

小笠原諸島における陸生貝類の分布の年次変動と
外来天敵ニューギニアヤリガタリクウズムシなどの影響および分布拡大防止対策

大林 隆司

2017 年

目次

第1章：序論	5
第2章：植食性陸生貝類の生息状況と年次変化	21
第1節：カタマイマイ類の生息状況と年次変化	21
1. 緒言	21
2. 方法	21
(1) 調査地域	21
(2) 調査手法	21
(3) 調査結果のまとめ方	22
3. 結果	22
(1) カタマイマイの生息状況と年次変化	22
(2) チチジマカタマイマイの生息状況と年次変化	22
(3) アケボノカタマイマイの生息状況と年次変化	22
(4) コガネカタマイマイの生息状況と年次変化	26
(5) ヌノメカタマイマイの生息状況と年次変化	26
4. 考察	26
第2節：アフリカマイマイの生息状況と年次変化	32
1. 緒言	32
2. 方法	32
(1) 父島、母島全域における長期的な生息状況の変化（全島調査）	32
1) 調査地域および調査時期	32
2) 調査地点数	32
3) 調査手法	33
4) 統計処理	35
(2) 父島、母島個体群の短期的な生息状況の変化	36
3. 結果	36
(1) 父島、母島全域における長期的な生息状況の変化（全島調査）	36
1) 生貝と死貝の分布	36
2) 生貝と死貝の採集数	42
3) 生貝と死貝の殻高	45
4) 大型個体の分布	47
5) 生貝の蔵卵個体率	47
(2) 父島、母島個体群の短期的な生息状況の変化	47
4. 考察	66

第3章：捕食性陸生貝類および捕食性プラナリア類などの生息状況の変化	70
第1節：捕食性陸生貝ヤマヒタチオビの生息状況の年次変化	70
1. 緒言	70
2. 方法	71
(1) 調査地域	71
(2) 調査手法	71
1) 調査地域および調査時期	71
2) 調査地点数	71
3) 調査手法	71
3. 結果	72
4. 考察	72
第2節：捕食性プラナリア，ニューギニアヤリガタリクウズムシなどの分布と食性	74
1. 緒言	74
2. 方法	74
(1) 陸生プラナリア類，リクヒモムシ類の分布	74
(2) 陸生プラナリア類などの食性調査	75
1) ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性調査（野外調査）	75
2) ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性実験（室内）	75
3) 他の陸生プラナリア類などの食性調査（野外調査および室内実験）	78
3. 結果	78
(1) 陸生プラナリア類などの分布	78
1) 陸生プラナリア，ニューギニアヤリガタリクウズムシの分布	78
2) その他の陸生プラナリア類，リクヒモムシ類の分布	79
(2) 陸生プラナリア類などの食性	84
1) ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性（野外調査）	84
2) ニューギニアヤリガタリクウズムシの捕食実験（室内実験）	84
3) 他の陸生プラナリア類，リクヒモムシ類の食性（野外調査および室内実験）	90
4. 考察	90
第4章：ニューギニアヤリガタリクウズムシの未分布域への侵入防止方法の開発	96
1. 緒言	96
2. 方法	96
(1) 材料	96
(2) 方法	97
1) 海水ならびに希釈した海水接触条件下での飼育	97

2) 各種濃度の塩水接触条件下での飼育	97
3) 各種濃度の塩水に浸漬後, 運動停止するまでの時間とその後の死亡率	97
4) 海水相当濃度の塩水に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率	98
5) 各種濃度の塩水に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率	98
3. 結果	98
(1) 海水ならびに希釈した海水接触条件下での飼育	98
(2) 各種濃度の塩水接触条件下での飼育	99
(3) 各種濃度の塩水に浸漬後, 運動停止するまでの時間とその後の死亡率	99
(4) 海水相当濃度の塩水に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率	99
(5) 各種濃度の塩水に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率	106
4. 考察	106
第5章: 総合考察	110
摘要	114
謝辞	117
引用文献	119

第1章：序論

生物の分布拡大と未分布地域への侵入は、世界的には一般的な現象である (Elton, 1958; Mack et al., 2000)。外来種の侵入は、大陸と繋がったことがなく、多数の固有種が進化した海洋島においては、特に、大きな負の影響をもたらすことが知られている (Elton, 1958; Reaser et al., 2007; Corlett, 2010)。海洋島の生態系には、そもそも、強力な捕食者、草食動物ならびに競争者がいないため、海洋島の在来種、特に固有種は、それらに対する防御能力、競争能力が著しく低い状態で進化してきた (Carlquist, 1974; Vermeij, 1991; Paulay, 1994)。

在来種と外来種が同じ資源を利用する場合、外来種は在来種を競争的に排除することが知られている。例えば、ハワイでは、外来種の鳥類であるメジロが、同じ地域に生息している数種類の固有種の鳥の幼鳥の生存率と個体数を減少させたことが報告されている (Freed and Cann, 2009)。しかしながら、このような、外来種により引き起こされた資源をめぐる競争による固有種の絶滅の報告は稀である (Davis, 2003; Gurevitch and Padilla, 2004; Sax and Gaines, 2008)。むしろ、外来種による激しい捕食が多く固有種の絶滅を引き起こしてきた (Davis, 2003; Sax and Gaines, 2008)。例えば、哺乳類捕食者の導入は、多くの島固有の鳥の絶滅を引き起こした (Blackburn et al., 2004)。また、グアムへのヘビ、ミナミオオガシラ (*Boiga irregularis* (Merrem, 1802)) の非意図的導入が、固有の鳥、コウモリそして爬虫類の個体群の劇的な減少あるいは絶滅を引き起こした (Fritts and Rodda, 1998)。また、いくつかの環太平洋地域の海洋島において、アフリカマイマイ (*Achatina fulica* Bowdich, 1822) の防除のための、陸生貝類捕食性の陸生貝類であるヤマヒタチオビ (*Euglandina rosea* (Férussac, 1821)) の意図的な導入が、様々な固有種の陸産貝類の絶滅を引き起こした (Civeyrel and Simberloff, 1996; Cowie, 2001a; Lydeard et al., 2004)。そのほか、ヤギなどの外来哺乳類による植物の甚大な食害が、島の固有植物の絶滅や減少を引き起こしてきた (Campbell and Donlan, 2005)。このように、島の生態系において、外来の捕食者の侵入、導入は、固有種の減少や絶滅を引き起こす重要な要因となりうる (Sax and Gaines, 2008)。

無脊椎動物は全動物種の99%を占め、生物多様性の中で大きな位置を占める (Lunney and Ponder, 1999)。しかし、哺乳類や鳥類のように十分な研究がなされておらず、これは陸生貝類においても同様である (Lydeard et al., 2004)。陸生貝類は、世界各地、特に環太平洋地域の海洋島で、多くが絶滅または絶滅に瀕し、その多様性が失われつつある (Clarke et al., 1984; Hopper and Smiths, 1992; IUCN/SSC Mollusc Specialist Group, 1995; Cowie, 2001b, 2001c, 2004, 2005; Lydeard et al., 2004)。陸生貝類の絶滅の原因としては、生息地の破壊 (富山, 2002a) や外来のネズミ類による捕食 (富山, 2002a; Chiba, 2007; 千葉, 2009) などが挙げられてきた。近年最も大きな原因として考えられるようになったのが、意図的、非意図的に移入され、または侵入した外来種アフリカマイマイの生物的防除のために導入され、また、非意図的に侵入した、陸生貝類捕食性の陸生貝ヤマヒタチオビ、あるいは、陸生貝類捕食性の陸生プラナリア、ニューギニアヤリガタリクウズムシ (*Platydemus manokwari* de Beauchamp, 1962) (Muniappan, 1983, 1987, 1990; Muniappan et al., 1986) をはじめとする陸生貝類の捕食者である (Hopper and Smiths, 1992; IUCN/SSC Mollusc Specialist Group, 1995; Civeyrel and Simberloff, 1996; Cowie, 2001a, b, c)。その中でも特に、ニューギニアヤリガタリクウズムシの影響は大きいものと推測されている (Clarke et al., 1984; Hopper and Smith, 1992; 大河内, 2002; Winsor et al., 2004)。

ニューギニアヤリガタリクウズムシは1970年代から1980年代にかけて、環太平洋地域に導入、侵入したアフリカマイマイの生物的防除のために各地に導入された (Muniappan, 1983, 1987, 1990; Muniappan et al., 1986)。その結果、確かにアフリカマイマイの防除には大きな成果をもたらしたが、同時に、ほとんどの導入、侵入地域で多くの固有種を含む在来の陸生貝類が絶滅に追い込まれたとされている (Clarke et al., 1984; Hopper and Smith, 1992; 大河内, 2002; Winsor et al., 2004)。しかし、なぜ特に本種が陸生貝類減少の大きな原因であるのかという理由は明らかとはなっていない。

本論文で述べる研究地域である小笠原諸島は、行政上は東京都に属する (東京都小笠原村) が、日本列島の本州 (東京) から南に1000 kmの太平洋上に浮かぶ、環太平洋地域に含まれる亜熱帯の海洋島である。本諸島は“日本のガラパゴス”とも称されるように (小

野, 1994), 高等植物(シダ植物, 種子植物)の約45%(豊田, 2014), 昆虫の約27.5%(日本政府, 2010), 陸生貝類の94%(千葉, 2009)が固有種であるとされ, 日本国内の中でも生物多様性が極めて高い地域である。このような固有率の高さはその多くが適応放散により生じたとされており, このことが2011年に小笠原諸島が世界自然遺産へ登録される1つの大きな要因となった(IUCN, 2011)。

しかし, 現在, 環太平洋地域の他の島々と同様に, 小笠原諸島の生物多様性も失われてきている(川窪, 2002; 富山, 2002a; Kawakami, 2008; Sugiura, 2016)。既に, 第二次世界大戦以前には, いくつかの固有の鳥類(オガサワラカラスバト, オガサワラガビチョウ, オガサワラマシコなど)が, 人間の移住に伴う環境の変化(悪化)や人間による捕獲, 人間とともに持ち込まれたイエネコ(ノネコ)やクマネズミによる捕食により絶滅した(川窪, 2002; Kawakami, 2008)。今日でも, カラスバトの固有亜種であるアカガシラカラスバトが, やはり生息環境の変化(悪化), イエネコ(ノネコ)やネズミによる捕食, ネズミとの餌資源の競合により約40羽という危機的な個体数にまで減少した(高野, 2002; Kawakami, 2008)。なお, 本種についてはその後, ノネコの捕獲などの対策が進められた結果, 個体数ならびに生息域の回復(拡大)がみられつつある(日本政府, 2010)。

また, 父島や母島の昼行性昆虫類は, 父島に1960年代, 母島に1980年代に人為的に持ち込まれたトカゲの1種であるグリーンアノールの捕食により, 固有種を中心に絶滅しつつある(川窪, 2002; 楨原ら, 2004; 荻部, 2005; Kawakami, 2008; 戸田ら, 2009; Toda et al., 2013; Sugiura, 2016)。同様に, 父島や母島の地表性昆虫類も, 1949年にサイパン島より父島に, 次いで1974年に父島から母島へと持ち込まれたオオヒキガエルが原因で壊滅的に減少している(岸本, 2009)。

これらの例に漏れず, 小笠原諸島の固有陸生貝類も, 他の多くの環太平洋地域の海洋島と同様に, 生息環境の悪化や, 外来種(アフリカマイマイなど)との競合(富山, 2002a), またアフリカマイマイの生物的防除のために1965年に父島に導入されたヤマヒタチオビによる捕食(Takeuchi et al., 1991; 富山, 2002b), クマネズミによる捕食(Chiba, 2004)などにより, その約23%が既に絶滅し, 現在残っている種も減少しつつある(千葉, 2009)。さらに, 固有陸生貝類のみならず, アフリカマイマイやヤマヒタチオビなどの外来陸生貝類も1980年代後半以降減少しつつあり, その原因はいくつか挙げられてき

たものの（富山，2002a），その詳細は不明であるとされてきた（小谷野ら，1989；Takeuchi et al., 1991）。

小笠原諸島の陸生貝類は，2009年の時点で11科104種（外来種の23種ならびに固有種か広域分布種か外来種かが不明な種3種を除いた，いわゆる在来種：固有種＋広域分布種）が知られており，これには7つの固有属（オガサワラヤマキサゴ属：ヤマキサゴ科，キバオカチグサガイ属：カワザンショウガイ科，テンスジオカモノアラガイ属：オカモノアラガイ科，オガサワラキセルガイモドキ属：キセルガイモドキ科，エンザガイ属：シタラ科，エンザガイモドキ属：シタラ科，カタマイマイ属：オナジマイマイ科）が含まれる。在来種のうちの94%（98種）が固有種であるが，その約23%（24種：すべて固有種）が既に絶滅したとされている（千葉，2009；第1表）。これら在来種の中で，小笠原諸島の陸生貝類を代表するといわれるものが，比較的大型で，現生属の中で最多の19種が現生しているカタマイマイ類（*Mandarina* spp.）である。これら小笠原諸島の固有陸生貝類については第二次世界大戦以前からすでにほとんどの種が記録され（波部，1969），戦後は湊（1978），黒住（1988），富山・黒住（1992），千葉（1989，1991）らにより1980年代までの生息状況が報告されている。一方，外来種であるアフリカマイマイ，ヤマヒタチオビについては，1980年代までの生息状況が吉川（1977），青木（1978），伊賀（1982），沼沢ら（1988），小谷野ら（1989）やTakeuchi et al.（1991）により報告されている。

以下に，特に小笠原諸島の固有陸生貝類として重要なカタマイマイ類，有害な外来陸生貝であるアフリカマイマイ，および，これらの生息に大きな影響をもたらすと考えられる捕食性陸生貝ヤマヒタチオビならびに捕食性プラナリア類とリクヒモムシ類について紹介する。

（1）カタマイマイ類

カタマイマイ類（*Mandarina* spp.：第1図a～d）は，軟体動物門・腹足綱・有肺亜綱・柄眼目・オナジマイマイ科・カタマイマイ属（*Mandarina*：固有属）に属し（東，1995），小笠原諸島の固有陸生貝類を代表するグループであり，本属に含まれる全ての種が国指定の天然記念物となっている。カタマイマイの名称は殻が極めて硬いことに由来し，適応放散により様々な環境（樹上性，半樹上性，地表性，乾性，湿性）に応じて，殻の形などに驚くべき多様性を示すことが知られている（湊，1978；千葉，1989，1991，2009；

第1表. 小笠原諸島から記録された陸生貝類の科と種数 (千葉 (2009) をもとに作成)

科名 ^a	固有種	広域分布種	外来種	不明種	固有率 ^c	絶滅種数
軟体動物門, 腹足綱, 前鰓亜綱,						
原始腹足目						
ヤマキサゴ科*	19	0	0	0	100.0	5
中腹足目						
ヤマタニシ科	2	0	0	0	100.0	0
クビキレガイ科	0	1	0	0	0.0	0
カワザンショウガイ科*	3	0	0	0	100.0	1
有肺亜綱, 基眼目						
オカミミガイ科	0	0	1	0	0.0	0
柄眼目						
オカモノアラガイ科*	2	0	0	0	100.0	0
ハワイマイマイ科	7	3	0	0	70.0	0
キバサナギガイ科	7	1	1	0	87.5	1
ミジンマイマイ科	0	0	1	0	0.0	1
キセルガイモドキ科*	5	0	0	0	100.0	1
キセルガイ科	0	0	2	0	0.0	2
オカクチキレガイ科	0	0	5	0	0.0	2
ヤマヒタチオビ科	0	0	1	0	0.0	0
アフリカマイマイ科	0	0	1	0	0.0	0
トガリオカクチキレ科?	0	0	0	1	0.0	0
ネジレガイ科	0	0	1	0	0.0	0
ナタネガイ科	1	0	0	0	100.0	0
Gastrodontidae 科	0	0	1	0	0.0	0
シタラ科*	28	0	4	2	100.0	12
マラッカベッコウマイマイ科	3	0	0	0	100.0	2
ナメクジ科	0	0	2	0	0.0	0
ハリガイ科	0	1	0	0	0.0	0
ナンバンマイマイ科	0	0	1	0	0.0	0
オナジマイマイ科 * ^b	21	0	2	0	100.0	2
合計	98	6	23	3	94.2	29

^a 太斜体文字の科は, 本論文で取り上げた陸生貝類を含む. *の付いた科には固有属が含まれる.

^b 固有種のカタマイマイ類 (*Mandarina* spp.) はここに含まれる.

^c 固有種数 / (固有種数 + 広域分布種数) × 100.



第1図 本論文で取上げた陸生貝類（ヌノメカタマイマイを除く：撮影倍率は不同一）.
a：カタマイマイ (*Mandarina mandarina*) ; b：チチジマカタマイマイ (*M. chichijimana*) ;
c：アケボノカタマイマイ (*M. polita*) ; d：コガネカタマイマイ (*M. aureola*) ;
e：アフリカマイマイ (*Achatina fulica*) ; f：ヤマヒタチオビ (*Euglandina rosea*)

Chiba, 1996, 2003)。このことが2011年に小笠原諸島が世界自然遺産へ登録される1つの大きな要因となった (IUCN, 2011)。本類については、第二次世界大戦以前には黒田 (1930) や江村 (1943) の報告があり、第二次世界大戦以降には湊 (1978) や黒住 (1988), 千葉 (1989, 1991), Chiba (1989, 1996, 2003, 2004), 富山・黒住 (1992) などの報告がある。本類の分布については、父島・母島において比較的よく調査がなされており、1980年代までは父島、母島とも広範囲に分布していたが、1990年代以降、特に父島の広範囲の地域と母島北部において急激に減少したとされている (富山・黒住, 1992; 富山, 2002a; Chiba, 2003; 千葉, 2009; Okochi et al., 2004)。これらの減少要因については、父島においては野ヤギによる生息環境の破壊や、ネズミ類やヤマヒタチオビによる捕食、母島においてはネズミ類や数種類の捕食性陸生プラナリア類の関与が示唆されてきた (富山, 2002a; Okochi et al., 2004; Chiba, 2003, 2007; 千葉, 2009; Chiba et al., 2009) が、はっきりとは確定していない。

(2) アフリカマイマイ

アフリカマイマイ (*Achatina fulica* Bowdich, 1822: 第1図e) は、軟体動物門・腹足綱・有肺亜綱・柄眼目・アフリカマイマイ科・アフリカマイマイ属 (*Achatina*) に属する (東, 1995), 熱帯東アフリカ原産の大型の陸生貝で、小笠原諸島には1930年代に台湾から本州経由で持ち込まれたとされ、野菜類、果樹類そして観葉植物類といった農作物に被害を与えてきた (富山, 1988; 東, 1995)。また、本種は人体寄生虫である広東住血線虫 (*Angiostrongylus cantonensis* (Chen, 1935): 擬円形線虫上科 (Metastrongyloidea)) の中間宿主としても知られ、衛生害虫という側面も持っている (富山, 2002c)。そのため、本種は国際自然保護連合 (IUCN) が2000年に作成した「世界の侵略的外来種ワースト100」に掲載され (村上・鷲谷, 2002), 日本国内では「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律施行令 (通称「外来生物法」)」 (平成十七年政令第百六十九号) により、要注意外来生物に指定されている。

アフリカマイマイが小笠原諸島に侵入した経緯には諸説あるが、一般的には薬用や愛玩用と称して1935~1937年頃に台湾から日本本土を経由して父島に導入されたとされている (Raut and Barker, 2002)。しかしその後、飼育下にあった個体が野外へと逃げ出し、父島の広い範囲に生息するようになった。その後、母島などにも持ち込まれ、分布を

拡大したとされる（吉川，1977）。本種は現在までに父島，母島以外にも兄島，弟島および東島で記録されているが，東島，兄島では絶滅した（小谷野，1994；第2図）。

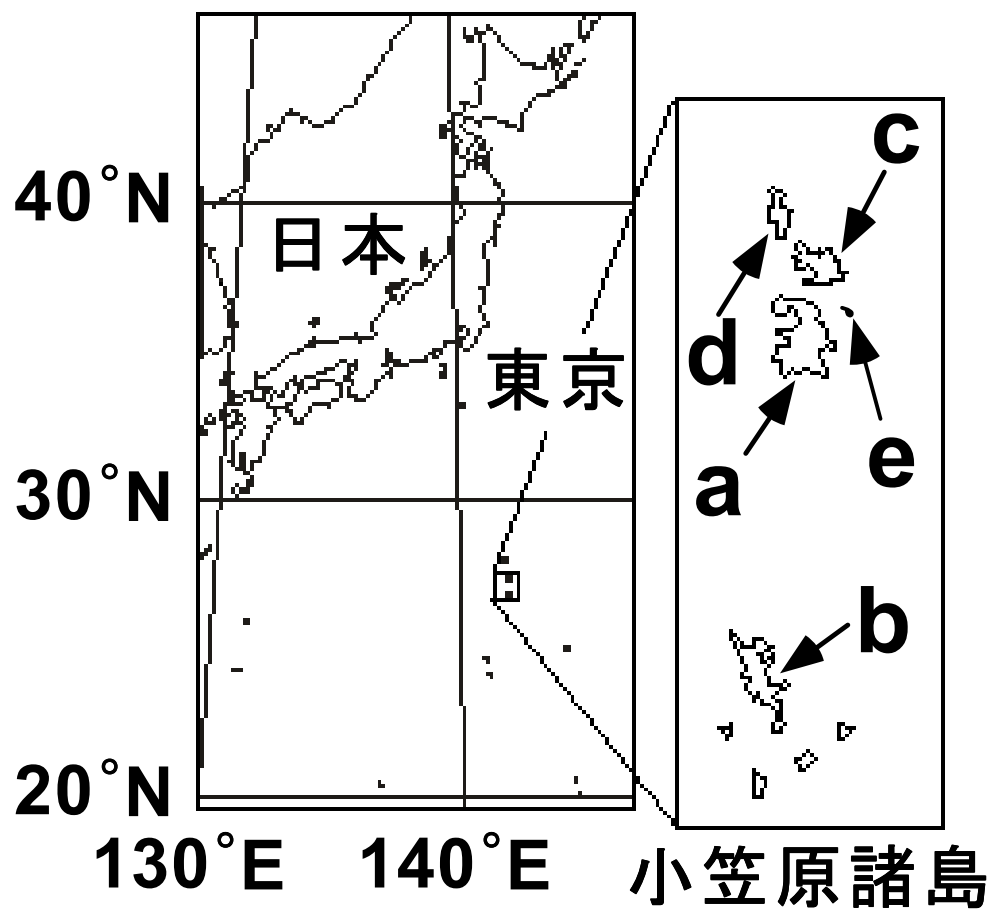
小笠原諸島は第二次世界大戦中に日本軍により要塞化されたため，その間の本種の生息状況は不詳であるが，戦後，米軍により統治された1945年～1968年の間に，Mead (1961) による調査が実施された。その頃から日本返還後しばらくの期間，本種の密度は特に父島において非常に高密度であったとされている（Mead，1961；吉川，1977；青木，1978）。その後，1980年代に入り，沼沢ら（1988）が，1985年に父島ならびに母島の各約50地点の詳細な生息状況を調査し，本種が依然父島と母島の広範囲な地域に分布していることを明らかにした。

ところがその後，本種は1980年代の終わり頃から父島と母島の両島，特に父島で急激に減少し始めた（小谷野ら，1989）。その原因としては，ヤマヒタチオビをはじめ，ノミバエ類や寄生性線虫といった天敵類の存在（佐藤・大河内，2000；富山，2002a），生息環境の悪化（ギンネムキジラミの侵入・加害によるギンネム林の減退など），気候変動などが挙げられてきたが，これらによる十分な説明はできておらず，詳細は不明であるとされてきた（小谷野ら，1989；Takeuchi et al., 1991）。

本種による農業被害は，定植直後の苗が噛み切られたり，作物の表面が舐食される（第3図）ことによる。小笠原諸島（父島，母島）における年間農業被害額（推定額）は，本種が多発していた1980年代前半（1985年）で約1,700万円，本種が以前よりも減少した現在の2010年代前半（2012）で約1,218万円であり，それぞれ農業生産額（東京都小笠原支庁，1985，2013）の13.3%，10.0%にあたる（第2表）。本種の防除法としては，世界的には物理的防除法（拾い取りやフェンスなどの障害物の設置），化学的防除（メタアルデヒド剤など），生物的防除法（捕食性天敵：ヤマヒタチオビやニューギニアヤリガタリクウズムシ）が実施されてきたが，小笠原では日本返還前には米軍によって導入された天敵ヤマヒタチオビによる生物的防除法が試みられたものの，日本返還直後は拾い取りや化学的防除法が行われ，現在ではもっぱら化学的防除法が主体となっている。

（3）ヤマヒタチオビ

ヤマヒタチオビ (*Euglandina rosea* (Férussac, 1821)：第1図f) は，軟体動物門・腹足綱・有肺亜綱・柄眼目・ヤマヒタチオビ科・ヤマヒタチオビ属 (*Euglandina*)



第2図 小笠原諸島の位置.

a: 父島 ; b: 母島 ; c: 兄島 ; d: 弟島 ; e: 東島.



第3図 アフリカマイマイによる被害（メロン）

第2表. 小笠原諸島における農業生産額とアフリカマイマイによる被害額（推定値）

年度	農業生産額（千円） ^a	被害額（千円） ^b	生産額に占める割合（%）
1985（昭和 60）	127,485	16,998	13.3
2012（平成 24）	121,826	12,183	10.0

^a 1985 年度は野菜，果樹，花き観葉，2012 年度は野菜，果樹，花き，その他作物の合計額。それぞれ，東京都小笠原支庁（1985, 2013）より。

^b 1985 年度は病害虫による被害額を生産額の 20%，そのうちの 2/3 をアフリカマイマイと想定し，2012 年度は病害虫による被害額を生産額の 20%，そのうちの 1/2 をアフリカマイマイと想定。

に属する（東，1995）北米フロリダ原産の貝類捕食性の陸生貝である。海外ではアフリカマイマイの生物的防除に使われたが，むしろアフリカマイマイよりも小型の貝を捕食するため，ハワイ諸島やポリネシア諸島で多くの小型の固有陸生貝類が絶滅した（富山，2002b）。小笠原諸島へは，米軍に統治されていた1965年に，やはりアフリカマイマイの生物的防除のためにハワイから父島に導入されたとされる（Takeuchi et al., 1991; 富山，2002b）。なお，本種は父島以外（特に母島）に導入されたという経緯はなく，日本返還後に行われたいくつかの調査（沼沢ら，1988; 小谷野ら，1989; Takeuchi et al., 1991）においても，母島における分布は確認されていない。本種は結局，アフリカマイマイの防除には貢献せず，むしろアフリカマイマイよりも小型の固有陸生貝類を捕食し，これらを減少させ，あるいは絶滅に追いやったと考えられている（富山，2002a, 2002b; Chiba, 2003; 千葉，2009）。以上のような経緯から，本種も国際自然保護連合（IUCN）が2000年に作成した「世界の侵略的外来種ワースト100」に掲載され（村上・鷲谷，2002），日本国内では2006年2月1日付けで，外来生物法により，特定外来生物第2次指定対象種に指定された。なお，本種もアフリカマイマイと同様に，1980年代後半以降は個体数が減少したとされている（Takeuchi et al., 1991）。

（4）陸生プラナリア類，リクヒモムシ類

陸生プラナリア類は扁形動物門，リクヒモムシ類は紐形動物門の小動物で，リクヒモムシ類は紐形動物門・ハリヒモムシ綱・ハリヒモムシ目・リクヒモムシ科（プロソロクムス科）に属し（川勝，1998），形態的にはプラナリア類に類似し，捕食性である。小笠原諸島における陸生プラナリア類やリクヒモムシ類の研究は，1980年代まではほとんど行われてこなかった。1981年に父島でリクヒモムシ類の一種オガサワラリクヒモムシ（*Geonemertes pelaensis* Semper, 1863: 第4図g）が採集され，記録された（Oki et al., 1987）。その後，Ogren and Kawakatsu (1988b) により，父島から陸生プラナリア類であるコウガイビル科の*Bipalium* sp. が記録された。本種はその後，*Bipalium muninense* Kawakatsu, Sluys & Ogren, 2005として新種記載された（Kawakatsu et al., 2005: 第4図d）。1990年代に入り，アフリカマイマイや固有陸生貝類の減少要因の探索の過程で，1995年に父島からヤリガタリクウズムシ科のニューギニアヤリガタリクウズムシ*Platydemus manokwari*（第4図a）が記録され，



第4図 本論文で取上げた陸生プラナリア類・
 リクヒモムシ類 (撮影倍率は不同一).
 a: ニューギニアヤリガタリクウズムシ (*Platydemus manokwari*: ヤリガタリクウズムシ科);
 b: *Platydemus* sp.-1 (ヤリガタリクウズムシ科);
 c: *Platydemus* sp.-2 (ヤリガタリクウズムシ科);
 d: *Bipalium muninense* (コウガイビル科);
 e: ワタリコウガイビル (*Bipalium kewense*: コウガイビル科);
 f: *Australopacifica* sp. (ゲオプラナ科);
 g: オガサワラリクヒモムシ (*Geonemertes pelaensis*: リクヒモムシ科 [プロソロクムス科])

Kawakatsu et al. (1999) により、それまでに父島、母島そして兄島から記録された他の陸生プラナリア類（ヤリガタリクウズムシ科の *Platydemus* sp. -1 (第4図b) , *Platydemus* sp. -2 (第4図c) , コウガイビル科の *Bipalium muninense* (第4図d) , ワタリコウガイビル *Bipalium kewense* Moseley, 1878 (第4図e) , ゲオプラナ科の *Australopacifica* sp. (第4図f)) , リクヒモムシ類（リクヒモムシ科のオガサワラリクヒモムシ (第4図g)) と共に報告された。

ニューギニアヤリガタリクウズムシ (*Platydemus manokwari* de Beauchamp, 1962 : 第4図a) は、扁形動物門・渦虫綱・三岐腸目・ヤリガタリクウズムシ科・ヤリガタリクウズムシ亜科・*Platydemus*属に属する(川勝, 1999) 陸生プラナリアの1種であり、1960年代に、現在インドネシア領西パプアの西イリアンジャヤ州(ニューギニア島)の首都マノクワリ(Manokwari)で発見された(de Beauchamp, 1962; Schreurs, 1963; Mead, 1979; Ogren and Kawakatsu, 1988a; 大河内, 2002)。本種は非意図的に、グアムやサイパンをはじめとする環太平洋地域の海洋島地域に侵入し、また、アフリカマイマイの生物的防除のためにブグスク島(フィリピン)や、モルディブ諸島に意図的(人為的)に導入された(Muniappan, 1983, 1987, 1990; Muniappan et al., 1986; 大林, 2006)。その結果、それらの多くの海洋島に侵入していた外来種かつ農業害虫であるアフリカマイマイは減少したが、同時にほとんどの導入・侵入地域で多くの固有種を含む陸生貝類が絶滅に追い込まれた(Clarke et al., 1984; Hopper and Smith, 1992; 大河内, 2002; Winsor et al., 2004)。

ニューギニアヤリガタリクウズムシは、日本国内では1990年10月に琉球列島から初めて記録された(川勝ら, 1993)。小笠原諸島においては、1990年代に入ってから父島への侵入の可能性が指摘されていたが(富山, 1994)、その後、1995年に侵入が確認された(Kawakatsu et al., 1999)。なお、日本国内には非意図的に侵入したとされているが、侵入経路は不明である(大河内, 2002)。本種は現在までのところ父島にのみ生息し、母島をはじめとする島々への侵入は確認されていない(Kawakatsu et al., 1999; 大河内, 2002; Okochi et al., 2004)。本種は、父島における陸生貝類の減少の主要因であると指摘されてきた(富山, 1994, 2002a)が、その詳細については明らかになっていない。

以上のような経緯から、本種も国際自然保護連合（IUCN）が2000年に作成した「世界の侵略的外来種ワースト100」に掲載され（村上・鷲谷，2002），日本国内では2006年2月1日付けで、外来生物法により、特定外来生物第2次指定対象種に指定された。また、本種はアフリカマイマイを中間宿主とする寄生虫である広東住血線虫の待機宿主であることが判明しており（Asato *et al.*, 2004），衛生害虫的な側面も持っている。しかしながら、今まで本種に対する対策は、上記のような法的な対策以外には、本種の侵入地域から本種の影響を受けた絶滅危惧種を回収し、人工繁殖を行う系統保存（Pearce-Kelly *et al.*, 1995; Coote *et al.*, 2004）や、土壌や土付きの植物苗の移動制限（大河内，2002）くらいしか取られておらず、本種の侵入・分布拡大を阻止するような、根本的な対策がとられたことはなかった。

上述のとおり、1980年代以降、カタマイマイ類（黒住，1988；千葉，1989），アフリカマイマイ，ヤマヒタチオビ（沼沢ら，1988；小谷野ら，1989；Takeuchi *et al.*, 1991）のいずれについても減少しつつあるという断片的な報告はあるものの、1990年代からの分布状況に関する報告は無く、また、減少要因についても詳細な検討がされたことはなかった。また、1995年に父島への侵入が確認された（Kawakatsu *et al.*, 1999）ニューギニアヤリガタリクウズムシについても、小笠原における分布や生態に関する情報は十分に明らかとはなっておらず、既に問題となっている海外でも本種に対する根本的な対策に関する研究はなされていない。これらの要因や対策を明らかにすることは、現在、特に父島において減少しつつあるとされるカタマイマイ類をはじめとする固有陸生貝類の保全のためにも必要である。

そこで本研究では、小笠原諸島の陸生貝類（固有種の代表としてカタマイマイ類、外来種の代表としてアフリカマイマイならびにヤマヒタチオビ）の、父島ならびに母島における1980年代から2000年代にかけての生息状況の変化を明らかにするとともに、特に1990年代以降のこれらの減少の主たる要因がニューギニアヤリガタリクウズムシであるという仮説を基にして、その詳細を明らかにすること、ならびに今まで充分には取り組まれてこなかった、ニューギニアヤリガタリクウズムシに対する分布拡大防止（侵入防止）対策について検討した。

本論文は下記の5章で構成する。

第1章（本章）では、本研究の背景と目的を述べる。

第2章では、小笠原諸島父島と母島の代表的な植食性陸生貝類である、固有種のカタマイマイ類と、外来種のアフリカマイマイの1980年代から2000年代における生息状況の変化を調査した結果を述べる。

第3章では、陸生貝類の捕食者である、捕食性陸生貝類ヤマヒタチオビと、捕食性プラナリア類ニューギニアヤリガタリクウズムシ、ならびに他のプラナリア類などの父島と母島における1990年代から2000年代までの分布状況と、これらの食性を調査した結果を述べる。

第4章では、ニューギニアヤリガタリクウズムシの分布拡大防止対策への活用を目的として、本種の耐海水（耐塩水）性について陸生貝類と比較調査した結果を述べる。

第5章（最終章）では、以上の結果を総合的に論じるとともに、今後の研究方向について論じる。

第2章：植食性陸生貝類の生息状況と年次変化

第1節：カタマイマイ類の生息状況と年次変化

1. 緒言

第1章で述べたとおり、カタマイマイ類 (*Mandarina* spp.: オナジマイマイ科) は、小笠原諸島に生息する陸生貝類のなかで最大のグループである。カタマイマイ類は、適応放散により小笠原諸島の各島で驚くべき多様性を示し (湊, 1978; 千葉, 1989, 1991, 2009; Chiba, 1996, 2003), これが2011年に小笠原諸島が世界自然遺産に登録される1つの大きな要因となった (IUCN, 2011)。1980年代に行われた本類の分布状況調査の結果では、父島と母島では既に分布が東南部に限られ、密度も兄島と比べて低いことが報告されている (黒住, 1988; 千葉, 1989)。その後、1990年代以降、本類ならびに他の小笠原固有陸生貝類は特に父島で著しく減少したと報告された (富山, 1994, 2002a; Chiba, 2003; Okochi et al., 2004)。しかし、分布状況とその経年変化についてのまとまった研究は、これまでほとんど行われてこなかった。

