

オサムシ科甲虫群集への針葉樹人工林の単木・群状保残伐および小面積皆伐の効果

上田 明良^{*1,2}・伊藤 宏樹²・佐藤 重穂^{2,3}

保残伐と小面積皆伐は伐採インパクトを軽減すると考えられている。これらの施業と全面皆伐後1~3年のトドマツ人工林および非伐採林において、魚肉ベイトのピットフォールトラップを各林分に1~3基約110日間設置して環境指標性が高いとされるオサムシ科甲虫を捕獲した。全伐採地の種構成は非伐採地と異なっていて、伐採が群集を変化させていた。侵入広葉樹の一部を非伐採で残す単木保残施業区の種構成は、皆伐区のそれよりも非伐採林に近く、保残量と森林性種捕獲数の間に有意な正の関係があった。0.36 haの人工林を残した群状保残施業保残区内の森林性種捕獲数と種数は林分によって大きく異なり、明確な傾向はみられなかった。約1 haの皆伐区と6~8 haの皆伐区の間で森林性種捕獲数と種数に違いはなかった。以上から、単木保残施業には伐採インパクト軽減効果があるが、群状保残施業と小面積皆伐についてはさらに検討が必要と考えられた。本研究と同じ試験地で、伐採1年後にベイトなしトラップを各林分20基、のべ21日間設置して行った別調査との比較では、本研究の種数がわずかに少なかったが、トラップ・日当たり捕獲数は同じであった。

キーワード：ベイト付ピットフォールトラップ、保残伐施業、オサムシ科、地表性甲虫、伐採インパクト

Akira Ueda,^{*1,2} Hiroki Itô,² Shigeho Sato^{2,3} (2022) Effects of Dispersed and Aggregated Retention Forestry and Small-sized Clear-cuttings in Conifer Plantations on Carabid Beetle Assemblages. *J Jpn For Soc* 104: 309-320 Retention forestry and small-sized clear-cutting are thought to mitigate logging impacts. In the Sakhalin fir plantation stands which were subjected to these logging operations and whole clear-cuttings 1-3 years ago and unharvested—we collected carabid beetles that are thought to respond to changes in forest environment. We trapped beetles using 1-3 fish baited pitfall traps for about 110 days at each stand. Logging operations clearly affected the beetle assemblages because the species compositions of beetles differed between the harvested and the unharvested sites. The species compositions in the dispersed retentions of naturally-regenerated broadleaved trees were between those of unharvested sites and clear-cutting sites, and the total abundance of forest beetle species significantly increased with the amounts of retained trees. The total abundance and species richness of forest species largely differed among the stands in the 0.36-ha unharvested patches of aggregated retentions and these were not different between ca 1 ha and 6-8 ha sized clear-cuts. Thus, we concluded that dispersed retention is a beneficial tree harvesting method that mitigates logging impacts, but also that further studies are needed to evaluate other types of operations. The species richness was slightly fewer than those from another study conducted at the same sites but with different methods (i.e., 20 non-baited pitfall traps for a total of 21 days at each stand one year after logging) but the number of beetles caught per trap per day was same.

Key words: baited pitfall trap, retention forestry, Carabidae, ground beetle, logging impact

I. はじめに

我が国で1960年代から1980年代に盛んに造成された針葉樹の造林地の多くでは、植栽木が成熟し、伐採適期を迎えている。そのような背景のもと、国内の木材生産量は2002年を境に増加に転じ、今後、伐採量がさらに増加すると予測されている(林野庁 2021)。伐採を行う場合、従来の大面積皆伐では森林環境への負のインパクト、例えば土砂災害、水質汚濁、生物多様性の劣化が懸念されている(中野 1971; 相浦ら 1996; Pawson *et al.* 2006 など)。こういった負のインパクトを軽減するため、保残伐施業 (retention forestry) が欧米と豪州を中心としたいくつかの場所で導入されており、そこを試験地に設定した様々な調査が行われてきた (Gustafsson *et al.* 2012; Lindenmayer *et al.* 2012; Mori and Kitagawa 2014; 尾崎ら 2018)。保残伐施業とは、「主伐時に生立木や枯死木、森林パッチ等を維持することで伐採の影響を緩和し、木材生産と生物多様性

保全の両立をめざす森林管理法」(尾崎ら 2018)である。主伐時に生立木や枯死木の一部を残す方法は、単木保残 (dispersed retention)、森林パッチをまとめて残す方法は、群状保残 (aggregated retention) と呼ばれている(尾崎ら 2018)。実際、保残伐施業地は、非伐採林および大面積皆伐地と比較して、様々な分類群の森林性種と非森林性種の種数や生息数が中間的であり、伐採による森林性種への負のインパクトの軽減と非森林性種のハビタットの提供の両方に機能することが明らかにされている (Fedrowitz *et al.* 2014)。しかし、これまでの保残伐に関する試験地は、いずれも天然林の伐採時に設定されたもので、我が国の主要な伐採対象である人工林の伐採時に設定されたものはない。また、アジア地域に設けられた大規模試験地は、これまでなかった。そこで、我が国初の試験地として、北海道のイルムケツ山麓に広がる北海道有林内のトドマツ (*Abies sachalinensis*) 人工林を伐採する際に、人工林内に侵入していた広葉樹を三つの密度で全体的に残す広葉樹単木

*連絡先著者 (Corresponding author) E-mail: akira@fpri.affrc.go.jp  <https://orcid.org/0000-0002-1603-7970>

¹ 森林総合研究所九州支所 〒860-0862 熊本県熊本市中央区黒髪 4-11-16 (Kyushu Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, 4-11-16 Kurokami, Chuo-ku, Kumamoto, Kumamoto 860-0862, Japan)

² 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 (Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, Hitsujiyagaoka 7, Toyohira-ku, Sapporo, Hokkaido 062-8516, Japan)

³ 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 (Shikoku Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, 2-915 Asakura Nishimachi, Kochi, Kochi 780-8077, Japan)
(2022年3月12日受付; 2022年8月30日受理)

保残と伐採地中央に人工林を残す群状保残が行われ、試験地として設定された（試験地名：REFRESH）（明石ら 2017；尾崎ら 2018；Yamaura *et al.* 2018）。

一方、皆伐による負のインパクトを軽減する方法には、伐採面積を小さくする小面積皆伐も考えられる。実際、小面積皆伐の一つの方法として、残林帯を残しながら 20～40 m 幅の伐採を縞状に行う帯状伐採が我が国で導入されている（近畿中国森林管理局 2017）。そして、帯状伐採地は皆伐地と比べて下層植生の保全に寄与することが知られている（Ito *et al.* 2006）。しかし、我が国において小面積皆伐による伐採に伴う負のインパクトの軽減については情報が少ない。そこで、トドマツ人工林をパッチ状に伐採する小面積皆伐も REFRESH に導入された（明石ら 2017；尾崎ら 2018；Yamaura *et al.* 2018）。

オサムシ科甲虫（Carabidae）は、温帯や寒帯の地表環境に広く分布し、ピットフォール（落とし穴）トラップを用いた安価で定量的な採集方法が普及していることおよび、トラップによる捕獲群集が環境の違いに明確に反応することから、これまで昆虫群集を指標とした森林環境評価に広く用いられてきた（石谷 1996；Rainio and Niemelä 2003 など）。保残伐施業については、森林性オサムシ科甲虫の保全効果があるという研究結果が、オーストラリア南部のタスマニア島における単木と群状の両保残施業区での調査（Baker *et al.* 2009）や、米国やスウェーデンの群状保残施業区での調査（Baker *et al.* 2015, 2016）で得られている。カナダの単木と群状を併用した保残伐施業区での調査では、施業後 2 年目までは保残率にかかわらず伐採前の群集を引き継いでいたが、5 年後以降は保残率が高いほど、森林性種の保全効果が高いことが示された（Work *et al.* 2010；Wu *et al.* 2020）。我が国では、上述した REFRESH 試験地における施業前と施業後 1 年目の比較調査で、単木と群状の両保残伐施業に森林性種の保全効果があることが示された（Yamanaka *et al.* 2021）。これに対し、Martikainen *et al.* (2006) は、フィンランドにおいて群状保残伐施業による森林性種の保全効果がないことを示した。また、Halaj *et al.* (2008) は、アメリカ西部の単木と群状の両保残伐施業において、保残率の違いがほとんど群集に影響しないことを示した。ただし、この調査では皆伐の調査区がなく、保残伐に森林性種の保全効果があったかどうかは不明である。フィンランドの群状保残伐施業前後の調査では、いくつかの森林性種が群状保残区で多かったが、森林性種全体では群状保残の効果は検出できなかった（Koivula 2002；Koivula *et al.* 2019）。フィンランドの天然林での別の調査では、伐採そのものがオサムシ科群集に影響しなかったため、群状保残施業の効果は検出できなかった例もある（Matveinen-Huju *et al.* 2009）。以上のように、保残伐は多くの場合、森林性種への伐採インパクトの軽減に寄与していたが、いくつかの反例もあることから、調査例を増やして森林性種の保全効果の有無をより明確化する必要がある。

小面積皆伐については、カナダの天然林において、0.06, 0.125, 0.25, 1 ha の伐採区と非伐採区のオサムシ科甲虫群

集を比較した調査では、0.06 ha の伐採地でも森林性種は大きく減少するが、伐採面積が小さいほど森林性種が多く捕獲される傾向があった（Klimaszewski *et al.* 2005）。これに対し、小面積皆伐に森林性種の保全効果がないという例が、フィンランド（Koivula 2002；Pihlaja *et al.* 2006；Koivula *et al.* 2019）とカナダ（Brais *et al.* 2013）で知られている。我が国では、北海道札幌市の 30 × 30 m と 50 × 100 m の伐採地のどちらにおいても森林性種がほとんど捕獲されず、非森林性種が多く捕獲された例がある（上田・佐藤 2021）。以上のように、Klimaszewski *et al.* (2005) 以外では伐採面積の違いがオサムシ科甲虫群集に与える影響は小さいことが示されている。このため、小面積皆伐によるオサムシ科森林性種の保全効果はないと推察されるが、調査例を増やしてより明確化する必要がある。

