

竹林の拡大特性とそれに基づく持続可能な管理手法の開発

Development of Sustainable Management Technologies for
Bamboo Forests Based on its Expansion Trends

鈴木 重雄
Shigeo Suzuki

広島大学大学院国際協力研究科博士論文

2008年3月

目次

摘要	1
第1章 序論	5
1-1. はじめに	5
1-2. タケや竹林に関する既往研究	6
1-2-1. モウソウチクの生態に関する研究	6
1-2-2. 竹関連産業の推移に関する研究	7
1-2-3. 竹林分布の変遷と拡大, およびその影響についての研究	8
1-3. 研究目的	12
1-4. 論文構成	12
第2章 竹林の拡大特性の地域間比較	17
2-1. はじめに	17
2-2. 調査地域	20
2-2-1. 千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落	20
2-2-2. 広島県竹原市小吹集落	20
2-3. 方法	21
2-3-1. 相観植生図の作成	21
2-3-2. 竹林の年間拡大率	22
2-3-3. 竹林年間拡大率の地域間比較	22
2-3-4. タケノコ生産動向の把握	23
2-3-5. 定性的な竹林拡大要因の把握	23
2-3-5-1. 竹林拡大先の植生条件	23
2-3-5-2. 傾斜度と道路からの距離の算出	24
2-3-5-3. 林家を対象とするアンケートの実施と林家の類型化	24
2-3-6. 重回帰分析による定量的な竹林拡大要因の把握	25
2-4. 結果	26
2-4-1. 全国および両地域でのタケノコ生産動向	26
2-4-1-1. 全国のタケノコ生産動向	26
2-4-1-2. 平沢集落のタケノコ生産史	26

2-4-1-3. 小吹集落のタケノコ生産史	27
2-4-2. 各地の竹林年間拡大率	27
2-4-3. 平沢集落における竹林拡大の特徴	28
2-4-3-1. 植生構成, 特に竹林面積の変化	28
2-4-3-2. 斜面傾斜と竹林の分布	28
2-4-3-3. 道路からの距離と竹林の分布	29
2-4-3-4. 竹林の管理形態の類型と年間拡大率	29
2-4-4. 小吹集落での竹林拡大の特徴	30
2-4-4-1. 植生構成, 特に竹林面積の変化	30
2-4-4-2. 斜面傾斜と竹林の分布	31
2-4-4-3. 道路からの距離と竹林の分布	31
2-4-4-4. 竹林の管理状態	31
2-4-5. 重回帰分析	32
2-4-5-1. 各変数の値	32
2-4-5-2. 重回帰分析の結果	33
2-5. 考察	33
2-5-1. タケノコ生産の推移と拡大速度の関係	33
2-5-2. 竹林の拡大特性と環境条件	35
2-5-2-1. 植生条件と竹林の拡大	35
2-5-2-2. 斜面傾斜と竹林の拡大	36
2-5-2-3. 竹林での生産・管理と竹林の拡大	37
2-5-3. 竹林拡大要因の定量的検討	38
2-5-4. まとめ	40
第3章 モウソウチク林拡大のプロセス	71
3-1. はじめに	71
3-2. 調査地	72
3-3. 方法	72
3-4. 結果	73
3-5. 考察	74
第4章 モウソウチク林化による種多様性の変化	81

4-1. はじめに	81
4-2. 方法	82
4-2-1. 調査対象地	82
4-2-2. 相観植生図の作成	82
4-2-3. 植生調査	83
4-2-4. 植生データの解析	83
4-3. 結果	83
4-3-1. 賀茂川・内浜川流域相観植生図	83
4-3-2. 植物種組成とモウソウチクの稈密度の関係	84
4-3-3. 地質と出現種数・モウソウチクの稈密度の関係	85
4-4. 考察	85
第5章 持続的なモウソウチク林管理の手法の検討	104
5-1. はじめに	104
5-2. 調査地域	105
5-2-1. 千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落	105
5-2-2. 広島県竹原市小吹集落	105
5-2-3. 島根県大田市三瓶町の竹林（通称：げんこつ山）	106
5-3. 調査方法	106
5-3-1. 平沢集落と小吹集落での聞き取り調査	106
5-3-2. 伐採前後の植生調査	107
5-3-3. げんこつ山の伐採	107
5-3-4. 植生資料の解析	107
5-4. 結果	108
5-4-1. タケノコ生産林の管理手法	108
5-4-2. 伐採による種組成の変化	109
5-4-3. モウソウチクの稈径および稈高の変化	109
5-5. 考察	110
5-5-1. タケノコ生産林の伝統的な管理手法	110
5-5-2. 伐採による植生の変化とモウソウチクの再生	110
5-5-3. まとめ	112

第6章 総合考察.....	121
6-1. 本研究で得られた知見.....	121
6-2. 竹林の持続可能な管理手法.....	122
6-3. 今後の課題.....	125
謝辞.....	130
引用文献.....	132

摘要

第1章 序論

タケ類植物は、熱帯から温帯にかけて分布しており、各地で有用な資源として建築や日用品の材料、食品として利用されている。しかしながら、隣接する二次林の利用が衰退し、管理放棄が進行したことから、国内の竹関連産業の衰退により竹林そのものの利用も減少したことから、各地で竹林の拡大が生じている。これにより防災や農地保全の面で大きな問題が生じることが危惧されている。さらに、拡大の中心となっているモウソウチクは、江戸時代に中国より移入された外来植物であることから、生物学的侵入としてとらえることもでき、生物多様性の低下といった生態学的な問題も生じている。一方で、近年タケのパルプ原料や燃料用チップとして新たな利用方法が開発されており、二酸化炭素の吸着源としても期待されていることから資源としての価値も大きくなっている。このようなことから、モウソウチクの拡大特性を明らかにした上で、それに即した管理手法、駆除方法を資源としてのタケの有効利用も視野に入れて立案しなければならない。

これまで、竹林の拡大については、拡大した植生や地形の条件、拡大プロセス、拡大による植物相の変化を扱った研究がなされてきた。しかし、竹林の拡大は、竹林やそれに隣接する森林・農地の管理放棄が結びついた現象であり、人間の利用との関係の解明が不可欠である。また、地形的要因、植生的要因、人為的要因などの諸要因の中で、どの要因が竹林の拡大に対して強く関わりを持っているかを明らかにすることも必要である。加えて、竹林の拡大メカニズムの更なる検討や、竹林の拡大による生物多様性への影響といった基礎的な知見の充実をはかり、竹林を駆逐、あるいは持続的に活用していくための管理手法や管理計画の立案を検討する必要がある。そこで本論では、タケの生態的な特性を反映して、竹林の利用と駆逐の両面を視野に入れた管理計画の確立をおこなうことを最終目標として、これまでの検討の中で明確にされてこなかった竹林の拡大に関する知見を明らかにした。そして、それらをふまえたうえで持続的な竹林の管理手法の検討をおこなった。

第2章 竹林の拡大特性の地域間比較

人間による多様な竹林管理がなされているタケノコ生産地域である千葉県夷隅

郡大多喜町平沢集落と広島県竹原市小吹集落で、竹林の分布変遷を明らかにし、タケノコ生産動向や自然条件、人間活動と竹林の拡大速度との関係を検討した。そして、両集落における個々の竹林の拡大率に影響している要因を、重回帰分析により解析し、竹林の拡大に影響を与えている要因の比較をおこなった。

この結果、集落全体での竹林拡大率の変化はタケノコ生産の動向と関連がみられた。これは、タケノコ生産地域における竹林拡大率の推移の特徴であるといえる。人間による管理が粗放化しつつある近年は1年間に2%ずつ竹林の面積が増加していた。また、重回帰分析の結果、竹林に隣接する植生、竹林の地形といった自然条件と同時に、その竹林でのタケノコの出荷の有無などの人為的要因も竹林拡大速度に影響していた。加えて、傾斜度や道路からの距離は、その場所での人間の作業の容易さを決定することから、竹林に対する管理の継続に影響を与え、竹林の拡大速度に関与していた。こうしたことから竹林の拡大は人間活動と密接に関わりをもった現象であった。そして、竹林での作業の容易さが竹林の拡大に影響を与えていたことから、資源生産林として竹林を利用する場合には、管理の継続しやすい条件の竹林を選択することが、継続的な竹林の利用につながりやすいと考えられた。

第3章 モウソウチク林拡大のプロセス

竹林の拡大速度への隣接する植生の影響について、モウソウチク林の拡大プロセスに着目して検討した。これまでモウソウチク林の拡大プロセスは、侵入稈が侵入先の林冠を突き抜けるものが検討されてきたが、実際にはモウソウチクの侵入稈が林冠を突き抜けられない場合もある。そこで本章では、侵入先の植生高の違いを考慮に入れて、モウソウチクの侵入過程の検討をおこなった。

この結果、植生高がモウソウチクの稈高より低い墓地跡に侵入した部分で、当年生の稈が多く存在していた。一方で、植生高がモウソウチクの稈高を超える二次林では、ほとんど当年生の稈が存在しなかった。よって、モウソウチクは、植生高が低い植生への侵入速度が速く、モウソウチクを超える高さの植生では、ゆっくりとした侵入になるといえる。このことから、周囲を発達した森林で囲まれているモウソウチク林よりも、放棄耕作地や低木しか存在しない発達途上の植生と隣接しているモウソウチク林の方が拡大のリスクが大きく、対策を優先するべきであるといえる。

第4章 モウソウチク林化による種多様性の変化

モウソウチク林化が生物多様性に与える影響を評価するために、モウソウチク林化にともなって増加する稈密度と、出現植物の種組成、種多様性の関係を明らかにした。あわせて、この関係が地質条件によって違いがあるのかを検証した。

この結果、モウソウチクの侵入によって、土壌が未成熟であり、二次林の遷移も遅いと考えられる花崗岩地域では、モウソウチクの稈密度と出現植物種数に負の相関がみられ、モウソウチク林化にともない植物の種多様性が衰退していた。これは、比較的明るい林床に存在していた種がモウソウチク林化によって消失したためであるとみられる。しかし、流紋岩地域では、モウソウチクの稈密度と出現植物種数に相関はみられなかった。これは、モウソウチクの侵入以前に二次林の遷移が進んでいた結果、すでに林床の植物の種多様性が低下しており、モウソウチクの侵入が出現植物種数に影響していなかったためであるとみられる。このように地質条件の違いによりモウソウチク林化による出現植物種数の変化に違いがみられた。これは、周囲の森林の遷移状態と関連があるとみられ、遷移の途上である森林にモウソウチクが侵入した場合に、より生物多様性に与える影響は大きい。よって、そうした森林等に隣接するモウソウチク林について、対策を優先すべきであるといえる。

第5章 持続的なモウソウチク林管理の手法の検討

各地の放置竹林でモウソウチクの駆除が試みられている。一方で、モウソウチクは稈の再生が早いなどの理由で資源としての活用を目指した管理方法も検討する必要がある。これらには、伝統的な竹林管理手法とは異なるモウソウチクの地上部の全面伐採がその手法として検討されている。そこで、地上部の全面伐採後2年間の再生過程と他種の侵入を明らかにし、地上部の全面伐採の生態学的影響を検討した。

この結果、伐採跡地をそのまま放置した場合、1年目には極めて細く高さの低い稈が多数発生した。2年目に発生した稈は太さ、高さともにやや大きくなり、本数は半減した。その後も稈径と高さを回復していくとみられるが、元の状態に再生するまでには時間を要すると見られる。モウソウチク以外の植物については、2年目までに高木層を構成できるような木本の侵入もなく、再生した稈は他種をほぼ被陰

するようになった。このことから、伐採後に何の管理もしなかった場合、再びモウソウチク林となる可能性が高い。このため、モウソウチクの拡大抑制のためには伐採後も十分な管理が必要であり、林内の光条件を改善し他種を侵入させた後に伐採をおこなうなど、手法に改善が必要であった。

第6章 総合考察

本論で得られた知見をもとに、今後の日本における竹林景観の管理手法を、拡大を抑制すべき竹林と、資源として有効に利用する竹林との選別をおこなう管理計画をおこなった。そして、管理計画によって選別された竹林をどのように拡大を抑制し、あるいは維持していくかという管理技法からの検討をおこなった。

隣接する植生からみた拡大のリスクと、竹林へのアクセス性などから判断した管理の作業性から、竹林を、拡大抑制竹林、早期拡大抑制竹林、持続的利用竹林、非利用竹林に4分類した。拡大抑制竹林と早期拡大抑制竹林は、拡大リスクが大きいことから拡大の抑制を目標とする必要がある。持続的利用竹林は、拡大リスクが比較的小さく、人間による管理も容易な場所に位置しているもので、今後の資源生産竹林としての活用も考えられる。竹林の拡大抑制を目的とする場合、地上部の伐採のみで、その後の管理を怠ると数年間でモウソウチク林が回復するので、そのことに留意をして計画的におこなわなければならない。資源生産竹林として管理する場合でも、間伐による伐採を基本にして伝統的なタケノコ生産林と同程度の密度を維持し、作業性を高めると同時に、林床の種多様性や景観の維持を図るべきである。

第1章 序論

1-1. はじめに

タケは、熱帯から温帯にかけて分布している（内村 2005）。そして、その稈は建築や工芸などの材料に、また、食用となるタケノコを産することから有用植物として栽培もされてきた（犬井 2002；内村 2005）。日本でも、建材や日用品の材料として利用されるほかに、七夕やとんど焼きといった民俗行事で利用され、茶道などの伝統文化とも結びついてきた。このため、北日本を除く各地に竹林は分布している（図 1-1）。そうした竹林が多く分布しているのは、里山と呼ばれる人間によって管理された自然（武内ほか 2001）である。しかし、そうした里山では 1960 年代以降、石油を起源とする製品の普及などによって、里山から得ていた薪炭や落葉などが人間により利用されなくなったことにより、植生の遷移が進み、植生パターンに変化が生じている（染矢ほか 1989；鎌田・中越 1990）。同時に、人の手が行き届かなくなった里山の二次林に隣接する竹林からタケが侵入し、竹林の拡大が進行していることが Okutomi *et al.* (1996) によって報告されている。

さらに、タケそのものを取り巻く環境も変化してきた。建材や日用品の材料としては、プラスチックや軽金属などの代替品の普及によって、これらにとって代われ、徐々にその材が活用される機会は少なくなっていった。そして、1980 年代後半以降は、中国からの調製タケノコ（タケノコ缶詰）の輸入増加によって、タケノコの国内の生産量は激減している（図 1-2）。このため、モウソウチク (*Phyllostachys pubescens* Mazel ex Houzeau de Lehaie) 林を中心とする多くの竹林が放棄されてしまい（柴田 2003）、タケノコ生産地域においても植栽に起因しない竹林の拡大が報告されている（鳥居・井鷲 (1997)。こうした竹林の拡大によって、生物多様性の低下（瀬嵐ほか 1989；山口・井上 2004；奥富 2005）や土砂災害の危険性（日浦ほか 2004）も指摘されている。このような状況を受けて、里山に対する保全活動が繰り広げられるのと同様に、ボランティアを主体とした竹林整備もおこなわれている（永田 2002；湯本・倉本 2005）。そして、竹林が植林地や果樹園、茶畑などに侵入することが、農業被害としても認識されるようになり、自治体はその対策に乗り出している例もある（荒生 2003）（図 1-3）。

加えて、竹林の拡大は、モウソウチクという江戸時代に日本へ移入された種（小

棕 1988) がその面積を広げていくという点で、他の二次林の遷移による植生パターンの単純化という変化(鎌田・中越 1990)の一部だけにはとどまらない。むしろ本来、その土地に生育していない生物が、人為によって入り込み野生化する生物学的侵入(鷺谷・矢原 1996)としてとらえることができる。その現象は生態系の構造や機能に影響を与え(Vitousek and Walker 1989)、群落内や景観内の生物多様性を減少させるとされている(de Wall *et al.* 1994; Usher 1988)。モウソウチクからなる竹林が広がるということも、旧来わが国に存在しえなかった森林景観が広がるということである。そして、それに伴って生態系の構造や機能に影響が生じ、生物多様性が減少する生物学的侵入の一例として、より積極的にその変化を防ぐ必要があるといえる。

一方で、タケは今なおアジアを中心に木質資源として重要視されている(内村 1998; Ruiz-Pérez *et al.* 2001)。日本でも、モウソウチク林の純一次生産速度は 18.1 t/ha/年と極めて高い(Isagi *et al.* 1997)。かつ、同じ林分から繰り返し稈を利用することができる持続性の高い森林であることから、資源としても重要な植物である。さらに近年の技術開発により、製紙材料、燃料用チップ、建築材料として活用することが可能となったことから新素材としてのタケにも期待が持たれている(犬井 2002; 内村 2007)。加えて、稈が数ヶ月で成長することから、高い二酸化炭素固定能力を持っているのではないかと推測されており(Kleinhenz and Midmore 2001)、地球温暖化の防止のためにもタケの利用は重要な意味を持っていると考えられる。このため持続的利用が容易な資源としてタケを活用する管理手法も構築してゆく必要がある。

このように、タケ、特に竹林の拡大の中心となっているモウソウチクの拡大特性を明らかにした上で、それに即した管理手法、駆除方法を立案し、資源としてのタケの有効利用を計画的におこなっていかねばならない。そのためにも、タケについての生態学的な研究が必要であり、本論もそれに貢献し、中山間地域の景観保全や急速に拡大しつつある外来植物への対策方法に新たな知見をもたらしたい。

1-2. タケや竹林に関する既往研究

1-2-1. モウソウチクの生態に関する研究

タケ類(ササ類を含む)は、全世界に 93 属 1,262 種(内村 2005)が存在して

いることが知られている。それらは、開花周期が長いことや、開花後一斉に枯死することなどの特異的な特徴を持っている (Janzen 1976)。日本でも 16 属 123 種のタケ類 (ササ類を含む) が確認されており (鈴木 1996)、その中でも大型で林を構成するものとして、マダケ属のモウソウチク、マダケ (*Phyllostachys bambusoides* Siebold et Zuccarini)、ハチク (*Phyllostachys nigra* Munro var. *henonis* Stapf ex Rendle) の 3 種が北日本を除く各地に分布している。

日本におけるマダケ属の生態学的研究は、マダケ、モウソウチクなどの資源利用と結びついた研究が 1950 年代までの主流であり (重松 1960 など)、人の手を離れた竹林における研究は、戦後になってマダケを中心に進められてきた (上田・沼田 1961; 沼田 1962 など)。放任されたモウソウチク林の研究は、それより遅れてタケ類に特徴的に見られる開花枯死 (山路ほか 1984) 後の再生過程と林分構造が調査された (Watanabe *et al.* 1982; 渡辺 1985)。さらに、モウソウチクの開花に関しては、Isagi *et al.* (2004) が、AFLP 分析を用いて、開花株のクローン構造を明らかにした。また、マダケ林 (Isagi *et al.* 1993) と同様に、モウソウチク林の物質生産量、現存量などの推定もおこなわれており (Isagi *et al.* 1997; Li *et al.* 1999; 坂野ほか 2002)、掘り取りによって地下部現存量の詳細な推定もおこなわれている (張ほか 2005)。

日本では里山を保全する上で「じゃま者」の扱いを受けているモウソウチクであるが (鳥居 2003)、海外に目を向けると、中国では今なお貴重な木質資源として注目されており (Ruiz-Pérez *et al.* 2001)、木質資源としての竹林の有効利用に関する基礎的研究が 1990 年代後半から進められている。例えば、新生稈の本数や位置 (Li *et al.* 1997)、豊年と凶年の周期性 (Li *et al.* 1998b)、炭素流動と成長リズムとの関係 (Li *et al.* 1998a) などがあり、さらには、施肥などが稈の発生にもたらす影響も研究されている (Li *et al.* 2000; Wu *et al.* 2001; Kleinhenz *et al.* 2003)。これらの中には、モウソウチクの管理手法に有益な情報をもたらすと考えられる研究も多い。

1-2-2. 竹関連産業の推移に関する研究

1-1 で触れたように、大型のタケ類はタケノコ・竹材などを生産するために、各地に植えられ、その地域の産業の中心となってきた。特に、京都市を中心とする地

域では竹材やタケノコの生産が盛んである。これを対象として、京都府乙訓郡におけるタケノコ産地の形成過程をまとめた研究(吉田 1930)や、京都盆地での竹林の分布を自然条件や生産物の流通から複合的かつ詳細な検討をおこなった研究(水山 1953)など人文地理学の視点から研究がなされている。さらに、岩井(1982)は、京都周辺に発達した竹材生産体制の変化と卸売体制の変化との関連を林業経済の視点から検討している。また、京都以外でも千葉県房総半島(君塚 1983)や福岡県八女地方(大石 1985)といったタケノコ生産地域での産地形成過程や産業としての維持構造を明らかにした研究がおこなわれた。

しかし、1980年代後半からは、輸入タケノコや輸入竹材の増加(図1-2)により、全国的に竹関連産業の衰退が進んでいる(柴田 2003)。よって近年では、竹林の所有者の竹林に対する意識の低下を検討する研究が多い。伊藤ほか(2000)は京都周辺でタケノコ生産農家の竹林離れが進行していることを明らかにし、中島(2001, 2002)は生産者へのアンケートによって現在の竹林経営の問題点の抽出をおこなった。

1-2-3. 竹林分布の変遷と拡大、およびその影響についての研究

本研究の中心となる竹林分布の変遷については、江戸時代後期から1979年までの京都周辺における竹林の分布変化を、小椋(1983, 1988)は歴史地理学の景観復元の視点から、地形図や絵図を用いて明らかにしている。これらにより、1800年代前半までは、京都周辺で竹林の分布に変化が見られなかったものの、1800年代後半以降、丘陵地でのタケノコ生産を目的としたモウソウチク林の増加と平野部における都市化や農地化の進行による竹林の減少があったことが明らかとなっている。また、今井・尼崎(1987)や狩野(1995)も、京都市やその周辺の平野部において市街地の拡大の影響を受けて、竹林の縮小が生じていると小椋(1988)と同様の報告をしている。

ところが、Okutomi *et al.* (1996)は、タケノコ生産の盛んではない東京都南西部の丘陵地において、空中写真判読と地形図から竹林分布の変化を明らかにした。この結果、人間による管理の行き届かなくなった落葉広葉樹二次林にモウソウチクを中心とするタケが侵入していることを報告する。続いて、鳥居・井鷲(1997)も空中写真判読と土地利用図、地形図を用いて、京都府南部で竹林が拡大していること

を明らかにし、タケノコ生産地域においても、人間による植栽に起因しない竹林の拡大を報告した。その後も、大阪府岸和田市（大野ほか 1999）、高知県高知市北山地域（三宅ほか 2000）など各地で竹林の面積拡大が報告されるようになり（図 1-3）、竹林の拡大が広く認識されるようになってきた。これと同時に、竹林の拡大予測をおこなうことを目的に、植生・土地利用、地形、市街地からの距離などと竹林拡大速度の関係を検討する研究がおこなわれるようになった。植生・土地利用との関係としては、鳥居（1998, 2002）、三宅ほか（2000）、大野ほか（2002b, 2004）、甲斐・辻井（2004）、西川ほか（2005）が、地形条件との関係としては、鳥居（1998, 2002）、大野ほか（2002a）、甲斐・辻井（2004）が、市街地・集落からの距離との関係としては大野ほか（2003）がそれぞれの条件と竹林拡大速度の研究をおこなっている。さらに、地形図や空中写真よりも広範囲で竹林の面積変化を把握するために Landsat TM（小泉ほか 2003a, 2003b；張 2004）や、IKONOS（張 2004）、QuickBird（大野ほか 2004, 2005a）といった衛星画像を用いたリモートセンシングの導入も試みられている。また、中心投影による空中写真の歪みや地形による歪みによる誤差を解消するためにデジタルオルソ補正（望月 2007）をおこなうことにより、竹林抽出の精度の向上をはかる試みもなされている（西川ほか 2005）。しかし、これらの竹林の拡大を扱った研究は、図 1-3 に示したように、近畿地方の放棄竹林でおこなわれたものが多く、竹林の分布（図 1-1）に比べるとごく一部でしか行われていない。よって、中国地方や東海以東における事例も検討する必要があるといえる。

また、これらの研究では、個々の条件と竹林拡大の関連性をそれぞれ単独に考察しており、竹林の拡大に影響を及ぼしている要因の総合化、定量化は、全くなされてこなかった。このため、竹林の拡大が今後どのように進むかというシミュレーションをおこなうことは難しく、管理計画を立てるにあたって、対策を優先すべき竹林の選定も難しかった。また、竹林拡大フロントの年間進行速度は地域間の比較によって 1.0~3.0 m/yr.とされている（西川ほか 2005）。しかし、これに関しても統一的で定量的な手法を用いて地域間での竹林の拡大に影響を及ぼす要因を考慮した上で比較をする必要がある。

これらの研究が進む中で、当初、Okutomi *et al.*（1996）は、竹林周辺の二次林で利用・管理がなされなくなったことにより、竹林の拡大が進んでいるとその要因を

考察していた。しかし、鳥居・井鷲（1997）と Isagi and Torii（1998）により、京都府南部のタケノコ生産地域においても、竹林の放置が進み、竹林に対する人間による利用の衰退も竹林の拡大に影響を及ぼしていることが推察されるようになった。それをふまえて、小泉ほか（2003a）は、京都府山城地域において、1961年を境に、竹林の拡大の中心が農地から樹林地に変わったとし、時期の違いにより竹林の拡大を人為的なタケの植栽によるものと樹林地の管理不足によるものとに区分している。また、甲斐・辻井（2004）は、宮崎県高岡町において、竹林が放置された集落とタケノコ生産が継続している集落において、竹林面積の変化を調べ、タケノコ生産が継続している地域において、1983年以降竹林面積や竹林数に変化がみられず、竹林の拡大が抑制されていることを明らかにしている。大野ほか（2005b）は、山地、丘陵地、台地で人間の土地利用のコントロール意識の強さの違いによって竹林拡大の進行に差が生じていることを明らかにしている。

こうした、人間の竹林利用を考察に取り込んだ研究はあるものの、小泉ほか（2003a）では、研究対象とした地域におけるタケノコ・竹材の生産変遷に関する考察は浅い。甲斐・辻井（2004）においても、集落としてタケノコ生産の継続の有無のみで竹林に対する管理を評価したに過ぎない。大野ほか（2005b）も竹林の管理に対する考察は表面的なものになっている。しかし、図 1-2 に示したように国内におけるタケノコ・竹材の生産量は減少傾向にあり、集落としてタケノコ生産が継続している場合においても、農家・林家単位ではタケノコの生産を、縮小ないしは中止している。このため、タケノコ生産地域でこそ、よりミクロスケールな視点から竹林拡大の推移を検討する必要があるといえる。そして、これまでの竹林拡大を検討する研究は、図 1-3 のとおり、京都府南部（鳥居・井鷲 1997、小泉 2003）、福岡県立花町（西川ほか 2005）、宮崎県高岡町（甲斐・辻井 2004）の事例を除けば、タケノコ生産が継続しておこなわれている地域での検討はおこなわれていない。そのため、当該地域のタケノコ等の生産量の統計や農家・林家からの聞き取りから、タケノコ・竹材生産の変遷やタケの植栽の時期などの情報を収集し、竹林の拡大との関連性を探る必要がある。

一方で、周囲の植生条件と密接に関わりを持つタケの侵入過程についての研究もおこなわれている。Okutomi *et al.*（1996）は、タケよりも高さの低い落葉広葉樹林に対して、その林冠を越す高さの稈を数ヶ月で成立させることを数年にわたり繰り返

返すことにより、落葉広葉樹を被陰し、竹林化が進行するとしている。また、Isagi and Torii (1998) も、竹林に隣接する落葉広葉樹林内で竹稈と樹木の直径分布を明らかにし、モウソウチク林よりも高さの低い二次林や植林地においてモウソウチクの侵入が続く可能性が高いと予測している。しかし、タケの侵入した広葉樹林内でタケと樹木の分布を明らかにした片野田 (2003) は、モウソウチクが侵入先の林冠を突破しない場合においても、樹木の枝をモウソウチクの稈や枝が傷つけることにより、周辺の樹木を枯死させてしまい、植生高の違いは、竹林の拡大の障壁にはならないとしている。また、片野田 (2004) は、タケの侵入が植林されたヒノキの樹冠に影響を及ぼしていることを明らかにしている。ところが、タケと広葉樹の樹形と樹高の調査をおこなった山口・井上 (2004) は、スタジイ (*Castanopsis cuspidate* Schottky var. *sieboldii* Nakai) などのモウソウチクの侵入稈よりも高い樹木がタケの侵入を阻害すると予測している。また、奥富 (2005) も二次林よりも植生高、植被率が共に高い常緑広葉樹自然林への侵略は、侵入した稈が常緑広葉樹に被圧されるために難しいと考えるのが妥当であろうとしている。竹林の侵入先の植生高と竹林拡大速度との関連については、高さの異なる植生領域に拡大した竹林の分布前線周辺における稈の分布調査などによる更なる検討が必要である。

このような竹林の拡大による影響として、瀬嵐ほか (1989) は落葉広葉樹林が竹林化した場所において、山口・井上 (2004) は照葉樹林にタケが侵入した場所において植生構造の調査をおこない、群落の階層構造が単純化し、植物の種多様性が低下していることを指摘している。さらに、山口・井上 (2004) は、タケの稈鞘の腐植実験をおこない、糸状菌の少なさを指摘し、生物多様性の衰退を示唆している。しかし、モウソウチクが広葉樹林等を竹林化していく中では、Okutomi *et al.* (1996) が徐々に稈密度を増していくことにより最終的に竹林化するとしていることから、稈密度と種多様性との間に何らかの関係性があるとみられる。この点について十分な調査はおこなわれておらず、稈密度の異なるプロットにおいて、出現種数を比較するなどの方法で竹林化に伴う種多様性の衰退の進行過程を明らかにし、放棄竹林の管理計画の策定に反映する必要がある。

このほかにも竹林の拡大に伴う影響として、石賀ほか (2001) は、竹林が雑木林に侵入することにより土壌組成が変化し、透水性が低くなることを指摘している。さらに日浦ほか (2004) は、竹林が拡大することによって地すべり災害が起りや

すくなる可能性があることを指摘している。さらには、竹林が植林地や果樹園、茶畑などに侵入することが、農業被害としても認識されている。これらに対して、自治体がその対策に乗り出している例（荒生 2003）や、市民ボランティアによる竹林整備の実例（永田 2002；湯本・倉本 2005）も紹介されている。

こうした放棄竹林対策をおこなうにあたっては、その合理的な伐採方法が検討される必要がある。河原ほか（1987）は、モウソウチクが伐採された後のモウソウチクの再生過程について明らかにしている。さらに近年では、急速に進みつつある竹林の拡大に対してその対応策を検討する必要から、伊藤・山田（2005）や藤井ほか（2005）が、野外実験において皆伐後の変化の再検討をおこなっている。これらの実験では、モウソウチクの再生が中心に議論されており、里山の保全を目標にした放棄竹林対策を考える際に重要な、伐採後の竹林跡地におけるタケ以外の種の侵入過程についての議論は十分されていない。そこで、この点に注目し、竹林の駆除や、バイオマス資源としての利用（内村 2005, 2007）を目標とした放棄竹林管理手法を検討する必要があるといえる。

1-3. 研究目的

このように、各地で拡大を続けている竹林の拡大の報告やそのメカニズムの解明については、様々な視点から研究がなされてきた。しかし、竹林の拡大には、竹林や隣接する森林・農地の管理放棄が結びついており、これとの関係性の解明や、人為的なものを含めた諸要因の中で、竹林への影響が大きい要因の抽出も必要である。加えて、竹林の拡大メカニズムの更なる検討や、竹林の拡大による生物多様性への影響といった基礎的な知見の充実をはかり、竹林の拡大を抑制し、持続的に活用して行くための管理手法や管理計画の立案を検討していく必要がある。

そこで本論では、タケの生態的な特性を反映して、竹林の利用と拡大抑制の両面を視野に入れた管理計画の確立をおこなうことを最終目標として、これまでの検討の中で明確にされてこなかった竹林の拡大に関する知見を明らかにする。そして、それらを踏まえたうえで持続的な竹林の管理手法の検討をおこなう。

1-4. 論文構成

本論文では、まず、竹林の拡大が進行しやすい条件の場所を明らかにし、拡大速

度に影響を与えている要因の定性的、定量的検討をおこなった(第2章)。この際、これまで多くの検討がなされてきた放棄竹林が卓越した地域ではなく、一部の竹林ではタケノコ生産を目的とした竹林の管理が継続しているタケノコ生産地域を対象とした。これは、タケノコ生産地域においても近年のタケノコ生産の衰退により、タケノコの出荷や竹林の管理が放棄されている林分も多く存在し、集落内における竹林の管理状態が多様である点に着目したからである。そのため、隣接する植生、地形などの自然的条件の違いに加えて、その竹林の管理状況や管理に影響を及ぼす要因によって竹林の拡大速度に違いが生じているかを比較することを可能とした。さらに、東日本と西日本の2集落の竹林拡大を、重回帰分析を用いた定量的な手法によって比較することにより、両地域における竹林の拡大に対する要因の総合化をはかり、地域間の竹林拡大に対する要因の作用の仕方を比較することを可能とした。

次に、第2章で扱った竹林拡大速度に影響を与える要因として重要である竹林拡大先の植生高とモウソウチクの侵入メカニズムに関する考察をおこなった(第3章)。ここでは、高さの異なる植生に侵入したモウソウチク林化しつつある調査区で、モウソウチクの稈齢分布を調べることにより、ミクロスケールで竹林の拡大プロセスを明らかにした。

そして、モウソウチクの侵入による種多様性への影響を明らかにした(第4章)。ここでは、竹林化の進行にともなって高まるモウソウチクの稈密度に着目し、これと出現植物種数の関係を検討した。さらに、2つの地質地域にまたがって調査をおこなうことにより、その変化の大きさに対する地質の影響を検討し、竹林の拡大に伴う生態的な影響の地域差を明らかにした。

さらに、第5章では、実際に竹林の管理をおこなう上で重要となる伐採手法について、実験的な伐採と伝統的な竹林管理手法との比較により検討した。実験的な伐採は、放棄竹林において近年各地でおこなわれつつある地上部の皆伐をおこない、モウソウチクの回復過程とともに植物相の回復過程を明らかにすることで、生態的に合理性の高い竹林管理手法の検討をおこなった。さらに、これと伝統的な竹林管理手法を比較することにより、持続可能な竹林の管理手法を検討した。

最後に、これらの結果を総括して、里山の景観や生態系を維持するために必要な管理をおこなうべき竹林の選定計画や、それによっておこなわれるべきモウソウチク林の持続的な管理手法の検討をおこなった(第6章)。

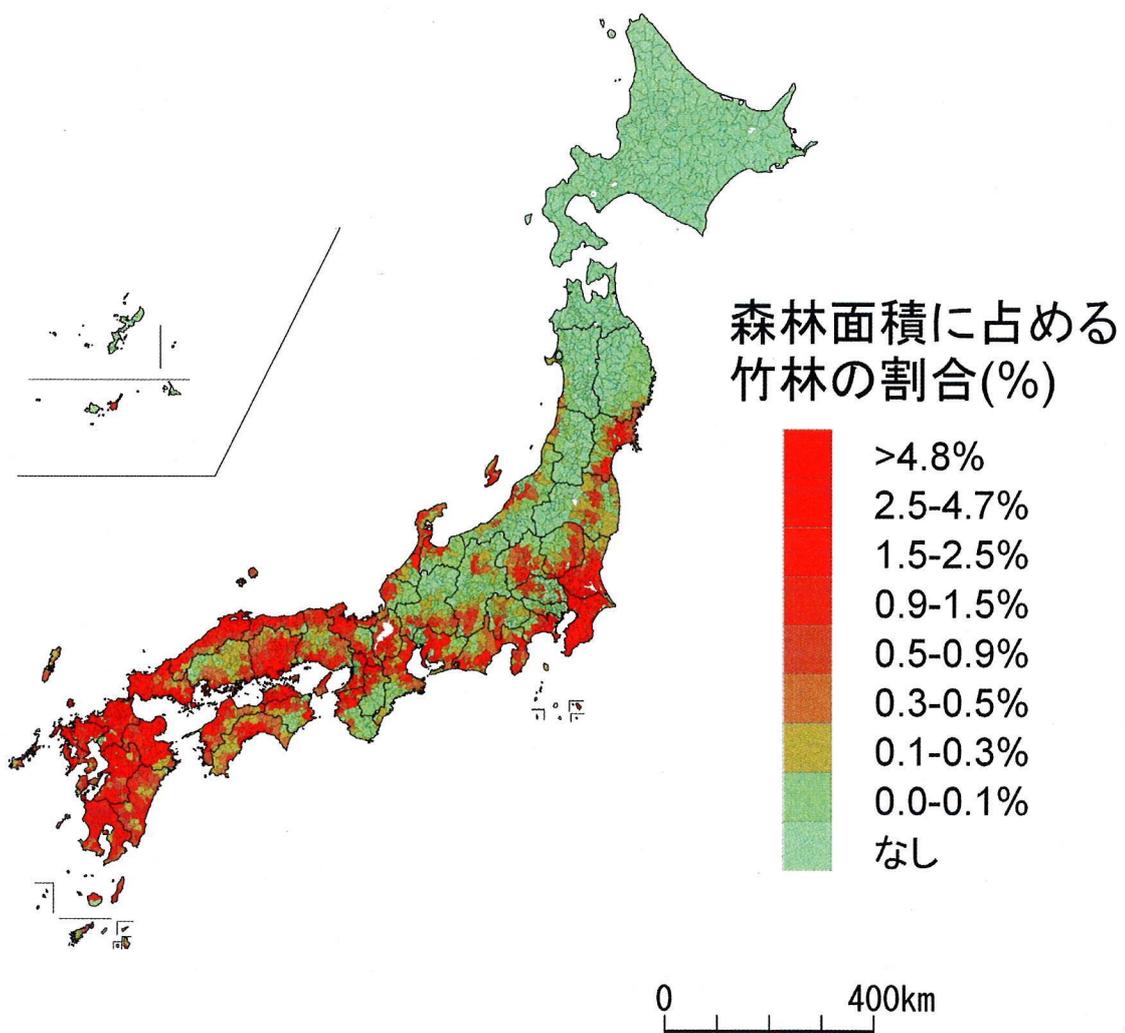


図 1-1 市町村別の森林面積に占める竹林面積の割合。

(2000年世界農林業センサスより)

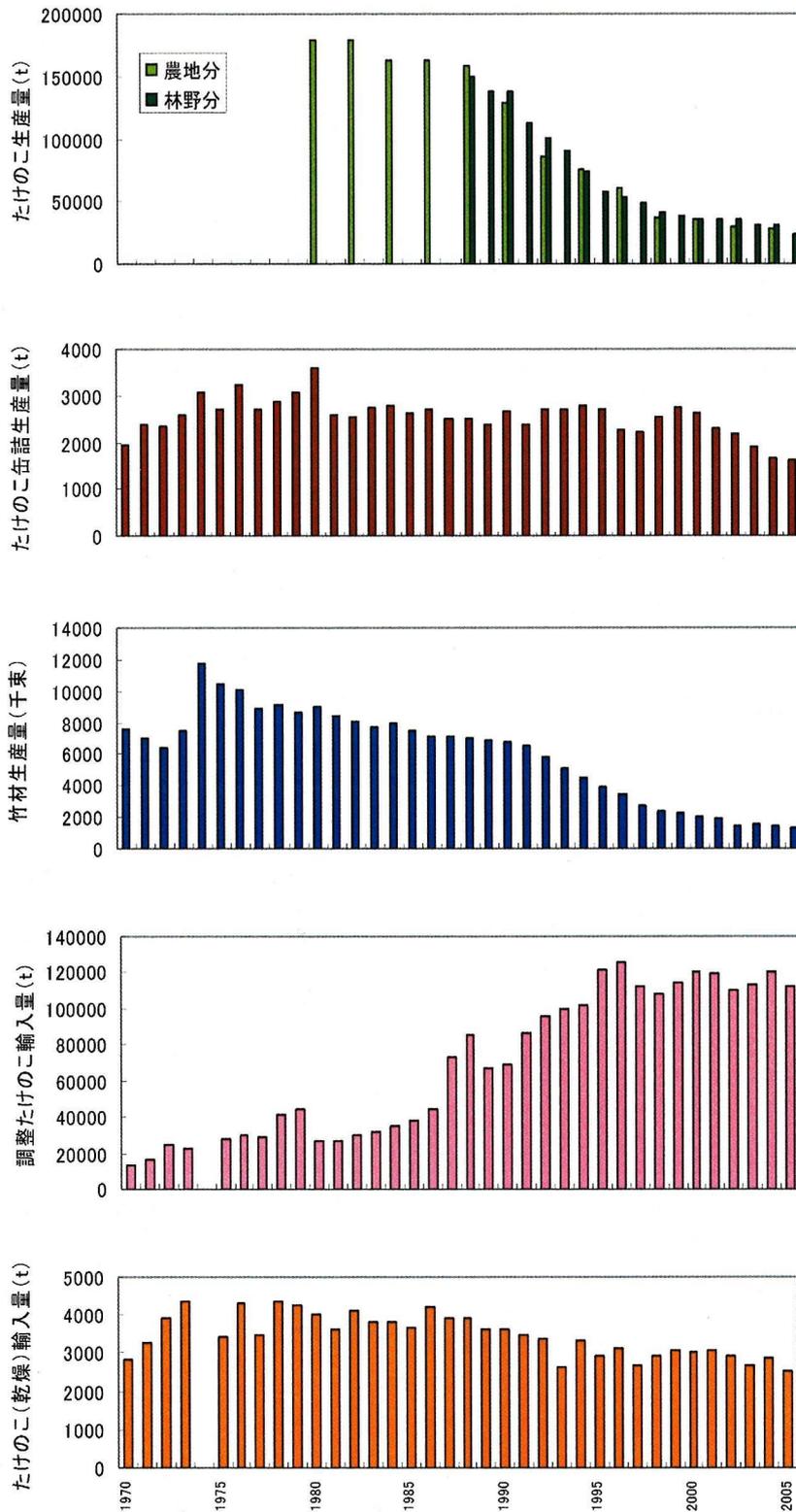


図 1-2 国内のタケノコ・竹材の生産量とタケノコ輸入量の推移

(林野タケノコ・竹材生産量は林野庁『特用林産基礎資料』，野菜タケノコ生産量は農林水産省生産局『地域特産野菜の生産動向』，缶詰生産量は日本缶詰協会『缶詰時報』，タケノコ輸入量は財務省『貿易統計』より筆者作成.)

