隣接する土地被覆別にみた竹林分布変化の特徴

西川 僚子^{1,2}・村上 拓彦^{*,3}・吉田茂二郎³・光 田 靖⁴・長 島 啓 子³・溝 上 展 也³

西川僚子・村上拓彦・吉田茂二郎・光田 靖・長島啓子・溝上展也：隣接する土地被覆別にみた竹林分布変化の特徴 日誌 87：402~409, 2005 複数時期の空中写真をデジタルオルソフォトに加工し、竹林分布の時系列変化を隣接する土地被覆と関連付けて把握した。福岡県篠栗町と立花町の両地域において、竹林面積はおおよそ30年間で1.3~1.7倍増加していた。竹林拡大部分を土地被覆別にみると、広葉樹林が40%以上を占め、最も大きな割合を示した。一方、竹林の縮小部分も確認されたが、それらのほとんどは人為による土地改変が原因とみられた。タケの侵入率を、期首の隣接エッジ長と拡大エッジ長から求めたが、両地域ともに草地への侵入率が最も高く、次いで、広葉樹林への侵入率が高かった。竹林の分布フロントの移動速度は、1年あたりおおよそ1.1~1.6mであり、土地被覆間で大きな違いはみられなかった。

キーワード：侵入率、竹林拡大、デジタルオルソフォト、分布フロント移動速度、隣接エッジ

Nishikawa, R., Murakami, T., Yoshida, S., Mitsuda, Y., Nagashima, K., and Mizoue, N.: **Characteristic of Temporal Range Shifts of Bamboo Stands according to Adjacent Landcover Type.** J. Jpn. For. Soc. 87: 402~409, 2005 Multi-temporal aerial photos were processed into digital orthophotos to examine temporal range shifts of bamboo stands in relation to adjacent landcover. In both study areas, in Sasaguri and Tachibana, in Fukuoka Prefecture, Japan, the area of bamboo stands increased 1.3 to 1.7 times over about 30 years. Broadleaved forest occupied at least 40% of the area into which bamboo expanded. Areas of reduction of bamboo stands were also identified; the major cause was land alteration by humans. The bamboo invasion ratio was calculated as the ratio of the length of the adjacent edge initially to that after expansion in both study areas. The highest value was for grassy sites, followed by broadleaved forest. The bamboo front moved at about 1.1~1.6 m annually, and no difference among landcover types was found.

Key words: adjacent edge, bamboo expansion, digital orthophoto, invasion ratio, rate of distribution front movement

I. は じ め に

タケ類は世界で80属約1,000種が知られており (Ohrnberger, 1983), その中でもマダケ属は日本から中国, インドにかけて約30種が分布している (鈴木, 1978)。日本ではマダケ属のうちモウソウチク (*Phyllostachys pubescens*), マダケ (*P. bambusoides*), ハチク (*P. nigra* var. *henonis*) の3種が広く生育しており, いずれも稈は太く高さは10mを超える。これら3種の中で分布面積が最も大きく, 都市近郊の丘陵地で普通にみられるモウソウチクは, 日本に本来自生するものではなく, 中国原産で1736年に薩摩藩に伝えられたのが最初といわれる (鈴木, 1978; 佐竹ら, 1989)。モウソウチクは日本各地で栽培され, その北限は北海道函館市である。

タケ類は, 日本人にとってなじみの深い植物であり, 観賞用として人家に植えられたり, 建築材やタケノコの生産のために栽培されるなどして広く利用されてきた。また, 竹林は里山を構成する景観要素としても重要である。

タケ類は数十年ごとに一斉に開花・枯死するという特異な生活史をもつ (Janzen, 1976)。京都大学上賀茂試験地に植栽されたモウソウチクは, 67年おきに開花したことが知られている。現在のところ種子による天然更新は報告されていない。その代わり, タケ類は地下茎をのぼしタケノコによって盛んに群落を拡大する (McClure, 1966)。モウソウチク群落 (Isagi *et al.*, 1997), マダケ群落 (Isagi *et al.*, 1993, 1997) の物質収支について調べた研究では, いずれも総生産の約30%, 葉の余剰生産量の約50%の光合成産物が根系に供給されていたとされる。タケ類は, 根系の維持・更新に大きなコストをかけて群落を拡大し, タケノコによるすみやかで確実な稈の更新を可能にしている。

近年, 関東以西の西日本各地で竹林が自然に分布を拡げていることが報告されている (21世紀ふるさとクラブ, 2002; Isagi and Torii, 1998; 片野田, 2003; Koizumi *et al.*, 2003; 三宅ら, 2000; 大野ら, 1999, 2002; Okutomi *et al.*, 1996; 鳥居, 1998; 鳥居・井鷲, 1997; 常岡・薛, 1998)。そのタケの大半が大型の外来植物であるモウソウ

* 連絡・別刷請求先 (Corresponding author) E-mail: muratac@ffp.kyushu-u.ac.jp

¹ 九州大学大学院生物資源環境科学府 (812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1) Graduate School of Bioresource and Bioenvironmental Sciences, Kyushu University, 6-10-1 Hakozaki, Higashi-ku, Fukuoka 812-8581, Japan.

