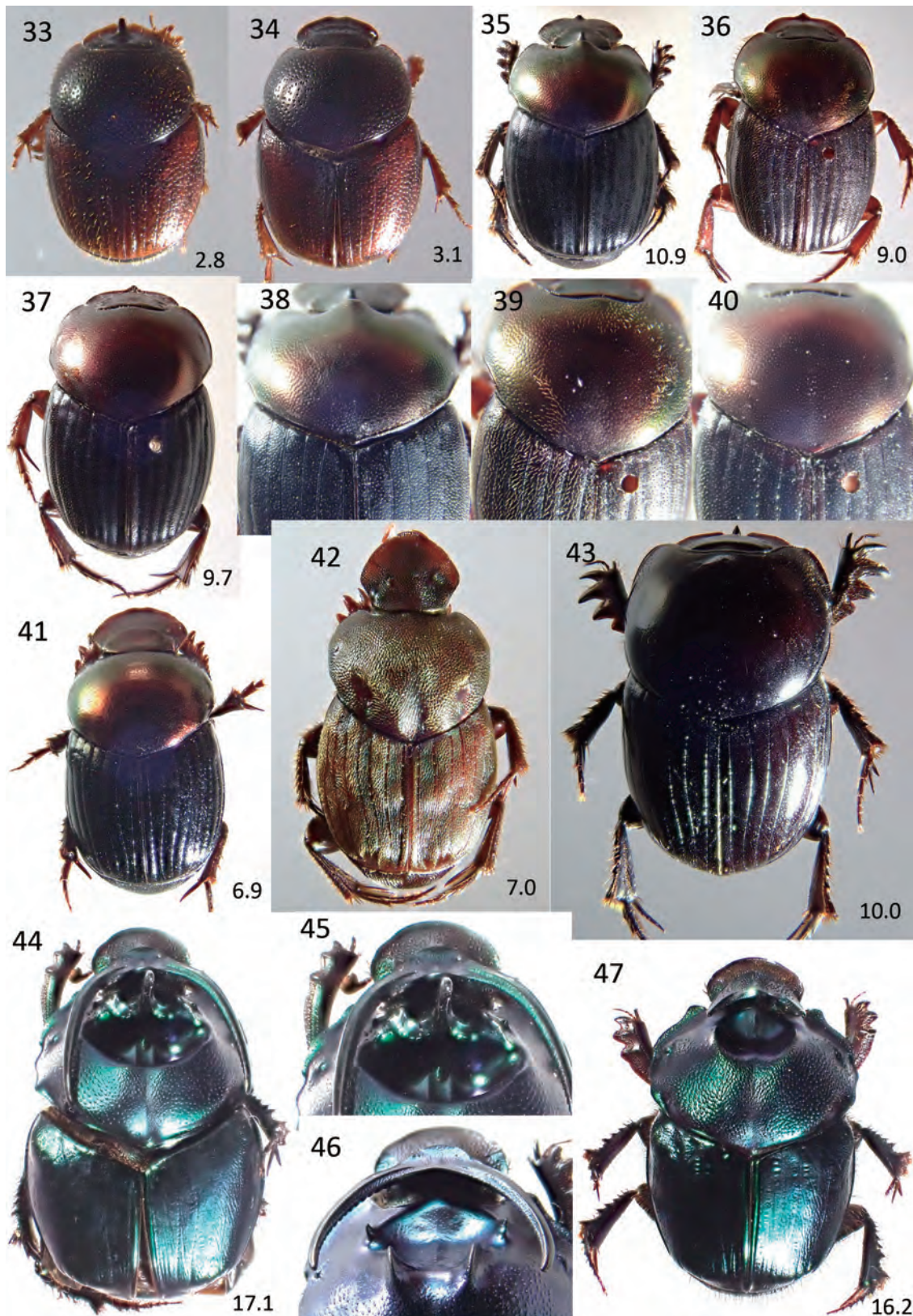


Fig. 5. (continued)

33: *Caccobius (Caccophilus) unicornis* (male), 34: *C. (C.) unicornis* (female), 35: *Parascatonomus (Necramator) dux*, 36: *Parascatonomus (Necramator) aurifex*, 37: *Parascatonomus (Necramator) semiaureus*, 38, 39, 40: pronota and elytra of *P. (N.) dux*, *P. (N.) aurifex*, and *P. (N.) semiaureus*, respectively, 41: *Parascatonomus (Necramator) semicupreus*, 42: *Parascatonomus (Granulidorsum) rudis*, 43: *Parascatonomus (Parascatonomus) discedens*, 44: *Proagoderus schwaneri* (male), 45, 46: male heads and pronota of *P. schwaneri*, 47: *P. schwaneri* (female)

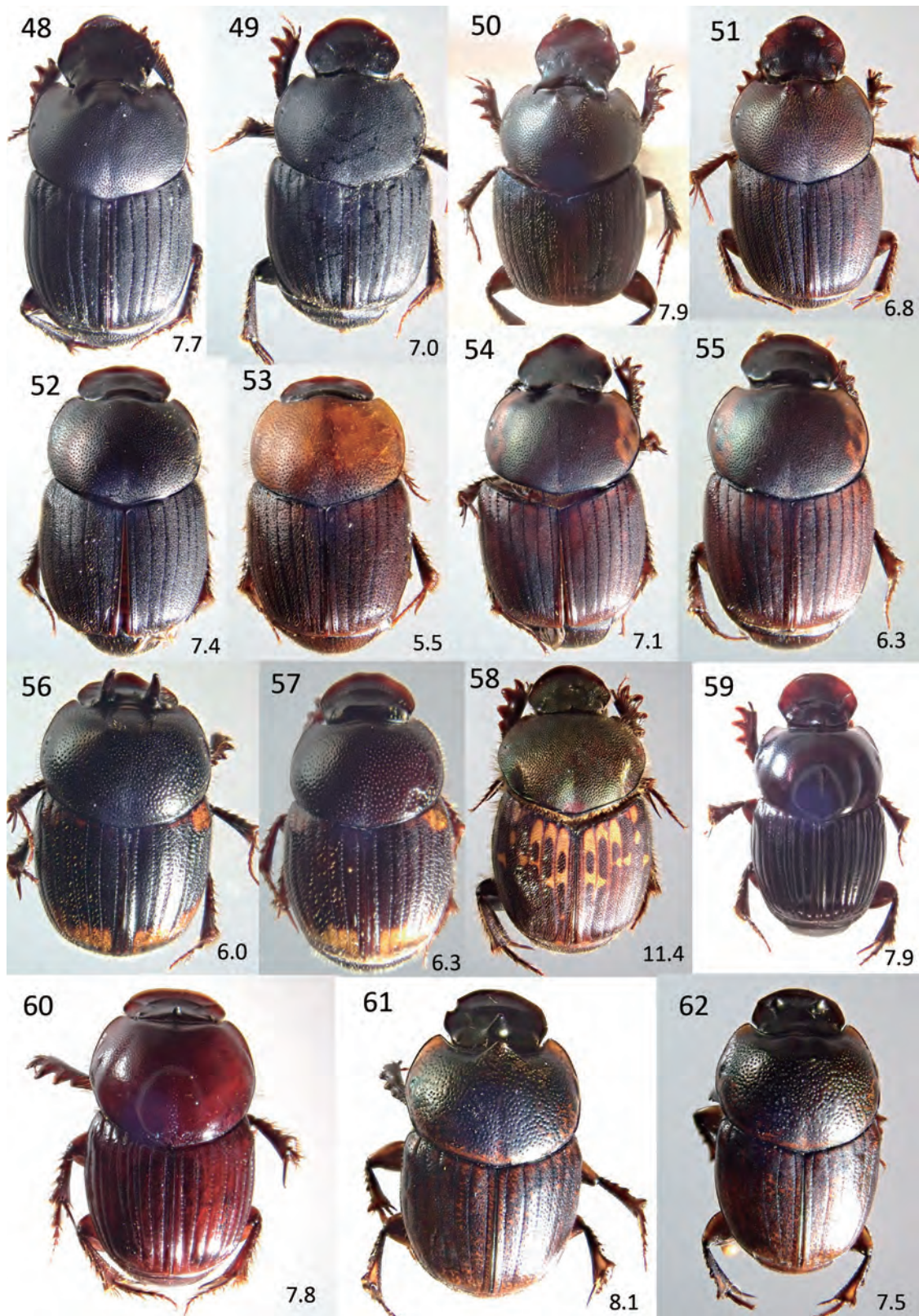


Fig. 5. (continued)

48: *Onthophagus (Gibbonthophagus) cervicapra* (male), 49: *O. (G.) cervicapra* (female), 50: *Onthophagus (Gibbonthophagus) fujiii* (male), 51, 52, 53: *O. (G.) fujiii* (females), 54: *Onthophagus (Gibbonthophagus) obscurior* (male), 55: *O. (G.) obscurior* (female), 56: *Onthophagus (Gibbonthophagus) limbatus* (male), 57: *O. (G.) limbatus* (female), 58: *Onthophagus (Serrophorus) mulleri* (male), 59, 60: *Onthophagus (Serrophorus) laevis* (males), 61: *Onthophagus (Serrophorus) sagittarius* (male), 62: *O. (S.) sagittarius* (female)

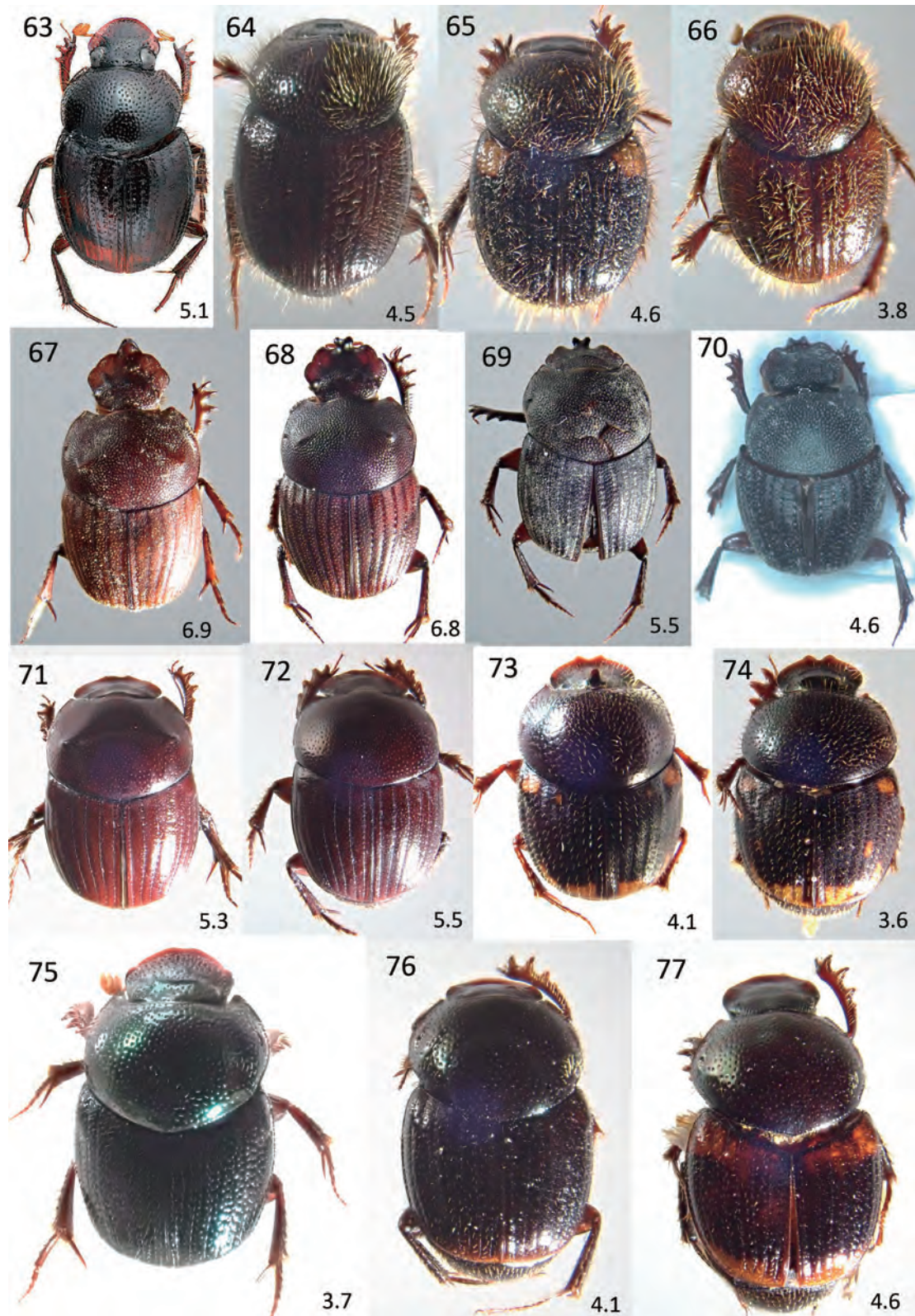


Fig. 5. (continued)