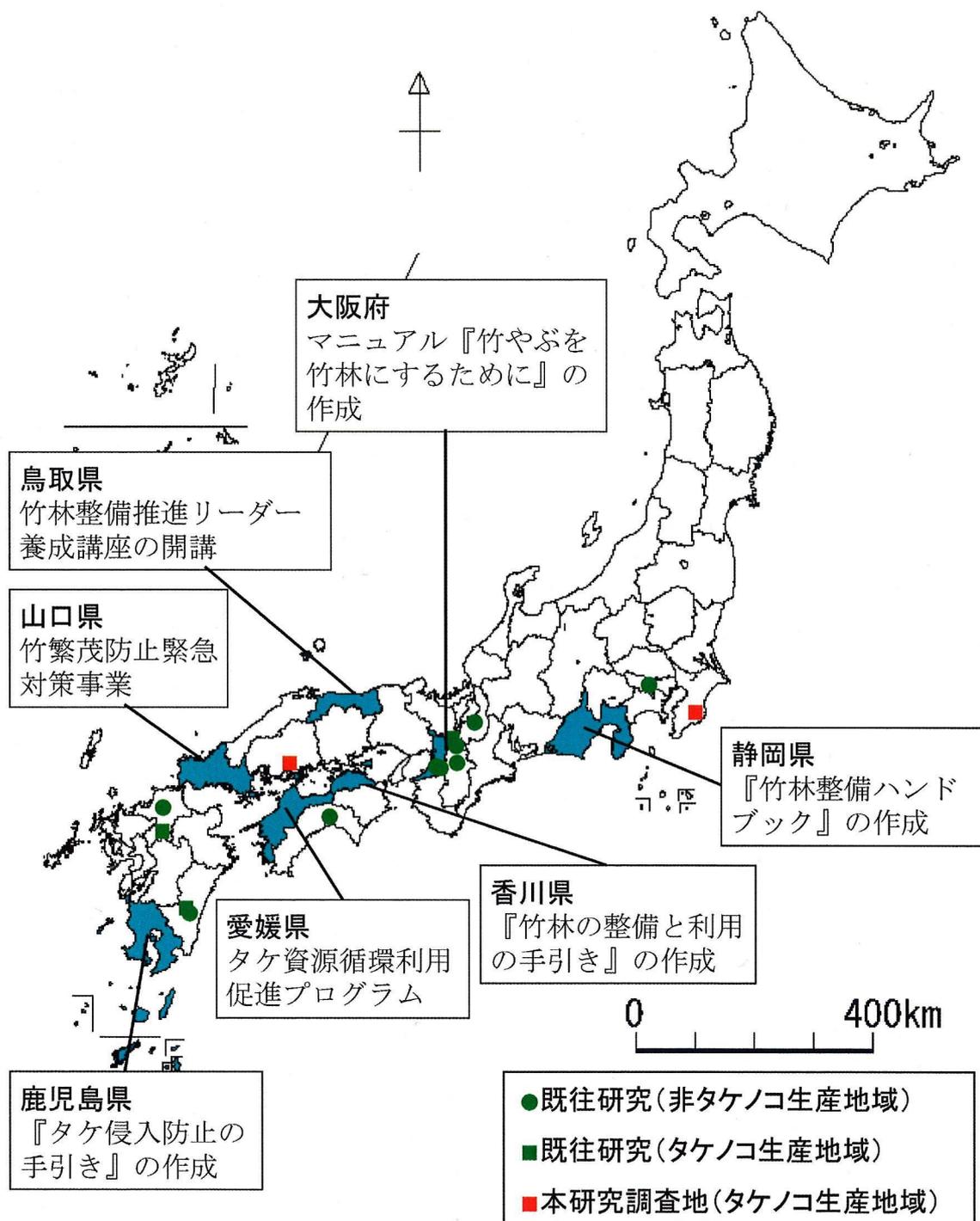


図 1-3 府県が主導する竹林拡大防止対策と竹林拡大の研究状況.

第2章 竹林の拡大特性の地域間比較

2-1. はじめに

竹林の分布を含む植生の空間配置は、気候、地形、土壌といった非生物的な状態や、生物間での相互作用など様々な要因に支配されている (Turner *et al.* 2001)。地形は形状そのものや、それによって生じる物質流動が生物的特性に影響を与えることによって植生パターンに影響を与えていると考えられ (Swanson *et al.* 1988)、これに人間による土地利用の影響 (Foster 1992) も加わって植生の空間配置が決定している。国内の里山においても、染矢ほか (1989)、戸沢 (1989)、鎌田・中越 (1990)、Nakagoshi and Ohta (1992)、Fukamachi *et al.* (2001)、後藤・杉田 (2003)、Osumi *et al.* (2004) などが、これらの植生分布に与える影響を考察している。

各地で進行している竹林の拡大に対しても、その場所の地形、周囲の植生などが影響しているとみられる。さらに、竹林の人間による利用履歴も竹林の拡大に関連しているといえる。そのため、本章では竹林の拡大が進行しやすい生物・非生物的条件の場所を明らかにし、拡大速度に影響を与えている要因の検討をおこないたい。

1-2-3 に示したように、竹林分布の変化を空中写真や地形図などから復元し、竹林の拡大速度と地形や植生との関連を明らかにしようとする試みがこれまでも多くおこなわれている。特に、竹林化の生じた植生については、多くの議論がなされており、Okutomi *et al.* (1996) では、落葉広葉樹林の竹林化面積が大きい事を示しており、大野ほか (1999) は針葉樹林や果樹園の竹林化面積が大きかったとしている。鳥居 (1998, 2002) や甲斐・辻井 (2004) は、樹冠の粗密と竹林化のしやすさを比較しており、近畿地方で調査をした鳥居 (1998, 2002) では、樹冠密度が疎な林で拡大が進みやすく密な林で進みにくいとしている。一方で、宮崎県で同様の調査をおこなった甲斐・辻井 (2004) は、樹冠密度との関連は薄かったとして、その理由を温暖な気候によってタケの成長が活発であったためであるとしている。三宅ほか (2000) は、竹林拡大前線移動距離により植生ごとの竹林化の進みやすさを比較し、常緑広葉樹二次林にも落葉樹林とほとんど変わらないスピードで竹林化が進行していることと、地下茎の伸長が容易とみられる草地や耕作地での拡大が急速に進んでいることを明らかにした。大野ほか (2002a) は、竹林に隣接する部分に限定した竹林への変化率を算出し、人間による利用が特に少なくなった林地で拡大

が進行していることを明らかにし、果樹園、畑などへの侵入には、土地利用ごとの管理状況が影響を及ぼしているとしている。このため、竹林の面積規模と周囲の植生・土地利用を総合的に評価した大野ほか（2004）においても、耕作地をその管理状態に応じて拡大が進行しやすい場合とそうでない場合のある植生として検討を進めている。西川ほか（2005）は、竹林が接する境界のうち竹林の前進がみられた部分の長さの比を植生ごとに集計して比較をおこなった。この結果、開放的な草地やタケよりも植生高の低い広葉樹林で竹林化が進行していることを明らかにしている。

また、地形条件との関連については、鳥居（1998, 2002）が起伏量（傾斜度）、斜面形、斜面方位を検討しているが、3つの調査地域で傾向が異なっていることなどから関係を見極めにくいとしている。また、甲斐・辻井（2004）でも、有意な関係性は得られなかった。しかし、これらの調査では、地形図の等高線から40 mのグリッドごとに地形を判断しているに過ぎず、地形解析の精度の問題もあるのではないかと考えられる。一方で、大野ほか（2002b）では南南東向きの斜面、 $5\sim 10^\circ$ の緩斜面で拡大が進んでいるとしている。そして、地質・土壌条件との関連については、鳥居・井鷲（1997）が、花崗岩山地で竹林の拡大速度が遅く、地質・土壌条件が竹林の拡大を阻止する可能性を指摘している。

一方で、鳥居・井鷲（1997）が竹林の拡大は「タケの植栽・利用とその後の放置」という人間活動が引き金になっているとしていることから、竹林の拡大を議論するには、竹林やその周囲での人間活動も研究対象とする必要がある。大野ほか（2003）は、集落からの距離によって竹林に対する人為の加わり方が異なり、粗放化が進みやすいことから、集落から離れた場所で竹林が拡大しやすいと報告している。大野ほか（2005b）においても、山地、丘陵地、台地で人間による土地利用のコントロール意識の強さが違うことにより、竹林の拡大の進行に差異がみられることを明らかにしている。また、小泉ほか（2003a）は、京都府山城地域において、1961年を境に、竹林の拡大の中心が農地から樹林地に変わったとし、人為的な竹林の植栽と樹林地の管理不足による竹林の拡大の生じた時期を区分した。そして、甲斐・辻井（2004）は、竹林が放置された集落とタケノコ生産が継続している集落の竹林面積の変化を比較し、タケノコ生産が継続している地域において、1983年以降、竹林面積や竹林数に変化がみられず、竹林の拡大が抑制されているとしている。このよ

うに、時期や地域の選定で竹林拡大とタケノコや竹材の生産の影響を考慮しているものがあるものの、地域内での竹林拡大速度に関して議論しているものはみられない。

また、これらの研究では、個々の要因と竹林の拡大がどのように関係しているかを、個別的かつ定性的に考察したに過ぎない。実際の竹林では、それらの要因が複合して拡大に作用していることから、竹林の拡大要因の解析には各要因がどの程度、竹林の拡大に影響を及ぼしているのかを定量的に把握する必要がある。そして、それを明らかにすることは、今後の竹林の拡大がどのような林分で進みやすいかを予測するために重要である。

さらに、竹林の拡大を報告する研究は図 1-3 に示したように近畿地方に集中しておこなわれており、それ以外の地域での報告は少ない。そして、京都府南部の事例（鳥居・井鷲 1997；Isagi and Torii 1998；小泉ほか 2003a）と宮崎県高岡町楠見地区（甲斐・辻井 2004）、福岡県立花町の事例（西川ほか 2005）の事例を除けば、調査対象の竹林が放棄竹林であった場所であり、人間による竹林の利用履歴と竹林の拡大の関係にまで研究対象を広げたものは少なかった。しかしながら現在、タケノコ生産地域においても放棄竹林が増加し、竹林の拡大が進んでいる（鳥居・井鷲 1997；Isagi and Torii 1998）。そして、タケノコ生産地域では、タケノコの出荷を続けている竹林所有者とタケノコ生産を止めてしまった竹林所有者との間には竹林でおこなわれる作業内容に大きな差が生じている。このため、一つの集落に管理強度の異なる竹林が存在することとなり、人為攪乱と竹林の拡大の関係を検討するためには、多様な竹林の管理形態が存在するタケノコ生産地域での研究が有効である。

そこで本章では、東日本と西日本でタケノコ生産が盛んであった千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落（以下、平沢集落とする）と広島県竹原市小吹集落（以下、小吹集落とする）を対象に、竹林の分布変化を明らかにし、既往の研究で竹林拡大速度が明確な場所との比較や、タケノコ生産動向との関係を明らかにした。そして、植生、地形といった自然条件と竹林の拡大との関係と同時に、人間活動と竹林の拡大との関係を解明することを目的に、両集落において竹林の拡大に影響を及ぼしている要因の検討をおこなった。さらに、重回帰分析の手法を用いることによって個々の竹林の拡大率に影響をもたらしている要因を総合的に解析し、竹林の拡大に影響を与

えている要因の定量的な解析と、両集落で竹林の拡大に影響を与えている要因の比較をおこなった。

2-2. 調査地域

2-2-1. 千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落

房総半島中央部に位置する千葉県大多喜町（図 2-1）は、南関東最大のタケノコ生産地であり、1867（慶応3）年にはタケノコが生産がおこなわれていたという記録が残っている（君塚 1983）。特に、南東部に位置する平沢集落でタケノコ生産が盛んである。

平沢集落の中央部には、南から北へ夷隅川支流の平沢南小川が流れており、集落北部で平沢北小川と合流し平沢川となっている。住宅や水田は平沢南小川沿いの狭い段丘上に点在しており、その背後の斜面は、スギ（*Cryptomeria japonica* D. Don）・ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa* Sieb. et Zucc）の植林地、コナラ（*Quercus serrata* Thunb.）やクヌギ（*Quercus acutissima* Carr.）が優占する落葉広葉樹林やモウソウチク林からなる林野である。

集落の最高地点は南端にある野々塚で海拔 268.1 m、最低地点は約 85 m である。地質は、新第三紀鮮新世に形成された泥質の黄和田層である（地質調査所 1980）。

最寄りのアメダス観測点である君津市坂畑（海拔 120 m）の年平均気温は 13.7℃、1 月の平均気温が 3.4℃、8 月の平均気温が 24.8℃、年降水量が 2021.6 mm である（1979-2000 年平均）。このように、温暖な気候で、降水量も多く、モウソウチクの生育に適している。

本集落でも高齢化が進行しており、農家人口の約 32% が 65 歳以上の高齢者によって占められていた（図 2-2）。

なお、本研究では、この平沢集落内の図 2-1 に示した約 787 ha を対象として調査をおこなった。

2-2-2. 広島県竹原市小吹集落

広島県中南部に位置し、瀬戸内海に面する竹原市（図 2-1）は、かつてタケノコ加工工場があったことなどでタケノコが生産が盛んであった。現在でも市東部の小梨町小吹集落でタケノコが生産がおこなわれており、この集落を調査地域とした。

小吹集落は、中央部を北から南に内浜川が流れており、それに沿って、住宅や耕作地が立地している。その両側は急な斜面となっており、北部にはアカマツ (*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc) やコナラが優占する二次林がみられるものの、南部は1994年に発生した山火事後の植生回復の途上である。

集落の最高点は北端にある約360mの山頂で、最低地点は約45mである。地質は花崗岩からなっている(広島県 1985)。

最寄りのアメダス観測点である竹原の年平均気温は15.0℃、2月の平均気温が5.3℃、8月の平均気温が26.1℃、年降水量が1,187.5mmである(1979-2000年平均)。このように温暖ではあるものの、降水量は日本国内でも少ない地域である。

本集落では高齢化が極めて進行しており、農家人口の半数が65歳以上であった(図2-2)。

なお、本研究では、この小吹集落内の内浜川流域、約114haを対象として調査をおこなった(図2-1)。

2-3. 方法

2-3-1. 相観植生図の作成

両集落の竹林分布とその周辺の植生を明らかにするため、相観植生図の作成をおこなった。平沢集落では、1966年国土地理院撮影の2万分の1白黒空中写真(整理番号:KT-66-5X)、1974年国土地理院撮影の1万分の1カラー空中写真(整理番号:CKT-74-14)、1984年国土地理院撮影の2万分の1白黒空中写真(整理番号:KT-84-2X)、2001年中日本航空撮影の1万分の1カラー空中写真を用いた。調査地域内において表2-1のとおり竹林、常緑広葉樹林、落葉広葉樹林、針葉樹林、低木林、草地、水田、畑地、樹園地、宅地ほか、開放水域の分布をそれぞれの撮影年について反射型実体鏡を用いて判読し、大多喜町発行の1万分の1の地図(大多喜町1992)をベースマップとする相観植生図を作成した。さらに、これをGISソフト(MicroImages社製TNT mips ver. 6.7からver.7.1を使用)によってベクタ型の数値地図として、それぞれの植生の面積を算出した。

小吹集落では、1986年国土地理院撮影の2万分の1白黒空中写真(整理番号:CG-86-3X)、1996年国土地理院撮影の2万5千分の1白黒空中写真(整理番号:CG-96-2X)、2000年国土地理院撮影の4万分の1白黒空中写真(整理番号:

CG-2000-2Y) を用いた。これらの空中写真を Erdas Imagine ver. 8.5 を使用してオルソ幾何補正をおこない相観植生図のベースとして用いた。オルソ幾何補正には、国土地理院発行数値地図 50 m メッシュ (標高) を Digital Elevation Model (DEM) として使用した。空中写真判読は反射型実体鏡を用いておこない、表 2-2 のとおり竹林、広葉樹・アカマツ高木林、広葉樹・アカマツ中木林、広葉樹・アカマツ低木林、針葉樹植林地、草地、山火事跡地、耕作地、耕作放棄地、造成地、人工構造物、居住地、道路、水面に区分して、GIS ソフトに入力し、ベクタ型数値地図とした。また、2006 年 2 月から 3 月にかけて、現地調査をおこない、竹原市発行 2,500 分の 1 都市計画図をベースマップとする相観植生図を作成し、これも GIS ソフトを用いて、ベクタ型数値地図とした上で、それぞれの植生の面積を算出した。

両地域とも、原則として 0.1 ha 以上の植生単位を抽出したが、本研究の中心となる竹林に関しては、0.1 ha 未満のものもできる限り抽出して図化した。なお、両集落とも竹林は、モウソウチク、マダケ、ハチクから構成されているが、判読できた竹林の 9 割以上がモウソウチク林であることが現地調査で確認されたので、竹林と判読した植生パッチを全てモウソウチク林として分析をおこなった。

2-3-2. 竹林の年間拡大率

両集落の竹林拡大の速度を比較するために、総竹林面積より以下の式で各期間の年間拡大率 (鳥居・井鷲 1997) を算出した。

$$R=(S_{t+y}/S_t)^{1/y} \quad (1)$$

ここで、 R は年間拡大率、 S_t は元の竹林面積、 S_{t+y} は y 年後の竹林面積である。

2-3-3. 竹林年間拡大率の地域間比較

竹林年間拡大率の地域差や時代変化を明らかにするために、上述の平沢集落と小吹集落の竹林年間拡大率に加えて、著者が以前調査した神奈川県鎌倉市西部の竹林年間拡大率と既往の研究 (奥富・福田 1991; 鳥居・井鷲 1997; 鳥居 1998, 2002; 三宅ほか 2000; 大野ほか 2002, 2004; 小泉ほか 2003a; 甲斐・辻井 2004; 西川ほか 2005; 伊藤・山口 2005) で発表されている各地の竹林年間拡大率もしくは、発表されている面積より著者が式 (1) により算出した竹林年間拡大率の比較をおこなった。

なお、神奈川県鎌倉市西部の竹林面積は、国土地理院撮影の1963年（整理番号：MTK-63-7）、1988年（整理番号：CKT-88-2）の1万分の1白黒空中写真と中日本航空撮影の2000年の1万分の1カラー空中写真より、各時期の竹林分布図を作成し、GISソフトを用いて面積の計算をおこなったものである。

2-3-4. タケノコ生産動向の把握

竹林年間拡大率とタケノコ生産の動向の関係を検討するために、全国および両集落の属する千葉県夷隅郡大多喜町と広島県竹原市のタケノコ生産の動向を明らかにした。

全国のタケノコの生産量は、毎年、林野庁が実施している特用林産物需給動態調査で集計される林地で産出されるタケノコの生産量と、隔年で農林水産省生産局野菜課の実施している地域特産野菜の生産状況に収録されている畑地で産出されるタケノコの生産量を収集した。また、それとあわせてタケノコの輸入量の動向を財務省貿易統計から明らかにした。

大多喜町、平沢集落でのタケノコ生産の変遷については、千葉県農林水産部林務課（2003）に収められている特用林産物需給動態調査によるタケノコ生産量の変化や、林家からの聞き取りより推定した。

竹原市、小吹集落においても、広島県農林水産部（2006）に収められている特用林産物需給動態調査の結果や、林家からの聞き取りによってタケノコ生産の変遷を明らかにした。

2-3-5. 定性的な竹林拡大要因の把握

2-3-5-1. 竹林拡大先の植生条件

竹林の分布・拡大と植生条件の関係については、竹林とそれぞれの植生の空間配置を考慮した分析をおこなうために、大野ほか（2002a）の手法を参考にして次の手法を用いた。まず、鳥居（1998）がタケの分布フロントの移動速度とした2.58-1.69 m/yr.をふまえて、平沢集落で作成した植生図の最大間隔が17年であることから、竹林のフロント移動距離が最大でも50 m程度であると考えた。そして、各時期の竹林から50 mのバッファをGISにより発生させ、その中の各植生の面積のうち次の時期に竹林化した面積の割合を算出した（図2-3）。小吹集落では植生図の最大

間隔が 10 年であることから、竹林のフロント移動距離が最大でも 25 m 程度であると考え、25 m のバッファを用いて同様の計算をおこなった。

2-3-5-2. 傾斜度と道路からの距離の算出

平沢集落では、傾斜度を北海道地図株式会社作成の 10 m メッシュ DEM『GISMAP Terrain』から、GIS ソフトを用いて算出した。また、道路からの距離については、大多喜町 (1992) に記載されている 1 m 未満のものも含む全道路のベクタ型の数値地図を作成し、GIS ソフトで道路からの距離を算出した。この道路のデータは地図発行当時のものであるが、空中写真判読および住民からの聞き取りによっても、1966 年から 2001 年の間で大きく道路網の改変がみられないことから、全期間にこれを元とする道路からの距離を適用して解析をおこなった。傾斜度と道路からの距離は、それぞれ DEM と同様の 1 セル約 10 m 四方のラスタ型データとして用意した。

小吹集落では、竹原市発行の 2,500 分の 1 都市計画図の等高線 (2 m 間隔) をデジタル化し、GIS ソフトで作成した 5 m メッシュ DEM を使用した。また、道路からの距離についても、この都市計画図に記載されている全道路のベクタ型の数値地図を作成し、GIS ソフトで道路からの距離を算出した。傾斜度と道路からの距離は、それぞれ DEM と同様の 1 セル約 5 m 四方のラスタ型データとして用意した。

両地域とも、植生データは、上記の各セル内で最も広い面積を占める植生をそのセルの植生として、傾斜度と道路からの距離の階級毎に竹林と竹林以外の植生のセル数を集計し、 χ^2 検定をおこなった後、Haberman 法 (Haberman 1973) によって、各実測値と期待値との差の有意性を検定した。

2-3-5-3. 林家を対象とするアンケートの実施と林家の類型化

平沢集落における現在の竹林での生産活動や管理方法についての口頭によるアンケートを、2004 年 8 月から 9 月におこなった。アンケートは、調査地域内の全 47 戸を対象にしておこない、タケノコの出荷形態、竹林での間伐の有無、下草刈りの有無、施肥の回数を聞き取った。そして、これらのうち施肥の回数以外はダミー変数として扱いクラスター分析 (ユークリッド距離、ワード法) をおこない、それぞれの林家を竹林管理の形態で 3 グループに分類した。ここでタケノコの出荷

形態を竹林管理形態の指標のひとつとして用いたが、これは出荷形態の違いにより、要求されるタケノコの質、形状が異なり、林家のタケノコ生産や竹林管理に対する意欲の違いもあることから竹林管理の方法にも違いが生じるためである。そして、各グループの林家の所有する竹林の年間拡大率の違いを検討した。

また、小吹集落でも、同じ内容の口頭によるアンケート調査を2006年2月から3月にかけて、調査地域内の全9戸を対象としておこなった。ただし、戸数が少ないことから、管理方法による林家の類型化は困難であると考えたため、アンケート調査の結果より、竹林をタケノコ出荷がおこなわれている竹林とそれ以外の竹林に分類し、それぞれの面積を集計し、比較をした。

2-3-6. 重回帰分析による定量的な竹林拡大要因の把握

竹林の拡大に影響を与えている要因を定量的に抽出するため、各竹林の年間拡大率（AER）を従属変数とする重回帰分析をおこなった。

まず、従属変数とする各竹林の年間拡大率（AER）は以下の式で算出した。この際、AERは、算出をおこなった期間で統合も分割もしていない竹林を対象とした。

$$AER=100((S_{t+y}/S_t)^{1/y} - 1) \quad (2)$$

このとき、 S_t は元の竹林の面積、 S_{t+y} は y 年後の竹林の面積とする。

独立変数は、隣接する植生に関するもの（PT, PS, PU）、地形に関するもの（SI, SN, SE）、道路からの距離（DR）、タケノコ生産の有無（SBS）を次の方法で算出し、これに元の竹林面積（AREA）を加えた9変数である。

植生に関する変数は、2-3-1のとおり両集落で作成した相観植生図では、分類項目数が多く、重回帰モデルに反映させることが難しいため、植生分類項目を竹林（B）、広葉樹林や針葉樹植林地を含む樹高8 m以上の高木林（T）、低木林や草地を含む樹高8 m未満の低木林等（S）、居住地、耕作地、果樹園などを含む人間利用地（U）、水面（W）に集約した（表 2-3）。そして、竹林分ごとにそれぞれの植生と接する長さの割合を算出して、高木林と接する割合（PT）、低木林等と接する割合（PS）、人間利用地と接する割合（PU）とした。

地形に関する変数は、平沢集落においては、北海道地図株式会社発行の10 mメッシュDEM『GISMAP Terrain』を、小吹集落においては、竹原市発行の2,500分の1都市計画図の等高線（2 m間隔）をデジタル化し、GISソフトで作成した10 mメ

ッシュ DEM を元に算出した。斜面傾斜 (SI) は、セルごとに算出された値を竹林分内で平均して用いた。斜面方位 (SN, SE) は、各セルの方位角からコサイン (ノースネス : SN) とサイン (イーストネス : SE) を求め、各竹林分内で平均したものをを用いた。

道路からの距離 (DR) は、大多喜町発行の 10,000 分の 1 地図 (大多喜町 1992) と竹原市発行の 2,500 分の 1 都市計画図に記載されている道路からの距離を、DEM と同様の 10 m メッシュのセルごとに算出し、各竹林分内で最小の値を用いた。

タケノコの出荷の有無 (SBS) は、所有者からのアンケート調査 (2-3-5-3 を参照)、聞き取りによって明らかにしたものを竹林ごとにまとめ、ダミー変数として用いた。

重回帰分析は SPSS ver. 12.0 を用いておこなった。この際、独立変数間の多重共選性を防ぐためにステップワイズ法 ($F_{in} = 2.00 \geq F_{out} = 1.99$) を用いて、変数の選択をおこなった。

2-4. 結果

2-4-1. 全国および両地域でのタケノコ生産動向

2-4-1-1. 全国のタケノコ生産動向

図 2-4 より、1980 年代後半以降、林地でのタケノコ生産 (特用林産物需給動態調査) も農地でのタケノコ生産 (地域特産野菜の生産状況) のいずれも減少が続いている。特に、農地のタケノコ生産は 1982 年に 178,848 t あったものが、2004 年には 27,927 t と約 6 分の 1 にまで減少してしまった。一方で、調整タケノコ (主に水煮タケノコの缶詰) の輸入量は (図 2-5)、1960 年には 120 t であったものが、徐々に増えて 1985 年には、約 4 万 t となった。そして、1995 年までの間に急激に増加し 12 万 t を超えるに至った。その後は、10 万 t から 12 万 t の間で推移し、2006 年には約 11.5 万 t であった。千葉県タケノコの単価は (図 2-6)、1976 年に 1 kg あたり 250 円になった後は、ほぼ横ばいで推移しており、2003 年になっても 1 kg あたり 193 円であった。

2-4-1-2. 平沢集落のタケノコ生産史

住民からの聞き取りでは、平沢集落におけるモウソウチクの植栽は、明治期に集落内にある妙音寺から広まったと伝承されていた。また、最近 50 年間では、1960

年代から 70 年代にかけて、大多喜町によるモウソウチク植栽の奨励があった。アンケートで回答の得られた林家 (37 戸) のうち、2 戸がこの奨励制度を利用してモウソウチクを植栽し、7 戸がこの時期に植栽をおこなっていた。しかし、1980 年代以降にモウソウチクの植栽をおこなった林家は、平沢ダムの水没予定地にあったモウソウチク林を移動させた 1 戸だけだった。

一方、平沢集落を含む大多喜町でのタケノコ生産量 (図 2-4) は、1955 年には 400 t だったものが、1980 年には 1,017 t となった。しかし、1980 年代後半に減少し、それ以降は 200 t から 600 t の間で横ばいとなった。2002 年の年間出荷量は 299 t であり、最盛期の 3 分の 1 程度となった。なお、現在、大多喜町で生産されるタケノコの約半分の量が平沢集落で生産されている。

2-4-1-3. 小吹集落のタケノコ生産史

住民からの聞き取りでは、小吹集落におけるモウソウチクの栽培も、明治から大正期に始まったとされており、京都府宇治市の萬福寺から広島県三原市本郷町の楽音寺、あるいは広島県東広島市河内町の竹林寺を経て集落に伝わったと伝承されていた。聞き取りによると 30 年ほど前までは、モウソウチクの植栽もおこなわれていたようであるが、その後は植栽がおこなわれていなかった。

小吹集落を含む竹原市のタケノコ生産量 (図 2-4) は、1982 年に 98 t と最大であったが、その後は大幅に減少をして、2003 年には 4 t であった。なお、現在の竹原市で生産されているタケノコのほとんどが小吹集落で生産されている。

2-4-2. 各地の竹林年間拡大率

既往の研究による竹林年間拡大率は (表 2-4)、東京都八王子市南東部の 1974 年から 1987 年 (奥富・福田 1991)、京都府西山の 1961 年から 1986 年 (鳥居・井鷲 1997) と東京都稲城市坂浜の 1974 年から 1987 年 (奥富・福田 1991) の 3 地点 3 時期を除いて、ほとんどの地域、期間で竹林の拡大が生じていた。

また、年間拡大率が 1.05 を超え、急速な竹林の拡大がみられたものは、8 件あり、このうち大阪府河南・千早赤阪の 1995 年から 2000 年 (伊藤・山口 2005) を除いては、1970 年代を含む比較的古い時期にみられた。

2-4-3. 平沢集落における竹林拡大の特徴

2-4-3-1. 植生構成, 特に竹林面積の変化

相観植生図より集計した面積(図 2-7・表 2-5)より, 1966 年には, 落葉広葉樹林が調査地域の約 42%を占め, 針葉樹林, 水田と続いていた。この時期に竹林は, 全体の約 6%にすぎなかった。1974 年になると, 落葉広葉樹林が調査地域の約 35%を占め, 針葉樹林は面積を広げて約 24%となった。竹林は全体の約 12%占める第 3 位の植生となった。1984 年には, 竹林は約 13%となり, 順位は変わらないものの, 面積がやや増加した。2001 年になると, 針葉樹林が全体の約 29%を占める第 1 位の植生になり, 落葉広葉樹林は大きく減少した。一方, 竹林は全体の約 20%を占める植生となった。なお, 1984 年から 2001 年の間で, 宅地ほかと開放水域の面積が増加しているが, これは前者がゴルフ場の造成, 後者が平沢ダムの建設によるものであった。

調査地域での竹林の分布は(図 2-8), 1966 年には小面積のパッチが多かったものの, 2001 年には北部を中心に面積の大きなパッチが出現するようになった。畑地は, 1966 年と 1974 年には竹林に隣接する尾根上に存在するものも多かったが, 2001 年には谷底部に集中するようになった。また, この間の 1980 年代前半に, この集落の主要な畑作物であったミョウガが, 病害により栽培の継続ができなくなり, 多くの畑地が放棄されたということを住民から聞き取ることができた。

竹林の面積変化についてみると, 49.5 ha だった 1966 年から, 154.4 ha となった 2001 年の間の 35 年間で, 3.12 倍に拡大した。これより求めた年間拡大率は 1.033 倍であった。期間ごとの年間拡大率は(表 2-5), 1966-74 年では 1.086 倍, 1974-84 年では 1.010 倍, 1984-2001 年では 1.023 倍であり, 1966-74 年から 1974-84 年で低下したものの, 1974-84 年から 1984-2001 年にはやや上昇した。

拡大した竹林から 50 m の範囲で, それぞれの計測年から次の計測年までの間に竹林化した面積の割合を植生ごとにみると(表 2-6), 1966-74 年では, 針葉樹林, 常緑広葉樹林, 低木林の順で高かった。また, 1974-84 年では, 畑地, 常緑広葉樹林, 低木林の順, 1984-2001 年では, 落葉広葉樹林, 草地, 針葉樹林の順であった。一方で, 水田や宅地などから竹林化した面積の割合は低かった。

2-4-3-2. 斜面傾斜と竹林の分布

傾斜度と竹林分布の割合については(表 2-7), 1966 年から 2001 年まで, 水田, 宅地などの利用が多い 9°以下の緩傾斜地で, 竹林の割合が低かった. 一方で, 15°以上の急斜面では竹林が高い割合で分布しており, 40°を超える急斜面でも竹林が分布していた. また, 1966 年では, 15-34°の間で竹林の割合が高かったものの, 2001 年では, 15-44°の間で竹林の割合が高くなり, 竹林の割合の高い範囲がより傾斜の急な場所に広がっていた. 1984-2001 年の傾斜度別の竹林の年間拡大率は(表 2-7), 30-44°の斜面で 1.02 を超え, 急斜面で拡大が進行していた.