² 現所属: ESRI ジャパン株式会社 (153-0043 東京都目黒区東山 1-1-2) Present address: ESRI Japan Corporation, 1-1-2 Higashiyama, Meguro-ku, Tokyo 153-0043, Japan.

³ 九州大学大学院農学研究院 (812-8581 福岡市東区箱崎 6-10-1) Faculty of Agriculture, Kyushu University, 6-10-1 Hakozaki, Higashi-ku, Fukuoka 812-8581, Japan.

⁴ (独) 森林総合研究所森林管理研究領域 (305-8687 つくば市松の里 1) Department of Forest Management, Forestry and Forest Products Research Institute, 1 Matsunosato, Tsukuba 305-8687, Japan. (2005年1月17日受付; 2005年6月10日受理)

チクである。また、竹林の拡大は海外でも報告されており、中南米において過去に東南アジアから持ち込まれたタケが現在拡大しているとされる (Oliveira Filho *et al.*, 1994; O'Conner *et al.*, 2000; Blundell *et al.*, 2003)。

このように、本来その土地に生育していなかった生物が、人為による意識的な導入あるいは偶発的な移入によって住み込み、野生化することを生物学的侵入 (biological invasion) という (鷲谷・矢原, 1996)。その現象は生態系の構造や機能に影響を与えるだけでなく (Vitousek and Walker, 1989)、群落内や景観内の生物多様性をも減少させ、景観保全や自然保護においても憂慮すべき問題を引き起こしている (de Wall *et al.*, 1994; Usher, 1988)。1973年に導入されて以来、緑化樹種や街路樹として盛んに利用されてきたニセアカシアもまた数少ない大型の外来植物であり (臼井, 1993)、その分布拡大による種多様性の低下が報告されている (前河・中越, 1997)。竹林の林分構造は単純で構成種も少ないことから、竹林の生物学的侵入による種多様性の減少はさらに危惧される (瀬嵐ら, 1989; Blundell *et al.*, 2003)。また、科学的に検証された例はないが、タケが防災上有益であるとする指摘がある (上田, 1968) 一方で、斜面崩壊の危険性も指摘されている (21世紀ふるさとクラブ, 2002)。

竹林拡大の社会的背景として、タケノコ (缶詰) 等の安価な輸入品との競合やプラスチックなどの工業製品の普及により、タケノコや竹材の需要が減ったこと、また、労働力や後継者が不足していることにより多くの竹林が放置されていることが指摘されている (中島, 2001)。タケノコ生産量が全国一である福岡県においても生産量は過去10年で2分の1となっており、栽培が行われなくなった竹林の放置も増加している (常岡・薛, 1998)。

これまで関東、近畿、中国、四国地方での竹林の分布拡大に関して、竹林の拡大速度に関するもの (三宅ら, 2000; Okutomi *et al.*, 1996; 鳥居, 1998) や竹林の変容を類型化したもの (大野ら, 2002) などが報告されている。しかし、九州地方での報告例は統計資料の分析 (常岡・薛, 1998) や比較的小面積で詳細なスケールでの分析 (片野田, 2003) などが行われているだけで、時系列空間データを用いた分析は甲斐・辻井 (2004) のみである。また、既存の国内関連研究は地形因子により竹林分布を評価するに留まっており、竹林周辺の土地被覆との関連で生物学的侵入のしやすさを検討した研究は少ない (片野田, 2003; Okutomi *et al.*, 1996)。竹林の拡大・非拡大、拡大速度の大きさと環境要因との関係において竹林周辺の植生の樹冠粗密度が最も強く影響を及ぼしていることが確認されていることから (鳥居, 1998)、竹林分布拡大の将来予測や効果的な拡大抑止策の提案にむけて、各種土地被覆別に竹林拡大面積、侵入し易さなどを把握することは重要である。

ところで、生物学的侵入に関する既往の研究に、フロリダ北西部におけるダイオウマツ (*Pinus palustris*) 林へのサンドマツ (*P. clausa*) の侵入を扱ったものがあるが