63: *Onthophagus (Micronthophagus) fukuyamai* (holotype), 64: *Onthophagus (Indachorius) uedai*, 65: *Onthophagus (Indachorius) woroae*, 66: *O. (I.) woroae* (teneral), 67: *Onthophagus (Pseudophanaeomophus) johkii* (male), 68, 69: *O. (P.) johkii* (females), 70: *Onthophagus (Pseudophanaeomophus) sugihartoi* (male) (holotype), 71: *Onthophagus (Pseudophanaeomophus) chandrai* (male), 72: *O. (P.) chandrai* (female), 73: *Onthophagus (Furconthophagus) papulatus* (male), 74: *O. (F.) papulatus* (female), 75: *Onthophagus (Furconthophagus) lilliputanus*, 76: *Onthophagus (Onthophagiellus) hidakai*, 77: *Onthophagus (Onthophagiellus) deliensis*

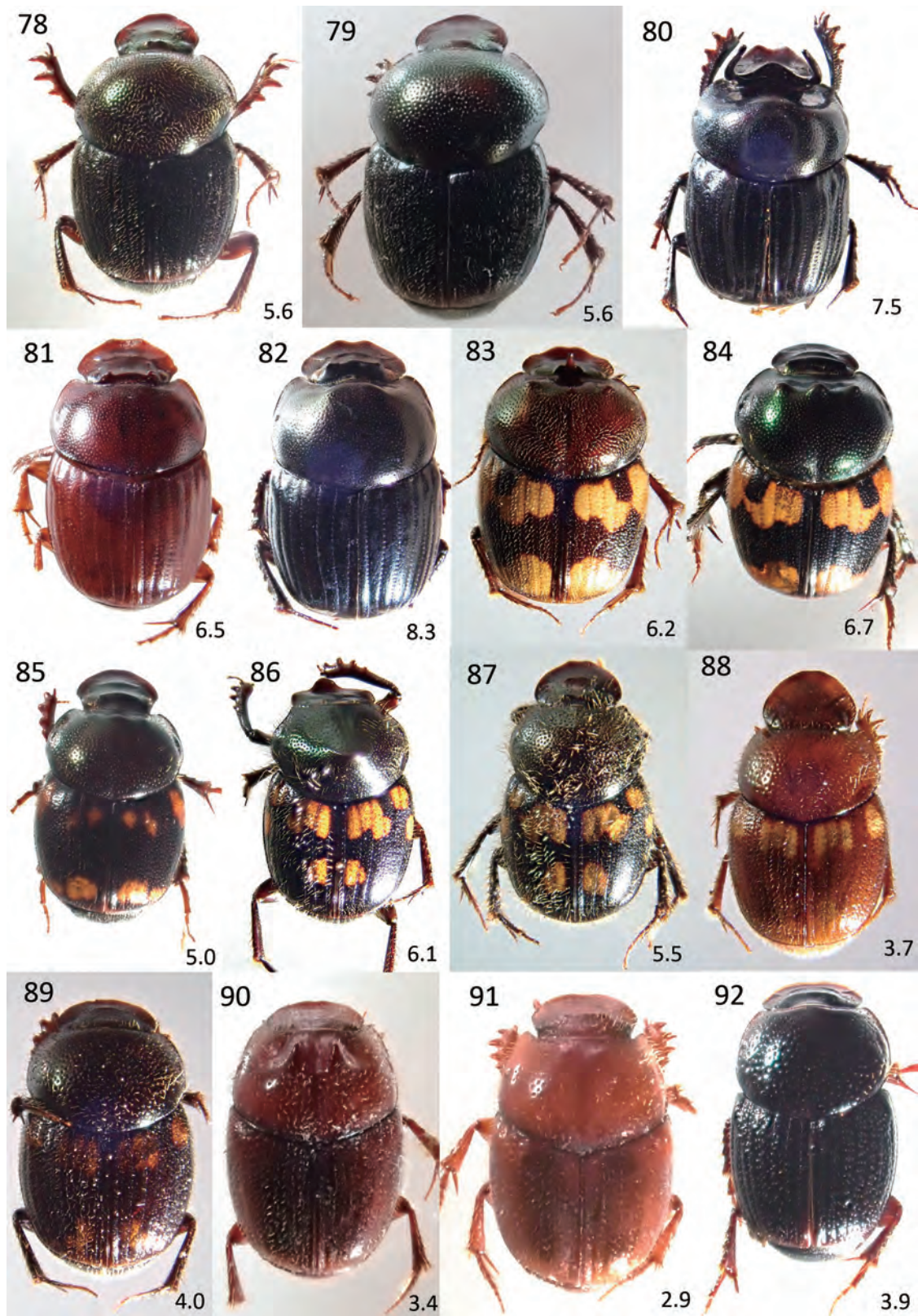


Fig. 5. (continued)

78: *Onthophagus* (*Onthophagiellus*) *crassicollis* (male) (specimen from Vietnam), 79: *O.* (*O.*) *crassicollis* (female) (specimen from Vietnam), 80, 81: *Onthophagus* (*Colobonthophagus*) *armatus* (males), 82: *O.* (*C.*) *armatus* (female), 83: *Onthophagus* (*Paraphanaeomorphus*) *trituber* (male), 84, 85: *O.* (*P.*) *trituber* (females), 86: *Onthophagus* (*Hikidaeus*) *pastillatus* (male), 87: *O.* (*H.*) *pastillatus* (female), 88: *Onthophagus* (*Hikidaeus*) *simboroni* (teneral male), 89: *O.* (*H.*) *simboroni* (female), 90: *Onthophagus* (*Onthophagus*) *vethi* (male), 91: *O.* (*O.*) *vethi* (female), 92: *Onthophagus* (*Onthophagus*) *aphodioides*

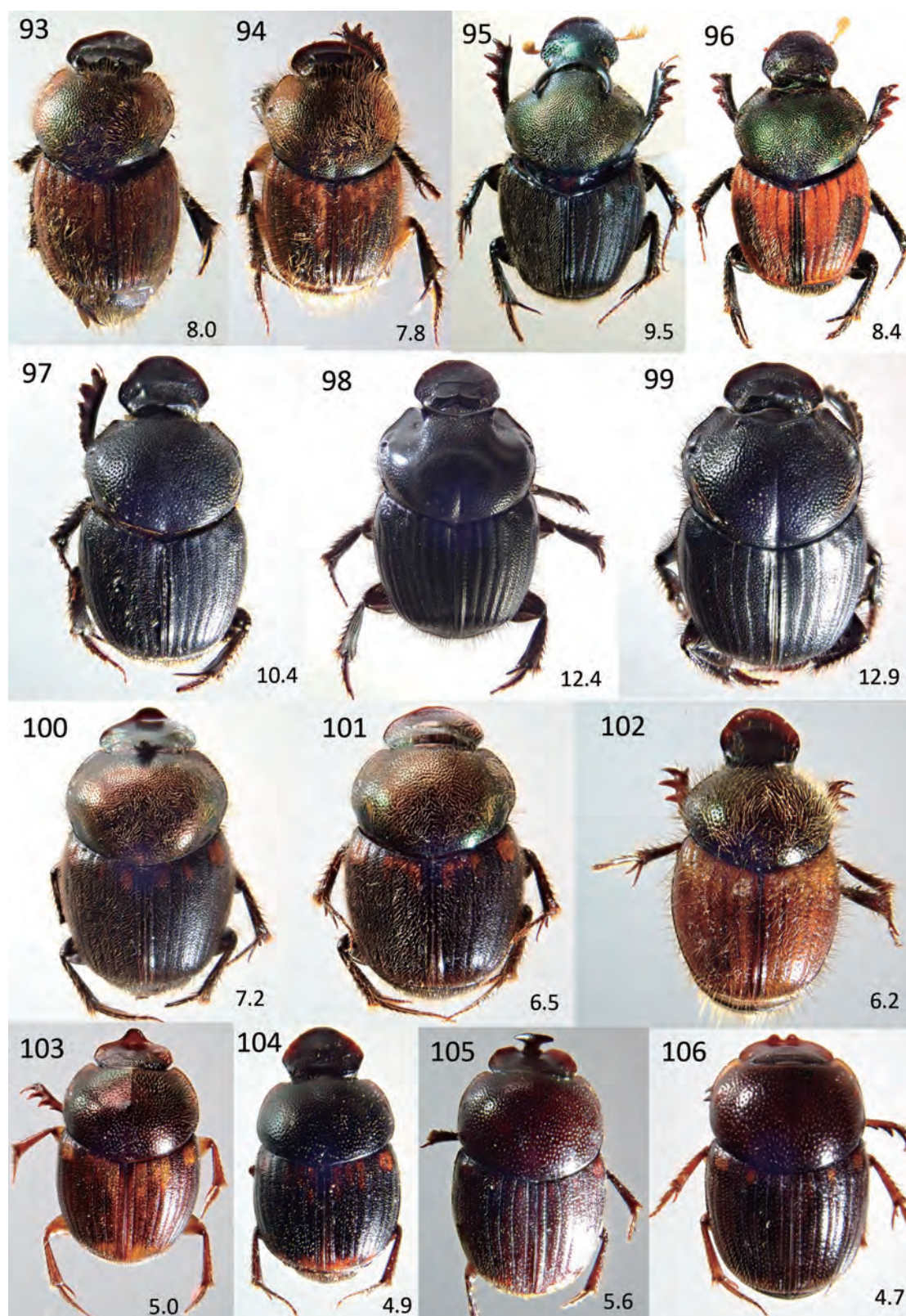


Fig. 5. (continued)

93: *Onthophagus (Onthophagus) vulpes* (male), 94: *O. (O.) vulpes* (female), 95: *Onthophagus (Onthophagus) pavidus* (male) (specimen from Sumatra), 96: *O. (O.) pavidus* (female) (specimen from Sumatra), 97: *Onthophagus (Onthophagus) infucatus* (female), 98: *Onthophagus (Onthophagus) incisus* (male), 99: *O. (O.) incisus* (female), 100: *Onthophagus (Onthophagus) waterstradti* (male), 101: *O. (O.) waterstradti* (female), 102: *Onthophagus (Onthophagus) ochromerus* (female), 103: *Onthophagus (Onthophagus) bonorae* (male), 104: *O. (O.) bonorae* (female), 105: *Onthophagus (Onthophagus) batillifer* (male), 106: *O. (O.) batillifer* (female)

