

犬越路測定局におけるオゾン濃度等の経年変化及び ブナ生育への影響評価（2）

関 達哉*・武田麻由子**・丸山朋見**・柳下良美*, ***・柴田健一郎*

Annual Trend of Atmospheric Ozone Concentration and Estimation of its Impact on Growth of Beech Seedlings at Inugoeji (II)

Tatsuya SEKI*, Mayuko TAKEDA**, Tomomi MARUYAMA**,
Yoshimi YAGISHITA*, ***, Kenichiro SHIBATA*

はじめに

ブナ林はわが国の冷温帯を代表する森林であり、北海道南部から九州まで広範囲に分布している。自然性の高い極相林として存続している森林も多く、また生物多様性豊かな地域として保全されている地域も多い。しかし、近年、全国各地でブナ林の衰退が報告されている（越地ら、1996；猪上ら、2002）。

神奈川県北西部に位置する丹沢山地では、1970～1980年頃にブナの枯損が始まり、現在も進行中である。特に檜洞丸（標高1601m）の稜線部の南斜面でブナ林の衰退や枯損が著しい（越地ら、1996）。ブナ林衰退の原因として、水ストレスや葉食昆虫ブナハバチの大発生とともに、大気汚染物質であるオゾンの影響が指摘されている（山根ら、2007）。ブナ林の衰退防止対策とその再生のためには、オゾン濃度の動態把握とブナへの影響の究明が大きな課題となっている。

神奈川県環境科学センターでは西丹沢犬越路観測局で継続して大気汚染物質等の現状把握を行っており（阿相ら、2001；武田ら、2013），丹沢山地のオゾン濃度が都市部に比べて著しく高いことを明らか

にしてきた（武田ら、2007）。併せて2002年から犬越路測定局においてオープントップチャンバーを用いた野外実験を行っており、環境大気をそのまま通気した環境大気チャンバー及び活性炭フィルターでオゾン等を除去した清浄空気を通気した浄化チャンバーで2年生ブナ実生苗を3生長期間にわたって生育したところ、環境大気チャンバーのブナ苗で葉のクロロフィル含有量（SPAD値）や個体乾重量が有意に低下し（武田ら、2007），2002～2004年当時の丹沢山地のオゾンがブナ苗の生育に悪影響を及ぼしていたことを明らかにした。一方、第2期丹沢大山自然再生計画（2012～2016年）終了時には丹沢山地のオゾン濃度等は以前より減少傾向にあり、オープントップチャンバーを用いた野外実験でも、オゾンの影響によるブナ苗の生育抑制は小さくなっていることが明らかとなった（武田ら、2015）。しかし、その後のオゾン濃度の動態とブナへの影響は不明であった。

そこで今回、これまでの測定結果に第3期丹沢大山自然再生計画（2017～2022年）期間中のオゾン濃度の測定結果を追加して示した。また、本期間中もブナへのオゾン影響を解明するためのオープン

* 神奈川県農業技術センター 生産技術部（〒259-1204 神奈川県平塚市上吉沢1617）

** 神奈川県環境科学センター 調査研究部（〒254-0014 神奈川県平塚市四之宮1-3-39）

*** 現所属 神奈川県農業技術センター 企画経営部（〒259-1204 神奈川県平塚市上吉沢1617）

トップチャンバー実験を実施し、加えて今回は、オゾンとともにブナ林衰退の原因のひとつとされる水ストレスを複合的に曝露することを試みたので、その結果について報告する。

II 犬越路におけるオゾン等の濃度の経年変化

1. 調査地点

調査地点は神奈川県大気汚染常時監視測定局の研究局である西丹沢犬越路測定局（山北町中川927-2、北緯35度29分16秒、東経139度5分6秒、標高920m、以下、「犬越路測定局」という。）である。本測定局は、環境省が森林衰退の原因究明に資するため、全国酸性雨調査の一環として1995年に国設酸性雨測定所として開設したものであり、2002年度に神奈川県に移管され、現在も神奈川県環境科学センターが大気汚染物質等の測定を行っている。この測定局は東京湾京浜工業地帯からは西に約55km、相模湾、駿河灘の海岸線からは北にそれぞれ約25km、45kmの位置にある。また、北16kmに中央高

