

平成 13 ～平成 18 年度

丹沢山地のブナ林衰退機構の解明に関する研究調査

報 告 書

平成 19(2007) 年 3 月

神奈川県自然環境保全センター

刊行に当たって

近年、日本の各地の森林において樹木の衰退現象が報告されてきていますが、神奈川県においても、大山のモミ林や丹沢山地のブナ林の衰退が顕著になってきています。

丹沢山地のブナ林衰退については、これまで樹木の老齢化説を始め、ナラタケ病、ブナハバチ等の虫害、ニホンジカの食圧、酸性霧やオゾン等による大気汚染などの影響が指摘されてきました。過去の研究においては、大気汚染物質の影響が推測されたほか、温暖化や積雪の減少など気候変動の影響が、土壌の乾燥化や病虫害の発生などをもたらし、森林生態系を構成する生物相の変化させ根圏環境に影響を与えているなど、複合的な影響も疑われてきましたが、原因を特定するには至りませんでした。

一方、丹沢山地ではブナ林を保全するため、植生保護柵による植生回復とブナ林を更新させる事業が、衰退原因が特定されないまま進められてきました。

ブナ林の保全・再生を確実に進めるためには、ブナ林の現状を把握するとともに、ブナの生理生態や未解明な根圏環境などに関する知見を集積し、それらと関連づけながらブナ林衰退に関与する原因を解明し、科学的な知見による効果的な保全対策を示すことが急務となっています。

自然環境保全センター研究部では、丹沢山地のブナ林の衰退原因を解明するため、衰退ブナ林の実態調査を行うとともに、ブナ林の立地環境やブナの生理・生態を調査し、ブナ林衰退の影響要因を明らかにすることにより衰退機構と原因を絞り込み、ブナ林の保全マップの作成や保全・再生事業の基本的な方向性と整備手法を示すことを目的とした所内プロジェクト（平成13年度～平成18年度）を立ち上げました。

このプロジェクトは、環境科学センターなど県の試験研究機関に加え、大学や民間の研究者・市民なども連携して進められ、動植物も含めた多面的で総合的な調査研究が展開されました。また、予算面においても県単独予算に加え、国などからの受託研究を加えた大規模なものとなりました。

報告書に示されるように、研究成果は当初の計画を概ね実施し、ブナ衰退に関する様々な知見が得られ集積されましたが、オゾンなど大気汚染物質の暴露作用、土壌乾燥などによる水分ストレス、ブナハバチ加害がブナ林の衰退の主な原因であり、これらが複合的に関与することによるブナ林衰退機構が絞り込まれました。

この研究成果により、ブナ林の保全対策の方向が示されるとともに、科学的な再生手法を示すことができ、平成19年度から始まる丹沢ブナ林の保全・再生事業に寄与することができたと考えています。

本報告書が、全国各地でブナ林の保全・再生に取り組んでいる関係各位の活用の一助になることを期待するとともに、研究者各位が科学的視点のもと、新たなブナ林の保全・再生のための試験研究に取り組まれることを希望します。

最後に、本報告書を作成するに当たり、本研究の調査や研究、原稿作成などに協力していただいた多くの皆様方に感謝いたします。

平成19年3月

神奈川県自然環境保全センター
研究部長 岩見 光一

目 次

1 研究の概要	1
2 研究の実施体制	1
3 個別調査結果	2
(ブナ林の衰退実態調査)	3
丹沢山地のブナ林の林分構造と衰退状況	3
GIS 植生図と高分解能衛星データを用いた天然林変化抽出	10
丹沢山地におけるブナハバチの加害と影響に関するブナ年輪幅変動の解析	12
ブナハバチの産卵特性と幼虫発育期間	24
(ブナ林の立地環境調査、気象)	28
携帯電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測	28
丹沢山地における最近の気象の特徴	35
(ブナ林の立地環境調査、大気)	45
丹沢山地のブナ着葉期におけるオゾン濃度分布	45
丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響	49
(ブナ林の立地環境調査、根圏)	63
安定同位体比を用いたブナの吸水特性調査	63
丹沢堂平地区における土壌水分調査	64
丹沢山地における森林土壌の特性	67
ブナ林の菌類相	74
(ブナの生理・生態調査)	79
丹沢山地におけるブナのフェノロジー	79
丹沢山地におけるブナのクロロフィル蛍光の年次変動	85
堂平における衰退ブナの生理活性	87
オゾン (O ₃) ガスが、ブナ苗の転流パターンに及ぼす影響	89
(ブナ林の衰退影響調査)	90
ブナ衰退の着生植物への影響	90
丹沢堂平地区における土壌侵食と緊急対策	96
(総合解析)	
ブナ林の衰退機構と再生に向けた総合解析	104

1. 研究の概要

(1) ブナ林の衰退実態調査

丹沢山地におけるブナ林の現況、衰退分布、ブナハバチ被害実態の調査を行い、衰退実態を明らかにした。
調査は、神奈川県自然環境保全センターが行った。

(2) ブナ林の立地環境調査

丹沢山地の気象、大気、根圏の調査・解析を行い、ブナ衰退に関係したブナ林の立地環境を明らかにした。
調査は、神奈川県自然環境保全センター、神奈川県環境科学センター、東京農工大学、財団法人電力中央研究所などが連携して行った

(3) ブナの生理 生態調査

丹沢山地のブナの土壌吸水特性、オゾン影響、フェノロジー、生理活性状態などの調査を行い、ブナ衰退に係のある生理・生態を明らかにした。
調査は、神奈川県自然環境保全センター、神奈川県環境科学センター、神奈川県農業技術センター、神奈川県汚染地学研究所が連携して行った。

(4) ブナ衰退の影響調査

丹沢山地のブナ林衰退地において、土壌浸食、ブナの着生植物に関する調査を行い、ブナ林衰退の影響を明らかにした。
調査は、神奈川県自然環境保全センター、神奈川県生命の星・地球博物館、東京農工大学が連携して行った。

(5) ブナ衰退機構と対策の検討

丹沢山地のブナ林衰退に関する調査結果及び関連研究による、ブナ衰退機構と対策について検討した。
検討は、丹沢大山総合調査調査および同調査企画部会と連携しておこなった。

2. 研究の実施体制

神奈川県自然環境保全センター

岩見 光一 (平成18年度プロジェクト総括)
山根 正伸 (プロジェクトリーダー)
藤澤 示弘 田村 淳 内山 佳美 笹川 裕史 谷脇 徹
斎藤 央嗣 (現・環境農政部森林課) 中嶋 伸行 (現・県北地域県政総合センター)
越地 正 (プロジェクト総括平成15～16年度)
高橋 長三郎 (平成15～16年度プロジェクト総括、現・かながわトラストみどり財団)
山本 眞一 (平成13～14年度プロジェクト総括、現・かながわ森林づくり公社)

神奈川県環境科学センター

相原 敬次 武田 麻由子 阿相 敏明 (現・湘南地域県政総合センター)

神奈川県温泉地学研究所

板寺 一洋

神奈川県農業技術センター

関 達哉

神奈川県生命の星・地球博物館

勝山 輝男

外部参加研究機関

東京大学大学院 鈴木 雅一
東京農工大学大学院 石川 芳治 白木 克繁 戸田 浩人
東海大学 山上 明
(財)電力中央研究所 河野 吉久 須藤 仁 石井 孝
東京情報大学 原 慶太郎
自然環境研究センター 吉田 剛司
NPO法人 エンビジョン環境保全事務所 鈴木 透

協力機関

財団法人 自然環境研究センター 神奈川県森林組合連合会 株式会社 イー・エス・ディー
株式会社 コーナーシステム

3. 個別調査結果

● ブナ林の衰退実態調査

丹沢山地のブナ林の林分構造と衰退状況

GIS 植生図と高分解能衛星データを用いた天然林変化抽出

丹沢山地におけるブナハバチの加害と影響に関するブナ年輪幅変動の解析

ブナハバチの産卵特性と幼虫発育期間

● ブナ林の立地環境調査（気象）

携帯電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測

丹沢山地における最近の気象の特徴

● ブナ林の立地環境調査（大気）

丹沢山地のブナ着葉期におけるオゾン濃度分布

丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響

● ブナ林の立地環境調査（根圏）

安定同位体比を用いたブナの吸水特性調査

丹沢堂平地区における土壌水分調査

丹沢山地における森林土壌の特性

ブナ林の菌類相

● ブナの生理・生態調査

丹沢山地におけるブナのフェノロジー

丹沢山地におけるブナのクロロフィル蛍光の年次変動

堂平における衰退ブナの生理活性

オゾン（O₃）ガスが、ブナ苗の転流パターンに及ぼす影響

● ブナ林の衰退影響調査

ブナ衰退の着生植物への影響

丹沢堂平地区における土壌侵食と緊急対策

● 総合考察

ブナ林の衰退機構と再生に向けた総合解析

ブナ林の衰退実態調査

丹沢山地のブナ林の林分構造と衰退状況

山根正伸¹⁾・藤沢示弘¹⁾・田村淳¹⁾・内山佳美¹⁾・笹川裕史¹⁾・越地正¹⁾・斎藤央嗣²⁾

1. はじめに

丹沢山地のブナ林の枯損は、1990年代以降、実態や原因の解明に向けたさまざまな調査研究が進められてきた(相原ほか, 2004)。しかし、衰退状況は、ブナ(*Fagus crenate*)の枯死木に注目したものに限られ、衰弱木を含んだ全体的な衰退状況の定量的な把握はまだ行われていない。越地ほか(1996)が、丹沢のほぼ全域の冷温帯林を対象に戦後以降の空中写真を時系列的に判読し、モミやブナの枯死の発生状況を調べ、天然林の約3割の範囲に枯死木が分布し、丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸の各山頂付近に多いこと、枯死は1970～1980年頃にまとまって発生し、その後も続いていること、などを明らかにした。また、前回の総合調査において、星ほか(1997)は、大室山から檜洞丸、蛭ヶ岳、山、塔ノ岳、鍋割山を結ぶ主稜線のブナの枯損木の衰退状況を4段階で区分し、高標高地での森林群落に衰退が目立ち、鞍部や急傾斜地になるところで特に衰退が著しいこと、風衝地では風上側の衰退度が大きいことを指摘した。このほか、蛭ヶ岳(Higashi et al, 2003)や檜洞丸(丸田・白井, 1997a)の山頂での衰退解析なども、衰退が特定の斜面に発生することなどが報告されている。

これまで丹沢のブナの衰退原因として指摘された要因のうち、直接的に枯死に至ることが確認されている要因は最近報告されたブナハバチ(Shinohara et al., 2000)による食害(山上ほか, 1997 越地, 2002)に限られており、オゾンなどの大気汚染物質や水分ストレスなどは樹勢低下をもたらす要因として考えられている(河野, 2001)。このため、ブナの衰退原因の絞り込みや衰退機構の解明という観点から、ブナの衰退状況は衰弱と枯死の両方を含んで把握することが適当と考えられる。

そこで、筆者らは、衰退機構研究の第1段階として、マクロ、メソ、サイトの3つの空間スケールでブナ林を現地調査し、林分構造および衰弱と枯死の両方を含んだブナ衰退状況についてそれぞれのスケールで解析し、ブナ衰退発生の空間的特性を明らかにし、今後の研究課題を整理した。

2. 調査方法

(1) マクロスケールの調査

当山地のブナ林における全体的な衰退状況を把握するため、植生図と事前踏査に基づいて、まとまったブナ林を16

地区選び、現地調査を行った(広域調査, 図1)。この調査では、各地区に5ないし8個の100m方形区の調査区画を地図上で予め決め、GPSを使って現地確認して、図2示すように各区画に5箇所の調査地点を設定した。

現地では、各調査地点におけるブナ高木およびブナを含む高木の成立密度、平均胸高直径、衰退進行指標を求め、調査地点付近から無作為に中心点を決め、その周辺の東西南北方向に4象限を区切って、中心点から各象限の最短距離にあるブナの高木各1本、合計四本を調査対象木に選び、中心からの距離と胸高直径を測定した。その後、調査対象木のそれぞれで、全体、枝、葉色、葉量について目視で表1の基準により「健全」から「枯死」までの6段階で衰退度を判定した(斎藤, 2003)。解析では、各指標の衰退度0から3の本数割合を求めて、衰退進行指標値とした。同時に、ブナハバチ被害状況も、過去の被害の有無などもあわせて記録した。

さらに、各調査区のNo3調査地点では、葉緑素計(SPAD-502, ミノルタ製)を用いてクロロフィル含有量を測定した。測定したブナからはサンプルを採取し、持ち帰ってクロロフィル蛍光値を測定した。

各調査地点の立地環境は、現地でGPSにより位置座標

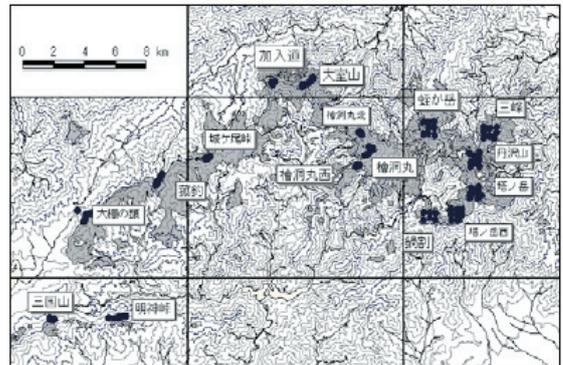


図1. 広域調査を行ったブナ林の位置

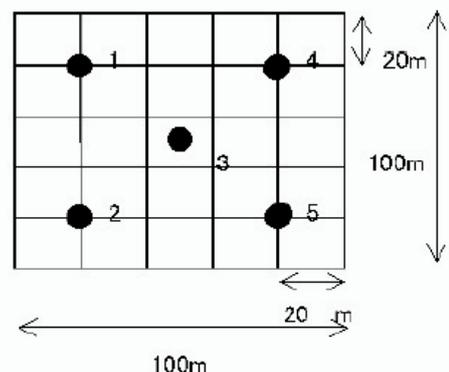


図2. 広域調査での調査区画内の調査地点の配置

1) 神奈川県自然環境保全センター研究部 2) 神奈川県環境農政部森林課

を取得し、GIS 処理によりそこを含む一定サイズのメッシュにおける、標高、傾斜、斜面方位などの値を求めた。

以上の現地調査は、ブナの樹勢低下が顕れる 8 月下旬以降に行うこととし、2002 年から 2004 年の 3 カ年に分けて実施した。すなわち、国土地理院 1/25000 地形図の「大山」図幅に含まれる地区は 2002 年 9 月中旬～10 月上旬、「中川」図幅と「大室山」図幅では 2003 年 8 月下旬～9 月中旬、「御正体山」図幅と「駿河小山」図幅を 2004 年 8 月下旬から 9 月上旬に行った。

(2) メソスケールの調査

累積的な衰退が進むとして丹沢山と檜洞丸山頂一帯を選び、100ha～200ha の調査地を設定し、100m 方形区を地図上でかぶせ、各区画に含まれるブナの衰退状況を現地で調べた。現地調査は、GPS を使って位置を確認し、区画内にあるブナ高木 10 本程度を無作為に選んで、広域調査と同様に衰退度を判定し、各区画における衰退進行度を求めた。

加えて、時点の異なる空中写真を用いて樹幹粗密度の変化を指標としたブナ林の衰退履歴を解析した。使用した空中写真は、1977 年と 2004 年撮影のカラー写真である。空中写真はデジタルオルソフォト（分解能は 25cm）を作成後、グレースケール変換し、100m グリッドをかぶせて、グリッド内の輝度値の変動係数（標準偏差 / 平均）を統計値としたテクスチャ解析（笹川・山根、2005）を行い、2 時点の変動係数の変化から衰退履歴を検討した。

(3) サイトスケールの調査

前項のメソスケール調査の結果に基づいて、丹沢山一帯と檜洞丸山頂付近ブナ林で林分レベルの衰退調査を行った。

丹沢山では、ブナの衰退状況の標高・植生がほぼ同様

で衰退度の異なるブナ林分がある 3 地域（ブナ - オオモミガサ群集に 1 地域、ブナ - ヤマボウシ群集に 2 地域）に 20m × 20m 方形の固定試験地を全部で 14 箇所設定した。2003 年 8 月から 9 月に衰退状況と植生を、12 月に胸高直径と樹高の毎木調査を行った。

檜洞丸では、山頂付近の衰退度の異なるブナ林に 20m × 20m 方形の固定試験地を 5 箇所設定し、2004 年 9 月 3 日に衰退状況と植生、胸高直径の現地調査を行った。

3. 調査結果

(1) ブナ林の林分構造

マクロ調査において最終的に調査したのは 101 区画、505 点の調査地点である（表 2）。

これらの調査結果を地区別に、ブナ高木と高木の平均 DBH と成立密度の平均値を求めて、クラスター分析によりタイプ区分した結果、林分構造は大きく 3 グループに分類できた。すなわち、ブナの平均直径が 44 - 50cm でブナと林分ともに成立密度の低い地区、ブナの平均直径が 31 - 40cm とやや細くブナと林分の高木密度がともに高い地区、その中間の地区である（表 2）。第 1 グループのほとんどは、丹沢山地の東部のブナ林である。これに対して第 3 のグループは、西丹沢のブナ林が該当した。また、第 2 グループはその中間にほぼ位置するブナ林である。

ブナ混交率は 4～87% と幅があるが、大半が 30% 以下であった。地区別には、大室山と城ケ尾峠で高い値を示している。

(2) ブナ衰退の現状

広域調査の結果を GIS で地図化したところ、ブナ林の衰退は丹沢山地のブナ林全体に認められること、地区により進行状況が異なっていることがわかった（図 3）。

表 1. ブナ衰退進行の判定基準

ランク	全体	枝	葉色	葉量	模式図
5	健全	正常	濃緑	多い	
4	微	やや減少	緑	一部欠損	
3	中	小枝少ない	淡緑	欠損やや目立つ	
2	大	欠損多い	淡黄緑	欠損多い	
1	激	わずか	黄	ほとんど欠損	
0	枯死	-	-	-	

表 2. 丹沢山地の主要なブナ林における高木の平均胸高直径と成立密度

	ブナ		林分全体	
	平均 DBH cm	成立密度 /ha	平均 DBH cm	成立密度 /ha
堂平・三峰	43	58	41	302
丹沢山	44	51	35	189
塔の岳西	49	78	35	440
檜洞丸	54	105	37	372
檜洞丸西	44	185	34	416
大室山	53	263	35	345
塔の岳	37	34	24	799
鍋割	41	21	26	562
蛭ヶ岳	34	38	33	512
檜洞丸北	49	148	36	525
加入道	44	154	27	712
城ケ尾	32	793	19	912
菰釣山	35	242	21	1098
大棚	37	192	22	1221
三国	31	305	18	1619
明神峠	40	64	15	1729

表3 丹沢山地におけるブナ林衰退に関する広域調査のまとめ

地区	調査 地点数	平均衰退 進行度(%)	同 SD	枯死木 本数	クロロフィル 含有量	クロロフィル 蛍光値
城ヶ尾	25	1.3	6.6	0	46.07	0.77
三国山	20	nd	nd	0	41.17	0.77
菰釣山	25	9.5	15.9	2	41.56	0.78
大棚の頭	25	7.3	14.1	0	46.54	0.79
塔ノ岳	29	10.1	16.3	0	36.21	0.74
丹沢・三峰	38	12.9	24.8	0	44.96	0.79
大室山	50	13.8	20.6	6	46.17	0.81
明神山	30	14.7	25.0	0	41.49	0.74
檜洞丸西	20	17.5	25.8	4	41.81	0.78
塔ノ岳西	36	18.8	23.0	4	38.98	0.77
蛭ヶ岳	31	21.2	35.5	5	44.32	0.74
丹沢山	39	22.6	25.0	1	43.31	0.79
加入道	20	22.5	28.5	5	42.30	0.81
檜洞丸北	28	27.7	27.5	11	44.65	0.80
檜洞丸	30	34.4	24.8	15	42.78	0.80
鍋割	17	27.9	29.0	0	40.88	0.78

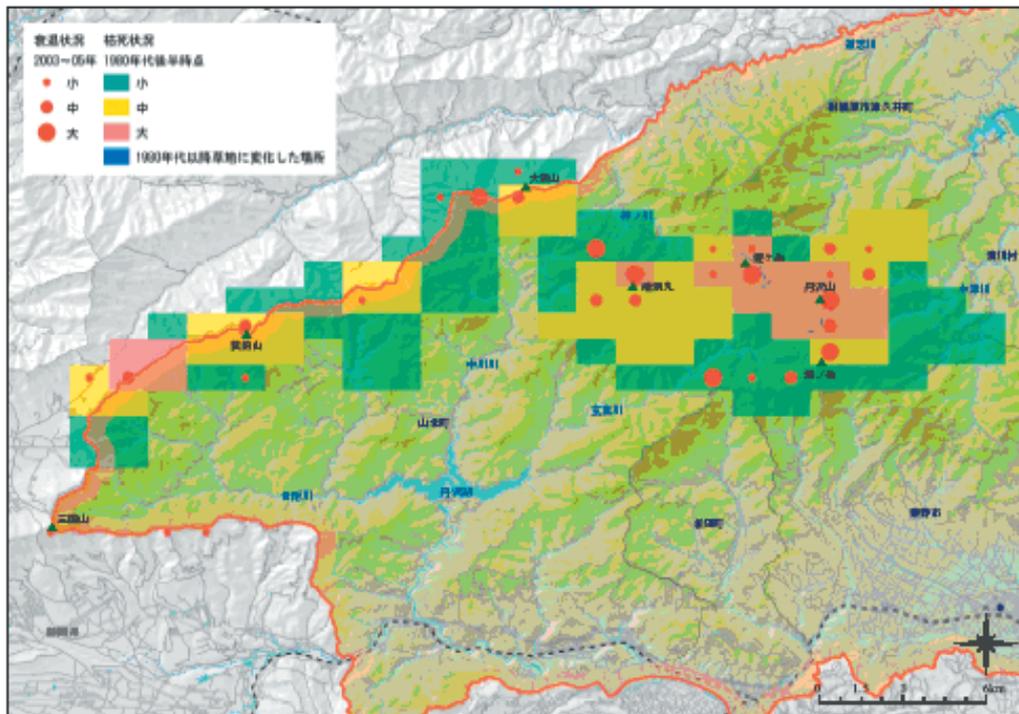


図3 丹沢山地におけるブナ衰退状況

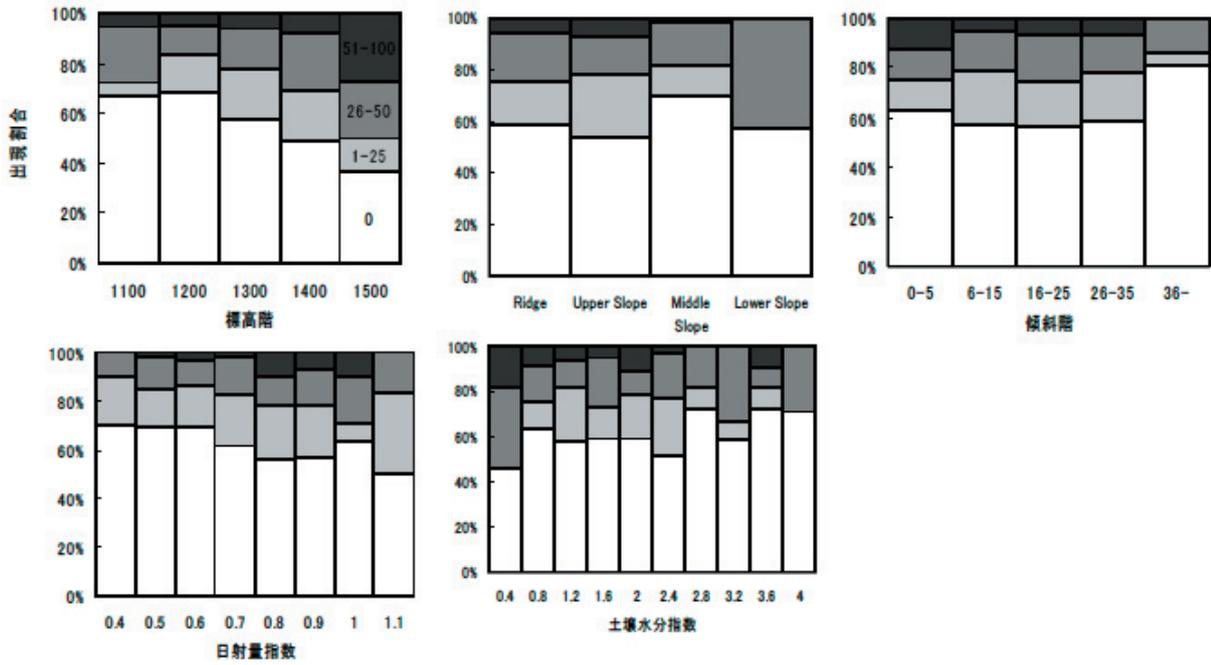


図4. 広域調査に基づくブナ林の衰退と立地環境（上左；標高階. 上中；斜面位置. 上右；傾斜階. 下左；日射量指数. 下中；土壌水分指数）との関係。

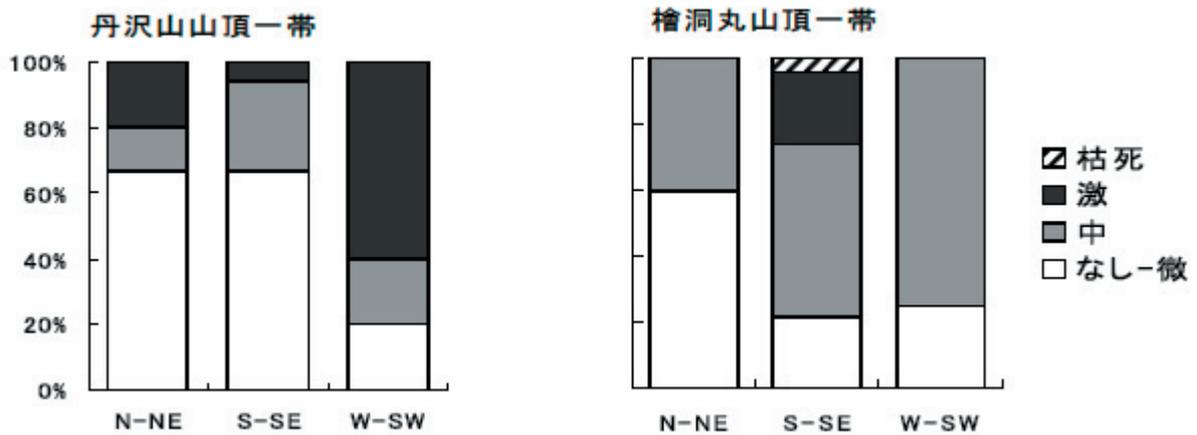


図5. 丹沢山と檜洞丸山頂一帯における斜面方位別のブナ衰退状況。縦軸は頻度割合を示す。

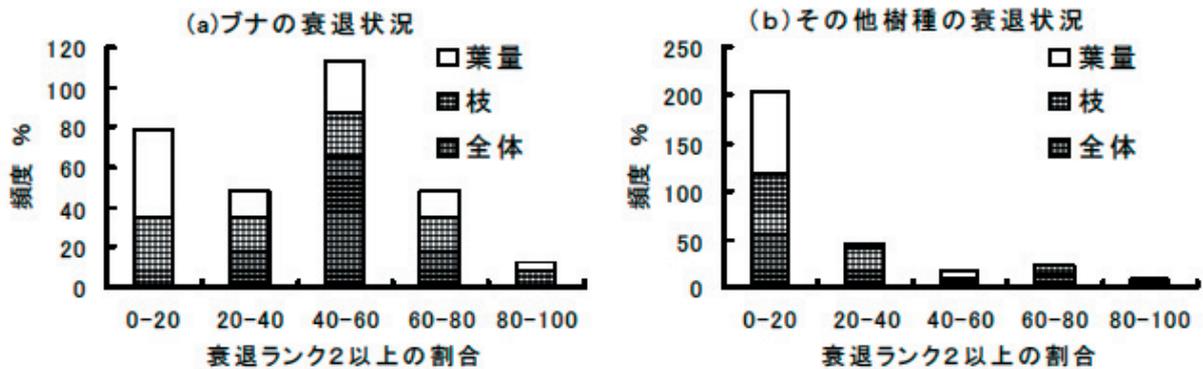


図6. 檜洞丸山頂におけるブナとその他の樹種の衰退状況。

表 4. 衰退進行に関する立地環境指標値を用いた判別分析の結果

マハラノビスの汎距離	0.53772	
理論的誤判別率	0.39402	
	判別係数	標準化判別係数
標高	-0.00493	-0.45780
平均日射量	-2.01757	-0.32270
定数項	8.21796	

調査時点で、ブナの衰退が進んでいるのは鍋割山、丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸など、東丹沢から丹沢中央の標高が 1400m を越える主稜線部にかけてであった。一方、衰退が少ないのは、西丹沢の大室山、城ヶ尾峠、大棚の頭、菰釣山や、東丹沢の北側に位置する丹沢三峰、堂平などであった。なお、枯死木は、檜洞丸一帯で多いほか蛭ヶ岳大室山や加入道などにも目立ったが、その他ではほとんど認められなかった。

葉の生理活性指標として調べたクロロフィルの平均含有量は、衰退の少ない城ヶ尾、大棚の頭、丹沢・三峰、大室山で高く、衰退が進む鍋割山、塔ノ岳西で低い値を示したが、その他はばらつきが大きく、衰退進行度との有意な関係は見いだせなかった。クロロフィル蛍光値 (Fm/Fv) は、0.74 - 0.81 の範囲で、明瞭な生理活性低下を示す地区は認められなかった (表 3)。

次に、調査地点ごとの衰退進行度と立地環境 (標高、傾斜、斜面位置、平均日射量、土壌水分指数) との関係を検討した結果、衰退の進んだ地点は、高標高の尾根付近の南向きの斜面に多いことが示された (図 4)。すなわち、衰退進行度が高い地点は、高標高地に割合が多く、傾斜では、平坦地にやや高まり、35 度を超える急傾斜地ではブナの本数も少ないことも関係して割合が低下した。地形では、尾根及び斜面上部での割合が高かった。

また、平均日射量が高いほど、土壌水分指数が低いほど、衰退進行度が高まる傾向が見られた。そこで、衰退進行度を 0 - 35% とそれ以上に分けて、立地環境指標値を用いて判別分析を行ったところ、標高と平均日射量より、正判別率が 64.79% と、被害進行状況をおおむね判別できた (表 4)。

衰退の進んだ丹沢山と檜洞丸の山頂一帯を選んで行ったメソスケールの調査結果からは、衰退は、ブナを含む落葉広葉樹の高木に様に及ぶのではなく、ブナで衰退が目立ち、南から西向き斜面でブナの衰退が進んでいる傾向などが示された (図 5)。

すなわち、丹沢山地周辺のブナ林は、高木の成立本数は 200 本以下と少なく、山頂緩斜面にはブナの成立本数が少なく、その他でもブナの少ない場所あるいはブナが欠落する場所が局所的に認められた不均質な分布をしていた。衰弱が進んだブナは調査区全体に分布し、丹沢山山頂北斜面から三峰にかけての主稜線部分にその割合が高かった。枯死木も全体に分布したが、枯死木が多い場所は主稜線付近、特に丹沢山山頂北側の西向き緩斜面に集中していた。

空中写真による解析から、樹冠粗密度の変化が大きかった地点は、山頂に連なる尾根筋の南～西斜面で、変化「中」以上は全体の 41% を占めていた。山頂東の標高 1200m 付近の尾根状では、変化「大」は無かったが変化「中」が全体の 58% を占めた。これに対して、標高 1100m 付近の堂平では、変化「中」が 1 区画あったのみである。これらの結果は、前述の現地調査と比較すると山頂付近では一致するものが多かった。

檜洞丸山頂周辺のブナ林は、平均 DBH が比較的太く、混交割合が 4 割を越えるブナを主体とした落葉広葉樹林が優占しており、衰退はブナ高木に多いことがわかった (図 6)。

また、衰退が進んだブナ林は南向き斜面に集中する傾向が認められた (図 5)。

空中写真の時系列解析からは、写真の陰となった一部には誤判定が認められたが、山頂付近の緩斜面を中心に調査地のほとんどで樹冠変化が見られ、全体に衰退が進行してきたことが示された。

サイトスケールの調査からは、ブナ衰退木は程度の違いはあるが丹沢山地全体に分布し、衰退がブナに目立ち、衰退が進んだ場所ではブナ以外の樹種にも樹勢の低下が認められた。丹沢山調査地の林分構造は、林分立木密度、ブナの密度がそれぞれ、200 ~ 1300 本 / ha、25 ~ 425 本 / ha で、上層木平均樹高と林分平均 DBH は、それぞれ、14.8 ~ 23.6m と 31.8 ~ 49.2cm であった。ブナ衰退木は程度の違いはあるがすべての調査地に認められ、衰退度の異なるブナ林がモザイク上に分布していた。また、スポット的に衰退の著しいブナ林が認められた。

一方、檜洞丸の 5 林分の林分構造は立木密度が 200 ~ 1150 本 / ha、ブナ密度が 100 ~ 250 本 / h、DBH が 21 ~ 31cm、ブナの DBH は 31 ~ 56cm で、衰退がブナに目立ち、衰退度が激しい林分では成立本数が少く、衰退度が激～中に区分された林分では、ブナ、その他樹種のいずれでも樹勢と枝伸張量の低下、葉色の悪化、葉の壊死などが進んだ個体が多くみられた。

4. 考察

以上に見たように、丹沢山地における衰弱を含んだブナ衰退は、全体に様に進行しているのではなく偏ってみられ、スケールに応じた特徴があった。すなわち、マクロスケールでは、東丹沢の主稜線部で衰退が進行しており西丹沢では少なく局所的であった。衰退が進む地域をみると、立地環境により衰退進行度が異なり、斜面上部に位置する南から南西斜面に衰退が進んだ場所が認められた。

さらに、林分単位では、ブナに衰退が目立ち、被害が進行している立地ではブナ以外の樹種でも衰弱が認められる、まとまった (集団的な) 衰退が見られた。空中写真による解析からは、このような場所ではブナ林が消失して草地化した場所も確認された (Sasakawa et al., 2005)。一方、衰退があまり進んでいない地区でも、スポット的に衰弱したブナが認められ、単木的な衰退もあった。

このように、スケールに対応した衰退特性が認められることは、スケールに応じたそれぞれ異なる衰退要因が複合して、相互に影響してブナの衰退が進むという衰退機構を示

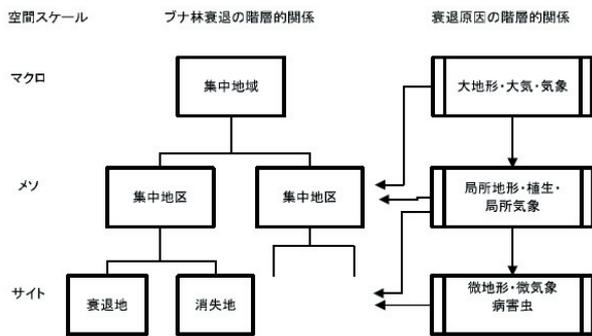


図7. 丹沢山地のブナ衰退要因の空間スケールに応じた階層的関係

唆する (図7)。

これまで指摘されているマクロスケールの衰退要因は、温暖・少雪化など気候変動、酸性雨や酸性霧、オゾンといった大気汚染の影響 (伊豆田, 2001 など) がある。このうち、温暖・少雪化は、ブナ林の生育地の下限域に強く影響が及ぶと考えられるが、高標高域に衰退が進んでいることから明瞭な関係は認められていない。酸性雨や酸性霧、オゾンといった大気汚染の影響については、丹沢山地では、限られた地点での観測しかなく、山地における濃度分布の情報は乏しく、マクロスケールの影響はまだ十分に検討されていない。このため、ブナの衰退が顕著化した1980年以降における大気環境の変化や山地における大気環境の現状についてさらに詳しく調査することが今後の課題と考えられる。

メソスケールでは、地形と関係した卓越風の方向や風速が局所的なオゾンなどの大気汚染濃度に影響するほか (丸田・臼井, 1997b), 斜面方位や斜面位置, 傾斜, 露出度に加えて林床や高木の植生状態などは樹木の水分ストレスの程度に影響を与え、ブナあるいはその他の高木の衰退を引き起こしている可能性がある。ブナは、高濃度のオゾンのもとでは生育が低下すること (伊豆田ほか, 2001; 武田・相原, 2005), さらに水分ストレスとの相乗的な影響 (Yonekura et al., 2001) などが確認されており、高濃度のオゾンが強く当たる斜面では衰退が進むことは十分に考えられる。丹沢山地でのオゾン濃度が高まる昼間の卓越風は、南から南西方向の方向であり (山根ほか未発表), 丹沢山や檜洞丸でのブナの衰退が南から西の斜面に目立つことは、水分ストレスやオゾンの影響との関連性があること示している可能性がある。したがって、局所的な風況やオゾン濃度の分布に関する知見を集積し、メソスケールの衰退との関係を解析することも、当山地のブナの衰退機構の解明に必要と考えられる。

サイトスケールのブナを衰弱・枯死させる要因として最も注目されるのは、ブナハバチ大発生による葉の食害の影響である。当初、ブナハバチの食害は、ブナを枯死させないと考えられていたが (山上ほか, 1997), その後の観察で、繰り返しい食害を受けたブナが数年から8年で枯死することが確認されている (山上ほか, 2001 越地, 2002)。このため、局所的あるいは単木的な衰弱・枯死の原因としてのブナハバチの関与については、その大発生原因やブナ

の反応の個体差なども含めた説明が求められる。また、水分ストレスや大気汚染物質のストレスが個々の樹木をどのように衰弱させ、枯死に結びつくかについての樹木生理的な知見の集積も必要と思われる。

引用文献

- 相原啓二・三村春夫・村松富美雄・篠崎光夫・長崎善一・関清宣・氷見康二 1982. 神奈川県西部地域の光化学大気汚染発生機構に関する調査研究 (1) 相模湾海風と局地汚染について. 神奈川県公害センター研究報告 4: 1-13.
- 相原敬次・阿相敏明・武田麻由子・越地正. 2004. 森林衰退の現状と取り組み (II) 神奈川県の丹沢山地における樹木衰退現象. 大気環境学会誌, 39 (2), 29-39.
- 星直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫, 1977. 自然林の現状とその保護, 丹沢山地の自然林. 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.175-257. 神奈川県, 横浜.
- Higashi, T., Sohtome, R., Hayashi, H., Ohse, K., Sugimoto, T., Ohkawa, Y., Tamura, K., and Miyazaki, M., 2003. Influences of Forest Decline on Various Properties of Soils on Mt. Hirugatake, Tanzawa Mountains, Kanto District, Japan. I. Changes in Vegetation, Soil Profile Morphology, and Some Chemical Properties of Soils, *Soil Science and Plant Nutrition* 49 (2): 161 ~ 169.
- 伊豆田 猛・松村 秀幸・河野 吉久・清水 英幸, 2001. 樹木に対するオゾンの影響に関する実験的研究. 大気環境学会誌, 36 (2): 60-77.
- 河野吉久, 2001. 樹木に及ぼす酸性物質の長期慢性影響評価に関する実験的研究. 大気環境学会誌, 36 (2): 60-77.
- 越地正, 2002. 丹沢山地におけるブナハバチ大発生の経過とブナの被害実態. 神奈川県自環保セ研報, 29, 27-34.
- 越地正・鈴木清・須賀一夫, 1996. 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1) ブナ, モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研究所研究報告, 22: 7-18.
- 丸田恵美子・臼井直美, 1997a. 檜洞丸における森林被害の状況. 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.78-80. 神奈川県, 横浜.
- 丸田恵美子・臼井直美, 1997b. 酸性雨・霧. 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.81-88. 神奈川県, 横浜.
- 齋藤央嗣, 2003. 丹沢山地におけるブナの衰退形態と簡易調査法. 神奈川県自然環境保全センター研究報告, 30, 1-10.
- 酸性雨研究センター (2005) 増え続ける対流圏オゾンの脅威. 26pp. http://www.adorc.gr.jp/adorcjp/doc/ozone_simple.pdf(2006. 1. 25)
- SASAKAWA H., et al., 2005. Identifying declining forests A case of Beech forests in Tanzawa Mountain, ACRS 2005
- 笹川裕史・山根正伸, 2005. 丹沢山地ブナクラス域における樹冠粗密度の時系列変化. 第116回日本林学会大会学術講演集

- Shinohara, A., V. Vikberg, A. Zinovjev & A. Yamagami, 2000. *Fagineura crenativora*, a New Genus and Species of Sawfly (Hymenoptera, Tenthredinidae, Nematinae) Injurious to Beech Trees in Japan. Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo, Ser. A, 26 (3), 113-124.
- 武田麻由子・相原敬次, 2005. 丹沢山地の環境オゾンがブナ苗に及ぼす影響. 神奈川県環境科学センター研究報告 28, 88-89.
- 山上明・林長閑・谷晋, 1997. ブナ枯れ木穿孔性昆虫類の種組成と密度. 丹沢大山自然環境報告書, 289-306. 神奈川県, 横浜.
- 山上明・谷晋・伴野英雄, 2001. 丹沢のブナを食い荒らすブナハバチ. 国立科学博物館ニュース, 382, 5-7.
- Yonekura T, Honda Y, Oksanen E, Yoshidome M, Watanabe M, Funada R, Koike T, Izuta T. (2001) The influences of ozone and soil water stress, singly and in combination, on leaf gas exchange rates, leaf ultrastructural characteristics and annual ring width of *Fagus crenata* seedlings. Journal of Japan Society of Atmosphere Environment, 36 (6); 333-351.

ブナ林の衰退実態調査

GIS 植生図と高分解能衛星データを用いた天然林変化抽出

笹川裕史¹⁾・鈴木透²⁾・山根正伸¹⁾・吉田剛司³⁾・原慶太郎⁴⁾

1. はじめに

植生図は植生の分布を把握するうえで非常に重要である。しかし、環境省が全国で整備中の第3～5回自然環境基礎調査植生図と第6回植生図では縮尺が1/50,000と1/25,000と異なる。したがって、植生群集のパッチ形状が変化していても、両者の差分が必ずしも植生変化が起きている場所とは確定できない。差分の中には植生変化が起きている領域とそもそも異なる植生が含まれている。差分の中から植生変化が起きている領域だけを抽出するためには、新しい方の植生図の作成時点における画像を併用して確認していかねばならない。

一方、丹沢山地では1980年代からブナの衰退が進行しており、稜線部および南斜面においてブナ衰退による草地化が報告されている。衰退ブナ林を空中写真で時系列的におっていくと、鬱閉していた林冠に、ブナの樹勢の衰えとともに単木樹冠が小さくなり林冠ギャップが発生し、ブナの枯死とともにさらに林冠ギャップが拡大し、林床の草地が露見する過程を経る。空中写真でこれらの状態を把握する手法の一つにテクスチャ解析がある。テクスチャとはある範囲の画像の「きめ」を、統計量を用いて表したものである。

そこで、本研究では空中写真輝度値のテクスチャを利用

して、ブナ林を対象に第3～5回および第6回植生図の差分からブナ林から草地に変化した（ブナ林が衰退した）領域の抽出手法の開発を行なった。

2. 資料

資料として環境省第3, 6回自然環境保全基礎調査植生図（第3回植生図：1986年作成・原図の縮尺は1/50,000, 第6回植生図：2004年作成・原図の縮尺は1/25,000）、1977, 2004年撮影デジタルオルソフォトカラー空中写真（分解能25cm）を使用した。解析範囲は第6回植生図がGISデータで配布されている標準地域2次メッシュ「大山」図郭とした。

3. 方法

本研究の流れを図1に示す。仮定として、第6回植生図における植生群落の境界線は縮尺が大きいことと、過去の植生図を修正して作成されていることから信頼できるものとした。

A. デジタルオルソフォトカラー空中写真をテクスチャ解析のため、8bitグレースケールに変換した。

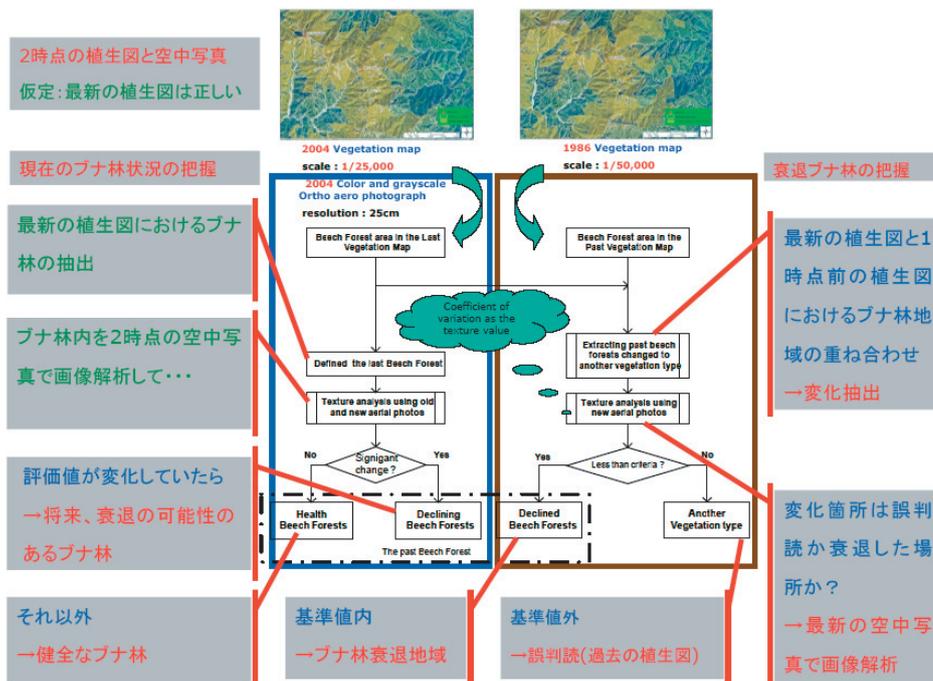


図1. 研究の流れ

1) 神奈川県自然環境保全センター 2) NPO 法人 EnVision 環境保全事務所 3) (財) 自然環境研究センター 4) 東京情報大学

B. 第3回および第6回植生図をオーバーレイして、第3回時点のみ存在するブナ群落を抽出した。

C. 抽出されたブナ群落を第6回植生図の群集ポリゴンごとに分割した(以降、抽出群集ポリゴンと記す)。

D. 既往の文献では標準偏差をテクスチャ統計値とした場合、林相区分を行うのに有効であると報告されているが(光田ら, 2000), 広範囲における時系列画像に対して同一地点の標準偏差の変化を調べたところ、画像の明るさによって標準偏差が決定されるため、時点間での比較が困難であることがわかった。そこで本研究では、平均を考慮したうえで標準偏差を相対的に比較するのに便利な変動係数(標準偏差/平均)をテクスチャ統計値として解析を試みた。人が空中写真を見るとき裸地や針葉樹人工林は一樣な面として捉えられ、広葉樹林はその林冠構造の複雑さからテクスチャの粗い複雑な面として捉えられる。テクスチャ解析においても、裸地や針葉樹人工林は標準偏差が低く一樣な面として捉えられ、広葉樹林は標準偏差が高い複雑な面として捉えられている。ブナの衰退による林冠変化の状態と変動係数の関係は以上のことから、林冠が鬱閉している時点での変動係数は高く、衰退が進行するにつれて変動係数が低下すると考えられる。そこで、各抽出群集ポリゴン範囲のグレースケール空中写真の輝度値の変動係数を求め、ブナ林から草地に変化したと考えられる群集(テストポリゴン)とすべてのポリゴンの変動係数を比較した。

E. テストポリゴンにおける変動係数をもとに閾値を設定して、抽出群集ポリゴンを草地とそれ以外に分類し、その精度を検証した。

4. 結果および考察

抽出群集ポリゴンは図2の赤色の領域として抽出された。黄色の領域は第6回植生図におけるブナ林域を示したが、第3回植生図におけるブナ林域は灰色と斜線の領域をたした領域である。抽出群集ポリゴンは植生区分レベルで植林地・耕地植生、河辺・湿原・塩沼地・砂丘植生等、ヤブツバキクラス域自然植生、ブナクラス域代償植生、ブナクラス域自然植生、その他で構成されていた。

テストポリゴンには草地を選択する必要があるが、すべての抽出群集ポリゴンを草地かどうか目視で写真上確認するのは困難なので、本研究ではグランドトゥールズによってブナ林から草地に変化したと考えられる群集のひとつをテスト

ポリゴンとし、フジアカショウマーシモツケソウ群集を選択した。テストポリゴンとその他の抽出群集ポリゴンの変動係数を比較したところ図3のようになり、テストポリゴンの方がその他のポリゴンよりも全体的に低い値となった。ただし、テストポリゴンの中にも写真上草地と認められないポリゴンが存在したところから、閾値は0.25と設定し、閾値以下を草地として抽出群集ポリゴンを分類した。

その結果、ブナ衰退に関する既往の報告にあるとおり、尾根筋および南斜面において草地の抽出が認められた。図4における灰色の領域が草地と分類された領域で、斜線の領域が第6回植生図におけるブナ林域である。草地に分類されたポリゴンを確認したところ、1977時点ではブナ林が認められる領域において、2004年には草地化が目視で確認される。しかし、草地と分類されたポリゴンを精査したところ、依然、崩壊地やその他の群集を含んでいたため、抽出ポリゴンを作成する際に、崩壊地や明らかに草地ではない群集は排除しておくなどの処置が必要であると考えられる。

引用文献

- 越地正・鈴木清・須賀一夫, 1996. デジタルオルソフォトを利用した不成績造林地の抽出. 神奈川県森林研報, (22): 7-8.
- 光田靖・高田佳夏・溝上展也・吉田茂二郎・今田盛生, 2000. デジタルオルソフォトを利用した不成績造林地の抽出. 九大演報, (81): 13-29.

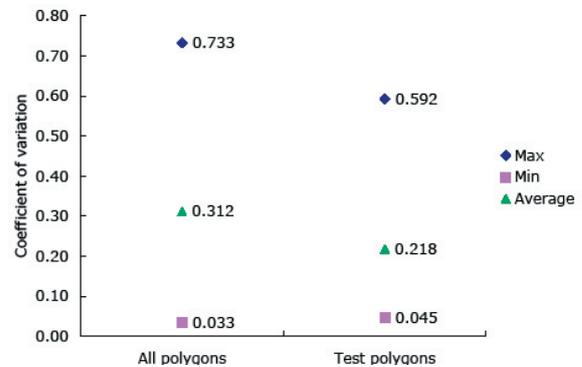


図3. 変動係数の比較

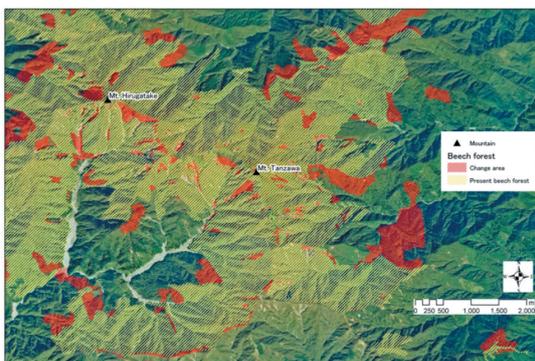


図2. 抽出群集ポリゴン



図4. 草地分類結果

ブナ林の衰退実態調査

丹沢山地におけるブナハバチの加害と影響 に関するブナ年輪幅変動の解析

越地 正*1・田村 淳*1・山根 正伸*1

1. はじめに

神奈川県では丹沢山地においてブナやウラジロモミを中心とする樹木衰退が1970～1980年頃にかけて目立ち始めた(越地,1996)。ブナ等広葉樹は最近でも衰退枯死が進んでいる。これに対して、当センターでは現在重点研究プロジェクトとして衰退原因解明の調査研究を進めている。ブナ等の衰退要因としては、オゾン等の大気汚染や乾燥化等による水分ストレス、病虫害被害が主要因ではないかとして検討している。

病虫害被害としては、ブナの葉を食害するブナハバチが1993年から大発生を繰り返している。ブナハバチは、属レベルの新種として2000年に*Fagineura crenativora* (和名ブナハバチ)として命名され、生活史の概要が報告された(Shinohara et al., 2000)。その後もブナハバチの生活史については生態調査が行われている(山上ら, 2001; 山上ら, 2005)。著者らは1993年から丹沢山地のブナハバチ食害によるブナの被害状況を中心に調査を行ってきた。1999年までの結果については、既にとりまとめ報告した(越地, 2002)。

今回は、ブナハバチ被害とその影響について年輪解析を中心に検討したので報告する。

年輪情報は気象、自然災害、大気汚染影響などのイベントを記録するものとして評価されている(深澤, 1997)。鈴木(1992)は神奈川県大山モミや平地のスギに対して年輪解析を行い、大気汚染との関係を指摘した。野堀(1998)は北日本8を報告している。しかし、丹沢山地のブナの年輪情報についてはほとんど報告されていない。丹沢のブナ衰退に大きく影響を及ぼすと考えられるブナハバチ被害と年輪変動の関係について検討しておくことは今後のブナ林の保全対策を考えていく上で重要と考える。

本報告にあたり指導助言をいただいた東海大学総合教育センター教授山上明氏、元神奈川県森林研究所研究部長鈴木清氏に厚くお礼申し上げます。

2. 調査地と方法

(1) 調査地

調査地は、東丹沢では丹沢山周辺、西丹沢では檜洞丸周辺を代表地域とした(図1)。

固定標準地は1997年に設定した場所(越地,2002)で、東丹沢では天王寺尾根の標高1,300m地点、丹沢山頂近くの標高1,450m地点、堂平の標高1,200m地点の3地点にそれぞれ2箇所ずつの6箇所、西丹沢では檜洞丸山頂近くの1,520m地点に2箇所、計4地点の8箇所である。各地点で設定した2箇所ずつの標準地は、微地形的に南向き斜面をPlot1、北向き斜面をPlot2として近接して設定した。但し、堂平固定標準地は南東向きの緩斜面のため2箇所とも南向き斜面である。

実際のブナハバチによる食害は固定標準地以外の場所にも発生したため、2002年に任意地点調査を追加した。その調査地は、丹沢山周辺では登山コース沿いの標高1,200mから丹沢山山頂まで、檜洞丸周辺ではツツジ新道沿いの標高1,200mから1,600mまでの範囲にあるブナ林に対して一定間隔毎に調査地点を設けた。

年輪調査は、固定標準地付近の丹沢山周辺3箇所、檜洞丸周辺2箇所の地点で行った。

(2) 調査方法

ブナハバチ被害調査：固定標準地は、大きさ10m×50mで、1997年に単木ごとに識別したものを2002年と2005年に追跡調査し、食害率を判定した。任意地点調査では登山コース沿いのまとまりのあるブナ林を対象に設定した調査地点で、任意に選定したブナの食害率を判定した。調査は2002年から2005年にかけて行った。ブナハバチは、毎年同じ木を食害する傾向がみられることから連年食害の影響を調べるため、任意地点で標本木を決め写真撮影により定期的に観察した。



図1. 調査地

*1 神奈川県自然環境保全センター研究部

単木ごとの被害判定は、葉の食害率を目視により次の5段階に区分した。

①激害：食害率90%以上、②大害：食害率50～90%、③中害：食害率25～50%、④微害：食害率25%以下のもの、⑤無害：食害無し

年輪調査：年輪幅を正確に測定するにはブナを伐採して円板試料を採取するのが望ましい。しかし、丹沢山地のブナ林は丹沢大山国定公園の特別保護地域にあるため円板試料の採取は困難である。今回はブナへの影響を最小限にして年輪情報を得るため成長錐よる方法で行った。年輪試料は、食害記録のある個体を調査箇所から5本以上を任意に選定した。年輪採取は、胸高直径の高さでS方向及びN方向、又は斜面の上下方向の2方向部位から行った。なお、試料採取後の傷穴には防腐剤を処理し、傷口には癒合剤を充填した。採取した年輪試料は、乾燥収縮しないよう直ちに瞬間接着剤で板に固定、カンナで成形後、年輪解析装置により1/100mm単位で年輪幅を測定した。

測定した年輪幅は長期変動を解析するため実測値から5年移動平均値を求め、指数回帰曲線に当てはめ標準化し比較検討した（鈴木、1992）。

表1. ブナハバチの発生状況

	檜洞丸周辺	丹沢山周辺
第1期	1993～1994	1993*
第2期	1997～1999	1997～1999
第3期	2002～2005	(2005～)
	*（山上ら、2001）	

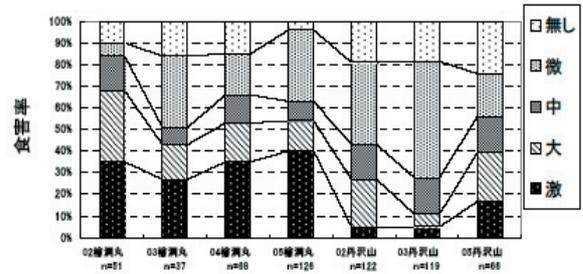


図2. 任意地点調査での年度別食害度の変化

表2. 採取年輪試料の概要

番号	採取地(標高)	名称	胸高直径 cm	推定樹齢 (年)	成育状況と ブナハバチ 被害	備考
1	丹沢山(1350m)	丹南1	69	340	枯死寸前	
2	丹沢山(1450m)	丹南2	57	218	大害	Plot1
3	丹沢山(1450m)	丹南3	51	216	中害	Plot1
4	丹沢山(1450m)	丹南4	54	206	微害	Plot1
5	丹沢山(1450m)	丹南5	37	183	大害・衰弱	Plot1
6	丹沢山(1450m)	丹南6	44	182	微害	Plot2
7	丹沢山(1450m)	丹南7	35	111	大害・衰弱	
8	天王寺尾根(1300m)	天王1	66	182	健全	Plot1
9	天王寺尾根(1300m)	天王2	45	176	微害	Plot1
10	天王寺尾根(1300m)	天王3	52	175	激害	Plot1
11	天王寺尾根(1300m)	天王4	34	170	健全	Plot1
12	天王寺尾根(1300m)	天王5	32	184	枯死寸前	
13	天王寺尾根(1300m)	天王6	43	158	中害	
14	天王寺尾根(1300m)	天王7	53	137	健全	
15	天王寺尾根(1300m)	天王8	54	130	健全	Plot2
16	天王寺尾根(1300m)	天王9	76	365		
17	堂平(1250m)	堂平1	77	373	中害	Plot1
18	堂平(1250m)	堂平2	68	168	微害	Plot1
19	堂平(1200m)	堂平3	47	199	大害・衰弱	Plot2
20	堂平(1200m)	堂平5	52	186	健全	Plot2
21	堂平(1200m)	堂平6	50	263	微害	Plot2
22	堂平(1200m)	堂平7	63	194	枯死寸前	
23	堂平(1250m)	堂平8	87	371	健全	Plot1
24	堂平(1200m)	堂平9	43	162	中害	Plot2
25	堂平(1200m)	堂平10	37	200	微害	
26	堂平(1200m)	堂平11	56	237	枯死	1995年風倒枯死
27	檜洞丸山小屋(1500m)	檜小1	44	105	激害	
28	檜洞丸山小屋(1500m)	檜小2	44	135	健全	
29	檜洞丸山小屋(1500m)	檜小3	42	98	衰弱・激害	キクイムシのふん跡多し
30	檜洞丸山小屋(1500m)	檜小4	56	211	衰弱	
31	檜洞丸山小屋(1500m)	檜小5	45	135	衰弱・激害	キクイムシのふん跡多し
32	檜洞丸山小屋(1500m)	檜小6	39	93	微害	2004年枯死
33	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南1	37	126	衰弱	
34	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南2	38	128	衰弱	キクイムシのふん跡多し
35	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南3	49	185	枯死	
36	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南4	77	207	健全	Plot1
37	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南5	38	85	健全	Plot1
38	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南6	38	118	大害	
39	檜洞丸木道南面(1500m)	檜南7	88	396	衰弱	キクイムシのふん跡あり
40	丹沢山堂平上(1350m)	三峯1	66	246	枯死	1995年枯死

3 結果

(1) ブナハバチの発生状況

任意地点での被害調査結果を図2に示した。檜洞丸コースでは2002年かからいづれの年も激害の占める割合が3～4割、激害と大害を含めた割合では4～7割となった。いづれの年も食害率が高く大発生の状態にあった。一方、丹沢山コースでは2002年と2003年には激害の占める割合は低かったが、2005年には激害の占める割合が2割弱となり増加傾向を示した。丹沢山周辺のブナハバチ食害は、檜洞丸周辺により規模は小さく、激害木も点状にみられる程度で大発生とはいえない状況であった。

現在までのブナハバチの発生状況を整理すると表1のようになる。

丹沢山地で記録された最初の発生を第1期、1997年からの発生を第2期、2002年以降の発生を第3期とした。大発生の開始年はほぼ5年間隔で起こっている。檜洞丸周辺では、第1期、第2期とも2～3年で大発生は収束したが、第3期の2002年以降は毎年大発生が続いており、従来とは異なるパターンが現れている。一方、丹沢山周辺では第2期までは檜洞丸周辺と同様であった。その後の2004年までは低い被害レベルにあったが、2005年には激害木が2割近くに増大したことから、今後の大発生も予想される。いづれにしても現時点では第2期の1997～1998年かけての大発生が丹沢山地一帯の広範囲にみられたもので最大規模のものであった。また、東丹沢地域より西丹沢地域の方がブナハバチ被害の発生する頻度は高いことがわかった。

(2) 年輪解析

1) 樹齢推定

年輪解析を行った標本木の採取地とその概要を表2に示した。まず、年輪の基本情報として必要な樹齢を推定した。今回は成長錐による方法で行ったため、コアの長さ約20cm部分の年輪しか読み取れなかった。未測定部分の樹齢推定は、直近30～40年間の平均年輪幅を求め、年輪数を算出し、さらに胸高位置に達するまでの年齢10年を加え推定樹齢とした。表2の年輪試料について、ブナの胸高直径と推定樹齢の関係を図3に示した。この推定式は $y = 4.2262x - 26.347$ (相関係数 $r = 0.797$) となり、ブナの胸高直径が40～90cmの範囲では樹齢がほぼ推定可能である。

但し、風衝地や被圧木などブナの生育環境によっては年輪が密になる可能性があり、この関係式があてはまらない場合も考えられる。

調査したブナの樹齢は胸高直径88cm、396年と推定したものが最大であった。胸高直径50cm前後で150～200年のブナが平均的なものであった。なお、ブナハバチの食害は特に高齢のものだけが狙われるわけではなく樹齢との関係はみられなかった。

(2) 健全型ブナの年輪変動

採取した年輪試料のうち健全～微害程度の被害を受けたブナ16個体を解析した。特徴的な年輪変動がみられた事例を図4-1、図4-2に示した。

このブナは胸高直径が54cm、推定樹齢206年である。1997年以降、微害程度の被害を受けているが健全と判断される個体である。年輪幅は成長とともに低下する傾向にあるが、5点移動平均でみると一定間隔で上下変動をしている。標準化した年輪変動でも基準線である1を中心として一定の間隔で上下変動を示し、年輪幅の低下はみられなかった。

図5、図6には調査地点の異なる場所での年輪変動を示した。個体により変動のパターンは異なるが、いずれも一定の間隔での上下変動がみられており健全型ブナの特徴的な変動を示した。

(3) 激害型ブナの年輪変動

採取した年輪試料のうち激害ないし大害を受けたブナ9個体を解析した。特徴的な年輪変動がみられた事例を示す。

①事例1：檜洞丸から石棚へ分岐する地点にあるブナの樹形変化を写真1に示した。このブナは胸高直径38cm、推定樹齢128年である。1994年、1999年、2002年、2004～2005年と5回の激害を確認している。2002年までは食害を受けても8月には全体に再生した葉がみられたが、2004年以後は部分的にしか再生葉がみられなくなった。枝枯れもかなり進行しておりキクイムシ類の糞の痕跡も認められたことから枯死寸前の状態にある

その年輪変動を図7-1、図7-2に示した。

図7-1の1995年及び1999年以後の年輪幅の低下はブナハバチ食害の影響と考えられる。また、図7-2の基準線1を上下する変動が1970年頃から大きくなる特徴がみられ、最近の10年間に急激に低下するパターンを示した。このブナは1999年にも採取した年輪資料があり、今回採取した年輪と比較したところ、2001年から2005年までの年輪が形成されていないことが判明した。1994年から繰り返しの激害を受け衰弱が進み、5年前からは年輪が形成できなくなった事例である。そのほかの大きな変動としては、図7-1にみられるように1980年代の年輪幅の低下であり10年ほど続いている。

②事例2：丹沢山山頂付近ブナの樹形変化を写真2に示した。このブナは胸高直径35cm、推定樹齢111年である。1997年以後5回の激害被害を確認している。2005年には事例1と同様、再生した葉が部分的にしか認められず、外観的には枯死寸前の状態といえた。

年輪変動は図8-1、図8-2に示した。図8-1に示す年輪変動をみると、ブナハバチによる激害が発生した1993～1994年、1998～1999年には年輪幅の急激な低下がみられ、2003年以後にはさらに低下する年輪変動を示した。図8-2の標準化した年輪変動でも1960年頃から年輪幅の変動が大きくなる特徴がみられ、事例1の年輪変動と同様なパターンを示している。

③事例3：檜洞丸の山小屋南面にあるブナで、胸高直径45cm、推定樹齢127年である。写真3に示すように2002年、2004年、2005年の3回の激害を確認している。その年輪変動を図9-1、図9-2に示した。1960年頃までは健全型ブナにみられるパターンと同様にほぼ一定の変動で推移しているが、1970年頃から変動が大きくなり、1980年代の年輪幅の低下、さらに2004年、2005年には食害時期と