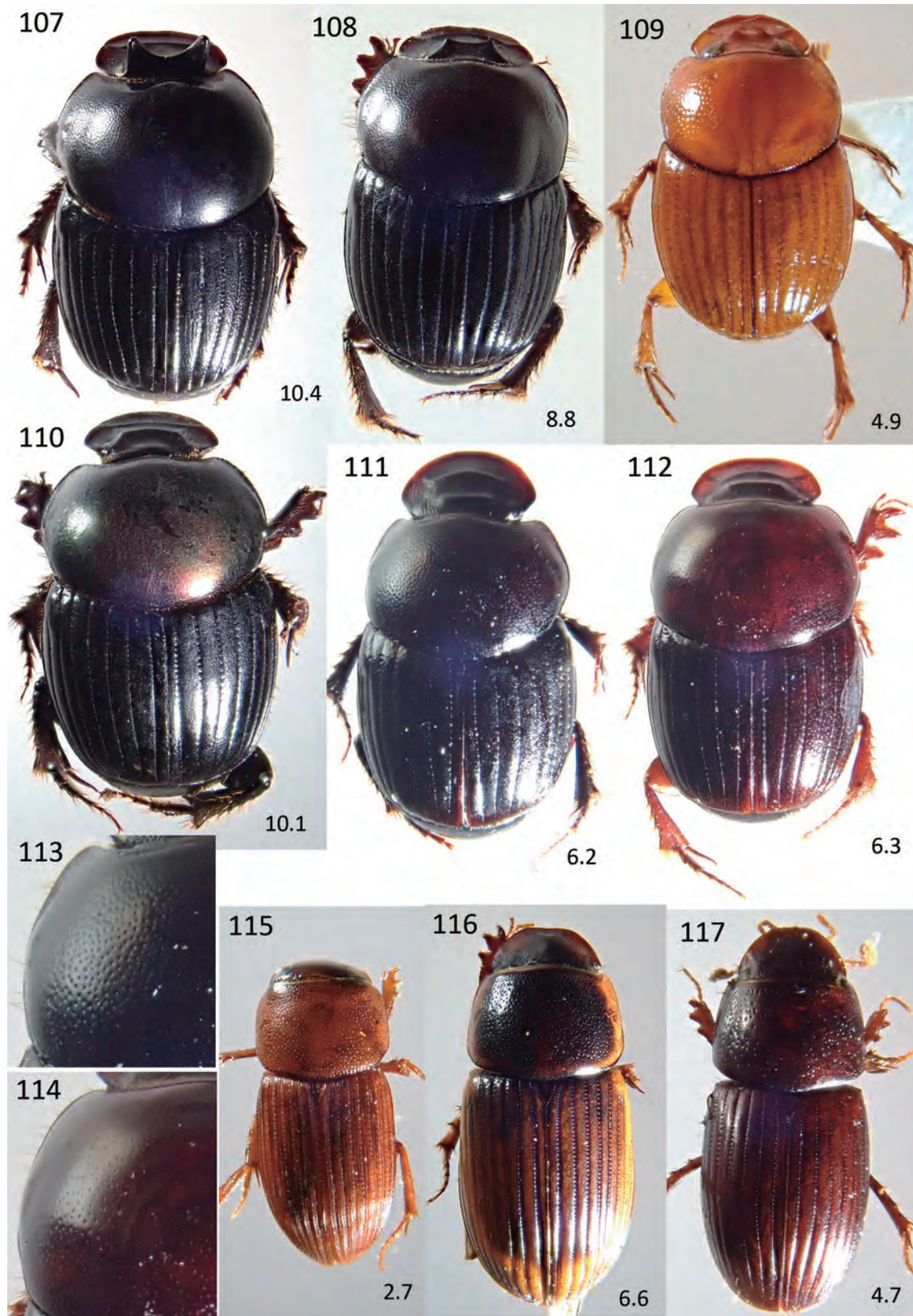


Fig. 5. (continued)

107: *Onthophagus (Onthophagus) borneensi* (male), 108: *O. (O.) borneensi* (female), 109: *Onthophagus (Onthophagus) keikoe* (teneral) (specimen from Sarawak), 110: *Onthophagus (Onthophagus) rutilans*, 111: *Onthophagus (Onthophagus) pacificus*, 112: *Onthophagus (Onthophagus) semipacificus*, 113: pronotum of *O. (O.) pacificus*, 114: pronotum of *O. (O.) semipacificus*, 115: *Ataenius* sp., 116: *Aphodius (Pharphodius) marginellus*, 117: *Aphodius (Aganocrossus) urostigma*

Diagnosis of each dung beetle (Fig. 5)

Family Bolboceratidae Scholtz & Browne, 1996

One species was collected. Body is strongly convex. Surface is entirely shining and glabrous.

Bolbochromus catenatus (Lansberge, 1886) (Fig. 5-1)

Body length: 9.4–10.5 mm.

Surface is black to dark brown with a pair of orange markings along lateral margin of pronotum and from 2nd to 5th intervals at basal part of elytron. Two horns are on middle of clypeus and posterior portion of head.

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: five of 6 individuals were collected by the dung baited traps, however, a species in an allied genus, *Bolbocerosoma nigraoplagiatum*, is known to feed on arbuscular mycorrhiza (Tsukamoto et al. 2017). The captured beetles might have been intercepted their flight for searching arbuscular mycorrhiza by the transparent laminas set on the traps.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Sumatra, Philippines.

Family Hybosoridae Erichson, 1847

Two species were collected. Mandibles are large and protrude from clypeus.

Phaeochrous emarginatus Castelnau, 1840 (Fig. 5-2)

Body length: 9.7–12.8 mm.

Surface is blackish brown. Elytral intervals wrinkly and weakly rise.

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Southeast Asia, Indochina, India, Taiwan, China, Japan (Kyushu, Shikoku, Ryukyu), New Guinea, northern Australia.

Phaeocroops sp. (Fig. 5-3)

Body length: 8.1–9.1 mm.

Surface is blackish brown. Head and pronotum are punctured distinctly. Elytron has four distinct longitudinal ridges including a ridge along suture. This species resembles *Phaeochroops silphoides* Fairmaire, 1898.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo (at least).

Family Scarabaeidae Latreille, 1802

Subfamily Scarabaeinae Latreille, 1802

Meso-coxae are separated from each other. Number of spines on end of metatibia is one. The beetles of Scarabaeinae have a unique breeding habit (Hanski and Cambefort 1991). Female makes brood balls from dung or carrion and lay an egg in each of brood balls. Thereafter, the larva feeds on the brood ball from the inside, grows up, and pupates within the ball. The species of Scarabaeinae are classified into three major functional groups based on the location where the brood balls are made: i.e., 1) ‘tunneler’, 2) ‘roller’, and 3) ‘dweller’. Tunnelers dig tunnels beneath the dung mass and make the brood balls in the tunnels. Rollers build a dung ball and roll it away from the dung mass, and thereafter bury it into the ground for making the brood balls. Dwellers make the brood balls within the dung mass. In the following section, the genera or subgenera of Scarabaeinae were classified into the three functional groups.

Tribe Canthonini Lansberge, 1874

Genus *Ochicanthon* Vaz-de-mello, 2003

Three species were collected. Body is flattened. Apical margin of clypeus is deeply notched at middle. First to 4th segments of meso- and metatarsus are almost the same in width.

Functional group: roller.

Ochicanthon cambeforti (Ochi, Kon et Kikuta, 1997) (Fig. 5-4) = *Ochicanthon simboroni* Ochi, Ueda et Kon, 2006 (synonymized with *O. cambeforti* by Krikken and Huijbregts (2007))

Body length: 5.1 mm.

Surface is blackish brown with four orange markings: along lateral margin of pronotum, two pairs of orange markings from 5th to 7th intervals at basal and median parts of elytron, respectively, and obscure markings from 2nd to 7th intervals at apical part of elytron. Disk is clearly and densely punctured entirely.

Habitat: an individual was collected from a burnt natural forest.

Attractant: an individual was collected by a carrion baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo.

Ochicanthon uedai Ochi, Kon et Hartini, 2007 (Fig. 5-5)

Body length: 5.0–6.1 mm.

Surface is blackish brown and clearly punctured entirely. Pronotum and elytron are covered with minute yellowish hairs. Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo.

Ochicanthon woroae Ochi, Ueda et Kon, 2006 (Fig. 5-6)

Body length: 4.0–4.4 mm.

Surface is blackish brown, entirely glabrous, fairly shining, and covered with sparse and small punctures. Body is small, oval and moderately convex for this genus.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Genus *Panelus* Lewis, 1895

One species was collected. Body is very small and convex. Apical margin of clypeus is deeply notched at middle.

Functional group: roller.

Panelus kalimantanicus Ochi, Kon et Barclay, 2009 (Fig. 5-7)

Body length: 2.8–3.1 mm.

Surface is blackish brown to dark reddish brown, entirely shining, glabrous, and finely punctate.

Habitat: all kinds of vegetation types including pastureland.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Genus *Haroldius* Boucomont, 1914

One species was collected. Body is very small, strongly convex, and short-oval. Apical margin of clypeus is deeply notched at middle. Surface is hairy.

Functional group: unknown.

Haroldius sumatranus Paulian et Scheuern, 1994 (Fig. 5-8)

Body length: 2.5–2.7 mm.

Surface is black, shining and finely punctate. Elytron has a row of long hairs on each interval.

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a carrion baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo, Sumatra.

Tribe Gymnopleurini Streubel, 1846

Genus *Paragymnopleurus* Shipp, 1897

Two species were collected. Body is large and flattened. Metatibia is long in order to roll a dung ball.

Functional group: roller.

Paragymnopleurus maurus (Sharp, 1875) (Figs. 5-9 and 11 (metasternum))

Body length: 16.5–21.5 mm.

Surface is mat black. Body is moderately oval. Antennal clubs

are ivory to yellow. Declivous part of metasternum is covered with dense long hairs (Fig 1-11).

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula.

Paragymnopleurus striatus (Sharp, 1875) (Figs. 5-10 and 12 (metasternum))

Body length: 19.6–22.3 mm.

Surface is black and slightly lustrous, especially on pronotum. Body is moderately squarish. Antennal clubs are reddish brown. Declivous part of metasternum is covered with sparse short hairs (Fig 1-12).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Java, Malay Peninsula.

Tribe Sisyphini Mulsant, 1842

Genus *Sisyphus* Latreille, 1807

One species was collected. Body is small and strongly convex. Hind legs are extremely long to roll a dung ball.

Functional group: roller.

Sisyphus thoracicus Sharp, 1875 (Fig. 5-13)

Body length: 5.0–7.0 mm.

Surface is brown to reddish brown. Head and pronotum are densely covered with hooked yellowish hairs, whereas elytron sparsely so.

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Malay Peninsula, Indochina.

Tribe Coprini Leach, 1815

Genus *Synapsis* Bates, 1868

One species was collected. Body is large and moderately flattened. Apical margin of clypeus is deeply notched.

Functional group: roller.

Synapsis ritsemae Lansberge, 1874 (Fig. 5-14)

Body length: 22.0–29.1 mm.

Surface is black, glabrous, shining, and smooth.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Malay Peninsula.

Genus *Catharsius* Hope, 1837

Two species were collected. Body is large and strongly convex. Surface is glabrous. Head and pronotum are densely covered with bosses. Male has a horn and female has a transverse carina on their frons.

Functional group: tunneler.

Catharsius dayacus Lansberge, 1886 (Figs. 5-15 (male), 16 (female), 19 (posterior part of prosternum), 21, 22, and 23 (male heads and pronota))

Body length: 22.3–32.8mm.

