スギ林におけるスギカミキリによる被害発生機構の解明に関する研究

西村正史

Studies on a Solution to the Mechanism of Infestation by Sugi Bark Borers (*Semanotus japonicus* (LACORDAIRE)) Occurring in Japanese Cedar (*Cryptomeria japonica* D. DON) Plantations

Masashi NISHIMURA

スギ林におけるスギカミキリによる被害発生機構の解明に関する研究

西 村 正 史

目 次

第1章 序論 ……2
第2章 スギカミキリの生態 ……3
第1節 成虫の脱出消長 ……4
第2節 飼育条件下の産卵数 ……8
第3節 産卵場所の好適性の違いが産卵能力に与える影響 ……11
第4節 野外における産卵過程の推定 ……15
第5節 接種による樹皮下における本種の生存過程 ……16
第6節 野外における2年1世代の個体の割合 ……18
第3章 スギ林におけるスギカミキリ個体群の年次変動と肥大成長との関係 ……19
第1節 スギ林への本種の定着時期 ……19
第2節 過去に消失した被害木が調査時点の被害木によって推定された個体数の年次変動に与える影響 ……24
第3節 スギ林における蛹室数と被害率の年次変動 ……26
第4節 スギ林内の被害木と無被害木の肥大成長の特徴 ……28
第5節 蛹室の垂直分布の年次変化 ……31
第4章 スギ林における成虫個体群の動態 ……33
第1節 調査地と調査方法 ……33
第2節 成虫個体群のパラメータの推定 ……35
第3節 各林分における成虫個体数の年次変動 ……40
第4節 林内における停留率の年次変動 ……44
第5節 林内で成虫が捕獲された立木の特徴 ……47
第6節 林分間の成虫の移動 ……52
第5章 スギ林のスギカミキリによる被害率に関係している要因 ……54
第1節 スギの品種系統による被害率の違い ……55
第2節 被害の発生しやすいスギ林の特徴 ……56
第3節 スギ林の肥大成長量と被害率との関係 ……59
第6章 総合考察 ……62
第1節 被害発生機構 ……62
第2節 防除に関する提言 ……64
要約 ……65
謝辞 ……67
引用文献 ……68
Summary ……72

本報告は大阪府立大学学位審査論文である。

第1章　序論

スギ（*Cryptomeria japonica* D. DON）とヒノキ（*Chamaecyparis obtusa* SIEB. et ZUCC）は日本を代表する最も重要な造林樹種であり，全国各地に植栽されている。本県では急峻な地域や高山帯を除けば，山地のほぼ全域にスギが植栽されており，林業上重要な地位を占めている。最近では，森林の価値観の多様性から風致林や環境保全林としての機能も重要視されるようになっている。ところが，スギ・ヒノキの材質劣化害虫が全国的に問題視されるようになった1980年代に入って，本県のスギ林でも，スギカミキリ（*Semanotus japonicus*（LACORDAIRE））の被害が多発していることが判明した。外材の輸入にともなう国内林業の不振もあり，深刻な問題を提起した。

本種の加害を受けたスギ生立木には，加害部から2次的に侵入した腐朽菌の作用によって材部に変色や腐朽が発生する。その部分は枯死するので，スギの成長にともなって樹幹表面には凹凸が生じるようになる。被害木の内部は変色し，激しい場合には腐朽する。このような被害によって，スギが枯死するようなことは少ないものの，用材としての価値は著しく低下する（ハチカミ共同研究班，1971）。このような被害は，ハチカミ，バチクイ，ハチクイ，ムシクイ等の名前で古くから知られていたが，当時は病気として認識されていた（小林富，1980）。ところが，1962年に伊藤一雄・日塔正俊の両氏が鳥取県でハチカミの被害地を調査した結果，この被害は本種の加害が主であり，腐朽はその後で生じた二次的なものであることが明らかにされた（小林富，1980）。この結論を契機に，中国・四国・関西地域の保護研究者が中心になって，本種による被害の実態，生活史を中心にした生態並びに防除に関する研究が組織的に行われた。その成果は，ハチカミ共同研究班（1971）によってまとめられ，その後の研究の出発点となった。この研究は1970年頃まで行われたが，その後はマツ類の集団枯損が全国的に大発生するに及んで，中断を余儀なくされた。ところが，1979年に林野庁の補助事業の一環として，スギ・ヒノキの材質劣化害虫の全国的な被害実態調査が行われた（御橋，1981）ことを契機に，1980年代にはいると再び本種の研究が始まった。この過程で，スギ林における成虫の捕獲方法が開発され（柴田，1981；柴田，1984），スギ林内の成虫個体群の解析が始まった。その結果，スギ林内の個体数の季節的変動，生存率，立木間の成虫の動き等が明らかにされた（藤田ら，1990ａ；伊藤・小林，1983；伊藤・小林，1984；中村ら，1991；柴田，1981；SHIBATA，1983；SHIBATA，1986）。樹皮下における本種幼虫の最も重要な死亡要因は，内樹皮に形成される傷害樹脂道から分泌される樹脂であることも明らかにされた（荻原・小河，1970；伊藤，1992；伊藤・小林，1988；小林，1982；野淵ら，1987ａ，1987ｂ，1987ｃ；奥田，1983；SHIBATA，1987）。スキ林での個体数の年次変動については，被害木の樹幹内に残された食害痕や蛹室を利用しての調査（例えば，布川・山崎，1986；横堀，1988），あるいは同一のスギ林で毎年の脱出孔数調査（藤田ら，1990ｂ；ITO and KOBAYASHI，1991）によって，各地で多数の調査が行われた。伊藤（1991）は，これらの調査結果を総括して，本種の個体数の年次変動が一山型であることを確認した。小林・柴田（1985）は，スギ林内でどのような立木が本種による被害を受けやすいかについて調査した報告を総括して，スギ林内では侵入・定着期から被害の多発期にかけて比較的成長のよい立木が本種の被害を受けやすいと指摘した。これらの研究は，1970年代の研究に比較すれば，個体群レベルでの研究が飛躍的に進歩したものとして特徴づけられる。このような進歩があったにもかかわらず，スギ林における本種の個体数変動にみられる一山型の発生機構の解明は以前として未解決の状態にある。

激害林分になるようなスギ林の特徴を明らかにし，防除の指針を得るために，どのようなスギ林で被害が多発しやすいかについての調査が各地で多数行われた（例えば，横掘，1988；林野庁1990；布川，1990；曲沢，1993）。その結果，被害に関係のある要因が多数摘出され，本種による被害が心配される地域をある程度把握することが可能になった。しかし，植栽後まもないスギ林で，将来どの程度の被害レベルに達するのかという林分単位の被害量を予察するまでには至っていないように思われる。

防除については，林業的な防除方法として，被害木の処理，産卵を防止するための粗皮剝ぎ（ハチカ

ミ共同研究班，1971)，成虫を捕獲する方法（柴田，1981；柴田，1984）を応用した粘着バンド，薬剤による樹幹散布，抵抗性育種による方法が存在することを小林（1986）や野淵（1985）がまとめている。抵抗性育種以外はすでに現場で応用されているが，労力および資金面で問題を抱えている。育種分野では，スギの内樹皮に形成される傷害樹脂道に着目して，本種に強い抵抗性品種を作り出す事業が精力的に行われている（岡田，1990）が，抵抗性品種の作出には至っていない。最近では，病原菌を用いた防除法の研究も着手されている（柴田，1994）が，これも実用化されるに至っていない。

本種による被害を受けただけで，スギの用材としての価値は著しく低下するので，防除は被害を未然に防ぐことが最も重要な課題となる。現在の林業事情および木材価格の動向から，本県はむろんのこと全国的にみても本種の防除のために，多額の資金を導入できるような情勢にあるとは考えられない。現在の林業事情を踏まえ，実行可能な防除のあり方を提案することが重要である。そのためには，本種個体群が，スギあるいはスギ林の成長とどのようなかかわりを持って，一山型の年次変動を示し，かつ，スギ林内で本種による被害を拡大させていくのかを，総合的に研究する必要がある。また，広域的な地域の被害レベルに影響を与えている主要な要因を摘出し，スギ林の被害程度を予察することも重要である。

そこで，筆者は本種の個体群動態を解析する上で基本的に必要と考えられる成虫の脱出消長，産卵能力，樹皮下における本種の生存過程，脱出後の成虫個体群の生態，スギ林での個体数の年次変動を解析した。脱出消長については，本種の被害を受けたスギ林あるいはスギ採種園等から採取した被害木によって調査した。1雌当たりの産卵数および産卵場所の好適性が産卵能力に与える影響については，室内飼育によって調査した。野外における産卵過程と幼虫の死亡過程については，林試構内のスギ林で調査した。スギ林における本種個体群の年次変動および林分間の移動については，林試構内およびその周辺のスギ林で成虫個体群を対象に標識再捕法を適用して調査した。これとは別に，県内各地で本種の被害を受けたスギ林において被害木を多数伐採して，過去の蛹室の形成年と年輪幅を調べ，生息数の年次変動とスギ林の肥大成長との関係を解析した。一方，広域的な被害程度に関係している要因を摘出するため，県内全域のスギ林を対象に被害の実態調査を行い，環境要因，成長要因との関係も解析した。これらの調査は，1980年から1991年にかけて実施されたものである。

本論文では，これらの成果を序論を含め6章にまとめた。第1章の序論に続いて第2章では，本種の生態について述べた。前半では，成虫の脱出時期と気温との関係を解析し，脱出時期の予察方法を明らかにした。室内飼育によって成虫の産卵能力に影響を与える要因と，成虫の体重の変化から野外における産卵過程の推定についても述べた。後半では，ふ化直後の幼虫を接種して樹皮下の生存過程の特徴と，被害木の割材調査の結果から1年1世代と2年1世代の個体の割合について述べた。第3章では，スギ林における個体数の年次変動にみられた特徴的な一山型をスギ林の肥大成長との関連で解析し，定着時期，一山型の年次変動，林内における被害の拡大がスギ林の肥大成長と密接な関係にあることについて述べた。第4章では，スギ林における成虫個体群のパラメータを推定し，第3章の結果を踏まえて，一山型の年次変動の各ステージ，すなわち増加期，ピーク期，減少期，終息期で，各パラメータがどのような関係にあるかを検討したことについて述べた。第5章では，広域的な被害程度を支配している要因が標高と肥大成長であることと，これら2つの要因が被害率にどの程度の影響を与えているかを明らかにし，被害率の予察が可能であることについて述べた。最後の第6章では，総合考察を行った。前半では，本種個体群によるスギ林での一山型の個体数変動と被害拡大の機構を，総合的に考察した結果について述べた。後半では，被害を未然に防止するという観点からの防除法の提言を行った。

第2章　スギカミキリの生態

スギカミキリはスギ・ヒノキを加害する害虫であるが，その他にサワラ（*Chamaecyparis pisifera* Sieb. et Zucc），アスナロ（*Thujopsis dolabrata* Sieb. et Zucc）などを加害する（野淵，1984)。本種の分布は本州，四国，九州，台湾と広域であるが，九州南

部と東北地方の北部では少ないことが知られている(野淵，1984)。本種は通常1年1世代であり，その生活史は次のとおりである(小林富，1980)。材内で越冬した成虫は，樹皮に楕円形の脱出孔をあけて，4月に脱出する。脱出後まもなく交尾し，樹皮の裂け目または反りあがった粗皮の裏側に長い産卵管を差し込んで産卵する。ふ化した幼虫は外樹皮にもぐり，内樹皮を食い進む。その後，木部表面に食痕を残しながら不規則に食い進んで，老熟幼虫となる8月頃より材内を下方にむかってもぐり，蛹化する。9月頃より成虫の羽化が始まり，成虫態で越冬する。北陸地域では1世代を完了するのに2年間を要する個体が存在し（西村・落原，1983ｂ；富樫，1985)，このような個体は幼虫態のままで越冬し，1年間経過した後に蛹化して成虫となる(富樫，1985)。このような生活史をもった本種の生態を把握することは，スギ林における本種個体群の動態を明らかにするうえで基本的に重要なことである。

ここでは，成虫の脱出消長，産卵能力，樹皮下における本種の生存過程，2年1世代の個体の割合を調査した結果について述べる。

第1節　成虫の脱出消長

本種成虫の脱出消長についてはこれまでに多数の報告があり，南の暖かい地方ほど春のより早い段階で脱出する傾向にあることが知られている（例えば，ハチカミ共同研究班，1971；細田・小林，1979；柴田，1992)。京都地方では，本種の50％脱出日がサクラの一品種であるソメイヨシノの8分咲きから満開日になる頃にほぼ一致し，脱出時期の予察が可能であると指摘されている（小林•柴田，1985)。本県では，西村・落原（1983ｂ）が3月の平均気温から成虫の50％脱出日の予察が可能ではないかと指摘した。

そこで，本節では本県における本種成虫の脱出消長の特徴，脱出時期と気温との関係を検討した結果（西村，1987）について述べる。なお，西村（1987）の解析に使用した気象観測データに誤りのあったことが後になって判明したので，気象観測データを修正し，さらに，いくつかの調査結果を追加して再検討を加えた。

1．材料および方法

成虫の脱出消長調査の材料は，次のようにして得た。すなわち，1980年，1983年，1984年，1985年の調査では，それぞれの調査前年の秋に被害が多発していたスギ採種園あるいはスギ林（1979年は魚津市石垣新のスギ採種園，1982年，1983年，1984年は，それぞれ砺波市頼成，小矢部市浅地，大門町串田黒河新のスギ人工林）から本種が多数寄生していると思われるスギを10本ないしは30本伐倒して林業試験場に持ち帰り，冬の間飼育室で保管した。そして，翌年の春になって，調査に便利なように50cmの長さに玉切りにした。1981年と1982年の調査では，それぞれの前年の春に健全なスギ生立木を伐倒して50cmの長さに玉切りして，ふ化後1日以内の幼虫を接種して飼育したものを材料とした。なお，1981年の調査では，20日間隔で伐倒直後の新鮮な丸太に幼虫を移しかえて飼育した材料も含まれている。このような方法によって得られた材料は，毎年3月20日頃にファスナー付きの網袋（幅50cm，長さ85cm，網目16メッシュ）に数本ずつ入れて，飼育室において成虫の脱出数を調査した。調査は午前中に行い，脱出してきた成虫数を雌雄別に記録した。

脱出消長調査に使用した飼育室は，球果乾燥室として造られたものであり，通風は非常によい部屋である。しかし，解析に用いた気温は林業試験場構内の気象観測データによったので，飼育室内の温度が野外の気温と同じ条件下にあったかどうかを検討しておく必要がある。そのために，1986年と1987年に林業試験場構内のスギ林においてバンド法を応用（調査方法および調査林については，第4章第1節で詳しく述べる）して得られた捕獲成虫数を用いて，次のような方法によって検討した。すなわち，捕獲した成虫はすべて個体識別のための標識を施したので，初めて捕獲された時点の雌成虫は，未標識個体として区別することができる。未標識個体のなかで，腹部の大きな成虫の個体数を捕獲日ごとに累積して，最終の累積個体数を100として，捕獲日ごとの累積数の割合を求めた。このような成虫の腹部には卵がたくさん詰まっており，脱出後まもない個体であると考えられるので，腹部の大きい成虫の累積曲線は，雌の脱出消長を反映しているとみなすことができる。この方法は，捕獲個体数すべてを対象に求められた累積曲線（伊藤・小林，1983）よりも実際の脱出消長に近いものと考えられるので，野外のスギ林と飼

育室内で得られた両者の累積曲線を比較した。

2．結果および考察

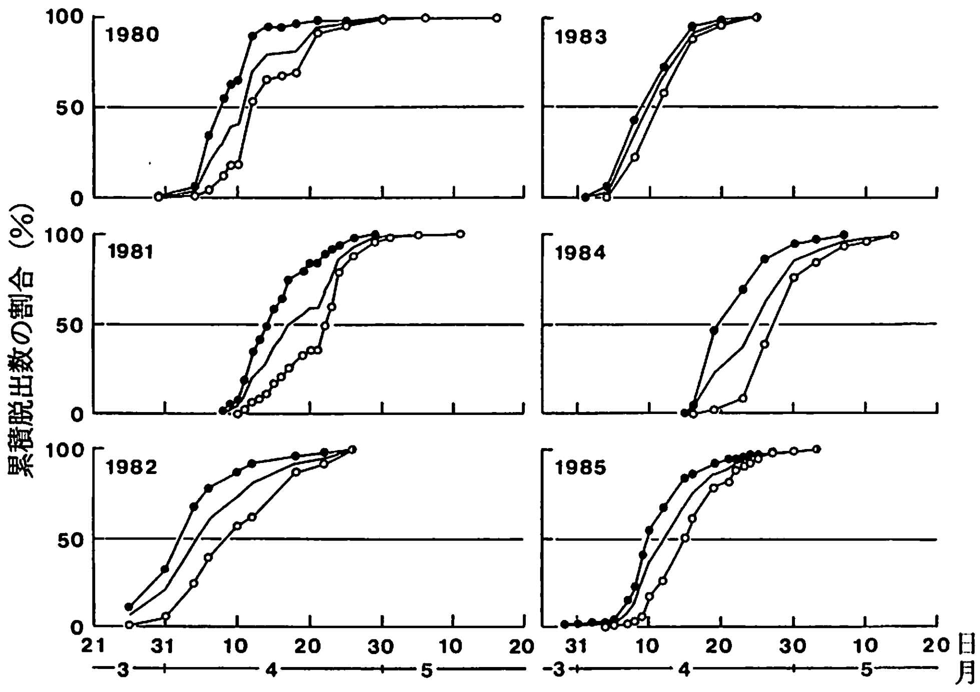
6年間の調査で，脱出してきた成虫数を表—1に示す。脱出数は年によっては雄あるいは雌の脱出数が多いこともあったので，x^2 検定によって雌雄の脱出数に有意な差があるかどうかを検討した。その結果，どの調査年も5％レベルで有意な差は認められなかった。6年間のデータを込みにした性比（雌の割合）も0.498で，ほぼ0.5であった。柴田（1992）は福井県と石川県を含んだ中国・関西・四国地方の広い範囲で行われた本種成虫の脱出消長調査71例の性比を検討し，そのうち85％に相当する61例の性比は0.5であり，残りの10例はすべて有意に雄の方が多かったことを報告している。したがって，本県の脱出成虫数の性比も他の地域と同じように，基本的には0.5であると言える。

被害丸太および幼虫を接種して得た丸太から脱出した成虫の脱出消長を，累積曲線で図—1に，スギ林での雌成虫の脱出消長を，その反映である未標識個体の累積曲線で図—2に示す。また，各調査年の50％脱出日を表—2に示す。50％脱出日は，図—1の累積脱出数あるいは図—2の未標識個体の累積数の割合を示す折れ線が50％に達した日とした。雄は雌よりも3日から8日間早く脱出する傾向があり，1980から1985年までの6年間の平均値で比較すると，

表—1　被害丸太および幼虫接種丸太より脱出した成虫数とその性比

調査年	脱出数			性 比	x^2検定	
	♀	♂	♀+♂	♀/(♀+♂)	x^2値	確率(p)
1980[1)]	277	235	512	0.541	3.445	0.05＜p＜0.10
1981[2)]	121	113	234	0.517	0.274	0.50＜p＜0.80
1982[2)]	89	111	200	0.445	2.420	0.10＜p＜0.20
1983[1)]	79	101	180	0.439	2.689	0.10＜p＜0.20
1984[1)]	83	78	161	0.516	0.155	0.50＜p＜0.80
1985[1)]	104	120	224	0.464	1.143	0.20＜p＜0.30
合計	753	758	1511	0.498		

注）[1)]は被害丸太，[2)]は幼虫接種丸太で調査したことを示す。

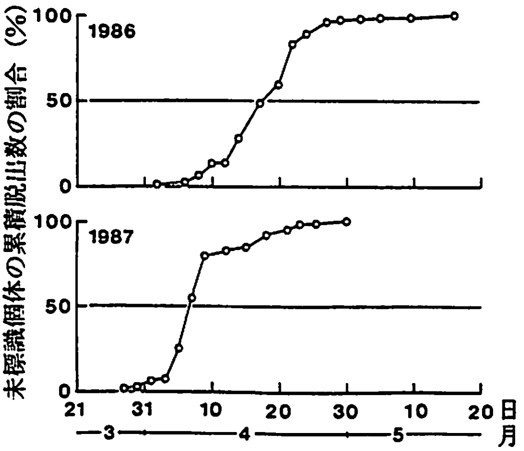


図—1　被害丸太（1980，1983，1984，1985の調査）および幼虫接種丸太（1981，1982年の調査）から脱出した成虫の累積曲線。黒丸付きの折れ線は雄を、白丸付きの折れ線は雌を，実践の折れ線は雄＋雌を示す。直線は，50％脱出日を示す。

表－2　スギカミキリ成虫の50%脱出日

調査年	50%脱出日		
	♀(N)	♂(N)	♀+♂ (N)
1980[1]	4月12日(277)	4月 8日(235)	4月11日(512)
1981[2]	4月22日(121)	4月14日(113)	4月17日(234)
1982[2]	4月 8日(89)	4月 2日(111)	4月 4日(200)
1983[1]	4月11日(79)	4月 8日(101)	4月10日(180)
1984[1]	4月27日(83)	4月19日(78)	4月25日(161)
1985[1]	4月15日(104)	4月10日(120)	4月12日(224)
1986[3]	4月17日(122)	—	—
1987[3]	4月 7日(135)	—	—

注）1980～1985年の調査年のNは成虫の総脱出数を，1986年と1987年の調査年のNは腹部の大きい未標識個体の総数を示す。[1]は被害丸太，[2]は幼虫接種丸太，[3]はスギ林でバンド法によって調査したことを示す。



図－2　スギ林内の被害木から脱出した雌成虫（未標識個体）の累積曲線。直線は成虫の累積脱出割合50%を示す。

雄の50%脱出日は4月10日，雌のそれは4月16日，雌雄込みでは4月13日であった。雄が雌よりも早く脱出する傾向は他の報告でも認められており（ハチカミ共同研究班，1971；細田・小林，1979；小林ら，1981b；柴田，1992)，本種成虫の脱出消長に関する特徴の1つであると考えられる。

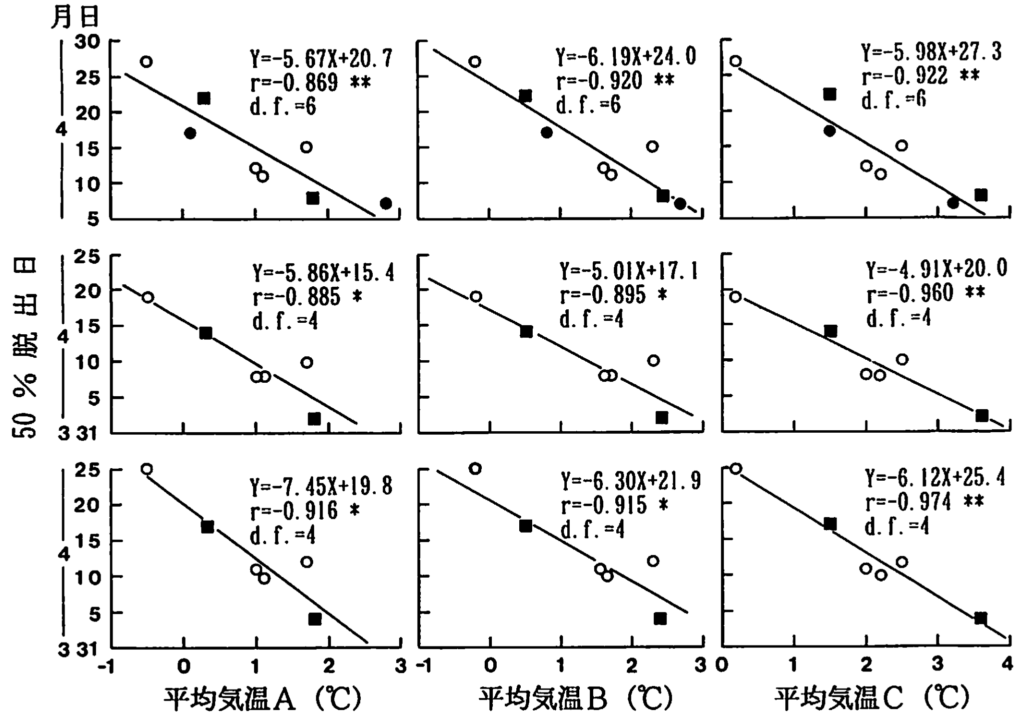
一方，脱出消長は調査年によってもかなりの差が認められた。最も早かったのは1982年で，3月下旬から4月中旬にかけて脱出し，雌雄込みにした50%脱出日は4月4日であった。最も遅かったのは1984年で，4月中旬から5月上旬にかけて脱出し，雌雄込みにした50%脱出日は4月25日であった。このように，年によっては50%脱出日で約20日の差が認められた。両年の成虫脱出時期を春の気温で比較すると，最も早かった1982年では高い傾向を，最も遅かった1984年では低い傾向を示した。そこで，1月から4月の各月の平均気温と雌雄込みにした50%脱出日との関係をみた（表－3)。50%脱出日と2月および3月の平均気温との間には，それぞれ5%レベルと1%レベルで有意な負の相関関係が認められたが，1月および4月の平均気温との間には有意な相関関係は認められなかった。このことは，脱出前の2～3月の気温の高低が脱出時期の早晩に大きく影響していることを示すものであり，2～3月の平均気温を利用すれば本種成虫の脱出時期を予測することが可能であることを示唆している。

表－3　スギカミキリ成虫の50%脱出と1月から4月の各月の平均気温との関係

月	回帰式	自由度	相関係数
1	Y＝−2.96 X＋15.7	4	−0.6160
2	Y＝−7.45 X＋19.8	4	−0.9164 *
3	Y＝−4.77 X＋33.5	4	−0.9572 * *
4	Y＝−3.22 X＋49.1	4	−0.7075

注）＊と＊＊は，それぞれ5%レベルと1%レベルで有意であることを示す。

そこで，1986年と1987年の雌のデータ（図－2）も含めて雌，雄および込みにした場合について，それぞれの50%脱出日と2月1日から28日（1980年と1984年は29日）までの平均気温，2月1日から3月10日までの平均気温並びに2月1日から3月20日までの平均気温との関係をまとめて図－3に示す。どの場合も，有意な負の相関関係が認められた。しかも，2月1日以後の日数が増加するにともなって相関係数はより高い値を示した（図－3)。したがって，これらの関係式によって，本県のスギ林における成虫の脱出時期を予測することが十分可能であることが示された。スギ林での雌成虫の50%脱出日と飼育室内での被害丸太の50%脱出日はほぼ同じ傾向を示した（図－3の上段）ので，室内の気温などの条件は野外とほぼ同じであったと考えられる。また，ふ化後1日以内の幼虫を新鮮なスギ丸太に接種して得られた50%脱出日の場合も，被害丸太のそれとほぼ同じ傾向を示した（図－3）ので，このような方



図―3　平均気温（X）と50％脱出日（Y）との関係。上段は雌を，中段は雄を，下段は雄＋雌を示す。○は被害丸太のデータを，●は野外のデータを，■は幼虫接種丸太のデータを示す。平均気温Aは2月の平均気温を，平均気温Bは2月1日から3月10日までの平均気温を，平均気温Cは2月1日から3月20日までの平均気温である。rは相関係数を示す。＊は5％レベルで，＊＊は1％レベルで，有意であることを示す。d.f.は自由度を示す。

表―4　富山気象台におけるサクラの開花日（A）並びに満開日（B）と林試におけるスギカミキリ成虫の50％脱出日（C）との関係

調査年	A	B	C	C－A	C－B
1980	4月 9日	4月13日	4月11日	2日	－2日
1981	4月10日	4月14日	4月17日	7日	3日
1982	4月 2日	4月 6日	4月 4日	2日	－2日
1983	4月 9日	4月13日	4月10日	1日	－3日
1984	4月20日	4月24日	4月25日	5日	1日
1985	4月10日	4月14日	4月12日	2日	－2日
平均	4月10日	4月14日	4月13日	3日	－1日

法によって脱出時期の調査が可能であることも判明した。

標高9mの所にある富山気象台で，毎年観測されているソメイヨシノの開花日並びに満開日と，林業試験場で調査した本種成虫の雌雄込みにした50％脱出日とを，表―4に示す。6年間の平均で50％脱出日が開花日より3日遅れる傾向を，満開日よりは1日早い傾向を示した。本県の林業試験場は，富山気象台から南東の方向に約16km離れた標高227mの所に位置している。ソメイヨシノの開花前線は標高100mにつき2～3日遅れる（和達，1958）ので，林業試験場におけるソメイヨシノの開花日の平均は4月14～16日，満開日の平均は4月18～20日となる。したがって，林業試験場における本種成虫の50％脱出日はソメイヨシノの開花日の1～3日前に相当するので，開花日にほぼ一致すると考えてよい。京都地方における本種成虫の50％脱出日は，ソメイヨシノの8分咲きから満開日にかけてであるので，富山ではそれより少し早めに脱出するようである。本県では気象台から発表されるソメイヨシノの開花予想日とスギ林の標高から，おおよその50％脱出時期を予測することが可能であると考えられた。

本種成虫の脱出時期は，2月および3月の平均気

温あるいはソメイヨシノの開花ときわめて深い関係にあることが示されたが，これは成虫の休眠覚醒後の有効積算温度が強く影響していることを示唆している。前藤・山根（1985）によれば，3～5℃の気温で1か月間処理した場合には休眠覚醒の状態になかったが，2か月間処理した場合には休眠覚醒の状態にあったと報告している。小林（1984）によれば，休眠覚醒後の発育零点は4.4℃に近い値であると報告している。これらの値を用いて，本県における休眠覚醒時期および有効積算温度を次のような方法によって推定した。まずはじめに，林業試験場構内の1979年から1987年までの気象観測結果によって，10月以後の平均気温が5℃以下になった日数を数えて，その日数が40日，50日および60日に達した月日を求めた（表ー5）。次に，それぞれの日数に達した日以後の毎日の平均気温から4.4℃を差し引いた値を50%脱出日まで積算し，有効積算温度の推定を試みた（表ー6）。1980年から1986年までの有効積算温度は，算出開始日を決める10月以後の平均気温が5℃以下になったのべ日数（40日，50日および60日）に関係なくほぼ同じ値を示した。ところが，1987年の有効積算温度では，5℃以下の日数が40日の場合には1980年から1986年までの値とほぼ同じ傾向を示したが，その日数が50日および60日になると有効積算温度は明らかに低下していった。この結果は，5℃以下の低温の日数が40日間経過しておれば，本種の成虫は休眠から覚醒していることを示唆している。このような条件が達成された時期をみれば，ほとんど1月であり，最も遅い場合でも2月9日であった（表ー5）。したがって，本県では2月に入ると成虫は休眠覚醒の状態にあると推測された。雌，雄，雌雄込みにした場合の有効積算温度は，それぞれ123日度，92日度，105日度であると推定された（表ー6）。金子ら（1988），柴田（1992），SHIBATA（1986）が推定した有効積算温度に近似した値であった。したがって，この値は，休眠覚醒後の成虫が脱出するために必要な有効積算温度に近い値であると考えられる。

表ー5　成虫が脱出する前年の10月1日以後，毎日の平均気温が5℃以下になった日数が40, 50, 60日に達した日

年	40日	50日	60日
1980	2月 9日	2月19日	3月 1日
1981	1月18日	1月28日	2月 7日
1982	1月18日	1月29日	2月 8日
1983	1月26日	2月 7日	2月17日
1984	1月11日	1月21日	1月31日
1985	1月15日	1月25日	2月 4日
1986	1月16日	1月26日	2月 5日
1987	1月30日	2月14日	2月26日

第2節　飼育条件下の産卵数

本県産の本種の産卵能力，特に産卵数を明らかにするために，1980年から1988年にかけて，産卵場所として，2枚のろ紙を重ねたものを与え，飼育条件

表ー6　休眠覚醒後の有効積算温度の推定

年	♀			♂			♀+♂		
	40日	50日	60日	40日	50日	60日	40日	50日	60日
1980	110.1	110.1	108.5	89.8	89.8	88.2	98.8	98.8	97.2
1981	143.6	143.6	143.6	100.3	100.3	100.3	115.2	115.2	115.2
1982	134.5	133.1	133.1	104.1	102.8	102.8	106.6	105.2	105.2
1983	117.3	112.0	112.0	93.6	88.3	88.3	109.2	103.9	103.9
1984	115.3	115.3	115.3	67.7	67.7	67.7	94.5	94.5	94.5
1985	128.3	128.3	128.3	94.4	94.4	94.4	106.2	106.2	106.2
1986	117.3	117.3	117.3	—	—	—	—	—	—
1987	114.8	91.8	86.5	—	—	—	—	—	—
平均	122.7	118.9	118.1	91.7	90.6	90.3	105.1	104.0	103.7
SD	11.6	15.9	17.4	12.8	12.6	12.6	7.4	7.1	7.3

注）40日，50日，60日は，成虫が脱出する前年の10月1日以後，毎日の平均気温が5℃以下になったのべ日数を示す。SDは，標準偏差を示す。

下で調査を行った。その結果について述べる。

なお，本節は，その一部については西村・落原（1983ａ）で公表したが，その後に実施された調査結果も加えて再検討したものである。

1．材料および方法

飼育容器については，1980年の調査ではロイファンカップ（直径が12cm，深さが5cmの容器）を，それ以外の年ではスチロール製の容器（直径が13cm，深さ8cmのもの）を使用した。産卵場所として，飼育容器の中に直径10cmのろ紙2枚を入れた。卵は，主に2枚のろ紙のすきま間に産下されていたが，飼育容器の壁面に産下されている場合もあった。

供試虫は被害丸太から脱出して1日以内の成虫を使用し，その時点で1980年と1981年の供試虫については，上翅をノギスで㎜単位で測定した。1982年，1985年，1988年の供試虫については，体重を天びんで0.1㎎単位まで測定した。したがって，脱出時の体重は脱出後1日以内の重さを示している。産卵数の調査は，1980年と1981年はほぼ毎日，1982年と1985年は数日間隔で，1988年は毎日，午前9時から正午までの間に，次のような方法によって行った。まず初めに，産卵の有無を調べ，産卵が行われていれば産卵部位ごと容器から取りだして産卵数を数え，終われば新たに2枚のろ紙を飼育容器に入れた。最後に，ピペットで少量のハチミツ水（1980年，1981年，1982年の調査）あるいは水（1985年と1988年の調査）を与えた。1980，1981年，1982年の調査では雌雄一対で飼育したが，どの飼育容器でも雌雄を一緒にするとすぐ交尾を開始するのが観察された。ところが，雌雄一対で飼育すると，雄によって雌の脚が切断される個体がしばしば観察された。産卵に影響があるかもしれないので，1985年と1988年の調査では雌雄一対にして3ないしは4日間飼育し，その間に交尾は完了したと考えて，雄を飼育容器から取りだして雌の単独飼育とした。

なお，1980年の調査では容器の蓋に小さな孔を多数あけて使用したが，ろ紙にカビがたびたび発生し，過湿の状態にあった。そこで，1981年以後の調査では過湿を防ぐために，飼育容器の蓋に約5cmの正方形の穴をあけ，そこに約6cmの正方形に切りとった防虫網をあて，ガムテープでしっかりと固定し，隙間が出来ないようにした。さらに，蓋をした場合に容器と接する部分に隙間が生じ，産卵される恐れがあったので，目の非常に細かいナイロンゴースを飼育容器の上において蓋をした。

2．結果および考察

調査年ごとに供試虫の1雌当たりの平均産卵数を，平均寿命，脱出時の平均体重とともに表一7に示す。1雌当たりの平均産卵数は，80～130粒であった。調査年によってかなりの差がみられたので，1雌当たりの産卵数について，成虫の体重，寿命並びに脱出日との相関関係をそれぞれ解析した（表一8）。なお，1980と1981年の調査では脱出時の体重を測定しなかったので，上翅長によってそれぞれの相関関係を求めた。脱出時の体重あるいは上翅長については，調査したどの年も1％レベルで有意な正の相関関係が認められ，脱出時の成虫の体重が重ければ重いほど，産卵数は多くなる傾向にあった。このような傾向は，井上（1981），小林ら（1981ａ），伊藤（1986），

表一7　飼育条件下の1雌当たりの平均産卵数，平均寿命および脱出時の平均体重

調査年	供試虫	産卵数 平均±ＳＤ （粒）	寿　命 平均±ＳＤ （日数）	脱出時の体重 平均±ＳＤ （g）
1980	30	97.3±42.4	31.2±11.7	0.258
1981	40	130.2±58.3	39.9±13.6	0.307
1982	26	102.7±44.2	27.8± 8.8	0.292±0.106
1985	26	83.3±39.7	35.1± 4.8	0.278±0.099
1988	17	99.5±39.7	37.2± 8.6	0.310±0.081

注）脱出時の体重は，脱出後1日以内の値である。1980年と1981年の脱出時の体重は測定していないので，上翅の長さから図一11の関係式によって推定した。ＳＤは，標準偏差を示す。

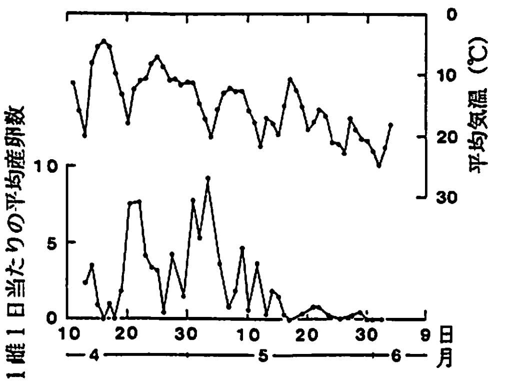
表一8　1雌当たりの産卵数と脱出時の体重，寿命および脱出日との相関係数

調査年	産卵数との相関		
	脱出時の体重	寿　命	脱出日
1980	0.738・・1)	0.536・・	−0.247
1981	0.640・・1)	0.313・・	−0.053
1982	0.680・・	0.543・・	−0.263
1985	0.782・・	0.076	0.004
1988	0.660・・	0.304	−0.272

