

4.2. オゾン等による植物影響の可能性

4.2.1. 樹木衰退とオゾン：丹沢山地のブナ衰退実態とオゾンの影響（レビュー）

(1) はじめに

丹沢山地(図 4-2-1 中の赤線枠内)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²⁾。丹沢山地のブナ衰退要因に関して、様々な要因が指摘されているが、丸田ら³⁾は 1994～1995 年に実施された調査結果を基に、高濃度オゾンの影響を指摘している。このような指摘を基に、武田・相原⁴⁾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バー(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、成長を抑制している可能性を実験的に明らかにしている。

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⁵⁾。また、実際に衰退が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、実態把握が行われている⁶⁾⁷⁾。ここでは、相原らの報告⁸⁾以降に得られた知見を加えて丹沢山地におけるブナ衰退の実態とオゾン濃度やオゾン曝露量等との関連性を中心に概略を整理した。

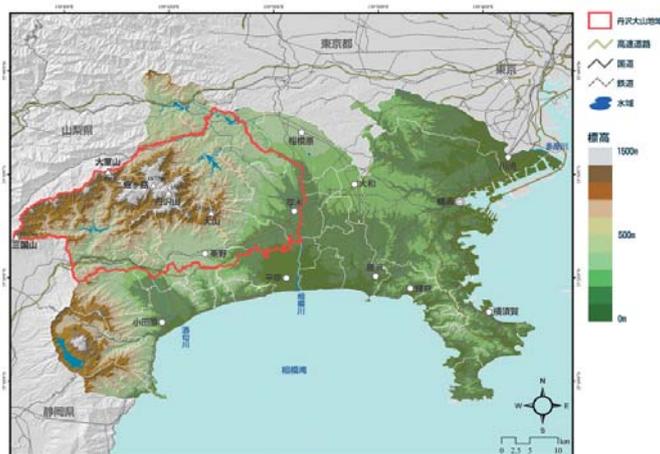


図 4-2-1 丹沢山地¹⁾

(2) ブナの衰退状況

丹沢山地では、1990 年代以降、ブナ林の衰退実態やその原因の解明に向けた様々な調査研究が進められてきた¹⁾⁹⁾。衰退実態に関しては、越地ら²⁾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するが、特に丹沢山、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、などを明らかにしている。また、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では、高標高地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、風衝地では風上側における衰退度が大きいことが指摘されている¹⁰⁾。

山根ら¹¹⁾は、2002～2004 年に実施した現地踏査に加えて GIS 植生図と衛星画像を組み合

わけてブナ衰退の時系列的な変化を解析し、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を明らかにしている（図 4-2-2）。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 を超える主稜線部にかけてブナの衰弱・枯死が激しく、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、堂平などである。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、草地化したことも指摘されている¹²⁾。

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が多く、尾根及び斜面上部での割合が高い。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 GIS 植生図や地形図などと重ね合わせて検討した結果によれば、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ている¹¹⁾。

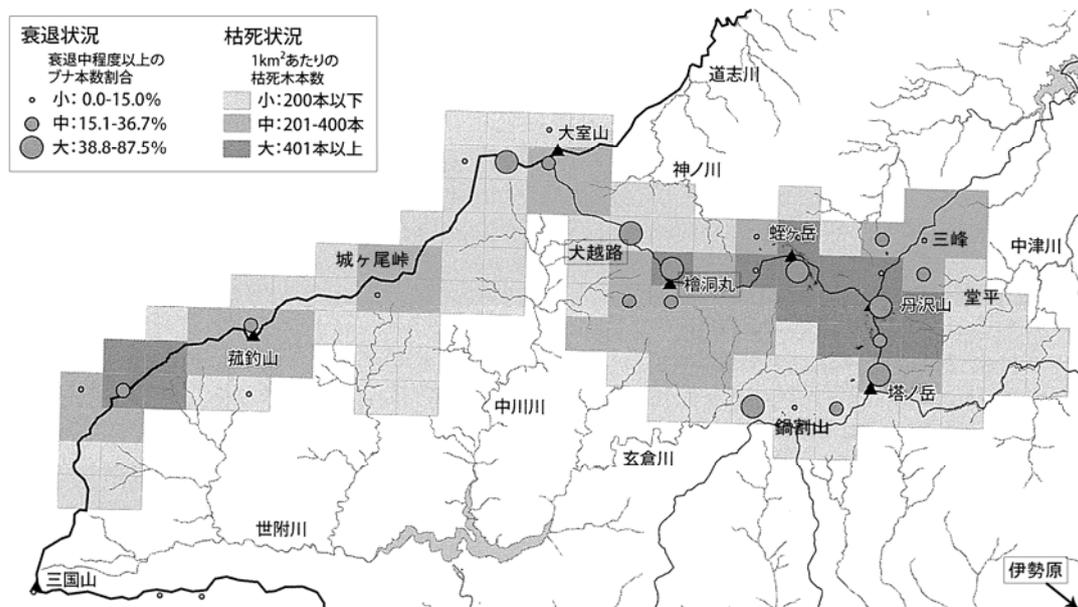


図 4-2-2 丹沢山地におけるブナの衰退状況¹¹⁾（河野改編）

衰退状況：2002～2004 年のブナの調査結果、枯死状況：1980 年代の空中写真解析に基づくブナを含めた枯死木調査の結果

(3) 丹沢山地におけるオゾン濃度

① 日変化

河野ら¹³⁾が檜洞丸地点において2004年8月～2006年7月までの2年間に観測したオゾン濃度の1時間値の最高値は2005年9月1日の119ppbであった。この日の経時変化を図4-2-3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。檜洞丸では同時刻に118ppbが記録されているが、一旦濃度がわ