Surface is black. Bosses on pronotum are distinctly degraded around highest parts of pronotum, which are somewhat shining. Angle of gena is rounder when compared to that of the next species. Posterior part of prosternum has few or no long hairs (Fig. 5-19). Male has a tubercle on frons and a transverse carina on pronotum which is concave in central portion (Figs. 5-21, 22, and 23).

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Malay Peninsula.

Catharsius renaudpauliani Ochi et Kon, 1996 (Figs. 5-17 (male), 18 (female), 20 (posterior part of prosternum), 24, 25: (male heads and pronota), 26: (female head and pronotum))

Body length: 23.9–35.5mm.

Surface is black. Bosses on pronotum are not degraded at all or weakly degraded around highest parts of pronotum. Angle of gena is moderately acute. Posterior part of prosternum has long hairs (Fig. 5-20). Male has a tubercle on frons and a transverse carina on pronotum which is convex in central portion (Figs. 5-24 and 25).

Habitat: secondary forest and plantation forest.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula.

Genus *Copris* Geoffroy, 1762

Two species were collected but rare. Body is small to middle sized for the tribe Coprini and strongly convex. Surface is shining and glabrous.

Functional group: tunneler.

Copris (Copris) gibbulus Lansberge, 1886 (Fig. 5-27)

Body length: 9.0–12.5mm.

Body is small. Surface is black. Protibia has four distinct external teeth. Male has a long (4 mm) horn on frons and two short horns at median portion of pronotum (Fig. 5-27). Female has a conical tubercle on frons.

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a carrion baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Malay Peninsula.

Copris (Copris) agnus Sharp, 1875 (Fig. 5-28)

Body length: 14.1–20.3mm.

Body is large. Surface is black. Protibia has four external teeth but 1st and 2nd teeth are contiguous and 4th one is small. Male only has a short (1 mm) horn on frons like a conical tubercle of female (Fig. 5-28).

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a dung baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo, Malay Peninsula.

Genus *Microcopris* Balthasar, 1958

One species was collected. Body is small and moderately convex. Surface is shining and glabrous.

Functional group: tunneler.

Microcopris fujiokai Ochi et Kon, 1996 (Fig. 5-29)

Body length: 7.7–10.1mm.

Surface is black. Pronotum is wholly and densely covered with coarse punctures. Protibia has four external teeth but fourth tooth is very small. Both male and female have no horn nor tubercle on head.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Tribe Oniticellini La Peletier & Serville, 1828

Genus *Oniticellus* Dejean, 1821

Two species were collected in the cattle pasture. Body is flattened and surface is shining and glabrous except for long hairs on apical margin of elytron. Yellow to yellowish brown parts are distributed on black or blackish brown body.

Functional group: dweller.

Oniticellus cinctus (Fabricius, 1775) (Fig. 5-30)

Body length: 8.0–12.0mm.

Surface is black. Yellow parts are distributed along lateral margin of body except for head.

Habitat: an individual was collected from the pastureland.

Attractant: an individual was collected by a carrion baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo, Java, Malay Peninsula, Indochina, India,

South China.

Oniticellus tessellatus (Harold, 1879) (Fig. 5-31)

Body length: 6.0–8.4mm.

Surface is bi-colored in blackish brown and yellowish brown.

Habitat: two individuals were collected from the pastureland

Attractant: two individuals were collected; one by a dung baited trap whereas the other by a carrion baited one.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra Indochina.

Tribe Onthophagini Streubel, 1846

Genus *Caccobius* Thomson, 1859

Two species were collected. Body is small and convex.

Protibia is transversely truncated, inner angle of distal end is nearly right-angled, and 1st tooth protrudes sideward (Fig. 6).

Functional group: tunneler.

Caccobius (Caccobius) binodulus Harold, 1877 (Fig. 5-32)

Body length: 2.8–3.1mm.

Surface is black to reddish brown, entirely glabrous, and shining. Apical margin of clypeus is weakly truncated.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo.

Caccobius (Caccophilus) unicornis (Fabricius, 1798) (Figs. 5-33 (male) and 34 (female))

Body length: 2.6–3.6mm.

Surface is black, punctured entirely, and covered with short yellow hairs. Elytron is often blackish brown. Apical margin of clypeus is truncated. Male has a short horn behind notch of clypeal margin (Fig. 5-33).

Habitat: plantation forest, grassland, and pastureland.

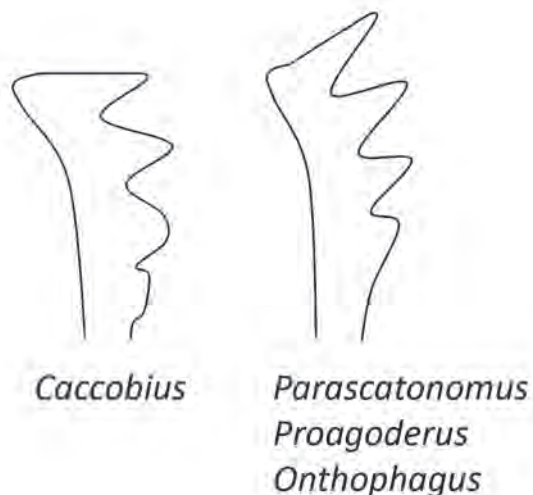


Fig. 6. Protibia of tribe Onthophagini.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Philippines, India, Sri Lanka, Indochina, China, Taiwan, Korea, Southern Japan.

Genus *Parascatonomus* Paulian, 1932

Six species were collected. Body is small to middle-sized and surface is convex. In this genus and next two genera (*Proagoderus* and *Onthophagus*), inner angle of distal end of protibia is obtuse-angled and 1st tooth protrudes antero-diagonally (Fig. 6). First segment of antennal club is thicker than 2nd and 3rd ones at least on base.

Functional group: tunneler.

Parascatonomus (Necramator) dux (Sharp, 1875) (Figs. 5-35 and 38 (pronotum and elytra))

Body length: 10.2–16.0mm.

Head and pronotum are usually copper-colored but rarely dark purple. Elytron is black. Pronotum is densely covered with scaly granules, anterior margin is distinctly sinuate, and antero-middle part largely protrudes forward (Fig. 5-38). Head has a conical tubercle at middle of posterior portion.

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: carrion.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo.

Parascatonomus (Necramator) aurifex (Harold, 1877) (Figs. 5-36 and 39 (pronotum and elytra))

Body length: 7.9–12.0mm.

Head and pronotum are copper-colored. Pronotum is entirely punctate and partly covered with yellowish hairs, and anterior margin is weakly sinuate (Fig. 5-39). Elytron is covered with yellowish hairs (Fig. 5-39).

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Parascatonomus (Necramator) semiaureus (Lansberge, 1883) (Figs. 5-37 and 40 (pronotum and elytra))

Body length: 7.0–11.6mm.

Head and pronotum are copper-colored. Pronotum is entirely punctate and mostly glabrous, and anterior margin is weakly sinuate (Fig. 5-40). Elytron is sparsely covered with short yellowish hairs, especially no or very short hairs on 1 - 4 intervals (Fig. 5-40).

Habitat: various types of forests including plantation forest.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Bali.

Parascatonomus (Necramator) semicupreus (Harold, 1877) (Fig. 5-41)

Body length: 5.0–8.1mm.

Head and pronotum are copper-colored. This species resembles to the preceding three species but can be distinguished from them by the following characteristics: small body; truncated apical margin of clypeus; round anterior margin of pronotum.

Habitat: various types of forests including plantation forest.

Attractant: carrion.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Malay Peninsula, Palawan.

Parascatonomus (Granulidorsum) rudis (Sharp, 1875) (Fig. 5-42)

Body length: 5.5–7.1mm.

Surface is dark brown tinged with copper-colored to golden luster, and entirely covered with scaly granules. Pronotum and elytra are densely covered with short inclining yellowish hairs.

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Nias, Lombok, Malay Peninsula, Palawan, Indochina, northern India, southern China.

Parascatonomus (Parascatonomus) discedens (Sharp, 1875) (Fig. 5-43)

Body length 9.0–13.0mm.

Surface is black, strongly shining, glabrous except for lateral margins of pronotum and elytron, and covered with minute punctures. Apical margin of clypeus is deeply notched with an upturned tooth at middle. Anterior angles of pronotum produce broadly and roundly. Two individuals were collected in the preliminary study conducted in 2005/2006, an individual in the post study in 2017, and they were not listed in Ueda et al. (2017).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: carrion.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula, Palawan.

Genus *Proagoderus* Lansberge, 1883

One species was collected. Body is large and surface is strongly convex and shining. Meso- and metatibiae distinctly tri-lobed on outer distal end. Basal margin of pronotum is very strongly angulate at middle. In this genus and the next one (*Onthophagus*), 1st segment of antenna has the same thickness as 2nd one and is slightly thicker than 3rd one.

Functional group: tunneler.

Proagoderus schwaneri (Lansberge, 1864) (Figs. 5-44 (male), 45, 46 (male heads and pronota), and 47 (female))

Body length: 14.8–19.3mm.

Body is tinged with dark blue to dark greenish luster. Surface is almost glabrous except for clypeus with yellowish hairs. There are three types of males. Major male with a pair of very long slender horns on head has a horn on anterior margin of pronotal excavation in middle (Fig. 5-45). Medium-sized male with a pair of moderately long horns on head has a pair of tubercles on lateral edges of pronotal excavation, which is moderately shallow, and a pair of longitudinal parallel carinae on posterior margin (Fig. 5-46). Minor male with short triangular processes on head instead of horns has a pair of longitudinal parallel carinae on lateral margins of shallow hollow on pronotum. Female has short horns on head and a shallow hollow on pronotum (Fig. 5-47).

Habitat: various types of forests including plantation forest.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Sumatra, Sulawesi.

Genus *Onthophagus* Latreille, 1802

Eleven subgenera and 36 species were collected. Meso- and metatibiae are not distinctly tri-lobed on outer distal end. Body is usually small to middle-sized and usually convex.

Subgenus *Gibbonthophagus* Balthasar, 1935

Four species were collected. Antennal scape (basal segment of antenna) is finely serrate (like blade of knife) on anterior side (Fig. 7). Body is moderately depressed except for *Onthophagus (Gibbonthophagus) limbatus*

Functional group: tunneler.

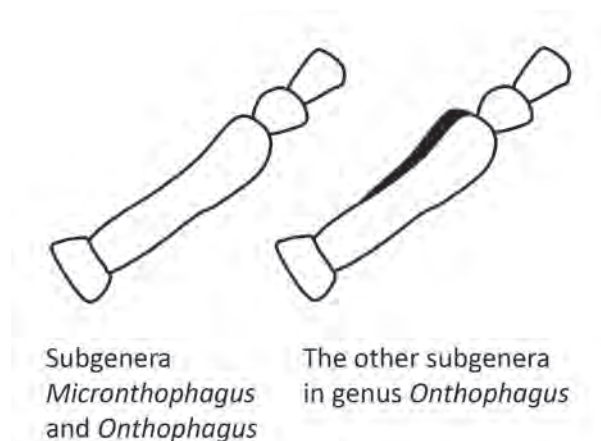


Fig. 7. Antennal scape (basal segment of antenna) of genus *Onthophagus*.

Onthophagus (Gibbonthophagus) cervicapra Boucomont, 1914 (Figs. 5-48 (male) and 49 (female))

Body length: 6.4–9.4mm.

Surface is black and entirely opaque. Head and pronotum are glabrous. Apical and lateral portion of elytron is covered with short whitish hairs. Male has a pair of short inclining horns on posterior portion of head, and pronotum is concave along horns (Fig. 5-48).

