

# 第3章 気象と大気

## I. 檜洞丸における森林被害の状況

丸田恵美子<sup>1</sup>・臼井直美<sup>2</sup>

### 要約

1. 檜洞丸山頂付近で、1994年夏に30m×30mのコードラートをとり、植生調査を行った。南東側斜面のブナの半数が枯死しており、特にサイズの大きいものが枯死する傾向があったため、ギャップ率は86%にのぼっていた。これに対し、北東側斜面ではブナの枯死木ではなく、正常な林冠を維持していた。
2. 1993年の空中写真の解析によると、檜洞丸周辺のブナの枯死は、標高1500~1600mの尾根の南向き斜面に集中していた。枯死危険域は、1000m付近にまで及んでいた。
3. 檜洞丸山頂付近のブナの年輪解析を1995年に行った。南側斜面では、1980年代に明瞭な成長の悪化がみられ、サイズが大きく活力度の低下しているブナでは、1990年代にも悪化したままであった。サイズが比較的小さく、活力度の高いブナでは、1990年代に入って成長は回復していた。北側斜面では、1980年代の成長の悪化はみられなかった。

### 1. はじめに

丹沢山地の南東端の大山では、1970年代を中心に常緑針葉樹のモミの立ち枯れによる枯損が発生したが、その原因として京浜工業地帯から排出された大気汚染物質や、それに伴うオゾンや酸性霧がモミの生育を阻害したものとみなされている（神奈川県環境部, 1994）。落葉広葉樹であるブナにも、1980年代から丹沢山地の尾根沿いで枯損木が目立つてきており、その原因の解明が望まれている。本章は、丹沢山地の西部に位置する檜洞丸を中心に気象・大気汚染状況を測定し、ブナの枯損現象との関連を明らかにすることが目的である。I項においては、まず檜洞丸を中心とした山域でのブナの枯損の現況を把握し、II項以降において気象・大気汚染状況や酸性雨・霧の現況を報告し、ブナ林衰退の原因について考察することとする。

なお本研究の下記の部分の現地調査及びデータ解析を行った方々は、次のとおりである。

I-3 檜洞丸周辺におけるブナ林の衰退状況：平野勇二郎・久保幸夫（慶應大）

I-4 檜洞丸山頂付近におけるブナの生育の経年変化：沼田真也・木村允（東京都立大）

調査にあたって、中川重年専門研究員・越地正専門研究員（神奈川県森林研究所）から貴重な御教示をいただいた。太田耕士氏（慶應義塾大学環境情報学部）には植生調査データの解析に助力をいただいた。

### 2. 檜洞丸山頂におけるブナの枯損状況

檜洞丸では、稜線の南側斜面にブナの枯死が目立つ。そこで、檜洞丸山頂付近で、被害区（南東斜面）と対照区（北東斜面）のそれぞれにコードラート（30m×30m）を設定し、1994年7~9月に毎木調査を行い、実態の把握を試みた。

被害区では、ブナの優占度が90%（断面積合計の優占度）と、ほとんどを占めたが、そのうちの半数は枯死木であつ

た（表3-1-1）。10本の枯死木のうち4本は胸高直径20cm以上の大きなサイズであったが、5cm以下の小径木にも2本の枯死木がみられた（図3-1-2）。これに対して、対照区のブナには枯死木はみられなかつたが、ブナの優占度は37%と低く、他にサワグルミ、カエデ類など10種と混生していた。日本海側のブナ林はブナ純林状であるのに対し、太平洋側のブナ林は、ミズナラやカエデ類などの混生樹種が多い（島野・沖津, 1993）。この点では、混生樹種の多い対照区は、太平洋側ブナ林の特徴を備えており、ブナの優占度の高い被害区とは、森林の成立条件が異なると考えられる。このような現象は、檜洞丸の尾根において共通していた。

ブナ個体が一ギャップを形成しているとして求めた対照区でのギャップ密度28/haは、安定したブナ林の平均として報告されている16/haより多いが、ギャップ率はほぼ等しく（表3-1-1）、対照区の林冠に特に異常はないといいうことができる。これに対し、被害区でのギャップ率は86%と非常に高く、多くの林冠が欠損し、すでに開けた疎林状になっている（図3-1-1）。

### 3. 檜洞丸周辺におけるブナ林の衰退の状況

1993年11月1日に撮影された空中写真の判読により、ブナの被害域の分布を求めた。解析の対象としたのは、北緯35°27'00"~29'06"、東経139°04'48"~07'12"の範囲である。

表3-1-1. 植生調査のまとめ

種 数	ブナ密度 (/ha)		全樹木 密度 (/ha)	断面積 合計 BA (m <sup>2</sup> /ha)	BAによる ブナの 優占度(%)		ギャップ 密度 (/ha)	ギャップ 率(%)	
	健全	枯死			健全	枯死			
被害区	7	100	111	366	4.15	20.7	69.6	111.1	86.1
対照区	10	56	0	354	2.02	36.6	-	27.8	42.7

1 : 東邦大学理学部 2 : 慶應義塾大学大学院

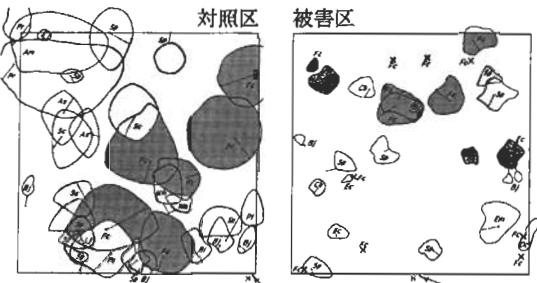


図3-1-1. 樹冠投影図 薄いグレーはブナの樹冠を、×は樹冠の欠損した枯死木の樹幹を示す。

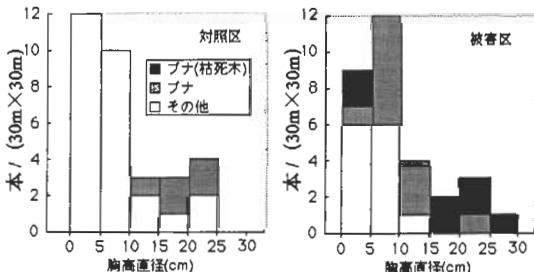


図3-1-2. 胸高直径の頻度分布

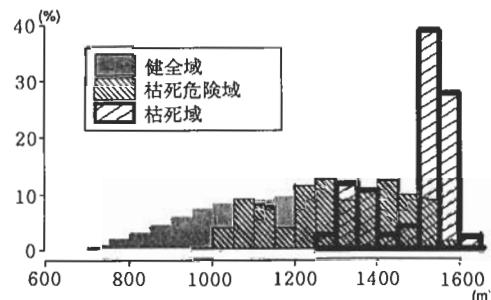


図3-1-4. 標高と枯死状況の関係

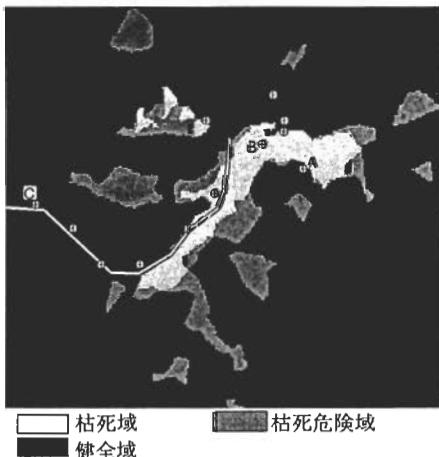


図3-1-3. 檜洞丸山頂付近のブナの枯死状態の空中写真判読

画像の歪みを補正後、枯死域をトレースした。判読基準は、①枯死域：樹木が倒れて地表面が見える地域；②枯死危険域：林冠が欠損した樹木が複数認められた地域；③健全域：枯死木の認められない地域とした。数か所においてグランドトゥルースを行い、この判読結果の精度を確かめた。

檜洞丸の山頂付近では、尾根の南側に枯死域が連続しており、その周辺に枯死危険地域が広がっている様子がわかる(図3-1-3)。解析を行った範囲内では、標高1250m以上から枯死域がみられ、特に1500mから1600mにかけて集中している。枯死危険域は1000mから1600mまで広く分布している(図3-1-4)。また枯死域の斜度は20°～30°を中心と

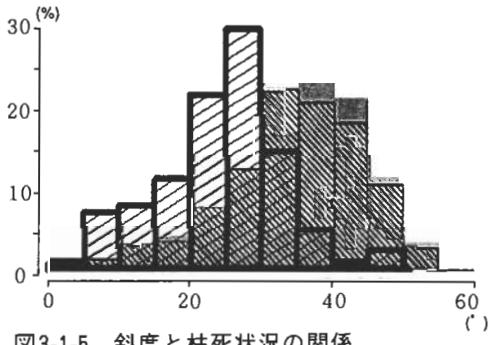


図3-1-5. 斜度と枯死状況の関係

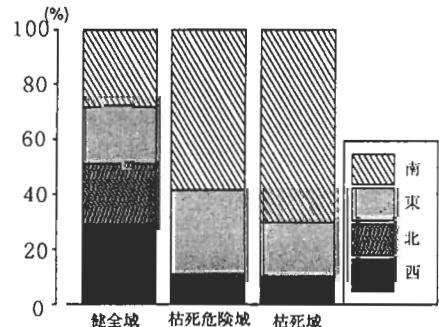


図3-1-6. 斜面方位と枯死状況の関係

して分布するが、健全域はより傾斜の強い40°付近に多い(図3-1-5)。これらのこととは、枯死域が標高の高い尾根部に集中していることを表している。斜面の向きについては、枯死域の約70%が南向き斜面であり、東、西向きの順で次ぐが、北向き斜面には枯死域はみられない(図3-1-6)。

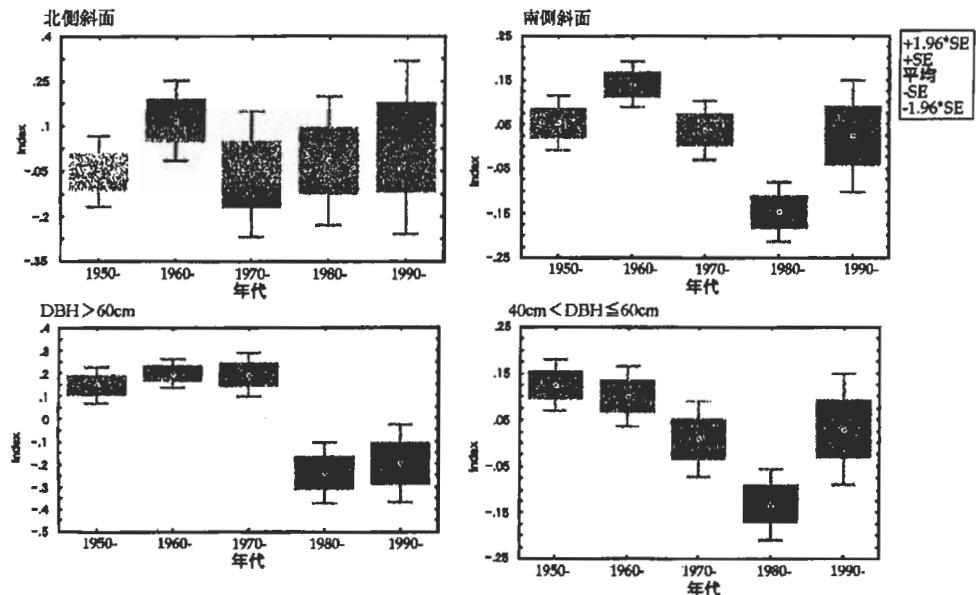


図3-1-7. 年輪解析によるブナの成長の Index の経年変化

各年代に分け、箱ヒゲ図で平均とその95%信頼区間を示した。

#### 4. 檜洞丸山頂付近におけるブナの生育の経年変化

檜洞丸山頂付近のブナを対象に、成長錐を用いて年輪解析を行い、経年成長の評価を行った。年輪幅の測定値を標準化した指標として表した。この指標は大きいほど成長がいいことを示し、負である場合は期待値よりも成長が悪く、何らかの環境の成長阻害があったことを示唆するものである。

その結果、南側斜面のブナは1980年代にいっせいに成長阻害を受けており(図3-1-7)、ブナの活力度の低下した時期(神奈川県環境部, 1994)と一致していた。サイズの小さなブナ(胸高直径60cm未満)では、1990年代に入って成長が回復しているが、大きなブナ(胸高直径60cm以上)は成長が悪化したままであった。また、樹形のくずれが著しいような活力度の低下したブナは、1980年代に生じた成長の悪化が、1990年代になっても続いているものであった。以上のことから、南側斜面では1980年代にブナの生育にとっての環境の悪化(気候変化、大気汚染、酸性雨など)があったと結論づけられるが、1990年代に入っての小さなサイズのブナの回復は、環境の改善によるものなのか、または、より大きなサイズのブナの枯死などによる被圧からの解放によるものなのか結論づけることできない。一方、北側斜面では、むしろ1950年代の成長が低く、1980年代の低下はみられない。このことは、南側斜面のブナに特に作用する環境の悪化があったことを示している。

も可能であろう。

#### 文 献

神奈川県環境部, 1994. 酸性雨に係る調査研究書.  
島野光司・沖津進, 1993. 東京郊外奥多摩、三頭山に分布するブナ・イヌブナ林の更新. 日生態会誌, (43): 13-19.

#### 5. 丹沢の自然環境保全への提言

丹沢の1600m級の山稜の南側斜面では、ブナの枯死が1980年代から急速に進み、後継樹もほとんどみられないことから、今後ブナ林を維持するのは困難であると予想される。しかし、全国的に豊作であった1993年秋には被害区のブナでも十分の種子を生産しており、翌春には多数の発芽が確認された。これらの発芽個体は定着には至らなかったが、実生の定着・生育に対して保護を加えることにより、再生

## II. 酸性雨・霧

丸田恵美子<sup>1</sup>・臼井直美<sup>2</sup>

### 要約

1. 檜洞丸の山頂付近において、ブナの被害区(南側斜面)と対照区(北側斜面)で、1994年6月から10月の期間、雨・霧・樹幹流の継続観測を、測器を一定期間暴露して採水し、化学分析することにより行った。
  - ①雨のpHは4.4～5.2であり、季節的な傾向や、被害区と対照区の間の差はみられなかった。これに対して、霧のpHは8月中旬以降に両地区ともpH 4付近に低下した。
  - ②被害区の樹幹流中の陽イオン濃度は、8月中旬以降、対照区を上回り、被害区のブナの葉・枝からの陽イオンの溶出があったことを示唆している。
  - ③各種イオン成分濃度は、常に霧のほうが雨よりも高く、5～10倍に達するものもあった。各種イオン成分の総降下量として計算しても、霧によるものが、雨よりもはるかに多かった。
2. 1995年6月から10月の期間、定期的に檜洞丸に入山して霧の発生を待ち、10例の霧水の採取を行った。
  - ①そのうち半数で、霧水のpHが4以下であった。被害区での霧水のpHは、常に対照区よりも低かった。
  - ②被害区での霧水中の各種イオン濃度は、ほとんど常に対照区よりも高く、これは特にpH 4以下 の時に顕著であった。
  - ③pH 4以下や酸性イオン濃度の高い霧は、前線付近、太平洋高気圧下、北に偏った高気圧下(北高型)で発生した。北高型の時には最もpHが低く、酸性イオン濃度が高く、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 当量濃度比の高い霧が発生し、首都圏の汚染物質の直接の影響があったことを示唆している。
  - ④前線付近や太平洋高気圧下で発生した霧では、首都圏の汚染物質がいったん北東風により、相模湾に輸送された後、南風によって丹沢山域に運ばれた可能性がある。この場合は、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 当量濃度比は、0.6～0.8と比較的低く、 $\text{SO}_2$ の長距離輸送により生成される $\text{SO}_4^{2-}$ の割合が多く、汚染源は近隣ではないことを示唆した。
3. 丹沢山地周辺における気流をモデルを用いて計算し、丹沢山地の南斜面で南～南東風が、北斜面で北東風が卓越することを示した。
4. 以上の測定結果をもとに、檜洞丸山頂付近の南側斜面でのブナの枯死に対して、酸性霧が影響した可能性について論議した。

### 1. はじめに

首都圏周辺の山域では、1980年代半ば以降、各所で森林の衰退が報告されており、酸性霧の影響も指摘されている。Ⅱ項においては、檜洞丸山頂付近において1994～1995年に実施した酸性雨・霧の測定結果について報告し、Ⅰ項に述べたブナの枯損現象との関連について考察する。

本研究の下記の部分の現地調査及びデータ解析を行った方々は、次のとおりである。

II-2 酸性雨・霧・樹幹流の継続観測：奈良税・土器屋由紀子(気象大)

II-3 酸性霧の観測：臼井直美(慶應大)・宗平誠一(東邦大)

II-4 丹沢山地周辺の気流解析：劉發華・鷺猛(CRC研究所)

試料の科学分析に際して、伏見克彦部長をはじめとする気象庁気象研究所地球化学部の方々の御教示と助力をいただいた。霧の採取方法について、井川学教授(神奈川大学)の御教示をいただいた。

霧・樹幹流の観測を行った。観測は檜洞丸の山頂付近で、ブナの枯死の進行した南側斜面の「被害区」と、ブナの枯死のほとんどみられない北側斜面の「対照区」の各々で行い(図3-2-1)、雨・霧・樹幹流とブナ枯死との間に関連があるかどうかを明らかにすることを試みた。

