

森林衰退の原因解明に関する研究

VI. 山間部における光化学オキシダントによるポプラの落葉への影響

久野春子¹・新井一司¹・鈴木創²

摘要：大気汚染等が森林に及ぼす影響を解明する際には、山間部に大気汚染物質がどのような分布状況にあるのかを明らかにする必要がある。そこで、光化学オキシダントのオゾンに敏感に反応し、葉面上に被害となって現れて、長期間の暴露によって異常落葉するポプラを、東京の山間部に配置して調査した。夏期の気象条件とオキシダントの発生が平年並みであった1992年7、8月において、標高が260m以下の標高の低い東南よりの山間部地域ほど激しく落葉がみられて、山間部奥地の標高1000m前後では落葉が少なかった。一方、低温、多雨で日照時間が少ない冷夏の異常気象であった1993年の7、8月は、全調査地において落葉は少なかった。以上の山間部におけるポプラの落葉現象から、光化学オキシダントが東南の平野部から山間部に移流することが確認されたことから、森林衰退は光化学スモッグのオキシダントが原因の一因であると推察された。

キーワード：オキシダント、オゾン、ポプラ、落葉、山間、東京

1. 緒言

1970年代初めから、森林衰退は、国際的にも大きな社会問題となった。ヨーロッパモミ (silver fir : *Abies alba* Mill) の枯死などの森林被害に関する研究は、ヨーロッパ、アメリカ等で1980年代より盛んに行われ (Krause *et al.* 1986, Miller *et al.* 1991, Hildebrand *et al.* 1996, Sandermann *et al.* 1997)、我が国でもモミなどの森林衰退について報告されている (須田ら 1992, 鈴木 1992, 新井ら 2002)。

ヨーロッパでは、森林衰退の状況を調べるときに、樹木の落葉率を主に調査する方法が行われている (河野 2004)。著者ら (新井ら 2002) は、東京の山間部のモミに関する森林衰退の調査項目に、枝葉の密度、すなわち、落葉の割合を調べる方法を取り入れてきた。この項目と樹形や樹勢との相関関係が高いことから、落葉は森林衰退との関わりが大きいことが予想されている。

ポプラは、オゾンによって被害を受けやすい感受性の高い樹種であることが、多くの研究 (久野 1980b, Furukawa *et al.* 1983, Sumizono・Inoue 1986,

Rajch 1987) で指摘されている。構成成分の約90%以上をオゾンが占める光化学オキシダント (以下、オキシダントと略す) は、ポプラの葉の表面に白色や褐色の可視被害を発生させる (久野 1980a, 1988)。ポプラは、オキシダントによって繰り返し暴露されると、著しく被害を受けて異常落葉して、生長量が減少すること (久野 1979, 久野ら 1996) が明らかになっている。岡崎・久野 (1991a, b) は、大気汚染の指標植物としてポプラ挿し木苗を、関東地域の平野部に配置して調査を行い、落葉や生長量などと大気汚染物質との関係について報告している。しかし、我が国の山間部において、大気汚染の指標植物としてのポプラを用いて、異常落葉などの長期間にわたる被害に関する研究は、未だ行われていない。

そこで、本研究では、ポプラ挿し木苗を、東京の山間部に配置して、ポプラの異常落葉の状況を調査した。その結果から、オキシダントの山間部への移流の特徴を把握した。また、ポプラが受ける長期間にわたる大気汚染の影響を明らかにすることで、大気汚染と山間部における森林衰退との関連について考察した。

¹ 東京都林業試験場, 〒190-0182 東京都西多摩郡日の出町大字平井 2753-1 ² 元東京都林業試験場
本研究の一部は、大気汚染学会講演要旨集 (34 : 419 1993) に発表した。

2. 方法

2.1 調査地

調査対象地域は、図 1 に示したように、東京都心(新宿)から約45km以上西北西に存在する山地を主にした多摩地域である。それらの東の地域は武蔵野台地からなり、その西方に、加治、狭山、草花、加住、多摩の丘陵が続き、さらにその西方には標高の高い関東山地が位置し、雲取山の 2,018 m を最高点として高度 1,500 m 級の山々が連なる。河川は、南方に秋川、北方に多摩川が東西に走り、上流部では、深い峡谷や、狭い河岸段丘がみられ、複雑な地形