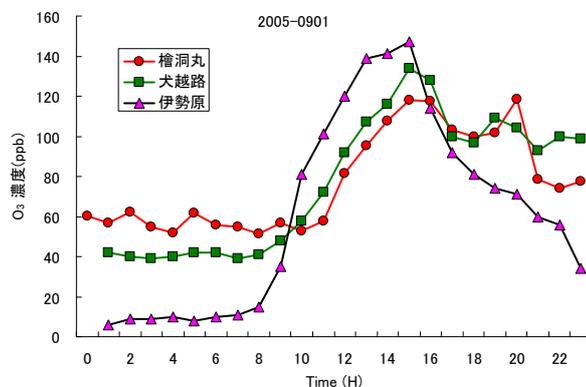


図4-2-3 最高濃度出現日(2005年9月1日)

ずかに低下した後、20時に最高値119ppbが記録されている。しかし、この最高値は、阿相ら⁵⁾が1995～2000年度に西丹沢(犬越路)において記録した最高値176ppb(1998年度)よりも大幅に低い値であったことから、ピーク濃度の出現状況は年度間変動が大きいことが想定される。

② 年平均濃度

河野ら¹³⁾によれば、上述した檜洞丸地点における24時間平均値(日平均値)、日中12時間平均値(6時～18時)及び日中8時間平均値(9時～17時)の年平均値は、表4-2-1に示したとおり、ほとんど差が見られない。また、檜洞丸と西丹沢(犬越路)地点にはほとんど差異が見られないが、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い傾向にある。また、24時間平均値で見ると伊勢原の年平均値は西丹沢及び檜洞丸地点における年平均値の約1/2の濃度レベルであり、高標高地点では夜間のオゾン濃度が高いことが特徴として指摘されている。

表4-2-1. 丹沢山地におけるオゾンの年平均濃度

地点	日平均	日中12時間平均	日中8時間平均
	ppb		
檜洞丸	42.7	41.7	42.0
犬越路	40.4	42.4	43.3
伊勢原	21.9	28.5	32.0

注. 2004年及び2005年の平均; 日平均(24時間); 12時間平均(6～18時); 8時間平均(9～17時)。

③ 季節変化

檜洞丸及び伊勢原について、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た結果によれば、オゾン濃度は春季に高く、標高の高い檜洞丸地点では特に冬季の日内時間変動がほとんど見られないことが確認された(図4-2-4)。

また、平地部の伊勢原地点では日中にピークが見られる典型的な日変化パターンが見られ、春季以外の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、檜洞丸地点では深夜から早朝にかけての濃度が伊勢原地点よりも高く、標高の高い地点では山型の日変化パターンが見られない傾向にあることが報告されている¹³⁾。

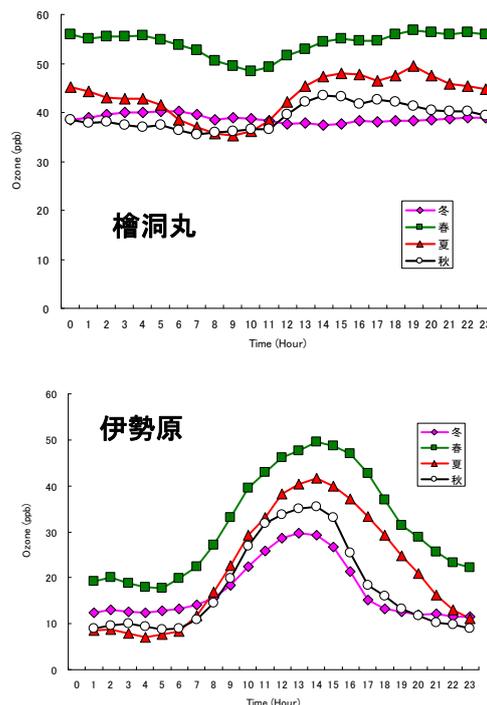


図4-2-4 檜洞丸と伊勢原地点における季節別オゾン濃度の変化(冬:2004年12月～2005年2月、春:2005年3月～5月、夏:2005年6月～8月、秋:2005年9月～11月)

④ AOT40 (Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb)

AOT40は、オゾンの暴露量を示す指標の一つで、特定の時間帯を対象に1時間値が40ppbを超えた部分(差分)を積分した値である。したがって、1時間値が40ppbを超えなければAOT40の値はゼロとなる¹⁴⁾¹⁵⁾。