(McCay, 2001)、この研究では時系列の空中写真を用いてサンドマツの侵入による各土地被覆の面積変化や隣接土地被覆割合の変化によってその空間パターンを把握している。我が国においても、時系列の空中写真が存在し、それらを用いた解析が期待される。しかも、近年パーソナルコンピュータの計算能力の飛躍的向上と解析ソフトウェアの高度化により、既存空中写真からのデジタルオルソフォトの作成が容易になってきた。デジタルオルソフォトの利用は、既存の空中写真の利用可能性を飛躍的に向上させ、高度な時系列画像解析への道を拓くものである。

本研究の目的は、竹林分布の時系列変化を隣接する土地被覆との関係に着目しながら定量化することにある。具体的には、時系列空中写真を用いて、隣接土地被覆別に竹林拡大部分の面積、非拡大部分の面積、タケ侵入率、および分布フロントの移動速度を求めた。

II. 対象地および使用データ

対象地は福岡県糟屋郡篠栗町と同県八女郡立花町である (図-1)。篠栗町は福岡市近郊に位置し、年平均気温は16.6度、年間降水量は1,632 mmである。人口29,389人 (平成12年国勢調査)、総面積3,890 haで、人工林が町の47%を占める (2000年農林業センサス)。立花町は福岡県南部に位置し、年平均気温は15.0度、年間降水量は2,108 mmである。人口12,530人 (平成12年国勢調査)、総面積8,664 haで、耕作地 (主に果樹園) が町の31%、次いで人工林が24%を占める (2000年農林業センサス)。立花町は県下有数のタケノコの生産地であり、竹林経営の盛んな地域である。現地踏査を行ったところ、対象地域内のタケはほぼモウソウチクであった。

使用した空中写真の撮影年は、篠栗町が1967年 (18枚)、1988年 (20枚)、1995年 (16枚)、立花町が1971年 (14枚)、1981年 (27枚)、1995年 (14枚) である。それらの諸元について表-1に示している。その他に、国土地理院発行の数値地図25,000 (地図画像)、数値地図25,000 (行

図-1. 調査対象地の位置

表-1. 使用した空中写真の諸元

	篠栗町			立花町		
	1967 年	1988 年	1995 年	1971 年	1981 年	1995 年
撮影日	6/30~7/30	5/16~6/13	5/9~5/29	—	5/29~6/26	—
焦点距離	152.02 mm	208.29 mm	153.07 mm	—	208.29 mm	—
撮影高度	3500 m	3300 m	3900 m	—	3300 m	—
写真縮尺	1:20000	1:16000	1:25000	1:25000	1:16000	1:20000

* 立花町の 1971 年, 1995 年撮影分に関しては, 写真縮尺以外不明。

政界・海岸線), 数値地図 50 m メッシュ (標高) を用いた。

III. 解析方法

空中写真をスキャナーでデジタル画像化し, ERDAS IMAGINE 8.6 OrthoBASE (Leica Geosystems 社, 米国) を用いてすべての画像を正射投影変換し (オルソ化), デジタルオルソフォトに仕上げた。さらに, オルソ化した画像にモザイク処理を施し, それぞれの地域について接合した一つの画像 (モザイク画像) を作り上げた (図-2, 3)。

両地域それぞれで基準年 (篠栗町 1988 年, 立花町 1995 年) を設けて, 基準年のオルソフォトにおいて 1 ha 以上の竹林パッチを抽出した。残りの二時期のオルソフォトから, それらの竹林パッチに対応する竹林パッチを抽出した。竹林の拡大は林縁部で起こるため林分の中心部に位置する個体は面積拡大に寄与しないことや (大野ら, 1999), 竹林の拡大速度はパッチの大きさや形状とあまり関係がないことから (鳥居・井鷲, 1997), 抽出する竹林パッチのサイズを限定しても問題は少ないと判断した。鳥居・井鷲 (1997) が述べているように種子散布による分布の拡大は考えにくいいため, 本研究の期間 (1970 年代~1990 年代) に

図-2. 篠栗町における期首 (1967 年) のモザイク処理したデジタルオルソフォト

図中のポリゴン (黒色) は選抜抽出した竹林パッチ。

図-3. 立花町における期首 (1971 年) のモザイク処理したデジタルオルソフォト

図中のポリゴン (黒色) は選抜抽出した竹林パッチ。

図-4. 竹林の拡大と隣接エッジ, 拡大エッジ, 非拡大エッジのイメージ (模式図)

新たなパッチの出現はほとんどないと推察できる。仮に出現したとしても、それは人為的に植栽された可能性が高い。したがって、本研究では新たに出現した竹林パッチは解析に含めなかった。