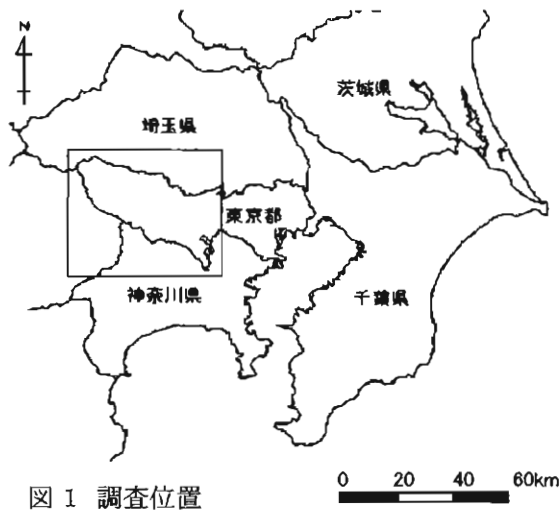


図 1 調査位置

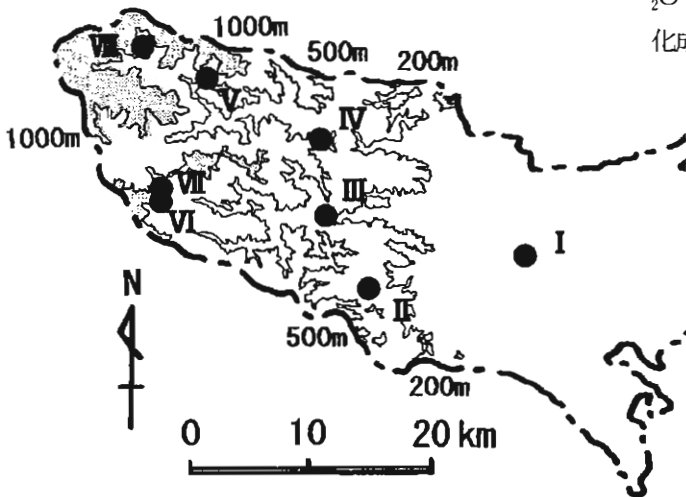
を成している。

調査地を図2に示す。1992年にポプラを配置した調査地は、山間奥地で標高が高い所から順に、月夜見(No.VI 標高1147m)、川乗(No.V 標高850m)、御岳(No.IV 標高230m)、上恩方(No.II 標高230m)および五日市(No.III 標高220m)であり、これらの地域を山間部とした。対照となる調査地は、台地に位置する立川(No.I 標高90m)として、平野部と記述した。山間部と平野部の調査地点数は合計6地点である。1993年の調査地は、山間部は風張峠(No.VII 標高1150m、月夜見の隣接地)、小川谷(No.VIII 標高1040m)、川乗(No.V 標高850m)、御岳(No.IV 標高230m)、上恩方(No.II 標高230m)および五日市(No.III 標高220m)であり、平野部は立川(No.I 標高90m)であり、合計7カ所である。

2.2 調査方法

2.2.1 栽培方法と配置方法

調査に使用するポプラ (*Populus deltoides* x *euramericana* clone I45/51) は、5月上旬に、ビニールポットを用いて、挿し木を行った。生長量の揃った株を、6月下旬に 1/2000a ワグネルポットに、1株ずつ移植した。ワグネルポットには、火山灰土のゴロ土 2.5 Lを敷き、その上に、培養土として、黒ボク土 : ピートモス : 砂 = 3 : 1 : 1 とした混合土を12 L入れた。肥料は、ポット当たりN3.7g, P₂O₅ 2.7g, K₂O 3.5g, MgO 1.32g, CaO 6.6g(配合比 8-8-8 の化成肥料 30gと緩効性肥料(ロング 100) 10gおよび



No.	配置地点名
I	立川 立川市富士見町(標高 90 m)
II	上恩方 八王子市上恩方(同 230 m)
III	五日市 あきる野市戸倉(同 220 m)
IV	御岳 青梅市御岳(同 230 m)
V	川乗 奥多摩町川乗(同 850 m)
VI	月夜見 檜原村月夜見(同 1147 m)
VII	風張峠 檜原村風張峠(同 1150 m)
VIII	小川谷 奥多摩町小川谷(同 1040 m)

図 2 ポプラを配置した調査地点
200 m 500 m 1000 m は標高

苦土石灰 12g)を全層に施用した。

ワグネルポットに移植した後に、浄化空気室内で育成し、6月末に、各調査地の日の当たる場所に5ポットずつ配布した。1992年と1993年の2年間、新しい挿し木苗を移植したプランターは、両年の6月下旬に調査地へ配置した。