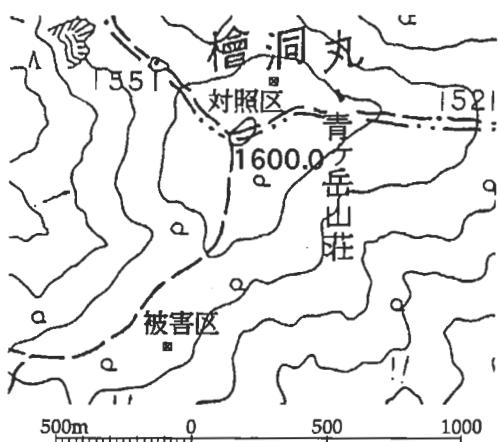


図3-2-1. 檜洞丸山頂付近における測定地点

### 2. 酸性雨・霧・樹幹流の継続観測(1994年)

ブナの生育期間である1994年6月から10月を通じて、雨・

## 2-1. 方法

被害区・対照区の各々に、次のように測定装置を1994年6月3日に設置し、採取を開始した。

### ①林外雨

降雨を採取する際に樹木の影響を避けるために、林冠の開けた場所を選び、簡易採水器(ポリエチレン製の直径120mmロートと2000ml広口ビンを連結したもの)を設置した(図3-2-2)。この簡易採水器は、洋上や山岳など観測の困難な地点で、イオン成分の全降下量(湿性及び乾性降下物)を求めるために用いてきたものである(Dokiya et al., 1991; 丸田ほか, 1993)。したがって本報告で林外雨として扱う数値は、実際には乾性降下物をも含んだものである。

### ②霧

霧水採集装置(パッシブ・サンプラー)は流れてくる霧を細いテフロンチューブ(直径1.5mm)60本によって捕捉し、ポリエチレン容器に流し込むものである(図3-2-2)。この装置も、樹木の影響ができるだけ少なくするために、林外雨の採水器の付近に設置した。

### ③樹幹流

ブナの林冠が捕らえた雨は、葉・枝から幹を伝って土壤に流れ落ちるが、その際に葉などから養分が溶出したり、葉に付着した汚染物質が雨により洗い流されたりすることで変質する。このようなブナの樹木の影響をみるために、シリコンチューブ(内径18mm)を割って開いた形にし、これを樹幹に巻き付け、捕集容器に流れ込むように設置した(図3-2-2)。対照区でチューブを巻きつけたブナは、健全な樹形を持ったものであるが、被害区のブナは葉の完全に欠落した枝が多く、すでに樹形の変形したものである。

1994年6月3日から10月8までの期間、1~4週間間隔で、捕集された試料を採取した。持ち帰った試料について、水素イオン濃度(pH)はガラス電極を用いたpHメーターにより、陰イオン・陽イオン濃度はイオンクロマトグラフィーにより測定した。

## 林外雨

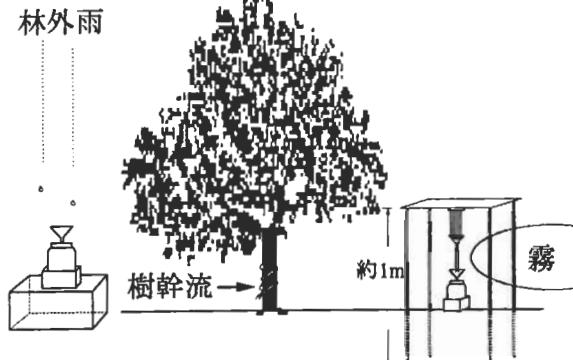


図3-2-2. 雨・霧・樹幹流の採取装置

## 2-2. 結果

### ①気象状況

6月9日に関東地方は梅雨入りしたが、梅雨前線は不活発で、降水量は平年よりも少なかった。7月初めから、関東地方でも連日の猛暑となり、7月12日に梅雨明けとなつた。7月18日午後から20日にかけて、大気が不安定な状態となつたが、この影響は、7月23日に採取されたサンプルに反映していることが予想される。太平洋高気圧が強く、

8月半ばまで猛暑が続いた。8月12日~13日に台風14号が北上した。8月14日に採取したサンプルの大部分は、この台風の影響による降雨と思われる。その後も高温・少雨が続いた。9月10日~12日に台風21号が関東地方に接近した。9月の中旬から下旬にかけて秋雨前線や台風などの影響で降水量が多くなつた。10月に入つて高気圧が北に偏り、前線が南岸に停滞していた。

### ②pH (水素イオン濃度) (図3-2-3)

6月から10月の観測期間を通じて林外雨のpHは、ほぼ4.4~5.2の範囲にあり(2点のみ6前後と高いpH値を示した)、季節的な傾向や、被害区と対照区との間の明瞭な差は認められなかつた。同様の観測期間の霧のpHは、4.2~6.4の間にあって、被害区・対照区の間でやはり差はなかつたが、明瞭な季節変化を示したことが林外雨との相違点であった。期間前半は5.5~6.6の高いpH値であったが、8月中旬以降は両地区ともpH4付近に低下した。樹幹流のpHは4.2~5.3の範囲にあり、林外雨・霧と比べて変動が小さく、樹木による緩衝作用の影響を示唆している。

植物体へ直接の被害を与えるのはpH3.0以下の雨や霧であるといわれている。1994年度の観測では、全サンプルでpH4以上を示しており、この点では酸性雨・霧が植生に直接的な影響を与えていることは証明できなかつた。しかし、pH3.0以下のような酸性霧が観測されるのは、多くの場合、霧発生時のうちの一部分に過ぎず、時間毎の採取を行わなければ検出されにくいであろう。

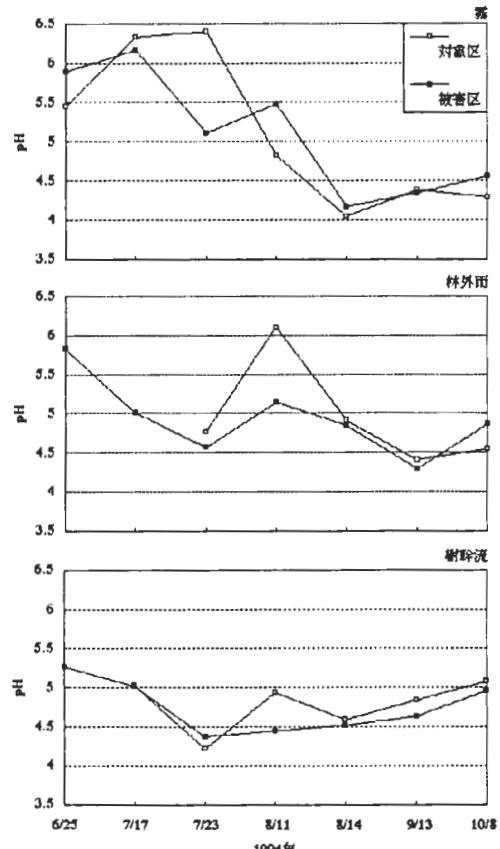


図3-2-3. 霧・林外雨・樹幹流のpHの季節変化

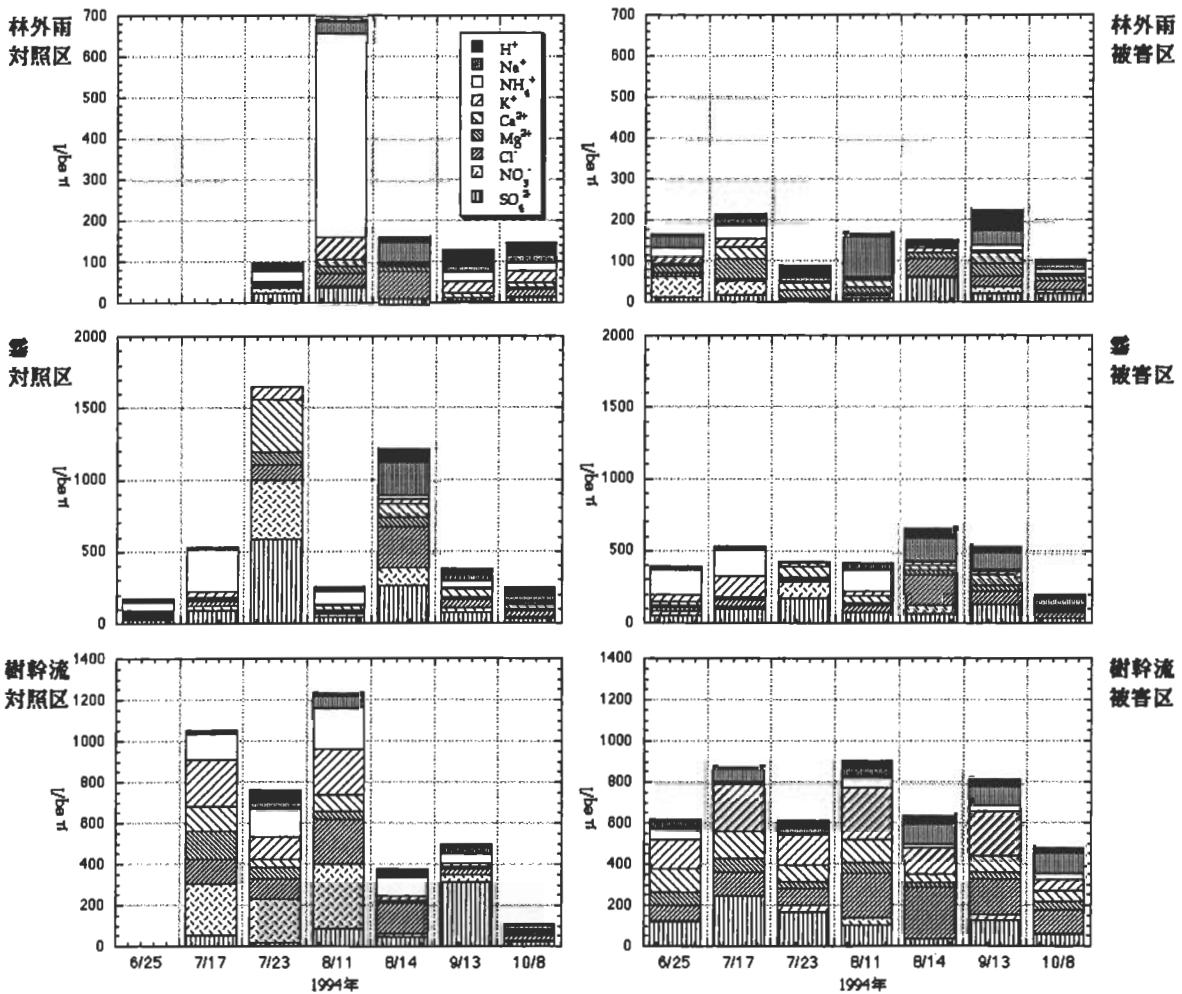


図3-2-4. 各種イオン成分濃度の季節変化

### ③各種イオン成分(図3-2-4)

各種イオン成分の濃度は、ほぼ常に霧のほうが林外雨よりも高く、5~10倍に達するものもある。これは、霧と雨の粒径や生成過程の違いによるものであろう。霧・林外雨とともに、季節的な傾向や気象状況との明瞭な関連は見いだせなかった。ただし、前述のように台風による雨とみられる8月14日のサンプルでは、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>及びnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(非海塩起源)濃度が非常に低く、Na<sup>+</sup>とCl<sup>-</sup>濃度が高く、清浄な太平洋の海上大気を起源とする気団によるものとみられる。霧・雨とともに、被害区と対照区との間で系統的な差異は見いだせなかった。

各種イオン成分の濃度は、樹幹流においても林外雨よりも高く、樹木からの溶出や付着していた汚染物質の洗い出し効果が大きいことを示している。特に顕著であったのは、8月11日以降のサンプルでは、陽イオン濃度が常に被害区で対照区を上回ったことである。この傾向は、図3-2-5においてK<sup>+</sup>、Ca<sup>2+</sup>、Mg<sup>2+</sup>の両地区の比をとってみると明瞭にわかる。このことは、8月中旬以降、健全木に比べて被害木からの陽イオンの溶出がすすんだことを示唆する。実際に測定に用いた被害木の葉では、この時期にすでに黄化や落葉がみられ、損傷を受けていたと思われ、また光合成能力の低下も測定されて(第3章VI項)いる。また、この時期は霧のpH値が低下する時期にも対応しており、何らかの影響があったのかもしれない。

### ④各イオン成分の降下量の推定

イオン成分濃度(図3-2-4)と採取された液量をもとに、各イオン成分の面積当りの降下量を計算すると、霧によるものが、林外雨(乾性降下量も含む)によるものよりはるかに多かった(表3-2-1)。なお、この林外雨による酸性物質の降下量は、欧米などで報告されている森林被害を引き起

表3-2-1. 各イオン成分の月平均総降下量 1994年6月~10月

降下量 (mg/m <sup>2</sup> /月)	霧		林外雨	
	対照区	被害区	対照区	被害区
Cl <sup>-</sup>	867.8	681.3	109.6	100.6
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1002.4	484.6	47.4	132.9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	1676.2	1035.7	119.0	164.9
Na <sup>+</sup>	482.4	411.0	76.9	60.6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	784.4	661.4	227.9	73.2
K <sup>+</sup>	472.0	668.5	144.9	73.7
Ca <sup>2+</sup>	447.9	199.4	33.0	37.0
Mg <sup>2+</sup>	96.2	67.7	14.3	12.3
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.499	0.403	0.368	0.688
当量濃度比				

こすとされる量と比較して、問題となる量ではなかった。また、大山の標高700mでの観測結果(神奈川県環境科学センター, 1994)と比較すると、特に陰イオン( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ )の降下量が少なく、50~70%程度であり、 $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 当量濃度比も低かった。大山に比べて、檜洞丸が県西部に位置すること、標高が高い(1600m)ことから、人為的な汚染の影響が少なかったことが考えられる。

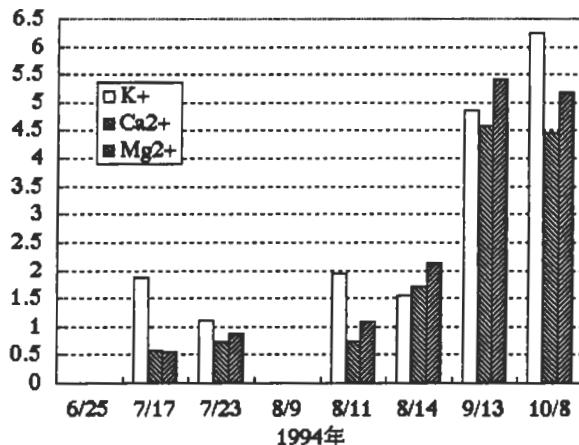


図3-2-5. 樹幹流における陽イオン濃度の比較

被害区/対照区の比として表したもの。

### 3. 酸性霧の観測(1995年)

#### 3-1. 方法

1994年の霧の継続観測では長期間の暴露により、雨水の混入する可能性もあり、また霧水のpH値やイオン成分濃度は、霧発生時の気象状況によって大きく変動するので、正確な状況を把握するには、霧発生毎の測定が必要である。そこで、1995年には、檜洞丸に入山して霧の発生を待ち、霧発生期間中、慣性衝突法を利用した細線式霧採取器(FWP-500; 白井工業研究所)により、被害区と対照区において同時に霧の採取を行った。

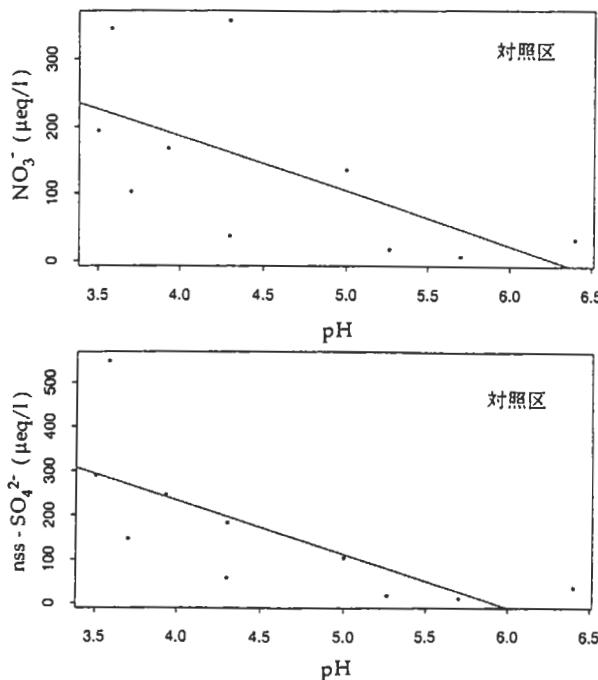


図3-2-6. 霧水サンプル中のpHとNO<sub>3</sub><sup>-</sup>濃度、pHとnss-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の相関 (1995年)

#### 3-2. 結果

##### ①霧のpH

測定できた霧は被害区で9例、対照区で10例であった。そのpHは3.3~6.4の範囲にわたったが、ほとんど常にpHは被害区のほうが低かった(図3-2-8)。しかし、その差は0.06~0.4の範囲で、6月18日と9月23日のみ1.3程度の大きな差があった。被害区でpH 4以下であったのは、7月29日、9月14日、9月15日、10月10日の4例、対照区では、7月29日、7月30日、9月14日、10月10日の4例であった。両地区ともにpHが低いほどNO<sub>3</sub><sup>-</sup>・SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の高い傾向がみられ(図3-2-8、表3-2-2)、特にpH 4以下で顕著に高濃度であったが、7月15日のみはNO<sub>3</sub><sup>-</sup>・SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度が高いにもかかわらず、pHは被害区で4.5、対照区で4.3であった。