2-4-3-3. 道路からの距離と竹林の分布

道路からの距離と竹林分布については(表 2-8), 1966 年では 100-150 m の範囲で竹林の占める割合が高く, 0-50 m の範囲と 200 m 以上はなれた場所で低かった. しかし, 1974, 1984 年には, 道路から近い場所で竹林の割合が高くなり, 2001 年には割合の高い場所が 150-200 m の間に移った. また, 1984 年から 2001 年の間での年間拡大率は, 道路から 150 m 以内の場所では, 全体の拡大率と同程度か低いのに対して, 道路からの距離が 150-250 m の場所では高かった.

2-4-3-4. 竹林の管理形態の類型と年間拡大率

調査地域内の 47 戸の林家のうち 37 戸から, 口頭によるアンケートの回答を得ることができた. これらの林家と, タケノコの生産活動がおこなわれていない竹林を所有するゴルフ場と県有林野を含めて, クラスタ分析をおこない, 3 つのグループに区分した(表 2-9). グループ A は, 主にタケノコを生産していない林家と, 自家消費用のタケノコのみを収穫する林家からなっており, 全ての林家で施肥はされていなかった. また, 半数以上の林家で, 間伐や下草刈りもおこなわれていなかった. グループ B は, 組合を経由して出荷する林家から構成されており, 全ての林家で間伐や下草刈りが実施されていた. 施肥はおこなわない林家と, 1 回のみの林家がそれぞれ約半数であった. グループ C では, 出荷形態が組合を経由しての出荷, 消費者との直接取引, 観光タケノコ園の経営, 自家消費と多岐にわたっていた. 一方で, 34 番の林家が下草刈りをおこなっていない以外は, 全ての林家が間伐, 下草刈り, 施肥の全てをおこなっており, 施肥に関しては複数回実施する林家が半数以上を占めた.

各グループの林家の所有する竹林の合計面積は（表 2-10）、いずれのグループでも調査期間を通して増加していた。なお、アンケートは調査地域内の 75%を超える世帯から回答を得られたが、調査地域の南部や平沢北小川の流域には、企業が投機目的で所有する林分も多いため、竹林の面積の合計の約半数の面積のみの分析しかおこなえなかった。グループごとの年間拡大率の変化をみると（図 2-9）、1966-74 年の年間拡大率がどのグループでも最も高く、1974-84 年までの間でどのグループも大幅に低下した。1974-84 年から 1984-2001 年の間では、グループ A と B がやや上昇したものの、グループ C ではわずかながら低下した。

2-4-4. 小吹集落での竹林拡大の特徴

2-4-4-1. 植生構成、特に竹林面積の変化

相観植生図より集計した面積（表 2-11）より、1986 年には、広葉樹・アカマツ高木林が調査地域の約 57%を占め、広葉樹・アカマツ中木林、耕作地と続いていた。この時期に竹林は、全体の約 7%にすぎなかった。1996 年には、広葉樹・アカマツ高木林が減少したものの、調査地域の約 27%を占めており、竹林は増加して全体の約 8%占める植生となった。また、広葉樹・アカマツ中木林と山火事跡地の増加、耕作地の減少がみられた。2000 年には、さらに竹林が増加して約 10%を占める植生となった。竹林以外では、山火事跡地、耕作地が減少し、広葉樹・アカマツ低木林が増加した。2006 年になると、竹林はわずかに減少した。また、広葉樹・アカマツ高木林、広葉樹・アカマツ低木林が増加し、山火事跡地、耕作地の減少がみられた。

調査地域での竹林の分布は（図 2-10）、主に調査地域南部の居住地周辺の斜面に大面積の竹林が分布し、それ以外には調査地域北部に独立したパッチが存在しているだけだった。1986 年から 2000 年にかけては、両者がそれぞれ周囲の植生に面積を広げていった。2000 年から 2006 年にかけては居住地の東側の竹林が、道路の建設によって分断された。

竹林の面積変化をみると、8.0 ha だった 1986 年から、11.2 ha となった 2006 年の間の 20 年間で、1.4 倍に拡大した。これより求めた年間拡大率は 1.017 倍であった。期間ごとの年間拡大率は（表 2-12）、1986-96 年では 1.013 倍、1996-2000 年では 1.058 倍、2000-06 年では 0.997 倍であり、1986-96 年と 1996-2000 年の間で大きく年間拡

大率が上昇したものの、2000-06年では、わずかに縮小している。

拡大した竹林から25mの範囲で、それぞれの計測年から次の計測年までの間に竹林化した面積の割合を植生ごとにみると(表2-13)、1986-96年では、耕作放棄地、居住地、広葉樹・アカマツ中木林の順で高かった。また、1996-2000年では、居住地、広葉樹・アカマツ中木林、広葉樹・アカマツ低木林の順、2000-06年では、草地、広葉樹・アカマツ低木林、広葉樹・アカマツ中木林の順であった。特に、1986-96年の放棄耕作地と1996-2000年の居住地は、竹林に隣接する40%以上の面積が竹林化していた。一方で、期間を通じて耕作地の竹林化はやや少なかった。

2-4-4-2. 斜面傾斜と竹林の分布

いずれの時期においても、20-29°の斜面で竹林の占める割合が高く、4°以下の緩傾斜地や35°以上の急傾斜地で、竹林の占める割合が低かった(表2-14)。しかし、1986-2006年の傾斜度別の竹林年間拡大率は(表2-14)、14°以下の緩傾斜地と40°以上の急傾斜地で1.02を超える大きな値を示しており、竹林の分布とは逆の傾向がみられた。

2-4-4-3. 道路からの距離と竹林の分布

1986年には道路からの距離が50m以下の範囲で竹林の占める割合が高く、道路から200m以上離れた場所には竹林がなかった(表2-15)。しかし、1996年、2000年と時間が経過するに従って、道路から離れた場所でも竹林の占める割合が高くなった。2006年には、道路から50m以内の場所で竹林の占める割合が減少し、竹林の割合の高い場所は50-100mの間に移った。また、1986-2006年の竹林年間拡大率は(表2-15)、道路からの距離が50-200mの場所で、1.03を超える高い値であった。さらに、道路からの距離が200-250mの場所では、1986年には竹林が存在しなかったが、1996年になって出現し、道路から離れた場所でも竹林の占める割合が高くなっていた。

2-4-4-4. 竹林の管理状態

調査地域内の全9戸から、口頭によるアンケートの回答を得ることができた。このうち調査地域内に竹林を所有し、タケノコを出荷している林家が5戸、調査地域

内に竹林を所有しているものの、タケノコを出荷していない林家が1戸、調査地域外に竹林を所有していてタケノコを出荷していない林家が2戸、竹林を所有していない世帯が1戸であった。

このアンケート結果から、現在タケノコを出荷している林家の所有する竹林と、それ以外の竹林の面積推移を示したのが表 2-16 である。なお、本調査地域では、調査地域以外の林家が所有するタケノコを出荷している竹林は存在しなかった。その結果、タケノコを出荷している林家の竹林は、1986-2006 年の間に、6.6 ha から 8.4 ha と約 1.3 倍に増えただけだったのに対し、それ以外の竹林は 1.4 ha から 2.8 ha に倍増していた。

2-4-5. 重回帰分析

2-4-5-1. 各変数の値

両集落の相観植生図(図 2-7, 2-10)より、植生分類項目の集約をおこない図 2-11, 2-12 のようにまとめた。小吹集落の 2000-06 年の期間を除いて、竹林 (B) は拡大していた。平沢集落では、高木林 (T) が丘陵の斜面を中心に広がっており、水田放棄地がその多くを占める低木林等 (S) は、北部の丘陵と谷底部に多く分布していた。人間利用地 (U) も、2001 年に出現した南西部のゴルフ場を除き、多くが谷底部に位置していた。一方で、小吹集落では、主に果樹園跡地と山火事跡地からなる低木林等 (S) が広く山地斜面を覆っていた。高木林 (T) は、北部の山地斜面を中心に分布しており、人間利用地 (U) は谷底部にわずかに存在するだけだった。

重回帰分析の説明変数と従属変数に用いた値は、表 2-17 に示す範囲だった。従属変数とした竹林年間拡大率 (AER) は、最小値、最大値、平均値のいずれもが平沢集落よりも小吹集落で大きかった。竹林面積 (AREA) は小吹集落の方が値の幅が広く、平均値もやや大きかった。斜面傾斜 (SI) は、平沢集落でより広い値をとり、最大値が 37° で、急な斜面に位置する竹林も多かった。ノースネス (SN) は、平沢集落では広い値をとったものの、小吹集落ではマイナスの値のみであり、北向きの竹林は存在しなかった。イーストネス (SE) も、平沢集落の方が幅広い値をとり、小吹集落で値の幅が小さかったが、ノースネスほどは違いがみられなかった。道路からの距離 (DR) は、小吹集落でやや大きな値をとる竹林が多かった。隣接する植生では、平沢集落で高木林と接する割合 (PT) が高い傾向があり、小吹集

落で低木林等と接する割合 (PS) が高い傾向があった。

また、平沢集落ではアンケートの回答の得られた 37 戸中 20 戸が、小吹集落では 9 戸中 5 戸がタケノコの出荷を現在も継続していた。同時に、タケノコ生産に関わる労働、特に収穫したタケノコや間伐した稈の運搬が、高齢者には重労働であるという話を聞き取ることができた。そのため、軽トラックが進入できる道路から離れた竹林や、急傾斜地にある竹林では、管理を継続しにくいという話を聞いた。また、タケノコ生産に携わる人の年齢は、小吹集落においては、全員が 60 歳以上であったのに対し、平沢集落には、50 歳以下で竹林の管理をしている所有者も 3 人存在した。

2-4-5-2. 重回帰分析の結果

平沢集落での重回帰分析の結果は、

$$AER = -7.133PS - 3.606SN - 2.980AREA + 2.175SBS + 3.567 \quad (3)$$

のように、タケノコ出荷の有無 (SBS) が正の影響を、低木林等と接する割合 (PS)、ノースネス (SN)、元の竹林面積 (AREA) が負の影響を与えていた ($R^2=0.683$)。

小吹集落での重回帰分析の結果は、

$$AER = 0.190DR + 8.991SE - 0.395SI + 4.162 \quad (4)$$

のように、道路からの距離 (DR) とイーストネス (SE) が正の影響を、斜面傾斜 (SI) が負の影響を与えていた。

また、平沢集落では、選択されたそれぞれの独立変数の標準化した回帰係数の値に大きな差がなく (表 2-18)、選択された変数は同程度に竹林年間拡大率 (AER) に作用していた。しかし、小吹集落では、道路からの距離 (DR) の標準化した回帰係数の値が大きいことから、イーストネス (SE) と斜面傾斜 (SI) に比べて、竹林年間拡大率 (AER) に影響を及ぼす度合いが大きかった。

2-5. 考察

2-5-1. タケノコ生産の推移と拡大速度の関係

全国的なタケノコ生産は、1980 年代後半から急激に減少している (図 2-4)。これは、1987 年に中国本土からの加工タケノコの輸入が自由化されたことを契機とする加工タケノコの輸入量の増加 (図 2-5) の影響を受けたものとみられる。また、

1970年代後半からタケノコの単価はほとんど上昇しておらず（図 2-6）、これも安価な中国産のタケノコの輸入によって、価格の上昇が難しかったためであるとみられる。そのため、その間の物価上昇と合わせると、事実上タケノコの価格が下落したこととなり、生産者の意欲が低下し、タケノコ生産の斜陽化が進行したとみられる。また、この間に広島県竹原市にあったものを含め、各地でタケノコ加工工場の閉鎖や原料タケノコの輸入品への移行が相次ぎ、このことも国内のタケノコ生産量の低迷をもたらしたと考えられる。

既往研究も含めて多くの地域で竹林の拡大がみられている（表 2-4）が、竹林の減少がみられた3地域はいずれも東京や京都の郊外に位置し、宅地開発などの都市化が進行したためであるとみられる。また、小吹集落で竹林の減少がみられた2000-2006年も、その要因は道路建設によるものであり、人為的な竹林破壊をともしない場合では、竹林の拡大が進んでいることを確認できた。また、1.05を超える急激な竹林拡大は、大阪府河南・千早赤阪の1995-2000年の値（伊藤・山口 2005）と、小吹集落での1996-2000年の値を除いては、1970年代を期間に含んでいた（表 2-4）。これは、タケノコ生産衰退期以前を含んでいるということであるので、タケノコ生産林を拡大させるためにおこなわれたモウソウチクの植栽等の竹林増加分が含まれているとみられる。

全国的なタケノコ生産の動向と平沢、小吹の両集落を含む大多喜町、竹原市のタケノコ生産動向は同様の傾向がみられた（図 2-4）。そこで、タケノコ生産量の推移とそれぞれの集落の竹林年間拡大率の変化との関係を、1966年からの竹林面積の推移が明らかである平沢集落を例に、既往研究で示されている年間拡大率を参考にしつつ確認する。

平沢集落での1966-74年の期間の拡大率は（表 2-5）、1.086倍と高い値であった。この集落では1970年ころまで、モウソウチクの植栽が町によって奨励され、実際に林家が植栽していた。こうしたことから、1.080倍を超える高い年間拡大率は、この時期のタケの植栽によると考えられる。既往研究との比較でも、京都府山城地域での1953-78年の1.077倍（鳥居・井鷲 1997）、京都府田辺地域での1953-78年の1.094倍（鳥居・井鷲 1997）など（表 2-4）、既往研究の1970年代までのタケの植栽を反映した年間拡大率と近い値であった。

1974-84年の期間では年間拡大率が（表 2-5）、1.010倍となり、急激に低下した。

これは、既往の研究と比較をしても小さな値である（表 2-4）。この時期に、タケノコの生産量はピークを迎えたものの（図 2-4）、タケの新たな植栽は少なくなっていたと考えられる。そのため、竹林の大部分にタケノコ生産を目的とした収穫や間伐作業などが加わることにより拡大が抑制され、竹林の年間拡大率も低かったと考えられる。

その後、1984-2001 年には年間拡大率が（表 2-5）、1.023 倍となり、再び上昇した。これは、1980 年代後半にタケノコ生産量が急激に落ち込んでいることから（図 2-4）、竹林管理の粗放化の影響が現れたためでないかと考えられる。既往の研究との比較によっても、タケの植栽やタケノコ生産などの管理がみられないとされている奈良県天香具山での 1979-85 年の 1.021 倍（鳥居 2002）、京都府男山での 1974-87 年の 1.030 倍（鳥居 1998）といった値に近い（表 2-4）。これらの竹林と同様に、一部の竹林で管理の粗放化が生じた影響を受けて、竹林の年間拡大率も上昇したのではないかと考えられる。また、小吹集落の 1986-2006 年の年間拡大率も 1.017 倍であり、およそこのレベルの値であることから、全国的にみられる竹林の拡大と同程度の速度で進行しているといえる。

これらをふまえると、集落レベルでの竹林の年間拡大率は、宅地造成などの都市化の影響を除くと、タケの植栽が複数の地点で盛んにおこなわれるタケノコ生産の成長期には非常に高い値となり、タケノコ生産や管理が変動しない期間では低い値に、タケノコ生産が衰退し、管理の粗放化が生じると再び年間拡大率が上昇する傾向があることが明らかとなった。

2-5-2. 竹林の拡大特性と環境条件

2-5-2-1. 植生条件と竹林の拡大

平沢集落における竹林は、落葉広葉樹林、常緑広葉樹林、針葉樹林と相観の異なる樹林地に侵入し、低木林、草地、畑地といった植生へも侵入が著しかった（表 2-6）。また、小吹集落でも、耕作地への侵入は少ないものの、それ以外の植生領域へは侵入が見られた（表 2-13）。

これまでの研究でも、落葉広葉樹林、放棄畑への拡大が大きいとした Okutomi *et al.* (1996) の結果や、常緑広葉樹二次林や草地、耕作地へのタケの侵入が著しいとする三宅ほか (2000)、針葉樹林、果樹園への侵入の割合も高いとしている大野ほ

か（1999, 2002a）のように様々な植生へ竹林が拡大していることが報告されている。本調査地でも同様に様々な植生に侵入をしていた。

ただし、平沢集落では1974-84年の期間に、竹林に隣接した畑地では、その面積の50%以上が竹林化した（表2-6）。一方でこの期間には調査地域全体で畑地の面積が増加している（表2-5）。しかし、この期間の畑地の増加は、図2-8に示したように谷底部のそれまで水田であった場所で進行しており、それまで存在した尾根上の畑地の竹林化を反映したとみられる。また、聞き取りから得られたミョウガ栽培の中止による畑地の放棄もこの時期に一致することから、尾根部の畑地における耕作放棄の後にモウソウチクの侵入が生じたと考えられる。このように竹林に隣接する耕作地が放棄された場合、他に競合する木本種が存在せず、耕作の影響で表層の土層の固結度が低いために地下茎が伸長しやすいといったタケにとっての好条件が重なることから、急速な拡大がみられたのではないかと考えられる。また、小吹集落でも1986-96年に竹林に隣接した耕作放棄地の43.5%が竹林化しており（表2-13）、このことを裏付けている。

一方、平沢集落では、水田、宅地への竹林の拡大がきわめて小さかった（表2-6）。これは、水田や宅地では、侵入してきたタケノコを住民が刈り取るなどで人為的に竹林化が防がれていたためであると考えられる。

2-5-2-2. 斜面傾斜と竹林の拡大

斜面傾斜については、起伏量の小さな場所（鳥居 1998）、5-10°、20-25°の傾斜（大野ほか 2002b）で竹林の拡大が顕著であったとしている。小吹集落では、15°以下の緩傾斜地で年間拡大率が高く（表2-14）、既往研究と同様の傾向がみられた。しかし、平沢集落においては、従来の研究結果と異なり、年間拡大率は30-44°の急な斜面で高かった（表2-7）。また、傾斜ごとの竹林の割合は15°以上の斜面で高く、急傾斜地にも竹林が多く分布していた（表2-7）。

平沢集落では、緩傾斜地に、水田、宅地など竹林の拡大が阻害される土地利用が多い。加えて、聞き取りによると、近年では林家が急斜面にある竹林よりも緩斜面にある竹林を利用することが多い。このため、緩傾斜地で竹林の拡大が生じにくかったといえる。これに対して、急傾斜地では、管理の粗放化が進みやすく、拡大が抑制される水田、宅地などがいないことから、拡大が進行したと考えられる。よって、

粗放化が進んでいるものの、タケノコの生産活動などが継続している竹林も含む地域では、斜面傾斜が、土地利用や管理の容易さの違いを通して、間接的に竹林の分布パターンに影響を与えているといえる。

このように平沢集落では 40° を超える急傾斜地にも竹林が多く分布しているにもかかわらず（表 2-7）、同様にタケノコ生産地域である小吹集落では、 35° 以上の急傾斜地での竹林の割合が低かった（表 2-14）。これは、平沢集落の土壌は泥岩を母材とする褐色森林土であるのに対して、小吹集落は花崗岩を母材とする未成熟土壌であり、粒子が粗く、やせていることが地下茎で面積を広げるタケの拡大を阻害しているためであると考えられる。この点は鳥居・井鷲（1997）が花崗岩山地で竹林の拡大速度が遅いとしていることと関連があるとみられる。

2-5-2-3. 竹林での生産・管理と竹林の拡大

平沢集落では、道路から 150 m 以上離れた場所で竹林の拡大が顕著であった（表 2-8）。竹林の拡大と集落・市街地からの距離の関係を明らかにした大野ほか(2003)では、1978-92 年に集落・市街地から遠いところから管理放棄によって竹林の拡大が進行しているとしている。本調査地においても、林家からの聞き取りから、タケノコ生産従事者の高齢化や労働力の減少により、道路から離れているために軽トラックなどで直接乗り入れることのできない竹林では、管理が行き届かなくなったという話を聞くことができた。これらを合わせると、道路から 150 m という距離が、現在の竹林管理の徒歩移動の限界距離となり、それより遠い場所では竹林の管理粗放化がより進み、竹林が拡大しやすくなっているのではないかと考えられる。このように、竹林への近接性は、管理の粗放化の進み方に差を生じさせ、竹林の分布パターンの変化に影響を及ぼしていた。

小吹集落では、道路から離れた場所で、竹林の拡大する傾向はより顕著であり、道路から 50 m 以上離れた場所で、竹林の拡大率が大きかった（表 2-15）。これは、平沢集落に比べて、竹林が道路に近い部分に集中していたためであると考えられるが、道路から離れた場所で、竹林の拡大が進みやすいという点は両集落で共通していた。

平沢集落では、現在の竹林の管理形態によってクラスター分析で分類したグループにより個々の竹林の年間拡大率を比較した（図 2-9）。現在でもタケノコ生産に積極的なグループ C で、調査期間を通じて年間拡大率の低下傾向がみられたものの、

グループ A・B の林家の所有する竹林では、集落全体の年間拡大率の変化（表 2-5）と似ており、グループ A・B 間に差はみられなかった。グループ A・B の林家は程度の差はあるものの、竹林経営の縮小により、所有している竹林の管理を一部ないし全部放棄している。このため、生産・管理の方法から林家ごとに分類し、それを林家の所有する全竹林に適用した本研究の手法においては、拡大率の推移に差があらわれなかったと考えられる。竹林の管理放棄は竹林拡大の主要因とされており、これを実証するためには、林分ごとの生産・管理履歴と竹林の拡大速度を検討する詳細な研究が必要である。

小吹集落でも、タケノコの出荷をしている林家以外が所有する竹林の面積の増加が顕著に見られており（表 2-16）、人の手が加わっている竹林で、拡大の進行が遅くなっていると考えられる。

2-5-3. 竹林拡大要因の定量的検討

重回帰分析より、平沢集落では、低木林等と接する割合（PS）が竹林の拡大に負の影響を与えている要因であった。平沢集落では、低木林等（S）のほとんどの部分が放棄水田であった。一方で、低木林等と接する割合（PS）が変数として選択されなかった小吹集落では、低木林等（S）は、放棄水田ほど湿っていない山火事跡地や果樹園放棄地であった。よって、放棄水田の湿った土壌がタケの侵入を妨げる要因として働いていたために、平沢集落でのみ低木林等と接する割合（PS）が竹林年間拡大率に影響を与えている要因として選択されたとみられる。

傾斜と竹林の拡大について、既往研究（鳥居 1998；大野ほか 2002b）では、緩傾斜地にはタケがより侵入しやすいとされてきた。しかし、2-5-2-2 で述べたように、タケノコ生産地域においては、緩傾斜地で竹林に対する管理が行き届きやすいために竹林の拡大が阻まれていることを指摘している。重回帰分析の結果では、2-4-4-2 で示したように急傾斜地での竹林の分布が少ない小吹集落において、斜面傾斜（SI）が竹林の拡大に負の要因を与えていた。一方で、平沢集落では斜面傾斜（SI）が変数として選択されなかった。これは、より急傾斜地にも竹林の分布している平沢集落では、急傾斜地でのタケの生態的特徴による拡大の難しさと、緩傾斜地における人為的な竹林の拡大の抑制が拮抗していたためであると考えられる。そして、このような地域による違いが生じたのは、2-5-2-2 で述べたような両地域の

地質、および土壌の成熟度の違いが遠因となっていると考えられる。

また、斜面方位に関しては、竹林は東または南向きの斜面で拡大が大きいといえる。これは、重回帰分析によって、ノースネス (SN) は平沢集落で負の要因となり、イーストネス (SE) は小吹集落で正の要因となっていたためである (表 2-18)。既存の研究では、鳥居 (1998) は、竹林の拡大に斜面傾斜は影響していないとしているが、大野ほか (2002b) は、南南東の斜面で拡大していると報告している。本研究の結果は後者を支持している。

小吹集落において道路からの距離 (DR) は、竹林の拡大の正の要因となっていた。2-5-2-3 で述べたように、タケノコ生産は高齢の農業従事者にとって重労働である。そのために、道路から離れた竹林の放棄が進んだことが引き金となって、竹林の拡大が進んでいるとみられ、農業従事者の高齢化 (図 2-2) による竹林管理放棄の影響が現れているといえる。

一方で、平沢集落においてタケノコ出荷の有無 (SBS) は竹林の拡大に正の要因となっており、竹林の管理を継続していることが拡大を促しているという結果が表れた。これは前の道路からの距離 (DR) の結果と矛盾しているように見える。この矛盾は、次の2つの要因によってもたらされたと考えられる。まず、土壌や地質の条件が異なることである。平沢集落の褐色森林土は小吹集落の未成熟土壌に比べて、施肥の効果が現れやすいことから、少ない肥料でもタケの成長が活発になりやすく、タケノコの出荷がおこなわれている場所で、竹林の拡大が生じやすいという結果があらわれたと考えられる。さらに、農業従事者の高齢化が平沢集落よりも小吹集落でより進行していることも (図 2-2)、この2集落での変数の作用の仕方に影響していると思われる。

こうした重回帰分析により、地形条件、植生条件、管理の影響がモウソウチク林の拡大に影響を及ぼしていることが明らかとなった。加えて、それぞれの説明変数の竹林年間拡大率 (AER) への作用の度合いを比較すると、両集落で自然条件の影響と管理の要因の影響の間に違いがみられた。標準化された偏回帰係数より (表 2-18)、平沢集落では選択された変数が同程度に竹林年間拡大率 (AER) に作用しており、自然条件と、人為的な利用と結びついた管理の要因が、同程度に竹林の拡大に影響していた。一方、小吹集落では、管理の影響の強さを左右する道路からの距離 (DR) の標準化された偏回帰係数の値が大きく (表 2-18)、これが重要な要因

として竹林年間拡大率（AER）に作用していた。

2-5-4. まとめ

両集落の竹林の年間拡大率の比較により、タケノコ生産地域においては、竹林が現在年間約2%の速さで拡大していることを示していた。また、タケノコ生産地域における竹林の拡大率は、モウソウチクの植栽などの影響も受けて変化をしており、タケノコの生産動向とも密接に関係していることが明らかとなった。

また、タケノコ生産地域においては、地形や植生の条件が直接的に竹林の拡大速度に作用する場合だけでなく、斜面傾斜のように、竹林の管理の容易さに影響して、間接的に竹林の拡大速度に影響している場合もあることが明らかになった。これは、タケノコの生産がモウソウチクの植栽や管理の粗放化を通じて竹林の分布と密接に関連しているためであると考えられる。しかしながら、平沢集落と小吹集落で、竹林の拡大や竹林の分布と斜面傾斜の関係に違いがあった。このため、その場所の地質や土壌などが、人間による管理の度合いの差よりも強く竹林の拡大速度を規定していることも示唆された。このように竹林の拡大を考察するにあたっては、それら竹林の拡大に影響を与えていると考えられる要因同士の関連性も視野に入れた研究が必要である。

さらに本研究では、両集落で竹林の拡大に関する2つの重回帰モデルを求めた。その中で、過去の土地利用、斜面傾斜、斜面方位、地質的特性に加えて竹林に対する施業の有無といった人為的な指標も竹林の拡大に複合的に作用していることが明らかとなった。つまりは、竹林の拡大には、自然的要因だけでなく、人為的要因も複合していた。このように竹林の農林業的、文化的利用と竹林の拡大の関係を明らかにする応用研究が求められているといえる。

表 2-1 平沢集落における相観植生図の分類項目とその内容.

分類項目	内容
竹林	モウソウチク林, マダケ林, ハチク林 (稈高 8~15 m)
常緑広葉樹林	シイ・カシ林 (樹高 8 m 以上)
落葉広葉樹林	コナラ林 (樹高 8 m 以上)
針葉樹林	スギ・ヒノキ植林 (樹高 8 m 以上)
低木林	樹高 3~8 m の樹林地
草地	草丈 3 m 未満の草地
水田	
畑地	
樹園地	柑橘類・クリなどの樹園地
宅地ほか	宅地, ゴルフ場, 牛舎, コンクリート被覆地など
水面	ため池, ダム湖

表 2-2 小吹集落における相観植生図の分類項目とその内容.

分類項目	内容
竹林	モウソウチク林, マダケ林, ハチク林 (稈高 8~15 m)
広葉樹・アカマツ 高木林	落葉樹二次林 (アベマキ・コナラなど) アカマツ林二次林 (樹高 8 m 以上)
広葉樹・アカマツ 中木林	落葉樹二次林 (アベマキ・コナラなど) アカマツ林二次林 (樹高 3~8 m)
広葉樹・アカマツ 低木林	落葉樹二次林 (アベマキ・コナラなど) アカマツ林二次林 (樹高 3 m 未満)
針葉樹植林地	スギ・ヒノキ植林 (樹高 8 m 以上)
草地	草丈 3 m 未満の草地
山火事跡地	
耕作地	水田, 畑地, 樹園地
耕作放棄地	
造成地	
人口構造物	道路, 鉄塔, コンクリート法面など
居住地	宅地など
水面	ため池など

表 2-3 重回帰分析に用いた植生区分の集約方法.

平沢集落	小吹集落	重回帰分析用植生区分
竹林	竹林	竹林(B)
常緑広葉樹林	広葉樹・アカマツ高木林	
落葉広葉樹林	広葉樹・アカマツ中木林	高木林(T)
針葉樹林	針葉樹植林地	
低木林	広葉樹・アカマツ低木林	
	草地	低木林等(S)
草地	山火事跡地	
	耕作放棄地	
水田		
畑地	耕作地	
樹園地		
	居住地	人間利用地(U)
	造成地	
宅地ほか	人工構造物	
	道路	
開放水域	水面	水面(W)

表 2-4 竹林の年間拡大率の地域間比較。

調査地域	出典	測定期間	年間拡大率
千葉県大多喜町平沢		1966-74	1.086
千葉県大多喜町平沢		1974-84	1.010
千葉県大多喜町平沢		1984-2001	1.023
神奈川県鎌倉市西部		1963-88	1.031
神奈川県鎌倉市西部		1988-2000	1.040
広島県竹原市小吹		1986-96	1.013
広島県竹原市小吹		1996-2000	1.058
広島県竹原市小吹		2000-06	0.997
東京都八王子市南東部	奥富・福田, 1991	1974-87	0.984
京都府西山	鳥居・井鷲, 1997	1961-86	0.996
東京都稲城市坂浜	奥富・福田, 1991	1974-87	0.997
京都府山城	小泉ほか, 2003a	1985-2000	1.004
京都府大山崎	鳥居・井鷲, 1997	1955-76	1.005
高知県高知市北山	三宅ほか, 2000	1962-94	1.007
福岡県立花町	西川ほか, 2005	1971-81	1.009
宮崎県高岡町楠見	甲斐・辻井, 2004	1971-2001	1.012
福岡県立花町	西川ほか, 2005	1981-95	1.013
福岡県篠栗町	西川ほか, 2005	1988-95	1.014
大阪府岸和田市	大野ほか, 2004	1992-2002	1.014
大阪府岸和田市	大野ほか, 2002	1968-78	1.017
京都府山城	小泉ほか, 2003a	1948-61	1.019
福岡県篠栗町	西川ほか, 2005	1967-88	1.020
奈良県天香具山	鳥居, 2002	1979-85	1.021
京都府山城	小泉ほか, 2003a	1974-85	1.022
東京都八王子市北部	奥富・福田, 1991	1974-87	1.023
京都府男山	鳥居, 1998	1974-87	1.030
京都府山城	鳥居・井鷲, 1997	1978-85	1.032
大阪府岸和田市	大野ほか, 2002	1978-92	1.037
京都府山城	小泉ほか, 2003a	1961-74	1.041
東京都町田市北部	奥富・福田, 1991	1974-87	1.044
滋賀県八幡山	鳥居, 1998	1975-82	1.046
東京都稲城市坂浜	奥富・福田, 1991	1961-74	1.049
宮崎県高岡町内山	甲斐・辻井, 2004	1971-2001	1.062
東京都八王子市北部	奥富・福田, 1991	1961-74	1.062
東京都町田市北部	奥富・福田, 1991	1961-74	1.065
大阪府河南・千早赤阪	伊藤・山口, 2005	1995-2000	1.070
京都府山城	鳥居・井鷲, 1997	1953-78	1.077
京都府田辺	鳥居・井鷲, 1997	1978-85	1.083
東京都八王子市南東部	奥富・福田, 1991	1961-74	1.088
京都府田辺	鳥居・井鷲, 1997	1953-78	1.094

表 2-5 平沢集落における各時期の植生面積と竹林年間拡大率.

植生タイプ	面積(ha)			
	1966	1974	1984	2001
竹林	49.5(6.3%)	95.4(12.2%)	105.0(13.3%)	154.4(19.6%)
常緑広葉樹林	12.3(1.6%)	21.8(2.8%)	16.0(2.0%)	12.3(1.6%)
落葉広葉樹林	328.2(41.8%)	273.1(34.8%)	292.8(37.1%)	189.0(24.0%)
針葉樹林	149.2(19.0%)	184.9(23.6%)	215.0(27.3%)	228.7(29.1%)
低木林	61.3(7.8%)	36.3(4.6%)	32.8(4.2%)	39.6(5.0%)
草地	65.5(8.3%)	73.4(9.4%)	32.0(4.1%)	29.9(3.8%)
水田	98.4(12.5%)	80.3(10.2%)	69.6(8.8%)	35.6(4.5%)
畑地	12.4(1.6%)	8.3(1.1%)	11.1(1.4%)	15.2(1.9%)
樹園地	0.3(0.0%)	0.0(0.0%)	0.0(0.0%)	0.9(0.1%)
宅地ほか	7.6(1.0%)	10.1(1.3%)	12.7(1.6%)	65.7(8.4%)*
開放水域	1.2(0.2%)	1.4(0.2%)	1.5(0.2%)	15.4(2.0%)**
合計	785.9	785.0	788.5	786.7
	1966-74	1974-84	1984-2001	
竹林年間拡大率	1.086	1.010	1.023	

*ゴルフ場の建設による面積増加を含む.

**ダム建設による面積増加を含む.

表 2-6 平沢集落における拡大前の竹林から 50 m 以内にあった植生の竹林化した割合.

植生タイプ	竹林化割合(%)		
	1966-74	1974-84	1984-2001
常緑広葉樹林	27.5	31.1	12.2
落葉広葉樹林	23.7	19.1	37.3
針葉樹林	32.3	23.3	32.0
低木林	27.5	29.7	18.7
草地	14.2	21.1	33.4
水田	5.7	4.6	3.7
畑地	24.2	54.6	20.8
宅地ほか	9.9	12.0	9.3

表 2-7 平沢集落における傾斜度ごとの竹林の割合と 1984-2001 年の間の年間竹林
拡大率.

傾斜 (°)	竹林面積比 (%)				1984-2001 年の 年間竹林拡大率
	1966	1974	1984	2001	
0-4	2.1*	4.8*	5.9*	7.0*	1.012
5-9	4.1*	8.9*	9.7*	12.4*	1.013
10-14	5.8	12.3	14.4*	17.7	1.013
15-19	7.3*	15.5*	16.0*	21.6*	1.017
20-24	7.6*	14.8*	15.5*	20.5*	1.016
25-29	8.2*	14.8*	16.4*	21.0*	1.014
30-34	7.4*	13.8*	15.1*	21.9*	1.022
35-39	5.9	12.8*	14.1*	22.9*	1.028
40-44	5.6	11.9	13.9	21.5*	1.025
45-49	4.9	12.8	13.3	16.9	1.013
50≤	3.8	12.9	14.7	22.3	1.020
全域	5.9	11.8	13.0	17.7	1.023

* $P < 0.01$

表 2-8 平沢集落における道路からの距離ごとの竹林の割合と 1984-2001 年間の年間竹林拡大率.

道路からの距離(m)	竹林面積比 (%)				1984-2001 年の年間竹林拡大率
	1966	1974	1984	2001	
≤50	5.3**	12.7**	13.4*	16.7**	1.013
≤100	6.5**	12.7**	14.5**	18.1*	1.013
≤150	7.3**	11.1**	12.1**	18.9**	1.026
≤200	5.7	9.8**	10.8**	20.0**	1.036
≤250	2.7**	6.0**	8.8**	15.8**	1.034
250<	4.7*	11.9	11.6	13.1**	1.008
全域	5.9	11.8	13.0	17.7	1.023

* $P < 0.05$. ** $P < 0.01$.