そこで、筆者らは前述の REFRESH 試験地においてオサムシ科甲虫を捕獲し、保残伐施業と小面積皆伐がその群集に与える影響を明らかにする調査を行った。そして、調査結果から、保残伐施業と小面積皆伐による森林性種への伐採インパクトの軽減効果や、非森林性種の侵入阻止効果について検討した。REFRESH 試験地は三つのセットからなり、各セットには各種伐採林分と非伐採林分が同様に存在するが、伐採林分の伐採年は 1 年ずつずれている（明石ら 2017；尾崎ら 2018；Yamaura *et al.* 2018）。本研究の前から行われていた Yamanaka *et al.* (2021) によるオサムシ科甲虫捕獲調査は、各セットに含まれる林分の伐採前年と伐採後 1 年目に、誘引餌（ベイト）を用いないピットフォールトラップ（以下トラップ）を用いて行われた。これに対し、本研究では、第 3 セットの伐採後 1 年目（第 1, 2 セットはそれぞれ伐採後 3, 2 年目）に、Yamanaka *et al.* (2021) よりも少数の魚肉ベイトトラップを長期間、全林分に設置した。トラップを用いたオサムシ科甲虫の捕獲は、ベイトの有無や屋根の形状といったトラップそのものおよび、トラップ数と設置期間が各研究で異なる。このような捕獲方法の違いが調査結果に影響する可能性があるにもかかわらず、これまでトラップを用いたオサムシ科甲虫の捕獲を異なる方法で同じ場所で行い、それぞれの結果を比較検討した例はない。そこで、本研究では伐採後年数が 1～3 年と異なることの影響および、ベイトの有無や屋根の形状、トラップ数と設置期間が異なる方法を用いた場合の捕獲内容への影響について検討した。

II. 方 法

1. 調査地

北海道イルムケップ山（標高 864 m）の東および南斜面の芦別市、赤平市、深川市にまたがる北海道有林空知管理区内で調査を行った（J-Stage 電子付録付図-1）。調査地には、5.0～6.6 ha のシナノキ（*Tilia japonica*）やミズナラ（*Quercus crisoula*）等の広葉樹天然林（以下 NC）3 林分と 5.8～9.2 ha の 50 年生以上のトドマツ人工林 20 林分を用いた（明石ら 2017；Yamaura *et al.* 2018）。各林分の林縁から他の林分林縁までは、それぞれ 150 m 以上離れていた（明石ら 2017；Yamaura *et al.* 2018）。トドマツ人工林のう

表-1. 各調査サイト名と特徴および設置したトラップ数と捕獲期間 (Ueda *et al.* (2022) を改変)

処理区	処理区 略称	サイト 番号	サイト 設立年	面積 (ha)	伐採年	樹木密度 ^a (n/ha)	広葉樹密度 ^a (n/ha)	胸高断面積 計 (BA) ^a (m ² /ha)	広葉樹 BA ^a (m ² /ha)	下層 植生被度 ^b (index 0-5)	トラッ プ数	捕獲期間 (日数)
広葉樹林	NC	1	2013	4.96	–	994	994	51.68	51.68	3.0	2	6/15–10/3 (110)
		2	2014	5.55	–	787	756	36.75	34.91	2.5	2	6/13–10/2 (111)
		3	2015	6.61	–	825	744	28.47	19.42	1.5	2	6/14–10/2 (110)
トドマツ林 (約 50 年生)	PC	1	2013	5.87	–	868	239	39.91	3.99	4.0	2	6/15–10/3 (110)
		2	2014	7.63	–	964	175	41.68	3.92	2.5	2	6/14–10/3 (111)
		3	2015	6.26	–	700	136	35.88	2.92	2.5	2	6/14–10/2 (110)
単木大量保残施業 (1 ha 当たり広葉樹約 100 本)	SL	1	2013	7.94	2014	103	103	5.79	5.79	4.5	2	6/15–10/3 (110)
		2	2014	7.92	2015	109	109	7.50	7.50	3.0	2	6/14–10/3 (111)
		3	2015	6.99	2016	107	107	7.37	7.37	2.0	2	6/15–10/3 (110)
単木中量保残施業 (1 ha 当たり広葉樹約 50 本)	SM	1	2013	7.85	2014	51	51	3.76	3.76	4.0	2	6/15–10/3 (110)
		2	2014	7.10	2015	60	60	2.17	2.17	4.5	2	6/13–10/2 (111)
		3	2015	7.72	2016	57	57	4.26	4.26	4.0	1 ^d	6/15–10/3 (110)
単木少量保残施業 (1 ha 当たり広葉樹約 10 本)	SS	1	2013	6.30	2014	11	11	0.59	0.59	3.0	2	6/15–10/3 (110)
		2	2014	7.49	2015	13	13	0.75	0.75	5.0	2	6/13–10/2 (111)
		3	2015	5.76	2016	10	10	0.46	0.46	3.5	2	6/13–10/2 (111)
群状保残施業の 60 m 四方の非伐採保残林内	GRR	1	2013	0.36	–	833	47	49.16	1.32	1.0	1	6/15–10/3 (110)
		2	2014	0.36	–	661	36	48.92	1.60	3.0	1	6/13–10/2 (111)
		3	2015	0.36	–	100 ^c	0 ^c	1.19 ^c	0 ^c	5.0	1	6/14–10/2 (110)
群状保残施業の保残林外 皆伐地	GRC	1	2013	6.42	2014	0	0	0	0	4.0	2	6/15–10/3 (110)
		2	2014	7.87	2015	0	0	0	0	3.0	1 ^d	6/13–10/2 (111)
		3	2015	6.03	2016	0	0	0	0	3.0	2	6/14–10/2 (110)
約 1-ha の小面積皆伐 (約 100 m 四方)	SC	2	2014	ca. 1 × 3	2015	0	0	0	0	4.0	1 × 3	6/14–10/2 (110)
		3	2015	ca. 1 × 2	2016	0	0	0	0	3.0	1 × 2	6/13–10/2 (111)
全面皆伐	CC	1	2013	6.89	2014	0	0	0	0	5.0	2	6/14–10/3 (111)
		2	2014	7.87	2015	0	0	0	0	4.5	2	6/13–10/2 (111)
		3	2015	6.17	2016	0	0	0	0	3.5	2	6/14–10/2 (110)

^a 明石ら (2017) を改変 (風倒が生じた GRR3 を除く)。^b 各トラップサイトの平均値。2017 年 8 月 28~31 日測定。^c 2017 年 8 月 28 日に行ったトラップサイトを中心とした 10 m 四方内の調査結果。^d トラップ設置したが、1 トラップは動物に壊された。

ち 17 林分には 2014~2016 年の 3 年間に以下に示す 6 種類の伐採が各種毎年 1 林分で行われた (表-1): 1) 広葉樹単木大量保残伐 (以下 SL): トドマツ人工林内に侵入していた広葉樹のうち約 100 本/ha を残す伐採, 2) 広葉樹単木中量保残伐 (以下 SM): 同広葉樹を約 50 本/ha 残す伐採, 3) 広葉樹単木少量保残伐 (以下 SS): 同広葉樹を約 10 本/ha 残す伐採, 4) 群状保残伐 (以下 GR): 林分中央付近に 60 × 60 m の非伐採地を残す皆伐, 5) 小面積皆伐 (以下 SC): 林分内の 2 ないし 3 カ所で行う約 1 ha の皆伐, 6) 全面皆伐 (以下: CC): 林分全体の皆伐 (明石ら 2017; Yamaura *et al.* 2018)。なお, SC は 2 林分のみで, 2015 年と 2016 年に伐採が行われた。また, 各小面積伐採地の境はそれぞれ 10 m 以上離れていた。トドマツ人工林の残る 3 林分は非伐採対照区 (以下 PC) とした。PC の植栽年は 1964 年 1 林分 (PC3: 数字はセット番号を示す), 1967 年 2 林分 (PC1 と 2) である (明石ら 2017)。

2. 捕獲調査

2017 年 6 月 13~15 日に, 魚肉を誘引餌として用いたピットフォールトラップを, 面積の小さい施業区ではその中央付近の 1 カ所に 1 基, 大きい施業区では各施業区の境界から 50 m 以上内側に入りかつ, 間隔が 50 m 以上離れる 2 カ所にそれぞれ 1 基ずつ設置した。すなわち, 基本は各サイトに 2 基設置した (表-1) が, 面積が小さい施業区を含む林分では以下のようなトラップの設置とサイト配分となった。群状保残施業林分 (GR) では, 60 × 60 m の非伐採林 (群状保残保残区: 以下 GRR) 内中央付近 1 カ所と, そのまわりに広がる伐採地 (群状保残皆伐区: 以下

GRC) 内で GRR 境界から 50 m 以上離れた 2 カ所に 1 基ずつ計 3 基設置した。そして, 同じ林分内であっても GRR と GRC は異なるサイトとして扱った (表-1)。小面積皆伐林分 (SC) では, 各伐採地の中央付近にトラップをそれぞれ 1 基ずつ, すなわち SC2 では 3 つの伐採地に 1 基ずつ計 3 基, SC3 では二つの伐採地に 1 基ずつ計 2 基設置し (表-1), 各伐採地を異なるサイトとして扱った。

捕獲には上田ら (2016), 上田 (2020) および, 上田・佐藤 (2020, 2021) と同じ方法を用いた。すなわち, ベイト (サバ切り身 15 g) 入りのカップを吊し, 殺虫・防腐液 (プロピレングリコール原液) 100 mL を注いだ 95 mm 径 170 mm 高の透明プラスチックカップをトラップ本体として用い, これをあらかじめ埋めておいた塩ビパイプの中に挿入した。トラップの上には金属スチールラックを被せ, その上に動物と雨よけのためにコンクリートブロックを載せた。7 月 10, 12, 13 日に最初の捕獲虫回収とベイトと殺虫・防腐液の交換を行った。8 月 8~10 日, 9 月 1, 4 日に第 2, 第 3 回目の回収・交換を行い, 10 月 2, 3 日に終了した。各サイトでの捕獲期間を表-1 に示した。