速道路が、南13kmに東名高速道路が通っている。測定局周辺の林道は1999年にゲートが設置されて以降、関係車両以外の車両の通行はなく、近傍に人为的発生源がない測定局となっている。

2. オゾン濃度等測定結果

犬越路測定局におけるオゾン濃度の年平均値の経年変化を図1に、季節別平均値の経年変化を図2に示す。犬越路測定局のオゾン濃度の年平均値は、2002年度までは比較的高い年もあったが、2003年度以降は、極端に低かった2013年度(30ppb)以外は40ppb前後で微減～横ばいの傾向にあった。オゾンはブナの葉に悪影響を及ぼすことから、落葉広葉樹であるブナの着葉期のオゾン濃度とその影響を評価する必要がある。季節別にみると、秋季(10-12月)及び冬季(1-3月)は2012年頃までは減少傾向にあつたが、近年は横ばい～上昇傾向にあつた。一方、ブナの着葉期に当たる春季(4-6月)及び夏季(7-9月)のオゾン濃度は減少傾向にあつた。

オゾンの森林樹木への影響を示す指標としてAOT40が用いられている。AOT40は4～9月の日中6:00～18:00の1時間ごとのオゾン濃度の40 ppbを越える差分の積算値で示され、欧米においては、ヨーロッパブナの苗木を用いた実験によって、1年当たりの生長が10%減少する値として、10 ppm·hが提案されている(Fuhrer et al., 1997)。

AOT40の経年変化を図3に示す。年度による増減はあるものの、AOT40は経年的に顕著に減少する傾向を示し、2022年には10.1 ppm·hを記録した。2002～2004年当時の丹沢山地のオゾンでブナ苗は対照に比べ60%程度の生長低下を示したが、近年では10%程度の生長低下に留まっている可能性がある。