表 2-9 クラスタ分析による竹林管理・出荷形態による平沢集落の林家の分類.

グループ	林家番号	出荷形態	間伐	除草	施肥回数
A	PF	放棄	×	×	0
	Golf	放棄	×	×	0
	1	放棄	×	×	0
	2	放棄	×	×	0
	3	放棄	×	×	0
	4	放棄	×	×	0
	5	放棄	×	×	0
	6	放棄	×	×	0
	7	放棄	×	×	0
	8	放棄	×	○	0
	9	出荷組合経由で出荷	×	×	0
	10	自家消費のみ	○	○	0
	11	自家消費のみ	○	○	0
	12	自家消費のみ	○	○	0
	13	自家消費のみ	×	×	0
	14	自家消費のみ	×	×	0
15	自家消費のみ	○	×	0	
16	自家消費のみ	○	×	0	
B	17	出荷組合経由で出荷	○	○	1
	18	出荷組合経由で出荷	○	○	1
	19	出荷組合経由で出荷	○	○	1
	20	出荷組合経由で出荷	○	○	1
	21	出荷組合経由で出荷	○	○	1
	22	出荷組合経由で出荷	○	○	0
	23	出荷組合経由で出荷	○	○	0
	24	出荷組合経由で出荷	○	○	0
	25	出荷組合経由で出荷	○	○	0
	26	出荷組合経由で出荷	○	○	0
	27	出荷組合経由で出荷	○	○	0
C	28	出荷組合経由で出荷	○	○	3
	29	出荷組合経由で出荷	○	○	3
	30	出荷組合経由で出荷	○	○	2
	31	出荷組合経由で出荷	○	○	2
	32	消費者へ直接販売	○	○	1
	33	消費者へ直接販売	○	○	1
	34	消費者へ直接販売	○	×	1
	35	観光タケノコ園	○	○	2
	36	観光タケノコ園	○	○	1
	37	自家消費のみ	○	○	2

PF：千葉県有林野， Golf：ゴルフ場所有

表 2-10 平沢集落における各グループの林家数とその竹林面積の変化.

グループ	林家数	竹林面積 (ha)			
		1966	1974	1984	2001
A	18	7.6	15.6	16.6	20.2
B	11	8.7	16.2	16.5	22.6
C	10	12.1	22.9	25.1	36.2

グループ A は竹林を放棄した林家と自家消費のみの林家からなっている。グループ B は生産組合を経由して出荷している林家から構成されている。グループ C は出荷組合を経由するもの、消費者へ直接販売するもの、観光タケノコ園を経営するものなど様々な林家から構成されている (表 2-9 を参照)。

表 2-11 小吹集落の植生・土地利用区分別面積.

植生・土地利用区分	面積(ha・%)							
	1986		1996		2000		2006	
竹林	8.0	(7.0)	9.1	(8.0)	11.4	(10.0)	11.2	(9.8)
針葉樹植林地	0.0	(0.0)	0.6	(0.5)	0.7	(0.6)	0.7	(0.6)
広葉樹・アカマツ高木林	65.0	(57.1)	30.6	(26.8)	33.0	(28.9)	41.6	(36.4)
広葉樹・アカマツ中木林	21.3	(18.7)	25.2	(22.1)	18.8	(16.5)	14.2	(12.4)
広葉樹・アカマツ低木林	2.6	(2.3)	15.2	(13.3)	23.8	(20.8)	26.8	(23.4)
草地	0.4	(0.4)	1.3	(1.1)	3.3	(2.9)	3.4	(3.0)
山火事跡	0.0	(0.0)	16.0	(14.0)	11.6	(10.2)	3.1	(2.7)
耕作地	10.6	(9.3)	6.5	(5.7)	3.8	(3.3)	2.9	(2.5)
耕作放棄地	3.6	(3.2)	2.8	(2.5)	1.7	(1.5)	2.6	(2.3)
造成地	0.2	(0.2)	3.5	(3.1)	2.5	(2.2)	1.2	(1.0)
人工構造物	0.0	(0.0)	0.1	(0.1)	0.1	(0.1)	0.1	(0.1)
居住地	0.8	(0.7)	1.3	(1.1)	1.2	(1.1)	1.9	(1.7)
道路	1.3	(1.1)	1.7	(1.5)	2.0	(1.8)	4.2	(3.7)
水面	0.1	(0.1)	0.2	(0.2)	0.3	(0.3)	0.4	(0.3)
合計	113.9		114.1		114.2		114.3	

表 2-12 小吹集落における竹林面積の変化と年間拡大率.

	1986	1996	2000	2006
竹林面積(ha)	8.0	9.1	11.4	11.2
	1986-96	1996-2000	2000-06	
年間拡大率	1.013	1.058	0.997	

表 2-13 小吹集落における竹林から 25 m 以内で竹林化した割合.

植生・土地利用区分	竹林化割合 (%)		
	1986-96	1996-2000	2000-06
針葉樹植林地	-	9.8	3.3
広葉樹・アカマツ高木林	25.7	19.2	3.5
広葉樹・アカマツ中木林	27.3	37.3	20.4
広葉樹・アカマツ低木林	0.4	32.3	20.6
草地	13.8	-	22.6
山火事跡地	-	0.1	1.3
耕作放棄地	43.5	0.0	0.0
耕作地	11.7	21.5	7.5
人工造成地	-	12.2	18.1
居住地	37.9	42.1	9.4
道路	26.2	11.8	0.0

表 2-14 小吹集落における斜面傾斜別の竹林割合と 1986-2006 年の竹林年間拡大率.

斜面傾斜 (°)	竹林面積比 (%)				1986-2006 年の 竹林年間拡大率
	1986	1996	2000	2006	
0-4	0.8**	1.6*	3.3*	2.3**	1.056
5-9	4.8*	6.2	7.8	7.7	1.025
10-14	5.3	8.3	10.4	10.6	1.035
15-19	7.0	9.3	10.9	10.2	1.019
20-24	8.9**	10.6**	12.6**	12.5**	1.017
25-29	7.9**	9.4*	11.4**	10.9*	1.016
30-34	5.8	8.4	9.2	8.3*	1.018
35-39	3.0	2.6**	3.9**	4.3**	1.018
40≦	1.0	1.8**	1.1**	2.1**	1.038
全域	7.0	8.0	10.0	9.8	1.017

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

表 2-15 小吹集落における道路からの距離別の竹林割合と 1986-2006 年の竹林年間拡大率.

道路からの距離 (m)	竹林面積比 (%)				1986-2006 年の竹林年間拡大率
	1986	1996	2000	2006	
≤50	11.2**	14.5**	14.5**	11.8**	1.003
≤100	6.0	9.4	12.4**	12.2**	1.037
≤150	2.8**	3.0**	5.0**	7.1**	1.047
≤200	5.1	4.1**	7.8*	10.0	1.035
≤250	0.0**	0.1**	1.0**	2.9**	-
≤300	0.0**	0.0**	0.0**	0.0**	-
300<	0.0**	0.0**	0.0**	0.0**	-
全域	7.0	8.0	10.0	9.8	1.017

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

表 2-16 小吹集落におけるタケノコ出荷竹林とその他の竹林の面積変化.

	竹林面積 (ha)			
	1986	1996	2000	2006
タケノコ出荷竹林	6.6	7.6	9.2	8.4
その他の竹林	1.4	1.4	2.0	2.8
合計	8.0	9.0	11.2	11.2

表 2-17 重回帰分析に用いた各変数の値の幅とそれぞれの平均.

		平沢集落			小吹集落		
		最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	平均値
従属変数							
竹林年間拡大率(%)	AER	-7.8	6.8	1.2	-0.4	18.3	6.8
独立変数							
面積(ha)	AREA	0.2	1.9	0.6	0.1	4.1	1.0
斜面傾斜(°)	SI	1	37	20.2	11	25	18.8
ノースネス	SN	-0.56	0.89	0.13	-0.69	-0.23	-0.42
イーストネス	SE	-0.98	0.87	-0.04	-0.37	0.66	0.21
道路からの距離(m)	DR	0	120	22.1	0	110	43.3
高木林に接する割合(%)	PT			58.0			15.7
低木林等に接する割合(%)	PS			17.0			72.1
人間利用地に接する割合(%)	PU			25.0			11.8

表 2-18 モウソウチク林の年間拡大率を従属変数とする重回帰分析の結果.

平沢集落					
独立変数	相関係数	標準化偏回帰 係数	重回帰モデルの相加的統 計量		
			R	adjR ²	Total F
PS	-0.57	-0.40*	0.57	0.29	7.56**
SN	-0.43	-0.51**	0.68	0.39	
AREA	-0.35	-0.40*	0.77	0.52	
SBS	0.31	0.32	0.83	0.59	
PT	0.31				
SI	0.24				
DR	0.13				
SE	-0.12				
PU	-0.02				

小吹集落					
独立変数	相関係数	標準化偏回帰 係数	重回帰モデルの相加的統 計量		
			R	adjR ²	Total F
DR	0.83	1.08*	0.83	0.62	10.74
SE	0.10	0.53	0.93	0.77	
SI	0.05	-0.31	0.97	0.85	
PS	0.54				
PU	-0.53				
SN	0.49				
SBS	-0.49				
AREA	-0.44				
PT	-0.29				

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

AREA : 元のモウソウチク林面積, SI : 斜面傾斜 (°), SN : 斜面方位 (ノースネス), SE : 斜面方位 (イーストネス), PT : 高木林と隣接する割合 (%), PS : 低木林等と隣接する割合 (%), PU : 人間利用地と接する割合 (%), DR : 道路からの距離 (m), SBS : タケノコ出荷の有無.

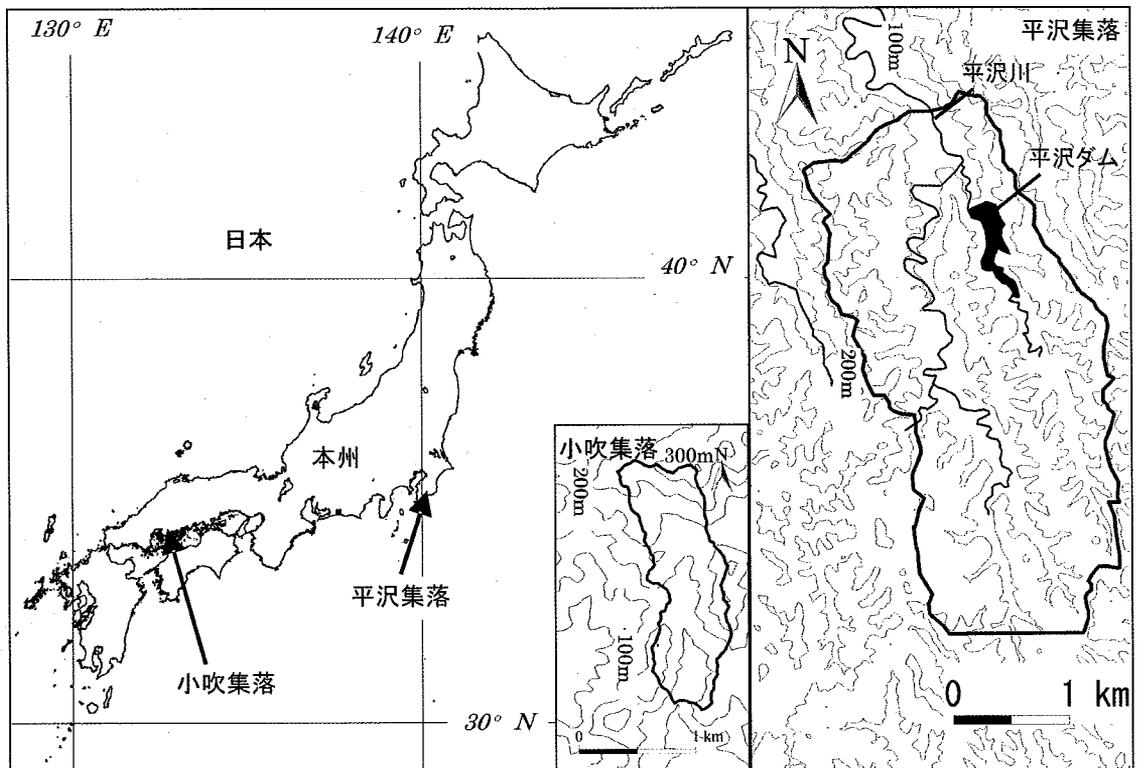


図 2-1 調査対象地.

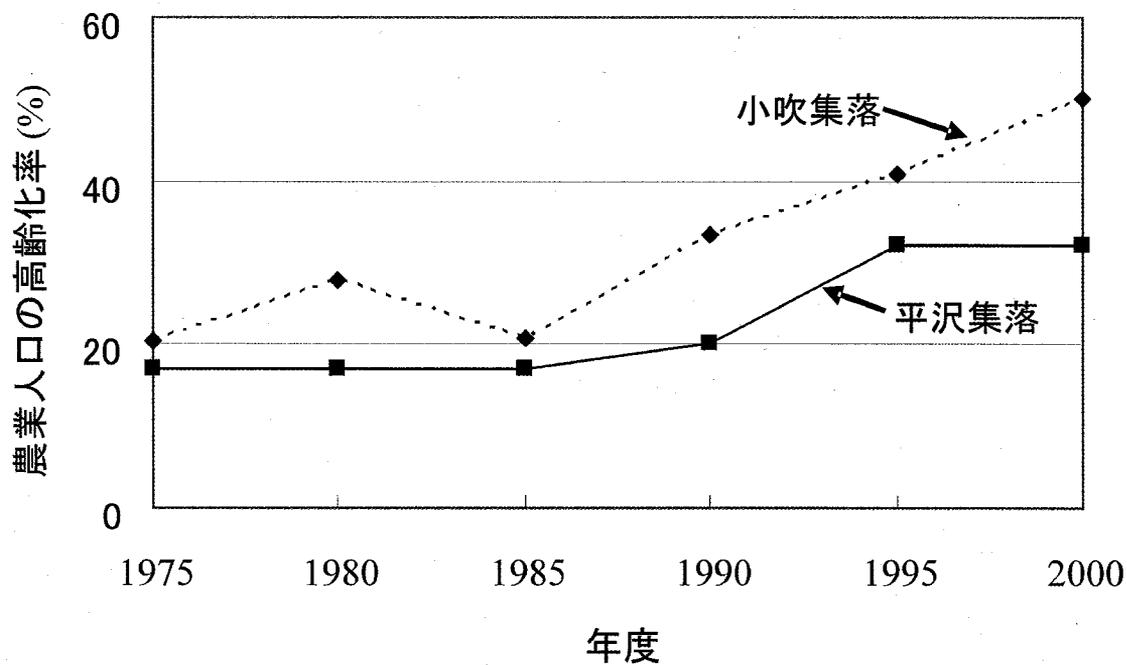


図 2-2 平沢集落と小吹集落の農業人口高齢化率.

(農林業センサス農業集落カードより筆者作成)

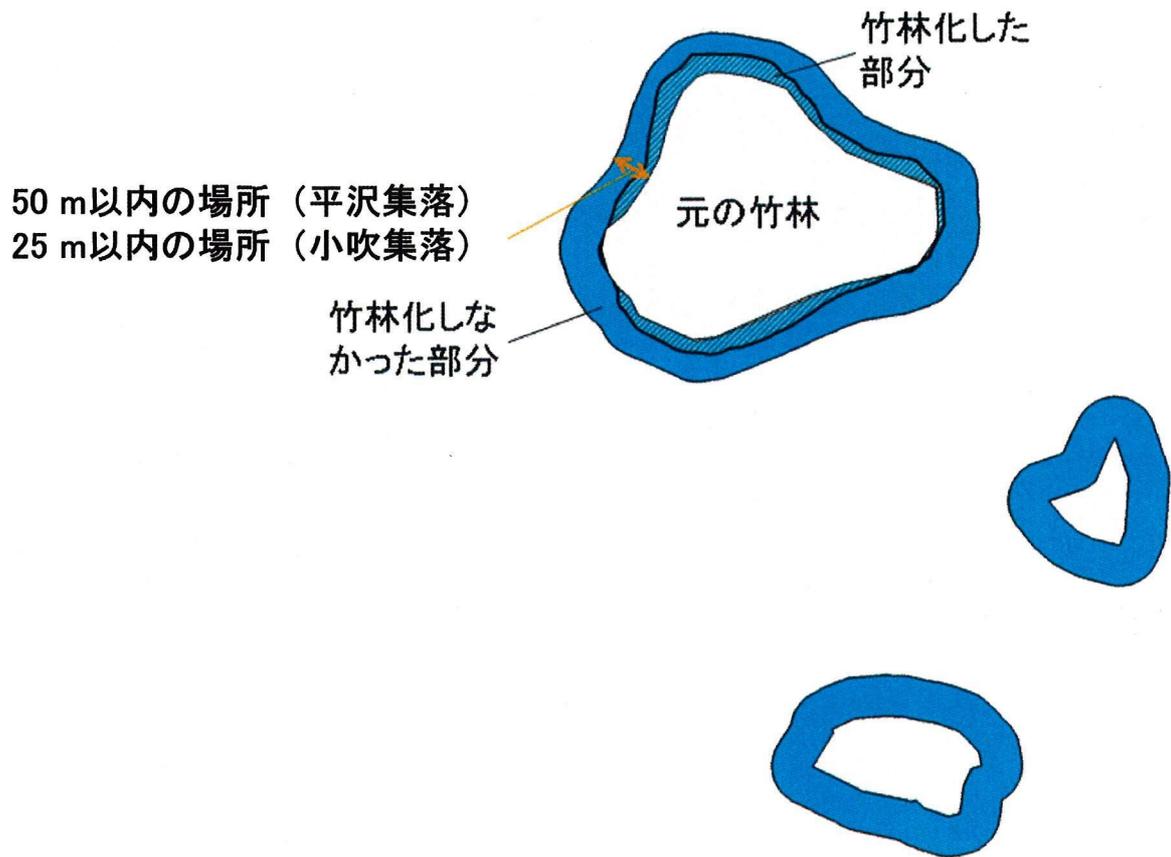


図 2-3 竹林化した部分の集計方法.

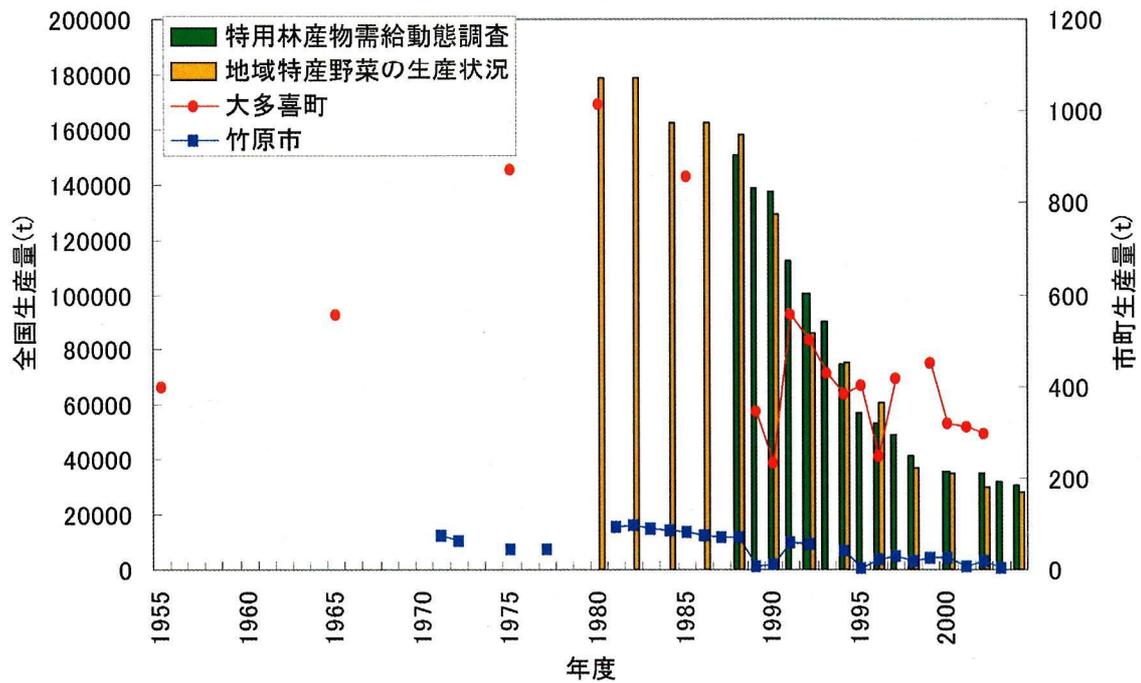


図 2-4 タケノコ生産量の推移.

(林野庁特用林産基礎資料, 農林水産省生産局地域特産野菜の生産動向, 千葉県および広島県の特用林産物供給動態調査資料より筆者作成)

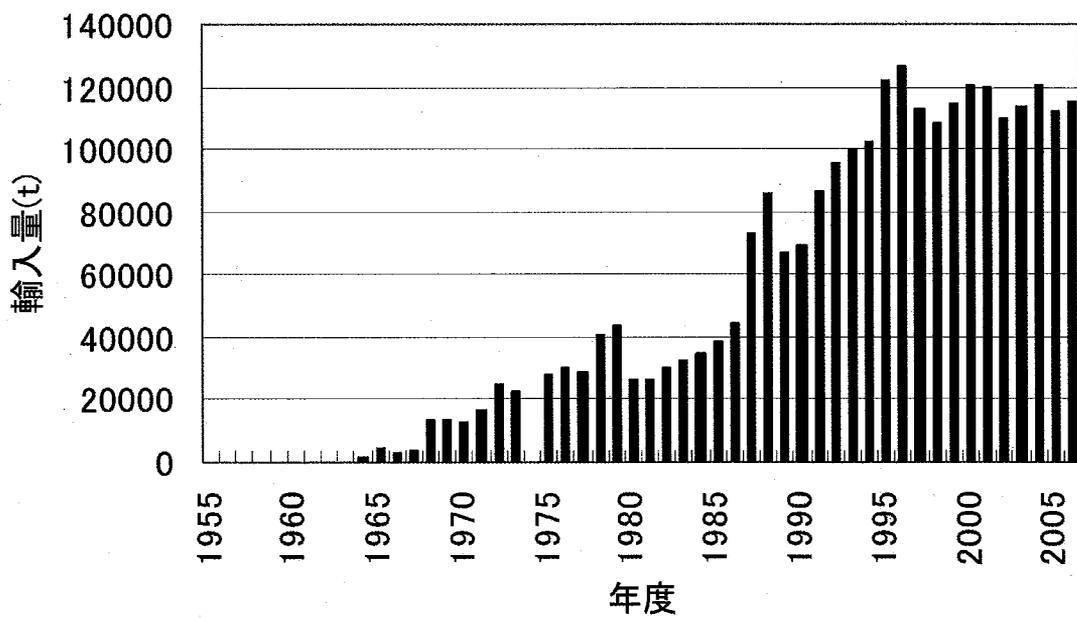


図 2-5 調整タケノコの輸入量.

(財務省貿易統計より筆者作成)

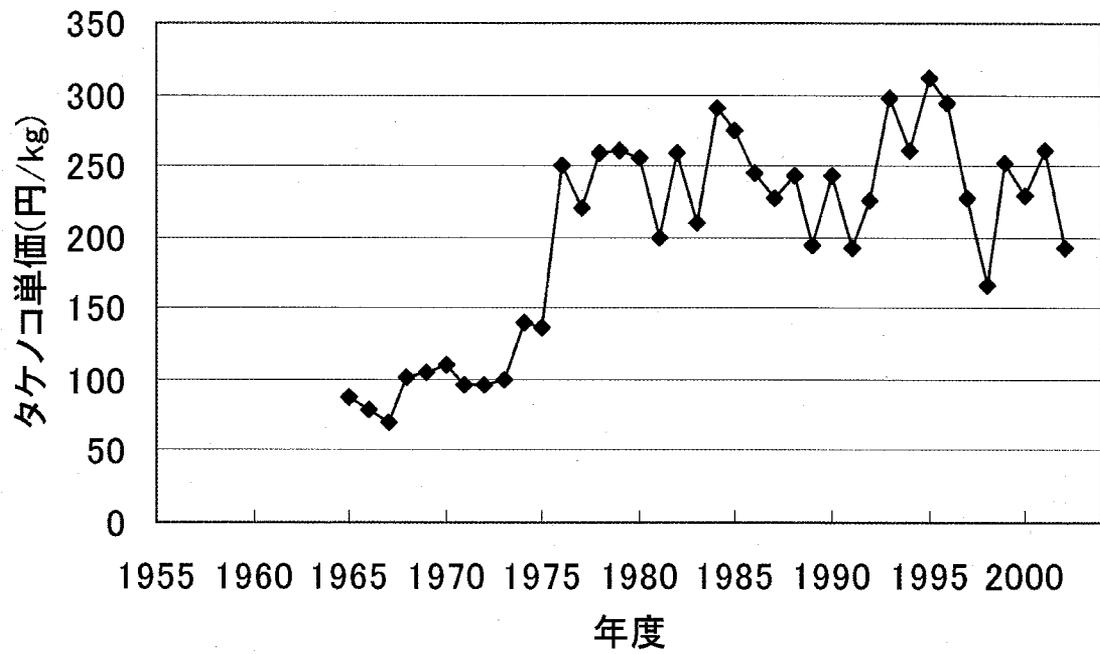


図 2-6 タケノコ単価の推移.

(千葉県特産林産物需給動態調査より筆者作成)

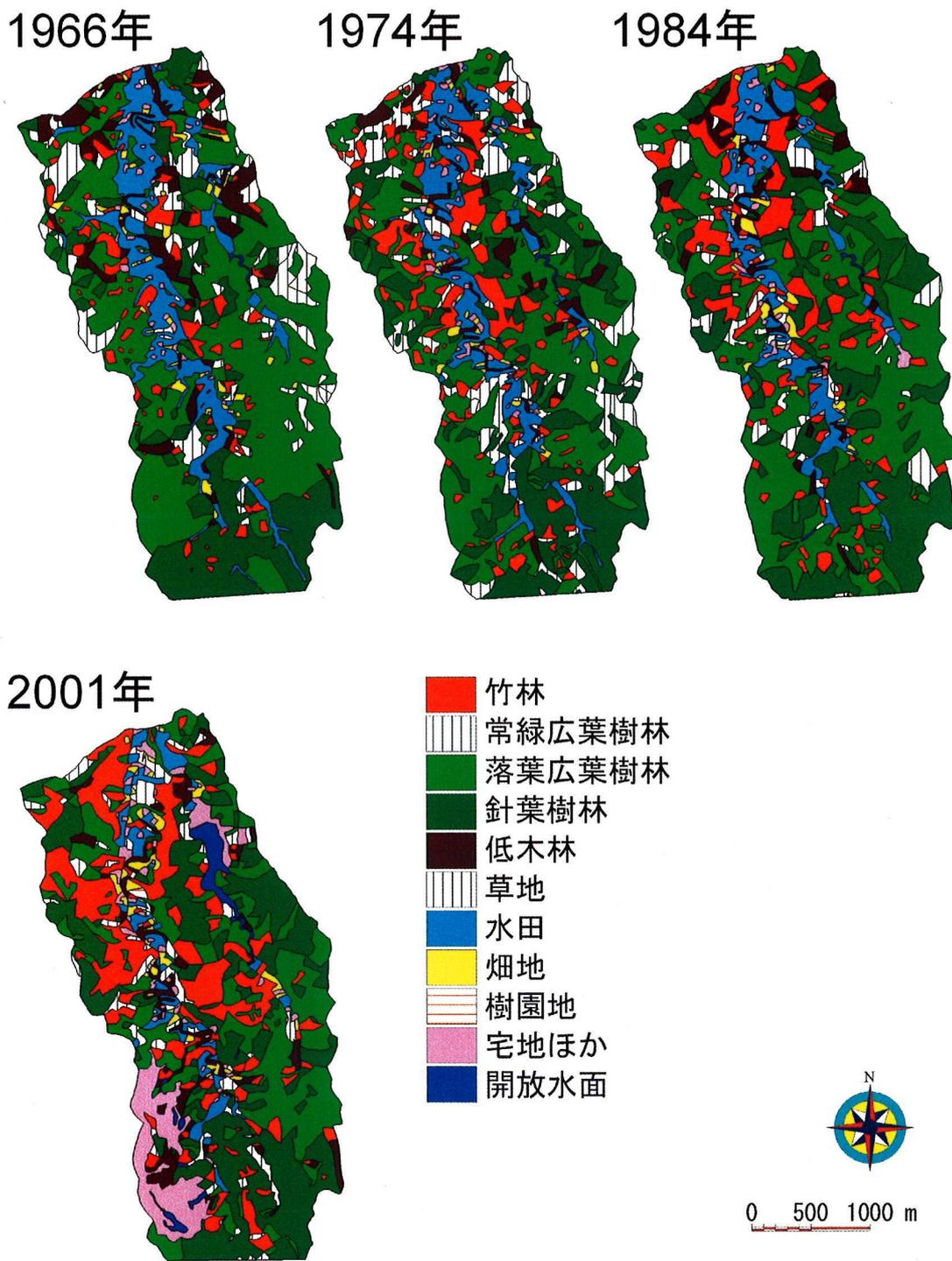


図 2-7 平沢集落の相観植生図。

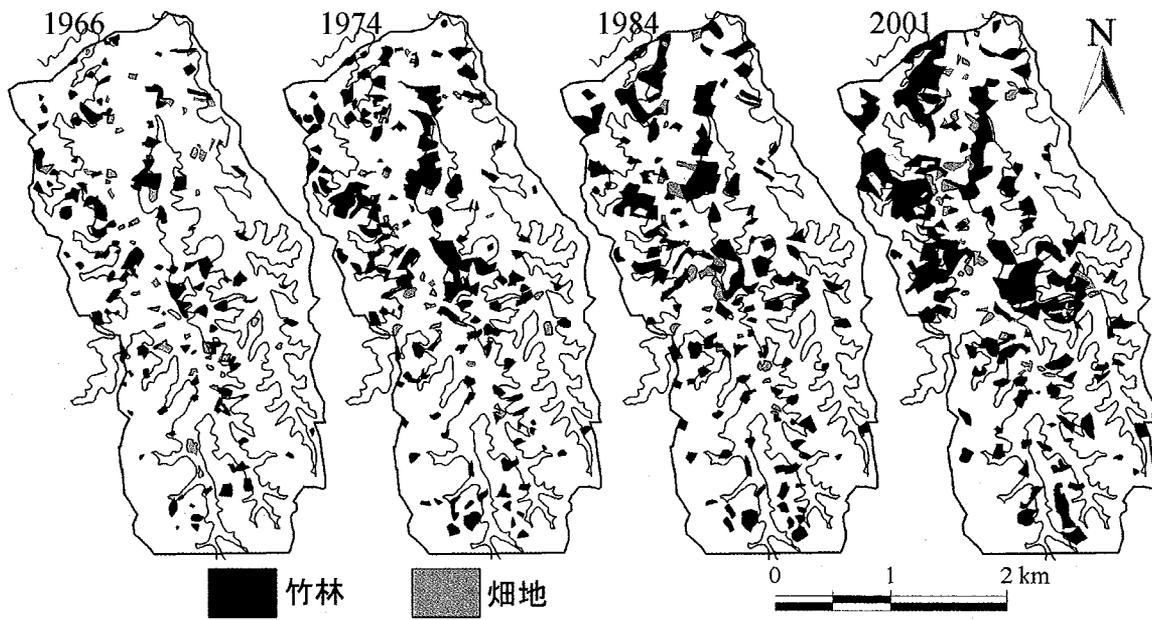


図 2-8 平沢集落の竹林と畑地の分布図. 等高線は海拔 150 m を示す.

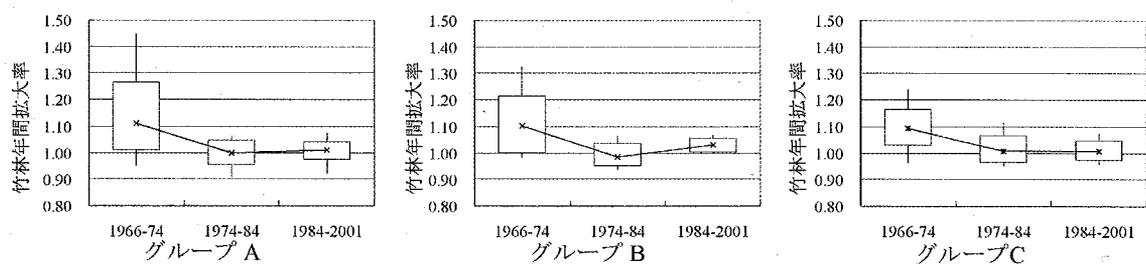


図 2-9 林家グループ別の竹林の年間拡大率の推移。

グループ A は竹林を放棄した林家と自家消費のみの林家からなっている。グループ B は生産組合を経由して出荷している林家から構成されている。グループ C は出荷組合を経由するもの、消費者へ直接販売するもの、観光タケノコ園を運営するものなど様々な林家から構成されている（表 2-9 を参照）。

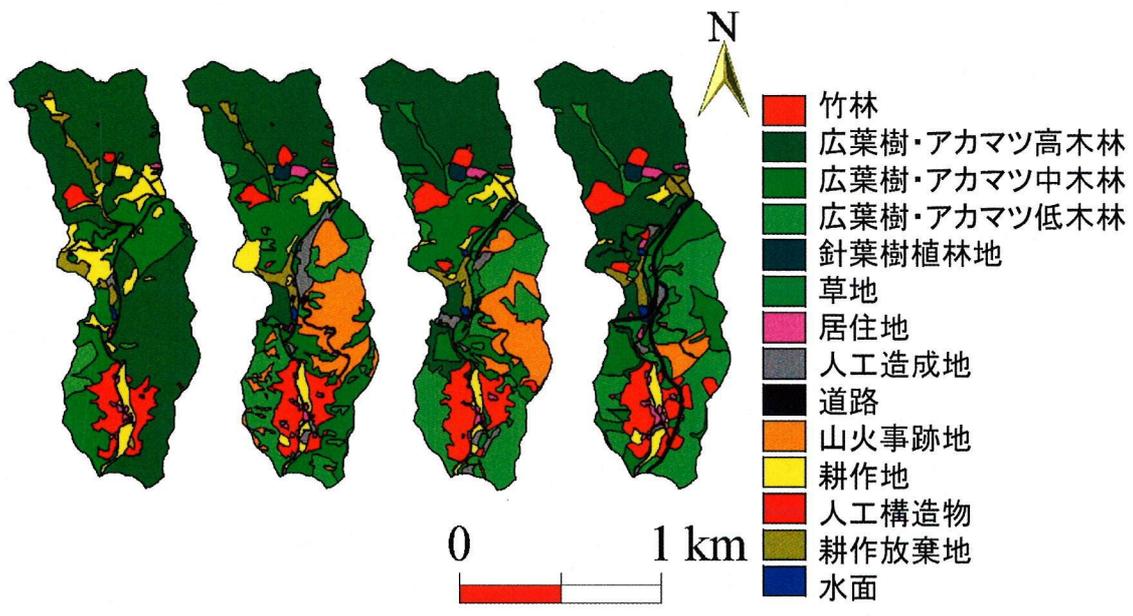


図 2-10 小吹集落の相観植生図.

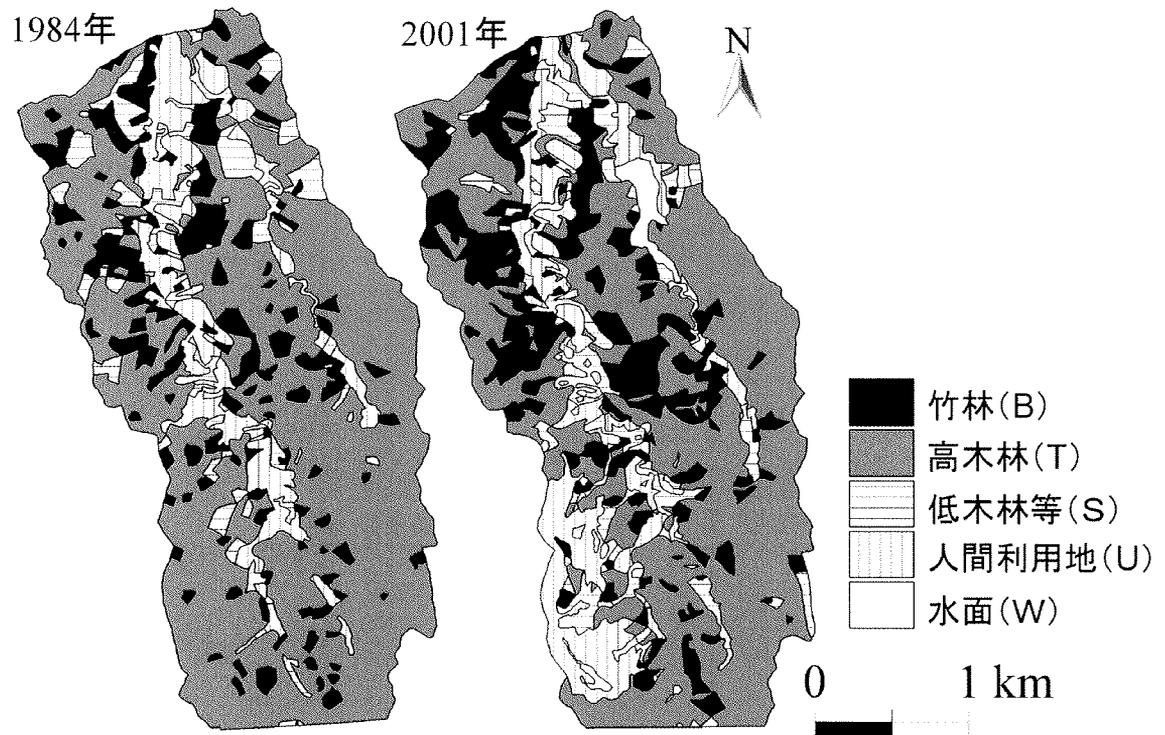


図 2-11 平沢集落の植生区分図.

