



増えつづける 対流圏オゾンの脅威

酸性雨研究センター

はじめに

オゾン層のある成層圏では、オゾン濃度の減少が問題となっているが、地上から約10kmまでの対流圏では逆に、濃度が増加し続けている。大気中の強力な酸化性物質として人間や生態系に有害な影響を与えるとともに、強力な温室効果ガスでもある対流圏オゾンの平均濃度は、この日本でも上昇傾向にある。都市から遠く離れた隠岐などの離島においても、中国大陸から運ばれてきた大気中の濃度が、わが国の環境基準を既に超えている場合があることが知られている。

オゾンは、自動車や工場から排出された窒素酸化物(NO_x)や揮発性有機化合物(VOC)などの汚染物質が太陽光線を受け光化学反応を起こして発生するが、東アジアにおける自動車台数が伸びて、窒素酸化物の排出量が急速に増加していること等を考えると、対流圏オゾンの濃度は今後、ますます高くなると予想される。

欧米やわが国においてこれまでに行われた数多くの実験において、現在の濃度においても、農作物の減収や、樹木の生長抑制が起こることが報告されている。したがって、このまま濃度の増加が進めば、植物はさらにオゾンのストレスにさらされることとなり、日本だけでなく、中国、韓国等その他の国でもその経済的損出額は甚大なものになると予測されている。

1970年代に、夏季を中心に深刻な(オゾンを主成分とする)光化学オキシダントを経験したわが国では、その後、次第に濃度が下がると、この問題は既に終わったかのように理解された。しかし、1980年頃より、年間を通じたオゾンの平均濃度は増加傾向にあり、ローカルな環境問題としてではなく、地球環境問題の一つとしての姿を示し始めたと言える。

その間、欧米では、人や植物に対して、比較的低濃度でも長期間オゾンにさらされると影響の現われることが注目され、新しい環境基準値や指標が開発された。また、長距離越境大気汚染防止条約等を通じて各国が協調して原因物質の削減に取り組んでおり、現在は、さらに広域的な地球規模での取組の必要性も指摘され始めている。対流圏オゾンの問題は、国境を越える環境問題として捉え直されるとともに、東アジア地域でも各国が協力してこのような問題に取り組む体制が、今後一層整備される必要があろう。

参考文献

秋元肇, 東アジアオゾン汚染の日本への影響, 資源環境対策, pp.90-96, Vol.39, No.11, 2003. 等

「オゾン」と「光化学オキシダント」

「オゾン」は3個の酸素原子からなる有毒なガス状物質で、化学式では「 O_3 」と表される。一方、「オキシダント」は大気中の酸化性物質の総称で、これらから二酸化窒素を除いた物質が「光化学オキシダント」と呼ばれる。光化学オキシダントの主要成分はオゾンであり、他にPAN（パーオキシアセチルナイトレート）などが含まれる。オゾンとPANでは植物被害の現れ方が異なり、PANがレタスなどの葉の付け根の部分を変色させるのに対し、オゾンでは葉の先端部分に斑点を生じさせる。

日本では大気汚染物質の一つとして光化学オキシダントに環境基準が設定されている。光化学オキシダントを「中性ヨウ化カリウム溶液からよう素を遊離するすべての酸化性物質」と定義した上で、その溶液を用いた吸光光度法により濃度が測定されてきた。しかし、通常、PANの濃度はオゾンに比べて十分に低く、さらにPANは中性ヨウ化カリウムを用いる吸光光度法に対して感度の低いことが明らかになってきた。一方、紫外線吸収法等の光学的な方法によるオゾン濃度の測定は、技術的にも測定機の維持管理上でも利点が大い。これらに海外の状況などを踏まえ、環境庁（現在の環境省）は、平成8年10月25日の都道府県知事・政令市長宛の通達により、紫外線吸収法等により測定されたオゾンの測定値をもって光化学オキシダントの値として差し支えないとしている。

「ppm」と「ppb」

ともに存在比率や濃度を示す際に用いられる単位であり、「ppm」は100万分の1、「ppb」は10億分の1を示す。したがって、 $1\text{ppm}=1,000\text{ppb}$ である。本冊子で、植物影響に関係する積算ばく露量（ドース）として用いられている「 $\text{ppm}\cdot\text{h}$ 」と「 $\text{ppb}\cdot\text{h}$ 」（「h」は時間を示す）の関係も $1\text{ppm}\cdot\text{h}=1,000\text{ppb}\cdot\text{h}$ である。また本冊子では、桁数に応じて適宜双方の単位を使い分けている。

「光化学オキシダント注意報」と「光化学オキシダント警報」

「光化学オキシダント注意報」は、光化学オキシダント濃度の1時間値が 0.12ppm 以上で、気象条件からみてその状態が継続すると認められる場合に、人の健康及び生活環境に係る被害を未然に防止するため発令されるもので、都道府県知事により、テレビ・ラジオ等を通じて一般への周知、固定発生源や自動車に排出や走行の自粛を求めるなどの措置がとられる（大気汚染防止法第23条第1項）。

一方、「光化学オキシダント警報」は都道府県等が独自に要綱等で定めているもので、一般的には、光化学オキシダント濃度の1時間値が 0.24ppm 以上で、気象条件からみてその状態が継続すると認められる場合に発令される。

なお、多くの自治体では、「光化学スモッグ注意報」、「光化学スモッグ警報」という用語も用いられている。

1.増加し続ける対流圏オゾン

■成層圏オゾンと対流圏オゾン

大気中のオゾン (O_3) という成層圏オゾンがよく知られているが、対流圏オゾンはまだ耳新しい。しかしながら、その直接影響の可能性を考えれば、今後は対流圏オゾンの環境問題がより重要になることが予想される。地球大気中のオゾンの約90%は成層圏に存在し、対流圏には残りの10%ほどが存在するが、同じオゾンではあってもその存在する場所の違いによって地球環境に対する影響は全く異なっている。

物理的な性質として、オゾンは紫外域と赤外域の両方に吸収帯を持っている。成層圏オゾンは太陽光中の紫外線を吸収して生物にとって有害な紫外線が地表に到達するのを防いでくれる。このため成層圏オゾンは地球環境にとって「良いオゾン」と言われ、クロロフルオロカーボン(フロンガスの一種)などによるその減少が大きな地球環境問題となっている。これに対して、対流圏オゾンは地表からの赤外線を吸収し、温室効果ガスとしての働きが大きい。オゾンによる温室効果は対流圏の中でも上部対流圏でより顕著になり、IPCC (気候変動に関する政府間パネル, 2001) によると対流圏オゾンは、二酸化炭素、メタンに次いで3番目に影響力のある温室効果ガスとされている。

一方、化学的な性質としてオゾンは酸化力が強く、地表付近にあっては大気汚染物質の一つであるオキシダントの大部分を占め、光化学スモッグを引き起こして人間の呼吸機能や植物の光合成活性を阻害することが知られている。こうした温室効果と生体毒性影響のため、対流圏オゾンは地球環境にとって「悪いオゾン」と言われている。

対流圏オゾンの供給源は、成層圏からの流入と対流圏での光化学反応による生成である。成層圏からの流入は、主に中高緯度で起こり季節的には初春にもっとも盛んである。一方、対流圏でのオゾンの生成は、日射のもとでの窒素氧化物 (NO_x) と一酸化炭素 (CO) や揮発性有機化合物 (VOC) との光化学反応によって夏期にもっとも盛んに起こる。同時に対流圏では、大

洋上などの NO_x の低い領域での HO_x ($OH+HO_2$) ラジカル(注)等との光化学反応や、地表面との接触分解でオゾンの消失が起こっている。対流圏オゾンの収支からすると対流圏内の光化学反応による生成量が圧倒的に大きい、その消滅量との差によってもたらされる正味の光化学生成量は、地球全体の平均では成層圏からの流入量と同程度である。図1-1はモデル計算による近年の地表付近オゾン濃度のグローバル分布を示したものである。北半球中高緯度の人間活動による大気汚染物質の排出量の大きな地域で地表オゾンが高濃度になっていることがわかる。

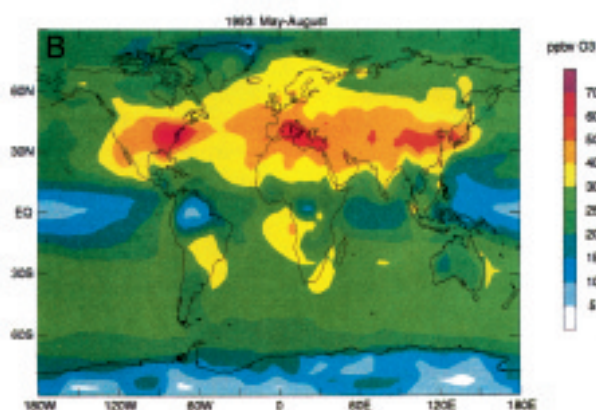


図1-1 モデル計算による地表付近オゾン濃度のグローバル分布(1993年5-8月)。(Lelieveld and Dentner, 2000)

引用文献

IPCC, "Climate Change 2001", P.7, 2001.

Lelieveld, J., Dentener, F., Journal of Geophysical Research, 105, 3531-3551, 2000.

注)ラジカル: 通常、原子や分子は、電子軌道に電子が二つずつ対になって存在するが、電子が一つしかない、非常に不安定となり反応性が高くなる。ラジカルとはそのような原子、分子のことである。

■地球規模での対流圏オゾン増加

左に見たように対流圏オゾンの収支に対しては、大気汚染物質の光化学反応による生成量が成層圏からの流入量に比べて圧倒的に大きいため、その濃度は人間活動による影響を非常に受けやすい。

人間社会の工業化と共に対流圏オゾンが地球規模でどのように増加してきたかを見てみよう。図1-2はヨーロッパ及び最近のわが国の観測値を用いて、北半球中高緯度における19世紀末からの春季における地表付近のオゾン濃度のトレンドをプロットしたものである。図によると19世紀末のヨーロッパにおける地表オゾン濃度は10ppbのレベルであったことが示されている。これに対し、最近のヨーロッパ及びわが国のルール(田園)地帯におけるオゾン濃度は季節平均で40-50ppbに達しており、地表オゾンが工業化以前に比べて4-5倍に増加していることを示している。一方、モデル計算によると工業化以前を想定してNO_x、VOCなどオゾン生成の原因となる物質の人為起源排出量をゼロにしても地表付近のオゾン

濃度が20ppb以上の値となってしまうことから、19世紀末の約10ppbという観測値は測定に問題があるのではないかという議論も行われている。しかし、19世紀末のオゾン濃度が仮に20ppbであったとしても、最近の北半球陸域リモート(遠隔)／ルール(田園)地点でのオゾン濃度は工業化以前の少なくとも2倍以上に増加していることは明らかである。

もしこのまま人間活動によりオゾンの原因物質の放出が続いたとしたら、地表付近の対流圏オゾンはどうなるであろうか。図1-3はそのような対流圏オゾンのモデルによる将来予測の一例である。2025年には北米、ヨーロッパ、わが国を含む東アジアの5-8月平均オゾン濃度が日本の環境基準値である60ppbを越える状況が出現している。このような事態を避けるために、どのような対策が可能かを考えることが急務である。

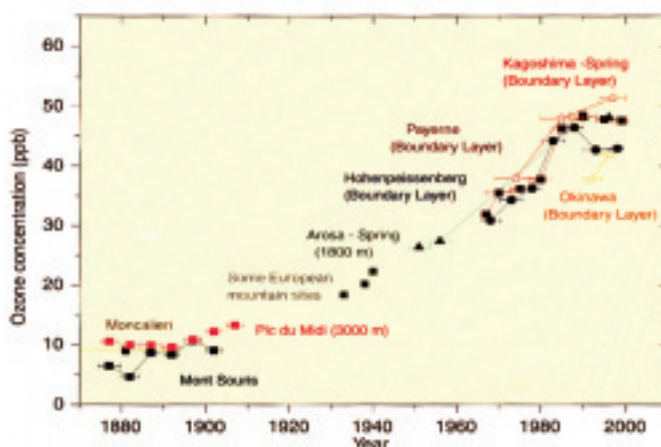


図1-2 北半球中高緯度における19世紀末からの春季地表付近オゾンの濃度変化。(秋元, 2002)

