

環動昆

原 著

頭山昌郁：アルゼンチンアリ行列における個体密度の評価 —規模の異なる侵入地間での比較—	1
佐藤信輔・津田 清・湯川淳一：九州における春期羽化産卵性 ブナタマバエ類の衰退	7
李 哲敏・石井 実：大和川の河川敷における地表性甲虫類群集の種多様性	15
西 大海・飯山和弘・青木智佐・清水 進：土壌から分離した <i>Metarhizium anisopliae</i> var. <i>majus</i> のイエシロアリ (<i>Coptotermes formosanus</i> Shiraki) に対する病原力 (英文)	29
広渡俊哉・立岩邦敏・高木真也・安 能浩・李 峰雨・水川 瞳・黄 国華・ 上田達也：異なる森林環境における小蛾類群集の多様性 2. 灯火法による小蛾類の群集調査の評価	37
短 報	
杉尾幸司・佐々木健志・後藤真治：沖縄県の学校ビオトープにおける トンボ相とその季節消長	53
杉尾幸司・佐々木健志・後藤真治：沖縄県の学校ビオトープにおける トンボとチョウの日周活動と季節的消長	59
書 評	65
会 報	67
投稿規定	69

Vol. 21

1

2010

日本環境動物昆虫学会



JSEEZ
日本環境動物昆虫学会

アルゼンチンアリ行列における個体密度の評価 — 規模の異なる侵入地間での比較 —

頭山昌郁

(有)七福 顧問

(受領 2008年7月28日 ; 受理 2009年11月9日)

Evaluation of the density of processioning Argentine ants across some invaded areas. Yoshifumi Touyama. Adviser of SHICHIFUKU Co. Ltd. Hesaka-souda 2-5-18, Hiroshima 732-0001, Japan

Abstract

In order to evaluate the density of Argentine ants, number of individuals per 10cm procession was surveyed in 13 invaded areas in Hiroshima Prefecture 2007 using digital pictures. There was significant correlation between the maximum diameter of invaded area and the number of Argentine ants per 10 cm procession. But its relation was not linear: the maximum diameter exceeding 1000m, the density of processioning ants seemed to be saturated.

Keywords : Argentine ant, Digital picture, *Linepithema humile*, magnitude of invasion range, Procession

アルゼンチンアリの個体密度を簡便に評価する目的で、分布面積のそれぞれ異なる 13ヶ所のアルゼンチンアリ侵入地において、2007年の5～6月にデジタルカメラを用いた調査を行なった。行列 10 cm 当たりの個体数で表現したアルゼンチンアリ密度と侵入範囲の最大長径との間には、有意な相関が認められた。ただしその関係は直線的なものではなく、侵入地の規模がある程度に達するとアルゼンチンアリの個体密度の増加は頭打ちになった。

はじめに

アルゼンチンアリ *Linepithema humile* (Mayr) は、世界各地に侵入してはその地の社会や生態系に混乱をもたらすことで名高い侵略種である (Vega and Rust, 2001; Holway *et al.*, 2002; 頭山, 2007)。1993年に初めて広島県で確認されて以来 (杉山, 2000)、日本でも新たな侵入地が次々と発見されている (Okau *et al.*, 2007; 頭山, 2007, 2008)。アルゼンチンアリでは複数のコロニーのメンバーが連携・協同して採餌活動に当たるため、他の種に対して圧倒的な競争力や影響力を示すことができる (Holway *et al.*, 2002)。農業害虫や生活害虫として考えた場合でも、このことが被害を大きく、かつ根絶を難しくしている。

このようなアルゼンチンアリに対して分布を予測するモデルを構築し、防除に役立てようとする試みがなされている (Harris, 2002; Hartley *et al.*, 2006; Roura-Pasqual *et al.*, 2004, 2006, 2009)。実用的な予測モデルを

構築するためにはアルゼンチンアリの分布域やその密度、現存量などに関するデータを収集し、その分布拡大プロセスを明らかにしておく必要があるが、この方面の研究は未だ端緒に就いたばかりである。

アルゼンチンアリの密度や現存量を評価するにはどのような方法があるだろうか。多数の巣が連携して巨大なスーパーコロニーを形成するアルゼンチンアリでは、コロニーの総個体数を数え上げるのは事実上不可能である。ピットフォールトラップやベイトトラップに集まった個体数を指標にすることが多いが (Cole *et al.*, 1992; Rust *et al.*, 1996; Way *et al.*, 1997; Suarez *et al.*, 1998; Krushelnycky *et al.*, 2004; Thomas and Holway, 2005; Walters, 2006)、気温やトラップの形状、ベイトの誘引性の違いなどの影響を受けやすい上 (Baker *et al.*, 1985; Abensperg-Traun and Steven, 1995; Krushelnycky and Reimer, 1998; Bestelmeyer *et al.*, 2000; Borgelt and New, 2005; Stanley *et al.*, 2008)、市街地や住宅地ではトラップを設置できる場所も限られる。トラップと

しての性質上、設置から回収までにある程度の時間をおく必要があるが、設置から回収・観察までの間隔をあけすぎると、ベイトが全て運び去られてしまったり、液状餌の場合は地中に浸透、あるいは蒸発する可能性もある。また、ピットフォールトラップはアルゼンチンアリの優占度評価には必ずしも適さないとの指摘もある (Clark *et al.*, 2008)。

一方で、アルゼンチンアリの行列の規模を直接計量しようとする試みもなされており、単位時間内の通過個体数を指標とした研究例が知られている (Haney *et al.*, 1987; Moreno *et al.*, 1987; Deneubourg *et al.*, 1990; 頭山ら, 2004; Daane *et al.*, 2006; Abril *et al.*, 2007)。ただし、アルゼンチンアリの活動が盛んな時期にはその行動は敏捷になり、行列の規模も大きくなるため、肉眼での計数は困難なことが多い。幸いにして近年の撮影機材の進歩は、映像記録に基づく個体の計数を可能にした。例えば Soepron and Rust (2004) は、ベイトに集まったアルゼンチンアリをデジタルカメラで撮影し、その個体数を計数することでアルゼンチンアリに対する毒剤の効果を調べている。本研究ではアルゼンチンアリの行列をデジタルカメラで撮影し、行列の単位長さ当たりの個体数を密度の指標として捉えることで、侵入面積の異なる調査地におけるアルゼンチンアリの棲息状況を比較した。