Habitat: various types of forests including plantation forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra.

Onthophagus (Gibbonthophagus) fujiii Ochi et Kon, 1995 (Figs. 5-50 (male), 51, 52, and 53 (females))

Body length: 5.5–8.1mm.

Surface is blackish brown to brown and entirely opaque. Rarely, there are individuals with reddish pronota (Fig. 5-53). Head is glabrous but pronotum and elytron are densely covered with yellowish short hairs. Male has a pair of short inclining horns on posterior portion of head, and pronotum is concave along horns (Fig. 5-50). Large female has a pair of tubercles on anterior portion of pronotum (Fig. 5-51).

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Gibbonthophagus) obscurior Boucomont, 1914 (Figs. 5-54 (male) and 55 (female))

Body length: 6.1–8.1mm.

Surface is blackish brown to brown and entirely opaque. Lateral margins of pronotum, some intervals of elytron, and ventral side are orange. Head and pronotum are glabrous. Apical and lateral parts of elytron are covered with short whitish hairs. Male has a pair of short inclining horns on posterior portion of head, and pronotum is concave along horns (Fig. 5-54).

Habitat: all kinds of vegetation types including pastureland.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula, Indochina.

Onthophagus (Gibbonthophagus) limbatus (Herbst, 1789) (Figs. 5-56 (male) and 57 (female))

Body length: 5.0–8.1mm.

Surface is black to brownish brown, shining, and sparsely covered with short whitish hairs. Elytron has orange bands on basal part (from 4th to 7th intervals) and on apical part (from 2nd to 8th intervals). Body is strongly convex for the

subgenus. Male has a pair of short vertical horns on posterior portion of head but pronotum is not concave along horns (Fig. 5-56).

Habitat: pastureland (some individuals were also collected from plantation forests and grasslands).

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Indochina, China.

Subgenus *Serrophorus* Balthasar, 1963

Three species were collected. Body is moderately large. Apical margin of clypeus is round. Antennal scape is roughly serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Serrophorus) mulleri Lansberge, 1883 (Fig. 5-58 (male))

Body length: 8.0–12.1mm.

Surfaces of head and pronotum are tinged with bronze luster and granulated. Elytron is blackish brown, bearing orange patches between basal and median parts (from 2nd to 7th intervals), and densely covered with yellowish hairs. Male has a short tubercle on posterior portion of head (Fig. 5-58).

Habitat: various types of natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra.

Onthophagus (Serrophorus) laevis Harold, 1880 (Figs. 5-59 and 60 (males))

Body length: 7.8–10.0mm.

Surface is black to reddish brown, strongly shining, smooth, and entirely glabrous. Male has a short horn on posterior portion of head (Figs. 5-59 and 60).

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra.

Onthophagus (Serrophorus) sagittarius (Fabricius, 1775) (Figs. 5-61 (male) and 62 (female))

Body length: 7.5–11.0mm.

Surface is blackish brown with orange parts present around lateral and basal margins of pronotum and scattered on elytron. Disk is weakly shining but elytron is opaque. Pronotum is covered with dense and large punctures. Elytron is sparsely covered with setae, which become long on apical part. Male has a conical sharp horn between eyes, and anterior margin of pronotum is distinctly sinuate and largely protrudes forward in middle (Fig. 5-61). Female has a pair of conical short horns on

clypeus transversely and a pair of tubercles on anterior portion of pronotum (Fig. 5-62).

Habitat: two individuals were collected; one from a burnt natural forest whereas the other from the pastureland.

Attractant: one by a dung baited trap whereas the other by a carrion baited one.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Timor, Malay Peninsula, Philippines, Indochina, India, South China.

Subgenus *Micronthophagus* Balthasar, 1963

One species was newly collected in 2016 and not listed in Ueda et al. (2017). Body is small. Eyes are large and distance between eyes is less than 3 times as wide as an eye (one exception: eyes of *Onthophagus (Onthophagus) keikoe* are large like this subgenus). Antennal scape is not serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Micronthophagus) fukuyamai Ochi, Kon et Ueda 2018 (Fig. 5-63)

Body length: 5.1–5.3mm.

Surface is dark brown, strongly shining, and sparsely covered with long erect hairs. Apical margin of clypeus is almost round. Pronotum is distinctly covered with punctures, each of which bears a long hair, and impunctate along middle line. Elytron is somewhat depressed compared with pronotum.

Habitat: two individuals were collected from intact natural forests.

Attractant: one by a dung baited trap whereas the other by a carrion baited one.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo

Subgenus *Indachorius* Balthasar, 1941

Two species were collected. Body is small. Surface is densely covered with long hairs. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Indachorius) uedai Ochi et Kon, 2006 (Fig. 5-64)

Body length: 4.5–5.7mm.

Head and pronotum are tinged with dark greenish luster. Surface is somewhat sparsely covered with erect, long, and yellowish hairs. Apical margin of clypeus is truncate or almost round. Pronotum is densely covered with strong and large punctures.

Habitat: grassland.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Indachorius) woroae Ochi et Kon, 2006 (Fig. 5-65 and 66 (teneral))

Body length: 4.4–6.0mm.

Surface is black with orange markings at basal part of elytron (from 2nd or 5th to 7th intervals), and covered with erect, remarkably long, and yellowish hairs. Apical margin of clypeus is round. Pronotum is densely covered with strong and large punctures.

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Subgenus *Pseudophanaeomophus* Ochi, 2007

Three species were collected. Pronotum mostly has a pair of tubercles transversely at median portion. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Pseudophanaeomophus) johkii Ochi et Kon, 1994 (Figs. 5-67 (male), 68, and 69 (females))

Body length: 5.5–8.0mm.

Surface is blackish brown to brown and opaque. Pronotum and elytron are covered with very short yellowish hairs. Pronotum is densely covered with strong and large punctures. Male and large female have a pair of tubercles at median portion of pronotum (Figs. 5-67 and 68). In large male, apical margin of clypeus is elongated triangularly and strongly upturned (Fig. 5-67), but in small male, it is weakly upturned and truncated. In female, apical margin of clypeus is widely truncated with a heart-shaped projection at middle (Figs. 5-68 and 69). One individual was collected in the preliminary study conducted in August, 2006 and two individuals in post study in 2017, respectively, and not listed in Ueda et al. (2017).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: carrion.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Pseudophanaeomophus) sugihartoi Ochi, 2007 (Fig. 5-70 (male))

Body length: 4.6mm.

Surface is blackish brown to greyish black and opaque. Body is oval and short. Pronotum is widest near basal margin and densely covered with strong and large punctures. Pronotum and elytron are covered with short yellowish hairs. In male, apical margin of clypeus is widely truncated with a M-shaped

projection at middle. Female is unknown.

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a dung baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Pseudophanaeomophus) chandrai Ochi, 2006 (Fig. 5-71 (male) and 72 (female))

Body length: 4.8–6.4mm.

Surface is black to reddish brown, strongly convex, strongly shining, and glabrous. Apical margin of clypeus is truncated. Pronotum is covered with shallow and moderately small punctures. Male has a pair of tubercles at median portion of pronotum near lateral margins and a pair of weak ridges from tubercles toward middle of anterior margin forming a triangular disk (Fig. 5-71).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Subgenus *Furconthophagus* Zunino, 1979

Two species were collected. Body is small. Surface is distinctly covered with short erect hairs. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Furconthophagus) papulatus Boucomont, 1914 (Figs. 5-73 (male) and 74 (female))

Body length: 3.6–5.0mm.

Surface is brownish black, weakly shining, and entirely covered with short, erect, and yellowish hairs sparsely. Elytron bears orange markings at basal part (on 4th, 6th, and 7th intervals), near median part (on 5th and 6th intervals), and at apical part (from 2nd to 9th intervals). Apical margin of clypeus is notched. Male has an erect short horn between eyes (Fig. 5-73).

Habitat: pastureland (a few individuals were also collected from grasslands).

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Indochina.

Onthophagus (Furconthophagus) lilliputanus Lansberge, 1883 (Fig. 5-75)

Body length: 3.5–4.5mm.

Head and pronotum are tinged with greenish luster. Surface is shining and entirely covered with short, erect, stout, and whitish hairs densely. Apical margin of clypeus is truncated.

Habitat: grassland.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Philippines, Myanmar, India.

Subgenus *Onthophagiellus* Balthasar, 1935

Three species were collected. Body is small. First segment of metatarsus is extremely long (more than 4 times as long as 2nd segment). Head is transversely wide. Elytron is moderately depressed. Apical margin of clypeus is round. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: roller.

Onthophagus (Onthophagiellus) hidakai Ochi et Kon, 1995 (Fig. 5-76)

Body length: 4.1–5.5mm.

Surface is black and shining. Head and pronotum are tinged with weakly metallic luster. Apical end of elytron is reddish brown. Pronotum is densely covered with strong punctures. Pronotum and elytron are sparsely covered with short yellowish hairs. Elytron is moderately depressed and flattened. Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Indochina.

Onthophagus (Onthophagiellus) deliensis Lansberge, 1885 (Fig. 5-77)

Body length 4.6–5.9mm.

Surface is blackish brown to dark reddish brown and shining. Head and pronotum are tinged with brownish to greenish luster. Elytron has transverse orange bands from 2nd interval to lateral margin at basal part and entirely at apical part. Pronotum is densely covered with strong punctures. Pronotum and elytron are sparsely covered with short yellowish hairs. Elytron is moderately depressed and flattened. An individual was collected in the preliminary study conducted in 2004/2005 and not listed in Ueda et al. (2017).

Habitat: an individual was collected from a secondary forest.

Attractant: an individual was collected by a dung baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula.

Onthophagus (Onthophagiellus) crassicolis Boucomont, 1913 (Figs. 5-78 (male) and 79 (female))

Body length: 3.5–5.6mm.

Surface is black and shining. Head and pronotum are tinged with brownish to greenish luster. Apical end of elytron is dark brown. Pronotum is densely covered with strong punctures and with short yellowish hairs. Elytron is depressed and flattened

and this makes conspicuous rise of pronotum. Elytron is covered with erect short yellowish hairs and with punctures. Male has a distinct short transverse ridge on posterior portion of head (Fig. 5-78). In female, short ridge on head is weak and inconspicuous (Fig. 5-79).

Habitat: burnt natural forest.

Attractant: three individuals were collected; two by dung baited traps whereas one by a carrion baited one.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Sumatra, Indochina.

Subgenus *Colobonthophagus* Balthasar, 1935

One species is collected. Body is middle-sized. Surface is entirely glabrous and shining. Apical margin of clypeus is reflexed and truncated. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Colobonthophagus) armatus Blanchard, 1853 (Figs. 5-80, 81 (males), and 82 (female))

Body length: 6.5–8.2mm.

Surface is black to reddish brown, entirely glabrous, and shining. Head and pronotum are tinged with weakly metallic luster. Pronotum and elytron are covered with small punctures. Large male has a pair of buffalo like horns on posterior portion of head, and pronotum is concave along horns (Fig. 5-80). Small male has a pair of small triangular processes, and pronotum is not concave (Fig. 5-81). Female has a distinct transverse carina on posterior portion of head and pronotum strongly elevates on anterior portion in middle (Fig. 5-82).

Habitat: grassland.

Attractant: dung.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Sumatra, Java, Philippines, Myanmar, India.

Subgenus *Paraphanaeomorphus* Balthasar, 1959

One species is collected. Body is small to middle-sized. Surface is shining. Pronotum and elytron are densely covered with short inclining hairs. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Paraphanaeomorphus) trituber (Widemann, 1823) (Figs. 5-83 (male), 84, and 85 (females))

Body length: 4.5–8.0mm.