##### ②霧水量

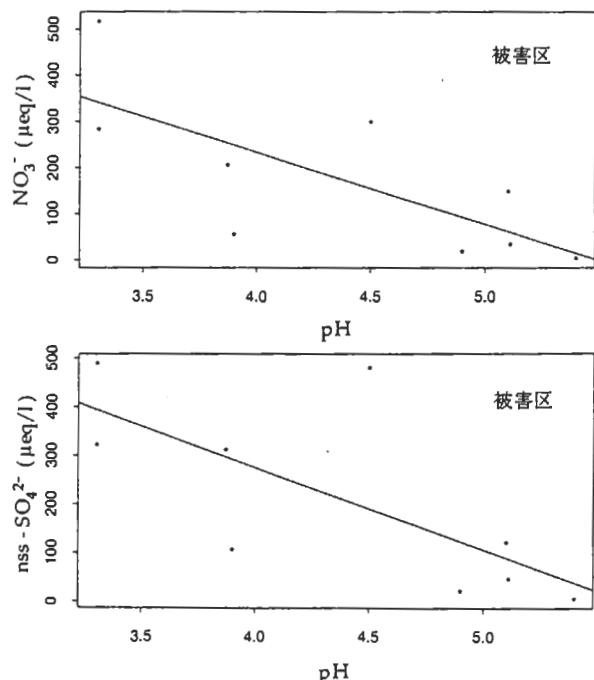
一霧毎に採取された水量は5例で被害区のほうが多かった。7月15日、8月31日、9月15日は両地区で同量であり、7月29日は両地区ともオーバーフローしてしまった。

##### ③イオン成分濃度

ほとんどの例で、陰イオン濃度( $\text{Cl}^-$ ・ $\text{NO}_3^-$ ・ $\text{SO}_4^{2-}$ )は、被害区のほうが高かった(図3-2-7、表3-2-2)。特にpH 4以下の場合に、その差が大きく、被害区は対照区の1.2~2.7倍の高濃度であった。これに対して陽イオン濃度では明瞭な傾向はなかったが、5例の $\text{Ca}^{2+}$ 濃度で、対照区のほうが1.2~2.7倍の範囲で高かった。海塩の影響の指標として $\text{Na}^+$ 濃度をみると、7月29日以外のpH 4以下であったときに、被害区の濃度が対照区よりも高く、特に7月15日、9月14日、10月10日は $100 \mu\text{eq}/\text{l}$ 以上の高濃度で、対照区の霧が海の影響を強く受けていることを示している。

##### ④事例毎の特徴(表3-2-1)

霧の測定では、事例毎にイオン濃度・イオン成分比が異なり、霧発生時の気象状況にともなって、霧の生成過程や汚染物質の起源が異なることが推測される。以下に各事例の特徴を述べる。



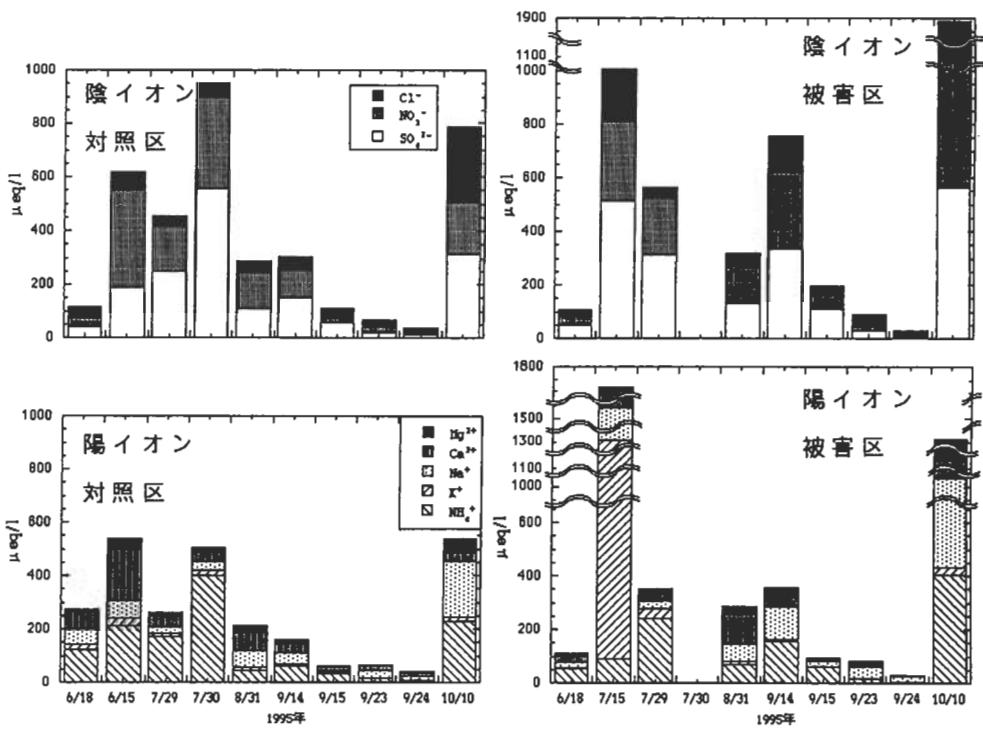


図3-2-7. 霧水サンプル中の各種イオン濃度（1995年）

(i) 7月15日(観測時間：対照区 7月15日18:40～7月16日5:40, 被害区 7月15日15:35～7月16日6:55)

丹沢は本州を横切る梅雨前線上にあった。被害区での陰イオン濃度が高いにもかかわらず、K<sup>+</sup>濃度が非常に高くpHは4.5であった。被害区と対照区とでは、陰イオン成分比も陽イオン成分比もかなり異なっており、両地区で捕らえられた霧に含まれるイオン成分の起源が異なることを示唆している。

(ii) 7月29日・7月30日(観測時間：対照区 7月29日18:07～7月30日7:10, 被害区 7月29日17:00～7月30日8:13)

太平洋高気圧のもとにあり、地上の空気が熱せられて上昇し、丹沢の稜線付近で発生した滑昇霧である。アメダス観測による県内の地上風は、29日未明から日中をとおして南風であった。pHは両地区とも3.9付近で低い。ほとんどのイオン成分濃度が被害区のはうで高いが、イオン成分比は両地区のあいだではほぼ同じであった。陰イオン成分比をみると、Cl<sup>-</sup>が最も小さく、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>の約1/5であり、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>が最も大きかった。陽イオン成分比では、Na<sup>+</sup>が小さく、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>が大きかった。

ほぼ同じ気象状況であった翌7月30日には、被害区での採取量が分析に必要な量に満たず、対照区のみの結果であるが、イオン成分は前日とほぼ同じであり、イオン濃度は前日の被害区を少し上回っていた。

(iii) 9月14日(観測時間：対照区 9月14日16:07～9月15日8:15, 被害区 9月14日14:57～9月15日8:45)

本州付近を通過中の前線があった。霧発生時には丹沢は、まだ前線の南側にあった。被害区のpHは3.3と低かった。両地区間で、イオン成分比はほぼ同じであるが、ほとんどのイオン濃度が被害区で2.2～2.8倍程度高かった。陰イオン成分比では、Cl<sup>-</sup><NO<sub>3</sub><sup>-</sup><SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の順であるが、その差は比

較的小さかった。陽イオン成分比については、Na<sup>+</sup>とNH<sub>4</sub><sup>+</sup>の値が近いのが特徴的であった。

(iv) 9月15日(観測時間：対照区 9月15日8:16～13:40, 被害区 9月15日8:50～14:45)

前線は本州南岸まで南下し、丹沢は前線の北側に入った。前日に比べて、各イオン成分はずつと減少した。しかし、被害区では、陽イオン成分の減少率が陰イオン成分を上回っていたため、pHは3.9であった。これに対して、対照区では、Ca<sup>2+</sup>濃度が高く、pHは4.3であった。これらのことから、前線通過後に気団が入れ代わったこと、両地区的あいだで霧のイオン成分の起源の異なっていたことが示唆される。

(v) 9月24日(観測時間：対照区 9月24日6:06～6:25, 被害区 9月24日7:20～7:39)

台風14号が日本海を北上し、強い南風であった。イオン

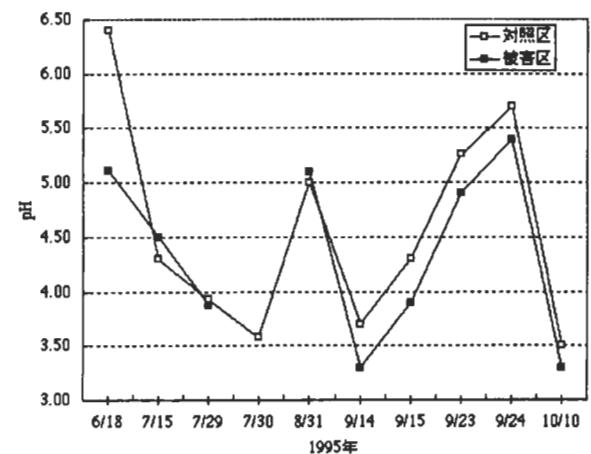


図3-2-8. 霧のpHの季節変化

表3-2-2. 霧水中の各イオン成分濃度 1995年6月～10月 (\*Over Flow)

採水量 (ml)	7/15		7/29		7/30		9/14		9/15		10/10	
	被害区		対照区		被害区		対照区		被害区		対照区	
	10	35	100*	100*	75	100*	90	35	35	90	65	
pH	4.50	4.30	3.87	3.93	3.58	3.30	3.70	3.90	4.30	3.30	3.50	
(μeq/L)												
陰イオン	Cl <sup>-</sup>	198.3	71.4	42.0	37.8	51.3	136.3	51.1	29.9	17.8	798.9	276.5
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	297.9	356.9	204.6	166.9	344.8	283.5	102.1	55.3	36.6	516.9	193.8
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	512.8	188.8	316.6	248.4	553.6	337.1	150.5	109.7	58.1	565.2	313.7
	nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	480.4	101.1	313.2	245.1	549.1	322.5	145.2	107.2	56.8	489.8	288.9
陽イオン	H <sup>+</sup>	31.6	50.1	134.9	117.5	263.1	501.2	199.5	125.9	50.1	501.2	316.2
	Na <sup>+</sup>	269.2	64.4	28.7	27.4	36.1	121.4	43.9	20.9	10.9	627.7	206.6
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	91.5	213.4	239.4	172.9	401.8	153.5	63.2	60.4	34.4	403.5	230.0
	K <sup>+</sup>	1221.0	28.4	38.4	10.0	17.1	11.0	4.9	2.1	1.8	30.2	15.4
	Ca <sup>2+</sup>	122.3	190.6	31.0	37.4	35.4	36.9	34.9	4.5	12.5	108.3	34.9
	Mg <sup>2+</sup>	28.8	41.1	14.0	14.0	15.6	32.1	14.0	5.8	2.5	156.3	51.8
成 分 比 (%)	Cl <sup>-</sup>	19.7	11.6	7.5	8.3	5.4	18.0	16.8	15.3	15.8	42.5	35.3
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	29.5	57.8	36.3	36.8	36.3	37.5	33.6	28.4	32.6	27.5	24.7
	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	50.8	30.6	56.2	54.8	58.3	44.5	49.6	56.3	51.7	30.1	40.0
	H <sup>+</sup>	1.8	8.5	27.7	31.0	34.2	58.5	55.4	57.4	44.7	27.4	37.0
	Na <sup>+</sup>	15.3	11.0	5.9	7.2	4.7	14.2	12.2	9.5	9.7	34.4	24.2
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5.2	36.3	49.2	45.6	52.2	17.9	17.5	27.5	30.7	22.1	26.9
	K <sup>+</sup>	69.2	4.8	7.9	2.6	2.2	1.3	1.4	1.0	1.6	1.7	1.8
	Ca <sup>2+</sup>	6.9	32.4	6.4	9.9	4.6	4.3	9.7	2.1	11.1	5.9	4.1
	Mg <sup>2+</sup>	1.6	7.0	2.9	3.7	2.0	3.8	3.9	2.6	2.2	8.6	6.1
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /nss-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> 比	0.62	1.97	0.65	0.68	0.63	0.88	0.70	0.52	0.65	1.06	0.67	

成分濃度は非常に低く、1995年の事例で最低であった。このことは、台風により清浄な太平洋の海上大気が運ばれることにも起因すると考えられる。

(vi) 10月10日(観測時間：対照区 10月10日17:25～10月11日10:38, 被害区 10月10日16:55～10月11日11:24)

移動性高気圧が北に偏り、北高型であり、神奈川県周辺では日中も北～北東風であった。この時採取された被害区の霧の陰イオン成分は1995年の最高値を示し、pHも9月14日とならんで8.3の最低値であった。被害区の各イオン成分濃度は、対照区に対して高く、2～3倍であったが、イオン成分比は両地区で目立った違いはなかった。陰イオン成分比で、Cl<sup>-</sup>が最も大きいことは他の事例と異なることがあった。また、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>当量濃度比が被害区で1を上回ったことも他にはみられないことであった。陽イオン成分では、Na<sup>+</sup>とNH<sub>4</sub><sup>+</sup>ともに高かった。これらのこととは、北高型の際には、丹沢西部まで首都圏の汚染の直接の影響があること、さらに海塩の影響もかなりあることを示唆している。

#### 4. 丹沢山地周辺の気流解析

交通量が多く、京浜・京葉工業地帯をもつ首都圏から排出される汚染物質は、早朝の陸風によって相模湾に運ばれ、日中には海風により、内陸部へ光化学反応を受けながら輸送され、関東周辺の酸性霧の成因となっている可能性が指摘されている(村野健太郎, 1993; 池田ほか, 1995)。その場合には、相模湾からの海風はまず丹沢山地に汚染物質を輸送することが予想される。本報告では、丹沢山地周辺における気流をモデル計算によりシミュレートし、さらに相模湾からの汚染物質の輸送過程の予想を行った。計算範囲は関東甲信越の350キロ四方の範囲で、この地域の地形情報をもとに、静力モデルを使用した。モデルの概念図を図3-2-9に示す。シミュレーションでは、一般風がそれぞれ東・西・南・北風2m/sであると仮定し、日中の海風と

地形の影響でどのような風向・風速の地理的分布をするかを計算した。

その結果、丹沢山地の南側斜面では、常に南東～南風が吹くこと、北側斜面では北東風が吹きやすいこと、南斜面の風は北斜面の風よりも強いことが予測された(図3-2-10)。これは、本研究での檜洞丸での現地観測において、南側斜面で常に南風であった結果(第3章Ⅲ項、図3-3-2)と一致するものである。相模湾の汚染物質が、海風によって輸送される場合、一般風が0m/sである場合は、拡散により高濃度の汚染物質が丹沢山地に達するが、10m/sであれば、神奈川県の平野部を輸送されて、丹沢山地への影響は少ないことが予想された(図3-2-11)。

#### 5. 考察

檜洞丸山頂付近でpHが4以下、あるいはNO<sub>3</sub><sup>-</sup>・SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>濃度の高い霧が観測されたのは、前線の南側あるいは前線上にある時、太平洋高気圧のもとにある時、及び北高型の時であった。大山の標高700mでの観測(神奈川県環境科学センター, 1994)で、pH 3以下の霧が発生したのは、付近に前線がある時で、京浜工業地帯の汚染物質が北東風により入り込み、前線付近で上昇し、上層の南風によって神奈川県上空に運ばれて、霧雨に取り込まれpHの低い霧となつたという機構を推定している。檜洞丸においても、前線付近では同様のことが推測される。太平洋高気圧の際には、村野(1993)や池田ほか(1995)が提唱している、夜間の陸風により首都圏の汚染物質が相模湾に輸送され、日中の南風にのって光化学反応により二次汚染物質を生成し、関東の北・北西部の山岳地帯へ輸送され、pHの低い滑昇霧が発生したものとみられる。一方、北高型の場合には、地上風系からみても直接に首都圏からの移流が予想され、各イオン成分濃度も高く、pHの低い霧が発生したのであろう。

大山(標高700m)の霧では、pHを下げる要因としてNO<sub>3</sub><sup>-</sup>の寄与が大きいこと(神奈川県環境科学センター, 1994)に