調査地と方法

1. 調査地

広島県内の既知のアルゼンチンアリ侵入地 (Okaue *et al.*, 2007; 頭山, 2007, 2008) から 13 ヶ所を選定して調査を行なった (Table 1)。このうち広島市西区井口の

調査地 (4a, b) は、Okaue *et al.* (2007) では単一の調査地にまとめられているが、今回は主たる分布域 (4a) から国道 2 号線を挟んで約 150~200 m 離れた位置にある井口台の分布地 (4b) を別個の侵入地として扱った。

各々の侵入範囲の広がり、現地で働きアリを確認した地点を地図上にプロットして得た分布範囲の最大長径で表した (Okaue *et al.*, 2007)。既知のものについては Okaue *et al.* (2007) および頭山 (2008) の数値を引用したが、未計測の場所 (4b, 9a, 9b) については今回新たに調査した。また、広島市東区尾長の侵入地 (6) では著しい分布の拡大が認められたため、今回新たに分布範囲を再測した。これらの分布範囲の調査は、日中の高温によってアルゼンチンアリの活動が低下する盛夏の時期 (頭山, 未発表) を外して、6 月 (4b) および 10 月 (6, 9a, 9b) に行なった。

なお、いずれの調査地においても DNA 分析や敵対性試験などによる遺伝構造解析は行なっておらず、個々の侵入範囲が単一のスーパーコロニーなのか、複数のコロニーから成り立っているのかは未確認である。ゆえに本稿では、侵入域の平面的な範囲のみを検討の対象とした。

2. 行列個体数の調査方法

アルゼンチンアリの侵入地においては、複数の巣穴を連結あるいは経山する長大な行列が随所で見られる。本研究ではこのような行列の傍にスケールを置いてデジタルカメラで撮影し、画像をパソコンに取り込んだ後に画面上で行列 10 cm 当たりの個体数を計数した。ただし、行列個体が少なく肉眼で計数可能な場合は、現地で目視によって計数した。この方法は特別な器具も習熟も必要としない上、調査者の個人差にも影響されにくいと考え

Table 1 Description of surveyed sites. Range is the maximum diameter of invasion range.

Area	Range (m)	Replication
1 Ajina	廿日市市阿品	2000 ¹⁾ 21
2 Hatsukaichi	廿日市市南東部	4500 ¹⁾ 21
3 Shingu-en	広島市佐伯区新宮苑	300 ¹⁾ 9
4a Inokuchi	広島市西区井口	1000 ¹⁾ 15
4b Inokuchidai	広島市西区井口台	480 ²⁾ 15
5 Nakasuji	広島市安佐南区中筋	360 ¹⁾ 13
6 Onaga	広島市東区尾長	400 ²⁾ 12
7 Dejima	広島市南区出島	1000 ¹⁾ 10
8 Ujina	広島市南区宇品	700 ¹⁾ 21
9a Danbara-minami a	広島市南区段原南一丁目 百貨店外縁	170 ²⁾ 5
9b Danbara-minami b	広島市南区段原南一丁目 住宅地	65 ²⁾ 3
10 Nishi-Kasumi	広島市南区西霞町周辺	880 ³⁾ 25
11 Fuchu	安芸郡府中町	900 ¹⁾ 32

- 1) Okaue *et al.* (2007)
 2) Present paper
 3) Touyama (2008)

られるので、調査の精度を落とすことなく多人数を調査に動員することが可能である。なお、往還個体の進行方向の違いについては、途中で方向転換する個体がしばしば見られたこともあり、今回は考慮しなかった。こうして得られた行列 10 cm 当たりの個体数を、本研究では行列個体の密度の指標として取り扱った。大規模な行列では行列の幅が広くなることを考慮すると、単位長さ当たりの個体数で示した密度は行列の規模をより強く反映しているとも考えられる。

個体密度の調査は 2007 年 5～6 月の、概ね 13:00～17:30 (4 分位範囲は 14:20～15:56) の時間帯に実施した。アルゼンチンアリの行列には粗密があり、時には全く往還個体が途絶えることもある。そこで撮影や観察は多くの個体が行き来しているタイミングをなるべく見計らって平均 5 回 (標準偏差 2.2) 行ない、その中の最大値を便宜的にその行列の規模の指標とした。調査に要した時間は、行列の規模や粗密の程度にもよるが、1 地点当たり概ね 2～5 分であった。各侵入域で原則として 10 以上の行列についてこのような調査を実施したが、侵入規模の小さい 3, 9a, 9b の調査地では、各々 9, 5, 3 個の行列しか調査できなかった (Table 1)。また、調査はなるべく分布域の中心付近で行なうよう留意し、分布域の辺縁部では調査しないよう心がけた。

3. 統計的解析

行列 10 cm 当たりのアルゼンチンアリの個体密度は、同じ調査地であっても行列ごとのばらつきが大きかった (Fig. 1b に第一・第三 4 分位数を示してある)。各侵入地における最大長径の計測年次や典拠が必ずしも同一でない事も考慮に入れて (Table 1)、本研究においては得られた数値を順位変数として取り扱うノンパラメトリック解析を行なった。これらの統計解析には STATISTICA 5.1J (StatSoft, 1996) を用いた。

結 果

各調査地におけるアルゼンチンアリの行列規模を行列 10 cm 当たりの個体密度で表し、その中央値 (Median) を侵入域の長径に対してプロットしたところ (Fig. 1a)、概して侵入地の規模が大きくなるほど行列の個体密度も増加する傾向が見られた (Spearman の順位相関係数 $r_s=0.7839$, $p=0.0015$)。ただし両者の関係は直線的ではなく、阿品 (1) や廿日市 (2) では侵入域の長径こそそれぞれ 2000 m, 4500 m と大きいものの、アルゼンチンアリ行列の個体密度は長径にしておよそ 1000 m 前後の侵入地のそれと大差ない値になっていた。一方、分布域が狭小で侵入の比較的初期と考えられる調査地 (最大長径にして 500～1000 m まで) では、侵入域の長径が大きくなるのにもなって個体密度も速やかに増加するよ