本節では、カタマイマイ類の1990年代以降の生息状況を明らかにすることを目的として、本類のうち、地表性の5種について、1980年代から2000年代にかけ生息状況を明らかにするための分布調査を行った。

2. 方法

(1) 調査地域

調査は、父島および母島 (第2図 a, b) で行った。

(2) 調査手法

1986年から2003年にかけて1から5年おき (春から冬にかけて、調査地点数と調査月は年により異なる) に、日中にオガサワラビロウなどの落ち葉の裏や下、倒木などの下を中心に、以下の地表性のカタマイマイ類生貝の分布状況を調査した。

調査対象としたカタマイマイ類は下記の5種である。

カタマイマイ : *Mandarina mandarina* (Sowerby, 1839) : 分布 : 父島, 兄島

チチジマカタマイマイ : *M. chichijimana* Chiba, 1989 : 分布 : 父島

アケボノカタマイマイ : *M. polita* Chiba, 1989 : 分布 : 母島

コガネカタマイマイ：*M. aureola* Chiba, 1989：分布：母島

ヌノメカタマイマイ：*M. ponderosa* Pilsbry, 1901：分布：母島，向島，姉島

なお，調査地点は東北大学の千葉 聡氏が定めた定点であり，調査地点の広さはそれぞれ約 1 m²とした。

(3) 調査結果のまとめ方

富山 (2002a) によれば，カタマイマイ類の移動能力は非常に低いため，一度消失した個体群が再び再侵入によって復活することはないと仮定した。従って，ある年に生息が確認された場合，それ以前には個体群がずっと存続していたと見なした。たとえば，一度個体数がゼロを記録した場合でも，その後の調査で生存が確認された場合には，低密度のため発見できなかったものと見なした。この仮定に従い，1986年における分布図，1995年における分布図，2003年における分布図を作成した。非常に近接した個体群は，図上では一つにまとめた。調査地点数は最終的に父島 26 地点，母島 55 地点となった (第 5 図)。

3. 結果

(1) カタマイマイの生息状況と年次変化

カタマイマイ (*M. mandarina*) は父島と兄島の固有種である。各調査年の父島における分布を第 6 図に示した。本種は，1986 年には父島の北部と北東部にかけて分布していた (第 6 図 a)。1995 年に，北部の 1 地点で最初の消失が生じた (第 6 図 b)。その後，2003 年までに消失地点が急速に増加し，東部に分布するのみとなった (第 6 図 c)。

(2) チチジマカタマイマイの生息状況と年次変化

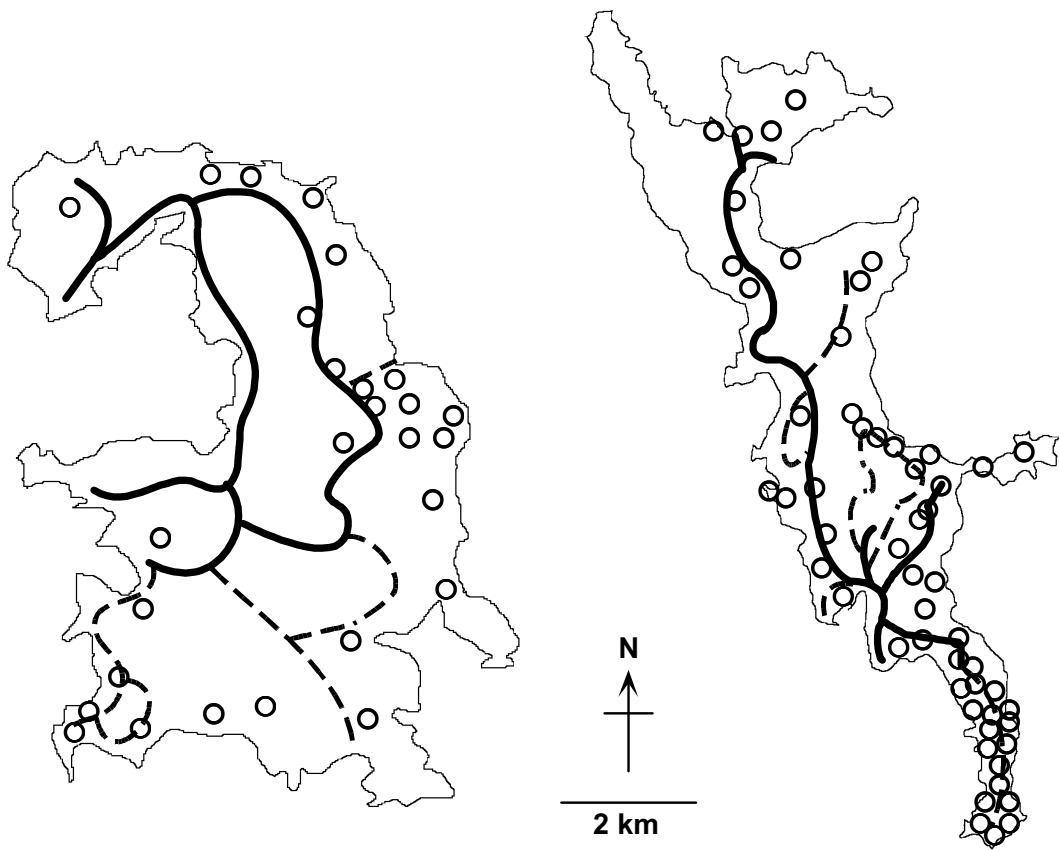
チチジマカタマイマイ (*M. chichijimana*) は，父島の固有種である。各調査年の父島における分布を第 7 図に示した。本種は，1986 年には父島の南部にかけて分布していたが，島の中央部には既に分布していなかった (第 7 図 a)。1995 年には，南西部の 1 地点で最初の消失地点が生じた (第 7 図 b)。その後，2003 年までにさらに消失地点が増加し，本種の分布域は南東部と南西部のみとなった (第 7 図 c)。本種とカタマイマイの消失地域は連続していた。

(3) アケボノカタマイマイの生息状況と年次変化

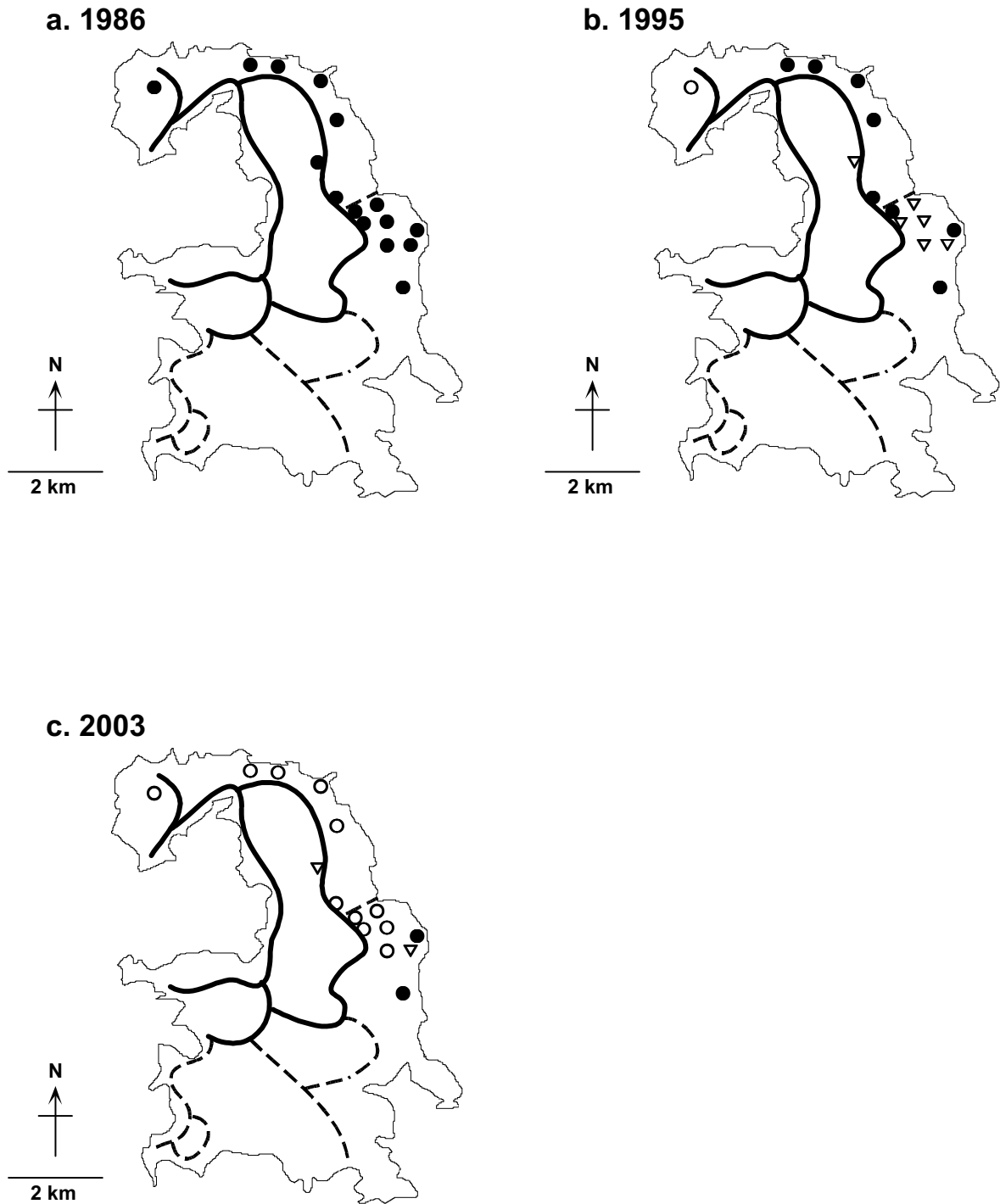
アケボノカタマイマイ (*M. polita*) は，母島の固有種である。各調査年の母島にお

父島

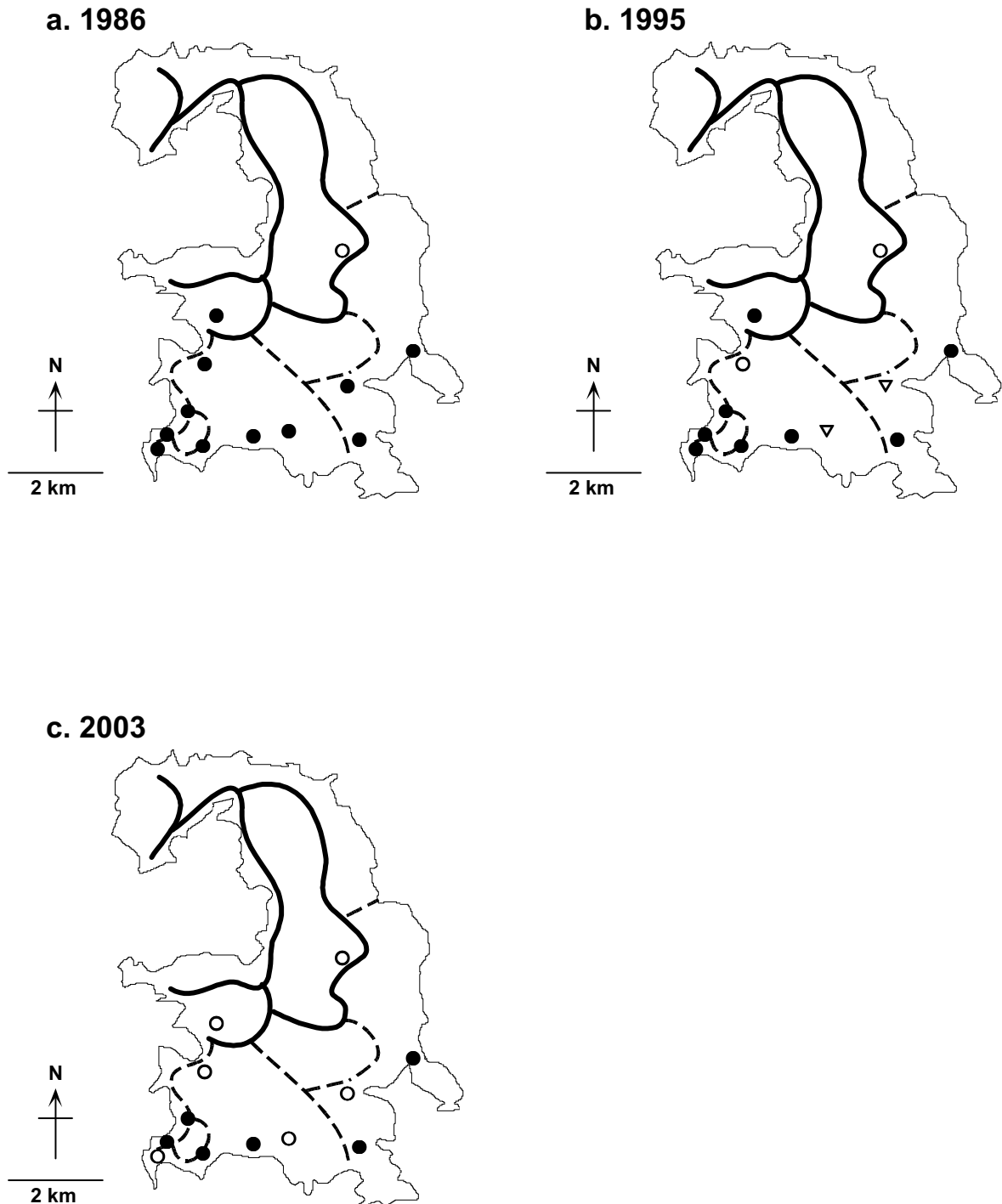
母島



第5図 父島と母島におけるカタマイマイ類分布調査の調査地点 (○).
地図中の実線は車道, 破線は登山道を表す.



第6図 父島における1986 (a), 1995 (b), 2003年 (c) のカタマイマイの分布.
 ●：生貝が記録された地点；○：生貝が記録されなかった地点；▽：未調査地点. 地図中の実線は車道，破線は登山道を表す.



第7図 父島における1986 (a), 1995 (b), 2003年 (c) のチチジマカタマイマイの分布。
 ●：生貝が記録された地点；○：生貝が記録されなかった地点；▽：未調査地点。地図中の
 実線は車道，破線は登山道を表す。

ける分布を第 8 図に示した。本種は、1986 年には母島の中央部・北部にかけて分布していた（第 8 図 a）。1995 年に、中央部の 2 地点で消失が生じた（第 8 図 b）。その後、2003 年にかけて中央部でさらに消失地点が増加した（第 8 図 c）。さらに、2000 年代には北部で別の消失地点が確認されたが、いつから消失したのかははっきりしなかった（第 8 図 c）。

（4）コガネカタマイマイの生息状況と年次変化

コガネカタマイマイ (*M. aureola*) は、母島の固有種である。各調査年の母島における分布を第 9 図に示した。本種の分布域は、アケボノカタマイマイと接していたが、1986 年には南部一体に広がっていた（第 9 図 a）。本種はその後、1995 年、2003 年にも確かな消失は確認されなかった（第 9 図 b, c）。

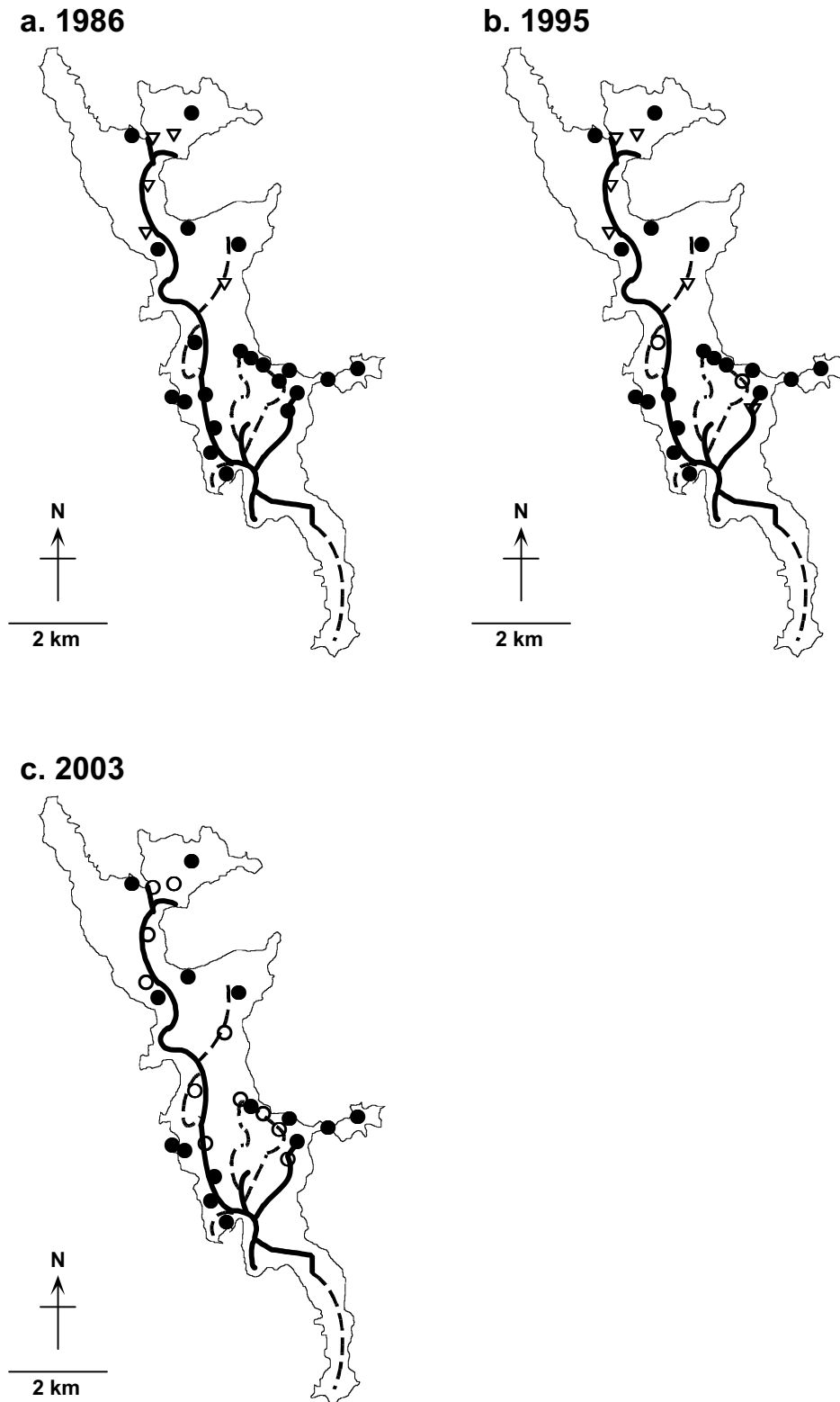
（5）ヌノメカタマイマイの生息状況と年次変化

ヌノメカタマイマイ (*M. ponderosa*) は、母島、向島および姉島の固有種である。各調査年の母島における分布を第 10 図に示した。本種の分布域は、コガネカタマイマイとアケボノカタマイマイの二種と重なっていたが、1986 年には北部、中部、南部に点在していた（第 10 図 a）。しかし、1995 年に中央部と南部で消失が確認され（第 10 図 b）、2003 年には南部における消失地域が拡大した（第 10 図 c）。

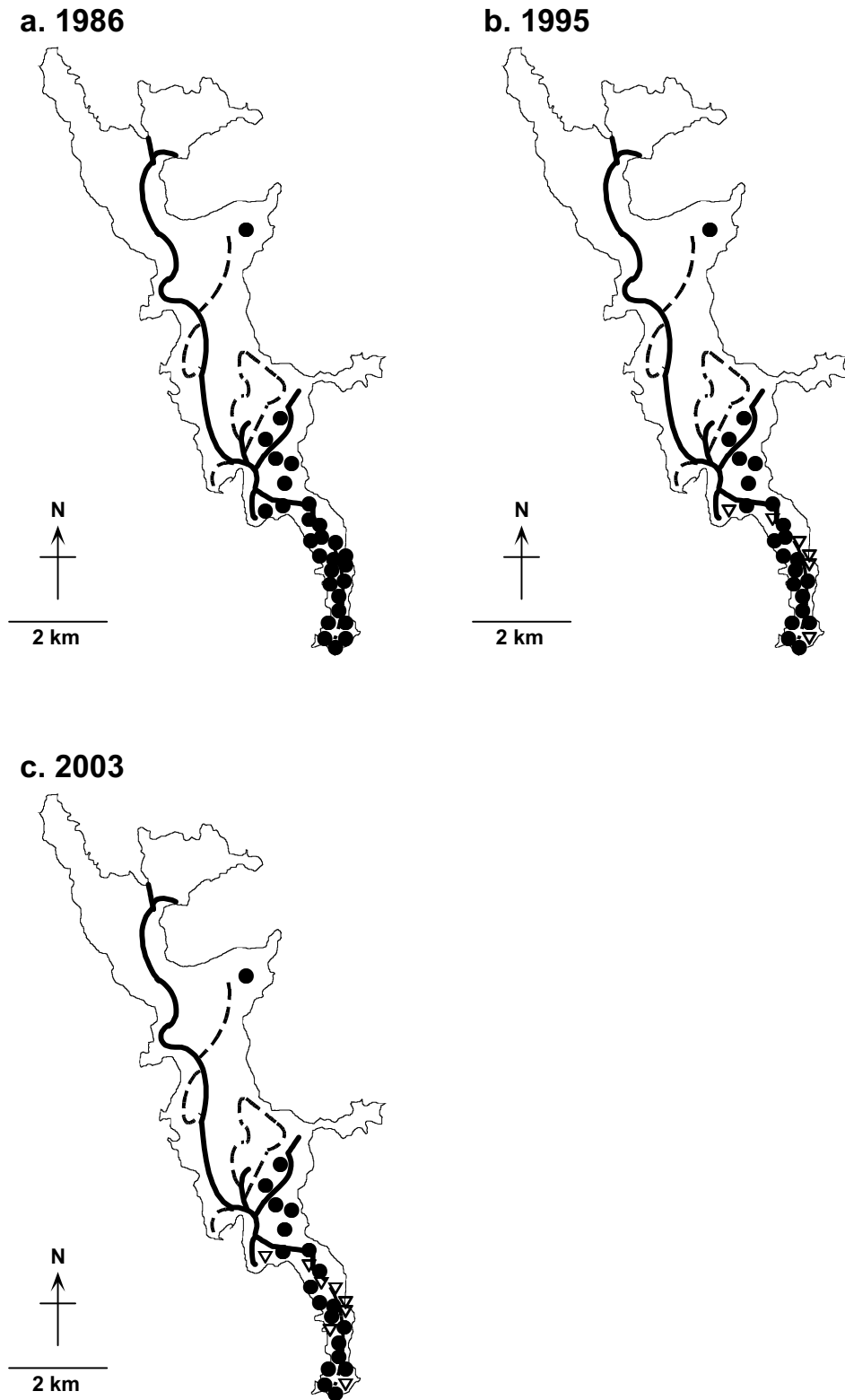
4. 考察

1980 年代末～1990 年代初めには、父島にも母島にも、広い範囲にカタマイマイ類が分布していた（第 6～10 図；黒住，1988；千葉，1989）。

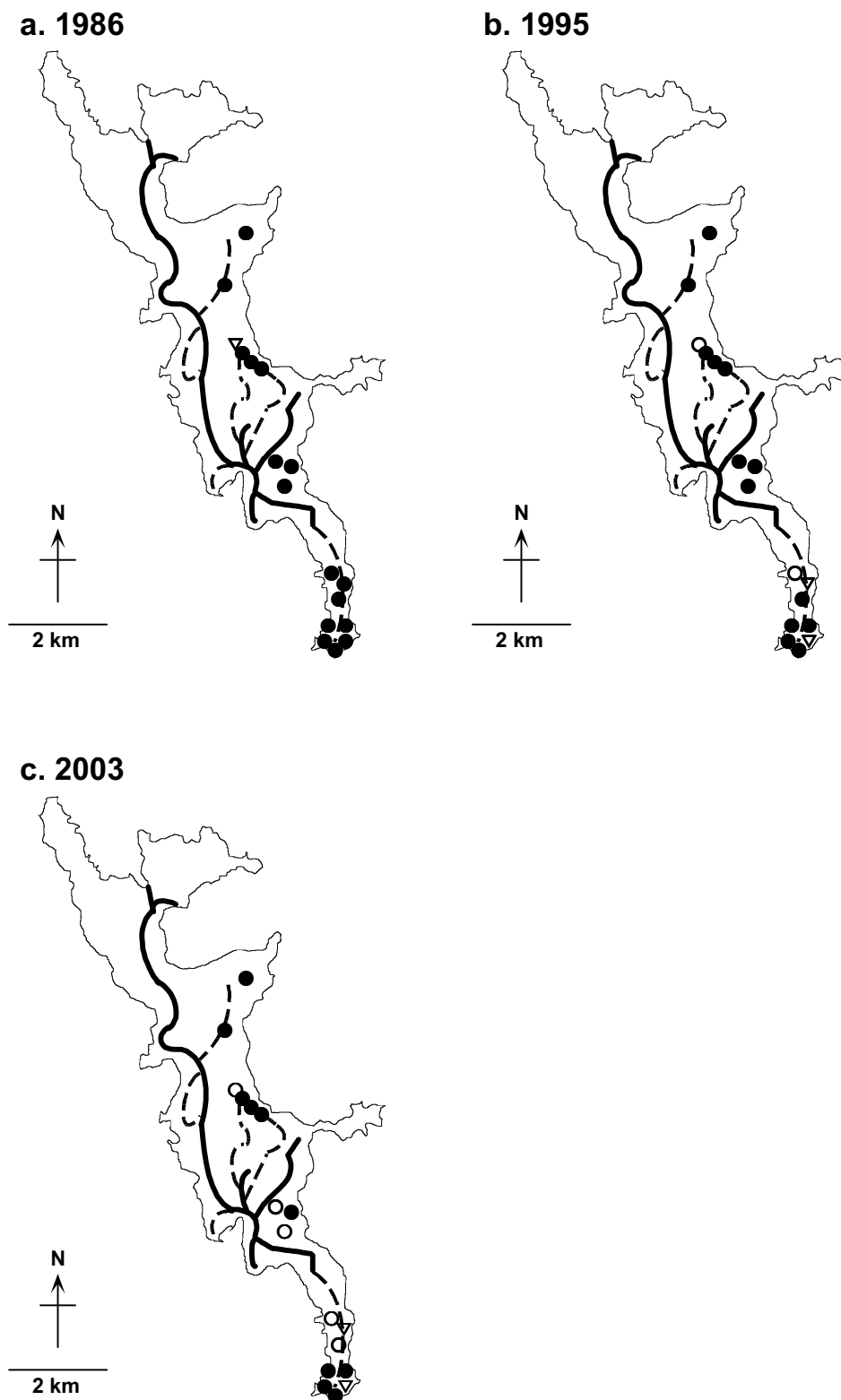
しかしながら、父島北西部の海岸地域から南部中央にかけては、1986 年頃から、カタマイマイ類が分布しなくなった（黒住，1988；千葉，1989）。これらの地域には農地や道路が多く、アフリカマイマイ、オナジマイマイ、ヤマヒタチオビなどの外来種が分布していた（黒住，1988；Takeuchi et al., 1991；富山，1994）。ヤマヒタチオビは母島には分布していないが、この点を除けば当時の父島の状況は現在の母島の状況に似ているといえる（Okochi et al., 2004）。1980 年代には、父島には数種類の捕食性プラナリア類が分布しており（Kawakatsu et al., 1999）、現在の母島で起きているような外来陸生貝類との競合のほか、これら捕食者による捕食が原因となる減少、そして 1990 年代以降の外来の捕食性プラナリア、ニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入、捕食による消失が起きたのであろう。父島では、1995 年に、北部の 1 地点でカタマイマイが消失



第 8 図 母島における 1986 (a), 1995 (b), 2003 年 (c) のアケボノカタマイマイの分布。
 ●：生貝が記録された地点；○：生貝が記録されなかった地点；▽：未調査地点。地図中の
 の実線は車道，破線は登山道を表す。



第9図 母島における1986 (a), 1995 (b), 2003年 (c) のコガネカタマイマイの分布。
 ●：生貝が記録された地点；○：生貝が記録されなかった地点；▽：未調査地点。地図中の
 の実線は車道，破線は登山道を表す。



第 10 図 母島における 1986 (a), 1995 (b), 2003 年 (c) のヌノメカタマイマイの分布.
 ● : 生貝が記録された地点 ; ○ : 生貝が記録されなかった地点 ; ▽ : 未調査地点. 地図中
 の実線は車道, 破線は登山道を表す.

したが（第 6 図 b），この地点の周辺には，1980 年代にはすでにヤマヒタチオビ（黒住，1988）やニューギニアヤリガタリクウズムシ以外の貝類捕食性プラナリア類（Kawakatsu et al., 1999）が分布しており，その頃からカタマイマイが影響（捕食）を受け，その後に入侵したニューギニアヤリガタリクウズムシがカタマイマイを消失させた可能性がある。ちなみにニューギニアヤリガタリクウズムシが父島で最初に記録されたのは，この地点の周辺であると推測されている（Kawakatsu et al., 1999）。

これに対し，1995 年の父島南西部におけるチチジマカタマイマイの消失地点（第 7 図 b）は，ニューギニアヤリガタリクウズムシの最初の侵入地点からは遠いが，2000 年代に入りニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入が確認された（第 3 章）。したがって，この消失はニューギニアヤリガタリクウズムシによる可能性がある。

父島では 1995 年から 2003 年にかけての 8 年間で消失域が急激に拡大した。消失した地域にはニューギニアヤリガタリクウズムシが分布しており（第 3 章），ニューギニアヤリガタリクウズムシが消失の主たる原因と考えられる。ニューギニアヤリガタリクウズムシの急激な分布拡大は，人間活動に伴う人為的な伝播，それに本種の餌資源としての外来種の陸生貝類の多さによる爆発的な個体群増加があった可能性がある。そのため，近い将来，父島の固有種であるチチジマカタマイマイが絶滅する可能性は高いと考えられる。

一方，母島では，アケボノカタマイマイの分布域が徐々に減少していた（第 8 図）。この減少は，アフリカマイマイのような外来陸生貝類との競合に加えて，外来陸生貝類を餌として個体数を増加させた数種の捕食性プラナリア類（ニューギニアヤリガタリクウズムシ以外）による捕食のためと考えられている（Okochi et al., 2004）。消失地点は，島を南北につなぐ舗装道路沿いと，島の中中部にある登山道沿いに多かった。道路の造成による生息環境の攪乱，ならびにそれが外来陸生貝類や捕食者の侵入を許し，消失地点を増加させた可能性がある。沼沢ら（1988）によれば，外来種であるアフリカマイマイは，人間活動による攪乱を受けた地域に多く，また，陸生プラナリア類のような捕食者は，人間活動により分布を急速に拡大する（Okochi et al., 2004）からである。

これに対し，コガネカタマイマイは母島南部で消失していない（第 9 図）。2000 年に母島南部に舗装道路が造られたが，調査時点（2003 年まで）では，アフリカマイマイなどの外来陸生貝類や捕食性プラナリア類はあまり侵入しておらず（Okochi et al., 2004），消失をまぬがれていると考えられる。

また、ヌノメカタマイマイは母島の中央北部と南部の両方、特に南部で消失したが（第10図）、その原因はアケボノカタマイマイの場合とは異なっていると思われる。ヌノメカタマイマイの殻の形はアケボノカタマイマイやコガネカタマイマイとは異なっており、生息する地表～地中の深さも異なっている（Chiba, 2003）。生態的地位もこれら2種とは分化していると考えられるが、同じ地表性カタマイマイであり、競合関係にあると考えられる。そのため、環境が悪化し、個体数が少なくなると競合による消失が起こるのかもしれない。北部に一か所、ヌノメカタマイマイが残り、アケボノカタマイマイが消失した場所がある以外は、本種は他の2種に対して劣勢である。

以上より、父島と母島のカタマイマイ類の減少（消失）過程には大きな違いがあり、これは両島間のニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入の有無に関連性がある可能性が示唆された。父島と母島との比較から、ニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入が、陸生貝類の急速な減少を引き起こすこと、言い換えれば、ニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入がなければ減少は緩やかである可能性が示唆された。実際、Sugiura *et al.* (2006) は、父島において高密度に達したニューギニアヤリガタリクウズムシが陸生貝類に高い捕食圧を与えていることを確認している。

第2節：アフリカマイマイの生息状況と年次変化

1. 緒言

外来種であるアフリカマイマイ (*Achatina fulica* Bowdich, 1822: アフリカマイマイ科) は, 熱帯アフリカ原産の外来種で, 第1章で述べたとおり, 小笠原諸島には1930年代に台湾から本州経由で持ち込まれたとされている(富山, 1988; 東, 1995)。小笠原諸島(父島, 母島)における本種の過去の分布については Mead (1961), 吉川(1977), 青木(1978), 沼沢ら(1988)などの報告がある。沼沢ら(1988)は, 1985年に父島と母島の各約50地点における本種の分布状況を調査し, 人為的影響度の高い地域を中心に, 広範囲に分布していることを報告した。その後, 父島, 母島とも本種の個体数は著しく減少したが, その原因は1965年にハワイから導入された陸生貝類捕食性貝類のヤマヒタチオビの影響があるものの, 実際にはこれだけでは説明できず, 原因不明とされてきた(小谷野ら, 1989; Takeuchi et al., 1991; 小谷野, 1994)。しかし, その後の本種の分布状況の研究はカタマイマイ類と同様, 行われてこなかった。

そこで本研究では, 本種の1990年代以降の父島, 母島全域における長期にわたる生息状況を明らかにすることを目的として, 1995, 1998および2001年に, 沼沢ら(1988)と同様の手法で個体数変動を調査し, 1980年代のそれと比較した。さらに, 比較的短い時間間隔の個体数変動を把握するために, 父島と母島の複数地点に定点をもうけて, 1~数カ月に1回, 個体数変動調査を実施した。

2. 方法

(1) 父島, 母島全域における長期的な生息状況の変化(全島調査)

1) 調査地域および調査時期

調査は, 父島および母島(第2図 a, b)で行った。調査手法は沼沢ら(1988)の1985年の調査結果との比較のために, 同じ手法で実施した。調査時期は本種の活動が最も盛んになるとされる(安田・鈴木, 1980)5月とし, 父島では1995年5月10, 11日, 1998年5月6, 7日および2001年5月14, 15日, 母島では1995年5月12~14日, 1998年5月11~13日および2001年5月17~19日に行った。

2) 調査地点数

調査地点は, 地域的偏りが少なくなるよう, 人為的影響度や植生を考慮して選定した。

調査地点数は環境の変化などにより消失した地点もあり、1985年の父島52地点、母島53地点に対し、1995年が父島49地点、母島50地点、1998年が父島48地点、母島48地点、2001年が父島49地点、母島49地点であった（第11図）。なお、調査地点の環境を沼沢ら（1988）と同様に、以下の3タイプに分類した。

a. 人為的影響度が高い地域（以下A地域）

集落地、農耕地、自動車で到達可能な海岸および産地の車道沿い約3mの地域。A地域に該当する地点数は1995年が父島27、母島36、1998年が父島27、母島34、2001年が父島27、母島35である。

b. 人為的影響度が中程度の地域（以下B地域）

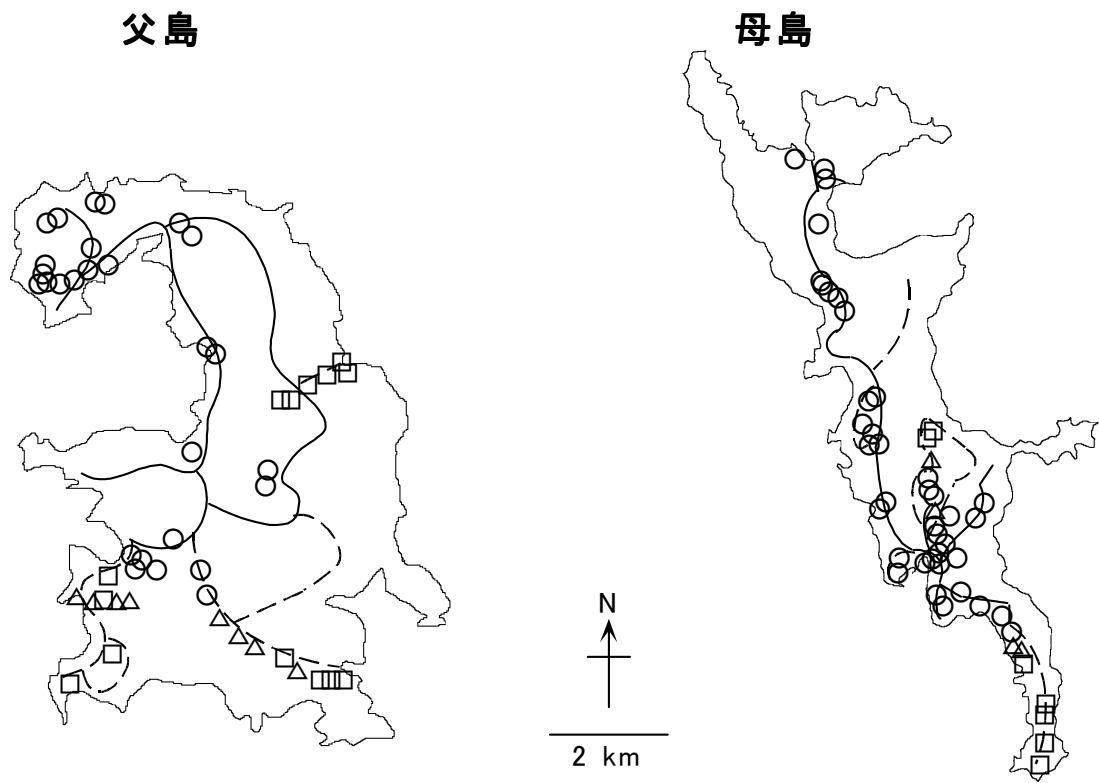
A地域以外にあって徒歩のみで通行可能な地域に点在する1944年（第二次世界大戦中に強制疎開が行われた）以前に放棄された住居跡ならびに農地跡。B地域に該当する地点数は1995年が父島8、母島4、1998年が父島7、母島4、2001年が父島8、母島4である。

c. 人為的影響度が低い地域（以下C地域）

B地域と同様に徒歩のみで通行可能な地域にある自然林および農地などの痕跡が明瞭でない代償植生林。C地域に該当する地点数は1995年が父島14、母島10、1998年が父島14、母島10、2001年が父島14、母島10である。

3) 調査手法

調査は時間単位採集法で行い、生貝と死貝の採集数を調査した。調査は2名1組で行い、生貝は1地点を原則として15分間採集した。各調査者が時間内に30個体採集した際は、それまでに要した時間を記録し、調査を終了した。死貝（殻）は原則として1名が10分間（2名の時は5分間）採集し、時間内に60個体（2名の時には各自30個体）採集した際は、生貝と同じ手順で調査を終了した。本手法ではデータが“右側打ち切り”となるが、これを生息密度と近似的に見なした。なお、生貝・死貝とも後に述べる殻高や蔵卵数の調査のために研究室へ持ち帰ったが、天然記念物であるオカヤドカリ類(*Coenobita* spp.) が利用している殻（死貝扱いとした）は、数のみ記録し採集しなかった。極端に小さい個体は発見困難と考え、生貝・死貝とも殻高30mm以上を調査対象とした。研究室に持ち帰った採集個体は殻高（殻頂から軸柱先端までの長さ）をノギスで0.1mm単位まで測定後、



第 11 図 父島と母島におけるアフリカマイマイ全島調査の調査地点 (○, △, □).
 調査地点は人為的影響度の程度 (大, 中および小あるいは無) に応じて A (○), B (△),
 C (□) と分類した. 地図中の実線は車道, 破線は登山道を表す.