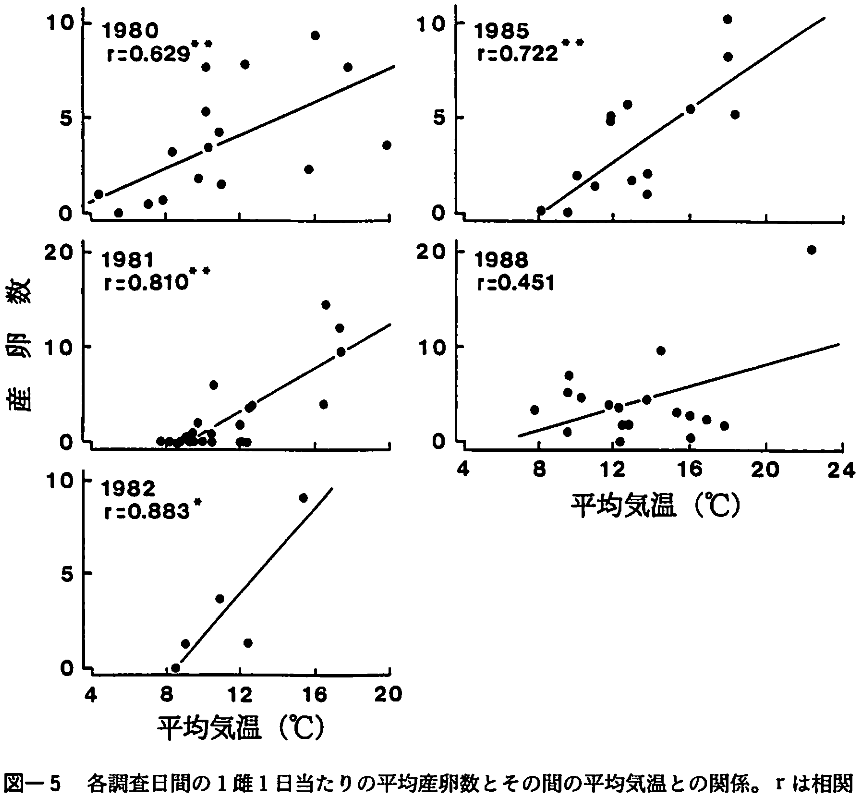
注）・・は，1％レベルで有意であることを示す。脱出時の体重は，脱出後1日以内の値である。1)は上翅長で解析した結果である。

SHIBATA（1987）によっても認められている。寿命については，1980年，1981年，1982年の3年間の調査では，1％レベルで有意な正の相関関係が認められた（表－8）。これらの調査は，すべてハチミツ水を与えて調査した年であった。ハチミツ水を与えて産卵数の調査を行った報告としては，小林ら（1981 a）とSHIBATA（1987）がある。前者では，寿命と産卵数との間に有意な正の相関関係が認められている。後者では有意な差がなかったものの，相関係数は0.406であり，寿命が長くなればなるほど産卵数も多くなる傾向にあった。したがって，成虫の寿命が長かった個体では，ハチミツ水の供給によって栄養が補給され，産卵数が多くなったものと考えられる。脱出日については，いずれの調査年も産卵数との間に有意な相関関係は認められず（表－8），脱出日の早晩によって1雌当りの産卵数は影響されないことが示された。以上のことから，各調査年の1雌当たりの平均産卵数にみられた差（表－7）は，供試虫の体重と栄養補給の有無に起因していると考えられる。

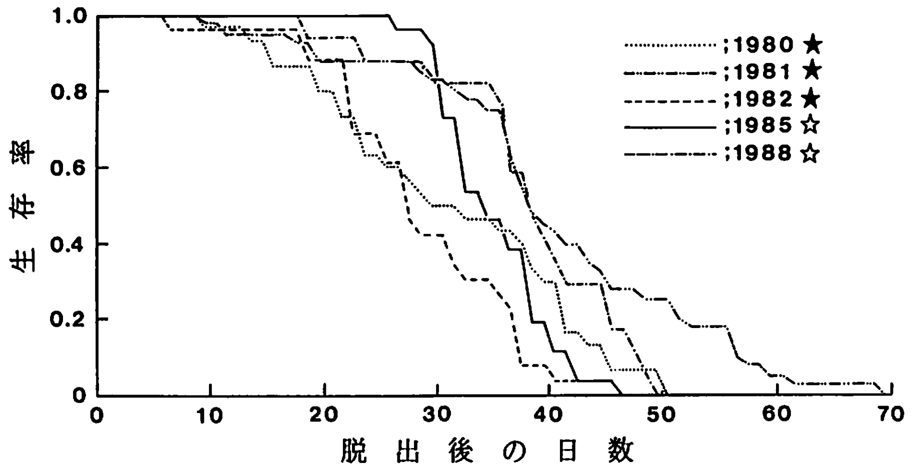
1雌1日当たりの平均産卵数と平均気温の変化について，1980年の結果を図－4に示す。産卵数は，気温の高い日に多くなる傾向がみられた。5月10日以後でも，気温の高い日に産卵数が多くなる傾向を示したが，産卵数自体は少なかった。そこで，産卵



図－4　1雌1日当たりの平均産卵数の変化（下段）と1日当たりの平均気温との関係（上段）。



図－5　各調査日間の1雌1日当たりの平均産卵数とその間の平均気温との関係。rは相関係数を示す。＊は5％レベルで，＊＊は1％レベルで，有意であること示す。



図―6　室内での飼育条件下における雌成虫の生存曲線。★はハチミツ給餌年を，☆は給水のみの年を示す。

が盛んに行われた時期，すなわち産卵のピークの頃までを対象に，各調査日間の１雌１日当たりの平均産卵数とその間の平均気温との関係をみた（図―5）。1988年を除けば，１％あるいは５％レベルで有意な正の相関が認められた。したがって，気温が高ければ高いほど本種の産卵活動は活発になることが明らかになった。このような傾向は，小林ら（1981b）によっても観察されているところである。

脱出後の雌の生存曲線は，年によって多少の違いがあるものの，ほぼ同じ様なパターンを示した（図―6）。すなわち，脱出後20日前後までの生存率はどの調査年でも非常に高かったが，その後は急激に減少した。しかし，1981年の調査では，脱出後50日を経過してもかなりの個体が生存しており，最後の個体が死亡したのは脱出後69日目であった。この年はハチミツ水を毎日与えて調査したが，ハチミツ水を与えて調査した他の年では，水だけを与えて調査した年とほぼ同じような生存曲線を示した年もあった。したがって，ハチミツ水，すなわち栄養を補給したからといって，必ずしも寿命が延びることにはつながらないようである。なお，供試虫数の生存曲線(図―6)は，供試虫数を1.0として求められたものである。

第３節　産卵場所の好適性の違いが産卵能力に与える影響

前節において，脱出時の成虫の体重および栄養の補給は１雌当たりの産卵数に大きな影響を与えることを明らかにした。伊藤（1986）は産卵能力に対する温度の影響を実験的に調査し，１雌当たりの産卵数には影響がなかったものの，産卵スケジュールに大きな影響が表れることを明らかにした。ところで，本種は産卵に際して，樹皮を加工するような習性はなく，樹皮の割れ目で比較的隙間の深いところを選び，産卵管を深く差し込んで産卵する（ハチカミ共同研究班，1971)。そのため，外樹皮の状態，すなわち産卵場所の好適性は産卵能力に大きな影響を与えると推測される。このような観点からの研究は，井上（1981）が産卵場所の違いが１雌当たりの産卵数と産卵のあった日数に影響を与えることを明らかにした以外は，ほとんど不明である。

本節では，井上（1981）の方法に準じて，産卵場所としての好適性が異なる２つの方法を採用して，その違いが産卵能力に与える影響を調査した結果について述べる。

１．材料および方法

産卵場所として，飼育容器内にろ紙２枚を入れただけのもの（以後，ろ紙と言う）と，飼育容器内に１枚のろ紙を入れ，その上にスギ丸太（直径がほぼ５cmで，厚さがほぼ１cm）２枚を並べて置いたもの(以後，丸太と言う)を供した。産卵場所として，丸太はろ紙よりも，明らかに適している(井上，1981)。

表—9　飼育条件下で異なる産卵場所を提供して得られた１雌当たりの平均産卵数，平均体重の減少量および平均寿命

産卵場所	供試虫数	体　重 平均±ＳＤ （g）	体重の減少量 平均±ＳＤ （g）	産卵数 平均±ＳＤ （粒）	寿　命 平均±ＳＤ （日数）
ろ紙	13	0.266±0.126	0.106±0.062	61.6±44.4	29.2±10.0
丸太	12	0.249±0.101	0.123±0.067	103.0±60.4	30.9± 9.9

注）体重は，脱出後１日以内の値である。ＳＤは，標準偏差を示す。

表—10　産卵場所の違いによって１雌当たりの産卵数に差があるか否かについての共分散分析の結果

要　因	平方和	自由度	平均平方和	Ｆ値	p
産卵場所	13617	1	13617	9.13	0.006
誤　差	32803	22	1491		

大半の卵は，ろ紙の場合には２枚のろ紙のすき間に，丸太の場合にはろ紙と丸太のすき間に産下されていた。

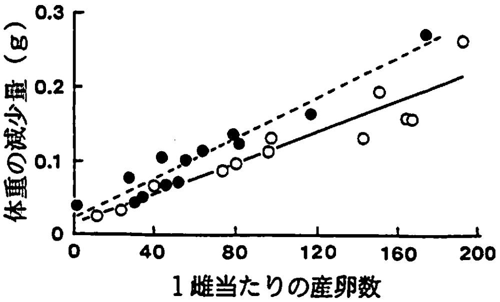
産卵数の調査については，産卵場所として丸太が新たに加わったことと，産卵数の計測並びに脱出後から死亡時点までの体重の測定がともに毎日行われたことを除けば，前節の1985年と1988年の方法と同じ方法によって行った。

なお，供試成虫は，1988年に魚津市石垣新地内のスギ採種園で採取した被害木より，1989年４月８日から20日にかけて脱出した成虫で，脱出後１日以内の個体を使用した。脱出した時点で雌成虫を両者にほぼ均等に振り分けたので，供試虫の脱出日がろ紙あるいは丸太の実験区間で偏るようなことはなかった。飼育については，前節と同じ方法で調整した飼育容器を使用した。

２．結果

供試した雌成虫の脱出時の平均体重，体重の平均減少量，平均寿命および平均産卵数を産卵場所別に表—９に示す。脱出時の体重，体重の減少量および寿命の各平均値にはあまり差はみられなかったが，１雌当たりの平均産卵数は丸太の方がろ紙よりもかなり多かった。この調査では，産卵数と脱出時の体重との間には有意な正の相関関係が認められた（r＝0.613，p＜0.05）が，寿命との間には有意な相関関係は認められなかった（r＝0.339，0.05＜p）。そこで，脱出時の体重の影響を考慮して，産卵場所の違いによって１雌当たりの産卵数に有意な差があるかどうかを共分散分析によって検討した。脱出時の体重と産卵数に関する回帰直線のろ紙と丸太の傾きは同じである（F＝1.90，0.05＜p）と判断されたので，共変量調整後の産卵数に差があるかどうかを検定した（表—10）。脱出時の体重が同じであれば丸太での産卵数の方が有意に多いことが判明し，その平均値（±95％信頼限界）はろ紙の場合で59.0粒（±22粒），丸太の場合で105.8粒（±23.2粒）であった。このように脱出時の体重が同じでも，ろ紙の１雌当たりの産卵数は丸太の場合の約半分ときわめて低い値であることが判明した。

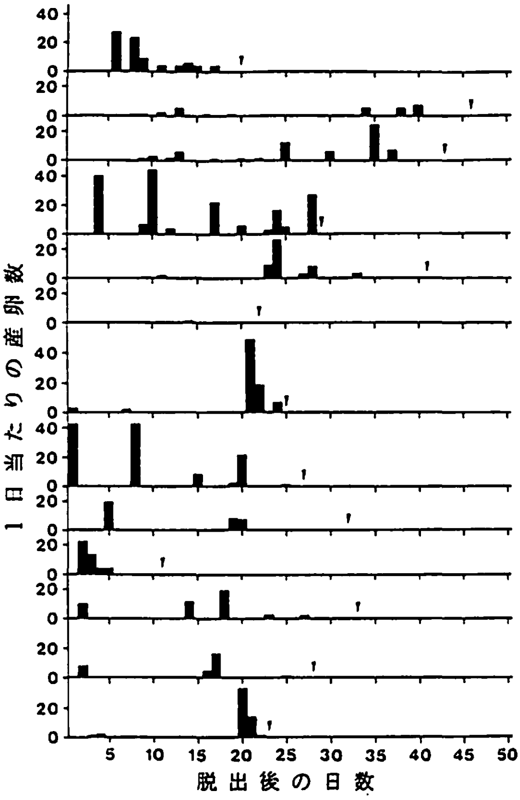
本種の成虫は後食をする習性はなく，飼育では水以外のものは与えなかった。したがって，体重の減少の大部分は産卵によっていると考えられる。１雌当たりの産卵数と生存期間中の体重の減少量との関係をみたところ，産卵数が同じであれば，ろ紙では丸太に比べて体重の減少量が大きい傾向にあった（図—７）。そこで，産卵数を考慮して生存期間中の体重の減少量，すなわちエネルギーの消費量に差があ



図—７　１雌当たりの産卵数（X）と体重の減少量（Y）との関係。●はろ紙で，○は丸太で飼育した結果を示す。ろ紙と丸太の回帰直線は，それぞれ，Y＝0.0014X＋0.022（r＝0.968，d.f.＝11，p＜0.01）とY＝0.0010X＋0.0150（r＝939，d.f.＝10，p＜0.01）である。

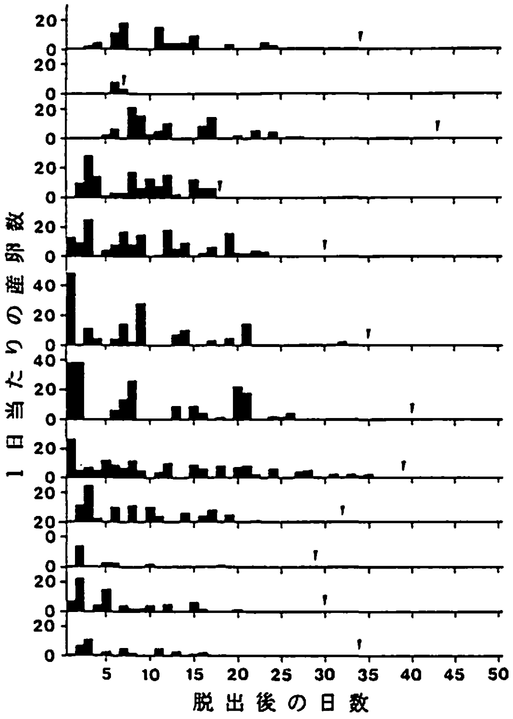
表―11 産卵場所の違いによって雌の体重の減少量に差があるか否かについての共分散分析の結果

要 因	平方和	自由度	平均平方和	F値	p
産卵場所	0.00521	1	0.00521	11.20	0.003
誤 差	0.01023	22	0.00046		



図―8 産卵場所としてろ紙を与えて飼育した場合の各個体の1日当たりの産卵数の変化。矢印は，成虫が死亡した日を示している。

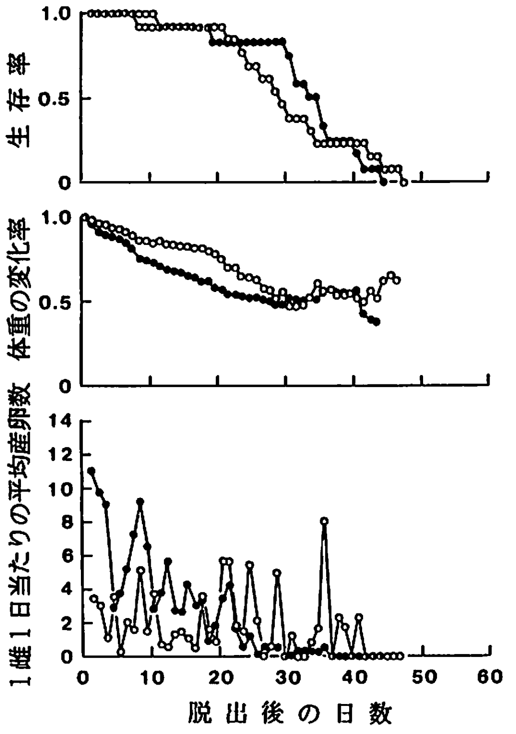
るかどうかを共分散分析で検討した。図―7の両者の直線の傾きは同じである（F=3.39，0.05<p）と判断されたので，共変量調整後の体重の減少量に差があるかどうかを検定した(表―11)。ろ紙での体重の減少量は丸太でのそれよりも有意に多かったことが示され，同じ数の卵を産下した場合，ろ紙での体重の減少量（±95%信頼限界）は0.128g（±0.013g）で，丸太の場合は0.098g（±0.013g）であった。この結果から，同じ数の卵を産下するのに，ろ紙では丸太よりも明らかに多くのエネルギーを消費したと考えられる。



図―9 産卵場所として丸太を与えて飼育した場合の各個体の1日当たりの産卵数の変化。矢印は，成虫が死亡した日を示している。

脱出後の各個体の産卵過程について，ろ紙で飼育した場合の結果を図―8に，丸太で飼育した場合の結果を図―9に示す。丸太ではろ紙に比較して，脱出直後から産卵を開始する個体が多くみられ，産卵のあった日数も多い傾向を示した。丸太での産卵開始日の平均（±標準偏差）は，脱出後2.7日目（±1.5日)であった。それに対して，ろ紙では脱出後5.7日目（±3.8日）であり，丸太の産卵開始日の方が明らかに早いことが認められた（t_0=2.498，p<0.05)。また，実際に産卵のあった日数の平均(±標準偏差)をみてみると，丸太では12.6日（±5.5日)，ろ紙では6.2日（±3.0日）であった。前者では，明らかに後者よりも産卵のあった日数も有意に多かった（t_0=3.476，p<0.01)。

脱出後の1雌1日当たりの平均産卵数の変化を，生存曲線と平均体重の変化率とともに産卵場所別に図―10に示す。各個体の1日当たりの産卵数の変化を反映してか(図―8，図―9)，両者とも変動しながら推移していった。このような変動があっても，



図―10　産卵場所の好適性が異なる条件下における雌成虫の生存曲線(上段)，平均体重の変化率(中段)と1雌1日当たりの平均産卵数の変化（下段)。○はろ紙で，●は丸太で飼育した結果を示す。

丸太では脱出直後から産卵数が非常に多く，その後は徐々に減少していく傾向を示した。そして，脱出後30日目以降になると，産卵数はきわめて少なくなっていった。これに対して，ろ紙では丸太のように脱出直後から多数の卵を産下することはなく，量的には丸太の4分の1あるいと5分の1程度であり，むしろ，脱出後20日以後になって多くなる傾向がみられた。このように，産卵場所が適しているか否かによって，産卵スケジュールに大きな違いのあることが判明した。両者の産卵スケジュールの違いを反映して，体重の減少曲線にも大きな違いが認められた(図―10の中段)。ろ紙では脱出直後から脱出後20日頃までの変化率は比較的小さいが，その後の10日間の変化率が大きかった。丸太では脱出直後の変化率は大きいが，その後の変化は徐々に小さくなっていった。脱出後30日から40日までの両者の変化は安定しており，その値はほぼ同じであった。これは，産卵がほとんど終了した時点とほぼ一致していた（図―8，図―9)。40日以後の変化率の大きな変化は，この段階で大半の個体が死亡したために，個体間の差が生じたものである。両者の生存過程には，大きな差がみられなかった（図―10の上段)。

なお，供試虫数の生存曲線と平均体重の変化率(図―10の上および中段）は供試虫数と脱出時の平均体重をともに1.0として，求められたものである。

3．考察

井上（1981）の指摘のように，産卵場所の好適性によって1雌当たりの産卵数と産卵のあった日数に違いのあることがこの調査でも確かめられ，さらに産卵開始日や産卵スケジュールにも違いのあることが判明した。このような違いが発生した原因を，以下で考察する。

小林ら（1981ａ）によれば，脱出直後の雌成虫が持つ平均成熟卵数は58粒，平均白色未成熟卵は28粒であった。小林ら(1981ａ)の調査に供試された雌成虫の平均体重は0.259ｇで，今回の調査に供試した成虫の平均体重(ろ紙では0.266ｇ，丸太では0.249ｇ)とほぼ同じ値であった。ろ紙での1雌当たりの平均産卵数は61.6粒であったので，脱出直後に保持している平均成熟卵数にほぼ一致する。このことは，脱出時に保持していた成熟卵が産まれたことを意味している。これに対して，丸太での1雌当たりの平均産卵数は103粒であったので，明らかに脱出直後の平均成熟卵数と平均白色未成熟卵数の合計よりも多い。このような事実は，脱出直後に卵巣小管先端部に存在していた透明な卵胞（小林ら，1981ａ）までが成熟して産卵されたことを意味している。

平均産卵開始日をみると，丸太ではろ紙よりも3日早く，産卵のあった平均日数ではろ紙の2倍の12日から13日であった。産卵のあった日数の違いについては，今回の調査とほぼ同じ条件下で行われた井上（1981）の報告でも指摘されている。これらは，井上（1981）も含めていずれも有意な差が認められた。しかも，図―8と図―9に示すように，丸太ではろ紙よりも脱出後のより早い段階で多数の卵が産下された。また，同じ数の卵を産下するために消費されたエネルギーについても明らかに丸太はろ紙よりも少なかった。これらのことは，丸太ではろ紙よりも産卵が容易に行われ，産卵する場所を探すための時間およびエネルギーの消費が明らかに少なかっ

たことを意味している。

以上のことから，丸太，すなわち産卵場所としてより好適な条件下では，脱出時に保持していた成熟卵をすべて産下した段階で十分なエネルギーが残っており，これらのエネルギーを未成熟卵と卵巣小管先端にある透明な卵胞に振り向けることができたために，産卵数が多くなったものと考えられる。ところが，ろ紙では丸太に比べれば産卵場所としての好適性に欠けるので，丸太の場合のように容易に産卵ができず，産卵場所を探索するためにかなりのエネルギーを消費し，脱出時に保持していた成熟卵を産むのが精一杯であったと考えられる。

脱出後の体重の変化率は，図—10に示すように産卵過程をよく反映している。本種の成虫は後食をしないので，野外において成虫の体重を測定することができれば，野外の産卵過程を把握することが可能であると推察される。

第４節　野外における産卵過程の推定

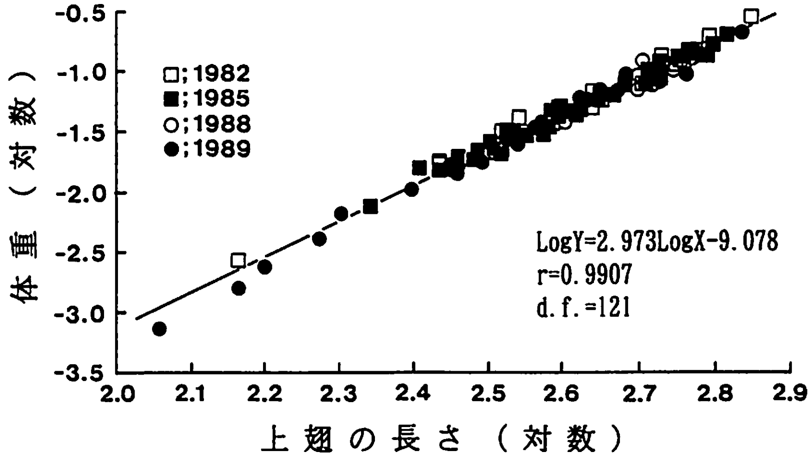
野外における産下卵は，カッターナイフのような鋭敏な刃物で外樹皮を丁寧にはがせば，調査することが可能である(西村，1988)。しかし，産卵過程のような調査では，多数のサンプルを同時に調べる必要があるので，労力の点からこの方法によって調査することは非常に難しい。ところが，前節で示したように雌成虫の体重の変化率を調べれば，野外のスギ林における産卵数の変化を間接的に把握することは可能であると推測される。

本節では，雌成虫の体重に関する変化率の推移から，スギ林における産卵過程を推定した調査の結果について述べる。

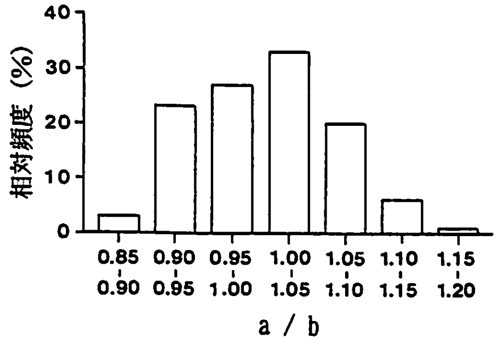
１．材料および方法

スギ林で捕獲された雌成虫の体重から脱出後の産卵過程を推定するためには，捕獲された時点の雌成虫が脱出直後の個体であるかどうかを判断する必要がある。その判断の材料として，脱出後１日以内の雌成虫の体重と上翅の長さを測定した。測定に用いた雌成虫は，本章第２節と第３節で産卵数の調査のために使用した個体である。

スギ林における雌成虫の体重の変化率を明らかにするために，林業試験場構内およびその周辺のスギ林で調査を行った。これらのスギ林内の全立木にバンド法を応用して成虫を捕獲し，個体識別を施して，体重を測定した。成虫の体重は，林業試験場の研究室に持ち帰って，天秤で0.1mg単位で測定した。体重測定が終了すれば，直ちに元の捕獲木にその成虫を戻した。この一連の作業を，成虫の脱出初期から成虫がほとんど捕獲できなくなる時期まで，数日おきに繰り返した。この調査を1985年にはNo.９の林分で，1988年にはNo.５，No.９およびNo.10を除いたNo.３から



図—11　スギカミキリ雌成虫の脱出後１日以内の体重（Y）と上翅の長さ（X）との関係。体重の単位はｇで，上翅の長さの単位は㎜である。各軸のスケールは，それぞれの単位の値を自然対数で表示した。



図―12　成虫が初めて捕獲された時点の体重（a）と捕獲個体の上翅の長さから図―11の関係式によって推定された体重（b）から求めた比率（a/b）の頻度分布。

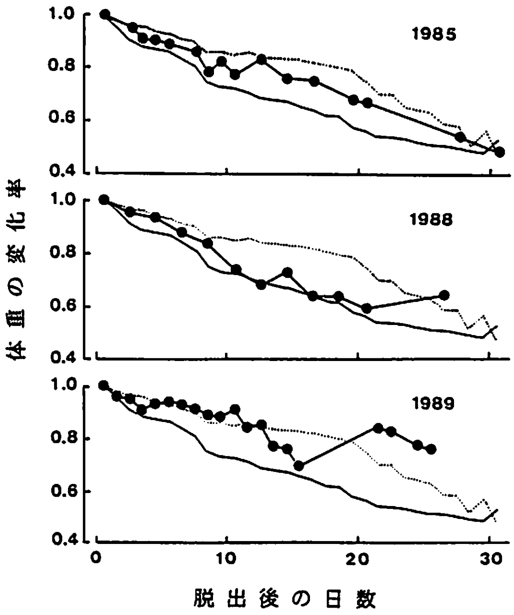
No.11の6林分で，1989年にはNo.4とNo.6の林分で，それぞれ行った。1988年と1989年の調査では，各林分単位では，脱出直後と判定された捕獲成虫が少なかったので，まとめて解析した。

なお，この試験地の概要，成虫の捕獲方法，個体標識の方法等は第4章第1節で詳しく述べる。

2．結果および考察

脱出後1日以内の成虫の体重と上翅長との関係を対数スケールで図―11に示す。きわめて高い正の相関関係が認められた。この関係式を用いて，上翅の長さから脱出直後の雌成虫の体重を推定し，理論値と実測値との比を求め，その頻度分布を図―12に示す。体重と上翅長の相関係数が非常に高いことを反映して，比率は1.0前後に集中した。そこで，野外で初めて捕獲された時点の雌成虫の体重と図―11に示す関係式から推定された値との比率が0.90以上であれば，脱出直後の個体であるとみなした。

初めて捕獲された時点で脱出直後の個体とみなされた成虫については，捕獲時点の体重を1.0としてその後の体重の変化率を求めて，前節の室内飼育で得られた脱出後の体重の変化率とともに，図―13に示す。1985年の体重の変化率はろ紙と丸太の中間の値で推移したので，産卵過程もろ紙と丸太のほぼ中間であったと推定された。1988年では，脱出後から10日間はろ紙に近い産卵過程を，その後は丸太に近い産卵過程が示された。1989年では，期間を通してろ紙に近い産卵過程が推測された。3年間の調査では全期間を通して丸太に近い産卵過程（図―10）は観察されなかったが，ろ紙と丸太の中間の産卵過程は1985年にみられ，ろ紙とほぼ同じような産卵過程は1989年にみられた。このことから，野外のスギ林でも外樹皮の状態が産卵に適した条件下にある場合とそうではない場合のあることが示唆された。



図―13　野外における雌成虫の脱出後の体重の変化率（―●―）。実践と点線は，それぞれ図―10の丸太とろ紙での体重の変化率を示している。

第5節　接種による樹皮下における本種の生存過程

ふ化後1日以内の幼虫を，タテヤマスギとボカスギに接種して，その後の生存過程について調査した結果について述べる。これらのスギは，第5章第1節で示すように，タテヤマスギは本種に対する抵抗性がきわめて弱い品種系統であり，ボカスギはきわめて強い品種系統である。

1．材料および方法

ふ化後1日以内の幼虫を，次のような方法によって接種した。まず初めに，椎茸の種駒を打ち込む際に詰めものとして使用される発砲スチロールの蓋（直径13mm，厚さ5mm）をくりぬき，そこにふ化幼虫を挿入した。幼虫の挿入にあたっては，水で湿らせた毛筆の先端に幼虫を付着させて蓋の中に運んだ。そして，幼虫が挿入された側を外樹皮にあて，ガム

テープでとめた。とめた場所の外樹皮は前もってカッターで丁寧にはがして，平滑にし，ガムテープで固定しやすいように処理した。幼虫の接種は，立木当たり10頭とした。各立木では1.3m前後の高さから下方に10cmおきに，1頭ずつ行った。供試木はタテヤマスギとボカスギで，それぞれ10本とした。供試木の樹齢は接種時点で9年生であり，両者のスギは林業試験場構内のほぼ同じ条件下に植栽されていた。

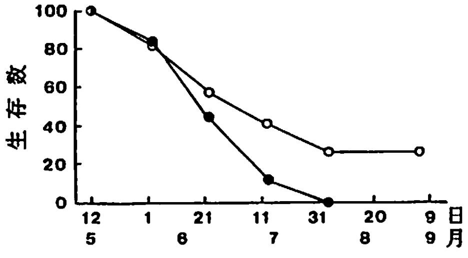
接種は1986年5月12日に行い，8月4日までは，ほぼ20日おきに4回の追跡調査を行った。5回目の9月5日の調査では，すべての幼虫が材部に穿入していた。そのため，1986年の追跡調査を9月5日で打ち切った。成虫の脱出については，1987年と1988年に成虫の脱出がほぼ終了したと考えられる5月下旬頃（図ー1）に脱出孔の有無を調べた。

追跡調査は，接種した場所からカッターナイフを用いて外樹皮及び内樹皮を丁寧にはがしていき，幼虫の生死と生息場所を記録した。調査が終わると，直ちにはがした樹皮は元に戻して，再度ガムテープで固定した。生息場所は，幼虫の食害場所によって，樹皮内（幼虫が樹皮内を食害している場合），材表面（食害が少なくとも木部表面に達している場合），穿入（材にもぐり蛹室を形成した場合）とした。

なお，接種後最初に調査した6月2日と3日の時点で，接種したふ化幼虫が樹皮に食入したかどうかを確認し，食入に成功した幼虫のみを対象に樹皮下の生存率を求めた。蛹室形成のために材内部に穿入した幼虫は，生存しているものとして取り扱った。

2．結果および考察

食入に成功した幼虫数は，タテヤマスギでは59頭，ボカスギでは69頭であった。これらの幼虫の生存曲線を図ー14に示す。タテヤマスギでは，ふ化幼虫を接種した5月12日から材に穿入した8月4日までの生存率は，ほぼ直線的に減少した。材に穿入した個体は11頭であったが，その内の10頭は，翌年（1987年）の春に脱出した。残りの1頭については，2年目の1988年の春の段階でも脱出が認められなかったので，死亡したものと思われる。したがって，この個体が2年1世代の個体であったかどうかは不明である。一方，ボカスギでは，接種後20日目までの生存率はタテヤマスギとほぼ同じであったが，その後の死亡率は高くなり，8月4日の時点ではすべての個体の死亡が確認された。このように，ふ化幼虫の食入から材に穿入するまでの期間の死亡率は非常に高いが，逆に材に穿入して脱出するまでの期間の死亡率は非常に低いことが示された。ふ化幼虫の接種あるいは秋に被害木を伐採して幼虫の食害痕から推定された生存曲線も，今回とほぼ同じような生存曲線のパターンが得られており，さらに，樹皮下の本種の主要な死亡要因は傷害樹脂道から分泌される樹脂であることが指摘されている（萩原・小河，1970；伊藤，1992；伊藤・小林，1988；小林，1982；野淵ら，1987 a，1987 b，1987 c；奥田，1983；SHIBATA，1987)。今回の調査でも死亡した幼虫の多くは，幼虫の孔道内に滲出した樹脂がわずかに付着した状態で死亡した個体や，樹脂が多量に付着して死亡した個体であることが観察された。したがって，傷害樹脂道からの樹脂の滲出が幼虫の主要な死亡要因であることが，この調査からも確認された。

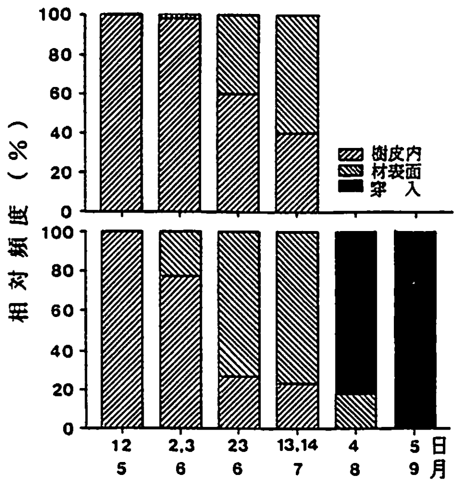


図ー14　ボカスギ(‑●‑)とタテヤマスギ(‑○‑)の各樹皮下におけるスギカミキリの生存曲線。食入に成功した幼虫数を100として示した。

タテヤマスギにおけるふ化幼虫から成虫の脱出までの生存率は，24.6％であった。この値は，奥田(1983）が80％から90％の枝打ちを行って衰弱させた立木にふ化幼虫を接種して得られた値とほぼ一致している。今回の調査では立木に接種したふ化幼虫を追跡して調査したために，内樹皮から材の表面にかけてかなりの傷をつけ，そのために衰弱して，生存率が高くなったのではないかとも考えられる。ボカスギでも同様な処理を行ったが，この場合の接種個体は8月4日の段階ですべて死亡していた。それ故，衰弱したことのみが原因であるとは言い切れない。ボカスギは本種にきわめて強い抵抗性を示すことが知られている（井ノ上ら，1987；井ノ上，1990；前田ら，1981；岡田・小林，1981）ので，両品種の

本種に対する抵抗性の違いが影響していることも原因の一つと考えられる。

各調査時点の生息場所を図―15に示す。6月上旬の段階までは，樹皮内に生息している個体の割合が多いが，6月下旬以後になると，材表面に達する食害を行っている個体が多くなった。8月上旬には生存虫の大半が材に穿入しており，9月上旬にはすべての生存虫が材に穿入していた。この結果は，石川県での調査結果（富樫，1985）とよく一致している。ところが，各調査時点で幼虫がどの場所で食害していたかをみると，ボカスギよりもタテヤマスギの方がより早い段階で材表面に達する傾向がみられた(図―15)。7月13～14日の場合には有意な差はみられなかった（x^2cal＝0.05，d. f.＝1，0.05<p）ものの，6月2日～3日と6月23日のそれぞれの時点では，樹皮内と材表面に生息している幼虫の比率に有意な差が認められた（前者，x^2cal＝9.73，d. f.＝1，p<0.01；後者，x^2cal＝6.02，d.f.＝1，p<0.05)。このことは，ボカスギではタテヤマスギに比較して材表面に達するのが明らかに遅かったことを意味している。ボカスギでは傷害樹脂道が多い（河村ら，1984；金指ら，1987）ために，幼虫の成長が遅れたのかもしれない。



図―15 ボカスギ（上段）とタテヤマスギ（下段）における各調査時点のスギカミキリの生息場所。

第6節　野外における2年1世代の個体の割合

本種は通常1世代を完了するのに1年間を要するが，北陸では2年を要する個体の存在が明らかにされている（西村･落原，1983b；富樫，1985)。すなわち，幼虫が加害した年の秋から翌年の冬にかけての期間に，成虫であれば1年1世代であり，幼虫であれば2年1世代である。本節では，本県での2年1世代の割合を調査した結果について述べる。

1．方法

スギ林において本種の被害木を秋に伐採し，その年の12月頃から翌年の3月にかけて割材調査を行った。蛹室内に成虫あるいは幼虫が見つかれば，その個体による食害痕の加害年が被害木を伐採した年であることを確認して，成虫であれば1年1世代，幼虫であれば2年1世代であると判断した。

この解析に用いた被害木は，第3章の解析のために，1981年から1991年にかけて県内各地で採取したものである。これらの調査木の採取地，林齢，本数，割材の方法等は，第3章第1節から3節で詳しく述べる。

2．結果および考察

各調査林分における1年1世代と2年1世代の個体数を，表―12に示す。全体を集計すれば，37%の個体が1世代を完了するのに2年間を要していた。1981年に調査した砺波の林分は密度レベルがピーク期であり(第3章第1～3節)，それ以外の4林分は被害終息期の林分である（第3章第1～3節）と推定された。そこで，1981年の砺波以外の4林分のデータ（表―12）を込みにして，2年1世代の割合を求め，1981年の砺波の2年1世代の割合と比較したが，有意な差はみられなかった(x^2cal＝0.198，d. f.＝1，0.05<p）ので，ピーク期以後のスギ林では，4割に近い個体が2年1世代であると推測された。