上述した2年間の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¹³⁾。檜洞丸、西丹沢(犬越路)及び伊勢原の3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。このため、伊勢原地点のAOT40は低い値となっている。

一方、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る。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(日中12h)は、檜洞丸地点で概ね15ppm・hで、西丹沢(犬越路)では17ppm・h、伊勢原では12ppm・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¹⁶⁾。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ている。さらに、Matyssekら¹⁷⁾は、日中暴露のみならず夜間暴露によっても樹木の成長が抑制され、その抑

制の程度はオゾン曝露量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)の値を見ると、檜洞丸周辺のブナは5～9月の間にクリティカルレベルの2倍を超えるオゾン曝露を受けていることになり、オゾンの影響は非常に大きい可能性が示唆されている¹³⁾

(4) 風速、オゾン濃度と地形との関係

数値解析モデルによると、風速は地表の起伏に応じて増減し、稜線又は峰の頂上部付近で極大となる。ブナの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、これは地形に起因して風速が増加する地点と対応していることから、衰退現象の局所性は局地風の影響を強く受けている可能性のあることがSutoら¹⁸⁾によって指摘されている。また、尾根付近では主風向のわずかな変化によって風速が変化することから、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ことも指摘されている^{13) 18)}。

地表付近におけるオゾン濃度は山の風上側斜面でかつ高標高ほど高くなるが、濃度の空間的な変化は非常に小さく、風上側の地形の影響を受けやすい傾向にある。一方、地表面に平行に輸送されるオゾン量を表すオゾンの移流フラックスは、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ている。濃度の空間変化は風速の変化に比べて非常に小さいため、移流フラックスは風速分布と非常に類似したものとなる。樹木に対して、風とオゾンが相乗的に（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十分な実験的検討がなされていないが、オゾン濃度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指摘されている^{13) 18)}。

また、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に大きな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ため、移流フラックスに大きな差異があることが考えられる^{13) 18)}。

(5) 酸性沈着等の影響

丹沢山地における大気中のNO_x濃度は極めて低い²⁹⁾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³⁰⁾。これに葉に捕捉された窒素が酸性の降雨や霧水とともに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、ブナ林は窒素過多あるいは窒素飽和状態になっている可能性もある^{31) 32)}。また、Shigiharaら³³⁾は、ブナに対してpH3とpH5の人工酸性霧を暴露した結果、pH5よりもpH3で落葉が促進されること、幹中へのデンプンの蓄積が減少したことから、慢性的に酸性霧に暴露されることによってブナの生理活性が低下し、成長が抑制されている可能性があるとして指摘している。また、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る^{16) 34)}。しかし、これまでに報告されているオゾンや、酸性雨又は酸性霧やミストの暴露実験結果から、現状で観察される

高濃度や高曝露量のオゾン、降水の酸性度はブナの成長抑制や葉内物質の溶脱の促進をするものの、個体を直接枯死するまでに至るほどのストレスではないと考えられる。

(6) ブナハバチ等による食害の影響

丹沢山地のブナは太平洋型ブナ林を代表するもので、日本海型ブナ林に比べ積雪量が少ないことやブナの優占度が低いことなどからブナの更新が困難な条件下にあり、これに高密度のシカによる食害がなくなならない限りブナ林としての維持は難しいと島野²⁸⁾は指摘している。

また、ブナの衰退の一因として、害虫の発生も考えられる。ブナの食葉性害虫としてはブナアオシャチホコの大発生が報告されている¹⁹⁾が、ハバチ類によるブナの食害としては、これまでブナヒメハバチによるものが報告されている²⁰⁾。

丹沢山地では1993年に丹沢山頂付近でハバチの大発生したことが記録され²¹⁾、このハバチは新種のブナハバチとして報告された²²⁾。ブナハバチ食害の特徴は、大発生時にはブナの葉を全て食い尽くす激害型被害が発生しやすいこと、同じ個体が繰り返しの連年被害を受けやすいことから、これによって急激な樹勢低下が進み、ストレス抵抗力の弱い個体から衰弱枯死していくことなどが指摘されている²³⁾²⁴⁾²⁵⁾。

山上ら²⁶⁾が、堂平から丹沢山頂にかけてマーキングした激害ブナの春の芽吹き状況を調査した結果によれば、ブナハバチによる全失葉を伴う激害を受けたブナ個体は、翌年以降の春の芽吹きが遅れる傾向にある。これらの結果を基に、ブナハバチ食害が引き起こすブナ枯死のメカニズムとして、山上ら²⁶⁾はオゾンなどの大気汚染物質、シカの摂食圧による林床植生退行に伴う土壌の乾燥化及びブナハバチ食害などの複数のストレス要因が関与して衰弱したブナ個体は、翌年春の芽吹きが遅れ、そこにブナハバチが集中して産卵する。集中産卵されたブナは高密度の幼虫に摂食され、全失葉する激害を受け、翌年の芽吹きは再び遅れる。こうして短期間に繰り返しブナハバチによる激害を受け、枯死に至ると推察している。