便宜上、篠栗町の1967年から1988年の期間、立花町の1971年から1981年の期間をI期、篠栗町の1988年から1995年の期間、立花町の1981年から1995年の期間をII期とした。それぞれの期間における竹林変化の様子をみるために、竹林拡大部分ならびに縮小部分の面積、竹林境界線について土地被覆ごとに集計を行った。なお、土地被覆はオルソフォト上で判読し、人工林（スギ人工林およびヒノキ人工林）、広葉樹林（広葉樹二次林等その他の森林）、耕作地（田、畑、果樹園など）、草地（伐採跡地、草本・低木群落、荒地など）、人工構造物（建物、舗装道路など）、その他（0.1 ha未満の竹林などを含む）の六つに分類した。ここで、タケ類の混交する人工林は人工林に、タケ類の混交する広葉樹林は広葉樹林に、タケ類が疎に生える草地（タケー草地）は草地にそれぞれ分類した。なお、本研究対象地に、まとまったマツ林やモミ・ツガ林は存在しない。

拡大部分の面積について、I期とII期のそれぞれで期首と期末の竹林ポリゴンを重ね合わせ、竹林が拡大した部分を抽出した。次に、拡大部分の土地被覆について期首の画像を判読し、拡大部分のポリゴンを土地被覆ごとに作成した。その際、画像のずれによるものと思われる微小なポリゴンは除外した。ポリゴンの属性として竹林侵入前の土地被覆、面積を付与した。一方、期首に竹林でありながら期末では竹林以外の土地被覆に変化した部分を竹林縮小部分として抽出した。縮小部分は期末の画像と重ね合わせ、その時点での土地被覆ごとにポリゴンを作成し、その土地被覆、面積の属性を与えた。拡大部分の解析同様、画像のずれによるものと思われる微小なポリゴンは除外した。なお、これらの作業はArcView8.3（米国ESRI社製）を用いて行った。

本研究では竹林の周辺環境をみるために、竹林と隣接する土地被覆との境界線に注目した。なお、本論ではこの境界線をエッジと称する。竹林のエッジをラインデータとし

表-2. 選抜抽出した竹林の概要

	篠栗町			立花町		
	1967年	1988年	1995年	1971年	1981年	1995年
パッチ数	36	32	30	60	50	35
パッチの総面積 (ha)	39.5	59.4	65.4	112.4	122.4	147.0
平均パッチの面積 (ha)	1.1	1.9	2.2	1.9	2.4	4.2

て入力し、隣接土地被覆、ID、エッジ長を属性として与えた。期首のエッジのうち期首から期末にかけて竹林拡大がみられた部分を拡大エッジとした。また、変化のなかったエッジ部分は非拡大エッジとした。最終的に、土地被覆毎に期首における総エッジ長、拡大エッジ長を集計した。なお、隣接エッジ、拡大エッジ、非拡大エッジの模式図を図-4に示す。

竹林と隣接する土地被覆*i*に対するタケ侵入のしやすさ、しにくさを評価するため、タケ侵入率 I_i (%)を以下のように求めた。

$$I_i = \frac{\sum a_i}{\sum A_i} \times 100 \quad (1)$$

ここで、 $\sum a_i$ は土地被覆*i*に対する総拡大エッジ長(km)、 $\sum A_i$ は土地被覆*i*に対する期首の総隣接エッジ長(km)とする。

さらに、鳥居(1998)にならって分布フロントの移動速度を算出した。まず分布フロントとは竹林拡大部分のうち隣接土地被覆と接するエッジ部分を指す。鳥居(1998)によると、まず「増加箇所の面積/群落幅」を算出し、それを経過年数で除している。これを本研究の用語として置き換えると、それぞれ拡大面積($\sum S_i$)、拡大エッジ長($\sum a_i$)となり、土地被覆*i*の分布フロントの移動速度(V_i)は下式で求めることができる。

$$V_i = \frac{\sum S_i}{\sum a_i} \cdot \frac{1}{t} \quad (2)$$

t は経過年数である。なお、本研究では分布フロントの移動速度は各土地被覆別にまとめて算出した。

IV. 結果および考察

抽出した竹林の概要を表-2に示す。篠栗町で1967年に選抜抽出した竹林は36パッチ、39.5 haだった。これらの竹林パッチは1988年には32パッチ、59.4 ha、1995年には30パッチ、65.4 haと変化した。立花町で1971年に選抜抽出した竹林は60パッチ、112.5 haだった。これらの竹林パッチは1981年には50パッチ、122.5 ha、1995年には35パッチ、147.0 ha、となっていた。両地域において竹林面積はおよそ30年で1.3~1.7倍増加していた。一方、竹林パッチ数は減少していたが、近隣のパッチが相互に結合しているものが存在することが空中写真から観察された。この現象は鳥居・井鷲(1997)の結果にも同様にみられる。さらに、複数の竹林パッチに挟まれた土地被覆がすべて竹林となっているところもみられた。