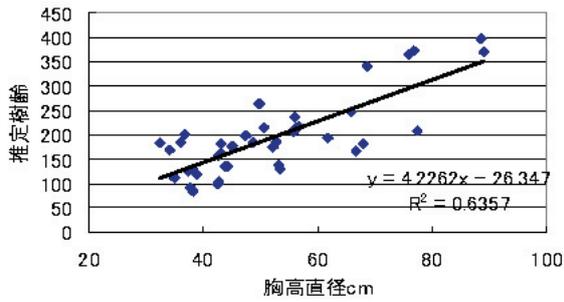


図 3. ブナの胸高直径と推定樹齢の関係

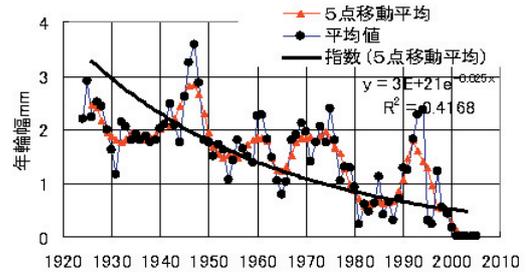


図 7-1. 檜洞丸激害ブナの年輪変動 (檜南2)

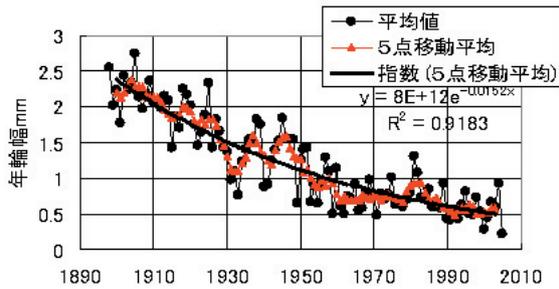


図 4-1. 丹沢山南面ブナの年輪幅変動 (丹南4)

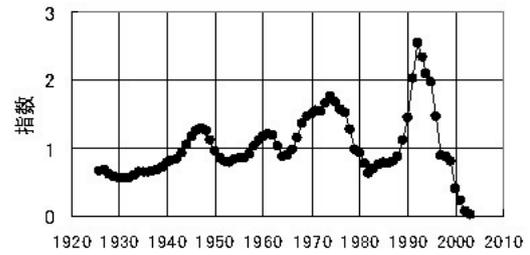


図 7-2. 檜洞丸激害型ブナの年輪変動 (檜南2)

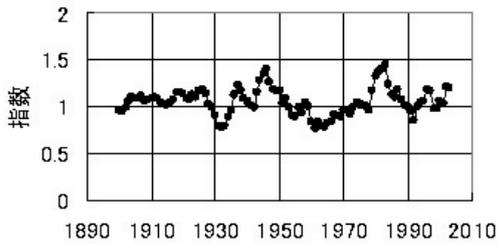


図 4-2. 丹沢山南面ブナの年輪変動 (丹南4)

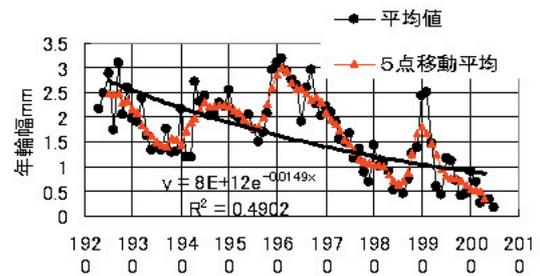


図 8-1. 丹沢山激害ブナの年輪変動 (丹南7)

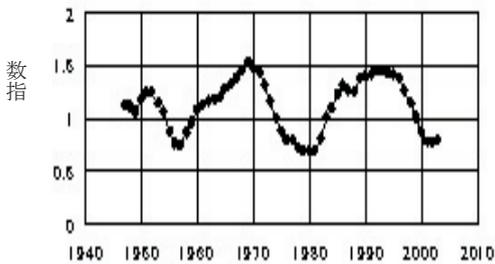


図 5. 天王寺ブナの年輪変動 (天王1)

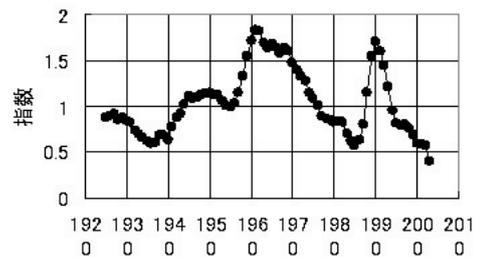


図 8-2. 丹沢山激害ブナの年輪変動 (丹南7)

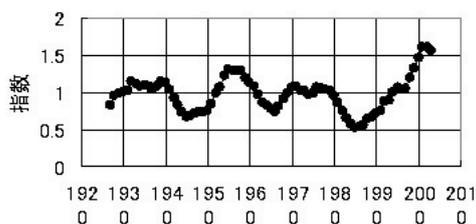


図 6. 檜洞丸健全ブナの年輪変動 (檜南4)

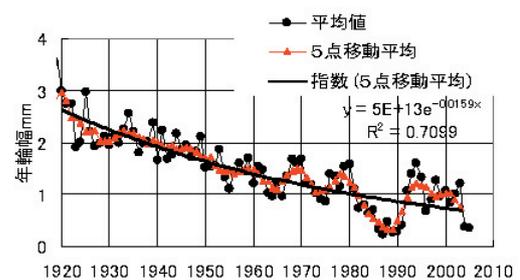


図 9-1. 檜洞丸激害ブナの年輪変動 (檜小5)

一致した年輪幅の低下が認められる。

④事例4：檜洞丸の木道南面にあるブナで、胸高直径38cm、推定樹齢118年である。2004年、2005年に激害の被害を確認している。その年輪変動を図10-1、図10-2に示した。1980年頃までは健全型ブナと同様に一定の変動で推移しているが、1990年頃から変動が大きくなり2000年以降急激な年輪幅の低下が認められる。この個体は2000年以後食害を受けるようになったもので、現時点では衰弱するほどの樹勢低下はみられない。

(3) ブナハバチによる衰弱枯死

1) 固定標準地の調査結果

固定標準地での被害状況を付表1～4に示した。1999年までの結果については既に報告した(越地,2002)。2002年と2005年のブナハバチの食害は丹沢山頂Plot1と天王寺尾根Plot1で大害の個体がわずかにみられただけで、全体的にはいずれも微害ないし無害のものがほとんどであった。今回の調査でみられた大きい変化としては、図11に示すように衰弱枯死する個体が発生したことである。いずれの地点でも南向き斜面側に衰弱枯死する個体が多くみられ、北向き斜面では少なかった。衰弱枯死した個体の中にはブナハバチ食害を受けなくても枯れたものも含まれている。丹沢山の固定標準地3地点での衰弱枯死した割合は2～3割であった。このうち過去の被害経緯からブナハバチ食害の影響による衰弱枯死と判断できたものは、枯死木全体の約6割で、いずれも1997～1999年の被害を受けて発生したものである。一方、西丹沢檜洞丸の固定標準地でみられた枯死はブナハバチ食害によるものではなかった。

2) 任意地点の調査結果

任意地点調査で衰弱枯死した20事例を整理した。その一覧表を表3に示した。このうち特徴的な3事例の樹形変化を次に示す。

①事例1(表3の整理番号1の個体)：檜洞丸から石棚へ分岐する地点にあるブナの樹形変化を写真4に示した。このブナは1999年に中害、2002年に激害を確認しており、2004年に枯死した。観察した年以外にも被害を受けた可能性があり食害の影響が大きいと判断された。

②事例2(表3の整理番号5の個体)：檜洞丸木道付近の南面ブナの樹形変化を写真5に示した。このブナは1993年から4回の激害～大害を受けたもので1997年に枯死を確認した。繰り返しのブナハバチ食害により衰弱枯死した。

③事例3(表3の整理番号12の個体)：檜洞丸の山小屋南面にある樹形変化を写真6に示した。このブナは、1999年に中害、2002年に激害を受け2004年に枯死を確認したもので、急激に衰弱枯死した。この個体も調査年以外に被害を受けた可能性がある。

これらの事例は、いずれも繰り返しの連年被害を受けた後、数年以内に衰弱枯死している。

4. 考察

(1) 年輪幅の変動要因

1) 気象要因

年輪幅の変動と気象とは関係があるといわれている。北日本8地域のブナ年輪幅の変動を調べ、調査地域のブナで年輪変動が同調していること、その変動は前年の気温と正の相関がみられたとしている(野堀,1998)。

長期間観測データのある横浜地方気象台「横浜」観測点の平均気温の変動を指数化して図12に示した。年平均気温は変動が小さいため関係は捉えにくかったが、12月～3月の月平均気温でみると1980年代の変動は、年輪幅の変動と同様であった。降水量でみても図13に示すように気温と同様な傾向がみられた。したがって、1980年代から1990年代初めにかけての変動は気象の影響もあると考えられたが、他の期間では年輪変動と一致する変化はみられなかったことから気象要因だけでは説明できなかった。

2) ブナの豊凶

ブナの豊作年は年輪幅が低下するとされている(尾形ら,1994)。丹沢山地では最近では1993年、1996年、2003年が豊作年であった(齋藤,2001)が、それ以前は記録がない。1993年、と2003年はブナハバチの大発生年と重なっており豊作年の影響も考えられる。

3) 大気汚染

福岡県北九州市ではスギ、アカマツに対し過去の大気汚染(硫黄酸化物、降下ばいじん)が年輪幅に影響したとしている(安田ら,1993)。また、神奈川県大山モミヤ平地のスギに対して年輪解析を行い、1970年頃共通的な年輪幅の低下現象がみられたとして、当時高濃度であった硫黄酸化物が影響した可能性を指摘した(鈴木,1992)。この点からブナの年輪幅をみると、モミヤスギにみられた1970年頃の年輪幅の低下はブナでは明確ではなく、むしろ増加傾向を示し1980年代になって低下する傾向がみられる。1980年代はブナ枯れが目立った時期であるが、大気汚染の影響とは関係づけられない。最近では大気汚染物質のうちオゾンの樹木影響が問題とされている。丹沢山地一帯でオゾン濃度を測定した結果、山地の主稜線沿いに高いオゾン濃度が観測され、ブナの生長をかなり阻害するレベルにあるとしている(阿相ら,2003; 相原ら,2004)。ブナはオゾンに対して感受性の高い樹木にランクされており(伊豆田ら,2001)、オープントップチャンバーによる西丹沢犬越路での実験からもブナの成長量が2割程度低下するとの報告がある。(武田ら,2005)。これらの結果からオゾンもブナの年輪幅に影響していると考えられる。

以上のように年輪幅の低下には、現地ではいくつかの要因が重なり合って現れるので、どの要因が強く影響したかを捉えることは難しい。1980年代の年輪幅の低下にはいくつかの要因が働きあって生じたものであろう。しかし、今回認められた2000年頃からの年輪幅の低下には、オゾン影響も考えられるが、直接的にはブナハバチ被害を確認しているため、その影響が大きいとして判断した。

表3. ブナハバチ食害による衰弱枯死事例

整理番号	場所	胸高直径 cm	1993	1994	1995	1997	1998	1999	2002	2004	2005	備考
1	檜洞丸	40	—	—	—	—	微	中	激	枯死		
2	檜洞丸	38	激	—	—	—	—	中	大	激	激	衰弱
3	檜洞丸	38	—	激	—	—	—	激	激	激	激	枯死寸前
4	檜洞丸	80	—	—	—	—	微	微	激	枯死		
5	檜洞丸	80	激	激	大	激・枯死	—	—	—	—	—	
6	檜洞丸	35	—	激	—	—	—	枯死	—	—	—	
7	檜洞丸	70	—	—	微	大	—	中	激	枯死	—	
8	檜洞丸	60	—	—	—	—	—	微	激	枯死	—	
9	檜洞丸	35	—	—	—	—	—	激	枯死	—	—	
10	檜洞丸	40	大	(激)	—	—	—	大	激	枯死	—	
11	檜洞丸	50	—	—	激	—	—	微	中	枯死	—	
12	檜洞丸	35	微	微	—	—	微	中	激	枯死	—	
13	檜洞丸	70	—	—	—	—	—	—	激	枯死	—	
14	檜洞丸	50	—	—	—	—	—	—	激	枯死	—	
15	丹沢山	35	—	—	—	—	—	—	激	激	—	枯死寸前
16	丹沢山	18	—	—	—	—	微	大	激	枯死	—	
17	丹沢山	50	—	—	—	—	大	激	激	枯死	—	
18	丹沢山	37	—	—	—	—	中	大	大	枯死	—	
19	丹沢山	15	—	—	—	—	微	大	激	枯死	—	
20	丹沢山	32	—	—	—	—	大	激	激	枯死	—	

注) —は未調査年

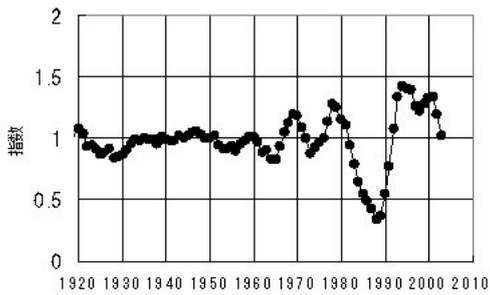


図 9-2. 檜洞丸激害ブナの年輪変動 (檜小5)

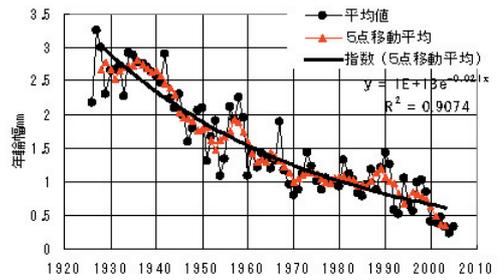


図 10-1. 檜洞丸激害ブナの年輪変動 (檜南6)

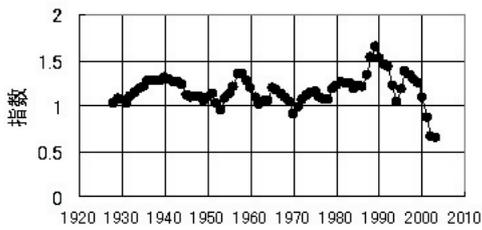


図 10-2. 檜洞丸激害型ブナの年輪変動 (檜南 6)

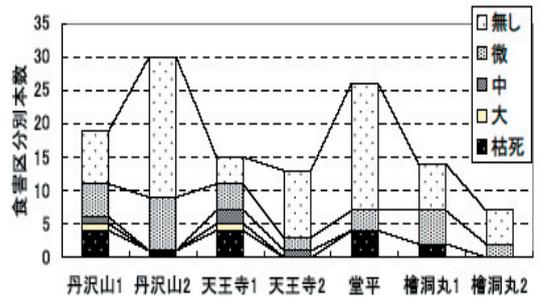


図 11. 固定標準地の食害度区分別本数 (2005年)

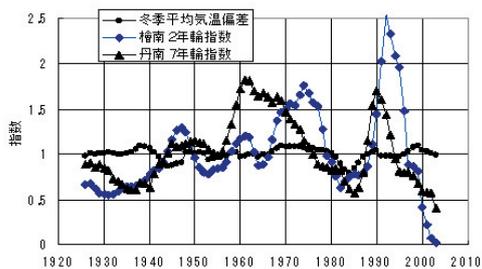


図 12. 冬季平均気温偏差と年輪指数偏差の関係

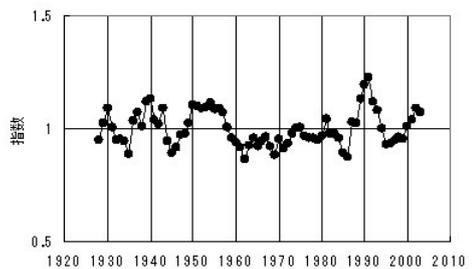


図 13. 横浜における年降水量の変動 (横浜地方気象台)

(2) ブナハバチ被害と衰弱枯死

ブナハバチの食害は北向き斜面より南向き斜面に多く発生している。固定標準地として設定した南向き斜面と北向き斜面では微地形的には近接した場所であるにもかかわらず衰弱枯死に大きく影響することがわかった。

主尾根から南向き斜面のブナは高濃度オゾンや各種のストレスを受けやすい条件下にある。最近の気温上昇については横浜地方気象台「横浜」観測点では100年換算で日平均気温で2.4℃、12月～2月の寒候期の日平均気温で4.0℃上昇したとしている(横浜地方気象台,1996)。山地の気温は気温減率0.6℃としての推定値と相関が高いことから丹沢山地でも最近の気温上昇が推測される。また、檜洞丸の南向き斜面ではブナの衰退が進みギャップとなっている場所がみられる。大きいギャップは直射日光が入り、特に春先などは乾燥しやすい。ブナは水ストレスに敏感とされている(Maruyama et al.,1990)ことからしても成育に不利な条件になるといえる。

北面より南面ではブナの展葉がばらつき、展葉の遅い個体をブナハバチが食害する傾向があるとされている(田村ら,2004)が、展葉の遅れる個体は個体差もあるがストレスを受け衰弱傾向にあるものが多いと考えられる。南向き斜面にあるブナでも年輪変動がほぼ一定で健全と思われる個体はブナハバチの食害を受けにくい。このようなブナは外観的にも樹形が正常で葉量の多い個体である。しかし、ストレスを受けた年輪変動の大きい個体は被害を受けやすいと考えられた。

青森県八甲田山ではブナアオシャチホコの食害が原因とされるブナの大量枯死が報告されている(鎌田ら,1989)が、一般的には食葉性昆虫により広葉樹が枯死することはまれとされている。

ブナハバチ食害による衰弱枯死もまれな事例といえるが、被害の特徴として大発生時にはブナの葉全てを食い尽くす激害型被害が発生しやすいこと、さらに同じ個体が繰り返しの連年被害を受けやすいことから急激な樹勢低下が進み、ストレスに対して抵抗力の弱い個体から衰弱枯死していくものと考えた。今後はストレスの除去によるブナハバチの発生リスクの低下が望まれるが、一方ではストレスに抵抗力のある健全なブナ林を保全・再生していくことも重要であろう。

5. おわりに

丹沢のブナ林は太平洋型ブナ林を代表する貴重な存在である。しかし、最近になって大きな変化がみられるようになった。神奈川県では1993年から1996年にかけて「丹沢大山自然環境総合調査」を実施し、ブナの立ち枯れ、スズタケなどの林床植生の衰退、ニホンジカ個体群の衰弱などの多くの問題が報告されている(神奈川県,1997)。ブナ林の衰退については1980年頃から目立ち始めたが、その衰退枯死要因としてはオゾン、乾燥化、病虫害を主要因として検討している。

今回の報告では病虫害調査として最近になって繰り返す大発生するようになったブナハバチの被害影響について検討した。その結果、ブナハバチ食害によりブナが衰弱枯死する事例が認められた。しかし、ストレスを受けやすい南向き斜面でも健全なブナは成育しており、これらのブナはブ

ナハバチの食害を受けにくいことがわかった。今後、ブナ林の保全再生事業を進めていくうえでは、健全なブナを保全するとともに、ストレスに抵抗力のあるブナを選抜・増殖し、大きいギャップを対象にして現地植栽による短期間での森林再生も必要となる。また、今後もブナハバチの大発生が続く可能性があるため継続調査し、ブナハバチの生態を究明するとともにその影響をモニタリングしていく必要がある。

最近、丹沢山地ではブナハバチ以外にも昆虫の大発生が観察されている。1996年には東丹沢堂平でシウリザクラを食害するサクラスガ(谷ら,2000)、2004年にはケヤマハンノキを食害するハンノキハムシ、2005年には丹沢山地一帯でミヤマイボタを食害するマエアカスカシノメイガである。さらに2005年には西丹沢でブナやイヌブナを食害するブナアオシャチホコが発生した。神奈川県でのブナアオシャチホコの発生記録は1917年に1,000ha規模の被害があったとされている(西田,1919)が、これ以降の記録がないので88年ぶりの発生となる。これらの最近における昆虫の大発生は、本来有する森林生態系の制御機能が失われつつあることに対する警鐘とも言える。一刻も早い丹沢山地の健全な森林の保全・再生が望まれる。

引用文献

- 相原敬次・阿相敏明・武田麻由子・越地 正(2004) 森林衰退の現状と取り組み(Ⅱ) 神奈川県丹沢山地における樹木衰退現象. 大気環境 学会誌 39(2): 29-39
- 阿相敏明・武田麻由子・相原敬次(2001) 丹沢大山における森林保全のためのオゾン許容量推定手法の開発ー丹沢におけるオゾン汚染状況の把握と汚染気孔の解明. 神奈川県環境科学センター研究報告 24: 67-75
- 阿相敏明・内山佳美・齋藤央嗣(2005) 丹沢のブナ衰退機構解明のためのオゾン濃度分布調査第46回大気環境学会講演要旨集.
- 深澤和三(1997) 樹体の解剖. 海青社. 199pp
- 伊豆田 猛・松村秀幸・河野吉久・清水英幸(2001) 樹木に対するオゾンの影響に関する実験的研究. 大気環境学会誌 36(2): 60-77
- 鎌田直人・五十嵐正俊・金子 繁・菱谷文雄(1989) ブナアオシャチホコの食害に伴うブナの大量枯損とその後の経過. 森林防疫 38: 144 ~ 146
- 神奈川県環境部(1997) 丹沢大山自然環境総合調査報告書. 635pp
- 越地 正・鈴木 清・須賀一夫(1996) 丹沢山地における森林衰退の研究(1) ブナ・モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研究所報告 22: 7-18
- 越地 正(2002) 丹沢山地におけるブナハバチ大 発生の経過とブナの被害実態. 神奈川県自然環境保全センター研究報告 29: 27-34
- Maruyama,K.and Toyama,Y.(1990)Effect of water stress on photosynthesis and transpiration in three tall deciduous trees. J.Jpn.For.Soc.,69:165-170
- 西田紀元(1919) 最近森林管内に発生せる主要病虫害に

- 就いて. 青森林友 25 : 7-24
- 野堀嘉裕・高橋教夫・尾形俊成 (1998) ブナ年輪幅の変動に及ぼす環境要因について—北日本 8 地域における標準年輪曲線の作成と気象要素の解析—. 日本林学会論文集 109 : 317-320
- 尾形俊成・高橋教夫・野堀嘉裕 (1994) ブナ二次林の年輪変動に関する研究—豊作年と年輪幅の関係—. 日本林学会東北支部会誌 46 : 9-10
- 齋藤央嗣 (2001) ブナ林の再生技術開発研究 - 苗木養成. 平成 12 年度神奈川県自然環境保全センター研究部業務報告 34 : 33-34
- Shinohara, A., V. Vikberg., A. Zinovjev, Yamagami, A. (2000) *Fagineura crenativora*, a New Genus and Species of Sawfly Injurious to Beech Trees in Japan. Bull. Natn. Sci. Mus. Tokyo, Ser. A, 26(3):113-124
- 鈴木 清 (1992) 神奈川県大山のモミ林枯損経緯とその周辺地域の年輪幅の変化. 神奈川県林業試験場報告 19 : 23-42
- 武田麻由子・相原敬次 (2005) 丹沢山地の環境オゾンがブナ苗に及ぼす影響. 神奈川県環境科学センター研究報告 28 : 88-89
- 田村 淳・越地 正・山根正伸・藤沢示弘・齋藤央嗣・内山佳美・笹川裕史 (2004) 丹沢山地におけるブナの展葉時期の違いが葉食昆虫 (ブナハバチ) の摂食に及ぼす影響. 日本森林学会関東支部大会発表論文集 56 : 223-224
- 谷 晋・伴野英雄・山上 明 (2000) 神奈川県丹沢山におけるサクラスガの大発生. 自然環境科学研究 Vol.13 : 127-130
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄 (2001) 丹沢のブナを食い荒らすブナハバチ. 国立科学博物館ニュース. 382, 5-7
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄 (2005) ブナハバチの性比と産卵 (予報). 東海大学総合教育センター紀要第 25 号. 47-54
- 安田祐司・山下俊郎・城戸浩三 (1993) 北九州市でのスギ, アカマツの年輪幅に及ぼす大気汚染の影響. 大気汚

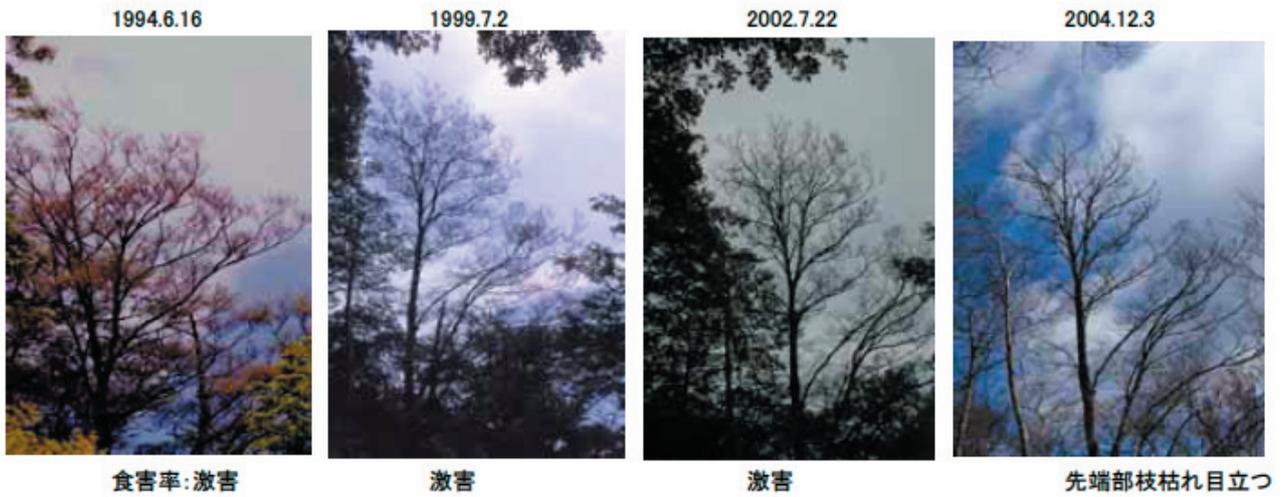


写真1. 檜洞丸南面（石棚分岐）のブナ樹形変化

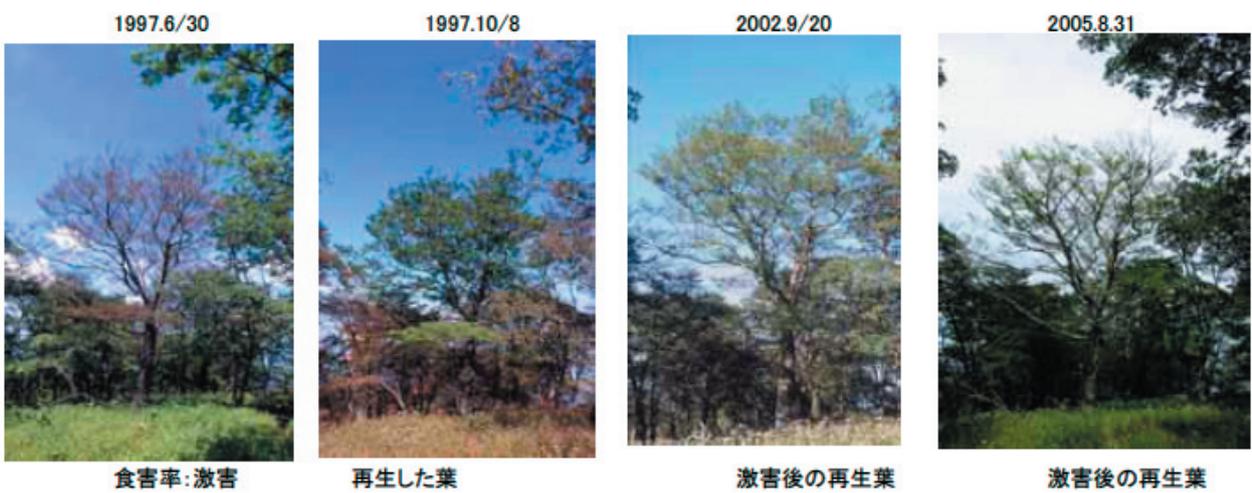


写真2. 丹沢山頂のブナ樹形変化



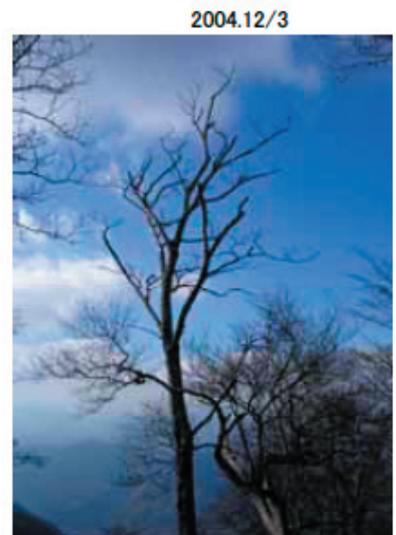
写真3. 檜洞丸山小屋南面のブナ樹形変化



被害率: 中害

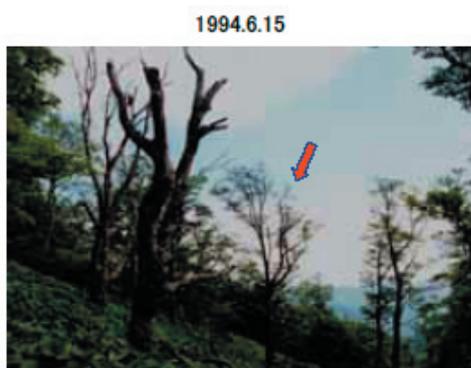


激害



枯死

写真4. 檜洞丸南面（石棚分岐）のブナ樹形変化



被害率: 激害(矢印)



激害



枯死

写真5. 檜洞丸南面のブナ樹形変化



被害率: 微害



中害



激害



枯死

写真6. 檜洞丸南面（小屋側）のブナ樹形変化

付表 1. 丹沢山頂固定試験地での食害度の変化

標準地の微地形	個体 番号	1997 食害度	1998 食害度	1999 食害度	2002 食害度	2005 食害度	備考
Plot.1 ・標高1440m ・傾斜22度 ・斜面方位SE	201	中	大	大	大	大	衰弱
	202	中	小	無	無	大	
	203	微	大	無	微	無	
	204	微	大	微	微	無	
	205	微	大	中	中	無	
	206	微	大	中	中	中	年輪採取05 4m上部枯れ
	207	微	大	大	大	中	
	208	中	大	中	小	中	
	209	中	大	中	小	中	
	210	中	中	無	無	枯死	
	211	中	中	中	無	中	
	212	中	中	中	無	枯死	
214	中	中	大	激	中	年輪採取05	
215	中	中	中	大	無		
216	中	大	中	激	枯死	2000年枯死	
217	中	中	大	中	微	年輪採取05	
218	中	中	大	大	微	年輪採取05	
219	中	中	大	大	枯死		
220	中	中	大	大	大(衰弱)	枯死	衰弱
Plot.2 ・標高1450m ・傾斜15度 ・斜面方位NE	221	微	中	無	中	無	
	222	中	中	中	中	無	
	224	中	中	中	中	微	衰弱
	225	中	中	中	中	微	
	226	中	中	中	中	微	
	227	中	中	中	中	微	
	228	中	中	中	中	微	
	229	中	中	中	中	微	
	230	中	中	中	中	微	
	231	中	中	中	中	微	
	232	中	中	中	中	微	
	233	中	中	中	中	微	
	234	中	中	中	中	微	
	235	中	中	中	中	微	
	236	中	中	中	中	微	
	237	中	中	中	中	微	年輪採取05
	238	中	中	中	中	微	
	239	中	中	中	中	微	
	240	中	中	中	中	微	
	241	中	中	中	中	微	
242	中	中	中	中	微		
243	中	中	中	中	微		
244	中	中	中	中	微		
245	枯死	枯死	枯死	枯死	枯死	枯死	
246	中	大	中	中	微	微	
247	中	大	中	中	微	無	
248	中	大	中	中	微	無	
249	中	中	中	中	微	無	
250	中	中	中	中	微	無	
251	中	中	中	中	微	無	

付表 2. 天王寺尾根固定試験地での食害度の変化

標準地の微地形	個体 番号	1997 食害度	1998 食害度	1999 食害度	2002 食害度	2005 食害度	備考
Plot.1 ・標高1320m ・傾斜8度 ・斜面方位S	180	無	無	無	無	無	年輪採取05 先折れ
	181	微	大	大	微	中	
	182	中	大	大	微	中	やや衰弱
	183	微	大	大	微	中	
	184	微	大	大	微	中	
	185	微	大	大	微	枯死	2000年枯死
	186	大	大	大	微	枯死	2000年枯死
	187	中	大	大	小	大	
	188	無	大	大	中	大	年輪採取05
	189	微	大	大	中	中	年輪採取05
	190	中	大	大	中	中	
	191	中	大	大	中	枯死	枯死(倒木)
1833	微	大	大	無	枯死	枯死	
1841	無	無	無	無	微	微	
1911	無	微	無	無	無	無	
Plot.2 ・標高1320m ・傾斜14度 ・斜面方位N	192	微	中	微	微	微	
	193	微	中	微	微	微	
	194	無	無	無	無	無	年輪採取05
	195	大	中	中	無	無	
	196	中	中	中	無	無	
	197	無	中	無	無	無	やや衰弱
	198	無	無	無	無	無	
	199	無	無	無	無	無	
	200	無	無	無	無	無	
	201	無	無	無	無	無	
	202	無	無	無	無	無	
	203	無	無	無	無	無	
204	無	無	無	無	無		

付表 3. 堂平固定試験地での食害度の変化

標準地の微地形		1997	1998	1999	2002	2005	備考	
		食害度	食害度	食害度	食害度	食害度		
Plot.1	252	大	中	微	枯死寸前	枯死	衰弱枯死 年輪採取05	
	253	大	中	大	微	無		
	・標高1210m	254	小	大	小	微		無
	・傾斜2度	255	大	枯死	枯死	枯死		枯死
	・斜面方位S	256	中	大	大	微		無
Plot.2	257	中	中	無	無	無	年輪採取05 衰弱 衰弱 年輪採取05 やや衰弱	
	259	大	中	中	無	無		
	260	大	中	微	無	無		
	261	中	無	無	無	無		
	・標高1190m	262	無	大	無	無		枯死寸前
	・傾斜9度	263	大	大	大	無		微
	・斜面方位SW	264	中	大	微	微		無
	265	大	中	微	微	無		無
	266	中	中	微	微	無		無
	267	大	中	微	微	無		無
	268	中	中	無	無	微		無
	269	中	中	無	無	微		無
	270	中	中	無	無	微		無
271	中	中	微	無	微	無		
272	大	中	微	中	無	無		
273	中	中	無	中	微	無		
274	大	中	無	無	無	無		
275	中	中	微	無	無	無		
276	中	微	微	無	無	無		
277	微	微	大	無	枯死	枯死		
278	微	微	無	無	無	無		

付表 4. 檜洞丸固定試験地での食害度の変化

標準地の微地形		1997	1998	1999	2002	2005	備考	
		食害度	食害度	食害度	食害度	食害度		
Plot.1	312	中	中	中	微	微	年輪採取05 衰弱 太い枝折れ 年輪採取05	
	313	中	微	微	無	無		
	314	無	無	無	無	無		
	・標高1520m	315	無	中	無	無		無
	・傾斜20度	316	無	無	無	無		無
	・斜面方位SE	317	無	無	無	無		無
	318	微	微	微	無	無		無
	319	中	無	無	無	無		無
	320	中	微	微	無	微		無
	321	枯死	枯死	枯死	枯死	枯死		枯死
	322	中	中(風倒)	枯死	枯死	枯死		枯死
	323	中	微	微	微	無		無
	324	微	微	無	無	無		無
325	微	無	無	無	微	無		
Plot.2	326	中	中	無	微	無	無 無 無 無 無 無	
	327	無	中	無	無	無		
	328	微	微	無	無	無		
	・標高1520m	329	微	無	微	無		無
	・傾斜20度	330	微	無	無	無		無
	・斜面方位NW	331	中	微	微	無		無
332	微	無	無	無	無	無		

ブナ林の衰退実態調査

ブナハバチの産卵特性と幼虫発育期間

谷脇 徹*1

1. はじめに

神奈川県丹沢地域のブナ林は、オゾン等の大気汚染、過密化したシカの食圧による林床植生退行とそれに伴う土壌乾燥化、ブナの葉を食べるブナハバチ等の複合要因によって衰退が進行していると推測されている。そのメカニズムとして、大気汚染やシカの食圧等のストレスによって衰弱したブナは、最終的に大発生したブナハバチによる過度の食圧によって枯死に至ると考えられている。したがって、衰退の進むブナ林の保全再生にはブナハバチ対策、特に大発生（個体群動態）要因解明が重要な焦点の一つとなる。これまでに、ブナの被害状況について研究が行われてきた（越地 2002、越地ら 2006、田村ら 2004）。また、ブナハバチ生態については新種記載時（Shinohara et al.2000）に以下のことが明らかになっている。

4月下旬～5月上旬に発生した雌成虫は十分展開していないブナ新芽の葉脈に沿って産卵する。孵化した1齢幼虫は葉脈間を円形に摂食するが、3齢幼虫になると葉をむしるように摂食する。十分に成長した終齢前幼虫は5月下旬～6月上旬に樹上から一旦地上に落下し、すぐに幹などに1m程度よじ登ってから最後の脱皮を行って終齢幼虫となり、土中のごく浅い部分に潜って繭を形成する。終齢

期は雄では5齢、雌では6齢と雌雄で異なる。繭形成後は翌春～数年後の春に蛹化・羽化して成虫となる。

このようにブナハバチ生態の概要については把握されているが、大発生要因について検討するには生態に関する知見があまりに不足しているのが現状である。

そこで本研究では、大発生要因解明研究の一環として、ブナハバチ成虫の産卵から繭形成までの期間の生態的特性について知見を得るため、まず野外でブナハバチ雌成虫を捕獲し、飼育して産卵特性について調べた。次に得られた卵を飼育して土中で繭を形成するまでの発育期間について調査したので報告する。

2. 材料と方法

(1) 雌成虫の産卵実験

神奈川県清川村の丹沢山において、マルバダケブキ等の林床植生の葉上にいた雌成虫を手で捕獲してサンプル瓶に入れて研究室に持ち帰り、捕獲当日から産卵調査に供試した。供試虫数は2006年5月15日捕獲が3頭（成虫A～C）、21日捕獲が4頭（D～G）である。同時に新芽のついたブナ枝（主軸1m程度）を切り取ってビニール袋に入れて研究室に持ち帰り、すぐに水切りして水さしを行った。

供試虫と産卵用のブナ小枝（15cm程度）を透明プラスチックカップ（内径9.5cm、高さ4.5cm）に入れ、15℃恒温、全明条件（24L0D）においた。供試した小枝は、持ち帰ったブナ枝の中から複数の新芽が付いた新鮮な部分を選び、



写真-1 ブナ新芽に産卵されたブナハバチ卵



写真-2 水を含ませた脱脂綿上に置いたブナ葉片上のブナハバチ卵（左）と孵化直後の幼虫（右）



写真-3 ブナハバチ幼虫飼育状況

*1: 神奈川県自然環境保全センター研究部

水切りして水を十分に含ませた脱脂綿を切口周辺に巻き付け、さらにアルミホイルで包み込んだものである。なお、成虫には餌として何も与えていない。その後、全個体について産卵数および死亡日を記録し、5月15日採集の成虫BおよびC、5月21日採集の成虫Fについては各卵について産卵日を個体ごとに記録した。

死亡した個体については、5月15日捕獲の3頭は標本に、21日捕獲の4頭では解剖して卵巣内の成熟卵数を、実体顕微鏡を用いて計測した。

(2) 幼虫の個体飼育実験

産卵実験由来の卵について、産卵実験同様の15℃恒温、全明条件(24L0D)で個体飼育実験を行った。産卵実験で卵を産み付けられたブナ新芽をプラスチックカップに入れ、卵が孵化するまで毎日観察した(写真-1)。卵は葉が萎れて水分不足になると孵化できずに死亡してしまうことが予備調査で判明したことから、ブナ新芽が萎れてきた場合は卵周辺の葉組織ごと切り取り、水を含ませた脱脂綿上に卵が上面にくるようにおいた(写真-2)。孵化後の幼虫は産卵実験同様に用意したブナ新芽を餌としてプラスチックカップ内で飼育し(写真-3、4)、餌交換は7～10日程度に1回とした。孵化幼虫の新芽への移動や餌交換は、原則として幼虫に触れないように周辺の葉組織ごと切り取り、葉組織をピンセットなどで取り扱うようにした。

終齢幼虫は繭形成のため、若干湿らせた土壌を入れた小型シャーレ(内径3cm、高さ2cm)内に移した(写真-5)。潜土用土壌としてはブナハバチ生息地の現場土(滅菌済み)および赤玉土を供試した。幼虫の潜土後は2週間程度静置した後、シャーレ内土壌をトレイに出して繭形成の有無を調べた。なお、滅菌していない現場土を供試した予備実験では正常な潜土・繭形成がみられている。

3. 結果

(1) 産卵実験結果

雌成虫の産卵実験結果を表-1に示す。捕獲後の成虫生存期間の平均値±標準偏差は4.9±2.5日であった。産卵数は合計57個、平均値±標準偏差8.1±8.5個(成虫D～G:9.3±10.9個)で、個体によって1～24個とばらつきが大きかった。成虫死亡後に成熟卵数を調べたところ、死亡時に保持していた成熟卵数の平均±標準偏差は9.3±7.8個であり、採集時に保持していた成熟卵数の平均±標準偏差は18.5±6.0個となった。産卵割合(産卵数/採集時保持成熟卵数×100)は5～100%(平均±標準偏差42.5±44.4%)とほとんど産卵せずに死亡した個体もあればすべて産卵してから死亡した個体もいた。

(2) 幼虫飼育実験結果

飼育時の死亡要因および個体数を表-2に示す。産卵実験で得られた卵57個体について繭形成まで個体飼育実験を試みたところ、26個体は正常に繭を形成した。31個体が繭形成前に死亡したが、その内の27個体は飼育時の人為的な操作ミスによる死亡であった。その他に、1個体が脱皮直後に死亡し、死亡原因の不明なものが3個体いた。初期個体数の57個体から飼育操作ミスによる死亡個



写真-4 ブナ葉を摂食中のブナハバチ幼虫



写真-5 潜土中のブナハバチ終齢幼虫

体(27個体)を除いた30個体についての繭形成個体割合は86.7%であった。潜土用土壌については、滅菌後すぐに供試すると正常に潜土できなかったが(4個体)、十分に期間を置いとくところ正常な潜土・繭形成がみられた(4個体)。赤玉土ではいずれも問題なく潜土・繭形成がみられた(22個体)。

産卵日を記録した成虫B、CおよびF由来の卵についての卵期間および幼虫の孵化から潜土までの期間を表-3に示す。すべての幼虫の合計では、平均値±標準偏差は卵期間が6.9±0.8日、孵化～潜土期間が19.7±3.0日、産卵～潜土期間が26.4±2.5日であった。成虫C由来の幼虫では、卵期間がすべて6日と他の成虫由来の幼虫よりも若干短かったが、孵化～潜土期間では平均値±標準偏差が22.5±2.5日と他の成虫由来の幼虫よりも4～6日程度(平均値)長かった。産卵～潜土期間の平均値±標準偏差は成虫C由来の幼虫で28.5±2.5日と他成虫由来の幼虫より3～4日程度(平均値)長く、最小値～最大値は25～33日とばらつきが大きかった。各親成虫由来の幼虫群の、卵期間、孵化～潜土期間および産卵～潜土期間の平均値について多重比較法であるボンフェローニ検定によって差の有意性を検定したところ、成虫C由来の幼虫群では他の幼虫群よりも有意に卵期間が短く(P<0.01)、孵化～潜土期間(P<0.01)および産卵～潜土期間(P<0.01)が長かった。いずれの期間でも成虫B由来の幼虫群と成

虫 F 由来の幼虫群では平均値に 1%水準で有意な差は認められなかった。

4. 考察

(1) 産卵特性

山上ら (2005) が 1999 年 5 月 7 日に野外で採集した雌成虫を室内において蜂蜜水溶液を餌として飼育・採卵したところ、生存期間は 7～10 日、産卵数は平均値±標準偏差が 35 ± 11 個、最小値～最大値が 14～49 個と、本研究よりも長期間生存し、産卵数も多かった (表 -1)。この要因として、餌を与えなかったために活動エネルギーが不足し、かつ新たな卵の生産ができなかったこと、15℃恒温、全明条件 (24L0D) という飼育条件が影響したこと、採集時期が 5 月 15～21 日と遅かったために羽化後の日数が経過していたことなどが可能性として考えられた。

山上ら (2005) はまた、持っていた成熟卵をすべて産み終えずに死亡する個体がいることを示唆しているが、このことは本研究において死亡個体を解剖することにより確認された (表 -1)。また、産卵割合についてはばらつき (5～100%) が生じることが判明し (表 -1)、羽化後の日数や新芽の状態、あるいは飼育容器内の環境条件の関与が考えられた。

野外におけるブナハバチの産卵場所はある特定の新芽や枝等に集中的ではなく、ランダムに行われているようである (山上ら 2005)。このことは、雌成虫が 1 卵産卵すると飛翔して他の場所で次の産卵を行うという産卵生態に起因すると

推察されている (山上ら 2005)。本研究でも 1 卵産卵後に移動・飛翔する行動がみられた一方で、結果的に同一葉に産卵が集中する現象も多くみられた。雌成虫の産卵場所には新芽の展開状態など葉 1 枚単位での何らかの選択性があるようである。つまり、羽化後の日数や新芽の状態などが産卵に適した状態であれば産卵の機会が増えるため多く産卵することができるが、産卵に適した状態になれば産卵できずにそのまま死亡してしまう可能性が高い。このことを明らかにすることは、ブナハバチの発生時期とブナ展葉時期が一致することでブナハバチ被害が激害化するという仮説 (田村ら 2004、越地ら 2006) を支持するものであることから、産卵場所の選択性については、混み合いの回避を積極的に行うかなども含めて今後検討すべき課題である。

(2) 幼虫の生存率と死亡要因

産卵実験で得られた卵を個体飼育したところ、86.7%という高率で卵から潜土・繭形成まで到達させることができた (飼育操作ミスを除く) (表 -2)。このことは、用いた飼育方法の有効性が実証されただけでなく、卵から潜土・繭形成までの個体ごとの成長過程を追跡可能にすることを意味する。なお、山上ら (2005) が野外で採集した 139 個体の 3 齢幼虫を室内飼育したところ、死亡した個体はなくすべて終齢幼虫まで生存しており、本研究での飼育操作ミスによる死亡はほとんどが發育ステージ初期のものであったことから、特に卵や若齢幼虫期に丁寧な操作を実施することで回避可能であろう。

孵化幼虫へ展開した陽葉を給餌しても摂食できずに死亡

表-1 野外で捕獲したブナハバチ成虫の生存期間および産卵特性

採集日	個体	死亡日	生存期間	産卵数 (a)	死亡時保持成熟卵数 (b)	採集時保持成熟卵数 (a+b)	産卵割合 (%) (a/(a+b)*100)
5/15	A	5/19	4	1	-	-	-
	B	5/18	3	7	-	-	-
	C	5/17	2	12	-	-	-
5/21	D	5/24	3	1	19	20	5
	E	5/27	6	11	9	20	55
	F	5/29	8	24	0	24	100
	G	5/29	8	1	9	10	10
平均値±標準偏差			4.9±2.5	8.1±8.5 (D~G:9.3±10.9)	9.3±7.8	18.5±6.0	42.5±44.4
最小値～最大値			2～8	1～24 (D~G:1～24)	0～19	10～24	5～100

表-2 ブナハバチ卵57個体の個体飼育実験における死亡数

項目	发育段階	死亡要因	個体数
飼育操作ミスによる死亡	卵	卵の損傷	3
	孵化～終齢前幼虫	葉の萎れ	15
		孵化幼虫への展開葉の給餌	3
		餌交換時の幼虫損傷	2
	終齢幼虫	潜土用土壌の滅菌直後供試	4
合計			27
その他の死亡	孵化～終齢前幼虫	脱皮不全	1
		原因不明	3
	合計		4
合計			31

表-3 ブナハバチ幼虫の産卵から潜土までの期間

由来の親成虫	産卵～孵化期間 (a)	孵化～潜土期間 (b)	産卵～潜土期間 (a+b)	
B	平均値±標準偏差	7.4±0.8 ^b	16.5±0.5 ^a	24.2±0.4 ^a
	最小値～最大値	6～8	16～17	24～25
C	平均値±標準偏差	6 ^a	22.5±2.5 ^b	28.5±2.5 ^b
	最小値～最大値	6	19～27	25～33
F	平均値±標準偏差	7.3±0.5 ^b	18.5±1.4 ^a	25.5±1.4 ^a
	最小値～最大値	7～8	16～21	23～27
合計	平均値±標準偏差	6.9±0.8	19.7±3.0	26.4±2.5
	最小値～最大値	6～8	16～27	23～33

異なるアルファベットは1%水準で有意差があることを表す (ボンフェローニ検定)。

したが(表-2)、この葉はクチクラ層が発達しているために厚くて硬くなっていた。孵化直後の幼虫は体組織が非常に柔らかく、餌交換時に他の葉等に軽くひっかけただけで死亡してしまうほどであり、体力的に硬い陽葉を摂食できないと考えられる。このことはまた、発生の遅れた成虫が産卵することはできたとしても、孵化した幼虫が正常に成長できない可能性があることを示唆するものであった。ブナハバチ発生時期-ブナフェノロジー関係の観点から、成虫の産卵場所選択性とともに関係の調査研究が必要となる。

(3) 幼虫の発育期間

15℃恒温、全明条件(24L0D)では、全幼虫の平均でみると卵期間は約1週間、孵化～潜土期間は3週間弱、産卵～潜土期間は4週間弱であった(表-3)。このことは、野外での卵期間(1週間)や成虫の産卵期(4月下旬～5月上旬)から終齢幼虫の潜土期(5月下旬～6月上旬)までの期間(Shinohara et al., 2000)とよく一致する。また、山上ら(2005)は室温下で孵化幼虫を終齢期まで約3週間かけて飼育しており、本研究結果と同様であった。

卵期間のばらつきは6～8日と小さいものであったが、各成虫由来の卵群で卵期間に有意な差がみられた。この要因として、産卵対象ブナ新芽の水分条件等の飼育条件が異なった可能性がある。孵化～潜土期間のうち脱皮して終齢幼虫になってから潜土するまでの期間は摂食しないが(Shinohara et al., 2000)、本研究では終齢幼虫となったことを確認後に潜土用小型シャーレに移すと大部分の個体で直後に潜土を開始するのが観察されており、地上での終齢幼虫期間は1日程度と推察される。このことから、孵化～潜土期間はほぼ樹上での摂食期間とみなすことができる。このような孵化～潜土期間は、成虫C由来の幼虫群では他成虫由来幼虫よりも有意に長かった(表-3)。山上ら(2005)は、雌成虫が未交尾の場合は雄卵のみ、既交尾の場合は雄卵と雌卵の両方を産むことを明らかにしている。本研究でも飼育中の観察の結果、脱皮回数から成虫BおよびF由来の幼虫では雄(終齢5齢)のみであったと推測されるのに対し、成虫C由来の幼虫では雄だけでなく雌(終齢6齢)も含まれていると思われた。雌幼虫では雄幼虫よりも齢期を1齢多く(Shinohara et al., 2000)、また摂食量を多く(葉の枚数:雄2枚、雌5枚)必要とする(山上ら2005)が、このために孵化～潜土期間も長くなると考えられた。孵化～潜土期間の雌雄差は平均で5日程度のようにであった。

産卵～潜土期間は地上滞在期間にあたり、各成虫由来の幼虫で有意な差がみられたのは孵化～潜土期間の違い(表-3)に起因し、雌雄差は孵化～潜土期間同様に5日程度のようにである。これまでに寄生者として2種の寄生蜂(*Cteniscus* sp., *Glyphicnemis* sp.)と1種の寄生蠅(未同定)が記録され(Shinohara et al., 2000)、捕食者として鳥類や捕食性昆虫(主にジョウカイ科甲虫)が確認されている(山上ら2006)。地上滞在期間中にはこれらの寄生者・捕食者による攻撃を受ける訳であるが、雌幼虫のほうが地上滞在期間は長いようであり、寄生・捕食を受ける頻度が高くなると予測される。このことがどのように発生成虫の性比へと反映されるのか、個体群動態の観点から検討を要する。

5. おわりに

以上のように、本研究においてブナハバチ成虫の産卵特性や幼虫の発育期間についての知見を得ることができた。これらのことは大発生要因解明へと繋がる基礎的知見であり、今後ブナ葉の諸条件や雌雄差、温度・光周期等の環境条件の影響等について詳細に検討していく必要がある。また、ブナハバチが1世代の中で最も長期間過ごすのは土中繭の状態であり、繭で過ごす年数のばらつき(Shinohara et al., 2000)や死亡要因など、土中における生態的特性については未だ不明な点が多く、個体群動態を把握するうえで今後重点的に取り組むべき課題であろう。

引用文献

- 越地 正(2002) 丹沢山地におけるブナハバチ大発生の経過とブナの被害実態、神奈川県自然環境保全センター研究報告 29: 27-32.
- 越地 正・田村 淳・山根正伸(2006) 丹沢山地におけるブナハバチの加害と影響に関するブナ年輪変動の解析、神奈川県自然環境保全センター報告 3: 11-24.
- Shinohara, A., V. Vikberg, A. Zinovjev and A. Yamagami (2000) *Fagineura crenativora*, a New Genus and Species of Sawfly (Hymenoptera, Tenthredinidae, Nematinae) Injurious to Beech Trees in Japan. *Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo, Ser. A*, 26 (3): 113-124.
- 田村 淳・越地 正・山根正伸・藤澤示弘・斎藤央嗣・内山佳美・笹川裕史(2004) 丹沢山地におけるブナの展葉時期の違いが葉食昆虫(ブナハバチ)の摂食に及ぼす影響、日本森林学会関東支部大会発表論文集 56: 127-130.
- 山上 明(2006) Vブナハバチ調査、平成17年度生きもの再生調査報告書、p35-41、神奈川県環境農政部・丹沢自然保護協会.
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄(2005) ブナハバチの性比と産卵数(予報) 東海大学総合教育センター紀要 25: 47-54.

ブナ林の立地環境調査（気象）

携帯電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測

中嶋伸行 *1・山根正伸 *2・高田康雄 *3・豊長義治 *4

I はじめに

山岳気象は、山という複雑な地形によって引き起こされる上昇・下降流や、空気の遮蔽などの影響で、平地の気象に比べてはるかに複雑である（例えば、浅井ら、1986）。森林生態系や斜面崩壊などの山地災害は、この複雑な気象条件に起因しているため、山岳気象を観測することは、各種研究の基礎であり、その意義は大きいと考えられる。

しかし、山岳気象観測は、電源の確保、機器類の耐候性、運搬・設置などを含めたコストの高さ、観測地までのアクセスなどの問題があり、継続的な山岳気象観測例は少ない。丹沢山地では、昭和43年からの塔ノ岳での7、8月の夏山気象観測（日本気象協会）が最長である。通年観測は、大山（神奈川県、1994）、西丹沢・檜洞丸（戸塚ら、1997）、東丹沢・堂平（中嶋・越地、2001）などの例があるが、いずれも観測期間が短い。

山岳気象に対するニーズが高いにもかかわらず、継続的な山岳気象観測を妨げてきた最大の原因は、電源確保の難しさとデータ回収の労力であると思われる。電源に関しては、最近、低コストの太陽電池モジュールや、消費電力が小さく耐候性に優れた気象観測機器類が開発され（例えば、日本農業気象学会、2002）、この問題はかなり解決されてきている。このため、省力的なデータ回収方法が、継続的な山岳気象観測に残された大きな課題となっている。これまで、山岳地の定点気象観測は、通信手段が限られるため、データ回収は、現地で、観測者がデータロガーに

パソコンを接続したり、センサと記録装置が一体化された機器を、機器ごと交換するといった方法が主流であった。しかし、これらの方法は、早期に異常値の発見ができないことや、記録装置の容量を越えてしまったデータが記録されないことなどの問題点がある。したがって、観測データが転送できれば、これらの問題を解決できるとともに、即時性の高いデータは、山地防災などへの利用が可能になる。データの転送については、衛星携帯電話回線の利用が最も確実性が高いと考えられるが、このシステムは、設備費、通信費ともにコストが高い。この解決策の一つに、一般の携帯電話回線の利用があり、大幅なコストダウンが可能となって、山岳気象観測の普及にも役立つと思われる。

そこで、丹沢山地の山岳気象の定点観測に、一般携帯電話回線を利用したシステムを導入したので、その機器構成、設置方法等について紹介する。また、実際に設置した気象観測システムの数ヶ月間の稼動状況から、一般携帯電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測システムの、コストパフォーマンスおよび安定的な観測システムの条件を探ったので、ここに報告する。

II 材料と方法

1 定点観測地

新設した定点気象観測地は、檜洞丸山頂（北緯35°28′35″、東経139°6′20″、標高1,601m）と、丹



図1 気象観測装置の設置場所

*1 神奈川県北地域県政総合センター森林課、*2 神奈川県自然環境保全センター、*3 コーナシステム(株)、*4 (株)イー・エス・ディ

沢山山頂（北緯 35° 28' 27"、東経 139° 9' 46"、標高 1,567 m）の 2 地点（図 -1）である。

2 観測の内容

気象観測の内容は、檜洞丸に設置した気象観測局（以下、檜洞丸局という）は、気温、相対湿度、雨量の 3 項目、丹沢山に設置した気象観測局（以下、丹沢山局という）は、気温、雨量の 2 項目である。

3 機器の構成と仕様

檜洞丸局、丹沢山局とも、基本的な機器構成は同じで、計測、記録、通信、電源の各部に大別できる。計測部は各観測項目に必要なセンサ、記録部はデータロガー、

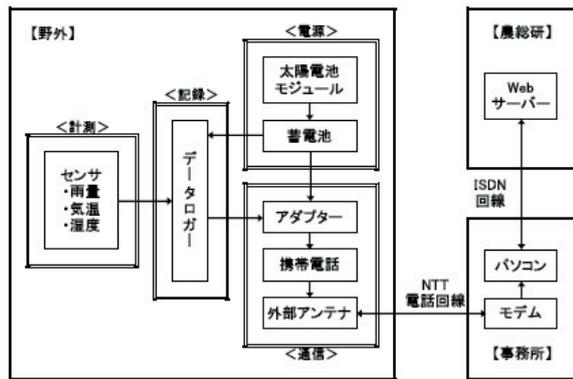


図 2. システム構成

通信部は携帯電話、アダプター、外部アンテナ、電源部は太陽電池モジュール（以下、ソーラーパネルという）と蓄電池が主な機器である。各局から送信されたデータは、モデムを使用して、事務所内のパソコンに取込む。さらに、現在、丹沢山局の観測結果は、当センター研究部の Web 管理を所管する、神奈川県農業総合研究所（平塚市上吉沢）に転送し、随時 Web 更新している。（図 -2）。

データ通信に利用した携帯電話は、株式会社エヌ・ティ・ティ・ドコモ（以下、DoCoMo という）の、周波数 800MHz 帯のデジタル携帯電話 (Personal Digital Cellularsystem ; 以下、PDC という) で、一般に、mova (以下、ムーバという) と呼ばれている。通信速度は、9600bps である。

各機器類の仕様は、表 -1 のとおりである。

4 観測の方法

(1) 檜洞丸局

観測は、毎正時に行った。データロガーに収録する値は、気温 (°C) および相対湿度 (%) は瞬間値、雨量 (mm) は積算値である。気温および相対湿度の日統計値は、日平均は 1 時から 24 時の毎正時の 24 回平均値、最高および最低は 1 時から 24 時の毎正時値中の最高値および最低値として算出した。

(2) 丹沢山局

観測は、気温 (°C) は 2 秒ごと、雨量 (mm) は毎 10 分ごとに行なった。データロガーに収録する値は、気温は毎 10

表 1. 気象観測機器類の仕様

局名	分類	名称	品番・形式	メーカー	数量	摘要
檜洞丸局	計測	転倒ます型雨量計	No.34-T	株式会社計器製作所	1	0.5mm/pls, 気象庁検定付
		静電容量式温湿度計	HMP45D	ヴァイサラ株式会社	1	気象庁検定付
	記録	データロガー	KADEC-HNJ	コーナシステム株式会社	1	
	電源	太陽電池モジュール	SX-40U	株式会社エム・エス・ケイ	1	40W, 単結晶シリコン
		蓄電池	HP38-12W	新神戸電機株式会社	1	鉛シール式, 12VDC, 38Ah
		チャージコントローラー	ソラリクス Alpha	株式会社エム・エス・ケイ	1	
	通信	携帯電話	D211i	三菱電機株式会社	1	mova, 800MHz帯PDC
		モバイルデータアダプタ	96F2	株式会社エヌ・ティ・ティ・ドコモ	1	
		外部アンテナ	mova用	株式会社エヌ・ティ・ティ・ドコモ	1	車載用簡易アンテナ
	丹沢山局	計測	転倒ます型雨量計	N-68	株式会社日本エレクトリック・インスルメント	1
温度センサ			TY7810 Pt100Ω	株式会社山武	1	
記録		計測コンピュータ	GreenKit80	株式会社イー・エス・ディ	1	
電源		太陽電池モジュール	GT136	昭和ソーラーエネルギー株式会社	3	55W, 単結晶シリコン
		蓄電池	GPL-24	LIFELINE社(米国)	2	鉛シール式, 12VDC, 80Ah
		チャージコントローラー	SS-10L-12V	MORNINGSTAR社(米国)	1	
通信		携帯電話	D504i	三菱電機株式会社	1	mova, 800MHz帯PDC
		車載アダプター	D003	株式会社エヌ・ティ・ティ・ドコモ	1	
		モバイルデータアダプタ	96F2	株式会社エヌ・ティ・ティ・ドコモ	1	
		外部アンテナ(交換前)	mova用	株式会社エヌ・ティ・ティ・ドコモ	1	車載用簡易アンテナ
受信局	通信	外部アンテナ(交換後)	ビームタイプ	株式会社Major Shop	1	
		ターミナルアダプター	TA-103	株式会社高見澤電機製作所	1	
	モデム	ME5614E	オムロン株式会社	1		
	解析	パーソナルコンピュータ	2300C	DELL社(米国)	1	メモリ128MB
		オペレーティングシステム	WindowsXP Professional	Microsoft社(米国)	1	
		コントロールソフト	KADEC-HNJ Control Soft Ver2.0	コーナシステム株式会社	1	檜洞丸局対応
コントロールソフト	DL-400	株式会社イー・エス・ディ	1	丹沢山局対応		

分ごとの観測値の平均値、雨量は積算値である。気温の日統計値は、日平均は1時から24時の全観測値の平均値、最高および最低は1時から24時の全観測値中の最高値および最低値として算出した。

Ⅲ 結果

1 装置の設置

(1) 檜洞丸局

通信に関する事前調査を2002年4月23日に行なった。

この調査では、PDCの使用可能な場所は1箇所のみで、ここを気象観測装置の設置場所とした。設置は、2002年6月22日から23日にかけて行った。工具等を含めた資材の総重量は約130kgで(表-2)、当センター(厚木市七沢)から登山道入口(東沢林道終点付近)までライトバンにて輸送し、山頂までは5人で人肩運搬した。登山道入口から山頂までは、直線距離約1.4km、標高差約650mで、人肩運搬には約3時間を要した。

機器の設置は、技術者3人で行った。まず、設置固定板、アンカー、ワイヤーで支柱を固定し、これにソーラーパネ

表2. 檜洞丸局設置のために運搬した資材および重量

区分	名称	数量	単位重量 (kg)	重量 (kg)	摘要	
観測機器類	計測部	雨量計	1	3.0	3.0	自然通風式シェルタを含む
		雨量計用台座	1	7.0	7.0	
		温湿度センサ	1	1.0	1.0	
	記録部	データロガー	1	2.0	2.0	携帯電話、アダプター等を含む
		通信ユニット	1	3.0	3.0	
	通信部	外部アンテナ	1	1.0	1.0	ケーブル等を含む
		太陽電池モジュール	1	7.0	7.0	取付器具等を含む
	電源部	チャージコントローラ	1	1.0	1.0	取付金具等を含む
		蓄電池	1	15.0	15.0	
	装置関連設備	支持・固定	支柱	2	7.0	14.0
接地固定板			2	10.0	20.0	
アンカー類(一式)			1	9.0	9.0	
収納		ワイヤー類(一式)	1	3.0	3.0	
		メイン装置収納箱	1	22.0	22.0	
蓄電池収納箱		1	5.0	5.0		
配線		CD管	1	7.0	7.0	配線保護用
その他	工具等(一式)	1	10.0	10.0		
計				130.0		

