

# 空間情報を用いた対流圏オゾンの植生影響評価法

星加 康智 Yasutomu Hoshika

東京大学 大学院農学生命科学研究科  
生物・環境工学専攻 研究員

清水 庸 Yo Shimizu

東京大学 大学院農学生命科学研究科  
生物・環境工学専攻 助教

大政 謙次 Kenji Omasa

東京大学 大学院農学生命科学研究科  
生物環境情報工学研究室 教授

空間情報を用いた対流圏オゾンの植生への影響評価の方法にはいくつかの方法がある。AOT40のような濃度と曝露時間から求める方法が従来から使用されてきたが、オゾンは気孔を介して葉内に入り被害を与えるため、オゾン吸収量をもとに植物被害の程度を評価する必要がある。筆者らの結果から、東アジア地域においても AOT40 値とオゾン吸収量における空間分布には違いがあり、東アジア地域における植物被害を評価する際に、オゾン吸収量をもとにした評価が有効である可能性があることが明らかになった。

## 1 緒言

自動車などから排出される窒素酸化物 (NO<sub>x</sub>) と炭化水素は、太陽からの紫外線による光化学反応により「光化学オキシダント」と呼ばれるオゾンや PAN (ペルオキシアセチルナイトレート) に変換される。オゾンは、光化学オキシダントの90%以上を占めており、植物被害や健康被害を与える (大気環境学会創立50周年記念号, 2009)。そして、成層圏のオゾンと区別するために、「対流圏オゾン」(以降、「オゾン」と記述する) と呼ばれる。19世紀以降、世界の多くの地域においてオゾン濃度は上昇し、北半球ではこの100年間で2倍以上になったと報告されている (Volz & Kley, 1988; Akimoto, 2003)。東アジア地域においても、近年、NO<sub>x</sub> や VOC (volatile organic compounds: 揮発性

有機化合物) のようなオゾンの前駆物質の排出量が増大しているに伴い、オゾン濃度が増大している (Naja & Akimoto, 2004)。月平均オゾン濃度は最高で50~70 ppbにも及び、ヨーロッパの月平均最高オゾン濃度と同等か、それ以上に至っている (Yamaji *et al.*, 2006)。また、大原・坂田 (2003) によれば、1985年~1999年における日本全国の大気常時監視測定局で測定された光化学オキシダントの年平均濃度を解析した結果、その82%の測定局で経年的な増加傾向 (0.33 ppb/year; 1.1%/year) を示したことが報告されている。特に1991年~1996年の6年間に約5 ppbも増加した。

オゾンは、植物に有害な影響を与えることで知られている (e.g., NIES, 1980, 1984; Koziol & Whatley, 1984; Schulte-Hostede *et al.*, 1987; Yunus & Iqbal, 1996; De Kok &

Stulen, 1998; 野内, 2001; Omasa *et al.*, 2002; 大気環境学会創立50周年記念号, 2009)。実際に、高オゾン濃度下で、植物の葉面に白色や褐色の可視障害および植物の成長被害や農作物の収量の低下が生じることがわかっている。そのため、東アジア地域におけるオゾン濃度上昇による植物被害を評価する必要があると指摘がされている (Ashmore, 2005)。

## 2 空間情報を用いたオゾンによる植物被害の評価

### 2.1 オゾン濃度のみを用いた植物被害の評価

オゾンによる植物被害の評価は、まずオゾン濃度の平均値やその最高値を用いたり、「濃度 × 曝露時間」(ドース) を用いたりして、植物被害の程度との

関係を解析することが行われてきた (e.g., Mudd & Kozlowski, 1975)。これは、オゾン濃度のみを用いて植物被害の程度を評価する手法はシンプルであるためであり、複雑な計算をすることなく、オゾンによる植物被害の評価が可能となるためである。

たとえば、オゾンによる農作物の収量への影響に関しては、Kobayashi *et al.* (1995) が、5段階 (外気オゾン濃度の0.5倍, 1.0倍, 1.5倍, 2.0倍および2.75倍) のオゾン曝露実験からオゾン濃度とイネの収量との間の関係を解析し、指数関数で示せることを報告している。オゾン濃度に曝露時間を乗じて算出されるドースと植物被害の程度との関係は「ドース・レスポンス関係」と呼ぶ (e.g., Heck, 1984; 小林, 1999)。小林 (1999) はさらに、このドース・レスポンス関係と作物生長モデルを用いて関東地方における水稻の減収率を推定しており、1981年～1985年の間で年ごとの変動があるものの、減収率は5年間の平均で約3%であったと報告している。