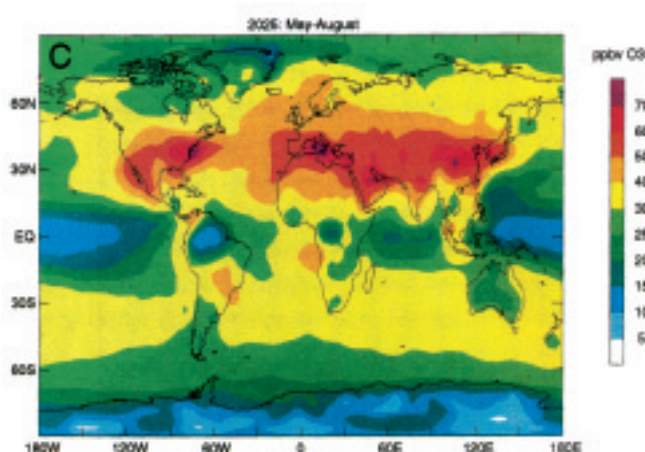


図1-3 2025年における地表付近オゾン濃度分布のモデル予測(5-8月平均)。(Lelieveld and Dentner, 2000)

引用文献

秋元肇, 対流圏大気の化学と地球環境(秋元肇, 河村公隆, 中澤高清, 鷲田伸明編), p.97, 学会出版センター, 2002.
Lelieveld, J., Dentener, F., Journal of Geophysical Research, 105, 3531-3551, 2000.

■国内での地表オゾン増加

前述したように、対流圏オゾンは全球的に増加傾向にあり、将来的にも増加することが懸念されている。それでは国内の状況はどうであろうか？図1-4は国内の大気汚染測定局（大部分の測定局が都市域に存在）で測定された光化学オキシダント濃度の経年変化を示す。光化学オキシダントの大部分はオゾンと見なせる。その地表濃度は上昇傾向にあり、1985～1990年度と1994～2002年度の平均濃度を比較すると約3.5ppb増加しており、このような上昇は全国的な傾向である。一方、国内のリモート地点で測定されたオゾン濃度も1990年以降、上昇傾向を示す。八方尾根（山岳域）と綾里（沿岸域）における1992～2002年の10年間の平均オゾン濃度を比較すると、八方尾根では9.0ppb（1992年基準で2.0%/年）、綾里でも7.3ppb（同2.1%/年）増加している。

首都圏においても光化学オキシダント濃度が上昇している。東京都環境局(2005)の調査結果によれば、都内の大気汚染測定局では、1990年度から2002年度までに昼間の光化学オキシダント濃度が5.6ppb（約0.5ppb/年）増加している。特に2000年度以降、都内における光化学スモッグ注意報発令日数や光化学オキシダントが120ppb以上となる日数が増加する傾向にあり、1970年代後半よりも高濃度になりやすくなっている（図1-5）。実際、首都圏では2002年7月に千葉県で1984年以来18

年ぶりに光化学スモッグ警報が発令され、続いて2005年9月には埼玉県でも同警報が発令され被害が出た。このような光化学オキシダント濃度の上昇原因としては、①気温や日射量などの気象変化、②原因物質であるNO_xとVOCのバランスが変化しVOC/NO_x比が増大したこと、③越境汚染の増加などが考えられる。しかし、どの原因がどのように影響しているかは明らかでなく、有効な対策を講じるためにも定量的な解明が緊急の課題である。

引用文献

大原利眞, 坂田智之, 大気環境学会誌, 38, 47-54, 2003.
東京都環境局, 光化学オキシダント対策検討会報告書, 2005.

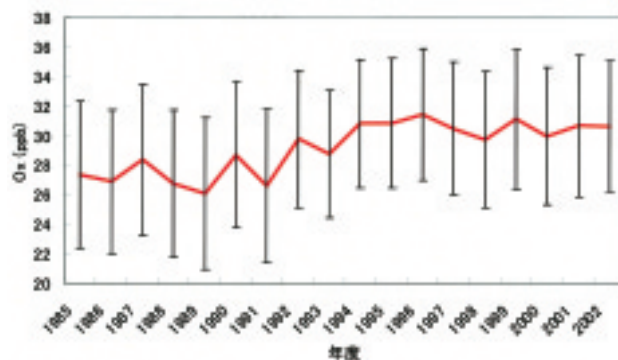


図1-4 日本全国の大気汚染測定局（継続測定的一般局326局）の昼間の年平均濃度の経年変化。鉛直バーは標準偏差を示す。（大原, 坂田(2003)に加筆）

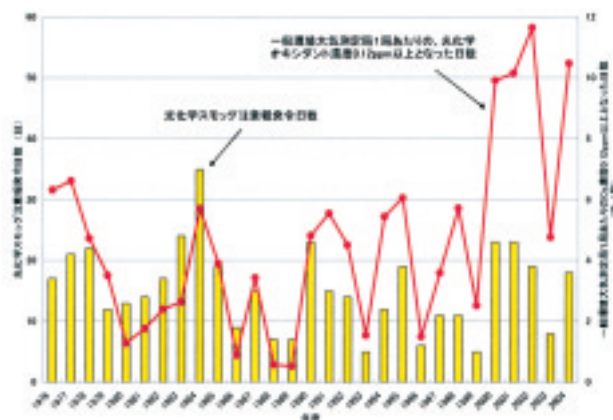


図1-5 都内の光化学スモッグ注意報発令日数と、測定局1局あたりのオキシダント濃度0.12ppm以上となった日数の経年変化。（東京都環境局, 2005）

■対流圏オゾンはどうやって生成されるのか？

対流圏オゾン O_3 は主に NO_2 (二酸化窒素)の光化学反応によって生成される(図1-6)。 NO_2 が太陽紫外線を受けて光解離し NO (一酸化窒素)に戻る際に放出される酸素原子 O と酸素分子 O_2 との反応によって生成される。

清浄な空気と NO_x (窒素酸化物)の系では、これに O_3 の消滅反応($O_3 + NO \rightarrow O_2 + NO_2$)が加わり、このとき NO_2 が生成されるものの、 O_3 の生成と消滅がバランスした状態での O_3 濃度はせいぜい10-20ppbにしかない。しかし、この系にVOC(揮発性有機化合物)が加わると、VOCは日中光酸化過程で酸素原子 O や O_3 、 OH ラジカルと反応して酸化ラジカル RO を生成し、さらに過酸化ラジカル(HO_2 、 RO_2 、 RCO_3)を生成する。これが NO からの NO_2 の再生を担う。各種VOCのなかで、平均して光化学活性が強いのはオレフィン系炭化水素で、次いでアルキルベンゼン、パラフィン系炭化水素の順である。後の二つは大気中濃度が高いため、これらも NO_2 の再生には大きく寄与する。

このようにして NO_2 の光解離による生成と、この時生成した NO が過酸化ラジカルによって NO_2 に戻される反応が一つのサイクルを形成し、1サイクル毎に O_3 が1分子ずつ生成される。この時、過酸化ラジカルは一旦還元されるがすぐに元に戻るため一種の触媒として作用する。

オゾンはその生成、消滅速度の差(正味の生成速度)に比例して濃度を増す。夏季晴天日、首都圏から中部山岳地域に流入する汚染気塊(注:空気の塊のこと)についてみると(図1-7)、早朝、東京湾上から湾岸地域に形成された汚染気塊の中では NO が高濃度で、これが日の出と共に NO_2 に変換される。さらに光化学反応が進むと、両者の濃度を足し合せた NO_x 濃度は9時頃から急速に低下し、 HNO_3 、硝酸塩エアロゾル、PANへと変換される。このとき、光化学反応性の指標となるエチレン/アセチレン濃度比も急激に減少し、オゾンが急増する。発生源から数10km下流の浦和、深谷に達する14時頃にはオゾン濃度は最高になって、高濃度のまま中部山岳地域に運ばれる。

光化学オゾンの生成量と面的分布には、発源地域での NO_x とVOCの初期濃度とその比率が大きく影響を及ぼす。 NO_x/VOC 比がおよそ0.1(ppb/ppbC)を境にして NO_x の比率が大きい場合には、オゾンの生成量はVOC濃度に強く依存し、 NO_x 濃度の影響は少ない。 NO_x の比率が小さいと、その影響は逆になる。このことは、発源地域の NO_x/VOC 比によって、オゾン高濃度の低減対策として、 NO_x とVOCの排出削減の効果が異なることを意味する。また、VOCの比率が大きいと、比較的早い時刻にオゾン濃度が上昇するので、発生源から近い地域で高濃度となる。

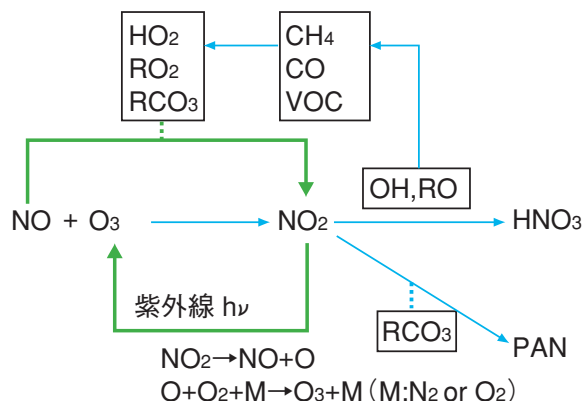


図1-6 オゾン生成と窒素系物質の変質に関する光化学反応の模式図。 O_3 は NO_2 の光解離によって生成される。 NO_2 の生成は O_3 と過酸化ラジカルによる。 NO_2 はさらに反応して HNO_3 、PANになる。R:アルキル基、アリール基等、PAN:パーオキシアセチルナイトレート。

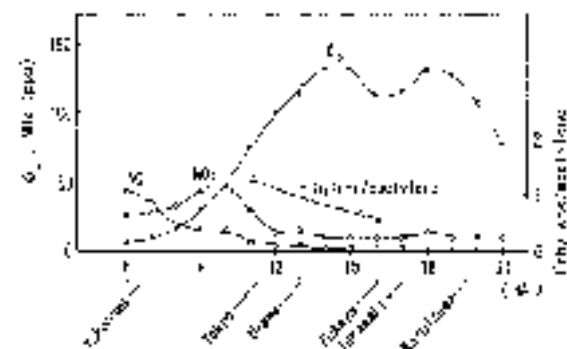


図1-7 汚染気塊の長距離輸送のオゾンと前駆物質の挙動 (Carmichaelら, 1994)

2.アジアで増え続けるNO_xとVOCs

■増え続けるNO₂濃度（衛星観測結果）

アジアでは、急速な経済発展に伴って、オゾンの原因物質であるNO_x排出量が著しく増えていると考えられる。これを示す証拠として、最近、対流圏観測衛星GOMEによるNO₂の対流圏カラム濃度分布の結果が発表された(Richterら, 2005)。図2-1は、東アジアにおける1996年と2002年の1月のNO₂対流圏濃度分布を示す(Irieら, 2005; 海洋研究開発機構, 2005)。中国東部の華北平原を中心とした領域においてNO₂濃度が極めて高く、1996年に比べて2002年には高濃度領域がさらに広がっていることがわかる。図2-2は、冬季(11～1月)の1996年と2002年の濃度変化(2002年から1996年を差し引く)を示す。この間の増加は特に北京周辺、上海周辺及び河南省などで著しい。NO₂濃度の増加が著しい華北平原を中心とした領域(四角で囲まれた領域)での平均NO₂濃度の経年変化を季節別に解析すると、NO₂濃度は冬季に最も高く、増加率は年率8%に相当する。同様の傾向は他の季節にも見られ年率7±1%で増加している。このような中国におけるNO₂の濃度上昇は、NO_x排出量の増加に起因しており、中国国内の地表付近のオゾン濃度を増加させるばかりでなく、越境大気汚染により我が国のオゾン濃度の増加原因となっていると考えられる。