うな傾向が見受けられた。

ただし、侵入域の長径が 1000 m を超えて以降にアルゼンチンアリ行列の個体密度が全く変化しないというわけではない。中央値に代えて 4 分位数で見ると、第一 4 分位数 (25 percentile) では中央値と同様に長径 1000 m 以上で数値の増加が停滞したが、第三 4 分位数 (75 percentile) では、増加の傾きこそ若干鈍くなったものの、長径が 1000m を超えた後も数値が増加していた (Fig. 1b)。このことから、中央値こそあまり変化しないが、上位の行列はその規模がより大きな方向へシフトしてゆく傾向が示唆された。なお、侵入域の長径に対する Spearman の順位相関係数は、第一 4 分位数では $r_s=0.7762$ ($p=0.0018$)、第三 4 分位数では $r_s=0.7153$ ($p=0.0060$) と、ともに有意であった。

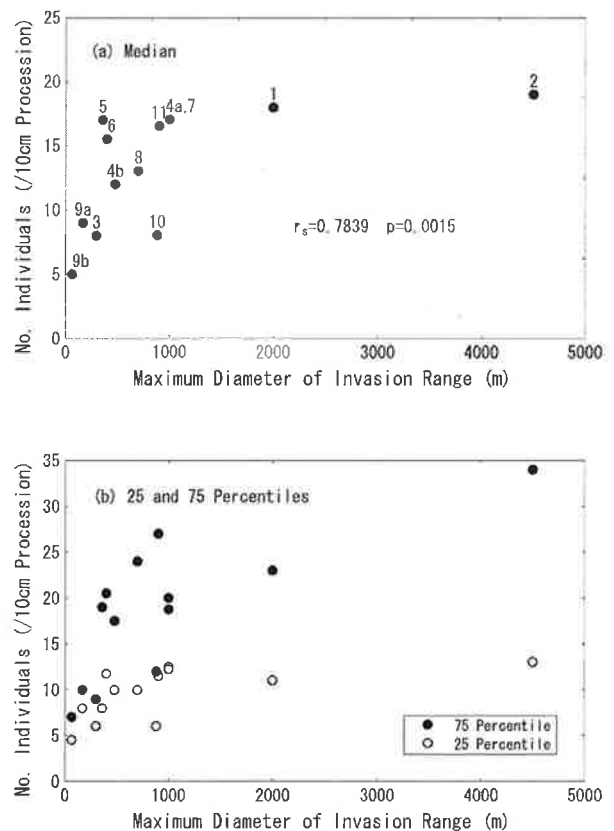


Fig. 1 Relationship between the number of Argentine ants per 10cm of procession and the maximum diameter of invasion range.

- (a) Median of the number of Argentine ants per 10cm of procession
 (b) 25 and 75 percentiles of the number of Argentine ants per 10cm of procession

考 察

侵入域の長径が 1000 m を超えると、アルゼンチンアリ行列 10 cm 当たりの個体密度はそれ以上あまり増加しない。このような傾向、あるいはこれと類似した傾向は、過去の研究においても指摘されている。ハワイで調査を行なった Ingram (2002) は、侵入後 3 年までの間はアルゼンチンアリの巣密度が速やかに増加するものの、その後は横這い状態になることを報告している。また、Crowell (1968) もバミューダの調査で、侵入の初期にはアルゼンチンアリの分布拡大が著しかったが、その後は停滞する傾向のあることを指摘している。そしてこれらの傾向は、アルゼンチンアリの防除計画立案という視点で見た場合、看過すべからざる示唆を含んでいる。すなわち、アルゼンチンアリによる被害の程度はその個体密度に依存するとの仮定—これは無理のない仮定であろう—を置けば、侵入域の長径が 500~1000 m に達した時点で、潜在的には廿日市市（日本最大の侵入地）と同程度の被害が（少なくとも分布の中心付近では）生じる可能性があるということになる。あるいは逆説的に言えば、侵入域の長径が 4500 m に達する廿日市市のような場所でも、アルゼンチンアリの行列の規模は、長径にしてその 1/4 程度の小規模侵入地と変わらない（したがって面積当たりの防除費用はあまり変わらない）とも言える。アルゼンチンアリの防除計画を立案する上で、これは無視できない可能性である。

侵入域の広がりがあるレベルを超えるとアルゼンチンアリの行列規模がそれ以上増大しなくなるとすれば、それは何故か。行列の規模を左右する要因としては、個々のコロニーの規模や複数の行列の合流・融合等を考える事ができる。今回調査を行なった住宅地でアルゼンチンアリの営巣場所となっているのは、多くの場合コンクリートや石垣の隙間などである。これらは概ね人工的な構造物に由来しているため、孔隙の大きさや分布は自ずと規則的なものとなり易いことが考えられる。しかし、このような説明が Crowell (1968) や Ingram (2002) の調査地にも当てはまるかどうかは不明である。Ingram (2002) は、アルゼンチンアリの巣密度が飽和に達したように見える場所でも潜在的な営巣場所にはまだ余裕があることから、営巣場所以外の資源（例えば餌の量など）が制限要因となっているのではないかと論じている。いずれにせよ、この問題に関しては未だ不明な点が多いため、今後の課題として残しておきたい。

今回の研究結果はまた、アルゼンチンアリの侵入状況をどのように評価すべきかという点に関しても問題点を提示した。行列 10 cm 当たりの個体密度と侵入範囲の長径の二つが単純な直線的関係を示さなかったことは、この二つは何れも単独でアバンダンスの指標として用いる

のには問題があることを示唆している。まず侵入初期の侵入域が比較的狭い段階では、面積がさほど拡大しなくても行列個体の密度は著しく増加する可能性がある。したがって分布域の長径だけを指標にした場合、この時期のアルゼンチンアリの活動および被害を過小評価する可能性がある。逆に侵入後ある程度時間が経ち侵入域が広がった場所では、面積がそれ以上拡大しても行列個体の密度はさほど増加しない。したがって個体密度のみを指標にとった場合は、分布の広がりを過小評価する危険性が高くなる。適切な指標に基づいた評価を行なうことの重要性和その難しさを、今回の研究は明らかにしたと言えよう。

最後に、アルゼンチンアリの活動性を評価する場合の注意点について触れておく。本研究で扱った単位長さ当たりの行列個体数、あるいは他の研究で用いられている単位時間当たりの通過個体数や日中の短時間でのバイトへの蝟集個体数などはアルゼンチンアリの活動性を直接かつ端的に表している反面、その時点における気温や天気などの環境要因の影響を受けやすい。例えば盛夏時に直射日光が当たり表面が高温になっているような場所や時間帯では、アルゼンチンアリの活動は低下することが観察されている（頭山、未発表）。したがってこのような時期に調査を行なうと、アルゼンチンアリの活動を実際よりも過小に評価する危険性がある。アルゼンチンアリの調査や観察を行なうに際して、このことは特に注意すべきである。