3. 林況データ

林況データのうち, 樹木密度, 胸高断面積計 (以下 BA 値) については, 胸高直径 (以下 DBH) > 5 cm の樹木の調査を行った明石ら (2017) のデータを一部改変して用いた。ただし, GRR3 については, 調査開始前に風倒が生じたため, 明石ら (2017) のデータと異なる状況になっていた。そこで, トラップを中心とした 10 × 10 m 四方内の DBH > 5 cm の樹木の毎木調査を 2017 年 8 月 28 日に行った。ま

た、2017年8月28～31日に、各トラップ設置場所のまわり約2×2mの下層植生の被度の判定を行った。下層植生の被度は、下層植生がない：0、被覆率1%未満：0.5、被覆率約1～10%：1、約10～25%：2、約25～50%：3、約50～75%：4、約75%以上：5と分類した(Braun-Blanquet 1964)。林況データをまとめたものを表-1に示した。

4. 標本の同定と保管

回収した標本は脱脂綿上で乾燥し、実体顕微鏡(NIKON SMZ 1500)を用いて同定した。同定にはHabu(1973, 1978)、上野ら(1985)と井村・水沢(2013)を用いた。標本は森林総合研究所北海道支所に保管してある。

5. 解析

SM3とGRC2でそれぞれ2トラップのうちの一つが動物に荒らされたため、それらのトラップのデータは除外した(表-1)。また、1サイト1データにするため、2トラップ設置したサイトについては、捕獲数の平均値を捕獲データとし、解析に用いた。各サイトの捕獲虫の種構成を比較するため、種毎の捕獲数とSørensenの類似度指数を用いた非計量多次元尺度構成法(nonmetric multidimensional scaling; 以下NMS)で各サイトを座標付けし、分離状況を図示した。解析は次元数2、回数1に固定して行った。解析にはPC-ORD ver. 6.15(MJM Software Design 2011)を用いた。

北海道で森林と非森林の両方で捕獲調査を行い、その結果からオサムシ科甲虫各種を森林性種と非森林性種に分けた3編の論文(堀 2001, 2003, 2012)に従って、本研究で捕獲された種を森林性種と非森林性種に分けた。ただし、マルガタナゴミムシ(*Pterostichus subovatus*)は、堀(2001, 2003)では森林性種とされているが、堀(2012)では非森林性種とされている。日本全国でのこれまでの記録を用いた日本産環境指標ゴミムシ類データベース作成グループ(2022)においても、森林と非森林地両方での捕獲記録が載せられていた。そこで、本種の森林性と非森林性を判断するために、林分全体で伐採が行われた単木保残区と全面皆伐区および非伐採区での捕獲データを用い、BA値、下層植生の被度と、本種、本種以外の森林性種全体と非森林

性種全体の捕獲数の関係を図示して検討した(図-1)。その結果、本種の捕獲数のBA値と下層植生の被度との関係は、本種以外の森林性種全体よりも非森林性種全体の捕獲数の関係に類似していた(図-1)ことから、本研究では本種を非森林性種として扱った。このほか、堀(2001, 2003, 2012)では捕獲されなかった3種のうち、ダイセツモリヒラタゴミムシ(*Colpodes daisetsuzanus*)は、森林と非森林で捕獲数を比較した例はないが、本研究では25個体中19個体が非伐採林分であるNCとPCで捕獲された(J-Stage電子付録付表-2)ことから森林性とした。なお、本種はKaizuka and Iwasa(2015)、山中ら(2016)とYamanaka *et al.*(2021)において森林性種として扱われている。残りの2種、オオヒラタゴミムシ(*Platynus magnus*)とアトワアオゴミムシ(*Chlaenius virgulifer*)は、いずれも非森林である群状保残伐採区(GRC)において1個体捕獲されただけであった(J-Stage電子付録付表-2)。これらは、日本産環境指標ゴミムシ類データベース作成グループ(2022)においても、載せられている捕獲情報の多くが非森林地であることから、非森林性とした。

単木保残施業の効果をみるために、全ての単木保残施業区(SL, SM, SS)と全面皆伐区(CC)で得られた捕獲データを用い、保残レベルの違いを表-1に示したBA値(CCはゼロ)で表して、オサムシ科甲虫群集と保残量の関係と比較した。すなわち、BA値と伐採年度を説明変数、捕獲データを目的変数として扱った解析を行った。このうち伐採年度は、ダミー変数として説明変数に加えた(2014年: year 2015=0, year 2016=0; 2015年: year 2015=1, year 2016=0; 2016年: year 2015=0, year 2016=1)。伐採年度は本来であればランダム効果として扱うのが適当であるが、2014, 2015, 2016年の3水準しかなかったため、固定効果としたものである。このため、伐採年度が目的変数に及ぼす効果について、結果は示すが結果からの考察は最小限にとどめた。捕獲データには、オサムシ科群集に関する変数(総捕獲数、森林性種総捕獲数、非森林性種総捕獲数、捕獲種数、森林性種捕獲種数と非森林性種捕獲種数)および解析に用いた各サイトでのトラップ当たり捕獲数の合計

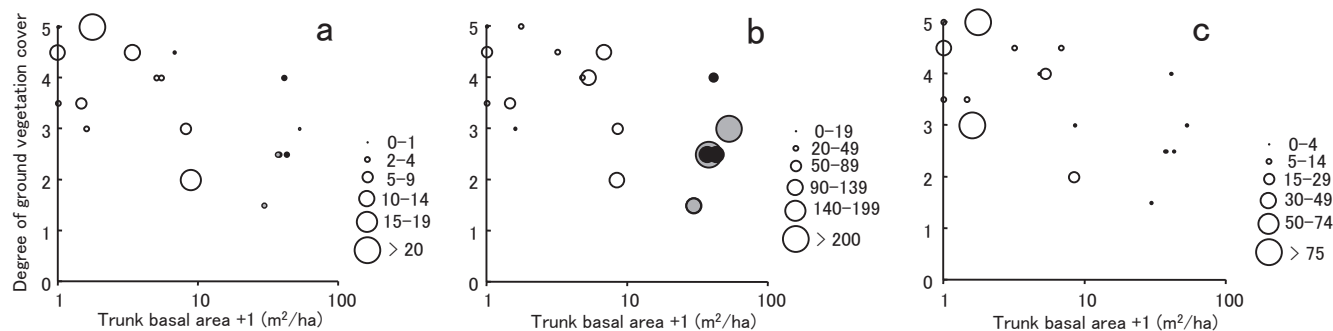


図-1. 全面に伐採が入った林分と非伐採林分におけるマルガタナゴミムシ捕獲数(a)、マルガタナゴミムシ以外の森林性種(b)と非森林性種(c)の捕獲数、胸高断面積計(BA値)および、下層植生の被度の関係

Relationships among the abundance of *Pterostichus subovatus* (a), the abundances of forest species (b) and nonforest species (c) except for *P. subovatus*, the trunk basal area (BA), and the degree of ground vegetation cover in the wholly harvested stands and the unharvested stands.

白丸は全面に伐採が入った林分(単木保残施業区(SL, SM, SS)と全面皆伐区(CC))、灰色丸は非伐採広葉樹林(NC)、黒丸は非伐採トドマツ林(PC)。Open circle: wholly harvested stand (dispersed retentions (SL, SM, and SS) and whole clear-cuts (CC)), grey circle: unharvested natural broad-leaved forest (NC), and closed circle: unharvested fir plantation forest (PC).

値が50個体以上の種の捕獲数を用いた。解析には、負の二項分布を誤差構造とし、対数関数をリンク関数とした一般化線型モデル (GLM) を用いた。また、オフセット項として各サイトのトラップ数の対数を用いた。

群状保残施業の効果をみるために、群状保残施業区 (GRR)、全面皆伐区 (CC) および非伐採トドマツ林 (PC) で得られた全データを用いて、BA 値とオサムシ科群集に関する変数の関係を図示した。ただし、各カテゴリーの標本数が3のため、統計分析は行えなかった。そのため、群状保残施業の効果は図の傾向から推定した。

小面積皆伐の効果を見るために、小面積皆伐区 (SC) と全面皆伐区 (CC) で得られた全データを比較した。すなわち、伐区カテゴリー (小面積皆伐区=0, 全面皆伐区=1) と伐採年度 (単木保残効果の解析と同じ) のダミー変数を説明変数とし、オサムシ科群集に関する変数および解析に用いた各サイトでのトラップ当たり捕獲数の合計値が50個体以上の種の捕獲数を目的変数とした解析を行った。単木保残施業の効果をみるための解析と同様に、伐採年度は本来であればランダム効果として扱うのが適当であるが、2014, 2015, 2016年の3水準しかなかったため、固定効果とした。このため、伐採年度が目的変数に及ぼす効果について、結果は示すが結果からの考察は最小限にとどめた。解析の誤差構造、リンク関数、モデルとオフセット項は単木保残施業の効果をみるための解析と同じである。

GLM 解析には、MASS パッケージ (Venables and Ripley 2002) のなかの the glm.nb function と R 4.1.1 (R Core Team 2021) を用いた。

6. Yamanaka *et al.* (2021) の調査結果との比較

Yamanaka *et al.* (2021) の調査は、小面積皆伐を含んでいないことを除くと、本研究と同じ調査地で同じ分類群を対象に、異なる方法で行われた。Yamanaka *et al.* (2021) では、伐採前のデータを取り、伐採後データとの違いから、それぞれの施業の効果を解析し、検討している。これに対し、本研究では、伐採後のデータだけを用いて施業の効果を検討している。すなわち、本研究と Yamanaka *et al.* (2021) では、施業効果を検出する方法が異なることから、施業の効果についての直接的な比較はできない。しかし、Yamanaka *et al.* (2021) における伐採後の捕獲データと本研究の捕獲データを比較することで、ベイト使用の有無や断続的捕獲と連続捕獲等の捕獲方法の違いが捕獲群集に与える影響は評価できる。そこで、本研究と Yamanaka *et al.* (2021) の捕獲方法の違いを整理し、その捕獲内容について検討した。

Yamanaka *et al.* (2021) と本研究の方法の概要を表-2にまとめた。REFRESH 試験地が三つのセットを3年に渡って設定されたのに合わせて、Yamanaka *et al.* (2021) では、各セットの伐採後1年目、すなわち2015, 2016, 2017年に調査が行われた。また、Yamanaka *et al.* (2021) はベイトなし、開口部直径は本研究と同じ95 mmのピットフォールトラップ20基を21林分において5 m ずつ離してトランセクト上に設置し、6, 7, 8月に7日間ずつ、計21日間捕獲を行った。トラップの屋根には12 cm 角のベニア板

表-2. Yamanaka *et al.* (2021) の伐採後1年目調査の方法とそれに対応する本研究の方法の概要

Overviews of method of Yamanaka *et al.* (2021) surveyed on 1 year after harvest and the corresponding method of this study.