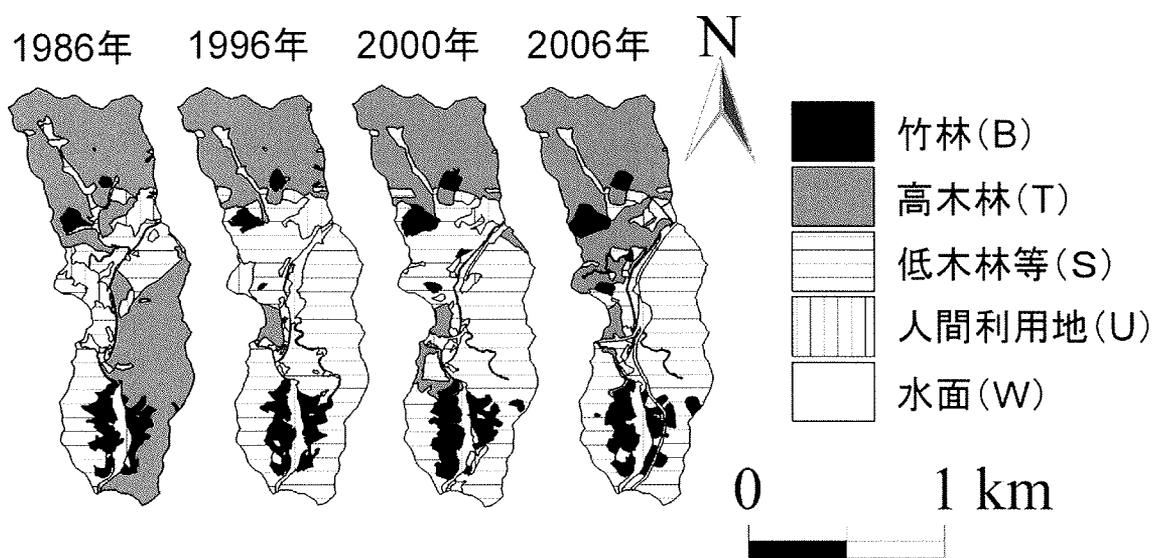


図 2-12 小吹集落の植生区分図.

第3章 モウソウチク林拡大のプロセス

3-1. はじめに

前章では、竹林の拡大速度には植生条件等の複数の要因が作用していることを明らかにした。しかしながら、竹林の拡大と周囲の植生との関係については、竹林の拡大プロセスの検討と併せて、幾つかの議論がみられる。その中で常緑広葉自然林などタケよりも樹高が高く林冠が密な植生への侵入も可能であるとするもの(片野田 2003)と、植生高の高い樹冠が密な植生への侵入は障壁になるとするもの(山口・井上 2004; 奥富 2005)とに意見が分かれている。本章では、前章よりもミクロな視点から植生条件が竹林の拡大速度に影響する仕組みを明らかにするために、竹林拡大の中心となっているモウソウチクが隣接する植生高の違う植生に拡大するプロセスを検討したい。

モウソウチク林の拡大プロセスに最初に言及した Okutomi *et al.* (1996)によると、広葉樹林へモウソウチクが侵入するプロセスを、次のようなものであるとしている。まず、広葉樹林に侵入した地下茎より生えたタケノコが、急速に成長して広葉樹の林冠を突き抜けて分布前線を形成する。そして、毎年、発筍を繰り返すことによって本数を増やしていき、最終的には広葉樹が枯れ、モウソウチク林となるというものである。また、Isagi and Torii (1998)も、調査で竹林に隣接する落葉広葉樹林内での竹稈と樹木の直径分布を明らかにし、モウソウチク林よりも植生高の低い二次林や植林地においてモウソウチクの侵入が続く可能性が高いと予測している。しかし実際には、落葉広葉樹林に侵入したモウソウチク稈が、落葉広葉樹の林冠を突き抜けない林分が多くある。最初に侵入した稈が広葉樹の林冠よりも低い場合は、モウソウチクの光合成は広葉樹の葉群によって阻害され、両者の拡大過程に差が生じ、拡大速度にも差が生じると想定できる。このような場合においても片野田 (2003)は、樹木の枝をモウソウチクの稈や枝が傷つけることにより、植生高の違いは、竹林拡大の障壁とはならないとしている。しかし、山口・井上 (2004)は、侵入したモウソウチクよりも高い樹高を持つスタジイなどの樹木がタケの侵入を阻害すると予測している。このように侵入を受けた植生と侵入したモウソウチク稈との相対的な高さの違いとモウソウチクの侵入過程の関係については更なる研究が必要である。

そこで本章では、モウソウチクの侵入稈が落葉広葉樹の林冠を突き抜けない林分の一例として、島根県大田市の三瓶ダムに隣接する放棄竹林をとりあげ、モウソウチク拡大前線周辺のモウソウチク稈の分布と齡構造を調査し、侵入先の植生高とモウソウチクの侵入過程の関係を検討する。

3-2. 調査地

調査地は島根県大田市を流れる三瓶川上流の三瓶ダム（1996 年建設）の東岸に位置する「げんこつ山」と呼ばれる小山である（図 3-1）。頂上の海拔は 175 m で、ダム計画洪水位までの比高 30 m ほどの斜面は北西側がアカマツ・コナラの優占する高さ 18 から 20 m の二次林となっており、南東側の斜面からモウソウチクが侵入している。住民からの聞き取り調査より、このモウソウチク林は、ダム水没以前に、現在、駐車場として利用されている場所にあった寺が背後の斜面に植栽したモウソウチクを起源としていた。そして、ダムの建設時に寺が移転し、竹林に対する管理が放棄されたため、寺と同時に移転した墓地の跡や周囲の二次林にモウソウチクが侵入し、面積を広げたものである。

調査地の表層地質は白亜紀から古第三紀の花崗岩である（島根県 1979）。また、最寄りのアメダス観測点である大田の年平均気温は 14.9℃、1 月の平均気温が 4.9℃、8 月の平均気温が 26.5℃、年間降水量が 1,747.0 mm である（1979 年～2000 年平均）。

3-3. 方法

現地での調査は、2005 年 9 月 23 日と 24 日におこなった。まず、モウソウチクの侵入状況を知るために、モウソウチクの侵入の有無を現地踏査により図化し、さらにモウソウチクが侵入している部分については、その被度が 90%以上、66%以上 90%未満、33%以上 66%未満及び 33%未満の 4 段階に区分した。なお、調査地の南東部分には一部マダケの林分があり、それを含めて竹林として分布を示した。

モウソウチクの稈の分布と齡構造については、モウソウチク林からアカマツ・コナラ二次林への侵入前線にかけて、周囲の植生を代表する場所として、A から D の 4 つのプロット（10 m 四方）を設置した（図 3-2）。各プロットで、立っている稈の生死を確認し、生稈については稈鞘の残存と白蠟質の残存具合から 2 年生以上と当年生に区分して稈の本数を数え、輪尺によって胸高直径を計測した。胸高直径

の分布については、各プロット間で多重比較による検定をおこなった。樹高及び稈高は、各プロット内でモウソウチクとモウソウチク以外の樹種のそれぞれ最大のものを、測高竿を用いて計測した。

3-4. 結果

調査地の植生は図 3-2 のように、南東部にマダケ林が位置しており、その北西側に隣接して、モウソウチク林が分布していた。この中でモウソウチクが高木層の 90% 以上を占める範囲の中央部に設定したプロット A 付近では、モウソウチク以外の枯死木がみられないのに対して、この範囲の縁辺に近いプロット B の付近では枯死木が存在していた。また、プロット B 付近には、墓地として利用されていたとみられる 3 段の平坦面を確認できた。

モウソウチクの被度が 66% 以上 90% 未満、33% 以上 66% 未満、33% 未満の林分は、プロット A 付近を中心にほぼ同心円状に分布していた。また、モウソウチク林は、アカマツ・コナラ二次林に侵入し、北東から南西方向に頂上を挟んで伸びる尾根を越えていた。

枯死稈を含めた 100 m² あたりの稈密度は、表 3-1 に示したように、モウソウチク分布域の縁辺に近づくにつれて減少していた。当年生の稈の本数は、プロット A で 6 本、プロット B で 10 本であったが、アカマツ・コナラ二次林への侵入過程にあるプロット C と D では、それぞれ 0 本、1 本と少なかった。枯死稈は、プロット A で 10 本と多かったが、プロット B, C, D では、それぞれ 2 本、2 本、1 本と少なかった。稈の最大高は、プロット A で 13.0 m、プロット B で 19.0 m、プロット C で 18.5 m、プロット D で 18.8 m であった。このうちプロット A, B では、モウソウチクは高木層に達し、競合する種がなかった。一方、プロット C では、最大の稈は 18.5 m と高木層には達し、ほぼ同じ高さであるコナラ、ツクバネガシ (*Quercus sessilifolia* Bl.), カラスザンショウ (*Zanthoxylum ailanthoides* Sieb. et Zucc.) と被度・高さとも競合しているものの、多くの稈は高さ 12 m 付近の亜高木層にとどまっていた。プロット D でも、プロット C と同様の傾向が見られ、モウソウチクの最大高は 18.8 m であるが、稈のうち半数は、高さ 12 m 付近の亜高木層にとどまっており、高木層に存在する高さ 18m を超えるホオノキ (*Magnolia obovata* Thunb.), コナラなどに被陰されていた。

各プロットでのモウソウチク稈の胸高直径の平均は、プロット A では 11.3 cm (標準偏差 1.8), プロット B では 11.3 cm (同 2.0), プロット C では 10.6 cm (同 1.2), プロット D では 10.8 cm (同 2.0) であり, 多重比較の結果, 有意な差は認められなかったが, 縁辺に近いほど細くなる傾向があった。また, 当年生の稈はプロット A・B では, 平均以上の太さの稈も見られるものの, プロット D に 1 本のみ出現した稈は, 8.2 cm と比較的細かった (図 3-3)。

3-5. 考察

図 3-2 に示した植生図のように, モウソウチクの被度はプロット A 付近を中心とする同心円状に分布していた。

聞き取りによってえられた情報から, 植栽された場所に近いと考えられるのがプロット A である。ここでは, 当年生の稈が 6 本, 枯死稈が 10 本であり, 稈の腐朽に時間がかかることを含めて, ほぼ同数の稈の枯死と新たな発筈による稈の更新が進んでいると考えられる。原生マダケ林 (上田・沼田 1961) や, 原生林化したモウソウチク林 (渡辺 1985) で, 新しい稈と枯死稈の量が等しくなることが明らかにされている。プロット A 付近はこれらと同様の原生林化が進行していると考えられ, 稈の更新状況からもモウソウチク林となってから時間が経過しているとみられる。

聞き取りの結果と平坦面の存在より, 墓地の跡に侵入したと推測されるプロット B では, 当年生の稈が 10 本と 4 プロットの中で最も多かった。これは Okutomi *et al.* (1996) の提起したプロセスのとおり, モウソウチクの侵入当時は植生高が低かったと考えられる墓地跡地で, 最初に発筈した稈の周囲に, 翌年以降も新しい稈が生えて, モウソウチク林化したと考えられる。これは, 競合する高木がなかったことにより光合成が制限されることもなく, 侵入した稈で生産した養分も利用して活発に発筈しているためと考えられる。

対照的に, プロット C, D では, 当年生の稈は, プロット D では 1 本, プロット C では 0 本であり (表 3-1), 比較的少ない本数であった。ここでは, 18 m を超えるアカマツ・コナラ二次林にモウソウチクが侵入したものの稈高がコナラ, ホオノキなどの高木の樹高を超えることができず, 光合成が制約されたと考えられる。侵入した稈での生産が制限された場合, その周辺での発筈も制限されるとみられ, 拡

大の初期と同様に母体となる竹林パッチからの養分供給に頼った稈の発生をおこなうと考えられる。

侵入したモウソウチクの稈径について、伊藤・山田（2005）は、生立竹からの距離が長いほど竹稈の直径が小さくなる傾向があるとしている。図 3-3 で示したようにプロット C, D で竹稈の直径がやや細くなり、1 本だけ存在した当年生の稈も細いことから、母体となる竹林からの養分に頼っているためでないかと考えられる。

このように、侵入先の植生高とモウソウチクの侵入過程の関係は、次のようなものであると考えられる。

生立竹からの距離が長いほど竹稈の直径が小さくなる傾向（伊藤・山田 2005）があることから、モウソウチクの地下茎を通じての養分の移動が局所的なものであると考えられる。このとき、モウソウチクが拡大先に侵入させた稈の高さを h 、その拡大先の植生高を h_0 とすると、 h が h_0 よりも大きい場合、すなわち耕作放棄地や草地などに侵入した場合には、その稈の葉群は、光合成能力を最大限発揮することができ、翌年の発筍に利用する養分を地下茎に相対的に多く蓄えることができると考えられる。この結果、翌春には侵入した稈の周辺から相対的に多くの新しい稈（タケノコ）を生産できる（図 3-4a）。一方で、 h が h_0 よりも小さい場合、すなわち高木林などに侵入した場合には、その稈の葉群による光合成が高木層の葉群によって阻害され、地下茎に十分な養分を蓄えることができないと考えられる。その結果、翌春には周囲の地下茎からの発筍本数が少なくなることが考えられる（図 3-4b）。よって、前者の場合（ $h_0 < h$ ）、急速な拡大が想定できるものの、後者の場合（ $h_0 > h$ ）は、母体となる竹林パッチから二次林に向けて少数の稈の侵入がくりかえされ、侵入先の樹林内に少しずつ稈の密度を増すことによって、モウソウチク林が拡大してゆくことから、ゆっくりとした拡大になると考えられる。

今後は、多くのモウソウチク林において、空中写真判読などを用いることによって、進入先の植生高とモウソウチク林の拡大速度の関係を明らかにしていく必要がある。そして、この関係を利用することにより、落葉広葉樹林、針葉樹植林地や放棄耕作地など異なった植生に隣接しているモウソウチク林の拡大予測をおこなうことも可能になると考えられる。

表 3-1 各プロットのモウソウチクの稈密度と稈高.

プロット	モウソウチクの稈密度			計	モウソウチクの稈高(m)	最高木本の高さ(m)
	2年生以上	新生稈	枯死稈			
A	88	6	10	104	13.0	5.0
B	46	10	2	58	19.0	4.0
C	28	0	2	30	18.5	18.5
D	7	1	1	9	18.8	18.8

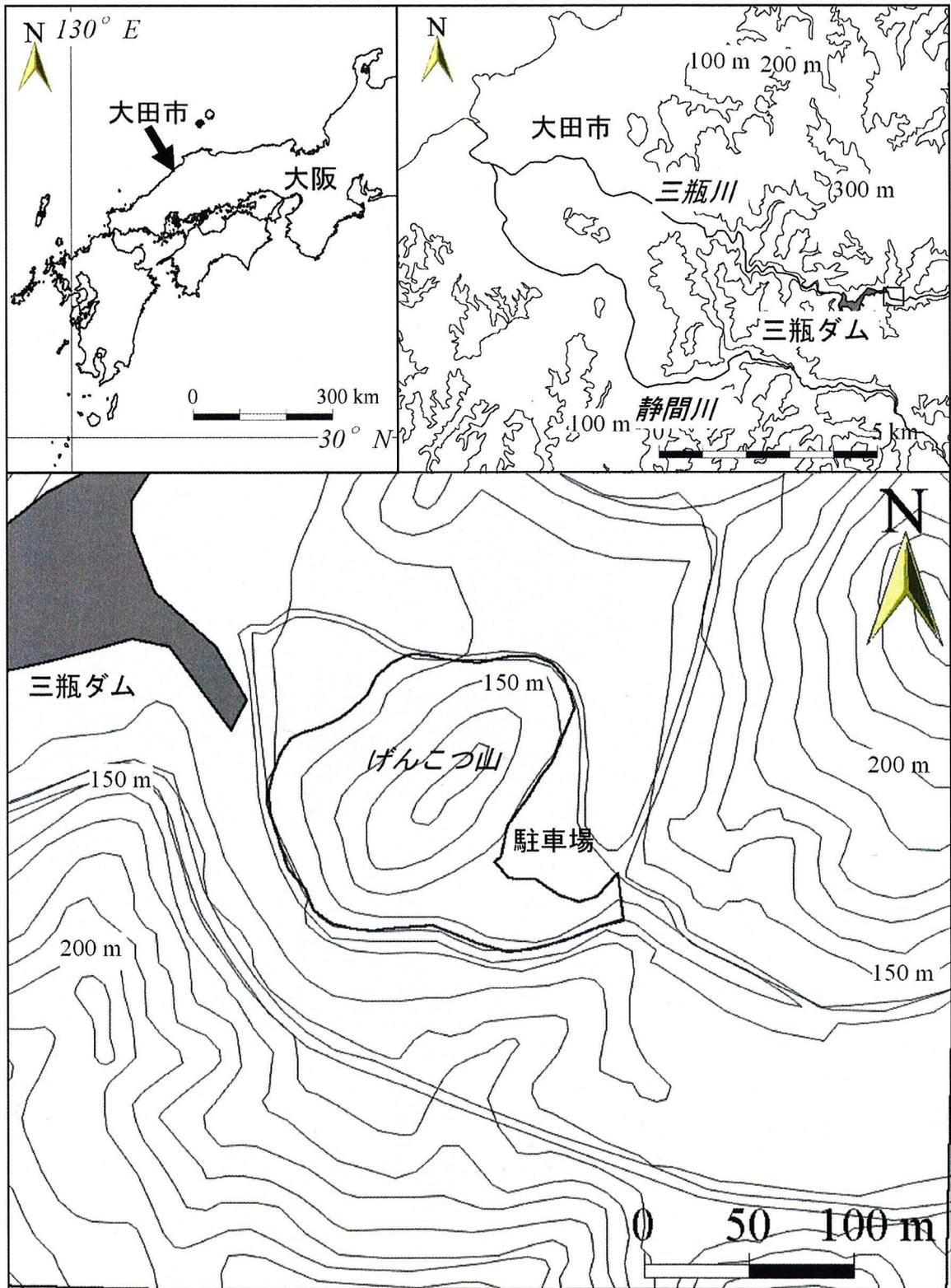


図 3-1 調査地域図.

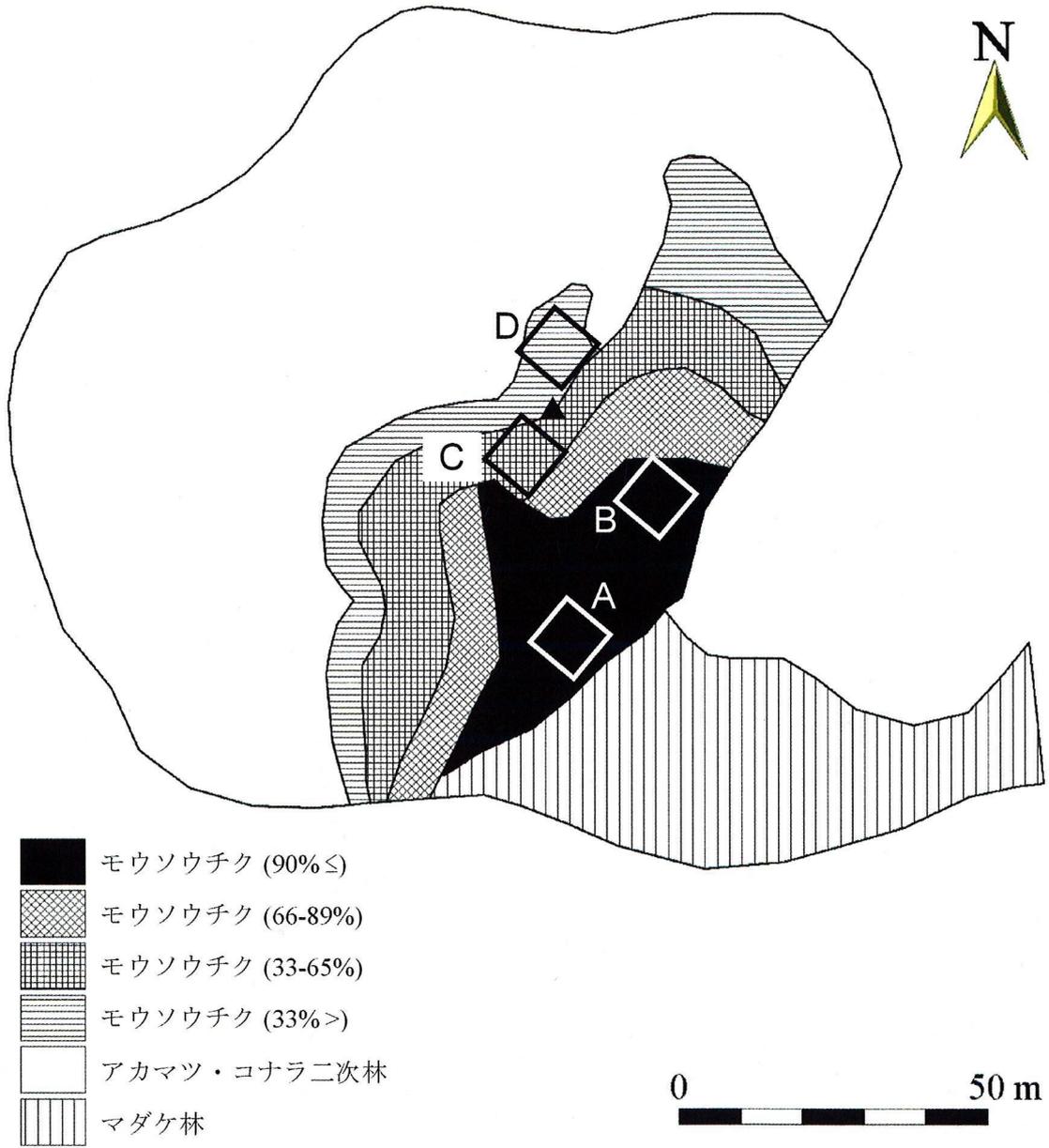


図 3-2 げんこつ山の植生図およびプロット位置図.

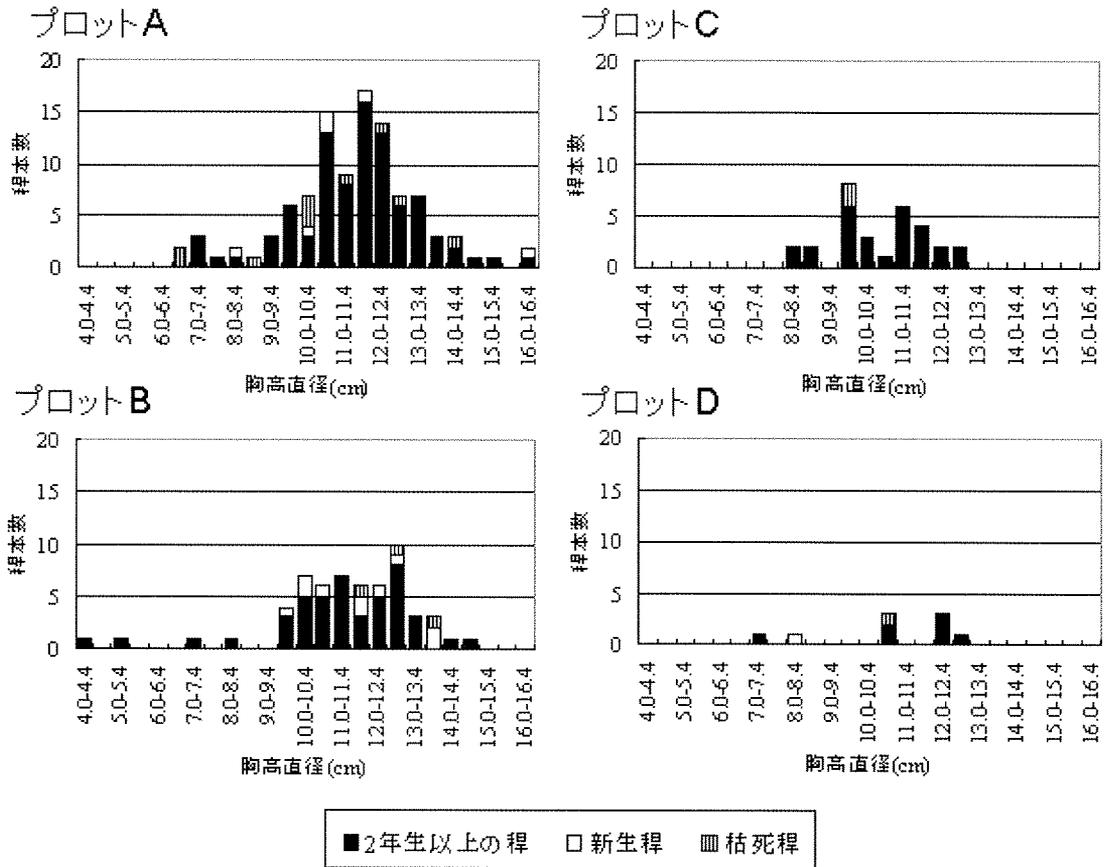
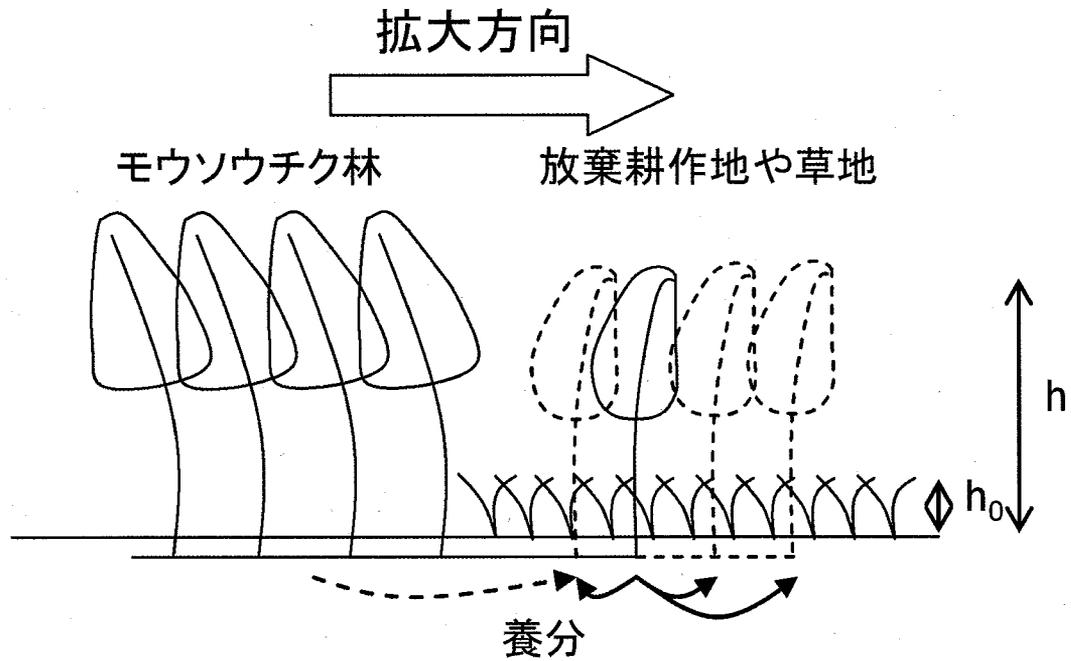
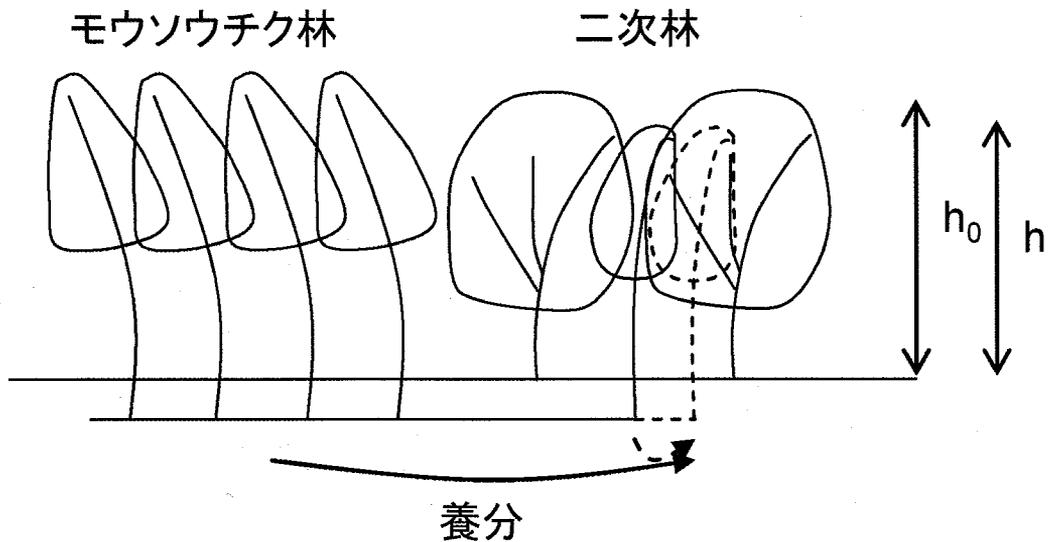


図 3-3 各プロットのモウソウチク稈の胸高直径分布.



a. $h_0 < h$ (放棄耕作地や草地に侵入した場合)



b. $h_0 > h$ (背の高い二次林に侵入した場合)

図 3-4 モウソウチク林の拡大モデル.

モウソウチクの地下茎による養分供給が短距離に限られる（伊藤・山田 2005）とすると、稈高（ h ）が侵入先の植生高（ h_0 ）よりも大きい場合、拡大は急速に進む。一方で、 h が h_0 よりも小さい場合、侵入した稈での光合成生産が限られるため、ゆっくりとした拡大となる。

第4章 モウソウチク林化による種多様性の変化

4-1. はじめに

前章ではモウソウチク林の拡大プロセスを明らかにし、それは侵入した植生の領域でモウソウチクの稈密度が徐々に高まることで進行していくとした。このモウソウチク稈の高密度化、すなわちモウソウチク林化が生物多様性に与えている影響を明らかにすることは竹林拡大の生物学的な影響を議論するために不可欠であるといえる。

竹林拡大の生物多様性への影響として、広葉樹林へのモウソウチクをはじめとするタケ類の侵入により、その階層構造が単純化し、それとともに植物の種多様性が低下することが明らかとなっている（瀬嵐ほか 1989；山口・井上 2004；奥富 2005）。瀬嵐ほか（1989）は、モウソウチクが雑木林を侵食しつつある部分にベルトトランセクトを設置し、純竹林になるにしたがって、林床に出現する植物の耐陰性が強く、浅根性で、栄養繁殖性のものへと移行していくとしている。また、山口・井上（2004）は、照葉樹からなる里山林あるいは社寺林においてタケの参入部と未参入部で植物相に違いがあることを明らかにしている。しかし、これまでに稈密度の増加によって進行するモウソウチク林化と、それに伴う植物相の変化の関係性を議論した研究はおこなわれていない。しかしながら、モウソウチク林化に伴う生物多様性の衰退を考える上で、これは重要な視点であるといえる。また、モウソウチク林化と植物相の変化の関係にその林分の立地環境の違いがもたらす影響はほとんど議論されておらず、地域内のモウソウチク林の管理計画を立てるにあたっては、これらの点を明らかにする必要がある。

そこで本章では、モウソウチクの稈密度と植物の種組成や種多様性との関係性を明らかにすると同時に、立地環境の一つとして地質条件を取り上げ、これとモウソウチク林における植生構造との関係を検討した。調査は、広島県竹原市を中心とする賀茂川・内浜川流域において、モウソウチク林とそれに隣接するアベマキ（*Quercus variabilis* Bl.）、コナラなどの落葉広葉樹からなる二次林およびモウソウチクと落葉広葉樹の混交林において、植物社会学的手法を用いておこない、モウソウチクの稈密度と種組成および出現種数の関係を明らかにした。さらに、異なる地質条件によって、種組成やモウソウチクの稈密度との関係に差異が生じているのか

どうかを明らかにした。なお、これに先立って調査林分を決定するために、同流域の相観植生図の作成をおこなった。

4-2. 方法

4-2-1. 調査対象地

調査は、広島県竹原市を中心とする賀茂川・内浜川流域で実施した(図 4-1)。賀茂川は同市と東広島市の境界付近にある洞山(標高 544.6 m)付近を源流に東に流れ、竹原市新庄町で向きを南に変え、市街地の西側を通り瀬戸内海に流入する河川である。流域のほぼ全てが、竹原市域であるが、一部は東広島市、三原市にも含まれている。内浜川は賀茂川流域の東側に隣接する流域を持つ小河川であり、竹原市小梨町小吹を源流とし、同市高崎町高崎で瀬戸内海に流入している。

流域はほぼ全域が山地であり、その地質は、仁賀町から東野町にかけて白亜紀後期に形成された高田流紋岩類が分布しているほかは、白亜紀後期に形成された広島花崗岩類からなっている(産業技術総合研究所地質調査総合センター 2005)。賀茂川本流や支流の田万里川や葛子川に沿っては、幅の狭い谷底平地が広がり、下野町から下流側には沖積低地が形成されており、この上に竹原市の中心部が位置している。

この流域に近在する竹原と東広島の降水量、気温は表 4-1 のとおりである。瀬戸内気候区に属するために降水量は少ないが、上流側でやや多く、気温は特に冬季に標高の高い上流部で低いことが推察される。

4-2-2. 相観植生図の作成

賀茂川・内浜川流域の竹林を含む植生分布を明らかにするために、相観植生図の作成をおこなった。作成は、国土地理院 1996 年撮影の 25,000 分の 1 白黒空中写真(整理番号:CG-96-2X)の判読と 2005 年 5 月から 6 月にかけての現地調査によった。この際、空中写真は、Erdas Imagine ver. 8.5 によりオルソ幾何補正およびモザイク処理をおこなった。そして、このオルソ幾何補正をおこなった空中写真画像をベースマップとして GIS ソフト(MicroImages 社製 TNT mips ver.7.1)を用いて、植生判読結果の入力をおこない、ベクタ型数値地図とした。植生の区分は表 4-2 のとおり、竹林、常緑広葉樹林、落葉広葉樹林、マツ林、針葉樹植林、低木林、草地、

裸地，耕作地，居住地，人工構造物，人工改変地，水面の13分類とした。この際，0.1 ha以上の面積を持つものをパッチとして分類した。

4-2-3. 植生調査

植物社会学的手法（Braun-Blanquet 1964）による植生調査を2005年10月および2006年10月から11月におこなった。調査地点は，相観植生図より多くの竹林を確認することのできた竹原市仁賀町，田万里町，小梨町小吹のモウソウチク林，アベマキ，コナラなどの二次林とそれらの混交林計23箇所である。各地点では10 m四方を標準とする100 m²の方形区を設置し，高木層，亜高木層，低木層，草本層の4層に分けた上で階層ごとの高さと被度（%）を目測により記録した。また，階層ごとに全植物種のリストを作成し，出現した植物種ごとに優占度（1～5 と+の6階級）と群度（1～5の5階級）を目視により記録した。また，モウソウチクについては，プロット内に生存している稈の本数を計測し，稈密度を算出した。

4-2-4. 植生データの解析

各プロットでえられたデータによって，植物社会学的表操作をおこない種組成に基づいたプロットの分類をおこなった。そして，各グループ間でモウソウチクの稈密度や出現植物種数の比較をおこなった。

さらに，プロットの位置する地質によって，花崗岩地域に属するプロットと流紋岩地域に属するプロットに分類をおこない，宮脇ほか（1994）に基づいて出現植物を常緑と夏緑に分類し，それぞれの種数や出現傾向などの比較をおこなった。また，それぞれの地域に属するプロット群で，出現植物種数とモウソウチクの稈密度の比較をおこなった。

4-3. 結果

4-3-1. 賀茂川・内浜川流域相観植生図

図4-2に，賀茂川・内浜川流域相観植生図を示した。両流域の大部分をアカマツ等の二次林からなるマツ林が占めていた。落葉広葉樹林や針葉樹植林地は各地に散在していた。常緑広葉樹林は小さなパッチが点在しているに過ぎなかった。竹林は，市街地東側の田ノ浦町，本町に大面積のパッチがあったほかは，小梨町小吹，東野