生貝は殻を割り、蔵卵の有無を記録した。なお、殻頂が欠けた個体については殻高を測定しなかった。

4) 統計処理

得られたデータ（生貝，死貝の発見地点率；生貝，死貝の採集数；生貝，死貝の殻高）は，統計処理を実施した。

生貝・死貝の発見地点率について，父島，母島それぞれの調査年（1985，1995，1998，2001年）間の比較については，生貝もしくは死貝が記録された地点は1，記録されなかった地点は0というスコアを付して各調査年に発見地点率を算出し，Bartlett検定後，Kruskal-Wallis testを行い，有意差が認められた場合にScheffé's F-testによる多重比較検定を行った。

発見地点率の同一調査年間における父島—母島間の比較については，生貝もしくは死貝の記録地点数と未記録地点数のクロス集計表でFisher's exact probability testによる検定を行った。

各調査年の，調査地点の人為的影響度の違い（A～C）別の生貝，死貝の発見地点率については，Bartlett検定後，Kruskal-Wallis testを行い，有意差が認められた場合にScheffé's F-testによる多重比較検定を行った。

生貝，死貝の採集数については，父島，母島それぞれの調査年（1995，1998，2001年）間の比較については，「各調査地点の採集数+0.5」を自然対数変換した値のBartlett検定後，Kruskal-Wallis testを行い，有意差が認められた場合にScheffé's F-testによる多重比較検定を行った。

生貝，死貝の採集数の同一調査年間における父島—母島間の比較については，「各調査地点の採集数+0.5」を自然対数変換した値のMann-Whitney's U testによる検定を行った。

生貝，死貝の殻高について，各調査年（1995，1998，2001年）の各地域（A～C）間の比較については，Bartlett検定後，Kruskal-Wallis testを行い，有意差が認められた場合にScheffé's F-testによる多重比較検定を行った。

生貝，死貝の殻高の合計平均値の調査年（1995，1998，2001年）の比較については，Bartlett検定後，Kruskal-Wallis testを行い，有意差が認められた場合にScheffé's F-testによる多重比較検定を行った。

生貝・死貝それぞれの殻高の父島—母島間（同一調査年間）の比較については、F 検定を行い、その結果から Mann-Whitney's U test を行った。

（2）父島，母島個体群の短期的な生息状況の変化

父島 6 地点・母島 8 地点の定点を設け、1～数カ月おきに、各地点の生貝と死貝の個体数・殻高ならびに卵塊の有無を記録した。生貝は元に戻し、死貝は処分した。定点は以下の通りである（第 12 図）。

父島個体群

- a. 境浦（モモタマナ・ギンネム林床，15.0 m²：自然林と二次林の境界：1994～1998 年）
- b. 宮之浜道（ハイビスカス生け垣，10.0 m²：市街地：1994～1995 年）
- c. 大村西町（ハイビスカス生け垣，4.0 m²：市街地：1997～1998 年）
- d. 奥村（ハイビスカス生け垣，7.0 m²：市街地：1997～1998 年）。

なお、大村二見港（ハイビスカス生け垣，7.0 m²：市街地：1994～1996 年）は工事により消滅，小曲（亜熱帯農業センターヤシ園林床，6.0 m²：農業地域：1994～1996 年）は生貝が全く確認できなかったため結果は略した。

母島個体群

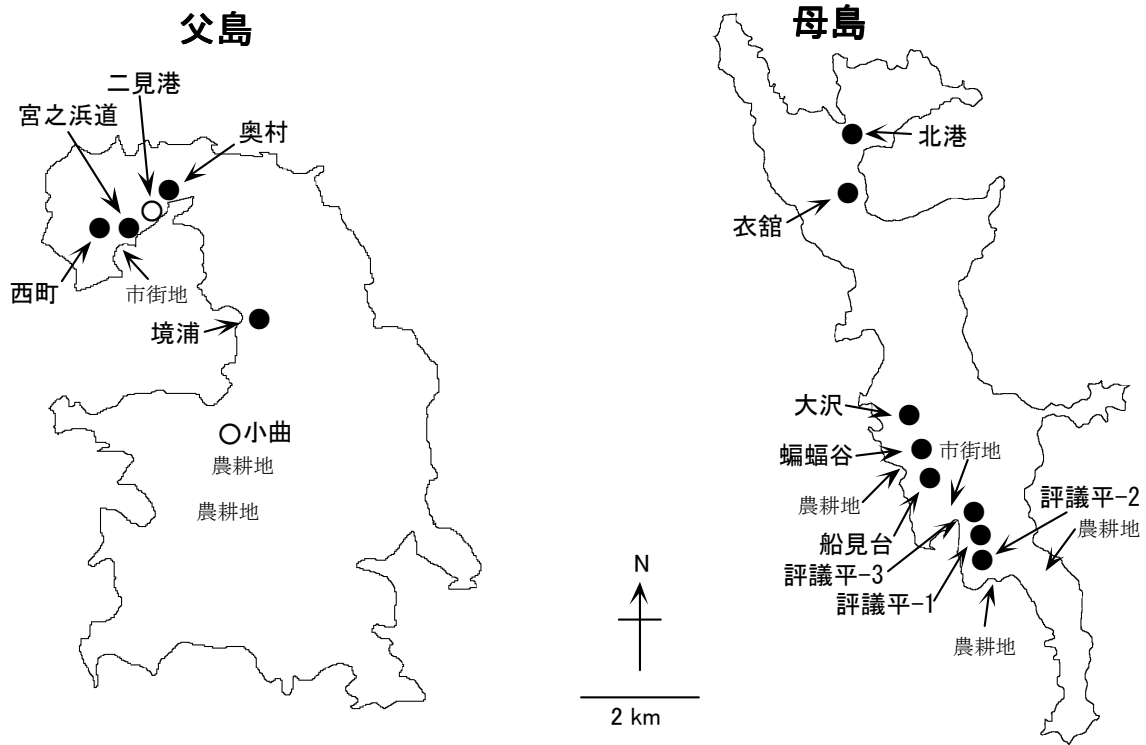
- e. 評議平-1（ギンネムほかの道路沿草地，7.0 m²：農業地域：1996～1998 年）
- f. 評議平-2（ギンネム林わきの草地，20.0 m²：農業地域：1996～1998 年）
- g. 評議平-3（パイプハウスわきの二次林，2.0 m²：農業地域：1997～1998 年）
- h. 船見台（道路沿草地，12.0 m²：農業地域：1996～1998 年）
- i. 蝙蝠谷（道路沿草地，15.0 m²：農業地域：1997～1998 年）
- j. 大沢（ギンネムほかの道路沿草地，6.0 m²：二次林：1997 年）
- k. 衣館（ギンネムほかの道路沿草地，5.0 m²：二次林：1996～1998 年）
- l. 北港（ギンネムほかの道路沿草地，10.0 m²：二次林：1996～1998 年）

3. 結果

（1）父島，母島全域における長期的な生息状況の変化（全島調査）

1) 生貝と死貝の分布

各調査年の父島および母島における生貝の出現地点の分布を、1985 年の調査結果（沼沢ら，1988）と共に第 13 図に示した。また、A～C の各環境条件下の、各調査年の生貝の



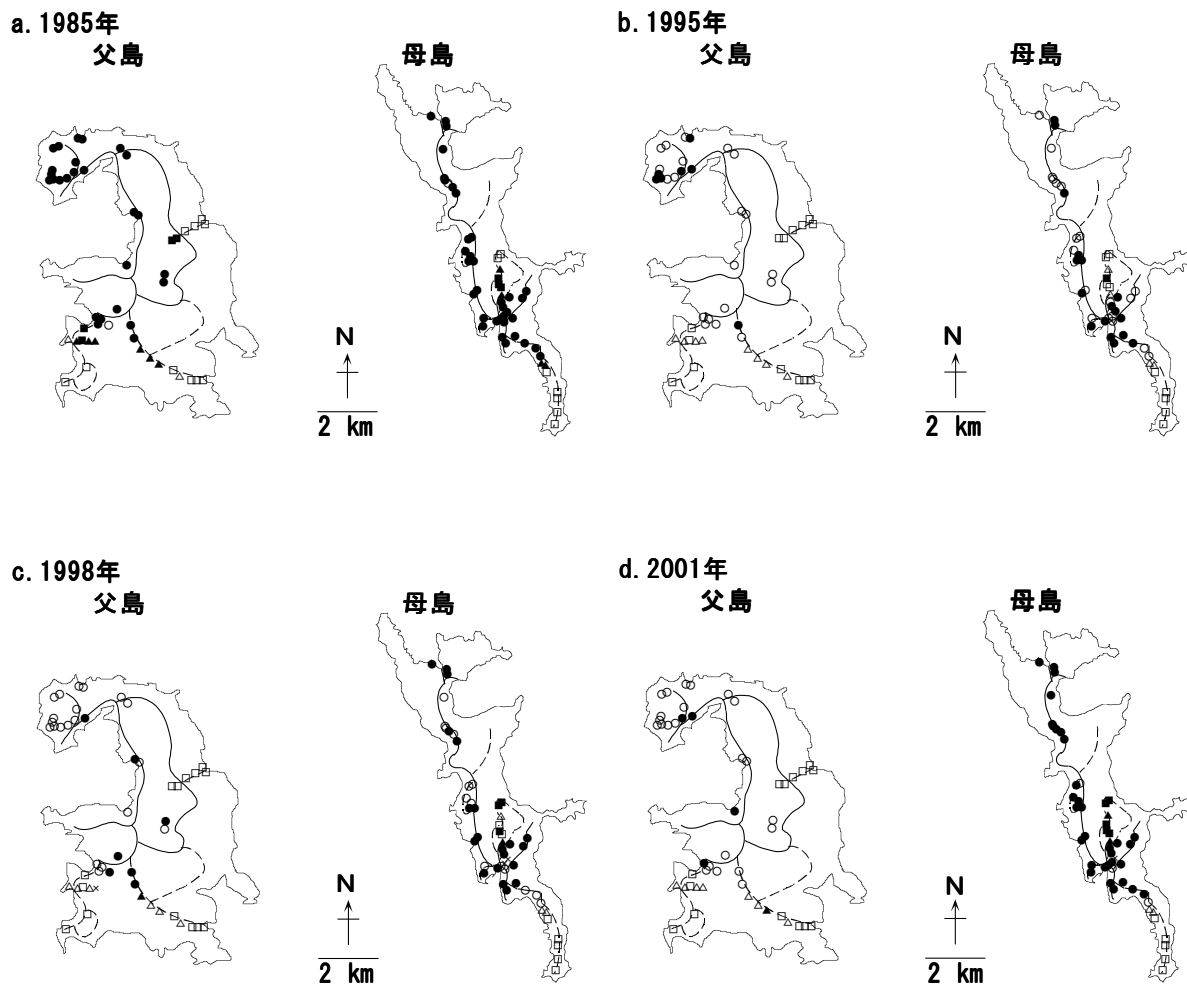
第 12 図 父島と母島におけるアフリカマイマイの短期的な生息状況の変化の調査地点 (●, ○).
○の 2 地点 (父島, 二見港・小曲) は, 調査地点の消失ならびに生貝未記録のためデータは省略.

発見地点率を第 14 図に、死員の発見地点率を第 15 図に 1985 年の調査結果（沼沢ら、1988）と共に示した。

生貝の分布（第 13 図）は、いずれの調査年も父島と母島では大きく異なっていた。すなわち、父島では、A 地域の一部と B 地域の一部で記録されただけであったのに対し、母島では、A 地域と B 地域のほとんどで記録され、しかも分布は年を経るごとに拡大した。なお、父島、母島とも、1985 年と同様に C 地域ではほとんど記録されなかった。

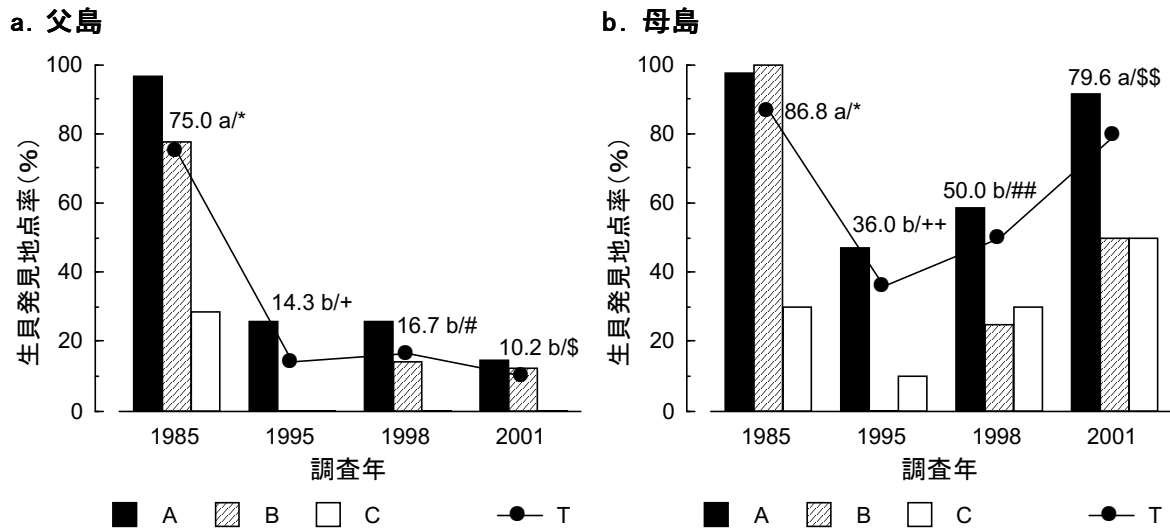
生貝の発見地点率（第 14 図）は、父島では、各地域（A-C）の合計（T）では、1995 年～2001 年のいずれも 10% 台であり、（14.3, 16.7, 10.2%）、統計的に有意な違いはなかったが（Scheffé's F-test, $p>0.05$ ）、いずれの調査年も、1985 年の値（75.0%）よりも有意に低かった（Scheffé's F-test, $p<0.05$ ）。なお、地域（A-C）別では、1998 年ならびに 2001 年は地域の違いによる有意な差はなかったが（Scheffé's F-test, $p>0.05$ ）、A 地域がやや高い傾向にあった（1995 年は A 地域のみでしか記録されず、いずれの調査年にも C 地域では記録されなかった）。これに対し、母島では、父島とは大きく異なっていた。各地域（A-C）の合計（T）では、1985 年には父島—母島間には有意な差がなかったが（Fisher's exact probability test, $p>0.05$ ）、1995～2001 年の値は 36.0, 50.0, 79.6% といずれの調査年も父島よりも有意に高かった（Fisher's exact probability test, $p<0.05$ ）。また、1995 年は 1998 年と有意な違いはなかったが（Scheffé's F-test, $p>0.05$ ）、年を経るごとに増加し、2001 年には 1995 年、1998 年よりも有意に高くなり（Scheffé's F-test, $p<0.05$ ）、1985 年（86.8%）と同程度の値になった（Scheffé's F-test, $p>0.05$ ）。なお、地域（A-C）別では、2001 年のみが A 地域が有意に高かったが（Scheffé's F-test, $p<0.05$ ）、他の調査年も A 地域が高い傾向にあった（1995 年は B 地域からは記録されなかった）。

死員の発見地点率（第 15 図）は、父島では、いずれの調査年も各地域（A-C）の合計（T）では、1995～2001 年の値は生貝のそれよりも高かった（91.8, 77.1, 77.6%）。なお、1985 年の値（86.5%）を含めて比べると、調査年による有意な違いはなかった（Kruskal-Wallis test, $p>0.05$ ）。また、いずれの調査年も A-C 全ての地域から記録され、2001 年のみ B 地域が最も高く、他の調査年は A 地域が最も高い傾向にあったが（Scheffé's F-test, $p<0.05$ ）、C 地域も 50% 以上の地点から記録された。一方母島



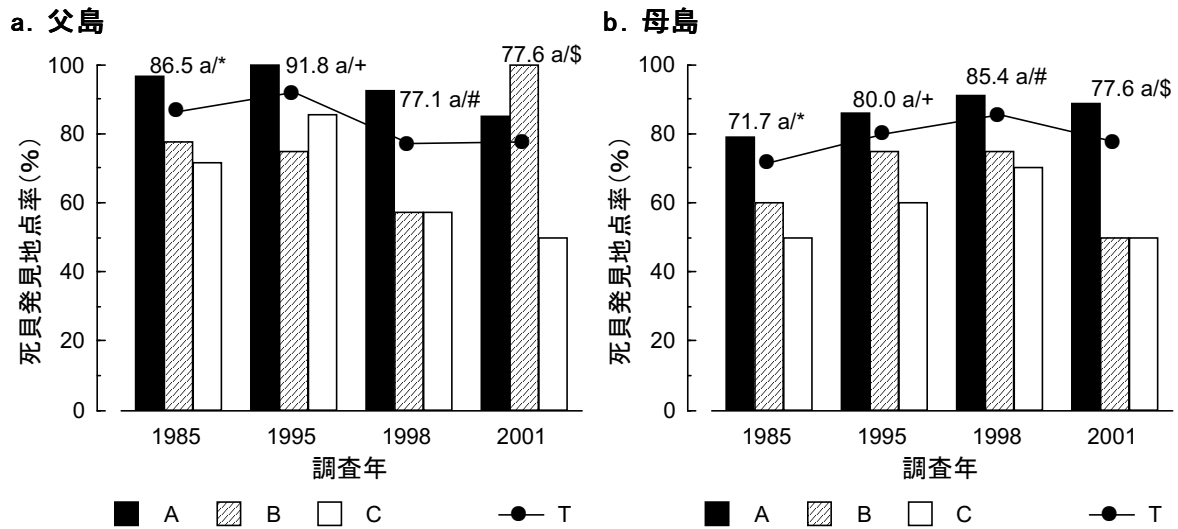
第13図 父島と母島における1985年(a), 1995年(b), 1998年(c), 2001年(d)のアフリカマイマイの分布。

1985年(a)のデータは、沼澤ら(1988)に基づく。調査地点は人為的影響度の程度(大, 中および小あるいは無)に応じてA(●/○), B(▲/△), C(■/□)と分類した。黒塗りの記号は生貝が見つかった地点を示す。×は未調査を示す。地図中の実線は車道, 破線は登山道を表す。



第 14 図 父島 (a) と母島 (b) の生息環境のタイプ (A, B, C) 別のアフリカマイマイ生貝の発見地点率.

1985 年のデータは沼沢ら (1988) に基づく. 生息環境のタイプ (A, B, C) は, 生息環境に対する人為的影響の程度, すなわち高い, 中程度, 弱い (沼沢ら, 1988) で分けた. T: A~C の合計値. 図中の英小文字 (a, b) が異なる場合は, 父島, 母島それぞれの調査年間で有意差があることを示す (Scheffé's F-test, $p < 0.05$). 図中の記号 (*, +, #, \$) が同じ記号同士で数が等しい場合は父島と母島の同じ調査年間で有意差がないことを示す (Fisher's exact probability test, $p > 0.05$).



第 15 図 父島 (a) と母島 (b) の生息環境のタイプ (A, B, C) 別のアフリカマイマイ死貝の発見地点率.

1985 年のデータは沼沢ら (1988) に基づく. 記号 (A~C, T) は, 第 14 図と同様. 図中の同じ英小文字 (a) は, 父島, 母島それぞれの調査年間で有意差がないことを示す (Scheffé's F-test, $p < 0.05$). 図中の記号 (*, +, #, \$) が同じ記号同士で数が等しい場合は父島と母島の同じ調査年間で有意差がないことを示す (Fisher's exact probability test, $p > 0.05$).

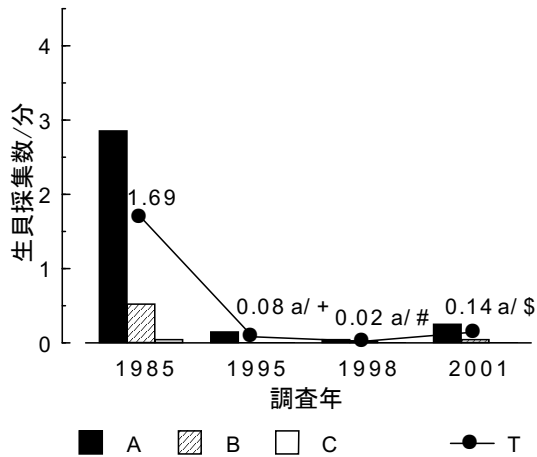
では、各地域 (A-C) の合計 (T) では、1995-2001 年の値は 2001 年を除いて生貝よりも高かった (80.0, 84.4, 78.3%)。なお、1985 年の値 (71.7%) を含めて比べると、調査年による有意な違いはなかった (Kruskal-Wallis test, $p>0.05$)。また、いずれの調査年も、父島とは有意な違いはなかった (Fisher's exact probability test, $p>0.05$)。いずれの調査年も、A-C 全ての地域から記録され、2001 年のみ A 地域が有意に高かったが (Scheffé's F-test, $p<0.05$)、他の調査年も A 地域が高い傾向にあり、B 地域や C 地域からも 50%以上の地点から記録された。

2) 生貝と死貝の採集数

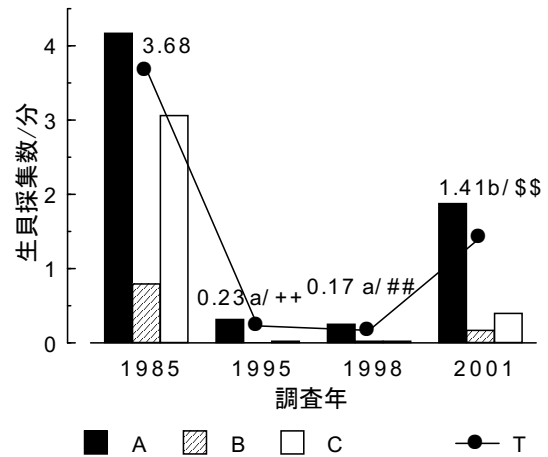
各調査年の 1 分間あたりの生貝の採集数を、1985 年の調査結果 (沼沢ら, 1988) とともに第 16 図に、また、死貝の採集数を第 17 図に示した。

生貝採集数 (第 16 図) は、父島では各地域 (A-C) の合計 (T) では、いずれの調査年 (1995-2001 年) も少なく、1998 年にいったん低下し (0.08 個体/分から 0.02 個体/分)、2001 年に上昇したが (0.02 個体/分から 0.14 個体/分)、調査年による有意な違いはなく (Kruskal-Wallis test, $p>0.05$)、また、いずれも 1985 年の値 (1.69 個体/分) よりもかなり低かった (1985 年の生データが無いため、未検定)。なお、地域 (A-C) 別では、1998 年と 2001 年は地域による有意な違いはなかったが (Scheffé's F-test, $p>0.05$; 1995 年は A 地域のみで記録)、A 地域が多い傾向にあった。一方、母島では出現地点率 (第 14 図) と同様、父島とは大きく異なっていた。すなわち、各地域 (A-C) の合計 (T) ではいずれの調査年 (1995-2001 年) も父島より有意に多く (Mann-Whitney's U test, $p<0.05$)、年を経るごとに違いが増加し、1995 年に 2.9 倍であったものが、1998 年に 8.5 倍、2001 年には 10 倍になった。なお、父島同様 1998 年に値がいったん下がったが (0.23 個体/分から 0.17 個体/分に)、2001 年に大きく上昇し (0.17 個体/分から 1.41 個体/分に)、各調査年 (1995-2001 年) の間では 2001 年が有意に多かった (Scheffé's F-test, $p<0.05$)。またいずれも 1985 年の値 (3.68 個体/分) よりもかなり低かった (1985 年の生データが無いため、未検定)。なお、地域 (A-C) 別では 2001 年のみ A 地域が有意に多かった (Scheffé's F-test, $p<0.05$) が、他の年も A 地域が多い傾向にあった。

a. 父島



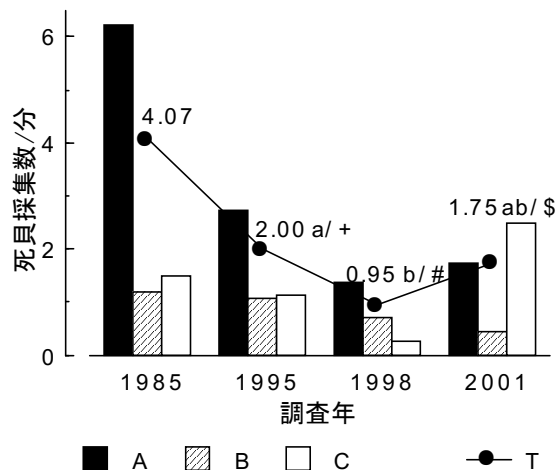
b. 母島



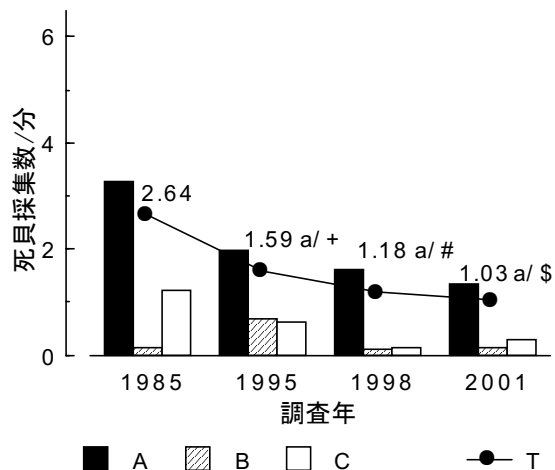
第 16 図 父島 (a) と母島 (b) の生息環境のタイプ (A, B, C) 別のアフリカマイマイ生貝の採集数 (1 分間あたり).

1985 年のデータは沼沢ら (1988) に基づく. 英大文字 A~C, T は第 14 図と同様. 図中の英小文字 (a, b) が異なる場合は, 父島, 母島それぞれの調査年間で有意差があることを示す (Scheffé's F-test, $p < 0.05$). 図中の記号 (+, #, \$) が同じ記号同士で数が等しい場合は父島と母島の同じ調査年間で有意差がないことを示す (Mann-Whitney's U test, $p < 0.05$).

a. 父島



b. 母島



第 17 図 父島 (a) と母島 (b) の生息環境のタイプ (A, B, C) 別のアフリカマイマイ死貝の採集数 (1 分間あたり).

1985 年のデータは沼沢ら (1988) に基づく. 英大文字 A~C, T は第 14 図と同様. 図中の英小文字 (a, b) が異なる場合は, 父島, 母島それぞれの調査年間で有意差があることを示す (Scheffé's F-test, $p < 0.05$). 図中の記号 (+, #, \$) が同じ記号同士で数が等しい場合は父島と母島の同じ調査年間で有意差がないことを示す (Mann-Whitney's U test, $p < 0.05$).

死貝採集数（第 17 図）は、父島では各地域（A-C）の合計（T）では、いずれの調査年（1995-2001 年）も生貝よりも多く（2.00, 0.95, 1.75 個体/分）、生貝と同様に 1998 年にいったん低下し、2001 年に再び増加し、1995 年と 2001 年が多い傾向にあった（Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）。なお、地域（A-C）別では、1995 年と 1998 年で A 地域が多い傾向にあった（Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）。一方、母島においては、各地域（A-C）の合計（T）では、いずれの調査年も父島と有意な違いはなく（Mann-Whitney's U test, $p > 0.05$ ）、また、各調査年（1995-2001 年）の間に有意な違いはなかった（Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$ ）。なお、地域（A-C）別では、1998 年のみが A 地域が有意に多かったが（Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）、他の年も A 地域が多い傾向にあった。

3) 生貝と死貝の殻高

各調査年（1995-2001 年）の生貝ならびに死貝の殻高を、1985 年の調査結果（沼沢ら, 1988）とともに第 3 表に示した。父島における生貝の殻高は、各地域（A-C）の合計（T）では、調査年による有意な違いはなかった（*：Kruskal-Wallis test, $p > 0.05$ ）。地域（A および B 地域。C 地域では採集個体は無し）別では、1998 年は A 地域の方が大きい傾向にあったが、有意な違いはなく（Mann-Whitney's U test, $p > 0.05$ ）、2001 年は B 地域の方が有意に大きかった（Mann-Whitney's U test, $p < 0.05$ 、1995 年は A 地域のみ）。死貝の殻高は、各地域（A-C）の合計（T）では、2001 年が有意に大きく（**：Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）、地域（A-C）別では、各調査年とも B 地域と C 地域が有意に大きい傾向にあった（Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）。

母島における生貝の殻高は、各地域（A-C）の合計（T）では、1998 年のみが他の調査年よりも有意に小さい傾向にあった（*：Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）。地域（A-C）別では、1995 年と 1998 年は地域による有意な違いはなかったが（1995 年：Mann-Whitney's U test, $p > 0.05$ ；1998 年：Scheffé's F-test, $p > 0.05$ ）、2001 年は C 地域が大きい傾向にあった（Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）。死貝の殻高は、各地域（A-C）の合計（T）では、1998 年が他の調査年よりも有意に小さかった（*：Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）。地域（A-C）別では、1995 年が C 地域が大きい傾向にあった（Scheffé's F-test, $p < 0.05$ ）が、他の調査年は有意な違いはなかった

第3表. 父島および母島の人為的影響度の異なる3つの生息環境 (A, B, C) で採集されたアフリカマイマイの生貝と死貝の殻高

調査年		1995	1998	2001
生息環境 ^a		殻高 (mm) ^b	殻高 (mm)	殻高 (mm)
父島		(平均±S. D.)	(平均±S. D.)	(平均±S. D.)
生貝	A	55± 9.2	62±15.6 a	56± 8.1 a
	B	— ^c	49.2 a	79±16.0 b
	C	—	—	—
	T ^d	55± 9.2*/†	61±15.3*/††	57± 9.6*/†
死貝	A	59±11.1 a	58±12.4 a	61± 9.5 a
	B	77± 9.3 b	71± 7.8 b	75±12.6 b
	C	65±14.8 c	64±15.1 b	69±13.8 b
	T	60±11.9*/#	58±12.7*/##	62±10.5**/#
母島				
生貝	A	58± 9.4 a	50±11.2 a	55±10.8 a
	B	—	65±38.5 a	52±11.5 ab
	C	71 a	52±10.6 a	64±12.3 b
	T	58± 9.4***/††	51±11.7*/†	56±11.2***/†
死貝	A	58± 9.7 a	56±10.4 a	60±10.7 a
	B	66± 9.0 b	52 a	58±11.9 a
	C	66±10.5 b	60± 7.3 a	62±10.2 a
	T	59±10.1**/#	56±10.4*/#	60±10.7**/#

^a A, B および C は人為的影響度の程度 (大, 中および小あるいは無) を示す (沼沢ら, 1988).

^b 死貝の殻高については, オカヤドカリ類が利用していたものと破損が大きいものについては含めなかった. 同じ英小文字 (a~c) を付した値は同一年内の生息環境 (A~C) 間で有意な違いがないことを示す (Scheffé's F-test, $p > 0.05$).

^c 殻高を計測可能なサンプルが得られなかったことを示す.

^d A~C の合計.

*, **: 調査年間の比較. 記号 (*) の数が同じ場合は有意差がないことを示す (Scheffé's F-test, $p > 0.05$).

†, ††: 生貝の父島と母島間の比較. 記号 (†) の数が同じ場合は有意差がないことを示す (Mann-Whitney's U test, $p > 0.05$).