また、高濃度に重みづけをした積算オゾン濃度であるAOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb)<sup>\*</sup>を用いて、オゾンによる植物被害の評価を行っている例もある。AOT40値は日中における40 ppb以上のオゾン濃度の積算値であり、次式で示される。

$$AOT40 = \int \max([O_3]_{air} - 40, 0) dt \quad (1)$$

ここで、 $[O_3]_{air}$ は大気オゾン濃度 (ppb) である。

たとえばヨーロッパでは、オゾンの影響から植物を保護する基準の設定を目的として、UNECE (United Nations Economic Commission for Europe; 国連欧州経済委員会) が、葉面可視障

害の発生、および農作物の収量の低下や植物の乾物成長量の低下に対するクリティカルレベルを、このAOT40値を用いて評価している (UNECE, 2004)。たとえば、森林に対しては4月～9月の6か月間において5%の成長量減をもたらすAOT40値は5,000 ppb・hとしており、また農作物 (小麦) に対しては成長期間の3か月において5%の収量減をもたらすAOT40値は3,000 ppb・hとしている (UNECE, 2004)。日本でも、伊豆田ら (2001) やKohno *et al.* (2005) が数種の樹木を対象とし、オーブントップチャンバーを用いたオゾン曝露実験から樹木の乾物成長量とAOT40値との関係の導出を行っている。Kohno *et al.* (2005) によれば、オゾンによる乾物成長量への影響を受けやすいポプラやケヤキ、ブナなどの樹種では、10%の成長量減をもたらすAOT40値として8,000～15,000 ppb・hを報告している。

これらの研究により、広域における植物被害の評価が容易に可能となった。しかし、小林 (1999) は、AOT40のような濃度に重みづけをする方法によって、ドース・レスポンス関係が年により、場所により変化する問題が解消するとは、明確には示されていないと述べている。また、Fuhrer *et al.* (1997) も、AOT40値といったオゾン濃度のみから導かれる値は、ほかの地域におけるオゾンによる植物被害や、農作物の収量の低下への影響評価を行う際には注意が必要であると述べている。

## 2.2 オゾン吸収量をもとにした植物被害の評価

これらのオゾン濃度のみを用いた植物被害の評価は、複雑な計算をすることなく、広域における評価を可能とす

る。しかし、実際には、オゾンは気孔を介して葉内に入り被害を与えるため、オゾン濃度が高くても気孔が閉じていればオゾンによる植物被害は小さいと考えられる。そこで、オゾン濃度よりも気孔を介したオゾン吸収量の方がオゾンによる植物被害と密接に関係があると考えられるため、気孔を介したオゾン吸収量にもとづいて植物被害の程度を評価する手法も提案されている (大政ら, 1979; Amiro *et al.*, 1984; Reich, 1987)。

近年、ヨーロッパでは、気孔を介したオゾン吸収量にもとづいて植物被害の程度を評価する手法を用いることで、広域におけるオゾンによる植物被害を定量的に評価することを目的とする研究が行われるようになった (UNECE, 2004)。Karlsson *et al.* (2007) は、オーブントップチャンバーを用いたオゾン曝露実験による樹木の乾物成長量への影響に関するデータを再解析し、AOT40値よりもオゾン吸収量の方が高い相関があったことを示している。また、Emberson *et al.* (2000) やSimpson *et al.* (2007) は、ヨーロッパにおける数種の樹木および農作物のオゾン吸収量推定値の空間分布を示し、地域間のオゾン吸収量推定値の差異、およびオゾン吸収量推定値の空間分布とAOT40値の空間分布との違いを議論している。

従来、オゾン吸収量の推定には、植物の葉の気孔を介したオゾン吸収速度と植物表面へのオゾンの吸着速度との和を示すオゾン収着速度として、直列

### [AOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb)]

日中 (6時～18時) における40 ppb以上のオゾン濃度の1時間値を積算した値。たとえば50 ppbならば、40 ppbを超過している10 ppbを加算する。

抵抗モデルの考え方にもとづいた拡散抵抗モデルが用いられてきた。図1に、拡散抵抗モデルの模式図を示す。拡散抵抗モデルは、大気中と葉との間の水蒸気および二酸化炭素に関するガス交換の解析に広く用いられており (Monteith, 1973; Jones, 1992), 大気汚染ガスの場合も同様に扱うことができることが知られている (Bennett *et al.*, 1973; Unsworth *et al.*, 1976; O'Dell *et al.*, 1977; 大政, 1979; Cieslik *et al.*, 2009)。大政ら (1979) は、オゾン収着速度の測定から、オゾン収着速度と蒸散速度の関係、およびグロースキャビネット内のオゾン濃度を用いて、気孔底界面のオゾン濃度は0 ppmと仮定できることを明らかにした。その後、植物種の違いにかかわらず、この仮定が成り立つことが多くの研究者によって報告されている (e.g., Laisk *et al.*, 1989; Moldau *et al.*, 1990; 大政ら, 2000; Omasa *et al.*, 2000)。この結果は、葉内に吸収