	Yamanaka <i>et al.</i> (2021)	This study up to early September
Surveyed year	2015~2017	2017
No. traps set per site	20	1~3
Total no. traps set	420	43
Trapping period	intermittent 21d (7d each in June, July, and Aug.)	consecutive 78 ~ 83d
Trap days*	8,820	3,456
Lip diameter of cup used for trap	95 mm	95 mm
Roof of trap	veneer plate (120 × 120 mm) with 4 legs of 30-mm high	concrete block (390 × 190 mm, 120-mm high) on steel rack (30-mm high)
Preservative	propylene glycol	propylene glycol
Bait	none	fish meat (15 g)

*Total of trapping periods (days) of all traps set.

を用いた。本研究の方法は「捕獲調査」の項で述べたとおりである。

比較に用いた捕獲データは、Yamanaka *et al.* (2021) については論文に付随する Appendix S2 の表から各セットの伐採後1年目の年度に行われた捕獲データを合算し、全トラップ数と捕獲日数から全体および主要種のトラップ・日当たり捕獲数を算出した。本研究については、Yamanaka *et al.* (2021) が小面積皆伐区 (SC) での調査結果を含んでいないので、これにあわせて SC を除き、Yamanaka *et al.* (2021) の捕獲期間にあわせて9月1, 4日の回収分までのデータを用いた。また、本研究では林分ごとのトラップ数が異なることから、各林分でのトラップ当たりの平均捕獲数を算出した。ただし、群状保残が行われた林分 (GR) では、Yamanaka *et al.* (2021) は保残区内と外で同数のトラップ、すなわち10トラップずつを設置したことから、本研究では保残区外 (GRC) 捕獲データの平均値を出し、この値と保残区内 (GRR) の捕獲データとの平均値を算出して GR での捕獲数に用いた。次に、各林分での捕獲日数から全体および主要種のトラップ・日当たり捕獲数を算出し、この平均値を Yamanaka *et al.* (2021) のトラップ・日当たり捕獲数と比較した。また、2017年に同所で行われた捕獲データを比較する目的で、Yamanaka *et al.* (2021) において2017年に行われた第3セットの捕獲データと、これに対応する林分での本研究の捕獲データから、全体および主要種のトラップ・日当たり捕獲数を算出し、比較した。ただし、Yamanaka *et al.* (2021) の各トラップまたは各林分の捕獲データが公開されていないことから、統計分析は行えなかった。

III. 結 果

全体で35種5,686個体のオサムシ科甲虫が捕獲された (J-Stage 電子付録付表-1と2)。NMS 解析の結果、Final stress 値は12.6%で、座標付けの信頼性は比較的高かった (Kruskal (1964) の式から算出されるストレス値を用いて NMS による序列化を評価する場合、10%未満で「間違い

なし], 10~20%で「使用に適しているが20%に近いと誤っている可能性がある」とされている (Clarke 1993))。非伐採サイトであるNC, PC, GRRの座標はGRR1を除いて右上方でまとまっていた (図-2)。逆に, 皆伐が行われたSC, GRC, CCの座標は左下に集まる傾向がみられた。単木保残施業の座標は少量保残 (SS) の2サイトを除くと, 非伐採サイトと皆伐サイトの中間に位置する傾向がみられた (図-2)。

単木保残施業の効果をみると, BA値と森林性種総捕獲数と森林性の最優占種であるツンベルグナガゴミムシ (*Pterostichus thunbergii*) の間に有意な正の関係が, 非森林性のアオゴミムシ (*Chlaenius pallipes*) の間に有意な負の関係がみられた (図-3(b), 表-3)。BA値と森林性種数

の間にも正の傾向がみられたが, 有意ではなかった (図-3(e), 表-3)。2014年伐採サイトの森林性種総捕獲数とマルガタナガゴミムシ捕獲数は2015, 2016年伐採サイトよりも有意に少なかった (表-3)。2014年伐採サイトの種数と非森林性種数は2015年よりも有意に少なかった (表-3)。2014年伐採サイトのツンベルグナガゴミムシ捕獲数は2016年伐採サイトよりも有意に少なく, 逆にコクロツヤヒラタゴミムシ (*Synuchus melantho*) 捕獲数は有意に多かった (表-3)。

群状保残施業の効果をみると, 2015年と2016年にまわりが伐採された群状保残保残区 (GRR2と3) では総捕獲数, 森林性種総捕獲数, 種数, 森林性種数が, 風倒によるBA値減少の有無にかかわらずトドマツ非伐採林よりも

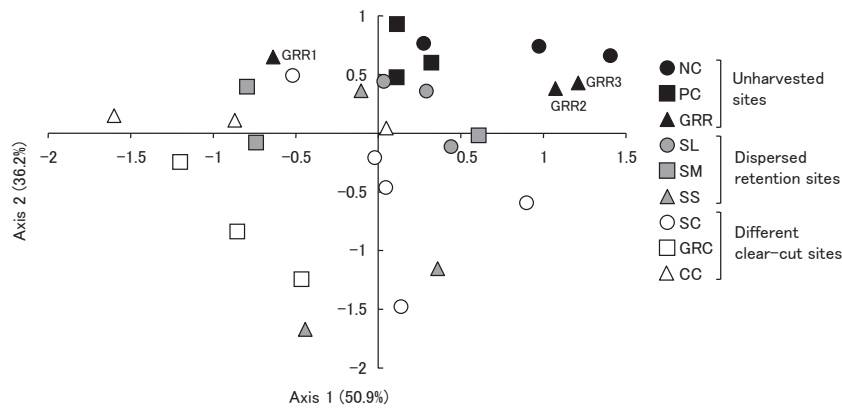


図-2. 各サイトで捕獲されたオサムシ科甲虫群集の非計量多次元尺度構成法 (nonmetric multidimensional scaling, NMS) による座標付け

Results of nonmetric multidimensional scaling (NMS analysis) as applied to ordinate sites with the similarities of carabid beetle assemblages.

Final stress = 12.6%. Parenthesized % on titles of axes indicate the proportion of variance represented by each axis, based on the r^2 between the distance in the ordination space and the distance in the original space. Abbreviations of treatments are defined in Table 1. Site names of unharvested areas of aggregated retention (GRR), where the coordinates were largely differed for the unharvested site categories, are indicated in the figure.

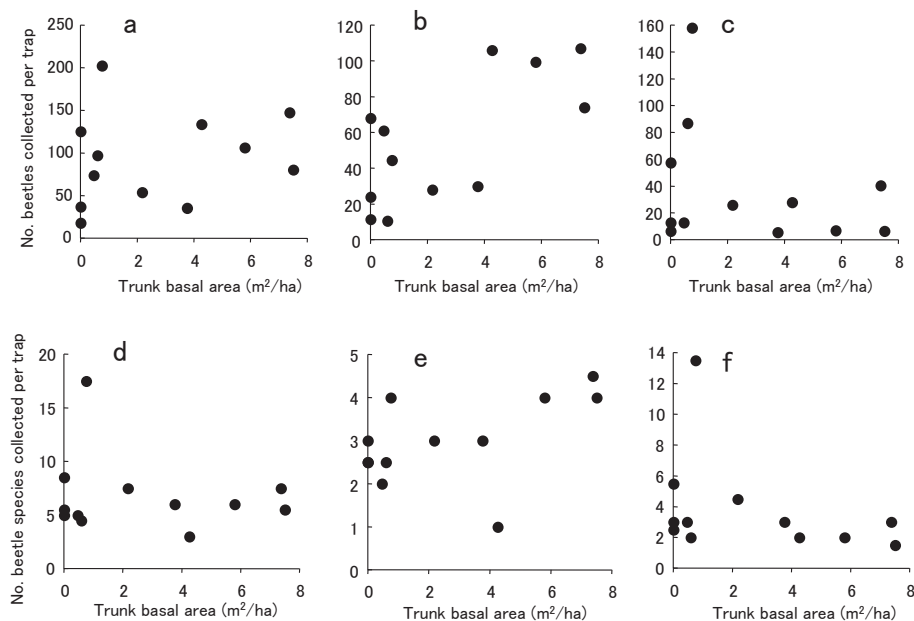


図-3. 単木保残施業区 (SL, SM, SS) と全面皆伐区 (CC) における胸高断面積計と総捕獲数 (a), 森林性種総捕獲数 (b), 非森林性種総捕獲数 (c), 総捕獲種数 (d), 森林性種総捕獲種数 (e) および, 非森林性種総捕獲種数 (f) の関係

Relationships between trunk basal area and total abundance (a), total abundance of forest species (b), total abundance of nonforest species (c), species richness (d), species richness of forest species (e), and species richness of nonforest species (f) in the dispersed retentions (SL, SM, and SS) and the whole clear-cuts (CC).

