

アリ群集における種数・面積関係

寺 山 守

はじめに

面積の小さな地域と大きな地域を比較した場合、大きな地域の方がより多くの生物種数が見られることは100年以上も前から知られていた。この面積の増加に伴いそこに見られる生物種数が、一定の規則性をもって増加する現象を種数・面積関係と呼び、様々な地域の動物群集、植物群集そして海洋生物群集に見られることが判明している。しかしながら、所産種数と地域面積の間に存在するこの規則性は、群集生態学における数少ない包括的な法則であるにもかかわらず、今日詳細な理解のためには不十分な状態にあり、主要な問題点は依然として未解決のままである (Connor & McCoy, 1979; McGuinness, 1984; 小林, 1990)。それ故、これらの規則性の抽出と現象の説明は生物地理学や群集生態学における重要な研究課題の一つである。所産種数と面積の関係を数理モデルで表現する試みは、初期の段階では植物群落学からの研究に多く見られた。例えば Arrhenius (1921) は面積と植物種数の関係がべき関数に適合することを示し (ただし Gleason, 1925も参照)、Gleason (1922) は指数関数式に適合させた。今日、動物や植物の種数と面積の関係を表現する多くの数理モデル式が考案されている (木元, 1976; 木元・武田, 1989)。これらのモデル式は生物群集における種の豊富さや多様性を表現することが可能な重要な尺度である。また MacArthur & Wilson (1963, 1967) 以来、島を単位として用い、島の面積やその他の環境条件とそこに見られる種数の関係を取り扱った研究が、島嶼生物地理学という研究プログラムの中で重要な役割を果たしてきた。さらに近年では生態系の保護等を目的とした応用的な側面を進展させ、応用生物地理学を中心とした諸分野でさらに多くの知見が蓄積されつつある。

研究の対象とする面積は数cmを単位とする局所的な地域から大陸的なサイズの面積を取り扱うものまで様々な段階がある。Williams (1943) の顕花植物による研究によると10cm²から10⁴ m²程度までの面積では種数と面積の関係は対数関数*)に適合し、それ以上から10⁷ km²程度までの

*) 論文中では、 $S = a \log Z + a (\log \rho - \log a)$ (a : Fisherの多様度指数, ρ : 個体の平均密度) で表現されている。

地域を単位とした場合ではベキ関数に近似でき、それよりさらに大きな地域ではさらに急テンポで種数が増すという結果が得られており、取り扱う面積によって適合するモデル式が異なる点が指摘された。同様な結果はPreston (1960) やMacArthur (1960) の鳥類による研究でも示された。

アリにおいて種数と面積の関係を扱った研究として、Wilson (1961), MacArthur & Wilson (1967), Baroni-Urbani (1971), Goldstein (1975) 等が良く知られている。日本では、寺山・山根 (1984), 寺山 (1986), 寺山・村田 (1987), 原田・緒方 (1984), 桐谷 (1984), 緒方 (1986), 寺山・松本 (1987) が種数と面積の関係をとり扱っている。しかしながら、これらの報告のほとんどは島を単位として面積と所産種数の関係を扱ったもので、取り扱う空間の規模は島嶼レベルと言う大きなものである。またいずれも経験的に種数と面積の関係をベキ関数の形に適合させている。これらに対して、植物群落間でのアリの種数・面積関係や植物群落内での分布様式を取り扱った研究は非常に少ない。

今回、植物群落内という小単位の局所的な地域から島嶼レベルの大規模地域までの各段階において、アリ群集における種数と面積の関係を検討し、取りまとめた。

解析に用いた資料

局所的な地域から大規模地域までを、無機的环境条件や生物間の関連を考慮して、生物群集を区分する単位となると考えられる階層的な面積区分を次の三段階に行った (図1)。

1) 植物群落内レベル

昆虫にとって比較的均質な環境として捉えることのできる植物群落内で、アリの分布様式から種数・面積関係を調べた。調査地域は日本の関東地方から台湾までの温帯から亜熱帯の森林内8地点で (表1), そこに設定した調査区 (4 m²~9 m²) を掘り取り、これによって各面積に出現する種数と巣数を測定した。得られたアリの種組成に関しては寺山・松本 (1987) を参照されたい。

2) 植物群落間レベル

同質の植物群落間の種数・面積関係と、異質の植物群落間での種数・面積関係を検討した。同質の植生での比較は、伊豆諸島式根島のクロマツ林 (マサキートベラ群集) 11地点のアリの分布資料を用いた (表2)。異質の植生間の比較では伊豆諸島利島の10タイプの