#, ##: 死貝の父島と母島間の比較. 記号 (†) の数が同じ場合は有意差がないことを示す (Mann-Whitney's U test, $p > 0.05$).

(Kruskal-Wallis test, $p>0.05$)。なお、各調査年に各地域 (A~C) の合計 (T) を父島と母島とで比較すると、生貝は 1995 年には母島が有意に大きく、1998 年は父島が有意に大きかったが (††: Mann-Whitney's U test, $p<0.05$)、2001 年は両島間に有意な違いはなかった (†: Mann-Whitney's U test, $p>0.05$)。死貝は 1998 年に父島が有意に大きかったが (##: Mann-Whitney's U test, $p<0.05$)、1995 年と 2001 年は両島間に有意な違いはなかった (#: Mann-Whitney's U test, $p>0.05$)。

4) 大型個体の分布

殻高 80 mm 以上の生貝 (以下大型個体) は、父島では、各調査年とも 1 個体ずつしか記録されなかった。生貝が記録された地点のうち、大型個体が記録された地点数は、1995 年は 7 地点中 1 地点、1998 年は 8 地点中 1 地点、2001 年は 5 地点中 1 地点であった。記録された地域は 1995、1998 年が A 地域、2001 年が B 地域であり、どちらかといえば A 地域に集中していた。母島では、1995、1998 年に 2 個体、2001 年に 12 個体が記録された。生貝が記録された地点のうち、大型個体が記録された地点数は、1995 年は 18 地点中 2 地点、1998 年は 24 地点中 2 地点、2001 年は 39 地点中 11 地点であった。記録された地域は、1995 年が A 地域、1998 年が A、B 地域、2001 年が A、C 地域であり、父島と同様にどちらかといえば A 地域に集中していた。

5) 生貝の蔵卵個体率

各調査年の生貝の蔵卵個体率を第 4 表に示した。父島では、いずれの調査年も蔵卵個体が確認されなかった。母島では、少ないながらも各調査年で確認され、1998 年には 1995 年の 2.2% から 1.3% へと減少したが、2001 年には 5.3% へと増加した。

(2) 父島、母島個体群の短期的な生息状況の変化

死貝については死亡時期がはっきりしない：特に母島では定期的に行われている、メタアルデヒド粒剤を散布する一斉防除による死亡個体が多かった：ため、主に生貝の調査結果について述べることにし、死貝については、必要に応じて述べることにする。なお、生息密度変化 (各地点とも m^2 あたりに換算) を第 18 図 (父島) ならびに第 23 図 (母島) に、また各地点の殻高分布の推移を第 19~22 図 (父島)、第 24~31 図 (母島) に示した。

父島個体群

a. 境浦 (1994~1998 年)

第4表. 父島および母島のアフリカマイマイの蔵卵率

調査年 島名	1995			1998			2001		
	<i>N</i> ^a	<i>E</i> ^b	% ^c	<i>N</i>	<i>E</i>	%	<i>N</i>	<i>E</i>	%
父島	69	0	0	12	0	0	67	0	0
母島	135	3	2.2	152	2	1.3	695	37	5.3

^a 生貝の採集数.

^b 蔵卵個体数.

^c 100 *E/N*.

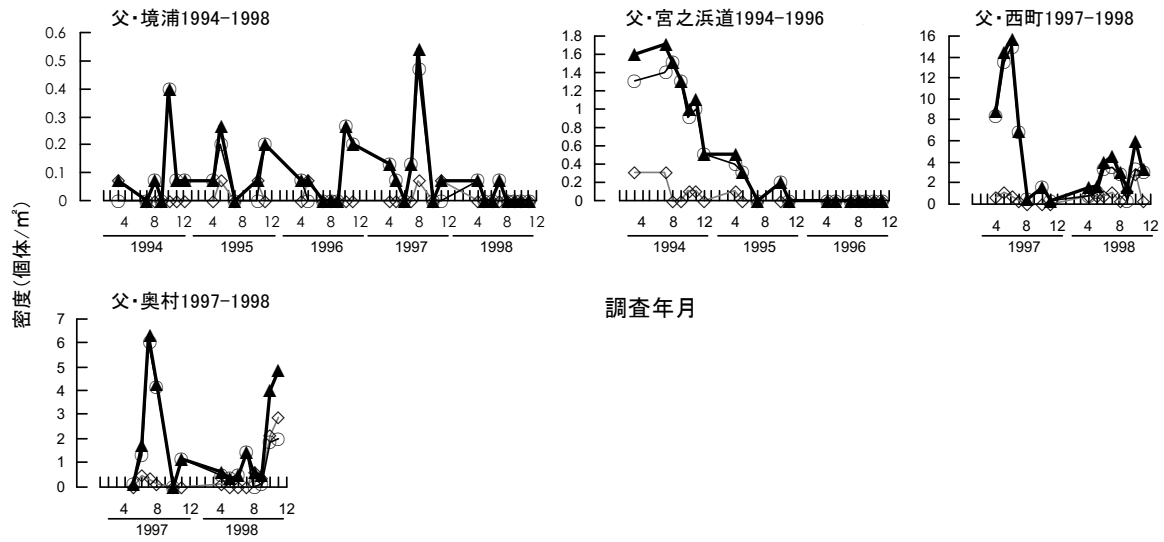
この地点は車道沿いで、人為的な攪乱が比較的頻繁にみられる。小谷野らが調査した1986～1988年頃には、1～2頭/m²という比較的高密度状態であった（小谷野，1994）。今回の調査（1994～1998年）では増減がありつつも、0.2～0.3頭/m²前後の密度を保っていたが、1998年には低密度のままとなった（第18図）。この年の6月の調査時（6月24日）、陸生貝類捕食性プラナリア、ニューギニアヤリガタリクウズムシが4頭確認されたため、本種の侵入により減少した可能性がある。なお、卵塊は確認されなかった。生貝の殻高分布の推移（第19図）は、30～60mm台が多かった。

b. 宮之浜道（1994～1996年）

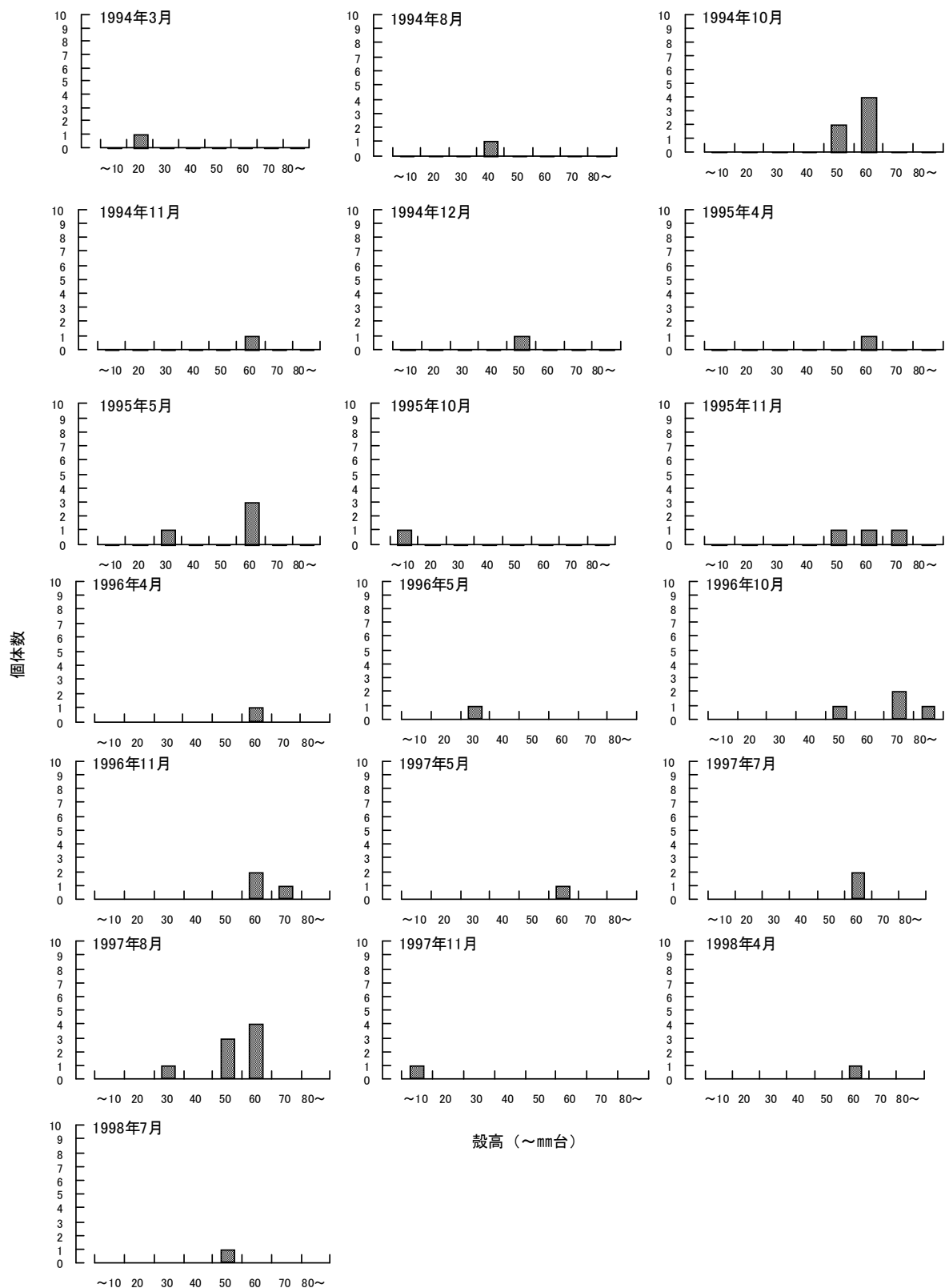
この地点は市街地の車道沿いで、人為的な攪乱が頻繁にみられる。小谷野らが調査した1986～1988年には、1986年頃は3～4頭/m²という高密度状態であったが、1988年頃には約1頭/m²まで減少した（小谷野，1994）。今回の調査（1994～1996年）では、当初は小谷野らが調査した当時と同程度、もしくはそれ以上の1.5頭/m²という密度であったが、その後急激に減少し、1996年には生貝が全く記録されなくなった（第18図）。なお、1994年10月以降には、稚貝の死貝が多数みられた。清掃など的人為的攪乱による減少が考えられるが、1995年10月の調査時（10月12日）に、ニューギニアヤリガタリクウズムシが3頭確認されたことから、境浦と同様に、本種の侵入によって減少した可能性がある。卵塊は1994年10月、11月に確認されたのみであった。生貝の殻高分布の推移（第20図）は、ほとんどが50～70mm台であった。

c. 西町（1997～1998年）

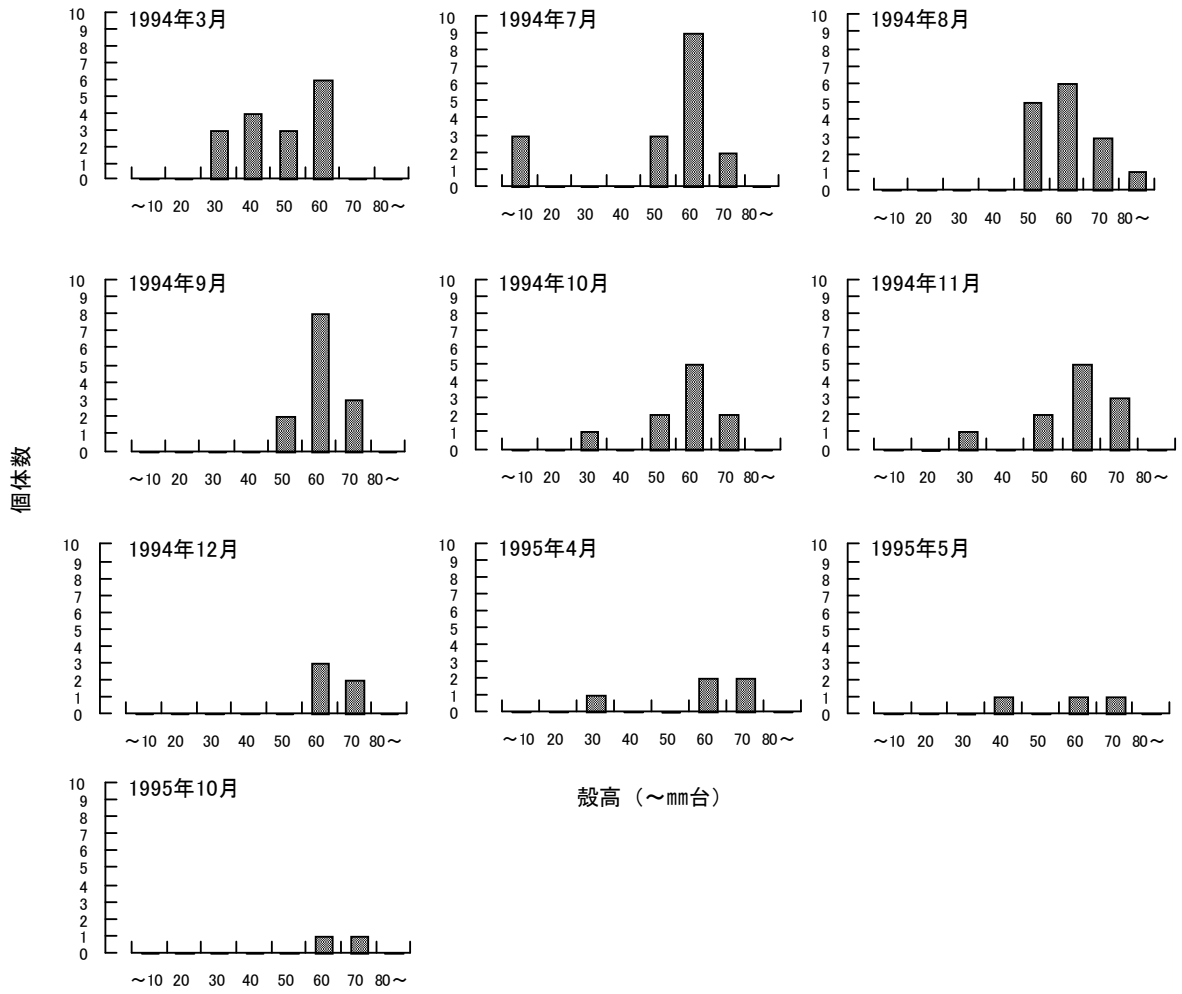
この地点は市街地の中心部であり、人為的な攪乱が頻繁にみられる。調査開始時の密度は8頭/m²以上というきわめて高密度状態であったが、1997年後半から急激に減少した。その後、1998年に入ってから再び2頭/m²前後の高密度となった（第18図）。この大きな変動は、人為的な攪乱（清掃など）や、1997年10月の台風時の冠水による死亡が原因と推測される。卵塊は1997年5、11、12月ならびに1998年11月に確認された。生貝の殻高分布の推移（第21図）は、1997年は、中旬まではほとんどが40～50mm台であったが、その後、40mm以下の幼貝がみられるようになり、卵塊が確認されたことから、新たな個体群の生産が行われていることが示唆された。



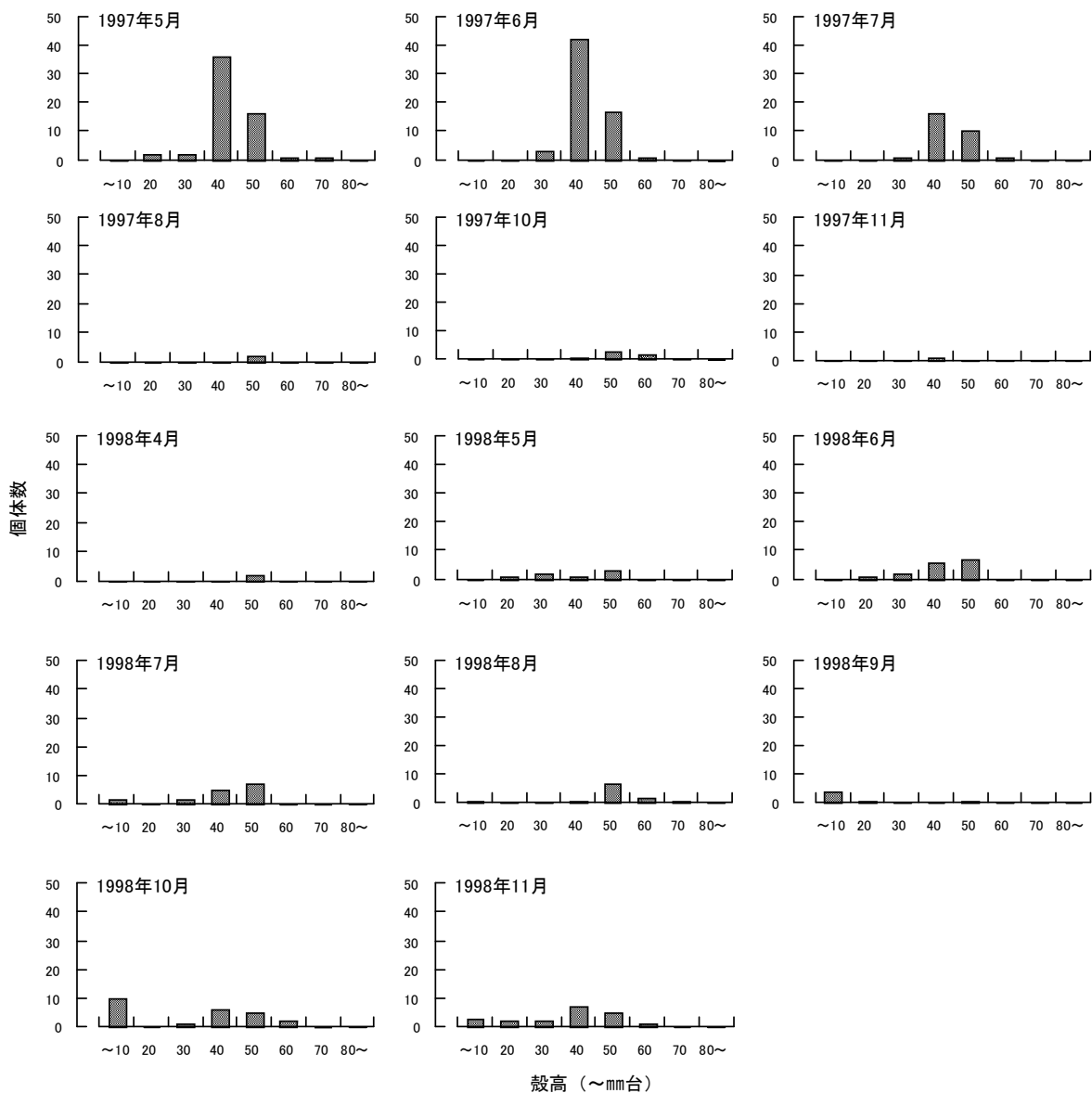
第 18 図 アフリカマイマイ父島各地点個体群の短期的な生貝密度の変化。
 ◇：幼貝（殻高 40 mm 未満）；○：成貝（殻高 40 mm 以上）；▲：幼貝＋成貝。
 グラフの縦軸の値は地点により異なる。



第19図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (父島・境浦, 1994~1998年).



第 20 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (父島・宮之浜道, 1994~1995 年).



第 21 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (父島・西町, 1997~1998 年).

d. 奥村 (1997～1998 年)

この地点も市街地のほぼ中心部であり、人為的な攪乱が頻繁にみられる。調査当初(1997年5月)は生貝がほとんど確認できなかったが、その後急激に増加した。1997年10月には台風で冠水し、生貝がほとんどみられなくなったが、密度変化の推移は、西町と同様の傾向を示した(第18図)。生貝の殻高分布の推移(第22図)は、1997年はほとんどが50mm台であったが、1998年に入り、殻高が40mm以下の幼貝が見られるようになり、西町と同様に、新たな個体群の生産が行われていることが示唆された。

なお、小笠原諸島の日本返還前に父島のみで放飼されたとされる、陸生貝類捕食性貝ヤマヒタチオビの生貝は、奥村のみでしか確認できなかった。

母島個体群

e. 評議平-1 (1996～1998 年)

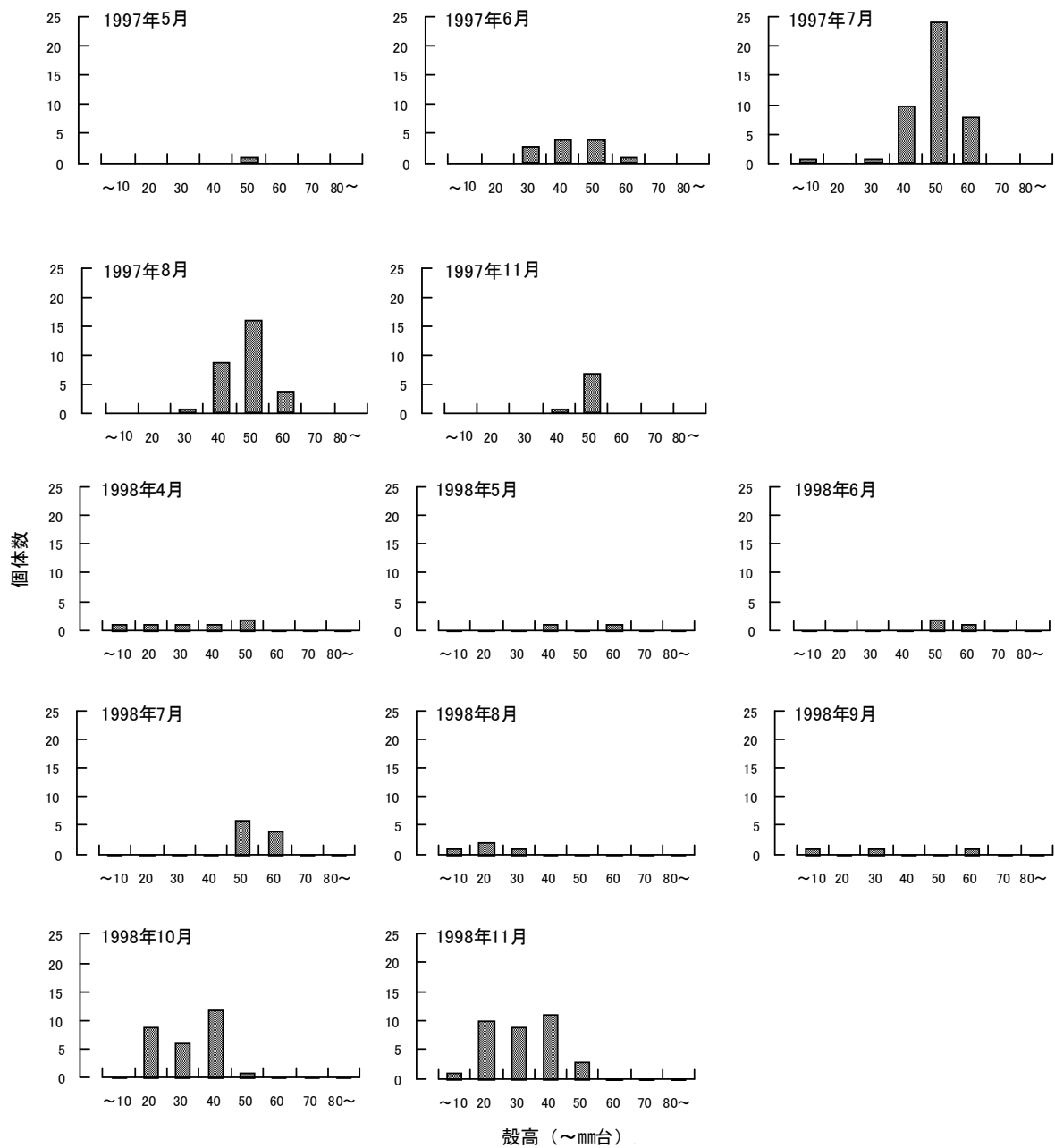
この地点は農業地域周辺の二次林(車道わき)であり、人為的な攪乱が頻繁にみられる。調査開始時の密度は1頭/m²以下であったが、1997年後半から急激に増加し、4～5頭/m²となったが、1998年に入ってから再び1頭/m²前後に減少した(第23図)。この変動は、人為的な攪乱(防除、除草など)が原因と推測される。実際、どの調査時にも防除によるものと推測される死貝が多数みられた。卵塊は確認されなかった。生貝の殻高分布の推移(第24図)は、ほとんどが40～50mm台であったが、40mm以下の幼貝もしばしばみられ、新たな個体群の生産が行われていることが示唆された。

f. 評議平-2 (1996～1998 年)

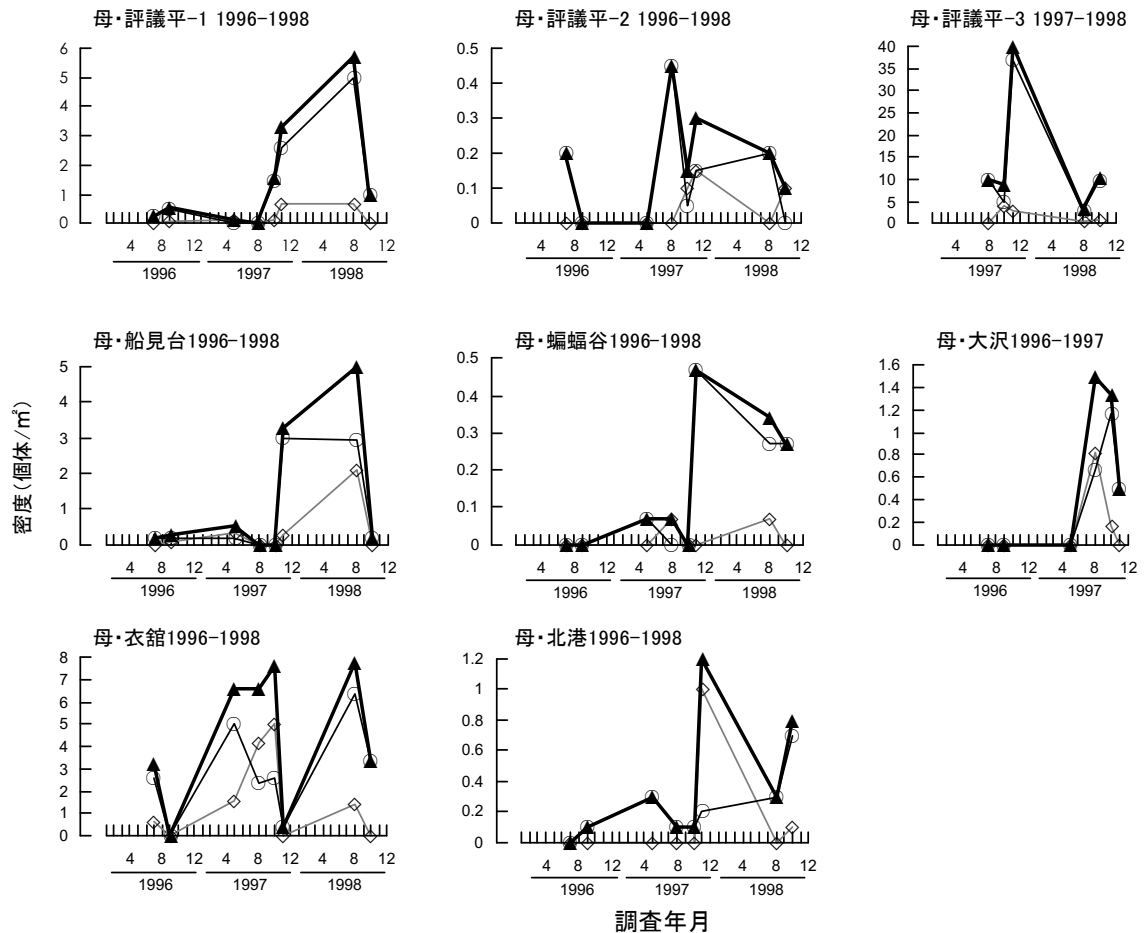
この地点は農業地域周辺の草地であり、人為的な攪乱が頻繁にみられる。密度は全調査期間を通じて0.5頭/m²以下であったが、変動が大きかった(第23図)。この変動は、人為的な攪乱(防除、除草など)が原因と推測される。卵塊は確認されなかった。生貝の殻高分布の推移(第25図)は、30～60mm台が多い状態で推移した。

g. 評議平-3 (1997～1998 年)

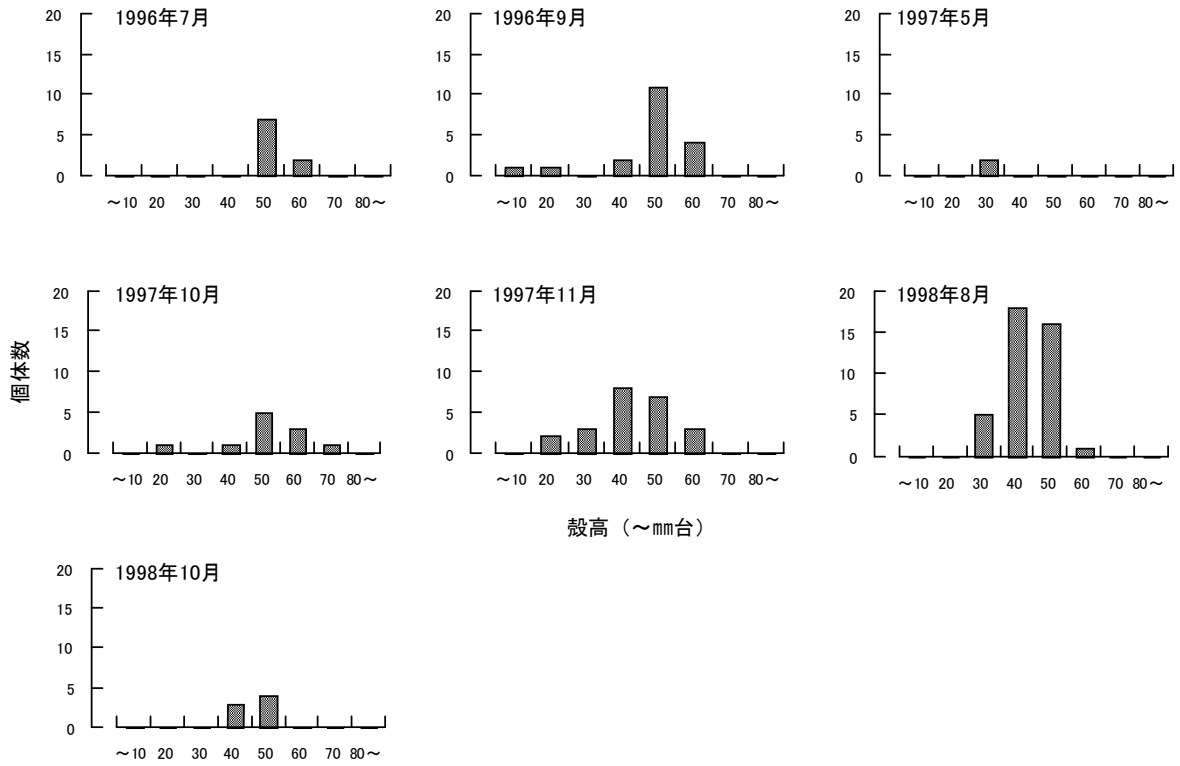
この地点は農業施設わきの二次林であり、人為的な攪乱(防除、清掃など)が頻繁にみられる。密度は調査開始当初から10個体/m²程度と非常に高密度であり、1997年後半には40頭/m²という異状ともいえる高密度状態となったが、1998年には5～10個体/m²(それでも高密度状態である)まで減少した(第23図)。この変動は、人為的な攪乱(防除、除草など)が原因と推測された。この地点でも、どの調査時にも防除によると思われる死



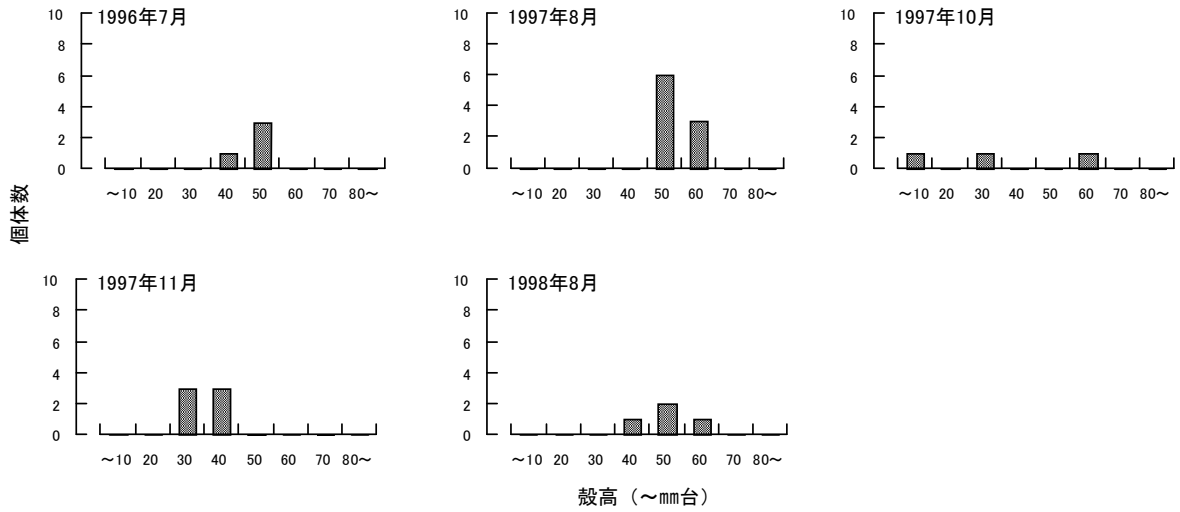
第 22 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (父島・奥村, 1997～1998 年).



第 23 図 アフリカマイマイ母島各地点個体群の短期的な生貝密度の変化。
 ◇：幼貝（殻高 40 mm未満）；○：成貝（殻高 40 mm以上）；▲：幼貝+成貝。
 グラフの縦軸の値は地点により異なる。



第24図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・評議平-1, 1996~1998年).



第 25 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・評議平-2, 1996~1998 年).