Surface is black to dark brown, shining, and covered with short inclining yellowish hairs. Head and pronotum are tinged with greenish or brownish luster. Elytron has two orange bands, one of which is at basal part (from 2nd to 8th intervals) whereas

another at apical part (from 2nd to 8th intervals). Rarely, bands are discontinuous in some individuals (Fig. 5-85). Apical margin of clypeus is reflexed and truncated. Pronotum has distinct three tubercles in anterior portion (indistinct in small individuals) and is covered with distinct punctures, each of which bears a hair. Male has a lamina with a short horn or a tubercle on posterior portion of head (Fig. 5-83).

Habitat: grassland and pastureland.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Sumatra, Java, Malay Peninsula, Philippines, Indochina, China, Taiwan, Korea, Japan (Hyogo, Okayama, and Miyako Is.).

Subgenus *Hikidaeus* Ochi & Kon, 2016

Two species were collected. Body is small to middle-sized. Surface is shining and covered with erect hairs. Elytron is somewhat depressed. Antennal scape is serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Hikidaeus) pastillatus Boucomont, 1914 (Figs. 86 (male) and 87 (female))

Body length: 4.2–8.0mm.

Surface is black to blackish brown, weakly shining and sparsely (head) or densely (pronotum and elytron) covered with long yellowish hairs. Head and pronotum are tinged with greenish luster. Elytron has four orange markings at basal part (from 2nd to 5th intervals and from 6th to 7th ones), at inter-basal-median part of 7th interval, and at median part (from 2nd to 3rd intervals). Front-lateral margins of pronotum are straight and converging anteriorly. Anterior angles of pronotum protrude. In male, apical margin of clypeus is elongated triangularly and strongly upturned, and pronotum rises prominently at center (Fig. 5-86). In female, apical margin of clypeus is truncated (Fig. 5-87).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung and carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Philippines.

Onthophagus (Hikidaeus) simboroni Ochi et Kon, 2006 (Figs. 5-88 (teneral male) and 89 (female))

Body length: 3.7–4.8mm.

Surface is black to blackish brown, shining, and covered with short, erect and yellowish hairs. Head and pronotum are tinged with greenish luster. Elytron has three inconspicuous brown markings at basal part (from 2nd to 4th interval and from 6th to 7th ones), and at apical part (from 2nd to 7th intervals). Apical margin of clypeus is briefly truncated. In male, clypeus

is elongated (Fig. 5-88).

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Subgenus *Onthophagus* Latreille, 1802

Fifteen species were collected. There are considerable diversities in body size, shape, coloration, degree of shining, hairs, and punctuation. Most species inhabit in natural forests. Antennal scape is not serrate on anterior side (Fig. 7).

Functional group: tunneler.

Onthophagus (Onthophagus) vethi Krikken, 1977 (Figs. 5-90 (male) and 91 (female))

Body length: 2.9–4.0mm.

Body is very small. Surface is dark brown to reddish brown, shining, and covered with distinct, short, erect, and yellowish hairs. Apical margin of clypeus is briefly truncated. Pronotum is widest near basal margin, and anterior angles protrude. Male has a pair of parallel triangular protrusions on anterior half of pronotum on both sides of midline (Fig. 5-90). Female has a pair of small tubercles on anterior portion of pronotum (Fig. 5-91). Two individuals were collected in the post study conducted in 2016 and not listed in Ueda et al. (2017).

Habitat: two individuals were collected from an intact natural forest.

Attractant: two individuals were collected by dung baited traps.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Sumatra.

Onthophagus (Onthophagus) aphodioides Lansberge, 1883 (Fig. 5-92)

Body length: 3.9–5.2mm.

Body is small. Surface is black, shining, and sparsely covered with distinct, very short, erect, and yellowish hairs. Apical margin of clypeus is briefly truncated. Pronotum is covered with 2 types of punctures (large ones and minute ones). Elytron is somewhat depressed and suture part is concave at basal part.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sulawesi.

Onthophagus (Onthophagus) vulpes Harold, 1877 (Figs. 5-93 (male) and 94 (female))

Body length: 6.8–9.0mm.

Surface is brown to yellowish brown. Head and middle portion of pronotum are tinged with greenish or purplish luster. Apical

two third of elytron is black with a mosaic pattern. Head is shining and glabrous. Apical margin of clypeus is round. Pronotum is densely covered with strong punctures. Pronotum and elytron are mat and densely covered with very long, erect, and yellowish hairs. Male has somewhat elongated clypeus, a pair of short slightly inclined horns on posterior portion of head, and a lamina between horns (Fig. 5-93).

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Sulawesi, Malay Peninsula.

Onthophagus (Onthophagus) pavidus Harold, 1877 (Figs. 5-95 (male) and 96 (female))

Body length: 7.9–9.5mm.

Basal half of head and pronotum are tinged with greenish or rarely brownish luster. Elytron is yellowish brown to blackish brown. Head is weakly shining and almost glabrous. Pronotum is densely covered with asperate punctures. Pronotum and elytron are mat and densely covered with somewhat inclining yellowish hairs. Male has a pair of inclining horns on posterior portion of head and horns are connected by a lamina at base (Fig. 5-95).

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a dung baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula.

Onthophagus (Onthophagus) infucatus Harold, 1877 (Fig. 5-97 (female))

Body length: 10.4–14.0mm.

Body is large and black. Surface is entirely opaque. Apical margin of clypeus is briefly truncated. Pronotum is densely covered with strong punctures and anterior angles protrude. Pronotum and elytron are sparsely covered with short to long reddish hairs. Male has a pair of inclining horns on posterior portion of head and in large male, pronotum is concave along horns. In female, anterior portion of pronotum is elevated in central portion (Fig. 5-97).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Thailand.

Onthophagus (Onthophagus) incisus Harold, 1877 (Figs. 5-98 (male) and 99 (female))

Body length: 9.2–14.0mm.

Body is large and black. Surface is shining, sparsely covered

with short yellowish hairs, and densely covered with strong punctures. Apical margin of clypeus is briefly truncated. Middle line of pronotum is distinctly concave from median to basal portion. Male has a pair of strong tubercles on anterior half of pronotum at middle portion, tubercles are acutely produced outward and connected inside each other forming a transverse arched ridge and disk, and both sides of tubercles are strongly and roundly excavated (Fig. 5-98). Female has a transverse arched carina at anterior portion of pronotum (Fig. 5-99).

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Sumatra, Java.

Onthophagus (Onthophagus) waterstradti Boucomont, 1914 (Figs. 5-100 (male) and 101 (female))

Body length: 5.0–8.2mm.

Surface is black to brownish black and weakly shining. Head and pronotum are tinged with brownish to greenish luster. Elytron has two orange markings at basal part (one is continuously or discontinuously from 2nd to 4th intervals and another from 6th to 7th ones). Pronotum is distinctly depressed, glabrous, smooth, and impunctate near basal angles. Pronotum and elytron are densely covered with erect long yellowish hairs and punctures. In male, clypeus is triangularly elongated and distinctly reflexed upward, and an inclining short horn arises on posterior portion of head (Fig. 5-100).

Habitat: various types of forests including plantation forest.

Attractant: dung.

Abundance: abundant.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Onthophagus) ochromerus Harold, 1877 (Fig. 5-102 (female))

Body length: 6.2–9.0mm.

Head and pronotum are black to blackish brown and tinged with greenish luster. Elytron is wholly yellowish brown. Pronotum and elytron are densely covered with very long yellowish hairs and punctures. Male has an inclining short horn on posterior portion of head.

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a carrion baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Onthophagus) bonorae Zunino, 1976 (Figs. 5-103 (male) and 104 (female))

Body length: 4.0–6.0mm.

Body is small. Surface is blackish brown to brown, shining, and densely covered with strong punctures. Head and pronotum are tinged with greenish to purplish luster. Parts of clypeus are reddish and lateral margins of pronotum are orange. Elytron has three orange markings at basal part (from 2nd to 4th intervals and from 6th to 7th ones) and at apical part (from suture to 7th interval). Pronotum and elytron are densely covered with erect, stout, short, and whitish hairs. In male, clypeus is triangularly elongated and distinctly reflexed upward, and pronotum rises distinctly as a tubercle on center (Fig. 5-103). In female, apical margin of clypeus is almost round or truncated (Fig. 5-104).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula, Thailand.

Onthophagus (Onthophagus) batillifer Harold, 1875 (Figs. 5-105 (male) and 106 (female))

Body length: 4.0–6.1mm.

Body is small. Surface is blackish brown, shining, and densely covered with strong punctures. Head and pronotum are tinged with greenish to purplish luster. Elytron has four inconspicuous brown markings at basal part (at 2nd and 4th intervals and from 6th to 7th ones) and at apical part (from suture to 7th interval). Pronotum and elytron are sparsely covered with erect, short, and whitish hairs. In male, apical margin of clypeus is deeply truncated with an upturned mushroom-like projection at middle (Fig. 5-105). In female, apical margin of clypeus is notched at middle (Fig. 5-106).

Habitat: two individuals were collected; one from an intact natural forest whereas the other from a burnt natural forest.

Attractant: one by a dung baited trap whereas the other by a carrion baited one.

Abundance: rare.

Distribution: Borneo, Java, Malay Peninsula, Indochina.

Onthophagus (Onthophagus) borneensis Harold, 1877 (Figs. 5-107 (male) and 108 (female))

Body length: 8.0–12.1mm.

Body is large. Surface is black, weakly shining, entirely glabrous, and covered with small punctures. Male has a pair of erect short horns transversely on posterior portion of head that connected by a carina, and anterior portion of pronotum concave along horns (Fig. 5-107). Female has a carina on the same position as in male (Fig. 5-108).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Nias.

Onthophagus (Onthophagus) keikoe Ochi et Kon, 2014 (Fig. 5-109 (teneral))

Body length: 4.9–5.8mm.

Surface is dark brown, shining, entirely glabrous, and covered with small punctures. Eyes are very large and distance between eyes is almost 2 times as wide as an eye. Both male and female has a pair of tubercles arranged transversely on frons.

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by a carrion baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo.

Onthophagus (Onthophagus) rutilans Sharp, 1875 (Fig. 5-110)

Body length: 7.0–10.9mm.

Body is large. Surface is black, shining, and entirely glabrous. Head and pronotum are tinged with distinctly copper luster and sparsely covered with minute punctures. Elytron is covered with indefinite punctures.

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Sumatra, Malay Peninsula, Indochina, China.

Onthophagus (Onthophagus) pacificus Lansberge, 1885 (Figs. 5-111 and 113 (pronotum))

Body length: 5.6–7.6mm.

Surface is black, strongly shining, and entirely glabrous. Head and pronotum are covered with distinct punctures (Fig. 5-113). Elytron is covered with indefinite punctures.

Habitat: intact and burnt natural forests.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo, Java, Sumatra, Malay Peninsula, Indochina, India.

Onthophagus (Onthophagus) semipacificus Ochi et Kon, 2006 (Figs. 5-112 and 114 (pronotum))

Body length: 5.3–7.0mm.

Surface is black, strongly shining, entirely glabrous, and covered with minute punctures. This species closely resembles the former species but can be distinguished from *O. pacificus* by head and pronotum covered with sparser and smaller punctures (Fig. 5-114).

Habitat: intact natural forest.

Attractant: dung.

Abundance: moderate.

Distribution: Borneo.

Subfamily Aphodiinae Arrow, 1909

Body is elongated, and meso-coxae are connected each other.

Number of spines on end of metatibia is two.