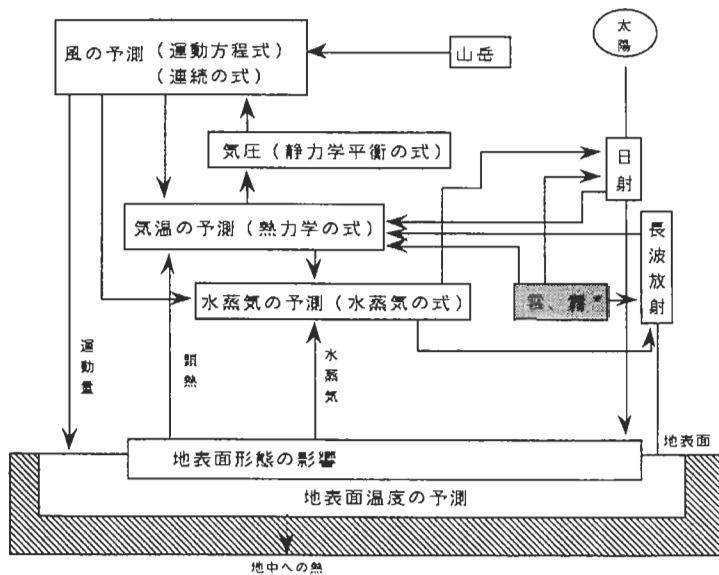


図3-2-9. モデルの概念図

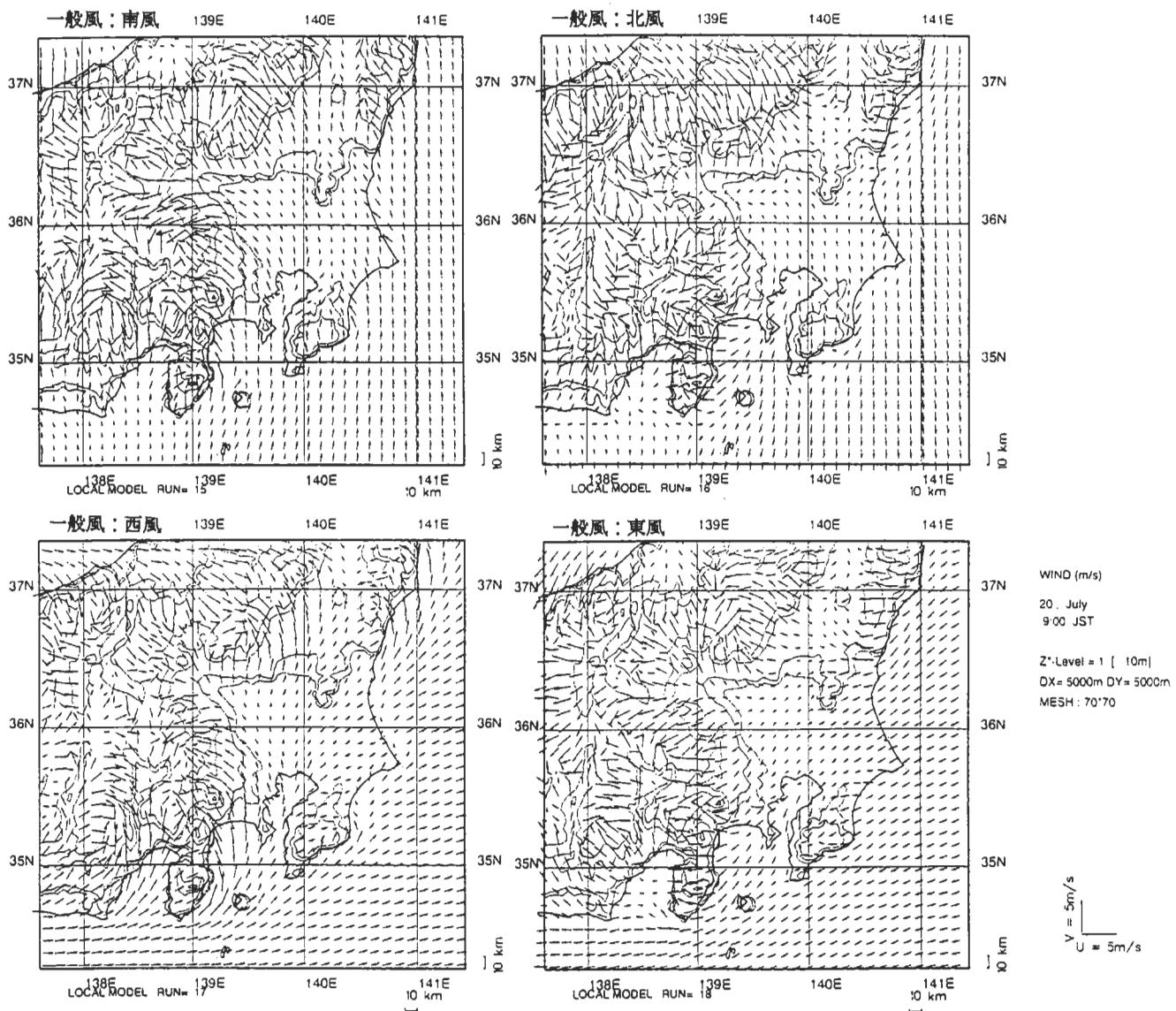


図3-2-10. 地表付近における気流分布の予測

一般風は各風向で、 $2\text{m}/\text{s}$ として計算。図中の破線は標高の等高線で、 $50, 100, 500, 800\text{m}$ を示す。  
△は丹沢山の位置を示す。

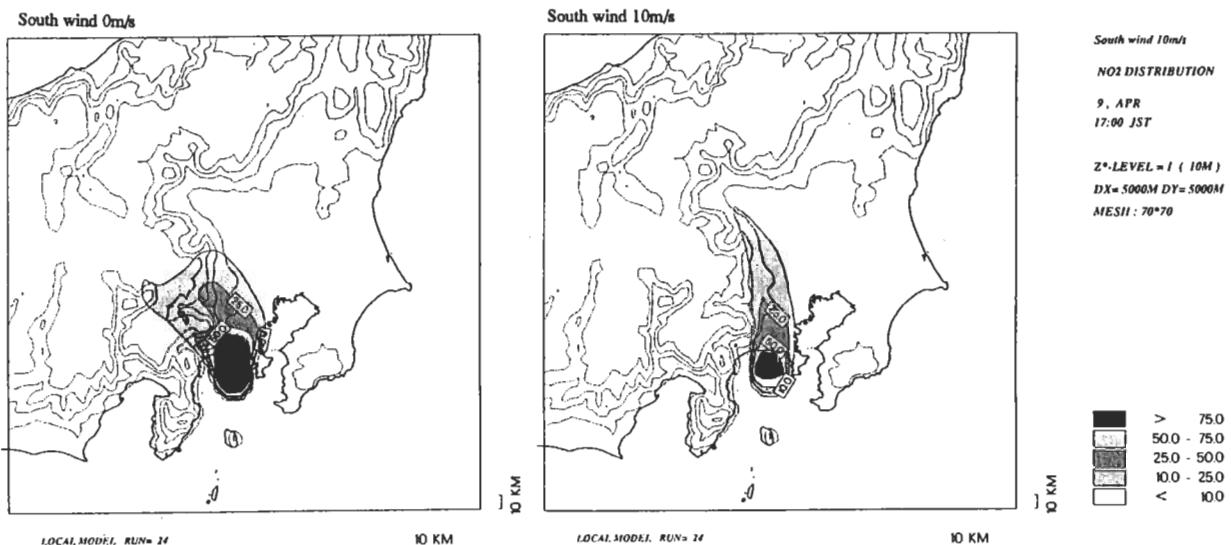


図3-2-11. 相模湾にあると仮定した汚染物質の11時間後の分布の予想 濃度の数値は任意の相対値。

対して、檜洞丸では $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 当量濃度比が、pH 4以下のほとんどの事例で0.6~0.8であり、 $\text{NO}_3^-$ の割合が低いことが特徴であった。 $\text{NO}_3^-$ の酸化速度は $\text{SO}_4^{2-}$ よりも約10倍速いために、 $\text{NO}_3^-$ は発生源近くで $\text{NO}_3^-$ として霧雨などに取り込まれるのに対し、 $\text{SO}_4^{2-}$ はガスのままで長距離輸送された後、酸化されて降下する(村野, 1993)。従って、より汚染源に近い大山では、県西部に位置し、標高も高い檜洞丸に比べて、霧の酸性化に対する $\text{NO}_3^-$ の寄与度が高かったと考えられる。これに対して、檜洞丸では長距離輸送されやすい $\text{SO}_4^{2-}$ が常に $\text{NO}_3^-$ を上回っていたのであろう。

大山(神奈川県環境科学センター, 1994)では、pH 3以下の霧の発生例が5回報告されており、pHが3をきると $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 濃度は、pH 3~4の時の10倍程度上昇している。このpH 3~4の時の $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 濃度は数 $100 \mu\text{eq}/\text{l}$ で、檜洞丸でpH 3以下であった時のものに近い。長時間続く霧でもpHが3以下になるのはせいぜい3~4時間程度である。檜洞丸では、連続して発生した霧をまとめて分析しているために、pH 3以下のものはなかったが、大山での観測のように時間毎の霧水を分析していれば、pH 3以下の霧も短時間発生していた可能性はある。

檜洞丸山頂の南斜面の被害区では、ほとんど常に霧中の各イオン濃度が北斜面の対照区よりも高く、霧水量も多い傾向にあった。これは、特にpH 4以下の霧水の陰イオン濃度で顕著であった。しかしイオン成分比は、太平洋高気圧下及び北高型の際に発生した霧では両地区での差異は明瞭ではなく、異なる汚染源からの気塊の移流によるとは結論づけることはできない。霧水量も多いことから、南斜面で蒸発によりイオン成分が濃縮したとも考えられず、原因は不明である。前線の影響時の霧発生の際には、イオン成分比は両地区で異なっており、異なる汚染源が考えられる。気流解析の結果も、丹沢山地の南側斜面では常に南東~南風が、北斜面では北東風が卓越することを予測しており、丹沢の1600m級の稜線では南側斜面と北側斜面とで異なる起源の気塊の影響を受ける可能性はある。村野(1993)の推定している首都圏の汚染物質の関東の山岳域への輸送過程では、丹沢の南側斜面で、まず酸性霧の影響を直接受

けることが推定される。

檜洞丸の山頂付近では、ブナの枯死は南側斜面で著しく、8月中旬以降樹幹流中への陽イオンの溶出が北側斜面でのブナよりも多く、何らかの生理的変化が起きた可能性を示した。そして、これは北側斜面よりもpHが低く、量も多い霧がブナの葉に長時間付着することにより損傷を受けた可能性が考えられる。

## 6. 丹沢の自然環境保全への提言

丹沢の1600m級の稜線のブナの衰退に対して、首都圏の汚染物質に起因する酸性霧が影響している可能性が示唆された。しかし、霧の酸性化に対して、 $\text{NO}_3^-$ よりも $\text{SO}_4^{2-}$ の寄与度が高いことから、汚染源は近くではなく、汚染物質はある程度の距離を輸送されていることが推定された。従って、ブナの保全に対しては広域的な対策が必要である。

## 文 献

- Dokiya, Y., Hayashi, K., Hosomi, T., Kamata, H., Maruta, E., Tanaka, S., Ohyama, J., Fushimi, K., 1991. Measurement of acidic deposition at remote sampling sites. *Anal. Sci.*, 7 Supplement:1001-1004.  
 池田有光・安田龍介・東野晴行・渡辺竜馬・畠山史郎・村野健太郎, 1995. 赤城山で発生する酸性霧と大気汚染の解析. 大気汚染学会誌, (30):113-125.  
 神奈川県環境科学センター, 1994. 大山における雨、霧調査. 酸性雨に係る調査研究報告書, pp.92-149. 神奈川県環境部.  
 神奈川県環境部大気保全課, 1994. 県内の樹木の衰退調査. 酸性雨に係る調査研究報告書, pp.167-189. 神奈川県環境部.  
 九田恵美子・土器屋由紀子・坪井一寛, 1993. 富士山における降水の化学成分と気象要因. 環境科学会誌, (6): 311-320.  
 村野健太郎, 1993. 酸性雨と酸性霧. 裳華房.

### III. 檜洞丸山頂における南斜面ブナ衰退地と北斜面ブナ健全地の気象条件比較

戸塚績<sup>1</sup>・青木正敏<sup>1</sup>・伊豆田猛<sup>1</sup>・堀江勝年<sup>1</sup>・志磨克<sup>1</sup>

#### 要約

1. 丹沢のブナ林衰退原因を考察する基礎資料を提供することを目的とし、1994年および1995年の春～秋の期間、檜洞丸山頂付近での南斜面のブナ衰退地(被害区)およびそれとほぼ同じ標高にある北斜面のブナ健全地(対照区)において、気象環境条件を同時観測した。
2. 土壤水分は、両区の差異は認められず、また土壤水分が少ないという状況は観測されず、むしろ過湿な条件であると言える土壤水分であった。被害区では南南東の風であり斜面を上昇する方向の風が優勢であるのに対して、対照区では風向の変動が大きく、風速が対照区よりも弱い傾向にあった。日中では南斜面のブナ被害区において気温や地温がやや高く、水蒸気飽和もやや高かった(すなわち、相対湿度が低い)こと、夜間では気温と水蒸気飽和には差異が少ないと明らかになった。
3. 被害区では、気流は斜面を上昇する向きの風向であり、霧が発生しやすい傾向にあること、霧が発生しやすい気象条件は南系の風向時であること、気温や湿度の時間的変動が激しい傾向にあることも明らかになった。

#### 1. はじめに

神奈川県丹沢山地の中央部に位置する檜洞丸(北緯35°28'35", 東経139°6'20", 標高1600m)は丹沢山地中央部の丹沢山や蛭ヶ岳と連なる主稜線上に位置し(図3-3-1)、土壌は火山灰を母材とする適潤性黒ボク土である(神奈川県, 1994)。丹沢山地では標高900m以上の地点に太平洋型のブナ林が出現し、スズタケ-ブナ群団に属する、総面積約1km<sup>2</sup>のブナ林が成立している(神奈川県, 1964)。神奈川県が1990年に行った衰退度の現地調査では、衰退度2以上のブナが20%以上である(神奈川県丹沢大山自然環境総合調査團, 1994)ことが報告されている。丹沢のブナ林の衰退原因については、大気汚染や酸性雨、乾燥害などが考えられるが、ブナの衰退度分布調査や土壤分析について若干の調査例があるだけであり、衰退地における気象条件の調査はなされていない。

本項では、丹沢のブナ林衰退原因を考察するための基礎資料を提供することを目的とし、1994年および1995年の春～秋の期間において、檜洞丸山頂付近での南斜面のブナ衰退地および北斜面のほぼ同標高にあるブナ健全地を対象として、気象環境条件を同時観測した結果を述べる。

なお、観測にあたっては、山頂周辺においてほぼ同じ標高に位置しているものの山頂周辺の北斜面と南斜面においてブナの衰退状況が大きく異なることに着目した。健全なブナが多い山頂の北側斜面の一画を対照区とし、山頂南側斜面上でブナの衰退がかなり進行している一画を被害区として、両地点での気象環境条件を比較することとした。

檜洞丸山頂青ヶ岳山荘の高城則貴氏には、観測にあたり大変お世話になった。記して感謝申上げる。

#### 2. 調査場所、観測項目および方法

##### 2-1. 調査地点

神奈川県丹沢山地の中央部に位置する檜洞丸山頂周辺において、健全なブナが多い山頂の北側斜面の一画を対照区(斜面方位:北20°東、標高1590m)とし、山頂南側斜面のブ

ナの衰退がかなり進行している一画を被害区(斜面方位:南40°東、標高1510m)として、観測地点を選定した。

##### 2-2. 観測方法

対照区と被害区の両測定地点では、1994年および1995年において以下に示す気象観測を行った。これと並行して、大気汚染状況の観測を開葉期である5～10月(1995年)において行い、ブナ個葉のガス交換、葉の形質・養分などの成育状況も測定した。これらについては、第3章IV～VI項に述べている。



図3-3-1. 丹沢山地内での檜洞丸の位置

##### ①1994年

###### 1) 対照区・被害区共通の観測項目

気温(地上1.5m高さ)は、サーミスタ温度センサを用いて測定した。風向・風速(地上高さ6m)は、風向風速センサ(KDC-S4, コーナシステム)を用い、専用のデータロガー(KADEC-KAZE, コーナシステム)を使用して記録を行った。対照区と被害区の霧の発生頻度や濃度の差異を明らかにするため、地上約1m高さにおいて、透過量計(メテオ電子；センサー部分：OMURON製光量判別センサ)を用いて、距離1.5m間の空気中の光透過率を測定した。光透過率は、(光透過率) = {100 - 出力電圧減少率} %として算出

1 : 東京農工大学農学部

した。なお、光透過率100%における出力電圧(=ベースライン電圧)は、被害区、対照区とともに10mVに設定し、光透過率算出の際には、ベースライン上のノイズの振幅の平均値を透過率100%時における出力電圧とした。透過率100%は霧が発生していないことを示し、光透過率が低いほど霧濃度が高いことを示す。

各測定データの集録には、両年とも、風向・風速測定を除くすべての測定において、KADEC-UPおよびKADEC-UN(コーナシステム)を用いた。電源には、各測定地点とともに12Vのカーバッテリー(日本電池)を3~4個用い、1~3週間毎に発電機によって充電を行った。

## 2) 被害区のみでの観測項目

地温(地中15cm)は、前述の気温測定の場合と同じサーミスタ温度センサにより測定した。雨量の測定は、太田計器製作所の転倒ます型自記雨量計に雨量計発信器を取り付け、出力電圧の変化から算出した。土壤pF値は、土壤水分計(コーナシステム、KADEC-S5型)を使用して測定した。pF計のセンサー部のポーラスカップの中心位置が地中15cmになるように土壤中に埋設した。日射計はプリード、ソーラーミニPCM-01型を用いて測定した。

### ②1995年

1995年では、以下に挙げる新規の測定項目以外は1994年の測定項目を引き続き測定した。両地点の湿度(地上1.5m高さ)はサーミスタ温度センサを用いた通風乾湿計により測定した。ファンで約3m/sの通風を行った。1995年では、対照区においても地温および土壤pF値を上記と同じ測器で測定した。

## 3. 観測結果

### 3-1. 風向・風速

1994年7月における被害区と対照区の風向および風速を比較した結果(図3-3-2)、南側斜面に位置する被害区では、南南東からの風が卓越していた。これに対して、北側斜面に位置する対照区では、北東および南西方向を中心とした風となっていた。被害区においては、風速は対照区と比較

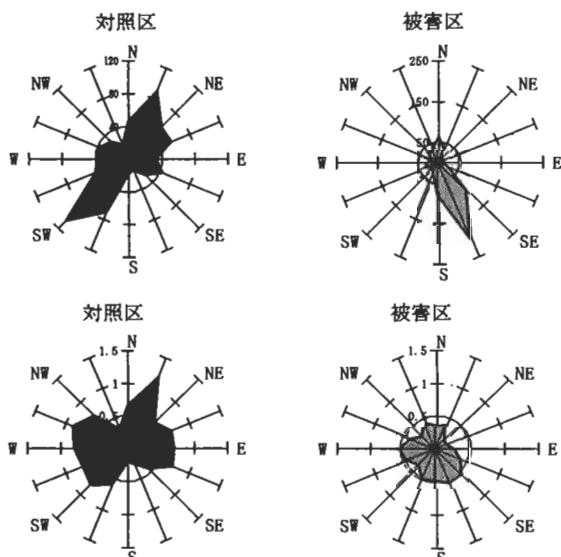


図3-3-2. 風向出現頻度(上図)と風向別平均風速(下図)  
単位:m/s)1994年7月

して弱く、風向別平均風速の差異は小さかった(図3-3-2)。一方、対照区では南よりの風向時における風速は弱く、北東および西よりの方向においては強い傾向があった。風向・風速の両区における特徴については、1994年、1995年の他の月においても、同様な傾向であった。