されたオゾンが葉内の組織で速やかに反応するという報告によって支持される (Polle, 1998)。また、気孔が閉鎖した後のオゾン収着速度の測定結果から、葉面へのオゾン収着量が葉の気孔を介したオゾン吸収によるものがほとんどであり、表皮における葉面クチクラ層での吸着や分解は無視できる程度であると示されている (大政ら, 1979; 大政ら, 2000; Grulke *et al.*, 2007)。これらの報告により、水蒸気とオゾンの拡散係数の比を用いることで、水蒸気に関する気孔コンダクタンス\* から拡散抵抗モデルによる気孔を介したオゾン吸収量の推定が可能となった。葉の気孔を介したオゾン吸収量 ( $F_{st}$ ) ( $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) は、次式で示される。

$$F_{st} = \frac{[O_3]_{air} - [O_3]_{leaf}}{[R_b + 1.65/(g_s \cdot 1000)]} \quad (2)$$

ここで、 $[O_3]_{air}$ は大気オゾン濃度 (ppb)、 $[O_3]_{leaf}$ は気孔底界面のオゾン濃度 (ppb)

を表す。 $g_s$ は水蒸気に関する気孔コンダクタンス ( $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) であり、1000は単位の換算のための係数で、1.65は水蒸気とオゾンの拡散係数の比を示す。 $R_b$ はオゾンに対する葉面境界層抵抗 ( $\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) である。

さらに、 $g_s$ に関して Emberson *et al.* (2000) は、Jarvis (1976) の気孔コンダクタンスモデルを改良し、オゾン吸収量推定のための気孔コンダクタンスモデルを提案した。以下に式を示す。

$$g_s = g_{max} \cdot f_{phen} \cdot f_{light} \cdot \max\{f_{min}, (f_{temp} \cdot f_{VPD} \cdot f_{SMD})\} \quad (3)$$

ここで、 $g_{max}$ は最大気孔コンダクタンス ( $\text{mmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) を示し、そのほかの関数は0から1までのスケールをとる。 $f_{min}$ は最小気孔コンダクタンスである。 $f_{phen}$ は気孔コンダクタンスの葉齢における変化を示し、 $f_{light}$ は光合成有効放射波長域の光子束密度 (PPFD) に対する気孔コンダクタンスの応答を示す。 $f_{temp}$ 、 $f_{VPD}$ 、 $f_{SMD}$ は温度、飽差 (VPD)、土壌水分に対する気孔コンダクタンスの応答を示す。

筆者らは、このモデルを用いて広域におけるオゾンによる植物被害の評価を行うための一つのステップとして、東アジア地域 (30°N 100°E ~ 45°N 150°E) における温帯落葉広葉樹を対象としたオゾン吸収量推定を行った (Hoshika *et al.*, 2011)。そして、オゾン吸収量推定値の空間分布と AOT40 値の空間分布とを比較した。

オゾン吸収量推定の際には、東アジ

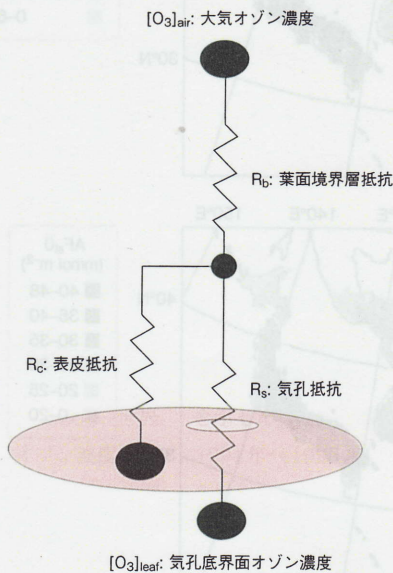


図1 大気中のガスを対象とした、大気と葉面におけるガス交換に関する拡散抵抗モデルの概念図

#### 【気孔コンダクタンス】

ガスが気孔を通るとききの通りやすさを示す。たとえば水蒸気ならば、水蒸気の気孔コンダクタンスと葉内の水蒸気密度と葉の外の水蒸気密度との差を掛け合わせたものが蒸散速度となる。