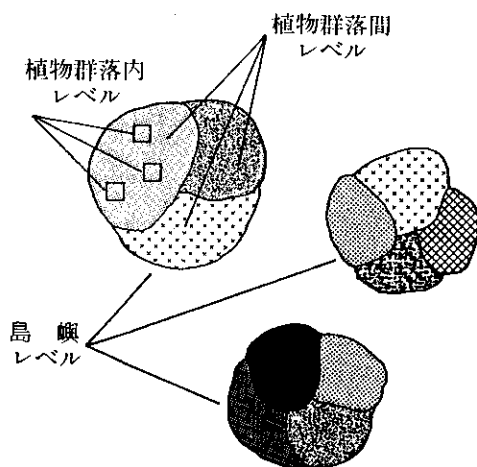


図1. 生物学的階層構造による面積区分

表 1. 日本、台湾における森林内でのアリの平均種数および巣密度

調 査 地	調査面積 (㎡)	得られた 種 数	平均種数 (/㎡)	巣 密 度 (/㎡)
1 茨城県那珂町 (アカマツ林)	9	8	2.8	3.2
2 岡山県赤坂町 (アカマツ林)	4	6	3.4	5.0
3 岡山県赤坂町 (アカマツ林)	6	9	2.8	4.5
4 岡山県赤坂町 (夏緑樹林)	4	7	2.3	2.5
5 神奈川県真鶴町 (照葉樹林)	7	12	4.8	9.1
6 神奈川県真鶴町 (照葉樹林)	6	10	4.0	4.8
7 鹿児島県徳之島 (亜熱帯多雨林)	4	12	4.8	9.5
8 台湾 南投 県 (亜熱帯多雨林)	6	14	4.7	6.2

表 2. 式根島クロマツ林において
得られたアリの種数

群落コード ^{*)}	面 積 (×100㎡)	得られた 種 数	得られた 巣 数
L S	2620	15	62
S 1	76	7	39
S 2	228	8	39
S 3	268	9	47
S 4	84	12	42
S 5	92	14	46
S 6	208	6	33
S 7	60	10	40
S 8	112	13	45
S 9	192	13	49
S 10	56	7	27
計			469

*) 島内での植生の位置については寺山・村田 (1990) の表 1, 図 1 を参照

表 3. 利島の各植生において得られたアリの種数

植 生 ^{*)}	面 積 (km ²)	得られた 種 数	得られた 巣 数
1 オオシマカンスゲ・スダジイ群集	0.484	12	39
2 イソギク・ハチジョウススキ群集	0.385	4	8
3 スダジイ・タブ萌芽林	0.192	10	32
4 オオバヤシャブシ植林	0.264	9	24
5 ヤブツバキ植林	1.699	17	77
6 スギ・ヒノキ植林	0.163	6	10
7 ササ・ハチジョウススキ草原	0.075	6	11
8 耕作畑雑草群落	0.175	6	11
9 自然裸地	0.554	2	4
10 集落地・人為裸地	0.138	16	43
計			259

*) 利島の植生図については寺山・村田 (1987) 参照

植生でのアリの分布資料を用いた (表 3)。得られたアリの種組成はそれぞれ寺山・村田 (1990, 1987) を参照されたい。

3) 島嶼レベル

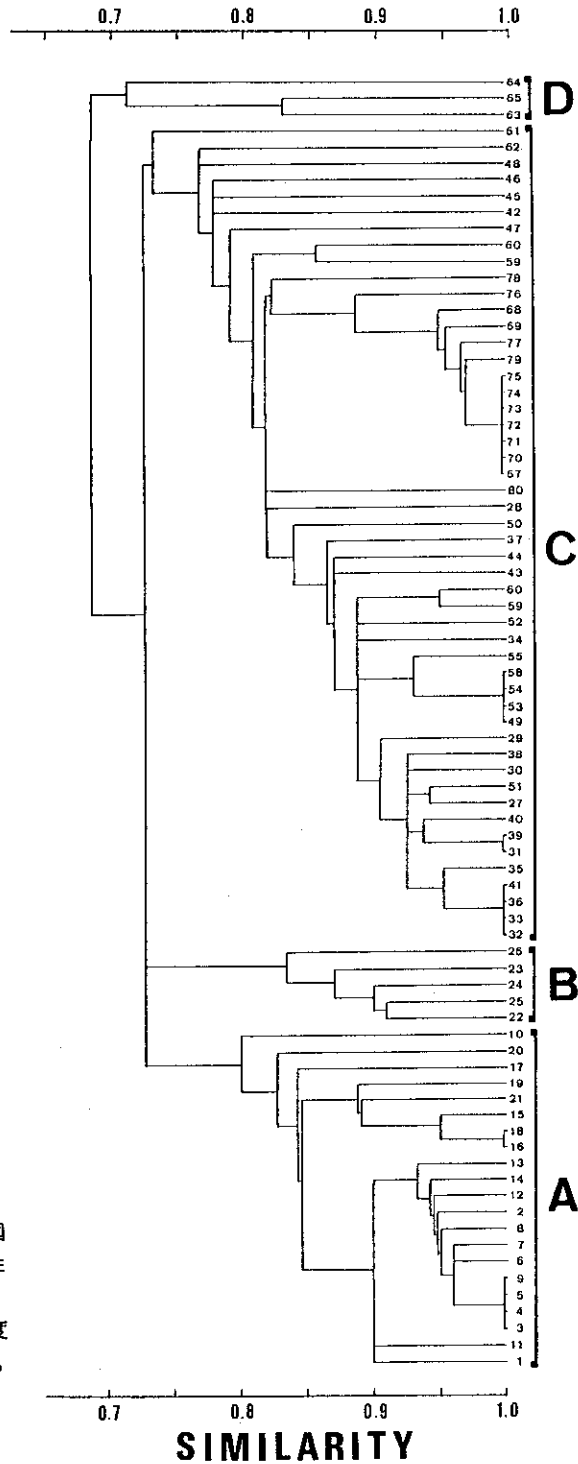
島は周りが海で隔てられていることから、比較的閉じた生態系と見なすことができる。また通常複数の植物群落から構成される。つまり、異質の複数の環境が組合わさって成立しており、それゆえ島全体を単位として捉えると、植物群落レベルに比べ環境の多様性の高い状態にある