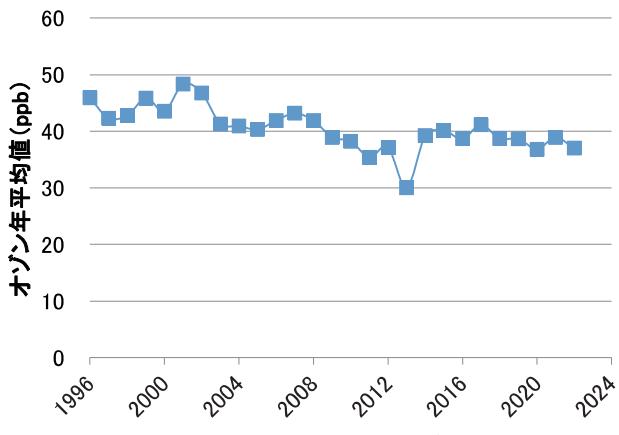


図1 犬越路におけるオゾンの年平均値の経年変化

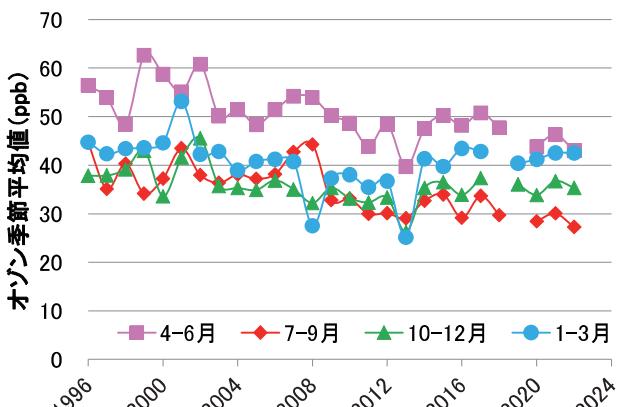


図2 犬越路におけるオゾンの季節別平均値の経年変化

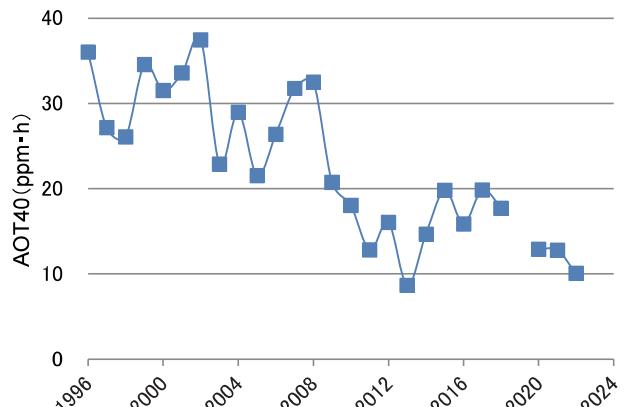


図3 犬越路におけるAOT40の経年変化

III 犬越路におけるオープントップチャンバー実験

1. 実験内容

オープントップチャンバー（以下、チャンバー）は屋根部分が開放され、側面が透明アクリル板で囲われたチャンバーである（相原・武田 2004）。側面にはファンが取り付けてあり、活性炭フィルターを通じて浄化された大気を、あるいは浄化しないそのままの大気をチャンバー内に導入することができる（相原・武田 2004）。このため、チャンバー内に植栽したブナ苗に対して、野外の降雨、気温、土壤等の環境条件下で大気中オゾンの暴露の有無を操作することができる（武田・相原 2007）。このチャンバー（幅 60cm × 奥行き 120cm × 高さ 90cm）を犬越路測定局に 8 基設置し、4 基を環境大気をそのまま通気したチャンバー（以下、非浄化区）、残りの 4 基を活性炭フィルターでオゾン等を除去した清浄空気を通気したチャンバー（以下、浄化区）とした。

水ストレスの操作はブナ苗を植栽したポットの埋設深度を変えることで行った。2017 年 3 月に赤土を深さ 25 cm まで充填した不織布ポット（直径 30cm、深さ 28cm）32 個へ、2 年生丹沢産ブナ苗 32 本を 1 本ずつ植栽し、これを各チャンバーに 4 ポットずつ埋設した。このうち環境大気区及びオゾン浄化区の 2 基ずつには、水ストレスを与るためにポットに充填した赤土の高さの上半分が地表面から上に出るようにポットを埋設し（以下、半分埋設区）、各区残り 2 基ずつには対照としてポットの赤土表面が地表面と同じ高さになるようにポットを埋設した（以下、全体埋設区）。

試験区は、オゾン除去に関する要因と、水ストレスに関する要因の組合せにより、「浄化・全体埋設区」、「非浄化・全体埋設区」、「浄化・半分埋設区」、「非浄化・半分埋設区」の 4 試験区とした。

オゾンや水ストレスの影響はブナの生理活性や生長に様々な悪影響を及ぼすことが想定される。本研究では生理活性の指標として葉のクロロフィル含量（SPAD 値）と蒸散速度に着目した。SPAD 値の測定には葉緑素計（MINOLTA 社製 SPAD-502）、蒸散速度の測定には蒸散測定器（Delta-T 社製 POROMETER AP4），をそれぞれ用いた。測定は着葉期に当たる 5 ～ 10 月に月 1 ～ 2 回の頻度で各苗の最も高い位置にある展開葉およびその下の 3 枚を対象として行つ