一方，前節の幼虫接種試験の結果では，少なくと

表―12　1年1世代と2年1世代の個体数とその割合

調査年	調査地	1年1世代	2年1世代
1981	砺波	51(67%)	25(33%)
1981	黒部	6(67%)	3(33%)
1983	八尾	1(33%)	2(67%)
1990	立山	5(83%)	1(17%)
1991	砺波	1(33%)	2(67%)
計		64(63%)	33(37%)

も11頭の内10頭は1年1世代の個体であることが確認され，その割合は91%であった。この試験を行ったスギ林の1987年の平均樹高は3.7m，根元の平均直径は9.5cmであった。平均胸高直径は測定されていないが，5cm前後であったと推定されるので，第3章第3節で示すように，このスギ林は本種が定着する時期あるいは被害の初期段階にあったと考えられる。

したがって，標本数が少ないという欠点はあるが，本種の発生初期段階においては1年1世代の個体の割合が多く，ピーク期を過ぎると1年1世代の個体の割合が減少し，2年1世代の個体の割合が増加するものと推測される。

第3章　スギ林におけるスギカミキリ個体群の年次変動と肥大成長との関係

スギ林に侵入定着したスギカミキリは，その個体数を増加させてピークに達し，減少してゆくという一山型の年次変動を示すことが知られている（例えば，福山営林署，1977；井上，1983；伊藤・小林，1989；小林・柴田，1985；西村，1984；布川・山崎，1986；横堀，1988）。西村（1984）は，林齢の異なる5林分のスギ林を調査して，本種が植栽後6年から10年で侵入定着し，その後約10年にわたって蛹室数が高まる一山型の個体数変動を示すと指摘した。伊藤（1991）は，これまで実施された本種の個体数変動に関するデータを整理し，定着時期あるいは食害開始時期と個体数のピーク時期は林齢でみてばらつきはあるものの，それぞれ5～10年，10～20年であったと報告している。このように，本種の個体数変動にみられる一山型の発生時期は，スギ林の成長過程の比較的初期の段階に集中しているようである。

ところで，本種はその生活の大半を樹皮下で過ごすので，生活空間を拡大することのできる時期は脱出後の成虫期である。この害虫は産卵時に樹皮を加工するようなことはしないで，生活空間を拡大することができるかどうかは，産卵可能な間隙がスギの外樹皮に存在するかどうかに依存しているとも言える。外樹皮が粗くて裂け目や割れ目の多い樹皮に産卵が多いこと（吉野，1988）が，すでに明らかにされている。このような樹皮の状態は，肥大成長が盛んな立木にみられると指摘されている（小林・山田，1982）。したがって，スギ林における本種の一山型の個体数変動は，スギ林の成長過程のなかでも，とりわけ肥大成長との関連が深いのではないかと推測される。

そこで，本章は前半において，スギ林を対象に，本種が定着する時期，定着後における個体数の年次変動，林内における被害の拡大を，肥大成長と関連させて調査した結果について述べる。後半では，スギ林内の立木を単位に被害木と無被害木の肥大成長の違いと蛹室の垂直分布を調査した結果について述べる。

第1節　スギ林への本種の定着時期

本節では，スギ林における本種の食害開始時期，つまりスギ林への定着時期をスギ林の肥大成長との関連で検討した結果（西村，1987）について述べる。

1．材料および方法

富山県内において本種の被害を受けたスギ林（タテヤマスギ系統の実生林分）を6箇所選び，それぞれの林分で被害木を伐倒して調査木とした（表－13）。被害木は，樹幹表面にみられる食害痕の外部形態から判断して，幼虫による食害が少なくとも材内部にまで達しているものがある立木とした。

それぞれの調査林分において，伐倒した被害木を現地で2mの長さに玉切りにして持ち帰り，丸太の直径に応じて，次のようにして割材した。すなわち，丸鋸昇降盤の能力を考えて，丸太の最小直径が10cm以上のものについては，その幅が10cm以下になるように大型のバンドソーで縦びきした。その際，樹幹解析のために髄を避けて処理した。その後，蛹室を発見しやすくするために，丸鋸昇降盤で長さ5cmの木片に切断した。丸太の最大直径が10cm以下の場合は，丸太のまま丸鋸昇降盤によって長さ5cm間隔で輪切りにした。

このような方法で作製した木片に蛹室が存在すれば，幼虫の食害後に形成された年輪数を数えることによって，その蛹室が形成された年を調べた。また，地際から0.0m，0.3m，1.3m，以下1.0mごとに木片の年輪幅を次のような方法で測定し，樹幹解析を行った。初めに，同じ高さの木片をつなぎ合わせて割材する前の円盤の状態に戻して，髄を通る直線1本を任意に引き，次に，この直線と髄で直交する直

表―13　被害木を採取したスギ林の概要と調査木本数

調査地	採取年	林分			調査木数	
		林齢(年)	平均樹高(m)	平均胸高直径(cm)	蛹室解析(本)	樹幹解析(本)
砺　波	1981	13	8.0	12.9	20	13
細　入	1981	16	10.4	15.9	10	8
黒　部	1981	25	13.9	17.4	10	6
大沢野	1982	15	7.9	12.0	10	10
八　尾	1983	22	10.9	16.0	28	28
朝　日	1984	21	12.0	16.1	40	36

注）胸高直径は，1.3mの高さで測定した。樹幹解析用の本数が蛹室解析用の本数より少ないのは先端部の幹が折れたり，二またになっていた調査木を解析しなかったためである。

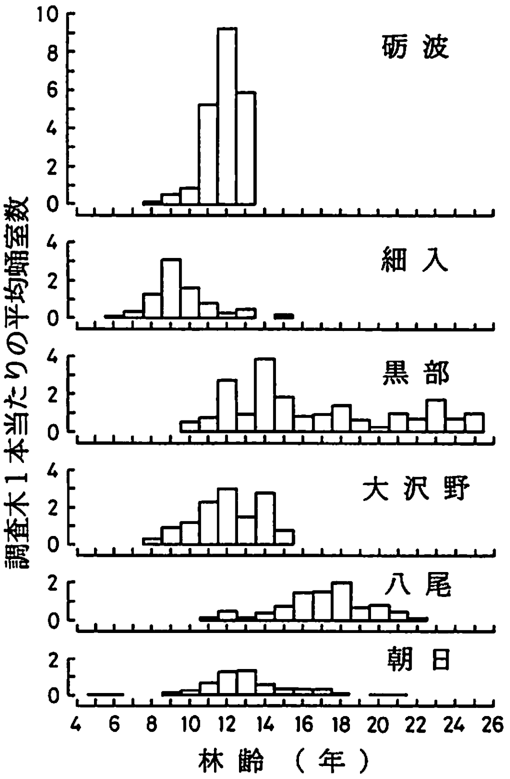
線を引くことによってできた4方位の年輪幅を自動ノギスで測定した。年輪幅を測定することになっていた木片に本種の食害痕が存在していた場合には，食害痕のある部分とその部分を巻き込んでいく過程で生じた年輪幅の異常な部分は避けて測定した。食害痕により測定が不可能な場合には，年輪幅を測定する予定になっていた部位の木片近くの上下で，測定可能な木片によって年輪幅を測定した。また，採取した調査木の中には先端部に近いところで，幹折れしたり，幹が二またになっていたりしたものもあった。このような調査木では，樹幹解析を行わなかった（表―13）。

なお，蛹室の出現は，ふ化幼虫がその年に終齢幼虫に達したことを示している（前藤，1984；第2章第5節）。蛹室を形成してから成虫として脱出するまでの本種の死亡率は，非常に低い（SHIBATA, 1987；第2章5節）。それ故，蛹室の出現は本種が成虫の段階にまで達した可能性が非常に高いことを示唆している。そこで，本論文では林分に蛹室が初めて出現した時点を定着時期とみなした。また，直径は樹幹解析により求めたものであるから，表―13の胸高直径を除けばすべて樹皮なしの値である。

2．結果

(1) 蛹室が初めて出現した時期と肥大成長との関係

調査木1本当たりの平均蛹室数の年次変動を，林分ごとに図―16に示す。6林分とも初めて蛹室が出現した後は，密度が増加してピークに達し，その後は減少するという一山型の年次変動が認められた。ただし，砺波や大沢野ではピーク後の減少期が明らかではなかった。これはピーク直後の減少期に伐採して調査したためと考えられる。初めて蛹室が出現した時期を，林分毎に表―14のAに示す。早い林分（朝日）では植栽後5年目，遅い林分（八尾）では11年目であった。このように，各林分の調査木に本



図―16　スギ林におけるスギカミキリ蛹室数の年次変動

表―14　スギカミキリの蛹室が調査木に初めて出現した時期(A)と肥大成長量が最大であった時期(B)との関係

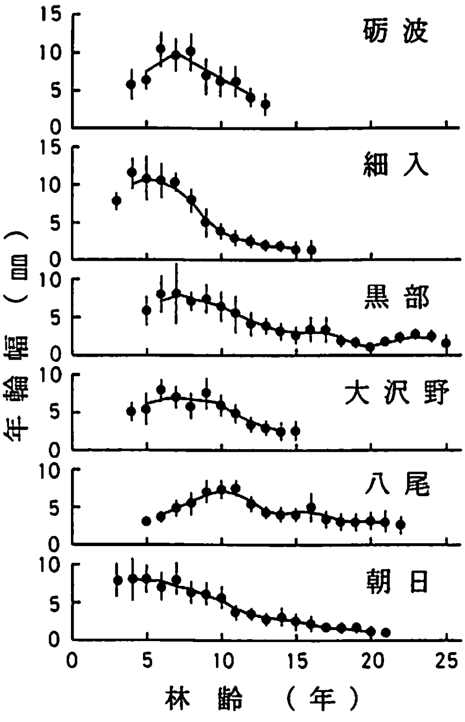
調査地	林齢(年)		
	A	B	A－B
砺　波	8	7	1
細　入	6	5	1
黒　部	10	7	3
大沢野	8	7	1
八　尾	11	10	1
朝　日	5	4	1

表―15　各林分の調査木に初めて蛹室が形成された部位の高さ

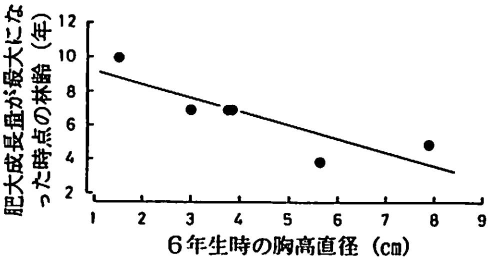
調査地	蛹室が形成された部位の高さ(m)
砺　波	0.5～1.7
細　入	0.7
黒　部	0.2～1.7
大沢野	0.3～0.5
八　尾	0.0～0.8
朝　日	0.1

種の蛹室が初めて出現した林齢にはかなりの差が認められた。

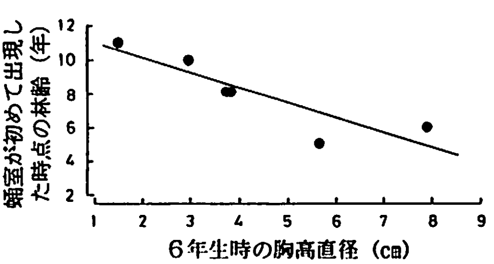
蛹室が初めて出現した時の蛹室の高さは，どの林分でも地際から1.7mの範囲内であった（表―15)。そこで,胸高部である1.3mの高さの年輪幅を調査木の肥大成長量の代表値とし，その年次変動を図―17に示す。どの林分でも，肥大成長はほぼ5年生時から10年生時にかけてピークとなり，その後は林齢の増加にともなって減少していくというパターンを示した。肥大成長量の最盛期は蛹室が初めて出現した時期よりも早かったが，その差は6林分中5林分までがわずか1年であった(表―14)。調査木の6年生時の平均胸高直径を初期成長量の指標とし，初期成長量と肥大成長量の最盛期（表―14のB）との関係，並びに初期成長量と蛹室が初めて調査木に出現した時期（表―14のA）との関係を，図―18と図―19に，それぞれ示す。両者とも，5％レベルで有意な負の相関関係が認められた(前者, $r=-0.897, p<0.05$；後者，$r=-0.857$，$p<0.05$)。したがって，調査木の成長がよい林分では，肥大成長量の最盛期並びに蛹室が初めて調査木に出現した時期が共に早まり，



図―17　各林分の調査木の胸高部における年輪幅の年次変動。



図―18　各林分の調査木の肥大成長量が最大になった時期と初期の肥大成長との関係。



図―19　各林分の調査木に蛹室が初めて出現した時期と初期の肥大成長との関係。

逆に成長の悪い林分では遅れる傾向が認められた。

なお，どの林分でも肥大成長が盛んであった期間は少なくとも数年間続いており，朝日や黒部のように，その期間の肥大成長量がほぼ同じ値を示した場合もあった。そこで，3点単純移動平均法によって年輪幅を再計算し(図―17の実線)，そのピーク時の林齢を肥大成長量の最盛期とした。

(2) 階層ごとに蛹室が初めて出現した時期と肥大成長との関係

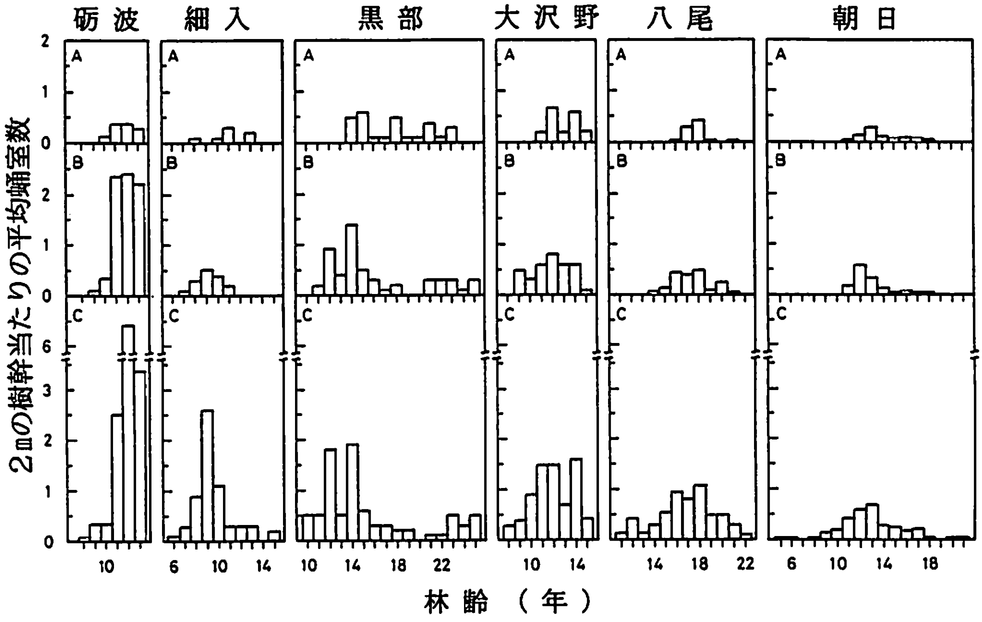
調査木に蛹室が形成されていた最も高い樹幹部位は各々の林分によって異なっていたが，6林分ともに，6mまでの高さの幹には蛹室が存在していた。そこで，地際から2mごとに層別した各階層について，蛹室が初めて出現した林齢と肥大成長量との関連を解析した。

階層毎に樹幹2m当たりの蛹室数の年次変動を，図―20に示す。蛹室数の年次変動は，4～6mの階層の黒部や細入のように，明瞭な一山型の個体数変動を示さない場合もあったが，大部分の階層では図―16と同じ一山型の個体数変動を示した。各階層に蛹室が初めて出現した林齢は，どの林分でも階層が高くなるほど遅れた(図―20)。各地層の下端から1.3mの高さの年輪幅を，それぞれの階層における肥大成長量の代表値として，図―21に示す。0～2mの階層の肥大成長量は胸高部，すなわち調査木の1.3mの高さの年輪幅に一致することになるので，調査木の肥大成長量として既に図―17に示した。年輪幅の年次変動には，どの林分のどの階層でも一山型が共通してみられた。しかし，肥大成長量の最盛期（表―14のB，16のB）は，どの林分でも階層が高くなるほど遅れた。

肥大成長量の最盛期と本種の蛹室が初めて出現し

表―16　2～4mと4～6mの各階層にスギカミキリの蛹室が初めて出現した時期(A)と肥大成長量が最大であった時期(B)との関係

調査地	林齢(年)					
	2～4mの階層			4～6mの階層		
	A	B	A－B	A	B	A－B
砺　波	9	8	1	10	11	-1
細　入	7	7	0	8	8	0
黒　部	11	9	2	14	11	3
大沢野	9	10	-1	11	11	0
八　尾	14	11	3	16	15	1
朝　日	11	9	2	11	11	0



図―20　地際から2mごとに層別した各階層のスギカミキリの蛹室数の年次変動。A：4～6mの高さの階層。B：2～4mの高さの階層。C：0～2mの高さの階層。

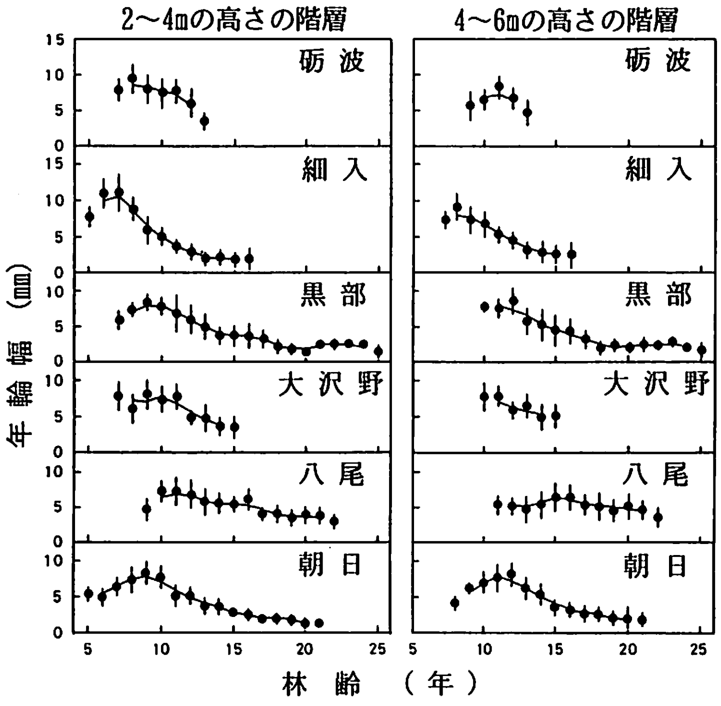
た時期との関係を，2～4ｍと4～6ｍの階層について表―16に示す。0～2ｍの階層に蛹室が初めて出現した林齢は，調査木に蛹室が初めて出現した林齢と一致した(図―16，20)。前節で述べたように，この階層の肥大成長量は胸高部の年輪幅で代表されている。したがって，0～2ｍの階層における両者の関係は調査木における関係として既に解析し，表―14に示した。本種の蛹室が初めて出現した林齢は，0～2ｍの階層では肥大成長量の最盛期の林齢の1年後から3年後の間，2～4ｍと4～6ｍの階層では肥大成長量の最盛期の林齢の前年から3年後の間であった。肥大成長量の最盛期は，調査木の場合と同様3点単純移動平均法によって求めた値（図―21の実線）によった。

最後に，地際から6ｍの高さまでの樹幹を2ｍごとに層別して得られた各階層に蛹室が初めて出現した時点（表―14のA，16のA）の年輪幅を，それぞれ同じ時期の他の階層の年輪幅とともに図―22に示す。どの階層でも蛹室か初めて出現した時点の年輪幅は同じ時期の他の階層の年輪幅と比較して，最大となる傾向にあり，最大になっていない場合でも，肥大成長量は極めて大きい傾向にあった。

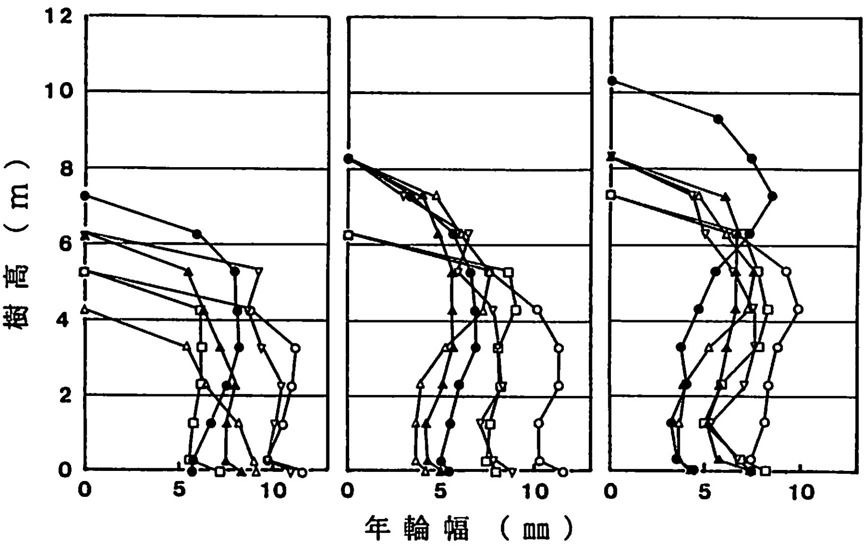
3．考察

(1) 各階層に蛹室が初めて出現した時期

各階層に蛹室が初めて出現した林齢は，その階層の肥大成長量の最盛期の林齢ないしはその前後1年間に集中する傾向がみられた（表―14，16)。しかし，黒部の0～2ｍの階層では3年遅れて蛹室が初めて出現している(表―14)。また，2～4ｍと4～6ｍの階層では，肥大成長量の最盛期の林齢から2年ないしは3年遅れて蛹室が初めて出現した場合もあった(表―16)。このような場合でも，蛹室が初めて出現した時点の肥大成長量は，同じ階層の他の時期の肥大成長量と比較するならば，最盛期の肥大成長量にかなり近い値を示した(図―17，21)。したがって，各階層に蛹室が初めて出現した時期の肥大成長は非常に盛んであったと考えられる。次に，各階層に蛹室が初めて出現した時点の肥大成長量を垂直的にみた場合も，蛹室が初めて出現した階層の肥大成長量は，最大を示す傾向がみられた(図―22)。したがって，垂直的にみた場合も，蛹室が初めて出現した部位の肥大成長量は非常に盛んであったと考えら



図―21　2～4ｍと4～6ｍの高さの階層の年輪幅の年次変動



図—22　0～2 m(左)，2～4 m(中央)，4～6 m(右図)の高さの階層にスギカミキリの蛹室が初めて出現した時期の年輪幅の垂直分布。▽：砺波。○：細入。●：黒部。□：大沢野。▲：八尾。△：朝日。

れる。また，蛹室が初めて出現した時期と肥大成長量の最盛期は，どの林分でも階層が高くなるにともなって遅れて行った（表—14，16)。以上のことから，蛹室の垂直分布の上限の部位は，時間的にみても空間的にみても絶えず肥大成長が非常に盛んであったと考えられる。

吉野（1988）は，外樹皮表面の反りあがった粗皮の幅が広いスギ丸太ほど本種による産卵数が多いことを報告している。このことは，外樹皮が粗く，割れ目や隙間が多いスギを本種が選択して産卵することを示唆している。しかも，このような産卵に適した樹皮は，急激な肥大成長が行われた場合に生じやすいといわれている（小林•山田，1982)。産卵に適した樹皮では，脱出後のより早い段階で多数の卵が産下される可能性がある(第2章第3節)。したがって，肥大成長が非常に盛んな部位では，本種の産卵が多くなり，蛹室形成の段階にまで達したと考えられる。

(2) スギ林への本種の定着時期

本種がスギ林に定着した時期に被害を受けた立木の本数は非常に少ない（小林・伊藤，1983）ので，今回調査した各林分の調査木の中にこのような被害木が含まれていた可能性はきわめて低かったと考えられる。それ故，調査木に初めて蛹室が出現した林齢を林分への定着時期と見なすことはできないかもしれない。しかし，考察の(1)で述べたように，蛹室は，時間的，空間的にみて肥大成長が非常に盛んな部位において形成され，このような部位は，立木内では樹幹の下方から上方へと順次上昇していく（図—17，21，22)。それ故，最初に蛹室が出現するのは地際部ないしはそれに近い部位であることが容易に予測される。現に，初めて形成された蛹室は，どの調査林分でも1.7m以下の高さの樹幹下部に形成されていた(表—15)。したがって，スギ林に初めて蛹室が出現した時期は，真の意味での定着時期にきわめて近いものであったと考えられる。初期成長のよい林分では年輪幅の最盛期が早まること（図—18）から，スギ林への本種の定着は植栽後の成長がよい林分ほど早くなると推測された。

第2節　過去に消失した被害木が調査時点の被害木によって推定された個体数の年次変動に与える影響

スギ林における本種個体数の年次変動を明らかにするために，本章では調査時点に存在していた被害木を伐採して過去の蛹室数を調査した。この方法で

は，本種によって過去に枯損した被害木や除伐等によって伐採された被害木に存在していた蛹室は，調査時点ではすでに消失しているので，過小推定になるという欠点が指摘されている（小林・柴田，1985)。

本種における1山型の個体数変動を解析する前に，この過小推定による影響の程度を把握しておく必要があると考え，本節では，砺波の同一のスギ林で行った調査の結果（西村，1994）について述べる。

1．材料および方法

表一13で示した調査林分の一つである砺波のスギ林では，1980年（林齢では12年生）に本種による枯損木が比較的多く発生した。1981年には1980年の枯損木も含めて被害木20本を伐倒して割材調査を行い，その時点までの生息数を推定した(図一16)。1981年の調査時点で，比較的新しい伐根は林内に見られなかったので，1979年以前の本種による枯損木はほとんどなかったと推測される。それ故，1981年の調査時点て推定された蛹室数は，定着から1981年までの生息数をほぼ正しく反映していたと判断される。この林分では1982年から1988年まで除伐が行われ，その間に被害木も除伐対象木として伐倒処理された。したがって，この林分は枯損木や被害木の除去の影響を把握するには適したスギ林であると考え，10年後の1991年に再び本種の被害木を20本伐倒して，調査木とし，1981年のデータと比較検討するための材料とした。

1991年の調査では，電気チェンソーを用いて5cm間隔で切断した点以外は，前節の調査とまったく同じ方法によった。

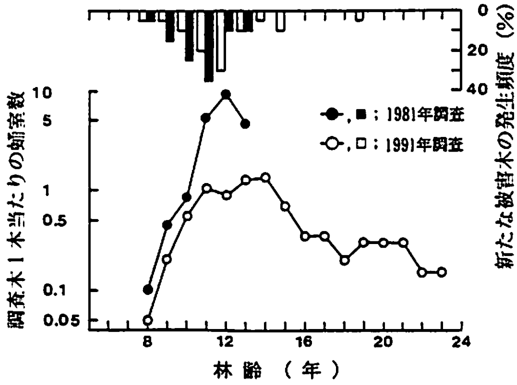
2．結果および考察

調査木1本当りの平均蛹室数の年次変動を，図一23に示す。13年生までの両者の密度レベルに注目すると，明らかに著しい差が見られた。この差は，枯損木や被害木の除去による影響であるとみなされる。このように両者の密度レベルに著しい差があるにもかかわらず，調査木に蛹室が初めて出現した8年生から11年生にかけての生息数は，どちらの調査でも指数曲線的な増加を示したことが注目される。1981年の調査による密度レベルは，当時の密度レベルをほぼ反映していたと考えられるので，この林分の個体群は11年生以後にピーク期に入ったと判断される。このことは，1991年の調査でも11年生を境に密度の増加率が著しく変化していることからも判断できる。

1991年の調査では，11年生から14年生にかけてほぼ同じ密度レベルを維持したが，その後の密度は急激に減少していった。本種による枯損木は新たな被害木が多発する時期に多く発生するが，新たな被害木が少なくなれば，枯損木も少なくなる（Ito and Kobayashi, 1991)。この林分では，16年生以後になると新たな被害木の発生はほとんどなかったので(図一23)，本種による枯損木はもはや発生しなかったと推定される。激害木は目だつので，除伐のより早い段階で処理され，遅い段階では被害の軽微な立木が処理されたと考えられる。16年生以後になると軽微な被害木が処理されたと推測されるので，図一23の16年生以後の密度レベルは，当時の密度レベルをほぼ反映していたと判断される。したがって，この林分では15年生前後を境に減少期に入ったと判断された。

以上のことから，被害が終息した段階の被害木の割材調査で推定された過去の生息数によって，本種における一山型の個体数変動を把握することは可能であると判断された。しかし，増加期からピーク期にかけての密度レベルが著しく低く推定されることと，減少期に入ると当時の密度レベルがほぼ反映されるようになることに留意しなければならない。

なお，本種の加害が幼虫の食害痕のみで終わった



図一23　砺波のスギ林における蛹室数の年次変動と新たな被害木の発生頻度。後者の値は，各林分で伐採した調査木に蛹室が存在した調査木数に対する新たな被害木数の百分率である。新たな被害木の発生は，調査木に最初に蛹室が出現した年とした。

被害については調査の対象にしなかったので，調査時点で伐採したそれぞれの調査木に最初に蛹室が出現した年をもって被害木の仲間入りをしたとみなした。

第3節　スギ林における蛹室数と被害率の年次変動

本章第1節において，植栽後のスギ林への本種の定着はスギ林の胸高部の肥大成長が盛んな時期であり，成長のよい林分ほど定着時期が早まることを明らかにした。この事実から，本種の発生時期と本種による被害多発時期の早晩も，スギ林の肥大成長の良否と密接に関係していると推測される。そこで，蛹室数が一山型の年次変動を示した林分を対象に，肥大成長との関連を検討した結果（西村，1994）について述べる。

1．材料および方法

本章第1節の調査林分（表―13）で蛹室が一山型の年次変動を示した細入，黒部，八尾，朝日の各林分，1991年に調査して一山型であることが判明した砺波の林分(前節)，1990年に林業試験場周辺のスギ林で調査した5齢級の1林分，合計6林分を解析の対象とした。これらの林分の林齢，本種による被害率，調査木の本数をまとめて表―17に示す。1990年以後の調査では，電気チェンソーで5cm間隔に切断した点以外は，本章第1節の調査とまったく同じ方法で調査した。

2．結果および考察

(1)　蛹室数の年次変動の特徴

砺波については前節で述べたので，その他の5林分の蛹室数の年次変動と新たな被害木の年次ごとの発生頻度を図―24に示す。立山を除いた林分では，

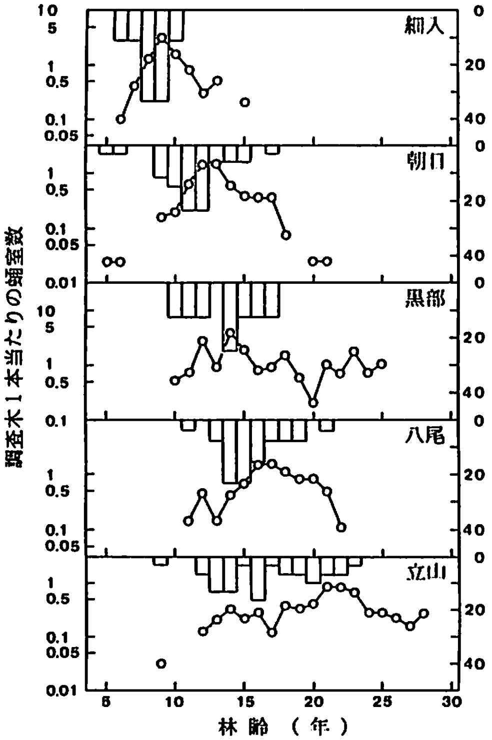
表―17　各林分から割材調査に供した被害木の概要

調査林分	伐採年	林齢(年)	平均胸高直径(cm)	被害率(%)	調査本数 蛹室	調査本数 年輪幅
砺　波	1991	23	18.0	61.0	20	20
細　入	1981	16	15.9	80.0	10	8
黒　部	1981	25	17.4	—	10	6
八　尾	1983	22	16.2	34.8	28	28
朝　日	1984	21	16.1	43.1	40	36
立　山	1990	28	19.1	48.9	33	33

注）平均胸高直径は，調査木の樹皮つきの値である。

調査木に蛹室が出現した時点から蛹室数は指数曲線的に増加して，遅くても7年後にはピーク期に達し，数年後には再び減少して低密度状態になった。それ故，これらの林分の蛹室数の年次変動は，明らかに一山型であったと判断される。

ところが，立山では，9年生時に初めて蛹室が出現した後14年生まで，蛹室数は指数曲線的な増加を示したが，他の調査林分のようにその直後に最も高い密度レベルには達してなかった（図―23，24）。最も高い密度となったのは21年生あるいは22年生であり，14年生から20年生までの期間はほぼ同じ密度レベルで推移した。この林分の被害率は約50％である（表―17）ので，かなりの激害林分であると考えられる。砺波の被害率が約60％である（表―17）ことを考えれば，この林分でも過去に砺波に近いレベルの枯損木が発生したと考えられる。砺波の例（図―23）から推測して，ピーク期に入った直後と考えられる14年生から16年生時点の調査木当たりの蛹室数



図―24　スギ林における蛹室数の年次変動（白丸付きの折れ線グラフ）と新たな被害木の発生頻度（棒グラフ）。後者の値は，図―23と同じ方法で求めた。

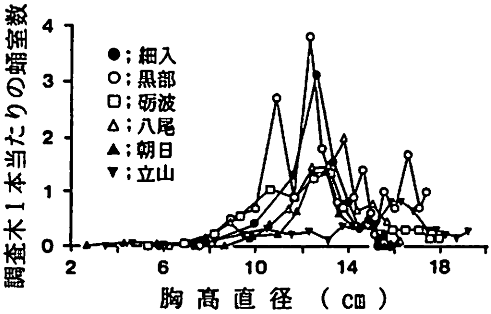
は2個前後と推定された。一方，20年生以後になると新たな被害木の発生は少なくなっており（図ー24），枯損木の発生もきわめて少なかった（ITO and KOBAYASHI,1991）と考えられる。この林分では，調査時点に立ち枯れ状態の立木（本種による枯損木ではなく，劣勢木が枯損したものと推定される）や雪害木等が処理されないまま残存していたので，除間伐はほとんど行われていなかったと判断される。このような条件を考え併せれば，20年生以後の密度レベルはほぼ当時の密度レベルを反映していたと考えられる。他の5林分における蛹室数のピーク期は，指定曲線的な増加を示した直後の時期であった（図ー23, 24）。したがって，立山では14年生から20年生にかけてのより早い時期に，ピーク期が出現したと判断される。

この結果は，調査時点の被害木の解析のみで過去の本種の生息数を推定した場合，枯損木の影響によって，増加期からピーク期にかけての密度レベルが過小推定され，ピーク期を誤って判断する危険性を示唆している。

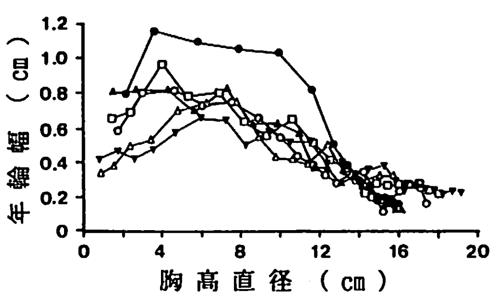
(2) 蛹室数の年次変動と肥大成長との関係

図ー23あるいは図ー24に示すように，本種定着後のスギ林における蛹室数の年次変動は，一山型であるということでは一致しているものの，細入のように本種の発生がほぼ終息した段階で，八尾ではやっと本種が発生し始めるというように，本種の発生時期は，林齢的にみて著しい差が存在している。伊藤（1991）も，食害開始時期やピーク期の林齢にはかなりの差が存在することを報告している。本種のスギ林への定着が肥大成長のよい林分ほど早まる傾向が認められた（図ー19）ということは，胸高直径の大きさが関係していることを示唆している。そこで，各林分における調査木の平均胸高直径を横軸に，調査木1本当たりの平均蛹室数を縦軸にとって両者の関係を図ー25に示す。12～13cmにかけて密度のピークがきており，林齢でみられた著しい差は解消された。立山の場合，ピーク期が含まれると推測される14年生から20年生の平均胸高直径は10～15cmであり，ピーク期はこの期間のより早い時期と推測されたので，他の5林分と同様に12～13cmの範囲に入ってくるものと考えられる。

本種の個体数変動にみられた一山型の発生時期に相当する，平均胸高直径，8～15cmの範囲で，年輪幅がどのような状態にあったのかを示したのが図ー26である。どの林分でも年輪幅の低下が顕著であった。このことは，スギ林の成長にともなってスギの樹冠が次第に大きくなり，スギ林地をほぼ完全に覆った状態，すなわち，スギ林が閉鎖したことを意味し，外樹皮が粗い状態から徐々に密な状態へと変化したことを示唆している。本種の産卵習性から，粗い状態の外樹皮が産卵に適している（吉野，1988）が，スギ林の平均胸高直径が12～13cmのあたりを境に，スギの外種皮は本種の産卵に適した状態から産卵に不適な状態へと変化したと考えられる。産卵条件が適しておれば，産卵は成虫の脱出直後から盛んに行われるが，産卵条件が悪くなれば産卵数が減少するだけでなく，産卵スケジュールにも影響し，特に成虫脱出初期の産卵数が著しく低下する（第2章第3節)。したがって，外樹皮の変化は，ピーク後の個体数の減少を説明する重要な要因の一つではない