貝が多数みられた。卵塊は確認されなかった。生貝の殻高分布の推移（第 26 図）は、ほとんどが 30～60 mm 台だったが、10～20 mm 台の幼貝がしばしばみられた。

h. 船見台（1996～1998 年）

この地点は農業地域周辺の道路沿草地であり、人為的な攪乱（防除、清掃など）が頻繁にみられる。密度は調査開始当初には 1 頭/m²未満であったが、この頃には一斉防除による死貝が多数みられた。1997 年後半以降には死貝が多数みられたにも関わらず、生貝密度も 5 頭/m²程度という高密度状態まで増加した。その後 1998 年後半には生貝はほとんどみられず、死貝が多数みられ（第 23 図）、防除の影響と推察された。生貝の殻高分布（第 27 図）は、多くが 30～50 mm 台であった。

i. 蝙蝠谷（1996～1998 年）

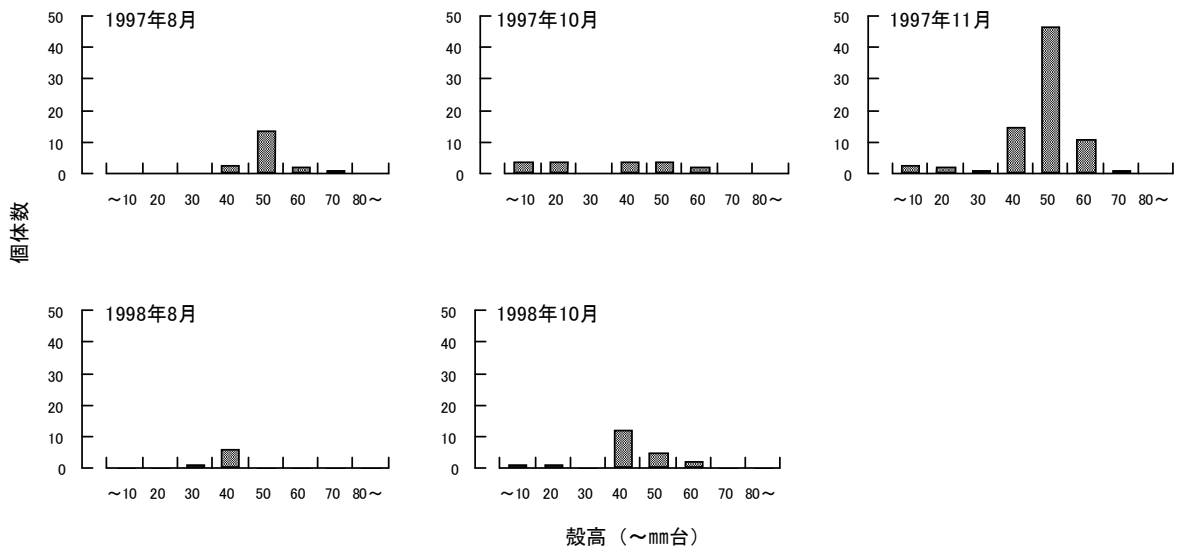
この地点は農業地域周辺の道路沿草地であり、人為的な攪乱（防除、清掃など）が頻繁にみられる。密度は調査開始当初には 0.1 頭/m²未満であり、死貝も見みられなかったが、1997 年後半以降には 0.5 頭/m²まで増加し、死貝も多数みられた。その後 1998 年後半には生貝は若干減少し（0.3 頭/m²）、多数の死貝がみられた（第 23 図）。生貝の殻高分布の推移（第 28 図）は、多くが 50～60 mm 台の大型個体であったが、1997、1998 年とも 8 月に殻高 10mm 台の稚貝（幼貝）の発生がみられた。

j. 大沢（1996～1997 年）

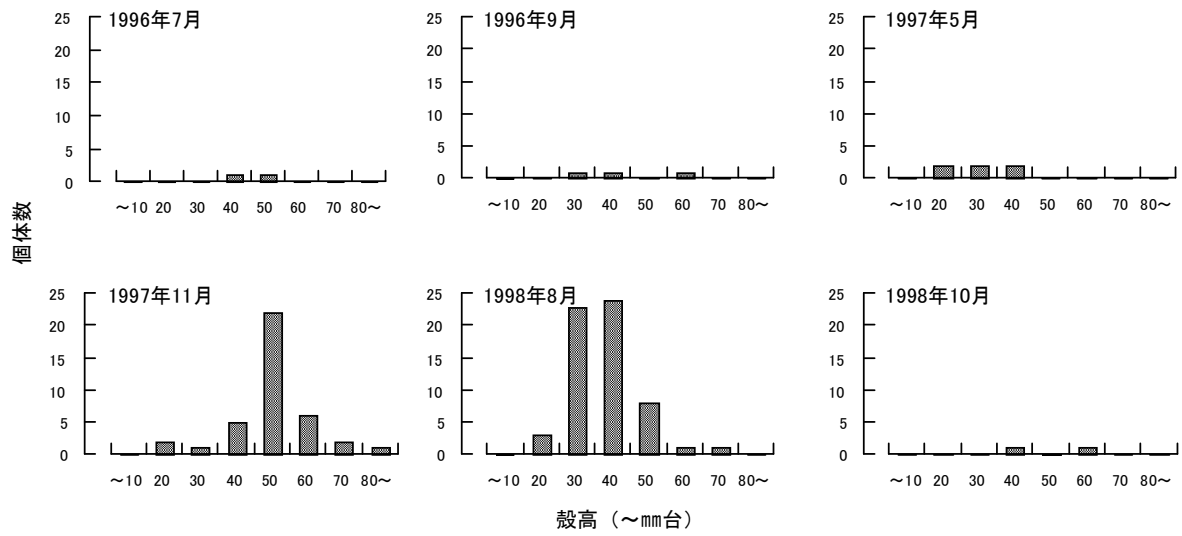
この地点は二次林の道路沿草地であり、人為的な攪乱は除草や清掃で、防除はほとんど行われていない。1996 年の調査開始当初には生貝がほとんどみられず、1997 年になってからみられるようになった（第 23 図）。死貝はあまりみられなかった。生貝の殻高分布の推移（第 29 図：1996 年は生貝が記録されなかったため図示せず）は、20～60 mm 台に渡りはっきりしなかった。

k. 衣館（1996～1998 年）

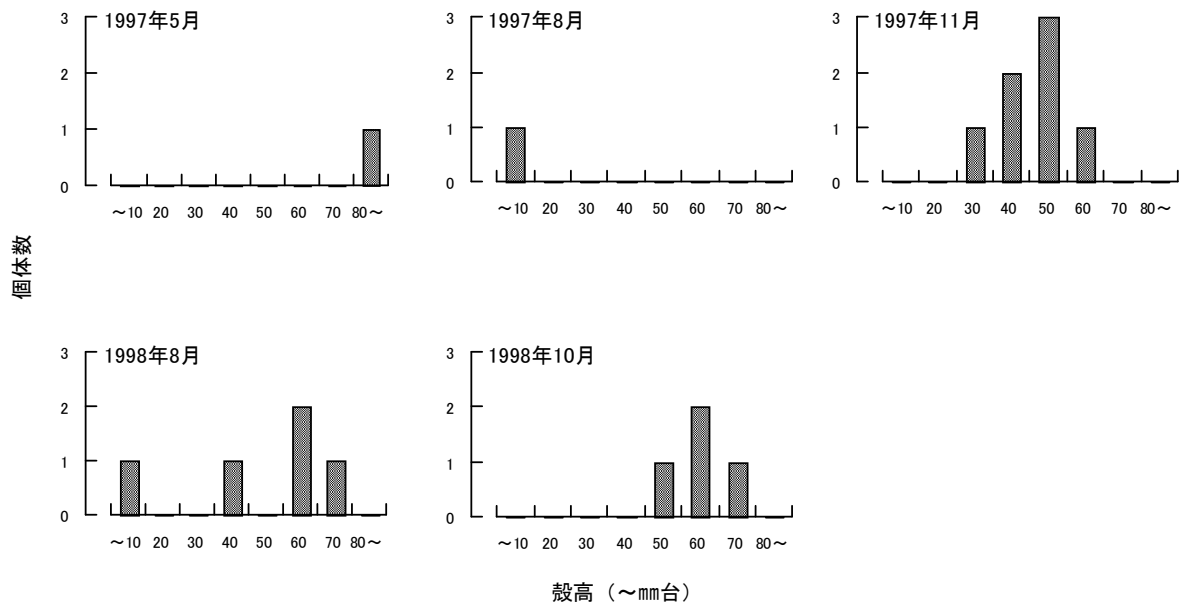
この地点は二次林の道路沿草地であり、人為的な攪乱は除草や清掃で、防除はほとんど行われていない。調査開始当初から生貝密度は比較的高かった（3～8 頭/m²）が、増減が大きかった（第 23 図）。死貝も増減が大きかった。生貝の殻高分布の推移（第 30 図）は、30～60 mm 台が多かったが、それ以下の幼貝もしばしばみられた。



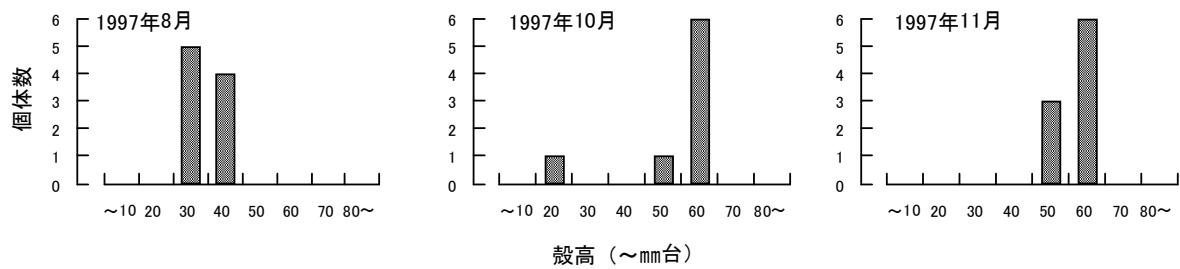
第 26 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・評議平-3, 1997~1998 年).



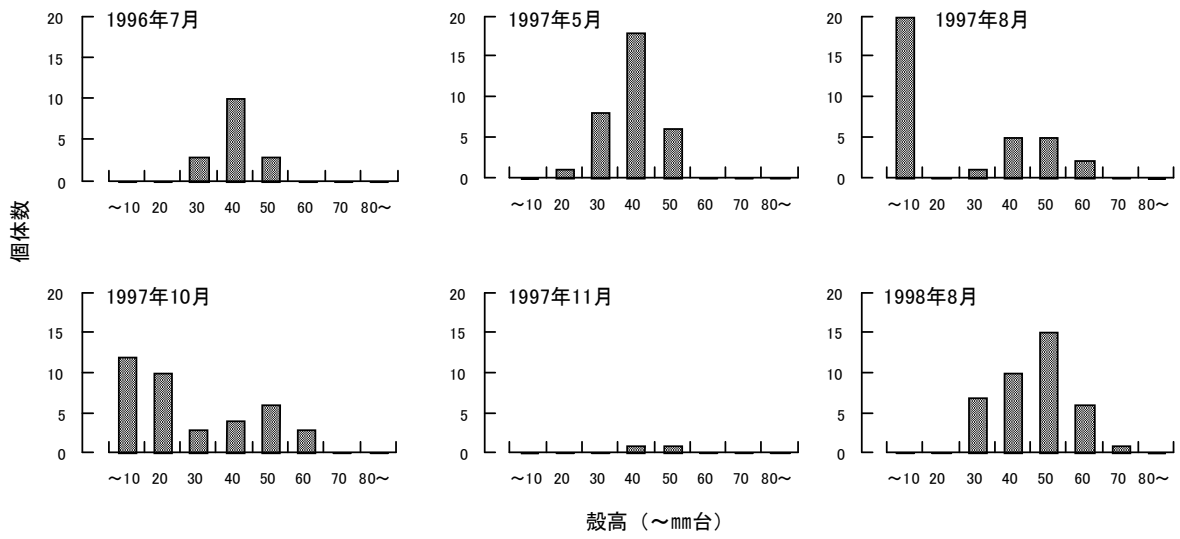
第 27 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・船見台, 1996~1998 年).



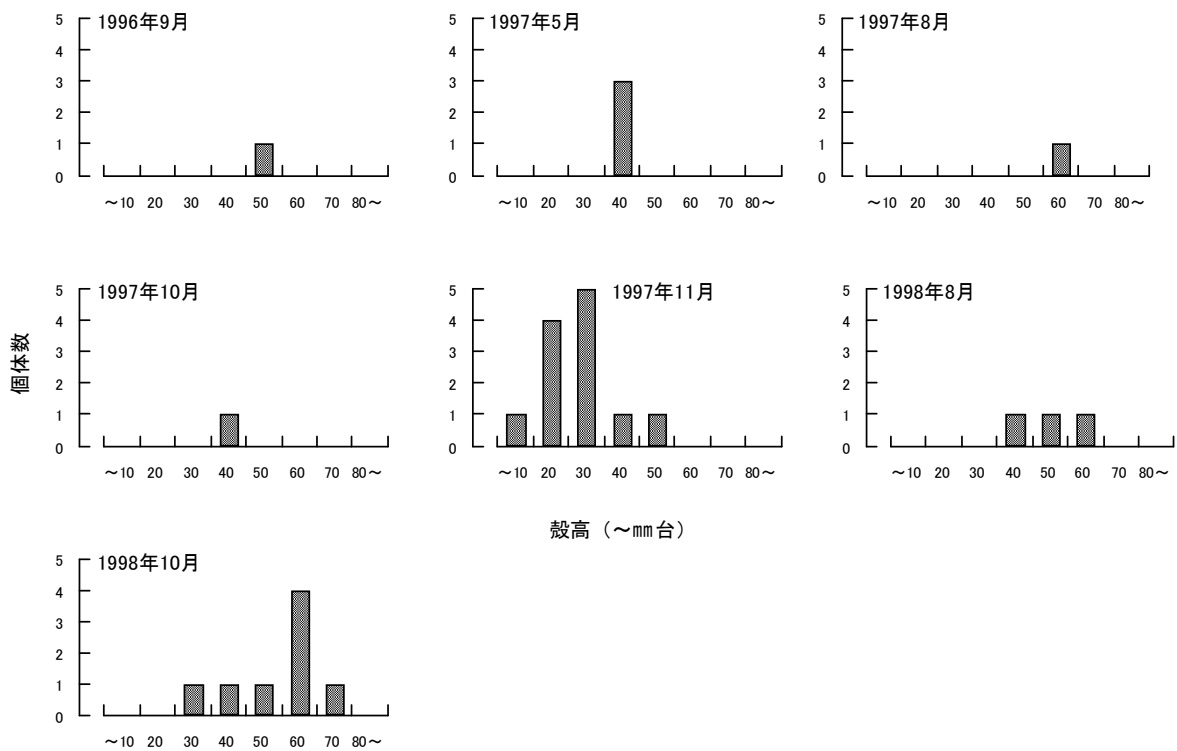
第 28 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・蝙蝠谷, 1997~1998 年).



第29図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・大沢, 1997年).



第30図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移（母島・衣館，1996～1998年）.



第 31 図 アフリカマイマイ生貝殻高分布の推移 (母島・北港, 1996~1998 年).

1. 北港 (1996~1998 年)

この地点は二次林の道路沿草地であり、人為的な攪乱は除草や清掃で、防除はほとんど行われていない。調査開始当初、生貝密度は比較的lowかった (0.2 頭/m²程度) が、その後増減しつつ増加傾向になった (第 23 図)。死貝も増減が大きかった。生貝の殻高分布の推移 (第 31 図) は、40~50 mm 台が多かったが、それ以下の幼貝が出現したこともあった。

なお、母島のいずれの調査地点でも、外来天敵である陸生貝類捕食性陸貝ヤマヒタチオビや、陸生貝類捕食性プラナリア、ニューギニアヤリガタリクウズムシは確認されなかった。

4. 考察

青木 (1978) は、アフリカマイマイを“人里動物”と表現し、沼沢ら (1988) も本種が 1985 年の調査で、母島では一部 C 地域 (自然林, 代償植生林) で採集数が多かったものの、おおむね A 地域や B 地域において出現地点率が高く、採集数も多かったことから、本種の好適な生息地は、集落や農耕地など開発が続いている地域であるとした。今回の調査からも、母島で調査年によっては C 地域における採集数が多かったものの、おおむね A 地域と B 地域における出現地点率や採集数が多く (第 14 図, 第 16 図)、本種にとっての好適な生息環境に変化は生じていないと考えられた。

しかしながら、今回の調査結果から、生貝の出現地点率 (第 14 図) は、父島では A~C の各地域の合計 (T) は、各年とも 10% 台であり、1985 年の 75% よりも大幅に減少していた。一方、母島では各地域全体の値はいずれの調査年も父島より高かったものの、1995 年の値は 36% で 1985 年の約 85% よりも減少していた。しかしその後、年を経るごとに値は増加し、2001 年には約 80% と 1985 年当時とほぼ同じ値になった。また死貝の出現地点率 (第 15 図) は、父島では各年とも約 80~90%、母島では各地域全体で各調査年の値が約 80% で 1985 年の約 70% よりもやや高かったものの、人為的影響度の違いによる出現率の違いは 1985 年とそれほど大きな違いはなく、今回の結果もオカヤドカリ類による 2 次的分散 (沼沢ら, 1988) による可能性が高いと考えられた。

また、生貝採集数 (第 16 図) は、父島では A~C の各地域の合計 (T) で、各調査年を通じ、1985 年の 1/10 以下となっていた。一方、母島では、いずれの調査年も A~C の各地域の合計 (T) で 1985 年の 1/10~1/2 以下となっていたが、父島よりも高く、父島の

約 3-10 倍であった。死貝採集数（第 17 図）は，1998 年以外は母島では父島の約 0.6 倍と低い傾向にあった。1985 年も，母島の生貝採集数は父島の約 2 倍，死貝採集数は約 0.6 倍であったが（沼沢ら，1988），現在両島の生貝個体数の差はさらに大きくなっていることが明らかとなった。

生貝の殻高は，1985 年には，父島では人為的影響の大きい地域（A 地域）で小さい傾向にあったが，母島では生息地の人為的影響の違いで殻高の違いは認められなかった（沼沢ら，1988）。今回の結果は，各地域全体では，父島と母島であまり大きな違いはなかったが，地域別の殻高は 1985 年と同様に，父島では A 地域で小さい傾向が認められ，一方，母島では地域による大きな違いは認められなかった（第 3 表）。

父島では，A 地域における生貝発見地点数・率とも年を経るごとに減少したが（第 14 図），採集数は増加しており（第 16 図），分布域が局地化しつつあることが示唆された。また大型個体も 1970 年代から 1980 年代には人為的影響の少ない B, C 地域に多かったが（伊賀，1982；沼沢ら，1988），今回の調査では人為的影響の大きい A 地域で記録されることが多かった。

父島において陸生貝類が 1990 年代以降に大きく減少した原因は，捕食性陸生プラナリア，ニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入である可能性が指摘されている（富山，1994，2002a；Chiba，2003；千葉，2009）。ニューギニアヤリガタリクウズムシが小笠原諸島（父島）に侵入する以前（1980 年代）のアフリカマイマイの減少要因は，父島で 1985-1986 年に蔵卵個体や小型個体の密度が著しく低く，繁殖活動が低調であったことが示されているものの，はっきりとはしていない（小谷野ら，1989；Takeuchi et al., 1991）。父島には 1960 年代にハワイから捕食性陸生貝，ヤマヒタチオビが導入されたが，アフリカマイマイをほとんど捕食せず，その後も分布域は限られ，密度も低く，アフリカマイマイに対する影響は大きくなかったと考えられている（沼沢ら，1988；Takeuchi et al., 1991）。一方，母島ではヤマヒタチオビやニューギニアヤリガタリクウズムシなどの外来の捕食性天敵が侵入していないにもかかわらず，アフリカマイマイは 1980 年代に減少し，また，現在にかけて徐々にカタマイマイ類でも減少が起こるなど，外来天敵以外の在来の捕食性プラナリア類による捕食の影響が考えられている（Okochi et al., 2004）。これら捕食性プラナリア類の一部の種はアフリカマイマイの幼貝も捕食するとさ

れており、1980年代には父島にも分布していた（第3章；Kawakatsu *et al.*, 1999；Okochi *et al.*, 2004）。したがって、当時の父島は現在の母島に似た状況であったものと推測される。ニューギニアヤリガタリクウズムシの侵入により、アフリカマイマイを含む陸生貝類は減少したが、母島ではニューギニアヤリガタリクウズムシよりも捕食圧が低い（Okochi *et al.*, 2004；Sugiura *et al.*, 2006）別の捕食性プラナリア類と、産卵数が多いアフリカマイマイと、産卵数が少ない固有陸生貝類（小谷野ら, 1989；富山, 2002a）とのバランスにより、固有陸生貝類が減少傾向、アフリカマイマイが増加傾向に至ったと推測されている（Okochi *et al.*, 2004）。

一方、1990年代後半の短期的な生息状況の変化についても、全島調査の結果と同様に、父島と母島とでは個体群の動態が全く異なっていた。すなわち、調査期間（1994～1998年）を通じて父島ではほとんどの地点で減少傾向、母島ではほとんどの地点で増加傾向であった（第18図、第23図）。

父島では、二次林（境浦、宮之浜道）では低密度状態から減少に転じたが、市街地（西町、奥村）では突然高密度状態になることがあり、殻高が30 mm以下の幼貝が多発していた（第18図）。このような地点による動態の違いの原因としては、境浦、宮之浜道で記録されたニューギニアヤリガタリクウズムシの分布の有無によるところが大きいと考えられる。奥村と西町周辺でも調査期間以外にニューギニアヤリガタリクウズムシが記録されたことはあったが（第3章参照）、調査期間中の1997年10月に台風による冠水（海水を含む）が生じ、ニューギニアヤリガタリクウズムシが海水により死亡した可能性があり（第4章参照）、そのために幼貝が発生できたと考えられた（第19～22図）。

一方母島のほとんどの調査地点では、父島では実施されていない、メタアルデヒド粒剤の散布による本種の一斉防除が実施されてきた。しかし、それにも関わらず、1997年後半から増加傾向に転じた（第23図）。さらに、地点によっては殻高分布も幼貝から生貝まで幅広がった（第24～31図）。これは全島調査の結果でも示されたとおり、母島での分布拡大・増加傾向を反映しているものと考えられた。また、母島ではニューギニアヤリガタリクウズムシは記録されておらず（第3章参照）、本調査においても全く記録されなかった。

以上の結果からも、父島と母島のアフリカマイマイの生息状況の違いが、ニューギニアヤリガタリクウズムシの分布の有無により生じている可能性が示唆された。なお、父島ではヤマヒタチオビも減少しており（第3章）、このこともニューギニアヤリガタリクウズム

シの影響が示唆され、アフリカマイマイへの影響は小さいと考えられる。

以上より、現在、小笠原諸島父島・母島のアフリカマイマイの生息状況は、1980年代とは大きく変化しており、さらに父島と母島の間においても大きく異なっていることが明らかとなった。1980年代の父島・母島における主たる減少要因は不明なままであるが、1990年代以降の父島と母島との生息状況の違いは、ヤマヒタチオビによるものではなく、ニューギニアヤリガタリクウズムシの有無や、父島と母島における蔵卵個体率の違い（第4表）に起因する増殖率の違いによる可能性が高いことが推察される。

第3章：捕食性陸生貝類および捕食性プラナリア類などの生息状況の変化

第1節：捕食性陸生貝ヤマヒタチオビの生息状況の年次変化

1. 緒言

第1章で述べたとおり，熱帯太平洋の島々に固有の陸産貝類の減少と絶滅は，生物多様性管理と保全生態学の観点から，解決すべき重要な課題である (Clarke *et al.*, 1984; Hopper and Smith, 1992; IUCN, 1995)。小笠原諸島においても，1980年代後半～1990年代初めの調査で，既知種の陸生貝類の約23% (24種) が既に絶滅した可能性が高いことが示された (千葉, 2009)。

この減少の原因としては，アフリカマイマイ防除のために1965年にハワイから導入された外来捕食性陸貝ヤマヒタチオビ (Takeuchi *et al.*, 1991) や，在来の捕食性陸生プラナリア類 (Okochi *et al.*, 2004)，1990年代初頭に琉球列島への侵入が発覚し，1980年代末から1990年代初めに父島に侵入したとされる外来の捕食性陸生プラナリア，ニューギニアヤリガタリクウズムシ (川勝ら, 1993; Kawakatsu *et al.*, 1999; 富山, 2002a)，および外来のネズミなどによる捕食 (Chiba, 2007)，さらに森林の破壊 (富山, 2002a) などが考えられている。

父島ではそれらの中で，特に2種類の侵略的外来種，ヤマヒタチオビとニューギニアヤリガタリクウズムシが主要な原因と推察されてきた。これらはすでに世界各地で様々な陸生貝類の減少要因とされている (Hadfield, 1986; Hopper and Smith, 1992; Simberloff, 1996; Cowie, 2001a, b, c, 2004, 2005; Lydeard *et al.*, 2004)。さらにこれら2種は小笠原諸島の中でも父島のみに入っていることから，父島における在来ならびに外来の陸生貝類における急激な減少の原因と考えることができる。しかしながらヤマヒタチオビは侵入後の分布は限られており，アフリカマイマイに対する影響はそれほど大きくなかったことも示唆されている (Takeuchi *et al.*, 1991; 富山, 2002a)。

ヤマヒタチオビは，第1章で述べたとおり，北米フロリダ地方原産の中型陸生貝 (殻高約5 cm) で，陸生貝類捕食性であるため，小笠原諸島がアメリカ合衆国統治下にあった1965年に，アフリカマイマイの生物的防除の目的でハワイから父島に導入された (Takeuchi *et al.*, 1991)。父島における本種の分布について，沼沢ら (1988) は，

1985年に父島と母島の各約50地点における本種の分布状況を調査し、父島のみで人為的影響度の高い地域に広く分布しているが、低密度であることを報告した（小谷野ら, 1989）。その後、本種の個体数は減少したが、その原因は不明である（Takeuchi *et al.*, 1991）。しかし本種のその後の分布状況の報告はなされていない。

本研究では、本種の1990年代以降の生息状況を明らかにすることを目的として、アフリカマイマイと同様に、父島、母島全域の長期にわたる個体数変動を明らかにするために、1995、1998および2001年に沼沢ら（1988）と同様の手法で父島ならびに母島における生息状況を調査し、1980年代のそれと比較した。

2. 方法

(1) 調査地域

調査は、父島および母島で行った（第2図 a, b）。

(2) 調査手法

1) 調査地域および調査時期

調査は、第2章に記したアフリカマイマイ分布調査（1995、1998、2001年）の際に、同時に調査を実施した。調査時期は、父島では1995年5月10、11日、1998年5月6、7日および2001年5月14、15日、母島では1995年5月12～14日、1998年5月11～13日および2001年5月17～19日に行った。

2) 調査地点数

調査地点は、第2章のアフリカマイマイ分布調査と同様、1985年の父島52地点、母島53地点、1995年が父島49地点、母島50地点、1998年が父島48地点、母島48地点、2001年が父島49地点、母島49地点である（第11図）。

3) 調査手法

調査手法はアフリカマイマイ分布調査と同様に、時間単位採集法で行い、生貝と死貝の採集数を調査した。調査は2名1組で行い、生貝は1地点を原則として15分間採集した。なお、生貝・死貝とも殻高の調査のために研究室へ持ち帰ったが、天然記念物であるオカヤドカリ類（*Coenobita* spp.）が利用している殻（死貝扱いとした）は、数のみ記録し採集しなかった。極端に小さい個体は発見困難と考え、生貝・死貝とも殻高30mm以上を調査対象とした。

結果をまとめるにあたり，調査地点の環境をアフリカマイマイ分布調査と同様に，A 地域（人為的影響度が高い），B 地域（人為的影響度が中程度），C 地域（人為的影響度が低い）の 3 タイプに分類した。

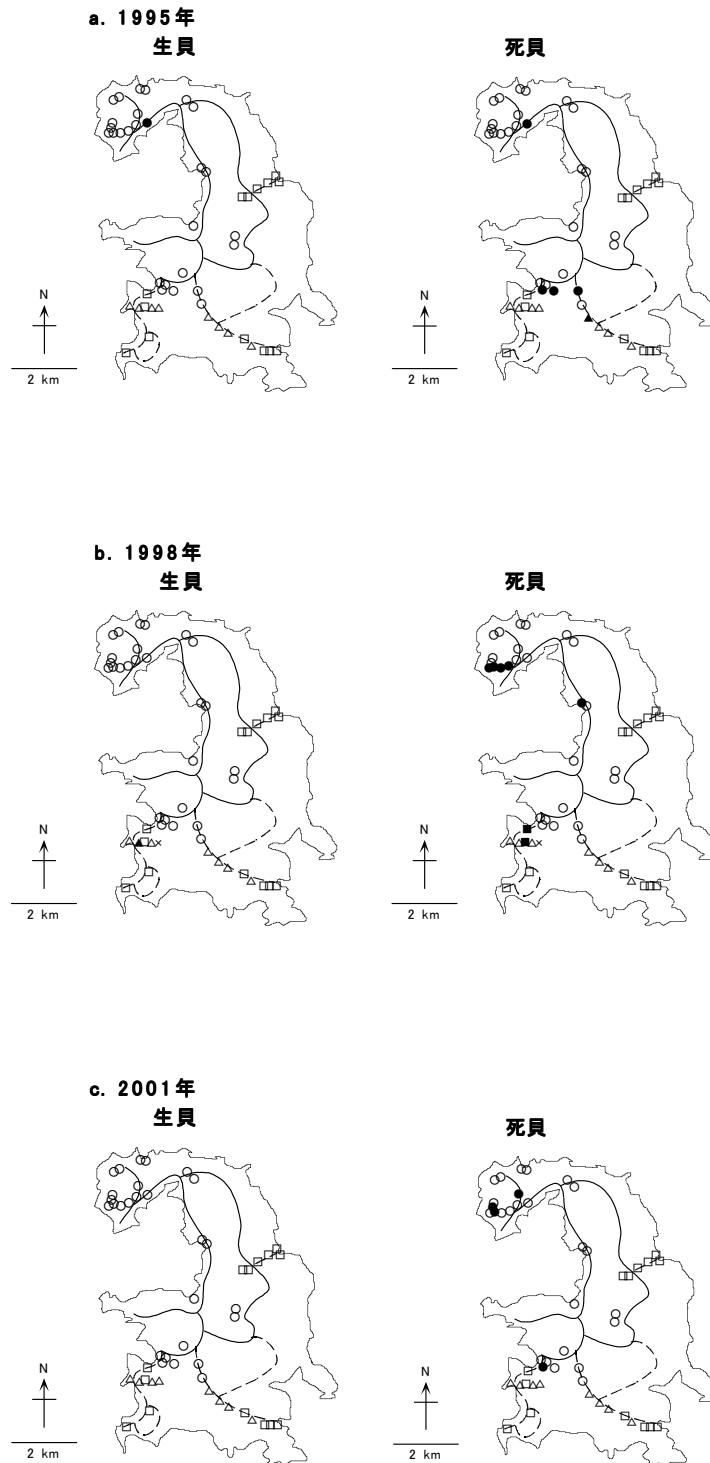
3. 結果

まず，母島ではいずれの調査年もヤマヒタチオビの分布を確認できなかった。

父島での各調査年ごとのヤマヒタチオビの生貝ならびに死貝の分布を第 32 図に示した。生貝は 1995 年に A 地域の 1 地点で 3 頭，1998 年に B 地域の 1 地点で 1 頭が記録されたが，2001 年には記録されなくなった。死貝は 1995 年に A 地域の 4 地点で各 1～3 頭，B 地域の 1 地点で 2 頭，1998 年に A 地域の 5 地点で各 1～3 頭，C 地域の 2 地点で各 1 頭，2001 年に A 地域の 4 地点で各 1～4 頭が記録された。

4. 考察

父島におけるヤマヒタチオビの生貝の分布域・採集数は，アフリカマイマイと同様に，1985 年の沼沢ら（1988）の調査結果よりも年を経るごとに減少し，逆に死貝の分布域・採集数は年を経るごとに増加していた（第 32 図）。父島ではニューギニアヤリガタリクウズムシが広域に分布し，アフリカマイマイやヤマヒタチオビを集団で捕食していることが記録されている（本章 第 2 節）。したがって，父島ではヤマヒタチオビもアフリカマイマイと同様に，ニューギニアヤリガタリクウズムシの影響を受けて減少した可能性が示唆された。



第 32 図 父島と母島における 1995 (a), 1998 (b), 2001 年 (c) のヤマヒタチオビの分布。調査地点は人為的影響度の程度 (大, 中および小あるいは無) に応じて A (●/○), B (▲/△), C (■/□) と分類した。黒塗りの記号は生貝が見つかった地点を示す。×は未調査を示す。地図中の実線は車道, 破線は登山道を表す。

第2節：捕食性プラナリア，ニューギニアヤリガタリクウズムシなどの分布と食性

1. 緒言

第1節で述べたとおり，父島では2つの侵略的外来種である，陸生貝類捕食性のヤマヒタチオビとニューギニアヤリガタリクウズムシが陸生貝類減少の主要な原因と推察されてきた。しかしながら，ヤマヒタチオビと同様に，ニューギニアヤリガタリクウズムシの父島，母島における分布については十分に調べられていない。さらに，父島にはかつて他の陸生プラナリア類（陸生貝類捕食性も含む）やリクヒモムシが分布していた（Kawakatsu *et al.*, 1999）が，ニューギニアヤリガタリクウズムシが侵入した地域では近年これらは減少しており，これらの種は本種との種間競争に負けた可能性が示唆されている（大林，2002）。本種の食性については，十分に調べられておらず，Waterhaus and Norris (1987) は，本種が生きた陸生貝類以外のものも食べるという Wisor の私信 (1985) を引用しているが，Kaneda *et al.* (1990) によれば，本種は生きた貝しか食べないと報告している。さらに，Hopper and Smiths (1992) は，本種は貝捕食性陸生貝類のヤマヒタチオビをも捕食することを示唆しているが，この点については未確認である。本種の食性ならびに，本種と他種の陸生貝類捕食者との関係を明らかにすることは，固有陸生貝類の保全のためにも重要である。

そこで，本種を含む陸生プラナリア類の父島・母島における分布ならびに食性と，他の陸生貝類捕食者との種間関係を明らかにするための調査と実験を行った。

2. 方法

(1) 陸生プラナリア類，リクヒモムシ類の分布

調査は父島および母島（第2図 a, b）で行った。

父島では1995, 1997, 1998, 1999, 2002そして2003年に全45日，母島では1997, 1998, 1999, 2000そして2002年に全13日（春から冬にかけて，調査地点と調査月は年により異なる）に，車道ならびに遊歩道沿いの森林林床部で日中に任意の地点で石や朽ち木の下を調査し，陸生プラナリア類やリクヒモムシ類の有無を記録した。また，車道沿いの森林林床部の夜間調査も実施した（父島は1998年12月に1回，2004年1～6月に毎月1回，母島は1999年1月に1回）。各調査の際，陸生貝類や捕食行動などが確認された場合も記録した。陸生貝類とプラナリア類の両方が記録された地点については，記録

時期が異なっているにもかかわらず、調査期間の時点で両者が共存しているとみなした。最終的な調査地点を第 33 図に示した。

また、父島で 1998 年 3 月 4 日に、アフリカマイマイ生貝（殻高 40 mm 以上）を 5 mm 目、20×20 cm のナイロン製の袋に入れたトラップ（1 個体/1 袋）を車道沿いの林床の 45 地点（第 34 図）に設置し、同年 3 月 11 日、3 月 18 日、3 月 25 日、4 月 15 日、4 月 22 日、5 月 27 日に点検し、トラップへのニューギニアヤリガタリクウズムシなどの誘引の有無を記録した。なお、調査の際にトラップ内のアフリカマイマイが死亡していた場合は新しい生貝と交換した。

プラナリア類とリクヒモムシ類の同定は Kawakatsu et al. (1999) により行い、これに掲載されていない種は不明種として扱った。

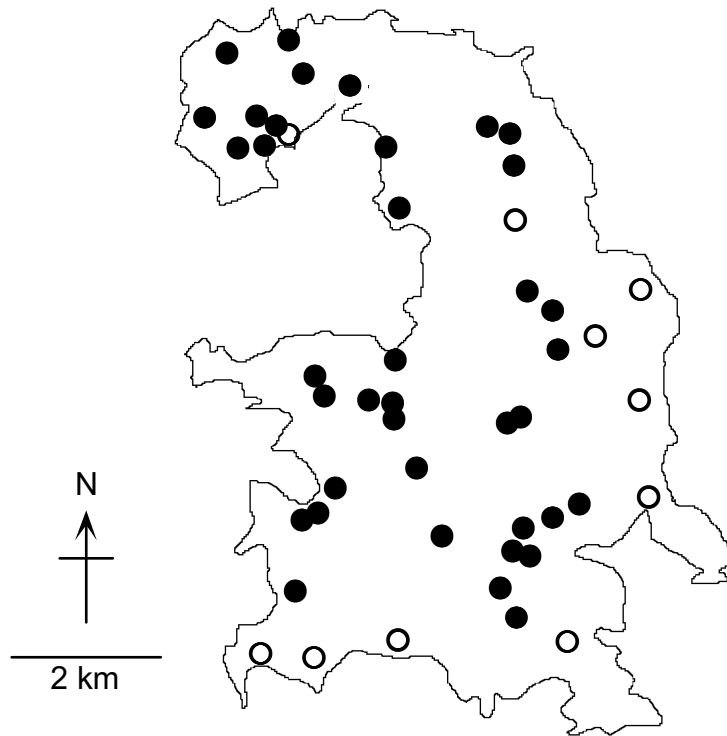
（2）陸生プラナリア類などの食性調査

1) ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性調査（野外調査）

陸生プラナリア類などの分布調査の際に、本種が捕食していたものを随時記録した。

2) ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性実験（室内）

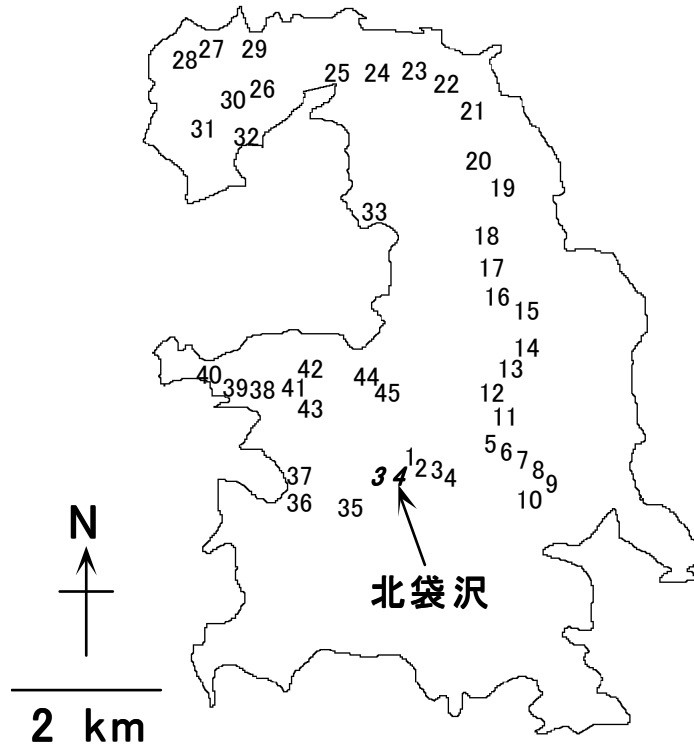
7 種類の陸生プラナリア（ワタリコウガイビル *Bipalium kewense*（生体）、*Bipalium* sp. = *B. muninense*（Kawakatsu et al., 2005: 生体）、*Platydemus* sp. -1（生体）、*Platydemus* sp. -2（生体）、*Australopacifica* sp.（生体）、不明種（生体）、ならびにニューギニアヤリガタリクウズムシ *Platydemus manokwari*（生体（共食いするか否かの確認）ならびに死体）、1 種類の陸生ヒモムシ（オガサワラリクヒモムシ *Geonemertes pelaensis*: 生体）、8 種類の陸生貝類（アフリカマイマイ *Achatina fulica*（幼貝および成貝: 生体）、チャコウラナメクジ *Limax marginatus*（成貝: 生体）、ノハラナメクジ *Deroceras laeve*（成貝: 生体）、アシヒダナメクジ *Laevicaulis alte*（成貝, 生体）、ヤマヒタチオビ *Euglandina rosea*（幼貝および成貝: 生体）、オナジマイマイ *Bradybaena similaris*（成貝, 生体）、ウスカワマイマイ *Acusta despecta sieboldiana*（幼貝および成貝: 生体）、ならびにシュリマイマイ *Coniglobus mercatorius*（幼貝, 生体）、そしてミミズ（*Haplotaxida* spp.（成体: 生体ならびに死体）を本種に与え、捕食するか否かを調査した。採集したプラナリアとリクヒモムシは、Kawakatsu et al. (1999) により同定した。



第 33 図 父島におけるニューギニアヤリガタリクウズムシの調査地点と分布 (1995～2003 年).