表4. 日本の各島におけるアリの所産種数

所産種数		面積 (km ²)	所産種数		面積 (km ²)		
南西諸島			33	相ノ島	15	1.3	
1	与那国島	45	31.5	34	地島	19	1.7
2	波照間島	19	12.5	35	能古島	22	4.0
3	西表島	68	293	36	志賀島	34	5.8
4	石垣島	67	258	37	大島(福岡)	22	7.5
5	黒島	20	13.7	38	老岐	33	134
6	小浜島	24	10.3	39	平戸島	40	165
7	竹富島	24	6.3	40	黒子島	16	0.03
8	宮古島	43	148	41	対馬	51	682
9	池間島	18	2.8	42	宮島	30	36.2
10	魚釣島	22	4.3	43	沖ノ島(友ヶ島)	41	1.9
11	南小島	10	0.5	44	地ノ島(友ヶ島)	23	1.3
12	沖繩本島	96	1257	45	桃頭島(三重)	18	0.14
13	平安座島	17	2.8	46	猿島(神奈川)	29	0.05
14	瀬底島	18	2.8	47	沖ノ島(千葉)	24	0.05
15	与論島	20	21	48	浮島(千葉)	13	0.5
16	沖永良部島	26	95	伊豆諸島			
17	徳之島	44	248	49	伊豆大島	47	91.0
18	奄美大島	72	710	50	利島	31	4.2
19	硫黄島	15	2.5	51	新島	18	27.0
20	宝島	30	6	52	式根島	34	3.8
21	中之島	26	30.5	53	神津島	22	18.6
小笠原諸島			54	三宅島	47	55.1	
22	父島	36	24.5	55	御蔵島	32	19.7
23	母島	25	27.2	56	八丈島	39	69.2
24	兄島	21	8.0	57	青ヶ島	21	5.2
25	西島	11	0.4	58	高島	9	0.3
26	南島	6	0.3	59	島後(隠岐)	34	242
27	屋久島	63	507	60	西ノ島(隠岐)	20	56.5
28	種子島	33	447	61	佐渡島	27	857
29	福江島(五島)	21	327	62	金華山島	45	95.9
30	中通島(五島)	33	168	63	利尻島	16	183
31	平島(五島)	20	6	64	礼文島	14	83
32	玄海島	15	1.2	65	色丹島	12	225

と言える。資料は日本においてアリ相がよく調べられている65島の内(表4), 基本的に面積が1 km²以上の島の資料を解析に用いた。また, 島間のアリの種組成の類似性を求める目的で行ったクラスター分析の結果(図2)によると, 4地域帯に区分される(寺山, 1989; 図3)。図2, 3に示された同一のアリ相を示すA~Dの各地域帯の内, A~C地域帯において, それぞれ種数・面積関係を調べた。A地域帯は南西諸島で, 気候区分上亜熱帯の地域にあたり, 20島の資料を用いた。B地域帯は小笠原諸島で, 5島の資料を用いた。また, C地域帯は, 本州, 四国, 九州周辺の島で東洋区から旧北区への移行地帯として捉えられる地域で(寺山, 1989), 30島の資料を用いた。B地域帯に関しては1 km²以下の島3島を含めて解析を行った。各島におけるアリの種組成は未発表データによるが, これは79島×247種のデータマトリックスからなる。

図2 クラスター分析による日本および韓国の島嶼間のアリ相の種組成による類似性(寺山, 1989を改良)
 数字は図3に対応した島嶼を示す。類似度は野村・シン普森指数($NSC = C/N_1$, $N_1 < N_2$; N_1, N_2 : 2地域の種数, C : 2地域の共通種数)で求めた。