図-5. 期間別にみた竹林拡大の土地被覆の内訳

(a) 篠栗町Ⅰ期 (1967～1988), (b) 篠栗町Ⅱ期 (1988～1995),
(c) 立花町Ⅰ期 (1971～1981), (d) 立花町Ⅱ期 (1981～1995)。

期間別にみた竹林拡大の土地被覆の内訳を図-5に示す。篠栗町における竹林拡大の土地被覆は大きい順に、Ⅰ期が人工林、広葉樹林、草地、Ⅱ期が広葉樹林、人工林、草地であった。Ⅱ期の広葉樹林は46%を占め、Ⅰ期から18ポイントの上昇をみせた。一方、立花町の場合、拡大の土地被覆はⅠ期が広葉樹林、草地、耕作地、Ⅱ期が広葉樹林、耕作地、草地の順で大きかった。立花町では、人工林、広葉樹林の割合はⅠ期、Ⅱ期で大きな変化はなかったが、耕作地がⅡ期で31%とⅠ期の24%と比べて7ポイント上昇し、その一方、草地がⅠ期24%からⅡ期13%と11ポイント減少した。

竹林拡大について、篠栗町のⅠ期を除いて、広葉樹林への侵入が40%以上を占め、最も大きな割合を示しているのが全体的な特徴といえる。Okutomi *et al.* (1996)でも、竹林に変化した部分のおよそ5割は落葉広葉樹林であったことが報告されている。最近の問題として、人工林の管理不足や耕作放棄地の増大など挙げられるが、広葉樹林はこの両者（人工林と耕作地）と比較して、近年さらに人為の関わり方が少ないことが予想され、このために最も大きな割合を占めるに至ったと考えられる。つまり、鳥居・井鷲 (1997) にもあるように、燃料革命以降の二次林利用の減衰が広葉樹林へのタケの増加を許していると推察される。一方、管理されなくなった人工林や同じく放棄状態にある耕作地（現地踏査では果樹園が多かった）にタケが侵入し拡大していったことが図-5から読み取れる。空中写真から判読した結果、竹林と隣接する人工林の林冠高はほとんどが竹林よりも低く、竹林に置き換わった人工林の林冠高は全て期首において竹林よりも低かった。両町共にタケの混交する人工林やタケの混交する広葉樹林、タケが

図-6. 期間別にみた竹林縮小部分の土地被覆の内訳

(a) 篠栗町Ⅰ期 (1967～1988), (b) 篠栗町Ⅱ期 (1988～1995),
(c) 立花町Ⅰ期 (1971～1981), (d) 立花町Ⅱ期 (1981～1995)。

まばらに生えている草地などは、期末においてそのほとんどが竹林へと置き換わっていた。このことから、期首においてタケの侵入がみられた部分はほぼ竹林化していることが確認された。

図-6は土地被覆別の縮小面積を示したものである。全体をとおして、縮小面積は2.15～4.85haを示し、拡大面積の1/10～1/3程度であった。篠栗町のⅠ期では人工構造物(32%)、Ⅱ期では草地(46%)が最も大きな割合を占めていた。また、立花町のⅠ期、Ⅱ期はそれぞれ人工林(45%)、耕作地(39%)となっており、両地域、両期間を通じて最も割合の大きな土地被覆に同一のものは認められなかった。ただし、共通する点として、竹林は人工構造物により消失したり、耕作地や人工林に転換されたりしていることから、竹林の縮小に人為的行為が関わっていることは確かであった。また、竹林が広葉樹林に置き換わっているもののうち、ほとんどが街路樹や公園のような小面積の広葉樹の植栽によるものであった。竹林が草地に置き換わっているのは人為的に伐採されたものであると推察される。したがって、竹林が自然に他の植生に置き換わった例はほとんど観察されなかった。モウソウチクの集団枯死は数本から数十本ともいわれ(上田, 1968; 三宅ら, 2000), 他の植生の更新を許すようなギャップの生成はほとんど期待できそうにない。また、たとえギャップが生成されたとしても、その周辺に存在するタケがただちにそのギャップを埋めるであろうことから(鳥居・井鷲, 1997), 現在ある竹林が自然状態で他の植生に置き換わる可能性はかなり低いと考えられる。

図-7は、土地被覆別のタケ侵入率を示したものである。両地域ともに草地への侵入率が最も高く55～44%を示した。次いで、広葉樹林への侵入率が高かった。さらに、人

図-7. 土地被覆別にみたタケ侵入率

表-3. 土地被覆別にみた分布フロントの移動速度

	篠栗町		立花町	
	I期	II期	I期	II期
草地	1.44	4.57	1.47	1.36
人工林	1.60	2.03	1.35	1.29
広葉樹林	1.59	3.00	1.61	1.44
耕作地	1.20	0.60	1.16	1.20
人工構造物	0.15	1.99	2.33	0.63