2.2.2 可視被害と落葉の調査方法と計算方法

各調査地に配置したポプラの葉に発生した被害は、7月に受けた被害は7月末から8月初めの3日間に、また、8月に受けた被害は8月末から9月初めの3日間に調査した。調査は、配布した全ての株について、苗丈を測定し、幹の一番下にある葉から最上部にある葉まで、葉位ごとに可視被害と落葉を調べて、調査票(久野ら 2004)に記入した。これらの調査結果から、株ごとの草丈、現存葉数、落葉数、可視被害葉数から全葉数、落葉率および被害葉率を、以下に示す計算式より求めて、調査地ごとに調査集計票にまとめて平均値を計算した。

現存葉数 : 調査時に着生している葉の数

落葉数 : 調査時に落葉している葉の数

可視被害葉数 : 被害が認められた葉の数

全葉数 = 現存葉数 + 落葉数

落葉率 = (落葉数 / 全葉数) × 100

被害葉率 = (可視被害葉数 / 全葉数) × 100

2.3 気象と大気汚染状況

1992年と1993年7、8月の調査を行った時の気象状況は、山間部の小河内(標高 530m)と平野部の青梅(標高 155m)における気象庁のアメダス(東京管区気象台 1992、1993)の降水量、最高気温、最低気温および日照時間を用いて求めた。大気汚染物質のオキシダントの発生状況は、東京都で行っている大気汚染常時測定局測定結果(東京都環境局大気保全部 1992、1993)を参考にした。オキシダント濃度の1ヶ月における一時間平均値の最高値を月最高値とし、また、9時から18時までの1時間平均値の1ヶ月の積算値を計算してオキシダント・ドースにして求めた。

3. 結果

3.1 調査地におけるポプラの被害症状

各調査地に配布したポプラ挿し木苗の配置状況を写真1に示した。写真のAは檜原村の月夜見(No. VI)、Bはあきる野市戸倉の五日市(No. III)およびCは奥多摩町の川乗(No. V)である。調査地でみられた各ポプラの被害症状を写真2に示した。写真2のAに見られるように、ポプラは開葉後約1ヶ月経った成熟した葉の表面を中心に、白色斑点や褐色斑点が発現し、オキシダント中のオゾンによる可視被害の症状(農林省農林水産技術会議事務局 1976)がみられた。また、写真2のBに見られるように、野外で長期間、繰り返しオキシダントに曝されると、葉が黄色化、褐色化して、写真2のCに示したように、下位葉から中位葉当たりまで激しく落葉した。

3.2 ポプラの落葉率と被害葉率

1992年と1993年の7、8月の各調査地におけるポプラの苗丈と全葉数を図3に示す。平野部に近い標高の低い山間部の五日市(No. III)と御岳(No. IV)における苗丈の値は、平野部の立川(No. I)の値と同程度であり、他と比べて大きい傾向がみられた。全葉数は、標高の高低における大きな差はみられなかった。1992年7、8月の落葉率と被害葉率を図4に示す。1992年の落葉率の値が小さかったのは、山間部西北西の奥地に位置する標高 850mの川乗(No. V)で、次が標高 1147mの月夜見(No. VI)の値であった。一方、値が大きかったのは標高 230m以下の東南東寄りの五日市(No. III)と上恩方(No. II)の値であり、平野部の立川(No. I)の高い値と近かった。標高 230mの御岳(No. IV)の値はこれらの中間であった。被害葉率は、落葉率にみられたような調査地の標高と関連した明確な差はみられなかったが、標高の高い山間奥地の方が小さい傾向がみられた。

1993年7、8月の各調査地における苗丈と全葉数を図5に示す。平野部の立川(No. I)における苗丈と全葉数は山間部よりも大きかったが、山間部の各調査地の苗丈と全葉数には標高による差はあまり



写真 1 調査地に配置されたポプラ
 A : 月夜見 (No. VI 1992年) B : 五日市 (No. III 1992年)
 C : 川乗 (No. V 1992年)