表-3. 単木保残施業区 (SL, SM, SS) と全面皆伐区 (CC: BA=0) からの全データを用いた単木保残施業の効果についての解析結果

Results of analyses for the effects of dispersed retention using all data from dispersed retention sites (SL, SM, and SS) and whole clear-cutting sites (CC: BA = 0)

Objective variables	Sum of number of beetles collected per trap per site	Explanatory variables					
		Value of trunk basal area (BA)		Harvested year (comparison to year 2014)			
		<i>z</i>	<i>P</i>	Factor: year 2015		Factor: year 2016	
				<i>z</i>	<i>P</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
Total abundance	1112.5	1.011	0.312	1.720	0.086	0.933	0.351
Total abundance of forest species	664.0	3.474	0.001	1.979	0.048	2.283	0.022
Total abundance of nonforest species	448.5	-1.452	0.146	1.295	0.195	0.605	0.545
Species richness		-0.532	0.595	2.339	0.019	-0.062	0.950
Species richness of forest species		1.482	0.138	0.517	0.605	-0.413	0.680
Species richness of nonforest species		-1.825	0.068	2.565	0.010	0.280	0.779
Abundance of <i>Pterostichus thunbergii</i> (F)	558.5	3.450	0.001	1.835	0.066	2.841	0.004
Abundance of <i>Symachus melantho</i> (F)	87.5	1.058	0.290	1.052	0.293	-2.014	0.044
Abundance of <i>Poecilus samurai</i> (N)	190.5	-1.314	0.189	-1.093	0.274	0.227	0.821
Abundance of <i>Pterostichus subovatus</i> (N)	90.5	0.223	0.823	4.813	< 0.0001	3.329	0.001
Abundance of <i>Chlaenius pallipes</i> (N)	85.5	-3.077	0.002	0.000	1.000	0.000	1.000

A generalized linear model (GLM) with negative binomial error structures linked with the logarithmic function was used. The number of valid traps of each site was used as an offset term in the analyses. Harvested year was treated as a dummy variable. F, forest species; N, nonforest species.

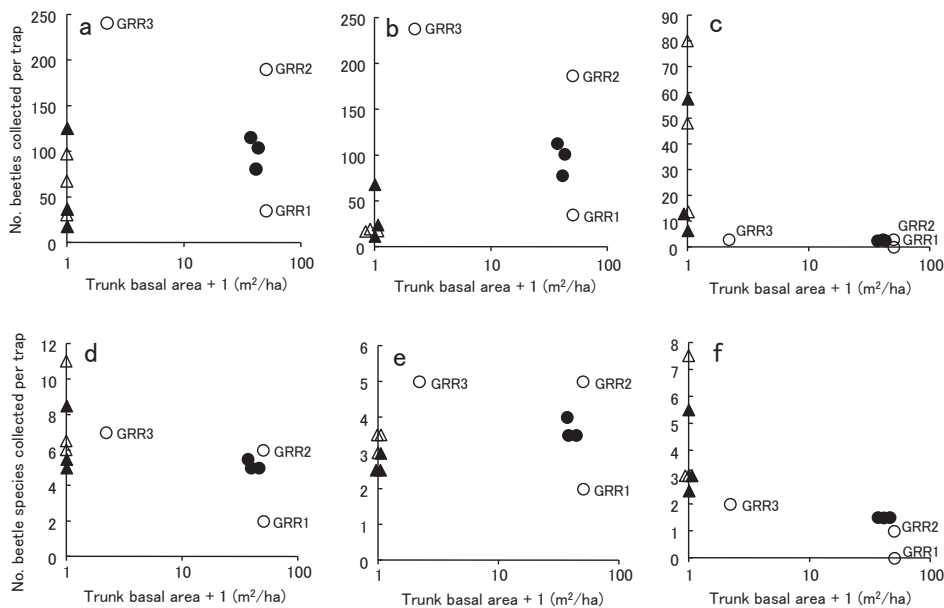


図-4. トドマツ非伐採林 (PC は黒丸), 群状保残保残区 (GRR は白丸), 群状保残伐採区 (GRC は黒三角) と全面皆伐区 (CC は白三角) における胸高断面積計と総捕獲数 (a), 森林性種総捕獲数 (b), 非森林性種総捕獲数 (c), 総捕獲種数 (d), 森林性種総捕獲種数 (e) および, 非森林性種総捕獲種数 (f) の関係

Relationships between trunk basal area and total abundance (a), total abundance of forest species (b), total abundance of nonforest species (c), species richness (d), species richness of forest species (e), and species richness of nonforest species (f) in the unharvested plantation forest (PC, closed circle), the unharvested area of aggregated retention (GRR, open circle), the harvested area of aggregated retention (GRC, closed triangle), and the whole clear-cuts (CC, open triangle). Site names of GRR are indicated in the figure.

多い傾向がみられた (図-4(a), (b), (d), (e))。しかし, 2014年にまわりが伐採された GRR1では逆にこれらがトドマツ非伐採林よりも少ない傾向がみられた。非森林性種の総捕獲数と種数は, まわりの伐採年度や風倒にかかわりなく群状保残保残区 (GRR) とトドマツ非伐採林 (PC) は同程度で, 群状保残伐採区 (GRC) と全面皆伐区 (CC) よりも少ない傾向がみられた (図-4(c), (f))。また, 群状保残伐採区 (GRC) と全面皆伐区 (CC) の間には全て

の値に明確な違いはなかった (図-4)。

小面積皆伐の効果を見ると, 総捕獲数, コクロツヤヒラタゴミムシとオオキンナガゴミムシ (*Poecilus samurai*) の捕獲数が, 小面積皆伐区 (SC) で全面皆伐区 (CC) よりも有意に多かった (図-5(a), (d), (e), 表-4)。2014年伐採サイトの総捕獲数, 森林性種総捕獲数, 非森林性種総捕獲数および, ツンベルグナガゴミムシ, コクロツヤヒラタゴミムシとマルガタナガゴミムシの捕獲数は2015年伐

表-4. 小面積皆伐区 (SC) と全面皆伐区 (CC) からの全データを用いた小面積皆伐の効果についての解析結果
Results of analyses for the effects of small-sized clear-cutting using all data from small-sized (ca. 1 ha) clear-cutting sites (SC) and whole clear-cutting sites (CC, 6.2-7.9 ha).

Objective variables	Sum of number of beetles collected per trap per site	Explanatory variables					
		Size category of clear-cutting area		Harvested year (comparison to year 2014)			
		Factor: whole clear-cutting		Factor: year 2015		Factor: year 2016	
		<i>z</i>	<i>P</i>	<i>z</i>	<i>P</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
Total abundance	1003.5	2.334	0.020	4.356	< 0.0001	1.738	0.082
Total abundance of forest species	466.5	1.423	0.155	2.987	0.003	1.794	0.073
Total abundance of nonforest species	537.0	1.491	0.136	3.104	0.002	0.732	0.464
Species richness		0.374	0.708	1.172	0.241	-0.240	0.810
Species richness of forest species		1.190	0.234	0.413	0.680	-0.108	0.914
Species richness of nonforest species		-0.670	0.503	1.222	0.222	-0.323	0.747
Abundance of <i>Pterostichus thunbergii</i> (F)	333.5	0.474	0.635	2.220	0.026	1.523	0.128
Abundance of <i>Synuchus melantho</i> (F)	116.0	4.463	< 0.0001	2.093	0.036	0.429	0.668
Abundance of <i>Poecilus samurai</i> (N)	379.0	2.572	0.010	1.297	0.195	0.266	0.790
Abundance of <i>Pterostichus subovatus</i> (N)	82.5	0.496	0.620	2.690	0.007	0.998	0.318

A generalized linear model (GLM) with negative binomial error structures linked with the logarithmic function was used. The number of valid traps of each site was used as an offset term in the analyses. Explanatory variables were treated as dummy variables. F, forest species; N, nonforest species.

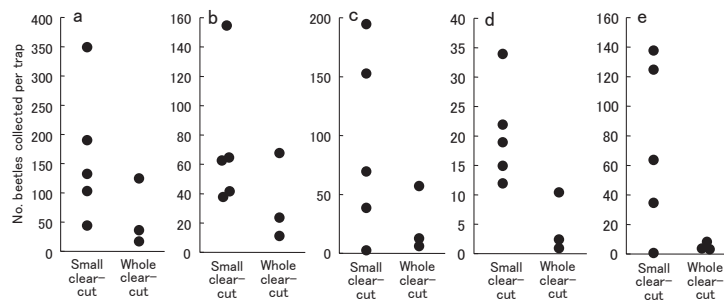


図-5. 小面積皆伐区 (SC) と全面皆伐区 (CC) における総捕獲数 (a), 森林性種総捕獲数 (b), 非森林性種総捕獲数 (c), 森林性のコクロツヤヒラタゴミシ (*Synuchus melantho*) 捕獲数 (d), 非森林性のオオキンナガゴミシ (*Poecilus samurai*) 捕獲数 (e)
Total abundance (a), total abundance of forest species (b), total abundance of nonforest species (c), the abundance of a forest species, *Synuchus melantho* (d), and the abundance of a nonforest species, *Poecilus samurai* (e) in the small-sized clear-cuts (SC) and the whole clear-cuts (CC).

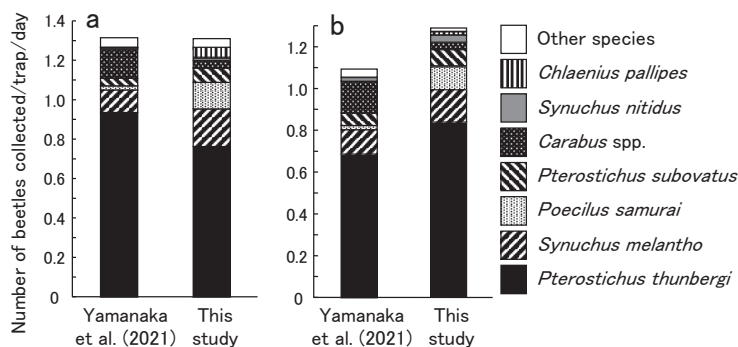


図-6. Yamanaka *et al.* (2021) の伐採後1年目調査に用いたデータとそれに対応した林分・捕獲期間での本研究のデータのトラップ・日当たり捕獲数 (a) と Yamanaka *et al.* (2021) の2017年調査のデータとそれに対応した林分・捕獲期間での本研究のデータのトラップ・日当たり捕獲数 (b)

Numbers of beetles collected per trap per day using the data investigated one year after logging in Yamanaka *et al.* (2021) and the data from its responding trapping periods and stands in this study (a), and those using the data collected in 2017 in Yamanaka *et al.* (2021) and the data from its responding trapping periods and stands in this study (b).