ア地域の落葉広葉樹における気孔コンダクタンスに関する文献値や、気孔コンダクタンスモデルに関する既往の研究をもとに、気孔コンダクタンスモデルのパラメータを決定した。温帯落葉広葉樹の分布は、Nakashizuka & Iida (1995) を参考に植生タイプ (冷温帯針広混交林; 冷温帯落葉広葉樹林; 暖温帯落葉広葉樹林) を仮定し、これら植生タイプの分布を温量指数 (Fang & Yoda, 1990) を用いて仮定した (図2)。それぞれの植生タイプにおける優占する樹種 [CMF (冷温帯針広混交林): ミズナラなどのナラ類; CDF (冷温帯落葉広葉樹林): ブナ; WDF (暖温帯落葉広葉樹林): リョウトウナラやコナラなどのナラ類]

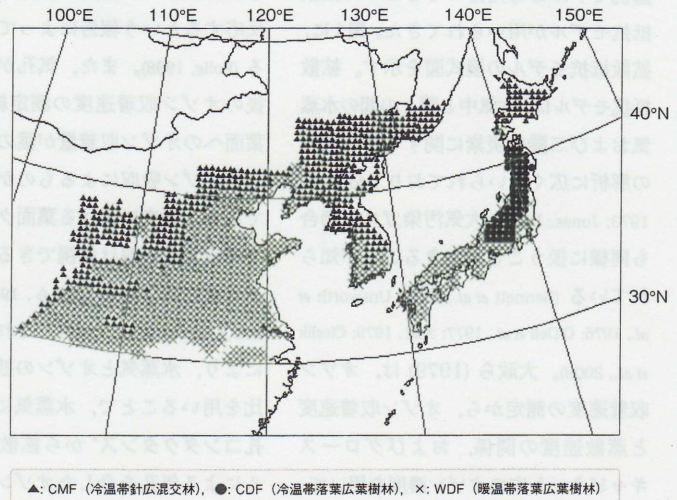


図2 本研究で推定した東アジア地域における植生タイプの分布

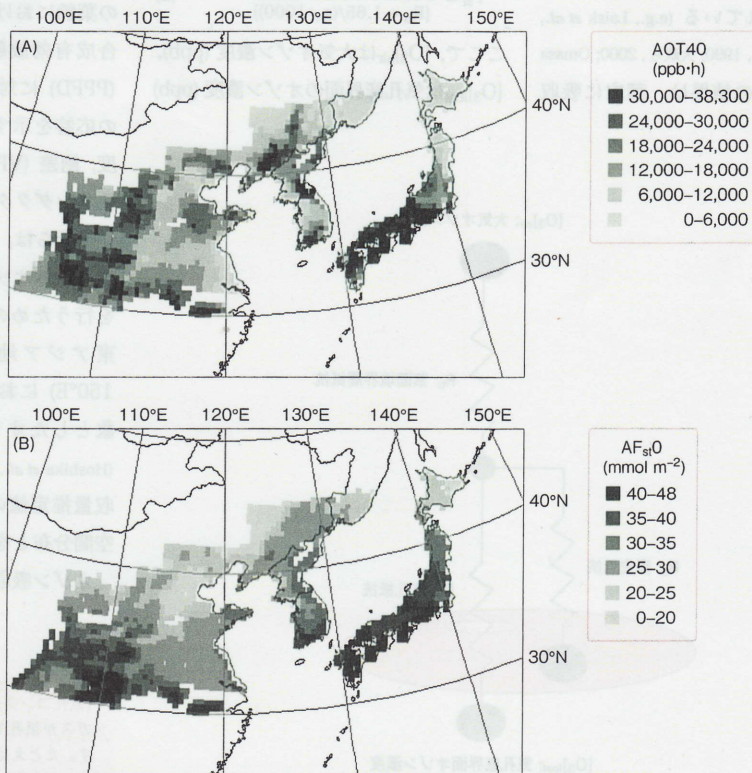


図3 東アジア地域におけるAOT40値 (A) と温帯落葉広葉樹の成長期間における積算オゾン吸収量 (AF<sub>st</sub>O) 推定値 (B) との比較

を仮定し、オゾン吸収量の推定を行った。また、CMF (冷温帯針広混交林) に関しては、樹種間における気孔コンダクタンスパラメータの違いがオゾン吸収量に及ぼす影響を評価するため、優占樹種として仮定したナラ類とともに、カバノキの気孔コンダクタンスパラメータも用いてオゾン吸収量の推定を行い比較した。オゾン濃度データおよび気象データに関しては、Takigawa *et al.* (2007) により6時間ステップで計算された東アジア地域の2000年のデータ (空間解像度 40 km × 40 km) を用いた。オゾン濃度について、Takigawa *et al.* (2007) は、大気化学モデルCHASER (Sudo *et al.*, 2002) を用いて鉛直方向に30層に分けて推定している。本研究では、最下層のオゾン濃度データ (約高度20 m) を用いた。