引用文献

- Abensperg-Traun, M. and D. Steven (1995) The effect of pitfall trap diameter on ant species richness (Hymenoptera: Formicidae) and species composition of the catch in a semi-arid eucalypt woodland. *Aust. J. Ecol.* 20: 282-287.
- Abril, S., J. Oliveras and C. Gómez (2007) Foraging activity and dietary spectrum of the Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae) in invaded areas of the northeast Iberian Peninsula. *Environ. Entomol.* 36: 1166-1173.
- Baker, T. C., S. E. van Vorhis Key and L. K. Gaston (1985) Bait-preference tests for the Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae). *J. Econ. Entomol.* 78: 1083-1088.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandão, W. L. Brown Jr., J. H. C. Delabie and R. Silvestre (2000) Field techniques for the study of ground-dwelling ants: An overview, description, and evaluation. In "Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity" (D. Agosti, J.

- D. Majer, L. E. Alonso and T. R. Schults eds), pp. 122–144, Smithsonian Institution Press, Washington.
- Borgelt, A. and T. R. New (2005) Pitfall trapping for ants (Hymenoptera: Formicidae) in mesic Austria: the influence of trap diameter. *J. Insect Conserv.* 9 : 219–221.
- Clarke, K. M., B. L. Fisher, G. LeBuhn (2008) The influence of urban park characteristics on ant (Hymenoptera, Formicidae) communities. *Urban Ecosyst.* 11 : 317–334.
- Cole, F. R., A. C. Medeiros, L. L. Loope and W. W. Zuchlke (1992) Effects of the Argentine ant on arthropod fauna of Hawaiian high-elevation shrubland. *Ecology* 73 : 1313–1322.
- Crowell, K. L. (1968) Rates of competitive exclusion by the Argentine ant in Bermuda. *Ecology* 49 : 551–555.
- Dane, K. M., K. R. Sime, B. N. Hogg, M. L. Bianchi, M. L. Cooper, M. K. Rust and J. H. Klotz (2006) Effects of liquid insecticide baits on Argentine ants in California's coastal vineyards. *Crop Protection* 25 : 592–603.
- Deneubourg, J.-L., S. Aron, S. Goss, and J. M. Pasteels (1990) The self-organizing exploratory pattern of the Argentine ant. *J. Insect Behav.* 3 : 159–168.
- Haney, P. B., R. F. Luck and D. S. Moreno (1987) Increases in densities of the citrus red mite, *Panonychus citri* [Acarina: Tetranychidae], in association with the Argentine ant, *Iridomyrmex humilis* [Hymenoptera: Formicidae], in southern California citrus. *Entomophaga* 32 : 49–57.
- Harris, R. J. (2002) Potential impact of Argentine ant (*Linepithema humile*) in New Zealand and options for its control. Science for Conservation 196. New Zealand Department of Conservation, Wellington.
- Hartley, S., R. Harris and P. J. Lester (2006) Quantifying uncertainty in the potential distribution of an invasive species: climate and the Argentine ant. *Ecol. Lett.* 9 : 1068–1079.
- Holway, D. A., L. Lach, A. V. Suarez, N. D. Tsutsui and T. J. Case (2002) The causes and consequences of ant invasions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33 : 181–233.
- Ingram, K. K. (2002) Plasticity in queen number and social structure in the invasive Argentine ant (*Linepithema humile*). *Evolution* 56 : 2008–2016.
- Krushelnycky, P. D., L. L. Loope and S. M. Joe (2004) Limiting spread of a unicolonial invasive insect and characterization of seasonal patterns of range expansion. *Biol. Invas.* 6 : 47–57.
- Krushelnycky, P. D. and N. J. Reimer (1998) Bait preference by the Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae) in Haleakala National Park, Hawaii. *Environ. Entomol.* 27 : 1482–1487.
- Moreno, D. S., P. B. Haney and R. F. Luck (1987) Chlorpyrifos and diazinon as barriers to Argentine ant (Hymenoptera: Formicidae) foraging on citrus trees. *J. Econ. Entomol.* 80 : 208–214.
- Okaue, M., K. Yamamoto, Y. Touyama, T. Kameyama, M. Terayama, T. Sugiyama, K. Murakami and F. Ito (2007) Distribution of the Argentine ant, *Linepithema humile*, along the Seto Inland Sea, western Japan: Result of surveys in 2003–2005. *Entomol. Sci.* 10 : 337–342.
- Roura-Pascual, N., L. Brotons, A. T. Peterson and W. Thuiller (2009) Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. *Biol. Invasions*, 11 : 1017–1031.
- Roura-Pascual, N., A. V. Suarez, C. Gómez, P. Pons, Y. Touyama, A. L. Wild and A. T. Peterson (2004) Geographical potential of Argentine ant (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. *Proc. R. Soc. Lond. B*, 271 : 2527–2534.
- Roura-Pascual, N., A. V. Suarez, K. McNyset, C. Gómez, P. Pons, Y. Touyama, A. L. Wild, F. Gascon and A. T. Peterson (2006) Niche differentiation and fine-scale projections for Argentine ants based on remotely sensed data. *Ecol. Appl.* 16 : 1832–1841.
- Rust, M. K., K. Haagsma and D. A. Reiersen (1996) Barrier sprays to control Argentine ants (Hymenoptera: Formicidae). *J. Econ. Entomol.* 89 : 134–137.
- 重定南奈子 (1992) 侵入と伝搬の数理生態学. 東京大学出版会, 東京.
- Soeprono, A. M. and M. K. Rust (2004) Effect of delayed toxicity of chemical barriers to control Argentine ants (Hymenoptera: Formicidae). *J. Econ. Entomol.* 97 : 2021–2028.
- Stanley, M., D. Ward, R. Harris, G. Arnold, R. Toft and J. Rees (2008) Optimizing pitfall sampling for the detection of Argentine ants, *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 51 : 461–472.
- StatSoft, Inc. (1996) STATISTICA for Windows. ver. 5.1J, StatSoft, Inc., Tulsa.
- Suarez, A. V., D. T. Bolger and T. D. Case (1998) Effects of fragmentation and invasion on native