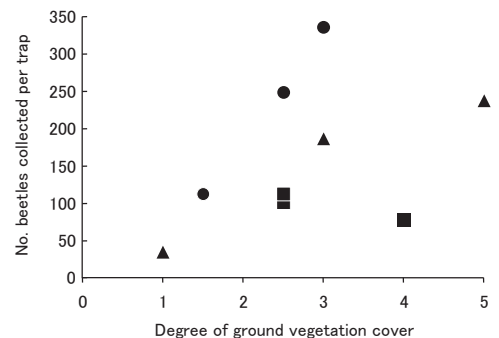


図-7. 非伐採サイト (広葉樹天然林 (NC は丸), トドマツ林 (PC は四角), 群状保残保残区 (GRR は三角)) における下層植生被度と森林性種総捕獲数の関係

Relationships between degree of ground vegetation cover and total abundance of forest species in unharvested sites (broadleaved natural forest (NC, circle), conifer plantation forest (PC, square), and unharvested area of aggregated retention (GRR, triangle)).

採サイトよりも有意に少なかった (表-4)。

Yamanaka *et al.* (2021) と本研究の調査結果との比較では, Yamanaka *et al.* (2021) では 39 種が捕獲され, トラップ・日当たり捕獲数は 1.32 個体, 本研究では 32 種 1.31 個体で, 本研究の種数はやや少なかったが, 捕獲数はほぼ同じであった (図-6(a))。Yamanaka *et al.* (2021) における 2017 年調査時の種数とトラップ・日当たり捕獲数は 28 種 1.09 個体, これに対応する本研究のサイトでは 23 種 1.29 個体で, 本研究の種数はやや少なかったが, 捕獲数はやや多かった (図-6(b))。主要種の内訳をみると, *Pterostichus* 属のツンベルグナガゴミムシとマルガタナガゴミムシおよび, *Synuchus* 属のコクロツヤヒラタゴミムシとオオクロツヤヒラタゴミムシ (*Synuchus nitidus*) では多少の増減はあるものの, 両研究で同程度であった (図-6(a), (b))。Yamanaka *et al.* (2021) の方が明確に多かったのは大型の *Carabus* 属の種, 本研究の方が多かったのは非森林性のオオキンナガゴミムシとアオゴミムシであった (図-6(a), (b))。

IV. 考 察

1. 単木保残施業の効果

NMS の結果で, 非伐採サイトと伐採サイトで座標が異なっていたことから, 伐採がオサムシ科甲虫群集の種構成に大きく影響したことがわかる。しかし, 単木保残施業サイトの座標は皆伐サイトよりも非伐採サイトの座標に近かったことから, 単木保残施業は皆伐よりも, もとの森林内の群集に対する伐採インパクトを軽減したと考えられる。さらに, BA 値で表した保残量と森林性種総捕獲数および森林性で最優占種のツンベルグナガゴミムシに正の関係がみられたことから, 単木保残施業は森林性種への伐採インパクトを軽減したと言える。これは, 調査・解析方法が異なるが, 同じ調査地で行われた Yamanaka *et al.* (2021) と同様の結果であった。また, 単木保残伐施業が森林性種の保全に寄与するとしたオーストラリアやカナダでの研究とも同様であった (Baker *et al.* 2009; Work *et al.* 2010; Wu *et al.* 2020)。単木保残施業は, 保残量が多いほどオサムシ科森林性種への伐採インパクトの負の影響を軽減すると考えられる。

逆に, 非森林性のアオゴミムシ捕獲数は保残量と負の関係があったことから, 単木保残施業は, 一部の非森林性種の侵入を抑制すると考えられる。ただし, アオゴミムシの捕獲は, 一部のトラップで極端に多い傾向があった (J-Stage 電子付録表-2) ことから, 調査林分やトラップの位置の影響も大きい可能性があることに注意が必要である。Yamanaka *et al.* (2021) は, 単木保残量が多いほど非森林性種総捕獲数が少ないこと, すなわち非森林性種の侵入を抑制する効果があることを示した。本研究においても, 非森林性種総捕獲数に有意でないが負の傾向がみられた ($Z = -1.825$, $P = 0.068$, 表-2) ことから, Yamanaka *et al.* (2021) と同様の傾向があった可能性がある。

2. 群状保残施業の効果

2015 年と 2016 年にまわりが伐採された群状保残保残区 (GRR2 と 3) では, トドマツ非伐採林よりも森林性種の

総捕獲数と種数が多い傾向があったことから, 保残区が森林性種の忌避地 (レフュージア) として機能していた可能性がある。これは, 調査・解析方法が異なるが, 同じ調査地で群状保残伐施業に森林性種の保全効果があるとした Yamanaka *et al.* (2021) と同様であった。また, オーストラリア, 米国やスウェーデンでの研究とも同様であった (Baker *et al.* 2009, 2015, 2016)。しかし, まわりの伐採から 3 年が経過した GRR1 では, 一転してトドマツ非伐採林よりも森林性種の総捕獲数と種数が少なく, NMS 解析により種構成も他の非伐採サイトと異なっていることが明らかであった。そのため, 本研究の結果から, 群状保残施業に森林性種の保全効果があるとは判断できなかった。GRR1 で森林性種が少なく, 種構成が異なっていたことには二つの要因が考えられる。

一つは, 時間の経過による保残区環境の劣化である。60 m 四方の保残区では, トドマツ林の環境が維持されず, 森林性種にとって住みにくい環境に変化している可能性がある。この場合, 群状保残施業による森林性種の保残効果は伐採後わずか 3 年で消失するということになる。

もう一つは, 下層植生量が GRR1 で少ないことに起因するオサムシ科甲虫の低密度化である。非伐採サイトである NC, PC, GRR における下層植生被度と森林性種総捕獲数の関係を図-7 に示した。各カテゴリーに 3 サイトしかないので検定はできないが, NC と GRR では, 被度が高いほど, 捕獲数が多くなる傾向がみられた。地表植生であるササの除去が森林性種に負の影響を与えることが知られている (松本 2009, 2012)。また, ササの量が多いほど, 森林性とされるオオクロナガオサムシ (*Carabus kumagai*) が多く, 逆に少ないほど非森林性のコガシラナガゴミムシ (*Pterostichus microcephalus*) が多いことが知られている (上田ら 2009)。今後, 継続調査を行うことで, 時間の経過と下層植生量のどちらが GRR1 での森林性種の少なさに影響したかが明らかとなるであろう。

群状保残保残区非森林性種の捕獲数は非伐採トドマツ林と同程度で伐採区よりも少ない傾向がみられた。このことから, 群状保残保残区非森林性種侵入抑制効果については, まわりの伐採年度にかかわらず生じていたと考えられる。同じ調査地で行われた Yamanaka *et al.* (2021) では, 非森林性種捕獲数が群状保残保残区と伐採区の両方で伐採前よりも非森林性種が増加した, すなわち群状保残保残区において非森林性種侵入の抑制効果は見られなかったという結果が示されている。しかし, 本研究は Yamanaka *et al.* (2021) と施業に関する結果の直接比較ができないので, 群状保残保残区内での非森林性種の捕獲に両研究の間で違いがあったかは不明である。札幌市近郊での森林地と非森林地にまたがるトランセクト上のオサムシ科甲虫の捕獲調査では, 非森林性種は林縁を境に森林側ではほぼゼロになることが知られている (堀 2001)。同様のことが本研究の群状保残保残区で生じていたと考えられる。

このほか, 群状保残伐保残区内の調査では, GRR3 で生じたような風倒による樹冠木の消失がオサムシ科甲虫群集に影響しないことも示唆された。同じ試験地で調査を行っ

た Yamanaka *et al.* (2021) も、GRR3 での風倒がオサムシ科甲虫群集にほとんど影響しなかったとしている。また、同様のことが、札幌市近郊の風倒地でも知られている (堀 2012)。しかし、風倒地ではその面積にかかわらず森林性種が減少する例もあり (Bouget 2005)、堀 (2012) においても、風倒木除去と地がき処理を行うと、森林性種が減少した。風倒とオサムシ科甲虫群集との関係には、風倒木除去や地表攪乱処理等の地表の状況との関連を考慮する必要がある。

3. 小面積皆伐の効果

小面積皆伐区 (SC) と全面皆伐区 (CC) の間で NMS 解析の座標に明確な違いがなく、森林性種総捕獲数にも違いがなかったことから、小面積皆伐による森林性種への伐採インパクトの軽減はなかったと考えられる。これは、小面積皆伐によるオサムシ科森林性種の保全効果はないというこれまでの研究例と一致した (Koivula 2002; Pihlaja *et al.* 2006; Brais *et al.* 2013; Koivula *et al.* 2019)。しかし、総捕獲数が全面皆伐区よりも多かったことから、オサムシ科甲虫全体の捕獲数に対して小面積皆伐は正の効果があったと考えられる。また、この効果は、森林性のコクロツヤヒラタゴミムシと非森林性のオオキンナガゴミムシが小面積皆伐区で多かったことで生じたと考えられる。すなわち、種別にみるとコクロツヤヒラタゴミムシでは、小面積皆伐による伐採インパクトの軽減効果があったと考えられる。

オオキンナガゴミムシは札幌市において 30×30 m の伐採地で 4 個体捕獲されたが、近接する 50×100 m の伐採地ではゼロであった (上田・佐藤 2021: ただし本種の調査地別捕獲数の記載はない)。また、九州において 40 m 幅の帯状伐採地と 120 m 幅の皆伐地で本研究と同じ方法を用いて行われた研究では、非森林性のゴモクムシ属 (*Harpalus* spp.) が帯状伐採地に多く、皆伐地では少なかった (上田未発表データ)。オサムシ科甲虫の非森林性種には、森林に近接した伐採地を好する種があるのかもしれない。