図3(A) は、オゾン濃度データをもとに推定したAOT40値の分布である。AOT40値が相対的に高い値を示したのは、日本の中部地方以西や韓国南部、さらに中国東北地方および西安や四川省を含む中国中央部であった。これらの地域では、AOT40値が30,000 ppb・h以上を示した。一方、北海道においては、総じてAOT40値は低い値となり、0~10,000 ppb・h程度であった。

次に、AOT40値とオゾン吸収量の比較のため、東アジア地域における温帯落葉広葉樹の成長期間における積算オ

ゾン吸収量 (accumulative stomatal ozone flux,  $AF_{st}O$ )\*の推定値を図3(B)に示す。成長期間における $AF_{st}O$ は、日本の中部地方以西および西安や四川省のある中国中央部で40 mmol m<sup>-2</sup>以上を示した。成長期間における $AF_{st}O$ の推定値の空間分布 (図3 (B)) とAOT40値の空間分布 (図3 (A)) とを比較してみると、成長期間における $AF_{st}O$ が相対的に高い値を示した地域は、AOT40値も高い値 (> 20,000 ppb・h) を示した。一方、たとえば中国東部 (35°N 115°~117°E) では、成長期間における $AF_{st}O$ がほかの地域と比べ顕著に低い値と推定された。これは、中国東部が2000年の夏季に旱魃<sup>かんばつ</sup>を受けたためと考えられる (Wang *et al.*, 2003)。これらの結果から、成長期間における $AF_{st}O$ の高い値を示した地域はAOT40値も高い値を示すことが多かったが、その逆は必ずしも成り立たなかったことが明らかになった。

次に、AOT40値と植生タイプごとの成長期間における $AF_{st}O$ との相関係数を比較した結果を表に示す。冷涼で湿潤な気候に分布するCDF (冷温帯落葉広葉樹林) では、著しく高い相関係数を示した。これは、冷涼で湿潤な気候により気孔コンダクタンスの低下が起りにくいためであると考えられた。その一方で、CMF (冷温帯針広混交林) およびWDF (暖温帯落葉広葉樹林) では相関係数が低下した。これは、両地

域に中国東部が含まれており、乾燥ストレスによりオゾン吸収量が制限されたことによると考えられた。また、より暖かい地域に分布するWDF (暖温帯落葉広葉樹林) では、夏季における気温の上昇に伴うVPDの増大により気孔コンダクタンスの低下がオゾン吸収量を制限したと考えられた。さらに、CMF (冷温帯針広混交林) を対象にカバノキの気孔コンダクタンスパラメータを用いてオゾン吸収量を推定し、各グリッドにおいてオゾン吸収量とAOT40値との関係を解析したところ、相関係数は0.15であった (表)。これは、カバノキの気孔コンダクタンスパラメータの特徴として $g_{max}$ が高くVPDに対して敏感に応答するため、AOT40値の低い北海道においても冷涼な気候により気孔コンダクタンスが高く維持され、AOT40値が20,000 ppb・hを超える値を示した中国東北部と同程度の $AF_{st}O$  (30mmol m<sup>-2</sup>程度) と推定されたためであった。このように、東アジア地域の成長期間における $AF_{st}O$ の推定には、オゾン濃度だけではなく、地域的な気候や樹種ごとの気孔コンダクタンスの環境要素への応答も影響を与えることが明らかとなった。

ヨーロッパでも同様に、Simpson *et al.* (2007) が $AF_{st}O$ とAOT40値の空間分布を比較している。ヨーロッパでは、AOT40値の空間分布が南部 (イタ

表 東アジア地域における植生タイプごとのAOT40値と積算オゾン吸収量 ( $AF_{st}O$ ) との相関係数 (いずれの場合も5%水準で有意であった)

植生タイプ	相関係数	グリッド数*
CDF (冷温帯落葉広葉樹林: ブナ)	0.97	61
CMF (冷温帯針広混交林: ナラ類)	0.52	619
CMF (冷温帯針広混交林: カバノキ)	0.15	619
WDF (暖温帯落葉広葉樹林: ナラ類)	0.65	740