Tribe Eupariini Schmidt, 1910

Genus *Ataenius* Harold, 1867

One species was collected. In this tribe and the next one, head and pronotum are smooth without granules, vertical linear ridges, or transverse linear grooves. In this tribe, meso- and metatibia are almost smooth without large teeth on outer sides. In this genus, 1st segments of meso- and metatarsus are extremely long (more than 2.5 times as long as 2nd segment).

Ataenius sp. (Fig. 5-115)

Body length: 2.7mm.

Surface is light brown with dark brown on head except for clypeus. Apical margin of clypeus is truncated. Head and pronotum are shining and densely covered with punctures. Intervals of elytron are narrowed and rise as linear ridges. This species was collected by an un-baited trap in 2007 and not listed in Ueda et al (2017).

Habitat: an individual was collected from an intact natural forest.

Attractant: an individual was collected by an un-baited trap.

Abundance: extremely rare.

Distribution: Borneo (at least).

Tribe Aphodiini Reitter, 1892

Genus *Aphodius* Hellwig, 1798

Two widespread species were collected. In this tribe, elytron is not marginated entirely at base. In this genus, lateral margin of pronotum is smooth without serration (saw teeth), elytron is smooth, and its intervals do not become linear ridges.

Aphodius (Pharphodius) marginellus (Fabricius, 1781) (Fig. 5-116)

Body length: 4.5–8.0mm.

Surface is dark brown with yellowish brown areas in lateral and basal portions of pronotum and lateral and apical parts of elytron (sometimes parts of clypeus and entire elytron). Disk is shining and glabrous. Head is covered with punctures that become strong gradually towards posterior portion. Apical margin of clypeus is briefly truncated. Pronotum is covered with both small and large punctures. Elytron is covered with weak punctures.

Habitat: pastureland.

Attractant: carrion.

Abundance: moderate.

Distribution: Southeast Asia, India, New Guinea, China, Taiwan, Japan (southwest islands), Africa.

Aphodius (Aganocrossus) urostigma Harold, 1862 (Fig. 5-117)

Body length: 4.0–5.0mm.

Surface is black to blackish brown and shining. Apical margin of clypeus is almost round. Head and pronotum are glabrous and covered entirely with weak punctures and partly with large punctures. Elytron is entirely covered with weak punctures and has sparse long hairs on apical part.

Habitat: two individuals were collected from the pastureland.

Attractant: two individuals were collected by carrion baited traps.

Abundance: rare.

Distribution: Southeast Asia, Indochina, India, Nepal, Sri Lanka, China, Japan.

Acknowledgement

We wish to thank Kazuma Matsumoto (Tokyo), Hiroshi Makihara (FFPRI), Kaoru Maeto (Kobe University), Kenji Fukuyama (FFPRI), Masayoshi Takahashi (FFPRI), Hisatomo Taki (FFPRI), Takeshi Toma (FFPRI), Atsushi Sakai (Tohoku Res. Ctr., FFPRI), and Teruki Oka (Shikoku Res. Ctr., FFPRI), who advised us to conduct this study, the late Herwint Simbolon (RCB-LIPI), Woro A. Noerdjito (RCB-LIPI), Chandradewana Boer (Mulawarman University), Arbain (STIPER), Agusdin (SWPF), Agus (SWPF), and the people of Sungai Wain Village, who helped us to conduct the field work, and anonymous referees, who made comments that led to considerable improvement of the text. This study was supported by a grant from Japan's Ministry of the Environment (Environmental Research by National Research Institutes of Government Ministries and Agencies, 2004–2008), and from JSPS KAKENHI (Grant Number 26304028 and 19KK0164).

References

- Aguilar-Amuchastegui, N. and Henebry, G. M. (2007) Assessing sustainability indicators for tropical forests: Spatio-temporal heterogeneity, logging intensity, and dung beetle communities. *For. Ecol. Manage.*, 253, 56–67.
- Amézquita, S. and Favila, M. E. (2011) Carrion removal rates and diel activity of necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. *Environ. Entomol.*, 40, 239–246.
- Andresen, E. (2002) Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. *Ecol. Entomol.*, 27, 257–270.
- Andresen, E. (2003) Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography*, 26, 87–97.
- Davis, A. L. V. (1996) Seasonal dung beetle activity and dung dispersal in selected South African habitats: implications for pasture improvement in Australia. *Agri. Eco. Environ.* 58, 157–169.
- Enari, H. and Enari-Sakamaki, H. (2014) Synergistic effects of primates and dung beetles on soil seed accumulation in snow regions. *Ecol. Res.*, 29, 653–660.
- Enari, H., Koike, S. and Enari-Sakamaki, H. (2016) Ecological implications of mammal feces buried in snow through dung beetle activities. *J. For. Res.*, 21, 92–98.
- Gardner, T. A., Hernández, M. I. M., Barlow, J. and Peres, C. A. (2008a) Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *J. Appl. Ecol.*, 45, 883–893.
- Gardner, T. A., Barlow J. and the other 22 authors (2008b) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecol. Lett.*, 11, 139–150.
- Hanski, I. and Cambefort, Y. (1991) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, Princeton, 481pp.
- Horgan, F. G. (2005) Effects of deforestation on diversity, biomass and function of dung beetles on the eastern slopes of the Peruvian Andes. *For. Ecol. Manage.*, 216, 117–133.
- Kryger, U. (2009) Importance of dung beetles in ecosystems. In Scholtz, C. H., Davis A. L. V. and Kryger, U. (eds): *Evolutionary biology and conservation of dung beetles*. Pensoft, Sofia, p. 389–412.
- Larsen, T. H., Williams, N. M. and Kremen, C. (2005) Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecol. Lett.*, 8, 538–547.
- Makihara, H. (2013) Longhorn beetles in tropical rain forests. In Niizato, T. (ed): *Introduction for studies on longhorn beetles*. Kaiyuusha, Tokyo, p. 125–190. (in Japanese)
- McGeoch, M. A., Rensburg, B. J. V., and Botes, A. (2002) The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J. Appl. Ecol.*, 39, 661–672.
- Mori, T., Toma, T. and Makihara, H. (1998) Exceptional droughts and forests fires in East Kalimantan. *Tropical forestry*, 43, 2–13. (in Japanese)
- Nichols, E. S. and Gardner, T. A. (2011) Dung beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. In Simmons, L. W. and Ridsdill-Smith, T. J. (eds): *Ecology and evolution of dung beetles*. Wiley-Blackwell, West Sussex, p. 267–291.
- Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amézquita, S., Favila, M. E. and The Scarabaeinae Research Network (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biol. Conserv.*, 141, 1461–1474.
- Purwant, E. and Koesoetjahjo, I. (2017) Lsssons-learned from Sungai Wain Protection Forest. *Tropenbos Indonesia*,

- Bogor, 41pp. (in Indonesian)
- Ridsdill-Smith, T. J. and Edwards, P. B. (2011) Biological control: ecosystem functions provided by dung beetles. In Simmons, L. W. and Ridsdill-Smith, T. J. (eds): Ecology and evolution of dung beetles. Wiley-Blackwell, West Sussex, p. 245–266.
- Roslin, T. and Viljanen, H. (2011) Dung beetle populations: structure and consequences. In Simmons, L. W. and Ridsdill-Smith, T. J. (eds): Ecology and evolution of dung beetles. Wiley-Blackwell, West Sussex, p. 220–244.
- Sakai, S. and Inoue, T. (1999) A new pollination system: dung-beetle pollination discovered in *Orchidantha inouei* (Lowiaceae, Zingiberales) in Sarawak, Malaysia. *Am. J. Botany*, 86, 56–61.
- Slade, E. M., Mann, D. J. and Lewis, O. T. (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under constractiong logging regimes. *Biol. Conserv.*, 144, 166–174.
- Slade, E. M., Mann, D. J., Villanueva, J. F. and Lewis, O. T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *J. Animal Ecol.*, 76, 1094–1104.
- Spector, S. (2006) Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *Coleo. Bull.*, 60, 71–83.
- Taylor, D., Saksena, P., Sanderson, P. G. and Kucera, K. (1999) Environmental change and rain forests on the Sunda shelf of Southeast Asia: drought, fire and the biological cooling of biodiversity hotspots. *Biodiv. Conserv.*, 8, 1159–1177.
- Tsukamoto, K., Inagaki, M., Kawahara, M. and Mori, M. (2017) Geotrupidae and its relatives in Japan. *Mushisha*, Tokyo, 115pp. (in Japanese)
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Sugiarto, Kon, M., Ochi, T., Takahashi, M. and Fukuyama, K. (2015a) Effect of habitat transformation from grassland to *Acacia mangium* plantation on dung beetle assemblage in East Kalimantan, Indonesia. *J. Insect Conserv.*, 19, 765–780.
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Kon, M. and Fukuyama, K. (2015b) Comparison of baits and types of pitfall traps for capturing dung and carrion scarabaeoid beetles in East Kalimantan. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 15–28.
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Sugiarto, Kon, M., Ochi, T., Takahashi, M., Igarashi, T. and Fukuyama, K. (2015c) Buffer zones for placing baited traps in grasslands bordering forests and availability of riparian reserves of trees in grasslands: A preliminary study for dung beetle assemblages in East Kalimantan, Indonesia. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 125–134.
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Sugiarto, Kon, M., Ochi, T., Takahashi, M., Igarashi, T. and Fukuyama, K. (2015d) Effects of distance from devastated forests and topography on dung beetle assemblages in burned forests of East Kalimantan, Indonesia. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 14, 135–144.
- Ueda, A., Dwibadra, D., Noerdjito, W. A., Sugiarto, Kon, M., Ochi, T., Takahashi, M., and Fukuyama, K. (2017) List of dung beetles (Coleoptera: Coprophagous group of Scarabaeoidea) collected in lowland near Balikpapan, East Kalimantan, Indonesia. *Bull. For. Forest Prod. Res. Inst.*, 16, 109–119.
- Yamaguchi, T. and Tsuyuki, S. (2001) Assessment of forest fire in East Kalimantan, Indonesia, based on remote sensing and GIS. *Bull. Tokyo Univ. Forests*, 106, 17–48. (in Japanese with English summary)

Literatures cited for identification and distribution

- Balthasar, V. (1963a) Monographie der Scarabaeidae und Aphodidae der palaearktischen und Orientalischen Region. Tschechoslowakische Akademie der Wissenschaften Prag, 1, 1–391.
- Balthasar, V. (1963b) Monographie der Scarabaeidae und Aphodidae der palaearktischen und Orientalischen Region (Coprinae Onitini Oniticellini Onthophagini). Tschechoslowakische Akademie der Wissenschaften Prag, 2, 1–627.
- Kon, M., Sakai, S. and Ochi, T. (2000) A new species of the genus *Onthophagus* (Coleoptera: Scarabaeidae) from Sarawak, Borneo. *Entomol. Sci.*, 3, 367–371.
- Krikken, J. (1977) Some new and otherwise noteworthy species of *Onthophagus* Latreille from the Indo-Australian archipelago (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zoologische Mededelingen*, 52, 169–184.
- Krikken, J. and Huijbregts, J. (2007) Taxonomic diversity of the genus *Ochicanthon* in Sundaland (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Tijd. Vo. Entomol.*, 150, 421–479.
- Krikken, J. and Huijbregts, J. (2008) Distinguishing the Sundaland species in the *Onthophagus* (*Parascatonomus*) *aurifex* group (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Tijd. Vo. Entomol.*, 151, 173–185.
- Kuijten, P. J. (1981) Revision of the genus *Phaeochroops* Candèze (Coleoptera: Scarabaeidae, Hybosorinae). *Zoologische Verhandelingen*, 183, 3–76.
- Li, C.-L., Yang, P.-S., Krikken, J. and Wang, C.-C. (2013) Three new species of *Bolbochromus boucomont* (Coleoptera, Geotrupidae, Bolboceratinae) from Southeast Asia. *Zookeys*, 290, 39–54.