- ant communities in coastal southern California. *Ecology* 79 : 2041–2056.
- 杉山隆史 (2000) アルゼンチンアリの日本への侵入. 応動昆 44 : 127–129.
- Thomas, M. L. and D. A. Holway (2005) Condition-specific competition between invasive Argentine ants and Australian *Iridomyrmex*. *J. Anim. Ecol.* 74 : 532–542.
- 頭山昌郁 (2007) 侵略的外来種アルゼンチンアリの侵入とその影響について. ペストコントロール 138 : 8–11
- 頭山昌郁 (2008) 2007 年に広島市で新たに確認されたアルゼンチンアリの侵入地. 蟻 31 : 33–39.
- 頭山昌郁・伊藤文紀・亀山 剛 (2004) 日本に侵入したアルゼンチンアリ (*Linepithema humile*) の冬季の活動状況—特に気温との関係に着目して. *Edaphologia* 74 : 27–34.
- Vega, S. J. and M. K. Rust (2001) The Argentine ant —A significant invasive species in agricultural, urban and natural environments. *Sociobiology* 37 : 3–25.
- Way, M. J., M. E. Cammell, M. R. Paiva and C. A. Collingwood (1997) Distribution and dynamics of the Argentine ant *Linepithema (Iridomyrmex) humile* (Mayr) in relation to vegetation, soil conditions, topography and native competitor ants in Portugal. *Ins. Soc.* 44 : 415–433.
- Walters, A. C. (2006) Invasion of Argentine ants (Hymenoptera : Formicidae) in South Australia: Impacts on community composition and abundance of invertebrates in urban parklands. *Austral. Ecol.* 31 : 567–576.

九州における春期羽化産卵性ブナタマバエ類の衰退

佐藤信輔¹⁾・津田 清²⁾・湯川淳一³⁾

1) 九州大学農学部

2) 南さつま市

3) 九州大学

(受領 2009年4月21日; 受理 2009年10月9日)

Decline in spring emergents of gall midge (Diptera : Cecidomyiidae) inducing leaf galls on *Fagus crenata* (Fagaceae) in Kyushu, Japan. Shinsuke Sato¹⁾, Kiyoshi Tsuda²⁾ and Junichi Yukawa³⁾. Entomological Laboratory, Faculty of Agriculture, Kyushu University, Fukuoka, 812-8581, Japan^{1),3)}. Kinpô, Minamisatsuma City, Kagoshima, 899-3403, Japan²⁾.

Abstract

Fagus crenata Blume (Fagaceae) is common in the cool temperate zone, being distributed discontinuously from Kuromatsunai, Hokkaido to Mt. Takakuma, Kagoshima Prefecture, Japan. In Kyushu, its distributional range is confined to mountain regions more than 800m a.s.l. So far, at least 26 species of gall midge (Diptera : Cecidomyiidae) have been known to induce leaf galls on *F. crenata*. Among them, 21 species were recorded from Kyushu in 1979 and 1980. In order to observe the faunistic change of *Fagus* gall midge under the decline of *F. crenata* forest related to climatic change, we compared the species number, density, and diversity in spring emergents of *Fagus* gall midges at four localities in Kyushu between two different survey periods, 1979-1989 and 1998-2008. The *Fagus* gall midges tended to decrease their species number at Mt. Hiko, Fukuoka Prefecture, Mt. Shibi, and Mt. Takakuma, Kagoshima Prefecture, except for Mt. Karimata, Kumamoto Prefecture. However, the gall density per leaf varied with localities, years, and respective sorts of midge gall. Four indices expressing species diversity showed a definite tendency for *Fagus* gall midges to reduce at Mt. Hiko because one of the species increased tremendously. In contrast, the indices increased at Mt. Karimata and Mt. Shibi because the gall densities became low almost evenly for different gall midge species. In short term, annual changes in climatic conditions may act favorably to some species but unfavorably to other species. In long term, the decline of *F. crenata* forest may cause the decrease of gall density and the local extinction of *Fagus* gall midges.

Keywords : *Fagus crenata*, Decline, Kyushu, Gall midge, Cecidomyiidae, Climatic change

気候変動に伴い衰退しつつある九州のブナ林で、ブナの葉にゴールを形成する春期羽化産卵性ブナタマバエ相の変遷を把握するために、著者はタマバエ類の種数やゴールの密度、4種類の多様度指数を1979-1989年と1998-2008年の二つの期間で比較した。その結果、福岡県の英彦山や鹿児島県の紫尾山や高隈山では、種数が減少する傾向が認められた。ゴール密度については、調査地や調査年、それぞれのゴールの種類による一定の傾向は見られなかった。多様度指数については、英彦山では、ある1種のゴール密度が大幅に増加したために、すべての指数が減少した。熊本県雁俣山と紫尾山では、多くのゴール密度が低いレベルで一様になったために、すべての指数が増加した。短期的には、気候条件の年次変動が有利に働く種もいれば、不利に働く種もいると考えられる。しかし、長期的には、ブナ林の衰退はタマバエの局地的な絶滅を引き起こすと考えられる。

はじめに

ブナ *Fagus crenata* Blume (ブナ科) は千葉県と沖縄県を除き、北は北海道の黒松内から南は鹿児島県高隈山 (標高 1237 m) まで日本に広く分布している。北海道や東北地方ではブナは標高 200–300 m から 900–1400 m の地域で見られ (Okaura and Harada, 2002), 比較的広い地域に連続して分布することが多いが、冬の積雪の少ない西南暖地では、ブナは標高 800 m 以上の高地に分布する (Horikawa, 1972, 1976)。その結果、西南暖地におけるブナの分布は中腹から山頂部分に制限されている。

近年、西南暖地のいくつかの地点において、ブナはほとんど天然更新をしていないことが報告されている (Homma *et al.*, 1999; Mizunaga *et al.*, 2005)。その原因として、地球温暖化による冬季の気温の上昇が挙げられている。日本各地のブナ林では雪の少ない地方ほど、ブナの種子は様々なげっ歯類に発見されやすくなり、食べられる種子の割合が高くなる (Homma *et al.*, 1999)。さらに、ブナ林の面積も縮小している。例えば、スペインのモントセニー山脈のヨーロッパブナ *Fagus sylvatica* Linnaeus (ブナ科) の林では、1944 年から 1994 年の 50 年間で年平均気温が 1.2–1.4°C 上昇したことにより、ブナ林の面積が 17% 減少し、ブナ帯が約 70 m 上昇した (Peñuelas and Boada, 2003)。