工林、耕作地、人工構造物という順番に侵入率は低くなった。草地は伐採跡などの植生量の少ない開放的な土地であるが、竹林に隣接していた場合、最もタケの侵入を受けやすい土地被覆であることがわかった。広葉樹林は、草地と比較すると樹木が存在しタケの侵入を受けにくい土地被覆のようにみえるが、実際には非常に侵入率が高い土地被覆であるといえる。現地を確認したところ、タケの侵入の認められる広葉樹林分は概ね樹高がタケのそれより低く、伸長成長の早いタケに林冠上層部を奪われ、次第に転換してしまっただと考えられた。モウソウチクは1成長期間のうちに稈長が10～15 mに達するため、竹林と接する広葉樹林の群落高が稈長よりも低ければ、モウソウチクは広葉樹林の上層に葉群を展開することができる(鳥居・井鷲, 1997)。片野田(2003)によると、広葉樹林内に侵入したタケが既存の広葉樹個体に対し被圧や直接的接触の影響を与え、低木層から亜高木層までタケが速やかに優占してしまうとされている。Isagi and Torii (1998)が指摘するように、現在タケが侵入しているような広葉樹林は、サイズの平均的な広葉樹二次林であるため、広葉樹への竹林拡大は今後も衰えることがないように思われる。

分布フロントの移動速度を示したのが表-3である。篠栗町ではII期の移動速度がI期に比べると大きかった。特に、II期の草地の移動速度は4.57 m/yrであり、I期の2倍以上の値であった。一方、立花町ではI期とII期の移動速度に大きな違いは認められなかった。篠栗町II期の移動速度の大きさについて、鳥居(1998)の指摘にある「空中写真の撮影年次の間隔」の違いが原因かもしれない。す

なわち、篠栗町II期の撮影間隔が7年(1988～1995年)であるのに対し、篠栗町I期は21年(1967～1988年)、立花町I期は10年、立花町II期は14年といった撮影間隔である。仮に、竹林の拡大が、一定の速度を示すというよりはむしろ、短期間に集中して起こるようであれば、解析期間の短さは、過大評価や過小評価を生じやすいといえる。残念ながら、これ以上時間間隔を縮めて解析を行うことができないため、それを検証することはできないが、データ取得頻度(撮影間隔)について留意しておく必要はあるといえる。

鳥居(1998)はパッチ単位と地域単位で分布フロントの移動速度を示しているが、地域単位の平均値として2.56, 1.96 m/yrという結果を報告している。また、パッチ単位の移動速度として最高で6.71 m/yrが示されている。また、Isagi and Torii (1998)によると、10箇所の移動速度を測定した結果、移動速度は0.7～4.7 m/yrを示し、全体の平均値は2.1 m/yrと報告している。さらに、Okutomi *et al.* (1996)が作成年代の異なる地形図から読み取った結果、低木林、非耕作地、広葉樹林に対し、それぞれ3.0, 2.5, 1.8 m/yrの移動速度が示されている。本研究で得られた篠栗町II期の草地が示した4.57 m/yrは、Isagi and Torii (1998), Okutomi *et al.* (1996), 鳥居(1998)が示した全体の平均値と比べると高い値ではあるが、オーダーは同一である。他方、立花町で示された移動速度は先の報告(Isagi and Torii, 1998; Okutomi *et al.*, 1996; 鳥居, 1998)と比較すると、若干低い値であるが、実態を捉えた数値であると判断される。Isagi and Torii (1998), Okutomi *et al.* (1996), 鳥居(1998)と本論の結果から総合的に判断すると、国内における竹林の分布フロントの移動速度は地域間で大きな差はなく、およそ1.0～3.0 m/yr程度であるといえそうである。概算すると、10年間でおよそ10～30 m拡大していると推測される。また、Okutomi *et al.* (1996)では土地被覆間で進行速度に多少差がみられたが、少なくとも本研究の結果からは、篠栗町II期を除けば、土地被覆間で移動速度に大きな差はなさそうである。先に示したように侵入率は土地被覆間で差がみられるよう

であるが、移動速度は土地の被覆状態に関わらずある程度の限界があると判断される。おそらくこれは地下茎の伸長と発筈による分布拡大に依存したものであると推察される。なお、分布フロントの移動速度はあくまでも拡大エッジからの進行速度を示しているものであり、隣接エッジ全てがこの速度で移動しているわけではない。