※ 重量には、梱包用資材を含む。

表3. 丹沢山局設置のために空輸した資材および重量

区分	名称	数量	単位重量 (kg)	重量 (kg)	摘要	
観測機器類	計測部	雨量計	1	5.0	5.0	自然通風式シェルタを含む
		雨量計用台座	1	7.0	7.0	
		温湿度センサ	1	3.0	3.0	
	記録部	計測制御コンピュータ	1	3.0	3.0	ケーブル等を含む
		通信ユニット	1	3.0	3.0	携帯電話、アダプター等を含む
	通信部	外部アンテナ	1	1.0	1.0	ケーブル等を含む
		太陽電池モジュール	3	6.0	18.0	
	電源部	チャージコントローラ	1	3.0	3.0	取付金具等を含む
		蓄電池	2	24.0	48.0	
	装置関連設備	支持・固定	単管パイプ(一式)	1	95.0	95.0
コンクリートブロック			4	7.0	28.0	小型物置据付用
ワイヤー類(一式)			1	5.0	5.0	
収納		小型物置	1	34.0	34.0	観測機器類収納用
その他	工事関連	大型工具(一式)	1	20.0	20.0	スコップ、ハンマー等
		小型工具(一式)	1	5.0	5.0	ペンチ、ドライバー等
		消耗品類(一式)	1	10.0	10.0	塗料、パテ、絶縁テープ等
		その他	1	10.0	10.0	シート、工事中用ロープ等
		(小計)			(298.0)	
その他	宿泊関連	宿泊用雑品一式	1	50.0	50.0	食料、簡易暖房器具等
計				348.0		

※ 重量には、梱包用資材を含む。

ル、センサ、収納箱等を取り付けた。この作業に約2時間を要した。次に、電気配線と、動作・通信確認を行なって、設置作業を完了した。この作業に約3時間を要した。総作業時間は、約5時間であった。

(2) 丹沢山局

通信に関する事前調査を2002年9月18日に行なった。この調査で、山頂の西側と北側のそれぞれ数箇所までPDCが使用できることを確認し、このうち、音声通話が最も良好な山頂西側の1箇所を気象観測装置の設置場所とした。設置は、2002年10月15日から16日にかけて行なった。資材は、当センターから最寄のヘリポート(津久井町青根)までトラックにて輸送し、事前に、ヘリコプターで丹沢山山頂まで空輸した。空輸した資材の総重量は約350kgで、このうち、工事関連のものは約300kgであった(表-3)。

機器の設置は、技術者5人で行なった。まず、単管パイプ、記録装置等の収納箱の組立てを行なった。この作業に約2時間を要した。次に、ソーラーパネルの設置、電気配線、アース埋設等を行った。この作業に約2時間を要した。最後に、動作・通信確認を約1時間ほど行い、設置作業を完了した。総作業時間は、約5時間であった。

2 経費

檜洞丸局、丹沢山局とも、事務所にある東日本電信電話株式会社(以下、NTTという)の一般電話の発信に应答するシステムで、現地のPDCは受信専用である。このため、データ通信に対する課金は、PDCへではなく、NTT一般電話に対して行なわれる(表-4)。

以下に記述した価格は、機器の設置に関する費用は設

表4. NTT一般電話から発信した場合の受信機別通話時間(平日)

通話時間帯	(10円でかけられる秒数)	
	PDC	衛星携帯電話
昼間(8:00-19:00)	23	10
夜間(19:00-23:00)	23	17
深夜・早朝(23:00-8:00)	30	25

※ 発信および受信が同一営業区域内の場合。

表5. 檜洞丸局のデータ転送に係る受信機別通信料金(平日)

区分	(単位:円)		
	PDC	衛星携帯電話	摘要
1回	130	300	
1ヶ月	520	1,200	4週間
基本料金	3,500	4,900	毎月
1ヶ月の合計	4,020	6,100	

※ PDCはプランB、衛星携帯電話はプランEを適用。

※ データ回収頻度は、1週間に1回。

※ データ回収の1回の所要時間は5分間。

※ 昼間帯(8:00-19:00)にデータ回収を行なう。

表6. 丹沢山局のデータ転送に係る受信機別通信料金(平日)

区分	(単位:円)		
	PDC	衛星携帯電話	摘要
1回	20	30	9時、12時、15時、18時
夜間帯	20	20	21時
深夜・早朝帯	10	20	0時、3時、6時
1日	130	200	
1ヶ月	3,900	6,000	30日
基本料金	3,500	4,900	毎月
1ヶ月の合計	7,400	10,900	

※ PDCはプランB、衛星携帯電話はプランEを適用。

※ データ回収は、毎日、0時、3時、6時、9時、12時、15時、18時、21時の8回行なう。

※ データ回収の1回の所要時間は30分間。

置時、通信に関する費用は2003年1月末現在のものである。なお、NTT通話料金は、平日料金で算出したものである。

(1) 檜洞丸局

設置に要した費用は、総額約256万円で、資材費、設置費、運搬費に分類すると、それぞれ、約208万円、約42万円、約7万円であった。資材費のうち、データ通信用設備(PDC、外部アンテナ、アダプタ等)に要した経費は約4万円であった(金額はいずれも税込)。

現在、1週間に1回程度の頻度でデータ回収を行なっている。毎月のデータ通信に要する費用は4,020円で、衛星携帯電話を利用した場合の66%と試算された(表-5)。

(2) 丹沢山局

設置に要した費用は、総額262万円で、資材費、設置費、運搬費に分類すると、それぞれ、約169万円、約77万円、約16万円であった。資材費のうち、データ通信用設備費は、約7万円であった(金額はいずれも税込)。ヘリコプターを利用した割に運搬費が低いのは、近隣での作業に同調でき、ヘリコプターの回送費を要しなかったためである。

現在、3時間間隔で毎日8回のデータ回収を行なっている。毎月のデータ通信に要する費用は7,400円で、衛星携帯電話を利用した場合の68%と試算された(表-6)。

(3) 受信装置

データ受信装置(当センター内)は、パソコンとモデムが主な機器で、LANケーブル等の諸雑費を含めて、総額約13万円であった。受信用設備は特別な仕様のもではなく、使用可能な機器類があれば、新規に容易する必要はない。

3 稼動状況

(1) 檜洞丸局

2002年6月23日14時から観測を開始した。2003年1月末現在まで、通信状態は良好で、雨天時においても通信途中でトラブルの発生はなかった。また、異常と思われる値も記録されていなかった。しかし、2002年12月の、7日19時から8日12時まで(連続18時間)、8日19時から12日11時まで(連続89時間)、22日18時から23日11時まで(連続18時間)の3期間、延べ125時間で、データが欠落した。

データ欠落が発生した2002年12月の県内の気象状況は、上旬は雨や曇りの日が多かった。丹沢山地の東側、県の中央部に位置する海老名地域気象観測所においては、12月上旬の日照時間は19.1時間(平年値の36%)で、下旬も、前半は低気圧の影響で曇りや雨の日が多かった(気象庁、2003)。丹沢山地の西、山梨県の、河口湖測候所、山中地域気象観測所、大月地域気象観測所でも、同様の傾向がみられた(図-3)。また、12月9日には横浜で、12月としては11年ぶりに初雪があり、3cmの積雪が観測された。

(2) 丹沢山局

2002年10月16日13時10分から観測を開始した。

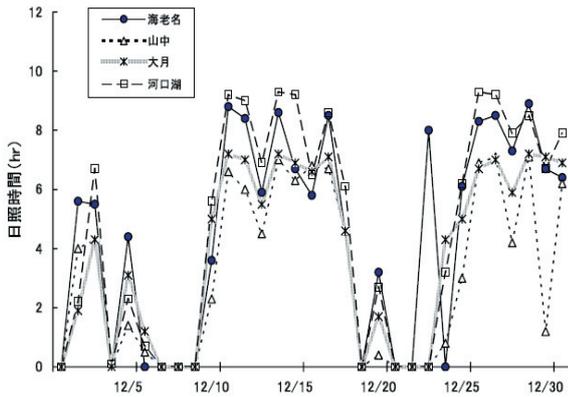


図3. 丹沢山地周辺の気象観測施設における2002年12月の日照時間

2003年1月末現在、気象の観測には問題がなく、データの欠落、異常と思われる値も記録されなかった。データ通信は、気象観測装置の設置からしばらくは順調であったが、2002年11月下旬頃から、3時間間隔の自動アクセスのうち、1日に2、3回、データ回収ができない日が出始めた。さらに、11月末頃より、終日、通信不能となる日があり、とくに、昼間および晴天時に通信状態が悪くなった。しかし、データロガーは3日分のデータを記録できるだけの容量があり、通信不能期間は長くても1日に過ぎなかったため、データ欠落は発生しなかった。

一般携帯電話回線の通信では、中継基地局の位置が重要で、DoCoMoへの聞き取り調査から、丹沢山局と交信可能な携帯電話基地局は、宮ヶ瀬ダムの周辺(以下、宮ヶ瀬基地局という)と、三保ダムの周辺(以下、丹沢湖基地局という)にあることがわかった。丹沢山局は、山頂平坦部の最も西側で、宮ヶ瀬基地局、丹沢湖基地局は、それぞれ、丹沢山の北東約11km、南西約13kmに位置する。これらの情報から、丹沢山局の中継基地局は、距離的にはやや遠いが、丹沢湖基地局であると判断した。通信不良状態を解消するため、試験的に、2002年12月26日、外部アンテナを指向性*1の強いビームアンテナに交換し、中継基地局を丹沢湖基地局に限定する対策を講じた。この結果、通信状態は改善され、2003年1月末現在までの約1ヶ月間、通信上のトラブルはほとんど発生しなかった。

IV 考察

1 コストと効果

気象観測装置のテレメータ化により、気象観測に費やす作業時間が大幅に削減された。従来は、1観測地点ごとに約1ヶ月に1回の頻度で、現地でのデータ回収および室内での作業(データ転送、変換作業等)に、それぞれ約1日が必要であった。今回のシステムでは、データ回収のために現地へ赴く必要がなくなると同時に、転送されたデータは、プログラム化された処理で自動的に変換作業まで行なわれる。このため、1回の観測ごとに約2日を要した作業が不要となった。また、丹沢山局の観測データは、インターネット公開により、迅速な情報提供が可能となった。

テレメータ化の効果は、とくに作業効率の向上が大きく、

削減分を人件費換算すると、テレメータ化に係る初年度費用にほぼ匹敵する。また、即時性の高いデータの取得による利用可能性の増大等を考慮すると、コストパフォーマンスは非常に大きいと考えられる。

2 一般携帯電話と衛星携帯電話との費用の比較

電話機の本体価格は、現在、一般的に利用されている衛星携帯電話は、20～30万円程度と高額であるが、檜洞丸局と丹沢山局に設置したPDCは、1～2万円のものである。今回の事例では、衛星携帯電話回線を使用した場合に比べて、通信費を30%以上コストダウンできると試算された。しかし、これは、一般電話から発信するシステムにおける比較である。現地から発信するシステムを採用すると、一般電話からの発信に比べ、PDCは1.3倍、衛星携帯電話は3.1倍の通話料金(昼間帯)がかかり、PDCと衛星携帯電話の通信コストの差は、さらに広がると考えられる。

したがって、利用時間、通信時間帯等によっても異なるが、一般携帯電話回線を利用した場合、衛星携帯電話回線に比べて、かなり低コストでデータ通信ができると考えられる。

3 検討課題

檜洞丸局は、冬期観測の電源確保、丹沢山は、安定的なデータ通信を中心に考察する。

(1) 檜洞丸局

データ欠落は、データロガーのトラブルによる未収録、機器類の電気的なトラブルなど、いくつかの原因が考えられるが、気象状況、データ収録の停止および再開された時間帯の一致から、電力供給が途絶えたシステムダウンが直接の原因で、データ欠落の長期化は、積雪によってソーラーパネルが遮蔽されたためと考えられる。

檜洞丸局のすべての電力は、太陽光発電によって供給されている。計算上は、1日2時間の有効日照で、発電量が1日のシステム消費電力を上回り、蓄電容量が最大であれば、無日照日が9日間続いても、システムは稼動する。しかし、今回、計算値よりも短い無日照時間で、システムダウンしたと考えられる。檜洞丸局の設置には、資材運搬に制約があり、システムを最小化するため、設計時に見込む安全率にゆとりがなかった。このため、12月の低温で、機器類の消費電力、蓄電池の性能等が標準仕様値と異なり、計算上の無日照保証期間を下回った可能性がある。したがって、現行システム下では、以下のような冬期の改善が必要と思われる。

まず、ソーラーパネルの、設置角度と方向である。ソーラーパネルを固定設置する場合、一般的には、30度前後の設置角度が理想といわれており、檜洞丸局のソーラーパネルも、取り付け器具との関係から27度に設置した。しかし、太陽の南中高度は、季節によって異なる。丹沢山地では、ソーラーパネルを58.4度に設置すると、冬至の、ソーラーパネルに当たる単位面積あたりの太陽エネルギー(以下、Pという)が最大となる。データ欠落時期は、一年で最も太陽高度が低く、ソーラーパネルの設置角が27度の場合、58.4度に設置した時に比べ、Pが約12～14%低下する。ソーラーパネルを急傾斜に設置することで、ソーラーパネルが積雪によって遮蔽される可能性もほとんどなくなると考

えられ、占有面積が小さくなるという副次的な効果も期待できる。

檜洞丸局のソーラーパネルの設置方向は西南西で、真南に設置した場合に比べ、Pが10%程度低下すると考えられる。西南西への設置は、夏期の周辺樹木の茂りによる影響を避けるためであるが、周辺樹木は落葉性広葉樹のため、冬期に落葉するので、冬期の発電量獲得の観点では、真南に設置したほうがよい。

2つ目は、蓄電池の防寒対策である。檜洞丸局の蓄電池は、支柱に取り付けたスチール製の箱(地上高約50cm)の中に収納してあり、収納箱の開閉部はボルトで固定するため、機密性は高い。檜洞丸局では、2003年1月末現在までに記録された最低気温(欠測期間を除く)は、 -15.3°C (2003年1月29日)である。データ欠落が生じた頃の最低気温は、 $-4\sim-5^{\circ}\text{C}$ 以上で、データ欠落の直接の原因を低温に求めることはできない。しかし、檜洞丸局で使用している蓄電池の、充電に関しての推奨使用温度範囲は $0\sim40^{\circ}\text{C}$ (放電、保存の適用温度範囲は、 $-15\sim50^{\circ}\text{C}$)で、低温および高温下では、発電量がそのまま蓄電されない可能性がある。このため、収納箱内に断熱材を入れるなど、蓄電池の雰囲気温度(Ambient Temperature)を一定範囲内に抑える対策が有効かもしれない。

(2) 丹沢山

ムーバに利用されている極超短波*2(以下、UHFという)のような短い波長の電波は、光に似た性質をもち、減衰が大きく、電波を出している基地局から離れるほど、電波は弱くなる(例えば、谷腰, 1998)。一般的には、携帯電話の通話距離は数km以下とされ、ムーバのサービスエリア図では、丹沢山地はほとんどがサービスエリア外である。このため、丹沢山局で受信している電波は微弱であると推察される。

11月下旬からの通信不良の原因は、交信基地局の限定によって改善されたことから、複数の基地局の電波を同時に受信した電波の干渉による可能性が高い。携帯電話の通信では、基地局のエリアごとに電波の周波数が異なるため、これらが干渉し合うと、電波が届いても通信ができないという現象が生じる。交換前のアンテナは車載用の空間ダイバーシティ*3型のもので、フェージング*4防止効果は高いが(例えば、清水, 2002)、全方向の電波を受信するため、電波の干渉に対する防止効果は少ないと考えられる。

以上から、一般携帯電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測の、安定的な交信に必要な条件を整理する。

1つ目は、電波の干渉に対する対策である。電波の干渉を防止するには、中継基地局を特定して、その局と限定的な交信を行なう必要がある。とくに山頂のような見通しのよいところでは、遠くの基地局からの電波が受信できるが、これは、周波数の異なった電波を同時に受信してしまう可能性が高いことも意味する。因みに、檜洞丸山頂付近では、事前調査時、極めて狭い範囲内の1地点しか通信可能な場所がなかった。これは、結果的に、特定方向の基地局の電波しか受信できず、電波の干渉という点においては、好都合であったと考えられる。

2つ目は、微弱な電波に対する対策である。今回の通信状態の改善は、基地局を限定したことによる効果以上に、

微弱な電波を確実に受信できるようになった結果であるとも考えられる。無指向性のアンテナに比べ、指向性の強いものは、それだけ、特定方向に電波を集中させることになり、利得(Gain)が増大する。交換前のアンテナの利得が公開されていないため、比較はできないが、交換後のアンテナは極めて指向性が鋭く、特定方向の利得が増大したと考えられる。したがって、指向性の強いアンテナの導入は、基地局が特定できれば、電波の干渉と、微弱な電波の受信に対する2つの対策を同時に解決する、有効な手段であると考えられる。

3つ目は、通信テストの回数と時期である。定点観測では、観測地を移動させることは困難で、入念な事前調査を行なう必要がある。UHFは、電離層では反射されずに突き抜けてしまうため、対流圏の下層部と地表面の間の、低い空間を伝播する。このため、気象条件に伴う大気屈折率分布や、地表面の凸凹、建造物、樹木などの障害物の影響を大きく受ける(例えば、清水, 2002)。したがって、通信テストは、気象や周辺環境が異なる条件下において、複数回実施する必要があると考えられる。今回の事前調査は9月中旬に行なったが、通信不良が発生した11月下旬には、冬型の気圧配置に変わり、高標高地では落葉も始まっている。これらの変化が、UHFの伝播状態に変化をもたらしたことは、十分に考えられる。

V おわりに

丹沢山地では、檜洞丸、丹沢山以外にも、一般携帯電話が使用できる山が多く知られており、テレメータ山岳気象定点観測の候補地は多い。これは、山地と街が接近していること、携帯電話利用者数も多く、サービスに関する基盤整備が進んでいるといった、神奈川県に拠るところが大きいと考えられる。しかし、今後、各地においても、基地局の増設など、携帯電話関連の基盤整備は急速に進むと考えられ、テレメータ山岳気象定点観測の可能性も高まると考えられる。

テレメータ化によって、気象観測に費やされる作業時間が大幅に削減されたが、これは、気象観測地に行く必要がなくなることを意味するものではない。観測機器類のメンテナンスは不可欠であり、メンテナンスに関するコストは、十分に確保する必要がある。気象の観測に関しては、専門的な知識をあまり必要としない、例えば、夾雑物の除去といった作業も多い。これは単純な作業であるが、極めて重要な作業である。限られた人員で一定の観測局を維持し、効率的に気象観測を進めるには、分業的な体制を構築していく必要もあるだろう。

気象観測装置の設置から、檜洞丸局は約7ヶ月、丹沢山局は約3ヶ月が経過した。檜洞丸局では冬期の短期間のデータ欠落、丹沢山局では通信トラブルがみられたが、両局とも予想以上の好結果が得られた。気象の観測、とくに定点での観測は、継続性が重要で、観測が軌道に乗った後は、観測の長期化に向けた課題を検討していきたい。また、丹沢山地には、ダム管理用のテレメータ雨量観測局など、相当数の気象関連観測施設がある。今後、これらの観測機関との連携を強め、気象観測ネットワークを構築していきたい。

なお、現在、丹沢山局の気象観測結果は、当センター研究部のホームページ (<http://www.agri.pref.kanagawa.jp/sinrinken/index.asp>) で公開している。データベース機能を付加し、過去の観測結果も検索できるようにしたので、活用いただきたい。

謝辞

今回の気象観測装置の設置にあたっては、各方面の方々のご協力をいただきました。東京農工大学大気環境学青木正敏教授、堀江勝年文部技官には、檜洞丸局の観測場所の選定、システム構成等についてご指導をいただきました。浜松測候所八木晃所長には、気象観測全般にわたり、貴重なご助言をいただきました。日本大学探検部奥俊君、小野村岳志君、羽川大輔君、新井啓泰君には、険しい登山道を、重い資材の運搬をしていただきました。勝又真美さんには、資料の整理をしていただきました。檜洞丸青ヶ岳山荘、丹沢山みやま山荘の関係者の皆様には、資材管理や宿泊に便宜を図っていただきました。ここに記して、感謝の意を表します。



写真1 運搬資材(檜洞丸)



写真2 気象観測装置設置状況(檜洞丸)



写真3 テレメータ気象観測装置(檜洞丸)



写真4 運搬資材(丹沢山)



写真5 気象観測装置設置状況(丹沢山)



写真6 テレメータ気象観測装置(丹沢山)

引用文献

- 浅井富男・内田英治・河村武(1986) 気象の事典. 528pp. 平凡社, 東京.
- 神奈川県(1994) 酸性雨に係る調査研究報告書. 286pp
- 中嶋伸行・越地正(2001) 東丹沢・堂平における7年間の気温統計. 神奈川県自然環境保全センター研究報告 28. 68-70
- 日本農業気象学会(2002) 気象・生物・環境計測器ガイドブック. 222pp
- 清水保定(2002) 写真で学ぶアンテナ. 232pp. 財団法人電気通信振興会. 東京
- 谷腰欣司(1998) 電波のしくみ. 205pp. 日本実業出版社, 東京.
- 戸塚績・青木正敏・伊豆田猛・堀江勝年・志磨克(1997) 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 89-92

【脚注】

- *1 方向によって電波の集中度が異なる特性。
- *2 Ultra High Frequency; 300MHzを越え、3,000MHz以下の電波。
- *3 Diversity; 受信の検波出力が大きい方に切替える方法。
- *4 Fading; 受信強度が比較的短時間に変動する現象。

ブナ林の立地環境調査(気象)

丹沢山地における最近の気象の特徴

山根正伸・藤沢示弘・田村淳・内山佳美・笹川裕史・越地正*1・中嶋伸行*2・齋藤央嗣*3

1. はじめに

山地における各種の気象データは、山地における物理現象や環境と生物との相互関係を解析するための基礎的な情報である。しかし、山麓部を除くとごく限られた地点でしか継続的観測が行われておらず、大半の山地での気象の実態は明らかにされていない。このような状況は丹沢山地においても同様であり、山地帯での気象の継続的な観測は極めて限られている。

1990年代中葉までに丹沢山地内で行われていた継続的な気象観測は、塔ノ岳での気温観測(1968年-1972年の7月と8月、日本気象協会)と降水量の観測(平塚土木事務所)、丹沢湖での降水量(気象庁アメダス)などがある。その後は、前回総合調査やその前後の各種調査・研究により、東丹沢の山地帯の数地点(越地1995、中嶋・越地2001)や檜洞丸(青木、2001)などで、継続的な観測が

行われた。

これらの観測結果は、丹沢山地の山地帯の気象の特徴の一端を明らかにし、専門的な見地からもブナの衰退と気象条件の関係(丸太・臼井,1997など)、シカの高広域の標高域での集中過密化(山根,1999)や、気流解析などにも活用されている。また、山地帯気象の概要は、一般向けにも解説され登山者などへの啓発に役立っている(丸田・宮崎,1997)。

このように、丹沢山地内、とくに山地帯における継続的な気象観測はさまざまに活用され、当山地の各種自然環境調査の基礎的情報として不可欠であり、観測の継続の必要性が指摘されたが、電源確保やデータ回収、機器類の維持管理などの困難性などが妨げとなり、高標高域や稜線部での継続観測の多くは中止されている。

しかし、近年、観測機器類の省電力化やデータ蓄積装置の小型化、ソーラーパネルの価格低下や高性能化、さ

表1. 2001年以降の丹沢山地および周辺の継続気象観測地点、位置、観測項目

地域	観測遅延名	緯度(N)	経度(E)	標高(m)	出典	観測項目
東丹沢	宮ヶ瀬管理所	35° 32' 38"	139° 14' 58"	290	①	P
	宮ヶ瀬及沢	35° 31' 35"	139° 13' 27"	317	①	P
	早戸	35° 31' 05"	139° 09' 48"	720	①	P
	堂平	35° 28' 54"	139° 10' 53"	877	①	P
	札掛	35° 28' 20"	139° 12' 23"	720	①	P
	大洞沢	35° 28' 04.8"	139° 12' 49.5"	450	②	P
	丹沢山	35° 28' 15.7"	139° 09' 57.1"	1567	②	P*1,T,WD,WV, S
	七沢(自然環境保全C)	35° 26' 18.1"	139° 17' 52.0"	102	③	P,T,WD,WV, S
西丹沢	大野山(乳牛育成牧場)	35° 23' 00.1"	139° 17' 52.0"	720	③	P,T, WD,WV, S
	丹沢湖	35° 24.6'	139° 02.6'	330	④	P
	鍋割山	35° 26' 26.0"	139° 08' 40.9"	1272	②	P*1,T,WD,WV, S
	檜洞丸	35° 28' 32.5"	139° 06' 21.6"	1601	②	P*1,T,WD,WV, S
	菰釣山	35° 28' 16.1"	138° 59' 45.0"	1379	②	P*1,T,WD,WV, S
周辺	海老名	35°26' 00.0"	139°23' 12.0"	18	④	P,T,WD,WV
	大月	35°36' 30.0"	138°56' 18.0"	364	④	P,T,WD,WV
	山中湖	35°26' 12.0"	138°50' 12.0"	992	④	P,T,WD,WV

※ ① 国土交通省データ, ②神奈川県自然環境保全センターデータ, ③神奈川県農林水産情報センターデータ (<http://web05.agri.pref.kanagawa.jp/kisyo/index.asp>), ④気象庁雨ダースデータベース

※※; 観測内容 P; 降水量, T; 気温, WD; 風向, WV; 風速, S; 日射量. *1; 融雪装置なし

*1 神奈川県自然環境保全センター研究部
*2 神奈川県北県西総合センター森林保全課
*3 神奈川県環境農政部森林課

らには、衛星通信などを用いたテレメータ観測が普及し、携帯電話などを組み合わせた観測ロボットも実用化されるなど山地での継続気象観測の環境は大きく改善されている。この結果、宮ヶ瀬湖上流でのテレメータ気象ロボットによる降水量の連続観測、山頂でのテレメータ気象観測（中嶋ほか、2003）が実施されるようになり、稜線部も含んだ当山地の山地帯における多点での気象が明らかにされつつある。

そこで、本稿では、丹沢山地とその周辺における継続的な気象観測データを収集し、丹沢山地の最近（2001 - 2005）の降水量、気温、風況を整理した。また、1980年代以降の連続的な観測データを収集し、気象変動に関する検討も行った。

2. 2001年以降の丹沢山地および周辺の継続気象観測地点

2001年以降の丹沢山地およびその周辺域において継続的な気象観測データを入手できたのは、表1に示すように13地点である。

このうち、5年以上観測が続けられているのは、降水量のみの観測である宮ヶ瀬管理所、宮ヶ瀬及沢、早戸、堂平、札掛（以上、国土交通省）、大洞沢（神奈川県自然環境保全センター）および丹沢湖（気象庁）の7点、気温、降水量、風向、風速、日射量などが観測されている七沢（神奈川県自然環境保全センター）と大野山（神奈川県乳牛育成牧場）の2点であった。このうち、丹沢湖については、1979年以降のデータがオンラインで利用可能であり、時系列的な分析が行えた。

当山地の主稜線部付近での気象観測は、丹沢山、鍋割山、檜洞丸、菰釣山の4地点あるが、檜洞丸と丹沢山は2002年夏から、残りの鍋割山、菰釣山は2003年夏以降の観測である。このうち、丹沢山は、すぐ近くの標高1400m付近で1990年代に継続的な気温観測データが、檜洞丸では1996年から2000年にかけての気温と降水量の観測データがあり、その概要がとりまとめられている（丹沢山；越地1995、中嶋・越地2001、檜洞丸；青木2001）。

山麓部および周辺には、気象庁のアメダスが神奈川県内では海老名に、隣接する山梨県には、山中湖と大月があり、降水量、気温、風向、風速などの観測が行われていた。これらの観測地点は、1978年以降のデータがオンラインで利用可能で、中期の時系列的な分析が行うことができた。

3. 降水量

(1) 2001 - 2005年の概況

丹沢山塊は太平洋に近く海洋気象の影響を受けやすいことから、年間の降水量が多いのが特徴である。一般的には梅雨期の6月頃や台風シーズンの9月に多いが、丹沢では8月に夏の雷雨や、にわか雨等の影響で降水量が多いとされている（丸太・白井、1997）。

表2に示すように、2001年から2005年にかけての丹沢山地内で行われた降水量の観測結果の集計からも、このような傾向には変化は見られない。

年間降水量は、2005年にやや少ないが、平均すると多

くの地点で2200mmを超えており、平地の海老名と比較して2～3割以上多く、場所によると倍以上の降水量が観測されていた（表2）。

月別の推移を、丹沢山地内での平均と周辺の観測地点と比較すると、全体に平地に比べて多く、とくに夏から秋、8月と10月の降水量が多いことがわかる（図1）。また、厳冬期の2月に雨が少なく、積雪量は概して少ないと推察できた。

このような年間の降水パターンは、アメダス観測地の丹沢湖と概ね一致し、近接の気象庁測候所では山中湖と類似

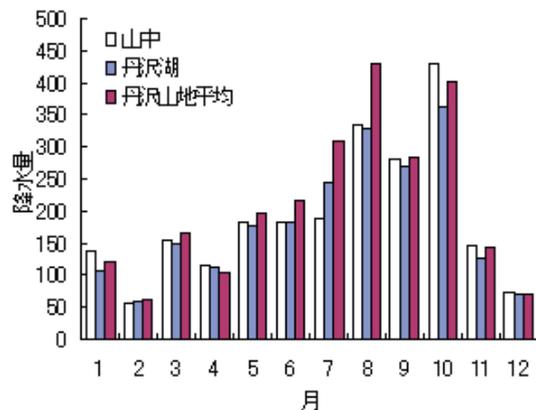


図1. 丹沢山地および山中湖の月別降水量(2001-2005)

表2. 丹沢山地及び近接観測地における年間降水量(2001-2005)

地点	2001	2002	2003	2004	2005	平均
宮ヶ瀬	2125	2234	2531	2531	1893	2263
及沢	2400	2467	2678	2835	2210	2518
早戸	3142	3238	3322	3445	2698	3169
堂平	3397	3333	3468	3932	2766	3379
札掛	2826	3070	3260	3771	2318	3049
丹沢山*			2198	1466	1882	1849
丹沢湖	2339	2028	2375	2646	1561	2190
鍋割山*				2764	1617	2191
檜洞丸*			2359	2756	1582	2232
菰釣山*				2268	1086	1677
七沢	1996	2117	2312	2284	1719	2086
大野山	2266	2249	2609	2786	1656	2313
丹沢平均	2561	2592	2711	2790	1916	2514
大月	1611	1402	1714	1710	1059	1499
山中湖	2238	1893	2541	3185	1598	2291
海老名	1651	1714	2164	1985	1559	1815

*融雪装置なしのため過小値

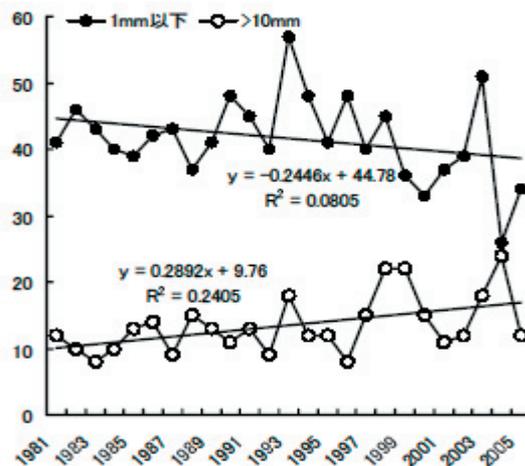
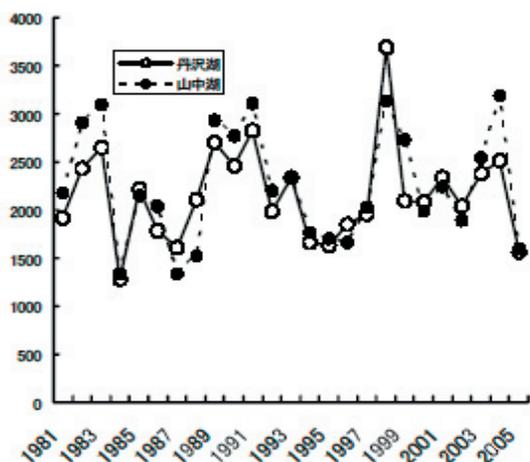


図2. 丹沢湖と山中湖での年間降水量(mm)の推移(1981-2005, 左)と丹沢湖における日最大降水量強度階別頻度(日)の推移(1981-2005, 右).

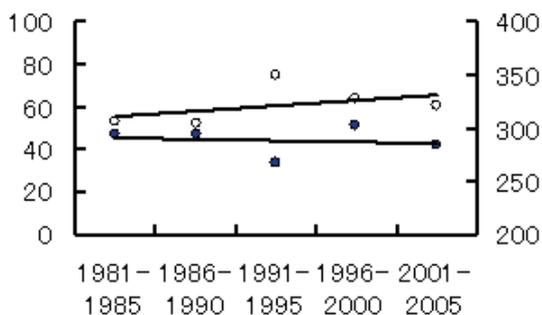


図3. 丹沢湖における確率降水量のトレンド. ○; 確率最大時間降水量, 左 Y 軸 (単位 mm), ●; 確率日最大降水量, 右 Y 軸 (単位 mm)

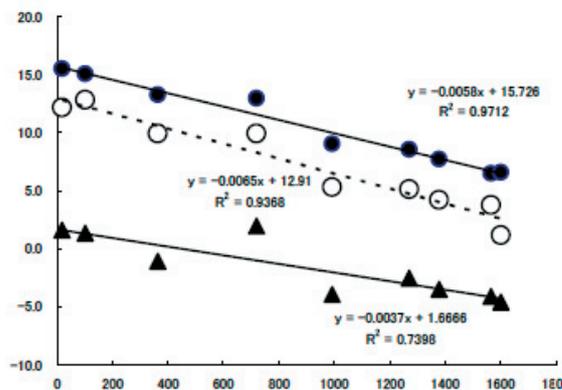


図4. 丹沢山地における気温と標高の関係, Y 軸; 平均気温 (単位°C), X 軸; 標高 (単位 m). ●; 最高気温, ○; 平均気温, ▲; 最低気温

表3. 丹沢湖と山中湖における降水量の月別変動

月	1981-85		1985-90		1991-95		1996-2000		2001-2005	
	丹沢湖	山中湖	丹沢湖	山中湖	丹沢湖	山中湖	丹沢湖	山中湖	丹沢湖	山中湖
1	31.6	32.2	69.8	68.0	75.0	67.4	71.6	49.6	107.4	139.1
2	89.0	101.0	103.0	127.2	69.0	40.6	59.8	58.4	59.8	57.3
3	176.6	175.4	188.2	180.4	184.6	189.4	171.8	166.4	148.6	154.6
4	204.4	235.2	169.2	154.2	151.6	139.6	225.4	201.8	112.0	116.2
5	161.2	209.8	187.0	198.6	187.2	175.0	186.2	184.8	175.8	183.2
6	300.0	282.6	245.0	237.6	237.8	227.8	281.5	294.8	183.4	182.0
7	210.2	174.2	163.2	158.0	271.0	196.0	307.2	244.6	246.0	188.4
8	394.8	500.8	344.2	359.0	187.2	224.6	279.6	228.6	328.8	333.4
9	230.6	277.4	383.6	317.0	303.6	446.4	361.4	407.2	268.6	280.8
10	160.8	193.6	128.8	154.2	242.2	300.6	171.6	183.6	363.0	430.8
11	117.2	120.8	100.2	113.2	119.4	155.2	222.6	233.2	125.4	147.0
12	26.8	27.6	49.0	53.4	61.0	66.8	52.0	53.2	57.5	72.8
計	2103.2	2330.6	2131.2	2120.8	2089.6	2229.4	2390.7	2306.2	2176.3	2285.6

していた。また、山中湖は中期的な年変動の相関も強かった ($r=0.91$)。

そこで、丹沢山地の1980年代以降の降水パターンの変動を、丹沢湖と山中湖で検討を行った。

(2) 1981年以降のトレンド

両地点の年間降水量は、1981年以降、極端に少雨の年はなく1500mmから3500mmの範囲で推移し、変動は大きいですが、明瞭な増加あるいは減少の傾向は認められなかった(表3)。降の少ない時期としては、1986年から1988年と1994年から1997年の2時期があり、平均降水量を続けて3年以上下回っていた。

月別降水量の年変動では、厳冬期の2月に降水量が減少する一方、11月から1月の初冬の雨が增加する傾向が両地点で共通していた。

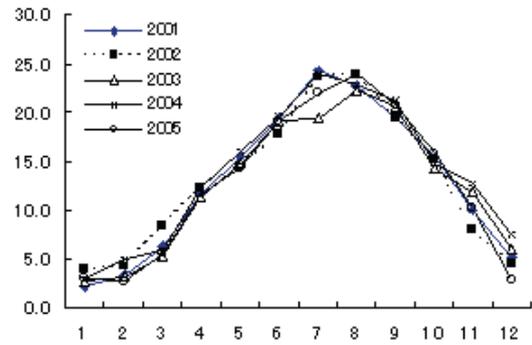


図5. 丹沢山地大野山(標高720m)における2001年から2005年の月平均気温の推移

表5. 海老名と山中湖の月平均気温の年代別変動

	1981-85		1986-90		1991-95		1996-2000		2001-2005	
	海老名	山中湖	海老名	山中湖	海老名	山中湖	海老名	山中湖	海老名	山中湖
1月	3.3	-4.2	5.0	-1.8	4.9	-2.3	4.9	-2.3	4.5	-3.1
2月	4.1	-3.3	5.4	-1.6	5.1	-2.2	5.1	-2.2	5.9	-1.5
3月	7.4	1.1	9.0	1.6	9.0	2.3	9.0	2.3	9.0	2.0
4月	13.2	7.4	13.7	7.3	13.8	7.5	13.8	7.5	14.9	8.6
5月	18.3	12.3	17.5	11.6	18.8	13.0	18.8	13.0	18.2	12.4
6月	20.4	15.1	21.1	15.8	21.8	16.3	21.8	16.3	22.2	16.7
7月	24.5	19.2	24.1	19.2	25.7	20.0	25.7	20.0	25.9	20.5
8月	26.2	20.4	26.4	20.5	26.8	20.7	26.8	20.7	26.4	20.5
9月	21.8	16.1	23.1	17.4	23.3	17.2	23.3	17.2	23.2	17.1
10月	16.5	10.0	16.9	10.6	17.7	11.3	17.6	11.3	17.4	10.8
11月	11.2	4.9	11.7	5.4	12.5	6.1	12.5	6.1	12.1	5.3
12月	6.1	-0.8	6.9	0.2	7.3	0.5	7.3	0.5	6.6	-0.6

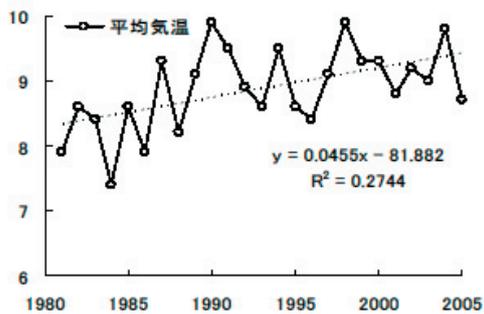
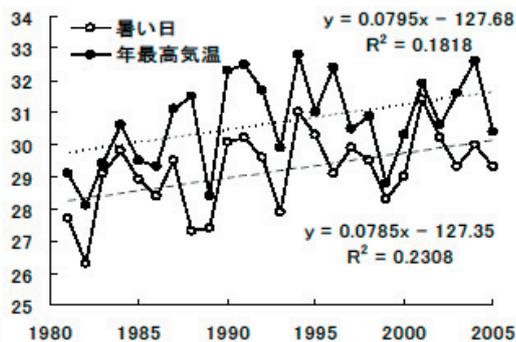
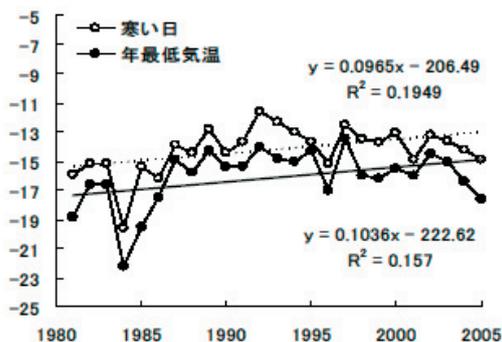


図6. 山中湖における1981-2005年の気温推移



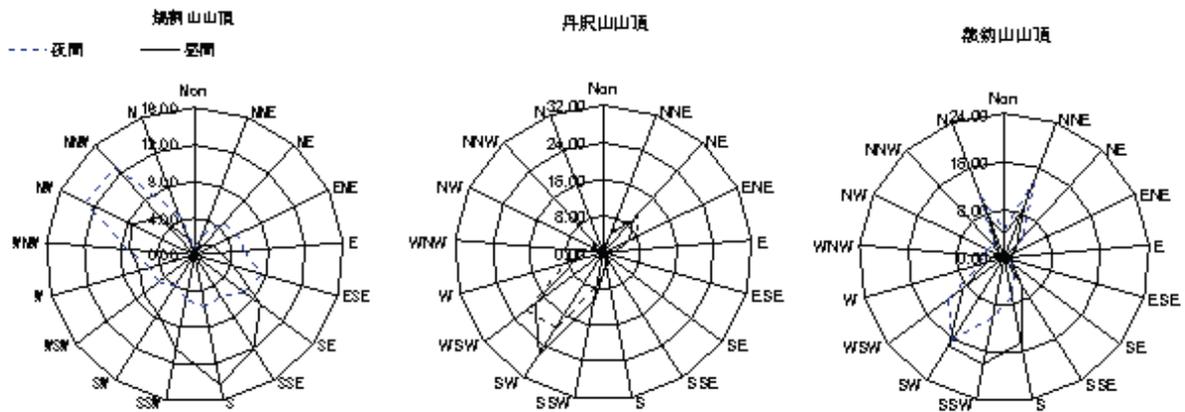


図9. 山頂における植物成長期（5月から9月）の風向（10分値）の頻度分布（2004年と2005年の平均値）。左から鍋割山、丹沢山、菰釣山山頂

表4. 丹沢山と周辺地における気温の月別変動（2004-2005）.
単位℃. 数値は上段；平均最高気温，中段；平均気温，下段；最低気温

	丹沢山	鍋割山	檜洞丸	菰釣山	七沢	大野山	海老名	大月	山中湖
標高	1567	1272	1601	1379	102	720	18	364	992
	0.4	2.1	-1.8	1.1	10.7	7.6	10.2	7.6	3.0
1月	-4.8	-2.5	-5.1	-3.5	4.1	2.9	4.5	1.3	-3.1
	-7.3	-5.5	-7.8	-6.5	-1.3	-0.8	-0.8	-3.6	-7.3
2月	1.6	3.4	-0.1	3.0	11.6	8.2	11.2	9.5	4.4
	-3.6	-1.2	-3.6	-2.1	5.4	3.6	5.9	3.2	-1.5
	-6.2	-4.8	-6.6	-5.7	0.0	-0.1	0.6	-2.0	-5.6
3月	3.3	5.0	1.8	4.2	14.7	11.0	14.3	13.1	8.1
	-1.8	0.7	-1.8	-0.2	8.5	6.3	9.0	6.6	2.0
	-4.4	-2.8	-4.9	-3.8	2.8	2.5	3.7	0.8	-2.7
4月	11.4	13.0	9.9	12.9	20.7	16.6	20.3	20.0	15.3
	5.7	7.8	5.8	7.2	14.5	11.8	14.9	13.0	8.6
	2.4	3.5	2.2	2.8	8.7	7.9	9.4	6.5	2.1
5月	13.9	15.1	12.9	14.5	22.9	19.1	22.7	22.3	17.8
	9.1	10.9	9.3	10.2	17.8	15.1	18.2	16.6	12.4
	6.4	7.8	6.3	7.0	13.3	12.0	14.0	11.5	6.4
6月	17.6	19.1	17.0	18.0	26.3	22.3	26.3	26.1	21.5
	13.7	15.6	14.0	14.9	21.7	19.0	22.2	20.8	16.7
	11.9	13.4	11.7	12.7	18.0	16.5	18.7	16.5	9.9
7月	20.0	21.2	19.4	20.2	30.1	26.5	30.2	30.3	25.5
	16.4	17.9	16.6	17.2	25.5	22.6	25.9	24.7	20.5
	14.6	15.6	14.4	15.1	21.8	20.1	22.5	20.4	13.3
8月	21.0	22.3	20.0	20.9	30.6	26.9	30.5	30.0	25.3
	17.0	18.7	17.2	17.9	25.9	23.1	26.4	24.6	20.5
	15.4	16.5	15.2	15.8	22.2	20.6	22.9	20.5	13.1
9月	18.8	20.3	17.8	18.8	27.3	24.2	27.4	25.9	21.7
	14.6	16.6	14.9	15.7	22.7	20.3	23.2	21.0	17.1
	12.7	14.1	12.4	13.3	19.1	17.6	19.6	17.1	10.5
10月	13.1	14.4	11.9	13.2	22.0	19.1	21.8	19.9	16.1
	8.5	10.6	8.9	9.5	16.9	15.1	17.4	14.7	10.8
	6.5	8.0	6.5	6.9	13.2	12.0	13.5	10.5	4.6
11月	10.0	11.2	7.9	10.8	17.5	14.9	17.2	15.3	11.6
	5.0	7.0	4.9	6.1	11.7	10.5	12.1	9.0	5.3
	2.9	4.3	2.5	3.2	7.3	7.3	7.6	4.1	0.2
12月	3.8	5.1	1.2	4.2	12.8	9.9	12.1	9.9	5.3
	-2.0	0.4	-2.1	-0.6	6.2	5.2	6.6	3.6	-0.6
	-4.1	-2.5	-4.6	-3.5	1.3	2.0	1.6	-1.1	-4.0

日降水量および日最大時間降水量の階級別頻度分布の年変動について丹沢湖を解析した結果、日降水量では明瞭な傾向は認められなかったが、日最大時間降水量は90年代以降に、10mm/h以上、とくに50mm/h以上の頻度が有意な増加が認められた。また、1mm/h以下の頻度は近年減少する傾向があった(図2)。山中湖では、丹沢湖ほど明瞭ではないが同様な傾向であり、丹沢山地では集中的な降水パターンとなっていると考えられた。

さらに、1981年以降の5年間ごとの日降雪および日最大時間降水量の年最大値5個を用いて確率降水量を求めたところ、確率日降水量の傾きは見られなかったが、確率日最大時間降水量の傾きが増加する傾向が見られた(図3)。

4. 気温

(1) 2001 - 2005 年の概況

2001年から2005年までの標高1601m地点(檜洞丸)と720m地点(大野山)における月平均気温、月最高気温、月最低気温の年平均値はそれぞれ6.6°C、9.8°C、3.9°Cと、13.0°C、17.2°C、9.8°Cであった。冬季(12月~翌2月)の同値はそれぞれ-3.6°C、-0.2°C、-6.3°Cと、3.9°C、8.6°C、0.3°Cであった。最暖月は8月(檜洞丸;月平均日最高気温20.0°C、日最低気温15.2°C、大野山;月平均日最高気温26.9°C、日最低気温20.6°C)、最寒月は1月(檜洞丸;月平均日最高気温-1.8°C、日最低気温

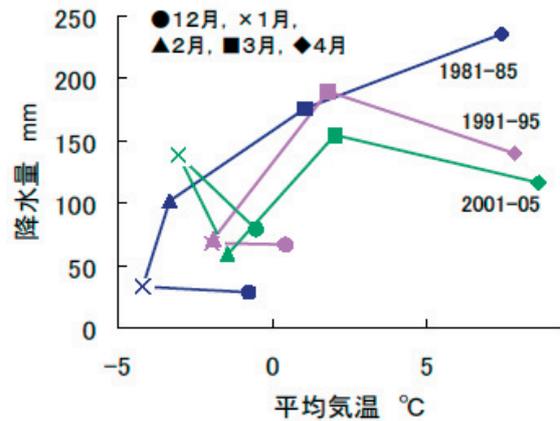


図10. 山中湖における81-85年、91-95年、2000-05年12月~4月のハイサーグラフ(気温と降水量の推移)

-7.8°C、大野山;月平均日最高気温7.6°C、日最低気温-0.8°C)。

山地帯の年平均気温は、おおむね気温低減率に従った値を示していた(図4)。年平均値を使って標高と気温の関係(気温低減率)をみると、平均気温と最高気温は、おおむね標高が100m上昇すると0.6°Cの割合で低下していた。しかし、最低気温については、低減率は0.37°Cと小さく高標高で最低気温があまり低くなっていない。さらに、月ごとに解析した結果、このような傾向は年間を通じた傾向であった。

地点別の結びつきを、月別気温の相関で調べると、山頂部では相関係数が0.999を、七沢、大野山は0.994を超え高かった。海老名と山中湖が0.993-0.994と次いで高く、大月はやや劣った。

過去5年間の山地帯の各月の気温の年変動を標高720m地点の大野山でみると、7月あるいは8月に気温が最も高くなり、1月から2月にかけて最低となるパターンで推移している(図5)。2003年は、7月の気温が低くその後8月に回復するという推移をみせ他の年と異なっている。なお、2003年は平地においても7月の気温は例年より低かった。また、12月の平均気温は幅があり、2004年が最も高く、2005年が最低であった。

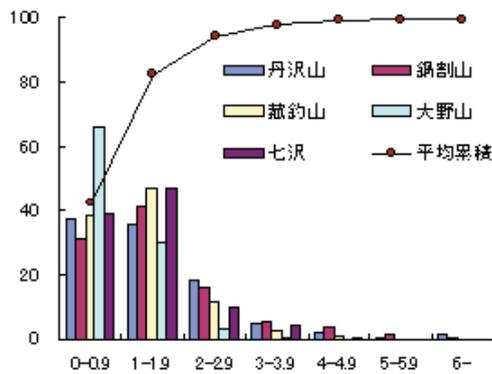


図7. 平均風速階頻度分布.

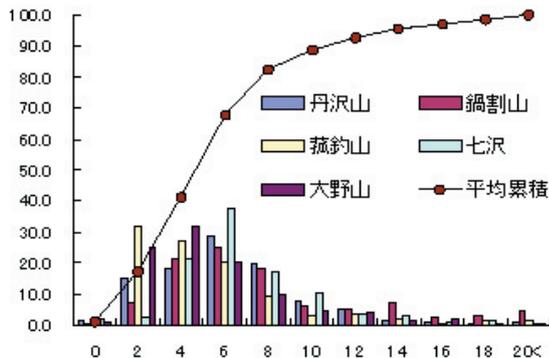


図8. 最高瞬間風速階頻度分布.

表6. 丹沢山山頂付近での平均積雪深(1994年から1997年)

時期	1994年	1995年	1996年	1997年	1998年*1
1月下旬	0	0	0	0	60-70
2月上旬	0-5	0-10	0-5	10-30	60-70
2月下旬	14-30	0-10	0-10	-	90-120
3月上旬	7-19	30-50	10-30	10-30	90-120
3月下旬	4-14	5-20	0-20	0-20	30-100
4月上旬	0	0-5	0	0	30-80

(2) 1981 年以降のトレンド

次に、過去 25 年間の気温変動について、山中湖と海老名について検討した。山中湖における平均気温は $0.46^{\circ}\text{C}/10$ 年のペースで上昇傾向であった (図 6)。また、1989 年以降になると、ほとんどの年がこの間の平均値を上回っていた。このような傾向は海老名でも同様であった。さらに最低・最高気温、各年の上位 4 番目の日最高気温および日最低気温 (1% 値) として定義した暑い日・寒い日の推移をみると、いずれも平均気温より速いペースでの上昇が認められた。

次に、月別気温の 5 年ごとの変動をみると、山中湖、海老名のいずれも 11 月から 3 月にかけてと 6 月と 7 月に気温の上昇傾向が認められ、過去 25 年に暖冬化、夏の早期化が進んできたと考えられた (表 5)。

5. 風況

(1) 風速

丹沢山地内での風速に関する観測は、山麓部では七沢で続けられてきたが、山頂付近の観測はごく最近に始められ、長期的な解析は難しいのが現状である。ここでは、2004 年と 2005 年の植物性長期にあたる 5 月から 9 月にかけての風速と風向の頻度分布について検討した。

図 7 に示すように、この時期の風はおよそほとんどが風速 4m 未満の弱い風で、8 割は 2m 以下の微風であった。瞬間最大風速は、4m から 6m をモードとして 12m までが全体のおよそ 9 割を占めていた (図 8)。

植物成長期における山頂での風向を、2004 年以降に連続観測が行われている鍋割山、丹沢山、菰釣山について 10 分値から集計した。集計は、日中 (6 時から 18 時) と

夜間 (18 時以降 6 時まで) で行った。

この結果、3 地点とも日中は南向きの風が卓越しており、鍋割山はほぼ南向き、丹沢山と菰釣山は南西向きが卓越していた (図 9)。夜間は、丹沢山地の南に位置して相模湾に開けている鍋割山では、日中とは反対の北向きの風が卓越したのに対して、北に位置する丹沢山と菰釣山は南西風と北東風が卓越し、やや異なっていた。

以上から、丹沢山地の主稜線付近では、植物生長期間では、地形や相模湾との位置関係にも夜が、昼間は南からの弱い海風が吹く風況と推察され、気流解析の結果 (丸太・臼井, 1977) を裏付けていた。

6. 冬季の気象

(1) 気温と降水量

前述したように、1981 年以降、丹沢山地では冬季とくに 2 月の降水量が減少し、気温が上昇する傾向で推移していると考えられた。そこで、丹沢山地の気象に近く、気温と降水量の観測が続けられている山中湖について、1980 年代前半、1990 年代前半および 2000 年代前半の 3 時期の 12 月から 4 月のハイサーグラフを描いて、気象変化の傾向を検討した (図 10)。

この結果、全般に気温が高く、降水量が少なくなっている傾向が認められた。とくに、2 月に気温の上昇と降水量の減少が、4 月は降水量の減少が明瞭であった。

このことから、今後山地内での継続的な観測により検証する必要があるが、丹沢山地は全般的傾向として温暖・少雪が疑われる。

表 7. 東丹沢山地における積雪状況の変化の聞き取りの結果。1998 年 1 から 2 月に行った。回答者欄 () 内の数字は年齢を示す。山根 (1999) を一部改変

対象者	場所	積雪に関する情報
①岩田伝三郎 (78)	丹沢山 1500m	1960 年頃は、12 月下旬から 1 月中旬頃に降雪が始まった。積雪は 2 月に最も深く、40~50cm の積雪深だった。当時は雪が乾燥していた。この 15 年くらいは積雪が減少した。
②中村道也 (50)	札 掛 500m	20~30 年前は雪が多かったが、この 10 年は雪が少ない。当時 2 月には 30cm 位の積雪があった。20 年前から暖冬傾向で大雪の頻度が減った。1998 年は記録的な大雪である。1960 年当時は、標高 1000~1200m 付近で 2 月には約 60cm の積雪があった。
③奥野幸道 (76)	丹沢山 1500m	1960 年頃は 2 月が一番積雪が深く 70~80cm 位あった。戦前は雪が多く 11 月 12 月に積雪があり、輪かんをよく使った。戦後は輪かんの使用はまれになった。
④斉藤精三郎 (58)	丹沢山 1500m	1960 年頃は 2 月から 3 月が最も雪が深く平均で 50cm、深い場所は 70~80cm の積雪があった。4 月には積雪はほとんどなかった。標高 1000m 付近で積雪が 40cm を超えていた。竜ヶ馬場付近でスキーをした。
⑤石井清 (52)	丹沢山 1500m	1965 年頃は 2 月から 3 月に雪は平均して 50cm を超えていた。積雪は 3 月上旬が最も深かった。4 月に入ってから融雪が進んだ。1970 年代、1980 年代と年代を経るほど気温が上がって積雪が減少している。最近の豪雪は気温上昇のため春雪型になった。

(2) 丹沢山付近の積雪動向

丹沢山地における積雪動向は、ごく断片的な観測に限られているが、上述したような温暖・少雪の傾向を確かめる情報としては有用である。ここでは、丹沢山一帯での観測結果を整理し、積雪動向を検討した。

1990年代中葉以降の積雪状況は丹沢山での観測記録がある(山根, 1999)。これによると、1994年から1998年の丹沢山山頂付近の積雪は、1998年を除くと、2月から3月にかけて認められた。積雪深は一時的に30cm以上に達するが、50cmを超えることはなく、通常は30cm以下で推移していた(表6)。1998年は、非常に雪の多かった冬で1月9日と15日に1mを超える記録的な降雪があり、降雪直後の平均積雪深は1mを超えていた。

積雪の月別推移をみると、まとまった降雪があっても南東斜面など日当たりの良い斜面では1ヶ月以内に雪が解けるが、北側斜面では春まで雪が残ることが示されている。すなわち、3月上旬に50cmを超えるまとまった降雪がみられた1995年を例にみると、積雪は急速に減少しており、平均積雪深が50cmを超えていた期間は約10日間であった。積雪の減少は南西向き斜面が最も速く、1ヶ月でほとんどなくなっている。次いで、南東斜面と西向き斜面で速く、約1ヶ月経過した時点の平均積雪深は10cm以下となった。とくに、南西斜面の減少が速く、約20日経過すると平均積雪深が約10cmまで減少した。これに対して、北東斜面での積雪の減少は遅く、3月下旬になっても25cmも残存し、4月上旬にも5cmを超える積雪が残っていた。

次に、記録的な降雪が観察された1998年の積雪推移は、降雪直後の1mを超えた平均積雪深は、その後、約2週間経過した時点でも丹沢山山頂付近における平均積雪深は70cmを記録している。2月上旬になると、南向き斜面やガレ場などに積雪深10cm以下の場所が点在したが、平均積雪深は70cmをまだ超えていた。その後の降雪によって、3月上旬の山頂付近の平均積雪深は再び1mを超え、3月中旬にも40～90cmの積雪深が維持されており、積雪が減少し始めたのは3月末以降で、積雪がなくなったのは4月中旬であった。このような、積雪パターンは、札幌で豪雪の記録がある1984年(古林ほか, 1997)などを除くと過去20年間ほとんど観察されておらず、聞き取りによる戦前あるいは1960年代の積雪が多かった年の状況(表7)と類似していたと考えられている。

2000年以降の降雪記録としては、2002年冬の丹沢山に隣接する不動が峰からその南側の熊木沢および箒杉沢一帯(いずれも標高1000m前後)における観察がある(石鍋, 2003)。2002年は比較的1998年以降で積雪が多い冬であった。2月の積雪状況を見ると、南～東斜面では標高1100m付近では平均で20から30cmの積雪であったのに対して、北向き斜面では平均で40-50cmとなっている。さらに標高があがると、積雪は標高1200m付近では各斜面とも10-20cm、標高1300m付近では20-30cm、それぞれ深くなっている。その結果、北向き斜面では標高1200mを超えると60cm以上の積雪に達している。

積雪の推移では、南向き斜面について観察結果が示されている。これによると、1月下旬までは積雪はなかったが、1月27日と2月11日まとまった積雪があり、積雪は平均

で50cm弱に達している。しかし、その後、まとまった降雪もみられず、積雪は減少し続け、2月下旬には平均積雪は20cmを下回り、さらに3月上旬には平均で5cmとわずかになっている。このような積雪の推移は、4月にはっても積雪が深かった1998年と異なっており、南向き斜面で短期間に融雪する点で、最近における積雪パターンと考えられる。

7. まとめ

気温、降水量に関しては、これまでの報告とおおむね一致し、山地帯での降水量は夏から秋の雨が多く平地より2～3割以上に達すること、気温は7月から8月に最高に、1月から2月にかけて最低となること、気温低減率はおよそ0.6℃/100mなどについて確認できた。また、植物成長期の主稜線部では南から南西の相模湾からの微風が卓越し過去の気流解析(丸田・白井, 1997)などを裏付ける結果が得られた。

また、これまで山地帯での自然環境の変化を通じて指摘されてきた、温暖・少雪化傾向に関しては、厳冬期の降水量の減少や冬季の気温上昇が認められ、1990年頃からこの傾向が顕著となっていると考えられた。日本各地の気象は、1990年代前半に気候ジャンプ(Minobe, 1997)により気温上昇が顕著化したとされているが、丹沢でもそのような傾向が確認できたことになる。ただし、2001年から2005年にかけての気温上昇は1990年代ほど顕著ではないため、気温上昇が1990年代同様のペースで進むかは、要検討である。

少雪傾向については断片的な観測情報での検討であり、降雪量や積雪パターンの変化について十分な情報は得られていない。降雪量や積雪パターンは、山地帯上部の動植物相などに直接・間接に影響を及ぼす重要な要因であり、大きくは丹沢山地の水源涵養機能にも影響が及ぶと考えられる。

したがって、今後も山地帯上部における降雪量や積雪も加えた気象の継続的観測を続けていく必要がある。

引用文献

- 青木正敏(2001)平成12年度丹沢大山気象モニタリング調査報告書。
- 越地正(1995)丹沢山地の2,3の地点における気象観測資料の解析1神奈川県林業試験場研究報告. 21, 51-94
- 丸田恵美子・宮崎直緒子(1997)丹沢の気象, 丹沢の気象四季. 古林賢恒編「丹沢自然ハンドブック」28-30. 自由国民社. 東京
- 丸田恵美子・白井直美(1997)酸性雨・霧. 丹沢大山自然環境総合調査報告書. pp81-88, 神奈川県, 横浜.
- Minobe Shoshiro (1997) A 50-70 year climatic oscillation over the North Pacific and North America. Geophysical Research Letters 24(6), 683-686
- 中嶋伸行・越地正(2001)東丹沢・堂平における7年間の気温統計. 神奈川県自然環境保全センター研究報

告：28, 63-70.

中嶋伸行・山根正伸・高田康雄・豊長義治(2003) 携帯
電話回線を利用したテレメータ山岳気象定点観測. 神
奈川県自然環境保全センター研究報告：30, 15-26.

古林賢恒・山根正伸・羽山伸一・羽太博樹・岩岡樹・
白石利郎・皆川康雄・佐々木美弥子・永田幸志・
三谷奈保・ヤコブ・ボルコフスキー・牧野佐絵子・
藤上史子・牛沢理, 1997. ニホンジカの生態と保全
生物学的研究. 丹沢大山自然環境総合調査報告書,
pp319-429, 神奈川県, 横浜.

石鍋健(2003) 生存限界密度下にあるニホンジカの越冬
期行動圏とササおよび積雪分布との関係. 東京農工
大学修士論文. pp45. 東京農工大学, 府中.

山根正伸(1999) 東丹沢山地におけるニホンジカ個体群
の栄養生態学的研究. 神奈川県森林研究所研究報告
26, 1-50.

財団法人日本気象協会(1999) 丹沢山地における森林衰
退と気象の関連調査報告書. pp42. 神奈川県.

ブナ林の立地環境調査（大気）

丹沢大山山地のブナ着葉期におけるオゾン濃度分布

阿相敏明*1, 内山佳美, 山根正伸, 越地 正*2, 相原敬次*3

1. まえがき

神奈川県は丹沢大山山地は県の北西部に位置し、標高1672 mの蛭ヶ岳をはじめとして標高1500m前後の山々が連なる面積約400km²の山地である。全体の約3分の1を占める面積の人工林が散在し、スギ、ヒノキなどの針葉樹が植林されている。自然林は、標高の低い暖温帯にスダジイ、シラカシ、モミが生育し標高の高い冷温帯にブナ、ウラジロモミや局地的にはイヌブナ、ツガ、シオジ、ケヤキなどの樹種がそれぞれ分布している。

しかし、大山（標高1200m）の南東斜面では1970年（昭和45年）頃からのモミの立ち枯れ（枯損）が、丹沢山地の主稜線部では1980年（昭和55年）頃からウラジロモミやブナの枯損が顕著となってきた。神奈川県（1997）は1993年から3年間にわたり「丹沢大山総合調査」を行い、ブナの枯損が著しい檜洞丸では大気汚染、とりわけ光化学オキシダント（オゾン）の関与していることを指摘し、山地におけるオゾンによる汚染の実態把握やモニタリングの必要性を提言した。

通常の大気汚染の監視は環境基準を根拠にその多くが平地（大気汚染常時監視）で実施されている。山間地における大気汚染の実態については電源等の制約で困難なため断片的な情報しか得られていなかった。阿相ら（2001a, 2001b）は年間を通した丹沢山地内や航空機による大気汚染測定を行なった結果、この山地では二酸化窒素や二酸化硫黄などの濃度は低いものとしてオゾンの濃度が高く、地域一帯に広がっていることを確認している。一般に発生源の影響の少ないと考えられる山地のオゾンの濃度が高くなる現象は気象条件によって都市域からの汚染物質の移流と光化学反応によって生じていること主な原因と考えられている（相原ら, 1982, 阿相ら, 1995）。

山間地域での樹木の枯損密度の高い場所は丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸の山頂付近であり、その大部分が標高1000 m以上に分布し、斜面方位では南東および南斜面に多いことがわかっている（越地ら, 1996）。オゾンによる樹木枯損への関与を検討するためにはこの地域でオゾン濃度の分布状況を把握することが必要である。電源等を要せず一定期間の平均濃度が測定可能なパッシブ型のサンプラーを用いてブナ着葉期における山間地のオゾン濃度分布について調査した。なお、結果の一部についてはすでに報告（阿相ら, 2005）した。

2. 方法

2.1 調査期間

調査は2004年および2005年のいずれも5月から9月の夏期に実施した。2004年が5月7日から10月5日、2005年が4月27日から9月28日に実施し、それぞれ5月から9月までの1ヶ月ごとのオゾンの平均濃度について調査した。

2.2 調査地域および調査地点

調査地域は2004年が図1の枠内に示す丹沢大山山地地域の主な山頂を含む97地点とその他の3地点（箱根、湘南平、平塚）でオゾン濃度の広域的な分布状況の把握を実施した。また2005年は山頂付近のオゾン濃度の分布状況の把握のため、図2に示す三国山地区、菰釣山地区、檜洞丸地区および丹沢山地区（天王寺尾根、堂平を含む）で調査を行い、檜洞丸地区と丹沢山地区は重点的に調査地点を多く配置した。

2.3 オゾン濃度の測定

オゾン濃度の測定は拡散型パッシブサンプラー（横浜市, 2002）を用いた。すなわち1%亜硝酸ナトリウムを50 μ m²添加した濾紙を捕集剤として大気暴露後、オゾンにより酸化された濾紙中の硝酸イオン濃度についてイオンクロマトグラフィーで分析し、硝酸濃度とオゾン濃度の関係から求めた換算係数から暴露期間中の平均オゾン濃度を算出した。なお、原則としては各調査地点にはサンプラーを地上高1.