- Li, C.-L., Krikken, J. and Wang, C.-C. (2019) Review of the genus *Bolbochromus* (Coleoptera, Scarabaeoidea, Geotrupidae, Bolboceratinae) in the Philippines. *ZooKeys*, 842, 135–152.
- Masumoto K., Ochi, T. and Hanboonsong, Y. (2008a) New species of the genus *Onthophagus* from Thailand. Part 3. *Entomol. Rev. Jap.*, 63, 43–55.
- Masumoto K., Ochi, T. and Hanboonsong, Y. (2008b) New species of the genus *Onthophagus* from Thailand. Part 4. *Entomol. Rev. Jap.*, 63, 155–169.
- Ochi, T. (2007) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (XIV). A new subgenus and four new species of *Onthophagus* from Borneo. *Entomol. Rev. Jap.*, 62, 91–102.
- Ochi, T. and Kon, M. (1994) Dung beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) collected from Sabah, Borneo (I). *Elytra*, Tokyo, 22, 281–298.
- Ochi, T. and Kon, M. (1995) Dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) collected from Sabah, Borneo (II). *Elytra*, Tokyo, 23, 43–60.
- Ochi, T. and Kon, M. (1996a) Studies on the coprophagous scarab beetles from East Asia. IV (Coleoptera, Scarabaeidae). *Giornale italiano di Entomologia*, 8, 17–28.
- Ochi, T. and Kon, M. (1996b) Studies on the coprophagous scarab beetles from East Asia. V (Coleoptera, Scarabaeidae). *Giornale italiano di Entomologia*, 8, 29–35.
- Ochi, T. and Kon, M. (1997) Studies on the coprophagous scarab beetles from East Asia. VI Descriptions of new taxa of the genus *Paragymnopleurus* (Coleoptera, Scarabaeidae). *Giornale italiano di Entomologia*, 8, 235–238.
- Ochi, T. and Kon, M. (2002) A new horned species of the genus *Onthophagus* (Coleoptera, Scarabaeidae) from Sabah, Borneo. *Spec. Bull. Jpn. Soc. Coleopterol.*, Tokyo, 5, 305–312.
- Ochi, T. and Kon, M. (2006a) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (X). Four new species of the genus *Onthophagus* (*Onthophagus*) from Borneo. *Entomol. Rev. Jap.*, 61, 1–10.
- Ochi, T. and Kon, M. (2006b) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (XII). Six new species of *Onthophagus* (*Indachorius*) from Borneo. *Entomol. Rev. Jap.*, 61, 169–180.
- Ochi, T. and Kon, M. (2006c) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (XIII). Seven new species of *Onthophagus* (*Onthophagus*) from Borneo. *Entomol. Rev. Jap.*, 61, 181–194.
- Ochi, T. and Kon, M. (2014) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (XXIV). Four new species of *Onthophagus* from Malaysia. *Jap. J. System. Entomol.*, 20, 341–346.
- Ochi, T., Kon, M. and Barclay, M. V. L. (2009) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia (XXII). A new species of *Haroldius* and four new species of *Panelus* from Borneo. *Entomol. Rev. Jap.*, 64, 237–246.
- Ochi, T., Kon, M. and Hartini, S. (2008) Three new species of the genus *Ochicanthon* (Coleoptera: Scarabaeidae) from Java and Borneo. *Entomol. Rev. Jap.*, 62, 243–253.
- Ochi, T., Kon, M. and Kikuta, T. (1996) Studies on the family Scarabaeidae (Coleoptera) from Borneo I. Identification keys to subfamilies, Tribes and Genera. *Giornale italiano di Entomologia*, 8, 37–54.
- Ochi, T., Kon, M. and Kikuta, T. (1997) Studies on the family Scarabaeidae (Coleoptera) from Borneo 2. The genera *Paragymnopleurus* and *Sisypus*. *Giornale italiano di Entomologia*, 8, 239–250.
- Ochi, T., Kon, M. and Kikuta, T. (1997) Studies on the family Scarabaeidae (Coleoptera) from Borneo 4. The genus *Caccobius* Thomson, with description of a new species. *Giornale italiano di Entomologia*, 8, 261–264.
- Ochi, T., Kon, M. and Tsubaki, Y. (2009) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) from Southeast Asia (XXI). Nine new species and two new subspecies of *Onthophagus* from the Malay Peninsula, Sumatra and Borneo. *Entomol. Rev. Japan*, 64, 217–236.
- Ochi, T., Kon, M. and Ueda, A. (2018) Notes on the coprophagous scarab-beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) from Southeast Asia XXX. A new *Onthophagus* species from Borneo. *Elytra*, Tokyo, New Series, 8, 369–372.
- Ochi, T., Ueda, A. and Kon, M. (2006) *Ochicanthon* (Coleoptera, Scarabaeidae) from Borneo, with descriptions of four new species and a key to the Bornean species. *Elytra*, Tokyo, 34, 309–325.
- Okajima, H. and Araya, K. (eds.) (2012) The standard of Scarabaeoid beetles in Japan. Gakken, Tokyo, 444pp. (in Japanese)
- Zidek, J. and Pokorný, S. (2010) Review of *Synapsis* Bates, with description of a new species. *Insecta Mundi*, 142, 1–21.
- Zunino, M. (1976) Revisione delle species paleartiche del sottogenere *Onthophagus* (sensu stricto) Latr. In Bates, H. W., Fairmaire, L., Harold, E. V., Lansberge, G. V., Marseul, S. A. D., Reiche, L. and Sharp, D. (eds.): *Muséum National d'Histoire Naturelle di Parigi. Boll. Mus. Zool. Univ. Torino*, Torino, p 71–110.

ボルネオ島低地のスンガイワイン保護林とその周辺で捕獲された糞虫の図鑑

上田 明良^{1)*}、ディアン・ドウィバドラ²⁾、シ・カホノ²⁾、
スギアルト³⁾、越智 輝雄⁴⁾、近 雅博⁵⁾

要 旨

糞虫（コガネムシ上科食糞群）は、熱帯地域において生息環境特性の有用な指標群として知られている。様々な土地利用タイプにおける糞虫の多様性を評価するために、インドネシア共和国東カリマンタン州バリクパパン市の北方 10 ～ 40 km の低地に広がるスンガイワイン保護林とその周辺において 2004 年から 2017 年の間、人糞と魚肉を誘引餌とした落とし穴トラップを用いて糞虫調査を行った。この調査では 68 種の糞虫が捕獲された。これらの種を同定する手助けとして、全種の写真と標徴および、よく似た種を区別するための有用な特徴の写真を提示した。インドネシアではこれまで糞虫の図鑑はなかった。本図鑑はボルネオ島のわずかな地域をカバーしたものに過ぎないが、本図鑑がインドネシアの昆虫研究者や昆虫愛好家が糞虫を種同定する際の手助けになることを切に願う。

キーワード：分布、東カリマンタン州、食性、種同定、生息地選好性、写真、コガネムシ科

原稿受付：令和 3 年 12 月 1 日 原稿受理：令和 4 年 3 月 7 日

1) 森林総合研究所 北海道支所

2) インドネシア科学院生物学研究所

3) 東クタイ農業大学

4) 大阪府豊能町

5) 京都府京都市左京区

* 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、E-mail: akira@ffpri.affrc.go.jp

訂 正 (Erratum)

第 21 卷 1 号 (通巻 461 号) の 47 ページで受理月に誤りがありました。
下記のとおり訂正します。

誤 : Accepted 14 November 2021

正 : Accepted 14 October 2021

An error appeared on p.47 of Vol.21 No.1 (No.461), as follows.

Incorrect: Accepted 14 November 2021

Correct : Accepted 14 October 2021

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。
送付先などが変わりましたら本研究所編集刊行係 (kanko@ffpri.affrc.go.jp) までご連絡ください。
また、貴刊行物と交換願えれば幸いです。

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

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 6 月 発行 森林総合研究所研究報告 第 21 巻 2 号 (通巻 462 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

印 刷 所 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.2 (No.462)



■ 論文

▽国産早生樹種の被削性 —2次元切削における切削力—

松田 陽介、松村 ゆかり、藤本 清彦、伊神 裕司

Machining properties of fast-growing tree in Japan —Cutting force in orthogonal cutting—

Yosuke MATSUDA, Yukari MATSUMURA, Kiyohiko FUJIMOTO and Yuji IKAMI

▽作業道作設を伴う間伐実施中の渓流水の懸濁物質濃度の定期調査

篠宮 佳樹、小林 政広、伊藤 優子、大貫 靖浩、坪山 良夫、澤野 真治

Regular survey of suspended solid concentrations in streamwater during line thinning with construction of spur road

Yoshiki SHINOMIYA, Masahiro KOBAYASHI, Yuko ITOH, Yasuhiro OHNUKI, Yoshio TSUBOYAMA and Shinji SAWANO

▽海洋環境における木材・プラスチック複合材（混練型 WPC）の劣化解析

小林 正彦、松永 正弘、神林 徹、石川 敦子、山田 昌郎

Deterioration analysis of wood-plastic composites (WPCs) in marine environment

Masahiko KOBAYASHI, Masahiro MATSUNAGA, Toru KANBAYASHI, Atsuko ISHIKAWA and Masao YAMADA

▽長期的と短期的な手法に基づく4つの日本の森林における養分収支（英文）

稲垣 善之、藤井 一至、浦川 梨恵子

Nutrient budgets in four Japanese forests based on short- and long-term methods

Yoshiyuki INAGAKI, Kazumichi FUJII and Rieko URAKAWA

■ 短 報

▽菌根菌食性昆虫ムネアカセンチュウガネとアカマダラセンチュウガネのスギ林における季節的消長

榎原 寛、滝 久智、明間 民央、日暮 卓志

Seasonal occurrences of two mycophagous beetles, *Bolbocerosoma nigroplagiatum* and *Nothochodaeus maculatus* (Coleoptera: Bolboceratidae and Ochodaeidae), feeding on arbuscular mycorrhizal fungal sporocarps in a stand of *Cryptomeria japonica*.

Hiroshi MAKIHARA, Hisatomo TAKI, Tamio AKEMA and Takashi HIGURASHI

▽北海道の針広混交林における択伐後の更新補助作業の効果

伊東 宏樹、倉本 恵生、石橋 聡、山崎 孝一、谷村 亮

Effects of operations to promote regeneration after selection cutting in a mixed forest in Hokkaido

Hiroki ITÔ, Shigeo KURAMOTO, Satoshi ISHIBASHI, Koichi YAMAZAKI and Ryo TANIMURA

▽スズメバチ類の捕獲特性におけるマレーズトラップと誘引トラップの比較（英文）

牧野 俊一

Comparison of capture characteristics between Malaise and bait traps for monitoring vespine wasps (Hymenoptera: Vespidae)

Shun'ichi MAKINO

■ ノート

▽ *Melia volkensii* Gürke の根ざし増殖生産性：日本での試行（英文）

古本 良

Productivity of root-cutting propagation of *Melia volkensii* Gürke: a case study in Japan

Ryo FURUMOTO

■ 研究資料

▽ボルネオ島低地のスンガイワイン保護林とその周辺で捕獲された糞虫の図鑑（英文）

上田 明良、ディアン・ドウィパドラ、シ・カホノ、スギアルト、越智 輝雄、近 雅博

Atlas of dung beetles collected in the Sungai Wain Protection Forest and its surroundings in the lowlands of Borneo

Akira UEDA, Dhian DWIBADRA, Sih KAHONO, SUGIARTO, Teruo OCHI and Masahiro KON