## 3-2. 降水量・土壤水分および霧濃度

被害区における1994年の降水量と土壤pF値を測定した結果を図3-3-3に示す。渴水期であった7~8月においても、pF値は2.3未満であり、日平均値でみると、ほとんどの日において圃場容水量(雨後の土壤中の水が重力にさからって土壤に保持される限界のpF値は1.8であり、この値を圃場容水量という。すなわち、多量の降雨の後の土壤水分量に相当する。初期しおれ点の土壤水分のpF値は2.9である。)に近い1.9~2.0の値であった。通常の植物にとって土壤水分が少ないという状況は観測されず、むしろ土壤は過湿的な条件にあったと言える。1995年の観測結果では、両地点でのpF値の差異は認められなかった。

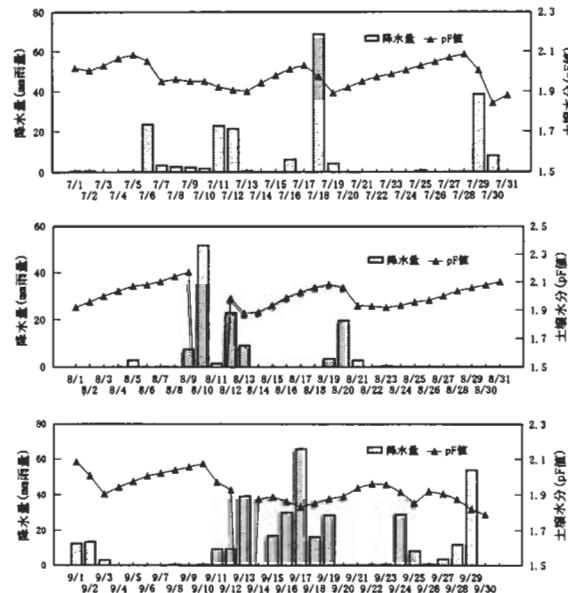


図3-3-3. 1994年7月(上図)、8月(中段)および9月(下段)  
の降水量および土壤水分(pF値)の経日変化

霧の発生頻度および濃度を推定するために、1994年7、8月に被害区と対照区の両地点における光透過率を測定した。その日平均値の変化を図3-3-4に示す。7月7日、8月10日~8月14日、8月21日前後で被害区の方が光透過率が低く、この期間においては、被害区で霧の濃度あるいは発生頻度が高かったことを示唆している。また、被害区と対照区で光透過率低下の傾向が大きく異なっていた8月12日から8月13日における霧濃度の日変化を見てみると(図3-3-5)、被害区においては12日は一日中光透過率が低いのに対し、対照区では11時および17時付近で大きく光透過率は上昇し、霧が晴れたことが推定される。この期間の風向は、被害区では南南東の風であり斜面を上昇する方向の風が優勢であるのに対し、対照区では風向の変動が大きかった(図3-3-6)。

## 3-3. 気温・地温

1995年8月15日から9月15日の両調査区における気温お

および地温の平均日変化を図3-3-7に示す。期間中の平均気温は、被害区で17.8℃、対照区で17.3℃であり、被害区の方が若干高かった。気温がピークに達する時刻は被害区の方が早く、対照区とは2時間程度のずれがあった。また、夜間では両地点間での気温差はほとんど認められなかった。地温は被害区の方が常に2℃程度高く、両測定地点ともに日較差は小さかった。

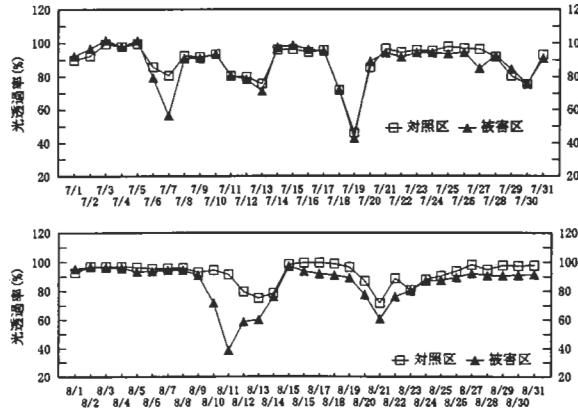


図3-3-4. 被害区および対照区における光透過率日平均値の経日変化（上図：1994年7月 下図：1994年8月）

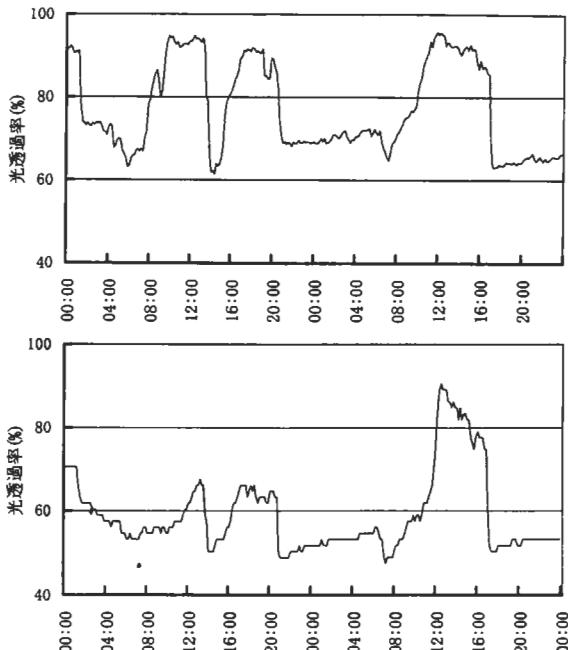


図3-3-5. 対照区(上図)および被害区(下図)における光透過率の経時変化(1994年8月12～13日)

#### 3-4. 日射量・水蒸気飽差

1995年8月下旬において、比較的高い日射量の日最高値(0.6kW/m<sup>2</sup>以上)が得られた8月24日から8月30日における日射量、気温および水蒸気飽差の日変化の平均値(時刻毎に、7日間の平均値を求めた)を図3-3-8に示す。期間中における日射量は、平均的には、9:30に最大値をとり、それ以降は大きく変動しながら減少した。気温は、最大日射量時の時刻から1～2時間程度遅れてピークに達し、その時の両地点での気温差は2.3℃であった。1994年の場合と比べて(図3-3-7参照)、夜間での気温の差異がわずかであつ

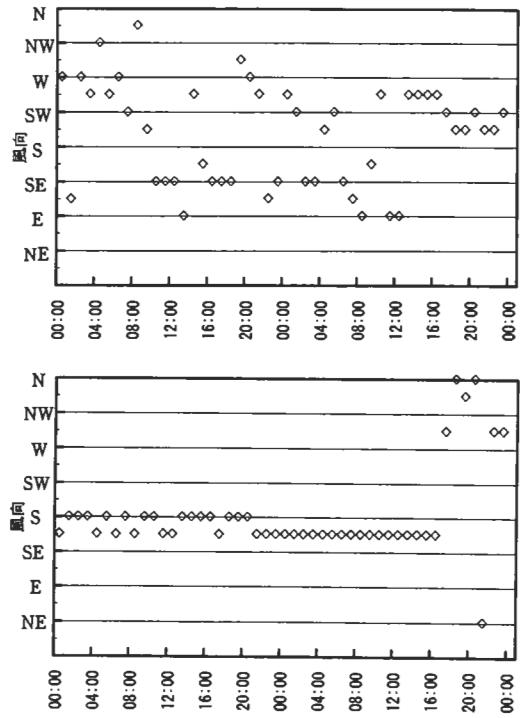


図3-3-6. 対照区(上図)および被害区(下図)における風向の経時変化(1994年8月12～13日)

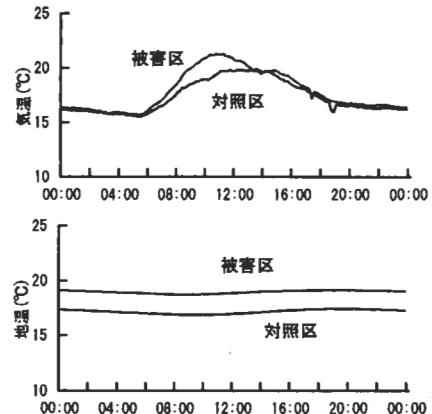


図3-3-7. 1994年8月15～9月15日における気温(上図)および地温(下図)の平均値の経時変化

た。水蒸気飽差は、気温とほぼ同調した変動傾向を示し、両調査区での日最大飽差の差は約9.4hPaであった。被害区の方が空気の相対湿度は低く経過する傾向にあった。

#### 4. 対照区と被害区の気象条件の比較

両測定地において風向出現頻度の高い2方向を直線で結ぶと、各地点の斜面方位の方向とほぼ一致した(図3-3-1参照)。このことは、両調査区では斜面に沿って、吹き上げ、あるいは吹き下ろす方向で風が吹きやすいことを示唆しており、斜面方位が風向の出現頻度を規定していると考えられる。また、北側斜面に位置する対照区は、山頂を通って東西に延びる主稜線に近く、この稜線を乗り越える風を受けやすいのに対し、南側斜面に位置する被害区では、主稜

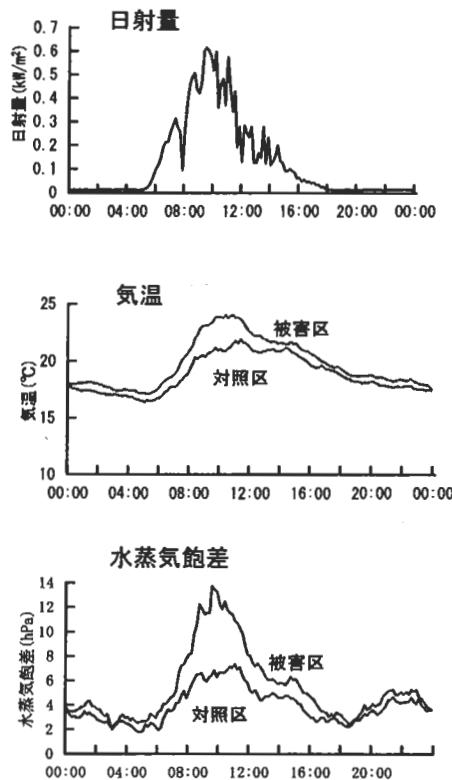


図3-3-8. 日射量、気温および水蒸気飽差の平均値(1995年8月24~30日)の経時変化

線からさらに南西方向に延びる稜線上の斜面に位置するため、主稜線を抜ける風を直接受けにくいと考えられる。このことが被害区における風速が対照区よりも小さい原因と考えられる。

斜面方位の差異によって太陽放射の受光量が異なり、斜面日射量の高い南斜面では気温および地温が上昇しやすい傾向にあることが報告されている(荒木, 1995)。本研究においても南側斜面に位置する被害区の地温は、北側斜面の対照区よりも約2℃も高い傾向にあった(図3-3-7)。

気温は斜面日射量の他に、林地では植生の被覆度、林冠の閉鎖度などにも依存することが知られている(斎藤, 1989)。対照区では比較的健全なブナ林が残っているために林冠の閉鎖度は高いのに対し、被害区では、ブナをはじめ多くの樹木が枯死しており、林冠がほとんど無い状態である。林冠閉鎖度の増大に伴って、日最高気温の低下、気温の日較差の減少などが生じる(吉武ほか, 1982)ことも考えられる。図3-3-8に示す両調査区における気温の差異は、斜面方位による斜面の日射受光量の違い、被害区において風速が弱いこと、および林冠閉鎖度の違いが複合的に影響して生じたものと考えられる。両区の絶対湿度はほぼ等しかったが、気温が高いほど水蒸気飽差は大きくなるため、図3-3-8における水蒸気飽差の両地点での差は主に被害区における気温が高まることによるものと考えられる。

被害区で霧濃度・発生頻度が高い場合が多かった(図3-3-4)が、両地点での霧の発生の傾向が特に異なる期間において、風向を比較すると(図3-3-6)、被害区では南から南南東の風が継続して吹いているのに対し、対照区では主風向

は明確ではなく、明らかに異なった。被害区では、このような気象条件時において高濃度の霧が発生しやすいと考えられる。大山においては、霧が発生しやすい気象条件は南系の風の時であり、霧水のpHは上昇気流発生時の昼すぎに低くなることが多いと報告されている(神奈川県, 1994)。従って、檜洞丸においても、このような気象条件下における霧中の成分に、硫酸イオンや硝酸イオンが対照区と同等以上に含まれていれば、南斜面衰退地のブナが森林衰退の一因と考えられている酸性霧に多く暴露されることも予想される。

以上に述べたように、被害区の南斜面において気温が高く相対湿度が低いことと霧濃度・発生頻度が高いことは、一見、矛盾する現象である。しかし、平均的には、日中は被害区の南斜面において気温が高く相対湿度が低いが、斜面上昇気流が多く霧が発生する条件が整い易いことを考えると、矛盾はない。すなわち、山頂周辺の南斜面では、日中の気温や湿度の時間的変動が激しいことを意味している。このことはブナの葉に水ストレスを与えやすいことが指摘される。本章のV項およびVI項において述べる衰退地と健全地のブナの蒸散、生理活性や葉の形態の差異と関連していることも考えられる。

## 5. 丹沢の自然環境保全への提言

山頂付近の南斜面のブナ衰退地において気温や地温がやや高く、水蒸気飽差もやや高い(すなわち、相対湿度が低い)こと、風が斜面を上昇する向きの風向であり、霧が発生しやすい傾向にあること、霧が発生しやすい気象条件は南系の風向時であること、山頂周辺の南斜面では日中の気温や湿度の時間的変動が激しいこと、が明らかになった。

しかし、気象条件は年々の変動があり、2年間だけで、しかも春～秋の観測結果で両地点の気象条件の差異を結論づけることは危険である。

AC電源がなく、車道から2～3時間も起伏の多い山道を徒歩で通わざるを得なく、1600mというような高い標高的の山頂において長期間連続の気象観測を行うことは非常に困難を伴う。しかし、ブナ林の衰退原因を特定するためにも、また今後の山頂周辺の気象環境変化を把握するためにも、長期観測を継行することが重要である。

## 文 献

- 神奈川県, 1964. 丹沢大山学術調査報告書, pp.123-124.
- 神奈川県, 1994. 酸性雨に係わる調査研究報告書, pp.167-209.
- 神奈川県丹沢大山自然環境総合調査団, 1994. 丹沢大山自然環境総合調査中間報告会資料.
- 荒木眞之, 1995. 森林気象.
- 斎藤武史, 1989. 開空度の異なる林分における林内気温の季節変化, 日林論, 100 : 411-412.
- 吉武孝・荒木眞之・佐々木長儀, 1982. 樹林地の気温緩和機能, 日林論, 93 : 293-294.

## IV. 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壤の比較

戸塚績<sup>1</sup>・青木正敏<sup>1</sup>・伊豆田猛<sup>1</sup>・堀江勝年<sup>1</sup>・志磨克<sup>1</sup>

### 要約

- 丹沢のブナ林衰退原因を考察するための基礎資料の提供を目的として、1995年6～8月に、檜洞丸山頂付近での南斜面のブナ衰退地およびそれとほぼ同標高にある北斜面のブナ健全地を測定場所として、オゾン( $O_3$ )、二酸化窒素( $NO_2$ )および二酸化硫黄( $SO_2$ )の大気汚染ガス濃度の測定を行った。また、ブナ林の衰退に土壤酸性化などの影響関与の有無を調べるために、樹幹周辺土壤の分析調査も行った。
- 分子拡散型の小型ガスサンプラーで測定した1995年6月下旬から8月中旬までの平均 $NO_2$ 濃度は、7 ppb未満であった。7月16日～8月3日の間の測定値を除いて、被害区において濃度が高い傾向にあった。半導体薄膜型簡易 $O_3$ 濃度計で測定した8月の14日間の $O_3$ 濃度の平均値は、被害区で12.5 ppb、対照区で11.6 ppbであり、環境基準を大幅に超える高濃度であった。両地点とともに、午前10時付近で最低濃度をとり、18時から22時付近で緩やかなピークを迎えるという日変化傾向であった。被害区では140～160 ppbを中心とした濃度に出現頻度のピークがあり、被害区では対照区よりも高濃度域での出現頻度が高かった。
- 樹幹周辺土壤を分析した結果、表層土壤では、被害区および対照区ともに5.4以上の比較的高い土壤pH値を示し、土壤が酸性化しているとは言えない結果であった。被害区の方がpHは高い値を示した。被害区の水溶性K、CaおよびMg濃度は、どの土壤採取位置でも、対照区に比べて低い傾向にあった。

### 1. はじめに

檜洞丸(北緯35°28'35", 東経139°6'20", 標高1600m)は丹沢山地中央部の丹沢山や蛭ヶ岳と連なる主稜線上に位置し(本章Ⅲ項図3-1-1)、土壤は火山灰を母材とする適潤性黒ボク土である(神奈川県、1994)。本章Ⅰ項に示されているように、稜線の北斜面ではブナ衰退が顕在化している場所は少なく、南斜面においてブナ衰退が顕著である。山頂周辺の南斜面のブナ林の衰退原因については、大気汚染や酸性雨、乾燥害などが考えられるが、原因は明らかにされていない。

本項では、丹沢のブナ林衰退原因を考察するための基礎資料を提供することを目的とし、1995年5月～9月の間に、檜洞丸山頂付近での南斜面のブナ衰退地およびそれとほぼ同じ標高にある北斜面のブナ健全地を対象として、オゾン( $O_3$ )、二酸化窒素( $NO_2$ )および二酸化硫黄( $SO_2$ )の大気汚染ガス濃度の測定を行った結果について述べる。また、ブナ林の衰退に土壤酸性化などの影響関与の有無を調べるために、樹幹周辺土壤の分析を行った結果も述べる。なお、本章Ⅲ項の気象観測の場合と同様、調査にあたっては、山頂周辺においてほぼ同じ標高に位置しているものの山頂周辺の北斜面と南斜面においてブナの衰退状況が大きく異なることに着目した。健全なブナが多い山頂の北側斜面の一画を対照区とし、山頂南側斜面上でブナの衰退がかなり進行している一画を被害区として、両地点での大気汚染ガス濃度と土壤条件を比較することとした。