気候変動によるブナ林の衰退に関しては、上記以外にも多くの研究がある。一方、ブナを寄主植物としている昆虫類が数多く知られているにもかかわらず、ブナ林の衰退に回答する昆虫類の研究は鎌田 (2005) を除いてほとんどない。本研究では、気候変動に伴って衰退しつつある九州山地のブナ林で、ブナのみを寄主とするブナタマバエ類 (ハエ目: タマバエ科) がどのような影響を受けてきたのかを報告する。

日本のブナの葉には、少なくとも、26 種類のゴールが、イヌブナ *Fagus japonica* Maximowicz (ブナ科) の葉には 8 種類のゴールが作られることが知られている (表 1; 湯川, 1991; 湯川・榊田, 1996)。イヌブナは、北は岩手県から南は宮崎県までの範囲で、主として、太平洋側の地方に分布しているが、ブナに比べて標高の低いところに生育する。また、イヌブナは山中では比較的まばらに生育していて、ブナのようにまとまった樹林を形成しない。本研究は、九州の山々の頂上付近のブナ林に生息するタマバエ類を扱うので、イヌブナにゴール (表 1 の**印のゴール) を形成するタマバエについては言及しない。

表 1 でも明らかのように、日本産のブナタマバエ類は、種名未同定のタマバエの方がより多く残っている。一般に、タマバエ類は種特異的なゴールを形成することが知られている (Gagné, 2004; Yukawa and Rohfritsch, 2005) ため、本研究では未同定のタマバエも、それぞれ、別種とし

て扱い、ゴールの形状に基づくゴール和名とタマバエ和名 (湯川・榊田, 1996) を用いて、表現することにする。

ブナタマバエ類はすべて年 1 世代であり、1 ゴール内に 1 匹の幼虫が入っている (津田, 1989; 湯川・榊田, 1996)。知られている 26 種類のゴールのうち、大部分のもの (表 1 の*印のゴール) は地上のゴールから春に羽化した早によって形成される。これらのゴールを葉上で調査できる時期は比較的長く、秋の落葉をランダムに拾う調査でもゴールが観察される。一方、表 1 の*印のないゴールは秋に羽化する成虫が越冬芽に産卵することによって形成される。これらのゴールは 5 月上旬を過ぎる頃には地面に落下するため、ブナの開葉期だけに限って観察される。そこで、本研究では、調査精度が低くなる後者のようなゴールを除き、前者のような調査可能期間の長いゴールを調査の対象にした。ただし、後者の中でも、ブナハナガツノフシ (ゴール写真: 湯川・榊田, 1996, C-179) のみは葉に残っているので調査の対象に加えた。その上で、1979–89 年と 1998–2008 年の間でゴールの種類数や葉 1000 枚あたりのゴール数、多様度指数を比較した。

材料および方法

(1) 野外調査の方法

1979–89 年に 11 回、1998–2008 年に 6 回、九州各地のブナ林で、ブナタマバエ類のゴールの種類数や葉 1000 枚あたりのゴール数を調査した (表 2; 図 1)。熊

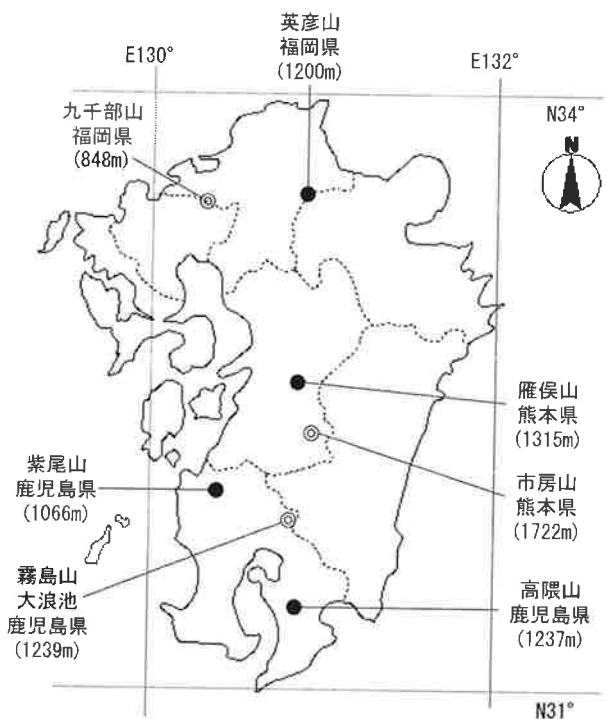


図 1 九州におけるブナタマバエ類の調査地とその標高。
●: 1979–1980 年および 1998–2008 年に調査が行われた場所。
○: 1979–1980 年に調査が行われた場所。

本県の市房山（標高 1722 m）以外の調査地はそれぞれの山の頂上付近にのみブナ林が残存している。5月から10月までの間はブナの樹に葉が付いているので、いずれの調査地でも、ゴールが作られている樹を複数本探し、それぞれの樹の中から任意に直径 10-20 mm の 1 本の枝を選び、それぞれの枝に付いているすべての葉数（樹上）

とゴールの種類数、葉 1000 枚あたりのゴール数を記録した。11月から4月までの調査ではブナの葉はすでに地上に落下しているため、地上のブナの落ち葉（落葉）を任意に拾うことによって、ゴールの種類数や葉 1000 枚あたりのゴール数を記録した。