なお、丹沢山地ではブナアオシャチホコの発生が1917年に記録されているが、2005年に88年ぶりに西丹沢で大発生した。被害は標高900m～1300mまでの地域で数ha規模のもので、2006年も大発生が予想されたが低密度の発生に終わり、2007年もほとんど発生しなかったことからブナアオシャチホコの発生は一過性のものであると考えられている²⁷⁾。

一方、食葉性のブナハバチ幼虫による葉の食害は慢性的な衰弱木に発生する傾向にあるとともに、繰り返しの食害が個体の枯死に直結している可能性が高い。また、シカによる林床植生の採食により土壌侵食が促進されるなど丹沢山地のブナ林は極めて劣悪な環境条件になっている³⁵⁾³⁶⁾。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、樹冠の隙間が拡大する。これにより林内風速が高くなるためオゾンの移流フラックスも増加し、加速的に衰退が進行している可能性が考えられる。

4.2.2. オゾンによる植物影響の要監視地域の抽出方法の検討

(1) はじめに

近年、日本列島全体におけるオゾン濃度は上昇傾向にあり、前節でも述べたように、高濃度オゾンによる影響を窺わせる樹木衰退の事例も報告されている。

これまでの土壌・植生モニタリングでは、主に大気沈着による土壌の酸性化等を介した樹木衰退や植生の攪乱を想定し、土壌化学性分析とともに、樹木衰退度・成長量及び下層植生の調査（観察）が行われてきたが、ガス状・粒子状の汚染物質の直接暴露による植物への影響の把握には、森林地域での大気汚染物質の実測やそれに敏感な植物活性の測定など、より特化した取組が必要である。

以上のことから、今後オゾンの直接暴露による植物影響の実態を明確にするためには、大気中のオゾン濃度や植生の感受性を考慮した要監視地域における効率的なモニタリングが求められる。本節では、近い将来に本格実施が期待されるオゾンによる植物影響モニタリングに資することを目的に、全国的なオゾン濃度の分布、植生の分布とその感受性等を考慮した上で、植物影響のリスクが高いと考えられる要監視地域の全国的な分布に関する基礎情報を集約し、それらの情報の日本地図上での可視化を進めた。

(2) 評価の方法

① 評価対象樹種

天然林等の自然植生と主要な植林地を主な評価対象とした。生物調査 3 次メッシュデータ³⁷⁾を基に 6 つの植生グループ（スギ、アカマツ、カラマツ、ブナ、コナラ、スダジイ）を選択し、各グループの分布域におけるオゾン影響の評価を実施した。作物については、今後の課題とした。

② AOT40 を用いた成長低下率の推定

オゾンによる樹木影響の評価には苗木の暴露実験で得られた AOT40 当たりの成長低下率を用いた。本報告に用いた AOT40 は 4-9 月の 6 か月間における AM6:00 - PM6:00 の 12 時間を対象期間とした¹⁾。以下に、本報告で用いた渡辺らによる成長低下率推定式^{38)、39)、40)、41)、42)}を示す。

- スギの成長量の相対値 = $-0.047 \times (\text{AOT40})$
- アカマツの成長量の相対値 = $-0.144 \times (\text{AOT40})$

¹⁾ AOT40 の算出では日射量を基準とした積算方法もあり、EU の基準では 50W m^{-2} 以上の時間帯を対象に積算している。

- カラマツの成長量の相対値= $-0.201 \times (\text{AOT40})$
- ブナの成長量の相対値: $-0.141 \times (\text{AOT40})$
- コナラの成長量の相対値: $-0.079 \times (\text{AOT40})$
- スダジイの成長量の相対値: $-0.231 \times (\text{AOT40})$

成長低下率推定式では係数が小さい（絶対値が大きい）ほどオゾンによって成長が低下しやすいことを示す。渡辺ら⁴²⁾によれば、オゾンに対する感受性が最も高い植生はスダジイであり、オゾンに対する感受性が最も低い植生はスギであった。

③ AOT40 の全国分布の推定

AOT40 は非静力領域化学輸送モデル WRF/Chem による 15km メッシュのオゾン濃度推定結果を基に算出²⁾した。今回の実験では滝川らの設定⁴³⁾を基に、離島を除くほぼ日本全域を計算対象領域としている。2007 年から 2009 年の 4 月から 9 月の期間における AOT40 を成長低下率のマッピングに用いた。