\* 本研究で対象とした植生タイプごとのグリッド数を示す

【積算オゾン吸収量 (accumulative stomatal ozone flux,  $AF_{st}O$ )】

成長期間においてオゾン吸収量を積算した値。ヨーロッパでは、オゾン吸収量に閾値Y (nmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>) を設けて積算する手法がとられているが、東アジア地域においてヨーロッパで示された閾値と同一の値で適切であるかが明らかではないため、本研究では閾値を設けずに (Y = 0) オゾン吸収量を積算した。

リア, スペイン) で高い値を示す一方, 北部 (ノルウェー, フィンランドなど) では低い値を示し, 南北にAOT40値の著しい勾配が示されたと報告されている。一方, AF<sub>st</sub>0は南部 (イタリア, スペイン), 北部 (ノルウェー, フィンランドなど) ともに大きな差異がないことが示された。これは, ヨーロッパ北部の冷涼な気候により気孔コンダクタンスが高く維持され, オゾン吸収が制限されにくい一方で, ヨーロッパ南部の地中海の沿岸地域では夏季の厳しい乾燥ストレスによってオゾン吸収量が少ないためであると考えられている (e.g., Emberson *et al.*, 2000; Paoletti, 2006)。このヨーロッパで報告されたAF<sub>st</sub>0とAOT40値の空間分布の比較と, 本研究における東アジア地域の成長期間におけるAF<sub>st</sub>0とAOT40値の空間分布の比較を比べると, 違いがあることがわかった。ヨーロッパではAF<sub>st</sub>0は南部 (イタリア, スペイン), 北部 (ノルウェー, フィンランドなど) ともに大きな差異がないと示されたが, 東アジア地域の成長期間におけるAF<sub>st</sub>0においては地域間の差が見られた (図3(B))。ヨーロッパでは, オゾン濃度の高い地域と夏季に厳しい乾燥ストレスによってオゾンの吸収量の少ない地域とが一致している。しかし, 東アジア地域の多くの地域は湿潤な気候下にあるため, オゾン濃度が高く, かつ湿潤な気候であるCDF (冷温帯落葉広葉樹林) では成長期間におけるAF<sub>st</sub>0は著しく高い値を示した。一方で, CMF (冷温帯針広混交林) においてカバノキの気孔コンダクタンスパラメータを用いた場合に認められた結果は, ヨーロッパの北部 (ノルウェー, フィンランドなど) における考察と同様の考察が可能であった。

これらの結果から, 東アジア地域においてもAOT40値とオゾン吸収量における空間分布には違いがあり, 東アジア地域における植物被害を評価する際に, オゾン吸収量をもとにした評価が有効である可能性があるといえよう。

### 3 結論および今後の課題

オゾン濃度のみを用いた植物被害の評価は, 複雑な計算をすることなく広域における評価を可能とする。しかし, 実際には, オゾンは気孔を介して葉内に入り被害を与えるため, オゾン濃度が高くても気孔が閉じていればオゾンによる植物被害は小さいと考えられる。筆者らが行った東アジア地域における温帯落葉広葉樹を対象としたオゾン吸収量推定により, 東アジア地域の成長期間におけるAF<sub>st</sub>0の推定には, オゾン濃度だけではなく, 地域的な気候や種ごとにおける気孔コンダクタンスの環境要素への応答も影響を与えることが明らかになった。そのため, 東アジア地域においてもAOT40値とオゾン吸収量における空間分布には違いがあり, 東アジア地域における植物被害を評価する際にオゾン吸収量をもとにした評価が有効である可能性がある。

筆者らの結果は, 気孔コンダクタンスを高く維持するのに適した気候であれば, オゾン吸収量は制限を受けないと仮定している。しかしながら, 一般に長期にわたる高オゾン濃度は気孔コンダクタンスの低下を促すとされている (e.g., Paoletti & Grulke, 2005)。Pleijel *et al.* (2002) やDanielsson *et al.* (2003) によれば, 小麦やジャガイモを対象にオゾン吸収量推定のために気孔コンダクタンスモデルを作成したところ, 長

期にわたるオゾン曝露によりg<sub>max</sub>が低下したと報告されている。今後, オゾンの気孔コンダクタンスへの影響も含め, 野外における気孔コンダクタンスの実測値をもとにモデルの検証を行う必要があるといえる。