4. 調査方法の検討

本研究での捕獲と Yamanaka *et al.* (2021) の全体および 2017 年調査サイトでの捕獲との比較では、種数が Yamanaka *et al.* (2021) でやや多かったが、これは、捕獲努力を表す述ベトラップ日数 (trap days) が、Yamanaka *et al.* (2021) で本研究の 2.5 倍以上あった (表-2) ことに起因すると考えられる。捕獲効率の指標となるトラップ・日当たり捕獲数は、全体ではほぼ同数、2017 年だけをみると本研究の方がやや多かったことから、ベイトの有無、断続的捕獲と連続捕獲の違い、屋根の形状の違いや、トラップ密度の違いは、捕獲効率に大きくは影響しないと考えられる。また、主要種の捕獲数もほとんどの種で Yamanaka *et al.* (2021) と本研究の間で明確な違いはなかったことから、上述した方法の違いは種構成に大きくは影響しないと考えられる。

しかし、大型の *Carabus* 属の種は Yamanaka *et al.* (2021) で多く、逆に非森林性のオオキンナガゴミムシとアオゴミムシは本研究で多いという例外はあった。魚肉ベイトの有無が *Carabus* 属や *Pterostichus* 属といった本研究と同じ属

を含むオサムシ科甲虫全種の捕獲に影響しないことが、チェコ共和国での研究で知られている (Knapp *et al.* 2016)。また、科レベルだが、イカベイトの有無がオサムシ科甲虫の捕獲に影響しないことがニュージーランドで知られている (Seldon and Beggs 2010)。 *Carabus* 属が本研究で少なかったのは、屋根の形状の影響と考えられる。 Yamanaka *et al.* (2021) ではトラップ屋根としてベニア板に約 30 mm 角の角材を付けたものを、本研究では高さ 30 mm のスチールラックに乗せたコンクリートブロックを用いた (表-2)。両者とも同じ 30 mm 高だが、スチールラックの高さは四つ角にある最大高を測定したもので、スチールラックの実際の高さ方向のすき間は 14 mm しかなかった。すなわち、本研究では地面とコンクリートブロックに挟まれた高さ 14 mm のスリット状のすき間に入っていた個体だけが捕獲される。大型の *Carabus* 属は、ベイトを避けたのではなく、狭い空間に入ることを避けたと考えられる。これに対し、オオキンナガゴミムシとアオゴミムシはベイトに誘引された可能性がある。しかし、それぞれが属する *Poecilus* 属と *Chlaenius* 属について、ベイトの有無が捕獲に影響するかどうかの報告はこれまでない。ただし、誘引があったとしても、これらの捕獲はオサムシ科の捕獲群集全体を大きく変化させるほどではなかった。

以上のように Yamanaka *et al.* (2021) と本研究の間には、屋根の形状の違いやベイトの有無の影響を受けた可能性により、種構成に若干の違いが生じていたが、その違いは小さいことから、両研究ではほぼ同様の構造をもつ群集を対象に解析が行われたと考えられる。ピットフォールトラップによる捕獲調査の省力化には、Yamanaka *et al.* (2021) のようにトラップ数を多くして短期間の捕獲を行うか、本研究のようにトラップ数を少なくして長期間の捕獲を行うことが考えられる。Yamanaka *et al.* (2021) と本研究ではトラップ当たりの捕獲数にほとんど差がなかったことから、どちらの省力化でも同様の結果が得られることを示唆する。しかし、前者では捕獲期間中の天候が捕獲に影響する可能性が、後者はトラップの破壊等でサンプル数が大きく減少する可能性があることに注意しなければならない。魚肉ベイトのピットフォールトラップは、シテムシ科とオサムシ科の両方の情報が同時に得られることから、生態学研究上有用な方法とされている (Knapp *et al.* 2016)。我が国においても魚肉ベイトのピットフォールトラップには、オサムシ科甲虫以外にも、腐肉食性のシテムシ科甲虫と糞虫類 (コガネムシ上科食糞群)、アカバトガリオズハネカクシ (*Platydracus brevicornis*)、ベッコウバエ類が多数捕獲され、それぞれの群集が森林環境の指標種群となる可能性が示唆されている (末吉・上田 2015; 上田 2016; 上田・佐藤 2020, 2022 など)。本研究と同じサンプルを用いた腐肉食性のシテムシ科甲虫と糞虫類の群集について、単木保残施業と小面積皆伐に森林性種への伐採インパクトの軽減効果があるが、群状保残施業には効果がないという、オサムシ科甲虫とは異なる結果が得られている (Ueda *et al.* 2022)。このように、同じ施業でも昆虫の分類群によって影響が異なることがあることから、施業が昆虫の多様性に

与える影響をみるには、様々な分類群を対象とした調査結果からの総合的な評価が必要と考えられる。今後、魚肉ベイトのピットフォールトラップを含む様々なトラップで捕獲される様々な分類群を対象とした多角的な調査結果をもとに、施業が昆虫の多様性に与える影響についての総合的な評価が期待される。

V. ま と め

我が国では針葉樹人工林が広域で成熟し、伐採期を迎えている。伐採は森林生態系に大きな影響を与えることから、伐採インパクトを軽減する収穫法の開発が望まれている。収穫法のうち、保残伐施業と小面積皆伐は伐採インパクトを軽減すると考えられている。これらの収穫法を評価するために、北海道の成熟したトドマツ人工林が様々な方法で伐採された。一方、オサムシ科甲虫は、森林環境の変化に明確に反応することから、多様性研究に多用されてきた。そこで、トドマツ人工林に侵入した広葉樹を大量（100本/ha）・中量（50本）・少量（10本）に残す単木保残伐、人工林を60m四方残して伐採する群状保残伐、約1haの人工林を伐採する小面積皆伐と全面皆伐が1~3年前に行われた林分および、非伐採のトドマツ人工林と広葉樹林に魚肉ベイトのピットフォールトラップを各サイトに1~3基、約110日間連続設置してオサムシ科甲虫を捕獲し、結果から保残伐と小面積皆伐の伐採インパクト軽減効果を検討した。すべての伐採地の種構成は、群状保残施業の保残区を含む非伐採地と異なっていて、伐採が群集を変化させていた。しかし、単木保残施業区の種構成は、皆伐区の種構成よりも非伐採林に近く、保残木量（胸高断面面積計）と森林性種総捕獲数の間に有意な正の関係があった。群状保残保残区内の森林性種総捕獲数と種数は林分によって大きく異なり、森林性種のレフュージアとしての機能の有無は不明であった。また、小面積皆伐区と全面皆伐区の比較では森林性種総捕獲数と種数に違いはなかった。以上のことから、単木保残施業には森林性種への伐採インパクト軽減効果があると考えられたが、群状保残施業と小面積皆伐についてはさらなる検討が必要であった。このほか、単木保残施業および小面積皆伐の効果の解析において2014年伐採サイトの種数と総捕獲数、森林性種と非森林性種別の種数と総捕獲数および、主要種の種別捕獲数のいくつかは、2015年または2016年あるいは両年の伐採サイトよりも有意に多い、あるいは少ない関係がみられた。これらの結果に伐採後の経過年数が影響している可能性はあるが、伐採年の違いはわずか3年で、かつサイトの違いが結果に影響している可能性も高いことから、伐採後の経過年数が与える影響については評価できなかつた。保残伐施業や小面積皆伐の効果および、伐採後の経過年数の影響の検討においては、本研究の反復数が少なく、測定されていない要因によって結果が影響されている可能性もあるので、今後の調査・研究の蓄積が望まれる。

本研究と同じ試験地で、ベイトを用いないトラップを各サイト20基、7日間×3回（のべ21日間）設置して行ったYamanaka *et al.* (2021) 調査と本研究の調査結果を比較

したところ、捕獲効率を表すトラップ・日当たり捕獲数はほぼ同じであった。いくつかの種で捕獲数の違いがあったが、全体の捕獲群集が大きく異なることなることはなかったことから、ベイトの有無、トラップ数と捕獲日数は、オサムシ科甲虫の捕獲群集に大きくは影響しないと考えられた。

謝 辞

北海道水産林務部森林環境局道有林課および北海道空知総合振興局森林室の皆様にはREFRESHプロジェクトへの助力をいただいた。森林総合研究所北海道支所の尾崎研一博士と山中聡博士、北海道立総合研究機構林業試験場道北支場の明石信廣博士には研究遂行と原稿執筆、森林総合研究所九州支所の佐山勝彦博士には野外調査、同九州支所の後藤秀章氏、中村明子氏と河野美和氏にはサンプルのソーティング等、北海道大学農学院昆虫体系学教室の佐藤諒一氏にはオサムシ科甲虫の種同定および、カナダ森林サービス、アトランティック林業センター (Atlantic Forestry Centre, Canadian Forest Service) のRobert Johns 博士には英文校閲に助力をいただいた。ここに深謝する。なお、本研究は三井物産環境基金研究助成 R15-0025 と JSPS 科研費 JP25252030 と 18H04154 の助成を受けた。