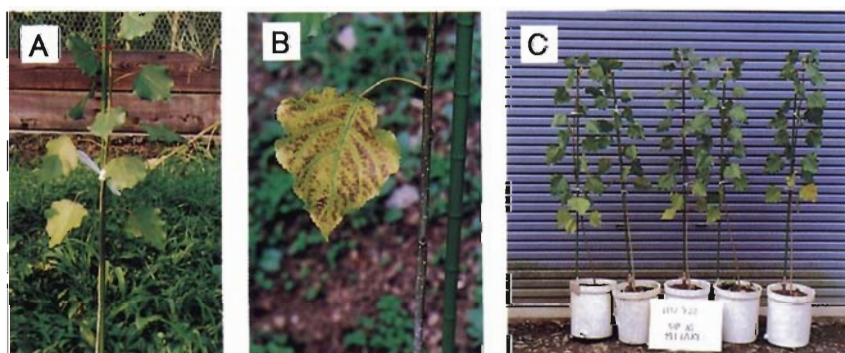


写真 2 ポプラの可視被害と落葉症状
 A : 五日市 (No. III 1992年8月28日) B : 五日市 (No. III 1992年8月28日)
 C : 御岳 (No. IV 1992年9月28日)

みられなかった。1993年 7、8 月の落葉率と被害葉率を図 6 に示す。1993 年 7 月は落葉がみられず、落葉率は全調査地で 0 であった。御岳 (No. IV)、五日市 (No. III) および立川 (No. I) においては、被害葉が確認されたが、被害葉率は 1992 年よりも小さい値であり、ばらつきも大きかった。8 月には全調査地で被害が観察されたが、落葉率と被害葉率は 1992 年よりも小さい値であった。山間部奥地にある標高 1000m 以上の小川谷 (No. VIII) と風張峠 (No. VII) では落葉率が小さかった。

4. 考察

ポプラ挿し木苗の葉は、展葉して約 1 カ月経つと成熟した葉になり、大気中のオキシダントによる影響を受けるようになる。初め、中下位葉に白色斑点が生じて、約 1 カ月間繰り返して大気汚染物質に曝されると、斑点が茶褐色に変化して異常落葉する (久野 1979)。ポプラの葉の可視被害は、オキシダント濃度が 60 ppb 以上の状態が続き、なおかつ 1 日の最高値が 100ppb 以上になると、中下位葉に白色斑としてはっきり現れる (久野 1979, 1980a)。Sumizono and Inoue (1986) はポプラの可視被害とオゾン・ドースとの関係について、感受性の高い品種では 80ppb・6hrs の暴露実験で可視被害が現れることより、ドース