図ー25　スギ林における蛹室数と調査木の平均胸高直径との関係。



図ー26　各林分の調査木の平均胸高直径と平均年輪幅との関係。図中の記号は図25と同じである。

と考えられた。

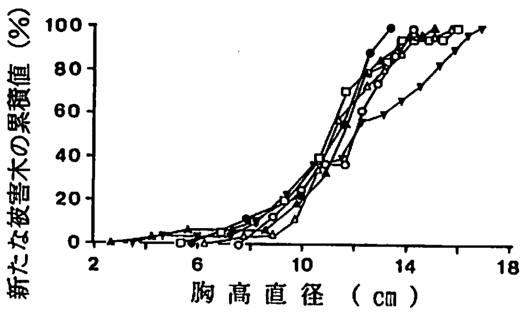
(3) 累積被害率の変化と肥大成長との関係

新たな被害木の発生は定着からピーク期にかけての密度の増加期に多発し，個体数の年次変動と密接に関係している傾向がみられた(図—23, 24)。そこで，新たな被害木の発生頻度の累積値を求めて，各林齢における調査木の平均胸高直径との関係を図—27に示す。被害木の累積被害率曲線は，6林分ともほぼ一致した。新たな被害木の累積被害率は，どの林分でも平均胸高直径が8cm前後以上になると急に増加する傾向を示した。平均胸高直径が14cmを越すと頭打ちの状態となり，新たな被害木はほとんど発生しないことが示された。図—27に示した平均胸高直径は被害木から求めたものであるので，林分全体に応用する場合には無被害木も含めた値でなければならない。次節で示すように，本種による被害を受けていない立木と被害を受けた立木の平均胸高直径の差は，被害木の平均胸高直径が8cmの時の差は1cm程度であった。図—27からみれば，誤差の範囲であると考えてよい。したがって，この値は本種による被害が増加し始める時期および被害木が多発する時期を予察するよい指標になると考えられる。

第4節 スギ林内の被害木と無被害木の肥大成長の特徴

スギ林内ではどのような立木が本種の被害を受けやすいのかについては，成長との関連て多数の報告がなされてきた。小林・柴田 (1985) は，これらの報告をもとに，スギ林内では侵入・定着期から被害の多発期にかけて比較的成長のよい立木が本種の被害を受けやすいと指摘した。しかし，この指摘は，調査時点までに本種の被害を受けていたか否かを調査時点における胸高直径や樹高等の成長量で比較検討した結果からの推論であって，同一のスギ林でこの指摘を確認した報告はほとんどない。わずかに，本種の加害がほぼ終息した段階のスギ林における被害木と無被害木について，被害発生初期段階の一時点での胸高直径で比較し，被害木は被害発生初期段階に胸高直径の大きかった立木ほど被害木の割合が高くなったこと (ITO and KOBAYASHI, 1991) が報告されているにすぎない。

本節では，本種の加害がほぼ終息したと推測されるスギ林内において被害木と無被害木の胸高部の連年肥大成長量，すなわち年輪幅を過去にさかのぼって調査し，小林・柴田 (1985) の推論の妥当性を検討した結果 (西村，1993) について述べる。



図—27 スギ林における新たな被害木の発生頻度の累積値と平均胸高直径との関係。図中の記号は図—25と同じである。

1．材料および方法

富山県中新川郡立山町地内のスギ人工林 (タテヤマスギ系統の実生からなる林分) 4箇所で1990年11月に調査を行った。林分A，C，Dでは表—18に示す本数の被害木と無被害木を任意に選び，各調査木について胸高部位 (地際から1.3mの高さ) より成長錐によってコアーを採取した。林分Bでは，表—18に示す本数の被害木と無被害木を任意に伐採して，各調査木の胸高部位から円盤を採取した。このようにして得られた資料は，林業試験場に持ち帰った。コアーについては，自動ノギスによって年輪幅を測定した。円盤については，本章第1節と同じ方法で測定した。

なお，コアーや円盤を採取する際，胸高部位に本種による被害がある場合は，その部位を避け，できるだけ胸高部位に近い部位で被害の影響の及ばない

表—18 調査林分の林齢，スギカミキリの被害率および調査本数

調査林分	林齢 (年)	被害率 (%)	調査木の本数	
			被害木	無被害木
A	25	65	41	43
B	28	48	33	35
C	33	81	50	35
D	35	24	40	40

表―19　調査時点での被害木と無被害木の胸高直径の大きさ

調査林分	胸高直径（cm）	
	被害木 平均±ＳＤ	無被害木 平均±ＳＤ
A	22.5±5.2	18.6±4.6　・・
B	19.8±4.6	18.3±4.5
C	22.7±3.5	20.1±2.7　・・
D	23.7±3.3	22.9±2.3

注）・・はｔ検定による１％レベルで有意であることを，ＳＤは標準偏差であることを示す。

部位から採取した。

２．結果

調査時点での各林分の被害木と無被害木の平均胸高直径（樹皮厚を含む値）を表―19に示す。図―25に示した胸高直径と蛹室数の関係から判断して，これらの林分は，本種における一山型の個体数変動からみて，すでに終息期に相当すると考えられた。林分ＡとＣでは，被害木の平均胸高直径が無被害木のそれよりも１％レベルで有意に大きかった。林分ＢとＤでは被害木の平均胸高直径が無被害木の平均胸高直径よりも大きい傾向にあったが，両者の間に有意な差は認められなかった。林分Ｂでは円盤を採取したので，過去の胸高直径を求め，各林齢ごとに被害木と無被害木の胸高直径を比較した（表―20）。その結果，８～20年生にかけての期間，被害木の胸高直径は，無被害木のそれよりも１％あるいは５％レベルで有意に大きかった。その他の林齢では，有意な差は認められなかった。林分Ｂでは，各調査木について過去の年輪幅と胸高直径が測定されているので，ｔ年目の胸高直径とｔ＋１年目の年輪幅との関係をみたところ，どの林齢でも図―28に示すような正の相関関係が認められた。

調査木における胸高部位の平均年輪幅の年次変動を，調査林分ごとに被害木と無被害木に分けて図―29に示す。どの林分でも本種の被害木であるかどうかに関係なく年輪幅は増加して行き，２齢級から３齢級にかけて年輪幅のピークを迎え，その後は減少していくパターンが観察された。しかも，同じ林内では被害木と無被害木の年齢幅のピークは，ほぼ同じ時期に出現していた（図―29）。

林齢ごとに平均年輪幅の大きさを被害木と無被害木の間で比較したところ，４林分とも被害木の平均年輪幅の方が無被害木のそれよりも１％あるいは５％レベルで有意に大きいと判断された期間が，年輪幅のピーク期前後あるいはピーク期から減少期にかけて存在した（図―29）。

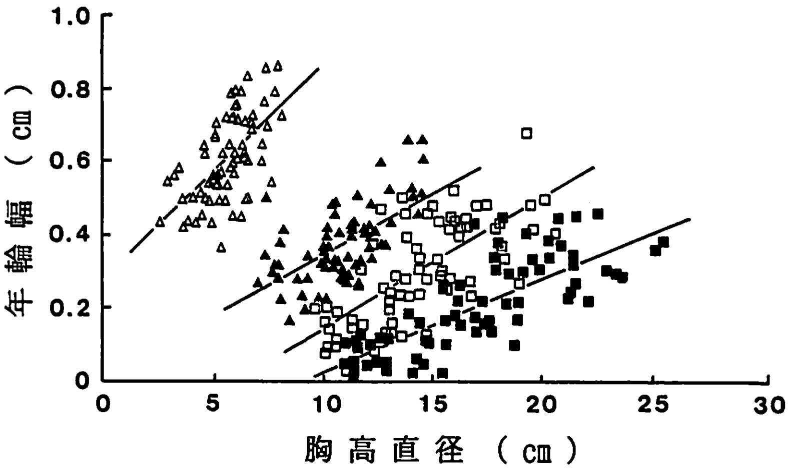
３．考察

平均年輪幅について林齢ごとに被害木と無被害木

表―20　林分Ｂにおける被害木と無被害木の平均胸高直径

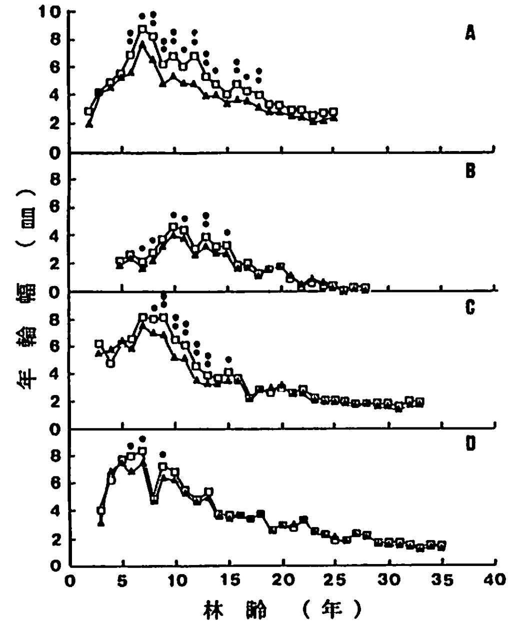
林齢（年）	胸高直径（cm）		林齢（年）	胸高直径（cm）	
	被害木 平均±ＳＤ	無被害木 平均±ＳＤ		被害木 平均±ＳＤ	無被害木 平均±ＳＤ
5	0.8±0.5	0.8±0.4	17	13.1±2.1	11.7±2.2・・
6	1.7±0.6	1.6±0.7	18	13.8±2.3	12.3±2.3・
7	2.5±0.7	2.2±0.8	19	14.5±2.5	13.0±2.4・
8	3.5±0.8	3.1±0.9・	20	15.2±2.8	13.8±2.7・
9	4.6±0.9	4.1±1.1・	21	15.8±3.0	14.4±2.9
10	6.0±1.1	5.3±1.3・	22	16.3±3.2	14.9±3.1
11	7.2±1.2	6.4±1.5・	23	16.8±3.4	15.5±3.3
12	8.2±1.3	7.4±1.6・	24	17.3±3.6	16.0±3.5
13	9.4±1.4	8.4±1.7・・	25	17.8±3.8	16.5±3.7
14	10.5±1.6	9.3±1.8・・	26	18.2±4.0	16.9±4.0
15	11.5±1.7	10.3±2.0・・	27	18.7±4.3	17.3±4.2
16	12.3±1.9	11.0±2.1・・	28	19.1±4.5	17.7±4.5

注）・と・・は，ｔ検定による５％と１％レベルで，それぞれ有意であることを示す。ＳＤは，標準偏差を示す。



図―28　林分Bにおける調査木のt年生時の胸高直径とt＋1年生時の年輪幅との関係。
△：t＝10（相関係数は，0.593で，1％レベルで有意）。
▲：t＝15（相関係数は，0.625で，1％レベルで有意）。
□：t＝20（相関係数は，0.708で，1％レベルで有意）。
■：t＝25（相関係数は，0.781で，1％レベルで有意）。

を比較したところ，年輪幅のピーク期前後あるいはピーク期から減少期にかけて，被害木の方が無被害木よりも明らかに大きい傾向にあった(図―29)。このことは，調査時点で被害木であった立木は，この時期に連年成長量がよかったことを示している。胸高直径の大きい立木では，次の年の年輪幅も大きくなる傾向が認められた(図―28)。このような関係はスギ林のような同齢単純林では一般的に認められている（大隅，1989）ので，調査時点で被害木であった立木の胸高直径は，年輪幅のピーク時期前後から減少期にかけての期間に，無被害木の胸高直径よりも明らかに大きい傾向にあったと考えられる。林分Bでは，調査時点における被害木と無被害木の平均胸高直径に有意な差がみられなかったが，8～20年生にかけての期間に被害木の方が有意に大きかったこと（表―20）からも示唆される。本種がスギ林に定着するのは，被害木の胸高部の肥大成長が非常に盛んな頃である(本章第1節)。定着後本種による被害木は，急激に増加していくこと(Ito and Kobayashi, 1991；本章第2，3章）が明らかにされている。したがって，本種による加害が終息した段階において被害木であった立木は，本種の侵入・定着から被害の多発期かけてスギ林内で成長のよい立木であったことになり，小林・柴田（1985）の指摘は妥当であ



図―29　各調査林分における被害木と無被害木の平均年輪幅の年次変動。□は被害木の年輪幅を，▲は無被害木の年輪幅を示す。A～Dは，調査林分(表―18を参照)を示す。＊と＊＊は，それぞれt検定による5％レベルと1％レベルで有意であることを示す。

ったと考えられた。

図—29に示すように，今回の調査ではどの調査林分でも被害木と無被害木の胸高部の平均年輪幅のピーク時期はほぼ一致した。本種がスギ林に定着する時期は，被害木の胸高部の肥大成長が非常に盛んな時期，すなわち年輪幅のピーク時期の前後である（本章第1節)。したがって，スギ林への本種の定着時期を把握する場合には，スギ林の全立木を対象に調査をすればよいことも判明した。

第5節　蛹室の垂直分布の年次変化

本種がスギ林に定着したと推定された時点の加害部は地際部であり，その後の個体数の増加にともなって被害部の範囲も上昇することが明らかにされた（本章第1節)。被害部の垂直分布をみると，被害は樹幹の下部に多く，上方にゆくにつれて少なくなる傾向が認められている（ハチカミ共同研究班，1971；小林，1978；伊藤ら，1983；NAKAMURA，1991；布川，1986)。これらの報告では，被害は脱出孔数によって調査されているので，新脱出孔数であればその年の垂直分布を，新旧の脱出孔数であれば少なくとも数年間の垂直分布を示しているにすぎない。したがって，本種の一山型の個体数変動にともなって，本種が樹幹を垂直的にどのように利用したかについては，必ずしも明らかにされていない。

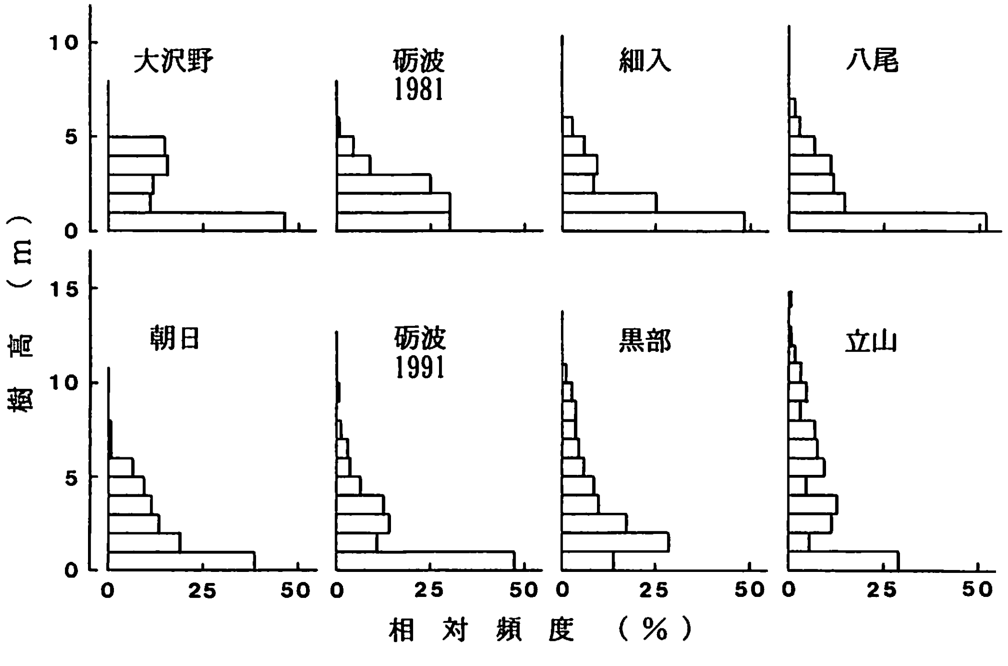
本節では，割材調査の結果をもとに蛹室数の垂直分布の年次変化について述べる。

1．方法

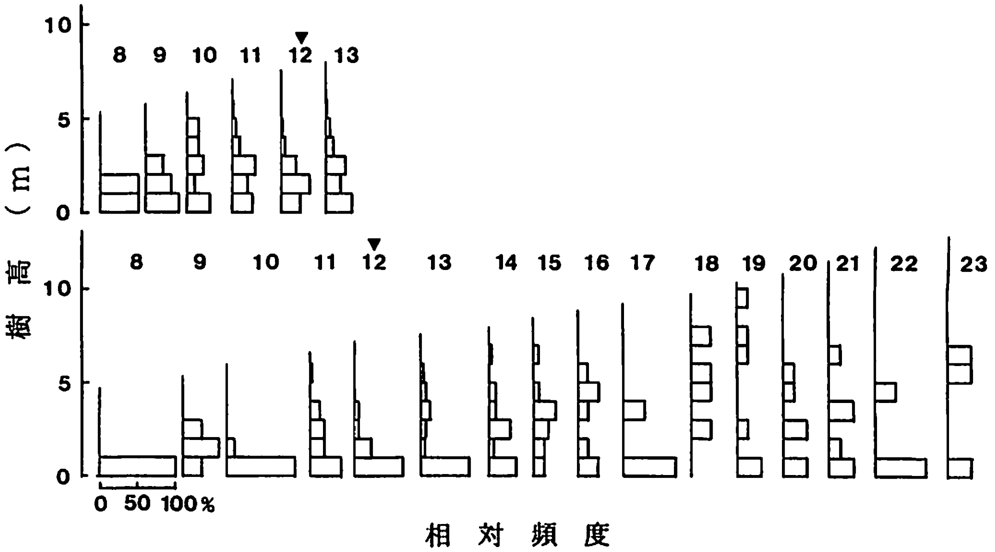
この節の解析に用いた材料は，本章第1節から3節までの解析に用いた調査木である（表—13，17)。これらの調査林分の各調査木に残されたすべての蛹室は，加害年と高さが記録されている。樹幹解析も行われた（表—13，17）ので，各調査林分の年ごとの平均樹高を推定し，蛹室数の垂直分布を求めた。

2．結果および考察

各林分における被害の発生から調査時点までのすべての蛹室の垂直分布を，図—30に示す。どの林分でも幹の下方で多く，上方に向かうにともなって減少する傾向を示した。また，樹高が高くなればなるほど蛹室の出現する高さも上昇する傾向が示唆された。砺波は同じ林分を1981年と1991年に調査したので，両年の垂直分布を比較すると，1981年の調査では6mまで，1991年の調査では10mまで蛹室が観察された。確かに樹高が高くなれば，蛹室の出現範囲，すなわち被害部も上昇することが示された。このような傾向は，各林分における蛹室の垂直分布の年次



図—30　各調査林分における蛹室の垂直分布。縦軸の長さは各林分の平均樹高を示す。

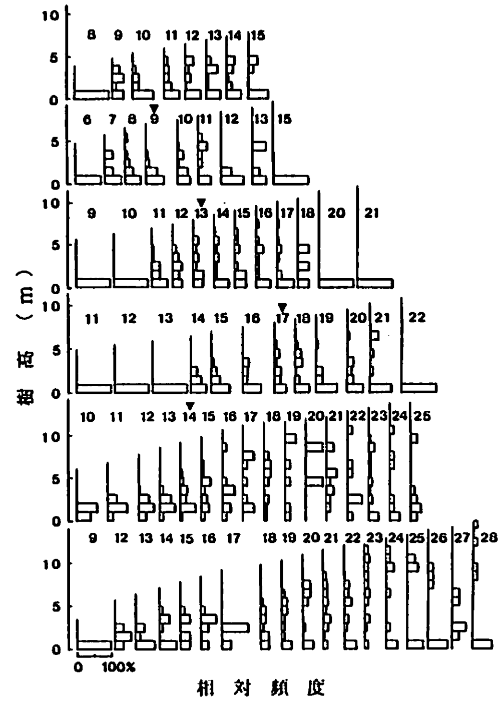


図—31　砺波における蛹室の垂直分布の年次変化。上段は1981年の調査木の結果を，下段は1991年の調査木の結果を示す。蛹室の垂直分布の上に示した数字は林齢を示す。縦軸の長さは調査木の各林齢の平均樹高を示す。▼は，1981年調査における蛹室数のピークを示す。

変化（図—31，32）でも明瞭に認められた。これは，本章第1節で指摘したように，肥大成長が非常に盛んな部位において蛹室が形成され，この肥大成長の盛んな部位が樹幹の下方から上方へと順次上昇していくためであると考えられた。

各年ごとの蛹室の垂直分布を図—31，32に示す。スギ林に本種が定着して密度が増加する初期段階では，蛹室は地際部に集中した。その後の蛹室の垂直分布は図—30と同じような傾向を示したが，ピーク期を過ぎれば，0～1 mの範囲を除いて平均的に蛹室が出現するようになった。この傾向は，林齢が進むにつれて顕著であった。この時期になると，毎年の肥大成長量も低下している（図—17，26）ので，地際部を除けば，樹幹の肥大成長の低下を反映して，外樹皮は全体的にほぼ同じような状態になったためではないかと推測される。地際部では根張りの影響で毎年の肥大成長量が大きいために，他の部位よりも外樹皮は粗な状態にあり，産卵が集中した結果，蛹室が多くなったものと考えられる。このように，蛹室の垂直分布も立木の外樹皮の状態と関係していることが示唆された。

本章第3節で示したように，砺波において1981年に調査した調査木1本当たりの蛹室数は，1991年の



図—32　各調査林分における蛹室の垂直分布の年次変化。図の上段から順次，大沢野，細入，朝日，八尾，黒部，立山である。蛹室の垂直分布の上に示した数字は林齢を示す。縦軸の長さは調査木の各林齢の平均樹高を示す。▼は，蛹室数のピークを示す。ピークの不明な林分は除いた。

それよりもはるかに多かった。蛹室が出現した1976年から1981年までの期間の垂直分布を比較すると，基本的には下部に多い傾向がみられたものの，1981年に調査した被害木では，1991年のそれよりもより上方に多くの蛹室が分布していた（図―31)。伊藤ら（1983）らの指摘のように，1本当たりの蛹室数が多かったために，本種は樹幹のより上方を利用せざるをえなかったものと推測された。

第4章　スギ林における成虫個体群の動態

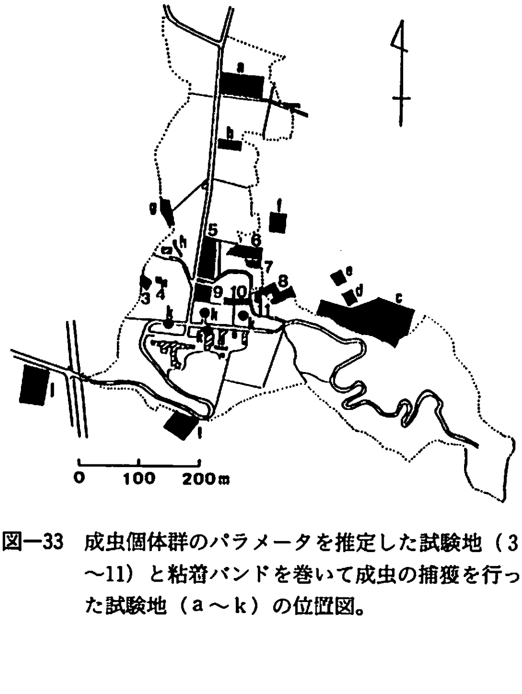
スギカミキリの習性を利用して，成虫を簡単に捕獲する方法（柴田，1981；SHIBATA，1983；柴田，1984）が開発され，これを契機にスギ林内の成虫個体群を対象にした調査研究が，関西，四国，関東の各地域で行われた。その結果，それぞれの地域におけるスギ林内の成虫個体群の密度や生存率の季節的変動，個体数の年次変動，林内における立木間の動き等が明らかにされた（藤田ら，1990ａ，1990ｂ；伊藤・小林，1983；伊藤・小林，1984；ITO and KOBAYASHI，1991；中村ら，1991；柴田，1981；SHIBATA，1983；柴田，1984；SHIBATA，1986)。しかし，これらの調査の大部分は1年あるいは数年間の個体群のパラメータの推定であり，本種における一山型の個体数変動との関連で，成虫個体群のパラメータを解析するまでには至っていない。林分間の移動分散についても，移動個体の確認はなされている（伊藤・小林，1984；SHIBATA，1986）ものの，量的な把握までは行われていない。また，成虫を対象にした個体群レベルの研究は太平洋側の地域で行われたものであり，本種の古くからの激害地帯である日本海側での研究はほとんど行われていない。したがって，スギ林における本種による被害発生機構を解明するためには，成虫個体群の各パラメータが一山型の個体数変動にともなって，どのように変化するかを総合的に解析する必要がある。

本章の調査地と調査方法は共通しているので，最初にまとめて示す。それに引き続き，雌雄の成虫個体群のパラメータを推定し，雌雄間の比較を行うとともに，雌雄を込みにした個体群のパラメータを推定することが可能であるか否かを調査した結果について述べる。後半では，これらの結果を踏まえて，各林分の毎年の成虫脱出数を推定し，各林分の密度レベルが一山型のどのステージに相当するかを明らかにし，各林分における成虫の増加率，停留率，林内で本種に利用された立木の特徴，林分間の移動分散等が，本種における一山型の個体数変動とどのように関連しているかを解析した結果について述べる。

第1節　調査地と調査方法

1．調査地

成虫個体群の動態を調査した試験地は，林業試験場構内およびその周辺に比較的まとまって存在しているスギ林で，林齢の異なるタテヤマスギの実生からなる林分と，県内および県外産の挿し木品種からなる林分（いくつかの品種が列状あるいは集団となって，スギ林を構成している）とした。試験地の周囲にはスギ林，試験圃場，桜の見本園，スギ採種園，スギ採穂園，広葉樹林等が存在する。試験地は，山麓に位置し，緩斜面ないしは平坦な地形であり，その標高は227mである。試験地内の調査林分の位置関係を図―33に，その概要を表―21に示す。1986年には，成虫個体群の動態を調査した試験地周辺における成虫の密度レベルを把握するために，試験地周辺のスギ林，スギ並木，スギ孤立木に成虫捕獲用の粘着バンド（商品名，カミキリホイホイ）を巻いて，



図―33　成虫個体群のパラメータを推定した試験地（3～11）と粘着バンドを巻いて成虫の捕獲を行った試験地（ａ～ｋ）の位置図。

表—21　スギカミキリ成虫個体群のパラメータを推定した試験林の概要

調査林分	林　齢 (年)	平均胸高直径 (cm)	調査本数 (本)	本数／ha (本)	林分面積 (m²)	品種系統
No.3	17	15.2	100	3811	265	タテヤマスギの実生
No.4	9	9.9	75	5524	143	タテヤマスギの実生
No.5	18	17.1	236	1753	1352	県内産の挿し木品種
No.6	18	17.5	127	1943	705	タテヤマスギの実生
No.7	31	22.3	85	2787	305	タテヤマスギの実生
No.8	21	18.6	157	1975	790	タテヤマスギの実生
No.9	18	18.7	106	1636	660	他県産の挿し木品種
No.10	18	21.7	67	1654	405	県内および他県産の挿し木品種
No.11	15	12.3	41	4000	105	タテヤマスギの実生

注）林齢，平均胸高直径，調査本数，ヘクタール当たりの立木本数は，1986年に測定した値である。

成虫の捕獲を試みた。これらの林分の位置関係についても，成虫個体群の調査林分とともに図—33に示す。粘着バンドを巻いたスギ林，スギ並木，スギ孤立木の調査本数，平均胸高直径等は表—22に示す。

2．調査方法

1982年には，樹幹上を移動している成虫，反りあがった樹皮の裏側あるいは樹幹の地際部に隠れている成虫を丹念に探して捕獲した。ところが，この方法ではあまりにも時間がかかりすぎるので，1983年以後はバンド法（柴田，1981；SHIBATA，1983；柴田，1984）を応用して，成虫を捕獲した。この方法は，成虫が物陰に潜んで休止する習性を利用したものである。成虫の樹幹表面の移動は歩行によっているので，バンド（黒い寒冷紗）で樹幹を完全に巻いてしまうこの方法は，成虫の樹幹上下の移動を妨げる恐れがあるかもしれない。そこで，10cm幅の黒い寒冷紗を20cm間隔で切断して得られた長方形の寒冷紗をバンドとして採用し，それを二重にしたものを樹幹の横方向に取り付けて，荷造り用のテープで縛った。胸高直径の小さい立木では，この方法でも樹幹の周囲を完全に巻いてしまう場合もあった。その時は，縦方向にして縛った。1983年の調査では，地際から50cm間隔で300cmの高さまで7箇所にバンドを取り付けた。1984年の調査では，調査林分数を9林分に増やしたので，立木当たりのバンド数を減らし，50cmの高さから150cmの高さまで50cm間隔で，3箇所にバンドを取り付けた。この方法では時間的に余裕があったので，1985年以後は，地際から200cmの高さまで50cm間隔で5箇所にバンドを取り付けて，調査を行った。なお，No.4の林分は植栽後の年数も若く（表—21）かつ樹高も低かったので，1983年と1984年におけるバンドの取付は100cmの高さまで50

表—22　粘着バンドを巻いたスギ林，スギ並木およびスギ孤立木の概要

調査林分	平均胸高直径 (cm)	調査本数 (本)	品　種　系　統	備　考
a	7.9	161	県内で選抜された精英樹	採種園
b	8.0	50	県内及び他県産の挿し木品種	展示林
c	19.4	92	タテヤマスギの実生	林分
d	20.1	41	タテヤマスギの実生	林分
e	16.0	55	タテヤマスギの実生	林分
f	17.1	89	タテヤマスギの実生	林分
g	13.7	112	タテヤマスギの挿し木品種	林分
h	20.1	28	タテヤマスギの実生	並木
i	22.4	123	タテヤマスギの実生	林分
j	13.6	323	タテヤマスギの実生	林分
k	21.3	20	タテヤマスギの実生	孤立木

cm間隔で3箇所としたが，1985年以後については他の林分と同じ方法でバンドを取り付けた。

各調査林分では，立木に設置されたバンド内に成虫が潜んでいるかどうかを調べ，成虫が潜んでおればその成虫を捕獲し，雌雄を区別し，ラッカーを用いて成虫の上翅に個体識別用のマークを施した。これら一連の作業が終わりしだい，成虫が発見された立木に成虫をもどした。捕獲した成虫については，捕獲林分，捕獲立木，性別を記録した。このような方法によって1982年はNo.9の林分で，1983年はNo.4とNo.9の林分で，1984年から1987年まではNo.3からNo.11までの9林分で，1988年は挿し木林分を除くタテヤマスギの実生林6林分で，1989年はNo.4とNo.6の林分で，1990年はNo.4の林分で調査を行った（表―21）。

調査は，本県における成虫の脱出消長結果（第2章第1節）を考慮して，3月下旬ないしは4月上旬から5月にかけて行った。調査間隔は年によって異なり，1989年は毎日，1983年と1986年は1日おきに，1984年は4日おきに調査を行った。その他の調査年は，2～4日に1回の割合で調査を行った。小林（1976）の観察によると，成虫は午前1時頃から午前11時頃までは静止している。バンド法は，成虫が休止する際に物陰に潜む習性を利用したものであった（柴田，1984）。産卵活動は，気温の高い日に活発であった（第2章第2節）。これらのことを考慮して，早朝5時頃から調査を行い，午前中で調査が終了するようにした。1982年はバンド法を利用しなかったので，9時から17時の間に調査を行った。

成虫個体群のパラメータを推定した調査林分の周辺に点在するスギ林，スギ並木，スギ孤立木を対象に，1986年に粘着バンドを巻いて，成虫の捕獲を試みた。粘着バンドは成虫が脱出する前の3月下旬に巻き，脱出が終了した5月下旬に回収し，雌雄の成虫数を記録した。また，粘着バンドを回収する際には，調査木すべての胸高直径を測定した。

第2節　成虫個体群のパラメータの推定

各林分で得られた毎年の捕獲・再捕獲データを雌および雄について整理し，JOLLY-SEBER法（SEBER, 1982）を適用して成虫個体群のパラメータの推定を試みた。しかし，成虫が脱出し始めて産卵がほぼ終了するまでの期間にわたって，雌と雄両方の個体群のパラメータを推定できた林分は，1983年と1985年のNo.9の林分だけであった。

そこで，本節では，No.9の林分における両年のデータを基に，雌および雄の個体群のパラメータの特徴について検討した結果と，雌雄を込みにした成虫個体群のパラメータの推定が可能であるか否かを検討した結果について述べる。

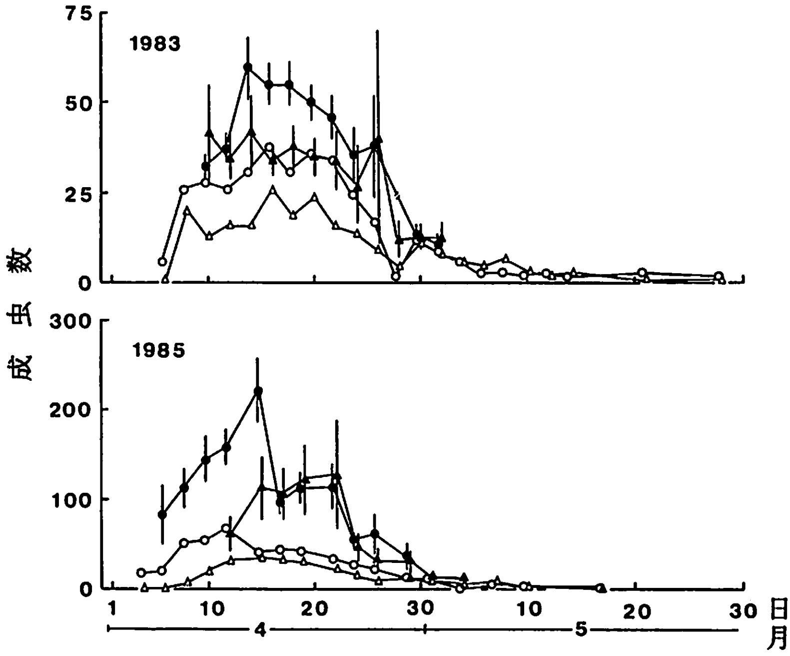
1．方法

捕獲した成虫はすべて個体識別のマークを施したので，No.9の1983年と1985年のデータにJOLLY-SEBER法（SEBER，1982）を適用して，雌，雄および全体の個体群のパラメータを推定した。調査間隔は必ずしも一定ではなかったので，それぞれの期間の生存率(ϕi)については，NAKAMURA and OHGUSHI (1979)によって，一日当たりの平均生存率に換算して，比較を行った。林分への総加入数（T）は，$T = N_1 + \Sigma(Bi/\phi i^{1/2})$ として求めた（IWAO，1970）。N_1 は，個体数の調査時点ごとの推定値(Ni)と捕獲数（ni）から $\Sigma Ni/\Sigma ni$ によって捕獲率（p）を求め，$N_1 = n_1/p$ として推定した。加入数（B_1）は，$B_1 = N_2 - \phi_1 N_1$ として推定した。

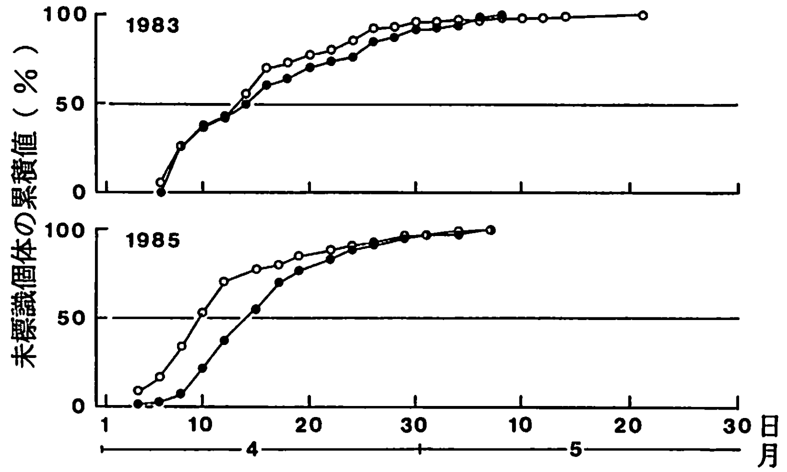
2．結果および考察

(1) 個体数の季節的変動

個体数の季節的変動を，雌雄別々に図―34に示す。両年とも4月上旬から成虫が脱出し始め，中旬にはピークに達した。その後，林分当たりの個体数は減少し，5月上旬になると林分の成虫数は非常に少なくなった。捕獲成虫数は少ないものの，5月下旬頃まで成虫は捕獲された。両年の密度レベルをピーク時で比較すると，1985年は1983年の約3倍であった。1983年の雄と雌の個体数の季節的変動は，ほぼ同じパターンで推移し，雌雄による差はほとんどみられなかった。ところが，1985年では脱出初期の段階で，明らかに雄の個体数が多く，雌は遅れて出現する傾向がみられた。ピーク時期についても雄の方が早い傾向がみられた。図―35は，両年のすべての標識個体について，初めて捕獲された日で集計し，その累積曲線を示したものである。これは未標識個体数の累積曲線であり，成虫の脱出消長を反映している（伊藤・小林，1983）。1983年の累積曲線は，4月15日以後，雌に少し遅れる傾向がみられたものの，雌



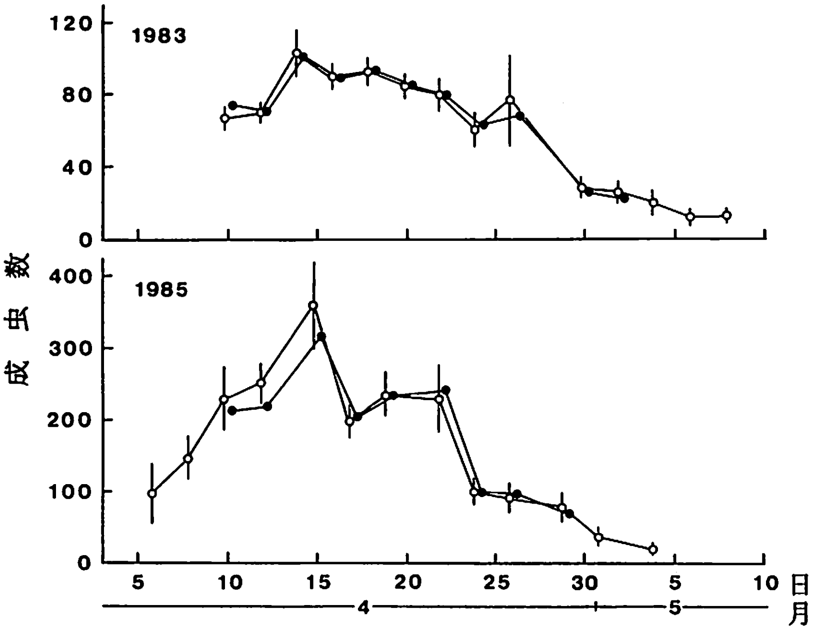
図—34　№9の林分におけるスギカミキリの成虫個体数の季節的変動。●：雄の個体数推定値。○：雄の捕獲数。▲：雌の個体数推定値。△：雌の捕獲数。縦棒は標準偏差を示す。