最後に、竹林拡大の今後について述べておく。先に示したように、分布フロントの移動速度は隣接土地被覆で大きな違いはないことが示された(表-3)。ただし、タケの侵入率は土地被覆に応じて違いがみられた(図-7)。侵入率の高い土地被覆に草地と広葉樹林があったが、ここで問題視したいのは広葉樹へのタケの侵入である。既存の広葉樹二次林の林冠層がタケに奪われている例は、本研究の対象地内でも各所で確認された。Isagi and Torii (1998) が指摘するように、現在国内に存在する広葉樹二次林は発達段階の途上にあり、竹林の最大樹高である 15~18 m を上回る林冠を有するものは少ない。さらに、近年の広葉樹二次林は、人為の関わりが急速に低下しているため、気付かないうちに林地が竹林に置き換わっていることが起こりやすい。樹高の低い人工林も竹林拡大の危険性を有してはいるが、広葉樹林と比較すると、まだ幾分人為の関わりが期待される。また、一部のスギ・ヒノキ人工林の樹高は、竹林のそれより高いため、林冠部を奪われる心配のない林地も存在する。筆者らは、広葉樹林へのタケの侵入が、最も深刻な問題と認識し、特別な取り組み無しにこれを防ぐのは困難であろうと考えている。

V. お わ り に

本研究では、複数時期の空中写真をデジタルオルソフォトに加工し、竹林分布の時系列変化を隣接する土地被覆と関連付けて把握した。福岡県篠栗町と立花町の両地域において、竹林面積はおよそ 30 年間で 1.3~1.7 倍増加していた。拡大部分の土地被覆をみると、篠栗町の I 期 (1967~1995 年) を除いて、広葉樹林が 40% 以上を占め、最も大きな割合を示した。一方、竹林の縮小部分も確認されたが、それらのほとんどは人為による土地改変が原因とみられた。土地被覆別にタケの侵入率を、期首の隣接エッジ長と拡大エッジ長から求めたが、両地域ともに草地の侵入率が最も高く、次いで、広葉樹林の侵入率が高かった。特に、広葉樹林については人為の関わりの少なさが、タケの侵入の受けやすさに関連していると考えられた。本研究で得られた竹林の分布フロントの移動速度は、既往の国内での結果と大きく変わるものではなく、このことから竹林の拡大速度は地域に限らずある程度一定 (おおむね 1.0~3.0 m/yr) ではないかと推察された。

最近では、空中写真にとどまらず衛星データによる竹林の抽出も検討されるようになってきている (Koizumi *et al.*, 2003; 小泉ら, 2003)。特に、IKONOS や QuickBird といった高分解能衛星データの活用には期待は大きい。一方、LANDSAT や SPOT は中分解能ではあるがアーカイブ

データが豊富であり、空中写真では得られない近赤外域や短波長赤外域の情報を得ることができる。Murakami (2003) は、LANDSAT/TM, SPOT4/HRVIR における短波長赤外域 (SWIR) の存在が竹林、針葉樹林、広葉樹林の分類精度を有意に向上させることを示しており、今後は衛星データを用いた竹林拡大の解析が盛んに行われるようになる予想される。その際は、解像度による抽出精度やデータの取得時期等の検討が必要であろう。

現在、多くの竹林は広葉樹林、人工林、耕作地のような土地被覆と接しており、今後も拡大が続く可能性を十分に持っている。それを妨げるものとして立地的要因、生態的要因、人為的要因を挙げることができる。しかし、立地的要因や生態的要因については未だ十分な知見は得られていない。従って、現時点での竹林拡大への対策は、人為的要因に頼らざるをえないであろう。つまりは、竹林の適切な管理である。しかし、近年のタケノコや竹材の需要の低下、労働力不足により多くの竹林が放置状態にあり、適切な管理がされていない。一方、隣接する人工林や耕作地などの管理も重要であるが、高齢化に伴う労働力の減少や後継者不足、不在地主の増加による管理不足により、これらの手入れも行き届いていないのが現状である。里山環境の保全が大変注目されている時代ではあるが、地場の生活や産業に組み込まれなくなった土地に、以前ほどの人為投入を期待するのは難しいであろう。だが、そうした状況を冷静に捉えた上で、実態を把握することから始めることが肝要である。今後、広域的な竹林の賦存量の把握、変化量の把握が効果的になされると共に、竹林拡大抑制に資する方策を同時に検討していかなければならないであろう。