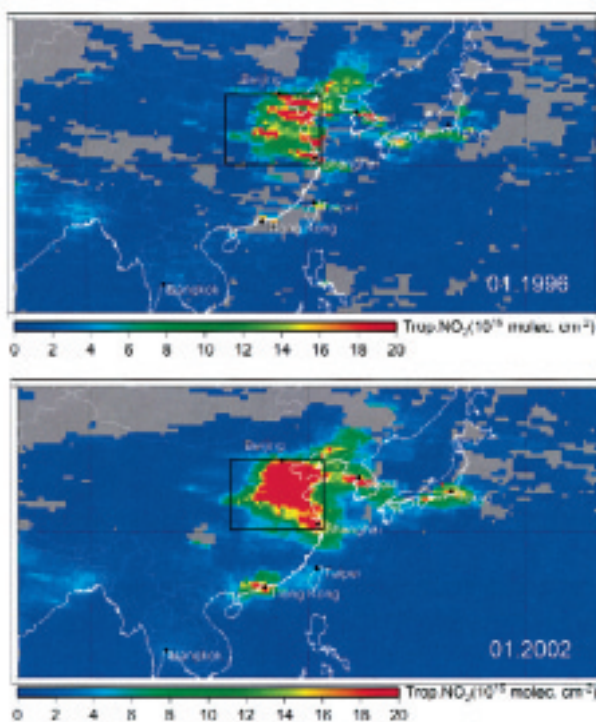


図2-1 GOMEで測定された東アジアにおけるNO₂の対流圏濃度分布。上図は1996年1月、下図は2002年1月の平均濃度を示す。また、グレーの部分はデータの欠損を示す。(海洋研究開発機構, 2005)

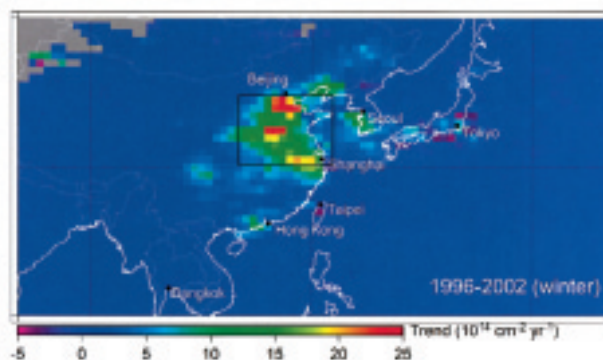


図2-2 冬季(11～1月)における2002年と1996年のNO₂の対流圏濃度の差。(海洋研究開発機構, 2005)

引用文献

- Richter, A. et al., Nature, 32, 129-132, 2005.
Irie, H. et al., Geophysical Research Letters, 32, L11810, 2005.
海洋研究開発機構地球環境フロンティア研究センター,
<http://www.jamstec.go.jp/frsgc/jp/press/050617/index.html>, 2005.

■NO_x, VOCs排出量の増加

次に、アジア地域における排出量推計結果をもとに、オゾンの原因物質であるNO_xとVOCsの変化を見てみよう。図2-3は、地球環境フロンティア研究センターと総合地球環境学研究所によって推計されたアジア地域におけるNO_x, VOCs排出量の経年変化を示す（大原ら, 2005）。アジアにおけるNO_x排出量は、1980年から2000年の20年間で約2.5倍に増加している。特に、中国の増加が著しく、その増加は3.1倍にも達し、2000年以降もその増加が持続していると考えられる。1980年と2000年のNO_x排出量分布を比較すると、図2-4で示されるように、中国の華北平原や南部沿岸域で増加が大きく、前述したGOMEの結果と特徴が一致している。また、インドシナ半島やインドでも増加が著しい。このような排出量の増加は、火力発電所における石炭燃焼と自動車排ガスの増加によるところが大きい。

一方、VOCsの増加もNO_xと同様に大きい。アジアのVOCs排出量は1980年から2000年の20年間で約1.9倍、中国では約2.4倍の増加を示している。このようにVOCs排出量が増加した原因は、主として、自動車排ガスと溶剤等の使用による蒸発発生の増加による。

以上のように、オゾンの原因物質であるNO_x, VOCs排出量は、この四半世紀にアジア地域で著しく増加している。さらに将来的にも、思い切ったエネルギー・環境対策がなされない場合には、NO_xとVOCsは増加し続けると推定される。このような排出量の増加による広域的な対流圏オゾンの上昇が懸念され、アジアスケールの国際連携のもとでの排出削減が緊急の課題となっている。

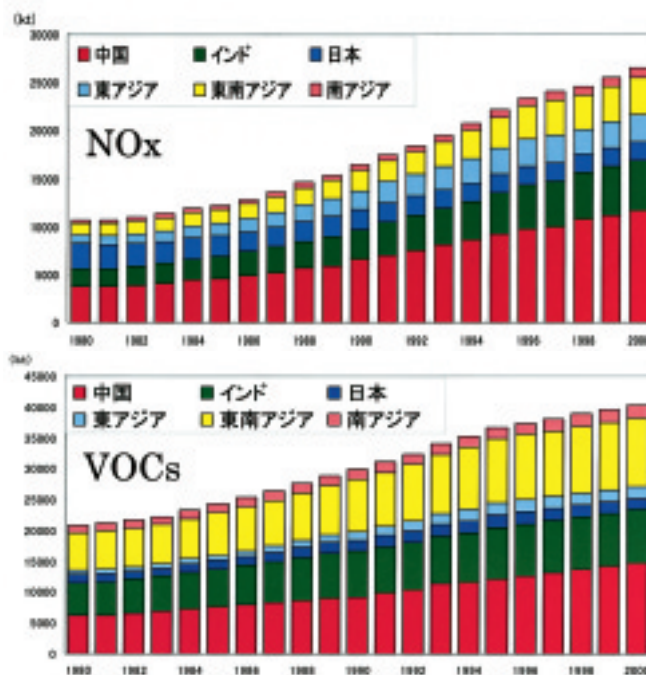


図2-3 アジア地域における1980～2000年のNO_x, VOCs排出量の変化。上図はNO_x排出量、下図はVOCs排出量を示し、どちらの単位もkt/年である。（大原ら, 2005）

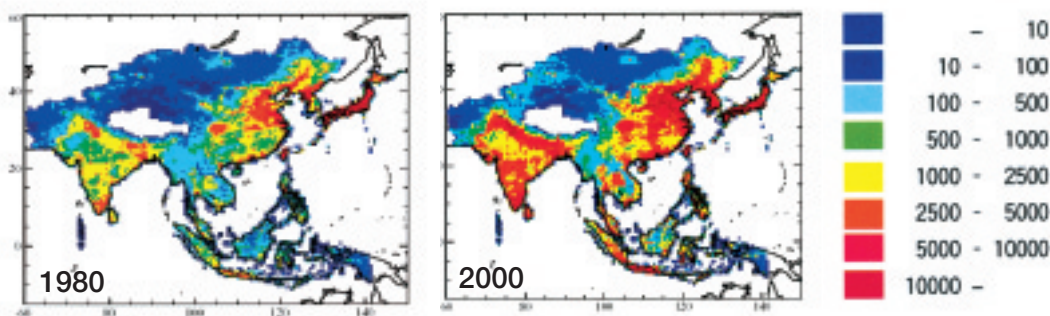


図2-4 アジア地域における1980年（左図）と2000年（右図）のNO_x排出量分布。単位はt/年（経緯度0.5 × 0.5 度あたり）である。（大原ら, 2005）

引用文献

大原利眞ら, 第46回大気環境学会年会講演要旨集, 511, 2005.

3.対流圏オゾンは強力な温室効果ガス

■オゾンの温室効果の特徴

オゾンは波長 $10\mu\text{m}$ 付近の赤外線を強く吸収する。この波長域は水蒸気(H_2O)や二酸化炭素(CO_2)の赤外線吸収域と重ならないため、大気中のオゾンは地表から放射される赤外線を効率良く吸収し、強力な温室効果を持っている。オゾンは CO_2 等の長寿命温室効果ガスと違って、大気中の寿命が短いため(季節・高度・地域によって異なり約1週間から1ヶ月のオーダー)、大気中の空間的分布が極めて不均一である。従って、オゾンの温室効果を考える場合には、その温室効果効率が空間的にどう異なるかを知る必要がある。

ここではまずオゾンによる温室効果効率の高度との関係を見てみよう。図3-1はオゾン変化に対する地上気温変化率の高度との関係をみたものである。図にみられるようにオゾンの温暖化影響は地表付近では小さく、対流圏上部に行くに従って大きくなり、成層圏と対流圏の圏界面付近(地上から約 10km の付近)で最大となる。下部成層圏でもオゾンは正の温室効果を持っているが、高度約 30km 以上ではオゾンが増加すると地上気温が低下することがわかる。地表付近で小さいのは、大気温度が地表温度とほぼ等しいため、地表からの赤外線放射はオゾンによる吸収・放射とほぼ釣り合っており、正味の吸収が余り起こらないためである。上空に行くに従って気温が下がるため、オゾンによる正味の赤外線吸収が大きくなり、温室効果の効率が高くなる。大気の気温が極小となる圏界面付近で、オゾンの温室効果は最大となる。一方、成層圏では上空に行くに従い気温が上がるため、オゾンによる赤外線の正味の吸収が減り、中部成層圏以上では負の温室効果となる。

このように対流圏と下部成層圏のオゾンは正の温室効果を持ち、特に上部対流圏のオゾンによる温室効果効率が高い。

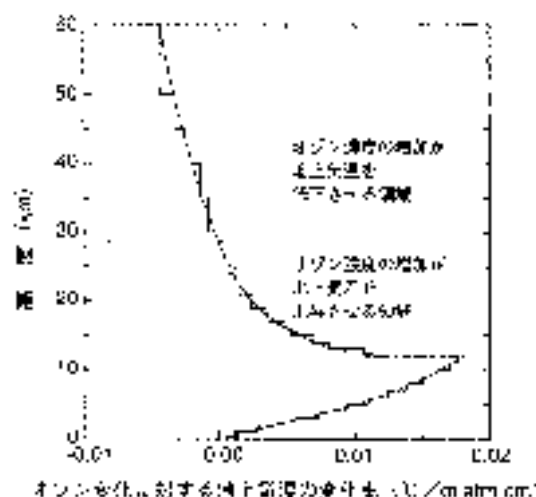


図3-1 単位カラムのオゾン密度増加に対する地上気温変化率の高度との関係。(Lacisら, 1990に基づく)

■オゾンの温暖化影響の地域分布

次にオゾンの温暖化影響のグローバルでの地域分布を見てみよう。図3-2は化学気候モデルによって計算された産業革命以降1990年までの対流圏オゾン増加による温暖化影響のグローバル分布の一例である。図に見られるように温暖化影響は地中海南部を中心にアフリカ北部から中東にかけて最も大きく、次いで北米南部、ヨーロッパ南部、アジア南東部で大きい。わが国に対しても本州以南に対流圏オゾンの温暖化影響が及んでいる。対流圏オゾンによる温暖化影響の最大となる地域が、オゾンの高濃度増加域(図1-1, 1-3)に比べて南にずれているのは、温室効果は日射量が大きく雲

の少ない地域で効率が高くなるためである。人間活動の影響により北半球では南半球より対流圏オゾンの増加が大きいため、過去の温暖化影響も北半球でずっと大きく、さらに北半球の内でも地域的にその影響に大きな偏りがあることが、対流圏オゾンによる温室効果の大きな特徴である。