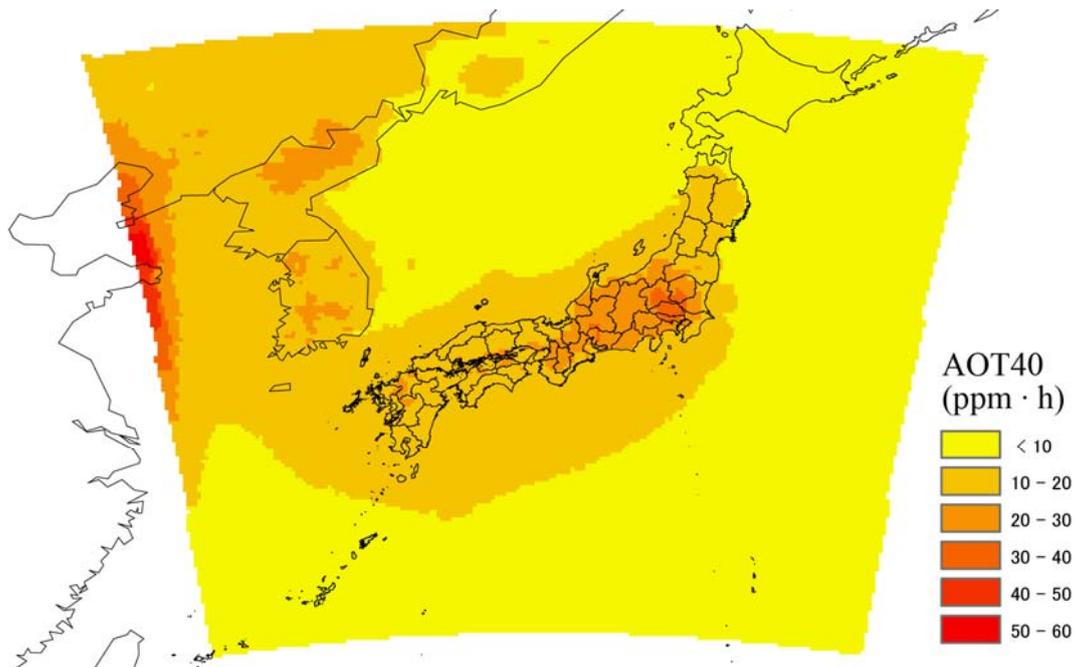


図 4-2-5 2007-2009 年における AOT40 のモデル推定結果（4 月～9 月の 6:00～18:00 におけるオゾン濃度積算値）

²⁾ 鉛直層数は 34 層として計算を行っている。鉛直座標系は地表面との比率に基づく地形に沿った座標系であり、大気最下層の高度は地表面から約 10m である。また夜間を除き接地境界層内部に 10 から 15 層程度含まれている。気象場については 5km メッシュ、3 時間間隔の気象庁メソ解析を、オゾン前駆物質の地表放出源強度分布については 1km メッシュ、1 時間間隔の EAggrid2000 をそれぞれ利用した。また低解像度(240km メッシュ)の全球化学輸送モデルによる計算結果を側面境界とすることにより領域外からの大気汚染物質の影響についても考慮している。

④ 成長低下率のマッピング

AOT40 当たりの成長低下推定式及び AOT40 推定分布図より、各植生グループの成長低下率を推定した。これらをもとに色分けしてマッピングすることにより、要監視地域の抽出を行った。

(3) 結果の概要

各植生において、オゾンの AOT40、植生分布、樹種の感受性の違いによる要監視地域が抽出され、スギ以外の樹種では予測される成長低下率が 2.5% を超える地域が一部で見られた。特に関東地方のコナラ、北陸地方・新潟・群馬北部および関東西部のブナ、九州北部・北陸及び東海沿岸のスタジイ、長野、関東北部および福島のカラマツ、中部地方及び関東地方のアカマツで高い成長低下率が予測された。例としてブナとスギの成長低下リスクレベルの全国分布を図 4-2-6 に示した。色がついている地域はブナ又はスギが主としてその地域に分布していることを示し、色分けは成長低下率を示す。空白の地域はブナ又はスギが主としてその地域に分布していないことを示す。

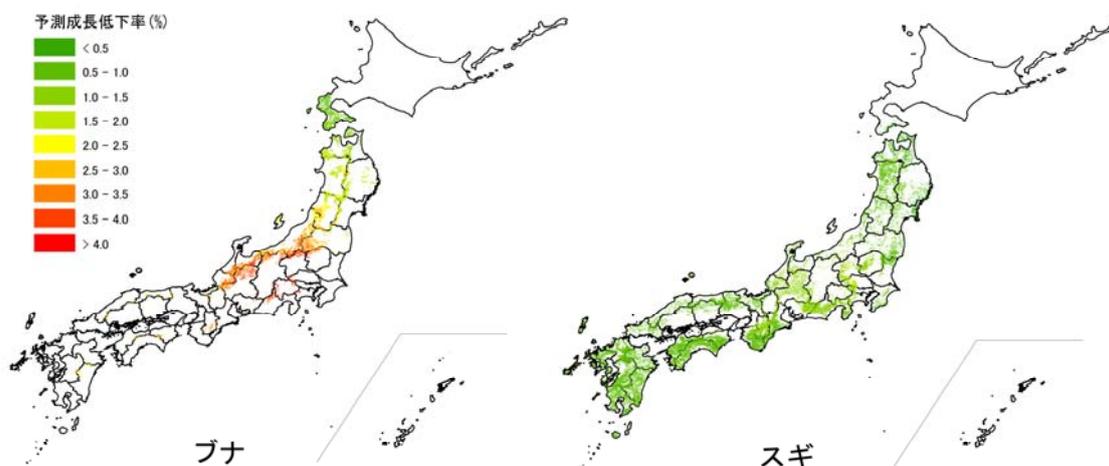


図 4-2-6 オゾンによる予測成長低下率の分布（左図：ブナ、右図：スギ）

(4) 今後の検討課題

① 要監視地域における衛星データの活用について

衛星データから得られる情報は、オゾン影響に特有なものではないが、フェノロジー（植物季節）や生理活性の状況を評価する上では、有用であると考えられる。上記作業から抽出される要監視地域において、衛星データを活用した追加的評価を検討する必要がある。