Ohbayashi *et al.* (2005) のデータも含めた.

- : ニューギニアヤリガタリクウズムシが確認された ;
- : ニューギニアヤリガタリクウズムシが確認されなかった.



第 34 図 父島の生きたアフリカマイマイを用いたニューギニアヤリガタリクウズムシ用
 トラップの設置地点 (1~45).

34 番 (北袋沢) はニューギニアヤリガタリクウズムシが誘引・捕獲された地点.

実験は、本種 1 個体（体長 30 mm 以上）と供試種 1 個体を蒸留水で湿らせたペーパータオルを敷いたプラスチックカップ（φ 90 mm，高さ 40 mm）に入れ，10 日間にわたり毎日観察し，捕食までに要する日数を記録した（25 °C，室内光条件）。

捕食の確認は，日中から夜間にかけて（07:00～23:00）は随時の直接観察により，また夜間から日中にかけて（23:00～07:00）はビデオカメラ（SONY CCD-TRV86PK）による録画により確認した。なお，プラナリア類とリクヒモムシ類については，実験前に本種と供試種の体重を測定しておき，捕食により供試種がいなくなったと考えられた時点で本種の体重を測定し，体重の増加を捕食とみなした。

本種が共食いするか否かの確認は，蒸留水で湿らせたペーパータオルを敷いたプラスチック容器（φ 80mm，高さ 25 mm に 1（1 頭区），3（3 頭区）または 5 個体（5 頭区）の本種を入れ（各 2 連，反復なし），25 °C，室内光条件で 10 日間にわたり観察した。また，本種が本種の死体を捕食するかどうかについては，蒸留水で湿らせたろ紙を敷いた φ 80 mm，高さ 20 mm のプラスチック容器に本種の生体と死体を 1 個体ずつ入れ，10 日間にわたり捕食の有無を調査した（反復なし）。

3) 他の陸生プラナリア類などの食性調査（野外調査および室内実験）

陸生プラナリア類などの分布調査の際に，陸生プラナリア類などが捕食していたものを随時記録した。

また，実験室内で *Bipalium muninense*（2 個体）にアフリカマイマイ（稚貝 5 個体），*B. muninense*（2 個体）にノハラナメクジ（成貝 2 個体），*B. muninense*（1 個体）にミミズ類（生体 2 個体，死体各 1 個体分）を，*Australopacifica* sp.（1 個体もしくは 2 個体），*Platydemus* sp. -1（3 個体）および *Platydemus* sp. -2（10 個体）にアフリカマイマイ（稚貝 5 個体）を与え，捕食の有無を調査した。実験は蒸留水で湿らせたろ紙を敷いた φ 80 mm，高さ 20 mm のプラスチック容器にプラナリア類と供試餌を入れ，7 日後までの捕食の有無を調査した。

3. 結果

（1）陸生プラナリア類などの分布

1) 陸生プラナリア，ニューギニアヤリガタリクウズムシの分布

まず，母島ではいずれの調査地点でも本種の分布は確認されなかった。

父島における本種の分布を第 33 図に示した。結果には Kawakatsu et al. (1999) のデータならびに Ohbayashi et al. (2005) のデータも加えた。非常に近接した記録地点は、図上では一つにまとめた。父島では調査地点 48 地点中 38 地点で確認され、東南部を除いた広い範囲に分布していた。アフリカマイマイ生貝を用いたトラップでは、45 トラップのうち北袋沢の 1 トラップのみで本種が 5 個体誘引されているのを確認した (第 34 図, 第 35 図 a, 第 38 図)。

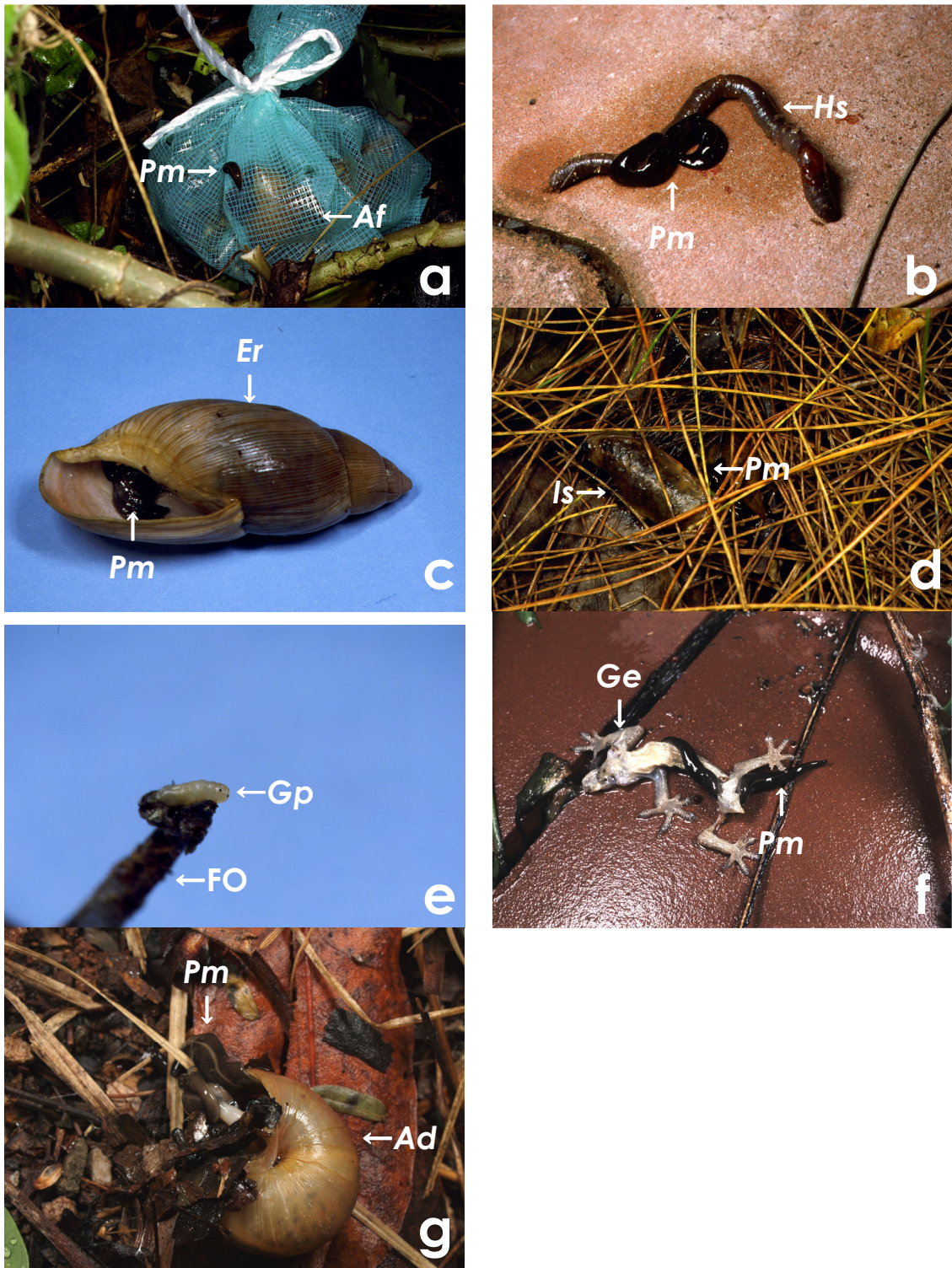
父島における本種と陸生貝類 (在来種, 外来種) の分布の位置関係を第 36 図に示した。本種は東部・南部の海岸部を除く広範囲に分布していた (●/◆/▲) のに対して, 在来陸生貝類は東部・南部の海岸部のみに分布し (◇/◆), 外来陸生貝類は比較的広範囲に点在していた (△/▲)。なお, 本種が記録された 38 地点のうちの 9 地点で陸生貝類と本種が同所的に分布していた (◆/▲) が, 残りの 29 地点では本種のみしか記録されなかった (●)。つまり, 本種が確認されたほとんどの地点で生きた陸生貝類を確認することは困難であった。

2) その他の陸生プラナリア類, リクヒモムシ類の分布

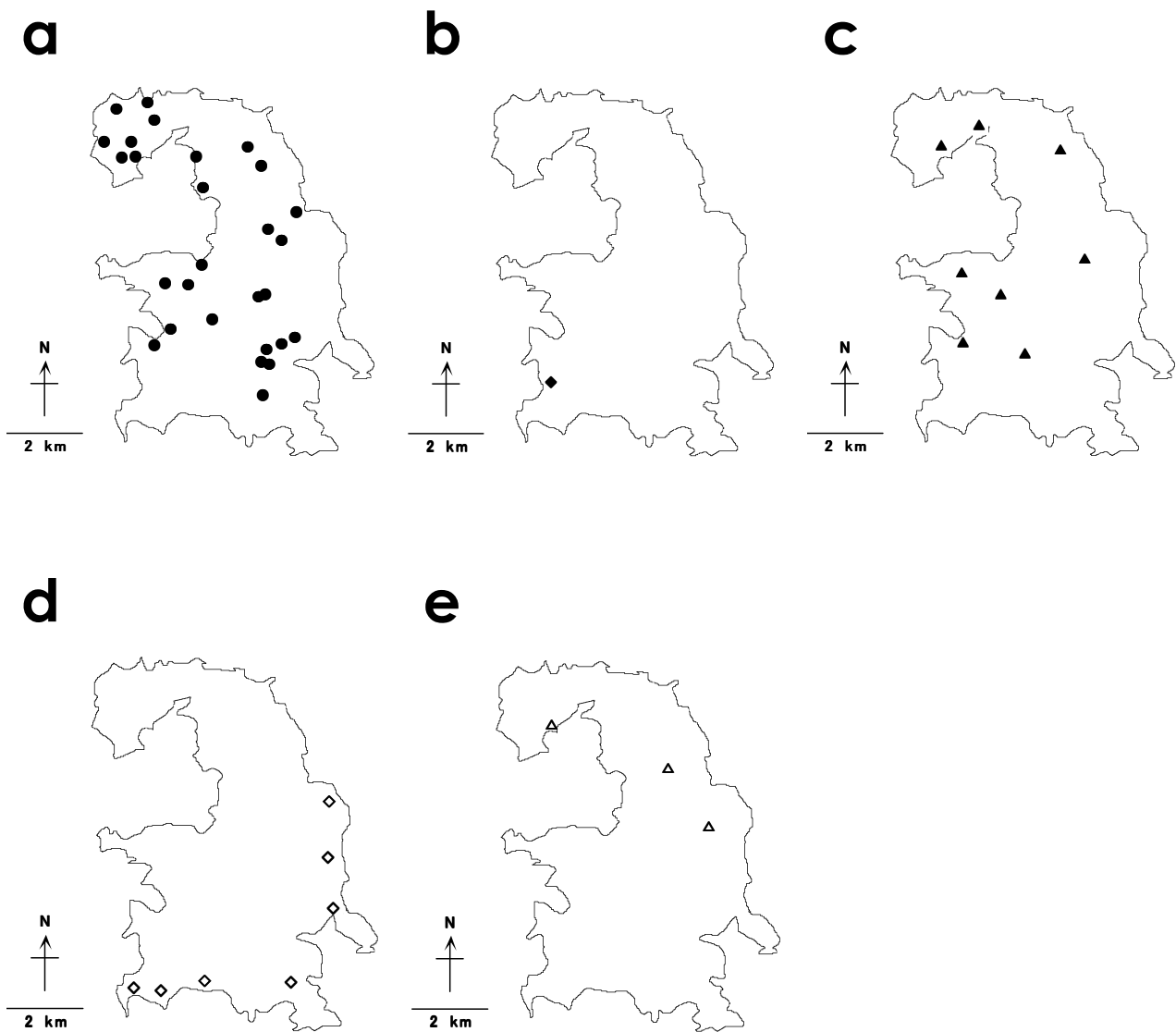
父島および母島の, ニューギニアヤリガタリクウズムシ以外の陸生プラナリア類とリクヒモムシ類の分布を第 37 図に示した。非常に近接した記録地点は, 図上では 1 つにまとめた。父島の結果には Kawakatsu et al. (1999) の 1995 年以降のデータ, 母島の結果には Okochi et al. (2004) のデータも加えた。

父島では記録されたほとんどの種がニューギニアヤリガタリクウズムシであり (記録された頻度の 60.7%), それ以外の種の記録頻度は *Platydemus* sp. -2 (9.8%), オガサワラリクヒモムシ (8.0%), *Platydemus* sp. -1 (8.0%), *Bipalium kewense* (4.5%), *Australopacifica* sp. (3.6%) などといずれも低かった。なお, 1980 年代に記録されていた (Kawakatsu et al., 1999) *Bipalium muninense* は, 調査期間中には記録されなかった (第 5 表)。

一方, 母島では特に北部のさまざまな地点で同程度の頻度で様々な種が記録された。記録された頻度が高かったものはオガサワラリクヒモムシ (25.9%), *Bipalium muninense* (25.9%), *Bipalium kewense* (19.0%), *Australopacifica* sp. (13.8%) だった (第 5 表)。

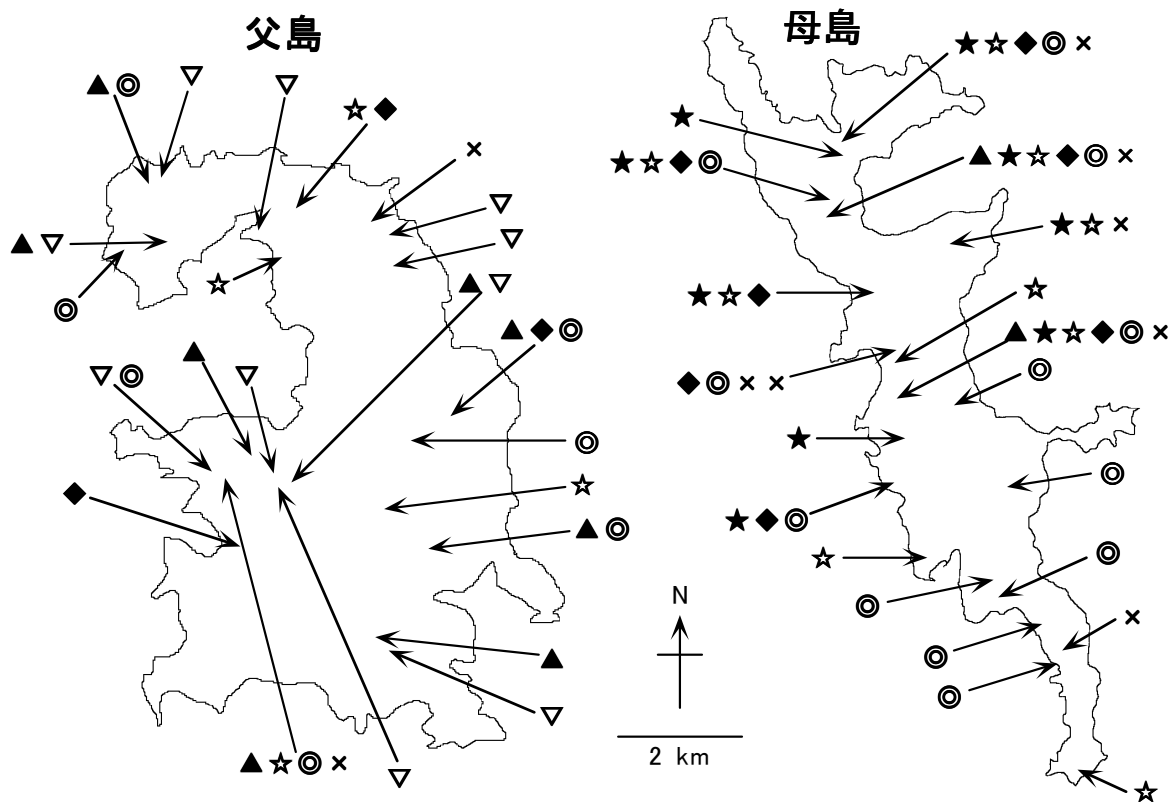


第 35 図 父島内の野外におけるニューギニアヤリガタリクウズムシ (*Pm*) の捕食事例。
 a: アフリカマイマイ (*Af*) 生貝 (ナイロン製の袋に入れてある, 1998 年 3 月 11 日, 北袋沢), b: ミミズ類 (*Hs*) の死体 (1998 年 12 月 4 日, 小曲), c: ヤマヒタチオビ (*Er*) 生貝 (2002 年 4 月 23 日, 奥村: 実験室で撮影), d: ナメクジ類 (*Is*) 死貝 (2002 年 8 月 14 日, 中央山), e: オガサワラリクヒモムシ (*Gp*) 生体の頭部 (FO: 保持しているピンセット, 2002 年 11 月 14 日, 中央山: 実験室で撮影), f: ヤモリ類 (*Ge*) 死体 (2007 年 7 月 17 日, 宮之浜道), g: ウスカワマイマイ (*Ad*) 生貝 (2012 年 11 月 19 日, 小曲).



第 36 図 父島におけるニューギニアヤリガタリクウズムシと陸生貝類の分布の位置関係 (1995～2003 年).

- a. (●) : ニューギニアヤリガタリクウズムシのみを確認 (陸生貝類は未確認) ;
- b. (◆) : ニューギニアヤリガタリクウズムシと固有陸生貝類を確認 ;
- c. (▲) : ニューギニアヤリガタリクウズムシと外来陸生貝類を確認 ;
- d. (◇) : 固有陸生貝類のみを確認 (ニューギニアヤリガタリクウズムシは未確認) ;
- e. (△) : 外来陸生貝類のみを確認 (ニューギニアヤリガタリクウズムシは未確認).



第 37 図 父島と母島におけるニューギニアヤリガタリクウズムシ以外の陸生プラナリア類ならびにリクヒモムシ類の分布 (1995~2003 年).

▲ : *Platydemus* sp. -1 ; ▽ : *Platydemus* sp. -2 ; ★ : *Bipalium muninense* ;
 ☆ : ワタリコウガイビル ; ◆ : *Australopacifica* sp. ; ◎ : オガサワラリクヒモムシ ;
 × : 不明種.

第 5 表. 父島, 母島から記録された陸生プラナリア類とリクヒモムシ類の記録頻度
(父島: 1995~2003 年; 母島: 1997~2002 年)

記録種	記録回数/調査回数 (記録回数頻度: %) ^b	
	父島	母島
ニューギニアヤリガタリクウズムシ	68/112 (60.7)	0/58 (0.0)
<i>Platydemus</i> sp. -1	9/112 (8.0)	2/58 (3.4)
<i>P.</i> sp. -2	11/112 (9.8)	0/58 (0.0)
ワタリコウガイビル	5/112 (4.5)	11/58 (19.0)
<i>Bipalium muninense</i>	0/112 (0.0)	15/58 (25.9)
<i>Australopacifica</i> sp.	4/112 (3.6)	8/58 (13.8)
オガサワラリクヒモムシ	9/112 (8.0)	15/58 (25.9)
種不明種 ^a	6/112 (5.4)	7/58 (12.1)

^a Kawakatsu *et al.* (1999) 未掲載種ならびに同定不能種.

^b 同一調査日でも調査した地点が異なる場合はそれぞれ 1 回とカウントした. 1 回の調査で同一種が複数個体記録された場合も記録回数は 1 回とした.

(2) 陸生プラナリア類などの食性

1) ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性 (野外調査)

第 6 表に野外で捕食・捕食が確認された事例を、第 38 図に野外における本種による捕食確認地点 (父島) を、また第 35 図に野外における捕食の状況を示した。なお、2002 年以降の記録も加えた。本種は北袋沢では袋に入れた生きたアフリカマイマイを襲っており (1998 年 3 月 11 日: 第 35 図 a および第 38 図), 小曲ではミミズ類 (*Haplotaxida* spp.) の死体を捕食 (1998 年 12 月 4 日: 第 35 図 b および第 38 図), 奥村では生きたヤマヒタチオビを捕食 (2002 年 4 月 23 日: 第 35c 図および第 38 図), 中央山ではナメクジ類 (*Incilaria* sp.) の死体を捕食 (2002 年 8 月 14 日: 第 35 図 d および第 38 図), 中央山では生きたオガサワラリクヒモムシを捕食 (2002 年 11 月 14 日: 第 35 図 e および第 38 図), 宮之浜道ではヤスデ類の死体 (2007 年 7 月 16 日: 第 38 図: 写真なし) ならびにヤモリ類の死体を捕食 (2007 年 7 月 17 日: 第 35 図 f および第 38 図), 小曲では生きたウスカワマイマイを捕食 (2012 年 11 月 19 日: 第 35 図 g および第 38 図) するのが観察された。

アフリカマイマイに対しては、同時に 5 個体の本種が 1 個体のアフリカマイマイを、またヤマヒタチオビに対しては、同時に 3 個体の本種が 1 個体のヤマヒタチオビを捕食するのが観察された ("gang-attack": Mead, 1963)。なお、捕食されていたヤマヒタチオビの殻高は 57.6 mm で、本種の体重 (生重) はそれぞれ 0.37, 0.27 そして 0.21 g であった。

2) ニューギニアヤリガタリクウズムシの捕食実験 (室内実験)

供試した餌生物ならびに捕食結果を第 7 表に、捕食の形態を第 39 図に示した。本種は供試した全ての陸生貝類 (ヤマヒタチオビを含む) を 10 日以内に捕食した。さらに、本種は供試した陸生プラナリア, リクヒモムシの生体のうち、同種である本種を除いた全ての種を 10 日以内に捕食した。なお、本種は生きた同種 (ニューギニアヤリガタリクウズムシ) を共食いしなかったが、同種の死体は捕食することが確認された (第 7 表, 第 8 表)。さらに、本種はミミズ類の死体を 10 日以内に捕食したが、生きたミミズ類は 10 日以上同居させても全く捕食しなかった (第 7 表)。

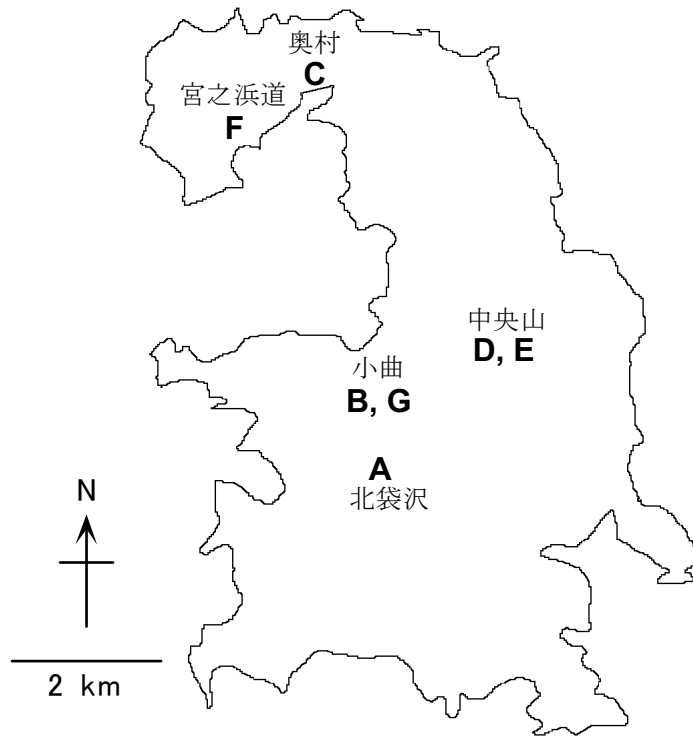
ニューギニアヤリガタリクウズムシの共食いの有無の確認実験については、1 頭区の 2

第6表. ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性 (野外調査)

捕食された餌の種類	観察地点 ^a	観察年月日	備考
陸生貝類			
アフリカマイマイ (生体)	父島北袋沢	1998.03.11	トラップへ誘引, GA ^b
ヤマヒタチオビ (生体)	父島奥村	2002.04.23	GA ^b
ナメクジ類 (死体)	父島中央山	2002.08.14	
ウスカワマイマイ (生体)	父島小曲	2012.11.19	
陸生ヒモムシ類			
オガサワラリクヒモムシ (生体)	父島中央山	2002.11.14	
ミミズ類			
<i>Haplotaxida</i> spp. (死体)	父島小曲	1998.12.04	
その他			
ヤスデ類 (死体)	父島宮之浜道	2007.07.16	
ヤモリ類 (死体)	父島宮之浜道	2007.07.17	

^a 第34図を参照.

^b “gang-attack” (Mead, 1963).



第 38 図 父島の野外でニューギニアヤリガタリクウズムシの捕食が確認された地点.

A : 1998 年 3 月 11 日 : 北袋沢 : アフリカマイマイ (生体 : トラップに誘引) ;

B : 1998 年 12 月 4 日 : 小曲 : ミミズ類 (死体) ;

C : 2002 年 4 月 23 日 : 奥村 : ヤマヒタチオビ (生体) ;

D : 2002 年 8 月 14 日 : 中央山 : ナメクジ類 (死体) ;

E : 2002 年 11 月 14 日 : 中央山 : オガサワラリクヒモムシ (生体) ;

F : 2007 年 7 月 16 日 : 宮之浜道 : ヤスデ類 (死体) ;

2007 年 7 月 17 日 : 宮之浜道 : ヤモリ類 (死体) ;

G : 2012 年 11 月 19 日 : 小曲 : ウスカワマイマイ (生体).

第7表. ヤリガタリクウズムシ科の1種ニューギニアヤリガタリクウズムシの食性 (室内実験)

供試種	大きさ(mm) ^a	N ^b	被食数	被食までの日数
陸生プラナリア類				
ワタリコウガイビル (生体)	>60	2	1 ^c	1
<i>Bipalium muninense</i> (生体)	>25	6	5 ^d	1-6
ニューギニアヤリガタリクウズムシ (生体)	>30	4	0	— ^g
ニューギニアヤリガタリクウズムシ (死体)	<15	1	1	1
<i>Platydemus</i> sp. -1 (生体)	>15	1	1	1
<i>Platydemus</i> sp. -2 (生体)	>35	6	6	1-10
<i>Australopacifica</i> sp. (生体)	>15	1	1	1
Gen. et sp. (属不明種, 生体)	>35	2	2	1
リクヒモムシ類				
オガサワラリクヒモムシ (生体)	>25	3	3	2-6
陸生貝類				
アフリカマイマイ (生体)	<5, >50	4	4 ^e	6-7
チャコウラナメクジ (生体)	>25	2	2	1
ノハラナメクジ (生体)	>15	7	7	1-3
アシヒダナメクジ (生体)	>20	2	1 ^f	1
ヤマヒタチオビ (生体)	<5, >50	2	2 ^e	1-5
オナジマイマイ (生体)	>10	1	1	2
ウスカワマイマイ (生体)	<5, >20	5	5 ^e	1-7
シュリマイマイ (生体)	<10	1	1	1
ミミズ類				
<i>Haplotaxida</i> spp. (生体)	>50	5	0	— ^g
<i>Haplotaxida</i> spp. (死体)	>50	5	5	1

^a 体長 (プラナリア類, リクヒモムシ類, ナメクジ類およびミミズ類) あるいは殻高 (陸生貝類).

^b 供試個体数.

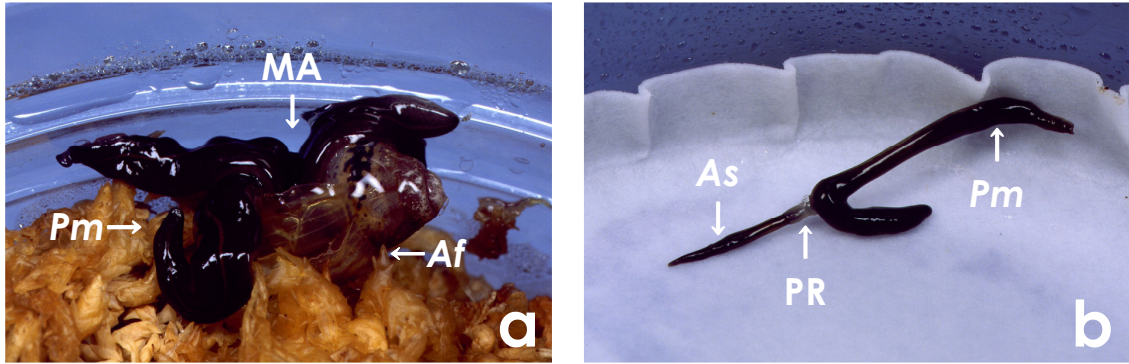
^c 実験中に1個体のワタリコウガイビル (被捕食者) が死亡した (捕食によるものではない).

^d 実験中に1個体の *Bipalium muninense* (被捕食者) が死亡した (捕食によるものではない).

^e 幼体, 成体とも捕食された.

^f 実験中に1個体のニューギニアヤリガタリクウズムシ (捕食者) が死亡した.

^g 捕食無し.



第 39 図 ニューギニアヤリガタリクウズムシ (*Pm*) の捕食形態.

a : 口器のある腹部中央 (MA) を陸生貝類である生きたアフリカマイマイ (*Af*) の殻口に挿入して内部を溶かしながら吸う ;

b : 口吻 (PR) を体外に突出させて陸生プラナリア類である *Australopacifica* sp. (*As*) を吸い込む.

第8表. ニューギニアヤリガタリクウズムシの共食い確認実験

試験区	10日後生存個体数	10日後死亡個体数
1 個体/容器-1	1	0
1 個体/容器-2	0	1 ^a
3 個体/容器-1	3	0
3 個体/容器-2	3	0
5 個体/容器-1	0	5 ^b
5 個体/容器-2	5	0

^a 実験開始後 8 日目に死亡.

^b 実験開始後 7 日目に全個体死亡 (共食いはなし).