本研究を行うにあたり、福岡県森林林業技術センターの佐々木重行氏には空中写真の貸与に際し便宜を図っていただいた。同氏には竹林の動向に関し様々なご助言もいただいた。また、独立行政法人森林総合研究所九州支所 (現在、関西支所) の近藤洋史博士には空中写真のスキャンングにおいてご協力いただいた。ここに記し厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Blundell, A.G., Scatena, F.N., Wentsel, R., and Sommers, W. (2003) Ecorisk assessment using indicators of sustainability. *J. For.* 101: 14-19.
- de Wall, L.C., Child, L.E., Wade, P.M., and Brock, J.H. (1994) Ecology and management of invasive riverside plants. 217 pp, John Wiley and Sons, Chichester.
- Isagi, Y. and Torii, A. (1998) Range expansion and its mechanisms in a naturalized bamboo species, *Phyllostachys pubescens*, in Japan. *J. Sus. For.* 6: 127-141.
- Isagi, Y., Kawahara, T., and Kamo, K. (1993) Biomass and net production in a bamboo *Phyllostachys pubescens* stand. *Ecol. Res.* 8: 123-133.
- Isagi, Y., Kawahara, T., Kamo, K., and Ito, H. (1997) Biomass and net production in a bamboo *Phyllostachys pubescens* stand. *Plant Ecol.* 130: 41-52.
- Janzen, D.H. (1976) Why bamboo wait so long to flower. *Ann.*

- Rev. Ecol. Sys. 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変化と要因の検討—宮崎県高岡町の事例—。宮大農研報 50 : 73-83.
- 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.
- Koizumi, K., Tanimoto, C., and Piao, C. (2003) Spread of bamboo stands in the Kinki Region. *In Proc. 24th Asian Conf. Remote Sens.* 1492 pp, Busan, Korea, 609-611.
- 小泉圭吾・谷本親伯・朴 春澤 (2003) LANDSAT5 号 TM データを用いた竹林の抽出手法に関する研究。写測とリモセン 42 (6) : 42-51.
- 前河正昭・中越信和 (1997) 海岸砂地においてニセアカシア林の分布拡大がもたらす成帯構造と種多様性への影響。日生態誌 47 : 131-143.
- McCay, D.H. (2001) Spatial patterns of sand pine invasion into longleaf pine forests in the Florida Panhandle. *Landsc. Ecol.* 16 : 89-98.
- McClure, F.A. (1966) *The bamboos*. 345 pp, Harvard University Press, Massachusetts.
- 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.
- Murakami, T. (2003) How is SWIR useful to discrimination and a classification of forest types? *In Proc. 24th Asian Conf. Remote Sens.* 1492 pp, Busan, Korea, 1224-1226.
- 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 : 1-7.
- 21 世紀ふるさとクラブ (2002) 高知県春野町における竹林拡大の実態調査報告書。70 pp, 高知・竹林問題研究会, 高知.
- O'Conner, P.J., Covich, A.P., Scatena, F.N., and Loope, L.L. (2000) Non-indigenous bamboo along headwater streams of the Luquillo Mountains, Puerto Rico: Leaf fall, aquatic leaf decay and patterns of invasion. *J. Trop. Ecol.* 16 : 499-516.
- Ohrnberger, D. (1983) The genera of bamboo. *J. Am. Bamboo Soc.* 4 : 43-52.
- Okutomi, K., Shinoda, S., and Fukuda, H. (1996) Casual analysis of the invasion of broad-leaved forest by bamboo in Japan. *J. Veg. Sci.* 7 : 723-728.
- Oliveira Filho, A., Vilela, E., Gavilanes, M., and Carvalho, D. (1994) Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in southeastern Brazil. *Vegetatio* 113 : 99-124.
- 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 (2002) 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.
- 佐竹義輔・原 寛・亙理俊次・富成忠夫編 (1989) 日本の野生植物木本 II. 321 pp, 平凡社, 東京.
- 瀬嵐哲夫・丸真喜子・大森美紀・西井武秀 (1989) 竹林群落の構造と繊維の特性—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.
- 鈴木貞雄 (1978) *日本タケ科植物総目録*. 384 pp, 学習研究社, 東京.
- 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—。日生態誌 48 : 37-47.
- 鳥居厚志・井鷲裕司 (1997) 京都府南部地域における竹林の分布拡大。日生態誌 47 : 31-41.
- 常岡珠江・薛 孝夫 (1998) 福岡県における非施業竹林の拡大について。日林九支研論集 51 : 127-128.
- 上田弘一郎 (1968) 竹. 238 pp, 毎日新聞社, 東京.
- Usher, M.B. (1988) Biological invasions of nature reserves: A search for generalizations. *Biol. Conserv.* 44 : 119-135.
- 臼井英次 (1993) アカシア—花降る木陰, 植物文化史 157. 遺伝 47 : 58.
- Vitousek, P.M. and Walker, L.R. (1989) Biological invasion by *Myrica faya* in Hawaii: Plant demography, nitrogen fixation, ecosystem effects. *Ecol. Monogr.* 59 : 247-265.
- 鷲谷いづみ・矢原徹一 (1996) 保全生態学入門. 270 pp, 文一総合出版, 東京.