町, 仁賀町, 田万里町などに小面積のパッチが点在しているに過ぎなかった。なお, 小梨町小吹の低木林は 1994 年 8 月の山火事によって焼失した部分であるとみられる。

各分類の面積を示したのが表 4-3 であるが, これでも全面積の約 6 割をマツ林が占めており, 落葉広葉樹林, 針葉樹林と耕作地が 8 から 10%であった。一方で, 竹林は全体の約 1%を占めるに過ぎなかった。

4-3-2. 植物種組成とモウソウチクの稈密度の関係

植生調査の結果, モウソウチク, アラカシ (*Quercus glauca* Thunb.), ヒサカキ (*Eurya japonica* Thunb.) が各プロットに普遍的に分布していた。また, これらのプロットを植物社会学的表操作により, アセビ (*Pieris japonica* D. Don), ソヨゴ (*Ilex pedunculosa* Miq.), コシアブラ (*Acanthopanax sciadophylloides* Fr. et Sav.), ムラサキシキブ (*Callicarpa japonica* Thunb.), イヌツゲ (*Ilex crenata* Thunb.) を識別種群とする A グループと, チャノキ (*Camellia sinensis* O. Kuntze), ツタ, (*Parthenocissus tricuspidata* Planch.) ナンテン (*Nandia domestica* Thunb.) 等を識別種群とする B グループに分類することができた (表 4-4)。さらに B グループは, シロダモ (*Neolitsea sericea* Koidz.), ホオノキ, シシガシラ (*Blechnum niponicum* Makino) 等を識別種群とする B1 グループとアカメガシワ (*Mallotus japonicus* Mueller-Arg.), イヌビワ (*Ficus erectas* Thunb.), シュロ (*Trachycarpus fortunei* H. Wendl.) を識別種群とする B2 グループに分類することができた。

各グループでのモウソウチクの稈密度を比較すると, A グループと B グループの間では有意な差は見られなかった。しかし, B1 グループでは, 1 a あたり 34 本以下であったが, B2 グループでは, プロット 14 を除いて 1 a あたり 33 本以上であったことから, B2 グループのプロットで稈密度が高い傾向がみられた (図 4-3)。

また, グループ間で出現種数の比較をすると, A グループよりも B グループで出現種数が多い傾向がみられた (図 4-4)。

そして, A グループはプロット 13 を除いては流紋岩地域に分布し, 逆に, B2 グループは, 1 a あたりのモウソウチクの稈密度が 97 本と最多であったプロット 4 を除いて, 花崗岩地域に分布していた。一方で, B1 グループはどちらの地質地域にも分布していたものの (図 4-5, 表 4-5), 流紋岩地域にあるものも土壌が未熟土壌

からなる場所が多かった。

4-3-3. 地質と出現種数・モウソウチクの稈密度の関係

花崗岩地域と流紋岩地域では、常緑植物（図 4-6）、夏緑植物（図 4-7）、総出現種（図 4-8）のいずれにおいても、花崗岩地域でより多くの植物種が出現し、流紋岩地域で少なかった。

また、それぞれの地質地域で出現した種をみると（表 4-6）、チャノキ、チヂミザサ (*Oplismenus undulatifolium* Roem. et Schult), ヤマノイモ (*Dioscorea japonica* Thunb.), クサギ (*Clerodendro trichotomum* Thunb.) は花崗岩地域で特徴的にみられた。一方で、流紋岩地域に偏って分布していた種はなかった。

それぞれの地質地域で、モウソウチク稈密度と出現種数の関係をみると、花崗岩地域では、以下の関係がみられた ($r = -0.56$: 図 4-9)。

$$NS = -0.1891CD + 32.92 \quad (5)$$

ここで、NS はプロットでの出現種数、CD が 1 a あたりのモウソウチクの稈数である。

一方で、流紋岩地域では、モウソウチクの稈密度の増大にともなう、出現種数の減少がみられなかった ($r = -0.10$)。

4-4. 考察

竹林は、図 4-2 のとおり、調査地域において竹林は田ノ浦町、本町など市街地東縁に比較的大きな面積のパッチがある以外は、小面積のパッチが小梨町小吹、仁賀町、田万里町などに集中して見られるだけで、合計の面積も 1% ほどでしかなかった（表 4-3）。このように竹林の占める面積は小さいものの、その立地は、居住地から離れた場所に存在する針葉樹植林地などと異なり、居住地、耕作地など人間が生活する場所に近在したパッチが多い。このため、人の目に留まりやすく、景観上重要で、人間生活と密接にかかわりを持った場所に立地している植生であるといえる。

植物の種構成からモウソウチク林をみると、植物社会学的表操作よりえられた A グループの識別種であるアセビ、ソヨゴ、コシアブラ等は、（表 4-4）は、アベマキ・コナラ群集アセビ亜群集の識別種（小林ほか 1976）が多い。よって、この亜群集に分類されるアベマキ・コナラ二次林にモウソウチクが侵入した林分であるとみ

られる。

また、Bグループもアベマキ・コナラ群集（小林ほか 1976）にみられる種群が多く、こうした二次林にモウソウチクが侵入した林分であるとみられる。また、B1グループとB2グループで、モウソウチクの稈密度に違いがみられ（図4-3）、よりモウソウチクの侵入が進んだ林分が、B2グループに分類されているものと考えられる。このため、B1グループの識別種であったシロダモ、ホオノキ、シシガシラなど（表4-4）は、モウソウチクの侵入によって消滅しやすい種であり、B2グループの識別種であるアカメガシワ、イヌビワ、シュロは、モウソウチク林になった場所で生育できる種であると考えることができる。

AグループとBグループで出現種数に違いがみられた点（図4-4）は、Aグループが流紋岩地域に多くみられたことから、花崗岩地域よりも流紋岩地域で出現種数が少なくなる傾向（図4-6, 4-7, 4-8）を表していると考えられる。流紋岩地域では、常緑樹林の構成種が少なくなることが予想されており（太田ほか 2004）この傾向が現れたものとみられる。加えて、地質の違いによって、出現種数だけでなく出現種にも違いがあり、チャノキ、ヤマノイモ、チヂミザサ、クサギは、花崗岩地域に特徴的にみられた（表4-6）。これらは、いずれも比較的明るい林内にみられる種で、いずれもBグループの識別種ともなっていた（表4-4）。このことから、Bグループ自体が、花崗岩地域と結びついていることが示唆される。現にB2グループは花崗岩地域に多く分布しており（図4-5, 表4-5）、B1グループのうち流紋岩地域にあるものも、土壌が未熟土壌からなる場所が多かった。Bグループのプロットは土壌の成熟度合いが低く、二次林の遷移が進みにくい場所に立地している。このために比較的明るい環境を好む種が多く残存していたためであると考えられる。このため、モウソウチクの侵入によって、林冠が急速に鬱閉されてしまい、林内が暗い環境になることで（山口・井上 2004）、出現種数の低下や、構成種に変化が生じやすかったと考えられる。よって、花崗岩地域で流紋岩地域に比べてモウソウチクの稈密度の上昇による出現種数の低下が生じ（図4-9）、Bグループ下でのB1グループとB2グループの分化（表4-4）が生じたと考えられる。

このように、モウソウチクの稈密度の増大、つまりはモウソウチクの侵入による出現種数の低下が、特に花崗岩地域で顕著にみられた。しかし、その出現種数の低下の度合いは、地質の違いによって異なっており、流紋岩地域では、出現種数とモ

ウソウチクの稈密度には相関がみられなかった(図 4-9)。これは、モウソウチクの侵入による出現植物種数の減少が、侵入以前の二次林の遷移段階の違いに規定されていたためであると考えることができる。

このように、花崗岩地域のような土壌の成熟が悪く、二次林の遷移が進んでいない場所において、モウソウチク林の拡大は、その林分での生物多様性の低下が生じやすく、より早急に対策を考えるべきであるといえる。

表 4-1 賀茂川・内浜川流域に近在する観測点の気温と降水量.

地点	年平均降水量 (mm)	年平均気温 (°C)	最暖月平均気温 (°C)・最暖月	最寒月平均気温 (°C)・最寒月
東広島	1503.8	13.2	2.0 (1 月)	25.3 (8 月)
竹原	1187.5	15.0	5.3(2 月)	26.1(8 月)

アメダスデータより作成

統計期間はいずれも 1979 年から 2000 年の 22 年間

表 4-2 植生・土地利用の分類項目とその基準.

植生・土地利用 の分類項目	内容
竹林	モウソウチク, マダケ, ハチク等の竹林.
常緑広葉樹林	アラカシ等の自然林および二次林.
落葉広葉樹林	アベマキ, コナラ等の二次林.
マツ林	アカマツ等の二次林.
針葉樹植林	スギ, ヒノキ等の植林地.
低木林	樹高 8 m 以下の樹林地.
草地	草丈 2 m 以下の草地.
裸地	無植生地.
耕作地	水田, 畑.
居住地	住居, その他建物とその付属地.
人工構造物	道路, 空港, コンクリート被覆のり面など.
人工改変地	宅地造成地など.
水面	河川, 池など.

表 4-3 賀茂川・内浜川流域の各植生・土地利用の面積.

植生・土地利用	面積 (ha)	割合 (%)
竹林	93.9	1.0
常緑広葉樹林	2.0	0.0
落葉広葉樹林	758.8	8.4
マツ林	5235.1	58.2
針葉樹植林	859.5	9.6
低木林	174.7	1.9
草地	115.0	1.3
裸地	3.3	0.0
耕作地	813.3	9.0
居住地	576.3	6.4
人工構造物	149.0	1.7
人工改変地	150.5	1.7
水面	69.6	0.8
合計	9000.9	

表 4-4 識別種の常在度表.

	A	B1	B2
プロット数	8	9	6
(内 花崗岩)	1	5	5
(内 流紋岩)	7	4	1
標高 (m)	170 - 356	100 - 230	80 - 260
出現種数	8-23	10-44	11-35
平均最大樹高 (m)	17.7	19.1	17.2
平均高木層被覆率	63.1	36.1	62.5
平均亜高木層被覆率	30.6	40.3	16.7
平均低木層被覆率	40.3	37.8	15.0
平均草本層被覆率	1.3	6.4	2.1
アセビ	IV ₁	I ₊	
ソヨゴ	IV ₊₂	I ₊	
コシアブラ	III ₊₁	II ₊	
ムラサキシキブ	III ₊		
イヌツゲ	III ₊		
チャノキ		III ₊₁	V ₊₁
ツタ	I ₊	II ₊₁	IV ₊
ナンテン		II ₊₁	V ₊₁
チヂミザサ		III ₊₁	IV ₊
ベニシダ	I ₊	III ₊₁	II ₊₁
ヤマノイモ		II ₊	III ₊
クサギ		II ₊	III ₊
ミツバアケビ		II ₊	II ₊
クリ		II ₁	II ₂
サンカクヅル		II ₊	II ₊
スイカズラ		III ₊	I ₊
リュウノヒゲ		II ₊	II ₊
コツクバネウツギ		II ₊	I ₊
ヘクソカズラ		II ₊	I ₊
シロダモ		IV ₊	
ホオノキ		III ₁₋₃	
シシガシラ		III ₊	I ₊
カエデドコロ		III ₊	I ₊
ネムノキ		II ₊₁	I ₊
コガクウツギ		II ₊₁	
アズキナシ		II ₊₁	
アカメガシワ			IV ₋
イヌビワ			III ₊₁
シュロ			III ₊₁

表 4-5 各グループの地質地域別プロット数.

グループ	花崗岩地域	流紋岩地域
A	1	7
B1	5	4
B2	5	1

表 4-6 地質の違いによる種毎の出現回数.

	花崗岩地域	流紋岩地域
モウソウチク	10	12
アラカシ	10	11
ヒサカキ	9	12
ヤブコウジ	8	6
ヒカゲスゲ	7	7
ネズミモチ	8	5
ヤマウルシ	7	5
テイカカズラ	6	6
サルトリイバラ	6	5
ナワシログミ	7	4
コナラ	5	6
フジ	6	5
ヤブムラサキ	5	6
アベマキ	4	6
コシダ	5	5
マンリョウ	7	3
チャノキ	9	1
トウネズミモチ	3	6
ヤブツバキ	4	5
ヤマツツジ	4	4
ヤブラン	4	4
ツタ	5	3
ナンテン	6	2
クロキ	5	3
チヂミザサ	7	1
アセビ	1	6
ベニシダ	4	3
シロダモ	4	3
エゴノキ	4	3
コシアブラ	3	3
ソヨゴ	2	4
ヤマノイモ	6	0
クサギ	6	0
ホオノキ	2	3
ミツバアケビ	4	1
シシガシラ	3	2
カエデドコロ	4	1
コガクウツギ	2	2
クリ	3	1
ネムノキ	2	2
アカメガシワ	3	1
サンカクヅル	4	0

スイカズラ	4	0
アオキ	4	0
ムラサキシキブ	0	3
イヌツゲ	0	3
ヤブニツケイ	0	3
タカノツメ	0	3
ツクバネガシ	1	2
アズキナシ	2	1
ネジキ	1	2
リュウノヒゲ	3	0
コツクバネウツギ	3	0
ヘクソカズラ	3	0
イヌビワ	3	0
シュロ	3	0
クズ	2	1
マダケ	3	0

23 プロットから 3 回以上出現した種のみを抽出

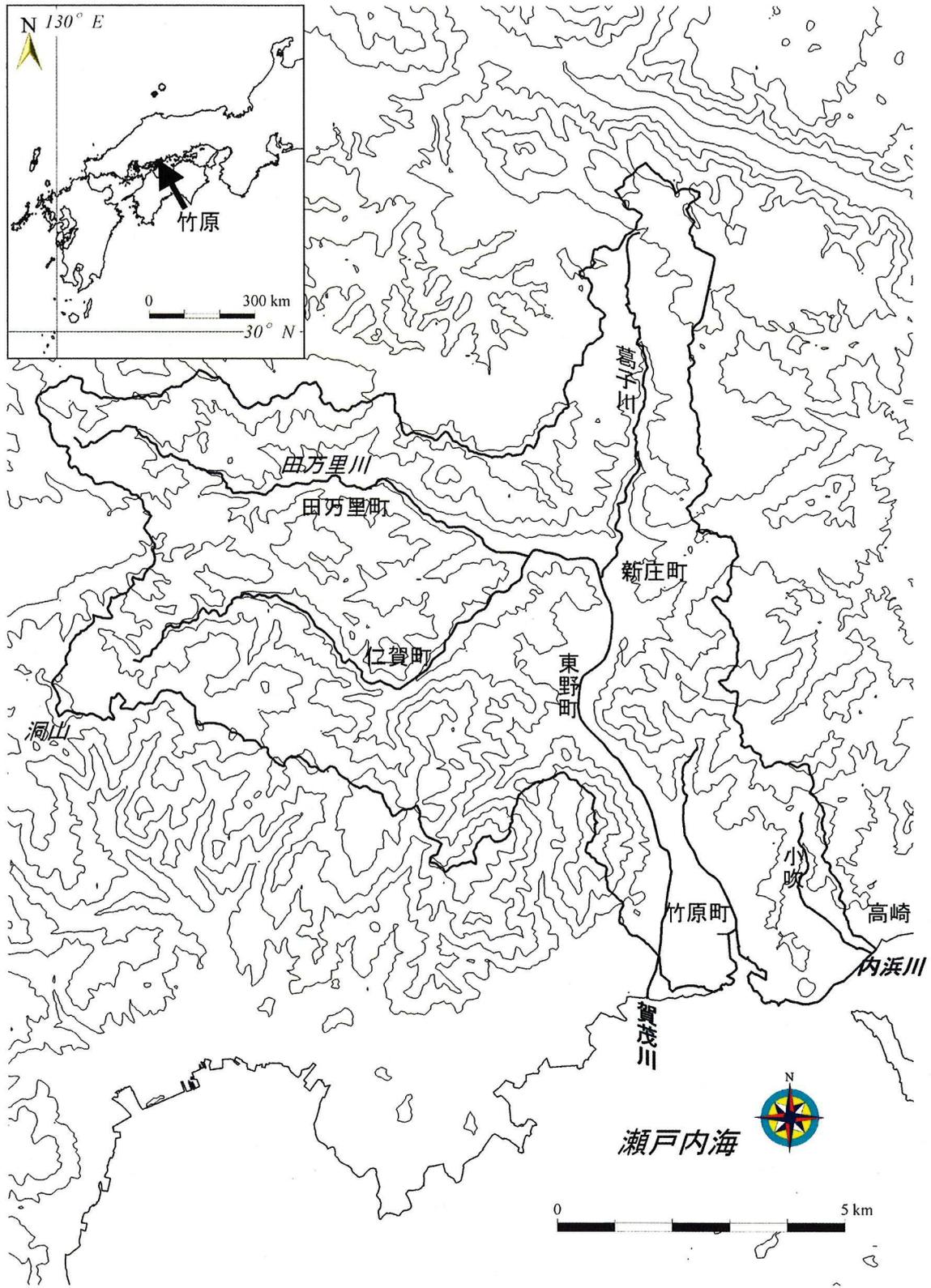


图 4-1 調査地域図.

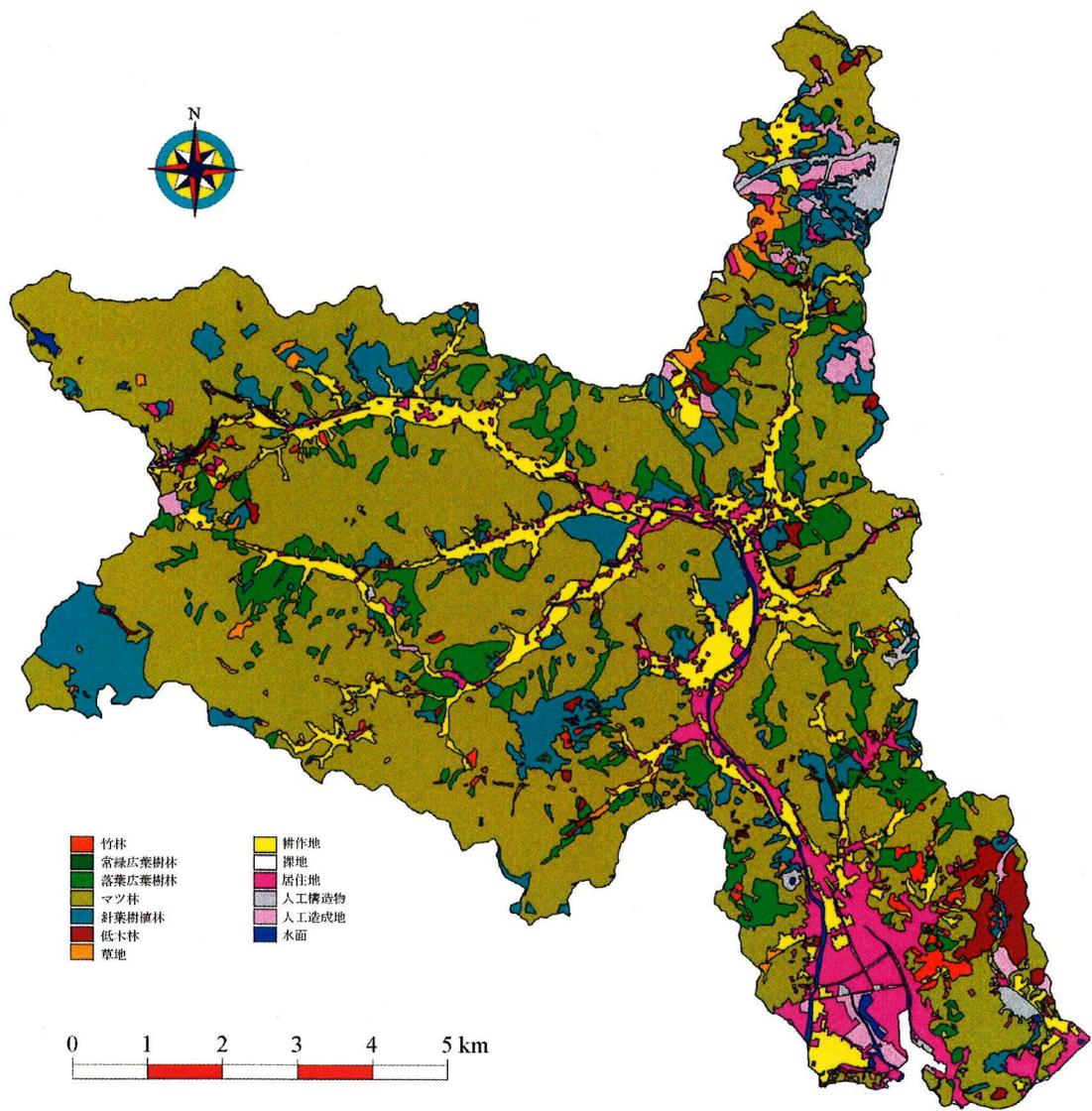


図 4-2 賀茂川・内浜川流域相観植生図.

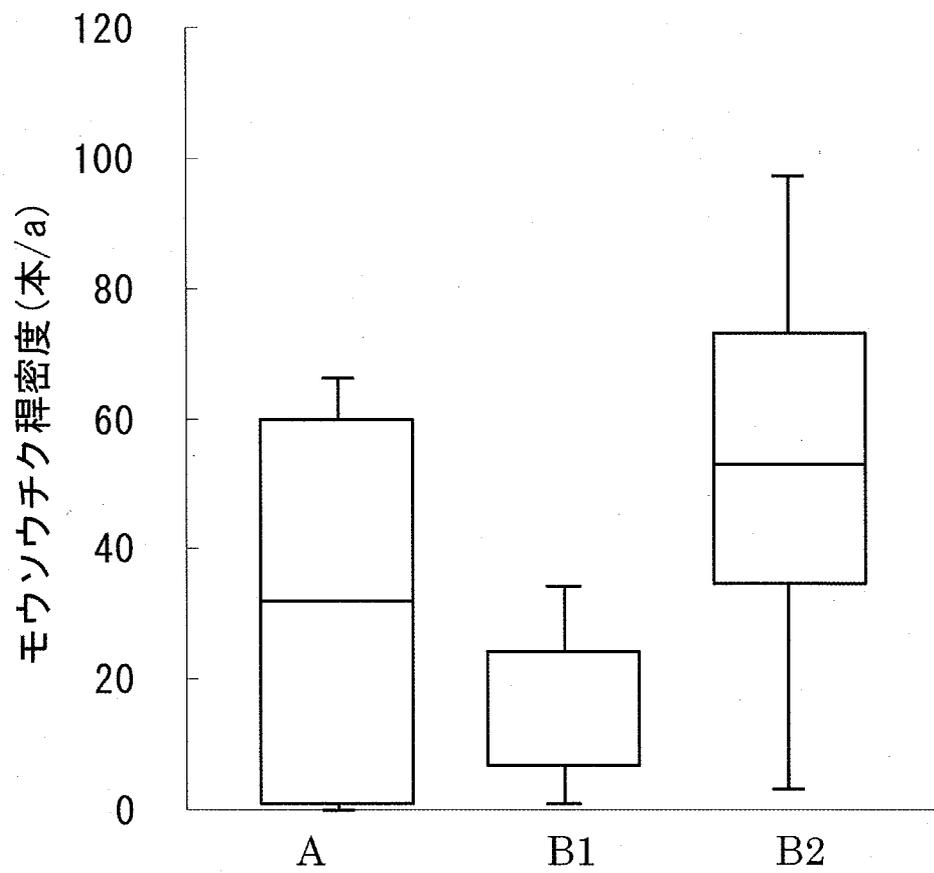


図 4-3 種組成グループによるモウソウチク稈密度.

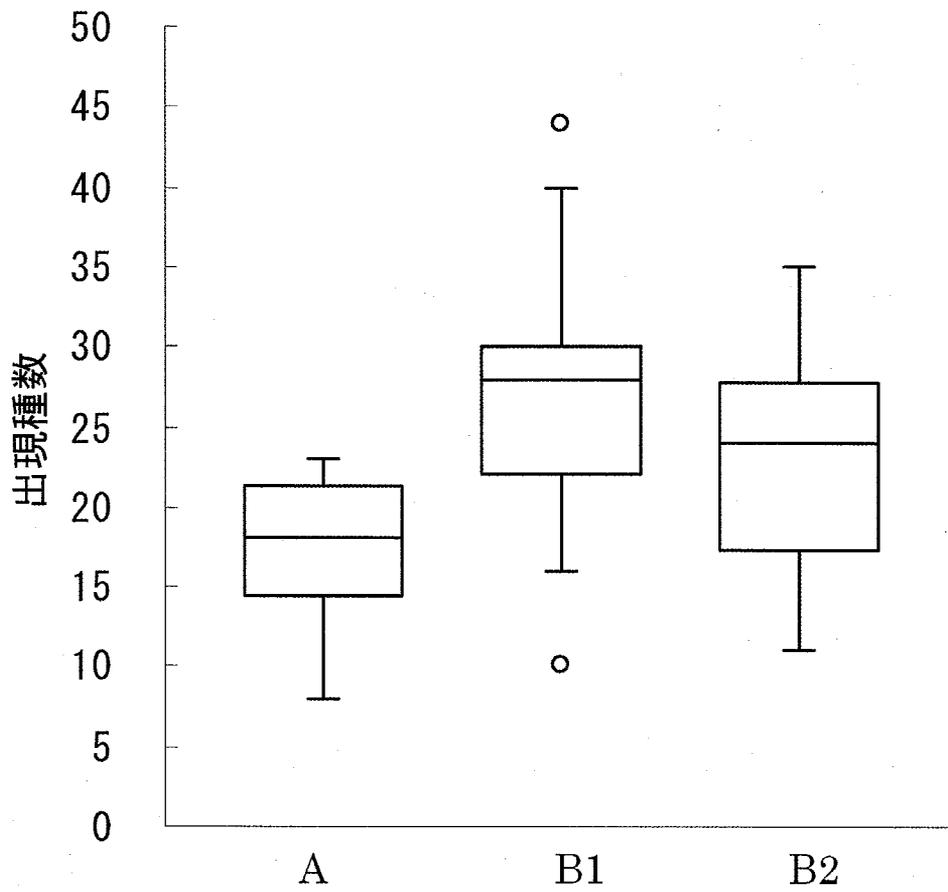


図 4-4 種組成グループによる出現種数.

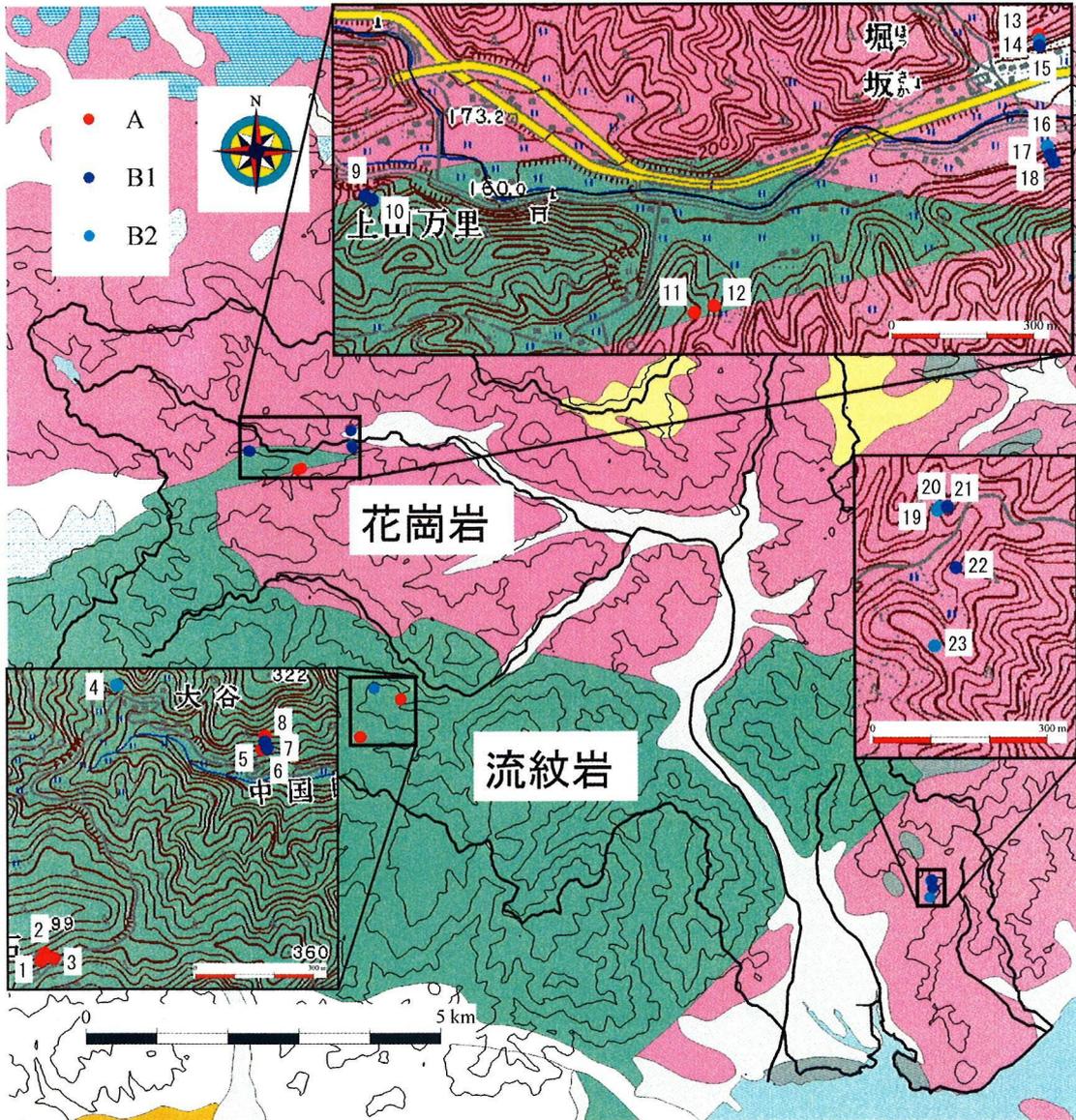


図 4-5 プロット位置図.

(国土地理院発行 25,000 分の 1 地形図「竹原」「田万里市」を一部使用)

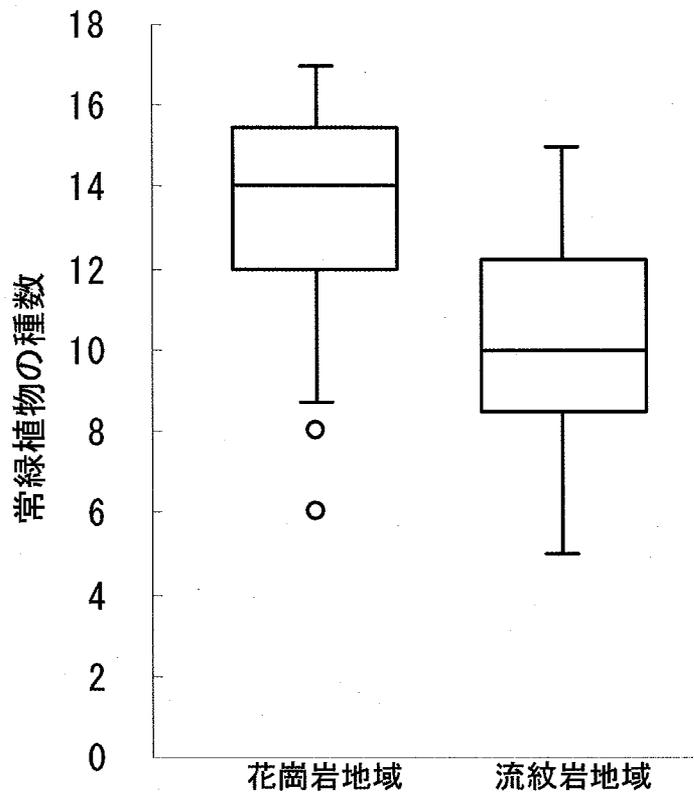


図 4-6 地質の違いと常緑植物の種数.

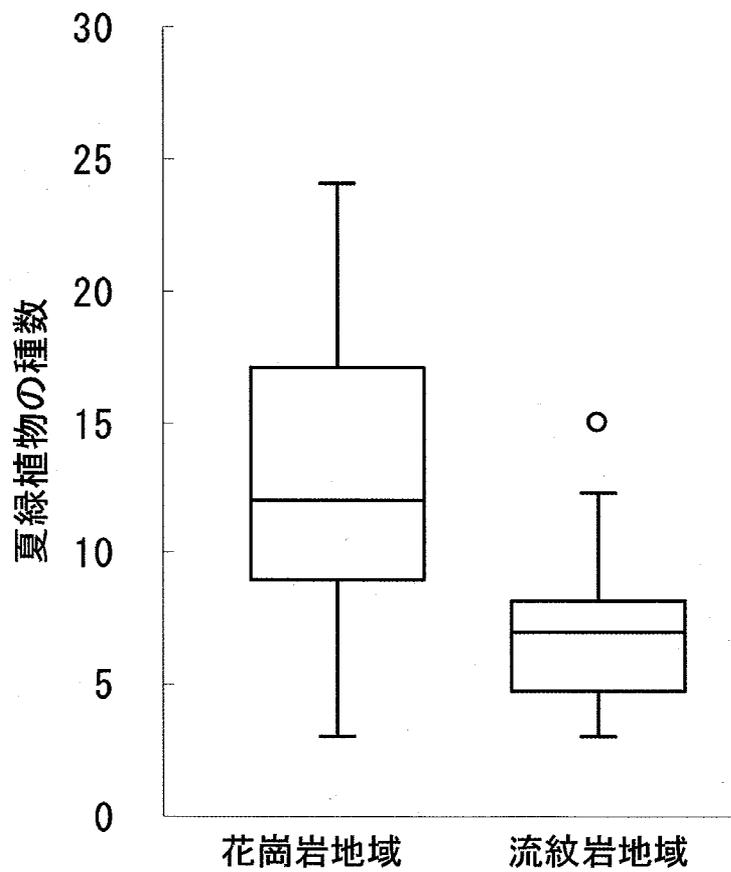


図 4-7 地質の違いと夏緑植物の種数.

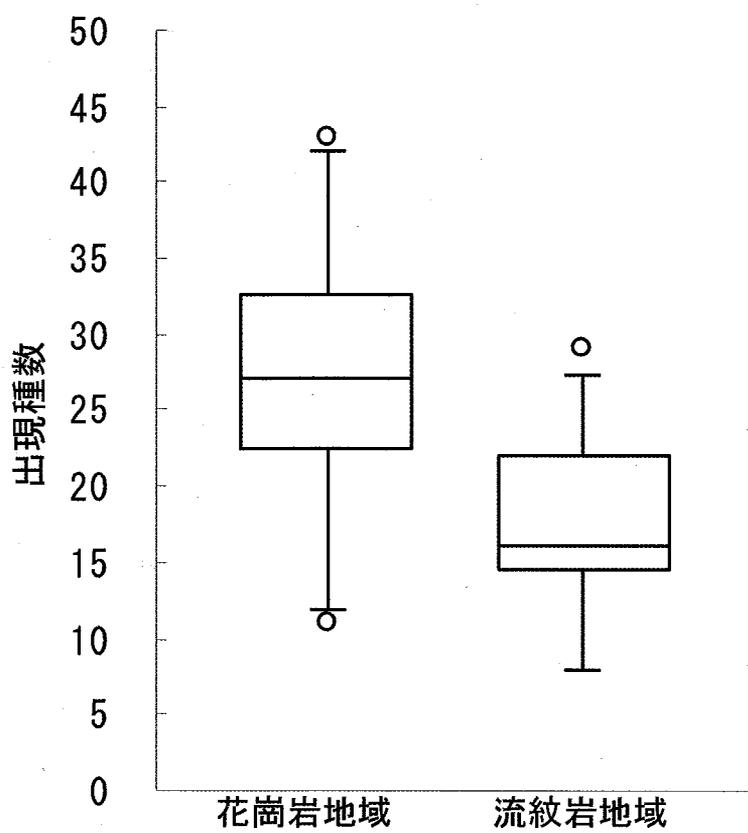


図 4-8 地質の違いと出現種数.