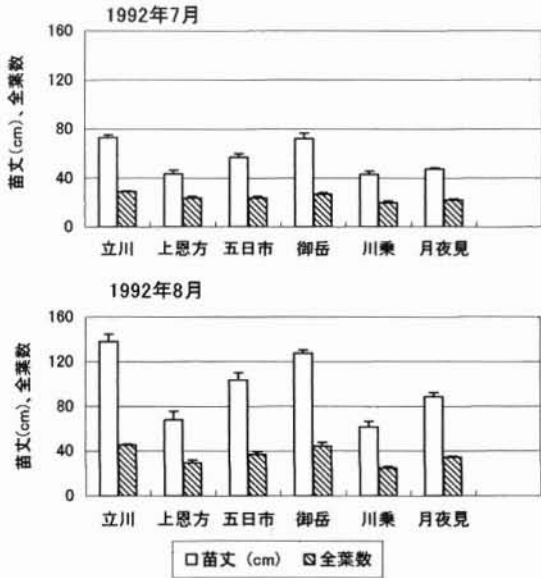


図3 1992年7、8月におけるポプラの苗丈と全葉数

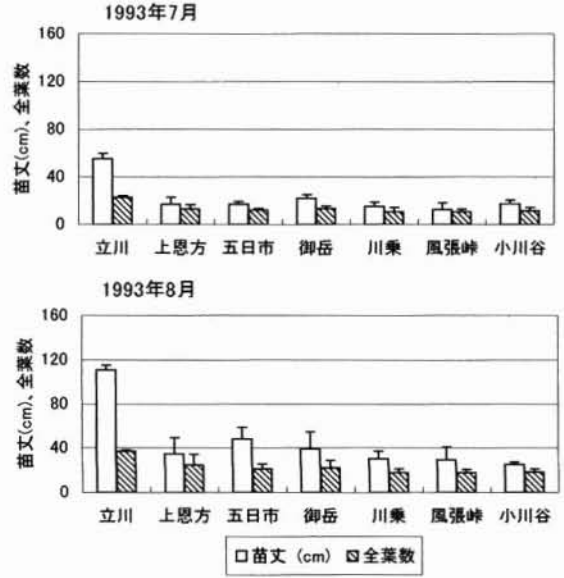


図5 1993年7、8月におけるポプラの苗丈と全葉数

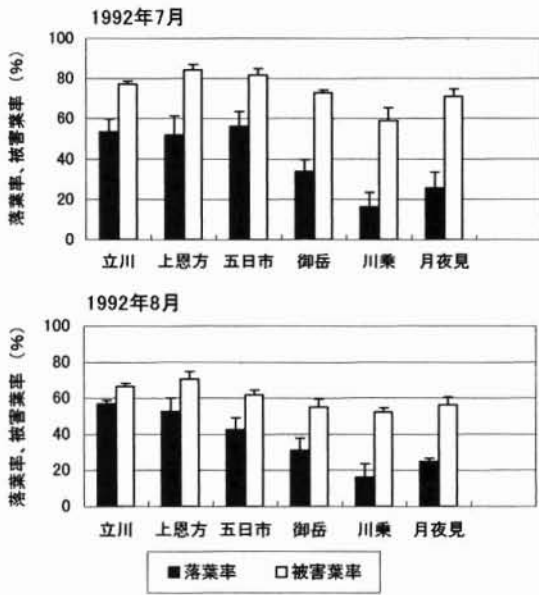


図4 1992年7、8月におけるポプラの落葉率と被害葉率

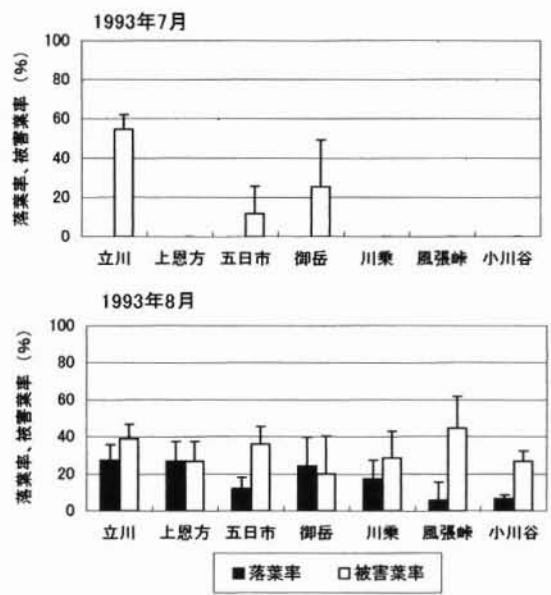


図6 1993年7、8月におけるポプラの落葉率と被害葉率

では約 500ppb・hrs以上で被害が生じるとしている。久野ら(1996)は、本研究で用いたポプラと同じ品種を用いて、浄化空気法によってオゾンと落葉率との関係を求めたところ、落葉現象が、オゾン・ドース(9-18時)が1ヶ月当たり約5000ppb・hrs以上になると発生することを明らかにした。

1992年と1993年7、8月の山間部の小河内(標高530m)と平野部の青梅(標高155m)における気象状況(東京管区气象台1993)を表1に示す。表2に

は、青梅、檜原および立川におけるオキシダント濃度(東京都環境局大気保全部1992~1995)の月間の最高値と、9~18時のオキシダント・ドースを示した。

1992年7、8月の降水量、気温、日照時間は平年並みであり、平野部の立川におけるオキシダント濃度が、月最高値は100~166ppb、月間の9~18時のオキシダント・ドースは10142~18540ppb・hrsと高い値であったことは、落葉率が立川で約50%と高い値

表 1 東京都の青梅と小河内における1992～1993年7月と8月の気象(アメダス)

7月										
青梅					小河内					
年	降水量 mm	平均気温 °C	最高気温 °C	最低気温 °C	日照時間 時間	降水量 mm	平均気温 °C	最高気温 °C	最低気温 °C	日照時間 時間
1992	236	24.0	34.2	16.1	105.5	162	21.9	32.2	14.3	102.1
1993	305	20.8	32.7	14.5	42.0	300	19.2	30.3	13.8	46.5

8月										
青梅					小河内					
年	降水量 mm	平均気温 °C	最高気温 °C	最低気温 °C	日照時間 時間	降水量 mm	平均気温 °C	最高気温 °C	最低気温 °C	日照時間 時間
1992	99	24.9	34.9	17.3	143.4	155	22.7	32.3	14.3	122.9
1993	230	22.8	32.4	17.0	79.6	214	20.9	32.0	15.1	75.9