本研究ではゴールの種類数やゴール密度に加えて、ゴ

表1 ブナおよびイヌブナに作られるゴールとゴール形成タマバエ類

ゴール和名	タマバエ類の和名	日本で記録された時のタマバエ類の学名
ブナハミヤクコブフシ*	ブナハミヤクコブタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハスジトガリタマフシ*	ブナハスジトガリタマバエ	<i>Mikiola bicornis</i> Sato & Yukawa
ブナハスジドングリフシ*	ブナハスジドングリタマバエ ¹⁾	<i>Mikiola glandaria</i> Sato & Yukawa
ブナハベリタマフシ*	ブナハベリタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハベリホソフシ*	ブナハベリホソタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハウラカイガラフシ*	ブナハウラカイガラタマバエ ¹⁾	<i>Hartigiola faggalli</i> (Monzen) ²⁾
ブナハウラケフシ*	ブナハウラケタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハウラコブフシ*	ブナハウラコブタマバエ	未同定
ブナハウラコメツブフシ*	ブナハウラコメツブタマバエ	<i>Janetiella infrafoli</i> Monzen
ブナハウラヒシガタフシ*	ブナハウラヒシガタタマバエ ¹⁾	未同定
ブナアカゲタマフシ	ブナアカゲタマバエ ¹⁾	未同定
ブナオオツノフシ*	ブナオオツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハカイガラフシ*	ブナカイガラタマバエ ¹⁾	<i>Hartigiola faggalli</i> (Monzen) ²⁾
ブナハキバツノフシ*	ブナキバツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハケタマフシ	ブナケタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハコツノフシ*	ブナコツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハタマフシ*	ブナタマフシタマバエ	未同定
ブナハツノフシ*	ブナツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハトゲツノフシ	ブナトゲツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハナガツノフシ*	ブナナガツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハフクレフシ*	ブナハフクレタマバエ	未同定
ブナハフトツノフシ	ブナフトツノタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハホソトガリタマフシ*	ブナホソトガリタマバエ	<i>Phegomyia tokunagai</i> Sasakawa & Koyama
ブナハマゲタマフシ	ブナハマゲタマタマバエ ¹⁾	未同定
ブナハマルタマフシ*	ブナマルタマタマバエ	未同定
ブナハマルツノフシ*	ブナマルツノタマバエ ¹⁾	未同定
イヌブナハベリタマフシ**	ブナハベリタマバエ ¹⁾	未同定
イヌブナハベリホソフシ**	ブナハベリホソタマバエ ¹⁾	未同定
イヌブナハミヤクコブフシ**	ブナハミヤクコブタマバエ ¹⁾	未同定
イヌブナアカゲタマフシ**	ブナアカゲタマバエ ¹⁾	未同定
イヌブナハケツノフシ**	イヌブナハケツノフシタマバエ	<i>Hartigiola annulipes</i> (Hartig)
イヌブナハツノフシ**	ブナツノタマバエ ¹⁾	未同定
イヌブナハボタンフシ**	イヌブナボタンタマバエ	未同定
イヌブナハマルタマフシ**	ブナマルタマバエ ¹⁾	未同定

1) 湯川・榊田 (1996) で和名が与えられていなかったため、本報文中で新称とする。

2) ブナハウラカイガラタマバエとブナカイガラタマバエは、現在のところ、同種として扱われている

*地上のゴールから春に羽化した早によって形成されるゴール。

**イヌブナに形成されるゴール。

ールの種類数 (S) と種類ごとの葉 1000 枚あたりのゴール数, 葉1000枚あたりの各種ゴール数の総和 (N) を考慮した多様度指数を計算した. 多様度指数にはいろいろあるが, ここでは Simpson の単純度指数 λ の逆数 ($1/\lambda$) と, Simpson の多様度 ($1-\lambda$), Shannon-Wiener 関数 (H'), 均衡度指数 (J') という 4 種類の指数を使用した (伊藤, 2000; 表 2 の数式参照).

結果および考察

(1) ゴールの種類数と個体数の変化

それぞれの調査地における調査年と総調査葉数, ゴールの種類数, 葉 1000 枚あたりの各種ゴール数の総和を表 2 に示す. 1980 年頃には, 九州の山々全部を合わせ

ると, ブナタマバエ類によるゴールが 21 種類も分布していることが確認されていた (津田, 1982). これら 21 種類のうち, 本論文で扱うゴールは 16 種類が記録されていた (津田, 1982). しかし, 個々の山を見てみると, 1979-1980 年頃のゴール種類数の幅は樹上と落葉を合わせて, 5 種類しか記録されていない高隈山を除き, 福岡県の英彦山や九千部山 (標高 848 m), 熊本県の市房山, 鹿児島県の紫尾山や霧島山大浪池 (標高 1239 m) では 9-10 種類ではほぼ同数であった (表 2). 熊本県の雁俣山 (標高 1315 m) では, 1979-1980 年頃のデータがないので, 調査が行われた 1989 年と 2008 年と比較した. 英彦山や紫尾山, 高隈山では 1979-1980 年頃に比べてゴールの種類数が減少した (表 2). ブナ林の衰退が進んでいたブナの分布南限である高隈山では, 1979

表 2 九州山地のブナ林におけるブナタマバエ類の調査場所と調査年, 調査方法, 調査葉数, ゴールの種類数 (S) と葉 1000 枚あたりの各種ゴール数の総和 (N), 多様度指数

調査場所と年	調査方法	調査葉数	S	N	$(1/\lambda)^{1)}$	$(1-\lambda)^{2)}$	$(H')^{3)}$	$(J')^{4)}$
英彦山 (福岡県)								
1979-1980	樹上	3956	8	244.7	3.78	0.74	2.30	0.77
1998	樹上	1684	7	15.4	2.85	0.69	1.85	0.69
1980	落葉	2427	10	223.7	2.27	0.55	1.77	0.53
1998	落葉	6389	5	215.1	1.01	0.01	0.05	0.02
1979-1980	樹上+落葉	6383	10	236.7	5.51	0.82	2.72	0.79
1998	樹上+落葉	8073	9	173.4	1.05	0.05	0.21	0.07
九千部山 (福岡県)								
1979	樹上	3247	10	109.3	2.89	0.65	1.99	0.60
雁俣山 (熊本県)								
1989	落葉	1481	9	116.1	1.57	0.36	1.19	0.37
2008	落葉	3267	10	138.0	2.90	0.65	1.92	0.58
市房山 (鹿児島県)								
1979	樹上	3479	10	235.4	5.71	0.82	2.78	0.84
紫尾山 (鹿児島県)								
1979-1980	樹上	7630	6	269.5	1.64	0.39	1.02	0.39
1998	樹上	2005	5	11.0	3.86	0.74	1.91	0.82
1979	落葉	4148	7	615.2	1.94	0.49	1.12	0.42
1998	落葉	5310	5	2.8	-11.49	1.09	1.97	0.85
1979-1980	樹上+落葉	11778	9	391.2	1.92	0.48	1.35	0.42
1998	樹上+落葉	7315	7	5.1	10.52	0.91	2.27	0.81
霧島大浪池 (鹿児島県)								
1979	落葉	3322	10	1819.4	1.05	0.05	0.21	0.06
高隈山 (鹿児島県)								
1979	落葉	6569	5	20.6	1.68	0.40	1.02	0.44
2000	樹上	—	4	—	—	—	—	—

1) Simpson 単純度指数 λ の逆数 $(1/\lambda)=1/[\sum ni(ni-1)/N(N-1)]$ ni は i 番目の種の個体数.