② オゾン吸収量による評価

将来的には、曝露量だけではなく、実際に気孔を通じて吸収されるオゾンの量（吸収フラックス）を用いた評価も必要と考えられるが、現時点では、樹木及び作物において、全国的な評価は困難である。

4.2.3. オゾン植物影響に関するパイロット・モニタリングの開始

(1) はじめに

これまで実施されてきた土壌・植生モニタリングでは、主に大気沈着による土壌の酸性化等を介した樹木衰退や植生の攪乱が念頭におかれ、土壌化学性分析とともに、樹木衰退度・成長量及び下層植生の調査（観察）が行われてきたが、ガス状・粒子状の汚染物質の直接暴露による植物への影響の把握には、森林地域での大気汚染物質の実測やそれに敏感な植物活性の測定など、より特化した取組が必要である。4.2.1節でも論じたように、対流圏オゾンの濃度上昇に伴う樹木衰退の可能性が指摘され、オゾンによる植物影響の評価に対する取組が、より重要になってきた。

平成21年3月に改訂された「越境大気汚染・酸性雨長期モニタリング計画」では、新たな生態影響モニタリングとして、オゾンによる植物影響のモニタリングを検討することを提言している。それに基づき、平成22年度まで設置された「オゾン植物影響モニタリング手法検討会」では、オゾンによる植物影響のモニタリング手法に関する検討を行ってきた。その結果、今後の定常モニタリングのための手法を確立するために、平成23年度からオゾン関連研究を実施している自治体（北海道、新潟県、福岡県）において、パイロット・モニタリングを開始することとし、その進捗状況については、関連自治体専門家を加え再編された「オゾン等の植物影響評価ワーキンググループ」において、検討することとされた。

(2) オゾン植物影響（パイロット）モニタリングの基本設計について

平成22年度までの検討結果、以下のような基本設計が提言された。

- ① 高濃度オゾンや樹木衰退が報告されている地域で実施する。
- ② 対象地域内で、オゾン自動測定装置が既に稼働している地点又は設置可能な（電源が供給されている）地点を、各1地点、ステーションとして設定し、当該地域のオゾン濃度変化について明らかにする。気象計等の追加機器整備についても検討する。
- ③ 上記ステーション周辺に観測プロットを設定し、パッシブサンプラー法によるオゾン濃度測定や樹木活性等の測定・観察を実施し、当該地域のオゾン濃度と樹木応答に関する実態をより明確化する。具体的な観測項目の候補は以下のとおり。
 - パッシブサンプラー法によるオゾン濃度測定
 - 可視障害観察
 - フェノロジー（植物季節）の観察：展開、落葉の時期の記録等。

- 樹木活性の測定：SPAD 葉緑素計による測定
- 樹木成長量の測定：デンドロメータ（周囲長計）の設置による樹幹肥大成長量の測定

（3）パイロット・モニタリングの開始

上記基本設計に基づき、オゾン関連研究を実施している自治体の以下の山岳・森林地域を、パイロット・モニタリングの対象地域として選定した（図 4-2-7）。

- 摩周湖外輪山：北海道
- 八海山：新潟県
- 英彦山：福岡県

上記地域では、これまでの各自治体における研究により、1 時間値として 80 - 100 ppb の高濃度オゾンが記録されており、摩周湖外輪山や英彦山では樹木の衰退も認められており、特に摩周湖外輪山におけるダケカンバの枯死は著しい。各地域の概要は表 4-2-1 のとおり。