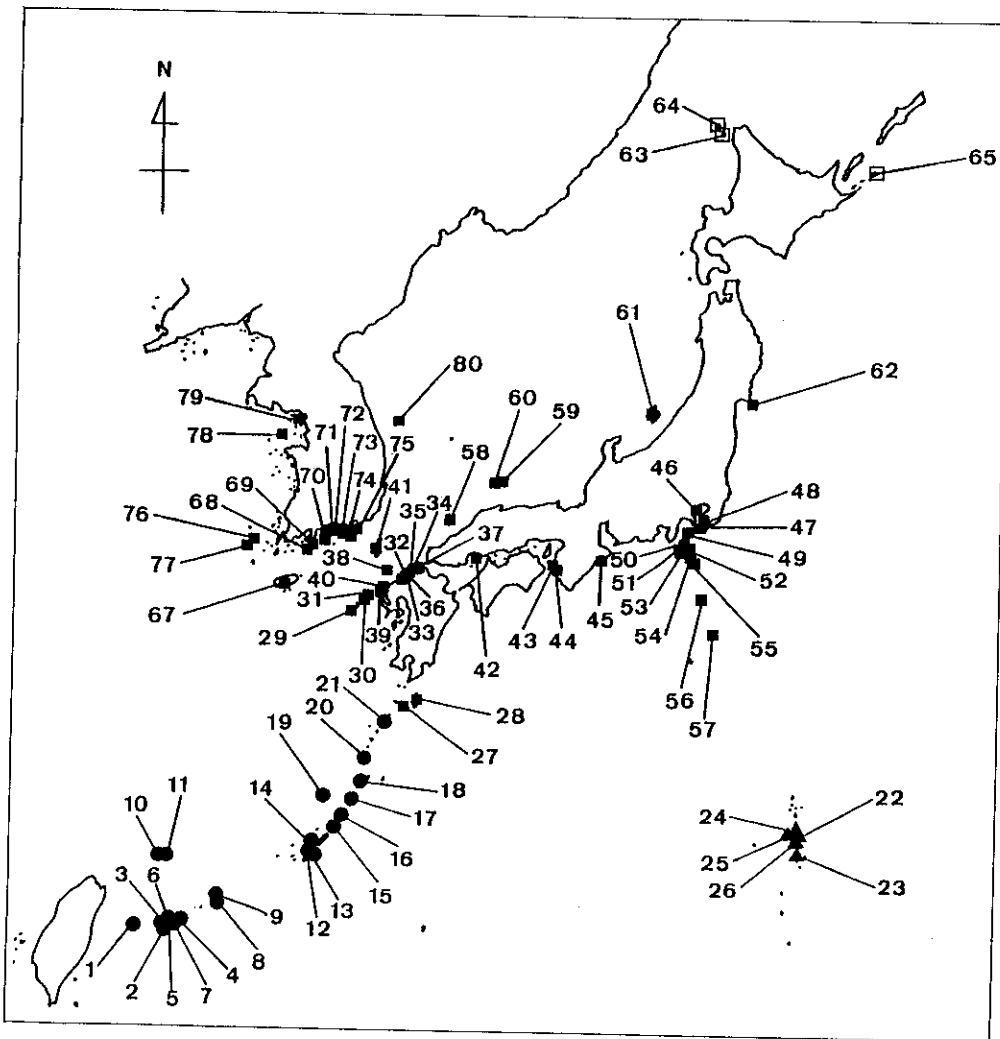


図3. 日本、韓国の種組成から見たアリ相の地域性 (寺山, 1989 を改良)

●: A地域帯 (南西諸島), ▲: B地域帯 (小笠原諸島), ■: C地域帯 (韓国および日本の本州, 四国, 九州周辺の島嶼), □: D地域帯 (北海道周辺の島嶼)

解析の手法

1) 用いたモデル式

所産種数と面積の関係を表現するモデル式で、広範に用いられる次の3つのモデル式 (Conner & McCoy, 1979; McGuinness, 1984) を用いて得られた資料を適合させた。ただし、個体数要素が入る Random Placement Model は一定面積における種数と巣数の測定が可能である植物群落内レベルでの資料のみに用いた。

i) Power Function Model (PFモデル; logspecies/logarea model)

$$S = CA^Z \quad (\text{Log } S = \log C + Z \log A)$$

S: 種数, A: 面積, C, Z: パラメーター

ii) Exponential Function Model (EFモデル; species/logarea model)

$$S = G + K \log A$$

S: 種数, A: 面積, G, K: パラメーター

iii) Random Placement Model (RPモデル)

$$S_s = \sum_{i=1}^{S_t} [1 - (1 - A_s/A_t)^{n_i}]$$

N_i : i 番目の種のコロニー数, S_t : 種数, A_t : 面積,

A_s : サンプルサイズ

i) 式は所産種数と面積の関係がべき関数に, ii) 式は指数関数に適合するという仮説の上でのモデル式であり, iii) 式は各種の個体(アリでは巣)の分布がランダムであるという仮定をもとに設定された式である。

2) 適合度の検定

実際に野外で得られた測定値の各モデル式への適合度は, 植物群落間レベル, 島嶼レベルでは回帰直線による相関の高さで求めた。植物群落内レベルでは, 分散分析の手法を応用し, モデル式による予測値からの実測値のずれの大きさを比較することで適合度の高さを検定した。本手法では, 比較される値は各モデル式の平均平方根値 (Root mean square deviation (Δ)) として示され, この値が小さいほどモデル式への適合度が高いことを示す。各モデル式の Root mean square deviation は次のように表記される。

$$i) \Delta^2(P) = 1/K' \sum_{k=1}^K [S_k - C A_k^Z]^2$$

$$ii) \Delta^2(E) = 1/K' \sum_{k=1}^K [S_k - G + K \log A_k]^2$$

$$iii) \Delta^2(R) = 1/K' \sum_{k=1}^K [S_k - \bar{S}(\alpha_k)]^2,$$

$$\alpha = A / \sum_k A_k, \quad \bar{S}(\alpha) = S - \sum_{i=1}^S (1 - A / \sum_k A_k)^{n_i}$$

結果

1) 植物群落内レベルでの種数・面積関係

表5に各モデル式のパラメーター値 (C, Z, G, K) およびモデル式への適合度 (Δ) を

表5. PF, EF, RP モデルにおける各パラメーター値およびモデル式への適合度

パラメーター	調査地 ^{*)}							
	1	2	3	4	5	6	7	8
K'	34	29	19	17	21	31	23	31
Power function								
C	2.472	1.758	1.300	1.151	3.571	1.780	2.291	1.954
Z	0.597	0.995	1.187	1.281	1.006	1.049	1.101	1.103
$\Delta(P)$	1.13	1.86	1.33	1.15	2.18	1.61	1.68	2.14
Exponential function								
G	0.350	0.216	0.064	-0.353	2.111	0.018	0.666	0.079
K	7.906	10.799	8.911	9.650	17.392	11.567	13.637	14.402
$\Delta(E)$	0.59	1.33	0.78	0.89	1.53	0.72	0.97	1.33
Random placement								
$\Delta(R)$	0.60	1.42	0.77	0.91	1.43	0.65	1.00	1.32