#### [文献]

- 1) Akimoto, H. *Science*, **302**, 1716-1719 (2003).
- 2) Amiro, B. D., Gillespie, T. J. & Thurtell, G. W. *Atmos. Environ.*, **18**, 1207-1215 (1984).
- 3) Ashmore, M. R. *Plant Cell. Environ.*, **28**, 949-964 (2005).
- 4) Bennett, J. H., Hill, A. C. & Gates, D. M. J. *Air Pollut. Control Assoc.*, **23**, 957-962 (1973).
- 5) Cieslik, S., Omasa, K. & Paoletti, E. *Plant Biol.*, **11**, 24-34 (2009).
- 6) Danielsson, H., Karlsson, G. P., Karlsson, P. E. & Pleijel, H. *Atmos. Environ.*, **37**, 475-485 (2003).
- 7) De Kok, L. J. & Stulen, I. *Responses of plant metabolism to air pollution and global change*, Backhuys, Leiden, 1998.
- 8) Emberson, L., Ashmore, M. R., Cambridge, H. M., Simpson, D. & Tuovinen, J. P. *Environ. Pollut.*, **109**, 403-414 (2000).
- 9) Fang, J. & Yoda, K. *Ecol. Res.*, **5**, 291-302 (1990).
- 10) Fuhrer, J., Skarby, L. & Ashmore, M. R. *Environ. Pollut.*, **97**, 91-106 (1997).
- 11) Grulke, N. E., Paoletti, E. & Heath, R. L. *Environ. Pollut.*, **146**, 640-647 (2007).
- 12) Heck, W. W., Cure, W. W., Rawlings, J. O., Zaragoza, L. J., Heagle, A. S. *et al. J. Air Pollut. Control Assoc.*, **34**, 810-817 (1984).
- 13) Hoshika, Y., Hajima, T., Shimizu, Y., Takigawa, M. & Omasa, K. *Ann. For. Sci.* (2011). [In press.]
- 14) 伊豆田猛, 松村秀幸, 河野吉久, 清水英幸. 大気環境学会誌, **36**, 60-77 (2001).
- 15) Jarvis, P. G. *Phil. Trans. Roy. Soc. B*, **273**, 593-610 (1976).
- 16) Jones, H. G. *Plants and microclimate: A quantitative approach to environmental plant physiology*, 2nd ed., Cambridge University Press, Cambridge, 1992.
- 17) Karlsson, P. E., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Emberson, L. *et al. Environ. Pollut.*, **146**, 608-616 (2007).
- 18) Kobayashi, K., Okada, M. & Nouchi, I. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **53**, 109-122 (1995).

- 19) 小林和彦. 大気環境学会誌, **34**, 162-175 (1999).
- 20) Kohno, Y., Matsumura, H., Ishii, T. & Izuta, T. Establishing critical levels of air pollutants for protecting East Asian vegetation: A challenge. In: Omasa, K., Nouchi, I. & De Kok, L. J., editors: *Plant responses to air pollution and global change*, Springer-Verlag, Tokyo, 2005, p. 243-250.
- 21) Koziol, M. J. & Whatley, F. R. *Gaseous air pollutants and plant metabolism*, Butterworths, London, 1984.
- 22) Laisk, A., Kull, O. & Moldau, H. *Plant Phys.*, **90**, 1163-1167 (1989).
- 23) Moldau, H., Sober, J. & Sober, A. *Photosynthetica*, **24**, 446-458 (1990).
- 24) Monteith, J. L. *Principles of environmental physics*, Arnold, London, 1973.
- 25) Mudd, J. B. & Kozlowski, T. T. *Responses of plants to air pollution*, Academic Press, New York, 1975.
- 26) Naja, M. & Akimoto, H. *J. Geophys. Res.*, **109**, D21306, doi: 10.1029/2004JD004687 (2004).
- 27) Nakashizuka, T. & Iida S. *Vegetatio*, **121**, 23-30 (1995).
- 28) NIES (National Institute for Environmental Studies). *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, No. 11 (1980).
- 29) NIES (National Institute for Environmental Studies). *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, No. 65 & 66 (1984).
- 30) 野内勇. 大気環境変化と植物の反応, 養賢堂, 2001.
- 31) O'Dell, R. A., Taheri, M. & Kabel, R. L. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **27**, 1104-1109 (1977).
- 32) 大原利真, 坂田智之. 大気環境学会誌, **38**, 47-54 (2003).
- 33) 大政謙次. 国立公害研究所研究報告, No. 10, 367-385 (1979)
- 34) 大政謙次, 安保文彰, 名取俊樹, 戸塚綾. 農業気象, **35**, 77-83 (1979).
- 35) 大政謙次, 戸部和夫, 細見正明, 吉田舞奈, 小林瑞穂. 環境科学会誌, **13**, 33-42 (2000).
- 36) Omasa, K., Tobe, K., Hosomi, M. & Kobayashi, M. *Environ. Sci. Tech.*, **34**, 2498-2500 (2000).
- 37) Omasa, K., Saji, H., Youssefian, S. & Kondo, K. *Air pollution and plant biotechnology*, Springer-Verlag, Tokyo, 2002.
- 38) Paoletti, E. *Environ. Pollut.*, **144**, 463-474 (2006).
- 39) Paoletti, E. & Grulke, N. *Environ. Pollut.*, **137**, 483-493 (2005).
- 40) Pleijel, H., Danielsson, H., Vandermeiren, K., Blum, C., Colls, J. *et al. Europ. J. Agron.*, **17**, 303-317 (2002).
- 41) Reich, P. B. *Tree Physiol.*, **3**, 63-91 (1987).
- 42) Schulte-Hostede, S., Darrall, N. M., Blank, L. W. & Wellburn, A. R. *Air pollution and plant metabolism*, Elsevier, London, 1987.
- 43) Simpson, D., Ashmore, M. R., Emberson, L. & Tuovinen, J.-P. *Environ. Pollut.*, **146**, 715-725 (2007).
- 44) Sudo, K., Takahashi, M., Kurokawa, J. & Akimoto, H. *J. Geophys. Res.*, **107**, doi:10.1029/2001JD001113 (2002).
- 45) 大気環境学会創立50周年記念号. 大気環境学会誌, **44**, 263-466 (2009).
- 46) Takigawa M., Niwano, M., Akimoto, H. & Takahashi, M. *SOLA*, **3**, 81-84 (2007).
- 47) Unsworth, M. H., Biscoe, P. V. & Black, V. Analysis of gas exchange between plants and polluted atmospheres. In: Mansfield, T. A., editor: *Effects of air pollutants on plants*, Cambridge University Press, London, 1976, p. 5-16.
- 48) Volz, A. & Kley, D. *Nature*, **332**, 240-242 (1988).
- 49) Wang, Z., Zhai, P. & Zhang, H. *J. Geograph. Sci.*, **13**, 480-487 (2003).
- 50) Yamaji, K., Ohara, T., Uno, I., Tanimoto, H., Kurokawa, J. *et al. Atmos. Environ.*, **40**, 1856-1868 (2006).
- 51) Yunus, M. & Iqbal, M. *Plant response to air pollution*, Wiley, Chichester, 1996.