図—35　№9の林分における未標識個体数の累積曲線。●：雌。○：雄。直線は未標識個体数の累積値の割合50％を示す。

雄の累積曲線はほぼ同じような傾向を示した。これに対して，1985年の場合は，明らかに雄の方が早く出現する傾向を示した。成虫の脱出消長調査でも，1983年の雌雄の脱出成虫数の累積曲線の差はきわめて小さかったが，1985年のそれは，1983年よりも大きかった（図—1）。したがって，1983年と1985年における雌雄の成虫個体数の季節的変動の違いは，両年における成虫の脱出消長の違いを反映した結果であると考えられる。

1983年と1985年の雌雄の成虫個体数の季節的変動



図—36 雌雄を込みにして推定した個体数（白丸）と雌雄別々に推定した値を加算して求めた個体数（黒丸）との比較。縦棒は標準偏差を示す。

は，なぜ異なったのであろうか。成虫の脱出に必要な有効積算温度は，本県では105日度，雌雄の差は30日度と推定された（表—6）。本県では成虫の大半が4月に脱出する（図—1）ので，4月の気温が高ければ高いほど，雌雄の脱出消長の差は短くなると予測される。林業試験場構内の気象観測結果によれば，1983年の4月の平均気温は平年よりも2.5℃も高かったのに対して1985年のそれは平年とほぼ同じであった。このために，1983年では雌雄の脱出消長の重なりの程度が大きくなり，雄と雌の個体数の季節的変動がほぼ同じになったものと考えられる。

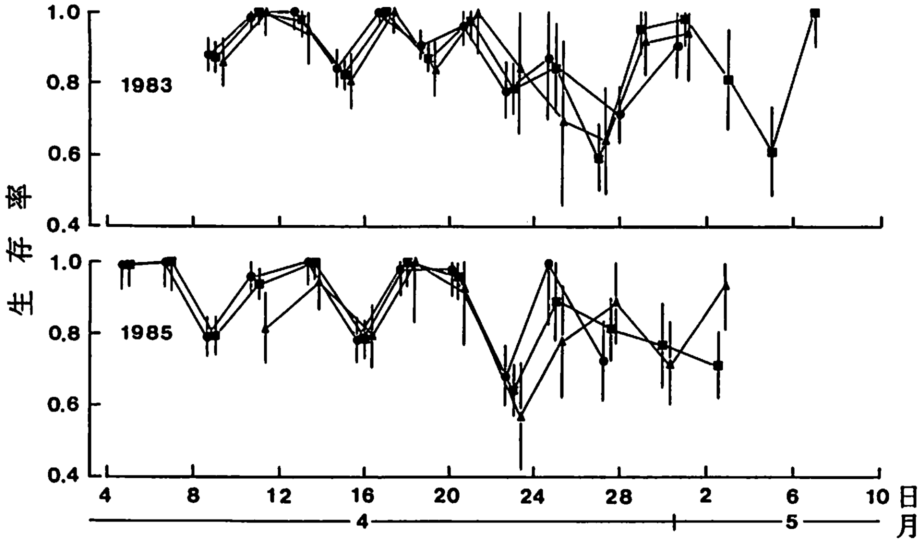
各調査時の成虫個体数について，雌雄を込みにして推定した値と，雌雄別々に推定した値を加算して得られた値とを比較した（図—36）。両者の値を比較すると，両年とも非常によく一致していることが判明した。したがって，雌雄を込みにして推定された成虫数は，その時点の個体群の密度をほぼ正しく推定しているものと考えられた。

(2) 生存率の季節的変動

雌，雄および雌雄を込みにした1日当たりの平均生存率の変動を図—37に示す。雌と雄の生存率は，ほぼ同じような変動を示した。平均生存率と平均生存日数をみれば，雄の値の方が大きい値を示した（表—23）。このような傾向は，Shibata（1986）によって報告されている。雌雄を込みにして推定された生存率は，雌と雄の生存率のほぼ中間の値を示し，雌雄を込みにして推定された生存率は成虫全体の生存率を代表していると判断された。

Jolly-Seber法（Seber，1982）では，林外へ分散した成虫は死亡として取り扱われるので，スギ林で推定された生存率が成虫個体群の実際の生存率を示しているとは言えない。この値は，スギ林で脱出した成虫あるいは他の林分から移動してきた成虫がその林内に留まっている割合を示す停留率であると解釈される。

1日当たりの平均停留率は，両年ともかなりの変異幅が認められた。特に，4月下旬になると両年とも平均停留率は著しく低下する傾向が示された。この時期は，両年とも4月上中旬頃に比べると，気温が高い傾向にあった。そこで，平均停留率が推定された期間の平均気温を求め，平均停留率との関係を図—38に示す。両年とも平均気温の上昇にともなって，平均停留率は減少する傾向にあった。温度が高くなれば，成虫の活動は活発になることが実験的に

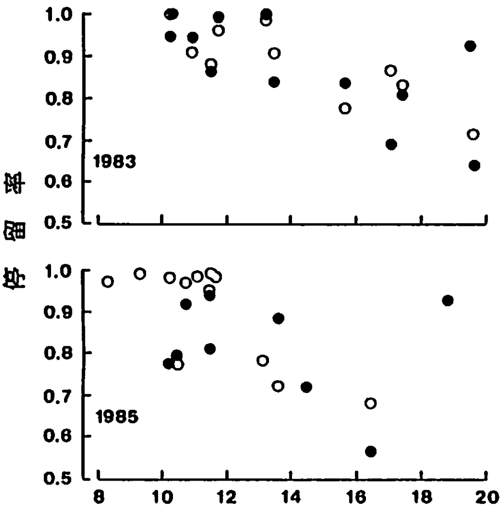


図—37　№9の林分における1日当たりの平均生存率の季節的変動。●：雄。▲：雌。■：雌+雄。縦棒は標準偏差を示す。

表—23　林分№9における1日当たりの平均生存率と平均生存日数

調査年	性　別	1日当たりの平均生存率	平均生存日数
1983	♀	0.865	6.9
	♂	0.890	8.6
	♀+♂	0.882	8.0
1985	♀	0.829	5.3
	♂	0.878	7.7
	♀+♂	0.870	7.2

注）1983年は4月8日から5月2日，1985年は4月10日から4月29日までの算術平均値である。平均生存日数は$-1/(\log\phi_{day})$で求めた。ϕ_{day}は1日当たりの平均生存率である。



図—38　各調査日間の1日当たりの平均生存率（平均停留率）とその期間の平均気温との関係。黒丸は雌を，白丸は雄を示す。

明らかにされており（柴田，1987；井上，1966），また，気温の高いときには少なくとも60m以上の飛翔行動が観察されている（伊藤，1985）。したがって，気温の高い日は林内における動きが活発になる（SHIBATA，1986）だけでなく，林外への分散も活発であったことを示唆している。事実，林分間の移動は気温が高くなる，個体数の季節的変動のピークから後半にかけて頻繁に生じていることが認められた（本章第6節）。

逆に，気温が低い場合には，平均停留率は1.0に近い値を示した。このような条件下では，林内における成虫の活動がきわめて不活発なために，成虫がほとんど同じ立木に留まっている（SHIBATA，1986）と考えられた。

(3)　標識数と総加入数

標識を施した成虫数を表—24に，総加入数を表—25に示す。1983年の雌雄の捕獲成虫数に，有意な差

表—24 標識を施した成虫数

調査年	捕獲成虫数			雌の割合	x^2検定	
	♀	♂	♀+♂		x^2値	確率（p）
1983	80	100	180	0.444	2.222	0.05＜p
1985	151	209	360	0.419	9.344	p＜0.01

表—25 スギ林への総加入数の推定値

調査年	♀	♂	♀+♂
1983	133	122	255
1985	264	313	577

は認められなかった。雌と雄の総加入数もそれぞれ133頭と122頭で，その差は11頭とわずかであり，ほぼ同数であった。ところが，1985年の捕獲成虫数では，雌雄は1％レベルで有意な差が認められ，雄の方が多かった。総加入数も，雌で264頭，雄で313頭と推定され，その差は49頭と雄の方がかなり多かった。林分での総加入数は，その林分で脱出した成虫数と林外から移入した成虫数の和であり，その林分で脱出した成虫数そのものではない。しかし，林分間の移動率は3～25％である（本章第6節）と推定されているので，総加入数の大半は，対象としている林分からの脱出成虫数であるとみなすことができる。したがって，1985年の雌雄の成虫数の差は，それぞれの脱出成虫数に差があったためであると考えられる。

雌雄を込みにして推定された加入数から推定された総加入数と，表—25に示した雌雄の総加入数を加算した値を，表—26に示す。両者の値は，ほぼ一致した。したがって，総加入数，つまり林分での総脱出成虫数についても，雌雄を込みにして推定してよいことが示された。

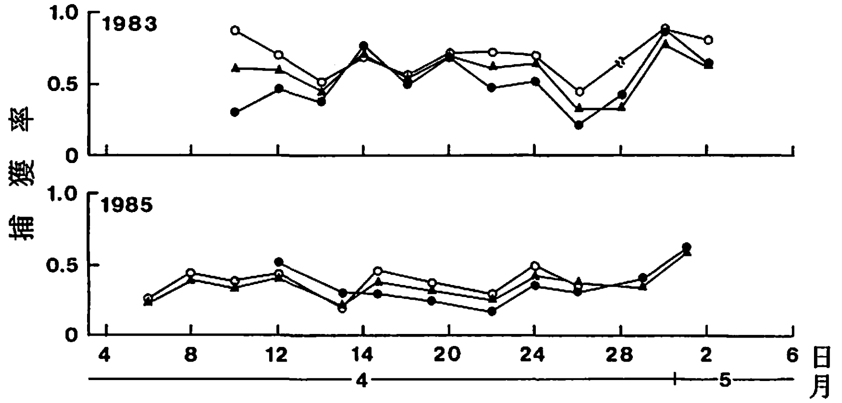
表—26 雌雄を込みにして推定した総加入数（A）と雌雄別々に推定して得られた総加入数（B）との比較

調査年	A	B
1983	243	255
1985	569	577

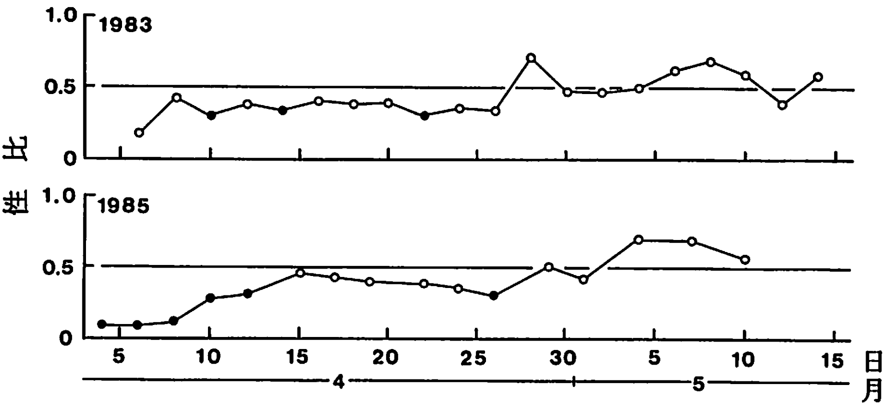
(4) 捕獲率の季節的変動

各調査時点における捕獲成虫数（ni）と成虫数の推定値（Ni）の比率（ni/Ni）の変動を，雌，雄，雌雄を込みにした場合について図—39に示す。両年とも，全体的には雄の捕獲率が少し高い傾向を示したが，雌の捕獲率が高い場合もみられたので，著しい差はなかったと考えられる。捕獲率はすべての場合，0.2以上の値を示した。JOLLY-SEBER 法（SEBER, 1982）は捕獲率が高い時，すなわち，すべての個体の捕獲率が等しければ0.2以上で，等しくなければ0.5以上で，初めて推定値が信頼できると指摘されている（IWAO, 1977）。したがって，今回推定された値は，雌雄別々の場合も雌雄込みにした場合も，ともに信頼のおける推定値であると考えられた。

(5) 性比の季節的変動



図—39 No.9の林分における捕獲率の季節的変動。捕獲率の求め方は本文参照。●：雌。○：雄。▲：雌+雄。



図—40　№9の林分における性比（♀/（♀+♂））の季節的変動。性比は捕獲数から求めた。●は5％レベルで有意であることを示す。

各調査時点の捕獲成虫数から性比（雌の割合）を求め，その変動を図—40に示す。1983年では，性比が有意に偏っていると統計学的に判断されたケースは20回の調査で3回しか認められず，性比はほぼ0.5であると判断された。1985年では，調査開始から5回連続して性比が有意な差を示し，0.5よりも明らかに小さかった。しかし，その後の性比は有意な差をほとんど示さず，捕獲成虫数の性比はほぼ0.5であると判断された。両年の脱出消長（図—35）に違いがあっても，雄は雌よりも早く脱出することを反映してか，成虫が出現し始める段階では雄の割合が多くなる傾向にあった。しかし，雌の50％脱出日である4月15日（図—35）以後になると，雌雄間には有意な差はほとんどなくなり，雄と雌の割合はほぼ同じであったと考えられる。

以上のことから，雌雄別々に推定された個体群のパラメータには，著しい差は認められず，雌雄を込みにして推定された個体群のパラメータは，成虫個体群の代表値になりうることが明らかになった。

第3節　各林分における成虫個体数の年次変動

Jolly-Seber法（Seber，1982）によって推定された総加入数は，信頼のおける推定値であることが前節で明らかになった。そこで，本節では各林分における成虫個体群の調査年ごとの総加入数，つまり総脱出成虫数を推定し，調査した林分の密度レベルが本種の個体数変動にみられた一山型のどのステージ，すなわち，増加期，ピーク期，減少期，終息期にあたるのかを明らかにし，各ステージごとに密度と増加率の関係について検討した結果について述べる。

1．方法

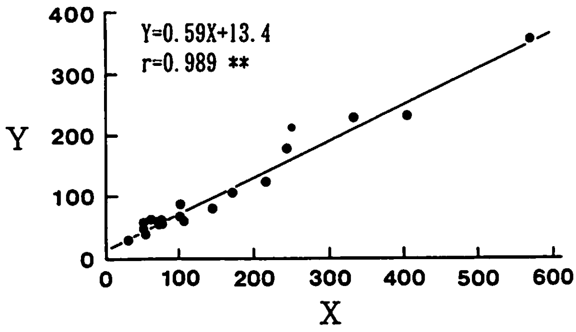
総加入数は，各林分において調査年ごとにJolly-Seber法（Seber，1982）を適用した結果から，本章第2節の方法で述べたように，Iwao（1977）によって推定した。各林分の全調査木の胸高直径は1986年の秋に測定し，1990年には№5と№10以外の各林分で，平均的な胸高直径を示した15本の立木を選んで，成長錐を用いて過去の年輪幅を測定した。各林分の調査年ごとの平均胸高直径は，1986年の実測値と成長錐の調査から得られた各年の平均年輪幅を加算あるいは減算していくことによって推定した。この結果をもとに，各林分の調査年ごとの密度を求め，平均胸高直径並びに増加率との関係を解析した。

1986年には，成虫個体群のパラメータを推定した調査林分の周囲のスギ林，スギ並木，スギ孤立木に粘着バンドを巻いて，成虫を捕獲することによって密度レベルを調査した。これらの捕獲成虫数は，成虫が捕獲された林分から脱出した成虫数の反映である（Shibata et al，1986）ので，立木当たりの平均捕獲成虫数と平均胸高直径との関連を検討した。

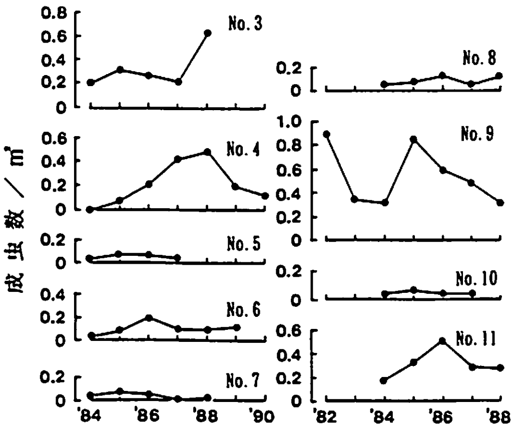
2．結果

(1)　総加入数の推定

比較的多くの調査林分で総加入数を推定することができたが，一部の林分では捕獲成虫数が少なかったり，再捕獲成虫数が少ないために，総加入数の推



図—41 各林分の総加入数(X)と標識個体数(Y)との関係。rは相関係数を，・・は1％レベルで有意あることを示す。

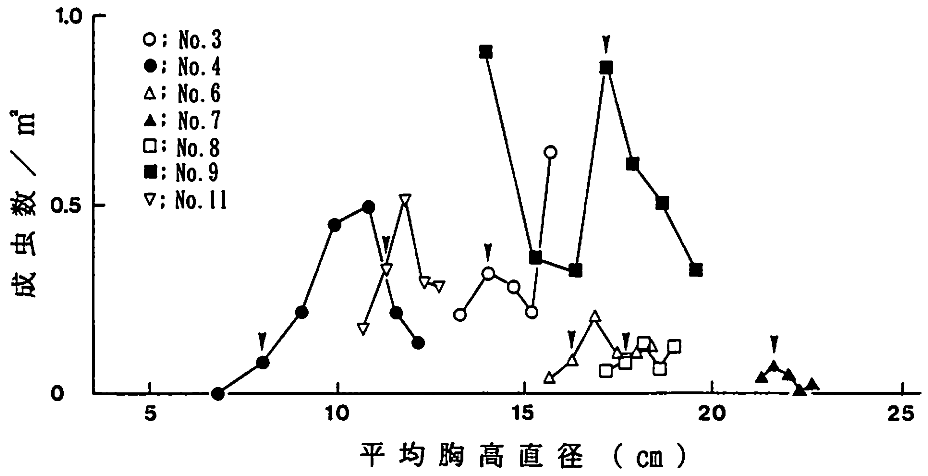


図—42 №3から№11までの各林分における成虫密度のの年次変動。

定ができなかった年もあった。標識個体数はその林分で捕獲された成虫数の総数であり，その林分で脱出した成虫個体数を反映していると考えられる。そこで，総加入数を推定することができた林分を対象に，総加入数の推定値と標識個体数との関係（図—41）をみたところ，相関係数のきわめて高い正の回帰直線が認められた。総加入数を推定できなかった場合は，この関係式を利用して総加入数を逆推定した。なお，標識個体数が33頭以下では，回帰直線から逆推定された値は標識個体数よりも少なくなるので，標識個体数を総加入数とみなした。

(2) 各林分の成虫密度

林分への総加入数，つまり脱出成虫数を，表—21に示す各林分の面積から1m²当たりの密度として求め，各林分ごとに図—42に示す。林分によって様々な年次変動がみられ，調査期間が4年から7年と短いためか，各林分の密度レベルが本種の個体数変動にみられた一山型のどのステージに相当するかを，図—42だけで判断することは困難であった。第3章第3節で示したように，林分の平均胸高直径を用いれば，各林分の密度レベルが，本種の個体数変動にみられた一山型のどのステージであるかを把握することが可能である。そこで，横軸に平均胸高直径を，縦軸に成虫密度をとって，両者の関係を図—43に示



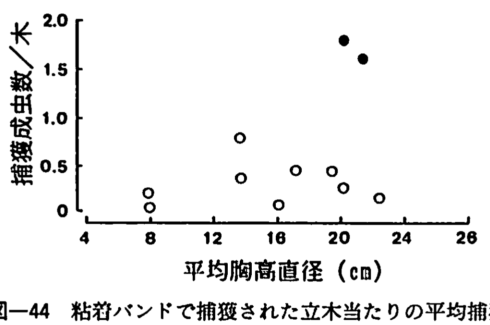
図—43 林分№5と№10を除いた№3から№11までの7林分における成虫密度と林分の平均胸高直径との関係。矢印は1985年を示す。

す。林分No.3の平均胸高直径は13〜16cmの範囲にあり，密度も0.2〜0.3頭/m²で推移したが，1988年には，0.6頭/m²とかなりの高密度になった。本種の個体数変動にみられた一山型のピーク期の平均胸高直径は12〜13cmである（図—25）ので，この林分は減少期に入った林分であるにもかかわらず，比較的高密度の林分であると判断された。林分No.4は調査林分の中では最も若い林分であり，調査を開始して3年目の1985年に初めて成虫が捕獲された。その後は増加して1988年にピークに達し，減少した。したがって，この林分における個体数の年次変動は，典型的な一山型を示したと判断された。No.6とNo.8の各林分の平均胸高直径はすべて15〜20cmの間にあり，密度もきわめて低いレベルにあった。これらの林分の平均胸高直径は少なくとも15cm以上であったので，減少期の林分であると判断された。林分No.9の平均胸高直径は14〜20cmの範囲にあり，No.6とNo.8の各林分と同様に減少期の林分であると考えられたが，調査林分中最も高い密度レベルを示した。No.7の林分の平均胸高直径は20cmを越えており，調査林分中もっとも低い密度レベルにあった。したがって，被害が終息した段階の林分であると判断された。No.11の密度は，No.4とよく似た変動を示した。この間の平均胸高直径の変化も10〜13cmであったので，ピーク期前後の林分であると判断された。林分No.5とNo.10の密度レベルはきわめて低かった（図—42）。両林分とも年輪幅の調査をしなかったが，1986年の平均胸高直径（表—21）から，No.5は減少期の林分であり，No.10は終息段階の林分であると判断された。

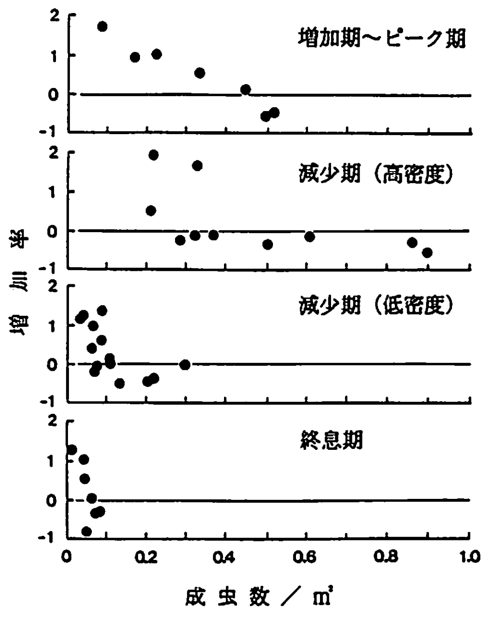
粘着バンドによる調査木1本当たりの平均捕獲成虫数と平均胸高直径との関係を，図—44に示す。スギ林を対象にすれば，13〜14cmの平均胸高直径の林分で捕獲成虫数がピークになり，その前後の捕獲成虫数は少なかった。SHIBATA et al（1991）も同様な結果を報告しており，実質的には図—25とほぼ同じパターンであったと判断される。ところが，スギ並木あるいはスギ孤立木での捕獲成虫数をみると，平均胸高直径が20cmを越えているにもかかわらず，立木当たりの平均捕獲成虫数は1.6頭前後であった。この値は，ほぼ同じ平均胸高直径を示したスギ林での立木当たりの平均捕獲成虫数と比較すれば，約4倍であった。

(3) 密度と増加率の関係

個体群動態の調査を行った調査地の各林分における成虫の密度レベルが，本種の個体数変動にみられた一山型のどのステージであるかが判明したので，増加期・ピーク期，減少期（高密度レベル），減少期（低密度レベル），終息期に分けて，成虫密度と成虫の増加率との関係を図—45に示す。どのステージでも増加率は密度の増加にともなって密度依存的に減少するが，増加率が＋から−に変化する密度は各ステージによって異なっていた。増加率が0になると推定された密度は，増加期・ピーク期では0.40〜0.50



図—44 粘着バンドで捕獲された立木当たりの平均捕獲成虫数と平均胸高直径との関係。○はスギ林を，●はスギ並木あるいは孤立木を示す。



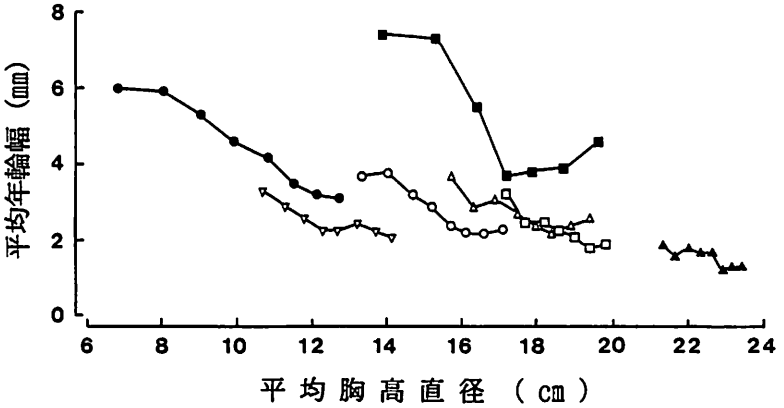
図—45 増加期からピーク期，減少期（高密度），減少期（低密度）並びに終息期別にみた成虫密度とその増加率との関係。

頭/m²であり，減少期（高密度レベル）では0.30～0.40頭/m²，減少期（低密度レベル）では0.10頭/m²前後，終息期ではさらに低くなって0.10頭/m²以下であった。このように，増加率が0になる密度は本種の個体数変動にみられた一山型の発生経過にともなって，減少することが示された。

なお，増加率は$(T_t-T_{t-1})/T_{t-1}$で求めた。T_tはt年における成虫の総脱出数である。

3．考察

No.3とNo.9の林分を除くならば，図―43に示した密度と平均胸高直径との関係は図―25にほぼ一致し，これらの調査林分の密度レベルは，本種の個体数変動にみられた一山型のいずれかのステージであることが判明した。ところが，No.3とNo.9の林分では，平均胸高直径の大きさから判断すれば，No.5，No.6，No.8の林分と同じように，減少期で低密度レベルであると推測されるにもかかわらず，きわめて高い密度レベルにあった(図―43)。スギ並木やスギ孤立木のように，スギ林を構成していないスギでも，立木当たりの捕獲成虫数は同じ大きさの胸高直径を示すスギ林よりもはるかに多数の成虫が捕獲された（図―44)。並木や孤立木のスギでは，成長にともなって下層の枝が枯れ上がるというようなことはないので，肥大成長はスギ林内のスギに比べれば，はるかによいと考えられる。スギ林を構成している場合でも，林分によっては，孤立木のような肥大成長のよい林分であったのかもしれないと考えて，No.3からNo.11までの各林分の平均年輪幅と平均胸高直径との関係をみた(図―46)。林分No.9の年輪幅を，同じ平均胸高直径を示した他の林分の年輪幅と比較すれば，明らかに大きいことが判明した。この林分の肥大成長は，きわめて盛んな状態が維持されていたと考えられる。ところが，林分No.3の肥大成長量は林分No.9に比較すればはるかに小さく，ほぼ同じ平均胸高直径レベルにある林分No.6やNo.8よりも小さかった。No.3の林分では除伐・枝打ちといった管理がまったくなされていない林分であったので，林内の平均的な立木は枝が上層部まで枯れ上がり，葉量が少なく，そのために肥大成長量が小さかったと考えられる。ところがこの林分は小林分であり(表―21)，林縁木の割合が相対的に多く，しかも，これらの立木では下層まで生枝があって，葉量が多いために，肥大成長がきわめて盛んであったと考えられる。以上のことから，林分No.9では林分全体のスギ，林分No.3では林縁部のスギ，並木および孤立木のスギに，共通して認められることは肥大成長が非常によいということである。肥大成長がよいほど樹皮は粗の状態になり，本種の産卵にとってよい条件を提供することになる（小林・山田，1982)。両林分では，肥大成長のよい立木に捕獲成虫数が有意に多かった（本章第5節)。また，産卵場所の好適性の違いは，産卵数，産卵のあった日数，産卵スケジュールに大きな影響を与える(第2章第3節)。したがって，このような特徴を持ったスギ林あるいはスギ孤立木において，



図―46　林分No.5とNo.10を除いたNo.3からNo.11までの7林分における胸高直径と年輪幅との関係。記号は図―43参照。

高い密度レベルが出現したと考えられる。No.3とNo.9における林分の密度レベルは，林分No.4とNo.11のそれと同じレベルあるいはそれ以上のレベルにあった。また，両林分の調査開始時点の平均胸高直径は，13～14cmであった。本種の個体数変動にみられた一山型のピーク期のスギ林の平均胸高直径は12～13cmであった（図―25）ので，No.3とNo.9の林分ではピーク時の密度レベルが通常の林分よりも少し長く維持されただけであり，基本的には一山型であると考えられた。

成虫密度と成虫の増加率の関係から，増加率が0になった時点の成虫密度は，増加期・ピーク期，減少期（高密度），減少期（低密度），終息期の順に低下していった(図―45)。このことは，前述の考察より，減少期（高密度）はピーク期と考えられるので，ピーク期を過ぎたスギ林では，増加期からピーク期にかけて出現した本種の高密度レベルは再現されないことを示唆している。BERRYMAN（1981）は，個体群の一般モデルとして，密度依存関係に環境の好適さを組み込んだモデルを構築し，増加率が0になる平衡点の密度は環境の好適さによって変化することを指摘した。スギ林における本種の個体群では，ピーク期を過ぎると本種にとっての環境の好適さに何らかの変化が現れ，それが一方的に悪化の方向へ変化したと考えることができる。本種の個体数がピーク期から減少する要因の一つとして，ピーク期を境にスギの外樹皮の状態が産卵に適した状態から産卵に不適な状態へ変化することを指摘した（第3章第3節)。したがって，この外樹皮の変化は，本種にとっての環境の好適さが悪化したことを示す少なくとも重要な要因の一つではないかと考えられる。

本種の個体数変動にみられた一山型のピーク期に，関東ではヘクタール当たり15000頭の成虫（藤田ら，1990ａ)が，関西ではヘクタール当たり34000頭の成虫（ITO and KOBAYASHI，1991）が脱出したが，その直後に，両調査林分における脱出成虫数は激減した。ピーク期に，本種の加害によって林内には多数の枯損木が発生し，そのような枯損木からは，非常に多くの成虫が脱出した（藤田ら,1990ａ；ITO and KOBAYASHI, 1991)。本県でのピーク期における成虫の密度レベルをみると，林分No.4とNo.11ではヘクタール当たり約5000頭，1988年のNo.3の林分ではヘクタール当たりで6000頭であった(図―42，43)。第3章で解析した砺波の林分では，ピーク期にヘクタール当たり4500頭であった(西村，1984)。今回調査したNo.9の林分では，ヘクタール当たり9000頭であった（図―42，43）が，これは他県産のスギ品種からなる林分であった。このように，本県のタテヤマスギでは本種の被害を受けた場合，関西や関東のような高密度レベルには達しないで，成虫の密度がヘクタール当たり5000頭前後のレベルに達すれば，その後は減少し，終息すると推測された。林分No.4や砺波では本種による枯損木は発生したが，その量はきわめて少なかったこと，林分No.11は本種による枯損がまったくみられない林分であったことを考えれば，このピーク期における密度レベルの差は，本種による枯損木の発生量に依存していると考えられた。しかし，本県における本種の個体数変動にみられた一山型のピーク期からの密度低下（図―42）を，食物資源として好適な大径木が枯損によって枯渇したためである（ITO and KOBAYASHI，1991）とは言えない。

第4節　林内における停留率の年次変動

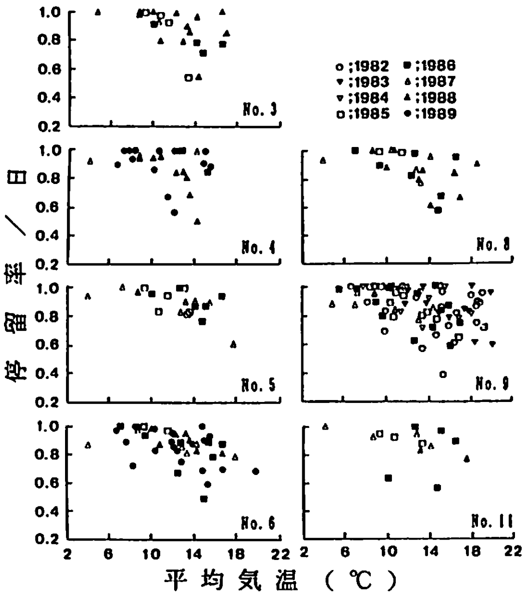
本章第2節で，雌雄を込みにして推定された平均停留率は成虫個体群の季節的変動を十分に代表できることを明らかにした。そこで，本節では雌雄を込みにして推定された調査年ごとの成虫の平均停留率が成虫密度および成虫の増加率とどのような関係にあるかを，林分単位あるいは一山型の各ステージ間で，比較検討した結果について述べる。

1．方法

本章第2節の方法で述べたように，JOLLY-SEBER法（SEBER, 1982）を適用して，各林分について調査年ごとに停留率を推定した。調査間隔は必ずしも一定間隔ではなかったので，各調査日間の停留率を，NAKAMURA and OHGUSHI（1979）によって一日当たりの平均停留率に換算し，比較に用いた。各林分の毎年の1㎡当たりの成虫密度は前節で推定した値を用いた。捕獲成虫数が少ないために成虫の停留率が推定できなかった林分No.7とNo.10は除いた。

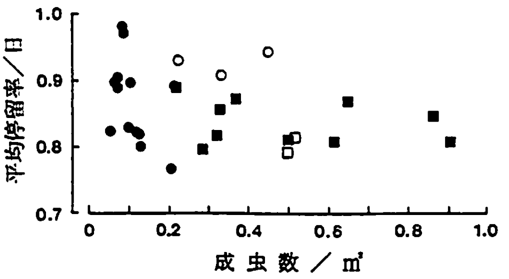
2．結果

図―38に示したように，林内における成虫の停留率は気温の影響を強く受ける。どの林分でも成虫の

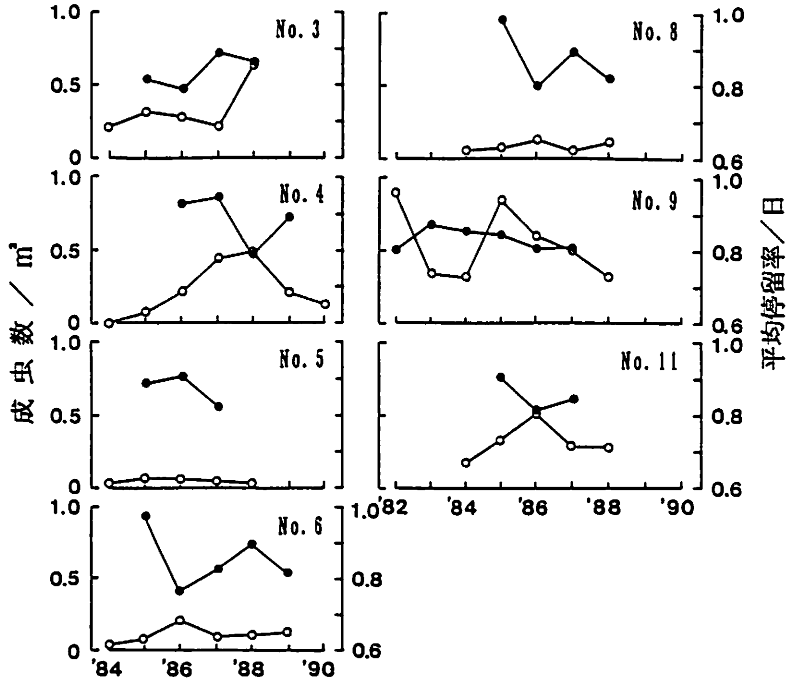


図―47　各調査林分における調査日間の１日当たりの成虫の平均停留率とその期間の平均気温との関係。各図の右下の番号は調査林分（表―21参照）を示す。

発生期間のほぼ全域にわたって停留率が推定されたわけではない。林分によっては，成虫の発生期間の一部だけに終わった場合もある。したがって，林分間あるいは同じ林分でも年間の比較をする場合には，ほぼ同じ温度条件下の停留率で比較することが望ましい。そこで，各調査林分について調査日間の平均気温とその間の一日当たりの平均停留率との関係を



図―48　成虫の平均停留率と成虫密度との関係。○：増加期。□：ピーク期。■：減少期（高密度）。●：減少期（低密度）。成虫の平均停留率の求め方は本文参照。



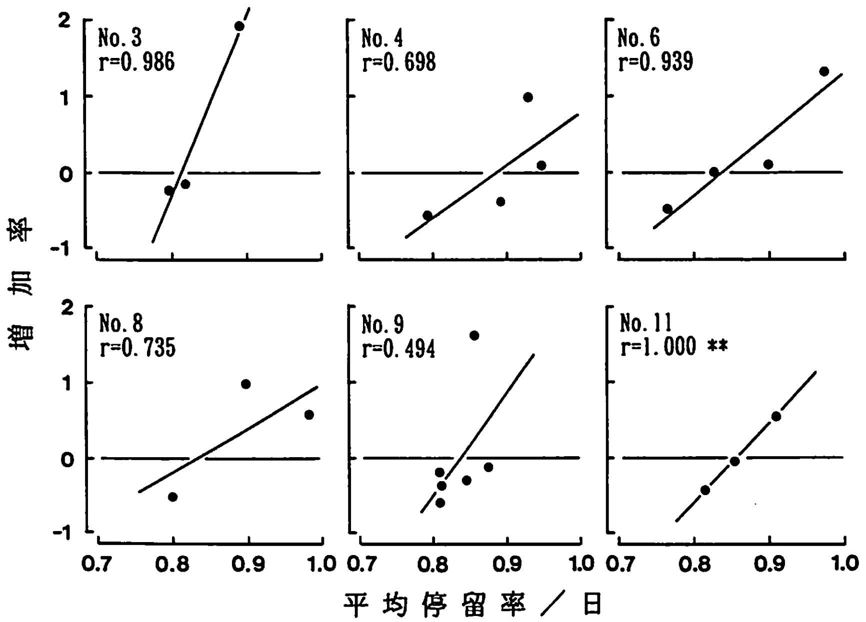
図―49　各林分における成虫の平均停留率（黒丸）と成虫密度（白丸）の年次変動。各図の右上の番号は調査林分（表―21参照）を示す。成虫の平均停留率の求め方は本文参照。