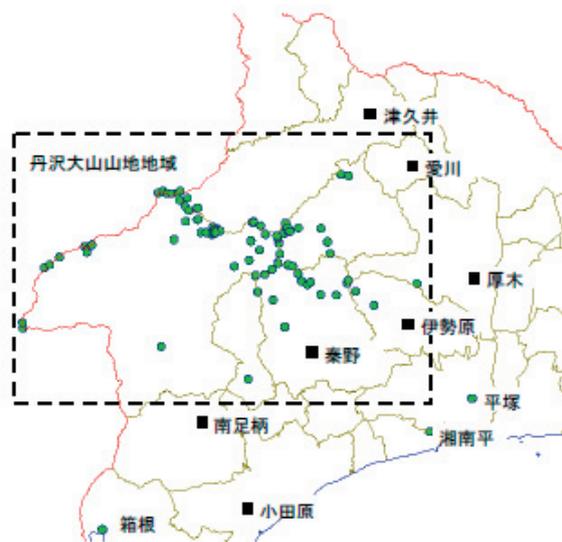


図1. 2004年調査地域および地点（○印）、■は大気汚染常時監視地点

*1 神奈川県環境科学センター（現：湘南地域県政総合センター環境保全課

*2 神奈川県自然環境保全センター

*3 神奈川県環境科学センター

5m に各2個ずつ設置し大気暴露期間1ヶ月とし、分析値を平均した。また、結果について比較するため、丹沢大山地域周辺の7カ所の大気汚染常時監視測定地点（厚木、愛川、秦野、伊勢原、南足柄、小田原、津久井）における5月から9月までの1時間値の月平均値を使用した。

3. 結果および考察

3.1 オゾン濃度の月毎の濃度推移

丹沢大山地域およびその周辺におけるの5月から9月



図2. 2005年の調査地域および地点(○印)

表1. 丹沢大山地域およびその周辺における平均オゾン濃度(ppb)の月毎の推移(2004年)

地域および地点	地点数	5月	6月	7月	8月	9月	平均
丹沢大山地域	97	61.2	46.2	38.8	40.4	38.7	45.1
箱根	1	56.0	36.9	33.5	29.3	33.2	37.8
湘南平	1	78.4	59.2	53.6	50.7	50.0	58.4
平塚	1	52.1	42.8	42.2	38.5	37.2	42.1
*調査地域周辺(大気汚染常時監視)の平均	7	25.4	22.4	21.9	16.7	17.4	20.8

*厚木、愛川、秦野、伊勢原、南足柄、小田原、津久井

表2. 丹沢大山地域およびその周辺における平均オゾン濃度(ppb)の月毎の推移(2005年)

地区およびその他の地点	地点数	5月	6月	7月	8月	9月	平均
丹沢大山地域	97	55.3	53.7	43.4	43.3	38.6	46.8
平塚	1	45.1	40.2	31.4	39.0	30.5	37.3
七沢	1	39.0	31.6	25.7	32.4	28.0	31.3
箱根	1	45.6	38.1	29.4	30.1	27.1	34.0
*調査地域周辺(大気汚染常時監視)の平均	7	33.1	26.6	18.9	22.1	20.3	24.2

*厚木、愛川、秦野、伊勢原、南足柄、小田原、津久井

におけるオゾン濃度の月毎の濃度の推移を表1(2004年)および表2(2005年)に示した。

5月から9月までの5ヶ月間のオゾン濃度の平均値は2004年が45.1ppb, 2005年が46.8ppbであった。これは調査地域周辺7カ所の平均値の20.8ppb(2004年), 24.2ppb(2005年)と比較して高いことがわかった。

月毎の濃度では、2004年, 2005年とも5月, 6月が高くその後7月から9月にかけて低くなり、この地域の周辺における月毎の濃度推移の状況と同様であった。

2005年の各地区毎の月変化を図3に示した。濃度の高い5月と濃度の低い9月では4地区間の濃度差が小さかった。しかし、6月から8月にかけての濃度は山地の西部に位置する三国山地区と菰釣山地区では檜洞丸地区や丹沢山地区に比較して低く推移し、月毎の濃度推移に地区毎の特徴があることがわかった。

3.2 オゾンの分布状況

2004年の結果から丹沢大山山地のオゾン濃度(平均)の広域的分布図を図4に示した。丹沢大山山地でオゾン濃度が高い地域は、大山から塔ヶ岳, 丹沢山, 蛭ヶ岳, 檜洞丸にいたる丹沢大山山地の主稜線部分で顕著に高く、平均オゾン濃度48ppb以上の範囲が連続的に分布していた。

2005年の結果について檜洞丸および丹沢山(天王寺尾根, 堂平を含む)の両地区での山頂付近のオゾン濃度の分布図を図5および図6に示した。檜洞丸地区では山頂から北西方向および南西方向に延びる尾根筋の地点で52ppbから56ppbの濃度の高い場所がいくつか認められ、この尾根筋に囲まれた区域でオゾン濃度が相対的に高かった。丹沢山地区では山頂からの尾根のうち北西方向と南方向の尾根に挟まれた部分と東方向(天王寺尾根)および北方向の尾根筋の一部で48ppb以上の高い濃度の地点が認められるが、山頂を中心にして南西部分の区域で相対的にオゾン濃度が高かった。

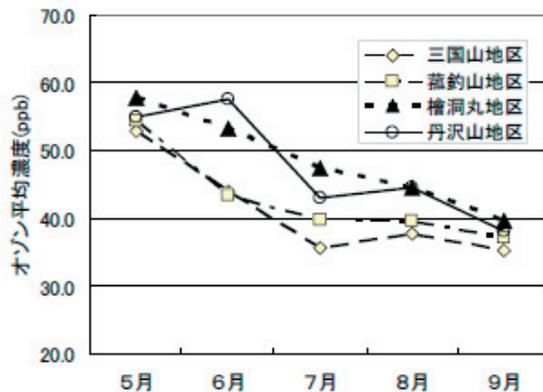


図3. 丹沢大山山地の地区間における月毎のオゾン濃度の推移(2005年)

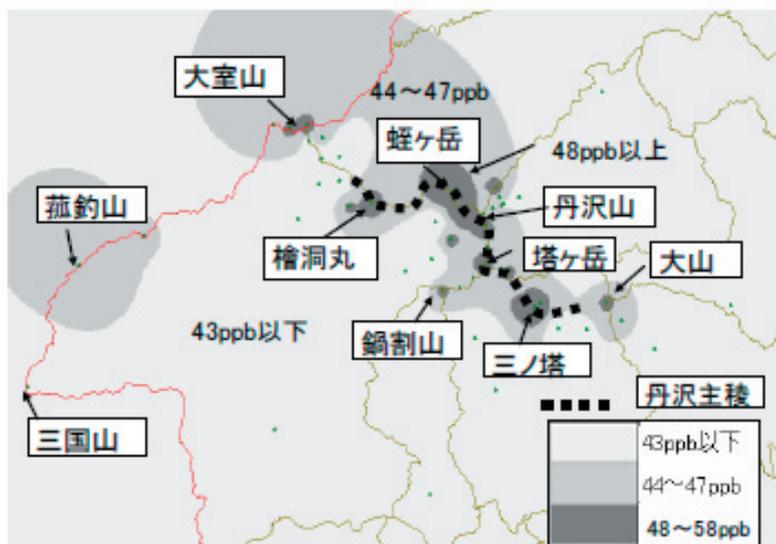


図4. 丹沢大山地域におけるオゾン濃度分布 (2004年5月~9月の平均)

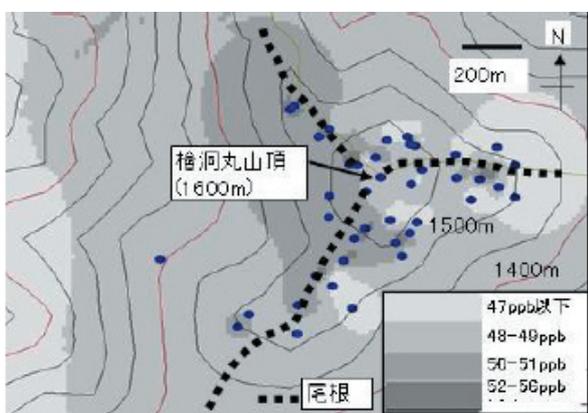


図5. 榎洞丸地区におけるオゾン濃度分布 (2005年の5月~9月の平均) (●印は調査地点)

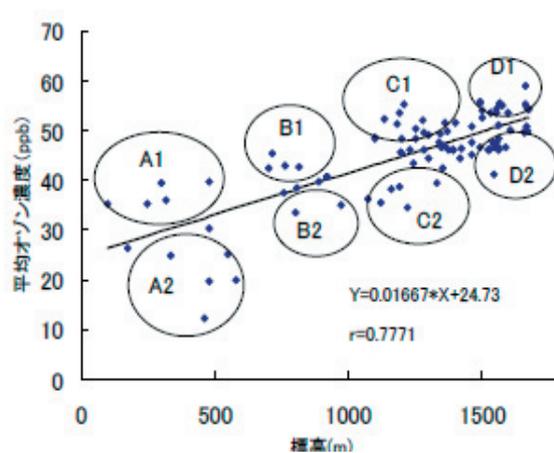


図7. 標高とオゾン濃度との関係および調査地点の分類

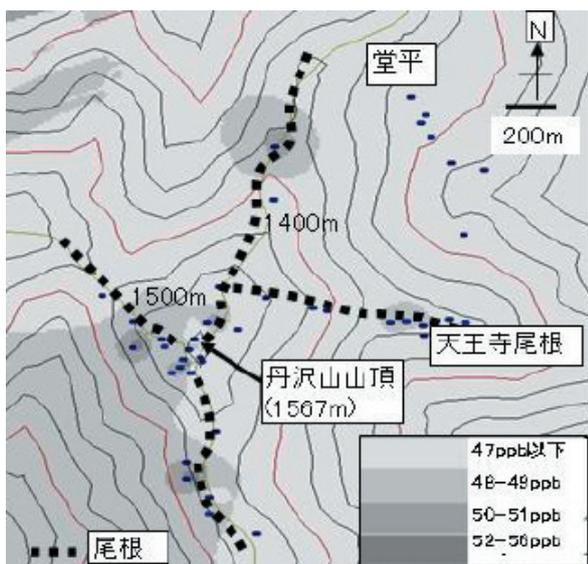


図6. 丹沢山地区におけるオゾン濃度分布 (2005年5月から9月の平均) (●印は調査地点)

表3. 標高に対応するオゾン濃度の差による代表的な地点の状況

回帰式からの濃度差	地点の分類	標高範囲	代表的な地点の状況
高い(プラス)	A1	600m未満	秦野ビジターセンターなど山麓に位置する地点
	B1	600m~1000m未満	大山下社、大野山など見晴らしのよい地点
	C1	1000m~1500m未満	三ノ塔、鳥尾山など尾根筋の地点
	D1	1500m以上	蛭ヶ岳、榎洞丸、丹沢山など山頂付近ですでに枯損が進行し周囲が開けた地点
低い(マイナス)	A2	600m未満	塩水橋など谷間に位置する地点
	B2	600m~1000m未満	東沢堰堤など谷筋の地点
	C2	1000m~1500m未満	三国山、菰釣山など丹沢大山の西部に位置する地点
	D2	1500m以上	榎洞丸、丹沢山など山頂付近で周囲に樹木が多い地点

3.3 標高とオゾン濃度との関係および調査地点の状況

2004年の結果について各調査地点における標高とオゾン濃度の関係を散布図および回帰式を求めた。求めた回帰式からの濃度差（残差）が大きい（はずれた）地点についてプラス（高い）あるいはマイナス（低い）の2区分（1および2）と標高の4区分（600m未満から1500m以上までのAからD）からの分類した8区分を図7に示した。標高とオゾン濃度の回帰式は $Y=0.0167x+24.7$ で示され、相関係数は $r=0.778$ の正の相関関係が認められた。

さらに、8区分のうち残差が大きいに代表的な地点の状況を表3に整理した。その結果、標高に対応するオゾン濃度が高い地点としては、山麓に位置する地点や中標高の見晴らしのよい地点、尾根筋あるいは高標高の蛭ヶ岳、檜洞丸、丹沢山など山頂付近ですでに枯損が進行し周囲が開けた地点であった。一方、標高に対応するオゾン濃度がより低い地点としては、谷間、谷筋にあたる地点や三国山、菰釣山などの丹沢大山の西部に位置する地点あるいは高標高の山頂付近で周囲に樹木が多い地点であることがわかった。

引用文献

神奈川県, 1954. 丹沢大山区学術調査報告書: 477.
越地 正、鈴木 清、須賀一夫, 1996. 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1). 神奈川県森林研究所

研究報告 (22): 7-8.
神奈川県, 1997. 丹沢大山自然環境総合調査報告書. 酸性雨に係る調査研究報告書. 丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会編, 635, 神奈川.
相原敬次, 三村春男、村松富美雄ら, 1982. 神奈川県西部地域（西湘地域）の光化学大気汚染発生機構に関する調査研究 (1) 相模湾海風と局地汚染について. 神奈川県公害センター研究報告, (4): 1-3.
阿相敏明, 三村春男, 須山芳明ら, 1995. 神奈川県西部地域における大気汚染発生機構の解明 (2) 一丹沢後背地への光化学オキシダントの流入過程一. 神奈川県環境科学センター研究報告 (18): 7-16.
阿相敏明・武田麻由子, 相原敬次, 2001a. 西丹沢における酸性雨及び大気汚染物質の汚染状況 (1995～2000). 神奈川県公害センター研究報告 (24): 82-89.
阿相敏明, 武田麻由子, 相原敬次, 若松伸司, 2001b. 丹沢大山における森林保全のためのオゾン許容量推定手法の開発一丹沢におけるオゾン汚染状況の把握と汚染機構の解明一. 神奈川県公害センター研究報告 (24): 67-75.
横浜市, 2002. 短期暴露用拡散型サンプラーを用いた環境大気中のNO、NO₂、SO₂、O₃およびNH₃濃度の測定方法. 横浜市環境科学研究所資料.
阿相敏明, 内山佳美, 斉藤央嗣, 2005. 丹沢のブナ衰退機構解明のためのオゾン濃度分布調査. 第46回大気環境学会年会講演要旨集: 386.

ブナ林の立地環境調査（大気）

丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響

河野吉久 *1, 須藤 仁 *1, 石井 孝 *1, 相原敬次 *2, 内山佳美 *3

1. はじめに

わが国の大気常時監視点は、人口の密集する都市域を中心に配置されているため、わが国では過疎地や山間地での測定はほとんど行われていない。鹿角ら（2001）は八方尾根山腹において5月～9月の5ヶ月間の観測結果を報告しているが、森林衰退現象が指摘されている山岳地点での観測例は極めて少なく、日光白根山で夏季および秋季にオゾン測定した例（畠山ら，2004），奥秩父雁坂小屋での観測例（伊豆田・小川，2004）がみられる程度で、年間を通じた観測結果についての報告はみられない。

丹沢山地では、1960年代から大山のモミの衰退現象が指摘され、1980年代からは山頂や尾根筋を中心にブナの衰退が進行している（越地ら，1996）。丹沢山地のブナ衰退要因として、様々な要因が指摘されているが、丸田らは（1999）は1994～1995年に実施された調査結果をもとに、丹沢山地のブナ衰退要因として高濃度オゾンの影響を指摘している。このような指摘に対して、武田および相原（2005）は、西丹沢（犬越路）地点において小型オープントップチャンパー（OTC）を用いて、浄化・非浄化空気によるブナの暴露試験を行い、オゾンがブナの落葉（老化）を促進し、成長が抑制されている可能性を明らかにしている。

丹沢山地内の西丹沢（犬越路：標高920m）地点ではオゾンの連続観測が1995年～2000年度に実施されており、年平均値として42～46ppb、1時間値の最高値として136～176ppbが記録されている（阿相ら，2001）。また、実際に衰退の観察される地点を中心に丹沢山地内にパッシブサンプラーを配置し、実態把握を行っている（阿相・中嶋，2004；阿相ら，2005）。しかし、パッシブサンプラーによる測定では、年間を通じた濃度変化やドースの推移、時間値の最大値などのデータをタイムリーに取得することはできない。このため、本報告では、実際にブナ衰退現象が観察されている丹沢山地内の檜洞丸地点においてオゾンの連続観測を通年行った結果に基づいて、オゾン濃度やドースの実態について解明するとともに、ブナ衰退との関連性について考察を加えた。

一方、森林衰退現象には、大気汚染物質のみならず気象条件や土壌などの自然のストレスが複雑に関連していることが指摘されている（河野，2004；越地ら，1996；谷本ら，1996；Kohno et al., 2005；UN/ECE and EC, 1999）。特に、山岳部では局所的な衰退現象が多くみられ

ることから、強風との関連性を示唆する報告が見られる（谷本ら，1996）。しかしながら、既往の研究では個別の要因に着目して検討されている例が多く、各地の衰退現象に対して主たる要因の影響、および主たる要因と従たる要因の複合的な影響についてはほとんど検討されていない。森林衰退の原因究明には、このような局地的要因を考慮しつつ大気汚染物質等の広域に及ぶ要因の影響を評価する必要があると考える。

そこで、本報告では山岳地における局地的な森林衰退の要因として、特に大きな影響が懸念される風況とO₃に注目し、森林衰退地点周辺を対象に、複雑地形によって変化する沈着量を評価するのに適した数値流体力学に基づく風況・物質輸送シミュレーションを行い、山岳地における風況と衰退現象との関連性、さらには衰退現象に及ぼす風況とオゾンの複合的な影響について検討し、丹沢山地におけるブナ衰退現象のメカニズムについて考察した。

2. 材料および方法

2.1 檜洞丸地点でのオゾンの連続観測

丹沢大山国定公園特別保護地区の檜洞丸山頂直下の南西尾根上の比較的平坦な標高1540m地点に、風力発電機とソーラーパネルを組み合わせたハイブリッド型の電源供給システムを組立て設置した（図1）。

用いた資機材の構成概要を図2に示した。ソーラーパネルと小型風力発電機4系列を並列に設置し、それぞれ余剰電力はバッテリーに蓄電する方式とし、ダシビ製1006-AHJ（測定値に対して気圧補正処理）あるいはダイレック製Model-1150（温度気圧自動補正）による連続観測を行っ

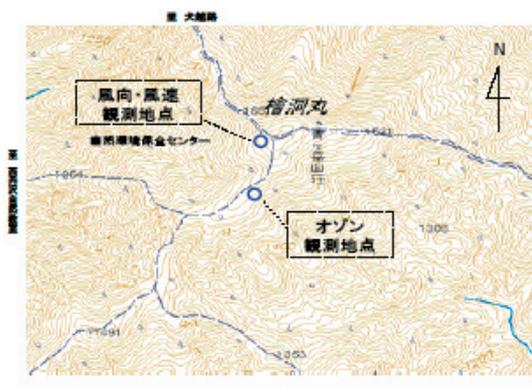


図1. 丹沢山地檜洞丸オゾン観測地点

* 1 財団法人 電力中央研究所

* 2 神奈川県環境科学センター

* 3 神奈川県自然環境保全センター研究部

た。この方式では、主たる電力はソーラーパネルが供給し、風速が4m/秒以上になると風力発電機が稼働する。しかしながら、図-1に示したように、システムを設置した場所が、登山道に隣接していると同時に、ブナ個体の日陰になることを避けた関係から南東風が直接当たる尾根筋の西側に設置できなかったことから、南西風の吹き込みが悪くなり風力発電機の稼働効率が極めて悪かった。このため2004年12月に蓄電池を増強した。これにより、連続観測結果から得た稼働率(観測率)は2年間の平均で約90%となった(表3-1参照)。

2004年7月下旬にシステムを設置して以降、5分間値あるいは10分間値をデータロガーに蓄積し、定期的にロガーの回収を実施した。これを基に1時間平均値を算出し、日報、月報を作成し、平均濃度、AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb; Fuhrer et al., 1997; 伊豆田・松村, 1997) 等を算出した。また、山腹に相当する西丹沢(犬越路)地点および山麓周辺の常時監視点(神奈川県伊勢原市役所, 以下、伊勢原と記述)の観測値との比較も行い、山頂周辺のオゾン濃度、ドーソンの特徴を把握した。

本報告では、記録を開始した直後の2004年8月～2006年7月までの2ヶ年間の結果について整理した結果を報告する。なお、檜洞丸地点以外の地点の観測結果については神奈川県の大気常時監視測定点における観測結果(2006年4月～7月については速報値, それ以外については確定値)を用いた。

2.2 数値解析手法

2.2.1 解析手法

大気汚染物質の長距離輸送と沈着を評価する手法には、気象モデルと組み合わせた種々のモデルがあり、広く用いられている(Byun & Ching, 1999)。しかしながら、これらの多くは、山岳地のような複雑地形上での評価に対してモデルの特性上、十分な精度を得ることが難しい。ここでは、山岳地における風速場と物質濃度場を精度良く再現するため、数値流体力学に基づく解析手法(風況・物質輸送解析コード「NuWiCC」(須藤ら, 2004))を、地表における酸化性物質の乾性沈着過程を考慮できるようカスタマイズして用いた。

大気として非圧縮性の乾燥空気を、酸化性物質として

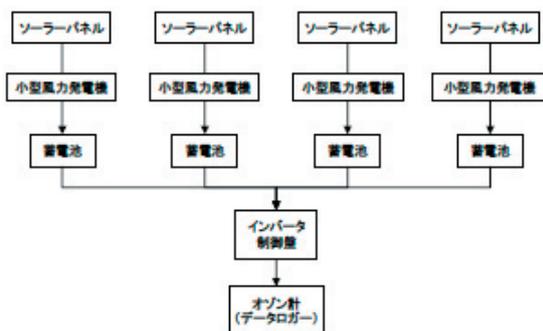


図2. 観測用電源供給システムの構成

オゾン(O₃)を想定した。複雑地形を精度よく取り扱うため、境界適合座標で記述した連続の式、Navier-Stokes式、物質濃度輸送方程式を用いた。渦動粘性係数は標準型k-εモデルにより算出し、乱流シュミット数は1に設定した。なお、本計算の対象領域は10km四方程度の狭い領域であり、移流が支配的であると考えられるため化学反応系は省略した。

基礎式の空間離散化には高次精度差分法を用いた。流入側境界では速度と濃度に対して対数分布を与えた(成層圏等を起源とするオゾン)を想定)。地表面境界では対数則より算出される速度および、濃度拡散フラックスと沈着フラックスのつりあい条件式を与えた。

$$D_i \frac{\partial C}{\partial z} = V_d C$$

ここで、 C : 濃度, D_i : 濃度の渦拡散係数, V_d : 沈着速度, z : 鉛直方向座標である。

複雑地形が沈着挙動に及ぼす影響は、局地風によって変化する濃度と渦拡散係数を通して現れることになる。本手法に基づく解析結果の妥当性については文献(須藤ら, 2004, Suto et al., 2005)を参照されたい。

風況解析を行うにあたり必要となる主風向の選定には、気象庁および神奈川県自然環境保全センターによる気象観測データを利用した。風向出現頻度が比較的高い南(S), 南南西(SSW)の2風向を選定し、各風向条件に対して表4-1および図4-1に示すような矩形領域をそれぞれ設定した。表4-2, 図4-2, 表4-3および表4-5にそれぞれ、各領域に対する格子条件, 粗度区分, 計算条件を示した。なお、計算には電力中央研究所大型計算機システム分散メモリー型並列スカラー計算機(Intel Itanium2, 1.6GHz)を使用した。気流場と濃度場それぞれの計算時間は表4-4, 表4-6に示したとおりである。

2.2.2. 解析条件

- 対象地 -- 丹沢山地およびその周辺(大室山付近を含む)
- ・主風向 -- SおよびSSWの2方向
- ・風速 -- 鉛直方向分布1種類(中立大気を想定した対数分布とした)
- ・濃度 -- 鉛直方向分布1種類(バックグラウンドオゾン)を想定した対数分布とした)

3. オゾンの連続観測結果および考察

3.1 檜洞丸地点の概況

連続観測システムを設置した地点は、越路ら(1996, 2006)がブナ衰退調査を継続的に実施している檜洞丸山頂直前のやや平坦な部分の登山道脇の標高1540m地点で、概ね南～南南西の尾根筋上に位置する(図-1)。山頂直下の南西斜面(標高1601m)では神奈川県自然環境保全センターにより気象観測が実施されており、2004年8月～2006年7月の2ヶ年間の年平均気温は6.9℃、

年平均降水量 3,873mm, 年平均飽差 (Vapor pressure deficit) は 0.211kPa であった。

この地点周辺には比較的大木のブナが分布するが、シカの被害もあり天然の稚樹、若木はほとんど見当たらず、近年はブナハバチの被害による衰退や枯損が進行し、急速にギャップが拡大している状況にある。

3.2 観測結果の概要

檜洞丸地点において連続観測した結果の概要を表 3-1 に示した。2004 年 7 月 28 日より檜洞丸地点において観測を開始したが、台風や天候不順のため電力供給が追いつかず、欠測率が高かった。しかし、12 月初旬に蓄電池を増強した結果、2005 年 12 月～2006 年 3 月まではほぼ順調にシステムを稼動することができた。一方、2006 年 4 月に自動データ伝送システムに変更した結果、初期トラブルや雷害によりデータ消失があったことなどのため欠測率が極めて高くなった。このため、後述するように、欠測率が 10% を超える月についてはデータを補正し、解析を行った。

3.2.1 日変化

檜洞丸地点において 2 ヶ年間に観測された 1 時間値の最高値は 2005 年 9 月 1 日の 119ppb であった。この日の日変化を図 -3-1 に示した。山麓に位置する伊勢原では 15 時に最高値 147ppb が記録され、西丹沢 (犬越路) においても同時刻に 134ppb が記録されている。檜洞丸でも同時刻に 118ppb が記録されているが、一旦濃度がわずかに

低下した後、20 時に最高値 119ppb が記録された。また、これに次ぐ高濃度を記録した 2005 年 8 月 5 日の場合には、伊勢原で 13 時に 111ppb が記録され、西丹沢 (犬越路) では 3 時間遅れの 16 時に 140ppb が記録され、檜洞丸でも 16 時に 115ppb が記録された。

この 2 ヶ年間ににおける檜洞丸および西丹沢 (犬越路) の 1 時間値の最高値は、西丹沢 (犬越路) において 1995 年～2000 年度に記録された最高値 176ppb (1998 年度) よりも大幅に低い値であった (阿相ら, 2001)。一方、丹沢山地および伊勢原のオゾン濃度の最大値を見ると、山間地よりも平地の伊勢原地点の方が高い傾向にあった (表 3-1～表 3-3 参照)。

3.2.2 年平均値

檜洞丸地点における 24 時間値 (日平均値)、日中 12 時間平均値 (6 時～18 時) あるいは日中 8 時間平均値 (9 時～17 時) の年平均値は約 42ppb で、3 者の間にはほとんど差がみられなかった。また、檜洞丸と西丹沢 (犬越路) 地点にはほとんど差異がみられないが、伊勢原の場合には 24 時間値の年平均値は西丹沢や檜洞丸よりも低く、対象時間帯が短くなるほど平均値が高くなる傾向にあった。24 時間値でみると伊勢原の年平均値は西丹沢および檜洞丸地点における年平均値の約 1/2 の濃度レベルであった (表 3-1～表 3-3)。

表 3-1. 西丹沢 (檜洞丸) 地点でのオゾン連続観測結果観測状況

Year	Month	Days	Hours	Max (ppb)	Mean (24h, ppb)	Mean (12h, ppb)	Mean (8h, ppb)	AOT40 24h, ppb·h	AOT40 12h, ppb·h	AOT40 8h, ppb·h	欠測率 (%)
2004	2004-08	31	618	94	36.4	35.3	35.5	4,148	1,809	1,227	16.9
	2004-09	30	439	86	39.5	38.4	38.3	2,685	1,267	952	39.0
	2004-10	31	620	77	43.3	41.6	41.4	2,962	1,176	770	16.7
	2004-11	30	630	53	27.5	22.9	26.4	478	242	153	12.5
	2004-12	31	732	48	29.8	29.7	29.2	391	182	99	1.6
	2005-01	31	718	53	42.8	42.2	41.9	2,689	1,175	720	3.5
	2005-02	28	606	46	43.5	43.4	43.2	3,053	1,328	821	9.8
	2005-03	31	694	89	52.2	51.3	50.8	8,751	4,050	2,627	6.7
	2005-04	30	718	91	55.3	52.9	52.2	11,171	4,730	2,975	0.3
	2005-05	31	739	89	54.4	52.6	53.0	11,063	4,846	3,310	0.7
	2005-06	30	715	111	50.1	47.4	47.9	9,081	3,531	2,410	0.7
	2005-07	31	744	94	41.8	40.6	42.1	5,286	2,350	2,004	0.0
2005	2005-08	31	743	115	37.9	36.6	37.6	4,751	1,919	1,373	0.1
	2005-09	30	719	119	37.3	37.8	40.0	3,787	1,991	1,599	0.1
	2005-10	31	743	61	39.2	39.0	39.3	1,890	874	540	0.1
	2005-11	30	710	61	41.0	40.7	40.7	2,528	1,193	760	1.4
	2005-12	31	715	60	34.4	33.9	33.8	106	47	24	3.9
	2006-01	31	740	53	37.4	37.2	37.1	751	366	232	0.5
	2006-02	28	662	58	41.1	40.9	40.8	2,130	984	614	11.0
	2006-03	31	743	93	49.9	49.7	49.2	7,761	3,777	2,408	0.1
	2006-04	30	200	76	55.0	55.4	55.8	3,141	1,546	1,059	72.2
	2006-05	31	702	89	52.0	50.9	51.2	9,609	4,373	2,948	5.6
	2006-06	30	601	106	51.9	50.3	50.5	8,296	3,658	2,446	16.5
	2006-07	31	323	76	31.4	29.4	30.1	1,039	366	295	56.6
2004		365	7,973	111	43.1	41.5	41.8	61,758	26,686	18,068	9.0
2005		365	7,601	119	42.4	41.8	42.2	45,788	21,093	14,298	14.0
	平均				42.7	41.7	42.0	53,773	23,890	16,183	11.5
2004	(4月～9月)				46.3	44.5	44.8	43,434	18,533	12,878	
2005	(4月～9月)				44.2	43.4	44.2	30,622	13,852	9,720	
	平均				45.2	44.0	44.5	37,028	16,193	11,299	

標高: 1,540m

期間: 2004/08/01-2006/07/31 (2006.04の欠測率が高いのは、システム不具合あるいは落雷によりデータが消失したことによる)

8h: 09:00-16:59

12h: 06:00-17:59

24h: 00:00-23:59

AOT40: 未補正

表 3-2. 西丹沢（犬越路）地点でのオゾン連続観測結果

Year	Month	Days	Hours	Max (ppb)	Mean (24h, ppb)	Mean (12h, ppb)	Mean (8h, ppb)	AOT40 24h, ppb·h	AOT40 12h, ppb·h	AOT40 (8h, ppb·h)	欠測率 (%)
2004	2004-08	31	710	138	35.0	38.9	40.6	4,184	2,895	2,103	4.6
	2004-09	30	690	111	36.2	39.3	40.5	3,129	2,303	1,609	4.2
	2004-10	31	709	67	38.3	40.0	41.0	1,801	1,195	897	4.7
	2004-11	30	685	76	39.1	41.2	42.5	2,396	1,696	1,314	4.9
	2004-12	31	711	46	28.5	30.4	31.8	70	50	43	4.4
	2005-01	31	711	47	35.3	36.3	36.9	234	176	147	4.4
	2005-02	28	642	52	35.9	36.8	37.2	736	421	312	4.5
	2005-03	31	708	77	45.7	47.5	47.9	4,977	3,018	2,081	4.8
	2005-04	30	647	86	52.4	54.7	55.4	8,571	5,280	3,720	10.1
	2005-05	31	686	88	48.5	50.4	51.3	7,086	4,303	3,023	7.8
	2005-06	30	686	92	44.0	47.1	48.0	5,556	3,527	2,453	4.7
	2005-07	31	710	106	36.9	39.9	41.9	3,684	2,590	1,967	4.2
2005	2005-08	31	709	140	38.0	40.3	40.8	4,502	2,663	1,686	4.7
	2005-09	30	688	134	36.8	39.2	40.3	4,050	2,535	1,778	4.4
	2005-10	31	706	63	34.8	36.9	37.8	733	571	415	5.1
	2005-11	30	633	59	36.2	37.5	39.0	1,280	838	680	12.1
	2005-12	31	710	48	34.3	35.1	35.7	390	214	144	4.6
	2006-01	31	711	53	35.2	36.0	37.2	699	441	343	4.4
	2006-02	28	640	56	38.4	39.8	40.4	1,636	974	688	4.8
	2006-03	31	704	76	48.8	50.3	50.7	6,570	3,694	2,481	5.4
	2006-04	30	687	80	52.5	54.3	54.9	8,912	5,184	3,576	4.6
	2006-05	31	710	101	51.4	53.2	53.5	9,617	5,495	3,704	4.6
	2006-06	30	679	114	51.3	53.9	54.2	9,473	5,602	3,749	5.7
	2006-07	31	550	126	36.3	38.0	39.0	3,573	2,206	1,469	26.1
2004		365	8,295	138	39.7	41.9	42.9	42,424	27,454	19,669	
2005		365	8,127	140	41.2	42.9	43.6	51,435	30,417	20,713	
	平均				40.4	42.4	43.3	46,930	28,936	20,191	6.2
2004	(4月～9月)				42.2	45.1	46.3	32,210	20,898	14,875	
2005	(4月～9月)				44.4	46.5	47.1	40,127	23,685	15,962	
	平均				43.3	45.8	46.7	36,169	22,292	15,419	

標高: 920m
 期間: 2004/08/01-2006/07/31(2006/04-07:速報値を使用)
 8h: 09:00-16:59
 12h: 06:00-17:59
 24h: 00:00-23:59
 AOT40: 未補正

表 3-3. 伊勢原地点でのオゾン連続観測結果

Year	Month	Days	Hours	Max (ppb)	Mean (24h, ppb)	Mean (12h, ppb)	Mean (8h, ppb)	AOT40 24h, ppb·h	AOT40 12h, ppb·h	AOT40 (8h, ppb·h)	欠測率 (%)
2004	2004-08	31	703	94	15.2	20.6	23.1	825	777	610	5.5
	2004-09	30	678	72	15.3	20.2	22.6	403	339	267	5.8
	2004-10	31	704	44	14.8	18.3	20.6	36	36	34	5.4
	2004-11	30	674	52	14.9	19.5	23.5	273	247	247	6.4
	2004-12	31	694	47	13.6	17.7	21.1	26	26	26	6.7
	2005-01	31	702	48	18.3	22.9	26.0	103	76	62	5.6
	2005-02	28	633	45	19.1	23.5	25.9	77	74	63	5.8
	2005-03	31	693	74	23.9	29.1	31.5	899	758	596	6.9
	2005-04	30	680	82	34.2	41.7	44.7	3,909	3,256	2,442	5.6
	2005-05	31	700	87	35.7	44.1	47.0	4,026	3,292	2,399	5.9
	2005-06	30	676	102	28.3	35.9	39.7	2,895	2,412	1,846	6.1
	2005-07	31	704	74	15.4	21.7	24.6	472	469	386	5.4
2005	2005-08	31	701	111	21.8	29.6	33.1	1,841	1,665	1,262	5.8
	2005-09	30	659	147	19.8	27.0	30.7	1,809	1,617	1,331	8.5
	2005-10	31	712	70	18.5	24.2	27.6	486	477	409	4.3
	2005-11	30	706	73	14.2	21.3	27.0	384	337	328	1.9
	2005-12	31	730	46	13.9	20.4	25.1	27	27	27	1.9
	2006-01	31	731	52	12.4	17.6	21.6	72	72	68	1.7
	2006-02	28	663	55	17.6	23.8	26.9	293	292	248	1.3
	2006-03	31	728	73	28.7	37.1	41.3	2,576	2,067	1,639	2.2
	2006-04	30	711	84	31.0	39.6	42.6	3,561	2,816	2,066	1.3
	2006-05	31	731	112	37.9	45.1	48.3	5,866	4,234	3,163	1.7
	2006-06	30	709	154	33.5	45.1	49.6	5,949	4,755	3,577	1.5
	2006-07	31	731	144	28.6	39.0	42.9	5,205	4,245	3,141	1.7
2004		365	8,241	102	20.7	26.3	29.2	13,944	11,762	8,978	4.4
2005		365	8,512	154	23.2	30.8	34.7	28,069	22,604	17,259	2.8
	平均				21.9	28.5	32.0	21,007	17,183	13,119	3.6
2004	(4月～9月)				24.0	30.7	33.6	12,530	10,545	7,950	
2005	(4月～9月)				28.8	37.6	41.2	24,231	19,332	14,540	
	平均				26.4	34.1	37.4	18,381	14,939	11,245	

標高: 25.5m
 期間: 2004/08/01-2006/07/31 (2006.04-07:速報値を使用)
 8h: 09:00-16:59
 12h: 06:00-17:59
 24h: 00:00-23:59

3.2.3 季節変化

檜洞丸, 西丹沢 (犬越路) および伊勢原の3地点について, 日報から毎月の時間毎の平均値を求め, 3ヶ月毎に平均して季別のオゾン濃度を求め, 図3-2に示した. オゾン濃度はいずれの地点も春に高く, 標高が最も高い檜洞丸地点では冬季の日変化がほとんど見られなくなる傾向にあった. なお, 3地点における春季の濃度レベルは他の3季よりも約10ppb程度高かった.

3地点のうち平地部の伊勢原地点では日中にピークがみられる典型的な山型の日変化パターンが見られ, 春以外の3季の深夜から早朝にかけての濃度は約10ppbであった. これに対して, 西丹沢 (犬越路) および檜洞丸地点では深夜から早朝にかけての濃度が約30ppbと伊勢原地点よりも高く, 標高が高くなるほど山型の日変化パターンが見られにくくなる傾向にあった.

これらの観測結果から, オゾンのバックグラウンド値を議論する場合には観測地点の標高, 季節を考慮する必要があると考えられた.

3.2.4 AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb)

表3-1 および表3-2に示した檜洞丸地点と西丹沢 (犬

越路) 地点の欠測率の高い月のデータは, 積分値であるAOT40の値に大きく影響する. そこで, 欠測率の高い月 (目安として欠測率が10%を超える場合) のデータを除外して, AOT40(24h)について檜洞丸地点と西丹沢 (犬越路) 地点の両者の相関を求め, 以下の式を得て, 檜洞丸地点のAOT40(24h)を補正した.

$$\text{檜洞丸地点の AOT40(24h)} = 1.136 \times \text{西丹沢地点の AOT40 (24h)} + 952.669 \quad (R^2 = 0.870)$$

次に, 補正した檜洞丸地点のデータを基にして檜洞丸と西丹沢 (犬越路) 地点の関係式を得て, 西丹沢地点の2005年11月のAOT40(24h)を補正した.

$$\text{西丹沢地点の AOT40 (24h)} = 0.7933 \times \text{檜洞丸地点の AOT40 (24h)} - 353.66 \quad (R^2 = 0.9024)$$

また, AOT40(12h) および AOT40(8h) の値は, それぞれの地点における実測値のAOT40(24h)と比例していたことから, 檜洞丸地点については, 以下の式により補正した.

$$\begin{aligned} \text{AOT40 (12h)} &= 0.4408 \times \text{AOT40 (24h)} \quad (R^2=0.9882), \\ \text{AOT40 (8h)} &= 0.2963 \times \text{AOT40 (24h)} \quad (R^2=0.9714) \end{aligned}$$

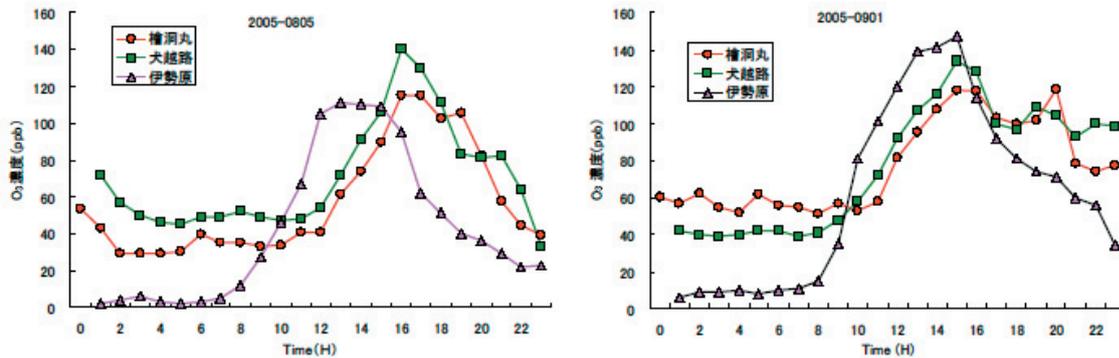


図3-1. 最高濃度出現日 (2005年8月5日および9月1日) におけるオゾン濃度の時間変化

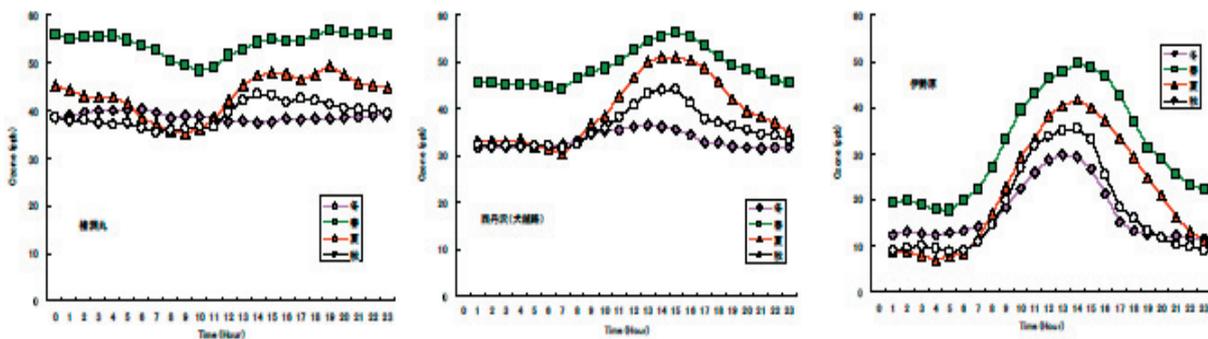


図3-2. 檜洞丸, 西丹沢 (犬越路), 伊勢原地点における季節別オゾン濃度の変化
冬: 2004年12月~2005年2月, 春: 2005年3月~5月,
夏: 2005年6月~8月, 秋: 2005年9月~11月

また、西丹沢（犬越路）地点については、以下の式により補正した。

$$\begin{aligned} \text{AOT40 (12h)} &= 0.6035 \times \text{AOT40 (24h)} \quad (R^2=0.9892), \\ \text{AOT40 (8h)} &= 0.4162 \times \text{AOT40 (24h)} \quad (R^2=0.9750) \end{aligned}$$

表 3-4 に示したように、檜洞丸地点における 4～9 月の 6 ヶ月間の積算平均 AOT40 (24h, 12h, 8h) はそれぞれ 46, 20, 14ppm・h、西丹沢（犬越路）地点では 36, 22, 15ppm・h、伊勢原地点では 18, 15, 11ppm・h であった。図 3-3 に 2005 年 6 月における時間帯別の AOT40 の変化を示した。檜洞丸、西丹沢（犬越路）および伊勢原の 3

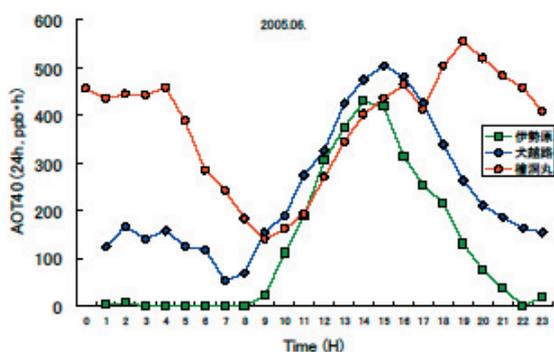


図 3-3. 檜洞丸（赤）、伊勢原（緑）、犬越路（青）地点における 2005 年 6 月における AOT40 の時間帯別変化

地点とも日中の AOT40 は概ね類似しているが、夜間～早朝については伊勢原地点ではオゾン濃度が 40ppb 以下になるため、AOT40 の値は積算されない。これに対して檜洞丸地点および西丹沢（犬越路）地点では夜間～早朝においてもオゾン濃度が 40ppb を越えていることから AOT40 が積算される。特に標高の高い檜洞丸ではこの傾向が顕著なため、AOT40(24h) は高くなり、日中 12 時間値だけを対象とした AOT40(12h) の占める割合が大きくなり、夜間の影響を考慮する必要性のあることが示唆される。一方、平地部の伊勢原地点では夜間～早朝にかけての AOT40 の影響は概ね無視でき、日中の影響だけを考慮すればよいと考えることができる。

本報告でも明らかのように、AOT40 が特に高い時期は 4～6 月の期間であり、7 月以降は急激に低下する傾向にあった。丹沢山地におけるブナの芽吹きから落葉までの着葉期間（5 月～9 月）における AOT40 (12h) は、檜洞丸地点で概ね 15ppm・h で、西丹沢（犬越路）では 17 ppm・h、伊勢原では 12 ppm・h であった。ブナに対するオゾンの暴露実験結果から、ブナの成長が抑制されるクリティカルレベルは、4～9 月までの 6 ヶ月間を対象とした AOT40(12h) で表示した場合に 17ppm・h である（河野ら、2006）。したがって、丹沢山地に分布するブナは、このクリティカルレベルに近いオゾンの潜在的なストレスを受けていることが想定された。一方、Matyssek et al. (1995) は、日中暴露のみならず夜間暴露によってもヨーロッパブナの成長が抑制され、その抑制の程度はドースに比例することを指摘している。この指摘が日本のブナにも適用できると考えた場合、AOT40(24h) の値をみると、檜洞丸周辺のブナは 5～9 月

表 3-4. 檜洞丸、西丹沢（犬越路）および伊勢原における AOT40 の比較

Year	Month	檜洞丸			犬越路			伊勢原		
		24h	12h	8h	24h	12h	8h	24h	12h	8h
2004	2007-08	5,706	2,515	1,691	4,184	2,895	2,103	825	777	610
	2004-09	4,507	1,987	1,335	3,129	2,303	1,609	403	339	267
	2004-10	2,999	1,322	888	1,801	1,195	897	36	36	34
	2004-11	3,675	1,620	1,089	2,396	1,696	1,314	273	247	247
	2004-12	391	182	99	70	50	43	26	26	26
	2005-01	2,689	1,175	720	234	176	147	103	76	62
	2005-02	3,053	1,328	821	736	421	312	77	74	63
	2005-03	8,751	4,050	2,627	4,977	3,018	2,081	899	758	596
	2005-04	11,171	4,730	2,975	8,571	5,280	3,720	3,909	3,256	2,442
	2005-05	11,063	4,846	3,310	7,086	4,303	3,023	4,026	3,292	2,399
	2005-06	9,081	3,531	2,410	5,556	3,527	2,453	2,895	2,412	1,846
	2005-07	5,286	2,350	2,004	3,684	2,590	1,967	472	469	386
2005	2005-08	4,751	1,919	1,373	4,502	2,663	1,686	1,841	1,665	1,262
	2005-09	3,787	1,991	1,599	4,050	2,535	1,778	1,809	1,617	1,331
	2005-10	1,890	874	540	733	571	415	486	477	409
	2005-11	2,528	1,193	760	1,651	996	687	384	337	328
	2005-12	106	47	24	390	214	144	27	27	27
	2006-01	751	366	232	699	441	343	72	72	68
	2006-02	2,130	984	614	1,636	974	688	293	292	248
	2006-03	7,761	3,777	2,408	6,570	3,694	2,481	2,576	2,067	1,639
	2006-04	11,077	4,883	3,282	8,912	5,184	3,576	3,561	2,816	2,066
	2006-05	9,609	4,373	2,948	9,617	5,495	3,704	5,866	4,234	3,163
	2006-06	11,714	5,164	3,471	9,473	5,602	3,749	5,949	4,755	3,577
	2006-07	5,012	2,209	1,485	3,573	2,206	1,469	5,205	4,245	3,141
2004		68,371	29,635	19,969	42,424	27,454	19,669	13,944	11,762	8,978
2005		61,115	27,779	18,736	51,806	30,575	20,720	28,069	22,604	17,259
	平均	64,743	28,707	19,353	47,115	29,015	20,195	21,007	17,183	13,119
2004	(4月～9月)	46,814	19,959	13,725	32,210	20,898	14,875	12,530	10,545	7,950
2005	(4月～9月)	45,949	20,538	14,158	40,127	23,685	15,962	24,231	19,332	14,540
	平均	46,381	20,249	13,942	36,169	22,292	15,419	18,381	14,939	11,245

AOT40: ppb-h
 8h: 09:00-16:59
 12h: 06:00-17:59
 24h: 00:00-23:59
 檜洞丸のAOT40(24h)を補正した後、犬越路のAOT40(24h)を補正。次に、それぞれの地点のAOT40(24h)を基に12hおよび8hを求めた。なお伊勢原地点については補正を行っていない

の間にクリティカルレベルの2倍を超える35ppm・hのオゾン暴露を受けていることになり、オゾンが大きく影響している可能性が示唆された。

阿相ら(2002)は、「急性影響対策として当面の目標値としてAOT40(12h)を24ppm・hとすることが現実的であり、ブナ保全のためのO3許容量として一時間値が120ppbを越えないこと」を提案している。しかし、阿相らが観測を実施した西丹沢(犬越路)地点では最大値が120ppbを超えてはいるものの、檜洞丸での2年間の観測では1時間値が120ppbを越える状況はみられていない。また、AOT40(12h)も既に24ppm・h以下であることを考慮すると、この提案では現時点で衰退が進行中のブナ林の保全目標値としては適当ではないと考える。

平地部におけるAOT40について12時間値および24

時間値の差は比較的小さいことから、平地部については12時間値での議論でも十分対応が可能と考えられるが、山間地については夜間濃度が高いことからAOT40(24h)は高い値を示すことが明らかとなった。檜洞丸のAOT40(12h)はブナに対するクリティカルレベルである17ppm・hに近いことを考えると、山間地を対象としたクリティカルレベルの暫定値案であるAOT40(24h)として20ppm・h(河野ら, 2006)あるいは阿相ら(2002)が提案している日中だけを対象とするのではなく、24時間を対象にして24ppm・hを超えないように対策を検討する必要があると考える。

一方、檜洞丸地点における観測データを基にした1時間値の累積相対度数分布曲線(図3-4)から推定すると、1時間値の目標値として阿相ら(2002)が提案する120ppbよりも80ppbを目標値に設定した方が現実的である

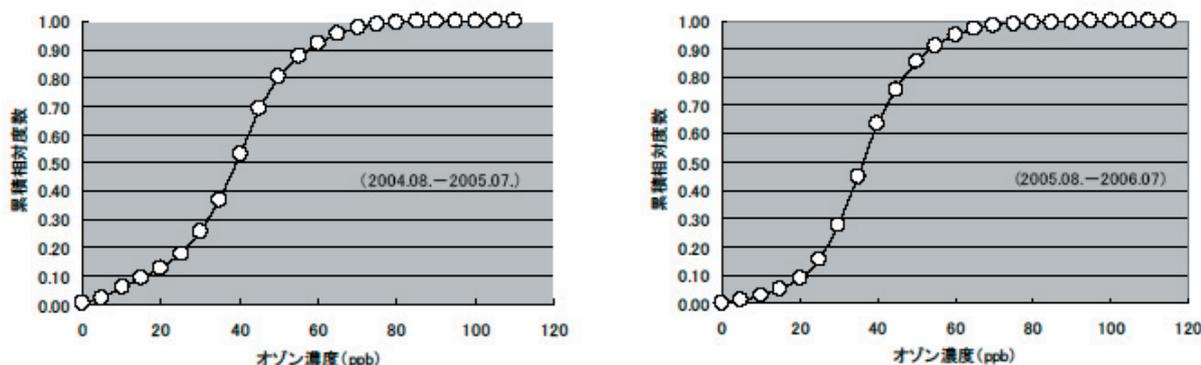


図3-4. 檜洞丸地点における2ヶ年間のオゾン観測結果に基づく1時間値の累積相対度数分布曲線

表3-5. 丹沢山地周辺地点における2年間の平均AOT40

		檜洞丸	西丹沢	南足柄	小田原	秦野	伊勢原	海老名	相模原	津久井
AOT40(12h)	4-9月	20,249	22,292	10,324	13,852	8,545	14,939	8,242	8,498	6,307
	5-9月	15,442	17,060	8,050	11,086	6,089	11,903	6,047	6,583	4,682
	6-9月	10,833	12,161	5,933	7,966	4,053	8,140	4,240	4,880	3,169
	6-8月	8,844	9,742	4,819	6,579	3,518	7,162	3,215	3,910	2,489
AOT40(24h)	4-9月	46,381	36,169	11,912	16,040	10,834	18,381	8,919	9,813	7,238
	5-9月	35,258	27,427	9,121	12,676	7,596	14,646	7,003	7,438	5,265
	6-9月	24,922	19,076	6,582	8,893	4,876	9,700	4,785	5,473	3,537
	6-8月	20,775	15,486	5,338	7,364	4,287	8,594	3,631	4,435	2,771

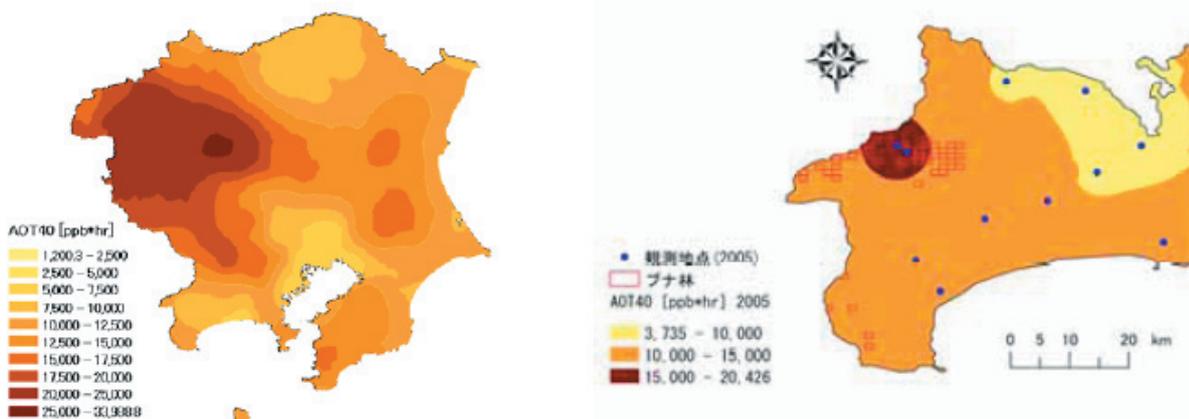


図3-5. 関東地方のAOT40の推計値の分布(左)と丹沢山地を中心としたAOT40(12h)の実測値の分布(右)

左: 1995年~1999年の5ヶ年間の平均AOT40(12h)の分布

右: 2004年8月~2006年7月における4月~9月までの6ヶ月間の平均AOT40(12h)の分布

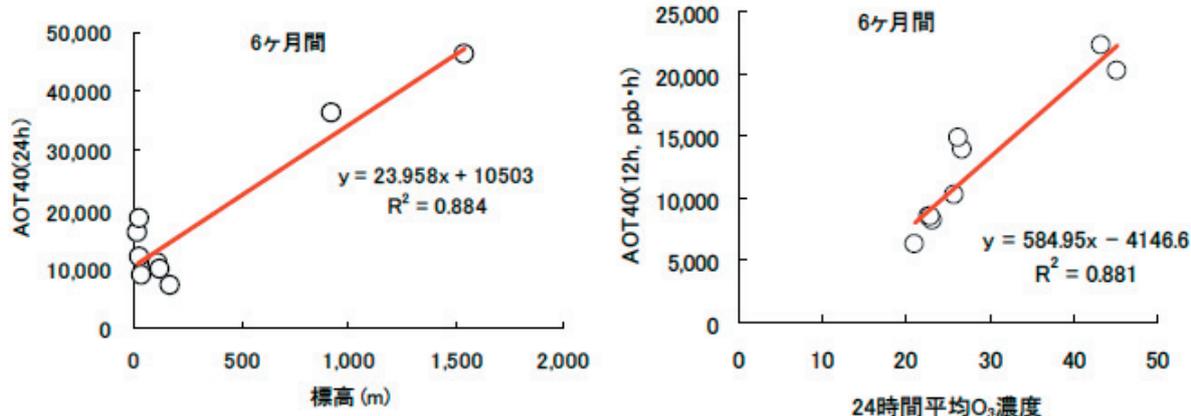


図 3-6 丹沢山地を中心とした常時監視測定点の標高と AOT40 (24h) との関係および平均オゾン濃度と AOT40 (12h) との関係

と考えられた。

3.2.5 AOT40 と標高との関係

丹沢山地周辺の大気常時監視測定点の観測データを解析し、AOT40 を算出し、表 3-5 に示した。また、図 3-5 (左) には関東地方の大気常時監視測定局の光化学オキシダント濃度が 0.06ppm および 0.12ppm を超えた時間数の合計データから推計した AOT40 (12h) を Krigging 法により表示した。一方、図 3-5 (右) には、丹沢山地を中心とした常時監視データから算出した AOT40 (12h) の分布について示した。

神奈川県内の平地部については AOT40 の推計値と実測値を基にした分布とは概ね傾向が整合していると考えられるが、山間地については実測値を基にした分布とは大きく異なっている。これは、常時監視点が山間地には設置されていないことが原因であると考えられた。今後、24 時間値を組み込んだ評価や、山間地の値の推定、補正方法の改善等について検討する必要があると考える。

表 3-5 のデータおよび、常時監視点のデータを基にして、標高とオゾン濃度との関係、AOT40 との関係について検討した結果、標高と 6 ヶ月間の AOT40 (12h) との間の相関は $R^2=0.585$ と比較的低いのが、6 ヶ月間の AOT40 (24h) との相関は $R^2=0.884$ と高いこと、24 時間を対象とした 6 ヶ月間の平均オゾン濃度と AOT40(12h) との相関が高いこと (図 3-6) などが明らかとなった。このため、表 3-5 に示した地点のデータを対象に多変量解析 (重回帰分析) により 6 ヶ月間の AOT40 (12) あるいは 6 ヶ月間の平均オゾン濃度の推計式を求めた。その結果、

$$\begin{aligned}
 & \text{6ヶ月間の AOT40(12h, ppb} \cdot \text{h)} \\
 & = 1011.555 \times \text{6ヶ月間の平均 O}_3 \text{濃度 (24h, ppb)} \\
 & - 7.8063 \times \text{標高 (m)} - 13771.3 \quad (R^2=0.958, p=0.0001), \\
 & \text{あるいは,} \\
 & \text{6ヶ月間の AOT40(24h, ppb} \cdot \text{h)} \\
 & = 1197.173 \times \text{6ヶ月間の平均 O}_3 \text{濃度 (24h, ppb)}
 \end{aligned}$$

$$+5.1515 \times \text{標高} - 17529.5 \quad (R^2=0.974, p=0.0000)$$

により求めることができた。今後、これらの統計式を用いて山間地のデータを推計することにより AOT40 あるいは平均オゾン濃度の分布を推計し、オゾンの影響が懸念・想定される地点を絞り込む必要があると考える。

4. NuWiCC を用いた風況・物質輸送シミュレーション

4.1 地形条件

丹沢山地周辺について、丹沢山 [N35° 28' 16", E139° 9' 57" (日本測地系)] を基準位置とし、以下の地形を作成した。表 4-1 に解析領域を示し、表 4-2 には解析格子数を示した。また、図 4-1 に解析領域図、図 4-2 に粗度区分図、図 4-3 に鳥瞰図を示した。

4.2 気流計算条件

気流計算条件は表 4-3 に示した通りである。

表 4-1. 解析領域

ケース	風向(°)	X方向解析領域		Y方向解析領域	
		距離(km)	格子数	距離(km)	格子数
S1	180	-8.0~6.0	141	-4.0~13.0	171
SSW1	202.5	-10.0~5.0	151	-6.0~12.5	186

表 4-2. 解析格子数

ケース	解析領域	X方向 ダミーメッシュ				Y方向	Z方向	総格子数
		流入平面	流入斜面	流出斜面	流入平面			
S1	141	10	22	32	10	171	30	1102950
SSW1	151	10	19	33	10	186	30	1244340

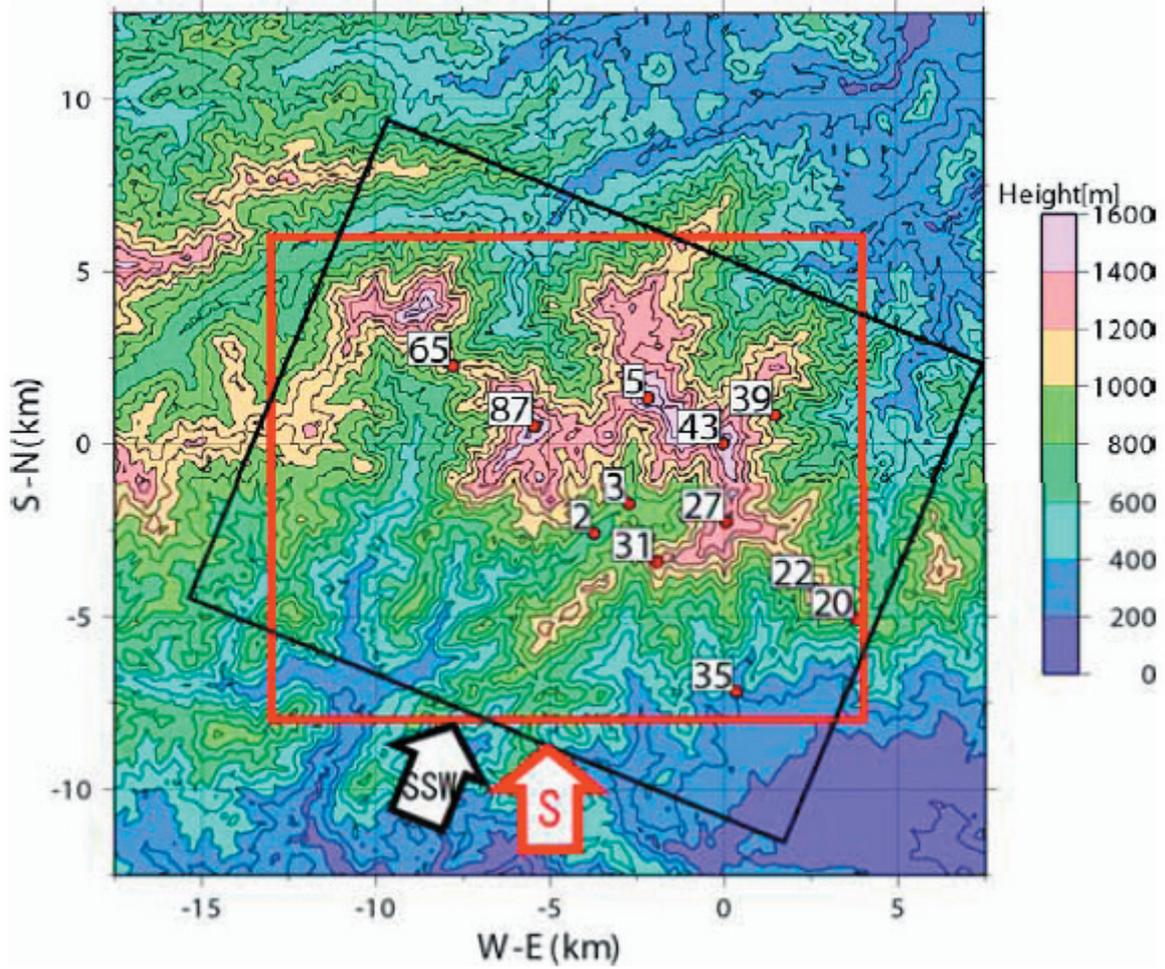


図 4-1. 解析領域図
 図中の番号および赤点は、神奈川県が実施したオゾン濃度調査地点

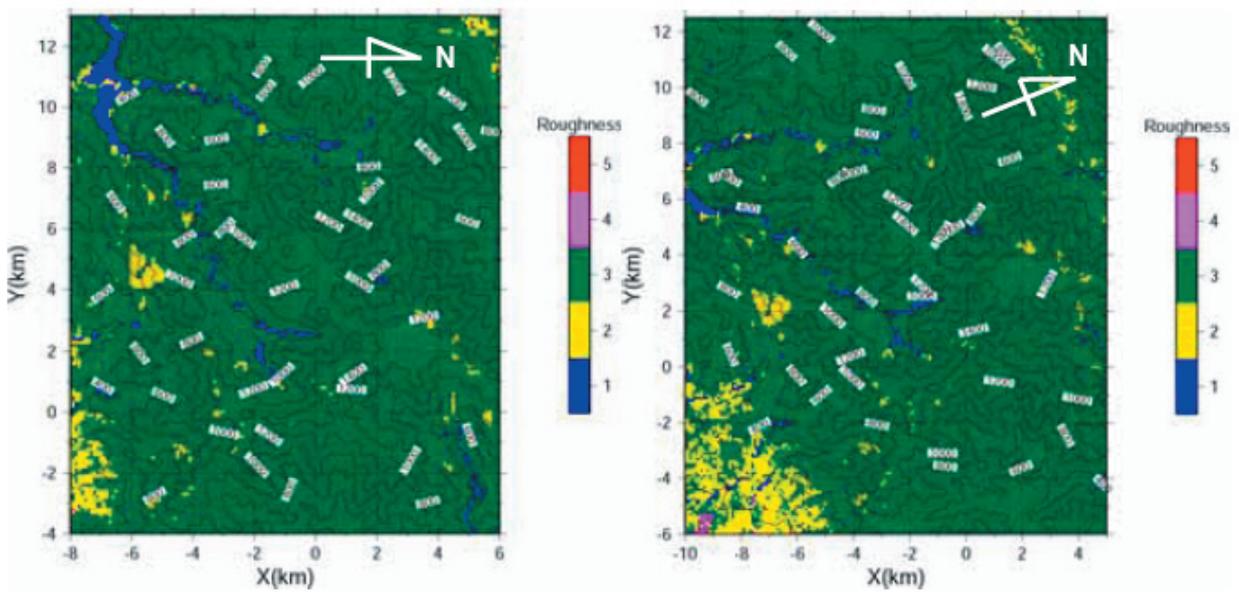


図 4-2. 粗度区分図 (左 : S1, 右 : SSW1)