*) 調査地の番号は表1に対応

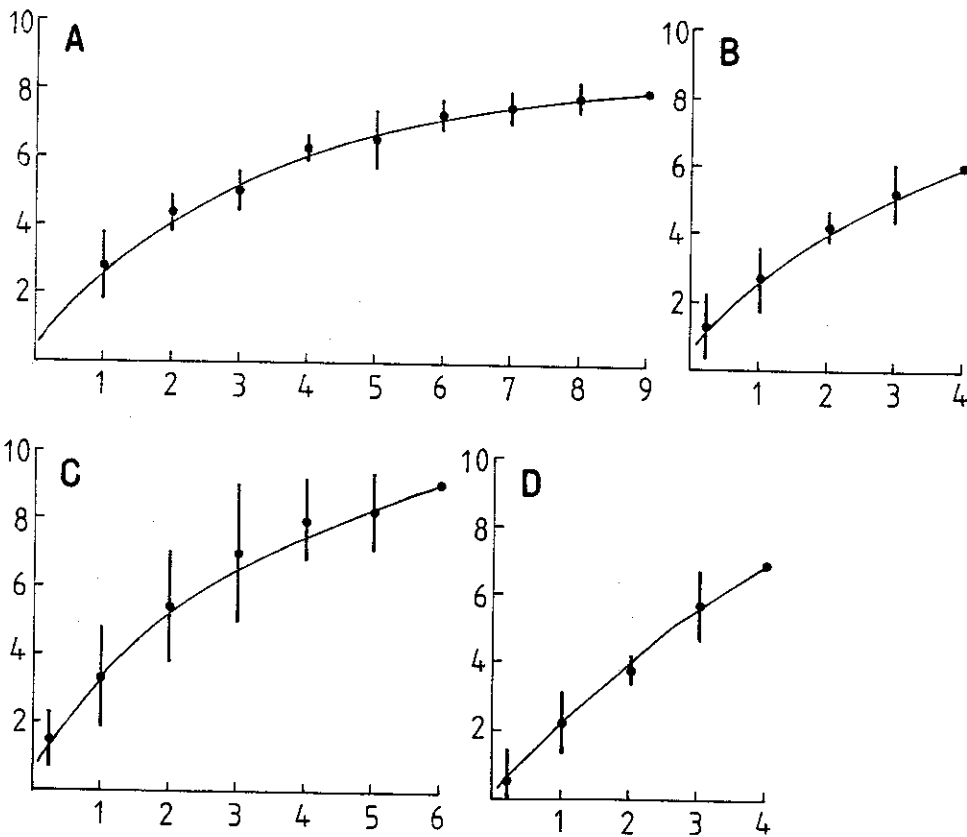


図4. Random Placement Modelに適合された種数・面積関係

X軸：面積 (㎡), Y軸：種数, 黒丸：平均値, 縦のバー：標準偏差. A; アカマツ林 (茨城県那珂町), B, C; アカマツ林 (岡山県赤坂町), D; 夏緑樹林 (岡山県赤坂町).