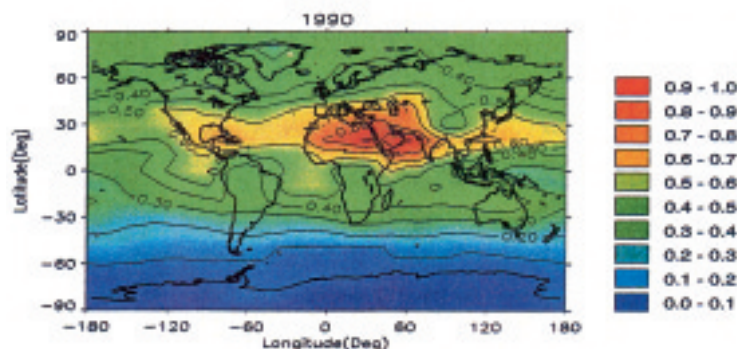


図3-2 1850年からの対流圏オゾンの増加による1990年における年平均放射強制力。1990年の年平均最大値で規格化した相対的な値。(Bernstenら, 2000)

■オゾンは第三の温室効果ガス

オゾンの温室効果はこうに地域的に大きく異なっているが、ここでは地球全体平均でのオゾンの温暖化影響を他の温暖化物質と比較して見てみよう。多くの温暖化物質の温暖化影響を相互比較するには、通常「放射強制力」という量が使われる。放射強制力とは温暖化物質の大気中濃度が増加した場合に、圏界面を通過する赤外線量がどれだけ減少するかによって測られる(単位は W/m^2 である)。図3-3は産業革命以前から現在までの各種温暖化物質による過去の温暖化影響を放射強制力によって比較したものである。過去の温暖化影響としては CO_2 が最大で、これにメタン (CH_4) が続き、次いで対流圏オゾンとなっている。このことからIPCC(気候変動に関する政府間パネル)では対流圏オゾンを第三の温室効果ガスと呼んでいる。ただし、この図は地球全体の平均で温暖化影響を比較したものであり、上に見たようにオゾンの場合、北半球では南半球より対流圏オゾンの増加が大きいため過去の温暖化影響も北半球でずっと大きく、さらに北半球の内でも地域的に大きな偏りがあり地域によっては温暖化の影響がさらに大きくなることに注意する必要がある。図3-3によるとオゾン以外の短寿命大気汚染物質であるエアロゾルによる正または負の放射強制力が非常に大きく、その効果は化学成分によって大きく異なっていることがわかる。

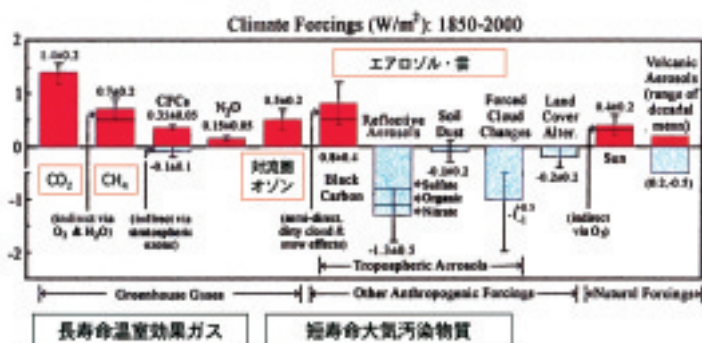


図3-3 1850年から2000年までの各種温暖化物質による全球放射強制力。(Hansen and Sato, 2001に基づく)

引用文献

- Lacis, A. et al., Journal of Geophysical Research, 95, 9971-9981, 1990.
 Bernsten, T. K. et al., Journal of Geophysical Research, 105, 8915-8930, 2000.
 Hansen, J., Sato, M., Proceedings of National Academy of Science, 98, 14778-14783, 2001.

4.新たに注目される健康影響

■オゾンの健康影響

光化学オキシダントは光化学反応によって二次的に生成されるオゾンやPAN(パーオキシアセチルナイトレート)などの総称であり、いわゆる光化学スモッグの原因となる。その成分は90%近くがオゾン(O₃)であり、健康影響もそれによるところが大きい。オゾンは水に溶けにくいガスであるので、吸入した場合には上気道では吸収されずに、肺の奥深く肺胞にまで達する。また酸化作用が強いため、生体の細胞に種々の傷害を引き起こすが、急性の影響が主であり、眼や鼻、喉の粘膜を刺激して眼のチカチカ、涙、喉の痛みや咳などの症状を起こすことが知られている。

動物実験では0.12ppm程度以上の濃度で、早期に肺胞Ⅰ型細胞が破壊され、代わって肺胞Ⅱ型細胞の増殖、肺胞マクロファージ(注:肺胞にある大型の食細胞)や多核白血球の増加が起こる。次いで線毛の脱落や消失が起こり、その結果気管支上皮の肥大、過形成、肺胞壁の肥厚が見られる。一方生化学的変化としては酸化ストレスが起こり過酸化脂質の分解産物の増加、抗酸化性酵素の活性が増加することが報告されている。呼吸機能の変化としては、0.3~0.4ppm以上で、気道抵抗の上昇と動肺コンプライアンス(注:肺の弾性収縮力の評価法の一つ)の減少、モルモットでは、低濃度での長期間ばく露(注:有害物質等にさらされること)によって気道の過敏性が起こることが報告されている。人では0.08ppm以上で、ぜん息患者に運動負荷を行うと、一秒率(注:最大吸気時から最初の一秒間に吐き出せる空気量)の低下を認めたという報告がある。

■わが国における光化学オキシダントによる集団健康被害

わが国で初めて光化学スモッグのためと思われる集団被害が東京都杉並区の高等学校で起こったのは1970年(昭和45年)であった。この時は、校庭で運動中の女子学生や近隣の住民が、目や喉の刺激症状の他に、吐き気、めまい、失神などの呼吸器以外の症状を訴えて病院に運ばれ、入院する学生も出る騒ぎとなった。それまで大気汚染物質の健康影響は呼吸器への影響が主に考えられていたが、この時のオゾンの濃度は0.2ppm程度と推定されており、激しい呼吸器症状を引き起こすほどの高い濃度ではなかったにもかかわらず、吐き気、めまいなどの神経症状を生じたメカニズムは必ずしも明らかになっていない。しかしその後の動物実験において認められたオゾンの刺激による副交感神経の亢進、交感神経の抑制による心拍数、血圧の低下、不整脈の出現などによる可能性も示唆されている(図4-1)。

以上のような健康被害が起こった結果、1973年に光化学オキシダントの大気環境基準が設定されたが、他の大気汚染物質とは違って、長期影響ではなく急性の影響を予防する観点から、1時間値で0.06ppm以下と定められている。

■環境基準の達成状況と最近の健康被害の訴え

わが国における環境基準の達成状況は極めて低く、一般局(一般環境大気測定局)と自排局(自動車排出ガス測定局)を合わせて、昼間(午前5時~午後8時)に環境基準を達成した測定局及び1時間値最高値が0.12ppm未満であった測定局は平成16年度で2局(0.2%)にすぎない。光化学オキシダント注意報が発令され

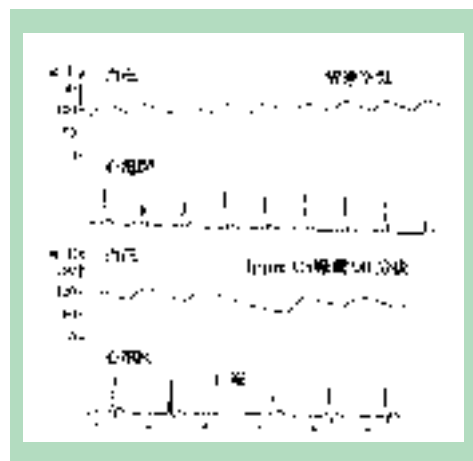


図4-1 オゾンばく露による血圧の低下と不整脈の出現(ラット・1ppm3時間ばく露)(内山, 2003)

た全日数は1973年がピークでその後減少していたが、その後は横ばいから増減を繰り返している。平成16年の光化学オキシダント注意報は22都道府県で発令があり、発令延べ日数（都道府県単位での発令日数の合計値）は189日で、光化学オキシダントによると思われる被害届出人数は393人であった。

最近では以前に比べ被害件数が少なくなったとはいえ、なお健康被害の報告は散発している。

光化学オキシダント注意報が出されると戸外での運動の自粛が呼びかけられ、学校での体育の授業は屋内に移される。人の呼吸機能の低下や動物実験での心拍数の低下といったオゾンに対する反応は、繰り返しばく露を行うと1日目が最も反応が強く、ほぼ3日目で同じ濃度には反応しなくなる（図4-2）。従って光化学オキシダントによる健康被害は真夏に暑い日が続き、オキシダント濃度が徐々に上がった時よりは、梅雨の晴れ間などにオキシダント濃度が急に上がった時に起こりやすい。屋外プールで光化学スモッグ注意報が出されたために水泳禁止の規制が行われると、利用者からなぜ閉鎖するのかという苦情が出ることもあるという。上記の急性症状の他にぜん息などを持つ子供では発作を誘発する可能性もあるので、注意報の発令状況に十分注意する必要がある。

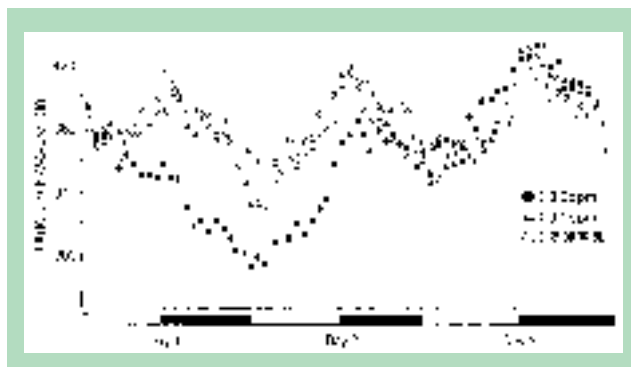


図4-2 オゾンを3日間連続ばく露したときの心拍数の変化(Aritoら,1990)

■健康リスク評価に注目した欧米の基準

米国環境保護庁（USEPA）は1996年の基準見直し作業で、それまでの1時間値0.12ppm以下の濃度でも、中程度の運動中にオゾンばく露が長く続くと急性の健康影響が観察されること、慢性影響としてオゾンの動物実験で見られる肺の損傷はほぼ種によらず同じであること、オゾンばく露により生涯にわたって繰り返し炎症を生じると肺組織に損傷を生じ、高齢者になると生活の質の低下を来す可能性があることなどを考慮した。また従来の1時間値は全米の多くの地域が達成しており、改訂にあたっては1時間値より8時間値を用いる方が有害影響を懸念されるばく露を安定的に制限できると考えた。基準値に関しては、特に子どもの戸外での活動で、中等度、高度の肺機能の低下を来す子どもの割合、深呼吸時の胸の痛みを経験する子どもの割合をリスク評価し、8時間平均値で0.08ppmが妥当としている。

一方英国ではオゾンの暫定目標を8時間の移動平均値（注：時間をずらしながら算定した平均値）の1日の最高値100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （0.05ppm）、年間の超過回数は10回以下として、2005年末までを達成目標としている。またEUは同じく1日を4回に分けた8時間値を110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （0.055ppm）としているが、これも2010年までの達成目標としている。これらの場合の健康影響はいずれも、ぜん息患者などの症状や呼吸機能の悪化、呼吸器症状による受診数の増加からリスク評価を行い、公衆衛生学的にみて許容できる範囲の濃度として決定されたものである。しかし慢性的な影響は疫学調査ではまだ十分には明らかになっていないとして年平均値などは設定されていない。

引用文献

内山巖雄, 大気環境学会誌, 38, 347-357, 2003.

Arito, H., Uchiyama, I. et al., Toxicology Letters, 52, 169-178, 1990.