### 星加 康智 Yasutomo Hoshika

東京大学 大学院農学生命科学研究科 生物・環境工学専攻 研究員

略 歴：2005年3月, 東京大学農学部生物システム工学専修卒業。2007年3月, 東京大学大学院農学生命科学研究科生物・環境工学専攻修士課程修了。2010年3月, 東京大学大学院農学生命科学研究科生物・環境工学専攻博士課程修了。博士(農学)。2009年4月~2010年3月, 日本学術振興会特別研究員DC2。2010年4月~2011年3月, 日本学術振興会特別研究員PD。2010年9月~12月, イタリア CNR (National Research Council) Institute of Plant Protection 客員研究員。  
専 門：農業環境工学

### 清水 庸 Yo Shimizu

東京大学 大学院農学生命科学研究科 生物・環境工学専攻 助教

[著者紹介はp. 70をご覧ください(編集部)]



### 大政 謙次 Kenji Omasa

東京大学 大学院農学生命科学研究科 生物環境情報工学研究室 教授

略 歴：1975年, 愛媛大学大学院農学研究科修士課程修了。1985年, 工学博士(東京大学)。1976年, 環境庁国立公害研究所入所。1986年, 同研究所技術部生物施設管理室長。1990年, 同研究所生物圏環境部環境植物研究室長。1998年, 筑波大学生物科学研究科教授(併任)を経て, 1999年より現職。2006年より日本学術会議連携会員。2009年より北京大学深圳研究生院訪問荣誉教授。科学委員会委員。2010年より東北師範大学城市与环境科学学院客座教授。農業情報学会会長, 生態工学会会長, 酸性雨研究会会長, 農業気象学会副会長など。

専 門：生物環境情報工学

受賞歴：科学技術庁長官賞(第17回研究功績者表彰), 日本農業気象学会賞(学術賞), 日本生物環境調節学会賞, 生態工学会賞(学術賞), 農業情報学会学術賞, 日本植物工場学会論文賞, 日本リモートセンシング学会論文賞, 環境科学会論文賞, Outstanding Contribution Award of APGC 2004 など

翻・訳文：下記を参照

(著書等) <http://park.its.u-tokyo.ac.jp/joho/Omasa/books20090123.html>

(論文) <http://park.its.u-tokyo.ac.jp/joho/Omasa/papers2010311.html>