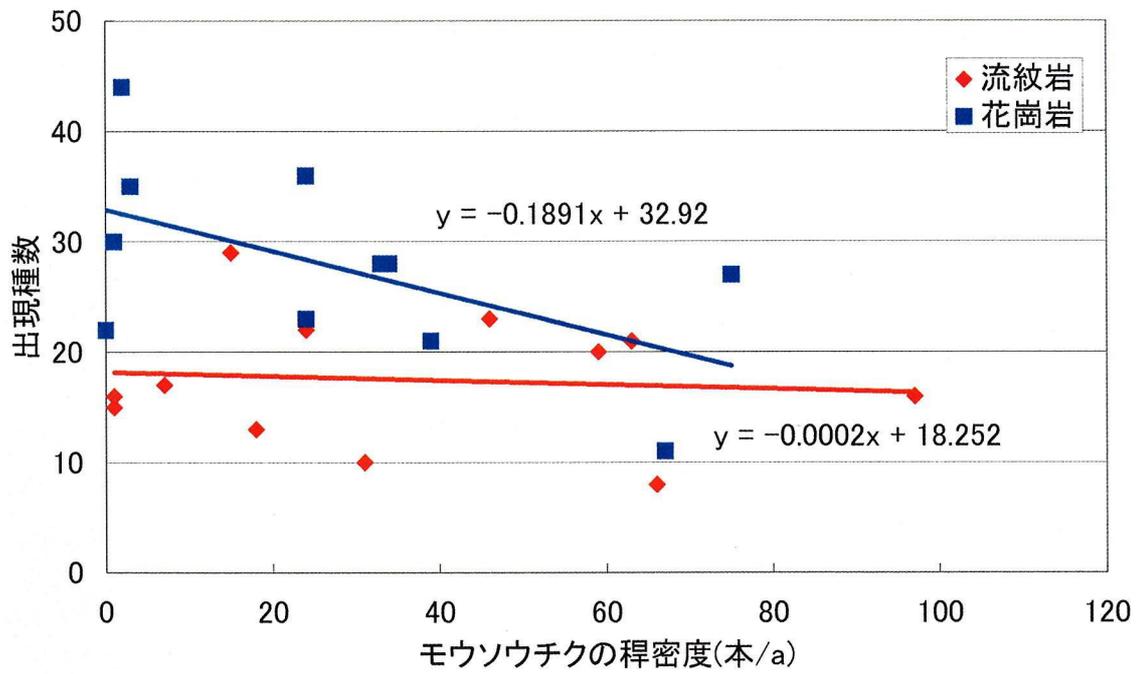


図 4-9 モウソウチクの稈密度の増加による出現種数の変化.

第5章 持続的なモウソウチク林管理の手法の検討

5-1. はじめに

前章までに、竹林の拡大速度に影響を与えている要因の解析や、それが生物多様性にもたらす影響を考察してきた。さらに、中山間地域の森林保全の面からも竹林の拡大は大きな問題となっている。このため、地方自治体が対策事業をおこなったり（荒生ほか 2003）、ボランティア団体による竹林整備が各地でおこなわれている（永田 2002）。

日本において大型のタケ類は、マダケ、ハチクなどが古くから利用されてきたが、現在、拡大の中心となっているのは、江戸時代に移入された（小椋 1988）モウソウチクである。モウソウチクは各地で主にタケノコ生産を目的として植栽されて、関東と関西でそれぞれ異なった栽培技術が伝統的に育まれてきた（小方・柴田 2001）ように各地でいくつかの栽培技法が発展してきた。しかし、現在拡大を続けている放棄モウソウチク林に対しては、広がりすぎた竹林を除去するために、これらの伝統的技法を無視した地上部の皆伐がおこなわれることもある。また、モウソウチクをバイオマス資源として利用するにあたっては、伐採・運搬を効率的におこなうために、皆伐法の導入が考えられている。そこで、竹林や里山の環境を適切に保全して行くためには、モウソウチク林における地上部の皆伐の生態学的に評価する必要がある。

これまでもモウソウチク林の皆伐とその後の再生過程を論じた研究は、多数おこなわれている（河原ほか 1987；藤井ほか 2005；伊藤・山田 2005）。しかし、モウソウチク伐採後の稈径や稈高、生産量の変化が中心に議論されており、伐採によって裸地に近い状態になった場所への他種の侵入の状況はほとんど明らかとなっていない。しかし、林冠を鬱閉していたモウソウチクがなくなることにより、裸地に近い状態となり、すでに地下茎を張り巡らせていたモウソウチクの再生が活発に起こることから、目標とされていることの多い落葉広葉樹林を形成させることは難しい。このため、伐採後のモウソウチク林跡地の植生変化とモウソウチクの回復過程を明らかにする必要がある。

そこで本章では、まず伝統的な竹林管理手法を明らかにすべく、千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落と広島県竹原市小吹集落におけるタケノコ生産の管理手法を明ら

かにし、既存の資料と比較検討をする。これと同時に、NPO 団体によってモウソウチクの伐採事業がなされている島根県大田市三瓶町の竹林（通称：げんこつ山）で、伐採前とその後の2年間の植物種組成の変化やモウソウチクの回復過程を明らかにすることにより、地上部の皆伐のもたらす生態学的影響を検討する。これらをもとに、モウソウチク林の管理手法の検討をおこなう。

5-2. 調査地域

5-2-1. 千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落

房総半島中央部に位置する千葉県大多喜町（図 5-1）は、南関東最大のタケノコ生産地であり、1867（慶応3）年にはタケノコの生産がおこなわれていたという記録が残っている（君塚 1983）。特に、南東部に位置する平沢集落でタケノコ生産が盛んである。住民からの聞き取りでは、平沢集落におけるモウソウチクの植栽は、明治期に集落内にある妙音寺から広まったと伝承されており、1980年にタケノコ生産の最盛期を迎えたが、その後、急激に減少した。

地質および地形は、新第三紀鮮新世に形成された泥質の黄和田層（地質調査所 1980）からなる丘陵地に位置している。最寄りのアメダス観測点である君津市坂畑（海拔 120 m）の年平均気温は 13.7℃、1月の平均気温が 3.4℃、8月の平均気温が 24.8℃、年降水量が 2021.6 mm である（1979-2000 年平均）。このため、温暖な気候で、降水にも恵まれており、土壌も堆積岩から生成されたシルト質のものであることなどモウソウチクの生育に適した場所である。

5-2-2. 広島県竹原市小吹集落

竹原市は、瀬戸内海に面する広島県の中央部に位置する（図 5-1）。市の木がタケであることなどから、タケを活用した町おこしがおこなわれている。また、市の東部に位置する小梨町小吹集落では、明治から大正期にモウソウチクの栽培が始まったとされており、京都府宇治市の萬福寺から広島県三原市本郷町の楽音寺あるいは広島県東広島市河内町の竹林寺を経て集落に伝わったと伝承されていた。当集落でも、市内のタケノコ加工工場が操業していた 1980 年代が生産の最盛期であり、現在では年に 4 t 程度（2003 年：広島県農林水産部 2006）のタケノコを生産するのみである。

地質・地形は花崗岩からなる山地であり（広島県 1985），最寄りのアメダス観測点である竹原の年平均気温は 15.0℃，2 月の平均気温が 5.3℃，8 月の平均気温が 26.1℃，年降水量が 1,187.5 mm である（1979-2000 年平均）。温暖ではあるものの瀬戸内海性気候のため降水量が少なく，土壌も礫質で未成熟なため平沢集落に比べるとタケの生育には不向きである。

5-2-3. 島根県大田市三瓶町の竹林（通称：げんこつ山）

皆伐の実験をおこなったのは，島根県大田市を流れる三瓶川上流の三瓶ダム（1996 年建設）の東岸に位置する「げんこつ山」と呼ばれる小山である（図 5-1）。頂上の海拔は 175 m で，ダム計画高水位までの比高 30 m ほどの斜面は北西側がアカマツ，コナラなどが優占する高さ 18 から 20 m の二次林となっており，南東側の斜面からモウソウチクが侵入している。住民からの聞き取り調査により，このモウソウチク林は，ダム水没以前に，寺（跡地は駐車場として利用）によって背後の斜面に植栽したモウソウチクを起源としていた。そして，ダムの建設時に寺が移転し，竹林に対する管理が放棄されたため，寺と同時に移転した墓地の跡や周囲の二次林にモウソウチクが侵入し，面積を広げたものである。

調査地の表層地質は白亜紀から古第三紀の花崗岩である（島根県 1979）。また，最寄りのアメダス観測点である大田の年平均気温は 14.9℃，1 月の平均気温が 4.9℃，8 月の平均気温が 26.5℃，年間降水量が 1,747.0 mm である（1979-2000 年平均）。

5-3. 調査方法

5-3-1. 平沢集落と小吹集落での聞き取り調査

平沢集落では，集落内で観光タケノコ園を経営している Y 氏と，大多喜町内在住の林業改良普及指導員の K 氏から，集落でおこなわれている竹林施業方法の聞き取りをおこなった。これと同時に，集落の 47 戸を対象に竹林施業技法の実施状況の口頭によるアンケート調査をおこない，平沢集落における竹林の管理手法を明らかにした。

小吹集落でも小吹たけのこ生産組合で中心となって活動している S 氏から竹林施業方法についての聞き取りをおこなった。また，集落の 9 戸を対象に竹林施業技法の実施状況の口頭によるアンケート調査をおこない，小吹集落における竹林の管

理手法を明らかにした。

そして、竹林管理手法を記している上田 (1968), 小方・柴田 (2001), 内村 (2005) の記述と平沢集落, 小吹集落でおこなわれていた竹林管理手法との比較をおこなった。

5-3-2. 伐採前後の植生調査

げんこつ山における現地調査は、図 5-1 に示した 4 プロット (10 m 四方) でおこなった。モウソウチク伐採前の調査は、2005 年 9 月におこない、全プロットで植物社会学的手法 (Braun-Blanquet 1964) に基づく植生調査、モウソウチク稈を当年生、それ以外の生稈、枯死稈に分けて稈径、本数の計測をおこなった。伐採後は、2007 年 6 月に全プロットで、同様の調査を行ったほか、これを補完するために、2006 年 6 月に全プロットで当年生のモウソウチク稈の稈径、本数を記録し、B~D のプロットで植生調査を実施した。また、変化の大きかったプロット B (皆伐区) では、2006 年 9 月にも植生調査を実施した。

5-3-3. げんこつ山の伐採

モウソウチクの地上部の除去は、2005 年 9 月の調査直後から 2006 年 3 月にかけてプロット B 周辺でおこなった (図 5-1)。また、この時にプロット C の一部も伐採した。この伐採は、NPO 法人緑と水の連絡会議が組織するボランティアによっておこなわれ、伐採された稈は、シイラ漁の漁具として大田市内の漁業従事者に売却された。伐採にあたっては、モウソウチク稈は全て伐採したものの、それ以外の木本は極力残すように努めた。また、2006 年 10 月から 2007 年 3 月にかけては、プロット A の下方 (図 5-1) で伐採がおこなわれたために、伐採のおこなわれていないプロット A 内においても林床の光条件が好転していた。

5-3-4. 植生資料の解析

植物社会学的植生調査によって得られた各種の各層ごとの在不在によって、Detrended Correspondence Analysis (DCA : Hill and Gauch 1980) を行い、各時期の各プロットの種組成による座標付けをおこなった。なお、この解析には PC-ODO ver. 4.01 を用いた。そして、DCA によって得られた軸とプロットでの出現植物種数や

モウソウチクの生稈密度との関係を明らかにするため、それぞれのケンドールの順位相関係数 (Kendall 1938) を求めた。

また、各プロットで発生した稈の径を発生年ごと (2005 年以前, 2005 年, 2006 年, 2007 年) に平均し、ANOVA 法によってその差を検討した。

5-4. 結果

5-4-1. タケノコ生産林の管理手法

モウソウチクの栽培の中心となる作業は、稈の間伐による密度管理であり、両集落とも9月から12月に稈を伐採し、目標とされる密度も10 aあたり200本から300本と共通していた。また、5年生から6年生の稈を伐採するという点も共通していた。実際に、両集落とも竹林所有者の約7割で密度管理が現在もおこなわれていた (表5-1)。一方で、風雪害を避ける目的でタケの先端部を切り落とすあるいはゆすり落とす「先止め」という技法は、両集落とも県などによる指導はされていた。しかし、平沢集落では、その技法の存在を知らない林家がいるほどで、実施されていなかった (表5-1)。一方で、小吹集落では、管理を継続している林家の全てで実施されていた。

間伐された稈は、かつて平沢集落では海苔養殖用に売却していたが、現在では焼却処分している林家が多かった。小吹集落でも、一時期カキ養殖用に売却したこともあったが、「先止め」がおこなわれるために稈長が短く、タケノコ生産用の竹林で育ったタケは材質も悪いとされたことから、現在では竹炭、竹チップ以外の用途は無くなっている。

施肥は、平沢集落では2月から3月にかけての「芽出し肥」、5月から6月の「お礼肥」、8月から11月の「たくわえ肥」の年3回の施肥が推奨されていた。実際には、施肥回数の多い林家でも3回が最高であり (図5-2)、観光タケノコ園を形成している積極的なタケノコ生産者であるY氏においても現在では、お礼肥だけを施しているなど、施肥回数の減少が目立った。さらには、施肥をおこなうとタケノコが発生しすぎるという話さえ聞かれた。また、肥料の内容についても、有機系肥料の方がタケノコの味が良くなるとされており、化学肥料を避ける傾向がみられた。一方で、小吹集落では、現在でも2回から4回の施肥がなされていた。肥料の内容も有機系肥料から固形の化学肥料に変えたという話が多く聞かれた。

両集落とも灌水はおこなわれていなかった。客土あるいは竹林の耕起は、平沢集落でも、県などにより指導されていたが、実際におこなったことがあるという話が聞けたのは小吹集落だけであった。

5-4-2. 伐採による種組成の変化

げんこつ山の植生調査資料を DCA により座標付けをした結果、第 1 軸（固有値 0.706）の小さいものから、プロット B, A, C, D の順に並び、第 2 軸（固有値 0.220）方向への分散は、プロット B の変化を除いて小さかった（図 5-3）。各軸に沿った種の位置づけは、第 1 軸方向では、ホオノキ、ソヨゴなどの二次林を構成種する木本が大きい値となり、コメヒシバ (*Digitaria timorensis* Balansa)、ニガナ (*Ixeris dentata* Nakai subsp.) などの草本種が小さい値となっていた。また、皆伐後のプロット B でみられたセイタカアワダチソウ (*Solidago canadensis* var. *scabra*) やベニバナボロギク (*Crassocephalum crepidioides* S. Moore.) といった帰化植物も小さい値となっていた。一方、第 2 軸方向は伐採直後のプロット B (B2) で大きな値を示したものの、特徴は見られなかった。

各プロットの位置の時間変化は、プロット C, D では小さかった。伐採を実施したプロット B では、2006 年 6 月 (B2)、9 月 (B3) と第 1 軸の値が小さくなったが、2007 年 6 月 (B4) にはやや大きい値を示すようになった。第 2 軸方向の変動も大きく、2006 年 6 月 (B2) に大きな値となったものの、その後は小さな値となった。また、プロット A では、第 1 軸の値が小さくなっていた。

第 1 軸は出現種数と強い負の相関関係があり、モウソウチクの生稈密度とも負の相関関係があった。一方、第 2 軸はそのどちらとも相関関係は認められなかった（表 5-2）。

5-4-3. モウソウチクの稈径および稈高の変化

高木層をモウソウチクのみが占めていたプロット A では、2006 年に新しい稈が 1 本と少なかったものの、2005 年、2007 年には 6 本、5 本と安定した発筈があり、枯死稈も 10 本を超えていた（表 5-3）。プロット B では、伐採翌年の 2006 年に 65 本と大量の発筈があり、2007 年になっても、28 本の稈が新たに生えた。しかし、その最大高は 2006 年に 5.4 m、2007 年になっても 7.2 m と伐採以前の 19.0 m には

及ばなかった。プロット C は、一部の伐採によって 2005 年から 2006 年の間に密度が減少したものの、2007 年には 3 本の新しい稈が生えた。プロット D は毎年 1 本ずつ新しい稈が生えており、枯死する稈もないことから、わずかずつではあるが密度を高めていた。

各年に発生したモウソウチクの稈径は、プロット B で変化が大きく、伐採前に平均 11.2 cm だった稈径が、伐採翌年の 2006 年には平均 1.4 cm と著しく細くなった(図 5-4)。さらに、これらの細い稈は、展葉後すぐに、自らの重さを支えきれなくなり倒伏してしまった。翌 2007 年には、平均 3.2 cm とやや太くなり、倒伏するものも少なくなった。プロット C でも伐採前には平均 10.6 cm あった稈径が、2007 年には平均 8.5 cm と細くなっていた。

5-5. 考察

5-5-1. タケノコ生産林の伝統的な管理手法

両集落における目標とされている稈密度は、10 a あたり 200 から 300 本であり、上田(1968)の 10 a あたり 200 から 450 本、内村(2005)の 1 ha あたり 4,000 本、小方・柴田(2001)の半立法の 1 ha あたり 3,000 本という値と近似していた。さらに、小方・柴田(2001)では、京都を中心とするタケノコ生産地域では、1 ha あたり 1,000 から 2,500 本を目指した管理がおこなわれているとしているが、両集落ではそこまでの低密度栽培は、奨励されていなかった。また、小方・柴田(2001)と内村(2005)には、「土入れ」や「根伏せ」という客土、耕起の手法が記載されていたが、平沢集落ではおこなわれていなかった。京都周辺では重労働とされる(中島 2001)「土入れ」が未だ頻繁におこなわれており(伊藤ほか 2000)、より労働投下量の多いタケノコ生産がおこなわれているとみられる。

このほかにも両集落での作業内容を比較すると、「先止め」が小吹集落でのみおこなわれていたほか(表 5-1)、施肥の回数も小吹集落でより多い傾向がみられた(図 5-2)。このように「土入れ」がおこなわれる京都周辺のタケノコ生産地域ほどではないものの、平沢集落に比べ小吹集落でタケノコ生産により多くの労働投下がなされていた。

5-5-2. 伐採による植生の変化とモウソウチクの再生

種組成によって座標付けをおこなった DCA の結果 (図 5-3), 第 1 軸は, 出現種数と強い負の相関を示しており (表 5-2), 草本種も第 1 軸の値が小さい部分に位置していた. このことから, プロット B にみられた第 1 軸の値の低下は, 伐採による林冠の消失によって伐採跡地により多く出現するようになった草本種の増加を示しているとみられる. 一方で, ホオノキ, ソヨゴなどの二次林構成種の第 1 軸の値は大きかった. これらより, 第 1 軸の値は大きいものがより二次林的な環境を示し, 小さいものが伐採跡地的な環境を示す軸であると考えられる.

さらに, 第 1 軸とモウソウチクの稈密度が負の相関を持っていることから (表 5-2), 第 1 軸の値が, 小さいほどモウソウチクの密度が高いプロットが位置するとみられる. しかし, 伐採後にモウソウチクの密度は急激に高くなる (表 5-3) ことから, その影響も受けて, モウソウチクの純林といえるプロット A がこの中ほどに位置していたと考えられる. こうしたことから, モウソウチク林の種組成は二次林と伐採跡地の中間的なものであるといえる.

伐採はしていないものの, 周囲のモウソウチク稈の除去によって, 林床の光条件が改善したプロット A も第 1 軸の値が小さくなっており, やや伐採跡地的な種組成に近づいたと考えられる. ただし, プロット B でみられた帰化植物は存在しておらず, 光条件が改善したとはいえ, 依然モウソウチクに被陰されているという光条件が, 開放地に侵入する帰化植物を制限していたとみられる. このことから, モウソウチク稈の皆伐をおこなわずとも, 林床の光条件が改善されれば, 出現種数を増やすことは可能であると考えられる. よって, 伝統的な竹林管理手法である密度管理によって稈密度を低下させ, 林床の光環境を改善する管理手法も, 生物多様性の維持を目標とする里山植生の保全には効果的であるといえる.

各プロットのモウソウチク稈の発生, 枯死の状況は, プロット A で, 新生稈, 枯死稈とも本数が多く (表 5-3), 竹林が安定している状態にあった. また, 2006 年に発筍本数が少なかったが, これは Li *et al.* (1998b) の示した発筍本数の隔年性によるものであるとみられる. また, 二次林にモウソウチクが侵入する過程にあるプロット D では, 毎年 1 本の新生稈が記録されており (表 5-3), 3-5 で指摘したゆるやかなモウソウチク林化が進行していることが確められた.

モウソウチクの伐採をおこなったプロット B では, 伐採後に本数の大幅な増加と稈の矮小化がみられた (表 5-3, 図 5-4). しかし, 一部を伐採したのみのプロッ

ト C では、稈がやや小さくなったもののプロット B にみられるような劇的な変化はみられなかった。プロット B は伐採をおこなった部分のほぼ中央であり(図 5-1)、伊藤・山田(2005)の示した伐採後に稈を残した場所から離れた場所でより細い稈が発筍したという結果と合致している。また、伐採翌年に発筍した矮小化した稈は、藤井ほか(2005)で母竹林から離れた場所で発筍したササ状のものと形状が近似しているとみられる。そして、これらが倒伏することによって、地面を覆い他種の進入を妨げると同時に、迅速な光合成がおこなわれた結果、伐採 2 年後には、前年よりも稈径の太い筍を発生させ、素早い再生をはかることに成功したとみられる。

このように、皆伐後のモウソウチクの稈径と稈高は、皆伐翌年には大幅に減少したものの、特に草刈りを実施していない調査プロット内においても、その後、他の種の影響を受けることなく増大していた。このことから、一度皆伐した竹林においてその後の管理をおこなわなかった場合には、再度竹林となる可能性が高いといえる。このため、藤井ほか(2005)が指摘するような継続的な伐竹が必要である。併せて、伐採後は高木となる樹木の稚樹が少ないことから、高木となりうる木本を残すような選択的な刈り取りや、目標とする樹林を構成する樹種の植え付けなどの管理をおこなう必要があるといえる。また、モウソウチクの稈密度の管理によって林床の光条件を改善し、モウソウチクの皆伐後に林冠を構成することができる種をある程度成長させた上で、モウソウチクを伐採するという手法も有用であると考えられる。

5-5-3. まとめ

5-5-1 で述べたように、タケノコ生産のためには間伐、施肥を中心とする多くの労働力の投入が必要である。しかし、放棄モウソウチク林において持続的な管理をおこなう場合は、極度にやせた土地でモウソウチク林を残さなければならない必然性がある場合以外は、より多くのタケノコを収穫する目的でおこなわれる施肥や土入れといった作業は不要である。ただし、間伐については、5-5-2 で述べたように、林床の明るさを改善し、下層植生の充実を図るという点から、また、竹林の景観を保全するためにも実施されるのが望ましい。

一方で、モウソウチク林の拡大抑制を図るための伐採に関しては、下層植生が貧弱なモウソウチクの地上部をすべて伐採した場合、モウソウチクに代わって高木層

を形成する木本の成長に時間がかかるため、皆伐後の管理が非常に重要である。そのため、事前に強度の間伐をおこない、下層植生を成長させた後に、皆伐をおこなったり、目標とする樹林を構成する樹種の植え付けなどの管理も併せておこなう必要があるといえる。

表 5-1 平沢集落と小吹集落における各竹林管理技法の実施林家数.

施業技法	平沢集落	小吹集落
間伐	26 (70%)	5 (63%)
除草	24 (65%)	5 (63%)
先止め	0 (0%)	4 (50%)
施肥	15 (41%)	5 (63%)

括弧内は、竹林所有林家数に対する割合。

表 5-2 各プロットの出現種数とモウソウチクの稈密度および DCA で抽出された各軸との相関係数.

プロット	調査日	出現種数	モウソウチクの稈密度
A	2005.9.16	30	94
	2007.6.4	42	91
B	2005.9.16	26	56
	2006.6.2	57	65
	2006.9.15	60	65
	2007.6.4	45	90
C	2005.9.17	21	28
	2006.6.2	27	10
	2007.6.4	28	13
D	2005.9.17	18	9
	2006.6.2	24	10
	2007.6.4	26	11
相関係数			
Axis I		-0.81	-0.52
Axis II		-0.11	-0.09

表 5-3 モウソウチクの稈密度と稈高.

プロット	調査年	モウソウチクの稈密度(本/a)			合計	モウソウチクの稈高(m)
		2年生以上稈	新生稈	枯死稈		
A	2005	88	6	10	104	19.5
	2006	94	1	10	105	19.5
	2007	86	5	14	105	19.5
B	2005	46	10	2	58	19.0
	2006	0	65	0	65	5.4
	2007	62	28	0	90	7.2
C	2005	28	0	2	30	18.5
	2006	10	0	0	10	17.0
	2007	10	3	0	13	17.0
D	2005	8	1	0	9	18.8
	2006	9	1	0	10	17.0
	2007	10	1	0	11	18.0

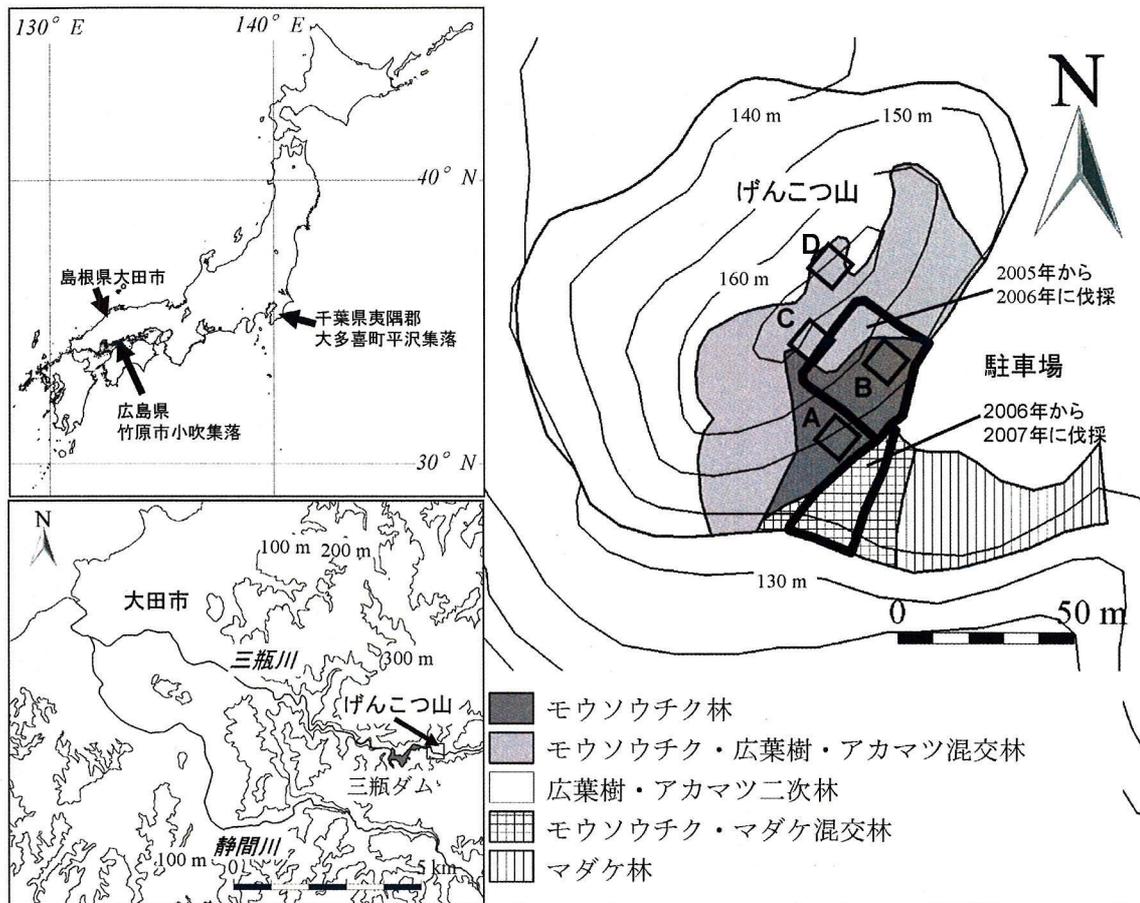


図 5-1 調査地域およびげんこつ山プロット位置図.

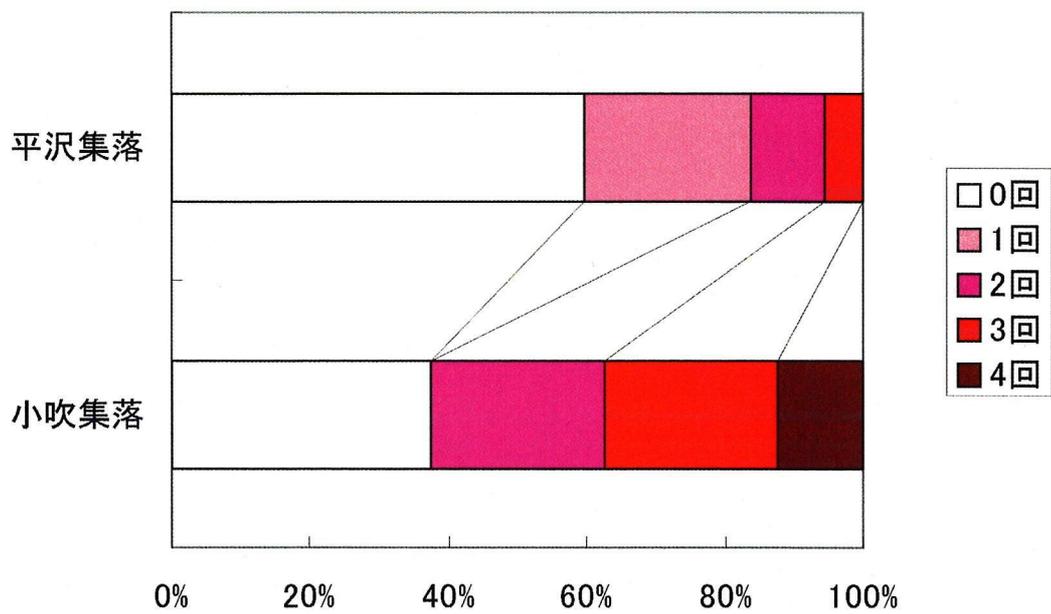


図 5-2 平沢集落と小吹集落における施肥回数の相違.

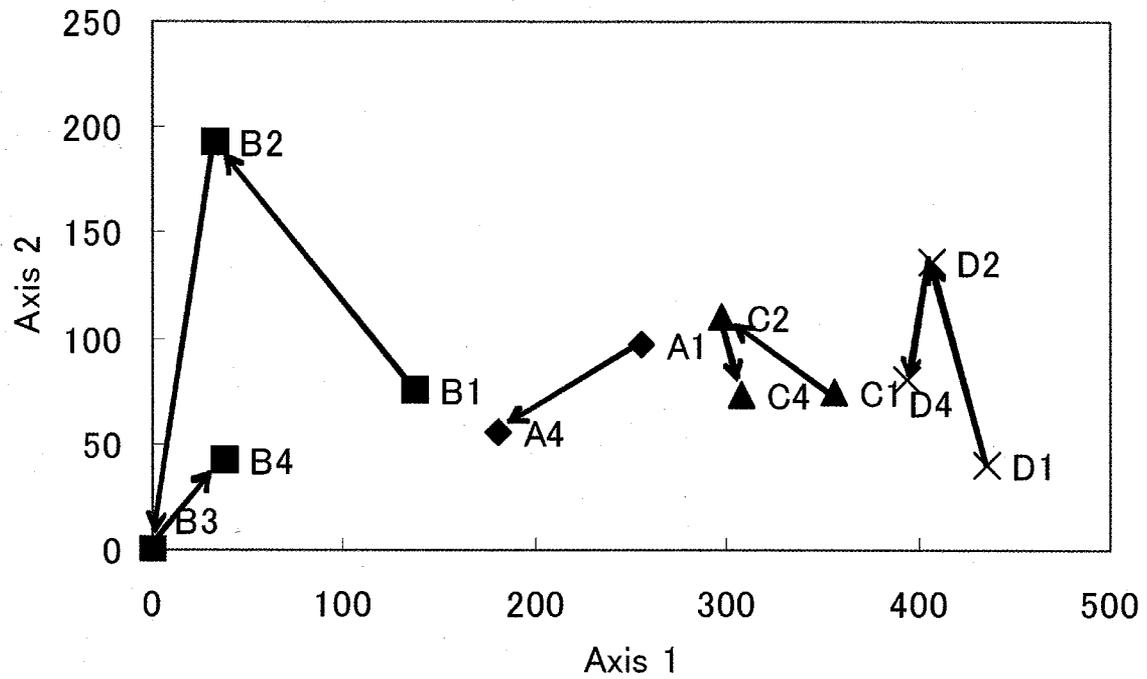


図 5-3 DCA 分析による各プロットの位置づけの変化.

各プロットにおける調査は、A1 と B1 は 2005 年 9 月 16 日、C1 と D1 は 2005 年 9 月 17 日、B2、C2 と D2 は 2006 年 6 月 2 日、B3 は 2006 年 9 月 15 日、A4、B4、C4 と D4 は 2007 年 6 月 4 日におこなった。

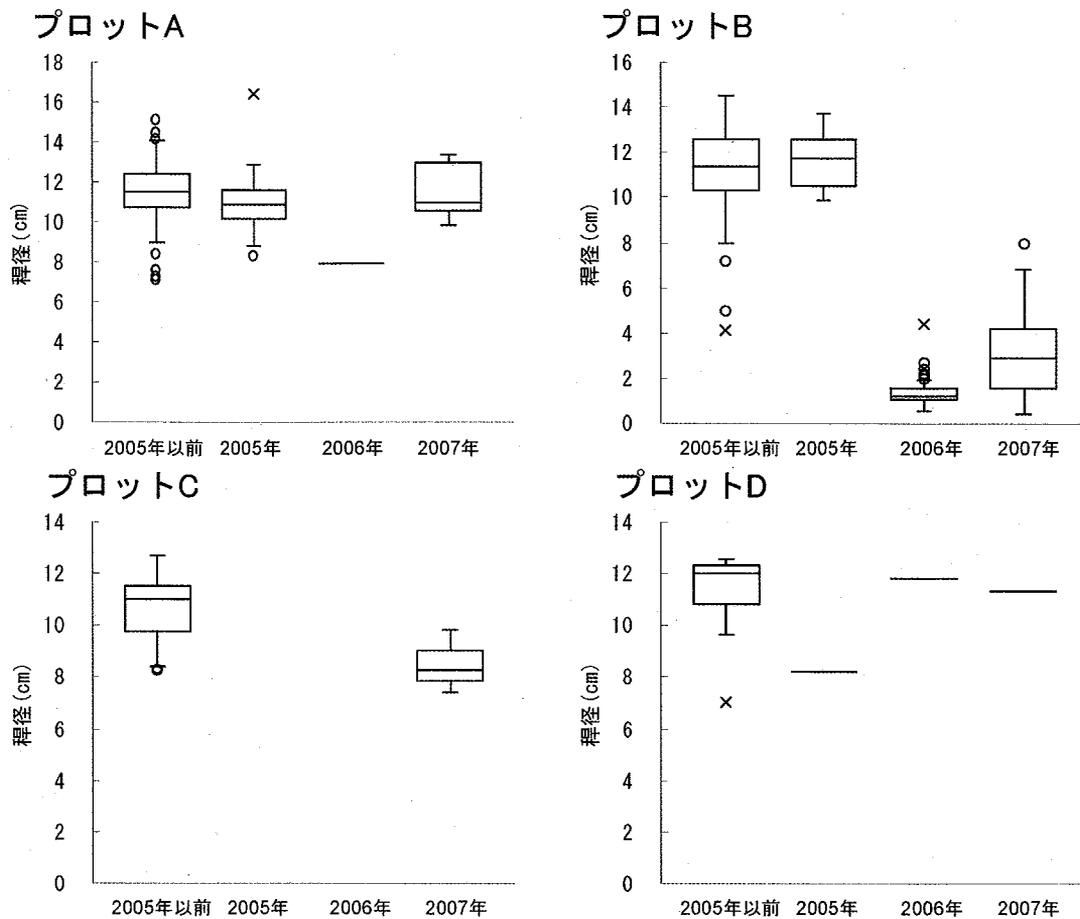


図 5-4 新生稈の稈径.