5.既に出ている農作物被害

■オゾンによる植物被害の発見

1944年にアメリカのロサンゼルス地域で、光化学スモッグによる植物の障害が発生し、その後、オゾンがその主原因であることが確かめられて以来、オゾンが植物に及ぼす影響について数多くの研究がなされた。その結果、オゾンは日本や欧米の極めて広い地域で、植物に影響を及ぼしていることがわかった。高濃度のオゾンは、植物の内部に侵入すると強い酸化力で組織を傷めて、葉に白色や黄色の斑点を生じる。ホウレンソウのような葉菜類では、葉に障害が出れば商品価値が大幅に低下する(写真5-1)。たとえ葉に障害が出るほど高い濃度でなくとも、長期間オゾンにさらされると、植物の光合成速度は低下し、葉が早く老化する。その結果、農作物の収量が低下する(小林, 1999)。



写真5-1 ホウレンソウの葉に生じたオゾンの障害
(撮影: 農業環境技術研究所, 野内勇博士)

■農作物の減収推定

オゾンによる農作物生産の減少を知るために、圃場に設置した温室の中のオゾン濃度を高めて農作物を栽培し、収量の低下を調べた。こうして得られた、オゾンの日中平均濃度と農作物収量の関係を、主な農作物について図5-1に示す。トウモロコシ、冬コムギ、ワタ、ダイズはアメリカの実験結果をまとめたもの(Lesserら, 1990)、春コムギはSkärbyら(1993)によるヨーロッパの実験結果、イネはKobayashiら(1995)による日本の実験結果である。オゾンによる減収は、農作物の種類間で異なり、イネ、トウモロコシ、冬コムギは、ワタやダイズよりも影響が小さいが、ヨーロッパの春コムギはダイズと同程度である。なお、同じ種類の農作物でも、品種や周囲の環境で減収率が違うことがわかっており、図5-1の曲線も本当はそれぞれ一本の線でなく、幅の広いリボンのように考えた方が近い。ただし、リボンの幅が何で決まっているかは、まだわからないことが多い。

図5-1のような関係を用いて、中西部を除くアメリカ全体でのオゾンによるダイズと冬コムギの減収を推定した結果、1982-1987年の平均で14%の減収となった(Tingeyら, 1994)。日本のコメでは、埼玉県中央部から関東平野中心部にかけての減収率が、約7%(1981-1985年の平均)と最も高く(図5-2)、また関東地方全体では約3%の減収と推定された(小林, 1999)。より新しい1996年のオゾン測定値を用いた高木と大原(2003)も、関東地方のコメ減収率を約3.5%と推定している。

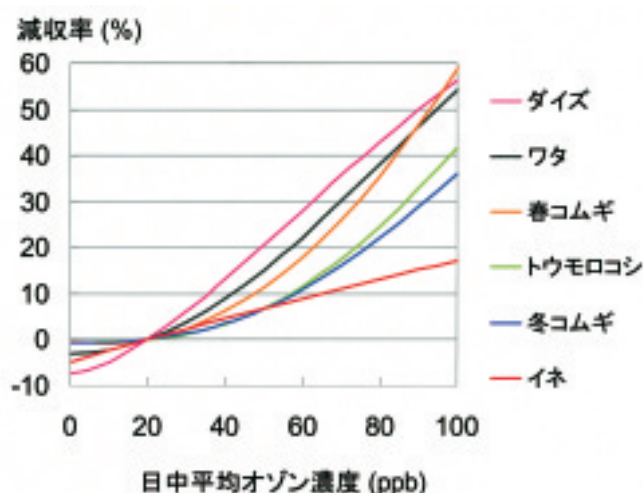


図5-1 オゾン濃度と農作物減収率の関係
(Lesserら, 1990, Skärbyら, 1993, Kobayashiら, 1995)

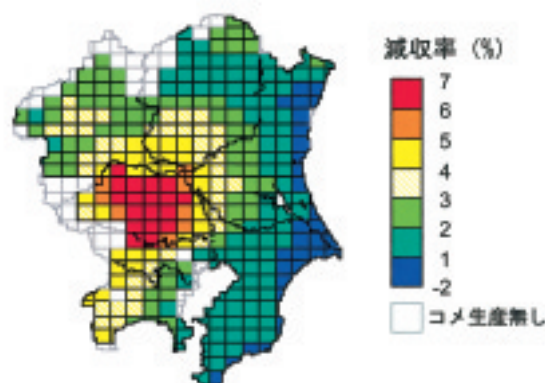


図5-2 関東地方におけるオゾンによるコメの減収。
オゾン濃度が20ppbの時の収量に対する減少率(%)
を1981-1985年の間の平均値で示す。
(小林, 1999)

■アジアに広がるオゾンの影響

アジアの他の国々でもオゾン濃度が上昇しており、農作物や生態系に及ぼす影響が懸念される。Wangら(2005)は、長江下流域での4-6月の日中平均オゾン濃度が、2000年現在で約60ppbに達しており、冬コムギの収量が約25%減少していると推定した。同じデータで、稲作期間中の6-10月の日中平均オゾン濃度は45-50ppbであるので、図5-1からコメは約7%の減収と見られる。中国では、今後さらにオゾン濃度が高まる恐れがあるが、WangとMauzerall(2004)が東アジアの地表オゾン濃度を、全球大気化学・輸送モデルで推定したところ、2020年には中国の大部分で7月の日中平均オゾン濃度が55ppbを超え、中国全体では大豆、トウモロコシ、冬コムギの収量が40-60%程度減少すると予想された。中国のコムギ生産量は世界第1位、同じくトウモロコシが第2位、大豆は第4位だから、WangとMauzerall(2004)の予想が本当になれば、中国だけでなく世界の食糧生産が大きく減少する。こうした予想には不確かな点が多く、今後の研究によっては、推定減収率が下方修正される可能性がある。とはいえ、2020年まで後わずか15年。残る時間は少ない。

引用文献

- 小林和彦, 大気環境学会誌, 34, 162-175, 1999.
Kobayashi, K. et al., Agriculture Ecosystems and Environment, 53, 109-122, 1995.
Lesser, V.M. et al., Crop Science, 30, 148-155, 1990.
Skärby, L. et al., (Jäger, et al., eds.), Effects of Air Pollution on Agricultural Crops in Europe, 241-259, Commission of the European Communities, Brussels, 1993.
高木健作, 大原利眞, 大気環境学会誌, 38, 205-216, 2003.
Tingey, D.T. et al., (D.J. McKee ed.), Tropospheric Ozone: Human Health and Agricultural Impacts, 175-206, Lewis Publishers, Boca Raton, 1994.
Wang, H. et al., Atmospheric Environment 39, 3843-3850, 2005.
Wang, X., Mauzerall, D.L., Atmospheric Environment 38, 4383-4402, 2004.

6.日本の樹木がオゾンで衰退する?

■日本の森林衰退

森林は、地球上のすべての生物の生命維持装置である。森林を構成する樹木は、その光合成作用によって、生命の維持に不可欠な酸素を供給している。また、森林は地球温暖化を引き起こす二酸化炭素を固定し、ガス状大気汚染物質を吸収し、私たちの生活環境を保全している。しかしながら、日本の各地で森林衰退や樹木の枯損が観察されている(伊豆田, 2001)。

神奈川県ひのきぼらまるの丹沢山地においては、檜洞丸やひるがたけ蛭ヶ岳でブナの衰退や枯死が観察されており(写真6-1上)、大山ではモミが衰退している。栃木県の奥日光では、シラビソ、オオシラビソ、ダケカンバなどが衰退している(写真6-1下)。福岡県ほうまんざんの宝満山では、モミが衰退している。広島県などの山陽地方においては、アカマツの衰退が観察されている。石川県、鳥取県、島根県のような日本海側の地域において、コナラやミズナラなどのナラ類の衰退や枯死が観察されている。



写真6-1 神奈川県の蛭ヶ岳のブナ(上,1995年)と奥日光のシラビソ・オオシラビソ林(下,1994年)の衰退(撮影: 河野吉久)

■森林衰退の原因仮説

欧米の森林衰退や樹木の枯損に対して、いくつかの原因仮説が出されている。地域別に見ると、北ヨーロッパではオゾン、酸性降下物による土壌酸性化や窒素過剰、西ヨーロッパではオゾン、酸性ミストや酸性霧などの酸性降下物及び二酸化硫黄、東ヨーロッパでは二酸化硫黄、二酸化窒素、オゾン及び酸性ミストや酸性霧などの酸性降下物などが、森林衰退や樹木の枯損の原因として重要視されている。一方、北アメリカで観察されている森林衰退や樹木の枯損にオゾンが深く関与していることが指摘されている。例えば、シエラネバダ・サンバナディーノ山脈におけるポンデローサマツやジェフリーマツの衰退原因はオゾンであると考えられている。また、ルーベンストウヒの衰退が観察されているアパラチア山脈北部においては、比較的高濃度のオゾンが観測されている。さらに、アメリカ南東部で観察されているストローブマツの衰退にもオゾンが関与していることが指摘されている。

日本においては、対流圏オゾンの濃度が上昇傾向にあり、樹木に悪影響を発現させる可能性がある濃度レベルのオゾンが実際の森林地帯で観測されていることなどが根拠になり、オゾンは日本の森林衰退や樹木の枯損の原因物質となりうるということが指摘されている。実際に、ダケカンバ、シラビソ、オオシラビソなどの衰退が観察されている奥日光やブナが衰退している神奈川県丹沢山地の檜洞丸において、100ppb以上の比較的高濃度のオゾンが観測されている。このため、これらの樹木の成長や光合成などの生理機能に対するオゾンの悪影響が懸念されている。

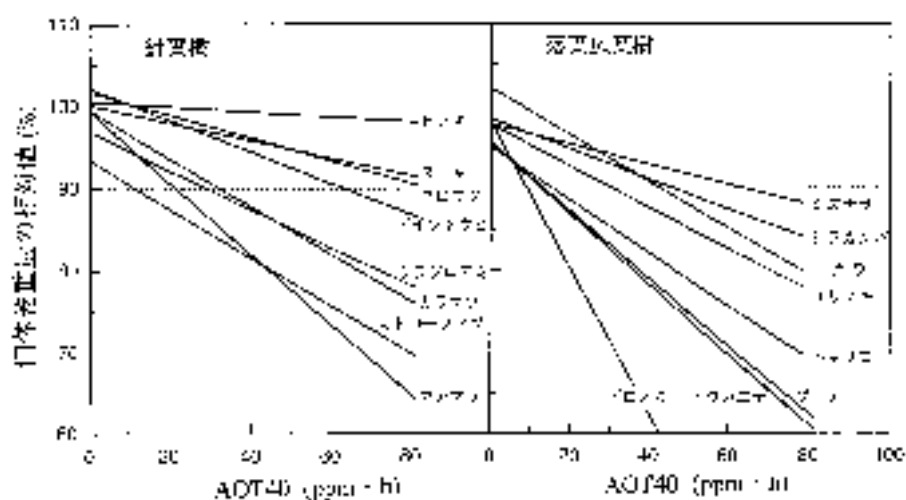


図6-1 樹木の個体乾重量とオゾンのAOT40との関係(伊豆田,松村, 1997). 横軸は6ヶ月あたりに換算したオゾンのAOT40であり、縦軸は浄化空気区の個体乾重量を100%とした時のオゾン暴露区の個体乾重量の相対値である。

■日本の樹木に対するオゾンの影響

大気から気孔を通して樹木の葉内へ吸収されたオゾンは、葉に可視障害を引き起こし、成長や光合成などの生理機能を低下させる。日本の森林を構成している樹木の成長や光合成速度におけるオゾンの影響の受けやすさ(感受性)には樹種間で差異がある。16樹種の苗木を様々なオゾン濃度のもとで数年間にわたって育て、成長(個体乾物成長)に対するオゾンの影響を調べた(図6-1)。AOT40(40ppbを超えたオゾンの積算ドース、p.17参照)が20ppm・hの時の個体重量(乾重量)の減少率で比較すると、オゾンに対する感受性はドロノキ>トウカエデ>ブナ=ストロブマツ>トネリコ>アカマツ>ウラジロモミ>ユリノキ>カラマツ>シラカンバ=ミズナラ>コナラ>スギ=ノルウェースプルース>クロマツ>ヒノキの順に高かった。また、10%の個体重量の低下を導くAOT40は、オゾンに対する感受性の最も高かったドロノキでは約8ppm・hであり、次いでアカマツ、ストロブマツ、ブナ、トウカエデ、トネリコでは12-21ppm・hであった。この実験を行った群馬県前橋市で観測した外気のオゾン濃度から算出した6ヶ月あたりに換算したAOT40は、10-24ppm・hであった。また、神奈川県丹沢山地^{いぬこえじ}の犬越路においては、夏期に0.12ppm以上のオゾン濃度が観測されており、1997年3月から6月までのAOT40は30ppm・hであった(阿相,1999)。これらの観測結果や実験的研究の結果などを考慮すると、オゾンはブナなどのオゾンに対する感受性が比較的高い樹木にすでに悪影響を及ぼしていることが予想される。今後、対流圏オゾンの濃度がさらに上昇することが予測されているため、近い将来においてオゾンによって日本の様々な樹木が悪影響を受ける可能性が高い。

引用文献

- 伊豆田猛, 大気環境変化と植物の反応(野内勇 編著), pp.168-208, 養賢堂, 2001.
 伊豆田猛, 松村秀幸, 大気環境学会誌, 32, A73-A81, 1997.
 阿相敏明, 神奈川県環境科学センター年報, 31, pp. 32, 1999.