青梅は、標高155m、緯度:北緯35度47.2分/経度:東経139度19.0分である。
 小河内は、標高 530m、緯度:北緯35度47.4分/経度:東経139度03.5分である。

表 2 1992～1993年7月と8月のオキシダント濃度の月最高値とオキシダント・ドース(9～18時)

		青梅		檜原		立川	
		月最高値	ドース	月最高値	ドース	月最高値	ドース
		(ppb)	9-18hrs (ppb·hrs)	(ppb)	9-18hrs (ppb·hrs)	(ppb)	9-18hrs (ppb·hrs)
1992年	7月	156	18320	226	-	166	18540
	8月	109	10488	99	-	100	10142
1993年	7月	104	8986	111	6477	89	6381
	8月	92	8639	101	7596	100	7995

— は長時間の欠測があるため記入せず

であった原因であると判断された。また、山間部低地の上恩方と五日市が、立川と類似した落葉率であったことから、平野部の大気汚染物質は山間部まで移流していると推察される。山間部奥地の標高の高い川乗と月夜見で落葉率が低かったことは、山間部奥地まではオキシダントが繰り返し移流していないために、オキシダント・ドースの値が低かったことが原因したと思われる。

1993年7、8月は低温、多雨で日照時間の少ない異常気象であり、1992年よりもポプラの成長が遅れて、苗丈と全葉数が小さい値であったと推察される。また、1993年7、8月のオキシダント濃度(表2)は月最高値が89～111ppbであり、可視被害は発生していたが、オキシダント・ドースは6381～8986ppb・hrsと低い値であり、平野部においても落葉は少なかったと予想される。なお、1次汚染物質から生じる2次汚染物質であるオキシダントは、太陽光の照射により発生し(中土井 1973)、気温の影響を受けることが知られている。したがって、1993年に落葉が少なか

ったのは、多雨による日照時間の低下や低温などの異常気象が、オキシダントをあまり発生しなかったことが原因して、調査対象地域の全域において落葉は少なかったことが予想された。

前報(新井ら 2004)では、山間部の上恩方と風張峠(或いは近接の月夜見)における林内雨のnss硫酸イオンと硝酸イオンの値は、林外雨の値よりも高く、このことは、光化学スモッグ中のエアロゾルが山間部に移流してきて、樹木の葉枝に沈着したためと考察されている。また、本研究と同じ調査地の上恩方でnss硫酸イオン濃度が高い値を示して、川乗で一番低くて、風張峠(或いは近接の月夜見)で中位の値であったことを述べている。この結果は、本研究のポプラの落葉率と同様な傾向をもつ結果であり、光化学スモッグ中のオキシダントとエアロゾルが似た動きをして山間部に移流していたことがこのことから予測される。

一方、オゾンによる樹木への影響は、オゾン濃度が高くなるにつれて光合成速度が低下し、成長量や

乾物重量が低下することが多くの樹木で確認されている(久野 1980b, Coyne and Bingham 1981, Reich 1983, Reich and Amundson 1985, Pye 1988, Lippert *et al.* 1996, Izuta *et al.* 1996, Rebbeck and Loats 1997, 松村ら 1996, 1998)。また、野外で発生しているオキシダントも、葉色の低下、クロロフィル量や光合成速度の減少を起こして、生長量の低下を招いていることが確認されている(久野 1979, 1980a, 久野と新井 2000, 久野と横山 2003, Reich 1987)。したがって、山間部に存在する樹木も、大気汚染物質のオキシダントによる影響を受けて落葉し、成長量の減少などを起こしていることが推察され、オキシダントが森林の衰退(Sandermann *et al.* 1997)を引き起こしていることが考えられる。

Miller *et al.* (1991) は、南カリフォルニアの山間部において ponderosa pine (*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws.) と Jeffrey pine (*Pinus jeffreyi* Grev. & Balf.) のオゾンによる可視被害の程度を調査して、標高が高いほど被害が少なかったことを報告している。著者ら(新井ら 2004)は、東京におけるモミの調査で、小枝の枯損と枝葉の密度における衰退度の現象が、標高 250m 以下の平野部に近い山間地域において大きいことを報告した。本研究では、ポプラのオキシダントによる落葉率が標高の低い地域ほど高いという結果を得ており、このことは上記のモミの衰退度に関する研究結果と一致している。したがって、この結果とモミの森林衰退の原因には、光化学スモッグのオキシダント(主にオゾン)が関連していることが推察される。