連のうちの1連が8日目に、5頭区の2連のうちの1連の全個体が7日目に死亡したが、これらは共食いによる死亡ではなかった。残りの試験区については、共食いは10日目まで観察されなかった（第8表）。

本種が陸生貝類や他種の陸生プラナリア、リクヒモムシを捕食する時は、これらの這い痕を追跡した。そして本種が陸生貝類を捕食する時は、口器のある腹部中央部を折り曲げて殻口に挿入し、溶かしながら吸い取った（第39図 a）。一方、本種が陸生プラナリア類やリクヒモムシを捕食する時には、陸生貝類を捕食する時とは異なり、腹部中央部から細長い白色の口吻を伸ばし、相手を直接かつ素早く吸い込んだ（第39図 b）。

3) 他の陸生プラナリア類、リクヒモムシ類の食性（野外調査および室内実験）

野外調査では、オガサワラリクヒモムシがコオロギの1種（シバズズ：生体か死体かのどちらかは不明）を捕食しているのが観察された（父島小曲，2014年12月23日；第40図）。

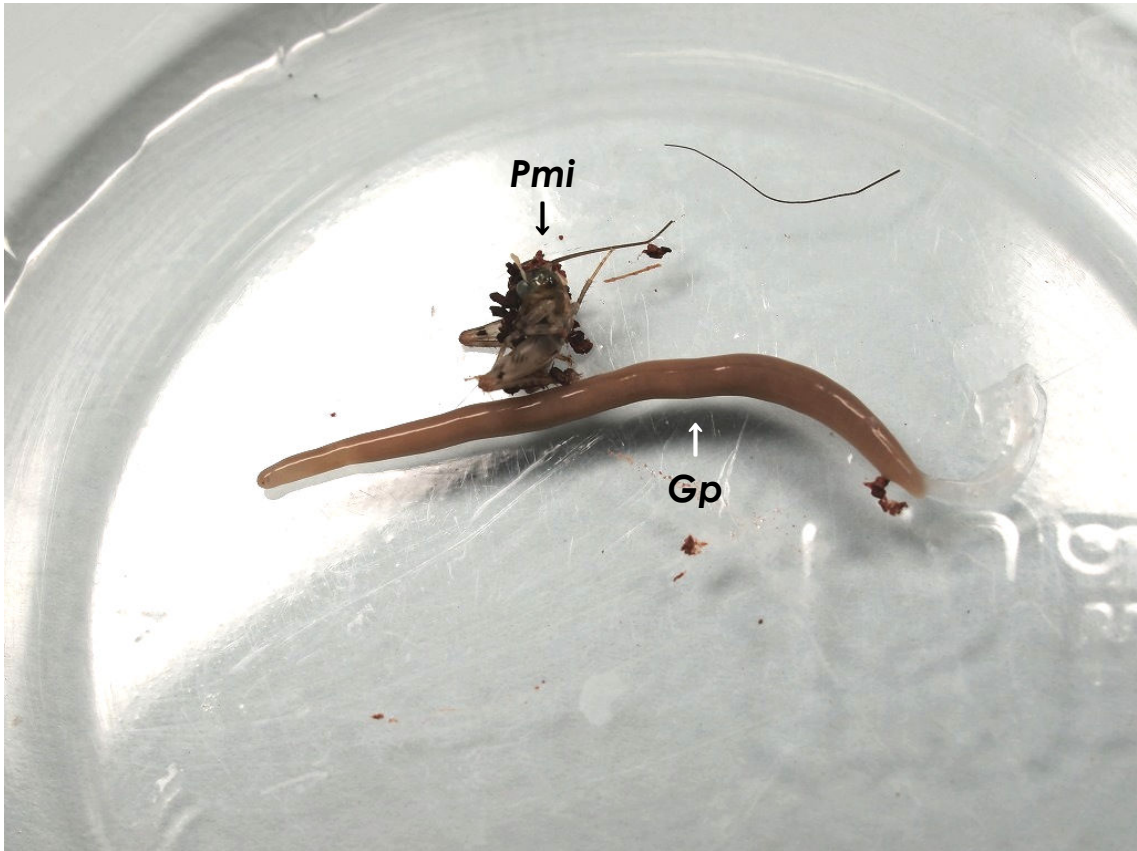
室内実験では、*Bipalium muninense* はアフリカマイマイ稚貝生体を捕食することが確認されたが、ノハラナメクジ生体ならびにミミズ類（生体，死体）は捕食しなかった（第9表）。また、*Platydemus* sp. -1, 2 および *Australopacifica* sp. はアフリカマイマイ稚貝を全く捕食しなかった（第10表）。

4. 考察

今回の調査により、ニューギニアヤリガタリクウズムシは父島のかなり広い範囲に分布しており、その分布は陸生貝類の分布とは一致しないことが明らかとなった。一方で、現時点で本種は母島には分布しない（侵入していない）ことも明らかとなった。

また、本種の食性は他のプラナリア類などよりも広く、生きた陸生貝類（固有種，外来種を問わず）のみならず、生きたプラナリア類やリクヒモムシ類，そしてナメクジ類，ヤスデ類，ミミズ類，ヤモリ類などの死体も捕食することが確認された。

本種が陸生貝類や他種の陸生プラナリア類やリクヒモムシ類を捕食する時は、ハワイのアフリカマイマイの捕食者であるハワイに固有の陸生プラナリア *Endeavouria septemlineata* (Hyman, 1939) と同様に (Mead, 1963), これらの這い痕を追跡した。そして本種が陸生貝類を捕食する時は、腹部中央部を折り曲げて殻口に挿入し、溶かしながら吸い取った（第39図 a）。一方、本種が陸生プラナリア類やリクヒモムシ類を捕



第 40 図 父島内の野外でシバスズ (*Pmi*, 生体か死体かのどちらかは不明) を捕食していたオガサワラリクヒモムシ (*Gp*: 2014 年 12 月 23 日, 小曲: 実験室で撮影).

第9表. コウガイビル科の1種 *Bipalium muninense* の食性 (室内実験)

餌の種類	アフリカマイマイ ^b	ナメクジ類 ^c	ミミズ類 (生体) ^d	ミミズ類 (死体) ^e
捕食の有無 ^a	有	無	無	無

^a 供試7日後まで.

^b 2個体に殻高5mm前後の稚貝5個体を与えた. 1日後に2個体, 2日後に1個体, 4日後に1個体捕食.

^c 2個体にノハラナメクジ成体2個体を与えた.

^d 1個体に2個体を与えた.

^e 45℃で24時間風乾させたもの1個体分を与えた.

第 10 表. ヤリガタリクウズムシ科の *Platydemus* sp. -1, *Platydemus* sp. -2 ならびにゲオプラナ科の *Australopacifica* sp. のアフリカマイマイ捕食実験

種名	<i>Platydemus</i> sp. -1 ^b	<i>Platydemus</i> sp. -2 ^c	<i>Australopacifica</i> sp. ^d
捕食の有無 ^a	無	無	無

^a 供試 7 日後まで.

^b 3 個体に対し殻高 5 mm 前後の稚貝 5 個体を与えた.

^c 10 個体に対し殻高 5 mm 前後の稚貝 5 個体を与えた.

^d 1 個体もしくは 2 個体に対し殻高 5 mm 前後の稚貝 5 個体を与えた.

食する時には、陸生貝類を捕食する時とは異なり、腹部中央部付近から細長い白色の吻を伸ばし、相手を直接吸い込んだ（第 39 図 b）。この捕食過程は *E. septemlineata* と同様であった。

かつて父島には、他種の陸生プラナリア類（例えばワタリコウガイビルや *Bipalium muninense*）や、オガサワラリクヒモムシが広い範囲に分布していたが、ニューギニアヤリガタリクウズムシが侵入した場所では、これらは少なくなっている（Kawakatsu et al., 1999; 大林, 2002）。これに対してまだ本種が侵入していない母島には現在でも父島よりも多数の陸生貝類と多様な陸生プラナリア類が分布している（第 2 章; 第 37 図; Kawakatsu et al., 1999; Okochi et al., 2004）。したがって、父島の本種以外の陸生プラナリア類やリクヒモムシ類が、本種の捕食によって減少しつつある可能性が示唆される。

言い換えると、本種が固有ならびに外来陸生貝類の両方がすでに絶滅した地域にもいまだに分布する理由が、陸生貝類以外の食物資源を利用できるという本種の食性によるものであることを示唆している。

一方、母島では他種の捕食性プラナリア（*Bipalium muninense*, *Platydemus* sp. -1, *Australopacifica* sp. など）が固有陸生貝類を減少させつつあるが、外来陸生貝類とは共存している。これはこれらの種が生きた陸生貝類を餌として必要とするためであると推察されている（Okochi et al., 2004）。室内実験により、*Bipalium muninense* ならびに *Platydemus* sp. -1 が固有陸生貝類であるコガネカタマイマイ幼貝やオガサワラヤマキサゴ類を、また、*Australopacifica* sp. がコガネカタマイマイ幼貝を捕食することが確認されている（Okochi et al., 2004）。なお、今回の実験では、*Australopacifica* sp. はアフリカマイマイ稚貝を捕食しなかったが、Okochi et al. (2004) は、本種がアフリカマイマイ稚貝を捕食したという戸谷の私信を引用している。

さらに、今回、ニューギニアヤリガタリクウズムシが捕食性陸生貝類ヤマヒタチオビを野外でも室内でも捕食する事を確認した（第 35 図 c, 第 38 図, 第 6 表, 第 7 表）。したがって本種はヤマヒタチオビよりも強い陸生貝類捕食者であることが示唆された。

以上より、本種はさまざまな食物資源を利用することができるゆえに、父島で将来にわたって生き残ることが予想される。そのためこの先、父島では陸生貝類が生き残っていくことは困難である可能性が推測される。

さらに、ニューギニアヤリガタリクウズムシの成体は同種の卵のうや幼体を食べないとされていた (Kaneda *et al.*, 1990) が、成体同志でも共食いをしないことが確認された (第 7 表, 第 8 表)。このことは、共食いによる本種の減少の機会が無いことを示唆する。

結論として、外来の捕食性プラナリアであるニューギニアヤリガタリクウズムシは、現時点で父島における固有ならびにヤマヒタチオビを含む外来の陸生貝類の減少・絶滅の大きな要因の 1 つであろうことが示唆された。さらに本種は陸生貝類以外にも他種のプラナリア類などをも捕食することから、父島の生物多様性に影響を与えていることも示唆された。

固有陸生貝類、陸生プラナリア類、そしてリクヒモムシ類など、地表性分解者の多様性の保全のためには、本種がまだ侵入していない地域への分布の拡大を防ぐように注意する必要がある。

第4章：ニューギニアヤリガタリクウズムシの未分布域への侵入防止方法の開発

1. 緒言

第3章で述べたとおり，小笠原諸島父島に侵入したニューギニアヤリガタリクウズムシは2003年の時点で，東南部の海岸地域を除くほぼ全域に分布している。逆に第2章で述べたとおり，父島では固有陸生貝類であるカタマイマイ類は東南部の海岸地域のみならず，また外来種であるアフリカマイマイも市街地の海岸近くに多く生き残っている。今までに述べた通り，ニューギニアヤリガタリクウズムシの分布は父島のみに限られているが，本種は「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律施行令」（平成十七年政令第百六十九号）により，2006年2月1日付けで，特定外来生物第2次指定対象種に指定されたため，これまで以上に父島以外への分布拡大を阻止する必要がある。しかし今後，様々な自然再生事業の実施などに伴い，本種が各種の資材に付着し，固有陸生貝類が多く生き残っている母島や兄島などに侵入（拡散）する可能性は否定できない。

しかしながら，今まで本種に対する対策は，上記のような法的整備以外には，本種の侵入地域から絶滅危惧種を回収し，人工繁殖を行う系統保存（Pearce-Kelly *et al.*, 1995; Coote *et al.*, 2004）や，土壌や土付きの植物苗の移動制限（大河内，2002）くらいしか取られておらず，本種の侵入・分布拡大を阻止するような，根本的な対策がとられたことはなかった。

本種が海岸近くに分布しておらず，逆にカタマイマイ類やアフリカマイマイが海岸近くでも多数分布するということは，本種と陸生貝類の海水（塩水）に対する耐性が異なっている可能性がある。また，このことから海水（塩水）を用いて父島以外への本種の拡散を阻止できる可能性が考えられた。そこで，本種の海水（塩水）に対するニューギニアヤリガタリクウズムシの耐性を調査し，陸産貝類のそれと比較することにより，本種の分布拡大防止のための手法開発を試みた。

2. 方法

（1）材料

実験に使用したニューギニアヤリガタリクウズムシは，父島内で採集した体長約20 mm以上の個体を使用した。なお，先に述べたとおり，本種は国指定の「特定外来生物」であ

るため、独立行政法人 森林総合研究所を通じて環境省より飼養許可を得、飼養ならびに実験は小笠原村父島の首都大学東京・小笠原研究施設、または、茨城県牛久市の独立行政法人 森林総合研究所において行った。実験に使用した本種は、実験終了後全て 99.5% エタノールならびにオートクレーブ (121 °C, 20 分間) で処理したのちに焼却処分した。また、本種との比較のために、父島内で採集したアフリカマイマイ幼貝 (殻高約 20 mm), オナジマイマイ成貝, あるいはウスカワマイマイ成貝 (殻高 10~20mm 程度) も供試した。アフリカマイマイは植物防疫法により有害動物に指定されているため、父島のみで扱った。

(2) 方法

1) 海水ならびに希釈した海水接触条件下での飼育

本実験では、海水ならびに蒸留水で希釈した海水に常に触れる条件下で本種ならびに陸生貝類 (アフリカマイマイ, オナジマイマイ) を飼育し、死亡に至るまでの時間ならびに死亡率を調査した。

直径 80 mm, 高さ 20 mm のプラスチック容器の内面 (蓋, 身とも) を全てろ紙で覆い、ろ紙に海水 (1 倍: 父島コペペ海岸で採取) あるいは滅菌蒸留水で希釈した海水 (1/2, 1/5, 1/10 倍希釈) 4 ml を散布し、1 容器に 1 個体の本種, アフリカマイマイ, オナジマイマイのいずれかを放飼し、10 日後までの死亡個体数と、死亡までに要した日数を記録した。対象区は滅菌蒸留水を 4 ml 散布した。実験には各区 5 個体を供試した (連制・反復とも無し)。

2) 各種濃度の塩水接触条件下での飼育

本実験では、海水の代わりに通常の海水の塩化ナトリウム濃度 (3.5%) を基準に調整した各種濃度の塩水と常に触れる条件下で本種を飼育した場合の、死亡に至るまでの時間ならびに死亡率を調査した。

直径 80 mm, 高さ 20 mm のプラスチック容器の内面 (蓋, 身とも) を全てろ紙で覆い、各種濃度 (3.5% : 海水相当, 7.0% : 海水の 2 倍相当, 17.5% : 海水の 5 倍相当 : いずれもオートクレーブで滅菌 (121°C, 15 分間)) の塩水 4 ml を散布し、1 容器に 1 個体の本種を放飼し、死亡までに要する時間と死亡個体数を記録した。対象区は滅菌蒸留水を 4 ml 散布した。実験には各区 10 個体を供試した (連制・反復とも無し)。

3) 各種濃度の塩水に浸漬後、運動停止するまでの時間とその後の死亡率

本実験では、本種を各種濃度の塩水に浸漬し、運動停止するまでに要する時間ならびに

運動停止後、湿潤条件下で飼育した場合の死亡率を調査した。

本種を各種濃度の塩水（3.5，7.0，17.5%）中に完全に沈め、目視で運動停止するまでの時間を記録し、気絶後、内面（蓋，身とも）を全てろ紙で覆い、蒸留水 4 ml を散布した直径 80 mm，高さ 20 mm のプラスチック容器に移し、24 時間後の死亡個体数を記録した。対象区は滅菌蒸留水中に 35 分間（濃度 3.5% 塩水での気絶までの最長時間に合わせた）浸漬した。実験には各区 10 個体を供試した（連制・反復とも無し）。

4) 海水相当濃度の塩水に一定時間浸漬後，取り出して飼育後の死亡率

本実験では，海水相当濃度（3.5%）の塩水に，本種を一定時間沈めてから湿潤条件下で飼育した場合の死亡率を調査した。

本種を 3.5% 塩水中に一定時間（1，2，3，5，10，15 分間）完全に沈めた後，内面（蓋，身とも）を全てろ紙で覆い，蒸留水 4 ml を散布した直径 80 mm，高さ 20 mm のプラスチック容器に移し，24 時間後の死亡個体数を記録した。対象区は滅菌蒸留水中に 5 分間浸漬した。実験には各区 10 個体を供試した（連制・反復とも無し）。さらに，本種を 3.5% 塩水中に 1，3 分間完全に沈めた後，内面（蓋，身とも）を全てろ紙で覆い，蒸留水を散布しない（乾燥状態）容器内で飼育する区と蒸留水 4 ml を散布した（湿潤状態）容器内で飼育する区を設定し（各区 5 個体），24 時間後の死亡率を記録した。

5) 各種濃度の塩水に一定時間浸漬後，取り出して飼育後の死亡率

本実験では，各種濃度の塩水に，本種もしくはウスカワマイマイを一定時間沈めてから飼育した場合の死亡率を調査した。

各種濃度（3.5，17.5%）の塩水に，本種もしくはウスカワマイマイ（殻高 10～20mm）を一定時間（3.5%：1，3 分間；17.5%：5，15，30，45 秒，1，3 分間）完全に沈めた後，内面（蓋，身とも）を全てろ紙で覆い，そのままか（乾燥状態），あるいは蒸留水 4 ml を散布した（湿潤状態），直径 80 mm，高さ 20 mm のプラスチック容器に移し，24 時間後の死亡個体数を記録した。対象区は滅菌蒸留水中に 3 分間浸漬した。実験には本種は各区 5～10 個体，ウスカワマイマイは 3～5 個体を供試した（濃度により 1～2 反復）。

3. 結果

(1) 海水ならびに希釈した海水接触条件下での飼育

結果を第 11 表に示した。ニューギニアヤリガタリクウズムシは，対照区（蒸留水），海

水 1/10, 1/5 倍希釈区では 10 日後まで死亡個体は生じなかったが (第 41 図 a), 1/2 倍希釈区では 1 個体が死亡し (死亡率 20%), 未希釈区では全ての個体が死亡した (死亡率 100%)。死亡個体はいったん体全体が縮んだようになり, その後溶解した (第 41 図 b)。なお, 死亡までに要した日数は 1/2 倍希釈区が実験開始 3 日後, 未希釈区が全個体とも実験開始 1 日後であった。なお, アフリカマイマイならびにオナジマイマイでは, 10 日後まで死亡個体は生じなかった。実験終了時 (10 日後) には, アフリカマイマイでは海水 1/2 倍希釈区・未希釈区, オナジマイマイではおおむねどの試験区でも殻口に自らの粘液で膜を張り, 休止状態となっていた (第 41 図 c)。

(2) 各種濃度の塩水接触条件下での飼育

結果を第 12 表に示した。対照区以外は全ての濃度で 24 時間後には全ての個体が死亡していた。なお, 死亡までに要した時間は, 濃度 3.5%区では 8.3 ± 2.5 時間 (平均 \pm S.D., レンジ 2.5–12.0 時間), 濃度 7.0%区では 4.2 ± 2.6 時間 (平均 \pm S.D., レンジ 2.0–8.0 時間), 濃度 17.5%区では 2.5 ± 1.8 時間 (平均 \pm S.D., レンジ 1.5–8.0 時間) であった。

(3) 各種濃度の塩水に浸漬後, 運動停止するまでの時間とその後の死亡率

結果を第 13 表に示した。運動停止するまでに要した時間は, 濃度 3.5%区では平均 19.9 ± 8.2 分間 (平均 \pm SD, レンジ 7–35 分間), 濃度 7.0%区では平均 6.7 ± 1.0 分間 (レンジ 5–8 分間), 濃度 17.5%区では全て 1 分間未満であった。対照区 (滅菌蒸留水) では, 濃度 3.5%区における運動停止するまでの最長時間 35 分間を超えても気絶しない個体があった。なお, 濃度 3.5%区では供試個体の大きさにより運動停止するまでの時間が大きく異なり, 大型個体ほど時間がかかる傾向が見られた。運動停止した後に取り出して飼育した個体は, 対照区以外の全ての濃度区で 24 時間後には全ての個体が死亡した。

(4) 海水相当濃度の塩水に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率

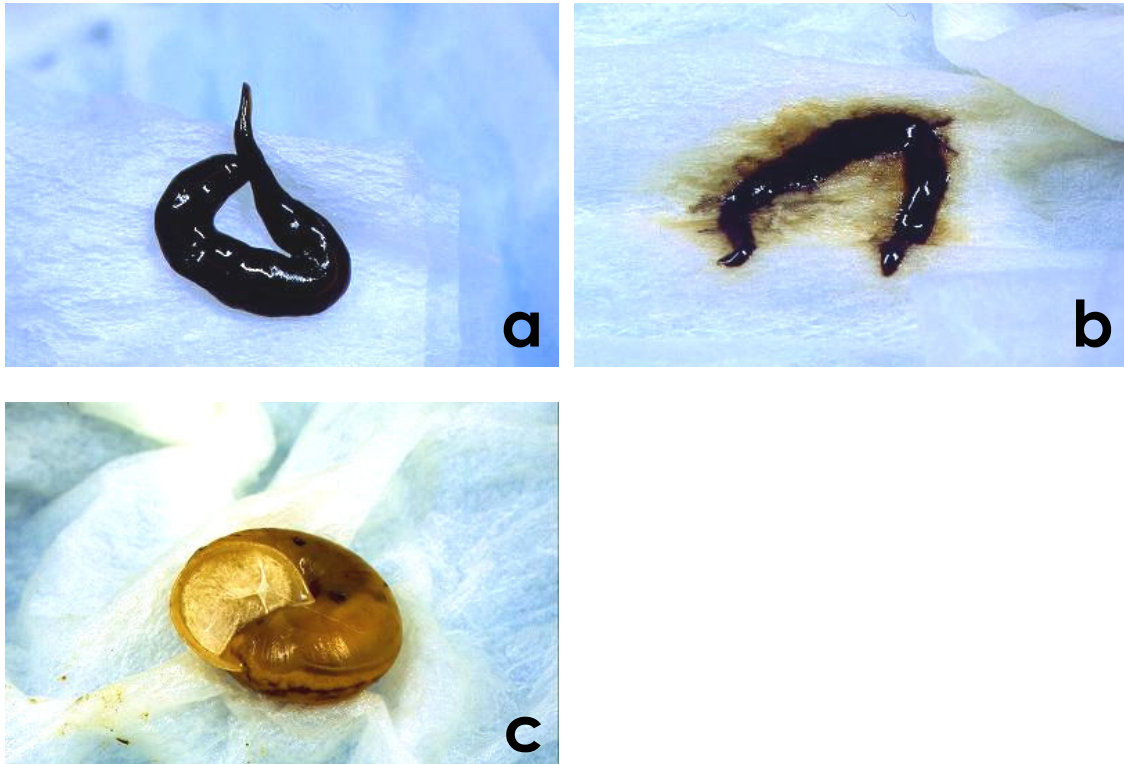
結果を第 14 表に示した。24 時間後の死亡率は対照区ならびに 1, 2 分間区では 0% であった。3, 5 分間区では 20% であった。10, 15 分間区では全ての個体が死亡した。なお, 本種を 3.5% NaCl に 1, 3 分間沈めた後, 湿らせたろ紙上に取り出し飼育した場合の死亡率は, それぞれ 0, 20% であったが, 乾いたろ紙上に取り出して飼育した場合は, 死亡率がそれぞれ 60, 80% へと上昇した (第 42 図)。ただし, 本実験では容器内をろ紙で完

第 11 表. ニューギニアヤリガタリクウズムシの耐海水性

処理区	<i>N</i> ^a	死亡個体数 (死亡率%) ^b	死亡迄最短日数
蒸留水	5	0 (0.0)	—
1/10 倍 海水	5	0 (0.0)	—
1/5 倍 海水	5	0 (0.0)	—
1/2 倍 海水	5	1 (20.0)	3
1 倍 海水	5	5 (100.0)	1

^a 供試個体数.

^b 処理 10 日後まで調査.



第 41 図 海水等接触条件下で飼育後のニューギニアヤリガタリクウズムシやオナジマイマイ.

a: ニューギニアヤリガタリクウズムシ, 対照区 (蒸留水: 生存); b: ニューギニアヤリガタリクウズムシ, 海水処理区 (死亡後溶解); c: オナジマイマイ, 海水処理区 (殻口に膜を張っている).

第 12 表. 各種濃度の塩水接触条件下でのニューギニアヤリガタリクウズムシの飼育結果

処理区	<i>N</i> ^a	死亡迄時間 (時間, 平均±S.D.) ^b	死亡率 (%) ^c
蒸留水	10	—	0
3.5 % NaCl ^d	10	8.3±2.5 [2.5 – 12.0] ^e	100
7.0 % NaCl	10	4.2±2.6 [2.0 – 8.0]	100
17.5 % NaCl	10	2.5±1.8 [1.5 – 8.0]	100

^a 供試個体数.

^b 見かけ上動かなくなるまでの時間.

^c 24 時間後の値.

^d 海水とほぼ同濃度.

^e [] 内は最短-最長時間を示す.

第 13 表. ニューギニアヤリガタリクウズムシを各種濃度の塩水に浸漬後, 運動停止するまでの時間と
その後の死亡率

処理区	<i>N</i> ^a	運動停止迄時間 (分, 平均±S.D.) ^b	死亡率 (%) ^c
蒸留水	10	(35.0±0.0) ^d	0
3.5 % NaCl ^e	10	19.9±8.2 [7-35] ^f	100
7.0 % NaCl	10	6.7±1.0 [5-8]	100
17.5 % NaCl	10	<1.0±0.0 [1-1]	100

^a 供試個体数.

^b 見かけ上運動停止するまでの時間.

^c 24 時間後の値.

^d 3.5 % NaCl で運動停止するまでの最長時間に合わせた.

^e 海水とほぼ同濃度.

^f [] 内は最短-最長時間を示す.

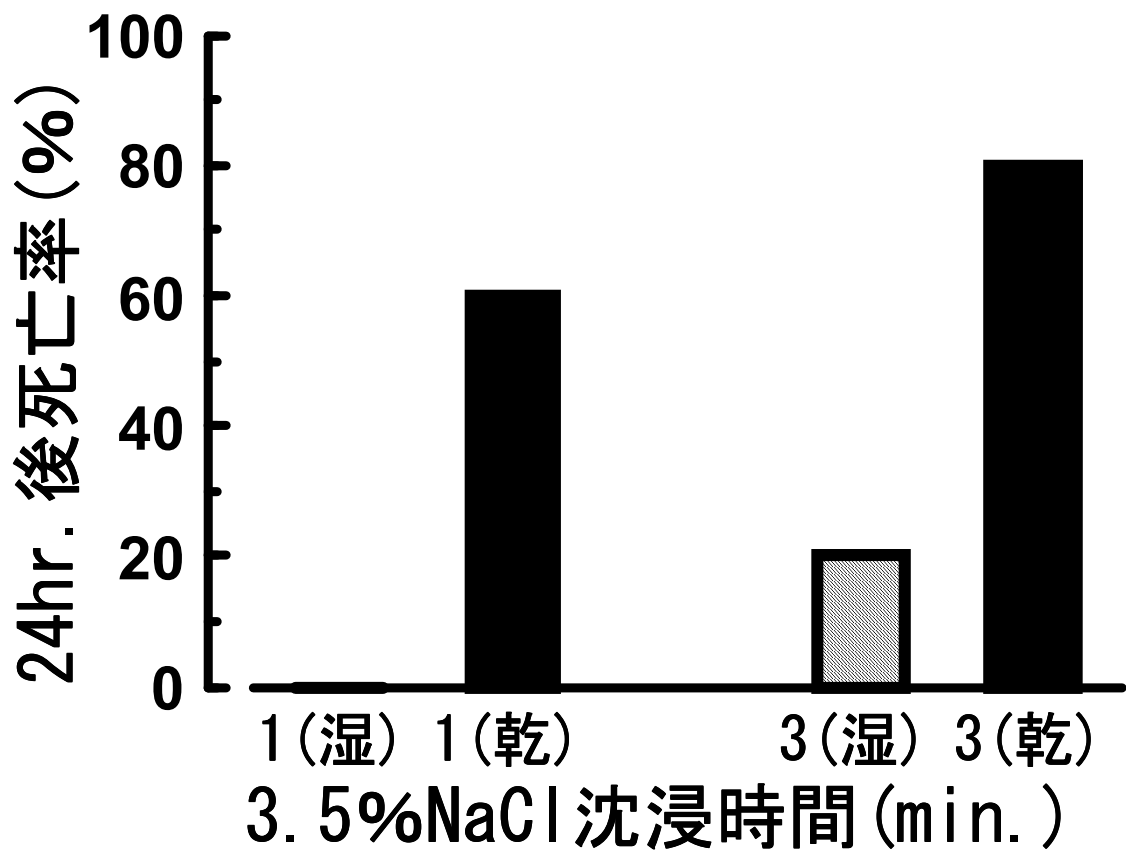
第 14 表. ニューギニアヤリガタリクウズムシを海水相当濃度の塩水 (3.5%) に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率

処理区 (沈めた時間)	<i>N</i> ^a	死亡率 (%) ^b
対照区 (蒸留水に 5 分)	10	0
1 分	10	0
2 分	10	0
3 分	10	20
5 分	10	20
10 分	10	100 ^c
15 分	10	100

^a 供試個体数.

^b 24 時間後の値.

^c 1 個体瀕死状態.



第 42 図 3.5%塩水 (NaCl) にニューギニアヤリガタリクウズムシを 1 もしくは 3 分 (min.) 浸漬後, 湿らせたろ紙上もしくは乾いたろ紙上で飼育した場合の 24 時間 (hr.) 後の死亡率.

全には覆えなかった（蓋と身との間に隙間があった）ため、一部の個体はろ紙で覆われきれなかった部分に移動したため、死亡率が低下した可能性がある。

（５）各種濃度の塩水に一定時間浸漬後、取り出して飼育後の死亡率

結果を第 15 表に示した。まず、本種は対照区（蒸留水）でも乾燥条件では全ての個体が死亡した。一方、ウスカワマイマイは死亡個体はなかった。次に、海水相当濃度（3.5%）の塩水では、ウスカワマイマイは浸漬時間が 3 分間でも死亡しなかったのに対し、本種は乾燥条件ではすべて死亡したものの、湿潤条件ではほとんど死亡しなかった（死亡率 10.0%）。最後に、海水の 5 倍相当濃度（17.5%）の塩水では、本種は浸漬時間がわずか 5 秒間でも死亡したが、ウスカワマイマイは浸漬時間が 30 秒間ではほとんど死亡せず（乾燥条件で 0%、湿潤条件で 20%）1 分間でも死亡率が乾燥条件で 30%、湿潤条件で 20%、3 分間では乾燥条件で 20%、湿潤条件で 60%であった。

4. 考察

今回の実験より、ニューギニアヤリガタリクウズムシは海水に常時触れている条件であれば翌日には死亡し、また薄めた海水でも死亡することがあることが明らかとなった（第 11 表）。したがって、本種の分布する地域（父島）から分布しない地域（兄島など）に立ち入る際に、靴底を海水に浸すなどの行為には、意味があることが示唆された。ただし、薄めた海水では死亡までに時間がかかるため、雨水などで海水が薄められた場合には、その効果が低下すると考えられ、今回の結果を実際に運用するには何らかの工夫が必要であると考えられた。

また、海水相当濃度（3.5%）もしくはそれよりも高濃度の塩水を用いた実験から、本種は海水相当濃度の塩水と常に触れている状態であれば、約 8 時間（最短 2.5 時間、最長 12 時間）で死亡し、海水の 2 倍相当濃度（7.0%）であれば、約 4 時間（最短 2 時間、最長 8 時間）で死亡し、海水の 5 倍相当濃度（17.5%）であれば、約 2.5 時間（最短 1.5 時間、最長 8 時間）で死亡すること（第 12 表）、また、海水相当濃度（3.5%）の塩水に 20 分間以上、海水の 5 倍相当濃度（17.5%）の塩水に 1 分間以上浸漬すれば確実に死亡することが明らかとなった（第 13 表）。したがって、これらより高濃度の飽和濃度（約 26%）であればより短時間でも確実に死亡させることができるものと考えられる。また、海水相

第 15 表. ニューギニアヤリガタリクウズムシおよびウスカワマイマイを各種濃度の塩水に一定時間浸漬後, 取り出して飼育後の死亡率

処理区		ニューギニアヤリガタリクウズムシ			ウスカワマイマイ	
塩水濃度	浸漬時間	乾湿 ^a	N ^b	死亡率 ^c	N ^b	死亡率 ^c
0%	3分	乾	5	100%	5	0%
		湿	5	0	5	0
3.5	1分	乾	5	100	5	0
		湿	15	0	5	0
	3分	乾	5	100	5	0
		湿	15	10	5	0
17.5	5秒	乾	5	100	5	0
		湿	5	100	5	0
	15秒	乾	5	100	5	0
		湿	5	100	5	0
	30秒	乾	5	100	8	0
		湿	5	100	8	20
	45秒	乾	5	100	8	36.7
		湿	5	100	8	16.7
	1分	乾	10	100	10	30
		湿	10	100	10	20
3分	乾	5	100	5	20	
	湿	5	100	5	60	

^a 取り出して飼育の際の飼育条件. 乾: 乾いたろ紙上で飼育, 湿: 蒸留水で湿らせたろ紙上で飼育.

^b 供試個体数.

^c 24 時間後の値.

当濃度（3.5%）の塩水に浸漬後、湿潤条件下で飼育した場合、浸漬時間が10分間以上であればほぼ全ての個体が死亡した（第14表）。さらに、各種濃度の塩水に1～3分間浸漬した場合でも、浸漬後さらに乾燥した条件に置かれればかなりの割合（60～100%）の個体が死亡するのに対し、陸産貝類は死亡率が低い（耐塩水性が高い）ことが明らかとなった（第42図、第15表）。

第3章で述べたとおり、ニューギニアヤリガタリクウズムシは現在、父島の海岸地域を除くほぼ全域に分布を拡大している。逆に、第2章で述べたとおり、父島のアフリカマイマイやカタマイマイ類などの陸生貝類は海岸近くのみに残っている。例えば父島の大村海岸周辺にはアフリカマイマイが比較的高密度で分布するが、本種の分布は確認されていない。しかしそのすぐそばの内陸側には本種が分布している（Sugiura et al., 2006）。このことは、本種がまだ海岸近くにまで分布を拡大していない可能性があるが、海岸近くでは台風などで海水が日常的に飛散してくるため、もし本種が侵入しても、海水や海水塩により死亡し、分布を拡大できないのかもしれない。これについては今後、詳細な検討が必要であろうが、カタマイマイ類などの固有陸生貝類を保全するための何らかのヒントとなる可能性があるだろう。

小笠原諸島において、海水は入手が容易であり、また父島・母島には複数の製塩業者があることから、海水や塩水を利用した本種の侵入防止対策は比較的容易に実行できるものと考えられる。また、これらの業者から海水塩を入手して利用する事で、産業振興にもつながることになるであろう。

なお、2004～2010年に兄島で実施されたノヤギ（野ヤギ）の駆除（捕獲）作業（日本政府, 2010）にあたっては、捕獲用の追い込み用の柵の資材を父島から運ぶ際には海水で洗浄してから兄島にヘリコプターで輸送することで、ニューギニアヤリガタリクウズムシの非意図的侵入を防いだ。また、現在、おがさわら丸の乗船時（竹芝棧橋）と下船時（父島・二見港）、そして、ははじま丸の乗船時（父島・二見港）と下船時（母島・沖港）には、乗客に海水を散布した靴底の泥落としマットの上を歩くように指導している。さらに、2011年には父島二見港の、ははじま丸船客待合所に海水をかけ流して靴底を洗うための施設も完成し、運用されている（第43図）。



第 43 図 竹芝 (a), 父島 (b), 母島 (c) で現在実施されているマットと海水を利用した靴底の洗浄.