7.オゾンの環境基準等について

基準に対応する用語として英語では“standard”あるいは“criteria”が用いられ、WHO(世界保健機関)は“guideline”(指針)を用いている。基準値は、濃度やドース(Dose:濃度×時間)で表現される。濃度の場合は、1時間の平均濃度、日平均濃度、1時間値の日最大濃度、月平均濃度、年平均濃度などが使われ、例えば、日本の光化学オキシダントの環境基準は、『1時間値が0.06ppm以下であること』と規定されている。ドースについては、濃度と時間の積分値で表現され、1ppm・hのように表記される。ドースを用いると、同じばく露濃度でもばく露時間数が異なるとドースは異なる。また、例えば、0.05ppmで20時間ばく露した場合のドースは1ppm・hであるが、1ppmで1時間ばく露した場合もドースは1ppm・hとなる。このように、ドースが同じ場合でも、低濃度で長時間暴露した場合と、高濃度で短時間ばく露した場合とでは影響を受ける生物側の反応が異なることから、実際のばく露実態や条件などをよく把握した上で結果を評価する必要がある。

濃度やドースで示される基準値は、人や動物、あるいは植物を対象とした様々なばく露実験や疫学調査、観測結果など、その時点での最新の知見を基にレビューして決められている。しかし、国や地域、影響を受ける可能性のある対象によっても基準値の求め方が異なるため、現在のところ世界共通の基準はない(p.25-26表-参照)。

■農作物、森林、生態系など植物を対象とした基準

一般的に、各国の環境基準は、人の健康を保護することを主たる目的として設定されている場合が多く、人の健康に係る基準のほとんどは濃度ベースとなっている(表参照)。一方、植物や植生などに係る基準については、当初は人の場合と同様に濃度を中心としていたが、最近では欧州を中心にドースの考えを取り入れたクリティカルレベルの概念が導入されつつある。

クリティカルレベルとは、現時点での知見に基づいて、人や植物、生態系、材料などの受容体(レセプター)に対して直接悪影響を及ぼす可能性のある大気中の汚染物質の濃度と定義されている。ちなみに類似の用語であるクリティカルロード(臨界負荷量)は、環境中の感受性の構成要素(受容体)に有害な影響を引き起こさない物質の負荷量と定義されている。

■AOT40とSUM60

欧州では、当初、オゾンの基準値を濃度で規定していたが、現在では40ppb以上のオゾン濃度値を対象に40ppb以下の部分を除外して、一定期間の積分値を求める方法が採用されている(図7-1)(Ashmore and Wilson,1992)。この方法によると、ある一定の期間にオゾン濃度が40ppbを超えないとAOT40は0となる。

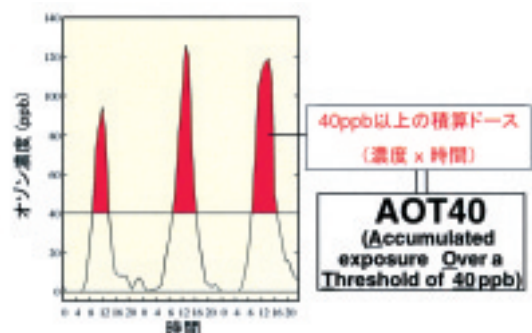


図7-1 AOT40の算出方法
(Fuhrer et al., (1997) より作図)

欧州では、6ヶ国でコムギを対象にした10季にわたるオープントップチャンバー(上部が開放されている一種のチャンバー)実験の結果を基に、収量が5%減収となる3ヶ月間のAOT40として3ppm・hが提案されている。草地・牧草地など(自然・半自然植生)では、成長が10%低下するドースとして3ppm・h、

森林についてはブナに対するばく露実験の結果を基に成長が10%低下するドースとして10ppm・hがそれぞれLevel Iの数値として提示されている。一方、これらの数値については温度や土壌水分条件などの影響が反映されていないことから、これらの要因の影響を考慮したLevel IIのクリティカルレベルの検討が必要とされている。この一環として、フラックスをベースにしたクリティカルレベルの検討が開始され、森林についての一次案として1.6nmol/m²/秒(1.6nmolは約0.077マイクログラム)が提示されている(Karlssonら, 2003)。

欧州が中心となってクリティカルレベルとしてAOT40を検討しているのに対して、米国・カナダはSUM60を指標にした検討を展開している。SUM60とは、1時間値が60ppbを超える濃度の積分値で、AOT40の場合と同様にppm・hで表示する。AOT40が40ppbで足切りをして積分しているのに対して、SUM60は60ppb以下を足切りせずにそのまま積分する。

■過剰域のマッピング

これらのクリティカルレベルと現状大気モニタリング結果とをマッピング(地図化)することにより、どの地域がどの程度クリティカルレベルを超えているか、影響を受けやすいリスクの高い地域はどのあたりであるのかなどについて検討したり、農作物の収量予測などの検討・評価などが行われる。図7-2は、米国のSUM60の分布状況を示したもので、これらのデータはインターネット上でも公開されている。

わが国でもイネなどの収量や成長予測などが行われるようになってきたが、対象は関東地方に限定されている(高木・大原, 2003、Yonekura ら, 2005)。

わが国の場合、全国レベルで実施されている観測は光化学オキシダントが対象で、公開されているデータは0.06ppm及び0.12ppmを超えた時間数で、地点毎の平均濃度は公開されていない。そこで、超過時間数データと時間値濃度との関係から地点毎の濃度を算出した結果、1980年代初期のAOT40は約5ppm・hであるが、徐々に増加し、2000年代には10ppm・hを超えるような状況になってきていることが明らかになってきた(図7-3)。また、全国的な分布状況について検討した結果によると、関東地方、大阪や広島などの大都市周辺域においてAOT40が高くなる傾向がみられ、特に、関東平野では埼玉・群馬地方の値が非常に高くなっていることがわかる(図7-4)。

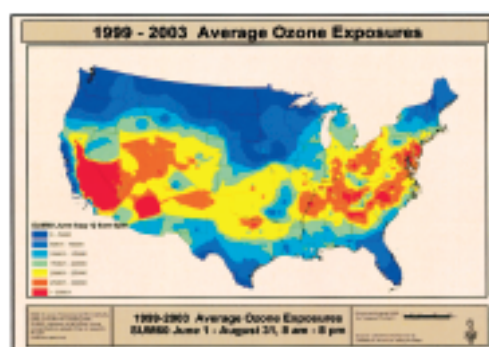


図7-2 米国の1999-2003年における5年間のSUM60の分布状況(USFS-FIA)
期間: 6月1日～8月31日の3ヶ月間
時間: 午前8時から夜8時までの12時間
区分: 5ppm・hでカリフォルニア州の周辺は30ppm・hを超えている。

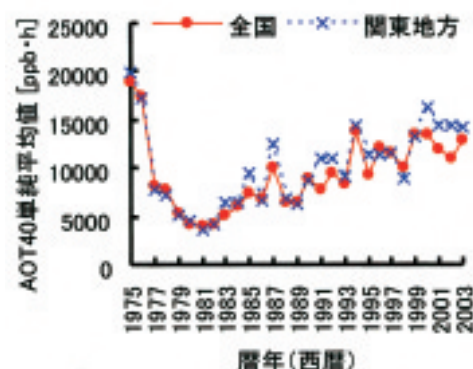


図7-3 光化学オキシダント(Ox)のAOT40(Ox)単純平均値の経年変化
0.06および0.12ppmを越えた時間数のデータを濃度に変換し、AOT40を算出(河野, 2005)。

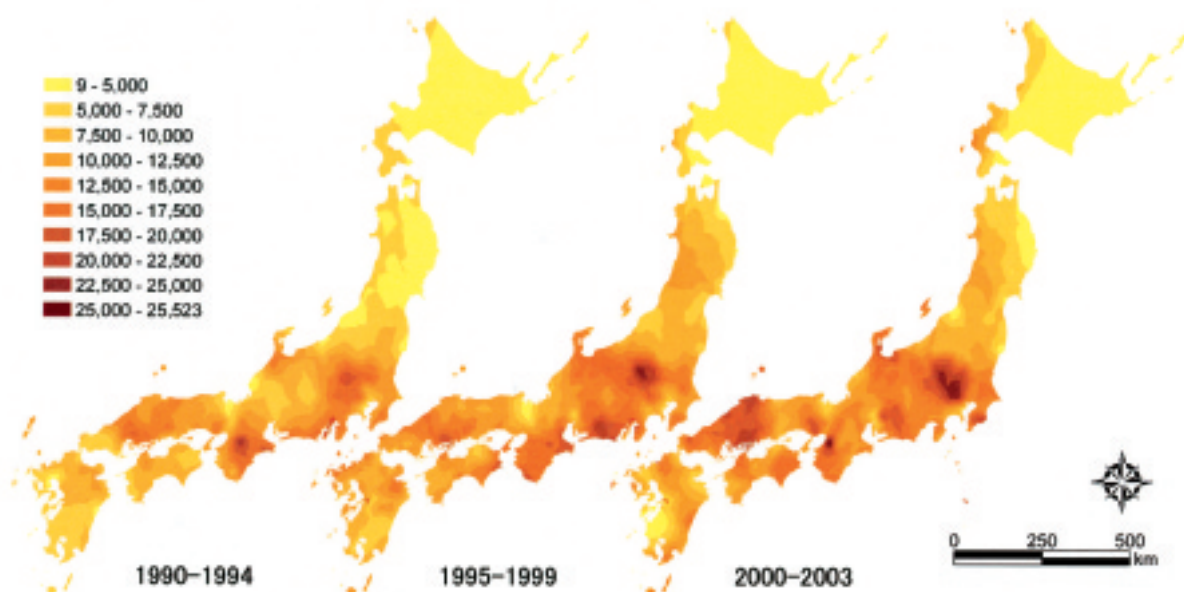


図7-4 光化学オキシダント(Ox)のAOT40平均値の全国分布の状況
0.06ppmと0.12ppmを越えた時間数のデータを濃度に変換し、AOT40を算出して図化。
凡例の数値の単位:ppb・h (河野, 2005)

一方、日本全体をみてもオゾン・光化学オキシダントの観測点は人口の集中する都市部を中心に偏在し、人の住まない山間地などには観測点がほとんどないことを考慮すると、自然環境を保護する観点からこれらのデータ過疎地の観測強化を政策的に実施する必要があると考える。また、東アジア圏に視野を移すとオゾンの連続観測を行っている地点は日本以外の国では極めて少ない状況にあるなど、観測や研究体制は欧米に比較すると大きく遅れをとっている状況にある。

引用文献

- Ashmore, M. R., Wilson, R. B. (eds.), Critical levels of air pollutants for Europe. Background papers prepared for the UNECE Workshop on critical levels, 1993.
- Canada, Summary of Science Assessment Document, Environment Canada, 1999.
- Fuhrer, J. et al., Environmental Pollution 97, 91-106, 1997.
- Karlsson, P.-E. et al., eds., Establishing ozone critical levels II - UNECE Workshop Report. IVL Report B 1523, 2003.
- Kohno, Y. et al., (Omasa, K. et al. eds.), Plant Responses to Air Pollution and Global Change, Springer-Verlag, Tokyo, 2005.
- USFS-FIA, Ozone Biomonitoring Program,
http://www.fiaozone.net/maps/99_03_5YEARSum60AVG.htm, 2005.
- Yonekura, T. et al., Journal of Agricultural Meteorology, 60, 1045-1048, 2005.
- 河野吉久, 環境省地球環境研究総合推進費, C-7「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16年度研究成果, 2005.
- 高木健作, 大原利眞, 大気環境学会誌, 38, 205-216, 2003.