図—47に示す。どの林分でも気温が10°C前後以下では，平均停留率の多くは1.0にきわめて近い値を示したが，平均気温が10°C以上になると，かなり低い値の平均停留率が頻繁に出現し，適度に散らばっていた。そこで，平均気温が10°C以上の平均停留率を対象に，各林分の調査年ごとの１日当たりの平均停留率を算術平均して求め，平均停留率と成虫密度との関係を，増加期，ピーク期，減少期(高密度)，減少期（低密度）にわけてみたのが図—48である。ステージごとにみても全体的にみても，平均停留率は成虫密度とは無関係であった（減少期（高密度），$r=-0.246$，$0.05<p$；減少期（低密度），$r=-0.410$，$0.05<p$：全体，$r=-0.314$，$0.05<p$）。しかし，増加期とピーク期のサンプル数が少ないものの，増加期では平均停留率が高い傾向を，ピーク期では平均停留率が低い傾向を示した。

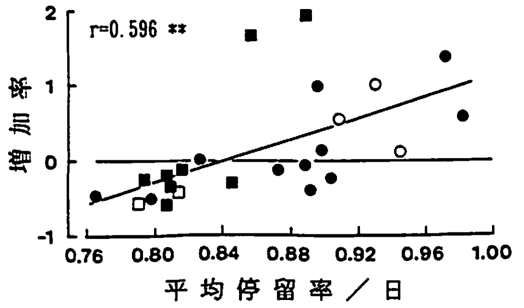
各林分ごとに平均停留率の年次変動を成虫密度との関係でみたのが，図—49である。ピーク期を持つ林分No.４とNo.11では，ピーク期の平均停留率がその前後の年の平均停留率と比較してかなり低い傾向にあることが認められた。また，林分No.６やNo.８のように，減少期の林分でも，相対的に成虫密度の高まった時期に平均停留率が減少する傾向がみられた。そこで，各林分における成虫密度の増加率と平均停留率をそれぞれY軸とX軸にとって，両者の関係を各林分ごとに図—50に示した。標本数が少ないためか，有意な正の相関は林分No.11だけであったが，その他の林分でも，成虫の平均停留率と成虫密度の増加率との間には，相関係数が比較的高い値を持つ正の相関関係が認められた。平均停留率と密度の増加率との関係を，増加期，ピーク期，減少期（低密度），減少期（高密度）を区別して，図—51に示す。本種の個体数変動にみられた一山型の各ステージに関係なく，全体として有意な正の相関関係が認められた。平均停留率が0.90前後以上になれば翌年の個体数は増加する傾向を，0.84前後以下になれば減少する傾向にあることが示された。

３．考察

気温が高くなると本種の成虫は盛んに産卵を行い（第２章第２節），林分間の成虫の移動も活発になる



図—50　各林分ごとの成虫の平均停留率と成虫密度の増加率との関係。各図の左上の番号は調査林分（表—21参照）を，rは相関係数を，＊＊は１％レベルで有意であることを示す。太い直線は回帰直線を，細い直線は増加率が０であることを示す。成虫の平均停留率の求め方は本文参照。



図—51 各林分を込みにした成虫の平均停留率と成虫密度の増加率との関係。○：増加期。□：ピーク期。■：減少期（高密度）。●：減少期（低密度）。成虫の平均停留率の求め方は本文参照。r は相関係数を，＊＊は1％レベルで有意であることを示す。

ことが示唆された(本章第2節)。この解析では平均気温10°C以上の平均停留率を用いたのであるから，平均停留率が高いことは林内での産卵活動が活発になり，林外への移出が少なかったことを意味している。逆に平均停留率が低いことは，産卵活動よりもむしろ林外への移出が活発であったことを意味している。したがって，No.4とNo.11の林分におけるピーク期，あるいはNo.6とNo.8の林分のように減少期でも相対的に密度が高まった時の平均停留率の低下（図—49）は，林分当たりの成虫密度に関係なく（図—48），林外への分散が頻繁に発生し，林内での産下卵が少なかったことを示唆している。このことは，これらの時期に，本種の環境の好適さにとって，何らかの悪い条件が突発的に発生したと考えることができる。平均停留率の著しい低下は毎年発生しているわけではないので，第3章第3節の考察で述べたスギ林の成長に伴う外樹皮の粗から密への変化，すなわち産卵場所としての適性の低下とは異なる何らかの要因の関与が推測される。Ito and Kobayashi (1991) が調査した京都におけるスギ林でも，最も多くの成虫が脱出した年（ピーク期）の停留率は，その前後の停留率よりも低かったことが観察されている(野淵，1988)。この原因として3点の生息環境の変化，すなわち，生息密度，枯損木の発生，林内か明るくなったことが指摘されている（伊藤・小林，1983),図—48に示すように成虫密度と平均停留率との間には何等の関係も認められなかったので林内の成虫密度で説明するのは無理であると考えられる。枯損木では本種成虫の滞在期間が生立木のそれよりも低い傾向にあった（伊藤・小林，1983）ので，全体として停留率が低下したのではないかと推測されるが，林分No.11ではピーク期に枯損木が発生しなくても平均停留率の低下が認められているので，枯損木の発生で停留率の減少を説明することも難しいと思われる。スギ林で本種の密度が増加する時期は，スギ林の樹冠が大きくなり，林内が徐々に暗くなっていく時期に相当している(第3章第3節)。したがって，林内が明るくなったことの関連性はほとんどないと推測される。

一方，増加期の平均停留率は3例観察されたにすぎないが，すべて0.9以上の値で，しかもその時の密度の増加率はすべてプラスであった(図—51)。このような条件下の林分では，考察の最初に述べたように，1雌当たりの産下卵数は成虫の停留率が低い林分よりもはるかに多かったと推測され，このことが翌年の個体数の増加につながったと考えることができる。したがって，定着後からピーク期にかけての本種の増加傾向は，成虫の停留率の高い状態が続いた結果であると言える。

以上のことから，成虫の停留率が高ければ，本種にとっての環境の好適さが維持されていると考えられた。一方，ピーク期あるいは減少期・終息期で相対的に密度がピークになった場合にみられた停留率の著しい低下は，本種にとっての環境の好適さが何らかの原因によって急激に悪化したことを示しており，伊藤・小林（1983）が指摘した3つの要因並びに外樹皮の変化に関連した要因（第3章第3節，本章第3節）以外の何らかの要因の関与が示唆される。

第5節 林内で成虫が捕獲された立木の特徴

前節において，本種の個体数変動にみられた一山型のピーク期，あるいはそれ以後でも相対的に密度がピークになった場合に，本種にとっての環境の好適さが急激に悪化するのではないかと推測された。このことは，ピーク期，あるいはピーク期以後に相対的に密度が高まった時点において，スギ林内での成虫の立木の利用に何らかの変化があったのではないかと推測される。そこで，本節ではスギ林内において成虫がどのように立木を利用したかを調査した

結果について述べる。

1．方法

捕獲個体はすべて個体識別を施してあるので，各立木での捕獲成虫数を求めることができる。そこで，成虫の停留率に著しい変化が認められたNo.4とNo.11で，年次的に各立木の捕獲成虫数にどのような変化があったかを検討した。また，すべての調査林分について，調査年ごとに，各立木での捕獲成虫数に対するその翌年の捕獲成虫数の変化率を求め，両者の関係についても検討した。

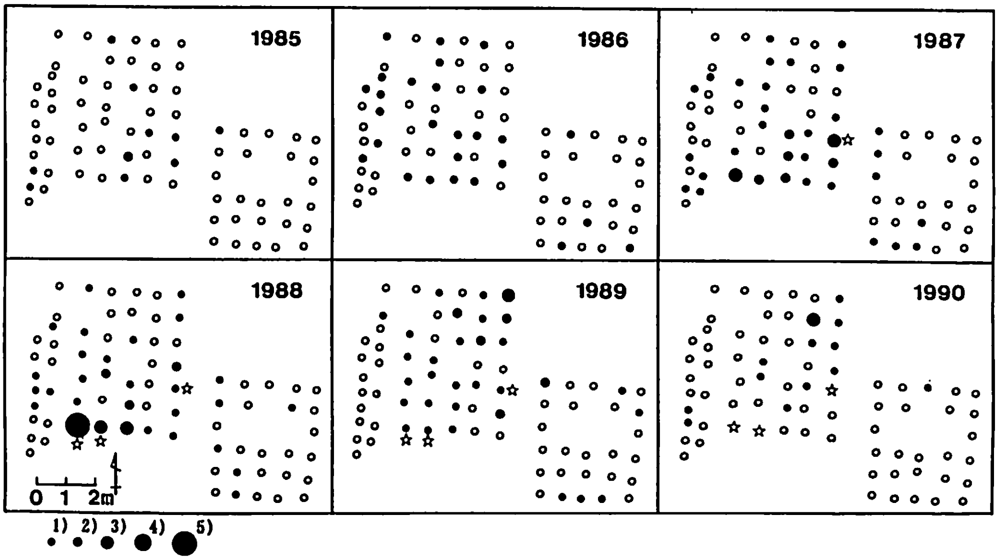
1986年には，調査林分すべての立木の胸高直径を測定した。この値は1987年の成虫脱出時におけるスギの大きさを示しているので，胸高直径の大きさによって，成虫が捕獲される立木の割合や捕獲成虫数そのものに差があるかどうかを，すべての調査林分で検討した。なお，成虫の捕獲が認められた立木の本数が少ないNo.7やNo.10の林分では，調査年ごとの解析が困難であると考えられた。そこで，1987年前後の年を含めた3年間の捕獲成虫数を込みにして解析した。No.5とNo.10の林分では，1988年には調査を行わなかったので，1986年と1987年の2年間のデータを込みにして解析した。

林分No.4では，1986年から1988年まで地際から2mの高さまでの成虫の脱出孔数を調査したので，捕獲成虫数との関係をみた。

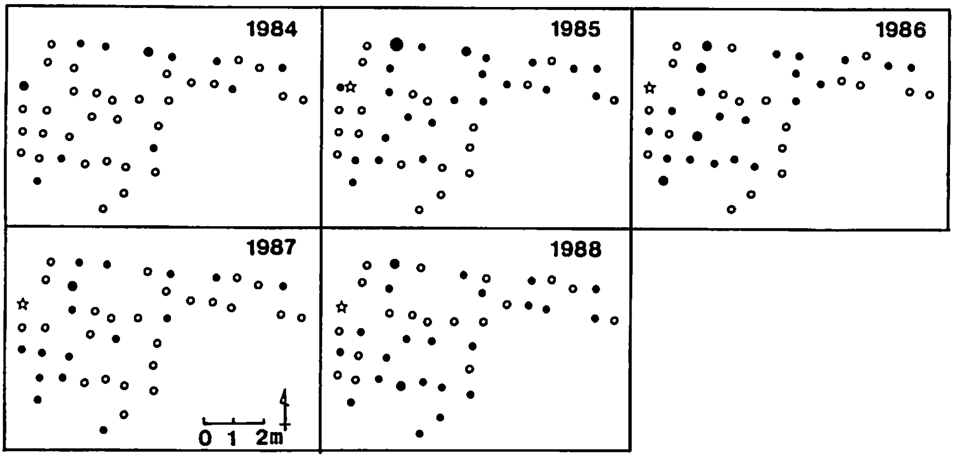
なお，同じ立木で同一の個体が2回以上捕獲された場合には，1頭として計数した。

2．結果

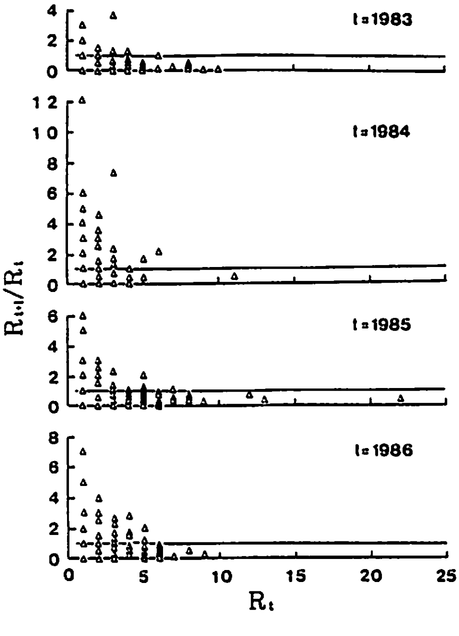
No.4の林分は，本種個体数の一山型の年次変動が最初からほぼ最後まで観察された唯一の林分であった(本章第3節)。この林分の年ごとの各立木での捕獲成虫数の変化を図―52に示し，本種の一山型の発生経過にともなって，どのような立木を利用したかをみた。この林分では，1983年から調査を開始し，3年目の1985年に初めて成虫が捕獲された。したがって，1985年の捕獲成虫数は林外からの侵入個体である可能性が非常に高いと推測された。この年以後，成虫が新たに捕獲された立木は前年までに成虫が捕獲された立木の周辺に拡大する傾向を示し，捕獲成虫数も増加していった。このような傾向は1988年まで続いた。1988年に最も捕獲成虫数の多かった立木は，その前年の秋に枯損が認められた。1988年まではこの林分の南側で成虫が多く捕獲されたが，1989年以後はこの周辺での捕獲成虫数が急に減少し，成虫が多く捕獲される場所は林分の北側となった。ピーク時期前後の林分であるNo.11でも，ピーク時の



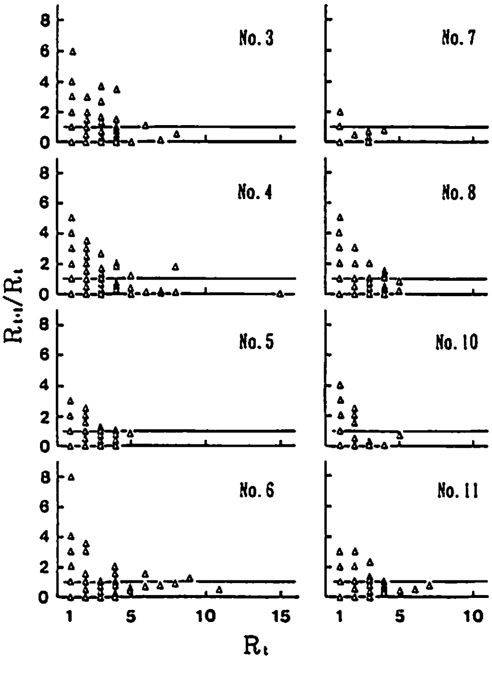
図―52　林分No.4における立木単位にみた捕獲成虫数の林内分布の年次変化。黒丸は成虫が捕獲された立木であり，1)は1～3頭，2)は4～6頭，3)は7～9頭，4)は10～12頭，5)は13～15頭を示す。白丸は成虫の捕獲がなかった立木を示す。☆は枯損した立木を示す。



図―53　林分No.11における立木単位にみた捕獲成虫数の林内分布の年次変化。各図の記号は図―52と同じである。



図―54　林分No.9における立木単位にみたt年の捕獲成虫数（R_t）と捕獲数の変化率（R_{t+1}/R_t）との関係。各図の直線は$R_{t+1}/R_t=1.0$を示す。



図―55　各林分ごとに調査年を込みにして立木単位にみたt年の捕獲成虫数（R_t）と捕獲数の変化率（R_{t+1}/R_t）との関係。各図の右上の番号は調査林分(表―21参照)を，直線は$R_{t+1}/R_t=1.0$を示す。

1986年の前と後では成虫が多数捕獲された場所は北側から南側に変化した（図―53）。

各立木での捕獲成虫数に対するその翌年の捕獲成虫数の変化率を求めて，捕獲成虫数とその変化率の関係を，林分No.9について調査年ごとに図―54に示す。どの調査年も，捕獲成虫数が多くなるほど翌年の変化率は低下する傾向がみられ，捕獲成虫数の変化率は前年の捕獲成虫数に依存して変化することが

表—27　胸高直径の大きさによって成虫が捕獲された立木の割合に差があるか否かのx^2検定の結果

一山型のステージ	林分No.	立木の胸高直径	調査本数	捕獲本数	捕獲された立木の割合(%)	x^2値
ピーク期	4	小	25	15	60.0	2.57
		中	25	16	64.0	
		大	25	20	80.0	
減少期	3	小	33	11	33.3	28.40 **
		中	34	25	73.5	
		大	33	31	93.9	
	5	小	78	17	21.8	16.61 **
		中	80	26	32.5	
		大	78	41	52.6	
	6	小	42	19	45.2	16.61 **
		中	43	19	44.2	
		大	42	26	61.9	
	8	小	52	18	34.6	8.43 *
		中	52	21	40.4	
		大	52	32	61.5	
	9	小	35	32	91.4	0.00
		中	36	33	91.7	
		大	35	32	91.4	
	11	小	13	7	53.8	5.91 *
		中	15	14	93.3	
		大	13	10	76.9	
終息期	7	小	28	6	21.4	2.80
		中	28	3	10.7	
		大	28	8	28.6	
	10	小	22	9	40.9	0.93
		中	23	10	43.5	
		大	22	12	54.5	

注）林内の立木の胸高直径の大きさによってほぼ3等分し，それぞれ小，中，大に分けた。*は5％レベルで有意であることを，**は1％レベルで有意であることを示す。

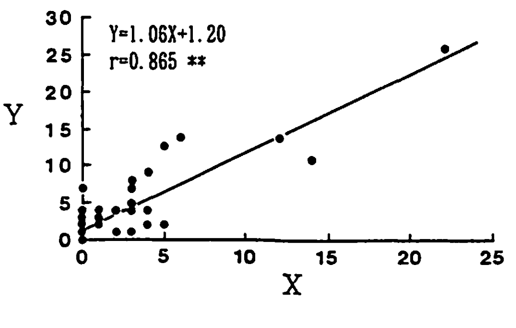
表—28　胸高直径の大きさによって成虫の捕獲数に差があるか否かの分散分析の結果

一山型のステージ	林分No.	立木の胸高直径	調査本数	捕獲数／立木	F値
ピーク期	4	小	25	1.24	5.032 **
		中	25	1.96	
		大	25	4.72	
減少期	3	小	33	0.64	26.886 **
		中	34	2.56	
		大	33	4.94	
	5	小	78	0.39	8.992 **
		中	80	0.59	
		大	78	1.10	
	6	小	42	0.95	3.616 *
		中	43	1.19	
		大	42	2.98	
	8	小	52	0.58	6.870 **
		中	52	1.19	
		大	52	2.06	
	9	小	35	4.57	0.522
		中	36	5.42	
		大	35	4.97	
	11	小	13	1.08	3.863 *
		中	15	3.20	
		大	13	4.00	
終息期	7	小	28	0.32	1.545
		中	28	0.14	
		大	28	0.50	
	10	小	22	0.41	1.469
		中	23	1.13	
		大	22	1.10	

注）林内の立木の胸高直径の大きさによってほぼ3等分し，それぞれ小，中，大に分けた。*は5％レベルで有意であることを，**は1％レベルで有意であることを示す。

判明した。No.9の林分では各調査年における差はほとんどなかったので，その他の林分については，林分ごとにまとめて図—55に示す。どの林分でも，No.9の林分と同じような関係が認められた。全体的な傾向として，各立木での捕獲成虫数が5頭以下では翌年の捕獲成虫数が多くなる立木がかなり認められたが，5頭を越えると逆に翌年の捕獲成虫数は大部分の立木で減少する傾向が認められた。

胸高直径の大きさによって，成虫の捕獲の有無，あるいは捕獲成虫数に差があるかどうかを，前者についてはx^2検定，後者については分散分析で解析し，それぞれ表—27，28に示す。ピーク期，減少期にある林分では胸高直径の大きい立木で成虫が捕獲される確率が高く，捕獲成虫数も多い傾向にあることが示された。しかし，終息期の林分では成虫の捕



図—56　林分No.4における立木単位にみた成虫の脱出孔数（X）と捕獲成虫数（Y）との関係。rは相関係数を，**は1％レベルで有意であることを示す。

獲の有無は胸高直径の大きさに関係なく，捕獲成虫数にも有意な差は認められなかった。

№4の林分では成虫の脱出孔数も調査したので，1986年から1988年の値を込みにして捕獲成虫と成虫の脱出孔数との関係をみたところ，両者の間には1％レベルで有意な正の相関関係か認められた（図—56)。

3．考察

SHIBATA（1986）は，初めて捕獲された成虫数を各立木で整理し，各立木での未標識個体数は成虫の脱出孔数を反映していると指摘した。今回の調査では，各立木での総捕獲成虫数ではあったが，成虫の脱出孔数との間に強い正の相関が認められた（図—56)。したがって，総捕獲成虫数でも成虫の脱出孔数をある程度反映していると考えてよい。

ピーク期および減少期では明らかに胸高直径の大きな立木で，本種の成虫が捕獲されやすく，捕獲成虫数も多い傾向にあった(表—27，28)。第3章第4節で示したように，増加期の林内における被害木は，肥大成長が盛んなので，どの立木でも産卵に適した樹皮が形成されやすい傾向（小林・山田，1982）にあり，胸高直径が大きければ大きいほど，その傾向は顕著になると推測される。成虫は産卵に際して，このような立木を選択的に利用するのであるから(第3章第1節の考察)，この時期には胸高直径の大きい立木で成虫が捕獲される確率が高かったと考えられる。ところが，減少期に入っても胸高直径の大きな立木では捕獲成虫数が多かったことは，定着から増加期にかけて形成された外樹皮がまだ維持されている立木や，林縁木のように，依然として肥大成長のよい立木がまだ存在していることを示唆している。被害終息段階に入ると，成虫は胸高直径に関係なく捕獲された。この時期になると，定着から増加期に形成された樹皮の多くは脱落に至り，肥大成長も低下しているので，胸高直径の大きな立木が必ずしも産卵に適した樹皮を持っているとは言えない状態になったことを示唆している。

本種は，肥大成長のよい立木，すなわち胸高直径の大きな立木を利用するが，空間的にみれば，どのような利用の仕方をしているのであろうか。林分№4では，一山型の増加期と減少期では，本種が利用したスギには明らかな違いが認められた。すなわち，ピーク時までは林分の南側の立木の集団をよく利用したが，本種による枯損木が2本出現したことを契機に，本種は北側の立木の集団を利用するようになった(図—52)。各立木での捕獲成虫数は脱出孔数をある程度反映しているのであるから，増加期と減少期において成虫が捕獲された立木の分布が変化したことは，成虫の発生場所が林内で南から北に変化したことを示唆している。このような傾向は，林分№11でも認められた（図—53）が，この場合には本種による枯損木は発生しなかった。したがって，本種による枯損木の発生に関係なく，ピーク時を境に林内における本種の発生場所は変化したと考えられる。ところで，スギ林内では各立木での捕獲成虫数が多くなればなるほど，翌年の捕獲成虫数の変化率は低下し，その値が5頭を越えると翌年の捕獲成虫数は減少する傾向にあった(図—54，55)。このことは，本種が同じ立木を連続して加害すれば利用の限界があり，最後には放棄することを示唆している。中村ら（1991）もスギ林内の立木間の成虫の移動を調査し，被害が進んで資源価値がすくなくなったり，なくなる可能性が高くなった立木への産卵を避けるのではないかと指摘している。利用の限界に達した立木では多数の幼虫が加害したのであるから，傷害樹脂道が内樹皮に多数できているはずである（山中，1984)。傷害樹脂道は，本種の樹皮下における主要な死亡要因である（荻原・小河，1970；伊藤，1992；伊藤・小林，1988；小林，1982；野淵ら，1987ａ，1987ｂ，1987ｃ；奥田，1983；SHIBATA，1987）から，利用の限界に達した立木に産卵しても，次世代を残す確率はきわめて小さいと推察される。№4と№11の林分ではピーク時期に成虫の林内における停留率が著しく低下したことを考えれば，成虫は胸高直径が大きく外樹皮が産卵に適した状態にあっても，利用の限界に達した立木であれば，何らかの方法で産卵前に察知し，産卵を回避し，同じ林内の産卵可能な立木あるいは他の林分に分散していったのではないかと推測される。したがって，本種の加害によってスギの生理が変化し，その結果本種幼虫の生存に有利に働いた立木を利用し尽くしての放棄（藤田ら，1990ａ）と言うよりも，むしろ，スギの内樹皮には障害樹脂道か存在しない（山中，1984）と言う本種の生存にとって有利な条件が，本種の加害によ

って形成された障害樹脂道の蓄積のために，悪化したことによって放棄せざるをえなくなったと考えられる。ピーク期には，このような産卵回避の段階に達した立木が一斉に出現したために，捕獲成虫数の林内分布が変化したものと考えられる。

林分No.6，No.8のように，相対的に成虫の密度が高まった時期に停留率が低下したのも，産卵回避の段階に達した立木が，その前後の年に比べて相対的に多くの出現したためであると推測される。

第6節　林分間の成虫の移動

スギ林内における成虫の立木間移動についてはすでに明らかにされており，雌は雄よりも立木間の移動が活発である（伊藤・小林，1983；藤田ら，1990 a；中村ら，1991；SHIBATA，1986）。ところが，林分間の移動になると断片的な報告があるにすぎず（伊藤・小林，1984；SHIBATA，1986），量的な把握まではなされていない。林分間の移動は，本種にとって新たな生活空間を獲得するうえできわめて重要な意味を持つと考えられるので，本節では，成虫の林分間における移動分散能力を調査した結果について述べる。

1．方法

1984年から1987年までの4年間ついては，No.3からNo.11まで9林分の間で移動した成虫の移動率を推定した。1988年については，No.5，No.9，No.10を除いた6林分の間で移動した成虫の移動率を推定した。林分間の移動率については，再捕獲された成虫数の内，林分間を移動した成虫数を移動成虫数とみなし，再捕獲成虫数に対する移動成虫数の割合を移動率とした。林分間の移動距離については，次のようにして求めた。すなわち，ある林分で最後に捕獲された立木と，次回以降の調査で最後に捕獲された林分以外の調査林分で最初に捕獲が確認された立木との直線距離を移動距離とした。

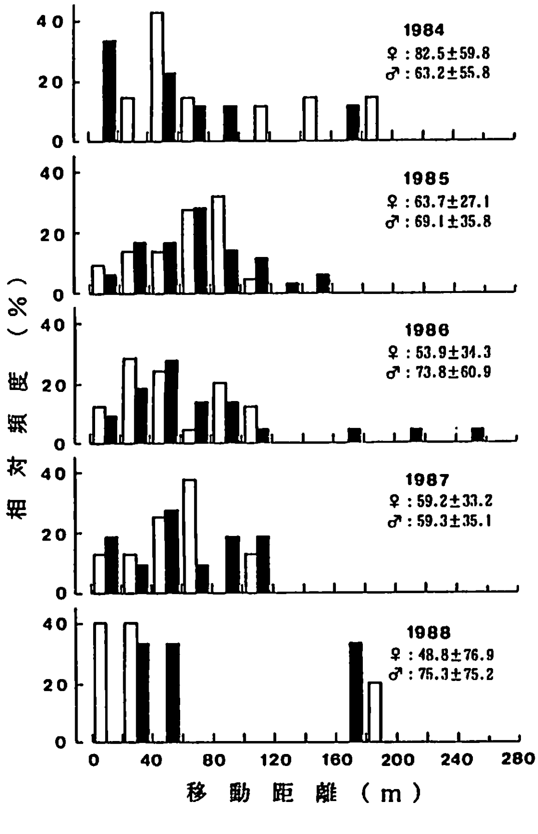
2．結果

林分間を移動した成虫数の雌雄による差はほとんどなかったが，移動率で比較すれば，どの調査年でも雌の移動率が高い傾向を示した（表—29）。1986年については，雌の移動率が雄の移動率よりも有意に大きいことが示された（表—29）。5年間の移動率を

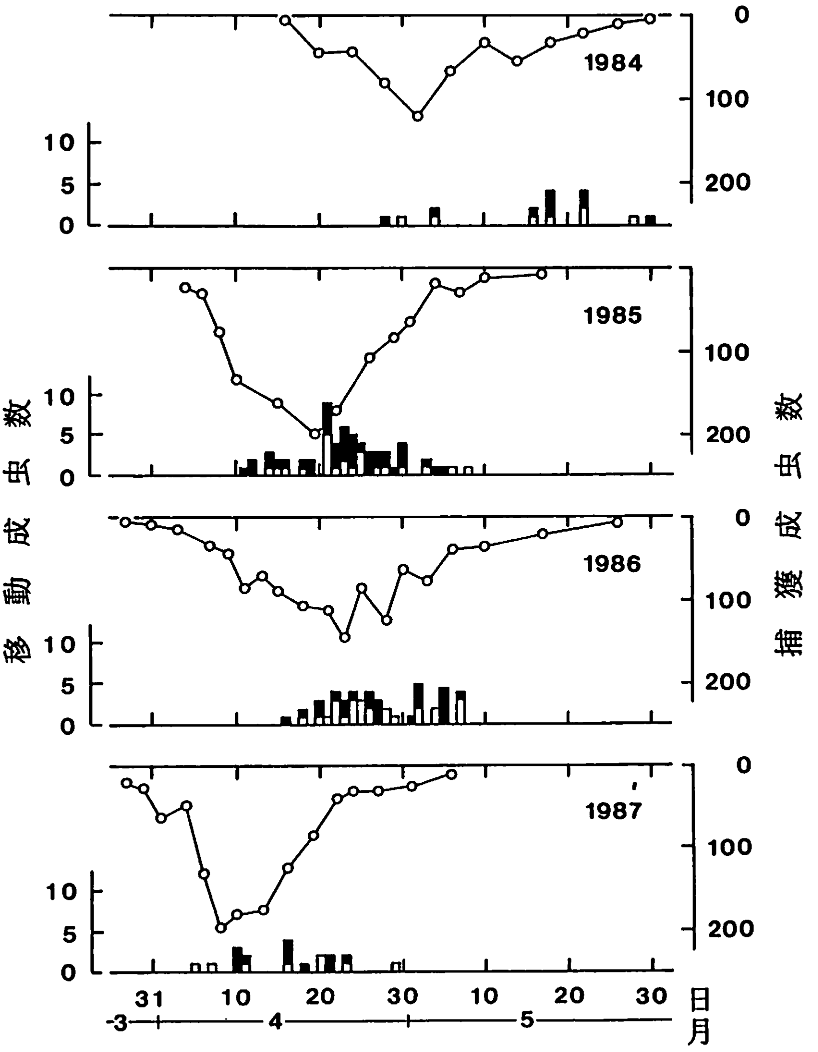
表—29　林分間を移動した成虫の雌雄の比較

調査年	性	再捕獲数	移動数	移動率	χ^2値	確率
1984	♀	44	6	0.136	0.41	0.05< p
	♂	81	8	0.099		
1985	♀	116	22	0.190	0.66	0.05< p
	♂	232	36	0.155		
1986	♀	98	24	0.245	6.78	p <0.01
	♂	182	21	0.115		
1987	♀	79	8	0.101	2.43	0.05< p
	♂	216	11	0.051		
1988	♀	70	5	0.071	2.32	0.05< p
	♂	119	3	0.025		
合計	♀	407	65	0.160		
	♂	830	79	0.095		

注）再捕獲された成虫について，林分間を移動した個体数と同じ林分で捕獲された個体数との間で雌雄によって差があるかどうかを，χ^2検定によって比較した。



図—57　林分間を移動した成虫の移動距離の頻度分布。白い棒グラフは雌を，黒い棒グラフは雄を示す。各図の数字は，移動距離の平均値±標準偏差を示し，単位はmである。移動距離の求め方は本文参照。



図―58 林分間の移動が発生したと推定された日の移動成虫数と調査林分全体の捕獲成虫数の変動。白い棒グラフは雌の移動成虫数を，黒い棒グラフは雄の移動成虫数を，白丸付きの折れ線グラフは捕獲成虫数を示す。

単純に平均すると，雌の移動率は雄の移動率の1.6倍であった。雌の移動率は7～25%，雄の移動率は3～16%と，雌雄ともに調査年によってかなりの変異がみられた。林分間を移動した個体の移動距離の頻度分布を，調査年ごとに雌雄別々に図―57に示す。移動距離の頻度分布は，雌雄ともに同じような傾向を示し，雌雄による有意な差はみられなかった(KOLOMOGOROV-SMIRNOV検定による検定統計量Dは，1984年は0.661，1985年は0.728，1986年は0.653，1987年は0.709，1988年は0.822で，両側確率は，すべて5%以上であった)。各年の平均移動距離は50～80mであったが，移動距離100mまでは頻繁にみられた。

林分間の移動が発生した時点を特定することは難しいが，移動のあった期間は判明している。そこで，便宜的にその期間の中間の時点で移動が発生したとして，その頻度を求めれば，林分間の移動の発生時期を把握することは可能であると考えられる。移動の発生頻度を，捕獲成虫数の季節的変動とともに図―58に示す。捕獲成虫数の季節的変動は，個体数の

表―30　№4の林分において1985年に捕獲された成虫を初めて捕獲された日ごとに集計した捕獲成虫数

捕獲日	♀	♂	♀＋♂
4月19日	1	1	2
4月22日	2	1	3
4月26日	4	3	7

密度レベルを反映している（図―34）。したがって，林分間の移動は個体数の季節的変動の初期を除けばいつでも生じており，特に捕獲成虫数のピーク以後は頻繁に発生していると判断された。林分№4では，1985年に12頭の成虫が捕獲された。この12頭の捕獲成虫数の大部分は林外からの移入個体と考えられる（本章第3節）ので，これらの成虫が初めて捕獲された日を表―30に示す。捕獲日は，捕獲成虫数のピークから1週間の間であった。

3．考察

成虫の林分間の移動率をみれば，雄よりも雌の方が活発に移動する傾向がみられた（表―29，30）。このような傾向は，林内の立木間の移動でも認められている（伊藤：小林，1983；藤田ら，1990ａ；中村ら，1991；SHIBATA，1986）。ところが，林分間を移動した個体の移動距離を比較すると，雌雄による差はみられずほぼ同じであり，林分間の移動距離が100ｍまではかなりの頻度で認められた（図―57）。伊藤（1985）も野外における飛翔行動の観察から，少なくとも60ｍ以上飛翔する成虫を観察しているので，移動距離から考えて，林分間の移動成虫の大半は飛翔によるものと推定された。

一山型のピーク期あるいは減少期以後でも相対的に密度が高まった年に，停留率が低かったことは，成虫が頻繁に林外に分散していることを示唆した（本章第4節）。ある林分から他の林分への移動率は推定できなかったが，9林分間を移動した雌成虫の割合は7.1～24.5％であり，かなりの違いが認められた（表―29）。これは，各林分でみられた停留率の変異（本章第4節）を反映したものと推測される。

林分№4で，1985年に初めて捕獲された成虫数は，雌が7頭，雄が5頭の合計12頭であった（表―30）。この値は，林外からの移入個体であると推測され（本章第5節），図―41の関係式から総加入数に相当すると考えられる。したがって林分№4ではわずか7頭の雌で侵入し，定着に成功したことになる。このことは，高い産卵能力を保持した状態で雌が林分間を移動していることを示唆している。

第5章　スギ林のスギカミキリによる被害率に関係している要因

前節まではスギ林内の個体群を中心に解析を行ってきたが，本章では，スギ林を単位にして，スギカミキリの被害が多発しやすい林分の条件を検討する。本種による被害がスギ林に多発する条件を明らかにすることができれば，スギ林の被害を未然に防ぐ手がかりが得られるものと期待される。

本種による被害を受けたスギ林の被害率とその林分の環境要因について，多数の調査が各地で行われ，広域的な被害に関係していると思われる要因が摘出された。スギ林の標高が高くなればなるほど，被害は少なくなること（ハチカミ共同研究班，1971；布川，1990；曲沢，1993），成長のよいスギ林では，被害率が高い傾向にあること（SHIBATA et al，1991），水田・耕地・果樹園跡の平地のスギ林では，林地のスギ林に比較して被害が多いこと（林野庁，1990），2月から6月にかけての気温の上昇にともなって，降水量が増加するような地域のスギ林では被害は少なく，逆にこの期間の総降水量が少なく，しかも横ばいか減少傾向を示すような地域のスギ林では被害が多いこと（荻原・小河，1970；小林一，1980），スギの品種系統によって被害率が異なること（井ノ上ら，1987；井ノ上，1990；前田ら，1981；岡田・小林，1981）等が指摘されてきた。このように，本種による被害発生危険地帯の推定は可能であるが，それぞれのスギ林，特に植栽されたばかりのスギ林が，将来どの程度の被害をうけるかについては必ずしも明確にされていない。本種によるスギ林の被害量を予察するためには，主要な要因を摘出し，各要因相互の関連も考慮しながら，本種による被害量との関係を総合的に解析することが必要である。

本章では，初めに，本県におけるスギの品種系統による被害率の差について調査した結果について述べる。その後に，広域的な被害の実態調査の結果に基づいて，広域的な被害レベルに影響を与えている

要因を摘出し，その要因が本種による被害とどのような関係にあるかを解析した結果について述べるとともに，摘出された主要な要因によって，被害が終息した時点のスギ林の本種による被害発生量の予察の可能性を検討した結果について述べる。

第1節　スギの品種系統による被害率の違い

本県には多くの挿し木品種が存在し，代表的な品種として，ボカスギ，マスヤマスギ，リョウワスギ，カワイダニスギ，ミオスギがよく知られている（平，1979）。これらの品種は，本県の西部を中心に造林されてきたが，現在，ボカスギおよびカワイダニスギを除いた挿し木品種の造林面積はきわめて少ない。

本節では，県西部の挿し木品種地帯で品種系統によって本種による被害率にどの程度の差があるかを，同じ地域で造林されているタテヤマスギの実生林分の被害率と関連させて調査した結果について述べる。

1．材料および方法

県西部の小矢部市において，ボカスギ，カワイダニスギ，リョウワスギ，ミオスギ，タテヤマスギの林分を対象に，本種による被害率を調査した。調査はスギ林内で100本の調査木を任意に選び，それぞれの調査木について本種による被害が2m以下の樹幹表面にあるかどうかを観察した。これらの林分はすべて標高200m以下に位置していた。

県西部に位置する砺波地域では，マスヤマスギの造林が行われているので，この地域でマスヤマスギの林分における本種による被害率を調査した。この地域には，1969年にボカスギとマスヤマスギが約1ヘクタールずつ植栽された林分がある。そのうち，ボカスギの林分ではタテヤマスギとマスヤマスギが混ざって植栽されたので，品種系統間の違いをみるにはよい林分であると考え，マスヤマスギの林分も含めて，すべての立木について被害の有無と胸高直径を調査した。