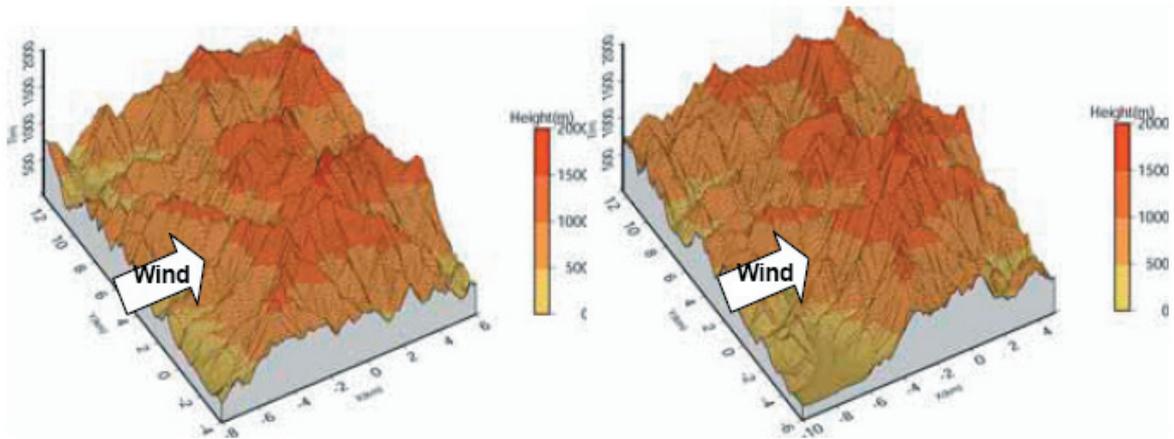


図 4-3. 鳥瞰図 (左 : S1, 右 : SSW1)

4.3 気流計算結果

使用した計算機は、電中研大型計算機システム・分散メモリー型並列スカラー計算機 (Intel Itanium2, 1.6GHz) で、CPU 時間は表 4-4 に示したとおりである。

図 -4-4 ~ 図 -4-5 に風速絶対値 ($\sqrt{u^2+v^2+w^2}$) の水平分布図および乱流エネルギーの水平分布図を示した。図 -4-6 ~ 図 -4-7 には風速絶対値 ($\sqrt{u^2+v^2+w^2}$) の鉛直分布図および乱流エネルギーの鉛直分布図を示した。

4.4 拡散計算条件

拡散計算は物質輸送解析コードを使用した。表 4-5 に拡散計算条件を示した。

4.5 拡散計算結果

使用した計算機は、電中研大型計算機システム・分散

メモリー型並列スカラー計算機 (Intel Itanium2, 1.6GHz) で、CPU 時間は表 4-6 に示した通りである。図 -4-8 ~ 図 -4-9 に濃度水平分布図および移流フラックス水平分布図を、図 -4-10 に濃度鉛直分布図を示した。なお、ここで、移流フラックスは上空風速で無次元化している。

4.6 考察

4.6.1 風速場

図 -4-4 と図 -4-5 にそれぞれ、S 風向、SSW 風向に対する地上高 10m における平均風速の大きさと乱流エネルギー (地形による気流の乱れに対応するもの) のコンターを示した。なお、主流の向きは図の左から右であり、図中の矢印は各地点での地形の影響を受けた風向を示している。図より、風速は地表の起伏に応じて増減し、稜線もしくは峰の頂上部付近で極大となることがわかる。このような地表付近の風速の変化は、地形勾配に伴う乱流エネルギーの増

表 4-3 気流計算条件

沈着速度	0.01
沈着速度参照高さ	10m
クーラン数	0.2
吹き抜け回数	5回
SOR収束回数上限	20
SOR残差閾値	1.00E-07
SOR緩和係数	1
流入濃度	分布 風速分布と相似
	地表面(z_d) 0.8
	上空 1

表 4-4. 計算時間

計算ケース	CPU時間(hour)
S1	38.74
SSW01	40.26

表 4-5. 拡散計算条件

パラメータ	
鉛直格子	下層鉛直格子間隔 10m 下層鉛直格子数 10 全鉛直格子数 30
解析領域高さ	10km
流入風速	粗度区分3 高さ10mで5m/s
クーラン数	0.2および2.0
吹き抜け回数	3回
連続式の収束回数上限	20
連続式の閾値	1.00E-03
圧力の収束回数上限	20
圧力残差の閾値	1.00E-05

表 4-6. 計算時間

計算ケース	CPU時間(hour)
S1	4.26
SSW01	4.43

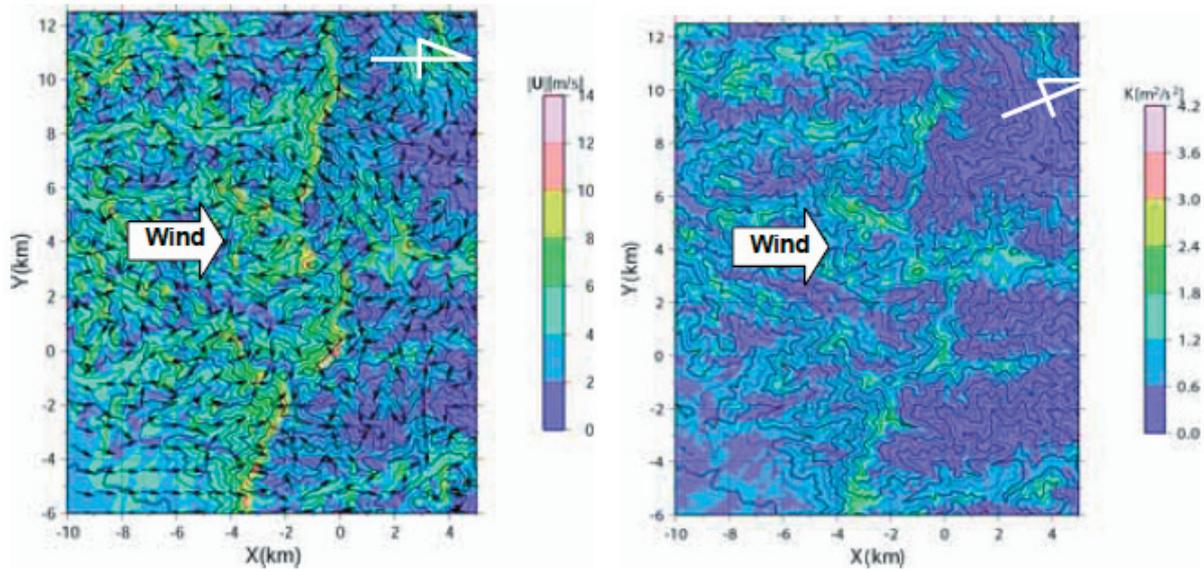


図 4-4. 風速絶対値水平分布 (左) および乱流エネルギー水平分布図 (右) (地上高さ 10m, S1)

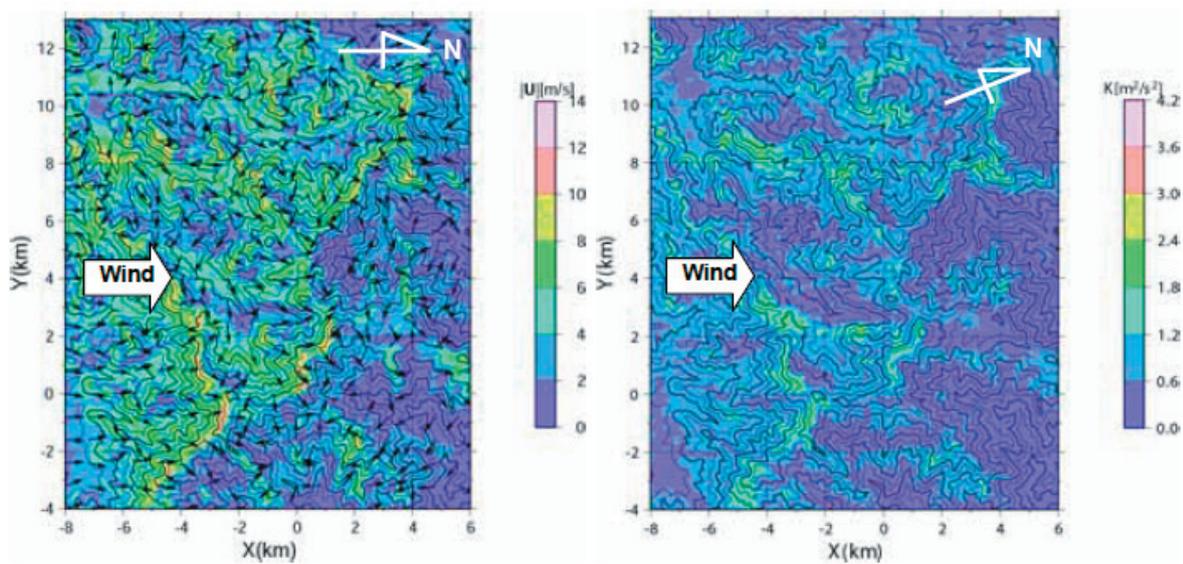


図 4-5. 風速絶対値水平分布 (左) および乱流エネルギー水平分布図 (右) (地上高さ 10m, SSW1)

減や山の後方での高速気流の地表面からの離と密接に関連している。このことは、図 -4-6 と図 -4-7 に示す丹沢山山頂 ($x, y = (0, 0)$ [km]) を通る主流方向垂直断面での平均流、乱流エネルギーの分布から確認できる。

確認されている局所的な樹木衰退地点は峰の頂上部付近の南側斜面に集中しているが、これは解析結果に見られる地形に起因して風速が増加する地点と対応するものであり、本地域における衰退現象の局所性は局地風の影響を強く受けていることが示唆される。ただし、尾根付近では主風向のわずかな変化によって風速が変していることから、樹木への長期的影響を評価するためには、年間を通じての風向の変化に十分に配慮する必要があるものとする。

4.6.2 O₃ 濃度場

図 -4-8, 図 -4-9 にそれぞれ、S 風向、SSW 風向に対する地上高 10m における O₃ 濃度と O₃ 移流フラックスのコンターを、図 -4-10 に丹沢山山頂 ($x, y = (0, 0)$ [km]) を通る主流方向垂直断面での O₃ 濃度を示した。なお、これらの図において、主流の向きは図の左から右であり、値は流入境界における上空濃度と地上高さ 10m の風速を用いて規格化している。地表付近において、O₃ 濃度は山の風上側斜面でかつ高標高ほど高く、風況場との類似性がうかがえる。ただし、平均風速分布と比較してわかるように、濃

度の空間的な変化は非常に小さいが、風上側の地形の影響を受けやすい傾向にあった。従って、確認されている衰退地点は、地形の影響で濃度が上昇する領域内に位置するものの、濃度場との明確な対応は見られなかった。

一方、O₃ 移流フラックスは地表面に平行に輸送される O₃ の量を表すものであり、樹木に及ぼす風速と濃度の複合影響を評価するための指標の一つになると考えられる。前述の通り、濃度の空間変化は風速の変化に比べて非常に小さいことから、O₃ 移流フラックスは風速分布と非常に類似したものとなっている。樹木に対して風と O₃ が相乗的に（フラックスとして）影響するかどうかについてはこれまで検討がなされていないことから不明であることから、植物影響を解明するためにも更なる検討が望まれるところである。いずれにしても本研究により、O₃ の影響に関しては濃度としてよりも移流フラックスとして評価した方が衰退状況との対応が良好であることがわかる。

次に、西丹沢（犬越路）地点と檜洞丸地点を比較した場合や、山頂や稜線沿いでも南側斜面と北側斜面においてオゾン濃度や AOT40 に差異が見られないのにブナの衰退度に顕著な差異がみられる原因の一つとして、西丹沢（犬越路）地点、稜線や山頂の北側では主風向の風速が小さいことが原因している可能性が考えられた。すなわち両者の濃度や AOT40 にはそれほど大きな違いがみられなくて

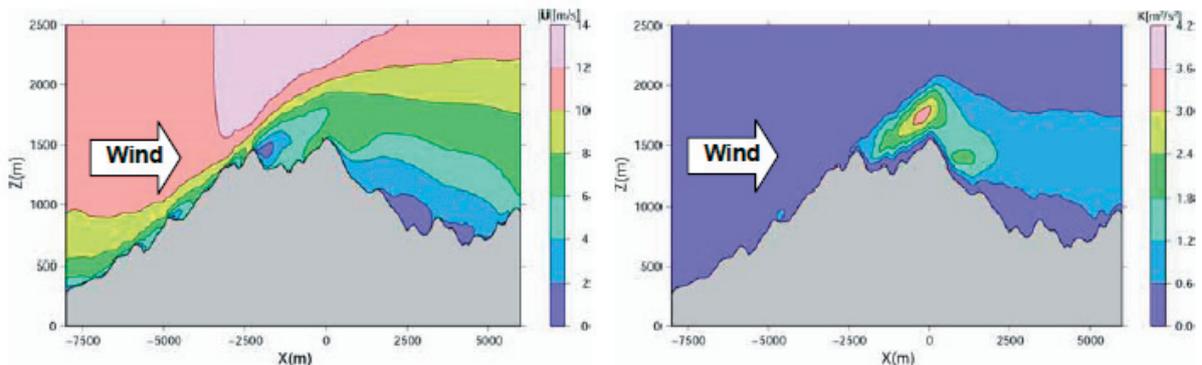


図 4-6. 風速絶対値鉛直分布 (左) および乱流エネルギー鉛直分布図 (右) (Y=0.0km, S1)

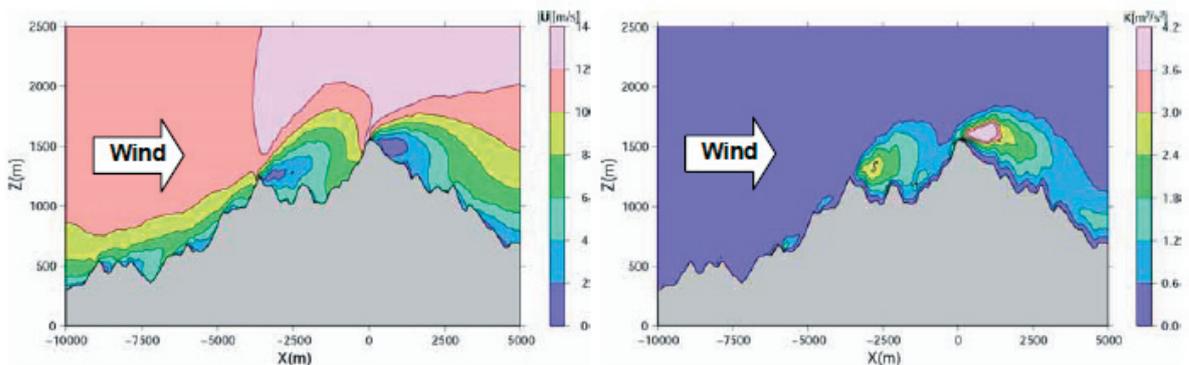


図 4-7. 風速絶対値鉛直分布 (左) および乱流エネルギー鉛直分布図 (右) (Y=0.0km, SSW1)

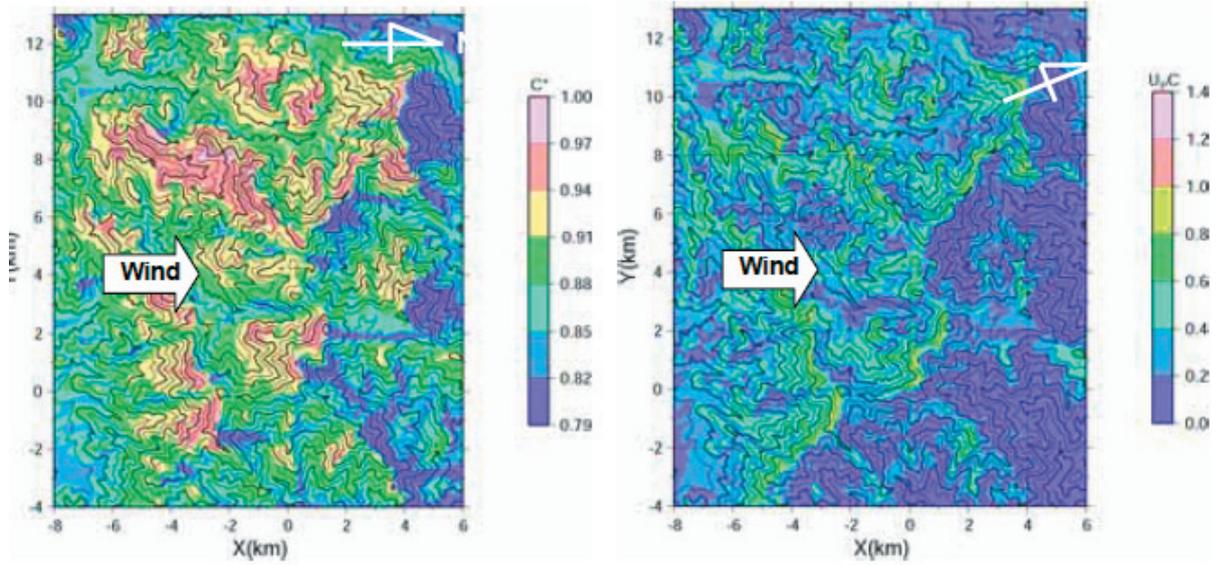


図 4-8. 濃度水平分布 (左) および移流フラックス水平分布図 (右) (地上高さ 10m, S1)

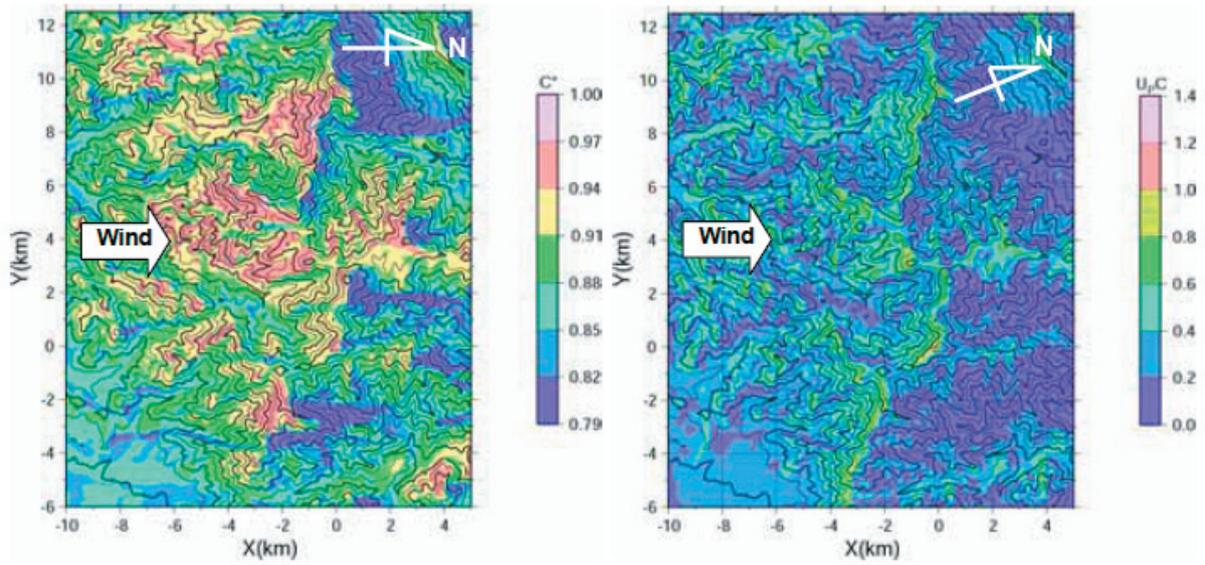


図 4-10. 濃度分布図 (Y=0.0km, 左 : S1, 右 : SSW1)

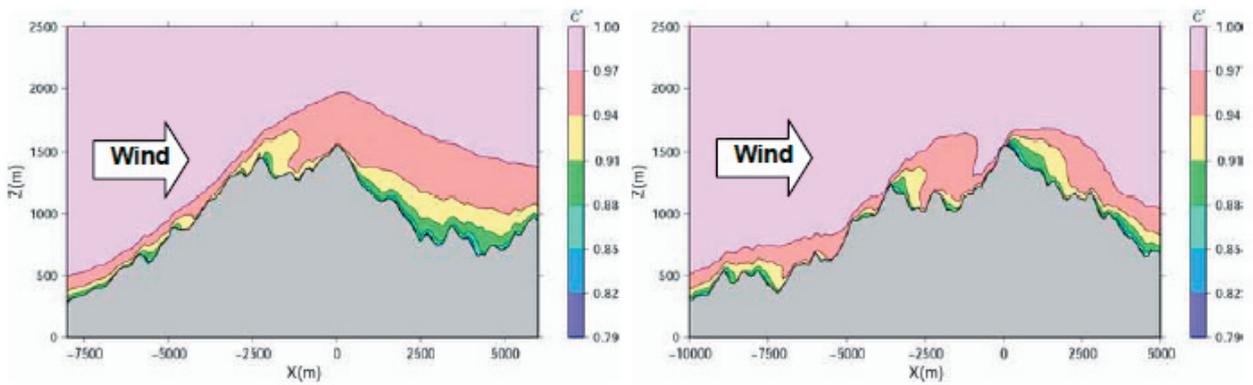


図 4-10. 濃度分布図 (Y=0.0km, 左 : S1, 右 : SSW1)

も、風速が異なると数値解析で指摘した移流フラックスには大きな差異があることになり、これが衰退に関係している可能性が想定された。

これらの結果を踏まえて、丹沢山地のブナ衰退要因として指摘されている様々な要因について図示してみると以下のように推察された(図 4-11)。大気中の NOx 濃度は極めて低い(井川ら、本報告書)が、林外における窒素の総沈着量は約 12kg/ha/年の負荷がある(戸田ら、本報告書)。これに林内雨により葉に捕捉された窒素が洗い落とされて加わるため、ブナ林への窒素負荷量はこの数値よりも大きくなると推察される。オゾンと窒素負荷の複合暴露試験結果によると、ブナは窒素負荷量が増加するとオゾンの悪影響が加速され(松村ら、2006; 河野、2006)、ブナの衰退が加速する。シカの食害により林床植生が破壊され、乾燥化が進行するとともに、ブナハバチによる食害がブナの衰退を加速、枯死させるため、ギャップが拡大する。これにより林内風速が高くなるため移流フラックスも増加し、加速的に衰退が進行していると考えられる。

5. 今後の課題

オゾンの連続観測の結果と数値解析の結果を基に丹沢山地のブナ衰退原因について考察を行ったが、ここで得られたデータはたかだか2か年間の観測結果をもとにしているに過ぎない。オゾン濃度については年々変動も踏まえる必要がある。また、1ヶ所で得られたデータが山地全体を代表するデータとして適切であるのかどうかについての検討も必要である。主風向やその頻度の測定についても森林内の空間で測定したデータの信頼性の検討、さらには数値解

析の精度の向上も必要である。また、今回の調査研究により新たな指標として提案された移流フラックスの影響についての実験的な検証も必要である。

今回の調査により、ある程度のデータが得られたと考えるが、今後も長期にわたるモニタリングや調査活動を継続し、得られる知見をブナ林の保全・再生対策に反映させる必要があると考える。

本報告は、環境省地球環境研究総合推進費「C-7 東アジアにおける酸性・酸化性物質の植生影響評価とクリティカルレベル構築に関する研究(平成15~17年度)」成果の一部を含む。

参考文献

- 阿相敏明, 内山佳美, 齋藤央嗣(2005) 丹沢のブナ衰退の機構解明のためのオゾン濃度分布調査, 第46回大気環境学会年会講演要旨集, 386.
- 阿相敏明, 武田麻由子, 相原敬次(2001) 西丹沢における酸性雨及び大気汚染物質の汚染状況, 神奈川県環境科学センター研究報告 24:82-89.
- 阿相敏明, 武田麻由子, 相原敬次, 牧野 宏(2002) 丹沢大山における森林保全のためのオゾン許容量推定手法の開発, 神奈川県環境科学センター研究報告 25:73-79.
- 阿相敏明, 中嶋伸行(2004) 丹沢のブナ林衰退に係る松洞丸におけるオゾン濃度分布調査, 神奈川県環境科学センター研究報告 27:113-115.
- 井川 学, 永池英佑, 中山慎子, 松本 潔, 内山佳美(2007)

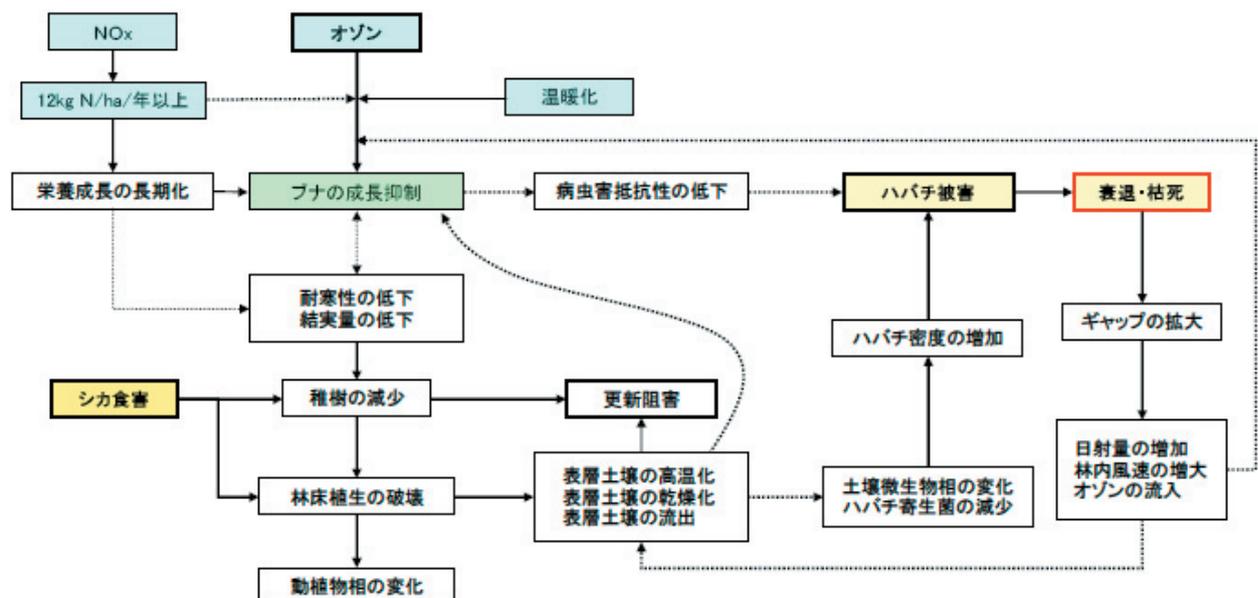


図 4-11. 丹沢山地におけるブナ衰退要因の関連図

- 丹沢山塊における微量ガス成分の濃度分布, 丹沢大山総合調査調査報告書。印刷中
- 伊豆田 猛, 小川和雄 (2004) 森林衰退の現状と取り組み (III) 奥日光前白根山周辺のダケカンバ衰退と奥秩父亜高山帯のシラビソ立ち枯れ, 大気環境学会誌 39(3):A65-A77.
- 伊豆田 猛, 松村秀幸 (1997) 植物保護のための対流圏オゾンのクリティカルレベル, 大気環境学会誌 32 (6) : A73-A81.
- 鹿角孝男, 内田英夫, 薩摩林光, 畠山史郎, 村野健太郎 (2001) 山岳地域との比較による都市域におけるオゾン中の光化学生成オゾンの寄与率, 環境科学会誌, 14:587-596.
- 河野吉久 (2004) 森林衰退の現状と取り組み (I) 欧米における樹木衰退の現状と研究の動向, 大気環境学会誌, 39(1): A1-A8.
- 河野吉久, 松村秀幸, 石井 孝, 速水 洋 (2006) 森林・樹木を対象とした酸性・酸化性物質のクリティカルレベルの構築 (3) クリティカルレベルの暫定値, 第47回大気環境学会年会講演要旨集 11112.
- 河野吉久 (研究代表者) (2006) 環境省地球環境研究総合推進費終了研究成果報告書『東アジアにおける酸性・酸化性物質の植生影響評価とクリティカルレベル構築に関する研究 (平成15～17年度)』
- 越地 正, 鈴木 清, 須賀一夫 (1996) 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1) ブナ, モミ等の枯損実態, 神奈川県森林研究所研究報告 22:7-18.
- 越地 正, 田村 淳, 山根正伸 (2006) 丹沢山地におけるブナハバチの加害と影響に関するブナ年輪幅変動の解析, 神奈川県自然環境保全センター研究報告 3:11-24.
- 須藤仁, 田中伸和, 服部康男, 大西浩史, 神崎潔 (2004) 観測データを用いた三次元風況解析コード (NuWiCC) の適用性評価, 第26回風力エネルギー利用シンポジウム講演論文集, 267-270.
- 武田麻由子, 相原敬次 (2005) 丹沢山地の環境オゾンがブナ苗におよぼす影響, 神奈川県環境科学センター研究報告 28:88-89.
- 谷本丈夫, 劉岩, 里道知佳, 大久保達弘, 二瓶幸志 (1996) 奥日光・足尾・赤城山地における森林衰退と立地環境, 森林立地 38 (1) : 1-12.
- 電中研 (2001) オゾンのクリティカルレベル, p.70, 酸性雨の総合評価, 電中研レビュー 43. 電力中央研究所.
- 戸田浩人, 白木克繁, 石川芳治, 内山佳美, 鈴木雅一 (xxxx) 大洞沢の降雨水質 xxxxxx
- 畠山史郎, 片平菊野, 高見昭憲, 菅田誠治, 劉 発華, 北 和之 (2004) 奥日光山岳域における夏季および秋季のオゾン濃度変動, 大気環境学会誌, 39:158-170.
- 松村秀幸, 山口真弘, 渡辺 誠, 岩崎真弓, 松尾直樹, 山下理恵, 伊豆田 猛, 河野吉久 (2006) 日本の代表的な6樹種の生育におよぼすO₃と土壌への窒素負荷の複合影響, 第47回大気環境学会年会講演要旨集 111024.
- 丸田恵美子, 志摩 克, 堀江勝年, 青木正敏, 土器屋由紀子, 伊豆田 猛, 戸塚 績, 横井洋太, 坂田 剛 (1999) 丹沢・檜洞丸におけるブナ林の枯損と酸性降下物, 環境科学会誌 12(2):241-250.
- Byun, D.W. and Ching, J.K.S. (1999) Science Algorithms of the EPA models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system, U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-99/030.
- Fuhrer, J., L. Skärby, and M. R. Ashmore (1997) Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. Environ. Pollut. 97(1-2):91-106.
- Kohno, Y., H. Matsumura, T. Ishii and T. Izuta (2005) Establishing critical levels of air pollutants for protecting East Asian vegetation - A challenge, p.243-250, In: Plant Responses to Air Pollution and Global Changes, Springer-Verlag, Tokyo.
- Matyssek, R., M. S. G-Goerg, S. Maurer, and T. Keller (1995) Nighttime exposure to ozone reduces whole-plant production in *Betula pendula*. Tree Physiol. 15:159-165.
- Suto, H., Hattori, Y., Tanaka, N. and Kohno, Y. (2005) Effects of Strong Wind and Oxidative Substances on Forest Decline in Mountains, 320, Acid Rain 2005 - 7th International Conference on Acid Deposition, Praha, Czech Republic.
- UN/ECE and EC (1999) Forest condition in Europe, 1999 Executive Report, ISSN: 1020-587X.

ブナ林の立地環境調査（根圏）

安定同位体比を用いたブナの吸水特性

板寺一洋 *1、内山佳美 *2

1. 目的

水の酸素・水素安定同位体比を用いてブナの吸水特性を明らかにし、ブナ林衰退と表層土壌乾燥化との関係について検討する。

2. 概要

県自然環境保全センター（厚木市七沢）敷地内のブナと丹沢山堂平に設置したツリータワー（高さ14m）に接するブナについて、それぞれの樹体内水と周辺の土壌水を採取し、酸素・水素同位体比の分析を行なった。

3. 結果

樹体水の採水が難しいことから十分な試料が得られなかった。過去のデータも併せて検討したところ、樹体水の

同位体比は、付近の土壌水に近い値を示しており、土壌から導管にいたる過程で同位体分別を起こしていることを示す結果は得られなかった。このことから、両者の比較により、吸水深度の推定が可能であると考えられる。また、ブナの樹体水は、深度40-50cmの土壌水と近い値であったのに対して、イヌシデの樹体水は65cmより深い土壌水と近い値であり、樹種による吸水深度の違いを把握できる可能性も示唆された。

ブナの枝内の水は、樹体（地際）水より重い同位体比を示した。土壌水、樹体水と枝の同位体比を示す点は、 δ ダイアグラム上で傾き8の直線に沿ってプロットされることから、蒸散時に、平衡蒸発過程に近い同位体分別が生じていることを示す結果として注目される。

蒸散水は、土壌水や樹体水からの非平衡分別を想起させる重い同位体比を示した。一般的には、蒸散した側の水は軽くなることから、採水方法等の影響を受けた可能性がある。

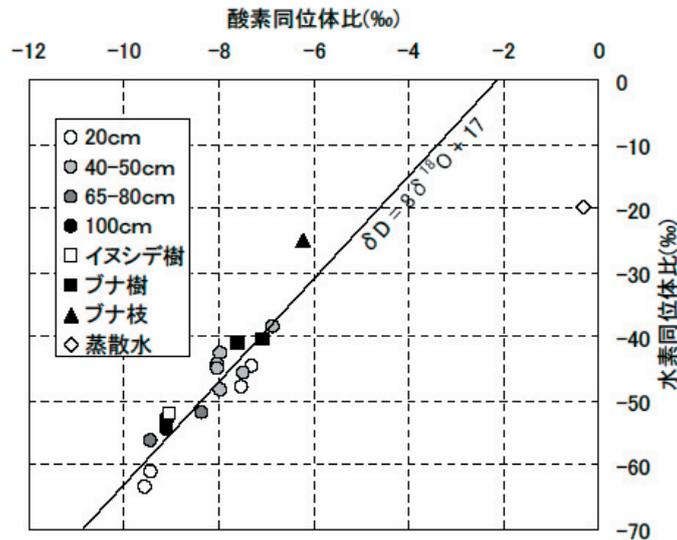


図 深度別の土壌水、樹体水、蒸散水の同位体比の比較

*1 神奈川県温泉地学研究所

*2 神奈川県自然環境保全センター研究部

ブナ林の立地環境（根圏）

丹沢堂平地区における土壌水分

石川 芳治 *1、白木 克繁 *1、内山 佳美 *2

1. 研究の目的

神奈川県丹沢山地では、近年ニホンジカが増加し、シカによる過度の採食のため、1980年代頃から林床植生の衰退が広がっている。林床植生の衰退と、降雨の土壌への浸透及び土壌浸食は、相互に関連していると考えられる。また、土壌水分の変化は今後のブナの存続にも影響を与えると考えられる。

そこで本研究は、林床植生の衰退が顕著な神奈川県東丹沢の堂平地区で、地中の深度別の土壌含水率の変化に着目し、調査を行った。

2. 調査地の概要

宮ヶ瀬ダム上流の中津川左支川、塩水川上流の堂平地区（北緯 35 度 28 分、東経 139 度 10 分）。標高は約 1180m。表層は厚さ2～3mのローム層（火山灰）で覆われ、基盤は凝灰質の砂岩・泥岩である。写真1は調査対象地である堂平の斜面を示す。

3. 調査方法

土壌水分を測るため、同一斜面内の植生保護柵（シカ除け柵）の内側（stn1：植生の被度が大きい。写真2参照）、および外側（stn2：植生の被度が小さい。写真3参照）の2地点に土壌水分計を設置して計測を行った。計測には誘電製土壌水分センサー（ECH2O、Decagon社製）を用い、各センサからの出力は、データロガー（CR-10X、Campbell社製）で記録した。土壌水分計を設置した深度は20cm,40cm,60cm,80cm,100cmの5深度で、10分毎に



写真2. 測定地点の概況（シカ柵内）



写真1. 堂平地区の調査対象地状況（シカ柵外）

計測している。測定はシカ柵内側では2004年9月4日から、シカ柵外側では2004年8月28日から行った。また、バッテリー電圧の低下により、シカ柵内側で10月2日8:20から10月11日11:20までデータの欠損がある。

4. 調査結果

土壌水分の観測期間は8月28日～11月7日であり、その期間の総雨量は、760.7mm（71日間）、最大日雨量は10月9日の257.8mmであった。測定によって得られたセンサ出力値に、予めキャリブレーションを行い得られた土壌水分計のセンサ出力値 y と土壌水分（含水率） x との関係式 $y = 0.092x - 17.64$ を適用し、土壌の体積含水率を求めた。



写真3. データロガー（シカ柵外）

* 1 東京農工大学大学院共生科学技術研究部
* 2 神奈川県自然環境保全センター研究部

観測期間内（8月28日～11月7日）の林内雨量（シカ柵内2点、シカ柵外1点の計3点で測った平均値）および土壌水分の変化を図1、2に示す。

stn1では、深度80cm,100cmで降雨に対応して含水率が変化した。また、深度100cmでは深度80cmよりも常に高い含水率を示した。表層近くでは20cm,60cm,40cmの順で含水率が高いが、これら3地点では降雨に対する含水率の変動が明確には見られないことから、計測器に何らかの不具合が生じている可能性があることも考えられる。

stn2ではstn1と同様、深度80cm,100cmで降雨に対応して含水率が変化した。降雨後に高まった土壌含水率は、80cmに比べ100cmではやや早い逓減を示した。また、20cm,40cm,60cmの順で表層に近いほど含水率が高いが、降雨に対する含水率の変動が明確には見られないことから、stn1同様、計測器に何らかの不具合が生じている可能性があることも考えられる。

2004年10月19日-20日の降雨時のstn1とstn2を比較した図を示す（図3,4）

図3,4より、stn1（シカ柵内）のほうが降雨に対する土壌含水率の変動が高い、すなわち土壌への水分浸透が高いことがわかる。また、深度100cmでは、stn1のほうがstn2よりも土壌の含水率が常に高い。これは林床植生の被度の違いが影響していることが考えられる。

5. 今後の課題

深度20cm,40cm,60cmのセンサは降雨に対する出力値の変化が明確には見られないため、センサの確認のためセンサを再チェックする必要がある。その際、再度センサのキャリブレーションを行うことで観測データの精度がより向上すると思われる。また、土壌含水率と森林の長期的な変化を関連付けるためには、測定の方々の継続が必要である。

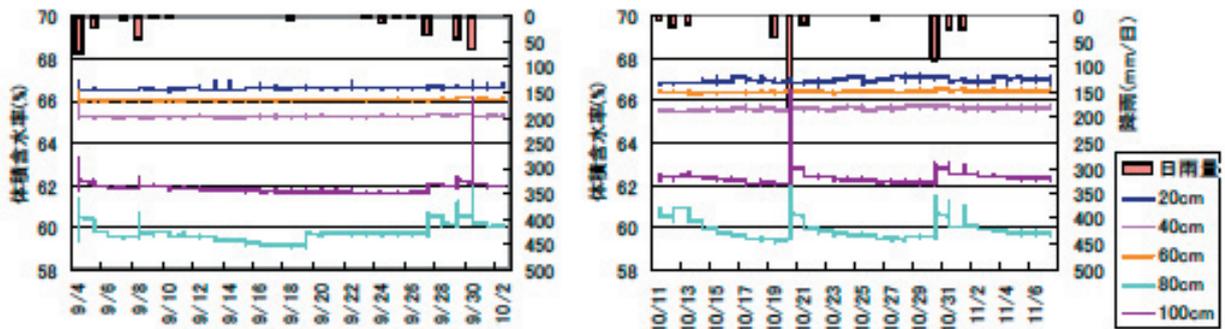


図1. 堂平土壌水分計 シカ柵内側

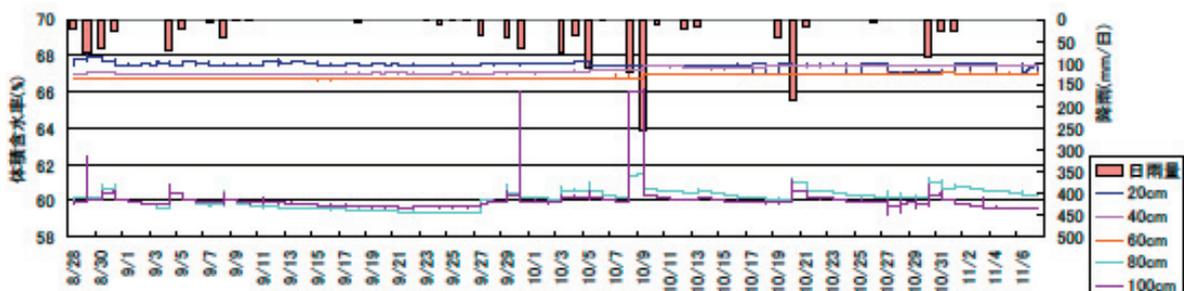


図2. 堂平土壌水分計 シカ柵外側

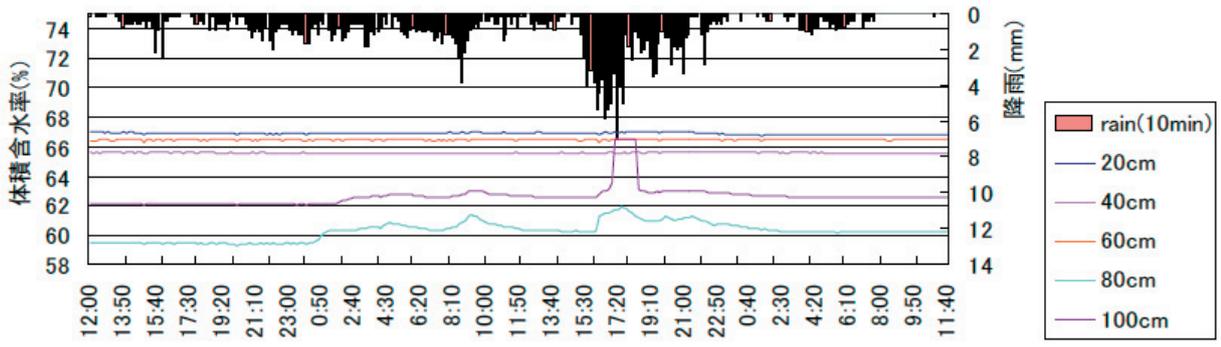


図3 stn1・2004年10月19-20日（シカ柵内）

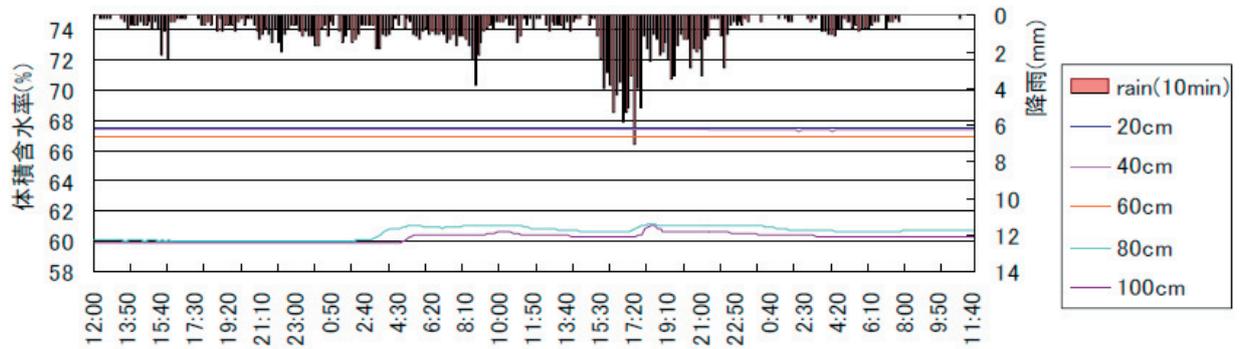


図4 stn2・2004年10月19-20日（シカ柵外）

ブナ林の立地環境調査（根圏）

丹沢山地における森林土壌の特性

越地 正 *1・相原敬次 *2・内山佳美 *1・山根正伸 *1

1. はじめに

丹沢山地における土壌調査については、小縮尺レベルの土壌図では国土庁が実施した土地分類図として縮尺 10 万分の 1 土壌図（国土庁土地局,1975）、神奈川県が実施した縮尺 5 万分の 1 土壌図（神奈川県企画部,1986a,1986b,1987c）があり県内全域をカバーしている。しかし、実際の森林管理に役立てるためには縮尺 5 千分の 1 程度の大縮尺土壌図が必要となる。大縮尺レベルでの土壌調査は 1956 年から 1960 年にかけて神奈川県が実施した民有林適地適木調査事業が最初である。これにより県内民有林の 21,230ha が調査された（石川,1968）。このうち、丹沢山地のエリヤに含まれる調査面積は、14,597ha である。

その後、全国的な森林土壌調査の進展に伴い森林土壌の分類基準が確立される（土じょう部,1976）など土壌調査技術が進歩した。これらを受けて神奈川県は 1982～1987 年にかけて水源山地森林整備治山計画調査の一つとして丹沢山地の主要流域の 6 箇所、2,940ha の土壌調査を実施した（神奈川県,1981,1983,1985,1986c,1987a,1987b）。しかし、これらの調査は単年度ごとの報告書としてまとめられているが、全体のとりまとめはされていない。丹沢山地の土壌化学性については、大山を中心にして酸性雨の影響調査が実施された。この中で土壌の理化学性について検討した結果、土壌は健全な状態にあるとした。（神奈川県,1994）。その後、相原ら（1999,2004）は、1994～1999 年にかけて丹沢山地の土壌変化を報告している。さらに、越地ら（2005）は 2002 年に土壌調査を行い 1991 年調査と比較し、その間の土壌変化を報告した。

今回、筆者らは、これらの資料を参考にして丹沢山地の土壌分類と土壌物理性、さらに土壌化学性の変化について整理し丹沢山地の森林土壌の特性としてとりまとめたので報告する。

2. 土壌分類と土壌の物理性の検討

(1) 土壌分類

丹沢山地の土壌分類は水源山地森林整備治山計画調査として実施した土壌調査資料を用いた。対象とした地域は塩水川流域（492ha）、本谷川流域（698ha）、仲ノ沢流域（532ha）、大滝沢流域（422ha）、東沢流域（527ha）

の 5 流域で合計 2,671ha である。これらの調査結果から土壌型レベルの出現土壌を整理し表 1 に示した。出現した土壌は 3 土壌群、5 土壌亜群、12 土壌型からなる。この調査で久保（1981）は、丹沢山地では特有の浸食を受けた土壌が広く分布するとして、受蝕の程度により褐色森林土を細分し正常相と受蝕相に区分する分類基準を示した。また、丸山ら（1983）は丹沢山地の土壌は母材の影響が強く反映されているとして、さらに土壌型を細分し母材の違いによりローム質型、礫質型、砂質型に 3 区分した。丹沢山地の基岩は大別すると緑色凝灰岩と石英閃緑岩からなり、その上を火山放出物が覆っている。火山放出物を母材とする土壌は富士山に由来する関東ロームであり、丸みを帯びた山頂などの緩斜面や広い尾根筋を中心に厚く堆積している。これらのものをローム質型とした。また、火山放出物の中に緑色凝灰岩の礫が混入したものを礫質型とした。さらに、表層は主に火山放出物からなるが下層は風化した石英閃緑岩からなるものを砂質型としたものである。

これらのうち、丹沢山地に特有な土壌型についての形態的な特徴を示す。

A. 暗色系適潤性褐色森林土 (dBD 型土壌および dBD(d) 型土壌)

このタイプの土壌は丹沢山地の標高 1400m 以上の高標高域にみられる土壌であり分布面積は 76ha とされ（国土庁土地局,1975）、限られた場所に分布している。ブナ林

表 1. 丹沢山地に出現する土壌分類（細分）

土壌群	亜群	土壌型	亜型	土壌相	記号
褐色森林土群	暗色系褐色森林土	適潤型	典型亜型		dBD型
B	dBD	dBD	dBD	偏乾亜型	dBD(d)型
				dBD(d)	
褐色森林土群	褐色森林土	適潤型			B _g 型
B	B	B _g			
褐色森林土群	褐色森林土	適潤型	典型亜型	正常相	B _D 型
B	B	B _D	B _D		
〃	〃	〃	〃	受蝕相	Er-B _D 型
褐色森林土群	褐色森林土	適潤型	偏乾亜型	正常相	B _{D(d)} 型
B	B	B _D	B _{D(d)}		
〃	〃	〃	〃	受蝕相	Er-B _{D(d)} 型
褐色森林土群	褐色森林土	弱湿性型			B _e 型
B	B	B _e			
黒色土群	黒色土	適潤型	典型亜型		Bl _D 型
Bl	Bl	Bl _D	Bl _D		
			偏乾亜型		Bl _{D(d)} 型
			Bl _{D(d)}		
未熟土群	受蝕土				Er型
Im	Er				
	未熟土				Im型
	Im				

*1 神奈川県自然環境保全センター研究部

*2 神奈川県環境科学センター

下に典型的なものが発達し、火山放出物を母材としており厚い土層からなる。F層およびH層が数cm程度発達し腐植の浸透が深くまで及んでいる。A層は軟らかい団粒状構造がみられるが、B層は堅くしまった土層からなる。暗色系適潤性褐色森林土は典型的な褐色森林土に比し低湿・湿潤な環境条件下で生成される(久保,1981)。

B. 適潤性褐色森林土 (BD型土壌およびBD(d)型土壌)

このタイプの土壌は森林下で生成された土壌として、県内だけでなく全国的にも広く分布する土壌である。一般的には山腹斜面に出現するが、丹沢山地では山腹よりも緩傾斜な山頂や広い尾根筋に分布する特徴がある。このような場所は火山放出物が厚く堆積しており、これらを母材とする適潤性褐色森林土からなる。A0層は特に発達しないがA層は厚く団粒構造が発達する。

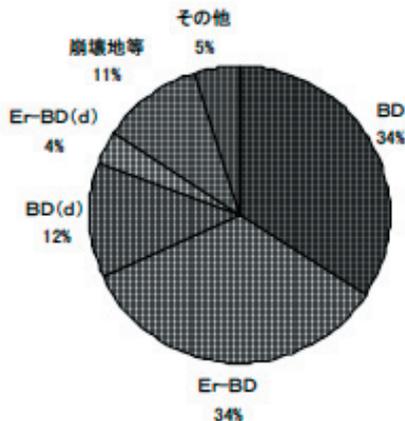


図1. 調査流域の土壌型の出現割合

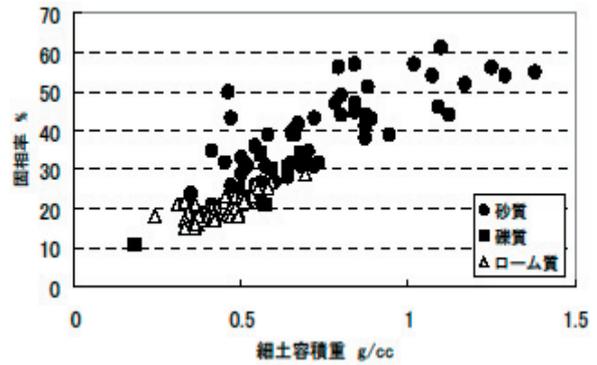


図3. 細土容積重と固相率の関係 (n=161)

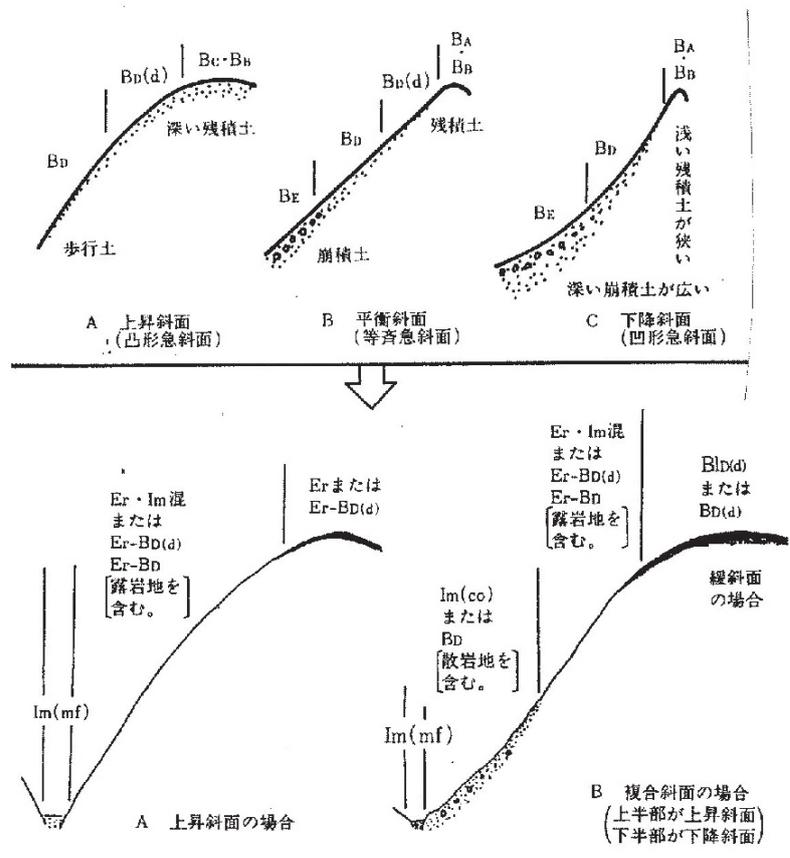


図2. 丹沢山地の土壌型の分布パターン模式図 (久保,1984)
上部が全国的・一般的な分布、下部は丹沢山地の土壌分布

C. 適潤性褐色森林土（受蝕相）・（Er-BD 型土壌および Er-BD (d) 型土壌）

適潤性褐色森林土が表面浸食を受けたもので、A 層は薄く、腐植に乏しいため黒みが弱い。山腹の凸型急斜面や平衡急斜面に分布している。関東大地震、豪雨等による加速浸食の繰り返しによって形成されたものである。

(2) 土壌分布の特徴

丹沢山地の土壌は褐色森林土が主要な土壌となっているが、黒色土、受蝕土、未熟土も局地的に認められる。流域の土壌型の出現割合をみると、図 1 に示すように適潤性褐色森林土正常相型（BD 型及び BD(d) 型）が 46%、適潤性褐色森林土受蝕相型（Er-BD 型及び Er-BD(d) 型）が 38% となり、両者で 84% と大部分がこれらの土壌型によって占められる。適潤性褐色森林土以外の土壌は 5% を占めるにすぎない。特に丹沢山地の特徴として適潤性褐色森林土受蝕相型の出現割合が高いこと、乾性～弱乾性褐色森林土は 1% 以下と極端に少ないこと、さらに非土壌地である崩壊地、砂礫地、露岩地が 11% と比較的広い面積を占める点が上げられる。

このような土壌分布は、調査流域だけでなく丹沢山地全体に共通する傾向と考えられる。久保（1984）は、丹沢山地では褐色森林土のうちの大部分が適潤性褐色森林土であることは、全国的に見ても極めて特異な現象であるとし、その理由として次の点を上げている。① BA 型土壌が生成されやすい瘠尾根は、加速浸食を強く受け受蝕土（Er 型）となっているため BA 型土壌は形成されにくいこと。② BB 型・BC 型土壌が生成されやすい山頂や稜線の緩斜面は、保水性の良い火山放出物によって覆われているため BB 型・BC 型土壌が形成されにくいこと。③ BE 型土壌の生成されやすい凹型急斜面下部や沢沿いは、崩落土砂からなる未熟土（Im 型）となっているため BE 型土壌が出現しにくいこと。④ 火山放出物は塩基に富むため生物活性が高く、落葉落枝の分解が円滑に進行するため A0 層は発達せず A 層が発達しやすいことも乾性型土壌が形成されにくい一因としている。これらの特徴を図 2 の模式図に示し、丹沢山地の土壌分布は全国的・一般的な土壌分布とはかなり異なるとしている。

(3) 土壌物理性

土壌物理性についても水源山地森林整備治山計画調査として実施した 5 流域での調査データを用いて解析した。調査方法は地形、植生などの代表的な場所に調査地点を設定し土壌断面調査を行うとともに、土壌層位ごとに 400cc の採土円筒を用いて土壌を採取し、室内に持ち帰り細土容積重、三相組成、孔隙量等の物理性を測定したものである。土壌物理性を測定した調査地は 55 箇所、採土円筒試料数は 161 個である。なお、具体的な方法については神奈川県水源山地森林整備治山計画調査報告書に報告されている（1981,1983,1985,1986c,1987b）。

A. 細土容積重

細土容積重は一定容積の土壌中に含まれる細土量で表され、土壌の物理性を大まかに示す指標として用いられる。

採取した 161 点の円筒試料について細土容積重をみると、図 3 に示すように丸山ら（1983）の区分した母材による違いが認められた。ローム質型は $0.44 \pm 0.08\text{g/cc}$ 、礫質型は $0.46 \pm 0.10\text{g/cc}$ の値を示し集中した分布をしている。一方、砂質型は細土容積重 $0.76 \pm 0.25\text{g/cc}$ となり広範囲に分散する特徴がみられた。砂質型母材の土壌が分散する原因として、表層は火山放出物由来の土層からなる場合が多いためローム質型に近い値となるが、下層に行くほど石英閃緑岩の母材の影響が強く現れることが考えられる。細土容積重からみると、ローム質型及び礫質型母材の土壌は膨軟で物理性が良好といえるが、砂質型母材の土壌は細土容積重が大きい値を示したことから土壌が密つまり物理性は不良といえる。

B. 採取時三相組成

土壌の三相組成は固相（細土、根、礫からなる固体部分）、液相（水分）気相（空気）の 3 相で構成される。なお、土壌型の区分は BD 型（BE 型、dBD 型を含む）、BD (d) 型（BB 型を含む）、Er-BD 型（Er-BD (d) 型、Im-BD 型、Im 型を含む）の 3 区分とした。図 4、図 5 に土壌型別と母材別の採取時三相組成を示した。その結果、土壌型別の構成割合と母材別の構成割合は、ほぼ同様な傾向がみられた。図 4 の BD 型はローム質型母材が、また Er-BD 型には砂質型母材の土壌が多く含まれるため、丹沢山地の土壌物理性を比較するには土壌型別よりも母材別に比較した方が特徴を捉えやすいと考えられた。図 5 の母材別の採取時三相組成をみると、ローム質型及び礫質型

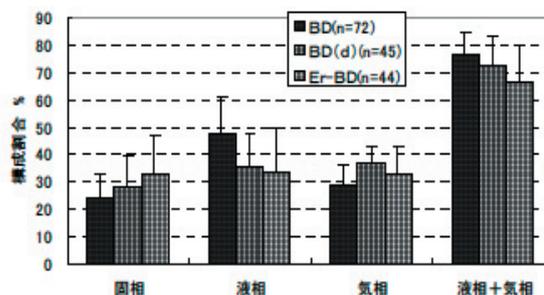


図 4. 土壌型別の採取時三相組成の構成割合

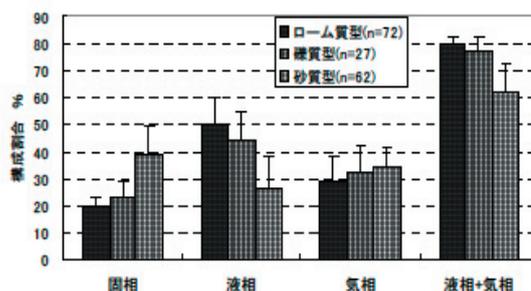
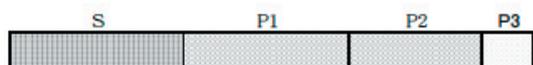


図 5. 母材別の採取時三相組成の構成割合



- ・最大含水量=毛管細孔隙(P1) + 毛管粗孔隙(P2)
- ・最小容気量=非毛管孔隙(P3)
- ・液相(水分量)と気相(空気量): P1~P3の孔隙内で変動

図 6. 土壌の三相組成と孔隙状態

は固相率約 22% に対し、砂質型は固相率 38% となり、砂質型の方が固体部分の占める割合が大きい。液相率は固相率とは逆な傾向を示し、ローム質型は液相率が 50% に対し、砂質型では 27% となった。しかし、気相率は 33% 前後と母材による差は小さかった。

C. 土壌孔隙

土壌孔隙は、土壌の保水性の尺度として重要なばかりでなく、土壌の透水性や通気性とも密接に関係している。また、土壌孔隙量は間接的な水源涵養機能の評価尺度とされる。土壌孔隙は孔隙の細粗により図 6 のように分類される。

土壌孔隙を母材別に比較したものを図 7 に示した。細孔隙率（毛管細孔隙）は、ローム質型及び礫質型は約 40% に対し、砂質型は 21% となり、砂質型母材の土壌は細孔隙の占める割合が小さかった。

粗孔隙率（毛管粗孔隙）は砂質型が 30% に対し、ローム質型及び礫質型は 27% ととなり差は小さかった。また、最小容気量（非毛管孔隙）は 11% 前後、降水貯水量では 38% 前後を示し母材による差は小さかった。真下(1972)は全国の母材別粗孔隙率（毛管粗孔隙）を調査し、火山灰母材では 20.9%、花崗岩類母材で 20.3% としている。これらの値と比較すると、丹沢山地の粗孔隙率は全国平均より高い。

D. 土壌貯水量

降水の貯水機能は土壌の粗孔隙量に左右される。粗孔隙は毛管粗孔隙と非毛管孔隙に分けられる。毛管粗孔隙は長時間貯留し徐々に土壌から流出する水で、非毛管孔隙は大雨などの場合一時的に貯留されるが重力水として短時間に土壌から流出する水である。なお、毛管細孔隙の水は植物には利用されるが、土壌中に保持され河川等へは流出しない水である。

土壌貯水量は土壌断面調査地点の 55 箇所について各層位ごとに、層の厚さと孔隙量の関係から貯水量を求め、最大 1m の深さまでを集計し土壌型ごとの貯水量を求めたものである。この場合、降水貯水量率から換算したものを降水貯水量、毛管粗孔隙率から換算したものを長時間貯水量、非毛管孔隙（最小容気量）から換算したものを短時間貯水量とした。母材別に整理した貯水量を図 8 に示した。降水の総貯水量は、ローム質型 3,609 トン/ha、礫質型 3,265 トン/ha、砂質型 3,154 トン/ha で、平均で 3,354 トン/ha となった。このうちの長時間貯水量は、ローム質型 2,580 トン/ha、礫質型および砂質型約 2,350 トン/ha となり、ローム質型母材の貯水量が 1 割ほど多かった。また短時間貯水

量はローム質型及び礫質型は約 1,000 トン/ha に対し、砂質型では約 750 トン/ha となり差が大きかった。真下(1972)は母材別粗孔隙率から母材別貯留量を求め、火山灰では 2,090 トン/ha、花崗岩類では 2,030 トン/ha としている。この値は長時間貯水量に当たることから、丹沢山地の土壌は全国の平均的な値より大きいといえた。今回の試算では土壌の深さを最大 1m までとして計算している。しかし、ローム質型の土壌は 1m を越える場合が多いので貯水量はさらに大きい値を示すと推測される。

E. 流域貯水量

土壌型ごとの降水貯水量と土壌型別の面積割合から流域貯水量を試算した。その結果は表 2 に示すように、5 流域 2,671ha の総貯水量は 756 万トン、ha 当たりで換算すると 2,882 トンとなった。また、長時間降水量について降水貯水量の場合と同様に試算すると、総貯水量は 575 万トン、ha