なお、檜洞丸山頂青ヶ岳山荘の高城則貴氏には、観測にあたり大変お世話になった。記して感謝申し上げる。

### 2. 調査場所、観測項目および方法

#### 2-1. 調査場所および期間

神奈川県丹沢山地の中央部に位置する檜洞丸山頂周辺に

おいて、健全なブナが多い山頂の北側斜面の一画を対照区(斜面方位:北20°東、標高1590m)とし、山頂南側斜面のブナの衰退がかなり進行している一画を被害区(斜面方位:南40°東、標高1510m)として、測定地点を選定した。なお、両地点は、本章Ⅲ項での気象観測地点と同一場所である。測定期間は1995年7月から9月の間において行った。

#### 2-2. 観測方法

##### ① 大気汚染ガスの測定

##### NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub>の観測方法

分子拡散型の小型ガスサンプラー(Green Blue製)を使用してNO<sub>2</sub>およびSO<sub>2</sub>濃度を測定した。現地でのサンプラーの暴露は1～2週間行い、回収と同時に別の新しいサンプラーの設置を行う方法で、連続的な測定が行えるようにした。サンプラーを、日射、風雨から保護するために、アルミ箔で遮光した1000mlのプラスチックポットの中に入れ、これをさかさに吊り下げる方法で、各地点に設置した。サンプラーのガス吸収体には、70mm φ 濾紙(ADVANTEC)に、トリエタノールアミン30%、グリセロール10%の水溶液を浸潤させた後、自然乾燥させた含浸濾紙を使用した。また、含浸濾紙と吸収孔隙の間に、メンプランフィルターを挟み、粒子状SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の混入を防いだ。回収した含浸濾紙試料は、濾紙とメッシュシートの部分に分けて、50mlの遠沈管に入れ、0.3%過酸化水素水を10ml加えて振とう機で30分振とうして抽出した。抽出液はイオンクロマトグラフで分析し、NO<sub>2</sub>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の定量を行った。NO<sub>2</sub>およびSO<sub>2</sub>濃度(C)の計算は以下の式より算出した。

$$C = w / t / \alpha T$$

w : 各汚染ガス(NO<sub>2</sub>、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>態)捕集量(μg)、

t : 暴露時間(min)

1 : 東京農工大学農学部

$$\alpha T : T^{\circ}\text{における理論捕集係数} (\mu\text{g} \cdot \text{ppb}^{-1} \cdot \text{min}^{-1})$$

$$\alpha T(\text{NO}_2) = 0.3993 \times (273+T) \times 1.83 \times 10^{-6} / (273+T)$$

$$\alpha T(\text{SO}_2) = 0.3457 \times (273+T) \times 1.83 \times 10^{-6} / (273+T)$$

### O<sub>3</sub>濃度の観測方法

半導体薄膜型簡易O<sub>3</sub>濃度計(AET-030P, 在原実業)を用いて大気中のO<sub>3</sub>濃度を連続測定した。記録計には、データロガー(KADEC-UP, コーナシステム)を用い、10分間隔で記録を行った。2台のO<sub>3</sub>計は、設置前に検定済光化学発光式のO<sub>3</sub>計で値を校正した。また、サンプル空気吸引口のフィルターは2週間に1度交換した。

### ②土壤元素分析方法

1994年11月24日に、被害区と対照区で採取した土壤のpH、水溶性の塩基濃度を測定した。土壤は被害区、対照区の中から5個体のブナ成木を無作為に選定し、その樹幹周辺土壤から採取した。各ブナ成木の樹幹に対して斜面の上方および下方へ1m離れた2地点において、リターを除いた表層土と、表層から40cm下層土を採取し、1個体のブナ樹幹につき計4土壤サンプルの採取を行った。採取した土壤は、風乾し、2mmのメッシュのふるいにかけた後、pHおよび水溶性塩基濃度測定に使用した。土壤のpH(H<sub>2</sub>O)の測定は、この採取土壤試料(10g)を100mlのトールビーカーに入れ、脱イオン水(25ml)を加え、よく混ぜ合わせた後、1時間静置し、土壤懸濁液のpHをpHメーター(HM-5B型, TOA社製)で測定した。水溶性元素濃度は、分析試料(10g)を100mlのトールビーカーに取り、50mlの脱イオン水を加え、恒温室(25°C)内で1時間振とうしたものを濾紙を用いて濾過し、濾液中のK、Ca、Mg濃度を原子吸光光度計(AA-670/GV-6, SHIMADZU)で測定した。

## 3. 観測結果

### 3-1. 大気汚染状況

#### ①NO<sub>2</sub>・SO<sub>2</sub>濃度

対照区と被害区の1995年6月下旬から8月中旬までの平均NO<sub>2</sub>濃度は、7 ppb未満であったが、7月16日～8月3日の間の測定値を除いて、被害区において高い傾向があった(図3-4-1)。SO<sub>2</sub>濃度は、4 ppbから20 ppb程度であり、測定期間による変化が大きかった。

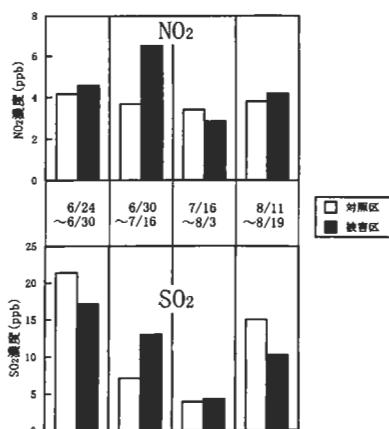


図3-4-1. 1995年6月から8月における被害区と対照区のNO<sub>2</sub>およびSO<sub>2</sub>濃度

#### ②O<sub>3</sub>濃度

1995年8月の欠測日を除く14日間、O<sub>3</sub>濃度の全期間中の平均値は、被害区で125 ppb、対照区で116 ppbであり、環境基準を大幅に超える高濃度であった。瞬間最大値(10分平均値)は、被害区で242 ppb、対照区で208 ppbを記録した。この期間中のO<sub>3</sub>濃度の出現頻度の分布を両調査区で比較すると(図3-4-2)、対照区では120～140 ppbの濃度範囲を中心とした分布であったのに対し、被害区では140～160 ppbを中心とした濃度に出現頻度のピークがあり、被害区では対照区よりも高濃度域での出現頻度が高かった。また、被害区では対照区よりも1時間平均O<sub>3</sub>濃度の分布範囲が広い傾向があった。図3-4-3に示すように、8月4日から8月10日におけるO<sub>3</sub>濃度の平均日変化は、両地点ともに午前10時付近で最低濃度をとり、18時から22時付近で緩やかなピークを迎える、という日変化傾向であった。

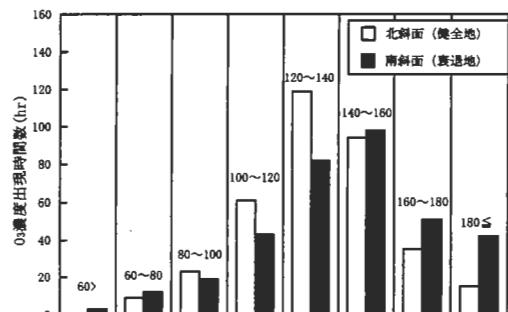


図3-4-2. 1995年8月における14日間のO<sub>3</sub>濃度の出現頻度

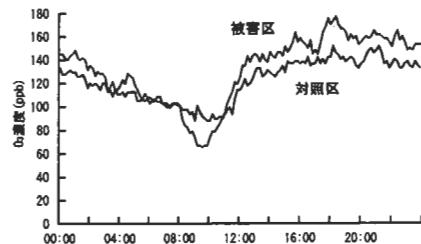


図3-4-3. 8月4～10日におけるO<sub>3</sub>濃度の時刻経過

### 3-2. 土壤養分状態

被害区と対照区における樹幹周辺土壤を分析した結果(表3-4-1)、表層土壤では、被害区および対照区とともに、5.4以上の比較的高い土壤pH値を示した。被害区の方が、pHは高い値を示した(表3-4-1参照)。水溶性K、Ca、およびMg濃度は、樹幹を中心にして考えた斜面位置によって異なり、いずれの元素濃度においても、被害区、対照区とも、斜面

表3-4-1. 被害区(南側斜面)と対照区(北側斜面)におけるブナ成木樹幹周辺土壤のpH(H<sub>2</sub>O)および水溶性元素濃度

採集地点	樹幹に対する位置	pH (H <sub>2</sub> O)	水溶性元素濃度 (μg/g)		
			K	Ca	Mg
北側斜面 (n=5)	斜面上(表層)	5.41a	75.86c	22.35b	6.21b
	斜面上(下層)	5.58a	24.18a	10.68a	2.95ab
	斜面下(表層)	5.89ab	72.39c	13.28ab	4.26ab
	斜面下(下層)	5.56a	31.73a	9.03a	2.65a
南側斜面 (n=5)	斜面上(表層)	5.83b	51.02b	13.24ab	3.49ab
	斜面上(下層)	5.87b	27.35a	7.70a	2.40a
	斜面下(表層)	5.77ab	49.07b	7.44a	2.05a
	斜面下(下層)	5.90b	23.80a	4.82a	1.65a

各測定項目内で異なるアルファベットのついた値には有意差がある (p<0.05)

の上側の方が斜面下に位置する土壤よりも高い傾向があった。また、どの元素類およびどの斜面位置においても、被害区の元素濃度は対照区に比べて低かった。表層から40cm下層の土壤については、表層の場合よりも元素濃度自体は低かったが、ほぼ表層土の場合と同様な傾向が認められた。

#### 4. 被害区(北側斜面)と対照区(南側斜面)の大気汚染ガス濃度および土壤分析結果の比較考察

##### 4-1. 大気汚染ガス濃度

神奈川県大山での調査報告(神奈川県, 1994)によると、1990~1992年におけるNO<sub>2</sub>濃度の月平均値は6~8月で4ppbから7ppbであり、今回の檜洞丸での調査結果とはほぼ同等のレベルであった(図3-4-1参照)。同じ調査報告(神奈川県, 1994)によると、SO<sub>2</sub>は1990年および1992年6~8月では、3~5ppbである。今回測定した檜洞丸においては、10ppbを大幅に超える測定値もあった。NO<sub>2</sub>とSO<sub>2</sub>の濃度測定に用いた分子拡散型サンプラーは、表面に多数の微細なガス吸収孔がある構造のため、湿度の高い場所では霧水を吸収したり結露しやすく、その水の中に含有されるイオンが混入し、結果的に過大評価されてしまう可能性がある。SO<sub>2</sub>濃度が大幅に高いことと、SO<sub>2</sub>とNO<sub>2</sub>の濃度比が一定でないことは、このような原因もあると考えられ、霧の発生しやすい場所でのSO<sub>2</sub>濃度測定法の確立が今後の課題である。

8月の14日間のO<sub>3</sub>濃度1時間平均値は、両区ともに100ppbを超えており、濃度レベルとしては神奈川県大山での調査結果(神奈川県, 1994)よりも大幅に高い。対照区では、120~140ppbで最大頻度を示したが、被害区では140~160ppbが最大頻度である(図3-4-2)。被害区では、140ppbを超える濃度の頻度が対照区よりも高いことが明らかである。

丹沢山地が位置する神奈川県西部地域では、東部の都市域よりも高濃度のO<sub>3</sub>が出現しやすいことが報告されている(神奈川県, 1979)。この原因として、相模湾上空で光化学反応により生成されたオキシダントが日中の相模湾海風や東京湾海風で移送され、後背地である丹沢山地などの700~1000mの上空におよんで停滞し、滞留することが考えられている(神奈川県, 1994)。丹沢山地中央部に位置する檜洞丸でもこの現象が十分におよぶ距離および標高の範囲内である。また、この海風によるオキシダントの移送現象は、大山で観測されたような、夜間における高濃度O<sub>3</sub>の発現を同時に引き起こしていると考えられている(神奈川県, 1994)。図3-4-3のように、今回の檜洞丸での測定結果でも同様な現象が観察された。山地において夜間に高濃度O<sub>3</sub>が発現する現象は、米国(Jhonson and Taylor, 1989)や、我が国の乗鞍岳(光本ほか, 1985)や赤城山等(野村ほか, 1995)でも報告されている。

被害区では午前9時頃を中心として大幅にO<sub>3</sub>濃度が低下し、対照区と逆転する傾向が見られるが(図3-4-3)、このことが被害区でO<sub>3</sub>濃度の頻度分布の範囲が広い濃度域におよぶ(図3-4-2)原因となっていると考えられる。1995年8月の1時間平均O<sub>3</sub>濃度と風向または風速との関係を調べた結果(図3-4-4、図3-4-5)、被害区における1時間平均O<sub>3</sub>濃度は、対照区よりも、風向と風速への依存性が強い傾向にあることがわかった。図3-4-4および図3-4-5から、

被害区においては、南東~南南東の風において、風速が強い場合ほどO<sub>3</sub>濃度が高くなることがわかった。本章Ⅲ項で述べたように(本章Ⅲ項図3-3-2参照)、被害区においては、南東~南南東の風向成分が多く、このことが被害区において高濃度O<sub>3</sub>の発生頻度が高い原因になっていると考えられる。

ブナの幼木に対する75ppbと150ppbのO<sub>3</sub>の影響(1週間当たり3日間暴露、1日当たり6時間暴露；18週間の実験期間)を人工照明チャンバーで調べた実験結果(Izuta et al., 1996)によると、これらの濃度のO<sub>3</sub>暴露でも乾物重および葉の正味光合成速度に約20~30%の低下を引き起こすことが示されている。従って、檜洞丸山頂付近でのブナ衰退に

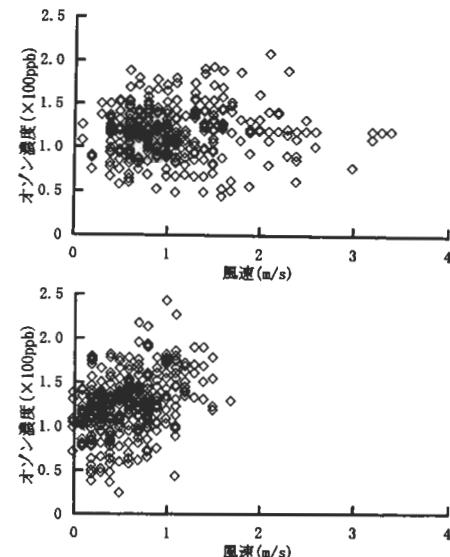


図3-4-4. 被害区(下図)と対照区(上図)における風速とO<sub>3</sub>濃度との関係(1995年8月)

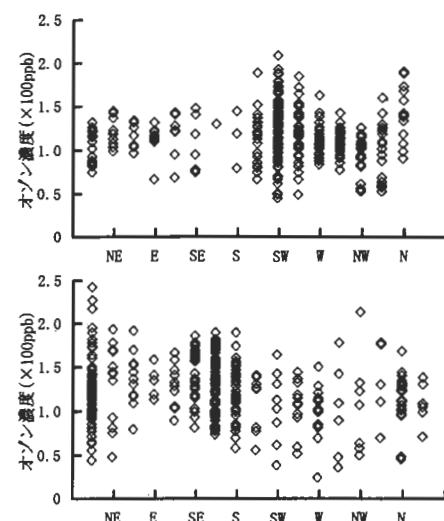


図3-4-5. 被害区(下図)と対照区(上図)における風速とO<sub>3</sub>濃度との関係(1995年8月)

$O_3$ が影響をおよぼしている可能性は十分考えられる。本章Ⅰ項の調査結果によると、檜洞丸山頂および稜線の南側斜面でブナの衰退が著しいこと、北側斜面では衰退が著しくないことが、航空写真から調べられている。この事実に、 $O_3$ 濃度が南斜面よりも北斜面において $O_3$ 濃度が高かったことが関連している可能性もある。

#### 4-2. 土壌状態

樹冠に乾性沈着した大気汚染物質は、降水によって洗脱され、樹幹流として地面に負荷される(小林ほか, 1995)。樹幹流は、森林生態系における物質循環の重要な経路であるが、その酸性度が高い場合、周辺土壤の化学性に大きな影響をもたらす可能性が指摘されている(真田ほか, 1992)。実際、関東・甲信地方におけるスギの衰退と、樹幹周辺土壤の酸性化との間に有意な関連性が報告されている(高橋・梨本, 1993)。丹沢のブナ林の衰退にこのような影響関与の有無を調べるために、樹幹周辺土壤の分析およびVI項述べる葉内元素濃度の分析を行い、検討したものである。

土壤pHを測定した結果、どの測定地点の平均値も5.4を超えており(表3-4-1)、神奈川県が行った調査結果(神奈川県, 1994; 樹幹から20cmの下層土でpH5.2)よりも高い値を示した。樹幹から遠ざかるほどpHは上昇するという報告(高橋・梨本, 1993)を考慮すると、樹幹からの距離が本調査での土壤採取距離(1 m)とは異なることが両者の差異に影響したものとも考えられる。K、Ca、Mgの水溶性元素濃度は、樹幹の斜面下側では斜面上側でよりも低い傾向にあった(表3-4-1)。この原因として、樹幹流の流下方向にあたる斜面下側では、樹幹流水の負荷が大きいことが関与していると考えられる。このような傾向は、ドイツにおけるブナの樹幹周辺土壤中の交換性Caの分析結果と一致する(Rudiger, 1986)。

対照区と被害区の水溶性塩基濃度を比較すると、本調査で測定したいずれの元素についても被害区の元素濃度は低かった(表3-4-1)。対照区における斜面上部の表層土壤のCaおよびMg濃度は、東京都八王子市内のスギ林から採取した黒ボク土(三輪ほか, 1994)と比較すると、それぞれ、52%、48%であった。一方、被害区では、それぞれ、31%、27%であり、被害区における栄養塩基含量の相対的な貧弱さが分かる。このような両地点での水溶性塩基濃度の違いには、樹幹流の酸性度の違いによる土壤からの溶脱量の差異に起因する可能性もあるが、pHは被害区でもかなり高く(表3-4-1)、樹幹周辺土壤が酸性化しているとは考えにくい。また、被害区ではブナなどの衰退により林内を覆う樹冠が減少している。このような樹冠の減少は、落葉・落枝の供給量を減少させ、これらの分解によるカチオンの供給減少を引き起こすものと考えられる。従って、このことが被害区における土壤中のカチオン濃度を低下させている可能性も考えられる。