これら2地域の調査は，1982年の秋に行った。本種による被害木とは，樹幹表面にみられる食害痕の外部形態から判断して，本種の幼虫による被害が少なくとも材内部にまで達している立木とした。したがって，樹脂の流出や若齢幼虫による横筋状の被害のみがみられた立木は被害木とみなさなかった。

2．結果および考察

小矢部地域における調査結果を表―31に示す。林分数は少ないものの，タテヤマスギの平均被害率は58.6%で，最も低い被害率は39.0%であった。ところが，挿し木品種からなるボカスギ，リョウワスギ，カワイダニスギはほとんどの林分で10%未満の被害率であった。ミオスギは1林分だけの調査であったが，22.0%の被害率を示し，挿し木品種の調査林分では最も被害率が高かった。しかし，タテヤマスギの林分の平均被害率からみれば，半分以下の値であり，最も低い被害率である39.0%よりも低かった。ミオスギも本種による被害に対して比較的強い品種であると考えられるが，さらに調査林分数を増やして確認する必要があろう。

砺波地域で，ボカスギの林内にタテヤマスギとマスヤマスギが混じり合った林分Aと，ボカスギの林分に隣接したマスヤマスギの林分Bの調査結果を表―32に示す。タテヤマスギの被害率は19.0%，ボカスギは2.3%，マスヤマスギは7.3%（ボカスギの中のマスヤマスギの被害率）と9.9%（マスヤマスギからなる林分の被害率）であった。被害率に有意な差があるか否かを，林分Aのタテヤマスギと林分Aのボカスギあるいは林分Bのマスヤマスギについて

表―31　小矢部地域におけるスギの各品種系統にみられたスギカミキリによる被害率

品種系統	調査林分数	被害率（%）		
		最小値	平均値	最大値
ボカスギ	8	0.0	0.9	2.0
リョウワスギ	6	0.0	4.2	12.0
ミオスギ	1	—	22.0	—
カワイダニスギ	5	0.0	1.0	5.0
タテヤマスギ	5	39.0	58.6	79.0

表―32　砺波地域のスギの各品種系統にみられたスギカミキリによる被害率の比較

林分	品種系統	調査本数	被害木数	被害率(%)
A	ボカスギ	1011	23	2.3
	マスヤマスギ	13	1	7.3
	タテヤマスギ	446	85	19.0
B	マスヤマスギ	2014	199	9.9

注）Aは3種類の品種系統が混ざりあっていた林分を，Bは単一の品種系統から成り立っている林分を示す。

x^2 検定によって検討した。ボカスギ，マスヤマスギの被害率はタテヤマスギのそれよりも1％レベルで有意な差が認められ(ボカスギ，$x^2_{cal}=127.0$，d.f.＝1，p＜0.01；マスヤマスギ，$x^2_{cal}=30.1$，d. f. ＝1，p＜0.01)，確かに，挿し木品種の被害率は低いことが示された。この地域の挿し木品種であるマスヤマスギの林分については，さらに10林分調査した。最高の被害率が林分Bの被害率と同じであり，その他の林分では低い傾向にあり，その平均は3.2％であった（表―33)。

以上のことから，本県の挿し木品種は，ミオスギを除けば本種による被害に対して強い抵抗性を持った品種であることが明らかになった。ボカスギが本種に対して強い抵抗性を示すことは，各地域ですでに明らかにされている（井ノ上，1990；井ノ上ら，1987；前田ら，1981；岡田・小林，1981)。ふ化幼虫の接種試験による樹皮下での生存過程でも，ボカスギでは，接種幼虫は内樹皮と材表面を食害している過程ですべて死亡しただけでなく，幼虫の成長が遅れる可能性も示唆された(第2章第3節)。本種の幼虫は，内樹皮に形成された傷害樹脂道から分泌される樹脂によってその大部分が死亡することが明らかにされている（萩原・小河，1970；伊藤，1992；伊藤・小林，1988；小林，1982；野淵ら，1987a，1987b，1987c；奥田，1983；SHIBATA，1987)。ボカスギでは，傷害樹脂道が多数存在していることも指摘されている(河村ら，1984；金指ら，1987)。この傷害樹脂道は，本来，内樹皮には存在せず，外部からの刺激に対して内樹皮に形成される（山中，1984）ので，ボカスギでは外部の刺激に対して傷害樹脂道が形成されやすい品種ではないかと考えられる。ボカスギ以外の挿し木品種もかなり古くから造林されてきた（平，1979）ので，本種に対して強いものだけが残ったと推測され，ボカスギと同じような抵抗性の機構が存在しているのではないかと推測される。

第2節　被害の発生しやすいスギ林の特徴

本県のスギ造林の大半を占めるタテヤマスギの林分では，本種による被害率がきわめて高いことを前節で示した。ところが，タテヤマスギの実生林分でも，被害の少ない林分の存在が，被害の実態調査を行う過程で判明した。

表―33　砺波地域におけるマスヤマスギの林分のスギカミキリによる被害率

品種系統	調査林分数	被害率（％）		
		最小値	平均値	最大値
マスヤマスギ	10	0	3.2	9.9

そこで，本節ではタテヤマスギの実生林分を対象に，どのような条件下の林分で本種による被害率が高くなるのかを，数量化第Ⅰ類を用いて解析した結果（西村・桐林，1993）について述べる。

1．調査方法

1981年，1982年，1985年の3年間に，県内の民有林においてタテヤマスギの実生林分を対象に77林分，1988年には，森林開発公団の造林地でタテヤマスギの実生林分を対象に22林分の調査を行った。その方法は，各調査林分において任意に50本（一部の林分では100本)の生立木を選び，それぞれの調査木について本種による被害が2m以下の樹幹表面にあるかどうかを観察すると同時に，胸高直径も測定した。各調査林分の所在地，林齢，方位，傾斜度，斜面上の位置，標高を調査した。林齢については，民有林では森林簿によって，森林開発公団の林分では公団造林事業実行経過簿によって，それぞれ調べた。調査林分の標高は，林分の所在地から5万分の1あるいは5000分の1の地図上で推定した。

なお，本種による被害木とは，前節と同じように，樹幹表面にみられる食害痕の外部形態から判断して，本種の幼虫による被害が少なくとも材内部にまで達している立木とした。1979年と1980年にも同じような調査を行ったが，ヒノキノカワムグリガによる被害を本種による被害として，誤って判定した事例がかなりあったことが後になって判明したので，両年のデータを解析から除外した。

2．解析方法

数量化第Ⅰ類（田中ら，1984）によって各要因との関連を解析した。外的基準はスギ林の本種による被害率とし，被害率は，本種による被害を受けた立木の本数を調査木の本数で割った値を百分率で示した。要因については，立地条件として，各林分の方位，標高，傾斜度，斜面上の位置および地域の5要因を，成長条件として，各林分の肥大成長と林齢の2要因を用いた。これら7つの要因に関するそれぞ

れのカテゴリー区分を，表—34にまとめて示す。肥大成長については，次のようにして求めた。はじめに，林分の林齢（X）と平均胸高直径（Y）との関係を求めた。両者には Y＝0.41X＋9.1（r＝0.720, p＜0.01）という有意な直線回帰式が認められた（図—59）。同じ林齢では，林分の平均胸高直径が大きい林分ほど肥大成長はよいので，各調査林分の平均胸高直径の実測値から，この直線回帰式によって求めた計算値を差し引いた値が，－2未満では肥大成長の劣る林分，－2以上＋2未満では肥大成長が普通の林分，＋2以上では肥大成長がよい林分とした（図—59，表—34）。地域については，本県の河川によって区分されている方法（富山県農地林務部，1984）を採用した。調査林分数の関係から，小矢部川流域と庄川流域，神通川地域と常願寺川流域は，お互いに隣接しているのでまとめて，3つの地域に分けた。これら3つの地域は，本県を東西方向にほぼ3等分したことになる。

3．結果

99林分について，数量化第Ⅰ類で解析した結果を，重相関係数，決定係数，各要因の偏相関係数，並びにレンジに関しては表—35に，要因相互間の相関係数に関しては表—36に，各要因のカテゴリースコアに関しては図—60に示す。なお，今回の解析では，カテゴリースコアの値はプラスの値で被害率が高いことを，マイナスの値で被害率が低いことを示している。また，解析に供した7つの要因相互間の相関係数はきわめて小さな値を示しており（表—36），7つの要因はお互いにほぼ独立した要因であると判断された。

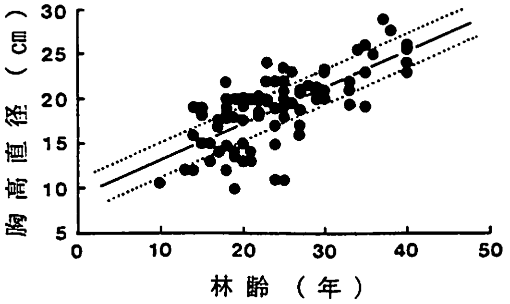
重相関係数は0.835であり，比較的高い値を示した。決定係数は0.697であり，今回の解析に採用した7つの要因で，全変動の約70%が説明できたことを示している。標高は，今回解析した要因の中で，レンジ，偏相関係数ともに他の要因よりも著しく大きな値を示した。次に大きな値を示したのは，肥大成長と林齢であった。しかし，方位，傾斜，位置，地域は，標高，肥大成長，林齢と比較すれば，いずれも小さな値であった。

そこで，レンジと偏相関係数がともに大きかった3要因について，被害率との関係をカテゴリースコアの値をもとに検討する。標高のカテゴリースコア

表—34　数量化Ⅰ類の解析に用いた要因，カテゴリー区分および頻度

要　因	カテゴリー	頻度
肥大成長（X1）	2.0≦X11	25
	－2.0≦X12＜ 2.0	48
	X13＜－2.0	26
方位（X2）	北・北東（X21）	24
	東・東南（X22）	18
	南・南西（X23）	16
	西・西北（X24）	41
標高（X3）	X31＜200m	23
	200m≦X32＜400m	35
	400m≦X33	41
傾斜（X4）	X41＜10°	42
	10°≦X42	57
位置（X5）	尾根・山腹中腹（X51）	68
	山腹下部・平地（X52）	31
林齢（X6）	X61＜20年生	31
	20年生≦X62＜30年生	45
	30年生≦X63	23
地域（X7）	小矢部川・庄川流域（X71）	41
	神通川流域・常願寺川流域（X72）	27
	黒部川流域（X73）	31

注）X1，X2，…，X7は要因を，X11，X12，…，X73はカテゴリーを示す。



図—59　各調査林分の林齢（X）と平均胸高直径（Y）との関係。実線はY＝0.41X＋9.1を，実線の上の点線はY=0.41X＋11.1を，実線の下の点線はY＝0.41X＋7.1を示す。

は，標高が高くなるにともなってプラスからマイナスへと大きく変化した（図—60）。これは，標高が高くなればなるほど被害率は減少することを意味しており，被害率と標高との偏相関係数がきわめて高かったことからも支持される（表—35）。肥大成長につ

表—35　重相関係数，偏相関係数およびレンジ

要因	レンジ	偏相関係数
X 1	13.342	0.393
X 2	7.500	0.247
X 3	35.625	0.775
X 4	7.466	0.308
X 5	2.293	0.094
X 6	11.413	0.414
X 7	5.073	0.197
重相関係数		0.835
決定係数		0.697

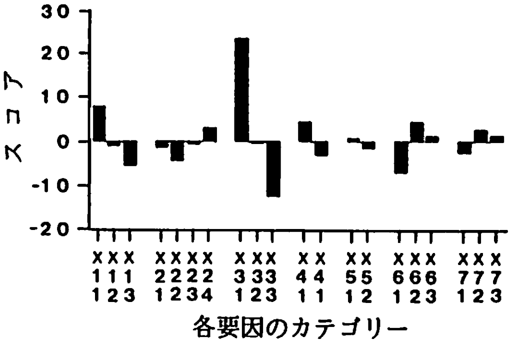
注）X 1，X 2，…，X 7 は表—34に示した要因である。

表—36　各要因間の相関行列

	Y	X 1	X 2	X 3	X 4	X 5	X 6	X 7
Y	1.000							
X 1	0.364	1.000						
X 2	0.067	-0.306	1.000					
X 3	0.702	0.129	-0.035	1.000				
X 4	0.261	0.131	0.118	0.105	1.000			
X 5	-0.199	-0.112	0.092	-0.310	-0.258	1.000		
X 6	0.091	0.033	-0.017	-0.184	-0.276	0.173	1.000	
X 7	0.098	0.227	-0.025	-0.145	0.192	-0.065	-0.010	1.000

注）X 1，X 2，…，X 7 は表—34に示した要因である。Yは，外的基準でスギ林における本種による被害率を示す。

いては，肥大成長の劣る林分のカテゴリースコアはマイナスの方向に大きな値を示し，肥大成長が普通の林分では 0 に近い値を示し，肥大成長のよい林分ではプラスの方向に大きな値を示した。したがって，肥大成長のよい林分では被害率が高い傾向を，肥大成長の劣る林分では被害率が低い傾向にあったといえる。林齢については，20年生未満の林分でマイナスの方向に大きい値を，20年生から30年生の林分ではプラスの方向に大きい値を示した。30年生以上の林分のカテゴリースコアはプラスの値を示したが，ほぼ 0 に近い値を示した。このことは20年生未満の林分では被害率が低いが，20年生から30年生の林分では被害率が高くなり，30年生を越えると被害率は少し減少する傾向にあったことを示している（図—60)。



図—60　各要因のカテゴリースコア。X11，X12，…，X72，X73は，表—34の各要因のカテゴリーを示す。

4．考察

本県のタテヤマスギ実生林分において，本種による被害量の多少に深く関係している要因は標高，肥大成長，林齢の 3 要因であることが判明した。各要因は相互に独立して，スギ林の本種による被害率と関係しているので，各要因ごとに被害との関係を考察する。

まず初めに，林齢について考察する。植栽後のスギ林に本種による被害が発生し始めると被害木は増加するので，林齢の増加にともなって被害率も増加の傾向を示す（第 3 章第 3 節；Ito and Kobayashi，1991)。このことを反映して，30年生までの林分では被害率が増加の傾向を示したものと推測される。ところが，30年生以上のスギ林になると被害率は減少傾向を示した。30年生以上のスギ林では，生息数のピーク時期はすでに過ぎており（伊藤，1991)，新たな被害木の発生はきわめて少なくなる（第 3 章第 3 節；Ito and Kobayashi，1991）ので，被害率はほぼ安定した状態で推移すると推測される。また，30年生以上の林分では，本種による激害木は，間伐等の際に意識的に伐採された可能性がきわめて高いものと思われる。このような条件が重なって，30年生以上のスギ林の被害率が，20年生から30年生のスギ林の被害率に較べて，少し低くなったものと考えられる。このように，被害率が林齢と密接な関係にあったのは，本種による被害が発生した時点からの被害の累積を反映したためであると考えられる。

スギ林内でもスギ林間でも成長のよいスギあるいはスギ林は，本種による被害を受けやすい傾向にある（Ito and Kobayashi，1993；西村，1983；Shibata et al，1991；第 3 章第 4 節)。本節の調査

でも，成長のよいスギ林ほど，本種による被害率は多くなることが明らかにされた（図―60，表―35)。これは，肥大成長のよい林分では，そうでない林分に比較して，外樹皮がより産卵に適した状態にあったためと考えられる。

本種による被害が少ない地域では，2月から6月にかけての気温の上昇にともなって降水量が増加し，その間の総降水量も多い傾向にあるが，被害の多い地域では，この間の降水量が減少あるいは横ばいで，総降水量も少ない傾向にあり，この違いが本種に対するスギの抵抗性に差を生じさせていると指摘されている（萩原・小河，1970；小林一，1980)。一般的に標高が高くなるにともなって気温は減少するので，卵のふ化時期も標高の上昇にともなって，遅れてくるはずである。本県では標高が高くなるにともなって，降水量が多くなる傾向にあることが知られている（富山気象台，1974)。したがって，標高が高くなるにともなって，幼虫が内樹皮から材表面に生息している時期が遅れ，降水量が多くなる時期と重なってくるのではないかと考えられる。

スギ林の本種による被害率に関与する3つの要因について考察した。スギ林における被害率は，被害発生からその時点までの累積された被害率であるから，林齢の増加にともなって被害率は当然増加の傾向を示す。したかって，林分の被害率に大きな影響を与えている要因は標高と肥大成長であると考えられた。

表―37　調査林分の概要

調査林分番号	場所	平均胸高直径(cm)	標高(m)	被害率(%)
1	立山町	22.6	250	50
2	大山町	22.7	550	16
3	大山町	26.4	500	15
4	大山町	25.8	500	34
5	大山町	21.4	550	12
6	立山町	20.4	200	83
7	立山町	19.1	200	70
8	立山町	20.9	200	87
9	砺波市	21.8	100	61
10	立山町	18.4	250	47
11	立山町	17.9	250	28
12	立山町	19.2	250	40
13	八尾町	32.1	200	88
14	細入村	22.7	250	80
15	立山町	18.4	150	47
16	大山町	22.0	450	7
17	大山町	19.1	450	3
18	上市町	21.3	400	22
19	上市町	20.0	400	6
20	魚津市	25.3	500	6

第3節　スギ林の肥大成長量と被害率との関係

前節において，標高と肥大成長は，スギ林の被害率に関与する最も重要な要因であることを明らかにした。標高については，降水量の多少が関与していると推測された（本章第2節）ので，人為的に何らかの変更を加えることは不可能である。しかし，肥大成長については，育林管理の方法によっては人為的に変更を加えることが可能であると考えられるので，本種による被害の軽減が期待される。前節の解析では，肥大成長は調査時点までの肥大成長量が平均的によかったかどうかの判断に基づいて解析を行った。そのため，被害率は調査時点までの平均的な成長量に関係していたのか，それともある時期の肥大成長量に関係していたのかといった点についての解析はできなかった。

ところで，本種による被害がほぼ終息した段階の林分では，若干の被害率の低下はあるものの，被害率はほぼ安定していることが示された（本章第2節)。また，本種の個体数変動にみられた一山型の減少期以後では，新たな被害木の発生はきわめて少ないことが示された（第3章第3節)。

そこで，本節では，林齢およびその林分の平均胸高直径の大きさから判断して，本種による被害がほぼ終息した段階の林分を対象に，過去の肥大成長量と被害率との関係を解析した結果について述べる。

1．調査方法

県内のタテヤマスギの実生からなる林分で，本種による被害の発生がほぼ終息した段階にあると推測された林分を対象に20林分を調査した。調査林分の概要は表―37に示すとおりである。各調査林分では，任意に選んだ100本の調査木について，立木ごとに胸高直径を測定し，本種による被害があるかどうかを調べた。これらの調査が終了した段階で，直ちにこれらの調査木100本の胸高直径の平均値を求め，その値に近い立木15本を選んで，成長錐を用いて胸高部（地際から1.3mの高さの樹幹部位）のコアーを採取

した。採取したコアーは林業試験場に持ち帰り，過去の年輪幅を自動ノギスで0.01mm単位で計測した。年輪幅が狭い場合は，ルーペあるいは実態顕微鏡下で測定した。各調査林分の標高は，5000分の１の地図上で確認した。本県では30cmの苗木を造林するので，この高さを測定すれば林齢を推定することができる。そこで，地際から30cmの高さの部位の樹幹から，数本の立木について成長錐によってコアーを採取し，随が採取されたかどうかを確認して，随からの年輪数によって林齢を推定した。

なお，本種による被害木は，前節と同じように樹幹表面にみられる食害痕の外部形態から判断して，幼虫による被害が少なくとも材内部にまで達している立木とした。

２．解析方法

この解析では連年肥大成長量，すなわち年輪幅と被害率との関連を解析するのであるから，被害の発生時期をほぼ同じにして解析する必要がある。スギ林に本種が定着する時期は，胸高部の年輪幅が非常に盛んな頃にほぼ一致する（第３章第１節）ので，各調査林分の年輪幅が最大を示した林齢を原点にして相対林齢で示し，－２年から＋16年までを解析の対象とした。この範囲を解析したのは，－３年以下および17年生以上になると欠測値が生じたためである。被害率は年輪幅だけでなく標高によっても影響を受ける（本章第２節）ので，解析は標高を含めて重回帰分析によった。目的変数は被害率とし，独立変数として相対林齢ごとの年輪幅と標高にした。この解析を相対林齢－２年から16年まで行い，被害率と肥大成長との関連を解析した。

３．結果および考察

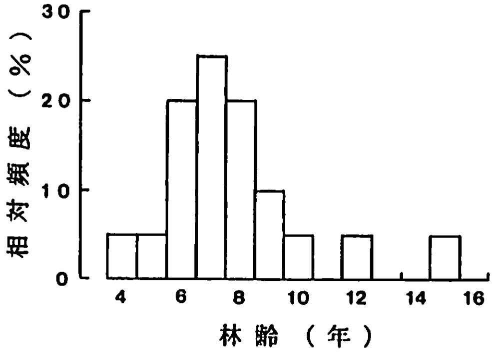
相対林齢－２年から16年までの重回帰分析の結果，すべての相対林齢で有意な重相関関係の存在が認められた（表—38）。これは前節の実態調査の結果からも当然予測されたことである。重要な点は，被害率と年輪幅との偏相関係数がどのような変化を示したかということである。相対林齢－２年から２年までの５年間については有意な偏相関係数が認められ，比較的高い値を示した（表—38）。ところが，相対林齢３年以後になると偏相関係数の値は急速に減少し，有意な差を示さなかった。このことは，胸高部の肥大成長が最も盛んな時期の年輪幅が狭くなればなるほど，被害の終息した段階での被害率はより低くなる傾向にあることを示している。胸高部の年輪幅が最大になった時点の林齢，すなわち定着時期は，２齢級に集中した（図—61）。したがって，２齢級の頃の成長を抑制すれば，本種による被害率が軽減されることを示唆している。

肥大成長量を抑制すれば，どの程度被害が軽減されるのであろうか。この点を明らかにするために，

表—38　相対林齢ごとの重相関係数と偏相関係数

相対林齢	重相関係数	偏相関係数（標高）	偏相関係数（肥大成長）
-2	0.8540＊＊	-0.8484＊＊	0.4987＊
-1	0.8973＊＊	-0.8719＊＊	0.6774＊＊
0	0.8807＊＊	-0.8271＊＊	0.6140＊＊
1	0.9092＊＊	-0.8759＊＊	0.7202＊＊
2	0.8776＊＊	-0.7429＊＊	0.6017＊＊
3	0.8304＊＊	-0.7376＊＊	0.3718
4	0.8168＊＊	-0.8003＊＊	0.2761
5	0.8056＊＊	-0.8024＊＊	0.1603
6	0.8101＊＊	-0.7944＊＊	0.2138
7	0.8235＊＊	-0.8073＊＊	0.3268
8	0.8011＊＊	-0.8007＊＊	0.0737
9	0.8003＊＊	-0.7963＊＊	-0.0450
10	0.8020＊＊	-0.7988＊＊	0.0980
11	0.8066＊＊	-0.8056＊＊	0.1737
12	0.8091＊＊	-0.8036＊＊	0.2032
13	0.8104＊＊	-0.8056＊＊	0.2175
14	0.8088＊＊	-0.8042＊＊	0.2002
15	0.8183＊＊	-0.8094＊＊	0.2878
16	0.8032＊＊	-0.7988＊＊	0.1218

注）＊は５％レベルで有意であることを，＊＊は１％レベルで有意であることを示す。



図—61　胸高部の年輪幅が最大になった時点の林齢の頻度分布。

相対林齢－2年から2年までの5年間の各林分の平均年輪幅を求め，この値を肥大成長の盛んな時期の成長量とした。そして，この値と標高を説明変数とし，被害率を目的変数として，再度，重回帰分析を行った。その結果を表－39に示す。1％レベルで有意な重相関関係が認められ，寄与率は0.839であった。この回帰式から標高に関係なく，年輪幅が1㎜減少すれば，被害率は10％程度減少すると推定された。胸高部の肥大成長の最盛期に相当する2齢級の時期（図－61）に，成長量を枝打ちによって抑制すれば，被害率をかなり軽減させることになると考えられる。しかし，標高が低いところの林分では，標高の要因が大きくなるので，被害率は成長が劣る林分でも50％を超える値となることが推定された。このような場合には，成長の抑制による被害率の軽減効果はきわめて少ないことになる。ところが，枝打ち管理の行われてきた林業の先進地では本種による被害は少ないことが指摘されており（藤森，1984），本県でも，事例が少ないものの，枝打ちを丁寧に行った林分では被害がきわめて少ない（日林協，1988）。大阪府でも，本種による被害実態調査の結果から，枝打ちを行った林分では被害が少ない傾向にあった(伊藤，1984)。枝打ちは，単に肥大成長の抑制だけでなく，スギに物理的な刺激を与えることになるので，傷害樹脂道の形成が期待される（山中，1984）。したがって，枝打ちが繰り返された立木では，内樹皮に多数の傷害樹脂道が形成されたと推測される。このよな立木では，第4章第5節で考察したように，本種によく利用され，利用限界に達した立木とほぼ同じような条件を備えるに至ったのではなかろうか。

ところで，表－39から標高と胸高部の初期の肥大成長量によって，被害率の全変動の84％を説明することができた。肥大成長量，すなわち年輪幅は，胸高直径と正の相関関係にあることが第3章第4節で示された。これらのことは，被害の発生がほとんどない林分，すなわち，植栽後まもないスギ林の胸高直径と標高がわかれば，被害が終息した段階の被害率を予測することが可能であることを示唆している。今回調査したスギ林では，それぞれのスギ林内で平均的な立木を選んで，過去の平均年輪幅を求めたのであるから，この平均年輪幅を植栽時点から加算していけば，林齢5年生時の胸高直径を推定することができる。この値に標高のデータを加えて，説明変数とし，被害率を目的変数にして，重回帰分析を行った。その結果を，表－40に示す。寄与率は0.856であり，表－39とほぼ同じような結果が得られた。標

表－39 スギ林のスギカミキリによる被害率に関係している要因と被害率との重相関関係

重相関係数	寄与率
0.9159	0.8389

分散分析表

変動因	自由度	平方和	平均平方和	F値
回帰	2	14060.6	7030.3	44.28**
誤差	17	2699.2	158.8	
全体	19	16759.8		

係数表

説明変数	偏相関係数	回帰係数と定数	標準誤差	F値
標高	-0.8746	-0.1486	0.0200	55.32**
肥大成長量	0.7436	9.9027	2.1596	21.03**
定数		21.8625	17.1932	

注）説明変数の肥大成長量は，胸高部の年輪幅が最大になった林齢の前後2年を含む5年間の年輪幅の平均値である。

表－40 スギ林の標高と林齢5年生時の胸高直径から被害終息段階の被害率を予測する方法の解析－重回帰分析による－

重相関係数	寄与率
0.9251	0.8558

分散分析表

変動因	自由度	平方和	平均平方和	F値
回帰	2	14342.9	7171.5	50.44**
誤差	17	2416.9	142.2	
全体	19	16759.8		

係数表

説明変数	偏相関係数	回帰係数と定数	標準誤差	F値
標　高	-0.9068	-0.1659	0.0187	78.67**
ＤＢＨ	0.7744	10.0879	1.9990	25.47**
定　数		66.2305	8.6427	

注）ＤＢＨは，5年生時の胸高直径を示す。

高と5年生時の平均胸高直径がわかれば，被害終息段階の被害レベルを予測することがかなりの精度で可能であることを示している。調査林分数をさらに増やすならば，より信頼のおける予察式になるであろうと期待される。

第6章　総合考察

本章では，第2章から第5章までに述べた一連の調査結果に基づき，第1節では，スギ林におけるスギカミキリによる一山型の被害発生機構を，総合的に考察した結果について述べる。第2節では，本種による被害発生の特徴から，防除は被害を未然に防止することが重要であるという観点にたって，有効な防除法の提言について述べる。

第1節　被害発生機構

第3章および第4章で示したように，スギ林に定着した本種個体群はスギ林の成長過程の一定の時期，すなわち，スギ林の平均胸高直径が8～15cmの頃に，本種の密度が高まるとともに本種による被害木も林内に急速に拡大することが明らかになった。そして，林分の平均胸高直径が15cm以上になれば，通常のスギ林では密度は減少して，低密度レベルとなり，ピーク期のような高密度レベルに達することはなく，新たな被害木の発生もきわめて少ないと推論された。

本節では，このような特徴のある一山型の被害発生機構について，便宜的に定着時期，増加期，ピーク期・減少期，終息期の4つの段階に分けて総合的に考察する。

1．定着時期

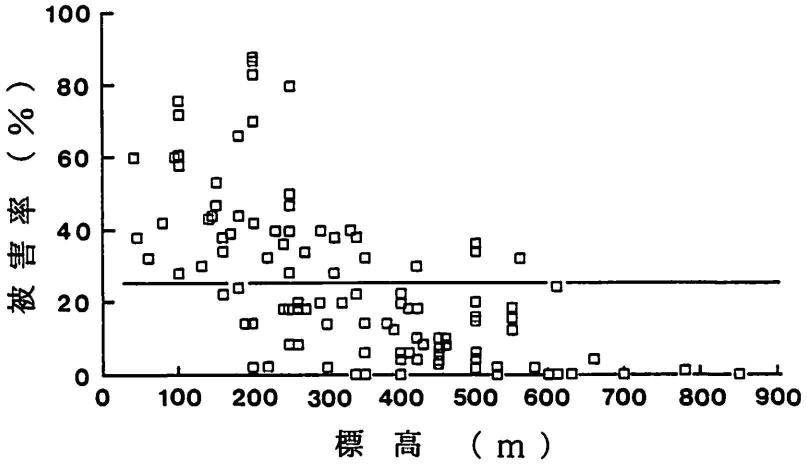
調査林分No.4では，1985年に本種の定着が認められた(第4章第3，5節)。この年の総捕獲成虫数はわずか12頭であったので，この値がNo.4の林分へ侵入した成虫数の総数であると推定され，雌成虫は7頭捕獲されたので，この値が雌の移入数であると考えられた(第4章第6節)。このように，わずか7頭程度の成虫が侵入しただけで，この林分は本種の定着を容易に許したことになる。定着を容易に許した林分は，どのような状態にあったのであろうか。

スギ林内で立木の肥大成長を過去にさかのぼって調査してみると，被害率の高い林分ほど，胸高部の肥大成長量が最大になった林齢の前後2年間を含む5年間の年輪幅が大きい傾向にあり（第5章第3節)，本種の被害を受けた立木は，この時期にスギ林内では肥大成長のよい立木であった（第3章第4節)。本種の定着は，スギ林の胸高部の年輪幅が非常に盛んな頃である（第3章第1，4節)。したがって，本種が定着する頃のスギ林では，各立木の肥大成長が盛んなことを反映して，外樹皮は粗い状態になっていたと推定される(小林・山田，1982)。このような外樹皮の粗い状態が維持された立木では，産卵数が多くなる傾向にあることが指摘されている(吉野，1988)。このように，この時期には，産卵に適した外樹皮を持った立木が林内に多数存在していたと考えられる。このようなスギ林に飛来した雌成虫は，きわめて短期間に多数の産卵を行うことが可能であった（第2章第3節）と推察される。

スギには樹脂分泌組織は存在しないが，本種幼虫による食害等の外部からの刺激が内樹皮に加えられた時，傷害樹脂道が内樹皮に形成される（山中，1984)。この傷害樹脂道からの樹脂の分泌は，幼虫の主要な死亡要因である（第2章第5節；萩原・小河，1970；伊藤，1992；伊藤・小林，1988；小林，1982；野淵ら，1987a，1987b，1987c；奥田，1983；SHIBATA，1987)。定着後のスギ林内では本種の個体数が急激に増加する(第3章第3節，第4章第3節)ので，定着時期の頃の傷害樹脂道は，それ以後と比較すると，きわめてわずかしか形成されていないと考えられる。したがって，スギ林に本種が定着する時期までのスギの内樹皮は，本種の生存にとって有利な状態にあると考えられる。

本種がスギ林に侵入する手段は，被害木の人為的な移動を除けば，成虫自体の移動に依存していると考えられる。伊藤（1985）は，野外において成虫の飛翔行動を観察し，少なくとも60m以上を飛翔する成虫がいたことを報告している。成虫は，100mの範囲内であれば林分間を頻繁に移動することが明らかにされた（第4章第6節)。

本県における本種による被害は，タテヤマスギの実生林で多発しているが(第5章)，タテヤマスギは都市部を除けば，農村部には屋敷林として点在しており，山村や山では，スギ林としてほぼ連続的に分布しているという特徴がある。



図―62　タテヤマスギの実生林分におけるスギカミキリによる被害率と標高との関係。
直線は平均被害率を示す。

以上のことから，本種は新たに植栽されたスギあるいはスギ林に容易に侵入を繰り返すことができるので，外樹皮が産卵に適した状態に達すれば，内樹皮に傷害樹脂道が少ないという生理的な条件も有利に作用して，スギあるいはスギ林への定着に成功するものと考えられる。

2．増加期

増加期のスギ林では，林内で肥大成長のよい立木が被害にかかりやすい傾向にあり（第3章第4節），この時期の平均停留率は高く推移する傾向にあったので，きわめて多数の卵が産下されたと推測される（第4章第4節）。このように，定着期に引き続き，スギ立木の外樹皮が，産卵にとって有利な状態にあったと考えられる。特に，林内で胸高直径の大きい立木は，この条件を備えていたと考えられる。

密度の増加にともなって増加率は減少する傾向がみられた（第4章第3節）ので，本種の加害によって内樹皮に形成された多数の傷害樹脂道による影響で，樹皮下の死亡率が徐々に上昇したのではないかと推測された。しかし，増加期では増加率が依然プラスの範囲にあった（第4章第3節）ので，林内全体でみれば産卵を回避する段階にまで傷害樹脂道が蓄積された立木は少なかったと考えられる。したがって，林内全体としてみれば，内樹皮の状態も幼虫の生存にとってはまだ有利な条件下にあったと考えられる。

3．ピーク期・減少期

密度がピークになった年に，停留率が著しく低下し，その翌年の密度は急激に減少した（第4章第3，4節）。しかも，このピーク期を境に本種がよく捕獲された立木の分布も大きく変化した（第4章第5節）。これは，定着から増加期にかけて本種の産卵が繰り返し行われた結果，傷害樹脂道が多数形成されて利用の限界を越えた立木が，このピーク期に多数出現したことを示唆している。本種は，このような状態に達したスギへの産卵を回避して，林内の他の立木や他の林分に分散したと推定される（第4章第5節）。

減少期に入ると，産卵に適した肥大成長のよい立木の大半は，すでに利用の限界に達しているか，あるいは達していなくてもかなり悪化した状態にあると考えられる。このような条件下では，本種は，林内で相対的に成長がよく，かつ内樹皮の条件が利用の限界に達していない立木を選択的に利用するようになる。当然そのような立木は林内では少ないので，たとえ増加しても利用可能な立木数に限界があるので，ピーク期のようなレベルには達しないと考えられる（第4章第3節）。

ところが，成長がよく，かつ内樹皮の条件が利用の限界に達していない立木が林内で多く残っている場合には，第4章の調査地であるNo. 3やNo. 9のように，ピーク期が通常の林分よりも長引くと考え

られる。しかし，そのような立木が少なくなれば，密度は減少すると推測される。

4．終息期

林齢が経過すれば，増加期からピーク期に形成された傷害樹脂道が存在する内樹皮の層は外樹皮へ移行して，消滅するはずである。このような状態になると，内樹皮の条件は定着時期の頃と同じになるので，増加期からピーク期にかけての密度レベルの再現が可能となる。しかし，この時期になると立木は大きくなっており，林分は完全に閉鎖の状態にあるから，毎年の肥大成長量はきわめてわずかである（第3章第3節）。そのために，外樹皮の状態はすでに密になっており，産卵に不適な状態に変化していると考えられる。このような条件下では，1雌当たりの産卵数が少なくなり，さらに脱出直後からの産卵数も少なくなる（第2章第3節）。したがって，終息期では内樹皮の条件よりも，むしろ産卵に適した外樹皮を持った立木が非常に少ないことが大きな要因となって，低密度レベルで推移しているものと考えられる。

以上のことをまとめれば，スギ林における本種の個体数変動にみられた一山型は，スギ林の成長にともなう外樹皮の変化（産卵の好適性にかかわる量的な変化）と，本種が同じ立木を繰り返し加害することによって生じる内樹皮の変化（利用を急に放棄する質的な変化）の2つの要因によって決まる本種にとっての利用可能な立木の量に依存していると結論づけられる。このように考えるならば，スギ林内で胸高直径の大きな立木に被害が多発する現象（ITO and KOBAYASHI，1993）も説明することができるのではないかと考える。

第2節　防除に関する提言

本種個体群は，スギ林における一定の成長過程，すなわち，スギ林の胸高直径が12～13cmに密度のピークを持つ一山型の年次変動を示し，本種による被害を受けた立木は，胸高直径が8～14cmの期間に，林内で急速に拡大することが明らかになった（第3章第3節）。この時期を経過したスギ林は，特にタテヤマスギの実生林では，本種による被害率はきわめて高いことが明らかにされた（第5章第2節）。林内における本種による被害の拡大を防ぐためには，肥大成長をできるだけ抑えることと，本種がスギを利用し続け，利用の限界にまでに達した条件（多数の傷害樹脂道の蓄積）を内樹皮に人工的に作り出すことが重要である（第5章第3節）。このような効果をあげる有効な手段として，林業では枝打ちという方法がある。枝打ちとは，優良材を生産するために，生枝を樹幹の付け根から切り落とし，肥大成長を制御して，年輪幅を調整することが本来の目的である（藤森，1984）。この方法は肥大成長の抑制に加えて，スギに物理的な傷害を与えるので，傷害樹脂道が内樹皮に形成される（山中，1984）ことになる。この作業を毎年あるいは定期的に行えば，多数の傷害樹脂道が形成されると推測される。現に，有名林業地，すなわち，枝打ちがよく行われている林業地では，本種による被害が少ないこと（藤森，1984），本県でも，枝打ちが頻繁に行われている林分では，被害がきわめて少ないという報告（日林協，1988），大阪府では，枝打ちをした林分では被害が少ないという報告（伊藤，1984）からも，枝打ちの有効性が示唆される。この方法が有効になるのは，本種の定着時期，あるいは，被害の少ない段階の林分からの枝打ちであると考えられる。具体的には，林分の平均胸高直径が8cm以下の林分（第3章第3節），あるいは定着時期と推定される林齢は2齢級に集中しているので，5年生が一つのめどになるのであろう。また，被害の初期段階で被害率も低い段階の林内における被害木は，今後多数の成虫が脱出する可能性が高い（第4章第5節）ので，この枝打ちに加えて被害木を除去するならば，効果はさらに上がると期待される。