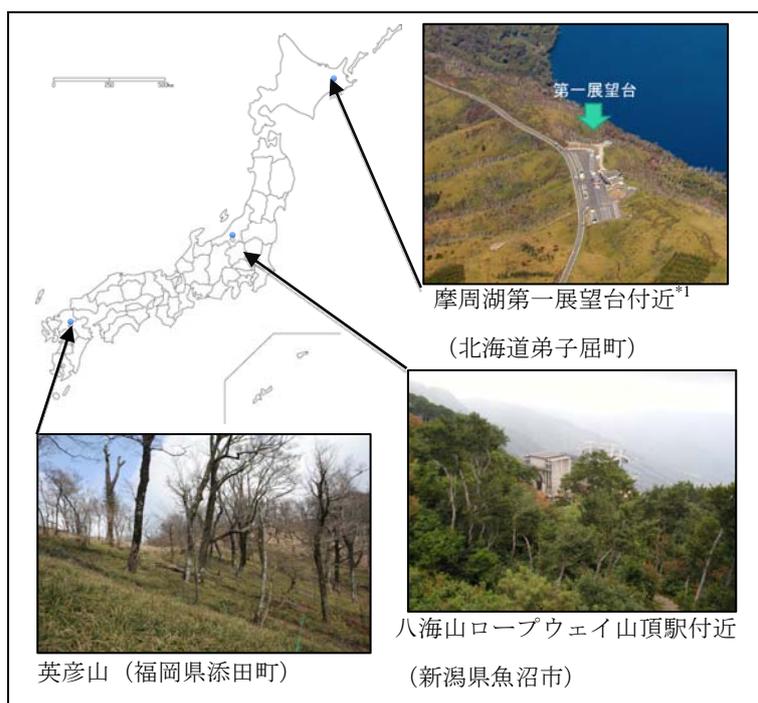


図 4-2-7 オゾンによる植物影響評価のためのパイロット・モニタリング実施地点.^{*1}、写真は国立環境研究所提供

表 4-2-1 パイロット・モニタリング地域の概要

自治体	北海道	新潟県	福岡県
地域名	摩周湖	八海山	英彦山
ステーション (オゾン自動 測定装置設置 地点)	摩周第一展望台	八海山展望台	福岡県立英彦山青年の 家
標高	555m	1,147 m	790 m
地域の優占樹 種	ダケカンバ	ブナ、ミズナラ	ブナ
樹木衰退の概 況	摩周湖外輪山西側、第一 展望台付近から第三展望 台付近まで、ダケカンバ の枯死木が認められる。	顕著な樹木衰退は認 められない。	標高 1,140 – 1,180 m 付近の北岳南北斜面に おいて、ブナの枯死又 は衰退が認められる。
オゾン自動測 定の開始	平成 23 年 10 月 17 日	平成 23 年 7 月 14 日	平成 23 年 7 月 28 日

パイロット・モニタリングは、平成 23 年夏季より開始し、初年度においては、最も基本的かつ必須な項目である、各地域のステーションにおける自動測定装置によるオゾン濃度測定を実施することとした。また、代表樹木の葉の展開・落葉時期等の周辺情報の収集・記録を行うこととした。周辺観測プロットにおける樹木活性・成長量調査等は、順次検討することとしている。

(4) オゾン植物影響モニタリング手法の確立にむけて

上記パイロット・モニタリングにおいては、北海道、新潟県、福岡県の代表的な山岳・森林地域におけるオゾン濃度の実態が明らかになり、併せて周辺樹木の状況も整理されることが期待される。さらに観測プロットにおける樹木活性調査等を進めることにより、オゾン濃度との関連性等から、モニタリングすべき項目が明確化され、オゾンによる植物影響に特化したモニタリング手法が確立され、平成 26 年度を目途に定常的なモニタリングが開始されることが望まれる。

引用文献：

- 1) 丹沢大山総合調査団 (2007) 丹沢大山総合学術調査報告書. (財)平岡環境科学研究所
- 2) 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.

- 3) 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.
- 4) 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.
- 5) 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.
- 6) 阿相敏明, 中嶋伸行 (2004) 丹沢のブナ林衰退に係る檜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.
- 7) 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.
- 8) 相原敬次, 阿相敏昭, 武田麻由子, 越路正 (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):A29-A39.
- 9) 神奈川県 (1997) 丹沢大山自然環境総合調査報告書. 神奈川県環境部.
- 10) 星直斗, 山本詠子, 吉川菊葉, 川村美岐, 持田幸良, 遠山三樹夫 (1997) 自然林の現状とその保護 丹沢山地の自然林. 175-257, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 神奈川県環境部.
- 11) 山根正伸, 相原敬次, 鈴木透, 笹川裕史, 原慶太郎, 勝山輝男, 河野吉久, 山上明 (2007) ブナ林の再生に向けた総合解析. 703-710, 丹沢大山総合学術調査報告書, (財)平岡環境科学研究所
- 12) H. Sasakawa, M. Yamane, T. Yoshida, K. Hara, T. Suzuki and N. Kamagata(2005) Identifying declining forests – A case of beech forests in Tanzawa Mountain. D2-P27, Proceedings of ACRS2005.
- 13) 河野吉久, 須藤仁, 石井孝, 相原敬次, 内山佳美 (2007) 丹沢山地周辺のオゾン濃度の実態とブナに対する影響. 383-395, 丹沢大山総合学術調査報告書, (財)平岡環境科学研究所
- 14) 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.
- 15) 電中研 (2001) 酸性雨の総合評価, 電中研レビュー43. (財)電力中央研究所.
- 16) 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)』
- 17) R. Matyssek, 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.
- 18) H. Suto, Y. Hattori, N. Tanaka, and Y. Kohno (2008) Effects of strong wind and ozone on localized tree decline in the Tanzawa Mountains of Japan. *Asian J. Atmos. Environ.* 2(2): 81-89.