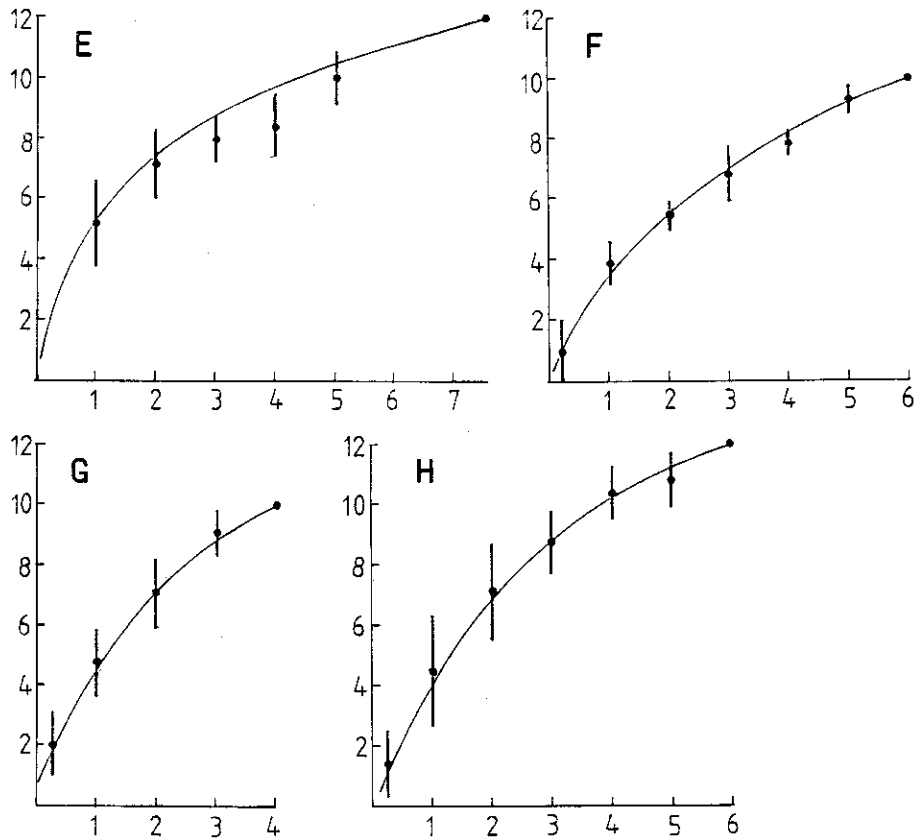


図5. Random Placement Modelに適合された種数・面積関係

X軸：面積 (㎡)，Y軸：種数，黒丸：平均値，縦のバー：標準偏差．E，F；照葉樹林（神奈川県真鶴町），G；亜熱帯多雨林（鹿児島県徳之島），H；亜熱帯多雨林（台湾南投県）。

示した。8地点での測定値の内，4例がEFモデルに，4例がRPモデルに最も高く適合した。一方，PFモデルに最も適合した例はなかった。なお，各モデル式の相関係数は24データ全てが0.95以上の非常に高い相関を示した。図4，5にはRPモデルによる種数・面積曲線を示した。

2) 植物群落間レベルでの種数・面積関係

利島における10の異質の植生の面積と，各植生で得られたアリの種数との間には有意な相関は示されなかった（PFモデルで $r=0.22$ ，EFモデルで $r=0.41$ ）。また種数，面積ともに対数変換しない無変数データで一回帰を行った場合でも $r=0.46$ を示し，統計的な有意差は認められなかった。

次に，式根島におけるクロマツ自然林での調査結果を用いた解析結果を表6に示した。本調査林はサイズの小さい林ほど林縁効果を受けていることが予想された（寺山・村田，1990）。

それ故、得られたアリの種数は、各林で得られた種数全体のもの (TS) と林床性種の種数 (FS) とのデータセットを用いた。その結果、TSではいずれのモデルにおいても有意な相関が得られなかったが、FSではEFモデルで有意な相関 ($r=0.647$, $p<0.05$) が得られた (表6)。

表6. 式根島のクロマツ林におけるアリの種数・面積関係の相関

	面積	面積の対数値
種数	0.467 (NS)	0.382 (NS)
種数の対数値	0.413 (NS)	0.332 (NS)
林床性種数	0.619 *	0.647 *
林床性種数の対数値	0.469 (NS)	0.520 (NS)

NS: 有意差なし. *: 有意差あり ($p<0.05$).

表7. 日本の各地域帯の島嶼におけるアリの種数・面積関係の相関

地域帯	モデル式		
	Untransformed	Species / logarea	Logspecies / logarea
A: 南西諸島 (n=20)	0.885 **	0.887 **	0.912 **
B: 小笠原諸島 (n=5)	0.880 *	0.923 *	0.946 *
C: 本州・四国・九州周辺 (n=30)	0.396 *	0.541 **	0.556 **

*: 有意差あり ($p<0.05$). **: 有意差あり ($p<0.001$).

3) 島嶼レベルでの種数・面積関係

表7に、各地帯におけるPF, EFモデルおよび無変換データの一回帰式 ($S = a + bA$, S; 種数, A; 面積: Untransformed model) を適合させた結果の相関を示した。表7の相関係数からA, B, Cの3地域ともにPFモデルの適合度が最も高いことが示された。PFモデルによる相関は南西諸島で0.912, 小笠原諸島で0.946, 本州, 四国, 九州周辺域では0.556を示した。べき関数 (PFモデル) による一回帰直線式は次の通りである。

$$A \text{ 地域帯: } S = 12.989 A^{0.255}$$

$$(\text{Log } S = 1.1135 + 0.2550 \log A; r = 0.912^{**}, df = 18)$$

$$B \text{ 地域帯: } S = 11.153 A^{0.306}$$

$$(\text{Log } S = 1.0474 + 0.3058 \log A; r = 0.946^*, df = 3)$$

$$C \text{ 地域帯: } S = 20.869 A^{0.100}$$

$$(\text{Log } S = 1.3195 + 0.0996 \log A; r = 0.556^{**}, df = 28)$$

本一回帰式から一回帰直線の傾きを示すz値はA, B地域帯に比べて高緯度地域になるC地域帯で

低くなることが示された (図6)。つまり、本州、四国、九州周辺域の島嶼でのZ値は(0.100)は、南西諸島や小笠原諸島のZ値(0.255, 0.306)に比べ低い値を示した。つまり、高緯度地域に位置するC地域帯の方が面積に対する種数の増加率が低いことが示された。さらに図2, 3における、D地域帯の利尻、礼文、色丹島の面積に対する種数をC地域帯と比較すると本地域帯の回帰式の95%信頼限界を下回っており(図7)、明らかにC地域帯よりもこれら北海道の島嶼は面積に対する所産種数が低いことが示された。以上のことから日本の亜熱帯から亜寒帯地域にかけて、高緯度地域ほど面積当たりの所産種数が少なくなることが示された。