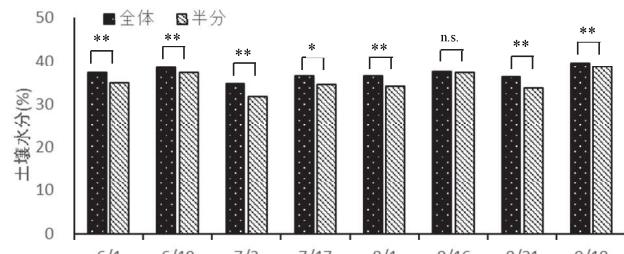


図 4 ブナ苗の埋設深度による土壤水分への影響（2018 年）

z 有意差は t-test により
n.s. ; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

た。また、2017 年から 3 年間の生長の指標として 2019 年 10 月に樹高、基部径および冬芽の数を測定のうえ、ブナ苗を地表面と同じ高さで切断して持ち帰り、80°C、15 日間、熱風乾燥機にて乾燥させた後に乾物重を測定した。土壤水分の測定は、2018 年の毎月の現地調査時に簡易型水分測定器（竹村電機製作所製 DM-18）を用いてポット内の土壤水分を計測することにより行った。

2. ブナ生育量に対するオゾンと水ストレスの複合影響

まず、不織布ポットの埋設深度によるブナ苗の土壤水分に及ぼす影響を図 4 に示した。土壤水分値は、降雨直後の 8 月 16 日を除き、いずれの調査日でも全体埋設区で有意に高く、不織布ポットの埋設深度により土壤水分が異なる状態を再現できていると考えられた。

SPAD 値と埋設深度およびオゾン除去の有無との関係は年や季節により異なった。SPAD 値は 1 年目の 7、8 月には環境大気区（浄化無）で高かったが、10 月にはオゾン除去区（浄化有）のほうが高くなつた。1 年目には埋設深さの違いによる SPAD 値の差は認められなかった（表 1）。2 年目には、SPAD 値は全体埋設区で高くなり、5 月～7 月の生育前半はオゾン除去との相互作用が認められ、最もストレスがかかることが想定される半分埋設・環境大気区でより低くなつた（表 2）。3 年目には、SPAD 値はオゾン除去により 5 月中旬～7 月中旬までの生育前半および 9 月下旬～10 月上旬の生育後半に高くなつたが、埋設深度との関係は認められなかつた（表 3）。

蒸散速度と埋設深度およびオゾン除去の有無との関係もまた、年や季節により異なつた。蒸散速度は、1 年目（2017 年）には 7 月を除いていずれの時期でも全体埋設区のほうが大きくなり、10 月にはオゾ

表1 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いがSPAD値に及ぼす影響 (2017年)

試験区	5/19	6/15	7/14	8/16	9/1	10/30
净化・全体埋設	29.0	38.5	36.4	40.6	42.4	31.8
非浄化・全体埋設	29.8	39.6	42.8	41.4	42.9	26.9
净化・半分埋設	30.7	38.4	40.7	39.1	39.7	32.4
非浄化・半分埋設	31.6	39.0	42.4	42.8	43.2	19.4
有意差 ^z	埋設深度	n. s.				
オゾン浄化	n. s.	n. s.	**	*	n. s.	*
交互作用	n. s.					

z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表2 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いがSPAD値に及ぼす影響 (2018年)

試験区	6/1	6/19	7/2	7/17	8/1	8/16	8/31	9/18
净化・全体埋設	32.8	33.6	34.1	34.3	35.9	35.1	39.7	40.6
非浄化・全体埋設	35.1	35.9	37.8	39.5	35.8	38.6	43.3	44.6
净化・半分埋設	31.9	33.8	35.2	31.6	31.7	31.0	35.0	37.4
非浄化・半分埋設	28.3	29.0	30.2	29.3	29.1	29.3	32.2	33.8
有意差 ^z	埋設深度	**	*	n. s.	**	n. s.	*	**
オゾン	n. s.							
交互作用	*	*	*	n. s.				

z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表3 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いがSPAD値に及ぼす影響 (2019年)