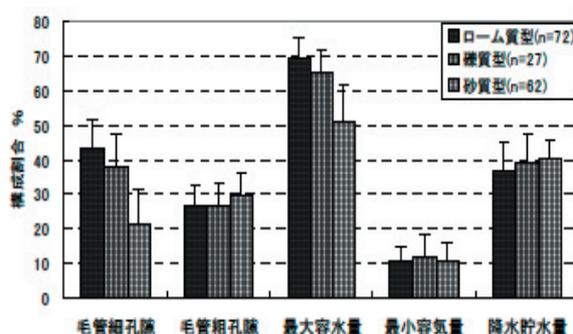


図 7. 母材別の土壌孔隙量の構成割合

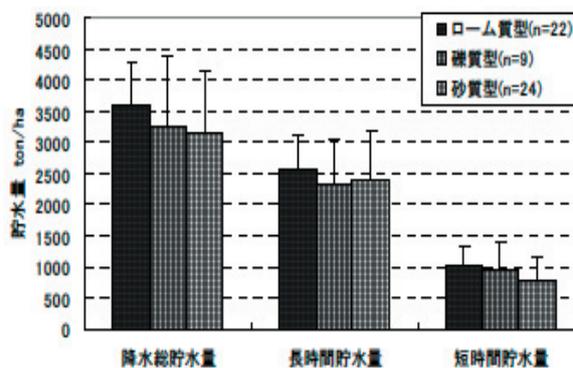


図 8. 母材別の土壌貯水量の比較

表 2. 土壌の流域貯水量

地域	流域名	面積 ha	流域総貯水	
			流域貯水量 万トン	流域貯水量 トン/ha
東丹沢	塩水川	492	133	2714
東丹沢	本谷川	698	201	2876
西丹沢	仲ノ沢	532	136	2714
西丹沢	大滝沢	422	135	3234
西丹沢	東沢	527	151	2871
	計	2671	756	2882*

*流域貯水量は平均値で示す

当たりに換算すると2,170トンとなった。これらの値は丹沢山地での平均的な貯水量と考えられた。

3. 土壌化学性の検討

土壌化学性の調査は、丹沢山地東部の大山（1252m）、札掛（450m）、丹沢山地の主稜線に沿って塔ノ岳（1491m）、丹沢山（1567m）、蛭ヶ岳（1673m）、檜洞丸（1600m）の山頂付近で実施している。土壌の採取位置は調査年により多少の違いはあるが、本報告では深さ5cm部分で採取した土壌を表層土として検討した。調査した土壌はいずれの地点もローム質型母材から採取したものである。なお、具体的な調査方法については、1991年調査は神奈川県（1992）が、1994～1995および1997～1999年調査は、相原ら（1999）が、2002年調査は、越地ら（2005）が報告している。

(1) 土壌pH (H₂O)

土壌pH (H₂O)の地点別の違いを図9に示した。大山、札掛、塔ノ岳では、pH6.0前後の値を示したが、丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸ではpH5.5以下の低い値となる地点が多かった。我が国の森林土壌のpH (H₂O)は、ほぼ4.7～5.5の範囲にあるとしている（森貞，2003）ことからすると、丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸は、これらの範囲内にあるが、大山、札掛、塔ノ岳の土壌は、全国レベルより高く、酸性度の弱い土壌といえる。南関東の火山放出物は塩基が豊富なため酸性度が弱い（松井ら，1965）とされており、母材による影響が大きいと考えられる。調査年による違いでは、1997～2002年のpH (H₂O)は1991～1995年より高くなる傾向がみられる。相原ら（1999,2004）も指摘しているように、

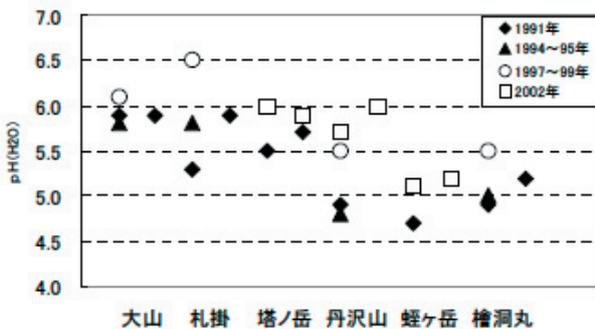


図9. 調査地点別の表層土pH (H₂O)

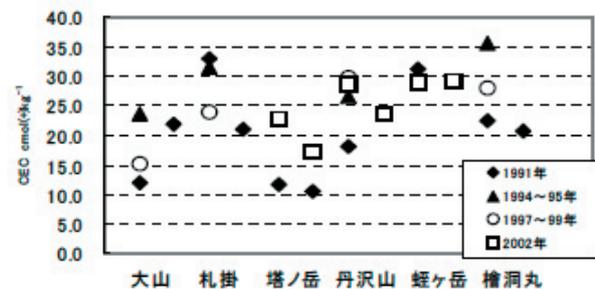


図10. 調査地点別の表層土CEC

土壌pH (H₂O) からみると、最近は上昇傾向にある。

(2) 陽イオン交換容量 (CEC)

陽イオン交換容量は図10に示したが、10～35cmol(+)/kg⁻¹の範囲にあり、ばらつきが大きかった。調査年による違いは明らかではなかった。褐色森林土の陽イオン交換容量の全国平均値（環境庁,1999）は、表層30.4cmol(+)/kg⁻¹としている。陽イオン交換容量は、養分保持力の指標となるものであるが、今回の測定値をみると全国平均値より低い値を示すものが多かった。

(3) 交換性陽イオンと塩基飽和度

交換性陽イオンは図11に示した。札掛の土壌では10.0cmol(+)/kg⁻¹を越える値を示したが、他の地点は5.0cmol(+)/kg⁻¹前後の低い値を示す地点が多かった。褐色森林土の全国平均値は表層10.4cmol(+)/kg⁻¹（交換性カルシウム+交換性マグネシウムの合計値）としている（環境庁,1999）が、札掛以外はいずれも全国平均値より低い値を示す土壌が多く土壌養分の不足する状態にあると考えられた。

交換性陽イオンを塩基飽和度に換算した結果を図12に示した。大山、札掛、塔ノ岳は40%以上の高い値を示したが、丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸では20%前後の低い値を示す地点が多かった。褐色森林土の全国平均値は表層30%としている（環境庁,1999）。塩基飽和度でみると大山、札掛、塔ノ岳は全国平均値より高い値を示したが、他の地点は全国平均値より低い値となり土壌養分が少ない状態にある。丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸での陽イオン交換容量は

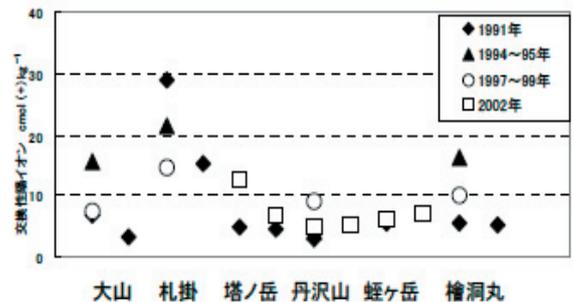


図11. 調査地点別の表層土交換性陽イオン

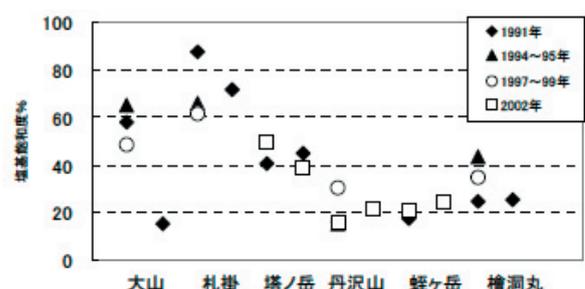


図12. 丹沢山地の地点別表層土の塩基飽和度

高く養分の保持力は高いが、実際に保持している養分は少ないといえる。この点について相原ら（1999、2004）は、土壤養分の需給バランスに変化が生じているのではないかとしている。また、交換性陽イオン、塩基飽和度も調査年による違いは明らかではなかった。

(4) 交換性アルミニウム

交換性アルミニウムは図 13 に示した。1991 年時には高い値を示す地点もみられたが、その後はいずれの地点も $1.0\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ 以下の低い値となっている。

相原ら（1999、2004）は、交換性アルミニウムは経年的には低くなる傾向にあるとしている。褐色森林土の全国平均値は、表層 $3.8\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ としている（環境庁,1999）が、これらの値と比較しても 1994 年以降はかなり低い状態にある。交換性カルシウム + 交換性マグネシウムと交換性アルミニウムの関係を図 14 に示した。交換性アルミニウムは土壤の酸性化に伴って溶出し、植物に有害となる成分とされている。環境庁（1993）は、交換性カルシウム + 交換性マグネシウムが $5\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ 以上の土壤は緩衝能が強いとしている。今回調査した 1994 年以降の土壤は、交換性カルシウム + 交換性マグネシウムが $5.0\text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ 以上となる土壤が大部分を占めたことから緩衝能が強く、交換性アルミニウム濃度も低いレベルにあることから、現状ではほぼ健全な土壤状態にあると考えられた。

4. まとめ

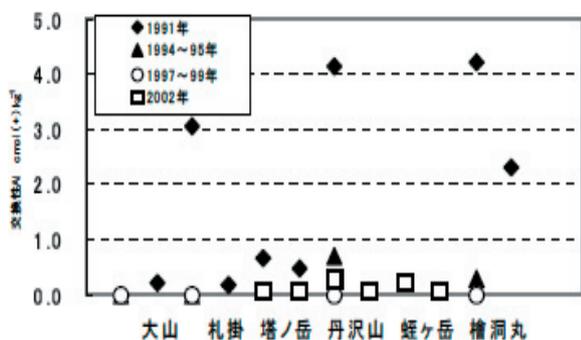


図 13. 調査地点別の表層土交換性Al

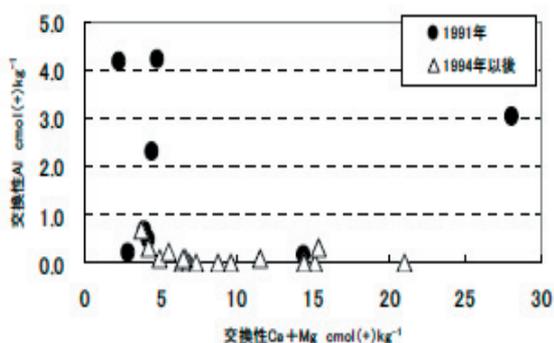


図 14. 表層土の交換性の Ca + Mg と Al との関係

丹沢山地の森林土壌については大縮尺土壌図レベルでも従来から調査・報告されているが、丹沢山地全体としてまとめられたものはなかった。筆者らは今回既存資料を検討し全体的なとりまとめを行った。その結果、丹沢山地の土壤分布は土壤型の出現割合や土壤分布パターンに特徴がみられ、全国的・一般的な土壤分布とは異なる特異な分布パターンとなることを示した。すなわち、広い尾根筋や緩斜面は火山放出物が厚く堆積しており、これらを母材とする適潤性褐色森林土の正常相型が分布する。山腹斜面は加速浸食の進行による適潤性褐色森林土の受蝕相型が、さらに沢筋には未熟土が分布するという特徴を有している。一方、地域的にみると石英閃緑岩が風化した砂質型母材の土壤物理性はローム質型母材の土壤とは異なる特性が認められた。このように丹沢山地の土壤は、その基盤である地形や地質の強い影響を受けて形成されているといえる。

実際の森林管理にあたり土壤など環境条件の同質的なものをひとつの単位として扱う立地区分の方法が用いられるが、このような場合の基準として土壤母材により3区分する方法が有効と考える。例えば、緩斜面などの安定面にみられるローム質型母材のエリアは森林生産力が高く、土壤貯水量も大きい地域である。このような地域は林床植生の劣化による表土浸食が問題になりやすいので、浸食を防止し地力を維持することに配慮する必要がある。一方、丹沢山地西部に広く分布する砂質型母材のエリアは山腹急斜面にみられるが、このような地域は浸食に対し抵抗力が弱く崩壊しやすい。したがって、森林の取り扱いには十分注意する必要がある。このような立地区分は植生、地形等に応じてさらに細分することによりきめ細かな森林管理の単位とすることが可能となる。土壤化学性はローム質型母材について調査したものであるが、強酸性の土壤は認められず交換性アルミニウム濃度も低いことから判断すると、現状ではほぼ健全な土壤状態にあると考えられた。しかし、丹沢山地の主要山頂である丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸の付近では土壤養分の少ない土壤も認められた。したがって、今後の土壤変化についてさらに継続的なモニタリングが必要とされる。

引用文献

- 相原敬次・武田麻由子, 1999. 丹沢、大山山系における森林土壌の化学性の現状. 神奈川県環境科学センター研究報告, 23, 14-22.
- 相原敬次・阿相敏明・武田麻由子・越地 正, 2004. 森林衰退の現状と取り組み (II) 神奈川県丹沢山地における樹木衰退現象. 大気環境学会誌, 39(2): 29-39.
- 石川 督, 1968. 適地適木調査事業の総括. 神奈川県林業指導所報告, 17: 1-7.
- 土じょう部, 1976. 林野土壌の分類. 農林省林業試験場研究報告, 280: 1-28.
- 環境庁, 1993. 平成4年度酸性雨による土壤影響調査(総合解析) 環境庁水質保全局, 167pp.
- 環境庁, 1999. 第3次酸性雨対策調査取りまとめ報告書. 環境庁酸性雨対策検討会, 80pp.

- 神奈川県, 1981. 水源山地森林整備治山計画調査報告書 (塩水川流域). 神奈川県農政部
- 神奈川県, 1983. 水源山地森林整備治山計画調査報告書 (仲ノ沢流域). 神奈川県農政部. 208pp.
- 神奈川県, 1985. 水源山地森林整備治山計画調査報告書 (本谷川流域). 神奈川県農政部. 293pp.
- 神奈川県, 1986a. 土地分類図 - 藤沢・平塚 5 万分の 1. 神奈川県企画部, 100pp.
- 神奈川県, 1986b. 土地分類図 - 上野原・五日市 5 万分の 1. 神奈川県企画部, 57pp.
- 神奈川県, 1986c. 水源山地森林整備治山計画調査報告書 (大滝沢流域). 神奈川県農政部. 223pp
- 神奈川県, 1987a. 重要水源地整備治山事業調査報告書 (用木沢流域). 神奈川県農政部. 123pp
- 神奈川県, 1987b. 水源山地森林整備治山計画調査報告書 (東沢流域). 神奈川県農政部. 336pp
- 神奈川県, 1987c. 土地分類図 - 秦野・山中湖 5 万分の 1. 神奈川県企画部, 79pp.
- 神奈川県, 1992. 樹木衰退度調査報告書. 神奈川県環境部大気保全課, 116pp.
- 神奈川県, 1994. 酸性雨に係る調査研究報告書. 神奈川県環境部大気保全課, 286pp.
- 国土庁, 1975. 土地分類図 (神奈川県)10 万分の 1. 国土庁土地局, 72pp.
- 越地 正・相原敬次・中嶋信行・内山佳美・山根正伸・齋藤央嗣・田村 淳, 2005. 丹沢山地の主要山頂における土壌化学性の変化. 神奈川県自然環境保全センター研究報告, 2, 39-42.
- 久保哲茂, 1984. 鑑定書 (唐沢県行造林地の土壌図精度検証). pp59. 久保哲茂, 1981. 土壌調査. 水源山地森林整備森林計画調査報告書 (塩水川流域), 1-48.
- 丸山明雄, 1983. 土壌調査. 水源山地森林整備森林計画調査報告書 (仲ノ沢流域), 1-44.
- 真下育久, 1972. 森林の公益的機能定量化調査報告書. 水利科学研究所, 438pp.
- 松井 健・黒部 隆, 1965. 関東ローム (関東ロームの土壌学的性質), 築地書館: 235-268.
- 森貞和仁. 2003. 日本の森林土壌における土壌酸性の分布と特徴. ペトロジスト, 第 47 巻第 2 号: 106-111.

ブナ林の立地環境調査（根圏）

ブナ林の菌類相

藤澤示弘 *1、越地正 *1・西村幹雄 *2

1. 目的

神奈川県丹沢山地では、ブナ、モミの立ち枯れが丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸など標高 1,000m 以上の山頂部や尾根部に多く発生していることが報告されている（越地ら,1996）。また、立ち枯れと共に、ニホンジカ（以降シカと表記）の採食による林床植生の退行も認められている（丹沢大山自然環境総合調査団,1997）。

一方、植物の根系と結合して共生体を形成する菌類を菌根菌と呼び、共生体を菌根と呼んでいる。主に森林を構成する樹木と共生する外生菌根菌（以降菌根菌と表記）は植物から光合成産物を与えられ、植物は菌根菌が土壌から吸収した窒素、リン酸、カリウム、水分を与えられる（今関、1987）ことにより、両者は相利共生関係にある（図1）。

このような重要な役割を持つ菌根菌は、森林の変化により影響を受ける。樹木地上部の衰退と外生菌根菌の変化とは相互に密接な関係があり、酸性雨のような環境ストレスでは菌根の変化が地上部の衰退に先行する（福田,1999）。したがって、丹沢山地における森林衰退や林床植生退行による影響は、菌根にも及んでいると推察される。菌根の生態系内における知見は少ない（橋本、2003）ため、その基礎的知見を得ることは、森林衰退原因の解明並びに保全再生にとり重要と考えられる。しかし、丹沢山地のブナ林に対して従来多くの調査が行われてきたが、外生菌根菌に着目した調査は行われていない。

そこで、本研究においてはブナ林における外生菌根菌相、外生菌根定量調査、遺伝資源収集保存、共生関係バイオアッセイ手法について調査を実施した。各調査のねらいと項目の関係は図2のとおりである。

また、根腐れによると思われるブナの倒木被害が確認され

ため、根腐れ菌に関する調査も併せて行った。

2. 材料と方法

(1) 外生菌根菌相調査

ブナと共生する外生菌根菌とその発生状況を把握するため、丹沢山・檜洞丸・三国山周辺地域における外生菌根性子実体発生調査を実施した。調査の一部は丹沢山・森林保全基礎調査事業調査委託業務にて行った。さらに、外生菌根菌の発生に関する基礎的知見を得るため、丹沢山堂平ブナ林並びに檜洞丸ブナ林内ギャップにおける地中温度を測定した。

(2) 外生菌根調査

ブナ林における外生菌根についての基礎的知見を得るためには、質と量の面からの調査が必要である。しかし、外生菌根の定量手法は未だ確立されておらず、ブナに関しては調査例もほとんど存在しない。そこで、丹沢山堂平ブナ林内に設置された植生保護柵内外の外生菌根調査を行うとともに、ブナ菌根の効率的な定量手法である粉碎法（明間ほか、1999）の検討を行った。

(3) 遺伝資源収集保存

衰退ブナ林の外生菌根菌も同じく衰退していると思われる。そこで、外生菌根菌の遺伝資源保存を目的として、採取記録した子実体のうち状態の良いものについては現地もしくは持ち帰り後に純粋分離を実施した。

(4) 共生関係バイオアッセイ（生物検定）

1) 開放系における外生菌根感染ブナ苗の作出

外生菌根菌をブナ林再生に利用するためには、植物生長促進機能を確認する生物検定（バイオアッセイ）が必要



図1. 外生菌根菌と樹木との物質交換の流れ（模式図）

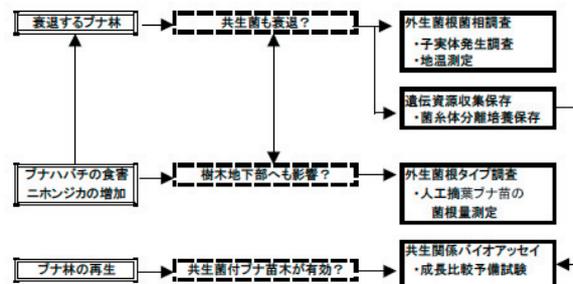


図2. 調査のねらいと調査項目の関係

*1 神奈川県自然環境保全センター研究部

*2 藤沢市湘南台1-21-24-105

である。マツ、モミのような小型種子については表面殺菌法により比較的容易に無菌苗が作出可能だが、ブナなどの大型堅果種子では完全殺菌が困難である。

そこで、ブナと外生菌根との関係解明手法を開発するため、開放系において感染源の混入を防止しつつ、感染苗と非感染苗を同一環境で作出し、作出した感染苗の菌根形成を維持できる育苗手法を検討することを目的として実施した。

ブナ種子を滅菌土壌にて発芽させた実生苗をポリスチレン製 300ml カップへ植え付け、培土兼感染源として処理区としての滅菌土区には菌根菌非感染苗作出のために滅菌処理した苗畑土を用い、対照区としての無滅菌土区には感染苗作出のために無処理苗畑土を供試した。カップ表層部は感染源飛散防止のために滅菌焼成珪藻土で被覆し、試験区毎にカップをアルミトレイへ載せ、灌水時の他区への溢水流入を防止した。7ヶ月間経過後、生存苗木について菌根を形成した苗木本数を実体顕微鏡・光学顕微鏡

で確認した。植え付け9ヶ月経過後、成長休止状態確認後に苗高・根元径・冬芽形成数を計測した。

(2) 摘葉処理したブナ苗木の菌根化率調査

ブナハバチによる食圧がブナ根系に与える影響を検討するために、ワグナーポットに植栽した7年生ブナ苗木新葉を摘葉処理し、当年秋に根系の菌根化率を測定した。

5) ブナ根腐れ菌調査

清川村宮ヶ瀬地内堂平ブナ林において2003年に風倒したブナ倒木の根系に菌糸が蔓延していたことから、当該ブナは以前から菌の影響を受けており、最終的には根系の腐朽により風倒した可能性が指摘された(写真1,2)。そこで、根腐れ菌の現地調査並びにブナに対する病原性検定を実施するとともに風倒木の年輪を採取して成長解析を試み、ブナ枯損との関係を検討した。

3. 結果と考察

(1) 外生菌根菌相調査

1) 子実体発生調査

調査の結果、丹沢山地における主要な11属が抽出できた。その中にはこれまで主要属としての報告例がない *Inocybe* 属が含まれていた。また、調査地域により発生頻度・発生重量・発生本数の多い属は異なっていた。丹沢山周辺では少数の属が全体に占める割合が檜洞丸周辺に比較して高く、特定の属に集中して発生する傾向が見られた。さらに、確認された科属数は檜洞丸周辺の半数であった。一般的なブナ林に見られる外生菌根菌はテングタケ、



写真1. 堂平ブナ風倒木 2003/9/17SA 撮影

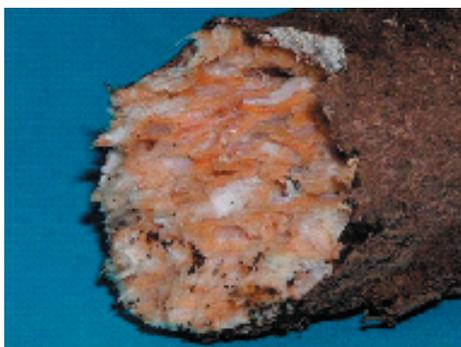


写真2. 風倒木根系に蔓延した菌糸

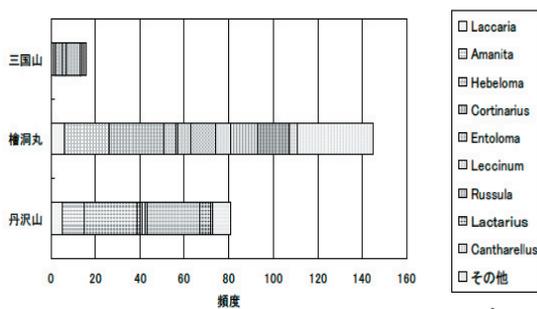


図3. 丹沢山・檜洞丸・三国山周辺における菌根生子実体主要属の出現頻度

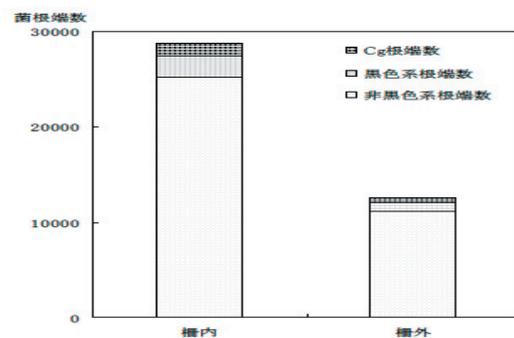


図4. 植生保護柵内外の外生菌根端数

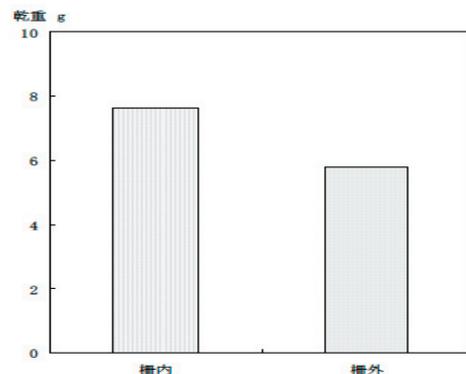


図5. 植生保護柵内外別総細根重量. 直径 1mm 以下 乾重 g

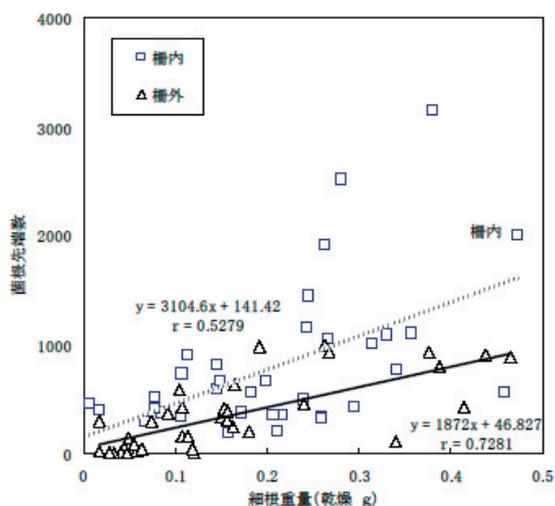


図6. 柵内外試料採取地点毎の細根重量と菌根端数との関係（線形は回帰直線を示す）

フウセンタケ、ベニタケ、チチタケと言われている（小川，1980）。丹沢山周辺で確認された主な属の内、出現比率が多いものは一般的なブナ林に見られる種類とは異なり、攪乱を受けた後に出現する（岡部，1997a）と言われている種類が多く、檜洞丸周辺では一般的な種類が見られたことから（図3）、丹沢山周辺では何らかの原因により、外生菌根菌が影響を受けていると考えられた。

2) 地中温度測定

丹沢山堂平ブナ林と檜洞丸山頂直下ブナ林における年平均地温は3深度とも堂平地区約9℃、檜洞丸地区約8℃であり、冬期間の地温は地下5cm区と10cm区で短期間氷点下を記録したが、地下20cmでは通年0℃以上であった。

また、檜洞丸ブナ林内ギャップにおける表層地中温度を測定した結果、柵により林床植生が保護されている箇所並びに林内では夏期最高地温は25℃を越えず、冬期の地温も緩やかに推移したのに対し、柵外の下層植生がない箇所では夏期最高地温は35℃近くまで昇温し、冬期地温は激しく変化していた。従って、下層植生のない箇所では表層に分布する根系への影響が示唆された。

(2) 外生菌根調査

1) ブナ林植生保護柵内の外生菌根定量調査

シカの採食から林床植生が保護されている植生保護柵内部と、採食を受ける柵外部との間で外生菌根の根端数と細根重量を比較したところ、いずれも柵内の方が多く（図4、5）、菌根端数は柵外の2.3倍、細根重は柵外の1.3倍であり、影響は細根よりも菌根により強く表れると考えられた。細根重と菌根端数の間には正の相関が認められ、柵外は柵内よりも高い相関がみられた（図6）。これは、柵外では菌根数は細根の量に比例するのに対し、柵内では菌根が局所的に多い部分が存在するためと考えられた。林床の状態によって細根量、菌根数とその分布様式が異なっていたことは、植生保護柵が樹木根系の保護にも効果がある可能性が示唆された。

2) 効率的定量手法検討

全数計測法では外生菌根の根端数と根長間で、細根では全計測項目の組み合わせ間で強い相関が認められた。根重と他の計測項目間では相関が認められなかった。

新手法「粉砕法」を適用したところ、細根では全計測項目において全数計測法との間に相関が認められた。外生菌根では長さや重さの2項目にのみ相関が認められ、これらの項目には粉砕法を適用できる可能性が示された。但し、粉砕により一部の菌根が損傷し測定が困難になる現象が見られた。菌根形成率については全数計測法と粉砕法間では後者の値が小さい傾向は見られたものの、有意な差はなかった。しかし根端数と根重間には有意差が認められたため、同じ試料でも計測項目により菌根形成率が異なる結果となる可能性がある。

したがって、ブナ菌根を定量するには粉砕法により試料を縮小して根長と根重を計測することが効率的と思われる。但し、粉砕工程については菌根の損傷を回避して測定精度を上げるために、別の器具や手法の検討が必要である。

(3) 遺伝資源収集保存

18系統の分離に成功し、遺伝資源として菌株を保存した。外生菌根菌の培養は腐生菌よりも困難と言われており（山田，2001）、今回の分離成功率も約1割であった。総数の3割を占めるアセタケは全て失敗した。成功した18系統はテングタケやベニタケ属等であった。アセタケ属の分離例は無い（岡部，1997b）ので、遺伝資源保存には純粋分離培養以外の方法を検討する必要がある。例えば子実体けんだく液を苗木へ接種感染させ、感染苗木として保存する手法などである。

(4) 共生関係バイオアッセイ（生物検定）

1) 開放系における外生菌根菌感染ブナ苗の作出

植え付け7ヶ月後の生存苗数は、滅菌土区は20本中4本、無滅菌土区は20本中15本であり、滅菌土区の方が有意に少なかった（U検定， $U = 310$ ， $p < 0.001$ ）。枯損は植付後1ヶ月以内に発生した。生存苗のうち菌根に感染した本数は、滅菌土区は4本中0本、無滅菌土区は生存苗15本全てが菌根感染していた（写真3, 4）。植え付け9ヶ月後の苗高は滅菌土区の方が有意に高く（U検定， $U = 7$ ， $p < 0.05$ ）、根元径・冬芽形成数には有意差は見られなかった。

感染苗の苗高は非感染苗より低い結果となったが、外生菌根形成の維持には宿主からの光合成産物供給を必要とすることから、原因は当年生実生苗にとって今回の育苗条件では外生菌根を養うための負担が大きく、その為苗の上長成長が抑制されたと考えられる。

本手法の特徴は、安価な材料・簡易な方法で感染・非感染ブナ苗を作出可能なことである。滅菌土区において菌根感染が認められなかったことは、本手法により接種源の移動や混入が制御されたことを示唆している。従って、接種源でもある培土を、滅菌した材料で挟む形で被覆することにより接種源の飛散移動は防止可能であった。さらにトレ

イ等を利用して育苗容器を区分することにより、水を介した感染源の移動も防止可能であった。また、1つの人工気象室内で任意の時期に感染・非感染ブナ苗を作出可能であり、今後のブナと菌根共生研究にとり非常に役立つ手法として期待される。

2) 摘葉処理したブナ苗木の菌根化率調査

計測の結果を表1、図7に示した。摘葉処理により、菌根化率については処理間に有意差が認められた (U-test、 $U = 52.5, n_1, n_2 = 8, p < 0.05$)。その他の計測項目についても有意差はないが、摘葉処理区の値は対照区よりいづれも小さかった。

地上部の衰退と菌根菌の変化とは相互に密接な関係があるとされている (福田, 1999)。菌根形成率に差が見られた理由は、摘葉処理により苗木の炭水化物生産能力が減少し、菌根を維持する能力が低下したためと思われる。有

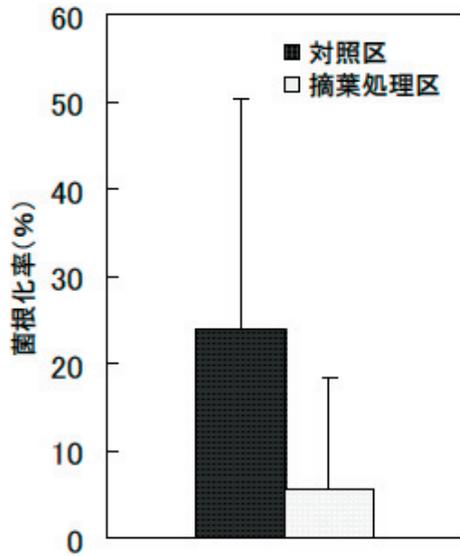


図7. 摘葉処理後の菌根化率

意差は見られなかったが、その他の計測項目についても摘葉処理区の値が対照区を大きく下回ったことは、処理の影響が根系部に及んでいる可能性がある。なお、今回の調査では生存根系のみを計測対象としたが、枯死した細根の量は摘葉処理区の方に多く見られたので、今後は細根生存率についても調査項目とする必要があると思われた。さらに、菌根化率以外については、計測値のばらつきが大きく有意な差ではなかったが、その原因はポット内の根系分布が様ではなかったためと推測された。

したがって、今後は試料サンプリングの手法や計測項目等について、更なる検討を行う必要がある。

(5) ブナ根腐れ菌調査

2004年に新たに発生した風倒木は2003年風倒木に重なる形で南側方向に倒れており、枝部からは新葉の展葉が見られた。しかし、その根系には2003年風倒木と同様に菌糸が蔓延しており、持ち帰った木片試料を純粋分離した結果、5系統の菌株を得た。2004年風倒木地上高0.4m位置の年輪を解析した結果、樹齢は

表1. 摘葉処理後調査結果

計測項目	対照区	摘葉処理区	U-test
全細根端数	887 ± 1118.6	271 ± 394.2	ns
外生菌根端数	424 ± 734.2	7 ± 8.5	ns
外生菌根化率	0.24 ± 0.263	0.06 ± 0.127	**
全細根湿重(mg)	114 ± 164.1	54 ± 109.0	ns

(全て平均値 ± SD)



写真3. 実生苗育苗状況 写真4 形成された外生菌

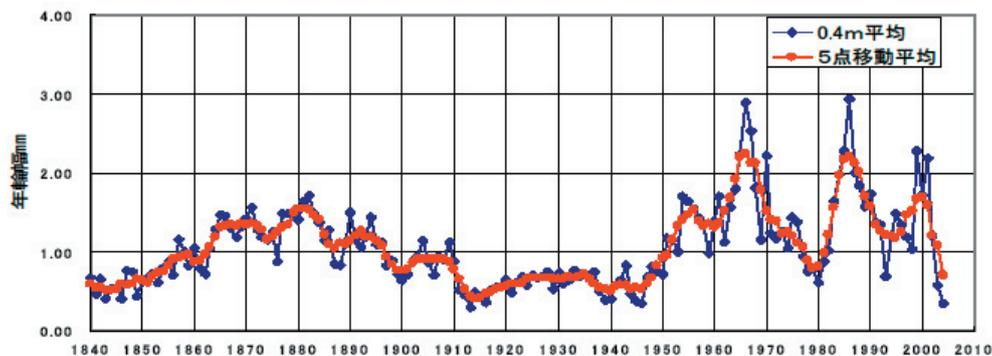


図8 2004年風倒木の年輪幅変動 地上0.4m部分

約 160 年、最初の約 100 年間は年輪幅が 0.5 ~ 1.5mm と狭く、その後は 1.0 ~ 2.5mm の間で変化していた。風倒する 2 年前までの年輪幅は 1 ~ 2mm 程度であったが、1 年前と風倒年は 0.4 ~ 0.6mm であった(越地、未発表資料)。従って、最初の 100 年間は周囲の樹木に被圧されたことによる年輪幅の低下と考えられたが、その後光環境が改善され成長したものと思われた。また風倒する直前に年輪幅の低下が見られたことから、根株腐朽が急激に進んだことが伺われた(図8)。

病原性検定については、植物育成室において発芽させた実生苗を用い、分離菌株のうち 4 系統を蔓延させたブナ枝を接種源とする接種試験を予備的に実施した。その結果、2 系統の菌株については萎凋から枯死する苗が各 1 個体見られた。残り 2 系統の菌株並びに対照区では萎凋症状は観察されなかった。今回の結果からは病原性の有無を判断不可能であり、今後は多数の実生苗を用いて病原性検定を実施していきたい。

引用文献

- 明間中央他(1999) 外菌根バイオマスの新しい測定法. 日菌会講演要旨集 43 : 50
- 藤澤示弘(2002) 丹沢山地のブナ林における外生菌根相. 第 113 回日林大会学術講演集 : 534
- 藤澤示弘(2003) ブナ外生菌根の定量手法の比較. 第 114 回日林大会学術講演集 : 680
- 藤澤示弘(2003) 丹沢山地のブナ林における外生菌根調査—(1) 林床植生の影響—. 神自環保セ研報 30 : 1 ~ 7
- 藤澤示弘・西村幹雄(2004) 摘葉処理がブナ苗木の外生菌根に及ぼす影響. 第 115 回日林大会学術講演集 : 654
- 藤澤示弘・西村幹雄(2005) 丹沢山地ブナ林の外生菌根菌相. 第 116 回日森大会学術講演集
- 藤澤示弘・越地正・山根正伸・齋藤央嗣・田村淳・内山佳美・笹川裕史(2005) 開放系における外生菌根菌感染・非感染ブナ苗の作出とその後の成長. 第 56 回日森関東支部大会発表論文集 : 229
- 藤澤示弘・西村幹雄(2005) 丹沢山地における外生菌根菌相—2002 ~ 2003 における菌根性子実体発生調査結果—. 神自環保セ報 2 : 29 ~ 38
- 福田健二(1999) 衰退度測定法. 76. 森林立地調査法. 森林立地調査法編集委員会編, 284pp, 博友社, 東京
- 橋本 靖(2003) シラカンバに定着する外生菌根菌の生態とその役割に関する研究. 日菌報 44 : 67 ~ 74
- 今関六也(1987) ハラタケ目 Agaricales [菌根]. 11-14. 原色日本新菌類図鑑 (I). 今関六也・本郷次雄編, 325pp, 保育社, 東京.
- 菊池淳一(2000) 樹木の成長と菌根. 57. 森林微生物生態学. 二井一禎・肘井直樹編, 322pp, 朝倉書店, 東京.
- 越地 正・鈴木 清・須賀 一夫(1996) 丹沢山地における森林衰退の調査研究(1)ブナ、モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研報 22:7-18
- 西村幹雄・藤澤示弘(2005) 丹沢大山地域の大型菌類について. 神奈川自然誌資料 (26) : 39 ~ 41
- 小川眞(1980) 菌を通して森をみる. 279pp, 創文, 東京.
- 岡部宏秋(1997a) 植物の根と共生する微生物. 97. 新・土の微生物(2). 土壤微生物研究会編, 165pp, 博友社, 東京.
- 岡部宏秋(1997b) 森づくりと菌根菌. 110pp, (財) 林業科学技術振興所. 東京
- 柴田尚(1999) 菌根性きのこの安定生産技術の開発. 都道府県林業関係試験研究推進会議資料, 林野庁, 東京
- 丹沢大山自然環境総合調査団(1997) 調査のまとめと自然環境保全のための提言. 1-11. 丹沢大山総合調査報告書. (財) 神奈川県公園協会・丹沢大山総合調査団企画委員会編, 635pp, 神奈川県環境部, 横浜.
- 山田明義(2001) 菌類の採集・検出と分離: 外生菌根菌(III) 分離培養法ならびに釣菌法. 日菌報 42:177-187

ブナの生理・生態調査

丹沢山地におけるブナのフェノロジー*1

田村 淳*1

I 目的

ブナ林衰退の要因として、大気汚染による光合成障害や土壌乾燥化、昆虫の過度な摂食などの複合要因が指摘されている。同一林分内でも枯死木と健全木がある事実は、これらの要因に対して個体間の生理生態的な差異があることを示唆する。本論では、同一林分におけるブナの展葉の差異を明らかにした上で、ブナの展葉の遅い個体がブナハバチ幼虫に摂食されやすい仮説を検証することとした。

そこで、まず同一林分内の隣接したブナ個体2本のフェノロジーの差異を調べ、それと摂食の程度との関係を検討した。次に、標高、方位の異なる4林分で、ブナ個体のフェノロジーの差異と摂食の程度との関係を調べた。なお、各年次における調査項目は次のとおりである。

II 研究方法

1 同一林分における2個体間のフェノロジー

清川村堂平地内の標高1150mの北斜面のブナ林を調査地とした。そこにツリータワー（高さ12m）を設置して、樹冠部を直接観察できるようにした。観察できるブナは4本

あり、うち1本は過去にブナハバチに過度に摂食されて枝の成長量が落ちたと推定される個体（以下、被害木 T3）、他3本はそのような形状が見当たらない個体（以下、健全木 T1、4、5）である。これらのうち、被害木（T3）1本、健全木（T1）1本を対象とした。

被害木と健全木1本から各5本（2003年は10本）の枝を選び、4月以降月に1回の頻度で展葉の状態を記録した。展葉を橋詰ほか（1996）にならい次のように6段階で評価した。また、記録の補助手段として展葉完了までの短期間に、インターバルタイマー付カメラを樹冠部に設置し、24時間間隔で枝を自動撮影した。

展葉のランク

- 0：冬芽は休眠状態で膨らまない。
- 1：冬芽が膨らみ、芽鱗の間から緑色の葉がすけてみえる。
- 2：冬芽は伸長し、縮んだ若葉が芽鱗から外側に出はじめる。
- 3：シュートは伸長し、縮んだ若葉が半分程度冬芽の外側に現れる。
- 4：シュートはさらに伸長し、縮んだ若葉が全部外側に現れる。葉は黄緑色を呈する。
- 5：若葉は伸長して緑色を呈する。縮んだ葉はみられない。

調査項目	2002	2003	2004	2005
同一林分における個体間のフェノロジー	○	○		
4林分における個体間のフェノロジー			○	○



写真1. 展葉ランク

*1：神奈川県自然環境保全センター研究部

また、展葉終了後に被害木と健全木の食痕数を調べた。食痕数は、樹冠の葉群層を5区分（14 m、12 m、10 m、8 m、6 m）して、各層で20枝を選び各10枚の葉、すなわち合計200枚の葉を対象として、食痕の数を調べた。

2 4 林分における個体間のフェノロジー

調査地は、天王寺尾根（標高1,330 m）、丹沢山山頂付近（1,500 m）の南北斜面に1箇所ずつ合計4箇所の林分調査枠を設置した。各林分あたり10～20本のブナを対象とした。

展葉フェノロジーはブナの展葉が開始する4月中旬から展葉が終了する6月上旬まで、約7日間隔で調べた。フェノロジーの進行は、上記の6ランクとした。

この基準により樹冠全体に対する展葉ランクの比率を10%単位で双眼鏡の使用および目視により記録し、各調査日について個体ごとに平均ランクを求めた。また、調査期間における各個体の平均ランクの積算値を展葉の早さとした。

ブナハバチによる摂食度については、ブナハバチの幼虫が地上から姿を消す6月下旬以降に、越地(2002)を参考に、次の5ランクで評価した。

摂食度のランク

0：摂食なし

1：摂食率1～25%（部分的に摂食されたもの）

2：摂食率25～50%（葉が大部分残るもの）

3：摂食率50～90%（葉が半分以上摂食されたもの）

4：摂食率90%以上（葉がほとんど摂食されたもの）

III 結果

1 同一林分における2個体間のフェノロジー

2002年、2003年ともに健全木と被害木において展葉の時期に差異はなかった（図1）。また、年による違いもなく、4月中旬に展葉が開始し、5月上旬には展葉が終了していた。展葉開始から終了まで約3週間かかっていた。

2002年は、展葉の時期に大きな差異はなく、被害木で約3日早かった。両者ともに展葉は4月中旬にはじまり、5月上旬に終了した。2003年は、調査開始時点の4月中旬ですでに展葉が開始しており、5月上旬には展葉が終了した。健全木と被害木は2ヶ年ともにブナハバチ幼虫の採食痕が認められたが、摂食度1と軽微であり、調査期間において

ブナハバチの大発生を観察できなかった。

2002年に健全木と被害木について葉群層別に食痕数を比較したところ、被害木は樹幹上部ほど食痕数が多かったが、健全木では傾向を見出せなかった（図2）。ただし、両者ともに葉群層間で食痕数に統計的な有意差が認められた（ANOVA, $p<0.001$ ）。

各葉群層で被害木と健全木の食痕数を比較すると、最上段（14 m）と2段目（12 m）の食痕数は被害木で有意に多く、5段目は健全木で有意に多かった（t検定, $p<0.05$ ）。被害木の最上段の食痕数は平均1.5個/枚と他の葉群層と比較して多かった。

2 4 林分における個体間のフェノロジー

①展葉フェノロジー

2004年は4林分ともに展葉中頃に個体間のバラツキが大きくなり、進行の早い個体は5月の中旬に展葉が終了し、遅い個体でも5月下旬に展葉が終了した（図3）。標高によらず展葉は北斜面で早い傾向が認められた（二標本t検定, $p<0.01$ ）。また、斜面方位により個体間のバラツキの大きい時期は異なり、北斜面では南斜面よりも1週間早かった。ブナハバチに産卵されやすい期間（フェノロジーランク2～3）は、標高によらず南斜面で1～2週間長い傾向があった。

2005年は、4林分ともに展葉中頃から後期にかけて個体間のバラツキが大きくなった（図4）。1330 m地点では南北斜面ともに4月下旬に展葉を開始し、北斜面で5月中旬に、南斜面では5月下旬に展葉が終了した。1500 m地点では、北斜面で展葉を早く開始し、4月下旬には芽を膨らませた個体があった。展葉が終了したのは1330 m地点より1～2週間遅く6月上旬にずれこんだ。ブナハバチに

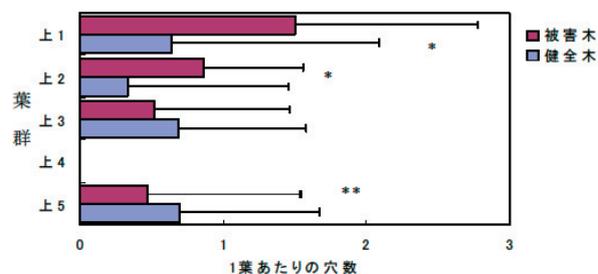


図2. 葉群層別のブナハバチ食痕数 *: $p<0.001$, **: $p<0.05$

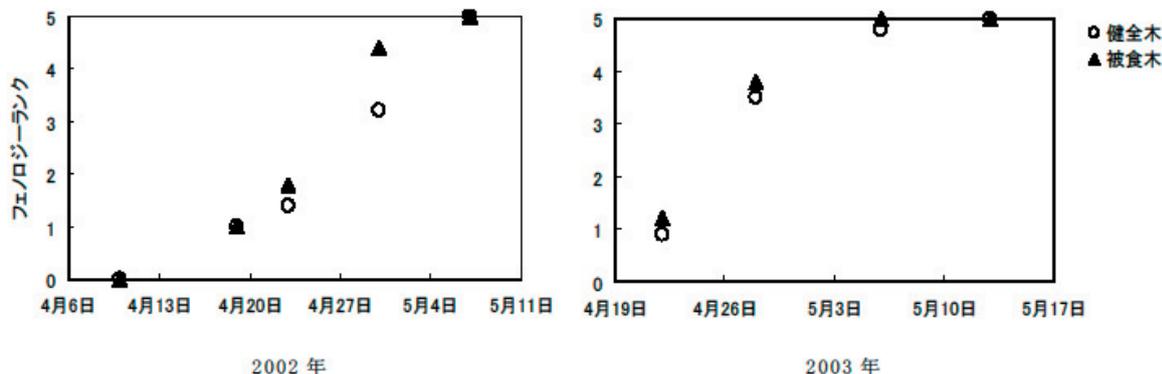


図1. 被害木と健全木のフェノロジー

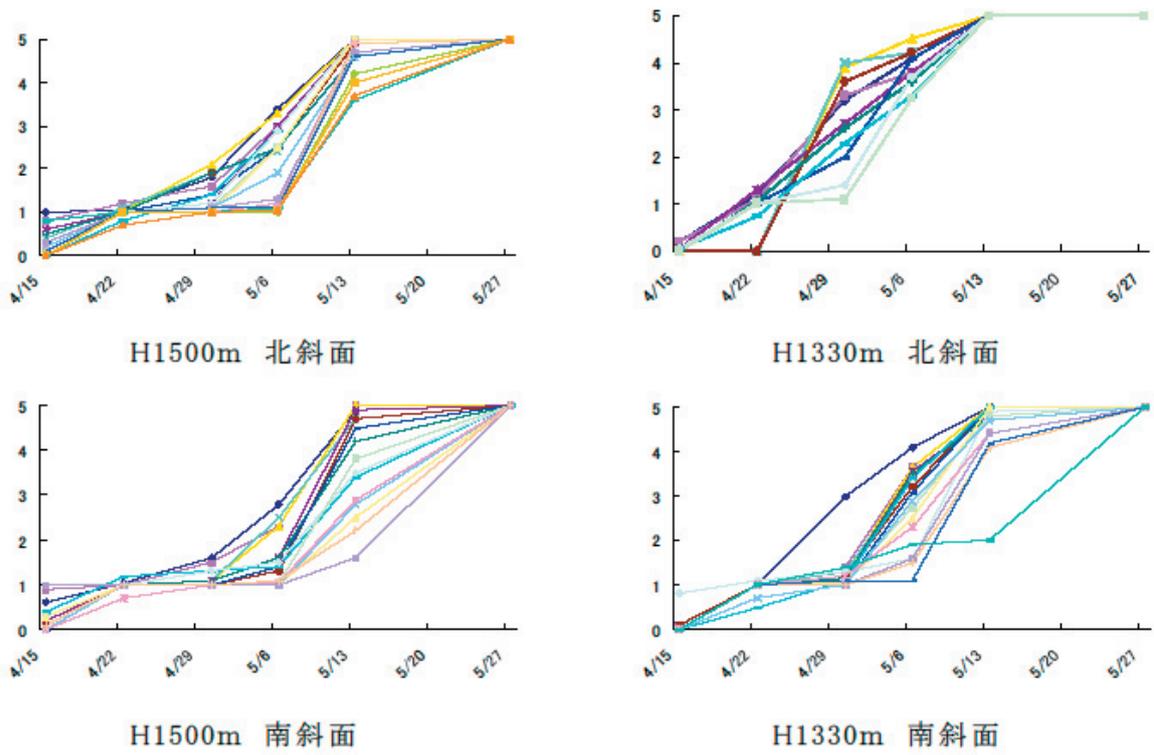


図 3. 2004 年のブナの展葉フェノロジー

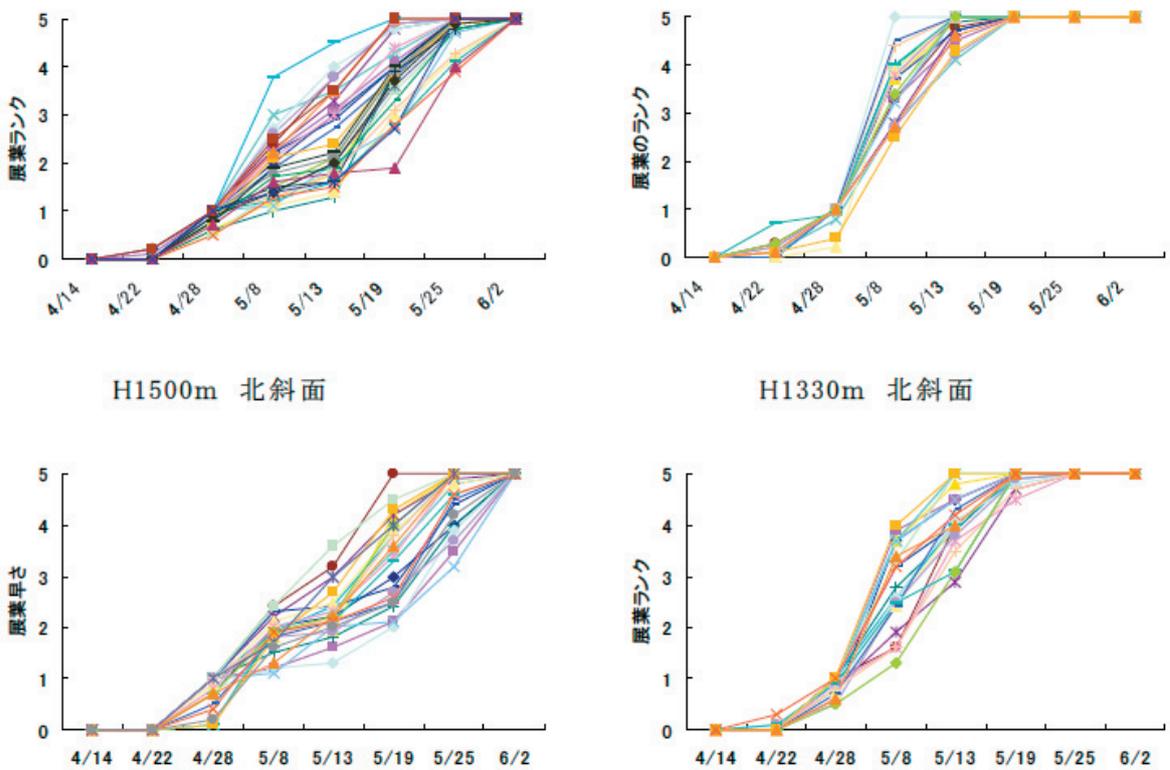


図 4. 2005 年のブナの展葉フェノロジー

産卵されやすい期間は、斜面方位によらず標高の高い方で長い傾向があった。すなわち、1500 m地点では南北斜面ともに約 20 日間、1330 m斜面では南北斜面ともに約 10 日間と 10 日の差があった。ブナハバチに産卵されやすい期間が 2004 年のように南斜面で長いという傾向は 2005 年には見受けられなかった。

年変動をみると、フェノロジーは標高および斜面に関わらず、2 年間で同調する傾向が見られた (図 5)。すなわち調査開始年に展葉の早かった個体は翌年も早く、遅い個体は翌年も遅かった。

②展葉フェノロジーと摂食度との関係

2004 年は標高 1500m 南斜面の林分では摂食度が 1 ~ 4 と個体間のバラツキがあった。一方、他の 3 林分ではいずれも摂食度が 2 以下で個体間のバラツキは小さかった (図 6)。個体間のバラツキの大きかった林分では、各摂食度に対する展葉の早さに統計的な有意差があり (ANOVA, $p < 0.001$)、摂食度が高い個体ほど展葉が遅い傾向が認められた。標高 1300m 南斜面においても、摂食度 2 と 1 の個体間で展葉の早さに統計的な有意差があり (ANOVA, $p < 0.001$)、摂食度 2 は 1 よりも展葉が遅い傾向が認められた。1300m 北斜面では展葉の早さが中程度の個体は摂食度 2 で、早い個体と遅い個体は摂食度が 1 であった。1500m の北斜面では摂食度がすべて 1 で、展葉の早さと摂食度に有意な関係を見出せなかった。

2005 年も 2004 年と同様に南斜面ほど摂食度が高く、また展葉の遅い個体で摂食度がばらつく傾向が認められた

(ANOVA, 図 7)。1500 m南斜面では展葉の遅い個体ほど摂食度も高く、摂食度 3 と 4 に該当するものがあつた。ほかの 3 林分では摂食度が最高で 2 か 3 であつたが、展葉の遅い個体で摂食度が高い傾向があつた。

IV 考察

ツリータワーを使ったブナ個体間の展葉フェノロジーは、2002 年、2003 年ともに被害木 (T3) の方が健全木 (T1) よりも 3 日程度早かった (図 1)。この 2 年間でブナハバチが大発生することはなかったが、樹冠部の摂食痕は被害木 (T3) で多かった (図 2)。これらのことは、展葉の遅い個体が葉食昆虫に摂食されやすいという仮説を支持しない。これには、展葉の差が 3 日と小さかったことと、葉の厚さや成分の個体差が影響している可能性がある。

標高と斜面方位の異なる 4 林分間でフェノロジーとブナハバチの摂食度との関係を 2004 年、2005 年と調べたところ、標高に関わらず南斜面の林分ではブナハバチに摂食されやすいフェノロジーランクが 2 ~ 3 の期間が北斜面の林分よりも 1 ~ 2 週間長かった (図 3、図 4)。また、南斜面の林分では展葉の遅い個体ほど強く摂食されていた (図 6、図 7)。とくに、1500 m南斜面の林分では他の林分と比較して 2 年連続して摂食度が高かった。これらのことは、展葉の遅い個体がブナハバチに摂食されやすいという仮説を支持するとともに、1500 m南斜面の林分は他の林分よりもブナハバチの個体群密度が高い可能性がある。越地 (2002) も、本論の調査と同じ斜面において、毎年同じ個

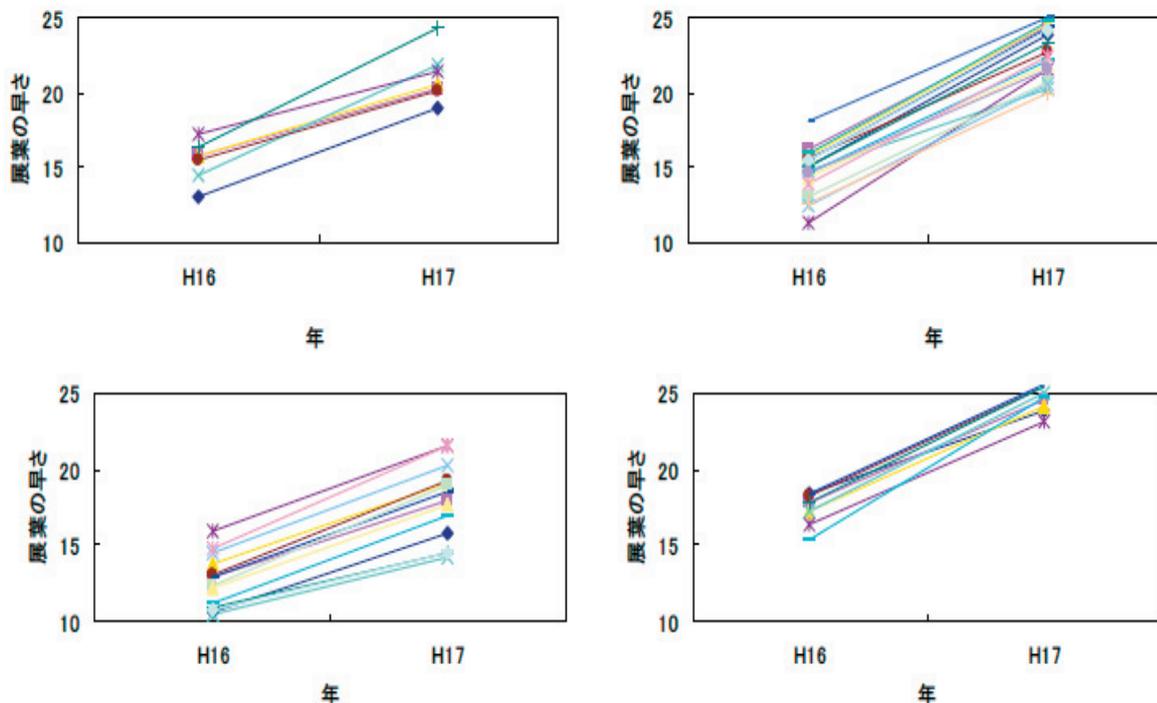


図 5. 展葉の早さの年変動

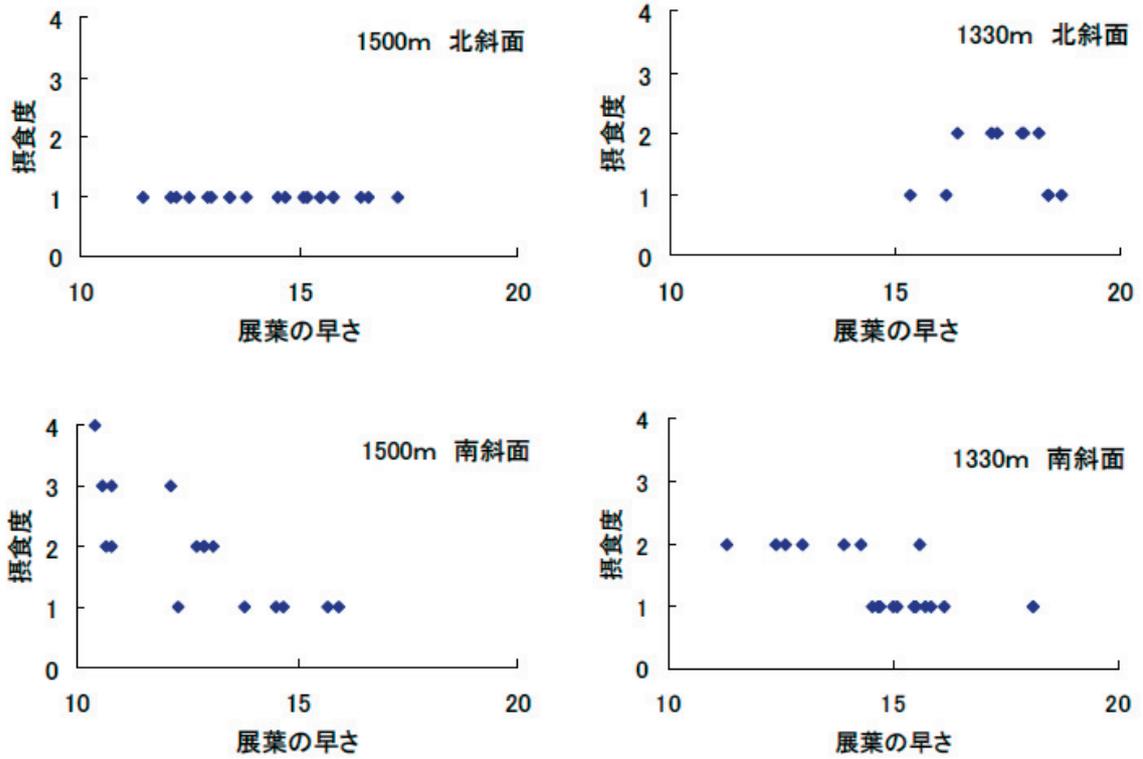


図6. 2004年の展葉の早さと摂食度との関係

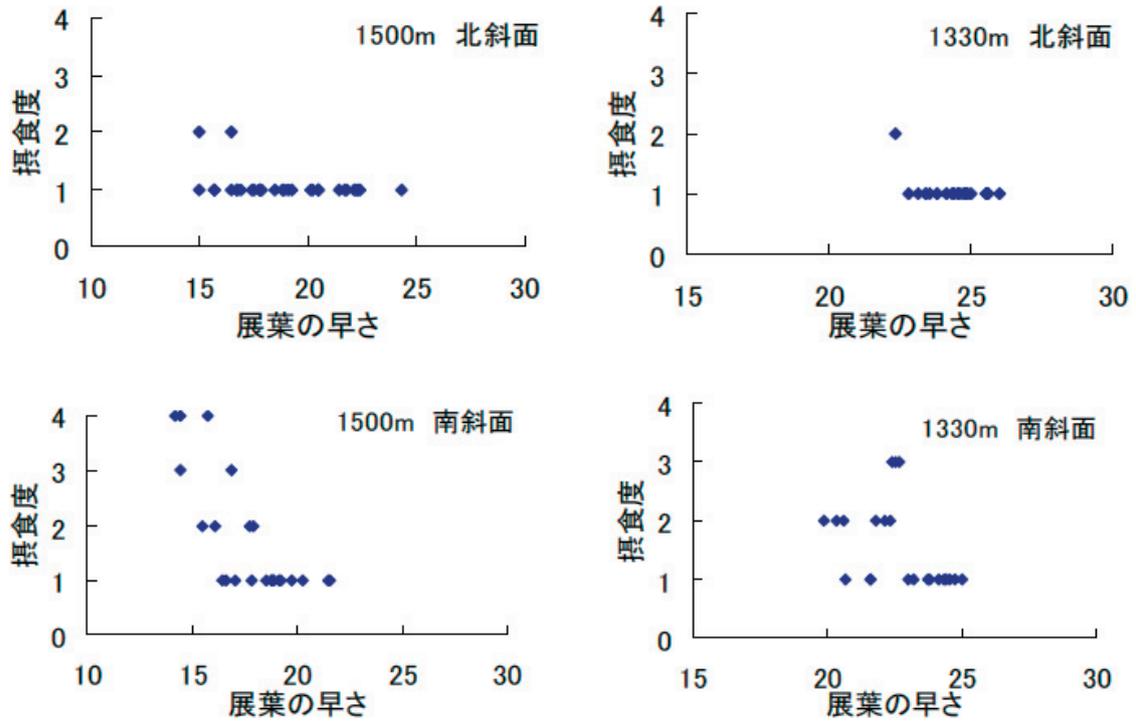


図7. 2005年の展葉の早さと摂食度との関係

体がブナハバチの被害を受ける傾向があることを指摘している。山上ほか（2007）はブナハバチによる激害をうけたブナの展葉は遅れる傾向があること、ブナハバチが集中的に産卵する個体が決まってしまうことを指摘している。これらのことから、本来同一林分で見受けられる展葉フェノロジーの個体差、すなわち展葉の遅い個体がブナハバチに摂食されると、次年度以降も展葉フェノロジーが遅れ、さらに産卵されやすくなって、産卵・摂食木の固定化という悪循環に陥ると考えられる。そして連年強く摂食される結果、ブナが枯死するに至る（越地，2002）のであろう。このようにブナハバチの密度が高いところでブナハバチによるブナの摂食害を受けていると想定されるが、ブナハバチの密度に影響する要因がブナのフェノロジーなのか、他の環境要因であるのか不明である。これについては、今後のブナハバチの個体群動態の研究を進める過程で解決すべき課題である。