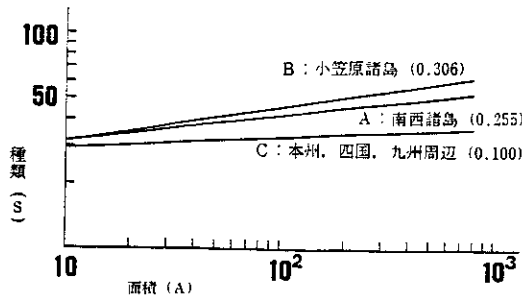


図6. A~C地域帯のべき関数に適合させた種数・面積関係 () 内の数字はパラメーターZの値

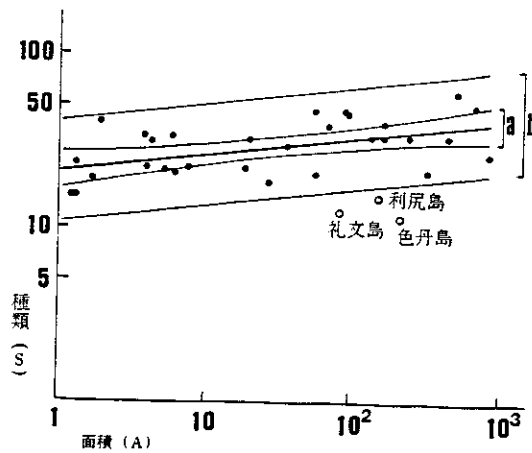


図7. C地域帯(本州, 四国, 九州周辺の島嶼; n=30)および北海道の利尻, 礼文, 色丹島の種数・面積関係
a: 回帰直線の95%信頼限界
b: 個々のデータの95%信頼限界

結論および考察

今回の結果から、取り扱う地域の大きさでアリの所産種数と面積の関係は、最適するモデル式が異なることが判明した。アリ群集において、植物群落内ではEF, RPモデルによく適合した。植物群落間レベルでの解析では、異質の植物群落を単位とした場合は種数・面積関係が成立しなかった。これはアリの分布が各植生の環境条件に対応しており、その結果各植物群落に出現するアリの種数そのものがまちまちであることによると考えている。このことは、アリの所産種数が面積以外の環境要因に大きく影響を受けており、植生を単位とした場合には、

面積そのものが種数に効果を与える主要因にはならないということを示唆している。しかしながら、同質の植生の場合ではEFモデルに適合し面積の増大に伴い指数関数的に所産種数が増大した。得られた総種数(TS)と面積の間には有意な相関が示されなかったが、これは人為的攪乱の効果により生息場所を本来異なる草地性、裸地性の種の比較的ランダムな各林内への侵入による結果であると考えた。

島嶼レベルでは、全てPFモデルに最も適合した。Connor & McCoy (1979) が種数・面積関係を様々な生物群100例の資料で解析した結果、EFモデルに27例、PFモデルに43例が最適化した。アリにおける海外の研究例ではTuscan 諸島(Baroni-Urbani, 1971)、ポリネシア(Wilson & Taylor, 1967)がPFモデルに、メラネシア(Wilson, 1961)のアリ群集が無変換データによる一回帰式に最適化した。今回の日本の3地域帯では全てPFモデルに最適化したことから、島嶼レベルの大地域におけるアリ群集ではPFモデルに良く適合することが示された。以上のことから、アリ群集において、1㎡から10㎡までの間はEFあるいはRPモデルに良く適合し、1km²から10³km²まではPFモデルが良く適合し、面積に対する種数の増加率は取り扱う面積のサイズによって異なるという結論を得た。日本の本州、四国、九州を含めて種数と面積の関係を取り扱った場合でもPFモデルが適用されることから(桐谷, 1984)、PFモデルの適用範囲は少なくとも1km²から10³km²まではこれに該当するものと予想される。Williams (1943) は取り扱う面積のサイズの相違による種数の増加率を、対数関数に適合する第一段階(10cm²~10⁴㎡)は群落を構成する植物種数への収れん、べき関数に適合する第二段階(10⁴㎡~10⁷km²)は面積の増加に伴う異質な環境の増加によるもの、さらに比較する地域が大陸間レベルに相当する第三段階(>10⁷km²)は生物進化学的な新しい要因の付加によるものと説明している。動物群集においても取り扱う面積のサイズの相違によって種数の増加率が異なることが鳥群集(Preston, 1960; MacArthur, 1960)の他に今回のアリ群集でも示されたが、これらの増加率の相違が、取り扱う面積のサイズにおける植物を含めた異質な環境の分布様式や多様性と強く関連している可能性を指摘しておきたい。

種数・面積関係から日本の他地域に比べて、北海道やその周辺の島嶼の多様性の低さがチョウ(木元, 1972, 1976, 1979)によって、南千島の多様性の低さがハムシ(Kimoto, 1982)によって示された。逆に利尻島、礼文島や北海道北東部のチョウの所産種数が他地域に比べて低くはないという結果(Nagasawa, 1987)も示されている。今回のアリ群集による比較結果では南西諸島、小笠原諸島よりも本州、四国、九州周辺域の島嶼の方が面積に対する所産種数の割合が低く、北海道の島嶼ではさらに低い値を示した。つまり、低緯度地域ほど高い多様性を示し、高緯度地域ほど低い多様性が示されると言う多様性の地理的な傾斜が示された。