プロット B の全体とプロット C の一部を 2005 年から 2006 年にかけて伐採した。2006 年と 2007 年のプロット B は根際直径 (D_0)、それ以外は、胸高直径 (DBH) を計測した。プロット B の 2005 年以前と 2005 年の間以外には有意差が存在した (ANOVA: $P < 0.01$)。プロット C の 2005 年以前と 2007 年の間には有意差が存在した (t 検定: $P < 0.01$)。

第6章 総合考察

6-1. 本研究で得られた知見

第2章の結果より、竹林の拡大には、竹林に隣接する植生、地形条件といった自然条件と同時に、その竹林が管理されているかといった人為的要因も影響していることが明らかとなった。このため、人間による管理が粗放化した竹林の拡大は急速に進むと考えられる。各地の竹林拡大率の比較より、放棄された竹林は1年間に2%ずつその面積を広げていくことが推察される。よって、里山の景観や生態系を保全していくためには、放棄竹林の管理あるいは利用に関する方策を考えなければならない。

併せて、斜面の傾斜や道路からの距離といった竹林の管理の継続に影響を与える要因が、管理粗放化の起こりやすさを介して、竹林の拡大に影響を与えていた。このため、竹林を資源生産林として利用する場合には、管理の継続しやすい竹林を選択することが、継続的な利用のために必要である。

第3章では、モウソウチク林の拡大プロセスを侵入先の植生高との関係に着目して検討した。この結果、モウソウチクは、侵入先の植生高が低い植生へ侵入速度が速く、モウソウチクを超える高さの植生では、ゆっくりとした侵入になることが明らかとなった。このことから、周囲を発達した森林で囲まれているモウソウチク林よりも、放棄耕作地や低木しか存在しない発達途上の植生と隣接しているモウソウチク林への対策を優先するべきである。

第4章では、モウソウチクの侵入によって、花崗岩地域を中心に森林下層の植物の種多様性が衰退していることを明らかにした。しかし、より土壌の成熟の進んでいる流紋岩地域では、モウソウチクの侵入以前に二次林の遷移が進み、林床の植物の種多様性の低下していたことから、モウソウチクの侵入そのものは、里山の生物多様性を低下させていなかった。このため、周囲の森林が遷移の途上であるモウソウチク林について、対策を優先すべきであるといえる。また、竹林以外の部分に対しても、植物の種多様性保全のためには里山管理の継続をおこなう必要がある。

第5章では、実際に放棄モウソウチク林においてモウソウチクの地上部の除去をおこなった。この結果、継続的にモウソウチクの除去をおこなわなかった場合、竹林が再生する可能性が高いことが明らかとなった。このことから、伐採後の管理が

重要であり、継続的なモウソウチク稈の伐採が必要であるといえる。また、モウソウチク稈の密度を低下させ、林冠を疎にすることにより、下層植生を発達させた後に、伐採をおこなうことも提案した。

6-2. 竹林の持続可能な管理手法

モウソウチク林をはじめとする竹林は、その拡大によって里山の景観の悪化や生態系の変化（瀬嵐ほか 1989；山口・井上 2004；奥富 2005）をもたらすと同時に、地すべり災害を引き起こす可能性の増大（日浦ほか 2004）などの防災面での悪影響も指摘されており、その駆除の必要性が叫ばれている。その一方で、群落における第一次生産量（Isagi *et al.* 1997）は国内の森林タイプの中では、最高レベルであり、伝統的な管理手法を用いた場合には、同じ林から5年程度のサイクルで材を利用できることから、資源として極めて高い利用可能性を秘めた植生である。このため、バイオマス資源あるいは新素材として活用される可能性も提唱されている（内村 2007）。さらに、日本文化に深く結びつき、日本庭園などの構成要素（柴田 2006）としても多用されるタケは、もはや外来種であることを理由として、簡単に駆除の対象とすることのできない存在である。

以上のように、今後の日本における竹林景観の必要性を考えた場合、在来生態系の保護、防災、資源としての利用可能性や文化的背景など森林の持つ多面的な機能を考慮に入れた管理計画を立案していかななくてはならない。これまでにも、近年管理の粗放化が進みつつある竹林の保全施策に関して、木村ほか（2007）が観光・文化的な側面から景観の保全が重要であると認識される京都嵯峨嵐山の竹林景観について議論している。しかし、里山に位置する多くの竹林を対象とする具体的な議論はほとんどなされていない。

そこで、本研究の締めくくりとして、本論で得られた知見を基に、駆除の対象とする竹林と資源として有効に利用する竹林の選別に関する管理計画と、管理計画によって選別された竹林をどのように維持していくかという管理技法の両面から、今後の日本における竹林景観の管理手法を検討したい。特に、管理計画については、既存の外来種の駆除計画にみられるような全ての駆逐を最終目的としているものではなく、今後見直されるであろう竹林の持つ資源としての利用や文化的機能を考慮に入れて、利用される可能性の残る部分に関しては、竹林のまま維持することも

選択肢のひとつとして検討をおこなった。

そこで、現在放置されている竹林において、周囲の植生条件から推測できる拡大しやすさと、周囲の植生領域にタケが侵入した場合に生物多様性の低下が懸念されるかどうかという点と、その竹林の管理をおこないやすいかという点から、竹林を4つに区分し、とるべき対策を示したのが表6-1である。横方向には、周囲の植生から竹林の拡大速度や拡大による影響の大きさを予測し、それに基づいた分類をおこなった。第3章の結果より、竹林の周囲に耕作放棄地などの植生高の低い竹林が存在する場合は、そこへの急速な侵入が生ずる可能性が高い。また、第4章の結果より、アカマツの二次林など林床の明るい植生へのモウソウチクの侵入は急速な林床の明るさの低下が生じ、種多様性の低下が危惧される。こうした竹林では、周囲への拡大を防ぐために竹林の伐採による拡大抑制を中心とする早急な対策が必要であるといえる。一方、縦方向には、竹林に対する管理が容易か否かで分類をおこなった。これは、第2章の成果より、人の管理の容易さが竹林の拡大速度に対して影響を与えていたことより、人の管理の行き届きにくく、継続的な管理がおこなわれにくい道路からのアクセスの悪い竹林や急斜面にある竹林と、アクセス性の良い、緩傾斜地にある竹林では、異なった対策が採られるべきであるからである。

これらの基準により、竹林の拡大速度が速いと予測されるあるいは竹林の拡大による生物多様性への影響が大きいとみられる竹林を、管理をおこないにくい早期拡大抑制竹林と管理をおこないやすい拡大抑制竹林と評価した。また、竹林の拡大速度が遅いと予測され生物多様性への影響も小さいとみられる竹林を、管理をおこないやすい持続的利用竹林と管理をおこないにくい非利用竹林と評価した。早期拡大抑制竹林は、竹林の拡大が進行しやすく、影響も大きいとみられる竹林である。このため、拡大抑制のために伐採することが望ましいが、管理をおこないにくい環境にあり、林業従事者などの専門家による短期間での竹林の伐採がおこなわれることが望ましい。拡大抑制竹林は、早期拡大抑制竹林よりもアクセス性がよく、ボランティアなどの主導する市民参加型の竹林の拡大抑制管理をおこなうとすれば、こうした場所になるだろう。持続的利用竹林は、竹林周囲の植生高が高く拡大が進みにくいとみられ、拡大による種多様性への影響も小さいとみられる竹林であり、アクセス性も良いことから持続的な利用も含めた竹林活用も可能である。拡大のリスクが小さいもののアクセス性が悪く管理をおこないにくい竹林では、こうした利用は

難しいと考えられ非利用竹林と評価した。このような竹林は将来的には伐採すべきであるといえるが、拡大のリスクが比較的低いことやその影響も小さいとみられることから、伐採をおこなう優先順位は低いといえる。

実際に、第4章で作成した賀茂川・内浜川流域相観植生図を元に、早期拡大抑制竹林、拡大抑制竹林、持続的利用竹林、非利用竹林の分類をおこなったのが、図6-1である。竹林の分類は、国土地理院発行数値地図50mメッシュ（標高）より算出した各竹林の平均傾斜度が 25° 以上もしくは、国土地理院発行25,000分の1地形図に記された道路からの距離が150m以上の竹林をアクセス性の悪い管理しにくい竹林に、アカマツ林、低木林、草地、裸地に接している竹林を急激な拡大が予想される竹林、生態系への影響が危惧される竹林とした。なお、傾斜度、道路からの距離に関しては第2章で得られた竹林所有者からの聞き取りや、2-5-2-3でおこなった道路からの距離の竹林の拡大に対する影響の考察から得られた知見よりこの数値を決定した。また、植生に関しても第3章と第4章の考察を反映したものである。

この結果、表6-2のとおり、拡大抑制竹林、早期拡大抑制竹林が竹林数で9割以上、面積では95%以上を占めていた。これは、多くの竹林がアカマツ林と接していることから急激な拡大が予想され、生態系への影響が危惧される環境にあったためである。また、拡大抑制竹林、早期拡大抑制竹林の中では、拡大抑制竹林が個数で約8割、面積で85%以上を占めていた。第4章でも述べたように、植栽を起源とする竹林は元々人家に近い場所に存在していることから、アクセス性の高い竹林が多かったと考えられる。

なお、今後、竹林資源に対する需要が高まった場合には、竹林の利用圧が高まることから、拡大を抑制する人間による管理が強まり、拡大のリスクは相対的に低下するとみられる。また、現在アクセスが困難な竹林についても、作業道の整備や竹林内での運搬機器の設置などにより、アクセス性が高まり、より多くの竹林が持続的に利用可能となると考えられる。

次に、拡大抑制と利用のそれぞれの目的に沿った竹林の管理技法を検討したい。まず、持続的に資源生産林として利用可能な竹林においては、第5章の結果より、搬出が容易である皆伐を伐採手法として用いることは、伐採後数年間は程の矮小化がおき、竹林の再生に時間がかかることから、避けられるべきである。むしろ、伝

統的なモウソウチク林の管理でおこなわれている密度管理と併せた間伐法が用いられるべきである。一般に竹材生産を目標とした竹林では、第5章で取り上げたタケノコ生産林の倍から3倍程度の密度を目標としている（上田 1968；小方・柴田 2001）。しかし、切り出した稈の運搬の作業性や竹林内の生物多様性の保全を考えると、モウソウチク林の場合、タケノコ生産林と同程度の1 haあたり3,000本程度の密度にとどめることが望ましい。この際、タケノコの掘り取りや蹴倒しだけによる密度管理は、親竹を育成できなくなるために、持続的な利用が困難となるために避けられるべきである。木村ほか（2007）が指摘しているように、竹稈の年齢も合わせて管理されるべきである。

一方で、継続的な管理の難しい竹林や周囲への拡大が急速に進むとみられる竹林に対しては、タケの拡大抑制管理が必要である。この際、高木層にモウソウチク以外の木本が存在する場合は、モウソウチクを伐採すればよい。しかし、モウソウチクが高木層のほぼ全てを占有している場合、第5章で言及したように、拡大を抑制しようとするモウソウチクを皆伐するのではなく、まず一旦、強度（70%程度）の間伐をおこなう。そして、林内に光が差し込む環境を作り、下層植生を成熟させた後に、残りのモウソウチクを伐採することが、再びモウソウチク林に戻ることを防ぐ点で有効な方法である。もし早急なモウソウチクの伐採が必要で、皆伐をする必要がある場合は、伐採跡地に復元の目標となる樹種の苗木等の植栽が必要である。加えて、伐採後数年間は草刈りなどをおこなって、植栽した苗木の育成をおこなわなければならない。いずれの場合においても、伐採後数年間は、地下茎からの発筍が続くので、これらの刈り取りを毎年おこなう必要がある。なお、拡大抑制を目的とする場合は、持続的な利用を伴わないためにタケノコの掘り取りや蹴倒しなどによる密度の低下も有効な方法である。作業を簡便化する上でもこうした手法を取り入れていくべきである。

6-3. 今後の課題

このように、竹林の管理手法について主に生態学的な視点から、いくつかの考察を加えてきたが、実際に竹林の管理をおこなう主体については、全国でいくつかの実践例があるものの、それらが普及しているというには程遠い状況がある。海外からの輸入品の増加や代替品の普及にともなって進行している竹関連産業の衰退に

より、これまで竹林の管理を担ってきた所有者にそれらの責を負わせるのは不可能である。このため、バイオマスとしての利用や新素材としてのタケの活用による経済的可能性も模索しつつ、新たな竹林管理の主体を構築する必要があるといえる。特に持続的な利用をおこなうことのできる竹林では、将来見込まれる資源生産林としての利用や、文化の維持に必要な竹林として、継続的に管理をおこなう必要がある。そのためにも、竹林の維持を目的とする組織の立ち上げや、住民意識を高めるといった働きかけを行政や研究者が率先して行っていかなければならない。

また、バイオマス資源等としての利用を目的とする伐採手法や、竹林の拡大抑制を目的とする伐採手法の開発のためにも、伝統的な竹林管理でおこなわれてきた間伐法によるタケおよび林内の植生の変化を明らかにする必要がある。

表 6-1 周囲の植生とアクセス性による竹林の分類

	拡大速度が速い・拡大の影響が大きい	拡大速度が遅い・拡大の影響が小さい
	隣接する植生の植生高が低い，遷移途上	隣接する植生の植生高が高い，極相近くまで遷移
管理が容易	拡大抑制竹林	持続的利用竹林
緩傾斜地 (25° 未満)	市民参加型の放棄竹林の除去	持続的な竹林利用
アクセスが良い (道路から 150 m 未満)		
管理が難しい	早期拡大抑制竹林	非利用竹林
緩傾斜地 (25° 以上)	専門家による放棄竹林の除去	管理をおこなう優先度は低い
アクセスが悪い (道路から 150 m 以上)		

表 6-2 賀茂川・内浜川流域における累計別竹林数と面積

	竹林数	総面積(ha)
拡大抑制竹林	100	76.2
早期拡大抑制竹林	26	13.1
持続的利用竹林	10	3.3
非利用竹林	3	0.6
合計	139	93.2

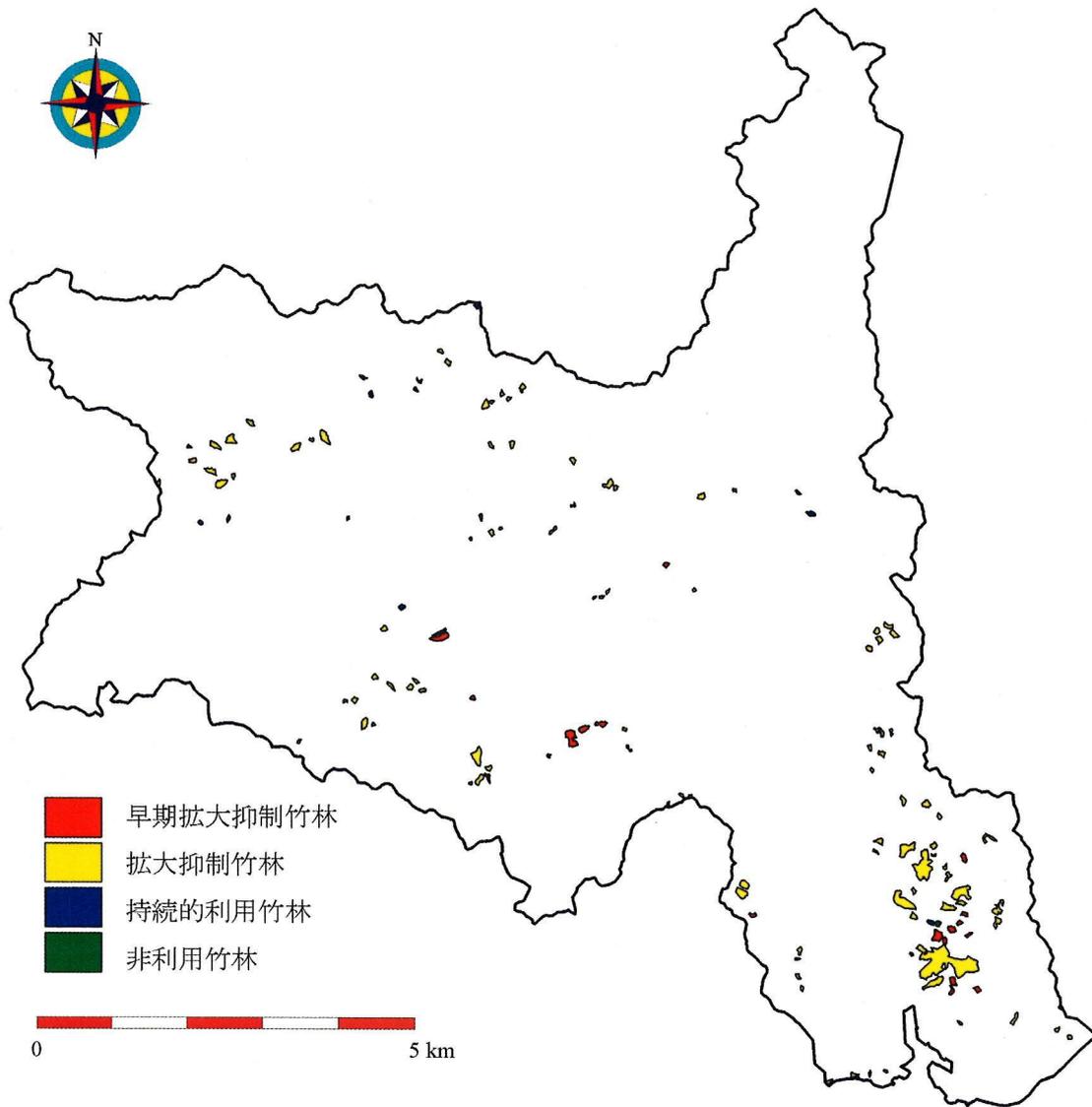


図 6-1 賀茂川・内浜川流域における竹林利用計画図

謝辞

本研究を取りまとめるにあたり、多方面にわたるご指示やご教示、常に適切なご指導をいただいた主査の広島大学大学院国際協力研究科の中越信和教授に心から御礼申し上げます。

博士論文の審査にあたりご指導を受けたまわった、広島大学大学院国際協力研究科の池田秀雄教授、田中一彦教授、林武広教授、広島大学大学院文学研究科の岡橋秀典教授に心から感謝申し上げます。

広島大学大学院国際協力研究科在学中には、中越研究室の井鷲裕司助教授（現在は、京都大学大学院農学研究科教授）、菊池亜希良助教、山内健生助教（現在は、富山県衛生研究所）、研究員の金在恩博士（現在は、Mokpo National University）、近藤俊明博士、安田美香博士、渡邊園子博士には、多くのアドバイスや有益な助言をいただきました。

卒業論文、修士論文の指導をいただき竹林拡大の研究の機会を与えてくださった専修大学文学部の高岡貞夫教授には、広島大学進学後も折に触れ貴重なご助言やアドバイスをいただき、研究の進展を図ることができました。また、平井幸弘教授（現在は、駒澤大学文学部教授）、松尾容孝教授はじめ専修大学文学部地理学教室の教員の皆様には、貴重なご助言をいただきました。

United States Department of Agriculture の Louis Robert Iverson 博士には、英文の校閲と共にアドバイスをいただき、力強い励ましの言葉をいただきました。徳島大学工学部の鎌田磨人准教授には執筆段階で貴重なディスカッションの機会を与えてくださいました。神戸夙川学院大学の河本大地講師と岡山大学大学院環境学研究科の姜淑敬氏には、研究を進める中で地理学の視点から多くのアドバイスをいただき、現地調査の手伝いもしていただきました。

第2章、第5章で実施した現地調査にあたり、山口忍氏はじめ千葉県夷隅郡大多喜町平沢集落の皆様と、佐渡年男氏、佐渡文武氏、佐渡清二氏はじめ広島県竹原市小梨町小吹集落の皆様にはアンケートにご協力いただき、貴重なお話を聞かせていただきました。また、大多喜町文化財審議委員の君塚善利氏にも大多喜町のタケノコ生産地形成に関する貴重なお話を聞かせていただきました。大多喜町農林課および千葉県夷隅農林振興センター企画調整課の皆様には、資料の提供などご協力

いただきました。

第3章、第5章で実施した現地調査は、島根県水と緑の森づくり基金からの支援を受けてNPO 緑と水の連絡会議の実施するおおだ里山林整備事業「げんこつ山プロジェクト」に合わせて行うことができました。高橋泰子理事長、和田譲二氏はじめ同会議のボランティアの皆様には調査および竹林の伐採にご協力いただきました。

Eutiquio de Leon Lotaquio, Jr.氏、齋藤大輔氏、橋本千賀子氏、増田和香子氏、岡田拓也氏をはじめとする広島大学大学院国際協力研究科および広島大学総合科学部の院生、学生には、現地調査の手伝いをはじめ、多くの助言やアドバイス、励ましをいただきました。

また、研究室の先輩であり、社会人と研究の道を共に極めてこられた、桑原一司博士、山田守博士には、研究のそして人生の先輩として様々な助言やアドバイスをいただきました。さらに、広島大学入学時から多くの励ましや助言をいただいていたものの、突然の天に旅立たれた守屋節男博士に、博士論文提出の喜びを伝えたいと思います。

そして、中越研究室で共に、博士論文執筆に励んだ磯崎由行氏、兼子伸吾氏からも多くの助言やアドバイス、励ましをいただき、共に博士論文を書いていたからこそ、挫けず書き上げることができと感謝しています。

以上の方々に対し心から御礼申し上げます。

最後に、同じ研究という道に進み様々な相談にのってくれた従妹で東京大学大学院医学系研究科の永野佳子に、そして、広島大学大学院への進学を快く許してくれた父の常雄、母の幸江、また、昨年89歳で天寿を全うした祖母の敞に、深く感謝いたします。

引用文献

- 荒生安彦・近藤知訓・本間寛康 2003. 静岡県における放任竹林対策の取り組み. 森林計画研究会会報 409: 11-16.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzsoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3. ed. Springer-Verlag, Wien, 865 p.
- 千葉県農林水産部林務課 2003. 『平成 14 年千葉県特用林産統計』. 千葉県農林水産部林務課, 千葉.
- 地質調査所 1980. 『20 万分の 1 地質図 大多喜』. 地質調査所, つくば.
- de Wall, L. C., Child, L. E., Wade, P. M. and Brock, J. H. 1994. Ecology and management of invasive riverside plants. John Wiley and Sons, Chichester, 217 p.
- Foster, D. R. 1992. Land-use history (1730-1990) and vegetation dynamics in cenral New England, USA. *Journal of Ecology* 80: 753-771.
- 藤井義久・重松敏則・西浦千春 2005. 北部九州における竹林皆伐後の再生過程. ランドスケープ研究 68: 689-692.
- Fukamachi, K., Oku, H. and Nakashizuka, T. 2001. The change of a satoyamalandscape and its causality in Kamiseya, Kyoto Prefecture, Japan between 1970 and 1995. *Landscape Ecology* 16: 703-717.
- 後藤巖寛・杉田幹夫 2003. 中山間地域における生物資源利用と耕作放棄の関係からみた二次的な自然環境の変貌. 環境情報科学論文集 17: 107-112.
- Haberman, S. J. 1973. The analysis of residuals in cross-classified tables. *Biometrics* 29: 205-220.
- Hill, M. O. and Gauch, H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- 広島県 1985. 『土地分類基本調査 竹原』. 広島県, 広島, 71p.
- 広島県農林水産部 2006. 『平成 17 年における特用林産物の生産販売統計』. 広島県農林水産部, 広島, 39p.
- 日浦啓全・有川 崇・ドウラ ドゥルガ バハドゥール 2004. 都市周辺山麓部の放置竹林の拡大にともなう土砂災害危険性. 日本地すべり学会誌 41: 323-334.
- 今井直久・尼崎博正 1987. 向日市西の丘地区における竹林変遷と竹材生産林につ

- いて. *Bamboo Journal* 5: 1-8.
- 犬井 正 2002. 『里山と人の履歴』. 新思索社, 東京, 361p.
- Isagi, Y. and Torii, A. 1998. Range expansion and its mechanisms in a naturalized bamboo species, *Phyllostachys pubescens*, in Japan. *Journal of Sustainable Forestry* 6: 127-141.
- Isagi, Y., Kawahara, T. and Kamo, K. 1993. Biomass and net production in a bamboo *Phyllostachys bambusoides* stand. *Ecological Research* 8: 123-133.
- Isagi, Y., Kawahara, K., Kamo, K. and Ito, H. 1997. Net production and carbon cycling in a bamboo *Phyllostachys pubescens* stand. *Plant Ecology* 130: 41-52.
- Isagi, Y., Shimoda, H., Kushima, H., Tanaka, N., Nagao, A., Ishikawa, T., Onodera, H. and Watanabe, S. 2004. Clonal structure and flowering traits of a bamboo [*Phyllostachys pubescens* (Mazel) Ohwi] stand grown from a simultaneous flowering as revealed by AFLP analysis. *Molecular Ecology* 13: 2017-2021.
- 石賀裕明・道前香緒里・小寺洋導・拝藤幸太 2001. 竹林侵入による土壌組成の変化と環境問題. 島根大学地球資源環境学研究報告 20: 83-86.
- 伊藤敬子・藤掛一郎・岩井吉彌 2000. 都市近郊におけるたけのこ生産の経営転換と存続要因—京都府乙訓地方を事例として—. *森林研究* 72: 15-23.
- 伊藤孝美・山田倫章 2005. モウソウチク林の侵入と繁殖特性. 大阪府立食とみどりの総合技術センター研究報告 41: 11-18.
- 岩井吉弥 1982. 建築用竹材産地の形成と確立—京都を例として—. 京都大学農学部附属演習林報告 54: 67-83.
- Janzen, D. H. 1976. Why bamboos wait so long to flower. *Annual Reviews of Ecological System* 7: 347-391.
- 甲斐重貴・辻井美香 2004. GIS を用いた九州南部地域の里山における竹林拡大の時系列的変化と要因の検討—宮崎県高岡町の事例—. 宮崎大学農学部研究報告 50: 73-83.
- 鎌田磨人・中越信和 1990. 農村周辺の1960年代以降における二次植生の分布構造とその変遷. *日本生態学会誌* 40: 137-150.
- 狩野英子 1995. 京都嵯峨野周辺のここ一世紀の竹林分布の変化. *Bamboo Journal* 13: 1-8.
- 片野田逸朗 2003. 蒲生町西浦地域における竹林拡大の実態. 九州森林研究 56:

82-87.

片野田逸朗 2004. ヒノキ人工林に侵入したモウソウチクの葉群とヒノキ樹冠との関係. 九州森林研究 57: 99-103.

河原輝彦・加茂皓一・井鷲裕司 1987. 伐採後のモウソウ竹林の再生過程. *Bamboo Journal* 5: 63-74.

Kendall, M. G. 1938. A new measure of rank correlation. *Biometrika* 30: 81-93.

君塚善利 1983. 房総におけるモウソウチク筍栽培のあゆみ. 富士竹類植物園報告 27: 49-72.

木村栄里子・深町加津枝・古田裕三・奥 敬一・柴田昌三 2007. 嵯峨嵐山における竹林景観の実態と景観保全施策に関する研究. ランドスケープ研究 70: 605-610.

Kleinhenz, V. and Midmore, D. 2001. Aspects of bamboo agronomy. *Advances in Agronomy* 74: 99-153.

Kleinhenz, V., Milne, J., Walsh, K. B. and Midmore, D. J. 2003. A case study on the effects of irrigation and fertilization on soil water and soil nutrient status, and on growth and yield of bamboo (*Phyllostachys pubescens*) shoots. *Journal of Bamboo and Rattan* 2: 281-293.

小林圭介・村長昭義・竹田雅次・蓮沼 修 1976. 『竹原周辺の植生』. 中国電力, 広島, 41p.

小泉圭吾・谷本親伯・朴 春澤 2003a. 京都府南部地域の竹林拡大に関する研究—山城地域の竹林分布変化. *Bamboo Journal* 20: 33-43.

小泉圭吾・谷本親伯・朴 春澤 2003b. LANDSAT 5号 TMデータを用いた竹林の抽出手法に関する研究. 写真測量とリモートセンシング 42(6): 42-51.

Li, R., During, H. J., Werger, M. J. A. and Zhong, Z. C. 1997. Positioning of new shoots relative to adult shoots in groves of giant bamboo, *Phyllostachys pubescens*. *Flora* 193: 315-321.

Li, R., Werger, M. J. A., During, H. J. and Zhong, Z. C. 1998a. Carbon and nutrient dynamics in relation to growth rhythm in the giant bamboo *Phyllostachys pubescens*. *Plant and Soil* 201: 113-123.

Li, R., Werger, M. J. A., During, H. J. and Zhong, Z. C. 1998b. Biennial variation in

- production of new shoots in groves of the giant bamboo *Phyllostachys pubescens* in Sichuan, China. *Plant Ecology* 135: 103-112.
- Li, R., Werger M. J. A., During, H. J. and Zhong, Z. C. 1999. Biomass distribution in a grove of the giant bamboo *Phyllostachys pubescens* in Chongqing, China. *Flora* 194: 89-96.
- Li, R., Werger, M. J. A., de Kroon, H., During, H. J. and Zhong, Z. C. 2000. Interactions between shoot age structure, nutrient availability and physiological integration in the giant bamboo *Phyllostachys pubescens*. *Plant Biology* 2: 437-446.
- 三宅 尚・川西基博・三宅三賀・石川慎吾 2000. 高知市北山地域における竹林の分布拡大 I. 過去 30 年間の竹林面積の変化. *Hikobia* 13: 241-252.
- 宮脇 昭・奥田重俊・藤原陸夫編 1994. 『改訂新版日本植生便覧』. 至文堂, 東京, 910p.
- 水山高幸 1953. 京都盆地西縁における竹林の分布. *人文地理* 5: 254-273.
- 望月貫一郎 2007. デジタル写真測量. 長澤良太・原慶太郎・金子正美編『自然環境解析のためのリモートセンシング・GIS ハンドブック』. 82-94. 古今書院, 東京.
- Nakagoshi, N. and Ohta, Y. 2001. Factors affecting the dynamics of vegetation in the landscape of Shimokamagari Island, southwestern Japan. *Landscape Ecology* 7: 111-119.
- 中島章文 2001. 都市近郊における竹林の管理・経営の実態—京都市近郊のタケノコ生産地を事例にして—. *森林応用研究* 10(1): 1-7.
- 中島章文 2002. 竹材生産業者の現状と竹林管理の実態—京都府亀岡市を事例として—. *森林応用研究* 11(1): 1-6.
- 永田和宏 2002. 緑地・公園内竹林の市民管理. *ランドスケープ研究* 65: 302-305.
- 西川僚子・村上拓彦・吉田茂二郎・光田 靖・長島啓子・溝上展也 2005. 隣接する土地被覆別にみた竹林分布変化の特徴. *日本森林学会誌* 87: 402-409.
- 沼田 真 1962. 竹林の生態学. *日本生態学会誌* 12: 32-40.
- 小方宗次・柴田昌三 2001. 『ネコとタケ』. 岩波書店, 東京, 160p.
- 小椋純一 1983. 京都における江戸後期の竹林分布に関する一考察. *Bamboo Journal* 1: 4-10.
- 小椋純一 1988. 近世以降の京都周辺竹林の変遷—都市周辺の自然景観に関する一

- 考察一. 京都精華大学紀要木野評論 19: 25-41.
- 大石道義 1985: 八女地方の竹林保全に関する考察. 造園雑誌 49(2): 69-74.
- 大野朋子・平井 潤・丸山 宏・前中久行 1999: 地形図を用いた都市近郊林における竹林化の解析. ランドスケープ研究 62: 599-602.
- 大野朋子・加我宏之・下村泰彦・増田 昇 2002a. 竹林拡大と周辺土地利用との関連性に関する研究—大阪府岸和田市を事例として—. 環境情報科学論文集 16: 369-374.
- 大野朋子・加我宏之・下村泰彦・増田 昇 2002b. 大阪府岸和田市における竹林の拡大特性に関する研究. ランドスケープ研究 65: 603-608.
- 大野朋子・加我宏之・下村泰彦・増田 昇 2003. 岸和田市における竹林の変容形態と集落・市街地との関係性に関する研究. ランドスケープ研究 66: 547-550.
- 大野朋子・下村泰彦・前中久行・増田 昇 2004. 竹林の動態変化とその拡大予測に関する研究. ランドスケープ研究 67: 567-572.
- 大野朋子・前中久行・増田 昇 2005a. 衛星画像解析による竹林の抽出—大阪府岸和田市を事例として—. *Bamboo Journal* 22: 39-48.
- 大野朋子・前中久行・増田 昇 2005b. 大阪府岸和田市における竹林分布と社会的・自然的要因との関係に関する研究. *Bamboo Journal* 22: 49-60.
- 奥富 清 2005. 竹林. 福島 司編『植生管理学』. 79-86. 朝倉書店, 東京.
- 奥富 清・福田裕子 1991. 竹林の拡大とその機構に関する生態学的研究—とくに東京多摩地方における竹林の拡大状況について—. 第 38 回日本生態学会大会講演要旨集: 82.
- Okutomi, K., Shinoda, S. and Fukuda, H. 1996. Causal analysis of invasion of broad-leaved forest by bamboo in Japan. *Journal of Vegetation Science* 7: 723-728.
- 太田 謙・能美洋介・波田善夫 2004. 岡山県笹尾山の植生—流紋岩質岩地域の地形・土壌と植生—. *Naturalistae* 9: 1-14.
- Osumi, K., Ikeda, S. and Okamoto, T. 2004. Vegetation patterns and their dependency on site conditions in the pre-industrial landscape of north-eastern Japan. *Ecological Research* 18: 753-765.
- 大多喜町 1992. 『大多喜町全図』. 大多喜町, 大多喜.
- Ruiz-Pérez, M., Fu, Maoyi and Yang, X. 2001. Bamboo forestry in China; Toward

- environmentally friendly expansion. *Journal of Forestry* 99(7): 14-20.
- 坂野有希・嶋 一徹・Var, M.・呂 曉雯・千葉喬三 2002. モウソウチク (*Phyllostachys pubescens* Mazel) の形態的特性と年齢推定について. 日本緑化工学会誌 28: 306-309.
- 産業技術総合研究所地質調査総合センター 2005. 『20 万分の 1 数値地質図幅集「中国東部, 中国中部及び四国」』. 産業技術総合研究所地質調査総合センター, つくば.
- 瀬嵐哲央・丸真喜子・大森美紀・西井武秀 1989. 竹林群落の構造と遷移の特性—雑木林の竹林化—. 金沢大学教育学部紀要 (自然科学編) 38: 25-40.
- 柴田昌三 2003. モウソウチクと日本人. 日本緑化工学会誌 28: 406-411.
- 柴田昌三 2006. 『竹・笹のある庭 観賞と植栽』. 創森社, 東京, 160p.
- 重松義則 1960. 日本産竹類の成長型に関する研究. 宮崎大学農学部研究時報 6: 14-105.
- 島根県 1979. 『都道府県土地分類基本調査 表層地質図 石見大田・大浦』. 島根県, 松江.
- 染矢 貴・鎌田磨人・中越信和・根平邦人 1989. 山間農村における植生景観の構造とその変遷—広島県比和町を事例として—. 地理科学 44: 53-69.
- 鈴木貞雄 1996. 『日本タケ科植物図鑑』. 聚海書林, 船橋, 271p.
- Swanson, F. J., Kratz, T. K., Caine, N. and Woodmansee, R. G. 1988. Landform effects on ecosystem patterns and processes. *BioScience* 38: 92-98.
- 武内和彦・鷺谷いづみ・恒川篤史編 2001. 『里山の環境学』. 東京大学出版会, 東京, 257p.
- 鳥居厚志 1998. 空中写真を用いた竹林の分布拡大速度の推定—滋賀県八幡山および京都府男山における事例—. 日本生態学会誌 48: 37-47.
- 鳥居厚志 2002. 空中写真を用いた竹林の分布拡大速度の推定 (II) —奈良県天香具山における事例—. 環境情報科学論文集 16: 375-380.
- 鳥居厚志 2003. 周辺二次林に侵入拡大する存在としての竹林. 日本緑化工学会誌 28: 412-416.
- 鳥居厚志・井鷺裕司 1997. 京都府南部地域における竹林の分布拡大. 日本生態学会誌 47: 31-41.

- 戸沢冬樹 1989. ブナ帯山村における林野利用と植生の空間パターンの変遷. 東北地理 41: 97-109.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. and O'Neill, R. V. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer, New York, 401p.
- 内村悦三 1998. 海外の竹事情と活用. 林業技術 672: 5-18.
- 内村悦三 2005. 『タケと竹を活かす—タケの生態・管理と竹の利用—』. 全国林業改良普及協会, 東京, 200p.
- 内村悦三 2007. タケを竹として活用する時世に思う—この植物に光明を与えることは可能か—. 森林技術 784: 2-7.
- 上田弘一郎 1968. 『竹』. 毎日新聞社, 東京, 238p.
- 上田弘一郎・沼田 真 1961. 原生竹林の更新とその生態学的研究. 京都大学農学部演習林報告 33: 27-54.
- Usher, M. B. 1988. Biological invasions of nature reserves: A search for generalizations. *Biological Conservation* 44: 119-135.
- Vitousek, P. M. and Walker, L. R. 1989. Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: Plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effect. *Ecological Monographs* 59: 247-265.
- 鷺谷いづみ・矢原徹一 1996. 保全生態学入門. 文一総合出版, 東京, 270p.
- 渡辺政俊 1985. 竹林の生態的特徴に関する研究 (II) 放任モウソウチク林の林分構造. *Bamboo Journal* 3: 7-17.
- Watanabe, M., Ueda, K., Manabe, I. and Akai, T. 1982. Flowering, seeding, germination, and flowering periodicity of *Phyllostachys pubescens*. *Journal of Japan Forest Research* 64: 107-111.
- Wu, L., Wu, X., Hu, Y. and Shinzato, T. 2001. Application of forest fertilization models in culm-producing stands for Moso bamboo. *The Science Bulletin of the Faculty of Agriculture, University of the Ryukyus* 48: 185-194.
- 山口 修・井上升二 2004. モウソウチクを主とするタケ類の里山林への侵入と照葉樹林への参入. 兵庫教育大学研究紀要 24: 81-94.
- 山路木曾男・富岡甲子次・小鷹哲夫 1984. 記録の記録の報告・モウソウチクの開花. 林業技術 504: 15-18.

吉田敬市 1930. 乙訓郡の筍. 地球 13: 443-452.

湯本裕之・倉本 宣 2005. 都市部ニュータウンにおける竹林の環境保全機能に対する住民の意識. ランドスケープ研究 68: 773-778.

張 福平・魏 永芬・秋山 侃・西條好迪 2004. 異種衛星データを用いた竹林分布域の抽出. システム農学 20(1): 86-96.

張 福平・魏 永芬・秋山 侃・西條好迪・河合洋人 2005. デジタル写真画像を利用した竹林地下部現存量の推定. システム農学 21(1): 65-74.