- 19) 鎌田直人, 五十嵐正俊, 金子繁, 菱谷文雄 (1989) ブナアオシヤ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.
- 20) T. Okutani (1959) Three new species of priophorus from Japan. *Transactions of the Shikoku Entomological Society* 6(3): 36.
- 21) 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. 289-305, 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 神奈川県環境部.
- 22) A. Shinohara, V. Vikberg, A. Vinovjev and A. Yamagami (2000) *Faginerura cretativora*, a new genus and species of sawfly injurious to beech trees in japan. *Bull. Natn. Sci. Mus. Tokyo, Ser.A.* 26(3): 113-124.
- 23) 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. 神自環保セ研報, 29 : 27-34.
- 24) 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.
- 25) 越地正, 谷脇徹, 田村淳, 山根正伸 (2008a) 丹沢山地における2007年に大発生したブナハバチ被害とこれまでのブナの衰弱枯死経過. 神自環保セ報, 5 : 3-9.
- 26) 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. 256-268, 丹沢大山総合学術調査報告書, (財)平岡環境科学研究所
- 27) 越地正, 田村淳, 藤澤示弘, 高橋長三郎, 山根正伸 (2008b) 西丹沢に発生したブナアオシヤチホコの被害. 神自環保セ報, 5 : 11-13.
- 28) 島野光司 (1999) 丹沢のブナ林, その現状と将来. *生態環境研究*, 6(1) : 103-111.
- 29) 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. 403-404, 丹沢大山総合学術調査報告書, (財)平岡環境科学研究所
- 30) 戸田浩人, 白木克繁, 石川芳治, 内山佳美, 鈴木雅一 (2007) 大洞沢の降雨水質. 400-402, 丹沢大山総合学術調査報告書, (財)平岡環境科学研究所.
- 31) M. Igawa, K. Matsumura, and H. Okochi (2001) Fog water chemistry at Mt. Oyama and its dominant factors. *Water Air Soil Pollut.*, 130: 607-612.
- 32) H. Okochi and M. Igawa (2001) Elevational patterns of acid deposition into a forest and nitrogen saturation on Mt. Oyama, Japan. *Water Air Soil Pollut.*, 130:1091-1096.
- 33) Shigihara, A., K. Matsumoto, N. Sakurai and M. Igawa (2008) Growth and physiological responses of beech seedlings to long-term exposure of acid fog, *Sci. Total Environ.* 391: 124-131.
- 34) 松村秀幸, 山口真弘, 渡辺誠, 岩崎真弓, 松尾直樹, 山下理絵, 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 1 I 1024, CD-ROM.
- 35) 山根正伸 (2003) ニホンジカ被害問題に残されている課題 神奈川県丹沢山地の経験から. *森林科学*, 39 : 35-40.
- 36) 初磊, 石川芳治, 白木克繁, 若原妙子, 内山佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林

- 床植生衰退地における新床合計被覆率と土壌侵食量の関係. *日林誌*, 92 : 261-268.
- 37) 環境省生物多様センター運営の生物多様情報システムの 3 次メッシュデータ (http://www.biodic.go.jp/dload/mesh_vg.html)
- 38) M. Watanabe, M. Yamaguchi, M. Iwasaki, N. Matsuo, J. Naba, C. Tabe, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta (2006) Effects of ozone and/or nitrogen load on the growth of *Larix kaempferi*, *Pinus densiflora* and *Cryptomeria japonica* seedlings. *Journal of Japan Society for Atmospheric Environment*, Vol. 41, No. 6, 320-334.
- 39) M. Watanabe, M. Yamaguchi, C. Tabe, M. Iwasaki, R. Yamashita, R. Funada, M. Fukami, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta (2007) Influences of nitrogen load on the growth and photosynthetic responses of *Quercus serrata* seedlings to O₃. *Trees*, Vol. 21 No. 4, 421-432.
- 40) M. Watanabe, M. Yamaguchi, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta (2008) Effects of ozone on growth and photosynthesis of *Castanopsis sieboldii* seedlings grown in different nitrogen loads. *Journal of Agricultural Meteorology*, Vol. 24, No. 3. 143-155.
- 41) M. Yamaguchi, M. Watanabe, M. Iwasaki, C. Tabe, H. Matsumura, Y. Kohno and T. Izuta (2007) Growth and photosynthetic responses of *Fagus crenata* seedlings to O₃ under different nitrogen loads. *Trees*, Vol. 21 No. 6, 707-718.
- 42) 渡辺誠, 山口真弘 (2011) 日本の森林樹種 6 種に対する窒素沈着を考慮したオゾンのリスク評価. *日本生態学会誌*, Vol. 61, No. 1, 89-96.
- 43) M. Takigawa, M. Niwano, H. Akimoto and M. Takahashi (2011) Development of an one-way nested global-regional air quality forecasting model. *SOLA*, Vol. 3, 81-84, 10.2151/sola.2007-021, 2007.