引用文献

- 橋詰隼人・李 延鎬・山本福壽（1996）ブナの開花期の産地および家系による差異．日林誌 78(4): 363-368.
- 越地 正（2002）丹沢山地におけるブナハバチ大発生の経過とブナの被害実態．神自 環境セ研報 29:27-34.
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄（2006）ブナハバチ食害によるブナ枯死とブナ林の衰退．丹沢大山総合調査実行委員会編，丹沢大山総合調査報告書，pp.〇-〇．神奈川県環境農政部緑政課，神奈川．

ブナの生理生態調査

丹沢山地におけるブナのクロロフィル蛍光の年次変動

齋藤央嗣*1 越地正 山根正伸 藤澤示弘 田村淳 内山佳美 笹川裕史*2

I はじめに

丹沢山地では1980年代から稜線部の南斜面を中心にブナの大規模な枯損が発生し(4)、その発生原因の究明と対策が急務である。これまでの調査で、O3による影響が疑われるが(5)、その生理的なメカニズムは未解明な点が多い。そこで光合成の光阻害の程度を非破壊で評価できるクロロフィル蛍光測定により、通年でその影響を調べることを目的とした。

II 材料及び方法

調査は、2002～04年に丹沢山堂平のブナ林に設置したツリータワー(設置高16.5m)を用い、タワーに接する4個体のブナ及び自然環境保全センター(厚木市七沢)に植栽された個体で行った(表-1)。各個体とも当年枝の中でもっとも大きい葉を測定葉として陽葉、陰葉各3枚を設定し、原則として同年同じ葉を測定した。

衰退状況の年変動を明らかにするため、クロロフィルの蛍光反応を利用して光合成の光阻害の程度を指標するFv/Fm値及び電子伝達速度を指標するyield値を測定した(2)。測定は5月から10月までの開葉期間中に月2回、日中に現地で実施した。測定は携帯用のクロロフィル蛍光測定器であるOSI-FL(OPTI-SCIENCES社製)を用いた。Fv/Fm値の測定は暗処理用のクリップを設置し約20分暗処理後、フラッシュ光をあてて測定した。さらに日中の日変化を明らかにするため夏期に終日調査を行なった。

同様にクロロフィル含量の通年変化を明らかにするため、葉緑素計SPAD502(ミノルタ社製)によりクロロフィル含量を調べた。計測は3回測定した平均値(異常値は排除)を用いた。測定したSPAD値を次式でクロロフィル含量へ変換した(6)。

$$\text{Chl} = e \{ (\text{SPAD} + 38.09) / 20.14 \} - 5.5$$

Chl:クロロフィル含量(ug cm⁻²)、SPAD:SPAD値(測定値)

表1. 測定個体

個体	樹高(m)	胸高直径(cm)	備考
T 1	23.9	58.4	
T 3	22.8	48.8	
T 4	23.0	54.9	
T 5	12.3	27.1	亜高木
対照	7.5	29.5	保全センター植栽

*1 神奈川県環境農政部森林課

*2 神奈川県自然環境保全センター研究部

III 結果

2003～04年の陽葉のFv/Fm値の測定結果を図-1、2に示す。いずれも7月頃からT1の個体のみ大幅にFv/Fm値が低下した結果、分散分析により測定個体間に2003年は7月下旬より有意差があり(p<0.05)、04年は7月上旬か

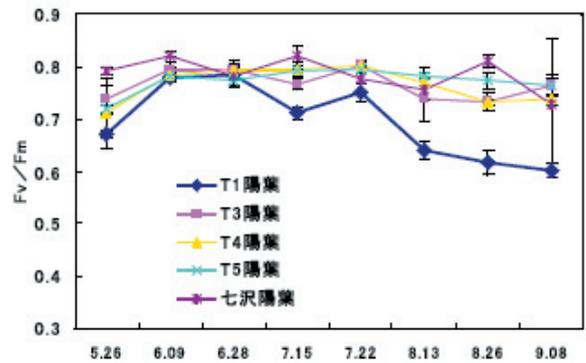


図1. 堂平タワーでの陽葉のFv/Fm値の季節変化(2004)

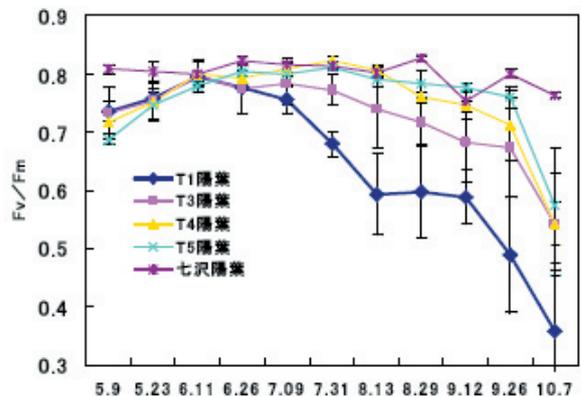


図2. 堂平タワーでのFv/Fm値の陽葉の季節変化(2003)

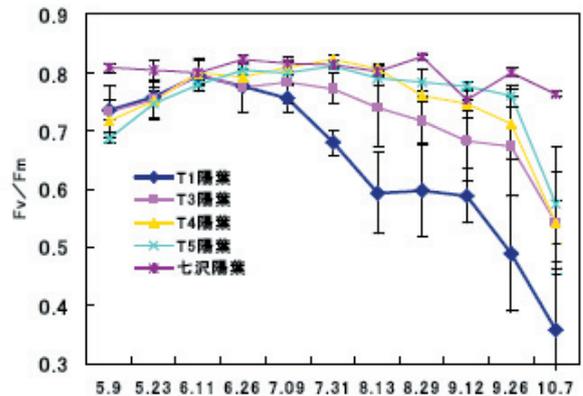


図3. 堂平タワーでのFv/Fm値の陰葉の季節変化(2003)

Hら有意差 ($p < 0.01$) が認められた。3個体を測定した2002年も同様の結果であった。Tukeyの多重比較の結果、有意差が認められた7月以降の調査時において、T1のみが他個体と有意に異なる結果となった。

2003年の陰葉の結果を図-3に示す。T1のみ低い傾向は陽葉と同様であり全般に陰葉の方が高い値を示した。陽・陰葉別のFv/Fm値は、調査回ごとの葉の陽・陰と個体を因子とした分散分析により03・04年とも一元配置で有意となる7月以降、個体間のみ有意差 ($p < 0.001$) が認められた。一方、2002年に実施したタワーの高さによる明瞭な違いはほとんど認められなかった。

2004年のyield値の季節変化を図-4に示す。値にばらつきがあるが、Fv/Fm値との相関は高く、2004年の相関係数は0.86で高い相関が認められた。

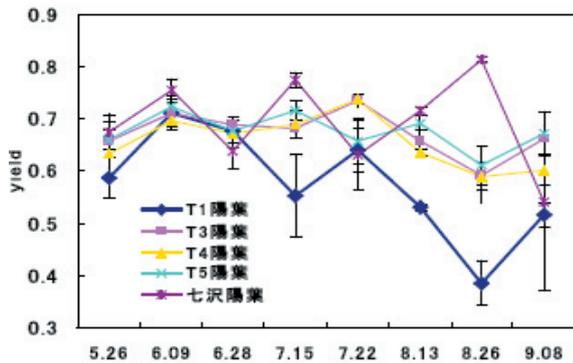


図4. 堂平タワーでの陽葉のyield値の季節変化(2004)

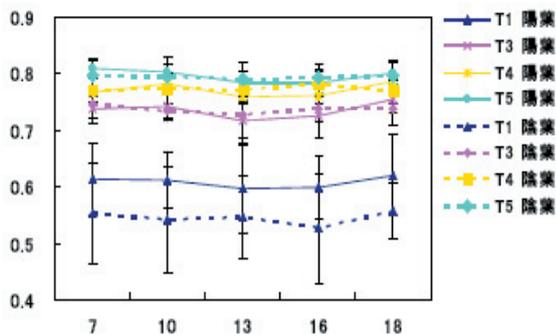


図5. Fv/Fm値の時間変化(2003/8/29) 縦棒は標準偏差

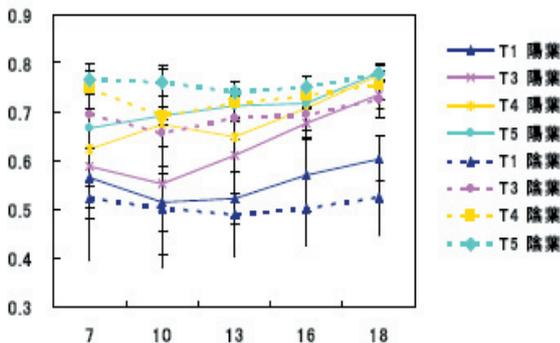


図6. yield値の時間変化(2003/8/29) 縦棒は標準偏差

次に終日調査の結果を図-5・6に示す。特にyield値が日中低い傾向はあるが、全体として変動の値は低く、日変化はわずかであった。

SPAD値から換算したクロロフィル含量は、陽葉はいずれも7月中旬がピークでT1・T3個体は他個体と比較し6月末から値の増加がわずかで個体差が大きく、いずれの個体も陰葉の方が高くなった。2004年のFv/Fm値との相関係数は0.47で有意だが必ずしも高くなかった ($p < 0.01$)。

IV 考察

Fv/Fm値は光障害を受けていなければ0.8-0.83程度の値をとるとされるが(2)、T1個体は8月には、0.6程度に低下する。T1個体は他個体と比べ早くから緑色の退色が激しく、褐色ががらのか観察された。Fv/Fmの低下は水ストレスでも起こるが、光のあたる部分の葉の変色が認められ、O3による影響の可能性が高い。またO3によるFv/Fm値の低下の影響は、ポプラでは若い葉よりも成熟した葉に影響し、感受性の高いクローンで顕著であることが報告されており(1)、7月以降にT1個体に影響が大きくなることと合致する。

T1個体は、Fv/Fm値が低く光合成障害が発生し同化量の低下が予想されが、参考までに陽葉の測定枝の枝長、葉の枚数、冬芽数を調査したところ(図-7、 $n=3$)、有意差が認められたのは葉の枚数 ($p < 0.05$) のみだが、いずれもT1が最も小さい値であった。さらに冬芽の充実度が悪く、枝の伸長量が短かく、枝が上に向く形態が認められた。O3によるブナの同化量の低下は、苗木の施設試験により報告されている(3)。T1個体は、このようなO3による影響により、同化量が低下し伸長量や葉量が減少しますます同化量が減少していることが予想された。ブナの枯死は、このようなO3に対して感受性の高い個体から進行している可能性がある。

引用文献

- (1)LORENZINI,G. et al.:Tree Physiology19,607-612,1999
- (2)彦坂幸毅：光と水と植物のかたち,245-258pp,文一総合出版,東京,2003
- (3)IZUTA,T. et al.:J.Jpn.Soc.Atoms. Environ.31(2):95-105,1996
- (4)越地正ら：神森林研報22：19-26,1996
- (5)戸塚績ら：丹沢大山総合調査調査報告書,99-102pp,神奈川県,横浜,1997
- (6)上村章・石田厚,未発表資料

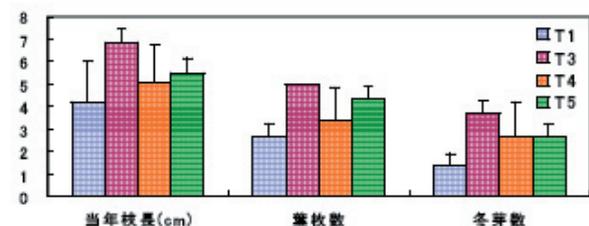


図7. 陽葉の測定枝の枝長、葉、冬芽数. いずれも $n = 3$ 、縦線は標準偏差、葉枚数のみ個体間に有意差有 ($p < 0.05$)

ブナの生理・生態調査

堂平における衰退ブナの生理活性

関 達哉 *1

I 目的

80年代以降、丹沢大山主稜線部を中心に広がっているブナの衰退原因について、これまで土壌の乾燥化、気候温暖化、病害虫（ブナハバチやならたけ病）、大気汚染物質（オゾン等）などが指摘されているが、詳細なメカニズムは不明である。

そこで、丹沢山堂平の衰退ブナに設置したツリータワーを用いて、衰退ブナの生理活性の状態を調査することにより、生理生態学的な側面からの原因解明の基礎データを得ることを目的とする。

II 材料と方法

供試材料として、丹沢山堂平に設置したタワー内のブナ5個体（T1-T5、T1を健全樹、T3をハバチ被害木とした）を用いた。平成18（2006）年6月21日、8月4日、9月15日の3回にわたって、これらブナ5個体の陽葉、陰葉の新梢第2葉における光合成速度、気孔コンダクタンス

等を、光合成蒸散測定装置（Shimadzu SPB-H14）で測定した。反復は5枚とした。

III 結果及び考察

9月15日の時点でのT5の陽葉、T4、T5の陰葉における光合成活性が、他の樹体よりも低下していることが示された。また健全樹であるT1は特に顕著な低下は認められなかったものの、T2やT3に比べると低い値であった（図1、図2）。気孔コンダクタンスも同様の傾向が認められた（図3、図4）。9月15日の時点でも葉は一部が黄変を始めている状況であったが、T5陽葉、T5陽葉、T4陰葉をのぞくすべての樹体において光合成活性は6月、8月よりも全般的に高い傾向であった。

このことから、ブナの衰退と光合成活性の間に、明確な関係は認められず、健全と判断されたT1の生理活性が低い傾向が認められた。その原因は、個体間のばらつきも考えられるものの、不明であった。なお、ブナの葉は、9月15日の時点ではかなり黄変をした葉であっても、光合成活性は保たれていることが示された。

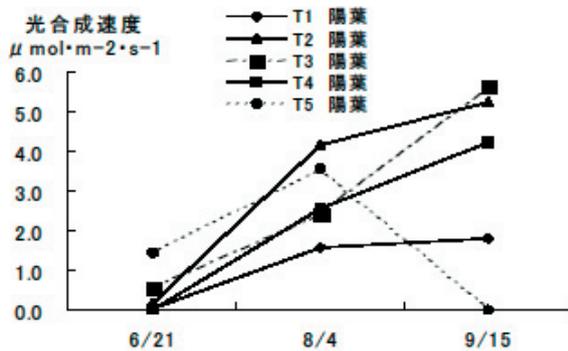


図1. 陽葉における光合成速度

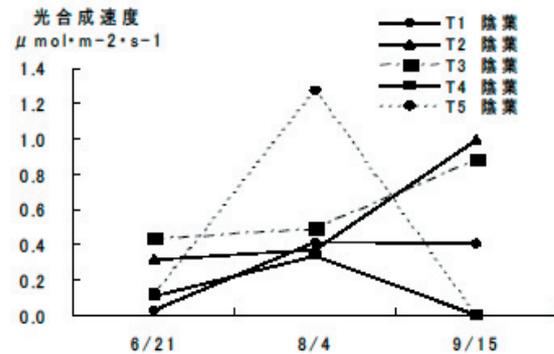


図2. 陰葉における光合成速度

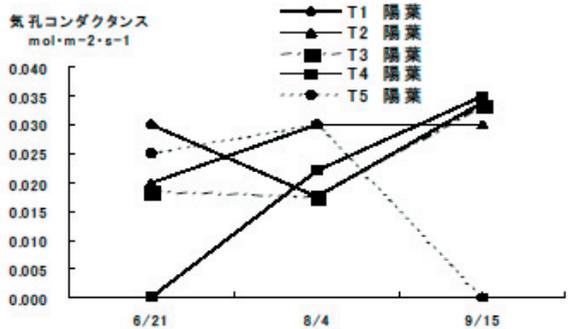


図3. 陽葉における気孔コンダクタンス

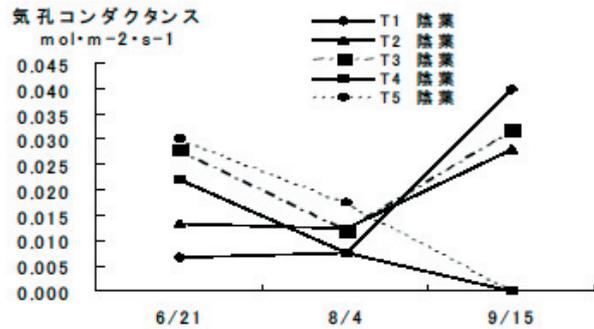


図4. 陰葉における気孔コンダクタンス

*1: 神奈川県農業技術センター果樹花き研究部

IV まとめ

堂平ツリータワーにおけるブナの生理活性の3回の測定結果からは、衰退現象との密接な関連は認められなかった。しかし、ブナの葉は少なくとも9月下旬までは光合成活性を持っていることから、この時期にまで葉が健全に保たれることが、光合成活性の維持という側面からも大切であることが示された。

今回は、5個体の定点観測として調査を行い、衰退ブナの生理活性の季節変動が明らかとなった。今後も、様々な観点から原因解明を目的とした調査を継続することは、今後の森林再生技術開発や、森林保全施策の展開上有効であるであると考えられる。

ブナの生理・生態調査

オゾン (O₃) ガスが、ブナ苗の転流パターンに及ぼす影響調査

関 達哉 *1

I はじめに

80年代以降、丹沢大山主稜線部を中心に広がっているブナ衰退の原因のひとつに大気汚染説が挙げられている。衰退地域の付近での観測データによれば、都市域からの大気汚染ガスから生じる二次汚染物質であるオゾン (O₃) の濃度が7～8月にかけて数10ppb～140ppb程度のレベルで観測されているため、植物への影響が生じている可能性がある。これまで、オーブントップチャンバーを用いた試験で、T/R比の増加などがスギで報告されている。

そこで、オゾンガスが、ブナの同化産物の転流パターンに及ぼす影響を調査する。オゾンのクリティカルレベル (許容基準) の基礎データとする。

II 材料と方法

供試材料として、12cmポットに植栽した2年生ブナ苗30ポットを用いた。9月27日および29日に、農業技術センターDブロック作物実験棟にある13CO₂同化システムチャンバー (40cm×40cm×80cm) を利用して、表1の通りにオゾン暴露および13CO₂の施用を行った。

なお、O₃暴露時および13CO₂同化時のチャンバー内気象条件は、温度25℃ 相対湿度RH60% 光量子密度472.5 μE・m⁻²・s⁻¹ (約30,000lx)とした。

試験区として、オゾン区及び対照区を設けた。反復数は各区8個体とした。オゾンの暴露方法および13CO₂の施用は、表1の通りに行った。

10/2(13CO₂施用72h後)に各個体を器官別(葉、新梢、枝、幹、根)に解体し、温風乾燥機内(80℃)にて乾燥し、乾燥後に粉砕器(C.M.T, T1-100)で粉砕し、粉末試料とした。

試料に含まれる13C含量を、11月から12月にかけて赤外線アナライザー(JASCO EX-130S)で分析した。得られた測定値から、13CO₂無施用個体の各器官の13C含量を差し引き、13C atom% excessとした。

各部位における施用13Cの占める割合すなわち13C寄与率を求めた後、各部位への同化産物の移行量を算出し、施用13Cの転流・分配量を求めた。

III 結果および考察

ブナ苗に対するオゾンガスの影響は、寄与率によれば、葉では対照区よりも値が大きかったものの、他の部位では、対照区に比べ低下していた(図1)。特に、太根、細根では、対照区の約60%程度にまで低下していた(表2)。

これまでの報告(2001 関)でも、ニホンナシ「豊水」に対して、オゾンガスの暴露により、暴露直後の枝や根への転流量が減るデータが得られていることから、ブナ苗に対するオゾンガスが、転流パターンに影響を及ぼし、暴露直後の根および枝への転流量を低下させたことが示唆された。

ブナ苗に対するオゾンガスの人工的な暴露により、暴露直後の転流パターンが変化していることが示唆された。

表2. ブナ苗の各部位における単位乾重量あたり同化産物量 (mg・g⁻¹) に与えるオゾンガスの影響

器官	オゾン区	対照区
細根	1.090 (62)	1.771 (100)
太根	0.399 (56)	0.711 (100)
幹	0.325 (76)	0.426 (100)
枝	0.436 (71)	0.613 (100)
葉	2.176 (114)	1.915 (100)

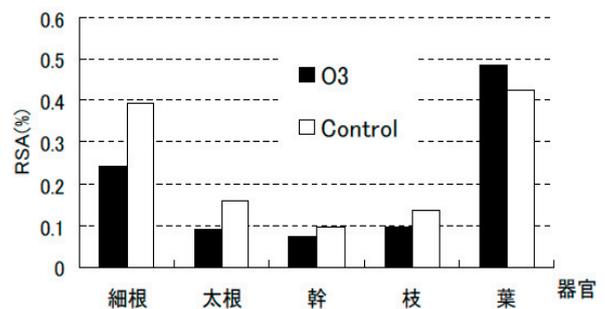


図1 ブナ苗に対するオゾン暴露がRSA (%)に及ぼす影響。

表1.

処理区	オゾン暴露処理方法	13CO ₂ 施用方法
オゾン区	9/27 150ppbO ₃ 10:30-16:30(6h) 暴露	9/29 12CO ₂ 300ppm 13CO ₂ 100ppm 11:18-17:18 (6h) 施用
対照区	—	同上

*1: 神奈川県農業技術センター果樹花き研究部

ブナ林の衰退影響調査

ブナ衰退の着生植物への影響

田村 淳*1、勝山輝男*2

1. 目的

丹沢山地で発生しているブナ等の樹木の衰退は、樹幹をハビタットとする着生植物に影響している可能性がある。例えば、樹冠が衰退ないし枯死することで光環境が好転して現存量が増加する種もあれば、乾燥して減少する種もあることが予想される。こうした樹木衰退と着生種の関係はこれまで都市林を中心に研究されており、樹幹に着生する蘚苔類や地衣類が大気汚染の指標として利用できていることがわかってきた(埜田, 1974; 1975; 松中, 1979)。しかしながら、冷温帯自然林における樹木の衰退と樹幹着生種との関係、とくに樹幹に着生する維管束植物との関係については研究されていない。これについて検討することは、単に樹木衰退の問題だけでなく、樹幹着生種への影響という生物多様性保全の観点からも重要である。そこで、樹木の衰退が樹幹着生種に及ぼす影響を明らかにすることを目的として、着生種と樹木の衰退との関係を調べた。とくに着生種が生育する環境(標高、樹種、直径、衰退の程度)と優先して保護すべき着生種について検討した。

2. 調査地と調査方法

(1) 調査地

丹沢山地東部の稜線から1000m以上の範囲を対象とし

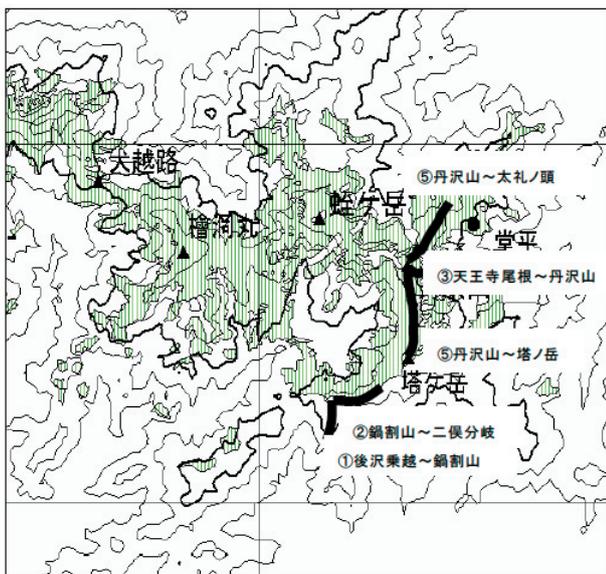


図1. 調査ルート

て、5ルート(①後沢乗越～鍋割山、②鍋割山～二俣分岐、③天王寺尾根～丹沢山、④丹沢山～塔ヶ岳、⑤丹沢山～太礼ノ頭(西峰))を選んだ。これら5ルートの中で最も標高が低いルートは後沢乗越～鍋割山で、標高範囲は1000～1272mである。最も標高が高いルートは丹沢山～塔ヶ岳で、標高範囲は1400～1567mである。

(2) 調査方法

調査ルートにおいてGPSを利用して200m間隔に調査地点を設置した。各地点で林冠に達して着生種がある樹木を測定木として、樹種、胸高直径(DBH)、衰退度、着生種の種類を記録した。衰退度は山家(1978)に準拠して5段階評価した(図2)。また、測定木と近接して林冠に達する樹木を4方向から各1本選び、同様に調査した。上記④と⑤のルートについては、稜線の両側すなわち東西斜面で調査した。

(3) 解析方法

出現した着生種のハビタットについて、『神奈川県植物誌2001』により、「地面上生」、「岩上生」、「樹幹上生」に3区分した。

3. 結果

1) 樹木の衰退度

調査ルート全体で62地点、33樹種、310本の樹木からデータを得た(表1)。最も多かった樹種はブナで126本、次いでイタヤカエデ27本、シナノキ26本、オオイタヤメイゲツ22本という順であった。全樹木について生育地の標高と衰退度との関係をみたところ、1300mまでは衰退度が0または1であり、1300mを超えると衰退度のばらつきが大きくなり衰退度が3や4を示す樹木があった(図3)が相関はなかった($p > 0.05$)。本数の多かったブナやイタヤカエデ、シナノキ、オオイタヤメイゲツにおける標高と衰退度と

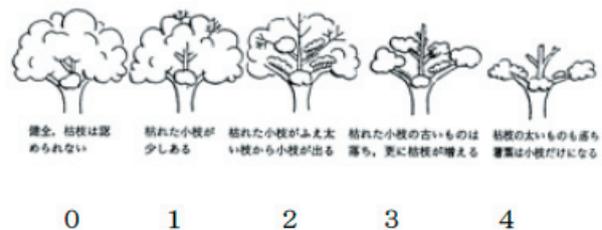


図2. 衰退度のランク(山家(1978)をもとに作成)

*1: 神奈川県自然環境保全センター研究部

*2: 神奈川県生命の星・地球博物館

表 2. 調査ルート概要

ルートNo.	ルート名	標高(m)		直径(cm)		衰退度		着生種数	
		範囲	平均	範囲	平均	平均	範囲	平均	
1	後沢乗越～鍋割山	1000-1230	1097	7-45	25.1	0.2	0-1	0.03	
2	鍋割山～二俣分岐	1270-1340	1299	10-89	33.3	0.3	0-8	0.6	
3	天王寺尾根～丹沢山	1320-1530	1414	19-103	47.9	0.9	0-5	0.8	
4	丹沢山～塔ノ岳(東斜面)	1410-1560	1468	7-95	36.6	0.9	0-9	1.7	
4	丹沢山～塔ノ岳(西斜面)	1400-1560	1468	7-77	39.6	1.8	0-7	1.1	
5	丹沢山～三峰(東斜面)	1330-1480	1406	15-100	45.9	1.2	0-8	1.2	
5	丹沢山～三峰(西斜面)	1330-1550	1423	24-88	51.5	1.1	0-9	0.9	

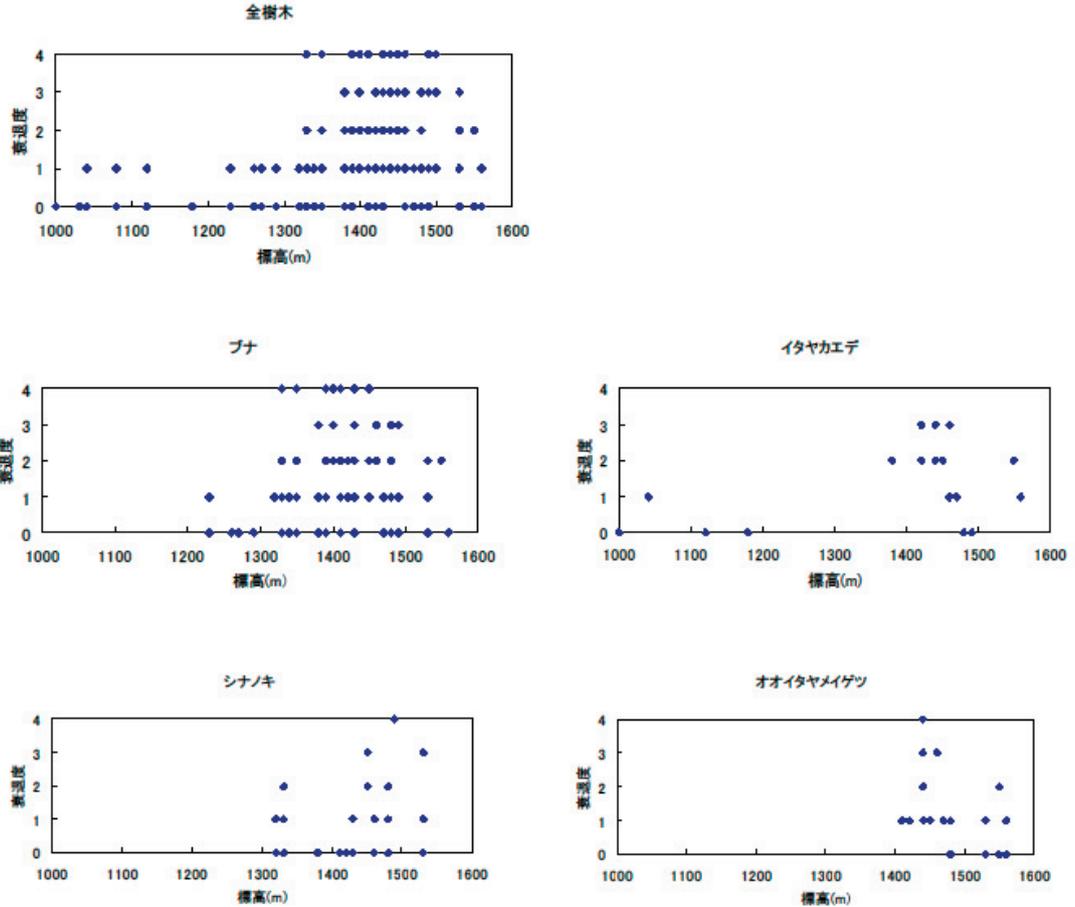


図 3. 調査地点の標高と樹木の衰退度との関係

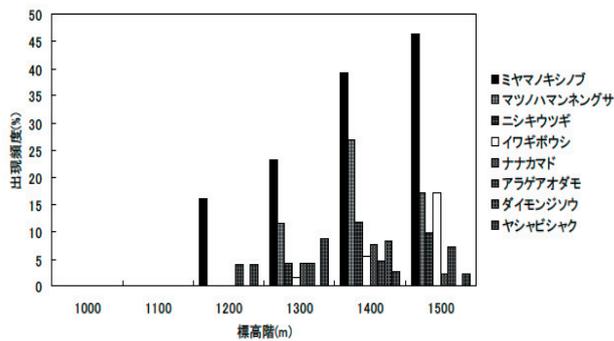


図 5. 標高階別の全測定木に対するの着生植物の出現頻度 (%)

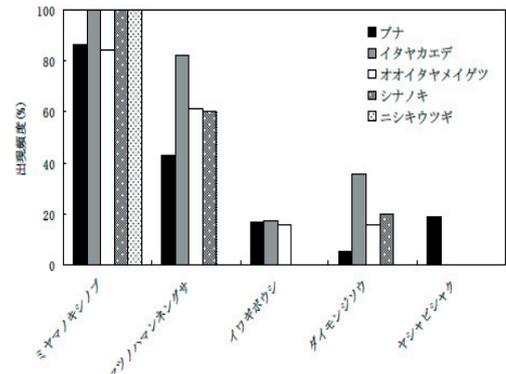


図 6. 着生種の樹種選択性

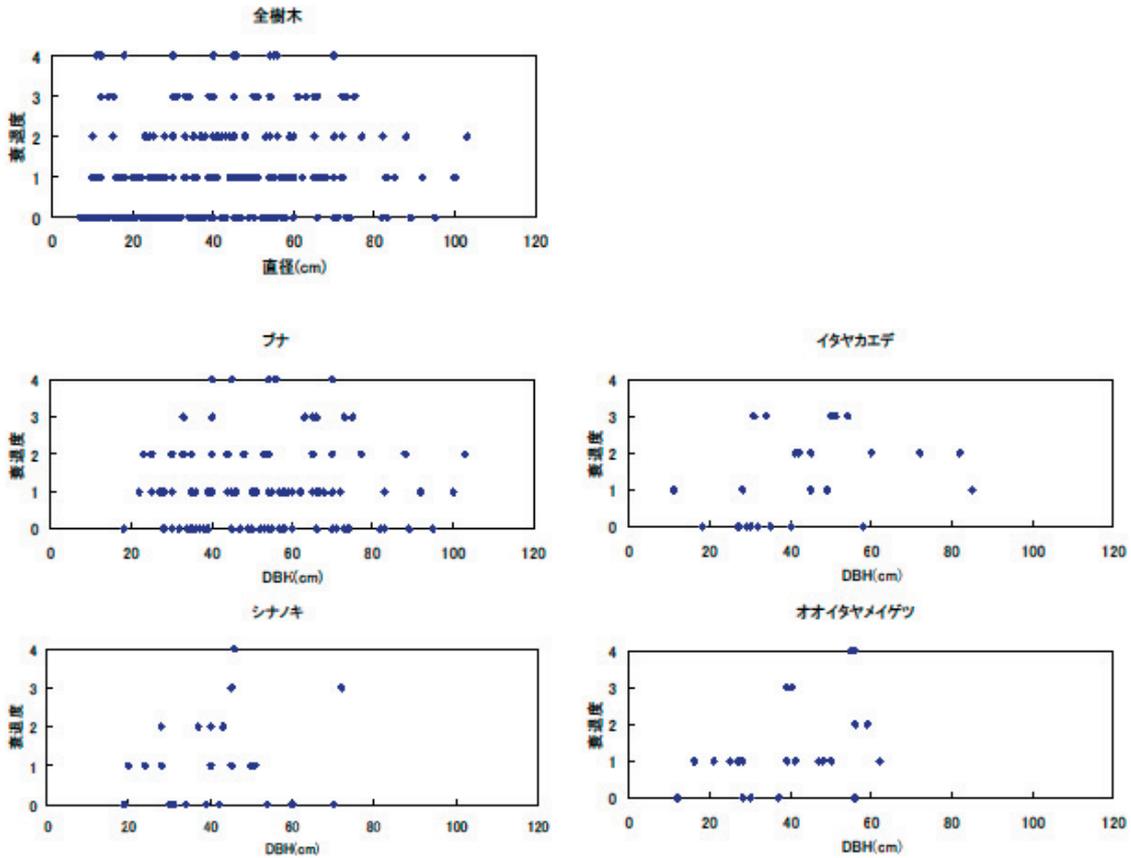


図4. 樹木の直径と衰退度との関係

表1. 測定した樹木一覧

No.	樹種名	学名	衰退度				本数	
			0	1	2	3		
1	ブナ	<i>Fagus crenata</i>	42	47	22	8	7	126
2	イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i>	9	5	8	5		27
3	シナノキ	<i>Tilia japonica</i>	12	7	4	2	1	26
4	オオイタヤメイゲツ	<i>Acer shirasawanum</i>	5	11	2	2	2	22
5	アラゲアオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa</i>	8	5	2		2	17
6	ニシキウツギ	<i>Weigela decora</i>	12	3			1	16
7	オオモミジ	<i>Acer amoenum</i>	6	5		1		12
8	クマシデ	<i>Carpinus japonica</i>	6	2	2			10
9	ケヤマハンノキ	<i>Alnus hirsuta var. hirsuta</i>	3	4	3			10
10	イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	6	1				7
11	ミズメ	<i>Betula grossa</i>	1	1	2			4
12	ナナカマド	<i>Sorbus commixta</i>	1			1	1	3
13	マメグミ	<i>Elaeagnus montana</i>	1	1		1		3
14	ミズキ	<i>Swida controversa</i>	2		1			3
15	ミヤマイボタ	<i>Ligustrum tschonoskii</i>	2	1				3
16	ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>	2					2
17	ホソエカエデ	<i>Acer capillipes</i>	1			1		2
18	ヤマボウシ	<i>Benthamidia japonica</i>	2					2
19	アカマツ	<i>Pinus densiflora</i>	1					1
20	イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	1					1
21	ウラジロモミ	<i>Abies homolepis</i>	1					1
22	ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i>			1			1
23	ムシカリ	<i>Viburnum furcatum</i>	1					1
24	カジカエデ	<i>Acer diabolicum</i>	1					1
25	カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i>	1					1
26	オオバノキハダ	<i>Phellodendron amurense var. japonicum</i>		1				1
27	サワシバ	<i>Carpinus cordata</i>	1					1
28	バйкаウツギ	<i>Philadelphus satsumi</i>	1					1
29	ハウチワカエデ	<i>Acer japonicum</i>	1					1
30	マメザクラ	<i>Prunus incisa</i>			1			1
31	ミズナラ	<i>Quercus crispula</i>		1				1
32	ユモトマユミ	<i>Euonymus sieboldianus var. sanguineus</i>	1					1
33	リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	1					1

の関係についても、全樹木の場合と同様に標高が 1300m ~ 1400 m を超えるところから衰退度の高いランクを示す樹木が出現した (図 3)。

直径と衰退度との関係はばらつき、直径が 10cm 階から衰退度が 3 や 4 といった強度の衰退を示す樹木があったのに対し、直径が太くても衰退度が 0 の個体があった (図 4)。直径が細い段階から強度の衰退を示した樹木はナナカマド、オオモミジ、ニシキウツギ、マメザクラ、マメグミなどの小高木種であった。本数の多かったブナやイタヤカエデは直径 30cm 階から衰退度 3 が出現していた。シナノキは直径 40cm 階から衰退度 3 が出現した。

5 ルートそれぞれで優占樹種や衰退度は異なった。標高が最も低い後沢乗越～鍋割山ルートは、イタヤカエデ、オオモミジ、ブナの順に優占度が高く、これらを合わせて 60% を占めた。他の 4 ルートはいずれもブナの優占度が最も高く、50 ~ 80% を占めていた。標高が高いルートほど、直径が太く衰退度も高い傾向があった (表 2)。

2) 樹幹着生種の組成

着生種は 15 樹種 110 本で確認でき、合計 40 種出現した (表 3)。この数値は、全樹種の 45.5%、全樹木の 35.5%、に着生種があったことを意味する。これらのうち多く出現した着生種はミヤマノキシノブ、マツノハマネンゲサ、ニシキウツギ、イワギボウシ、ナナカマド、アラゲアオダモ、ダイモンジソウ、ヤシャビシヤクなどであった (表 3)。全樹木 310 本に対する着生種の出現頻度はミヤマノキシノブが 31.0%、マツノハマネンゲサが 17.4%、他はすべて 10% 未満であった。

ミヤマノキシノブなど出現頻度の高かった着生種は標高 1200m から出現した (図 5)。ミヤマノキシノブ、アラゲアオダモ、ヤシャビシヤクは標高 1200m 階から 1500m 階まで出現した。マツノハマネンゲサ、ニシキウツギ、イワギボウシ、ナナカマドは 1300m 階から 1500m 階まで出現し、ダイモンジソウは 1400 m 階のみの出現であった。ミヤマノキシノブやイワギボウシ、アラゲアオダモは 1500m 階で出現頻度が高かったのに対し、ヤシャビシヤクは標高 1300m 階で出現頻度が高かった。

調査ルート別では、標高が最も高い「丹沢山～塔ヶ岳東面」ルートで着生種の種数が多く、20 種が出現した (表 3)。また、着生種ごとの出現頻度も他のルートよりも高かった。一方で、標高の低い「後沢乗越～鍋割山」ルートではノキシノブ 1 種のみ出現であった。

出現した着生種は一般に地面上をハビタットとする種が多く、純粋に樹幹上または岩上をハビタットとする種は 10 種のみだった。その内訳は、ミヤマノキシノブ、マツノハマネンゲサ、イワギボウシ、ダイモンジソウ、ヤシャビシヤク、ナガオノキシノブ、オシヤグジデンダ、スギラン、ノキシノブ、ヒメノキシノブである。これらのうち特に樹幹上生の種はマツノハマネンゲサとヤシャビシヤクの 2 種である。

3) 着生種と着生樹木の樹種、直径および衰退度との関係

着生種を確認できた 15 樹種 110 本は、ブナ、イタヤカエデ、オオイタヤメイゲツで着生木全体の 80% を占めた。

各着生種と着生木との関係を見ると、着生種の種類により着生する樹種を選好する種もあれば選好しない種もあった

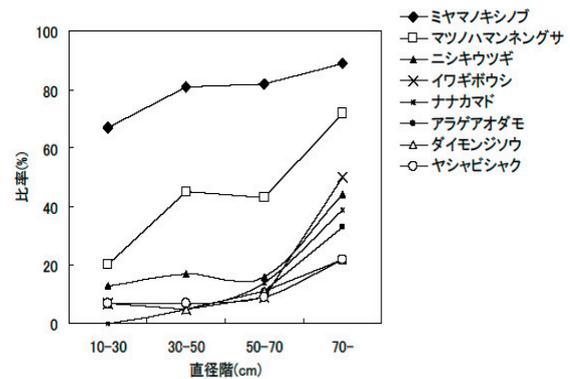


図 7. 着生種と着生していた樹木の直径との関係

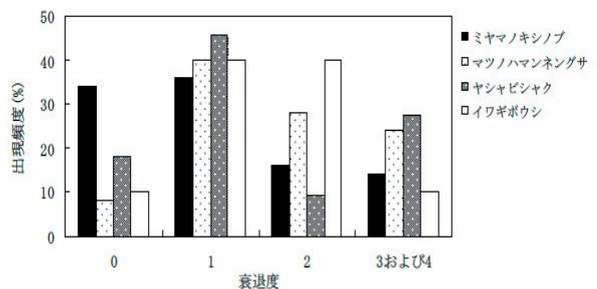


図 8. ブナの衰退度とブナの着生種との関係

(図 6)。マツノハマネンゲサやダイモンジソウはイタヤカエデに着生しやすく、ヤシャビシヤクは今回の調査ではブナにのみ着生していた。ミヤマノキシノブは樹種を選ばずに、どの樹種にも高頻度に着生していた。イワギボウシはブナ、イタヤカエデ、オオイタヤメイゲツにいずれも 20% 未満の比率で着生していた。

着生種と着生木の直径との関係では、ミヤマノキシノブは直径の太さによらず着生し、マツノハマネンゲサやイワギボウシなど他の着生種は直径が太いほど着生している傾向があった (図 7)。具体的には直径が 70cm を超えると出現頻度が高まった。

冷温帯自然林の優占種であるブナの衰退度と着生種との関係を見ると、どの着生種も衰退度 1 で出現頻度が高く、衰退度が高いと出現頻度が低下する傾向があった (図 8)。他の樹種に関しては標本数が少ないため明瞭な関係を示さなかった。

4. 考察

標高の高いところほど樹木が衰退している傾向があり、とくに 1300 ~ 1400m を超えるところから衰退度の高い樹木があった (図 3)。また、ブナだけでなく他の樹種も高標高域で衰退していた (図 3)。これらのことは、太平洋側冷温帯自然林の優占種であるブナ特有の問題ではなく、その標高範囲に生育する樹木集団、すなわち森林の問題であろう。ある特定の樹種に限って発生するわけではないことから、大気汚染物質による影響が第一に考えられる。阿相ほか

(2005) は丹沢山地の標高の異なる 100 地点においてオゾン濃度とブナ衰退の関係を調べ、オゾン濃度は丹沢山地東部から中部にかけての標高の高い山頂付近で高いこと、標高が高くオゾン濃度の高い地域でブナの衰退が見られることを報告している。一方で、ブナハバチによるブナの枯損も丹沢山や蛭ヶ岳、檜洞丸など標高 1500 m をこえる山頂付近で発生していることが報告されている(越地, 2002; 山上ほか, 2007)。本報告の調査地域での森林の衰退もオゾンの可能性があり、ブナについては単木ないし小群状でブナハバチの可能性もある。

標高の高いところほど着生種も多く、とくに 1300 m から着生種が多く出現するようになった(図 5)。また、直径が太い樹木に着生種も多く着く傾向があった(図 7)。丹沢山地の標高 1400 m 以上は夏季に霧の影響下にあるという報告がある(宮脇ほか, 1964)。霧が発生することでこの標高から霧雲帯が形成され、着生種が生育しやすいのだろう。一方で、霧に含まれる大気汚染物質が樹木に影響を及ぼしている可能性も指摘されており(井川, 2007)、着生種にも何らかの影響があるかもしれない。しかし、これについては今後の課題である。

調査地域のうち標高 1400 m 以上のブナ林は植物社会学的にオオモミジガサブナ群集と記載されており(宮脇ほか, 1964)、それ以下のヤマボウシブナ群集とは組成的に異なっている。すなわち、前者は林床がコウモリソウやオオバイケイソウなどの高茎草本を主体に構成される一方で、後者はスズタケが密生することを特徴としている。単に林床が異なるというだけでなく、着生種の出現の違いからも、標高 1400 m 以上のブナ林はそれ以下とは異なった森林生態系を形成しているといえる。

酸性雨や酸性霧、オゾンが植物に及ぼす影響はいくつかの種で報告されている。酸性雨の場合、人工酸性雨散布試験からコナラでは枯死することはないことがわかっている(越地, 1999)。また、林床植生は人工酸性雨処理により種類数、植生量が減少しなかったが、イチヤクソウが人工酸性雨区に、マヤランが中和散布区に集中的に生育する現象が見られた観察報告がある(中川・中嶋, 2002)。オゾンによる植物への影響もいくつかの種で調べられており、ブナは耐性の低い種であることがわかっている(河野ほか, 2004)。しかしながら、大気汚染物質が着生種に生理的な影響を及ぼすかは不明である。

着生種と樹木の直径および衰退度との関係から、着生種により対応関係のある種とない種があることがわかった(図 5、図 7)。ミヤマノキシノブは樹木の直径、衰退度によらず着生していたことから、樹木の衰退の影響を受けていない可能性がある。その一方で、マツノハマンネグサのように、直径が太い樹木や衰退している樹木に着生している種は、樹木の衰退により間接的に正の影響を受けている可能性が示唆される。例えば、着生木の葉量減少による着生種の同化の促進などである。しかしながら、直径の細い樹木でも衰退している事実は、将来的に着生種のハビタットの減少という点で負の影響があることが予想される。

とくに影響を受けやすい着生種は、マツノハマンネグサとヤシヤビシヤクであろう。なぜなら、この 2 種は樹幹上生であり、他の種のように岩壁や林床に生育することはほとんどないからである。マツノハマンネグサはフォッサマ

グナ要素の植物で、神奈川県内の冷温帯では普通に見られるが日本での分布範囲が狭いため国絶滅危惧Ⅱ類に位置づけられている(環境庁, 2000)。ヤシヤビシヤクは国および県の絶滅危惧Ⅱ類に位置づけられている(環境庁, 2000; 勝山ほか, 2006)。他の着生種は岩壁や林床に生育できるため、万一、樹木が枯死しても生育するハビタットがある限り絶滅することがない。しかし、上記 2 種は樹木の枯死が脅威であろう。

以上のことから、短期的には樹木の衰退が着生種に影響することは少ないが、長期的にはハビタットの消失という点で、間接的に着生種に影響すると考えられる。着生種の保全のためにも、まずは樹木の枯損防止と後継樹の更新の確保が必要である。

謝辞

本報告は丹沢大山総合調査学術報告書に掲載する原稿を若干修正したものである。現地調査にあたっては、丹沢大山総合調査団の維管束植物グループの梅木俊子、岡利雄、金井和子、高橋孝三、中山博子、中西のりこ、長澤展子、久江信雄、三樹和博、山本絢子の各氏と神奈川県自然環境保全センターの羽太博樹氏に協力していただいた。ここに厚くお礼申し上げる。

引用文献

- 相原敬次・阿相敏明・武田麻由子・越地 正, 2004. 森林衰退の現状と取り組み(Ⅱ) 神奈川県の丹沢山地における樹木衰退現象. 大気環境学会誌, (39): A29-A39.
- 阿相敏明・内山佳美・齋藤央嗣, 2005. 丹沢のブナ衰退の機構解明のためのオゾン濃度分布調査. 大気環境学会講演要旨集, (46):386.
- 井川 学・永池英佑・中山慎子・松本 潔・内山佳美, 2007. 丹沢山塊における微量ガス成分の濃度分布. 丹沢大山総合調査実行委員会編, 丹沢大山総合調査報告書, pp. ○ - ○. 神奈川県環境農政部緑政課, 神奈川.
- 勝山輝男・田中徳久・木場英久・神奈川県植物誌調査会, 2006. 維管束植物. 高桑正敏・勝山輝男・木場英久編, 神奈川県レッドデータ生物調査報告書 2006, pp.37-130. 神奈川県立生命の星・地球博物館, 小田原.
- 環境庁, 2000. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—植物Ⅰ(維管束植物). 664pp. (財)自然環境研究センター, 東京.
- 河野吉久, 2004. 東アジアにおける酸性・酸化性物質の植生影響評価とクリティカルレベル構築に関する研究. 地球環境研究総合推進費 平成 16 年度研究成果—中間成果報告集—, pp.395-401. 環境省地球環境局研究調査室, 東京.
- 越地 正・鈴木 清・須賀一夫, 1996. 丹沢山地における森林衰退の調査研究(1). 神奈川県森林研究所研究報告, (22): 7-8.
- 越地 正, 1999. 広葉樹林内のコナラに対する人工酸性雨

- 及び石灰処理の影響. 神奈川県森林研究所研究報告, (25): 1-14.
- 越地 正, 2002. 丹沢山地におけるブナハバチ大発生
の経過とブナの被害実態. 神奈川県自然環境保全
センター研究報告, (29): 27-34.
- 丸田恵美子・白井直美, 1997. 酸性雨・霧. 丹沢大山
自然環境総合調査団企画委員会編, 丹沢大山自然
環境総合調査報告書, pp.81-88. 神奈川県環境部,
神奈川県.
- 松中昭一編, 1979. 図説 環境汚染と指標生物. 198pp.
朝倉書店, 東京.
- 宮脇 昭・大場達之・村瀬信義, 1964. 丹沢山隗の植
生. (財) 国立公園協会編, 丹沢大山学術調査報告
書, pp.54-102. 神奈川県, 神奈川県.
- 中川重年・中嶋伸行, 2002. 酸性雨等衰退森林健全化対
策調査. 神奈川県自然環境保全センター研究部業務
報告, (34): 22-23.
- 鈴木 清, 1992. 神奈川県大山のモミ林枯損経緯とその周
辺地域の年輪幅の変化. 神奈川県林業試験場研究
報告, (19): 23-42.
- 丹沢大山総合調査実行委員会, 2006. 丹沢大山自然再生
基本構想 人も自然もいきいき丹沢再生. 136pp. 丹
沢大山総合調査実行委員会, 横浜.
- 埴田 宏, 1974. 環境汚染と指標植物. 170pp. 共立出版,
東京.
- 埴田 宏, 1975. 大気汚染指標としての着生植物. 日本生
態学会環境問題専門委員会編, 環境と生物指標 1—
陸上編一, pp.53-66. 共立出版, 東京.
- 戸塚 績・青木正敏・伊豆田猛・堀江勝年・志磨 克,
1997. 南斜面ブナ衰退地と北斜面ブナ健全地の大気
汚染濃度および土壌の比較. 丹沢大山自然環境総合
調査団企画委員会編, 丹沢大山自然環境総合調査報
告書, pp.93-96. 神奈川県環境部, 神奈川県.
- 山上 明・谷 晋・伴野英雄, 2007. ブナハバチ食害によ
るブナ枯死とブナ林の衰退. 丹沢大山総合調査実行
委員会編, 丹沢大山総合調査報告書, 神奈川県環境
農政部緑政課, 神奈川県.
- 山家義人, 1978. 都市域における環境悪化の指標として
の樹木衰退と微生物相の変動. 林試研報, (301):
119-129.

ブナ林の衰退影響調査

丹沢堂平地区における土壌侵食と緊急対策

石川 芳治、白木 克繁、戸田 浩人*1、宮 貴大*2、鈴木 雅一*3、内山 佳美*4

I はじめに

東丹沢の堂平地区（神奈川県清川村）ではシカの採食圧により林床植生であるスズタケが衰退し、これに伴ってリター（落葉・落枝）の堆積量も減少し、広範囲で土壌侵食が進行し深刻な問題となっている。表層土壌の侵食は樹木の根を露出させ、倒木の一因となっているだけでなく、林床に生息する生物相に影響を与え、さらに土壌が流下する溪流の生態系にも悪影響を与えている。流出した土壌は濁水となって水源を汚濁し、また貯水ダムに流入して堆砂を進行させ耐用年数の低下をひきおこす可能性がある。土壌侵食に対する林床植生やリターの機能としては一般に次のようなものとされている（三原、1951）。1) 土壌層表面を保護し、雨滴侵食を弱める（リターの効果については、村井ら、1973）。2) 森林土壌の発達に寄与し、透水性を良好に保つ。3) 雨滴エネルギーを抑止し、クラスト（難透水性の土壌）の形成を妨げる（恩田・湯川、1995）。4) 地表流の流速を弱めて層状侵食を緩和する。一般の健全な森林では林床植生やリターが多量に存在しているため土壌侵食は抑止されている。

堂平地区では、通常の裸地における土壌侵食とは異なり、シカの採食圧により林床植生が衰退してはいるが上層木としてブナ林が存在しているため毎年秋にはリターフォールによってリターが多量に供給されている。しかし、供給されたリターは地表流や風などによって運搬・移動され、さらに微生物による分解を受け、一部シカの採食などによって時間の経過とともに減少し、時期によっては地表面の露出が発生している。三浦（2000）がヒノキ林、スギ林などについて報告するように、林床植生およびリターの林床植生率は季節により変化しており、これに伴って土壌侵食量も変化していると考えられる。

そこで本研究では、東丹沢の堂平地区の林床植生が衰退したブナ林において、樹冠通過雨量と土壌侵食量の関係、林床植生量及びリター堆積量と土壌侵食量の関係を明らかにするとともに、林床植生量とリター堆積量の季節変化と土壌侵食量の季節変化の関係を明らかにし、これらの結果を基に堂平に適する土壌侵食対策手法を提案することを目的とする。

- * 1 東京農工大学大学院共生科学技術研究部
- * 2 東京農工大学農学部
- * 3 東京大学大学院農学生命科学研究科
- * 4 神奈川県自然環境保全センター研究部

本稿の一部は第 56 回日本森林学会関東支部大会（2004）、第 116 回日本森林学会大会（2005）ならびに第 57 回日本森林学会関東支部大会（2005）で発表したものです

II 調査地及び調査方法

1 調査地概要

調査地は神奈川県愛甲郡清川村、東丹沢堂平地区である。相模川流域で宮ヶ瀬ダム上流に位置する支流である塩水川流域に位置する。調査位置図を図 1 に示す。地質は海成火砕岩類を主体とする新第三紀層丹沢層群である。表層は厚さ 2～3m のローム（火山灰）で覆われ、透水



写真 1. 堂平の植生保護柵（左側）と林床植生



図 1. 調査位置図（神奈川県愛甲郡清川村、丹沢堂平地区）

性は比較的良好である。標高は約 1,190m で、斜面勾配は 5° ~ 33° 程度である。調査箇所は植生はヤマボウシ・ブナ群集で、高さ十数 m のブナが卓越している。林床植生は 20 年前まではスズタケが卓越していたが、現在では衰退してほとんどみられず、モミジイチゴ、バライチゴ、オオバノヤエムグラ、アザミ類等のシカの不着好性植物が一部で見られる。本調査地の斜面は南向き斜面で比較的光射は良好である。

林内の林床植生はシカの採食圧により衰退しているが、一部ではシカによる採食を防ぐために試験的に植生保護柵が設置されている。写真 1 に示す植生保護柵は平成 9 年度に設置された柵であり、柵内では林床植生はかなり回復している。

2 調査方法

(1) 植生被度の違いによる土壌侵食量、リター流出量調査

堂平地区のブナ林の林床植生の被度とリター堆積量の違いによる土壌侵食量、リター流出量及び地表流の流出量の違いを検討するために、図 2 に示す試験斜面枠 (2m × 5m = 10m²) を 3 箇所設置した。斜面勾配は 33 度と同一であり、林床植生の被度大 (植被率約 80%) (以降、被度大と呼ぶ)、被度中 (植被率約 40%) (以降、被度中と呼ぶ) の試験斜面は植生保護柵内に、被度小 (植被率約 1%) (以降、被度小と呼ぶ) の試験斜面は柵外に設置した (図 3)。それぞれの試験斜面を写真 2、写真 3、写真 4 に示す。また、各試験斜面は同一の斜面上にあり最も離れている被度中と被度小でも約 50m 以内であり近接している。各試験斜面には図 2 に示すように、樹冠通過雨量を測定するための雨量計 (転倒弁式、1 転倒 0.5mm) を 1 個ずつ、また、試験斜面の下部に土砂、リター、地表流を捕捉するためのステンレス製の捕捉箱 (幅 40cm、深さ 40cm、長さ 2m) を 1 個ずつ設置した。捕捉箱の内部には不織布を設置してあり、これにより捕捉箱へ流下してきた土砂やリターの混ざった地表流を濾過し、土砂やリターと水に分ける。濾過された水の流量は転倒弁式の量水計 (1 転倒 500ml) により測定した。

樹冠通過雨量と地表流の流出量は 1~2 分間毎に計測し、樹冠通過雨量については 3 箇所を平均したものを本調査地林内の樹冠通過雨量とした。2004 年 7 月 5 日~11 月 21 日の期間に 1 週間から 2 週間毎に計 15 回及び

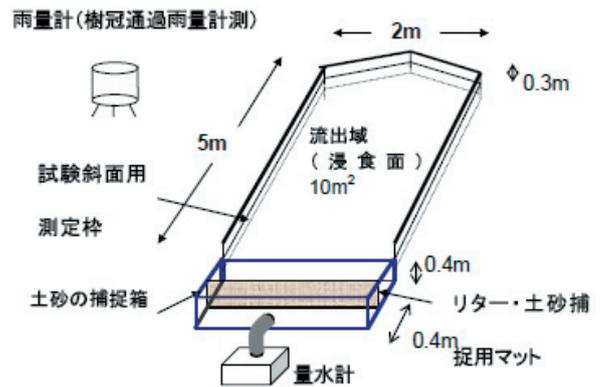


図 2. 試験斜面の模式図

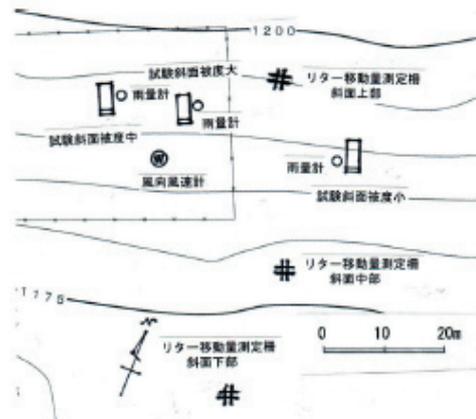


図 3. 堂平地区土壌侵食調査施設配置図



写真 2. 試験斜面、被度大



写真 4. 試験斜面、被度小



写真 3. 試験斜面、被度中

2005年3月20日～12月4日の期間に1週間から2週間毎に計28回、捕捉箱に堆積している土砂、リターを採取して東京農工大学の実験室に持ち帰り、土砂とリターを分離した後に、乾燥機を用いて105℃で乾燥して、それぞれの絶乾質量を計測した。また、表層土のサンプルを採取して絶乾質量を測定した。

(2) リター堆積量及び林床植生量調査

試験斜面内の林床植生やリター堆積の状態を攪乱することを避けながら、各試験斜面の被度（大、中、小）と同じ状態での林床植生量とリター堆積量を測定するために、試験斜面の付近で試験斜面内と同程度の植生量かつリター堆積量が存在すると判断される箇所に0.25 m² (0.5m × 0.5m=0.25 m²)の調査枠を設置し、その調査枠内の植生とリターを採取した。なお、調査枠の位置は少しずつ移動させた。調査枠内から採取した林床植生及びリターは実験室に持ち帰り、105℃で乾燥して絶乾質量を測定した。なお調査枠内の林床植生及びリター堆積量は2005年4月2日～11月20日の期間に1週間から3週間毎に計17回採取を行い測定した。

リターは落葉、落枝、樹皮、ブナ球果等から構成されている。リターの中でも落葉部分が雨滴侵食の抑制に特に効果が高いと考えられる。また、落葉部に比べ落枝、樹皮等の割合は比較的多く、季節的な変化もあったため、リターを、落葉部と落枝、樹皮、ブナ球果に分離してそれぞれの質量を測定した。さらに落葉部の中でも未分解の大きな落葉（12mm ふるいにとどまるもの）、分解を受けた小さな落葉（12mm のふるいを通り2mm のふるいにとどまるもの）とに分類してそれぞれ質量を測定した。

(3) 樹冠からのリター供給量、リター移動量及びリター腐朽速度調査

リター堆積量の季節変化・年間収支を明らかにするためとリターの移動機構を解明するために、風向風速を観測し、樹冠からのリター供給量、リターの移動量及びリターの腐朽速度の調査を行った。

樹冠からのリター供給量、リターの移動方向、リターの移動量、リターの移動の要因を明らかにするため図4、写真5に示すようなリター移動量測定柵を設置した。リター移動量測定柵は図3に示すように植生保護柵外において、斜面上部の勾配約30°の箇所と斜面下部の勾配約5°の箇所に2004年12月7日に設置し、斜面中部の勾配約20°の箇所には2005年5月22日に設置した。このリター移動量測定柵は高さが約0.9mで斜面の最大傾斜方向（ほぼ南北方向）とこれに直角な方向（ほぼ東西方向）の計4方向に幅1.0mの開口部を持っており、これらの4方向（東、西、南、北）の開口部により風や地表流により移動したリターをメッシュ幅約2mmの網で捕捉できるようになっている。さらに、柵の中央部には、樹冠より落下してくるリターを捕捉するため開口部が1.0m × 1.0mの網（リタートラップ）を設置した。設置後、定期的にこれらのリター移動量測定柵内に堆積しているリターを採取して実験室に持ち帰り105℃で乾燥し絶乾質量を測定した。斜面上部、下部は2005年

3月20日～12月4日の期間に1週間から2週間毎に計27回、斜面中部は2005年5月29日～12月4日の期間に1週間から2週間毎に計20回採取をおこなった。風向風速計（HOBO,S-WCA-M003）はシカ柵内に設置し、2005年3月20日13時08分～10月16日11時28分の期間に5分間毎に前5分間の風向風速の平均値の測定・記録を行った。斜面上部がほぼ北方向であるため、リター移動量測定柵の斜面上方向を風向の北、斜面下方向を風向の南に対応させた。

地表面に供給されて堆積したリターが月日の経過とともに分解されてその重量が減少する速度を調査するために、大きさ25cm × 30cm、メッシュ幅約2mmの合成樹脂製の袋に、絶乾質量16.5gのリターを詰めてリターバッグを製作した。2004年12月5日にこれらのリターバッグを、斜面勾配12°、19°、33°の簡易試験斜面脇に各8個、計24個設置した。これらは設置後2005年4月、8月、12月に各2個ずつ回収してリターバッグ内のリターの絶乾質量を測定した。

(4) リター堆積量変化の推定とリターの年間収支のモデル化

被度大、中、小の試験斜面内におけるリター堆積量の変化の模式図を図5に示す。林床に堆積しているリターは、風や地表流による流出により減少し、流出せずに残ってい

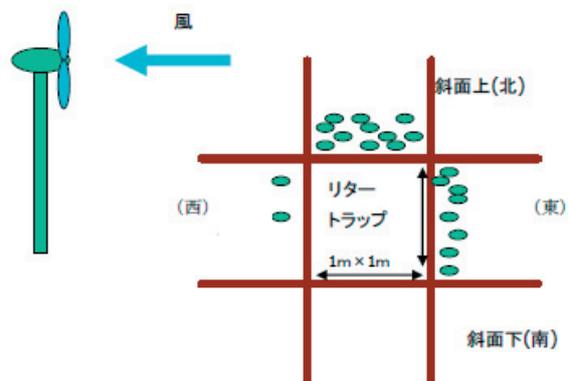


図4 リター移動量測定柵の模式図



写真5. リター移動量測定柵（斜面下部）

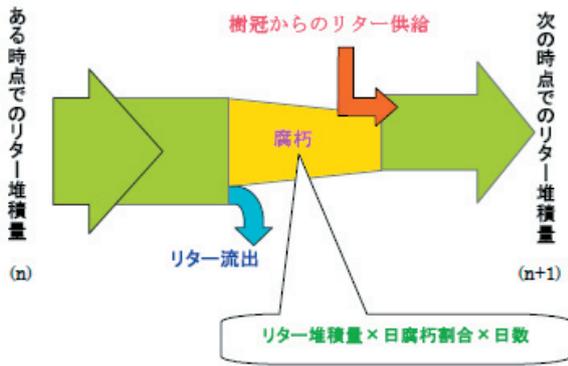


図5. リター堆積量変化の推定式の模式図

リターは腐朽によって徐々に減少する。一方、上層木が存在するためリターフォールによってリターが供給されてリター堆積量は増加する。これらを基に概略のリター堆積量変化の推定式を(1)式のようにたてた。

$$L_{n+1} = L_n - L_l - \{ (L_n - L_l) \times Dd \times d \} + L_f \times \cos \theta \dots \dots \dots (1)$$

ここで、 L_n : ある時点でのリター堆積量、 L_{n+1} : 次の時点でのリター堆積量の推定量、 L_l : リター流出量、 Dd : 日腐朽率、 d : 日数、 L_f : 樹冠からのリター供給量、 θ : 斜面勾配である。