本県のスギ林における本種による被害率に関係している要因として，標高は最も重要な要因であることが明らかにされた（第5章の第2，3節）。スギ林の平均胸高直径が14cm以上になれば被害率は安定する（第3章第3節）ので，第5章第2節の解析に用いた林分で平均胸高直径が14cm以上の林分87林分と第5章第2節の20林分（胸高直径は表―37に示すようにすべて14cm以上である）を含めて合計107林分を対象に，被害率と標高との関係を図―62に示す。107林分の平均被害率は，25.1%であった。標高300～400m以上になると本種による被害率は，全体的に低下するが，林分によっては40%前後に達する場合もあ

った。このような林分では，肥大成長がよいことが影響している（第5章第2，3節）ので，枝打ちを行う必要があると考えるられる。それ以外の大半の林分では，被害率は20%以下であるので，本種の予防のためにあえて枝打ちを早期からする必要はないと思われる。ところが，標高300m以下の地域では，きわめて高い被害率の林分が多数出現している。このような地域でも枝打ちの効果は当然期待できるが，現在の林業情勢から，どの林分でも枝打ちを定期的に行えるような環境下にあるとは思われない。幸いなことに，本県では本種に強く，しかも材質的にも優れた挿し木品種が存在する(平，1979)。平(1984)は，このような品種は雪害に弱い欠点を持つものの，平均年最大積雪深が1～1.5m以下の地域であれば，造林が可能であると指摘している。この地域を標高でみれば，標高300m以下の地域に相当する（平・石田，1989)。標高300m以下のタテヤマスギ人工林の本種による被害率はきわめて高い（図―62）ので，このような地域では，本県産の挿し木品種の導入が非常に有効な防除手段であると考えられる。

以上のことから，本県において本種の被害を防止するためには，本種による被害の発生が始まる頃からの枝打ちが有望であると推論される。また，激害林分の多い里山地帯では，本県産の挿し木品種の導入も有望な予防手段であると考えられる。特に，枝打ちは，本県以外の地域でも有効な防除方法になるものと期待される。

要　　約

スギカミキリによる被害木は，本種の加害部から侵入した腐朽菌によって材部が変色・腐朽する。甚だしい場合には，1個体の加害によって商品的価値が著しく低下する恐ろしい害虫である。したがって，この害虫の防除は，被害を未然に防ぐ予防法の開発が重要な課題となる。

そのために，本種の脱出消長，産卵能力，樹皮下における生存過程等の特徴を，まず把握した。次に，スギ林における本種の個体数の年次変動と本種による被害木の発生経過を過去の蛹室数から推定して，スギ林の成長との関連を明らかにした。この関係を利用して，現実のスギ林における年ごとの成虫個体群のパラメータが，一山型の個体数の年次変動とどのような関係にあるかを解析した。また，スギ林を基本単位に，本種による広域的な被害量と密接に関係している要因の解析を行った。

これらの調査結果に基づいて，スギ林における本種による被害発生機構の解明を行い，実行可能な防除法を提言した。主要な成果を以下に述べる。

本種の生態

1．成虫は，3月下旬ないしは4月上旬から，4月下旬ないしは5月上旬にかけて脱出した。成虫の50%脱出日は，2月1日から3月20日までの平均気温とサクラの1品種であるソメイヨシノの開花日から予察できることが判明した。休眠覚醒後の成虫が脱出するために必要な有効積算温度は，105日度と推測された。

2．飼育条件下での成虫の1雌当たりの産卵数は，成虫の脱出時の体重，産卵場所の好適性，栄養補給の有無によって異なることが示された。産卵は，気温が高くなればなるほど活発になる傾向が認められた。

3．産卵場所が適した条件下にあれば，1雌当たりの産卵数は増加し，産卵は脱出後のより早い段階で開始され，脱出直後からの産卵数も多い傾向にあった。逆に，不利な条件下にあれば，1雌当たりの産卵数は減少し，産卵の開始時期も遅れ，脱出直後の産卵数も少ない傾向にあった。この違いは，産卵場所の探索に費やされるエネルギー量に差があるためであると考えられる。

4．成虫は後食をしないので，雌成虫の体重変化は産卵数と密接に関係していることが判明した。そこで，野外における雌成虫の体重の減少率を，飼育条件下の雌成虫の体重の減少率と比較することによって，スギ林における産卵過程の推定を試みた。飼育条件下とほぼ同じような産卵過程が示唆された。

5．ふ化直後の幼虫をタテヤマスギとボカスギに接種し，樹皮下における本種の生存過程を調査した。死亡の大半は，内樹皮に食入して材表面を食害している間に発生し，材穿入後から脱出までの死亡は，きわめて少なかった。タテヤマスギに食入した幼虫からは成虫の脱出がみられたが，ボカスギ

に食入した幼虫は材表面を食害している間にすべて死亡した。したがって，ボカスギは，本種に対してきわめて強い抵抗性の機構を持っていると示唆された。

6．2年1世代の個体の割合は，定着後の初期段階ではきわめて少ないが，ピーク期以後では40%と多くなる傾向にあった。

本種による被害発生の特徴

1．本種は，スギ林の胸高部の肥大成長が非常に盛んな時期に，定着した。その時期は，肥大成長のよい林分では早まり，悪い林分では遅くなることも判明した。

2．本種個体群は，スギ林の平均胸高直径が12～13cmの時に密度のピークを持つ一山型の年次変動をすることが明らかになった。また，新たな被害木が多発した時期のスギ林の平均胸高直径は，8～14cmであった。

3．本種が定着し，本種による被害が多発する時期にかけてのスギ林で，肥大成長のよい立木が，本種による被害を受けやすい傾向にあった。

4．本種による被害の垂直分布の範囲は，林齢の増加にともなって上昇した。これは，樹幹内で最も肥大成長の盛んな部位が林齢の増加とともに上昇することと，その部分から産卵に適した外樹皮が形成されるためであると推測された。

5．本種による累積被害の垂直分布と増加期における年ごとの被害の垂直分布は，樹幹の上昇にともなって被害が減少する傾向を示した。ところが，減少期における年ごとの被害の垂直分布は，地際部から1m以下の部位に被害が多かったものの，それ以外の部位では比較的平均的に被害が存在する傾向を示した。

成虫個体群の動態

1．比較的まとまって存在している9林分のスギ林で，バンド法を応用して，成虫を捕獲し，標識再捕法によって，雌，雄および雌雄を込みにした成虫個体群のパラメータを，それぞれ推定した。雌雄のパラメータが同時にしかも成虫期間のほぼ全域について推定されたのは，1983年と1985年のNo.9だけであった。この林分の両年の個体数の季節的変動，停留率の季節的変動，総脱出数，捕獲率の季節的変動，性比の季節的変動を雌雄別々に推定し，その特徴を明らかにした。そして，雌雄を込みにした推定値は，成虫個体群のパラメータを代表しうる推定値であることが明らかになった。

2．各林分の総脱出数から推定された密度レベルを，林分の胸高直径の大きさから判断して，本種の個体数変動にみられた一山型のどのステージに相当するかを明らかにした。そして，各ステージごとに密度と増加率との関係を解析し，それぞれのステージによって増加率が平衡になる密度は，ピーク期，減少期，終息期の順で減少した。これは，本種にとっての環境の好適さが，ピーク期を境に悪化したことを示唆した。

3．スギ林における成虫の停留率は，密度と無関係であった。停留率と増加率とは正の相関関係にあり，停留率が0.84以下の林分では増加率がマイナスに，0.90以上ではプラスに変化する傾向を示した。

4．定着期からピーク期にかけての林分では，本種による被害を受けた立木を中心に，その周辺に被害が広がり，立木当たりの捕獲成虫数も増加する傾向を示した。ところが，ピークを境にそれまで多数の成虫が捕獲された場所は急激に変化し，いままであまり利用されなかった林内の他の場所で，成虫が捕獲されるようになった。ピーク時の停留率が極めて低かったので，それまで利用してきた立木を放棄したと推測された。どの林分でも，立木当たりの捕獲数が少ない場合には，翌年の捕獲数は多くなる傾向にあったが，捕獲数が5頭以上になると翌年の捕獲数は減少する傾向にあった。したがって，同じ立木に産卵が繰り返されたために，幼虫の主要な死亡要因である傷害樹脂道が多数形成され，産卵を回避せざるをえなかったものと考えられた。

5．林分間の成虫移動率は，雌が7～25%，雄が3～16%であった。年ごとの成虫移動率は，毎年雌の移動率の方が大きい傾向にあったが，有意な差が認められたのは1年間だけであった。林分間の移動は，成虫個体数の季節的変動のピーク時期以後に頻繁に観察された。移動距離は平均50～80m

であり，100mまでの移動距離は頻繁に観察され，雌雄の移動距離に有意な差はなかった。

スギ林の被害に関係している要因

1．本県産の挿し木品種，ボカスギ，マスヤマスギ，リヨウワスギ，カワイダニスギは，本種に対して強い抵抗性を持っていることが示唆された。

2．本県のスギ林は，その大半をタテヤマスギの実生林で占めている。これらの林分では，本種による被害率に著しい差が存在していたので，数量化I類で成育環境に関係した要因並びにスギの成長にかかわる要因と被害率との関係を解析した。標高，肥大成長，林齢は，被害率と密接な関係にあると認められたが，実質的には前2者が重要な要因であった。

3．被害の終息した段階における被害率はほとんど変化しないので，この段階に達したタテヤマスギの実生林，20林分を対象に，被害率と肥大成長との関係を解析した。胸高部の年輪幅が最大になった林齢とその前後2年間を含む5年間の年輪幅が広ければ広いほど，被害率は高くなる傾向が認められた。

4．標高と林齢5年生時の平均胸高直径から，被害がほぼ終息した段階の被害率を予測することが可能であった。

一山型の個体数変動と被害の発生

1．植栽後のスギ林に定着した本種個体群は，スギ林の平均胸高直径が12～13cmの頃に密度のピークを持つ一山型の年次変動を示した。この特徴ある変動は，スギの肥大成長にともなう外樹皮の量的な変化と，本種自身の加害によって生じる内樹皮の質的な変化によって決定される，本種にとっての利用可能な立木の量に依存していると推論された。具体的には，以下のように考えられる。

2．定着からピークにかけて，密度が増加するとともに，被害木も林内に急速に拡大したのは，産卵に適した外樹皮を持ち，かつ内樹皮には幼虫の死亡要因の原因となる傷害樹脂道の少ない立木が，林内に多数存在していたためである。

3．密度が増加して高密度レベルに達すると，多数の幼虫が同じ立木を連年加害することによって内樹皮は急速に悪化し，産卵を回避せざるをえない段階に達する。ピーク期には，このような立木が多数発生し，成虫は脱出後林外へ移動し，翌年の密度が急激に減少する。

4．発生のピークを過ぎてまもない林分では，内樹皮の状態が産卵回避の段階に達していなくてもかなり悪化していることが予測され，幼虫の死亡率は高い可能性があり，密度は減少し，ピーク期までの被害の拡大傾向も，抑制される。

5．時間の経過とともに，内樹皮は徐々に外樹皮へと移行し，傷害樹脂道もそれに比例して減少していくので，再び産卵可能な状態の立木が増加し，本種の密度の上昇が期待されるが，低レベルのままで推移する。この時期のスギ林での肥大成長量は非常に小さく，外樹皮には産卵に適した間隙がきわめて少ないので，たとえ内樹皮の条件が産卵可能な状態に復帰していても，本種の産卵自体が抑制される。この段階では，新たな被害木はほとんど発生しない。

防除についての提言

1．スギの肥大成長を抑制し，本種によって連年加害されたと同じ状態を内樹皮に人工的に作り出せば，被害を未然に防ぐことが可能であると考えられた。両者を同時に可能にする方法として，林業では枝打ちがある。この方法は，重要な育林作業の一つであり，現在のスギ林の育林管理の延長線上で，本種の被害を予防することが可能であると推論された。

2．本県では，本種にきわめて強い挿し木品種が存在している。雪害の心配が少ない標高200mあるいは300m以下の地域では，タテヤマスギの代わりに，本県産の挿し木品種の導入も重要な防除方法の一つであることが判明した。

謝　　辞

本論文の取りまとめに当たり，格別のご指導と綿密なご校閲を賜った大阪府立大学農学部教授保田淑郎博士に深甚なる感謝の意を表する。本論文を取りまとめるに当たり，ご校閲を賜った大阪府立大学農学部教授一谷多喜郎博士，同大学農学部教授森本幸裕博士に心より深謝の意を表する。また，同大学農

学部講師石井実博士には，本論分の取りまとめに当たって綿密なご校閲を頂いた。ここに，心から感謝申し上げる次第である。

本研究を進める過程で，終始温かいご支援とご助言ご批判をいただいた森林総合研究所元所長（現在，日本林業技術協会顧問）小林富士雄博士，森林総合研究所企画調整部企画科長竹谷昭彦氏に厚く御礼申し上げる。

本研究を進める過程で，ご支援をいただいた富山県林業技術センター所長深澤庄司氏，同次長吉田隆直氏，同元所長伊藤徳次氏に深く感謝する。本研究を進める過程で，ご協力とご助言をいただいた富山県林業技術センター林業試験場経営特産課長平　英彰博士，同主任研究員安田　洋氏，同主任研究員嘉戸昭夫氏，同元主任研究員（現在，富山農地林務事務所林務課普及班係長）澤田隆司氏，同主任研究員長谷川幹夫氏，同主任研究員相浦英春氏，同主任研究員髙畠幸司氏，同元研究員（現在，富山県森林公社業務課長代理）落原正之氏，富山県林業技術センター企画管理部主任研究員髙橋理平博士，労多い被害木の伐採をしていただいた富山県林業技術センター林業試験場技能員岡本敏光氏，本種による広域的な被害実態調査の資料を快く提供していただいた富山県林政課元林業専門技術員（現在，財団法人花と緑の銀行中央植物園部専門員）桐林秀雄氏に深く感謝の意を表したい。また，被害木を伐採するに当たり，その候補地の選定に御協力をいただいた富山県林政課，魚津，富山，砺波，高岡の各農地林務事務所の関係各位に心より感謝申し上げる。

引用文献

BERRYMAN, A. A.（1981）Population systems: a general introduction. 222pp, Plenum, New York.

藤森隆郎（1984）枝打ち―基礎と応用―. 180pp, 日本林業技術協会，東京.

藤田和幸・福山研二・槇原　寛・尾崎研一（1990ａ）スギ人工林におけるスギカミキリ成虫の移動. 日林誌　72：415～419.

藤田和幸・福山研二・尾崎研一・佐藤重穂（1990ｂ）スギ人工林におけるスギカミキリ成虫発生の年次変動. 日林誌　72：120～124.

福山営林署（1977）スギカミキリの被害について，みやま　２：16～23.

ハチカミ共同研究班（1971）スギカミキリによるスギのハチカミに関する研究. 56pp, 関西地区林試協保護部会.

萩原幸弘・小河誠司（1970）九州におけるスギのはちかみ発生事例とその分布特性. 森林防疫　19：118～121.

細田隆治・小林一三（1979）スギカミキリ成虫の脱出消長. 30回日林関西支講：41～43.

井上悦甫（1966）スギのハチカミに関する試験. 岡山林試報告　６：36～37.

井ノ上二郎（1990）スギ・ヒノキ穿孔性害虫とその防除（３）スギカミキリ被害林木の特性. 森林防疫　39：51～54.

井ノ上二郎・福島　勉・周藤靖雄・金森弘樹（1987）スギ品種別にみたスギカミキリとヒノキカワモグリガの被害. 島根林技研報　38：33～40.

井上牧雄（1983）スギカミキリによるスギ立木被害の解析（II）. 鳥取林試研報　26：81～101.

井上重紀（1981）スギカミキリの産卵最適条件. 日林誌　63：213～215.

伊藤賢介（1985）スギカミキリ成虫の飛翔行動の屋外観察. 36回日林関西支講：218～220.

伊藤賢介（1986）スギカミキリ成虫の生存期間と産卵能力に対する温度の影響. 37回日林関西支講：183～186.

伊藤賢介（1991）スギ人工林におけるスギカミキリの生息数と林齢との関係. 森林防疫　40：106～109.

伊藤賢介（1992）穿孔性害虫に対する針葉樹の抵抗性. 森林防疫　41：11～15.

伊藤賢介・小林一三（1983）スギカミキリ成虫個体群の林内移動・分散. 94回日林論：493～494.

伊藤賢介・小林一三（1984）スギカミキリ成虫個体群の林内移動・分散―調査２年目の結果―. 95回日林論：487～490.

伊藤賢介・小林一三（1988）ヒノキ生立木・断幹木，スギ生立木におけるスギカミキリの生存率の比較. 99回日林論：491～492.

伊藤賢介・小林一三（1989）スギ若齢林におけるスギカミキリの大発生の経過（Ｉ）脱出成虫数の年次変動. 40回日林関西支講：35～38

ITO, K. and I. KOBAYASHI (1991) An outbreak of the Cryptomeria bark borer, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae), in a young Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. DON) plantation. I. Annual fluctuations in adult population size. Appl. Ent. Zool. 26：63—70.

ITO, K. and I. KOBAYASHI (1993) An outbreak of the Cryptomeria bark borer, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae), in a young Japanese cedar (*Cryptomeria japonica* D. DON) plantation. II. Between-tree distribution of adult emergence holes and its relation to tree size. Appl. Ent. Zool. 26：63—70.

伊藤賢介・小林一三・宮崎　徹（1983）スギ林内におけるスギカミキリ成虫脱出孔の形成状況．34回日林関西支講：224～227.

伊藤孝美（1984）スギカミキリの被害と施業について，森林防疫　33：63～66.

IWAO, S. (1970) Dynamics of numbers of a phytophagous lady-beetle, *Epilachna vigintiocto-maculata,* living in patchily distributed habitats. Proc. Adv. Study Inst. Dynamics Numbers Popul. (Oosterbeek, 1970). 129—147［巖俊一生態学論集（思索社，1988）による］.

IWAO, S. (1977) Estimation of population parameters by means of the marking-and-recapture method. JIPB Synthesis. 17：1—13.

金指達郎・横山敏孝・勝田　柾（1987）スギ内樹皮における樹脂道領域の形状と切除処理による樹脂道形成能力の判断基準．98回日林論：447～449.

金子信博・福井修二・片桐成夫・三宅　登（1988）スギカミキリ *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae) 成虫の脱出過程に与える温度の影響．島根大農研報　22：51～55.

河村喜一郎・佐々木　研・田島正啓・岡田　滋（1984）スギカミキリに対するスギの抵抗性検定法（I）傷害樹脂道の形成パターンによる判定法．日林誌　66：439～445.

小林富士雄（1980）スギ，ヒノキの材質を低下させる穿孔性害虫（I）．林業技術　463：5～18.

小林富士雄（1986）スギ・ヒノキのせん孔性害虫．185pp，全国林業普及協会，東京.

小林一三（1976）赤外線テレビジョンシステムによるスギカミキリ成虫の行動観察の試み．27回日林関西支講：289～292.

小林一三（1978）スギカミキリによるスギ枯死木からの成虫脱出数とその垂直分布．29回日林関西支講：154～156.

小林一三（1980）スギ・ヒノキ優良材生産を阻害する害虫．山林　1157：23～30.

小林一三（1982）スギのヤニ分泌とスギカミキリの寄生．32回日林関西支講：272～275.

小林一三（1984）スギカミキリとヒメスギカミキリ成虫の休眠と材からの脱出の温度条件．95回日林論：491～492.

小林一三・伊藤賢介（1983）スギ林へのスギカミキリの侵入から大発生までの経過．94回日林論：491～492.

小林一三・柴田叡弌（1985）スギカミキリの被害と防除法．88pp，林業科学振興所，東京.

小林一三・山田栄一（1982）スギ・ヒノキの穿孔性害虫―その生態と防除序説―（小林富士雄編）．11～57，創文，東京.

小林一三・細田隆治・伊藤賢介（1981 a）スギカミキリの産卵数．32回日林関西支講：1～4.

小林一三・細田隆治・伊藤賢介（1981 b）スギカミキリの成虫脱出時期・産卵・ふ化期と薬剤防除適期．32回日林関西支講：203～205.

前田千秋・吉野　豊・前田雅量（1981）兵庫県におけるスギカミキリ抵抗性育種の現状．林木の育種　119：25～29.

前藤　薫（1984）スギカミキリ幼虫の齢数―スギの皮つき材片による飼育の場合―．36回日林関東支論：139～140.

前藤　薫・山根明臣（1985）低温処理によるスギカミキリ成虫の休眠打破．日林誌　67：376～377.

曲沢　修（1993）群馬県におけるスギカミキリの被害分布．群馬林試研報　2：17～22.

御橋彗海（1981）スギカミキリ等穿孔性害虫と被害の状況．林木の育種　120：31～35.

NAKAMURA, H. (1991) Vertical distribution of adult emergence holes of sugi bark borer, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoprtera: Cerambycidae), on Japanese cedar trees. Jpn. J.

Ent. 59：473—489.

中村寛志・杉山隆史・岡本秀俊（1991）スギカミキリ発生林における成虫の樹間移動. 応動昆 35：123〜129.

NAKAMURA, K. and T. OHGUSHI (1979) Studies on the population dynamics of a thistle-feeding lady beetle, *Henosepilachna pustulosa* (KONO), in a cool temperature climax forest. I. The estimation of adult population parameters by the marking, relese and recapture method. Res. Popul. Ecol. 20：297—314.

日本林業技術協会（1988）スギ・ヒノキせん孔性害虫被害対策推進調査報告書. 61pp.

西村正史（1983）スギカミキリの被害を受けたスギの林内分布. 富山県林試研報 9：16〜22.

西村正史（1984）スギカミキリによるスギ被害木に残された蛹室数の垂直分布と年次変化. 32回日林中支講：263〜266.

西村正史（1987）富山県におけるスギカミキリ成虫の脱出時期の予察. 日林誌 69：351〜354.

西村正史（1988）スギカミキリの卵および若齢幼虫の樹内分布に関する若干の知見. 富山林技セ研報 1：7〜10.

西村正史（1991）スギの肥大成長からみたスギ林へのスギカミキリの定着時期. 日林誌 73：251〜257.

西村正史（1993）スギ林内においてスギカミキリの被害を受けた立木の肥大成長の特徴. 41回日林中支論：179〜182.

西村正史（1994）スギ林におけるスギカミキリ個体群の年次変化の特徴. 森林防疫 43：124〜127.

西村正史・桐林秀雄（1993）スギカミキリの被害が発生しやすいスギ林の特徴. 富山林技セ研報 7：9〜14.

西村正史・落原正之（1983a）スギカミキリの産卵数とその消長. 31回日林中支講：175〜178.

西村正史・落原正之（1983b）富山県におけるスギカミキリ成虫の脱出消長と50%脱出日予察の試み. 31回日林中支講：179〜182.

野淵 輝（1984）解説 樹木の主要なカミキムシ(4) スギカミキリ. 森林防疫 33：36〜37.

野淵 輝（1985）スギ・ヒノキの穿孔性害虫による被害と防除法. 研究ジャーナル 8：44〜51.

野淵 輝（1988）スギ・ヒノキの穿孔性害虫の生態と加害（I）スギカミキリ. 森林防疫 37：174〜180.

野淵 輝・槇原 寛・遠田暢男（1987a）スギカミキリの樹体内での発育と死亡率（I）—幼虫の人工接種方法と死亡率—. 98回日林論：469〜470.

野淵 輝・槇原 寛・藤田和幸（1987b）スギカミキリの樹体内での発育と死亡率（II）—幼虫期における降水量の影響—. 98回日林論：471〜472.

野淵 輝・槇原 寛・遠田暢男・藤田和幸（1987c）スギカミキリの樹体内での発育と死亡率（III）—環境の違った林分内における幼虫の死亡率—. 98回日林論：473〜474.

布川耕一（1986）スギカミキリ被害木における脱出孔の地上高別分布. 37回日林関東支論：151〜152.

布川耕一（1990）新潟県におけるスギカミキリ被害の分布と発生環境. 新潟林試研報 32：9〜24.

布川耕一・山崎秀一（1986）スギカミキリ被害を受けたスギ立木の割材調査による被害解析. 新潟林試研報 28：35〜44.

大隅眞一（1989）森林計測学講義. 287pp, 養賢堂, 東京.

岡田 滋（1990）スギカミキリ虫害抵抗性育種. 林木の育種 156：11〜15.

岡田 滋・小林慎一（1981）スギ在来品種間のスギカミキリ抵抗性について. 林木の育種 119：30〜34.

奥田清貴（1983）スギカミキリ幼虫の加害とスギの状態. 森林防疫 370：8〜11.

林野庁（1990）スギ・ヒノキ穿孔性害虫被害の防除技術の実用化に関する総合研究：21〜28.

SEBER, G. A. Z. (1982) The estimation of animal abundance and relaeted parameteres. 654pp, Griffin, London.

柴田叡弌（1981）スギ林内におけるスギカミキリ成虫個体群の季節的変動. 32回日林関西支講：213〜215.

SHIBATA, E. (1983) Seasonal changes and spatial patterns of adult populations of the sugi bark borers, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae), in young Japanese

cedar stands. Appl. Ent. Zool. 13：220―224.

柴田叡弌（1984）スギカミキリ成虫を捕獲するためのバンド法について．森林防疫 33：30～35.

SHIBATA, E. (1986) Adult populations of the sugi bark borers, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae), in Japanese cedar stands: population parameter, dispersal, and spatial disitribution. Res. Popul. Ecol. 28：253―266.

柴田叡弌（1987）スギカミキリ成虫の活動に及ぼす温度の影響．38回日林関西支講：295～298.

SHIBATA, E. (1987) Oviposition schedules, survivorship curves, and mortality factors within trees of two Serambycid beetles (Coleoptera: Cerambycidae), the Japanese pine sawyers, *Monochamus alternatus* HORE, and sugi bark borers, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE. Res. Popul. Ecol. 29：347―367.

柴田叡弌（1992）関西地区におけるスギカミキリ成虫の脱出消長．森林防疫 41：200～205.

SHIBATA, E., T. OKUDA and T. ITO (1986) Monitoring and sampling adult population of sugi bark borer, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae), by the sticky trap banding method in Japanese cedar stands. Appl. Ent. Zool. 21：525―530.

SHIBATA, E., T. ITO, K. OKUDA and S. KONDO (1991) Adult density of the sugi bark borer, *Semanotus japonicus* LACORDAIRE (Coleoptera: Cerambycidae), in damaged stands of Japanese cedar, *Cryptomeria japonica* D. DON. Appl. Ent. Zool. 26：313―319.

柴田叡弌（1994）ボーベリア菌によるスギカミキリ防除の試み．森林防疫 43：52～58.

平 英彰（1979）富山県の挿し木品種．富山林試研報 5：1～66.

平 英彰（1984）多雪地帯におけるスギ挿し木品種の雪圧害抵抗性について，富山林試研報 10：24～29.

平 英彰・石田 仁（1984）富山県の積雪地帯区分．雪と造林 8：1～5.

田中 豊・垂水共之・脇本和昌（1984）パソコン統計解析ハンドブックII多変量解析編．400pp. 共立出版，東京.

富樫一己（1985）石川県におけるスギカミキリの生活環（予報）．石川県林試研報 15：1～8.

富山県農地林務部（1985）昭和58年度富山県林業統計書．122pp，富山県.

富山気象台（1974）とやまの天気．244pp，北日本新聞社，富山.

山中勝次（1984）針葉樹二次師部の樹脂道．木材学会誌 30：347～353.

横堀 誠（1988）スギカミキリ被害の実態と被害発生危険度の推定．茨城林試研報 17：1～77.

吉野 豊（1988）スギカミキリ産卵数のクローン間差異．兵庫林試研報 35：80～84.

和達清夫（1955）日本の気候．492pp，東京堂，東京.

Studies on a Solution to the Mechanism of Infestation by Sugi Bark Borers (*Semanotus japonicus* (LACORDAIRE)) Occurring in Japanese Cedar (*Cryptomeria japonica* D. DON) Plantations

Summary

The sugi bark borer is one of the worst of all insect pests damaging Japanese cedar plantations in Toyama Prefecture. The borer reduces the commercial value of the timber because of the rot or decay caused by the fungus invasion following larval feeding. Therefore, it is very important to establish an efficient method for controlling the population of these borers before severe infestation occurs in these plantations.

Four investigations were carried out from 1980 to 1991 to find a solution to this problem. First, adult emergence, ability for oviposition, and survivorship curve were investigated to find out how borers grow and live. Second, pupal chambers of the borers and annual ring-widths of trees were investigated regarding the damaged trees cut down in the plantations. From these investigations, the relationships between annual fluctuations in the number of both borers and the trees damaged by them in the planations and the radial growth of the trees were analyzed. Third, the parameters of the adult population living in the plantations were estimated so as to analyze the relationships between the parameters and phases in the fluctuation pattern. Finally, surveys on the plantations damaged by the borers were carried out to determine the factors related to the damage occurring in the plantations.

A solution to the mechanism of infestation by the borers occurring in the planations was obtained from the results of these investigations. Useful techniques for control of the borers were proposed based on the results of these studies. The results are summarized as follows:

Life history of the borer

1. The time of adults emerging from host trees was investigated using logs of infested Japanese cedar trees at Toyama Forest Experiment Station. The adults of the borers emerged from late March or early Spring to late April or early May. The time of 50% adult emergence had a high negative correlation with the mean temperature from February 1 to March 20, and was nearly equal to the time when Yoshino cherry trees (*Prunus yedoensis* MATUMURA) flower. From the above results, the time of 50% adult emergence can be predicted with great accuracy. Effective cumulative temperature above 4.4°C after releasing the diapause of the adults was estimated to be 105 day-degrees.

2. Investigations for the oviposition of the borers were carried out under room conditions. The total number of eggs per female depended upon the weight at the time when the females emerged from host trees, the suitability of the oviposition site, and the amount of nutrients the females could get. The borer oviposited more actively as the temperature became higher.

3. The difference in the oviposition site influenced the borers' oviposition schedule and the total number of eggs per female. Under suitable conditions, most females started to oviposit soon after adult emergence, and each female laid an average of 103 eggs mainly in the early time after adult emergence. Under unsuitable conditions, most females started to oviposit much later after adult emergence, as compared with those under suitable conditions. Each female laid an average of 62 eggs with constant oviposition. Oviposition was observed to be more frequent under suitable conditions than under unsuitable ones. These differences are due to the fact that the latter consumes more energy in searching for an oviposition site than the former.

4. Decrease in the weight of the females after adult emergence was closely related to seasonal changes in the number of eggs because the borer did not eat during the adult stage. Oviposition schedules of the borers under field conditions were estimated using the above relationship. The results indicate that oviposition schedules under field conditions are similar to those under room conditions.

5. The borers' survivorship curves were investigated after putting hatched larvae on 9-year-old Japanese cedar trees (tateyama-sugi (seedlings) and boka-sugi (cuttings)) that are local cultivars of Toyama Prefecture. Most of the larvae put on the former died when they fed on the inner bark and sapwood, but about 25% emerged as adults. On the other hand, all larvae put on the latter died before they could bore into the sapwood to make pupal chambers. This indicates that boka-sugi has a certain mechanism capable of resisting the borers and resin flow was thought to play an important role in this resistance.

6. Borers have a 1 or 2-year life cycle. Based on an investigation of the damaged trees cut down in the planatations, the percentage of individuals having a 2-year life cycle was estimated to be about 40% on and after the peak phase.

Properties of infestation by the borers in the plantations

1. Borers colonized in the planations at the time when radial growth at breast height (1.3 m above the ground level) in them was greatly prompted. The time of the borers' colonization became earlier as the stem diameters in the plantation became larger.

2. After colonization, the borers had an annual fluctuation in number, in which four phases could be identified : build-up, peak, decline, and low-dentity. Their peak occurred in plantations where the mean stem diameter at breast height in them was 12-13 cm. Most of the trees were infested with the borers during the build-up and peak phase, coincidentally when the mean stem diameter at a breast height in plantations was 8-14 cm.

3. Trees with larger stem diameters in the plantations were easily infested with the borers during the build-up and peak phase.

4. The uppermost part of the infested stem moved up vertically as the stand age increased. This is because the outher bark of the stem with increased radial growth (being suitable for oviposition sites) moved up vertically as the stand age increased.

5. Annual and cumulative pattern of the vertical distribution of pupal chambers showed that they decreased in number as the height levels within the stems became higher. However, pupal chambers tended to occur equally over the stem above 1.0 meter in height after the peak phase.

Population dynamics of the borers

1. Adult populations of the borers in 9 plantations at and near Toyama Forest Experiment Station were studied from 1982 to 1990. The capturing of adults was carried out using a modified band-trapping method. Adult population parameters of the borers were estimated using the Jolly-Seber method. Adults in number, residence rate, sex ratio, and sampling ratio were compared between two sexes from the results of 1983 and 1985. Based on the fact that no difference was observed between the parameters of the two sexes, the parameters estimated in two sexes together could be the representative values of adult populations in these plantations.

2. From the mean size of stem diameters at breast height in the plantations, it could be determined which phase in the annual fluctuation pattern the adult population belonged to. Furthermore, the relationship between population density of the borers and its growth rates was analyzed for all phases. Equilibrium density of the borers decreased in order of the build-up phase including the peak phase, the decline phase, and the low-denisity phase. These results show that the environment for the borers becomes worse after the peak phase.

3. The residence rate of adult populations was not related to the adult population density. It was closely related to the growth rate of adult populations. There was a tendency in which the growth rate became minus when residence rate was less than 0.84, and plus when more than 0.9.

4. Spatial distribution patterns of infested trees in the plantations until the peak phase were very different from ones after the peak phase. The residence rates of adult populations at the peak density were observed to be very low, compared with the rates before and after the peak density. When more than 5 adults were captured in each tree one year, the number of adults captured in it tended to decrease in the next year. The results of these observations lead to the conclusion that the adults give up oviposition because of severe deterioration of phloem and move to other trees or plantations.

5. The rate of movement between plantations was 7-25 % for females and 3-16 % for males. Females tended to move between plantations much more than males. In most cases, the rates of movement, however, showed no significant difference between the sexes. Movement between the plantations occurred frequently on and after the peak in the seasonal changes in the number of adults. The average distance of movement between plantations was 50-80 m, with no significant difference being seen between the sexes.

Factors related to infestation by the borers in the plantation

1. Four local cultivars of Toyama Prefecture, boka-sugi, masuyama-sugi, ryowa-sugi, and kawaidani-sugi, were suggested to have a strong resistance against the borer. These cultivars are propagated through cuttings.

2. In Toyama Prefecture, most of the plantations were developed from seedlings of tateyama-sugi. The percentage of trees infested with the borers was remarkably different among the plantations. To clarify the factors related to the borer infestation, a quantification method was applied to the samples of 99 survey data obtained from all over Toyama Prefecture. Heavy infestation by the borers occurred in the plantations located at lower altitudes, with larger radial growth, and with older stand age. Percentage of damaged treees increased until the age of 30 years, and decreased slightly thereafter. This tendency would be due to the fact that most of the trees did not die from the borer infestation in Toyama Prefecture. Therefore, the altitude and degree of radial growth in the plantations were considered to be important factors related to infestation by the borers.

3. Relationship between infestation by the borers in the plantations and radial growth of the stems at breast height was analyzed for 20 plantations that were developed from seedlings of tateyama-sugi. The percentage of trees damaged in the plantation became high with an increase in the ring-width formed for 5 years including 2 years before and after the stand age of maximum radial groth. Altitude and the mean size of the stem diameter at breast height in the 5-year-old plantations could be used to predict the percentage of damaged trees when infestation by the borers was over.

Mechanism of annual fluctuations of the borer populations in the plantations

Annual fluctuations of borer populations in the plantations are thought to depend on the changes in the amount of trees available as oviposition sites. It can be determined by the following two factors. One is the roughness of bark's surface which changes as the plantations develop. The other is change in quality of the inner bark, which is caused by an increase in the resin-canals formed due to larval feeding. Annual fluctuations in the number of the borers in the plantations could be explained as follows:

1) In young plantations, with a mean size of less than 12-13 cm in stem diameter at breast height, many trees have a very rough outer bark surface (suitable for oviposition) caused by the high increase in radial growth and presence of few resin-canals in the inner bark (a fatality factor for larvae). Therefore, the borers can establish its population in this type of plantation and increase in number, thus leading to a spread of infestation by the borers in the plantation. This tendency is maintained until the peak phase, although resin-canals are formed by the attack of the borers as they increase in number in the inner bark.

2) At the peak phase, adults avoid egg deposition because of severe deterioration of the inner bark caused by the numerous amount of resin-canals. After emergence, the adults soon move to other plantations, hence the number of borers in the plantation decreases rapidly after the peak phase.

3) The number of borers decreases in the decline phase because of a deterioration of the inner bark, with new infestation rarely occurring in the plantations.

4) As the old inner bark gradually becomes the outer bark along with formation of new inner bark, the layers of the inner bark with numerous amount of resin-canals disappear during the low-density phase. Under this condition, the borer population is expected to increase rapidly thereafter. However, the borer is maintained at vely low density and never at a high density such as in the peak phase because the outer bark surface of many trees becomes smooth (hence unsuitable for oviposition) with the decrease in radial growth during the develpment of a plantation.

Methods for controlling the borer

1. Restriction of the radial growth of trees and codition of the inner bark during the peak phase can prevent spread of borears infesting plantations. Pruning is one way of achieving the above. It should be used for plantations in which the percentage of damaged trees was few or low.

2. It is also an important method to plant cuttings of Japanese cedars such as ryowa-sugi and masuyama-sugi for cotrol the borers. This method, however, should be applied to areas with an altitude of less than 200-300 m in Toyama Prefecture, because snow also causes severe damage to plantations with cuttings.