8.東アジアにおけるオゾンの脅威

■東アジアに広がるオゾン汚染 —モデルは語る—

第1章でみたように対流圏オゾンの増加が北半球の人間活動の活発な地域で広範に見られていることがわかったが、ここでは特に東アジアに注目してオゾン汚染の実態をもう少し詳しく見てみよう。残念ながら東アジア全域の大陸規模でのオゾン分布を明らかにできるような地上での観測網はまだ構築されておらずその実態は必ずしも明らかでないが、最近ではモデルの進歩によりオゾン汚染の地域分布に関してもかなり正確な姿が描けるようになってきた。

図8-1は地域スケールの化学輸送モデルによって描かれた東アジア全域の地表付近における春から夏にかけての月別平均オゾン濃度の分布である。

図に見られるように東アジアの地表付近のオゾン濃度は春期から夏期にかけて地域スケールで高まり、中央アジアから太平洋周縁地域まで大陸規模で高濃度オゾン帯が広がっていることが示されている。オゾン濃度はわが国においては5月、中国大陆内部においては6月にピークを迎える。6月のピークは太陽からの紫外線の強度が最大になるためと考えられるが、わが国では梅雨があるため6月より5月にピークを迎えている。さらに、わが国の大都市域で高濃度オキシダントがもっとも出やすい夏期7、8月は、夏の太平洋高気圧によるモンスーンの影響で日本全体の平均濃度としては春期から初夏に比べて低くなっている。図によると月平均値70ppb以上の最悪のオゾン汚染が中国大陆東部の大気汚染物質の排出量が最も多いと思われる地域で起こっていることが推定される。

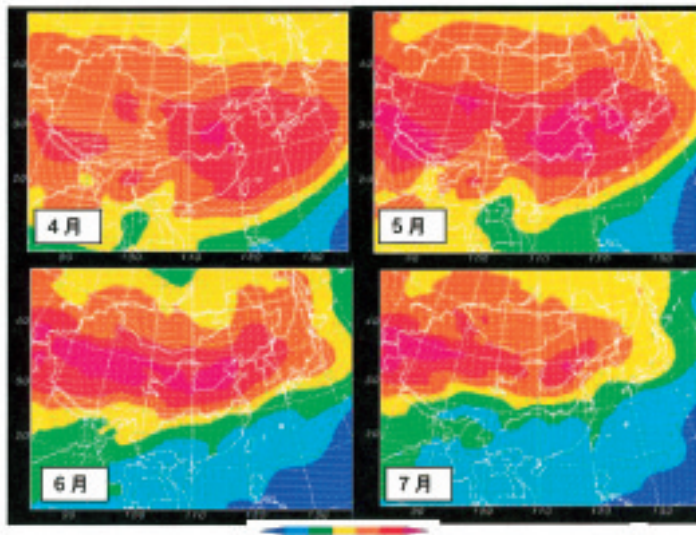


図8-1 地域スケールモデル(分解能80km)によって計算された1996年春期・夏期の東アジアにおける地表付近のオゾン分布。赤紫及び濃い赤色はそれぞれ月平均値70,60ppb以上を示し、以下10ppb毎の色スケールで橙及び黄色はそれぞれ50,40ppb以上。(Zhuら, 2005)

■東アジアオゾン汚染の脅威 —観測による実証—

このような東アジア全域に広がるオゾン汚染は、わが国にどのような影響を与えているであろうか。わが国に対する大陸からのオゾン汚染の影響を観測から実証したデータの一例として隠岐における観測データの解析結果を見てみよう。図8-2は1994年5月の隠岐

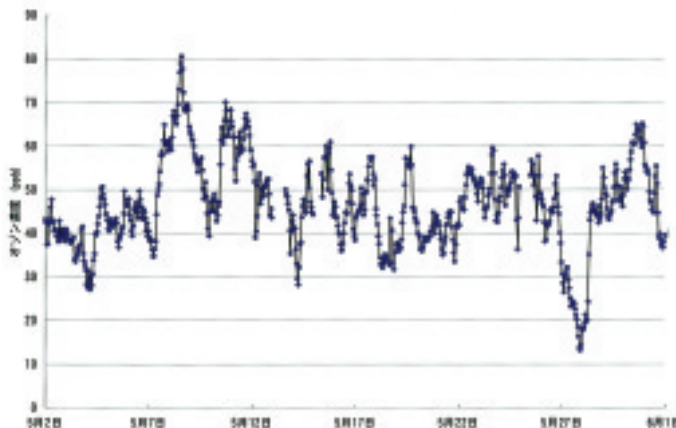


図8-2 隠岐におけるオゾンの1時間値変動(1994年5月)(秋元, 2003)

EANET局(EANETについては、p.24参照)における1時間値オゾン濃度の変動である。わが国の汚染物質の影響をほとんど受けていないこのようなりモート地点においてオゾン濃度は日本の環境基準値である60ppbをたびたび超えており、最高値80ppbまで達していることがわかる。

図8-3はこうした長距離輸送の影響を明らかにするために、隠岐において観測されたオゾン濃度をその時々気塊の種類によって分類したものである。図に見られるようにオゾン濃度は中国大陆の人間活動の活発な地域を通過してきた気塊中(■)で最も高く、同じ大陸性の気塊でもシベリアから直接降りてきたような気塊中(○)で最も低いことがわかる。中国大陆の汚染地域を通過してきた気塊中のオゾン濃度は春期から夏期、秋期にかけて月平均値で55ppbに達している。この汚染気塊中と大陸性清浄気塊中のオゾン濃度の差は、中国大陆内で生成されたオゾンのわが国への影響を表していると考えられるが、図に見られるように、その影響は夏期には月平均で約20ppb、春期、秋期に10-15ppbであることがわかった。

東アジアにおいては将来、中国における経済発展に伴うさらなる汚染物質の排出量の増大が見込まれており、その影響により大陸からの寄与分がさらに10ppb増大すれば我が国ではリモート、ルーラル地域においても春期から夏期にかけて常に60ppbを超えるオゾンにさらされ、都市の光化学オキシダント濃度もさらに増大し、注意報基準を超える日数が増大するであろう。また、上のモデル計算結果から見て、中国国内、韓国のオゾン汚染の環境影響はさらに深刻なものとなることが予想される。

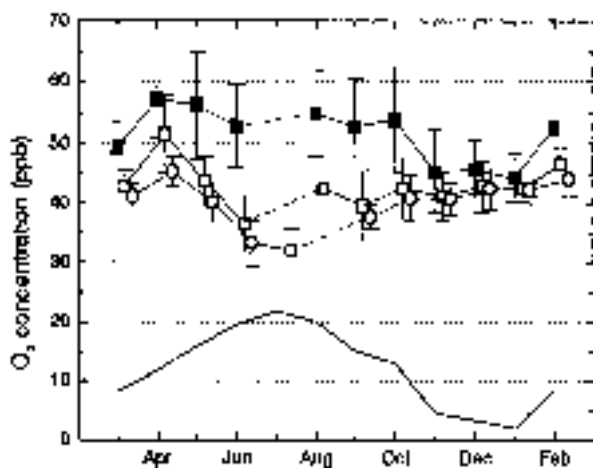


図8-3 隠岐における大陸性気塊中の月平均オゾン濃度の季節変化(1994-95年) ■東アジア地域汚染気塊、○東アジア大陸性清浄気塊、□地域汚染気塊と清浄気塊の中間気塊、下部の実線は地域汚染気塊中と清浄気塊中のオゾン濃度の差。(Pochanartら,1999)

引用文献

秋元肇, 資源環境対策, 39, 90-96, 2003.

Pochanart, P. et al., Journal of Geophysical Research, 104, 3621-3631, 1999.

Zhu, B. et al., Geophysical Research Letters, 31, L17104, 2004.

9.求められる今後の研究と対策

自動車や工場から排出される窒素酸化物(NO_x)や揮発性有機化合物(VOC)の存在下で、太陽光線を受けて二次的に生成される対流圏オゾンは、長年の観測や実験データの蓄積、モデルの発達により、人体や植物への影響を含めその実態が明らかとなってきた。

それによれば、北半球中高緯度で特にオゾン濃度が高く、陸域のバックグラウンド濃度は、この百年間で少なくとも2倍以上に増加している。また、わが国においても、オゾンを主成分とする光化学オキシダント濃度は、全国的に上昇傾向にある。

オゾン生成の原因物質である NO_x とVOCのアジア地域での排出量をみると、1980年から2000年までの20年間で NO_x は約2.5倍、VOCは約1.9倍増加している。特に、 NO_x の大気中濃度については、中国東部の華北平原を中心とした地域で極めて高く、毎年約7%の割合で増加している。

この対流圏オゾンは、強力な温室効果ガスであり、二酸化炭素、メタンに次ぐ第三の温室効果ガスとされている。

また、呼吸機能など人の健康にも影響を与えることが知られており、1990年代より欧米では、長期的に曝露の健康影響が注目され8時間値等の環境基準を定めてきた。

植物については、ブナなど比較的オゾンに対する感受性の高い樹木は、わが国でも既にオゾンの悪影響を受けていると考えられ、近い将来において、さまざまな樹種が悪影響を受ける可能性が高い。また、農作物も、オゾンによる収量の減収が推定されており、2020年の推計では、オゾン濃度が上昇して、世界の食糧生産を大きく減少させる可能性も示唆されている。

わが国における光化学オキシダント濃度の上昇の原因としては、気温や日射量などの気象変化、 NO_x とVOCのバランスの変化、越境大気汚染の増加などが考えられる。しかし、年間を通じたバックグラウンドの汚染として見ると、対流圏オゾンの問題は、東アジア地域や、北半球全体で取り組むべき課題であることが次第に明らかとなっている。

■今後の研究課題

このように、対流圏オゾンの問題は、国境を越える環境問題の一つとして徐々に深刻さの度を増しつつあるが、よりの確にこの問題を捉えるためには、次のようなテーマについてさらに研究が促進される必要があろう。

【観測・データ解析関係】

東アジア各国のEANET(p.24参照)測定局において、オゾンモニタリングのプライオリティを高め、測定器の校正に十分配慮して、オゾンの他、 NO_x 、VOCについての連続測定を行い、オンライン配信等、情報の高度利用を図ることが望まれる。

また、大陸間輸送を検証するため、南アジア、中央アジア、中東などへの観測ネットワークの拡大、アジア大気汚染監視衛星の実現についても検討されるべきであろう。

[排出インベントリ関係]