III 結果と考察

1 樹冠通過雨量と林床植生被度別の土壤侵食量

2004年7月5日～11月21日の観測期間は139日で、期間内の積算樹冠通過雨量は2,344mmであった。2005年3月20日～12月4日の観測期間は259日で、期間内の積算樹冠通過雨量は2,346.5mmであった。観測期間が異なることを考慮すると2005年は2004年に比べて全体的に降雨量は少なかった。なお、2004年11月22日～2005年3月19日の期間は冬季のため樹冠通過雨量は観測しなかったが、侵食土砂量は捕捉箱に堆積した土砂量により測定した。しかしながら冬季の侵食土砂量は凍結と積雪のため極めてわずか(被度小でも185g)であった。

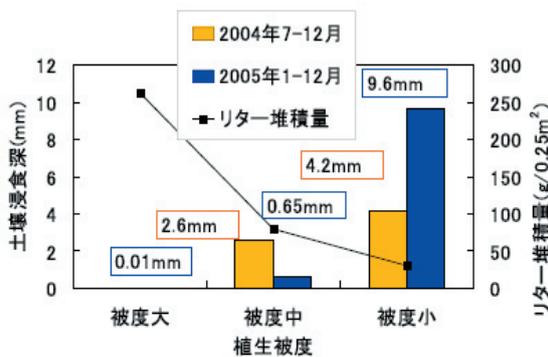


図6. 2004年と2005年の観測期間内の樹冠通過雨量と林床植生被度別の土壤侵食深

2004年と2005年の積算樹冠通過雨量と、被度大、被度中、被度小それぞれの侵食測定枠での土壤侵食深(平均侵食深に換算)とリター堆積量の関係を図6に示す。リター堆積量(落葉、落枝等)は2005年8月の測定値の平均値である。図6より、林床植生の被度が小さいほど土壤侵食深は増加し、一方、林床植生被度が小さいほどリター堆積量も小さくなることわかる。さらに、林床植生がほぼ1%とほとんどない被度小では年間の土壤侵食深が約1cmにも達し、被度中や被度小と比較して非常に多いことがわかる。

被度大、被度中、被度小における2005年の測定期間毎の樹冠通過雨量と土壤侵食量の関係を図7、8に示す。各観測期間中で最も土壤侵食量が多かったのは、被度大では7月16日～7月31日であり、被度中、被度小では8月7日～8月16日であった。樹冠通過雨量が多い期間には全体的には土壤侵食量も多いが、1年間を通して見ると、同一の雨量でも土壤侵食量は大きく異なり、7月～9月には他の月に比べて同一雨量に対する土壤侵食量が多いことがわかる。土壤侵食量が最も多かった被度小における2005年の測定期間毎の樹冠通過雨量と土壤侵食量の関係を図8に示す。図8のプロット全体の回帰直線の決定係数(R²)は0.2894であり、積算樹冠通過雨量と土壤侵食量の間に明確な相関は見られず、図7と合わせて考えると、土壤侵食量は雨量のみにより決まるものではなく、季節変化が大きいことが分かる。

2 リター堆積量、林床植生量と土壤侵食量

測定期間毎の被度大、被度中、被度小における林床植生

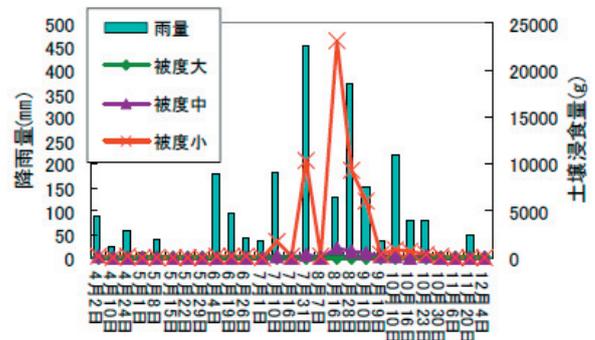


図7. 測定期間毎の樹冠通過雨量と土壤侵食量(2005年)

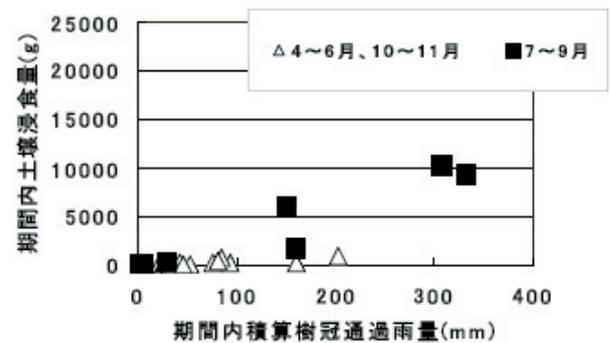


図8. 2005年の被度小における積算樹冠通過雨量と土壤侵食量

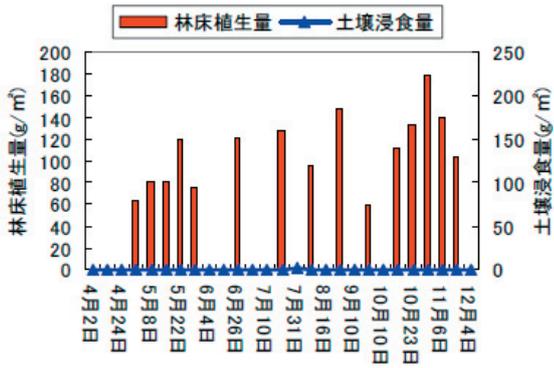


図9. 被度大における林床植生量と土壤侵食量 (2005年)

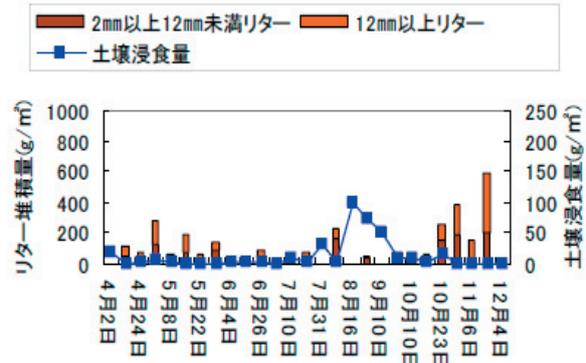


図13. 被度中におけるリター堆積量と土壤侵食量 (2005年)

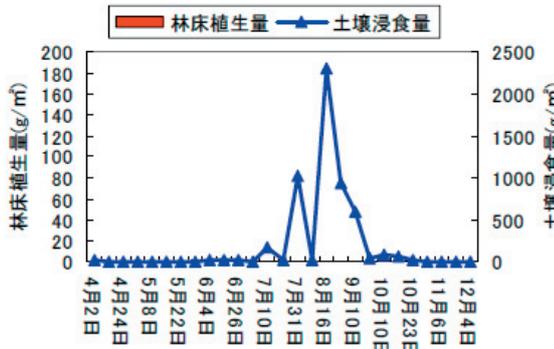


図10. 被度中における林床植生量と土壤侵食量 (2005年)

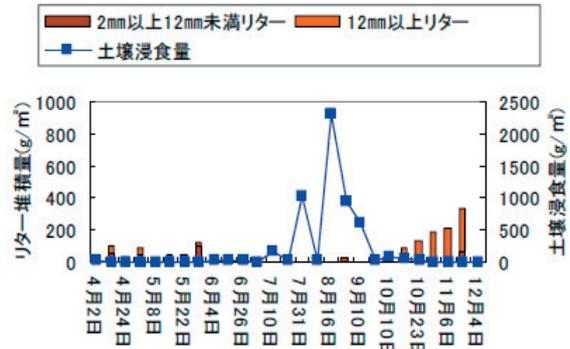


図14. 被度小におけるリター堆積量と土壤侵食量 (2005年)

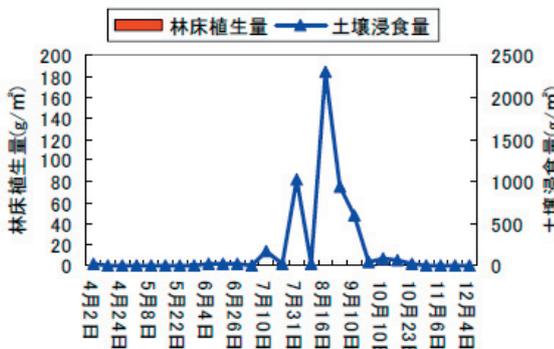


図11. 被度小における林床植生量と土壤侵食量 (2005年)

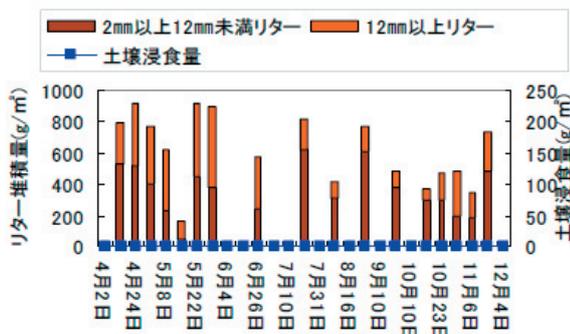


図12. 被度大におけるリター堆積量と土壤侵食量 (2005年)

表1. リター下方移動量と期間積算風速及び期間積算樹冠通過雨量の相関関係解析結果 (R²は両者の関係の決定係数)

		4~5月	6~9月	10月(11月)
風	上	◎	×	△
	中	—	×	×
	下	◎	×	△
雨	上	△	×	×
	中	—	×	×
	下	○	△	×
関連度		風>雨		風>雨

評価	◎	R ² ≥0.8
	○	0.8>R ² ≥0.6
	△	0.6>R ² ≥0.4、データ少
	×	0.4>R ²

表2. 斜面上部、中部、下部のリター移動量測定柵における総リター移動量

	斜面上部	斜面中部	斜面下部
西→東方向(g)	338	523.1	1248.4
東→西方向(g)	252.3	302.8	507.2
斜面下方向(g)	2349.6	1823.8	1592.6
斜面上方向(g)	-268.8	-125.2	232.9
リター供給量(g/m ²)	374.8	305.7	423.5
測定期間(2005年)	4月2日~12月4日	5月22日~12月4日	4月2日~12月4日

量と土壤侵食量の変化を図9、10、11に、リター堆積量（落葉部のみ）と土壤侵食量の変化を図12、13、14に示す。図6、7、8と合わせて考えると、被度大では、林床植生量及びリター堆積量の変化ともに土壤侵食量には大きな影響を与えていない。一方、被度中、小では降雨量を考慮しても土壤侵食量が多いのは7～9月であり、この時期には林床植生量は4～11月の内でも最も多い時期に当たり、リター堆積量は最も少ない時期に当たる。林床植生量及びリター堆積量はともに土壤侵食を抑制する働きがあるので、7～9月に土壤侵食量が多いのはリター堆積量の減少による影響と考えることができる。特に被度小（植被率約1%）の箇所では、林床植生量が極めてわずかであるので林床植生による土壤侵食の抑制効果はほとんどないと考えられ、リター堆積量の増減が土壤侵食量に大きく影響していると考えられる。

3 リターの下方移動量と風・雨の関係及び斜面でのリター移動量

斜面上部、中部、下部に設置したリター移動量測定柵において、測定期間を4～5月、6～9月、10～11月の三時期に分類し、斜面上方から下方へ移動したリター量（以下、リター下方移動量と呼ぶ）と斜面を上から下へ吹き降ろす風の測定期間毎の積算風速の相関を解析した。また、三時期のリター下方移動量と測定期間毎の積算樹冠通過雨量の相関を解析した。それぞれの決定係数を4段階(◎、○、△、×)評価した結果を表1に示す。表1よりリター下方移動量は、4～5月では斜面上部、下部で、期間積算風速と高い相関を示した。また、期間積算樹冠通過雨量とも相関を示した。6～9月においては、斜面下部で期間積算樹冠通過雨量と若干ながら相関を示した。10～11月では期間積算風速と相関を示したが、期間積算樹冠通過雨量とは相関を示さなかった。

斜面上部、中部、下部のリター移動量測定柵における、東西方向、斜面下方向、上方向の総リター移動量及びリタートラップによるリター供給量の測定結果を表2に示す。斜面上部、中部、下部において多量のリターが斜面下方向へ移動していることがわかる。勾配が急な斜面上部、中部では斜面横方向のリター移動量は斜面下方移動量に比べて少ないが、勾配の緩い斜面下部では斜面横方向のリター移動量は斜面下方移動量に匹敵するほど多いことがわかる。

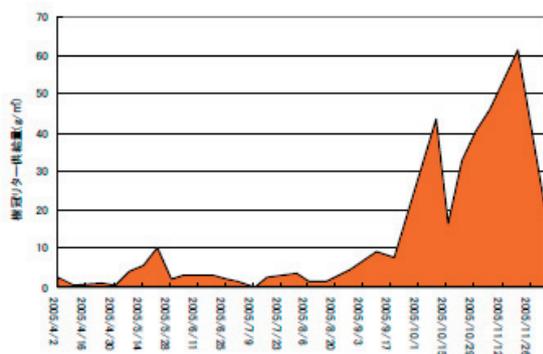


図15. 樹冠からのリター供給量（2005年）

4 リターの供給量と腐朽速度

斜面上部、中部、下部に設置したリター移動量測定柵により測定した2005年4月2日～12月4日の間の測定期間毎のリター供給量平均値の変化を図15に示す。また、リターバッグによるリター質量の変化を図16に示す。リターの腐朽速度は4～12月でほぼ直線的に減少しており、この期間内では一日当たり平均約0.22%の重量が減少した。

5 リター堆積量変化の推定

式(1)を用いて被度大、被度中、被度小の試験斜面におけるリター堆積量変化の推定を行い、リターの年間収支を求めた。リター堆積量の推定には、1) 基準として2005年4月2日のリター堆積量(119g/m²)を用い、2) Lfとして斜面上、中、下のリタートラップにより測定した樹冠からのリター供給量の平均値を用い、3) LIとして各試験斜面でのリター流出量の測定結果を用い、4) リターバッグより得られたリターの腐朽速度（一日当たりの質量減少率：日腐朽率 Dd = 0.0022）を用いた。被度小の試験斜面におけるリター堆積量の推定結果を図17に示す。図14に示した被度小の付近の林床における実測のリター堆積量変化と比較すると図17はほぼ妥当な値を示している。

IV 緊急土壤侵食対策の検討

1 植生衰退地における一般的な土壤侵食対策

林床植生が衰退した箇所において土壤侵食を防止・軽

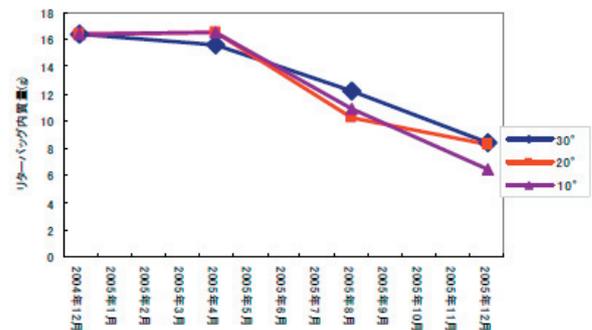


図16. リターバッグによるリター質量の変化

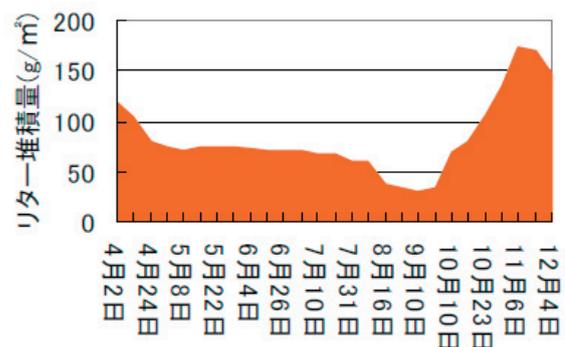


図17. 被度小の試験斜面におけるリター堆積量の推定(2005年)

減する手法としては一般に次の三種類の方法が有効と考えられている。1) 下層植生を回復して土壌侵食を防止・軽減する方法。2) リター等の被覆物を林床上に設置して侵食を防止・軽減する方法。3) 斜面の勾配を緩くして土壌侵食を防止・軽減する方法。1)については従来から定性的に推定されており、本調査で定量的に評価された。2)については従来から実験的に推定されてきており、本調査で現地での適用が新たに指摘された。3)については、従来から定量的に推定されており、今回の報告では述べていないが本調査で効果が確認された。

堂平ではブナ林という上層木が存在するため、毎年多量のリターが10～11月に林床に供給されている。しかしながら、林床植生がないか少ない場合には、林床上に堆積したリターは風で吹き飛ばされたり、地表流により斜面外へ流されて減少してしまう。さらに、林床上に堆積したリターは時間の経過とともに腐朽により減少する。

2 堂平の特性に合った緊急土壌侵食対策

通常の崩壊跡地やとくしゃ地（土壌が流亡し、植生が失われた土地）のような裸地と堂平の林床植生衰退地では種々の条件が異なるので、堂平の特性に適した緊急土壌侵食対策手法を検討した。検討条件は次の通りである。①シカの採食圧を排除することにより林床植生を回復する。②上層木から毎年多量に供給されるリターを有効に土壌侵食対策に用いる。→自然の土壌侵食抑制効果（自然治癒力）を最大限に利用する。③天然の材料を用いる。→廃棄物を出さない。④丹沢の景観と調和した施設とする。→自然公園の景観を維持する。⑤維持管理が容易な構造とする。→一部の破壊、破損が侵食の拡大を招かないようにする。

まず、第一に関して林床植生を等高線に沿って帯状に回復して土壌侵食を防止・軽減する方法を検討した。堂

平では林床植生の衰退の原因はシカの採食圧であることから、植生保護柵を設置して林床植生を回復する方法が平成9年度から積極的に行われてきている。設置した植生保護柵内における植生調査からその効果が確認されている。しかしながら植生保護柵は急斜面では設置や維持管理が困難であるという意見もあり、急斜面でも設置可能な植生保護柵を試験的に設置することとした。

第二のリター等の被覆により土壌侵食を防止・軽減する手法についても検討した。毎年供給されるリターを林床上に捕捉・定着させて土壌侵食を抑制するため、天然素材を用いたリター捕捉法を提案した。具体的には図18、19に示すように天然素材（ヤシ、わら等）を用いたネットあるいはリターロールを格子状に斜面上に設置してリターを捕捉し、捕捉したリターにより土壌侵食を防止・軽減する手法である。長所としては施工が容易で経費が安くなることがあげられる。しかしながら、これらの手法は今まで現場で試みられたことがないので、急な斜面での施工難易度、土壌侵食防止効果、植生回復効果、維持管理の難易度等が不明である。このため、試験的に現地に設置して不明な点の解明を行うこととした。

V 結論

丹沢山地堂平地区の林床植生衰退地において2004年7月～2005年12月に樹冠通過雨量、リター堆積量、土壌侵食量等を観測した。その結果、林床植生の被度が小さいほど土壌侵食量は大きく、被度小（林床植生被覆率約1%）では2005年1～12月の1年間で深さ約1cmの土壌が侵食されていることが分かった。さらに年間を通して見ると林床植生量が少ない箇所ほどリター堆積量も少なかった。季節的な変化で見ると7～9月に林床植生量が最も多くなるのに対してリター堆積量は最も少なくなった。被度中、小では降雨量を考慮しても土壌侵食量が最も多いの

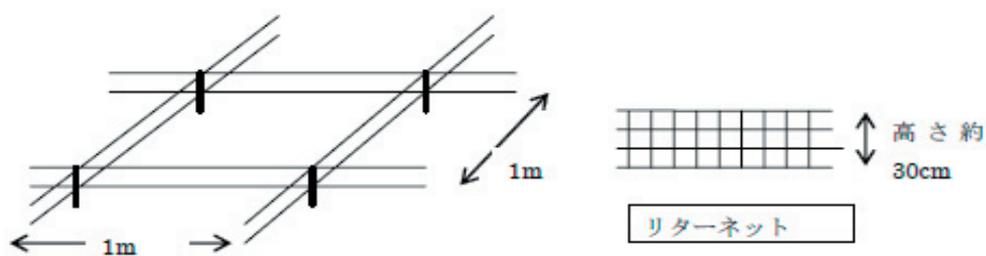


図18. リターネットを用いたリターの捕捉による侵食防止手法

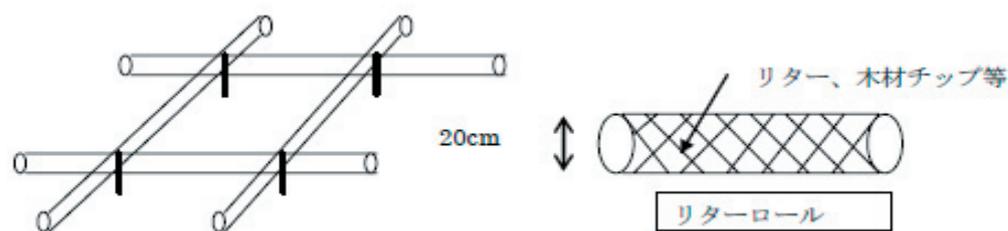


図19. リターロールを用いたリターの捕捉による侵食防止手法

は7～9月であることから、リター堆積量の季節変化が土壌侵食量の季節変化に大きな影響を与えていることがある程度明らかとなった。

斜面の上、中、下部にリター移動量測定柵を設置して、斜面下方向、上方向、横方向のリター移動量を測定するとともに、上層木からのリター供給量を測定した。勾配が急な箇所では斜面横方向のリター移動量は斜面下方向の移動量よりもかなり少なかった。一方、勾配が緩い箇所では斜面横方向のリター移動量は斜面下方向に匹敵するほど多く生じた。斜面下方向及び横方向のリター移動量は4～5月と10～11月に多く、これは主として風による運搬により生じることが分かった。

リターバッグを用いて腐朽によるリター質量の変化を測定した。リターの腐朽速度は4～12月ではほぼ直線的に減少しており、この期間内では一日あたり平均約0.22%の質量が減少した。

リター堆積量は4～5月及び10～11月には主として風によって移動流出し、4～12月の期間には腐朽によってほぼ一定割合でリターは減少する。一方10～11月には、樹冠からの多量のリター供給によって、リター堆積量も増加する。結果として、7～9月においてリター堆積量は1年間を通して最も少なくなっている事が明らかとなった。リター堆積量変化のモデルを作成してリター堆積量の推定をおこなったが、ほぼ実測値に近い値を得た。

堂平ではブナ林という上層木が存在するため、毎年多量のリターが10～11月に林床に供給されている。この堂平の特性に適した緊急土壌侵食対策手法として毎年供給されるリターを林床上に捕捉・定着させて土壌侵食を抑制するため天然素材を用いたリター捕捉手法を提案した。また、林床植生を回復して土壌侵食を防止・軽減する方法として、急斜面でも設置可能な植生保護柵についても提案した。

VI おわりに

丹沢堂平の林床植生衰退地における土壌侵食量について現地観測を行い、植生被度が土壌侵食量に与える影響を検討した。調査結果から、林床植生による土壌侵食防止効果を定量的に評価できた。また、林床植生衰退地ではリター堆積量の季節変化が土壌侵食量の季節変化に大きな影響を与えていることがある程度明らかになった。このことから、毎年、上層木から供給されるリターを林床上に捕捉・定着させることにより土壌侵食を抑制することができると考え、リター捕捉手法を緊急土壌侵食対策手法として提案した。提案した手法は神奈川県により平成17年12月に現地に試験的に設置された。今後はこれらの対策手法について追跡調査を行いその効果を検証して行く予定である。最後に、本調査は神奈川県が実施している丹沢大山総合調査の一部として行われたものであることを記すとともに、関係者各位から賜った多大なご支援、ご協力に対し深甚なる謝意を表する次第である。

引用文献

- 三原義秋 (1951) : 雨滴と土壌侵食、農業技術研究所報告 A、1、1-59
- 三浦覚 (2000) : 表層土壌における雨滴侵食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価、日本林学会誌 82 : 132-140
- 村井宏、岩崎勇作、石井正典 (1973) : 落葉地被物の侵食防止効果についての実験、第84回日林講 : 377-379
- 湯川典子、恩田裕一 (1995) : ヒノキ林において下層植生が土壌の浸透能に及ぼす影響 (I) 散水型浸透計による野外実験、日本林学会誌 77 : 224-231

総合解析

ブナ林の衰退機構と再生の方向

山根正伸¹⁾・相原敬次²⁾・鈴木透³⁾・笹川裕史¹⁾・原慶太郎⁴⁾・勝山輝男⁵⁾・
河野吉久⁶⁾・山上明⁷⁾

1. はじめに

丹沢山地では、1970年代に大山のモミの立枯れが目立ち、1980年代にはブナやウラジロモミなどにも多く見られるようになった。この衰退には、大気汚染の影響、病害虫や土壌の乾燥化などの要因が複合的に関係していると考えられている(相原ほか, 2004)。

前回の総合調査では、大気汚染物質のオゾンの関与(文献)や特定の斜面での衰退進行(丸太・白井, 1997)が指摘されたが、衰退実態も含めて説明は不十分であった。このため、主な現地対策は植生保護柵による稚樹や植生の保護などに限定されてきた。調査研究としては、ブナ林の再生技術開発、衰退原因の解明が進められてきた。

本プロジェクトでは、丹沢大山総合調査の水と土再生調査チームおよび生きもの再生調査チームが関係機関とも協力し、ブナおよびブナ林の衰退実態とその影響、衰退原因と機構などについて、多角的に調査を実施した。そして、調査企画部会政策検討ワーキンググループと情報整備調査チームと緊密に連携して、関係研究機関や行政部局とも協働して、研究会、セミナー、ワークショップ、政策検討責任者会合などを開催し、既存調査研究と併せてその結果を総括し、ブナ衰退の現状を整理し、現状評価を踏まえて、再生目標の達成に向けた対策事業を検討した。

本稿では、プロジェクトの総括として、ブナ林の衰退機構と再生の方向について整理した。

2. ブナ衰退の現状

(1) 立地環境と生育状況

丹沢山地のブナ林は、標高1000m以上に成立しており、宮脇ほか(1964)によりヤマボウシブナ群集、オオモミジガサブナ群集の原記載がなされている。前回の総合調査では、このブナ林の主稜線部での枯れや、林床のスズタケの衰退が顕著となっていたことから、植物社会学的研究が行われ、シカの過度の採食によって東丹沢ではクワガタソウブナ群集が加わったことが報告されている(星ほか, 1997)。また、この調査では堂平、檜洞丸山頂付近、菰釣山山頂付近の3カ所に帯状区を設定して森林群落の

記載が行われ、林分構造の一端が示された。

今回の調査では、ブナ林の衰退実態調査とあわせて、GISデータ化された現存植生図に示されたヤマボウシブナ群集、オオモミジガサブナ群集の立地解析と現地調査によりブナ林の森林構造を新たに調査した(第2章)。この結果、丹沢山地のブナ林は、大部分(86%)が10~35度の斜面地に生育しており、ブナのまとまった純林は少なく、シナノキ・カエデ類などの広葉樹と混交していることが再確認された。ブナの比率でみても4~87%と幅があり、大半が30%以下のブナを含む落葉広葉樹高木林であった。林分構造は東西地域でやや差がみられ、東丹沢ではブナその他の高木の直径が太く、成立本数は少ないが、西丹沢では細目で成立本数が多いことが示された。このような林分構造の差異の原因は不明だが、ブナ林の成立過程や後述するブナ衰退の進行状況の違いが考えられる。

林床植生状態に関しては、前回の調査からシカの採食などにより東丹沢のヤマボウシブナ群集でスズタケが大規模に退行し林床植生が乏しくなっていること(古林ほか, 1997)、シカの影響などにより東丹沢の主稜線部のササ群落の退行、矮小化、枯死が進んでいることが示された(古林ほか, 1997; 矢ヶ崎ほか, 1997)。

今回の調査では、ニホンジカ保護管理事業の一環で神奈川県が行った踏査による丹沢全域の林床植生状態に関する調査結果が検討され、衰退が進む東丹沢のブナ林域の多くは、稜線付近のミヤマクマザサ生育地を除くと、シカの過密化の影響で、林床植生がさらに貧弱化していること、前回の総合調査時点より退行、矮小化する場所が拡大していることが示された。また、植生保護柵の内外の植生変化の調査結果からは、シカの強い採食圧により、ブナやその他の高木の天然更新が妨げられていることが示された。これらの調査結果は、ブナをはじめとした高木の枯死が進むと将来的に森林構造が大きく変化し、シカの過密状態が続くと、場所によってはシカが好まない草本種などが優占する草地に変わったり、裸地化から侵食が進み荒廃化していったりする可能性を示唆している。

(2) 衰退実態

当山地のブナ林の衰退実態は、1990年代以降、実態や原因の解明に向けたさまざまな調査研究が進められてきた。衰退実態に関しては、越地ほか(1996)が、戦後以降の空中写真を時系列的に判読して丹沢のほぼ全域の冷温帯林を対象にモミやブナの枯死の発生状況を調べ、天然林の約3割の範囲に枯死木が分布し、丹沢山、蛭ヶ岳、檜洞丸の各山頂付近に多いこと、枯死は1970~1980年頃にまとまって発生し、その後も続いていること、などを明ら

1) 神奈川県自然環境保全センター 2) 神奈川県環境科学センター 3) NPO 法人 EnVision 環境保全事務所 4) 東京情報大学
5) 神奈川県生命の星・地球博物館 6) (財) 電力中央研究所 7) 東海大学

かにした。また、前回の総合調査では、大室山から檜洞丸、蛭ヶ岳、丹沢山、塔ノ岳、鍋割山を結ぶ主稜線部のブナの枯損木の衰退状況を4段階で区分し衰退状況を調べ、高標高地での森林群落到に衰退が目立ち、鞍部や急傾斜地になるところで特に衰退が著しいこと、風衝地では風上側の衰退度が大きいことを指摘した(星ほか, 1997)。

今回は、ブナ林域全体の衰弱木を含んだ衰退状況の定量化、ブナ林の消失面積などの把握を目的として、現地踏査を行うとともに、GIS 植生図と衛星画像を組み合わせてブナ衰退の時系列的な変化を解析した。

この結果、ブナ林の衰退は丹沢山地のブナ林全体に認められること、地区により進行状況が異なっていることがわかった(図1)。

調査時点で、ブナの衰弱・枯死が激しいのは鍋割山、塔ノ岳、丹沢山、蛭ヶ岳など、東丹沢から丹沢中央の標高が1400mを越える主稜線部にかけてであり、衰退が少ないのは、西丹沢の大室山、城ヶ尾峠、菰釣山や、東丹沢の北側に位置する丹沢三峰山稜、堂平などであった。

空中写真の時系列的な解析からは、檜洞丸から塔ノ岳の一带にかけての主稜線部では、1980年以降に少なくとも17haのブナを含むと考えられる森林が消失し、草地化したことがわかった(Sasakawa et al., 2005)。

また、空中写真による枯死状況の調査結果を、オーバーレイ処理して図示すると、1980年代にブナやモミの立ち枯れが観察された西丹沢の菰釣山などは、最近では衰退がほとんどなく、衰退は東部分で進んでいることが示唆された。

地形条件との関係では、衰退の進んだ地点は、高標高の尾根付近の南向きの斜面に多く、高標高地に割合が高く、傾斜では、平坦地にやや高まり、35度を超える急傾斜地では割合が低下した。地形では、尾根及び斜面上部での割合が高かった。

さらに、衰退の進んだ丹沢山と檜洞丸の山頂一帯での集中的な調査結果を、植生図や地形図などと重ね合わせて

検討したところ、衰退は、ブナを含む落葉広葉樹の高木に一樣に及ぶのではなく、ブナで衰退が目立つこと、南から西向き斜面のブナ林に衰退の進んだブナが多い傾向などが明らかになった。

(3) 衰弱・枯死原因

山岳域における自然林の枯死現象については、その規模の大小はあれ、従来から確認されているが、その衰退原因・機構の解明はほとんどなされていないのが現状である。そのため今回の調査では、衰退実態を踏まえた影響の大きな要因を絞込んで、それらの実態と衰退機構に関連する知見を明らかにすることを目的に、大気汚染(オゾン)、水分ストレスおよび病害虫を中心に調査を行った。

大気汚染影響に関しては、ブナはオゾンに対する感受性が高く(電中研, 2001)、高濃度オゾンにより生理活性の低下が進むこと(伊豆田ほか, 2001など)落葉時期が早まり、2割程の成長の低下が認められること(武田・相原, 2005)などが明らかにされたことから、オゾンに注目し、暴露型パッシブサンプラーを丹沢に多数設置し、この地域における広域的なオゾン濃度分布の測定を実施するとともに、丹沢西部の犬越路付近(標高1060m)に限られていた連続観測を、ブナ衰退が顕著な檜洞丸山頂直下でも行った。

この結果、広域観測からは、一次汚染物質である二酸化窒素の濃度は、県内の川崎や平塚などの市街地に比較して濃度は低いが、二次汚染物質である光化学オキシダント(オゾン)は市街地と同レベルであることがわかり、前回の檜洞丸での総合調査の結果(戸塚ほか, 1997)が改めて裏付けられた。

また、オゾン濃度が高い地域は、檜洞丸から丹沢山を経て塔ノ岳に至る標高1400m以上の東部の主稜線沿いの地域であることも示された。さらに、檜洞丸山頂直下で連続観測結果からは、山頂付近は100ppbを超えるような高い濃度のオゾンにさらされる場合があることや、平地に比較し

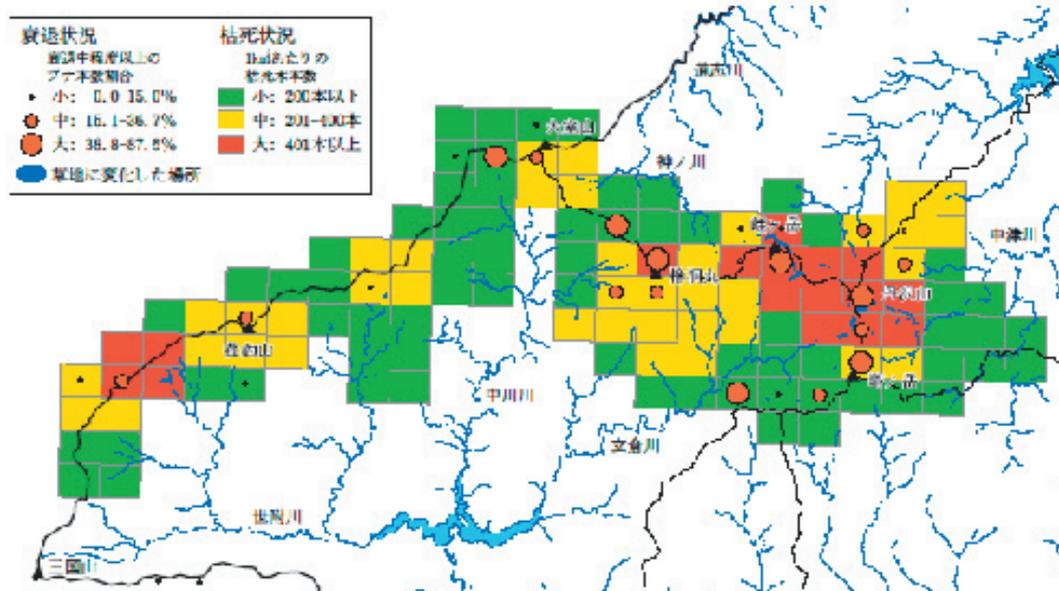


図1. 2002-2004年に行った踏査に基づく丹沢山地の主要なブナ林の衰退状況

て夜間濃度の高いことなどが判明した。4月から9月の6ヶ月間の日中のAOT40*は19ppm・h、全日のAOT40は45ppm・hで、ブナの生育低下を招くレベルにあることも明らかにされた。

丹沢山地内での気象観測から得た風況データに基づいて、オゾン輸送の数値流体解析(Suto et al., 2005)を行ったところ、風向きや風の強さおよびオゾン濃度分布は、地形の影響を強く受けることが示されるとともに、風速が大きな地点では、オゾン濃度が上昇する傾向が確認された。

一方、これまで有力視されてきた酸性雨は、各種の暴露試験および現地観測から現在のレベルでは直接的な枯死への影響は少ないことが示された(河野, 2001; 酸性雨研究センター, 2005)。しかし、今後、硫酸化合物や窒素化合物とオゾンの複合影響、局所的な酸性霧の影響なども含めてモニタリングを継続しさらなる研究を進めていく必要があると考えられた。

水分ストレスの影響に関しては、ブナは、本来湿潤な環境に生育する特性を持つことから、山地が乾燥化することによって水分ストレスを受け、衰弱や枯死にもつながると考えられているため、今回は気象や土壌水分に関する調査が行われた。

まず、当山地での気象観測からは、都市域同様に温暖化・少雪化傾向が1990年代以降進んでいることが推察され、土壌水分や空中湿度の低下が、ブナに水分ストレスをもたらしている可能性が考えられた。

また、ブナの根の吸水特性の検討から、ブナは比較的表層の土壌水を利用していることが示唆され(内山ほか, 2005)、シカが過密化した影響などで林床の植生被覆が乏しくなるなどして、表層土壌の乾燥が起りやすい立地では、その影響がブナの衰弱に作用している可能性が考えられた。

さらに、風衝地など土壌が乾燥しやすく蒸散が促進される立地環境では、水分ストレスが強まりやすいと考えられた。前述したような風速の大きな地点が、高標高に位置する衰退地点と良く一致している現象は、オゾンストレスに加えて、水分ストレスの影響が複合した結果とも考えることができる。また、なんらかの原因でブナなどが枯死し、密生していたブナ林が疎林化したり、ギャップ(空間)が形成されたりしていくと、風が通りやすくなり、空中湿度が低下し、水分ストレスが高まり、ブナが衰弱していく可能性もある。

このように、水分ストレスとブナの衰弱との関連性に関する知見は、徐々に集積されてきたが、ブナの衰弱や枯死との直接的な結びつきに関する現地での調査結果はまだほとんどない。したがって、水分ストレスとブナの衰弱との関係は、オゾンストレスとの複合影響も含めて、さらに、調査・研究を進めていくことが課題である。

病害虫の影響に関しては、前回総合調査でその大発生が報告され(山上ほか, 1997)、その生態(Shinohara et al., 2000)や発生状況や被害実態(山上ほか, 2000)、さらにはブナの枯死や衰弱への影響(越地, 2002)に関する調査が続けられてきた。

そこで、今回の総合調査では、これらの結果を整理し、ブナの枯死や衰弱との関係が検討された。

この結果、本種の大発生は、1990年以前には観察・記録がなく、全国的に見ても最近の現象であることが示された。また、大発生地は、檜洞丸以東の高標高域にほぼ限って

認められ、菰釣山、三国山など西丹沢のブナ林には見られず、現在ブナ林の衰退が進んでいる地域とおおむね重なっていた。また、大発生時には、被害を受けたブナの葉がほとんどなくなるほど幼虫に激しく食べられること、さらに、連年被害を受けやすいことから、ブナの衰弱・枯死に影響していると考えられている。実際、本種による激しい食害を受けたブナ個体が、早いものでは数年、徐々に衰弱するものでは5~8年経過後に枯死しはじめており、ブナの単木的な枯死に一定の寄与があることが示されている。例えば、継続的な観察が行われてきた東丹沢堂平地区では、本種による激しい食害を受けたブナが、約10年間で約1割が程度枯死することが確認されている(越地, 2002)。なお、局所的なブナ枯死が本種の食害に起因することが多いことも確認されている。また、特定のブナが連年被害を受けやすい現象が観察されているが、その原因はまだ解明されていないが、フェノロジーとの関連性が疑われている。

さらに、ブナハバチの大発生頻発地の多くは、林床植生が乏しく、森林生態系が劣化していることから、本種の越冬繭中の蛹(土中)の生存に影響する菌類や捕食者など大発生抑制要因の低下との関係が疑われており、さらなる調査研究が進められている。

(4) 衰退機構

以上に示したような多面的な調査から、現時点でブナの衰弱・枯死と関係が強いと推定される主な要因については、関連研究からの知見とも併せると、関東平野などに由来する光化学オキシダント(オゾン)などの大気汚染物質、水分ストレス、ブナハバチ食害に絞り込むことができ、これらの要因と立地環境などが複合的に影響し、ブナを衰弱・枯死させていると考えられた。

また、マクロあるいはメソスケールにおいて、オゾン濃度の高い地域や場所は、ブナの衰退が進んでいる地域とほぼ重なっており、卓越風による乾燥(水分ストレス)との相乗的な効果も含めてオゾンが丹沢山地におけるブナ衰退の潜在的な要因であることが示唆された。

衰退の進行メカニズムをこれらの要因と関連づけると、オゾンストレスや水分ストレスが極めて強く影響する特定の立地においてブナを含めて集団的に高木が衰弱・枯死する「集団型」と、オゾンや各種のストレスで衰弱したブナに追い討ちをかける形でブナハバチの大発生による食害でブナが衰弱・枯死が進む「単木型」の2種類が推察できた。

集団型は、オゾンストレスと水分ストレスが極めて強く影響する高標高域の稜線部分の南側斜面など、風が強くあたるような特定の立地で、1980年代までの高濃度の硫酸化合物などによる衰弱や枯死に累積する形で、ブナに加えてその他の耐性が低い樹種などが衰弱し枯死するというメカニズムが推察され、ブナその他の枯死がまとまって拡大してきたと考えられるものである。また、これらの場所でも衰弱したブナに追い打ちをかける形でブナハバチが大発生し、衰弱・枯死が進行する場合も認められ、病害虫が最終的に致命的なダメージを与える要因と考えることができた。

単木型は、オゾンストレスや水分ストレスなどの要因によって衰弱したりしたブナに、大発生するようになったブナハバチが著しい食害を繰り返すようになり、樹勢が低下し、最終的には枯死に至るといったメカニズムが推察され、ブナの単木的な枯死が累積的に進んでいると考えられる。

しかし、オゾン、水分ストレス、ブナハバチの各種要因がそれぞれどの程度ブナの衰弱に関与し、枯死に至らしめるのかの解明は、次の課題として残されている。

(5) ブナ林衰退の生物群集への影響

生物群集への影響は、ブナ林の衰弱・消失とブナの消失の二面が明らかにされた。

ブナ林の衰弱・消失に関しては、シカ影響と組合わさってシカ過密化から裸地化・土壌流出へ至るケースが最も深刻な影響として示された。また、標高の高い森林に生息するヒメヒメズなどの小型ほ乳類や、オオアカゲラやクロジなどの鳥類への影響が指摘され、生息数の減少や生息が確認できないなどが報告されたが、これらはブナなどの高木の枯死やササなどの林床植生の退行、消失の影響によると考えられている。

ブナの枯死に関しては、県希少種のヤシヤビシヤクが主にブナに着生していることが示され、ブナ枯死が本種の減少と地域的な絶滅を引き起こす可能性が指摘された。また、ブナの堅果は、ツキノワグマやネズミ類などのえさ資源として重要な位置にあるため、ブナの枯死は、このような生物に直接的な影響を及ぼす可能性がある。このほか、ブナ林が草地化した場所で、ササを食草とするコチャバナセセリが増加するなど、昆虫相の大幅な変化の可能性が指摘された。

3. 現状の評価

以上のブナ衰退の現状およびその原因と発生機構および

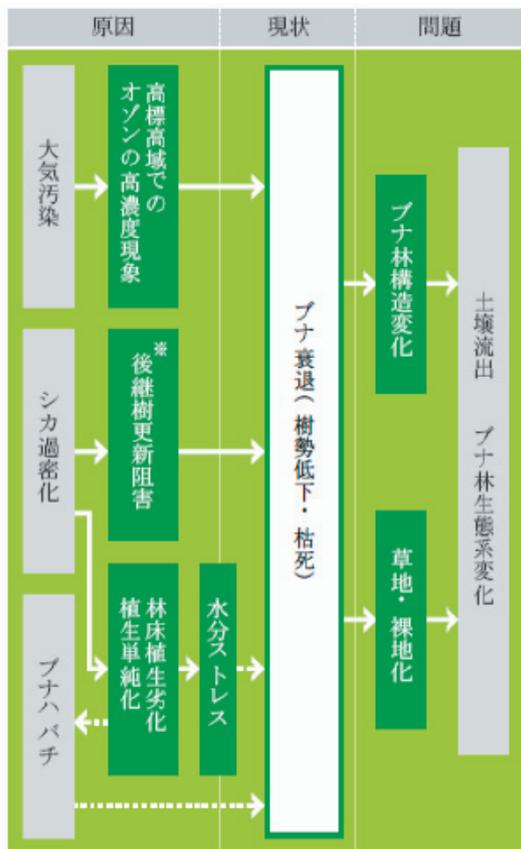


図2. 丹沢山地のブナ衰退をめぐる要因連関図

影響を踏まえて描いた、原因－現状－問題の相互関係をまとめた要因連関図は図2のようになった。

現状の評価は、この要因連関図に基づいて、ブナ林の衰退の危険性を、現在生育している高木への影響と、次世代を担う若木への影響の両面から評価することとした。なお、評価のユニットは、ブナ林が尾根部に分布するため、流域を単位とした評価は実態にそぐわないことから、3次メッシュ(約1km格子)とした。

高木への影響は、調査から推定されたオゾン濃度が高くなりやすい場所として評価することとし、オゾン濃度は、オゾン輸送の数値流体解析による移流フラックス予測量を用いた。高木の衰退にブナハバチの影響も考慮する必要があるが、丹沢全体の発生箇所の面的なひろがり情報に不足していることや、大発生が頻発している丹沢山や檜洞丸などは移流フラックスの高い地域と概ね一致することからその要因で代替できると考え、評価因子には含めなかった。一方、若木への影響は、稚樹へのオゾンの影響は上述の評価に含まれ、シカによる採食影響を主に評価した。すなわち、シカが過密化し影響が強まる可能性がある場所として、神奈川県ニホンジカ保護管理計画で示されている流域単位のシカ生息密度をメッシュ単位に再集計し評価を加えた。

そして、二つの評価結果を、表1のように3段階の判定基準値を仮におき、組み合わせて総合評価した。この結果、丹沢山地の主稜線部に位置する檜洞丸、丹沢山や、最近衰退が目立つ鍋割山周辺に加えて、シカが過密化している場所も高い危険度がランクに判定された(図3)。

4. ブナ林再生の方向

(1) 対策の整理

ブナ林は、丹沢山地のブナ林域の代表的な植生景観であり、その複雑な生態系は丹沢を特徴づける生物相を育てていることが、生きもの調査の結果からも確認された。また、ブナを主体とする高木とササやかん木類など多様な植物から構成される森林は、水土保持の観点からも重要であり、ブナの消失によって草原化し、その結果としてブナ林域にシカがさらに過密して林床植生の退行、消失が進むと、急激な土壌流出が広い範囲に及ぶ可能性も明らかになった。

このようなことから、ブナ林域での再生の目標は、ブナの衰退の防止と併せて後継樹が育ち、林床植生の豊かな「鬱蒼とした健康なブナ林の再生」が合意された。

この目標達成には、森林地域における光化学オキシダント

表1. ブナの衰退危険度評価の基準

		シカ生息密度(頭/km ²)		
		0	0< ≤20	20<
ブナハバチ フラックス交換量 ($\text{t-CO}_2/\text{UeCa}$)	1.0~0.8	L	M	M
	1.3~1.0	M	H	H
	1.5~1.3	M	H	HH

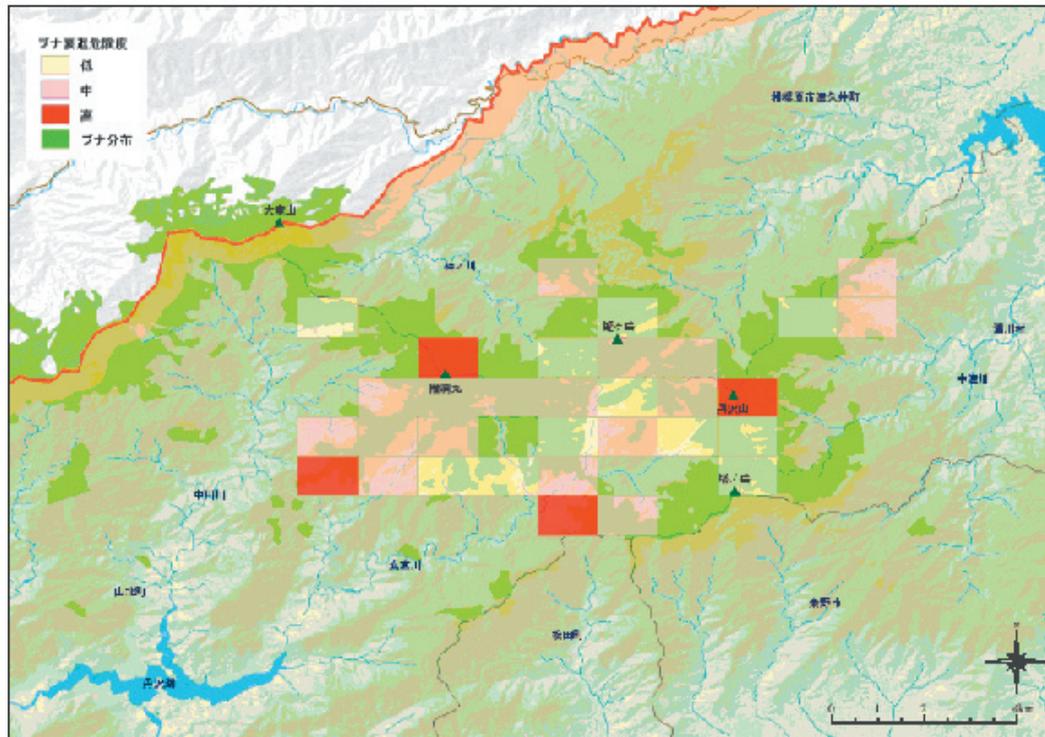


表 2. ブナ林再生に向けた課題、対策、主要事業の整理

目標	解決すべき課題	対策	主要事業
うつつ着としたブナ林の再生	大気汚染によるブナ衰退の危険性	衰弱・枯死させる危険因子の程度と生育地としての適性の程度に応じたブナ林の保全・再生	<ul style="list-style-type: none"> ○ブナ等植栽の実証試験 ○吸着ネット等によるブナ衰退防止対策の開発 ◎「クリティカルレベル」解明に向けたブナ林衰退機構の研究 ◎植生保護柵などによる稚樹保護事業 ◎リスク耐性丹沢地域産広葉樹選抜・苗木生産
	シカ過密化による更新阻害、植生劣化、土壌乾燥化	衰弱・枯死させる危険因子の低減対策	<ul style="list-style-type: none"> ◎ニホンジカ過密化解消（シカ保護管理事業） ○機関連携による「クリティカルレベル」、ブナハバチ大発生原因の調査研究
	ブナハバチ大発生危険因子の上昇	ブナおよびブナ林衰弱・枯死影響の低減対策 ブナ林再生に関する情報集積・提供	<ul style="list-style-type: none"> ◎植生消失地における緊急土壌保全対策 ○希少種などの保護・回復 ◎衰退、立地環境モニタリングの事業化 ○県民・関係者への情報提供充実（e-Tanzawaなどでの情報提供）

※ ◎は、特に緊急性や優先度が高い事業、または、短期的に効果が得られる事業

ト（オゾン）などの大気汚染によるブナ衰退の危険性、ブナ林にシカが過密化して次世代を担う後継樹の更新を妨げること、植生劣化などによる土壌乾燥化、さらには、ブナハバチの大発生原因となる危険因子の上昇といった課題克服の必要が指摘された。そして、これらの問題の克服は、先述したような現状や関連する問題、関連する知見を踏まえると、「ブナを衰弱・枯死させる危険因子の程度（衰退リスク）と生育地としての適性の程度（適地性）に応じてブナ林を保全・再生すること」、「ブナおよびブナ林を衰弱・枯死させる危険因子を低減すること」、「ブナおよびブナ林衰弱・枯死の影響を低減すること」、およびモニタリングなどを通じた「ブナ林再生に関する情報集積」などの対策が整理され、問題の緊急性や継続性、対策技術の確立状況、対策による他への影響の可能性などを考えて、短期的な事

業と中長期的なものに分けて展開していくことが提案された。なお、このような対策検討における基本認識として、現状では、先に述べたようにブナ林衰退の原因の絞り込みが行われた段階であり、原因を除去するための有効な対策の特定が難しい状況にあり、対策・事業を効果的に進めていくには、諸要因の衰弱や枯死への寄与や相互関係、まだ解明が遅れている水分ストレスやブナハバチ大発生原因などについての各種知見を集積するための調査研究を並行していくことが重要であることが確認された。

(2) 主要事業

主要事業としては、大気汚染やブナハバチの大発生などによるブナ衰退の危険性が小さく、シカの影響が大きな場所では、これまでの植生保護柵の設置拡大に加えて、丹

沢地域産の苗木を用いた、ブナ等の実証的な植栽を低標高域から実施することが提案された。また、高標高域の卓越風が強く大気汚染の危険性が高く、ブナの衰退が進む可能性が高い場所では苗木を植栽すること、その際には、大気汚染ストレスや水分ストレスによるブナ衰退メカニズムの解明を進めつつ、防風を兼ねた吸着ネットなどの物理・化学資材による衰退防止対策の実証的開発の必要性が示された。

ブナを衰弱・枯死させる危険因子の低減対策に関しては、シカの過密化解消をシカ保護管理事業により進める一方、今回の調査で絞り込まれた大気汚染物質、水分ストレス、ブナハパチが、ブナなどの枯死にどう作用し寄与するか、ブナハパチの大発生原因などの、さらに詳しく研究を進めることが提案された。大気汚染物質の影響に関しては、高標高域での高濃度オゾンの原因の解明や、我が国の実情にあった森林保護のための指標であるクリティカルレベルなどのさらなる検討なども、関係機関と協力しながら進めていく必要性が指摘された。また、ニホンジカ保護管理

事業と連動したブナ林域におけるシカの積極的な過密化解消が強調された。

ブナおよびブナ林衰弱・枯死影響の低減対策の主要事業では、ブナ林域の一部に過密化したニホンジカの影響で、林床植生が消失したブナ林において土壌保全対策を早急に実施するとともに、希少動植物が集中する特別保護地区などで植生保護柵の設置などにより植生回復を通じた保護・回復に取り組む必要性が提案された。

このほか、現在試験研究の一環として取り組んでいる衰退、立地環境のモニタリングは、ブナ衰退の基盤的な調査として事業化して継続的に取り組み、大気環境の動向を監視し、大気汚染の森林への影響を軽減防止するための調査研究などに活かすと同時に、その結果は自然環境情報ステーション（e-Tanzawa）などを通じて広く提供していくことが提案された。これは、神奈川県におけるオゾン濃度は、都市由来のオゾン生成の原因物質であるNO_xやVOC（揮発性炭化水素）などに対して、今後、各種対策が講じられ、抑制されていく見込みで、将来的には低下していくと推察

表 3. 提案された事業に対応する重点対策地域の選定基準

提案事業名	重点対策地域の選定基準
ブナ等植栽の実証事業展開	標高が950m以下 かつ ブナ衰退リスクが低い
物理的資材などによるブナ保護	大気汚染リスクが高い(フラックス交換量が1.3Fc/(UaCa))以上
植生保護柵などによる稚樹保護	大気汚染リスクが低い(フラックス交換量が1.0Fc/(UaCa))以下 かつ シカ過密化リスクが高い(生息密度20頭/km ² 以上)
林床植生消失地における緊急土壌保全対策	林床植被率が低い(植被率11.13~31.25%)

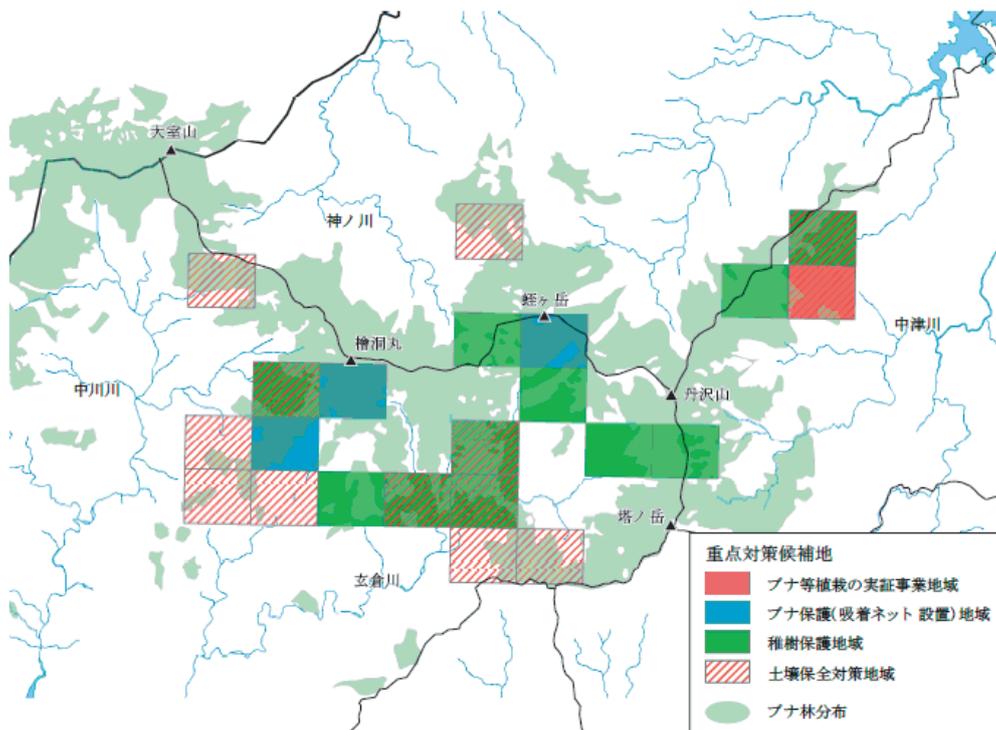


図 4. ブナ林の再生にかかわる対策マップの作成例

されるが、山地における挙動はまだ不明な点も多く、その動向を継続的に監視する必要性が指摘されたためである。

(3) 重点対策地域の候補

これらの対策事業が特に必要な重点対策地域の候補地は、ブナが生育している場所を対象にして、シカの採食によりブナ林更新が妨げられる危険性、主に大気汚染物質のオゾンによりブナが衰退する危険性、林床植生の衰退による土壌流出の危険性などを総合的に解析することで、対策に応じて効果的にブナ林保全再生を進めることが可能な場所として選ぶことができると考えられた。

具体的には、表3に示すような論理手順で、重点対策地域を選定した。すなわち、「衰弱・枯死させる危険因子の程度と生育地の適正の程度に応じたブナ林の保全・再生の対策」として「ブナ等植栽の実証事業」を特に進める候補地は、大気汚染によるブナ衰退リスクが低い低標高にあるブナの生育適地であることなどの条件を設定し、東丹沢の堂平地区を選定した。ブナへの大気汚染の直接的な影響を緩和する防風を兼ねたオゾン吸着ネットなどの物理・化学資材などによる「ブナ保護対策」を特に進める候補地は、衰退が進みオゾンの影響リスクが高い場所という条件から、檜洞丸山頂や蛭ヶ岳山頂の南向きの尾根を含む区域を選び出した。「植生保護柵などによる稚樹保護対策」を特に進める候補地は、シカ過密化が顕著な、蛭ヶ岳から丹沢山、鍋割山にかけての既設の植生保護柵の多い主尾根部を候補地として選び、既設柵の維持管理と必要に応じた増設が考えられた。

5. おわりに

ブナ衰退に関する総合調査および関連研究を踏まえて整理した結果、樹木の保護や土壌保全対策など現地対策を軸とする再生の具体的な方向が示された。ブナの衰弱を引き起こす可能性のあるオゾンをはじめとした大気汚染や、水分ストレスを招きブナの生育に悪影響を及ぼす可能性のある少雪化や温暖化などの原因が、神奈川県を含む都市圏域に由来するほか、さらに広域な起源からの発生と影響が疑われるが、それらへの対策に言及することは、新保全計画の枠を越えると判断され、具体的な対策・事業は検討されなかった。

しかし、モニタリングなどを通じて、発生源対策の必要性を科学的に示していくことは極めて重要であり、その意味で丹沢でのブナ衰退原因の解明研究は、再生事業と並行して今後も取り組んでいく必要があると考えられる。

また、当山地のブナ衰退問題は、稚樹更新や衰退影響の拡大という点で、シカの過密化問題と強く結びつく一方、シカの密度分布や希少生物の生息状況に強い影響を与えており、ブナ林域の多くが自然公園特別地区と重なることも加わって、ブナ林の再生は生物多様性の保全にも十分な留意が求められる。

このように、丹沢山地におけるブナ林の自然再生は、ブナの保全・再生とシカの保護管理、希少な動植物の保護等の問題を併せて総合的に取り組むことが求められ、不十分な知見と対策技術の中で順応的に進めていくことが基本となり、その重要性について具体的成果をもって示していくことが必要となる。このため、再生の初期段階では、複数

の重点対策・事業を問題の集中した場所で統合的に進めるような場所、ブナ林域における統合再生流域、を多様な主体と検討・設定し、効果的な対策・事業展開を進めていくことが望ましい。

引用文献

- 相原敬次・阿相敏明・武田麻由子・越地 正, 2004. 森林衰退の現状と取り組み (II) 神奈川県の丹沢山地における樹木衰退現象. 大気環境学会誌, 39(2), 29-39.
- 電中研, 2001. オゾンのクリティカルレベル, pp.70, 酸性雨の総合評価, 電中研レビュー 43. 電力中央研究所. 我孫子.
- 古林賢恒・山根正伸・羽山伸一・羽太博樹・岩岡 樹・白石利郎・皆川康雄・佐々木美弥子・永田幸志・三谷奈保・ヤコブ・ボルコフスキー・牧野佐絵子・藤上史子・牛沢 理, 1997. ニホンジカの生態と保全生物学的研究. 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.319-429, 神奈川県, 横浜.
- 伊豆田 猛, 松村 秀幸, 河野 吉久, 清水 英幸, 2001. 樹木に対するオゾンの影響に関する実験的研究. 大気環境学会誌, 36(2); 60-77.
- 河野吉久, 2001. 樹木に及ぼす酸性物質の長期慢性影響評価に関する実験的研究. 大気環境学会誌, 36(2); 60-77.
- 越地 正, 2002. 丹沢山地におけるブナハバチ大発生経過とブナの被害実態. 神奈川県自環保セ研報, 29, 27-34.
- 越地 正, 鈴木 清, 須賀一夫, 1996. 丹沢山地における森林衰退の調査研究 (1) ブナ, モミ等の枯損実態. 神奈川県森林研究所研究報告, 22; 7-18.
- 丸田恵美子・臼井直美, 1997. 檜洞丸における森林被害の状況. 丹沢大山自然環境総合調査報告書, pp.78-80, 神奈川県. 横浜.
- 宮脇 昭・大場達之・村瀬信義, 1964. 丹沢山塊の植生. 丹沢大山学術調査報告書, 54-102. 神奈川県, 横浜.
- 星直斗・山本詠子・吉川菊葉・川村美岐・持田幸良・遠山三樹夫, 1977. 自然林の現状とその保護, 丹沢山地の自然林. 丹沢大山自然環境総合調査報告書. pp.175-257 神奈川県, 横浜.
- SASAKAWA H., et al., 2005. Identifying declining forests A case of Beech forests in Tanzawa Mountain, ACRS2005
- 笹川裕史・山根正伸, 2005. 丹沢山地ブナクラス域における樹冠粗密度の時系列変化. 第116回日本林学会大会学術講演集
- 酸性雨研究センター (2005) 増え続ける対流圏オゾンの脅威. 26pp. http://www.adorc.gr.jp/adorcjp/doc/ozone_simple.pdf (2006.1.25)
- Shinohara, A., V. Vikberg, A. Zinovjev & A. Yamagami, 2000. *Fagineura crenativora*, a New Genus and Species of Sawfly (Hymenoptera, Tenthredinidae, Nematinae) Injurious to Beech Trees in Japan. Bull. Natn. Sci. Mus., Tokyo, Ser. A, 26(3): 113-124.
- Suto, H., Hattori, Y., Tanaka, N. and Kohno, Y., 2005. Effects of Strong Wind and Oxidative Substances on Forest Decline in Mountains, 320, Acid Rain 2005 - 7th

International Conference on Acid Deposition, Praha, Czech Republic.

武田麻由子・相原敬次, 2005. 丹沢山地の環境オゾンがブナ苗に及ぼす影響. 神奈川県環境科学センター研究報告 28, 88-89.

内山佳美ほか, 丹沢山地ブナ林における土壌水分動態, 植生被覆状態の影響, 第 56 回日林関東支部大会, 2004. 10

戸塚 績・青木正敏・伊豆田 猛・堀江勝年・志磨 克, 1997. ブナ衰退地と健全地の葉の生理活性, 葉の特徴および葉内元素濃度比較とブナ衰退原因について.

丹沢大山自然環境総合調査報告書. pp.99-1028, 神奈川県, 横浜.

内山佳美・中島伸行・板寺一洋・越地 正・山根正伸・藤澤示弘・齋藤央嗣・田村 淳・笹川裕史, 2005. 丹沢山地ブナ林における土壌水分動態, 植生被覆状態の影響. 日本林学会関東支部論文集, 56, 219-220.

山上 明・林長閑・谷 晋, 1997. ブナ枯れ木穿孔性昆虫類の種組成と密度. 丹沢大山自然環境報告書, 289-306. 神奈川県, 横浜.

山上 明・谷 晋・伴野英雄, 2001. 丹沢のブナを食い荒らすブナハバチ. 国立科学博物館ニュース, 382, 5-7.

平成 13 ～平成 18 年度 丹沢山地のブナ林衰退機構の解明に関する研究調査報告書
平成 19(2007) 年 3 月 31 日発行
編集 神奈川県自然環境保全センター研究部
発行 神奈川県自然環境保全センター
〒 243-0121 厚木市七沢 657 電話代表 0462-48-0321