謝辞

本研究をとりまとめるにあたり桜美林大学の大喜多敏一名誉教授にご指導いただき、東京農工大学大学院の細木大輔氏、荒井浩輔氏にご協力いただいた。ここに感謝の意を表す。

引用文献

新井一司・久野春子・鈴木創・遠竹行俊・大喜多敏一
(2002) 東京の山間部におけるモミ林の衰退分布

の特徴. 大気環境学会 37(3): 184-191

新井一司・久野春子・鈴木 創・遠竹行俊 (2004) 森林衰退の原因解明に関する研究 III. 東京の山間部における降雨の実態と林内外における主要イオンの年間降水量. 東京都林業試験場研究報告 13: 6-14

Coyne, P.I. and Bingham, G.E. (1981) Comparative ozone dose response of gas exchange in ponderosa pine stand exposed to long-term fumigations. JAPCA. 31: 38-41

Furukawa, A., Katase, M., Ushijima, T. and Totsuka T. (1983) Inhibition of photosynthesis of poplar species by ozone. J. Jap. For. Soc. 65: 321-326

Izuta, T., Umemoto, M., Horie, K., 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. Jpn. Soc. Atoms. Environ. 31: 95-105

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: A1-A8

Krause, G. H. M., Arndt, U., Brandt, C. J., Bucher, J., Kenk, G., Matzner, E. (1986) Forest decline in Europe: Development and possible causes. Water, Air, and Soil Pollution 31: 647-668

久野春子 (1979) 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1報 空気浄化法によるポプラさし木苗の成長量、落葉数などの経年変化. 大気汚染研究 14: 265-274

久野春子 (1980a) 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齢のクロロフィル含有量率、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. 大気汚染研究 15: 155-162

久野春子 (1980b) 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3報 光合成、光呼吸および暗呼吸に対するオゾン処理の影響. 大気汚染学会誌 15: 207-212

久野春子 (1988) 光化学オキシダントが園芸植物に及ぼす影響. 東京都農業試験場研究報告 21:

36-45

- 久野春子・新井一司・中村圭亨・横山仁 (1996) 東京の光化学オキシダントなどがポプラにおよぼす影響について (1) 立川市における浄化・非浄化空気室内でのポプラ挿し木苗の生長と落葉の年度別比較. 大気環境学会講演要旨集 37 : 556
- 久野春子・新井一司 (2000) 都市近郊の大気環境下における樹木の生理的特徴 (I) - 光化学オキシダントによる広葉樹4種のガス交換速度への影響. 日緑工誌 23(3) : 208-220.
- 久野春子・横山仁 (2003) 都市近郊の大気環境下における樹木の生理的特徴 (II) - 24 樹種のガス交換速度-. 日本緑化工学会誌 28(4) : 530-541
- 久野春子・新井一司・鈴木創 (2004) 森林衰退の原因解明に関する研究 IV. 山間部における光化学オキシダントによるアサガオの被害分布. 13 : 15-25
- Hildebrand, E., Skelly, J. M., Fredericksen, T. S. (1996) Foliar response of ozone-sensitive hardwood tree species from 1991 to 1993 in the Shenandoah National Park, Virginia. *Can. J. For. Res.* 26 : 658 - 669
- Lippert, M., Steiner, K., Payer, H.-D., Simons, S., Langebartels, C. and Sandermann, H. Jr. (1996) Assessing the impact of ozone on photosynthesis of European beech (*Fagus sylvatica* L.) in environmental chambers. *Trees* 10 : 268-275
- Miller, P. R., McBride, J. R., Schilling, S. L. (1991) Chronic ozone injury and associated stresses affect relative competitive capacity of species comprising the California mixed conifer forest type. In : *Memorias del primer simposial nacional, Agricultura sostenible: Una opcion para el desarrollo sin deterioro ambiental*. Available from: Comision de Estudios Ambientales, Colegio de Postgraduados, Montecillo, Edo. Mexico, 161 - 172
- 松村秀幸・青木博・河野吉久・伊豆田猛・戸塚績 (1996) スギ、ヒノキ、ケヤキ苗の乾物成長とガス交換速度に対するオゾンの影響. 大気環境学会誌 31 : 247-261
- 松村秀幸・小林卓也・河野吉久 (1998) スギ、ウラジロモミ、シラカンバ、ケヤキ苗の乾物成長とガス交換速度に対するオゾンと人工酸性雨の単独および複合影響. 大気環境学会誌 33 : 16-35
- 中土井隆 (1973) 環境汚染分析法7、オキシダント・窒素酸化物. 山懸登、大喜多敏一編 大日本図書 pp.17
- 農林省農林水産技術会議事務局 (1976) 大気汚染による農作物被害症状の標準図譜. pp. 9 - 40
- 岡崎淳・久野春子 (1991a) ポプラ配置法による大気汚染の植物成長影響調査 1—成長指数と環境要素との関係—. *人間と環境* 17(2) : 57-65
- 岡崎淳・久野春子 (1991b) ポプラ配置法による大気汚染の植物成長影響調査 2—成長指数による環境評価. *人間と環境* 17(2) : 66-71
- Pye, J.M. (1988) Impact of ozone on the growth and yield of trees. *A Review. J. Environ. Qual.*, 17 : 347-360
- Rebbeck, J., Loats, K. V. (1997) Ozone effects on seedling sugar maple (*Acer saccharum*) and yellow-poplar (*Liriodendron tulipifera*) : gas exchange. *Can. J. For. Res.*, 27 : 1595-1605
- Reich, P.B. (1983) Effects of low concentrations of O₃ on net photosynthesis, dark respiration, and chlorophyll content in aging hybrid poplar leaves. *Plant Physiol.* 73 : 291-296
- Reich, P.B. (1987) Quantifying plant response to ozone : a unifying theory. *Tree Physiol.* 3 : 63-91.
- Reich, P.B. and Amundson, R.G. (1985) Ambient leaves of ozone reduce net photosynthesis in tree and crop species. *Science* 230 : 566-570
- Sandermann, H., Wellburn A. R. and Heath, R.L. (1997) Forest decline and ozone: Synopsis. In H. Sandermann, A.R. Wellburn and R.L. Heath, eds. *Forest Decline and Ozone*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 369-377
- 須田隆一・杉 泰昭・宇都宮彬・大石興弘・濱村研吾 (1992) 酸性降下物等による植物衰退現象の実態 / 宝満山 (福岡県) のモミ. *資源環境対策* 28 : 1344 - 1348

1344 - 1348

Sumizono, T. and Inoue, T. (1986) Responses of foliar gas exchanges of poplar clones in relation to resistance to ozone. Bull. For. & For. Prod. Inst. No. 336 : 35-44

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. 神奈川県林試研報 19 : 23 - 42

東京管区气象台 (1992, 1993) 東京都気象月報. 平成4年～平成5年 7、8月

東京都環境局大気保全部 (1992, 1993) 大気汚染常時測定局測定結果報告. 1992年7月、8月、1993年7月、8月

Forest decline on the mountains of western Tokyo

VI. Effects of photochemical oxidants on defoliation rate of

Poplar cuttings on the mountains of western Tokyo

KUNO Haruko, ARAI Kazushi, SUZUKI Hajime

¹ Tokyo Metro. For. Exp. Sta. ² Formerly, Tokyo Metro. For. Exp. Sta.
2753-1, Hirai, Hinode-Machi, Tokyo 190-0182 JAPAN

Abstract : It is necessary to understand the distribution of air pollutants on mountainous area of Tokyo to understand the impact of air pollution on forest. In order to investigate the distribution hybrid poplar sample was used as an indicator plant of air pollution, especially of photochemical oxidants. The poplar sensitively reacts to ozone in the photochemical air pollution and its damage could be seen on the surface of its leaf. Additionally, when exposed for a long time defoliation occurred. Poplar cutting samples were set on the mountainous area of Tokyo to investigate the damage appeared on the leaves. In July and August 1992 when weather condition was usual and oxidant was in ordinary level, defoliation was caused by oxidants more frequently in the southeastern part of the mountain with altitude of less than 260m. Further, defoliation occurred less frequently at altitude of approximately 1000m in the interior of mountainous area. On the other hand, in July and August 1993 when the weather was unusual because of few sunshine hours, lower temperature and frequent rain, defoliation scarcely occurred in all investigation sites. These results supported the hypothesis that higher level of oxidants arrived on the mountain area from southeastern plain could cause defoliation and also forest decline.

Key words : oxidant, ozone, poplar, defoliation, mountain, Tokyo