#### 5. 丹沢のブナ林保全および自然環境保全への提言

丹沢山地の山頂や稜線の北斜面でよりも南側斜面でブナの衰退が著しいこと(第3章Ⅰ項参照)と、北斜面よりも南斜面において植物の生理活性に対する影響度が強い $O_3$ 濃度が高い傾向にあることに一致点がある。また、ブナの幼木に対する

$O_3$ の影響を人工照明チャンバーで調べた実験結果(Izuta et al., 1996)でも、75ppbと150ppbの暴露でも乾物重に約20%の低下を引き起こすことが報告されている。従って、今後のさらなる調査が必要であるが、檜洞丸山頂付近のブナ衰退に $O_3$ が影響をおよぼしている可能性は高い。もし、ブナ衰退に $O_3$ が影響をおよぼしているとすれば、本項4-1で述べたように、丹沢山地の高濃度 $O_3$ の発生源は都市域・工場地帯にあるので、都市における $O_3$ 軽減対策を十分に施行しなければ、丹沢のブナ衰退がさらに進行する可能性もある。ブナ衰退の原因を特定するためには、さらなる詳細な長期にわたる調査研究が必要である。このためにも、本調査で行ったように、ブナ衰退地と健全地において、長期間の継続的な大気汚染および植生のモニタリングが必要である。

#### 文 献

- 神奈川県, 1994. 酸性雨に係わる調査研究報告書, pp.167-209.
- 神奈川県丹沢大山自然環境総合調査団, 1994. 丹沢大山自然環境総合調査中間報告会資料.
- 神奈川県, 1979. 神奈川県の大気汚染.
- Johnson, D.W., Taylor, G.E., 1989. Role of air pollution in forest decline in eastern North America. Water Air, and Soil Pollut. (48) : 21-43.
- 光本茂記・植田洋匡・栗田秀寛, 1985. 乗鞍岳山頂におけるオゾン濃度の季節変化, 第26回大気汚染学会講演要旨集.
- 池田光有・安田龍助・東野晴行・渡辺竜馬・畠山史郎・村野健太郎, 1995. 赤城山で発生する酸性霧と大気汚染の解析－汚染の輸送を中心として－. 大気汚染学会誌, 30 (2) : 113-125.
- Izuta, T., Umemoto, M., Horie, T., Aoki, M. and Totsuka, T., 1996. Effects of Ambient levels of ozone on growth, gas exchange rates and chlorophyll contents of *Fagus crenata* seedlings, J. Jap. Soc. Atmos. Environ., 31(2) : 95-105.
- 小林裕樹・中川吉弘・玉置元則・平木隆年・正賀充, 1995. 森林樹冠への酸性沈着の影響評価－乾性沈着と溶脱の分別評価法の検討－. 環境科学会誌, 8 (1) : 25-34.
- 真田悦子・太田誠一・真田勝・大友玲子, 1992. 林内雨・樹幹流が表層土壤の化学性に及ぼす影響. 日林論, 103 : 255-256.
- 高橋啓二・梨本真, 1993. 酸性雨等によるスギ衰退の原因を考察する／酸性降下物・オキシダント説. 資源環境対策, 29 (2) : 41-50.
- Rudiger Witting, 1986. Acidification phenomena in beech (*Fagus Sylvatica*) forests of Europe. Water, Air, and Soil Pollution (31) : 317-323.
- 三輪誠・伊豆田猛・戸塚績, 1994. 母材が異なる3種類の土壤の酸性化がスギ苗の成長に及ぼす影響. 大気汚染学会誌, 29 (5) : 254-263.

## V. 丹沢檜洞丸におけるブナ衰退木の個葉光合成と葉形質

横井洋太<sup>1</sup>・坂田剛<sup>1</sup>

### 要約

1. 1994年と1995年の2年間、丹沢檜洞丸山頂付近のブナ衰退木域と健全木域において、衰退木と健全木の光合成能力および葉の形質の季節変化を調査した。
2. 光合成能力は落葉広葉樹としては平均的なものであり、日本の各地のブナの値と比較してもそん色はなかった。
3. 1994年の盛夏には衰退木で光合成能力の低下が見られたが、95年にはその現象は確認されなかった。
4. 檜洞丸のブナ衰退域でのブナの葉の形質では、葉面積の小ささが目立った。

### 1. はじめに

植物の葉は、大気に最も接触をする器官であり、その機能および構造は大気および雨・霧などの諸状況・諸成分に強く影響される。特に、葉の主要な機能である光合成は、いわゆる大気汚染ガスにより様々な阻害作用を受ける（菅原ほか、1984）。したがって、光合成を中心とした葉の形質と機能の調査は、しばしば大気の状態についての重要な情報を提供する。

丹沢檜洞丸頂上付近南東斜面では、ブナの立ち枯れ現象が顕著に見られる。本研究は、同地域の現在衰退過程にあると見なされる個体（衰退木）と、大気状況が異なると推定される同北東斜面の、衰退の様相が認められない個体（健全木）の光合成特性と葉の諸形質を比較検討することにより、大気の現状が、丹沢大山の自然に及ぼしている影響の一端を探ることを目的とした。

### 2. 材料と方法

#### 2-1. 調査地と材料

丹沢山地檜洞丸（北緯35度28分35秒：東経139度6分20秒、海拔1600m）山頂付近の南東斜面（方位；南40度東、海拔1510m）の外見的にかなり衰退が進んだブナ（*Fagus crenata*）の孤立木を衰退木の継続観察試料木とし、健全木の試料木には衰退木が存在しない北東斜面（方位；北20度東、海拔1590m）の孤立木を選定した。この健全木は過去に根返りをし、その後、枝が幹状に発達した個体である。

試料木についての調査は、1994年6月18日、8月1日、8月18日、9月22日、1995年6月19日、7月16日、7月30日、8月16日、9月7日、9月24日の計10回行った。各調査日の夜明け直後に、両試料木から、他の枝によって被陰されていない30cm程度の枝先（シート）をそれぞれ6本採取し、ポリ袋に密閉し、10~15℃の暗条件で研究室（相模原市；北里大学一般教育総合センター）に持ち帰った。以後の諸測定およびデータ処理はシート単位で行った。

1995年10月17日には健全木区域（北東斜面）から8本、衰退木区域（南東斜面）から9本の個体を選び、それから3~4本のシートを採取し、それらのすべての葉の葉面積、葉厚、比葉面積重の測定を行った。その際、衰退区域では各個体の衰退の程度を、枝枯れ無し（衰退度：0）、枝先に一部枯れが生じているもの（衰退度：1）、小枝に枯れが目立つもの（衰退度：2）、大枝枯れがおきているもの（衰退度：3）の4段階に区別した。

#### 2-2. ガス交換速度の測定

1994年には各試料木の3~5シート、1995年には各6シートについて、それぞれ2~3枚の葉を用いてCO<sub>2</sub>とH<sub>2</sub>Oの交換速度の測定を行った。測定は、赤外線CO<sub>2</sub>分析機（富士電機ZFU1）と鏡面露点計（ゼネラルイースタン HYGRO-M1）を用いた開放型システムで行った。測定時の葉温は20±1℃、CO<sub>2</sub>濃度は330~380ppm（平均350ppm）、葉と大気の水蒸気飽和差は570~1150Pa（平均730Pa）であり、光飽和光合成速度測定に用いた光強度は340~530μmol/m<sup>2</sup>/sである。

#### 2-3. 葉の形質の測定

試料木から採取した各シートの平均的な2枚の葉についてその面積と生重を測定した。その後、主葉脈を境に、その片側から直径7.88mmのディスクを3枚打ち抜き、そのクロロフィル量を定量した。測定はPorra et al. (1989)の方法に従い、溶媒にはメタノールを用いた。各葉のもう一方の側から打ち抜いたディスクについては、側脈の間の葉厚をデジタルノギスを用いて測定した後、生重を測定し、葉の残部とともに60℃で乾燥して、乾燥重量を測定した。このディスクの乾燥重量をクロロフィル測定ディスクの乾燥重量とした。

### 3. 結果

#### 3-1. ガス交換

1994年の調査（図3-5-1 '94）においては、最大純光合成速度は、6月には衰退木のほうが大きかったが、7月末までの間に健全木の能力が衰退木に比して大きく増加し、8月1日には両者はほぼ同じ値（10~11μmol CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/s）を示した。その後、衰退木の能力は大きく減少したが、健全木の減少は小さく、8月中旬以降は、衰退木の光合成能力は健全木に比べて有意に小さくなかった。

1994年の8月以降に衰退木で見られた、健全木に比べて有意な、光合成能力の低下現象は、1995年の調査（図3-5-1 '95）では観察されなかった。両木の最大純光合成速度は調査期間を通じて差が無く、共に7月末までは増加し、7月30日には12~14μmol CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/sの値に達した。この年間最大値は1994年よりも有意に大きかった。8月以降は両木とも同じような光合成能力の低下を示し、その低下の様子は1994年の健全木の状態とほぼ一致していた。

1 : 北里大学一般教育総合センター

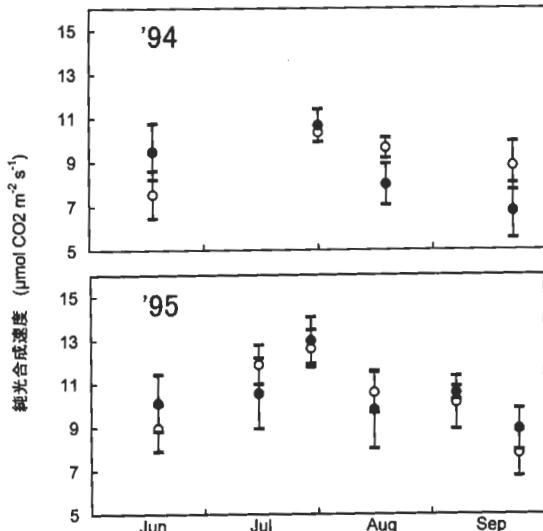


図3-5-1. 最大純光合成速度の季節変化

○：健全木、●：衰退木、I：平均値信頼限界(95%)

### 3-2. 葉の形質

1994年、95年とも、調査期間を通じて、個葉葉面積および葉厚はともに明確な季節変化を示さなかった。試料シートの代表葉の平均面積は、1994年は、健全木が $13\sim15\text{cm}^2$ 、衰退木は $10\sim11\text{cm}^2$ 、95年は、それぞれ、 $15\sim17$ 、 $12\sim14\text{cm}^2$ であり、両年共衰退木の葉面積は有意に小さかった。葉厚も衰退木が有意に小さく、両年共、健全木で $0.20\sim0.22\text{mm}$ 、衰退木で $0.17\sim0.19\text{mm}$ であった。

葉面積当たりのクロロフィル含量は、1994年には、6月には両木で有意な差はなかったが、8月には衰退木が健全木より有意に高い含量を示した。8月以降は、衰退木で含量の減少傾向が見られたが、健全木では含量が増加し、9月末には有意差は失われた。クロロフィルa/b比は、両木共、8月にまではほぼ4程度の値を示し、8月以降は共に増加をした。衰退木は健全木より増加が小さく、9月末には健全木の約5.8に対して、衰退木は5.0と有意に小さくなつた。

これに対して、95年は、両木とも、8月までは増加をし、9月以降は減少をした。この間、7月末までは、健全木が有意に高い値を示したが、8月以降はその差は無くなつた。a/b比は、健全木、衰退木ともに、7月中旬に最高値を示し、以後減少をした。7月中旬と9月下旬の値は健全木が有意に大きかつたが、他の時期では両木の差は認められなかつた。

図3-5-2は、1995年10月に行った健全木区域（北東斜面）と衰退木区域（南東斜面）の個体群の個葉面積の調査結果である。健全木区域の個体の個葉の面積は、個体ごとにかなり異

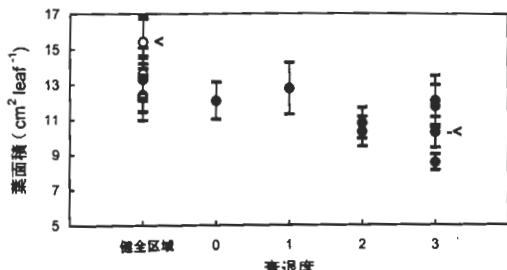


図3-5-2. 健全木区域と衰退木区域のブナの個葉面積

○：健全木区域、●：衰退木区域、I：単木の平均値信頼限界(95%)、<：継続観察試料木

なり、健全木の試料木はかなり大きな葉面積を持った個体であった。一方、被害区域では、小型の葉の個体が多く、健全木区域に見られた、 $14\text{cm}^2$ 以上の個葉面積を持つ個体は見られなかった。衰退木の継続観察試料木は衰退区域の個体としては平均的な葉面積を持っていた。また、衰退度と個葉面積の間には明確な関係は見出せなかつた。

比葉面積重は、両区域共葉面積よりも大きな巾を示し、区域間の相違も明確でなかつた。

### 4. 考察

本調査で測定された檜洞丸のブナの最大純光合成速度は、1994年に $10\sim11$ 、95年には $12\sim14\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2/\text{s}$ であつた。この値は、温帯域の落葉広葉樹の平均的な値 ( $10\sim15\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2/\text{s}$ 、Larcher, 1995)によく一致している。一方、我が国におけるブナの測定結果はかなり小さく、 $4\sim6\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2/\text{s}$ の値が多い(丸山, 1980; 小池ほか, 1990)。すなわち、檜洞丸山頂付近のブナは、見かけの上の衰退の有無に関わらず、落葉広葉樹としてそん色の無い光合成能力を持っており、また、日本のブナとしては大きな光合成能力を持っていると結論される。したがつて、この地域で見られはじめているブナの衰退現象の一因を、慢性的な光合成能力の低下に求めることは出来ないであろう。

1994年の8月には、衰退木の光合成能力が、健全木に比べて大きく低下する現象が見られた。しかし、翌95年には両木の光合成能力は極めて健全な状況で推移し、このような衰退木での大きな低下は観察されなかつた。本報告では触れなかつたが、気孔コンダクタンスとクロロフィル蛍光の分析結果は、94年のこの低下が、気孔閉鎖によるのではなく、クロロフィルの励起機構に関する部分の劣化による可能性が強いことを示唆している。これらの結果は、光化学系の阻害を引き起こすなんらかの急性的な大気状態が年レベルの不定期性をもつてこの地域に現れていることを推測させる。

この地域のブナの葉の形質で目立つのは、葉面積の小ささである。萩原(1977)は日本のブナの個葉面積が生育地の年平均気温と負の相関を示し、その下限である $10\text{cm}^2$ の葉面積が九州で見られる事を報告している。檜洞丸のブナ衰退域のブナはこの下限値の個体が多い。この小さな葉面積に関わる環境や、ブナの衰退現象との関わりの有無は、今後の課題である。

### 文 献

- 萩原信介, 1997. ブナに見られる葉面積のクライインについて. 種生物学研究, 1 : 39-40.
- 小池孝良・田淵隆一・藤村好子・高橋邦秀・弓場譲・長坂寿俊・河野耕藏, 1990. 夏期における国産ブナの光合特性. 日本林学会北海道支部論文集, (38) : 20-22.
- Larcher, W., 1995. "Physiological Plant Ecology" 3rd ed. Springer Berlin.
- 丸山幸平, 1980. 環境同調チャンバーとブナ苗木での光合成、呼吸、蒸散の日変化の測定例. 新潟大学農学部演習林報告, (13) : 1-22.
- 菅原淳・田中淨・島崎研一郎, 1984. 大気汚染ガスによる光合成阻害. 複合大気汚染の植物影響に関する研究, pp.42-61. 環境庁国立公害研究所.