参考文献

- Arrhenius, O., 1921. Species and area. *J. Ecol.*, 19 : 95-99.
- Baroni-Urbani, C., 1971. Studien zur Ameisenfauna Italiens. XI. Die Ameisen des Taskanischen Archipels. Betrachtungen zur Herkunft der Inselfaunen. *Rev. Suisse Zool.*, 78 : 1037-1067.
- Conner, E. F., & E. D. McCoy, 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *Am. Nat.*, 113 : 791-833
- Gleason, H. A., 1922. On the relation between species and area. *Ecology*, 3 : 158-162.
- 1925. Species and area. *Ecology*, 6 : 66-74.
- Goldstein, E. L., 1975. Island biogeography of ants. *Evolution*, 29 : 750-762.
- 原田晴康・緒方一夫, 1984. 北部九州のアリ相 (膜翅目, アリ科). *Pulex*, (70) : 321-322.
- 木元新作, 1972. 日本列島におけるチョウ類およびハムシ類における地理的分布にみられる規則性. *日生態会誌*, 22 : 40-46.
- 1976. 動物群集研究法 I. 多様性と種組成. 生態学研究講座14. 共立出版, 192pp.
- 1979. 南の島の生きものたち. 島の生物地理学. 共立出版, 203pp.
- Kimoto, S., 1982. Zoogeography and ecology of the Ryukyu Archipelago with special reference to leaf beetles. (Coleoptera : Chrysomelidae). *Entomologica Generalis*, (1) : 51-58.
- 木元新作・河内俊英, 1986. 集団生物学入門. 共立出版, 166pp.
- 木元新作・武田博清, 1986. 群集生態学入門. 共立出版, 198pp.
- 桐谷圭治, 1984. 移住する昆虫. 9. 帰化昆虫にとって日本とは. *インセクトリウム*, 21 : 326-335.
- 小林四郎, 1990. 島の種多様性をめぐる諸問題—移入・絶滅平衡仮説を中心として—. *生物科学*, 42(2) : 68-84.
- Levins, R., M. L. Pressick & H. Heatwole, 1973. Coexistence patterns in insular ants. In which it is shown that ants travel a lot from island to island, and what they do when they get there. *American Scientist*, 61 : 463-472.
- MacArthur, R. H., 1960. On the relative abundance of species. *Am. Nat.*, 94 : 25-36.
- MacArthur, R. H., & E. O. Wilson, 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17:373-387.
- & —— 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, 203pp.
- McGuinness, K. A., 1984. Equations and explanations in the study of species-area curves.

- Biol. Rev., 59 : 423-440.
- Nagasawa, S., 1987. Species-area relation for butterflies of the Japanese Archipelago (Lepidoptera). *Kontyû*, Tokyo, 55(3) : 421-428.
- 緒方一夫, 1986. 九州のアリ相. *蟻*, (14) : 3.
- Pisarski, B., et al., 1982. A comparison of two methods of sampling island ant communities. *Ann. Ent. Fenn.*, 48 : 75-80.
- Preston, F. W., 1960. Time, space and variation of species. *Ecology*, 41 : 611-627.
- 寺山 守, 1986. アリ. 日本の昆虫—侵略と攪乱の生態学—. 東海大学出版会(桐谷圭治編) : 43-51.
- 1989. アリ群集から見た日本の生物地理区. *統計(日本統計協会)*, 40(11) : 29-36.
- 寺山 守・山根正気, 1984. 屋久島のアリの垂直分布を中心に—. 自然環境保全地域調査報告書(環境庁自然保護局) : 643-667.
- 寺山 守・村田和彦, 1987. 伊豆諸島利島におけるアリ群集と植生との関連. *日本生物地理学会会報*, 42 : 57-63.
- 1990. 自然保護区を設定する際の保護区的面積と分断の効果: アリ群集を用いての検討. *日本生物地理学会会報*, 45 : 11-17.
- 寺山 守・松本忠夫, 1987. アカマツ林におけるアリ群集. 松くい虫被害対策として実施される特別防除が自然生態系に与える影響評価に関する研究—松くい虫等被害に伴うマツ林生態系の攪乱とその動態について(環境庁) : 321-338.
- Terayama, M., 1985. Structure of communities of ants in the Japanese Islands: S/G ratio, area and species richness. *Zool. Sci.*, 2 : 1003.
- Williams, C. B., 1943. Area and number of species. *Nature*, 152 : 246-267
- Wilson, E. O., 1961. The nature of the taxon cycles in the Melanesian ant fauna. *Am. Nat.*, 95 : 169-193.
- Wilson, E. O., & R. W. Taylor, 1967. An estimate of the potential evolutionary increase in species density the Polynesian ant fauna. *Evolution*, 21 : 1-10.

Species-area relations of ant communities

Mamoru TERAYAMA

Abstract. The ant communities of Japan were tested for the best-fit model of the species-area relationship. Of three major models I examined, the exponential and the random placement models provide good fits in the small scale areas ($1 \text{ m}^2 \sim 10 \text{ m}^2$), and the power function model in the large scale areas ($1 \text{ km}^2 \sim 10^5 \text{ km}^2$). Namely, no single model accounted for all the patterns in diversity observed. Area diversity curves demonstrate low species diversity in the islands of the subarctic zone as compared with that of the temperate and the subtropical zones.