2) Simpson 多様度 $(1-\lambda)=1-[\sum ni(ni-1)/N(N-1)]$.

3) Shannon-Wiener 関数 $(H')=-\sum (ni/N)\log_2 ni/N$.

4) 均衡度指数 $(J')=H'/H' \max$ $H' \max = \log_2 S$.

年の時点で、すでに、ゴールの種類数が減少していたと思われる、わずか5種類の種類しか記録されておらず、2000年の調査では4種類に減少した(表2)。また、英彦山と紫尾山で、樹上と落葉で別々に見ても、種数の減少が確認された(表2)。雁侯山では、1989年から2008年の間に種類数が9から10へと増加していた(表2)。Sato and Yukawa (2001)によれば、葉1000枚あたりのゴール数が0.7の時は、少なくとも、1429枚の葉を調査すれば、1個のゴールが見つかる計算されている。雁侯山での1989年の調査葉数が1481枚で、この最小限の葉数をわずかに上回ってはいたが、葉1000枚あたりのゴール数が0.7を下回る極端な低密度で存在していたゴールがあり、それらを見逃していた可能性がある。

表2のNの項を見ると、1979-1980年に比べて1998-1999年には、英彦山と紫尾山において、葉1000枚あたりの各種ゴール数の総和(すべてのゴールの種類別の葉1000枚あたりのゴール数を合算したもの)がかなり減少している。とくに、紫尾山では葉1000枚あたりの総ゴール数が樹上では269.5個から11.0個、落葉では615.2個から2.8個と大幅に減少した。ここでも、雁

侯山における1989年と2000年のデータを比較したが、ゴール数の減少の傾向は見られなかった。そこで、1979-1980年頃に、1000枚の葉当たり平均ゴール数が10個以上で、比較的密度の高かった個々のゴールの種類を対象に、英彦山と、雁侯山、紫尾山で、約20年後の1998-1999年の密度と比較した(図2)。調査期間を通じて、葉1000枚あたりの各種ゴール数の総和が10個に満たないものは、比較が困難なので考慮から除外した。英彦山と雁侯山における落葉調査ではブナハウラコメツブフシ(ゴール写真:湯川・榎田, 1996, C-171)の密度が極端に上昇したが、それ以外のゴールの密度が大幅に減少した。紫尾山では、1979-1980年に多数観察されたブナハウラコメツブフシとブナハカイガラフシ(ゴール写真:湯川・榎田, 1996, C-174)、ブナハナガツノフシの3種類葉1000枚あたりのゴール数が1998年には激減した。

以上のように、葉1000枚あたりのゴール数の変化の仕方はゴールの種類によって、また、調査地によっても異なっていた。元来、密度そのものはさまざまな要因によって年次変動するものでもあり、生息場所が違えば変動要因も異なると思われるので、どの場所でも同時によ

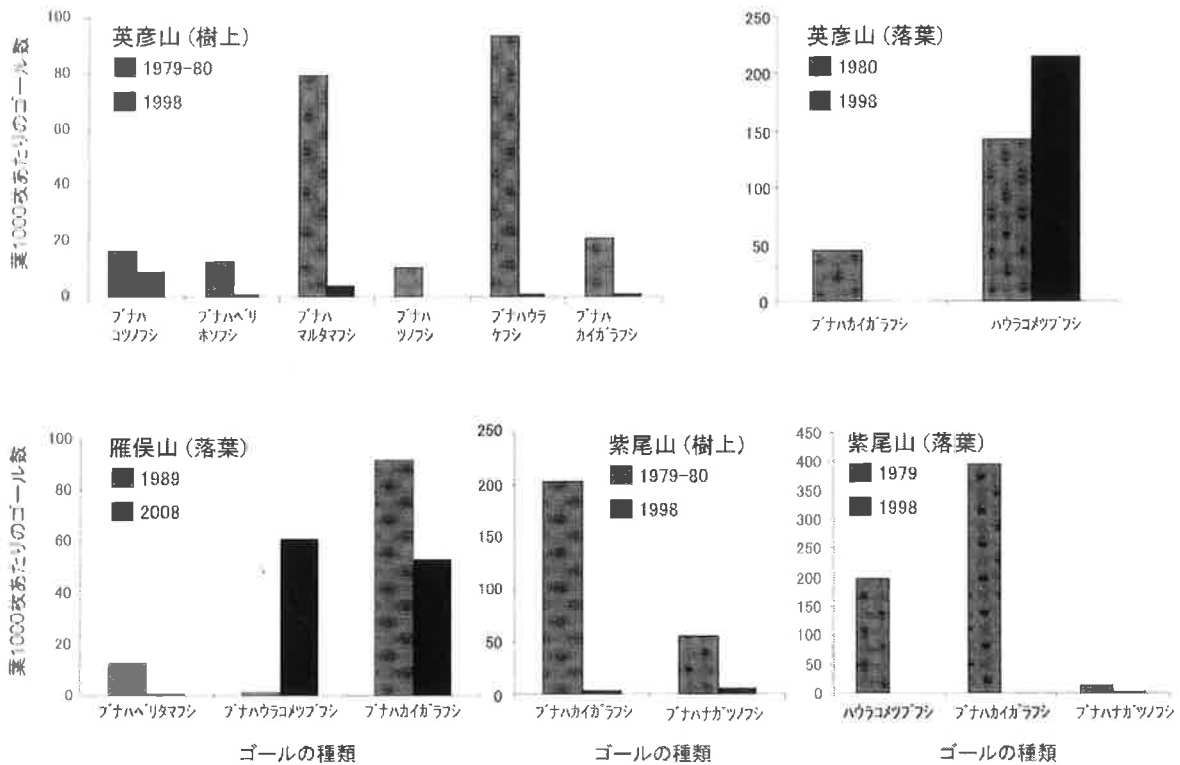


図2 九州山地におけるブナタマバエ類によるゴール密度の変化 (調査期間を通じて葉1000枚あたりのゴール数が10個以下の虫えいは図示していない)