試験区・調査日	5/10	5/24	6/11	6/26	7/12	7/25	8/7	8/22	9/6	9/25	10/9
净化・全体埋設	19.2	33.3	39.2	41.6	41.5	45.2	45.7	47.4	47.4	46.4	45.2
非浄化・全体埋設	20.4	29.2	34.9	35.6	37.9	42.4	43.0	46.2	46.0	44.9	38.4
净化・半分埋設	20.9	33.1	40.2	42.0	42.8	45.3	48.2	48.6	49.3	50.8	48.4
非浄化・半分埋設	19.1	28.9	34.9	37.1	38.0	42.4	44.2	46.3	47.0	44.1	41.6
有意差 ^z	埋設深度	n. s.									
オゾン	n. s.	*	**	**	*	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	*	**
交互作用	n. s.										

z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表4 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが蒸散速度 (mmol · m⁻² · s⁻¹) に及ぼす影響 (2017年)

試験区	6/15	7/14	9/15	10/30
净化・全体埋設	3.08	4.47	2.28	1.89
非浄化・全体埋設	3.20	3.97	2.20	1.51
净化・半分埋設	2.23	4.32	1.96	1.56
非浄化・半分埋設	2.78	5.18	1.92	1.27
有意差 ^z	埋設深度	**	n. s.	**
オゾン浄化	n. s.	n. s.	n. s.	**
交互作用	n. s.	**	n. s.	n. s.

z 有意差は二元配置分散分析により n. s. ; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表5 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが蒸散速度 ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) に及ぼす影響 (2018年)

試験区・調査日	6/1	6/19	7/2	7/17	8/31	9/18	
浄化・全体埋設	2.25	2.62	5.16	3.07	15.16	3.15	
非浄化・全体埋設	2.62	3.43	5.62	2.94	13.35	2.52	
浄化・半分埋設	2.19	3.16	4.99	2.89	14.44	2.73	
非浄化・半分埋設	2.03	2.60	4.40	2.71	9.87	2.35	
有意差 ^z	埋設深度	*	n.s.	*	**	n.s.	*
	オゾン	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	**
	交互作用	n.s.	**	*	n.s.	n.s.	n.s.

z 二元配置分散分析により n.s.; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表6 オゾン浄化の有無と埋設深度の違いが蒸散速度 ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) に及ぼす影響 (2019年)

試験区・調査日	5/10	5/24	6/26	7/12	7/25	8/7	8/22	9/6	9/25	10/9
浄化・全体埋設	1.85	2.37	6.17	2.60	4.20	4.94	3.37	4.21	1.98	2.13
非浄化・全体埋設	1.70	1.38	5.88	2.35	3.76	5.05	2.91	3.66	1.45	1.52
浄化・半分埋設	1.82	1.71	7.92	2.43	4.59	4.82	3.28	4.49	2.01	2.14
非浄化・半分埋設	1.85	1.16	6.05	2.22	4.65	6.24	3.19	5.55	1.94	2.04
有意差 ^z	埋設深度	n.s.	*	n.s.	*	**	n.s.	n.s.	**	**
	オゾン	n.s.	**	*	*	n.s.	**	**	n.s.	**
	交互作用	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*	*	*

z 二元配置分散分析により n.s.; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

表7 生育調査(2019年10月)

試験区	樹高 (cm)	基部径 (mm)	乾物重 (g)	冬芽数 (個)
浄化・全体埋設	63.2	10.3	15.8	50.9
非浄化・全体埋設	65.3	8.9	11.8	52.0
浄化・半分埋設	74.9	11.1	20.2	61.5
非浄化・半分埋設	56.6	10.9	16.7	52.6
有意差 ^z	埋設深度	n.s.	n.s.	n.s.
	オゾン	n.s.	n.s.	n.s.
	交互作用	n.s.	n.s.	n.s.