第5章：総合考察

本研究では、まず、1990年代から2000年代における、小笠原諸島父島と母島の代表的な陸生貝類である、固有種のカタマイマイ類、ならびに外来種のアフリカマイマイとヤマヒタチオビの生息状況の変化を明らかにした。これらはいずれも、父島と母島とでは生息状況が大きく異なっており、父島では分布域や個体数が大幅に減少していったことが明らかとなった。

本研究では、次に、このような父島と母島の生息状況の違いをもたらした原因の1つとして、海外で陸生貝類の減少の原因と示唆されており (Clarke *et al.*, 1984; Hadfield, 1986; Waterhouse and Norris, 1987; Cowie, 2001b, 2001c, 2004; Lydeard *et al.*, 2004) , 1990年代初頭に琉球列島で大量発見され (川勝ら, 1993) , そして1980年代末から1990年代初めに父島に侵入したとされ (富山, 2002a) , 1995年に侵入が確認された (Kawakatsu *et al.*, 1999) , 外来種の陸生貝類捕食性陸生プラナリアの1種, ニューギニアヤリガタリクウズムシに着目し、父島と母島における生息状況と食性を明らかにした。その結果、本種は現時点では父島にのみ分布しており母島には分布せず、かつ父島内の広範囲に分布していることが明らかとなった。また、父島と母島では陸生プラナリア類やリクヒモムシ類などの記録種の頻度(割合)が大きく異なっていた。母島では複数種が同程度の頻度(20%前後)で記録されたが、父島では記録された種のほとんど(60%)がニューギニアヤリガタリクウズムシであり、それ以外の種については、記録頻度がきわめて低かった。

また、ニューギニアヤリガタリクウズムシは現在、陸生貝類がほとんど分布しない地域にも分布していることが明らかとなったが、野外調査ならびに室内実験による食性調査の結果、陸生貝類捕食性とされてきた本種が、生きた陸生貝類以外にも、他種の生きた陸生プラナリア類やリクヒモムシ類、さらに陸生貝類、ミミズ類、ヤモリ類、ヤスデ類などの死体をも捕食することが明らかとなった。一方、父島と母島に分布する本種以外の陸生プラナリア類の食性は本種よりも狭いものであった。さらに、ニューギニアヤリガタリクウズムシは陸生貝類のうち、陸生貝類捕食性のヤマヒタチオビをも捕食することが初めて確認された。ヤマヒタチオビは減少傾向にあるが、その原因は本種の捕食によるものである可能性が高いことが示された。以上

の結果から、本種は父島の陸生貝類以外の土壌動物の生物多様性にも広く影響を及ぼしている可能性が示唆された。

ニューギニアヤリガタリクウズムシが小笠原（父島）を含む世界各地で陸生貝類の絶滅を引き起こした（Hadfield, 1986; Hopper & Smith, 1992; Cowie, 2001b, 2001c, 2004, 2005; Lydeard *et al.*, 2004）理由が、本種のこのような広い食性（しかも共食いはしない）と、"gang-attack"（Mead, 1963）と呼ばれる、集団で大型の餌を捕食する性質によることは明らかである。このことは、本種がいったん侵入した地域では、たとえ陸生貝類を食べ尽くしたとしても、陸生貝類以外の餌資源を利用することで生き残り続けることが可能であることを示唆している。

ニューギニアヤリガタリクウズムシが小笠原諸島に侵入した経緯は不明であるが、第4章で述べたとおり、本種は海水中では生存できないことから、小笠原諸島よりも先に本種が分布していた琉球諸島から植物苗などと共に、人為的（非意図的）に持ち込まれたと考えるのが妥当と考えられる。実際、非意図的な生物の持ち込みの例として、1994年3月に、沖縄本島から父島に導入し、植栽した街路樹から、2年後の1996年6～7月に、小笠原諸島には分布しないセミ2種（クロイワニイニイ、クマゼミ）が発生したことがあった（大林・竹内, 1998）ことから、この可能性は高いと考える。

ニューギニアヤリガタリクウズムシは、そもそもは農業害虫・衛生害虫であるアフリカマイマイの生物的防除資材の探索の中で1960年代に見出され、1970年代以降に世界各地でアフリカマイマイの生物的防除に利用された（Mead, 1979; Muniappan, 1983, 1990; Muniappan *et al.*, 1986; 大林, 2006）。その結果、確かにアフリカマイマイの防除には大きな成果があったが、同時に、ほとんどの導入・侵入地域で多くの固有種を含む陸生貝類が絶滅に追い込まれた（Clarke *et al.*, 1984; Hopper and Smith, 1992; 大河内, 2002; Winsor *et al.*, 2004）。その後の生物多様性保全の流れ（1993年12月の生物多様性条約の発効など）を受け、本種に対する認識・評価は、生物的防除のための天敵という認識・評価から、生物多様性を脅かす侵略的外来種という認識・評価へと変化したといえよう。そのため、本種は2000年にIUCN（国際自然保護連合）が指定した「世界の侵略的外来種ワー

スト100」に加えられ(村上・鷲谷, 2002), わが国においても2006年に環境省により特定外来生物に指定された。このような経緯は, 今後, 特に, 海洋島における生物的防除資材の利用については十分な考慮が必要であることを示唆している。

ニューギニアヤリガタリクウズムシは, 現時点(2000年代時点)では, 父島だけにしか侵入, 分布していないが, 本種はいったん侵入すると, 駆除は非常に困難(富山, 2002a)であることから, 未侵入である母島や兄島などへの分布拡大防止が重要である。

しかしながら, 今まで本種に対する対策は, 先述したような法的な整備以外には, 本種が侵入した地域から絶滅危惧種を回収し, 人工繁殖を行う系統保存(Pearce-Kelly et al., 1995; Coote et al., 2004)や, 土壌や土付きの植物苗の移動制限(大河内, 2002; 小笠原村, 1998; 吉野, 1998:「イエシロアリ等の母島への侵入防止に関する条例」)などしか取られておらず, 本種に直接作用するような, 根本的な対策は行われてこなかった。

父島において, 海岸付近には陸生貝類が生き残っているが, ニューギニアヤリガタリクウズムシは分布しない傾向が示唆されていたため, 本種は海水(塩水)に対する耐性が低い可能性が予想されていた。そのため, 本研究以前から, 筆者らは自主的に, 本種が分布する父島から本種の未侵入地域(父島属島, 母島, 母島属島)に上陸する際には, 海岸で海水による靴底の洗浄を実施していたが, 科学的な裏付けは行われていなかった。

そこで, 本研究では, 本種の海水(塩水)に対する耐性を陸生貝類と比較した。その結果, 本種は海水相当もしくはそれを上回る濃度の塩水であれば確実に死亡するが, 陸生貝類は耐えうる, すなわち両者の対塩水性には差がある(陸生貝類>ニューギニアヤリガタリクウズムシ)ことが明らかとなった。したがって, 海水(塩水)は, 本種の侵入防止対策への利用が可能であり, 現在, 小笠原では実際に海水を利用した本種の母島などへの分布拡大防止対策が実施されるようになった。

小笠原諸島は2011年6月に世界自然遺産に登録されたが, 父島の陸産貝類はニューギニアヤリガタリクウズムシにより特に固有種を中心に壊滅状態となっている。農業害虫であるアフリカマイマイも減少したのは確かだが, 今後, 現在でもアフリカマイマイが多発している母島には, 決してアフリカマイマイの防除のためという理由でニューギニアヤリガタリクウズムシを

意図的に持ち込んで放飼してはならず、また、非意図的侵入防止の観点から、父島や琉球諸島などから母島への植物苗の導入についても十分に注意することが求められる。先述したとおり、小笠原村は1998年に、母島へのイエシロアリの侵入を防ぐために「イエシロアリ等の母島への侵入防止に関する条例」を施行している（小笠原村，1998；吉野，1998）。本条例は、第5条で「イエシロアリの生息する地域において保管又は育成された植栽用樹木等は、母島に持ち込んではいない。」と定めており、イエシロアリの分布地域にはニューギニアヤリガタリクウズムシの分布地域が含まれるため、今後は本条例のより一層の厳格な運用と遵守が望まれる。

以上の研究結果を総合すると、1990年代から2000年代に小笠原諸島父島で、カタマイマイ類などの固有陸産貝類ならびにアフリカマイマイやヤマヒタチオビといった外来陸産貝類が、母島と比較して大幅に減少した原因の1つが、父島に1980年代末から1990年代初めに侵入したと推察されている（富山，2002a）外来捕食性陸棲プラナリア、ニューギニアヤリガタリクウズムシであろうと結論した。さらに、陸産貝類の減少後も、本種が父島内に広く分布し続けている理由について、本種の食性を検討した。その結果、本種が生きた陸産貝類だけではなく、他の生きたプラナリア類やリクヒモムシ類も捕食すること、さらにミミズ類やヤスデ類、ヤモリ類など様々な動物の死体も捕食することが明らかとなり、この広い食性が、本種が父島内で増加し分布を拡大した理由であろうと結論した。また、本種の海水（塩水）に対する耐性は、陸産貝類よりも低いことが明らかとなったことから、海水（塩水）を利用した本種の分布拡大防止、侵入防止対策が可能であり、実際、著者らによる海水を用いた対策の実施の有効性が裏付けられた。

本研究の成果は、世界自然遺産である小笠原諸島を対象としたものであるが、本研究で得られた成果は、今後、地球規模で有害生物の管理と生物多様性管理を両立して行っていく際に資えられるものと考えられる。

摘要

環太平洋地域のハワイやグアムなどの海洋島を中心とした様々な島々では、固有種を含む陸生貝類の減少が報告されており、その原因として様々な外来種の影響が指摘されてきた。小笠原諸島は、純然たる海洋島であり、海外の海洋島の例に漏れず、様々な生物群の固有率が高く、その中でも陸生貝類の固有率は90%以上と際立って高い。しかし、第二次世界大戦以前の森林破壊や、戦後の外来種の導入、侵入などにより、外来種の陸生貝類も含め、減少が示唆されてきた。そこで本研究では、父島、母島の代表的な陸生貝類のうち、固有種のカタマイマイ類ならびに外来種のアフリカマイマイとヤマヒタチオビの、1990年代から2000年代の生息状況の変化を調査するとともに、減少への関与が示唆されてきた外来種である捕食性陸生プラナリア類、ニューギニアヤリガタリクウズムシの生息状況と食性を調査し、近年の父島、母島における陸生貝類の減少要因の解明を目指した。さらに、ニューギニアヤリガタリクウズムシの耐塩水性を検討し陸生貝類と比較することにより、今までに根本的な対策がなされてこなかった、本種の分布拡大防止対策の確立を目指した。

植食性陸生貝類の生息状況の変化

1. 父島と母島において、固有陸生貝類である地表性のカタマイマイ類5種の分布を1995、2003年に調査し、1986年の調査結果と比較した。父島においては、カタマイマイは1990年代から2000年代にかけて島の東北部で急激に減少した。一方、チチジマカタマイマイは1990年代から島の南部で徐々に減少した。母島においては、アケボノカタマイマイは1990年代から2000年代にかけて島の中央部で徐々に減少し、ヌノメカタマイマイは同じ頃に島の中央部で突然減少した。しかし、コガネカタマイマイは島の南部でほとんど減少していなかった。また、減少速度は父島で速く、母島では比較的ゆっくりと異なっていた。母島におけるこれらの状況は、陸生貝類の捕食者（陸生プラナリア類）の分布拡大過程と一致していた。

2. 父島と母島の各50地点のアフリカマイマイの生息状況（分布、密度）を1995、1998、2001年に調査し、1985年の調査結果と比較した。その結果、父島では生貝の出

現地点率は1985年の約10～20%、密度は1985年の10%未満へと大幅に低下していたが、母島では生貝の出現地点率・密度ともいったんは1985年よりも低下したものの、2001年には出現地点率は1985年と同程度、密度は1985年の約40%にまで回復していた。さらに、蔵卵個体率は母島の方が高かった。また、父島と母島の各数地点の密度変化を短い時間間隔で調査した結果、父島では減少傾向、母島では増加傾向が示され、父島では、海外でアフリカマイマイの生物的防除に利用されていたニューギニアヤリガタリクウズムシが確認された。

以上の結果から、父島と母島の陸生貝類の生息状況は固有種・外来種を問わず大きく異なっていた。調査の過程で、ニューギニアヤリガタリクウズムシが、1990年代以降に父島のみで確認され、本種が父島と母島の状況の違いをもたらした可能性が示唆された。

捕食性陸生貝類および捕食性プラナリア類などの生息状況の変化

1. 1960年代にハワイから父島に導入された陸生貝類捕食性の陸生貝類、ヤマヒタチオビの父島、母島の各50地点の生息状況（分布、密度）を1995、1998、2001年に調査し、1985年の調査結果と比較した。その結果、本種は母島には侵入、分布しておらず、父島における分布域、採集数とも1985年よりも低下していた。

2. 父島と母島のニューギニアヤリガタリクウズムシや他の陸生プラナリア類などの分布を1995～2003年に調査した。その結果、ニューギニアヤリガタリクウズムシは父島内の広範囲に分布しており、本種が分布している地域では生きた陸生貝類を発見することは稀であった。また、本種は母島には分布していなかった。本種以外の陸生プラナリア類などの記録頻度は父島よりも母島の方が高かった。

3. ニューギニアヤリガタリクウズムシや他の陸生プラナリア類などの食性を調査した。その結果、ニューギニアヤリガタリクウズムシは生きた陸生貝類以外にも、他種の生きた陸生プラナリア類やリクヒモムシ類を捕食し、さらに陸生貝類、ミミズ類、ヤモリ類、ヤスデ類などの死体をも摂食することが明らかとなった。一方、本種以外の陸生プラナリア類などの食性は本種よりも狭かった。なお、本種は陸生貝類のうち、陸生貝類捕食性のヤマヒタチオビをも捕食することが初めて確認された。

以上の結果から、父島のみニューギニアヤリガタリクウズムシが侵入したことと、本種の広い食性が、父島と母島の陸生貝類の生息状況の違いをもたらした原因の1つであろうと考えられた。

ニューギニアヤリガタリクウズムシの未分布域への侵入防止方法の開発

1. ニューギニアヤリガタリクウズムシの海水に対する耐性を調査し、陸生貝類のそれと比較した。その結果、陸生貝類は死亡しないが、本種は薄めた海水でも死亡することが明らかとなった。

2. ニューギニアヤリガタリクウズムシの各種濃度の塩水に対する耐性を調査し、陸生貝類のそれと比較した。その結果、本種は海水相当もしくはそれを上回る濃度の塩水であれば確実に死亡するが、陸生貝類は耐えうることが明らかとなった。

以上の結果から、海水や塩水を活用することにより、現在父島だけに分布している本種の、他の島々への分布拡大防止対策が可能であることが示唆された。

謝辞

本稿をとりまとめるにあたり、多くの方々にご支援を頂いた。ここに記して感謝の意を表する。

本論文のご指導をいただいた東京農工大学教授・岩淵 喜久男 博士に深く感謝する。

共同研究者の森林総合研究所・大河内 勇 博士，佐藤 大樹 博士ならびに東北大学・千葉 聡 博士には有益なご助言をいただくとともに，事あるごとに叱咤激励して下さった。ここに深く感謝する。

また，小笠原研究施設の利用に関してお世話になった首都大学東京・可知 直毅 博士にも感謝する。

東京都総務局小笠原支庁産業課ならびに同・小笠原亜熱帯農業センター（特に，川島 隆之 氏をはじめとする歴代の所長ならびに小野 剛 氏），営農研修所，畜産指導所職員（当時）の方々，ならびに調査を手伝っていただいた同センターのアルバイト（当時）の方々（特に石田，奥井（森本），小野，川越，斉藤（唐島），鈴木（佐藤），新川（清宮），錦織，湯村（柴崎）の各氏），東京都総務局小笠原支庁土木課自然公園係（当時）の方々（特に中野 秀人 氏・田巻 芳則氏），国土交通省小笠原総合事務所職員の方々（特にナサニヨル・セーボレー・ジュニア氏），ニューギニアヤリガタリクウズムシの飼養許可に関してお世話になった環境省関東地方環境事務所野生生物課，環境省小笠原自然保護官事務所ならびに独立行政法人森林総合研究所（現在，神戸大学）の杉浦 真治 博士（一部の実験でもお世話になった）にも感謝する。

母島におけるカタマイマイの分布調査の際にルート案内でお世話になった母島在住の星善男 氏にも感謝する。

財団法人東京都農林水産振興財団東京都農林総合研究センター生産環境科の方々（特に小笠原亜熱帯農業センター時代からお世話になった竹内 浩二 氏，有益なご助言をいただいた故・小谷野 伸二 氏 ならびに常日頃叱咤激励して下さった竹内 純 氏）に感謝する。さらに，有益なご助言をいただいた，元・東京都農業試験場/東京都病害虫防除所の沼沢 健一 氏にも感謝する。

また，事あるごとに叱咤激励して下さった元・東京都農業試験場/東京都病害虫防除所の土生 昶毅 氏，元・東京都農業試験場場長・飯嶋 勉 博士ならびに元・東京都農林総合

研究センター所長・保科 次雄 博士にも感謝する。

最後に、本論文の以下の図表は、日本応用動物昆虫学会発行の「*Applied Entomology and Zoology*」ならびに「日本応用動物昆虫学会誌」より転載したものである。転載をご承諾いただいた同学会に感謝する。

第6図, 第7図, 第8図, 第9図, 第10図:

OHBAYASHI, Takashi, Isamu OKOCHI, Hiroki SATO, Tsuyoshi ONO and Satoshi CHIBA (2007) Rapid decline of endemic snails in the Ogasawara Islands, Western Pacific Ocean. *Applied Entomology and Zoology* 42(3): 479-485.

第13図, 第14図, 第15図, 第16図, 第17図, 第32図, 第3表, 第4表:

大林 隆司・竹内 浩二 (2007) 小笠原諸島父島および母島におけるアフリカマイマイの分布ならびに個体数の変動 (1995~2001年) . 日本応用動物昆虫学会誌 51(3): 221-230.

第35図, 第39図, 第7表:

OHBAYASHI, Takashi, Isamu OKOCHI, Hiroki SATO and Tsuyoshi ONO (2005) Food habit of *Platydemus manokwari* De Beauchamp, 1962 (Tricladida: Terricola: Rhyrachnoidemidae), known as a predatory flatworm of land snails in the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Applied Entomology and Zoology* 40(4): 609-614.

引用文献

- 青木 淳一 (1978) 小笠原諸島の土壌動物相の研究 II. アフリカマイマイ (*Achatina fulica*) の生息状況と生態防除のための一考察. *Edaphologia* 18: 21-27.
- Asato, R., K. Taira, M. Nakamura, J. Kudaka, K. Itokazu and M. Kawanaka (2004) Changing epizootiology of *Angiostrongylus cantonensis* in Okinawa prefecture, Japan. *Japanese Journal of Infectious Diseases* 57: 184-186.
- 東 正雄 (1995) 原色日本陸産貝類図鑑 (増補改訂版). 保育社, 大阪. 343 pp.
- Beauchamp, P. de (1962) *Platydemus manokwari* n. sp., planaire terrestre de la Nouvelle-Guinee Hollandaise. *Bulletin de la Societe Zoologie de France* 87: 609-615.
- Blackburn, T. M., P. Cassey, R. P. Duncan, K. L. Evans and K.J. Gaston (2004) Avian extinction and mammalian introductions on oceanic islands. *Science* 305: 1955-1958.
- Campbell K. and C. Donlan (2005) Feral goat eradications on islands. *Conserv. Biol.* 19: 1362-1374.
- Carlquist, S. (1974) *Island biology*. Columbia University Press, New York. 660 pp.
- Chiba, S. (1989) Taxonomy and morphologic diversity of *Mandarina* (Pulmonata) in the Bonin Islands. *Trans. Proc. Palaeont. Soc. Japan N. S.* (155): 218-251.
- 千葉 聡 (1989) 小笠原諸島兄島のカタマイマイ属. 小笠原研究年報 12: 49-55.
- 千葉 聡 (1991) 小笠原諸島におけるカタマイマイ類—その分布と種構成. 小笠原研究年報 15: 57-63.
- Chiba, S. (1996) Ecological and morphological diversification and character displacement in *Mandarina*, an endemic land snail of the Bonin Islands. *Journal of Evolutionary Biology* 9: 277-291.
- Chiba, S. (2003) Species diversity and conservation of *Mandarina*, an endemic land snail of the Ogasawara Islands. *Global Environ. Res.* 7: 29-37.
- Chiba, S. (2004) Ecological and morphological patterns in communities

- of land snails of the genus *Mandarina* from the Bonin Islands. *J. Evol. Biol.* 17: 131-143.
- Chiba, S. (2007) Morphological and ecological shifts in a land snail caused by the impacts of an introduced predator. *Ecological Research* 22: 884-891.
- 千葉 聡 (2009) 崖淵の楽園：小笠原諸島陸産貝類の現状と保全. *地球環境* 14(1): 15-24.
- Chiba, S., I. Okochi, T. Ohbayashi, D. Miura, H. Mori, K. Kimura and S. Wada (2009) Effect of habitat history and extinction selectivity on species richness pattern of an island snail fauna. *Journal of Biogeography* 36: 1913-1922.
- Civeyrel, L., D. Simberloff (1996) A tale of two snails: is the cure worse than the disease? *Biodivers. Conserv.* 5: 1231-1252.
- Clarke, B., J. Murray and M. S. Johnson (1984) The extinction of endemic species by a program of biological control. *Pacific Science* 38(2): 97-104.
- Coote, T., D. Clarke, C. S. Hickman, J. Murray and P. Pearce-Kelly (2004) Experimental release of endemic *Partula* species, extinct in the wild, into a protected area of natural habitat on Moorea. *Pacific Science* 58: 429-434.
- Corlett, R. T. (2010) Invasive aliens on tropical East Asian islands. *Biodivers. Conserv.* 19: 411-423.
- Cowie, R. H. (2001a) Can snails ever be effective and safe biocontrol agents? *Inter. J. Pest. Manag.* 47: 23-40.
- Cowie, R. H. (2001b) Extinction or survival: partulid tree snails in American Samoa. *Biodiversity and Conservation* 10: 143-159.
- Cowie, R. H. (2001c) Decline and homogenization of Pacific faunas: the land snails of American Samoa. *Biological Conservation* 99: 207-222.
- Cowie, R. H. (2004) Disappearing snails and alien invasions: the biodiversity/conservation interface in the Pacific. *Journal of Conchology Special Publication* 3: 23-37.
- Cowie, R. H. (2005) Alien non-marine mollusks in the islands of the tropical and subtropical Pacific: A review. *American Malacological*

Bulletin 20: 95-103.

Davis, M. A. (2003) Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *Bioscience* 53: 481-489.

Elton, C. S. (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London. 181 pp.

江村 重雄 (1943) カタマイマイ屬 *Mandarina* とナガマイマイ屬 *Dollicheulota* との分類學上の位置. *Venus* 13: 34-38.

Freed, L. A and R. L. Cann (2009) Negative effects of an introduced bird species on growth and survival in a native bird community. *Curr. Biol.* 19: 1736-1740.

Fritts T. H. and G. H. Rodda (1998) The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: a case history of Guam. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 113-140.

Gurevitch J., D. K. Padilla (2004) Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 19: 470-474.

波部 忠重 (1969) 特集・小笠原の生物 小笠原の陸貝. 遺伝 23: 19-25.

Hadfield, M. G. (1986) Extinction in Hawaiian achatinelline snails. *Malacologia* 27(1): 67-81.

Hopper, D. R. and B. D. Smith (1992) Status of tree snails (Gastropoda: Partulidae) on Guam, with a resurvey of sites studied by H. E. Crampton in 1920. *Pacific Science* 46(1): 77-85.

伊賀 幹夫 (1982) アフリカマイマイの生態と防除. 植物防疫 36: 24-28.

IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2011) World Heritage nomination - IUCN technical evaluation Ogasawara Islands (Japan). ID no. 1362. Pages 59-72 in IUCN evaluations of nominations of natural and mixed properties to the World Heritage list. IUCN, Gland, Switzerland.

IUCN/SSC Mollusc Specialist Group (1995) Statement of concern and summary of recommendations. *Tentacle*(5): 13.

Kaneda, M., K. Kitagawa and F. Ichinohe (1990) Laboratory rearing method and biology of *Platydemus manokwari* De Beauchamp (Tricladida: Terricola: Rhynchodemidae). *Appl. Entomol. Zool.* 25: 524-528.

- 苅部 治紀 (2005) 外来種グリーンアノールが小笠原の在来昆虫に及ぼす影響. 爬虫両棲類学会報 2005(2): 163-168.
- Kawakami K. (2008) Threats to indigenous biota from introduced species on the Bonin Islands, southern Japan. *J. Disaster. Res.* 3: 174-186.
- 川勝 正治 (1998) ハリヒモムシ目. 日本産野生生物目録—本邦産野生動植物の種の現状—無脊椎動物編 III. 環境庁 編, 自然環境研究センター, 東京, pp. 23-24.
- 川勝 正治 (1999) ウズムシ綱. 日本産土壌動物—分類のための図解検索. 青木 淳一 編, 東海大学出版会, 東京, pp. 3-8, 1015-1016.
- 川勝 正治・沖 岩四郎・田村 幸子・伊藤 春樹・永井 康夫・小倉 謙一・島袋 智志・一戸 文彦・勝又 肇・金田 昌士 (1993) 琉球列島で大量発見された陸棲三岐腸類. 陸水生物学報 (8): 5-14.
- Kawakatsu, M., I. Okochi, H. Sato, T. Ohbayashi, K. Kitagawa and K. Totani (1999) A preliminary report on land planarians (Tubellaria, Seriata, Tricladida, Terricola) and land nemertine (Enopla, Hoplonemertea, Monostylifera) from the Ogasawara Islands. *Occasional Publications, Biological Laboratory of Fuji Women's College, Sapporo (Hokkaido), Japan*(32): 1-8.
- Kawakatsu, M., Sluys, R. and Ogren, R. E. (2005) Seven new species of land planarian from Japan and China (Platyhelminthes, Tricladida, Bipaliidae), with a morphological review of all Japanese bipaliids and a biogeographic overview of Far Eastern species. *Belgian Journal of Zoology* 135(1): 53-77.
- 川窪 伸光 (2002) 小笠原諸島にみる移入生物の野生化 (特集: 日本列島に侵入した生きものたち). *プランタ* (83): 38-47.
- 岸本 年郎 (2009) 地表性昆虫の現状とオオヒキガエルによる被害. *昆虫と自然* 44(6): 11-16+1pl.
- 小谷野 伸二 [東京都労働経済局農林水産部農芸畜産課植物防疫係] (1994) 小笠原諸島におけるアフリカマイマイの生態に関する研究 報告書. 東京都労働経済局農林水産部農芸畜産課植物防疫係, 東京. 175 pp. +1 pl.
- 小谷野 伸二・沼沢 健一・竹内 浩二 (1989) アフリカマイマイの生態とわが国における

- 生息状況. 植物防疫 43: 169-172+1pl.
- 黒田 徳米 (1930) 小笠原島の陸産及び淡水貝類 (小笠原諸島生物相). 日本生物地理學會報 1: 127-136.
- 黒住 耐二 (1988) 小笠原諸島における陸産貝類の種組成とその絶滅に關与する要因. 小笠原研究 15: 59-109.
- Lunney, D. and W. Ponder (1999) Emergent themes from the other 99%. In *The Other 99%: The Conservation and Biodiversity of Invertebrates*. W. Ponder and D. Lunney, eds. Mosman, N.S.W.: *Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales*, 446-454.
- Lydeard, C., R. H. Cowie, W. F. Ponder, A. E. Bogan, P. Bouchet, S. A. Clark, K. S. Cummings, T. J. Frest, O. Gargominy, D. G. Herbert, R. Hershler, K. E. Perez, B. Roth, M. Seddon, E. E. Strong and F. G. Thompson (2004) The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54: 321-330.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. Mark Lonsdale, H. Evans, M. Clout and F. A. Bazzaz (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10: 689-710.
- 楨原 寛・北島 博・後藤 秀章・加藤 徹・牧野 俊一 (2004) グリーンアノールが小笠原諸島の昆虫相, 特にカミキリムシ相に与えた影響—昆虫の採集記録と捕食実験からの評価—. 森林総合研究所研究報告(391): 165-183.
- Mead, A. R. (1961) *The Giant African Snail: a Problem in Economic Malacology*. University of Chicago Press, Chicago. 257 pp.
- Mead, A. R. (1963) A flatworm predator of the giant African snail *Achatina fulica* in Hawaii. *Malacologia* 1: 305-311.
- Mead, A. R. (1979) *Pulmonates Vol. 2B, Economic Malacology with particelclar reference to Achatina fulica*. Academic Press, London, x. +150 p.
- 湊 宏 (1978) 小笠原諸島産カタマイマイ属貝類の種分化. 国立科博専報 11: 37-51.
- Muniappan, R. (1983) Biological control of the giant African snail. *Alafua Agricultural Bulletin* 8: 43-46.
- Muniappan, R. (1987) Biological control of the giant African snail

Achatina fulica Bowdich, in the Maldives. *FAO Plant Protection Bulletin* 35: 127-133.

Muniappan, R. (1990) Use of the planarian, *Platydemus manokwari*, and other natural enemies to control the giant African snail. In *The use of natural enemies to control agricultural pests* (FFTC Book Series (40), Mochida, O. and K. Kiritani eds.). Food and Fertilizer Technology Center for the Asian and Pacific Region, Taipei, pp. 179-183.

Muniappan, R., Duhamel, G., Santiago, R. M. and Acay, D. R. (1986) Giant African snail control in Bugsuk Island, Philippines, by *Platydemus manokwari*. *Oléagineux* 41(4): 183-186.

村上 興正・鷺谷 いずみ (2002) 世界の侵略的外来種ワースト 100. 外来種ハンドブック (日本生態学会 編). 地人書館, 東京. pp. 364-365.

日本政府 (2010) 世界遺産一覧表記載推薦書 小笠原諸島. 日本政府, 227 pp.

沼沢 健一・小谷野 伸二・武田 直邦・高柳 博 (1988) 小笠原諸島父島および母島におけるアフリカマイマイ *Achatina fulica* Férussac の生息状況. *応動昆* 32(3): 176-181.

小笠原村 (1998) イエシロアリ等の母島への侵入防止に関する条例.

Ogren, R. E. and M. Kawakatsu (1988a) Index to the species of the family Ryhynchodemidae (Turbellaria, Tricladida, Terricola). Part I: Rhynchodeminae. *Bulletin of Fuji Women's College*(26), Series II: 39-91.

Ogren, R. E., and M. Kawakatsu (1988b) Index to the species of the genus *Bipalium* (Turbellaria, Tricladida, Terricola): Additions and corrections. *Occasional Publications, Biological Laboratory of Fuji Women's College, Sapporo (Hokkaido), Japan*(19): 1-16.

大林 隆司 [東京都産業労働局農林水産部農芸畜産課植物防疫係] (2002) 小笠原諸島におけるアフリカマイマイの生態と防除に関する研究 報告書 (訂正版). 東京都産業労働局農林水産部農芸畜産課植物防疫係, 東京. 66 pp. +1 pl.

Ohbayashi, T., I. Okochi, H. Sato and T. Ono (2005) Food habit of *Platydemus manokwari* De Beauchamp, 1962 (Tricladida: Terricola:

Rhynchodemidae), known as a predatory flatworm of land snails in the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Appl. Entomol. Zool.* 40: 609-614.

大林 隆司 (2006) ニューギニアヤリガタリクウズムシについて—小笠原の固有陸産貝類への脅威—. 小笠原研究年報 29: 23-35.

大林 隆司・竹内 浩二 (2008) クロイワニイニイとクマゼミが小笠原諸島父島に侵入. *Cicada* 13: 49-53.

Oki, I., S. Tamura, R. E. Ogren, K. Kitagawa and M. Kawakatsu (1987) The karyotype and a new locality for the land nemertine *Geonemertes pelaensis* Semper, 1863. *Bulletin of Fuji Women's College* (25), Series II: 66-77.

大河内 勇 (2002) ニューギニアヤリガタリクウズムシ—小笠原の固有陸産貝類の脅威. 外来種ハンドブック. 日本生態学会 編, 地人書館, 東京, p. 167.

Okochi, I., H. Sato and T. Ohbayashi (2004) The cause of mollusk decline in the Ogasawara Islands. *Biodiversity and Conservation* 13: 1465-1475.

小野 幹雄 (1994) 孤島の生物たち—ガラパゴスと小笠原—. 岩波新書 (新赤版) 354, 岩波書店, 東京. 239 pp.

Paulay, G. (1994) Biodiversity on oceanic islands: its origin and extinction. *Am. Zool.* 34:134-144.

Pearce-Kelly, P., G. Mace and D. Clarke (1995) The release of captive bred snails (Partulataeniata) into a semi-natural environment. *Biodiversity and Conservation* 4: 645-653.

Raut, K. and G. M. Brker (2002) *Achatina fulica* Bowdich and others Achatinidae pest in tropical agriculture. In *Mollusks as crop pests*. (G. M. Barker ed.). CABI Publishing, New Zealand.

Reaser, J. K., L. A. Meyerson, Q. Cronk, M. De Poorter, L. G. Eldrege, E. Green, M. Kairo, P. Latasi, R. N. Mack, J. Mauremootoo, D. O'Dowd, W. Crapa, S. Sastroutomo, A. Saunders, C. Shine, S. Thrainsson and L. Vaiutu (2007) Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environ. Conserv.* 34: 98-111.

佐藤 大樹・大河内 勇 (2000) カタマイマイの病原体—飼育下の事例—. 第 51 回日本林

学会関東支部大会発表論文集：115-116.

Sax, D. F., S. D. Gaines (2008) Species invasions and extinction: the future of native biodiversity on islands. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 105: 11490-11497.

Schreurs, J. (1963) Investigations on the Biology, Ecology, and Control of the Giant African Snail in West New Guinea (typescript 18 pp.).

Sugiura, Shinji (2016) Impacts of introduced species on the biota of an oceanic archipelago: the relative importance of competitive and trophic interactions. *Ecological Research* 31: 155-164.

Sugiura, Shinji, Isamu Okochi and Hisashi Tamada (2006) High predation pressure by an introduced flatworm on land snails on the oceanic Ogasawara Islands. *Biotropica* 38 (5): 700-703.

高野 肇 (2002) 幻の鳥はいまーアカガシラカラスバトの現状とその保護 (環境保全の現状 (24)). 生物の科学 遺伝 56(1): 92-96.

Takeuchi, Koji, Shinji Koyano and Ken'ichi Numazawa (1991) Occurrence of the giant African snail in the Ogasawara (Bonin) Islands, Japan. *Micronesia Suppl.* 3: 109-116.

戸田 光彦・中川 直美・鋤柄 直純 (2009) 小笠原諸島におけるグリーンアノールの生態と防除. 地球環境 14(1): 39-46.

Toda, Mitsuhiko, Noriyuki Komatsu, Hiroo Takahashi, Naomi Nakagawa and Naozumi Sukigara (2013) Fecundity in captivity of the Green Anoles, *Anolis carolinensis*, established on the Ogasawara Islands. *Current Herpetology* 32(2): 82-88.

富山 清升 (1988) 小笠原のアフリカマイマイ. 小笠原研究年報 11: 2-16.

富山 清升 (1994) 小笠原諸島における陸産貝類の絶滅要因. *Venus* 53(2): 152-156.

富山 清升 (2002a) 小笠原の陸産貝類-脆弱な海洋島固有種とその絶滅要因. 森林科学 34: 25-28.

富山 清升 (2002b) ヤマヒタチオビ. 外来種ハンドブック. 日本生態学会 編, 地人書館, 東京, p. 166.

富山 清升 (2002c) アフリカマイマイ. 外来種ハンドブック. 日本生態学会 編, 地人書館, 東京, p. 165.

- 富山 清升・黒住 耐二 (1992) 小笠原諸島の陸産貝類の生息状況とその保護. 地域学研究 5: 39-81.
- 東京都小笠原支庁 (1985) 事業概要 昭和 60 年度版 (東京都小笠原支庁総務課編). 東京都小笠原支庁, 236 pp.
- 東京都小笠原支庁 (2013) 管内概要 平成 25 年度版 (東京都小笠原支庁総務課編). 東京都小笠原支庁, 293 pp.
- 豊田 武司 (2014) 小笠原諸島 固有植物ガイド. ウッズプレス, 横浜, 624 pp.
- Vermeij, G. T. (1991) When biotas meet: understanding biotic interchange. *Science* 253: 1099-1104.
- Waterhouse, D. F. and K. R. Norris (1987) *Achatina fulica* Bowdich. In *Biological Control-Pacific Prospects* (D. F. Waterhouse and K. R. Norris eds.). Inkata Press, Melbourne, pp. 265-273.
- Winsor, L., P. M. Johns and G. M. Barker (2004) Terrestrial planarians (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) predaceous on terrestrial gastropods. In *Natural Enemies of Terrestrial Molluscs* (G. M. Barker ed.). CABI Publishing, Oxfordshire, pp. 227-278.
- 安田 慶次・鈴木 寛 (1980) 沖縄県におけるアフリカマイマイの生態と防除時期. 今月の農薬 24(12): 64-67.
- 吉川 研二 (1977) 小笠原のアフリカマイマイ-侵略者の生態学-. 小笠原研究年報 1: 49-56.
- 吉野 利夫 (1998) 東京都小笠原村のシロアリ条例とイエシロアリ等の現状. しろあり (113): 35-38.