## VI. 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

戸塚績<sup>1</sup>・青木正敏<sup>1</sup>・伊豆田猛<sup>1</sup>・堀江勝年<sup>1</sup>・志磨克<sup>1</sup>

### 要約

- 衰退地と健全地のブナの葉の生理活性や葉の形質などを比較して、どの点に差が現れるのかを検討した。
- 光飽和時の葉の純光合成速度は、被害区と対照区において統計的な差異は認められなかった。蒸散速度は、被害木において大きい値を示したが、これは気孔コンダクタンスが約38%も大きい値であったことによると考えられる。被害木と対照木の葉の気孔コンダクタンスと純光合成速度の関係を比較したところ、被害木の葉の光合成能力が低下していることを示唆する結果であった。葉の水利用効率は、被害木の方が約20%小さい値を示した。
- 夜間における蒸散速度および気孔コンダクタンスは被害木で有意に高かった。被害木では、蒸散速度は夜間になつても日中と比べて大きく低下せず、気孔コンダクタンスは昼間での値よりむしろ若干増加することがわかった。
- 8月および9月において、陽葉のクロロフィル濃度を測定した結果、被害区に生育するブナは対照区のものと比較して有意に低かった。1枚当たりの葉面積および葉重は、被害区の方が著しく小さい値であった。被害区の葉は対照区に比較して薄い傾向にあった。被害区と対照区のブナの葉内元素濃度(K、Ca、Mg)の差はほとんどなかった。両区のブナの葉内元素濃度のレベルは、青森県・鳥取県に生育するものと比較して低いものではなく、葉の栄養状態が悪化しているレベルではないことを示唆する。
- 以上の点と、本章I～V項の結果を総合すると、南斜面の被害区のブナの衰退が南斜面での高濃度O<sub>3</sub>による影響である可能性が高いことを指摘できる。

### 1. はじめに

衰退地と健全地に生育しているブナの葉の生理活性や葉の形質などを測定することによって、衰退地におけるブナの生育状態が健全地のブナと比較してどこに差が現れるかを検討することを目的とした。また、その差がどのような要因に起因しているのかを検討した。

なお、檜洞丸山頂青ヶ岳山荘の高城則貴氏には、観測にあたり大変お世話になった。記して感謝申し上げる。

### 2. 観測項目および方法

#### 2-1. ガス交換速度

本章III項、IV項、およびV項と同様に、被害区および対照区において、ブナの活動度を代表する樹木を1個体ずつ測定木として選定し、個葉の純光合成・蒸散速度等の測定を行った。なお、本項では被害区の測定木を「被害木」、対照区の測定木を「対照木」と称することとする。各測定木から、十分に直射日光のあたる光環境の良好な枝を選び、その中で機械的外傷などのない葉を無作為に各15枚程度選定し、測定葉とした。光合成・蒸散速度および気孔コンダクタンスなどを携帯用光合成蒸散測定装置(Li-6200, Li-Cor)を用いて測定した。

#### 2-2. 葉の形態、クロロフィル含量

##### ①携帯型クロロフィル計による測定

現地に生育するブナの葉をサンプリングし、葉緑素計(SPAD-502, MINOLTA)で測定した。1995年7月7日に採取した25枚の葉のサンプルを用いて作成したSPAD値とクロロフィル濃度との関係式を用いて、葉緑素計の表示値

を葉内クロロフィル含量に換算した。1枚の葉につき5か所測定し、その平均値を各葉の測定値とした。

##### ②抽出法による測定

面積50mm<sup>2</sup>のリーフディスク2枚を、アセトン：エタノール：水=4.5:4.5:1の混合溶液10ml中で2日間浸せきしてクロロフィルを抽出し、抽出液を分光光度計(SHIMADZU、UV-1200)で645nm、663nmにおける抽出液の吸光度を測定し、Daniel(1949)に従ってクロロフィル含量を計算した。

#### 2-3. 葉内元素濃度

1994年7月14日に、両区から5個体のブナの葉を採取し、葉内元素濃度の分析に用いた。採取した葉は、熱風乾燥機内(80°C)で1週間乾燥し、各個体につき10~15枚の葉を粉碎器(T1-100, HEIKO)を用いて5分間粉碎して分析試料とした。この粉末試料を湿式分解し、その後に加熱分解して得た溶液を原子吸光光度計(AA-670/GV-6, SHIMADZU)で測定した。

### 3. 結果

#### 3-1. ガス交換速度

被害木および対照木の葉の、光飽和時(光強度が1000μmol/m<sup>2</sup>/s以上のとき)でのガス交換パラメータを表3-6-1に示す。純光合成速度には統計的な差異は認められなかった。この結果は、本章V項での測定結果(図3-5-1)とほぼ同様である。気孔コンダクタンスは被害木の方が約38%も大きい値を示した。しかし、純光合成速度には統計的な差異は認められなかったので、気孔コンダクタンスに見合った光合成が行われていないことを示している。図3-6-1に示す

1: 東京農工大学農学部

表3-6-1. ブナ被害木と対照木の個葉の各種ガス交換パラメータ（光強度： $1000\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ の条件下）

測定木	純光合成速度 ( $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ )	蒸散速度 ( $\text{mmol}/\text{m}^2/\text{s}$ )	気孔コンダクタンス ( $\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ )	葉内CO <sub>2</sub> (ppm)	水利用効率 ( $\mu\text{mol}/\text{mmol}$ )
対照木(9/1, 9/13)	7.63	3.40	0.16	210.9	2.28
被害木(9/1, 9/13)	7.58	4.15	0.22	238.3	1.85

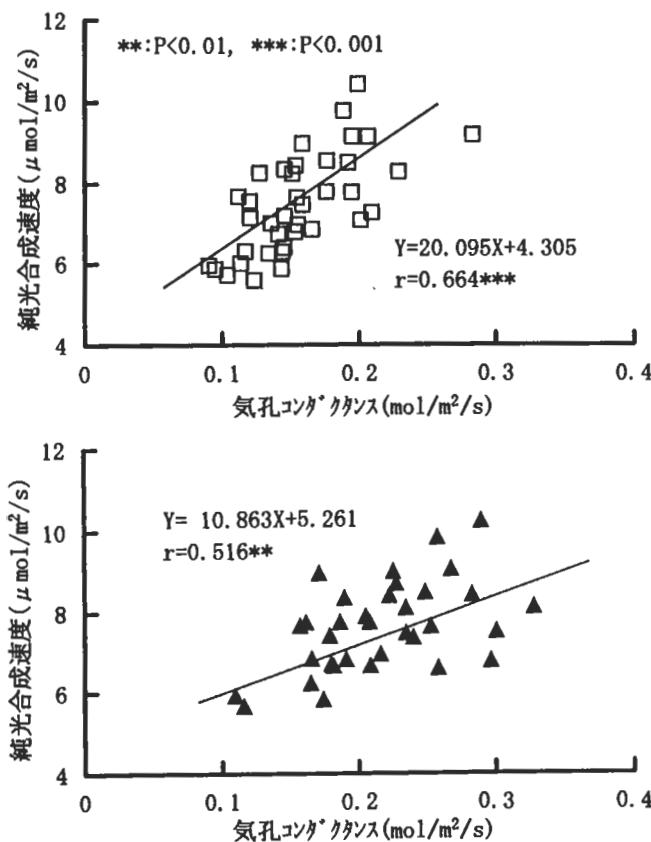


図3-6-1. ブナ被害木と対照木の個葉の気孔コンダクタンスと純光合成速度の関係  
(光強度： $1000\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ の条件下)

ように、被害木における気孔コンダクタンスと純光合成速度の関係の回帰直線の傾きが対照木よりも小さい結果も、被害木の葉の光合成能力が低下していることを示唆している。蒸散速度は、被害木において大きい値を示したが、これは気孔コンダクタンスが大きかったことによる。葉の水利用効率は、被害木の方が約20%小さい値を示した。

オゾン暴露が夜間における呼吸速度やコンダクタンスに影響を与えるという報告がある(Reich and Lassoie, 1984; Skärby et al., 1987)。そこで、8月31日の夜間(20:15~22:00)におけるガス交換速度を測定した。この結果を表3-6-2に示す。被害木では、夜間においても、蒸散速度は大きく低下せず、気孔コンダクタンスについては、昼間(表3-6-1)と比較するとむしろ若干増加することがわかった。蒸散速度および気孔コンダクタンスは被害木で有意に高かった。また、統計的には有意な差ではなかったが、暗呼吸速度の絶対値も被害木の方が高い値であった。

### 3-2. 葉の形態、クロロフィル含量

7月15日、8月24日および9月28日におけるクロロフィル濃度計から換算したクロロフィル含量の変化を調べた結果、対照木の葉のクロロフィル含量は、7月では少ないが、9月まで次第に増加する傾向があるのに対し、被害木では7月から9月まで増加傾向は認められなかった。このため、9月では被害木のクロロフィル含量は対照木よりもかなり少い値となった。8月24日に、陽葉のクロロフィル含量を算出した結果、被害区に生育するブナは対照区のものと比較して有意に低かった。さらに、9月10日に各地点から5個体のサンプルを用いて抽出法によりクロロフィル含量を求めた結果、クロロフィルa、クロロフィルbとともに被

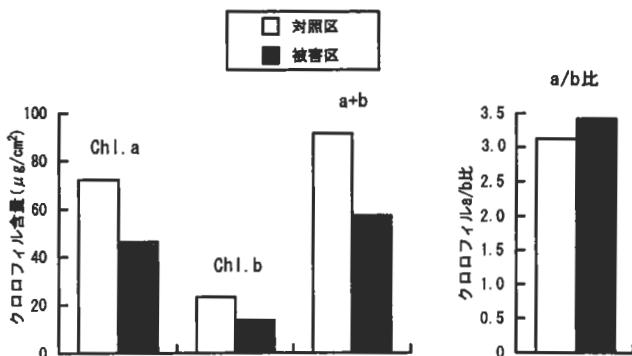


図3-6-2. 被害区と対照区におけるブナ成木から採取した個葉のクロロフィル含量(ブナ成木5個体の平均)

\*:P<0.05で有意差あり。

害区において対照区のものよりも有意に低く、 $a/b$ 比は被害区の方が有意に高かった(図3-6-2)。

図3-6-3に、葉面積、葉重およびSLA(葉面積/葉生体重)を示す。葉面積および葉重は、被害区の方が著しく小さい値であった。被害区の葉は対照区に比較して薄い傾向にあった。

葉の裏面を瞬間接着剤(広瀬ほか, 1992)を用いて気孔の型取りをして、光学顕微鏡で気孔の数を数え、気孔密度を求めた。気孔密度は、両区とも、約235個/mm<sup>2</sup>であり、差異は認められなかった。1枚の葉の葉面積が被害区では小さかったので、1枚の葉当たりの気孔数を求めるとき、被害区の葉の方が大幅に低い値となった(1枚の葉当たりの気孔数:被害区で260×103個、対照区で330×103個)。

### 3-3. 葉内元素濃度

葉内元素濃度を調べた結果、K(被害区で約12mg/g、対照区で約10mg/g)とMg(被害区で約1.9mg/g、対照区で約1.8mg/g)は対照区において、Ca(被害区で約8.0mg/g、対照区で約8.5mg/g)とAlは被害区において若干高い傾向を示したが、有意な差ではなかった。

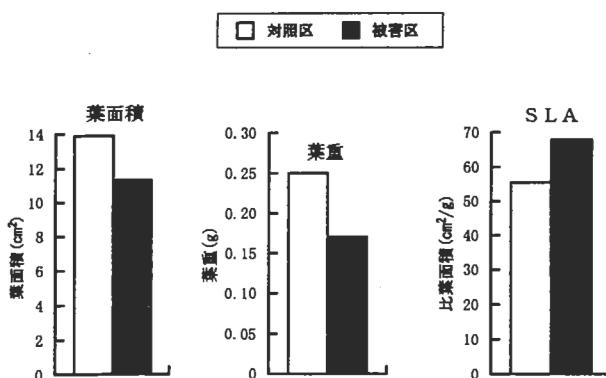


図3-6-3. 被害区と対照区におけるブナ成木から採取した個葉の葉面積、葉生体重およびSLA (ブナ成木5個体の平均)

## 4. 考察

### 4-1. ガス交換速度

光飽和時でのガス交換パラメータをみると(表3-6-1参照)、被害木と対照木の葉の純光合成速度には統計的な差異は認められなかつたが、被害木の葉では気孔コンダクタンスに見合つた光合成が行われず(図3-6-1参照)、被害木の葉の光合成能力が低下していることを示唆している。被害木においては、蒸散速度が大きく、これは気孔コンダクタンスが大きかつたことによる。水利用効率は、被害木の方が約20%小さい値を示した。

夜間における気孔コンダクタンスと蒸散速度は、被害木の方が大きな値になつたが、このことは、scots pineをO<sub>3</sub>暴露した結果(Reich and Lassoie, 1984; Skarby et al., 1987)と一致する。これは、O<sub>3</sub>によって気孔調節機能が低下したためと考らされている。光飽和時での被害木における葉の光合成能力が低下、気孔コンダクタンスの増大および水利用効率の低下したことと、O<sub>3</sub>濃度が被害区において高かつた(本章III項参照)ことに関連している可能性がある。

た(本章III項参照)ことに関連している可能性がある。

### 4-2. 葉の形態、クロロフィル含量

ブナの葉のクロロフィル含量は、被害区の方が対照木よりも著しく少いことがわかつた(図3-6-2参照)。木本植物を対象とした配置法による研究結果では、汚染負荷の大きい地域ほどクロロフィル含量は低下することが示されている(Pandey and Agrawal, 1994)。また、O<sub>3</sub>によってクロロフィル含量が低下するという報告は数多くある(Reich, 1983; 久野, 1980)。これらのことから、被害区では、高濃度O<sub>3</sub>の出現頻度が高いことが葉のクロロフィル含量を減少させている可能性が考えられる。

葉の形態にも両測定地点に生育するブナの間で有意な差が見られた。被害区に生育するブナの葉は、葉面積が小さく、葉が薄かつた(図3-6-3)。葉面積が小さいことは、被害区における気温や水蒸気飽和差が大きいこと(本章III項参照)による適応の結果とも考えられる。大阪市内のサンゴジュやウバメガシは、大気汚染度の高い地域になるほど葉面積当たりの光合成速度が低下するとともに、葉が薄くなるという報告がある(吉良ほか, 1973)。また、O<sub>3</sub>は成熟葉の柵状組織を破壊しやすいうことから(林業試験場, 1973)、葉が薄いことは、O<sub>3</sub>による障害の結果である可能性も考えられる。気孔密度は、両測定地のブナ間で有意な差はなかつた。しかし、被害区のブナは明らかに葉面積が小さいので、個葉当たりの気孔数は対照区よりも大幅に少ない傾向にあつた。

### 4-3. 葉内元素濃度

被害区と対照区のブナの葉内元素濃度(K、Ca、Mg)には差異はほとんどなかつた。被害区における土壤元素濃度のレベルは葉内の栄養状態を悪化させるほどの制限要因にはなつてないことを示唆する。なお、青森県・鳥取県に生育するブナの葉内元素濃度(高田ほか, 1994)と比較すると、Kは130~170%、Caは約90%、Mgは100~120%(対鳥取産ブナ)、または280~310%(対青森県産ブナ)であり、檜洞丸のブナの葉内元素濃度のレベルは低いものではないと考えられる。

## 5. 結論

本章I項での検討によると、ブナの衰退は稜線沿いの南斜面のみで著しいことが明らかになつた。しかし、南斜面の被害区と北斜面の対照区のブナの葉内元素濃度(K、Ca、Mg)には差異はほとんどなく、檜洞丸のブナの葉内元素濃度のレベルは他県のブナと比べても低い値ではない。また、本章IV項に述べたように、土壤pHも5.4以上であり、酸性化しているとは言えない。

本章IIIで述べているようにSO<sub>2</sub>濃度は測定方法に問題があつたと考えられるため不明であるが、NO<sub>2</sub>濃度は被害区と対照区の差異が小さい。しかし、8月のO<sub>3</sub>濃度は、被害区と対照区ともに環境基準値をかなり超える高濃度であり、特に南斜面の被害区において140ppbを超えるような高濃度が頻繁に出現している。南斜面においてO<sub>3</sub>濃度が高くなるのは南系の風向の時である。

気象条件としては、本章III項で述べているように被害区

の方が日中の気温・水蒸気飽差においてやや高い値であるが、土壤水分は十分と考えられる値であり、ブナに水ストレスを与えることは考えにくい。本章Ⅱ項で考察しているように、1994年6月～10月における雨のpHは、4.4～5.2の範囲であり、季節的な傾向や被害区と対照区の間に差異は認められなかった。

夜間における気孔コンダクタンスと蒸散速度は、被害木の方が大きな値になったが、O<sub>3</sub>によって気孔調節機能が低下したためとも考られる(表3-6-2)。光飽和時での被害木における葉の光合成能力が低下し、気孔コンダクタンスが増大および水利用効率が低下していることも、O<sub>3</sub>濃度が被害区において高かった(本章Ⅲ項参照)ことに関係している可能性がある。被害区に生育するブナの葉は、葉面積が小さく、葉が薄く、クロロフィル含量もかなり減少が認められた。過去の研究報告からすると、これらの点もO<sub>3</sub>被害による影響と類似点がある。

以上の点を総合して考えると、高濃度のO<sub>3</sub>が被害区のブナの衰退を引き起こしている可能性の高いことを指摘できる。しかし、本章Ⅱ項およびⅢ項で考察しているように、①霧濃度や霧の出現頻度は南斜面の被害区において高く、②1995年6～8月の霧水のpHは4以下の場合が多く、③特に被害区の方が常にpHが低く、イオン濃度も高いことが測定されている。pHの低い霧はモミの新芽に被害を及ぼすことが報告されているので、被害区のブナにも悪影響を及ぼしていることも十分に考えられる。この点に関しては、今回の調査では検討していないので、今後の検討課題である。

## 文 献

- Daniel, I. A., 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts poly-phenoloxidase in Beta vulgaris. *Plant Physiol.*, 24 : 1-15.
- Reich, P. B. and J. P. Lassoie, 1984. Effects of low level O<sub>3</sub> exposure on leaf diffusive conductance and water-use efficiency in hybrid poplar. *Plant, Cell and Environ.*, 7 : 661-668.
- Skärby, L. Erik Troeng and Curt-Ake Bostrom, 1987. Ozone uptake and effects on transpiration, needle photosynthesis, and dark respiration in scots pine. *Foerst Science*, 33 : 801-808.
- 広瀬竜郎・伊豆田猛・三宅博・戸塚績, 1992. 瞬間接着剤を用いた気孔の型取り観察法. *日本作物学会紀事*, 61(1) : 159-160.
- Pandey, J. and M. Agrawal, 1994. Evaluation of sir pollution phyto-toxicity in a seasonally dry tropical urban environment using three woody perennials. *New Phytol.*, 126 : 53-61.
- Reich, P. B., 1983. Effect of low concentrations of O<sub>3</sub> on net photosynthesis, dark respiration, and chlorophyll contents in aging hybrid poplar leaves. *Plant Physiol.* 73 : 291-296.
- 久野春子, 1980. 光化学オキシダントがポプラさし木苗の生育に及ぼす影響 第2報 光化学オキシダントが各葉令のクロロフィル含有率、光合成・暗呼吸速度、可溶性炭

水化物・窒素含有率に及ぼす影響. *大気汚染学会誌*, 15(4) : 19-26.

吉良竜夫・安藤萬喜男・佐藤治雄, 1973. 公害と陸上植物. *日生態会誌*, 23 : 65-73.

林業試験場, 1973. 農林水産生態系における汚染物質の循環と指標生物に関する総合研究推進会議資料. 農林水産技術会議.

高田実弥・高松武次郎・佐竹研一・佐瀬浩之, 1994. 陸上植物葉の元素濃度－中性子放射化分析データ集(I)－. 国立環境研究所.