z 有意差は二元配置分散分析により n.s.; P>=0.05, *; P<0.05, **; P<0.01

ノ除去区のほうが高くなつた。また、7月に埋設深度とオゾン除去の有無による交互作用が認められ、非浄化・半分埋設で蒸散速度が大きくなつた(表4)。2年目には、蒸散速度は生育期間中、全体埋設区で高く推移し、盛夏以降は埋設深度とオゾン除去により蒸散速度に差が認められた(表5)。3年目には、蒸散速度はオゾンを除去することでおおむね高くなり、8月以降の生育後半には交互作用が認められ、全体埋設・環境大気区で低くなる傾向が認められた(表6)。

3年間の地上部の生育量については、実生苗の個体差が大きく、2017年から定植後3回の生育期を経過したブナ苗にオゾン除去および埋設深度の影響は認められなかつた(表7)。

以上のように、大気中オゾンの3年間の累積的な影響により、SPAD値と蒸散速度が低下する結果が得られた。オゾン濃度が高かつた2002～2004年の武田・相原(2007)と比較し、本研究ではSPAD値では3年目(2019年)でも7/25～9/6のように有意差がない原因としては、大気環境中のオゾン濃度

の低下が考えられる。実際、生長量の差としては現れておらず、本研究の3年間のオゾン濃度大気中オゾンによるブナ苗の生理活性と生長への影響は以前より軽微であったことが考えられる。

埋設深度については、半分埋設のほうが水ストレスが大きくなり、その結果として生理活性と生長が低下することを想定して試験設計を行った。しかし、2年目のSPAD値のように一時的には想定された結果がみられたものの、3年間の累積的な影響として明瞭な結果は得られなかった。

埋設深度については、根の伸長にともない水ストレスが軽減された可能性も考えられる。今後、水ストレスを与えるための埋設方法や埋設後の供試樹の土壤水分管理については、植栽するポットの資材、埋設位置の土壤環境、埋設の深さ等を考慮して、より効果が高く、均一性の高い水ストレス付与の方法を検討すべきであると考えられた。

IV おわりに

オゾンは森林生態系に対して最も危険なガス状大気汚染物質と考えられており、丹沢のブナに対しても大きなストレスとなっていることが明らかとなっている。また、水ストレスもブナ衰退要因の一つとされているため、併せて検証した。犬越路測定期において長期的にオゾン濃度を測定し、オープントップチャンバー実験によって、ブナ苗へのオゾンと水ストレスの影響を検証することにより以下の知見を得た。

1. オゾンがブナ生育量に影響を及ぼしていることが確認され、近年のようにオゾン濃度が低くAOT40が小さい年にはブナ生育量の低下率が小さくなっていることが示された。
2. ブナ生育量に対するオゾンと水ストレスの複合

影響について検討したところ、処理による生育量に有意な差は認められなかつたが、葉緑素含量(SPAD値)および蒸散速度の推移から土壤水分を高く維持し、オゾンを除去することで幼木の生育が促進されると推測された。

参考文献

- 相原敬次、武田麻由子（2004）可搬型オープントップチャンバー(OTC)の開発. 神奈川県環境科学センター研究報告 27 : 77-81
- 阿相敏明・武田麻由子・相原敬次（2001）西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
- 猪上信義・野田亮・佐々木重行（2002）福岡県英彦山におけるブナ林の衰退現象と立地との関係. 九州森林研究 55 : 54-57
- 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
- 武田麻由子・相原敬次（2007）丹沢山地の大気中オゾンがブナ(*Fagus crenata*)苗に及ぼす影響. 大気環境学会誌 42(2) : 107-117
- 武田麻由子・小松宏昭・岡敬一・阿相敏明（2013）西丹沢における大気汚染物質及び酸性雨の状況(1996～2011). 神奈川県環境科学センター研究報告 36 : 27-35
- Führer J., Skärby L., Ashomore M. R. (1997) Critical Levels For Ozone Effects on Vegetation in Europe. Environ. Pollut. 97(1-2) : 91-106
- 山根正伸・相原敬次・鈴木 透・笛川裕史・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. 丹沢大山総合調査団(編). (財) 平岡環境科学研究所丹沢大山総合調査学術報告書, 703-710