利益相反：開示すべき利益相反はない。

引用文献

- 相浦英春・嘉戸昭夫・長谷川幹夫 (1996) ブナ林の皆伐および針葉樹の造林が行われた多雪山地における表層崩壊の発生過程. 日林誌 78: 398-403
- 明石信廣ら 19名 (2017) トドマツ人工林における保残伐施業の実証実験 (REFRESH) における実験区の伐採前の林分組成. 北海道林試研報 5: 31-45
- Baker SC, Grove SJ, Forster L, Bonham KJ, Bashford D (2009) Short-term responses of ground-active beetles to alternative silvicultural systems in the Warra Silvicultural Systems Trial, Tasmania, Australia. *For Ecol Manag* 258: 444-459
- Baker SC, Halpern CB, Wardlaw TJ, Crowford RL, Bigley RE, Edgar GJ, Evans SA, Franklin JF, Jordan GJ, Karpievitch Y, Spies TA, Thomson RJ (2015) Short- and long-term benefits for forest biodiversity of retaining unlogged patches in harvested areas. *For Ecol Manag* 353: 187-195
- Baker SC, Halpern CB, Wardlaw TJ, Kern C, Edgar GJ, Thomson RJ, Bigley RE, Franklin JF, Gandhi KJ, Gustafsson L, Johnson S, Palik BJ, Spies TA, Steel EA, Weslien J, Strengbom J (2016) A cross-continental comparison of plant and beetle responses to retention of forest patches during timber harvest. *Ecol Appl* 26: 2493-2504
- Bouget C (2005) Short-term effect of windthrow disturbance on ground beetle communities: gap and gap size effects. In *Proceedings of the 11 th European Carabidologists' Meeting*. Lövei GL, Toft S (eds) Danish Institute of Agricultural Sciences, 25-39
- Brais S, Work TT, Robert É, O'Connor CD, Strukelj M, Bose A, Celentano D, Harvey BD (2013) Ecosystem responses to partial harvesting in eastern boreal mixwood stands. *Forests* 4: 364-385
- Braun-Blanquet J (1964) *Pflanzensoziologie*. 3 Aufl. Springer
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust J Ecol* 18: 117-143
- Fedrowitz K, Koricheva J, Baker SC, Lindenmayer DB, Palik B, Rosenvald R, Beese W, Franklin JF, Kouki J, Macdonald E, Messier C, Sverdrup-Thygeson A, Gustafsson L (2014) Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *J Appl Ecol* 51: 1669-1679
- Gustafsson L, Baker SC, Bauhus J, Beese WJ, Brodie A, Kouki J, Lindenmayer DB, Lohmus A, Pastur GM, Messier C, Neyland M, Palik B, Sverdrup-Thygeson A, Volney WJA, Wayn A, Franklin JF (2012) Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *Bioscience* 62: 633-645
- Habu A (1973) Harpalini, Carabidae (Insecta: Coleoptera). *Fauna Japonica*. Keigaku Publ. Co.
- Habu A (1978) Carabidae: Platynini (Insecta: Coleoptera). *Fauna Japonica*. Keigaku Publ. Co.
- Halaj J, Halpern CB, Yi HB (2008) Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention.

- For Ecol Manag 255: 887-900
- 堀 繁久 (2001) オサムシ科甲虫群集からみた森林のエッジ効果. 北海道開拓記念館研究紀要 29: 51-58
- 堀 繁久 (2003) 孤立林のオサムシ科甲虫群集の特性. 北海道開拓記念館研究紀要 31: 15-28
- 堀 繁久 (2012) オサムシ科甲虫群集を利用した森林環境モニタリング. 北海道開拓記念館研究紀要 40: 1-17
- 井村有希・水沢清行 (2013) 日本産オサムシ図説. 六本脚
- 石谷正宇 (1996) 環境指標としての地表徘徊性ゴミムシ類. 昆虫と自然 31(12): 2-7
- Ito S, Ishigamo S, Mizoue N, Buckley GP (2006) Maintaining plant species composition and diversity of understory vegetation under strip-clearcutting forestry in conifer plantations in Kyushu, southern Japan. For Ecol Manag 231: 234-241
- 近畿中国森林管理局 (2017) 管理経営の指針. https://www.rinya.maff.go.jp/for_planning-3 (2021.7.30 参照)
- Kaizuka J, Iwasa M (2015) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in coniferous plantations in Hokkaido, Japan: effects of tree species and environmental factors. Entomol Sci 18: 245-253
- Klimaszewski J, Langor DW, Work TT, Pelletier G, Hammond HEJ, Germain C (2005) The effects of patch harvesting and site preparation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow-birch dominated forests of southeastern Quebec. Can J For Res 35: 2616-2628
- Knapp M, Baranovská E, Jakubec P (2016) Effects of bait presence and type of preservative fluid on ground and carrion beetle samples collected by pitfall trapping. Environ Entomol 45: 1022-1028
- Koivula M (2002) Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). For Ecol Manag 167: 103-121
- Koivula MJ, Venn S, Hakola P, Niemelä J (2019) Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post harvest. For Ecol Manag 436: 27-38
- Kruskal JB (1964) Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. Psychometrika 29: 1-27
- Lindenmayer DB, Franklin JF, Löhms A, Baker SC, Bauhus J, Beese W, Brodie A, Kiehl B, Kouki J, Pastur GM, Messier C, Neyland M, Palik B, Sverdrup-Thygeson A, Volney J, Wayne A, Gustafsson L (2012) A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. Conserv Lett 5: 421-431
- Martikainen P, Kouki J, Heikkala O (2006) The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests. Ecography 29: 659-670
- 松本和馬 (2009) 東京農工大学 Field Museum 多摩丘陵および東京都立七生公園のゴミムシ類群集と林床植生の管理. 環動昆 20: 115-125
- 松本和馬 (2012) 東京都八王子市戸吹北緑地保全地域における林床植生の管理とゴミムシ類群集. 環動昆 23: 9-17
- Matveinen-Huju K, Koivula M, Niemelä J, Rauha AM (2009) Short-term effects of retention felling at mire sites on boreal spiders and carabid beetles. For Ecol Manag 258: 2388-2398
- MJM Software Design (2011) PC-ORD ver 6.07
- Mori AS, Kitagawa R (2014) Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: a global meta-analysis. Biol Conserv 175: 65-73
- 中野秀章 (1971) 森林伐採および伐跡地の植被変化が流出に及ぼす影響. 林試研報 240: 1-251
- 日本産環境指標ゴミムシ類データベース作成グループ (2022) 里山のゴミムシ. <https://www.biwahaku.jp/research/data/gomimushi/> (2022.2.14 参照)
- 尾崎研一・明石信廣・雲野 明・佐藤重穂・佐山勝彦・長坂晶子・長坂 有・山田健四・山浦悠一 (2018) 木材生産と生物多様性保全に配慮した保残伐施業による森林管理—保残伐施業の概要と日本への適用—. 日生態誌 68: 101-123
- Pawson SM, Brockerhoff EG, Norton DA, Didham RK (2006) Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. Can J For Res 36: 1035-1046
- Pihlaja M, Koivula M, Niemelä J (2006) Responses of boreal carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) to clear-cutting and top-soil preparation. For Ecol Manag 222: 182-190
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. <https://www.R-project.org/> (2022.2.3 参照)
- Rainio J, Niemelä J (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. Biodiv Conserv 12: 487-506
- 林野庁 (2021) 令和2年度森林・林業白書. <https://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/R2hakusyo/zenbun.html> (2021.7.30 参照)
- Seldon DS, Beggs JR (2010) The efficacy of baited and live capture pitfall traps in collecting large-bodied forest carabids. N Z Entomol 33: 30-37
- 末吉昌宏・上田明良 (2015) 森林伐採がベッコウバエ (双翅目ベッコウバエ科) 個体群に及ぼす影響. 森林総研九州年報 27: 20
- 上田明良 (2016) 林齢の異なる小面積林分からなる森林における腐肉食性甲虫 (腐肉食性シテムシとコガネムシ上科糞虫) 群集の反応. 日林誌 98: 207-213
- 上田明良 (2020) 照葉樹原生林と他の森林環境において腐肉に誘引されたシテムシ・糞虫群集. 森総研報 19: 105-114
- 上田明良・日野輝明・伊東宏樹 (2009) ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. 日林誌 91: 111-119
- Ueda A, Itô H, Sato S (2022) Effects of dispersed and aggregated retention-cuttings and differently sized clear-cuttings in conifer plantations on necrophagous silphid and dung beetle assemblages. J Insect Conserv 26: 283-298
- 上田明良・佐藤重穂 (2020) 札幌市の林齢・樹種の異なる小面積林分における腐肉食性シテムシ・糞虫群集の初歩的研究. 北森研 68: 11-15
- 上田明良・佐藤重穂 (2021) 札幌市の林齢・樹種の異なる小面積林分におけるオサムシ科甲虫群集の初歩的研究. 北森研 69: 11-15
- 上田明良・佐藤重穂 (2022) 札幌市におけるベッコウバエ科とアカバトガリオオズハネカクシの生息地選好性に関する初歩的研究. 北森研 70: 57-60
- 上田明良・刀禰浩一・佐野正和 (2016) 沖縄市と名護市の腐肉食性甲虫群集とその季節消長. 九森研 69: 53-57
- 上野俊一・黒澤良彦・佐藤正孝 (1985) 原色日本甲虫図鑑 (II). 保育社
- Venables WN, Ripley BD (2002) Modern applied statistics with S. Fourth edition. Springer
- Work T, Jacobs JM, Spence JR, Volney WJ (2010) High levels of green-tree retention are required to preserve ground beetle biodiversity in boreal mixedwood forests. Ecol Appl 20: 741-751
- Wu LH, He FL, Spence JR (2020) Recovery of a boreal ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) fauna 15 years after variable retention harvest. J Appl Ecol 57: 1717-1729
- 山中 聡・佐山勝彦・倉本恵生・飯田滋生・山浦悠一・尾崎研一 (2016) 北方針広混交林における択伐後の小面積樹冠下地はぎがオサムシ類 (コウチュウ目: オサムシ科) に及ぼす影響. 応動昆 60: 33-41
- Yamanaka S, Yamaura Y, Sayama K, Sato S, Ozaki K (2021) Effects of dispersed broadleaved and aggregated conifer tree retention on ground beetles in conifer plantations. For Ecol Manag 489: 119073
- Yamaura Y, Akashi N, Unno A, Tsushima T, Nagasaka A, Nagasaka Y, Ozaki K (2018) Retention experiment for plantation forestry in Sorachi, Hokkaido (REFRESH): a large-scale experiment for retaining broadleaved trees in conifer plantations. Bull For Forest Prod Res Inst 17: 91-109

Data Availability Statement

J-STAGE Data
 設置したトラップの位置情報
 Position coordinate of each trap
<https://doi.org/10.50853/data.jjfs.21273360>