モデリングのための情報や合理的な削減方策の検討のため、オゾン生成の原因となるNO_xとVOCに関して、人為起源と自然起源の双方について排出インベントリを整備・改良し、共有、公開、利用、更新のシステムを構築する必要がある。(排出インベントリ:国や地域等の単位で、排出源の種類とそれぞれの排出量を整理して記載したもの)

[モデル関係]

オゾンの輸送・拡散・反応・沈着過程のモデリングの精緻化とモニタリング・フィールド観測データによる検証を通じて予測の高度化を図り、大小スケール間の相互作用を予測できる都市からグローバルまでの統合モデルシステムを確立する必要がある。特に、東アジアにおける越境汚染をより定量的に把握し、経済活動の将来シナリオに基づいた予測を行うことが重要である。

また、北半球レベルにおける大陸間輸送の問題とその対策のため、国連欧州経済委員会(UNECE)や米国環境保護庁(USEPA)との協力を図る必要がある。

[人の健康影響関係]

わが国の光化学オキシダントの環境基準は急性影響の観点から1時間値(0.06ppm以下)のみが決められており、1時間値を見る限り世界でも厳しい値である。しかし、その後の疫学調査からリスク評価を行った各国の環境基準は1時間値に加えて、8時間値を定めるようになってきた。わが国でこのような観点で環境基準を再検討するためには、今後、欧米の環境基準のもととなった文献の調査とレビューを行うと同時に、ぜん息発作の増加、呼吸器疾患の症状の悪化等による受診数の増加、入院数の増加と光化学オキシダント濃度との関連、また浮遊粒子状物質との複合影響に関する疫学研究等が必要と考えられる。

[植物影響関係]

東アジア地域の多様性に富んだ植物相を対象に、各地域を代表する植物種のオゾン感受性を踏まえ、オゾンのクリティカルレベルを構築する必要がある。

また、東アジアにおいては、国によって気候学的環境要因が著しく異なるため、主な植物生態系におけるオゾンフラックスの観測とモデリングにより、農作物、樹木及び自然植生におけるオゾン障害発現に係わる気温、風速、湿度及びCO₂濃度上昇などの影響とそのメカニズムを明らかにし、大気化学輸送モデル等と組み合わせて、東アジア全体の植生に対するオゾンの影響の現状評価と将来予測を行うシステムを開発する必要がある。

これらの研究結果に基づき、東アジア諸国における植物保護のためのオゾンの環境基準値を早急に設定する必要がある。

■今後の対策

日本では、NO_x及びVOC(または非メタン炭化水素)について、その削減対策を進め一定の成果を収めているものの、光化学オキシダント濃度で見ると、1980年頃より濃度が上昇傾向にある。本冊子で述べた様々な研究成果からも明らかのように、対流圏オゾンの問題は、東アジア全体、または北半球全体で取り組む必要があると言える。

現在、東アジア地域における大気環境保全に関する国際協調として、12か国が参加する東アジア酸性雨モニタリングネットワーク(EANET、右頁コラム参照)が稼働しているが、酸性雨と深く関わる酸化性物質であるオゾンについても、その大気中濃度のモニタリング体制を早急に整備する必要がある。また、モニタリングだけでなく、排出インベントリや、モデリングも含めた総合的なアセスメントを可能とする枠組を確立し、地域全体の大気環境保全を図るための政策目標を設定する必要がある。

EANET/東アジア酸性雨モニタリングネットワーク

東アジアにおける酸性雨問題の状況に関する共通理解の形成や、酸性雨による環境への悪影響を防ぐため政策決定に有益な情報を提供することなどを目的に活動を行っている組織であり、1998年に設立された。事務局は国連環境計画（UNEP）に設置され、酸性雨研究センターはネットワークセンターに指定され技術的な支援を行っている。

2000年までの試行稼働を経て、2001年から本格稼働を開始しており、現在の参加国は、カンボジア、中国、インドネシア、日本、ラオス、マレーシア、モンゴル、フィリピン、韓国、ロシア、タイ、ベトナムの東アジア12カ国である。EANETでは、酸性雨やその影響に関するモニタリングを行うと共に、結果を取りまとめて公表しており、2006年に最初の評価レポートが完成する予定である。また、参加国の支援のため、データの信頼性向上のための活動や共同研究も実施されている。

さらに、現在、酸性雨を含む東アジア地域大気環境管理の推進という観点から、財政基盤を確保するとともに活動範囲の拡大等も視野に入れ、地域協定等の確立や今後の組織発展に向けた議論が精力的に行われている。



図9-1 EANET組織図



図9-2 EANETサイト:湿性沈着モニタリング47地点

オゾンに関する環境基準等

対象		日本 環境基準	EHC 7 (1978) Guideline	WHO (1998) Guideline	EU-EEA (1998) Criteria	UNECE (2004) Critical level	ニュージーランド (2002) Guideline
人の健康		0.06ppm (1時間値)	100～200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.05～0.1 ppm) (1時間値)	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.06ppm) (8時間の移動平均値)	110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.055ppm) (8時間平均値)	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.06ppm) (8時間平均値)	150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.075ppm) (1時間平均値)
		注意報: 0.12ppm (1時間値)			情報提供:180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.09ppm) (1時間平均値)	AOT60=0 (1年間)	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.050ppm) (8時間平均値)
		警報: 0.24ppm (1時間値)			警報:360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.18ppm) (1時間平均値)		
植物					200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.10ppm) (1時間平均値)		
					65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.033ppm) (24時間平均値)		
農作物 (可視障害)	飽差が1.5kPa以下					AOT40=0.2ppm・h (5日間)	428 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ (0.214ppm・h) (5日間)
	飽差が1.5kPa以上					AOT40=0.5ppm・h (5日間)	1,070 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ (0.535ppm・h) (5日間)
農作物 (収量)				AOT40=3ppm・h (5月～7月) (5%収量低下)		AOT40=3ppm・h (3ヶ月) (5%収量低下)	6,420 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ (3.21ppm・h) (3ヶ月間)
自然・半自然植生				AOT40=3ppm・h (5月～7月)		AOT40=3ppm・h (5月～7月) (10%成長低下)	6,420 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ (3.21ppm・h) (3ヶ月間)
森林・樹木				AOT40=10ppm・h (4月～9月)		AOT40=10ppm・h (4月～9月) (10%成長低下)	21,400 $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ (10.7ppm・h) (6ヶ月間)
	飽差が小さい場合					AOT40=5ppm・h	
	フラックススペース					1.6n mol/ m^2/s (1成長期)	
感受性の種	飽差が1.5kPa以下			AOT40=0.2ppm・h			
	飽差が1.5kPa以上			AOT40=0.5ppm・h			
生態リスクの評価				AOT40 レセプターに固有の値			

国や機関の基準値等について、植物や植生等についての区分記載がないものは人の健康の項に記載した。
日本:環境庁告示25号 (昭和48年5月8日) 日本は光化学オキシダントとしての濃度で表示、その他の機関、国はオゾン濃度で表示。
EHC 7 (1978):Photochemical oxidants. In: Environmental Health Criteria 7 (1978). International Programme on Chemical Safety (IPCS).
AOT40: Accumulated exposure over a threshold ozone concentration of 40 ppb.日射量が50W/ m^2 以上の時間帯を対象に積算。
SUM60: AOT40は、40ppb以下の部分を除外して算出するが、SUM60は60ppb以上の時間値をすべて積算する。対象時間帯は8:00～19:59の12時間.急性影響は3日間の数値、長期にわたる慢性影響を評価する場合は3ヶ月間の積算値を用いる。SUM0は時間値を積分した値と同じになる。
EU-EEA (1998):Tropospheric ozone in EU - The consolidated report, Topic report No. 8/1998, European Environment Agency.
UNECE:UNECE (2004): Section IX, 1999 Protocol to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone. In: Handbook for the 1979 convention on long-range transboundary air pollution and its protocols.
Karlsson et al. (2003): Establishing ozone critical levels II - UNECE Workshop Report. IVL Report B 1523.
Fuhrer et al. (1997): Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe. Environ. Pollut. 97 (1-2): 91-106.
ニュージーランド (2002):Ambient air quality guidelines, 2002 Update, Air quality report No.32,Ministry of the Environment. May, 2002.

	米国 (1979) Standard	米国 (1997) New standard	カリフォルニア州 (2004) Standard	カナダ Guideline	英国 Standard	中国 (1996) Standard	韓国 Standard	タイ Standard
	0.12ppm (1時間平均値)	0.08ppm (8時間平均値)	0.09ppm (1時間平均値)	望ましいレベル: 51ppb (1時間平均値)	100μg/m ³ (0.05ppm) (8時間平均値)	1級基準 0.12mg/m ³ (0.06ppm) (1時間平均値)	0.06ppm (8時間平均値)	0.10ppm (1時間平均値)
			0.070ppm (8時間平均値)	望ましいレベル: 15ppb (24時間平均値)		2級基準 0.16mg/m ³ (0.08ppm) (1時間平均値)	0.1ppm (1時間平均値)	0.04ppm (年平均値)
				最大許容レベル: 82ppb (1時間平均値)		3級基準 0.20mg/m ³ (0.10ppm) (1時間平均値)		
				最大許容レベル: 25ppb (24時間平均値)				
				最大許容レベル: 15ppb (年平均値)				
				耐える最大レベル: 153ppb (1時間平均値)				
	0.12ppm (1時間平均値)	0.08ppm (8時間平均値)				1級基準 0.12mg/m ³ (0.06ppm) (1時間平均値)		
						2級基準 0.16mg/m ³ (0.08ppm) (1時間平均値)		
						3級基準 0.20mg/m ³ (0.10ppm) (1時間平均値)		
				SUM60=0.5-0.7ppm・h (12時間,3日間)				
				SUM60=5.9-7.4ppm・h (12時間,3ヶ月間)				
				SUM60=4.4-6.6ppm・h (12時間,3ヶ月間)				

米国：一次基準と二次基準は同じ値であるが、一次基準は人の健康を対象とし、二次基準は視程、植物、動物、建物を対象。植物は農作物と植生と記載されているが、区分されていないため植物の項に記載。1997年に改定された新基準値は、毎日の8時間平均値の最大値について年間で4番目に大きいデータが3年平均で0.08ppm以下であること。ただし、連続した3年間のデータが1時間値を達成できない地点については従来どおり1時間値を基準として適用する。

米国・カリフォルニア州(2004): Recommendation for an ambient air quality standard for ozone. Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency. June 2004.

カナダ:植物関係については、LOAEL (Lowest Observable Adverse Effect Level) としての勧告値.National ambient air quality objectives for ground-level ozone - Summary Science Assessment Document, Environment Canada (1999).

英国：8時間毎の平均値の日最大値が年間で10回を超えてはならない。現時点でオゾン規制の対象にはなっていない。

中国：Ambient air quality standard. GB 3095-1996. 1級基準は自然保護区、風景名勝区、特殊保護区を対象。2級基準は住居区、商業交通混合区、文化区、一般工業並びに農村地区を対象。3級基準は特定工業地区を対象。

生態リスクの評価:対象別に固有の期間について5年間のAOT40の平均値

フラックススペースのクリティカルレベル:2002 UNECE Workshopで議論され、フラックススペースのCritical Level Iの暫定値として採用された。

訂 正

ページ	行	誤			正		
18	24	公開されているデータは0.06ppm及び0.12ppmを越えた時間数で 地点毎の平均濃度 は公開されていない。			公開されているデータは0.06ppm 以上 及び0.12ppmを越えた時間数で、 昼間のみ が評価対象であることから、 全日 についての統計値は存在しない。		
25	表		日本 環境基準			日本 環境基準	
			0.06ppm (1時間値)			0.06ppm (1時間値)	
			注意報:0.12ppm (1時間値)			注意報:0.12ppm (1時間値)	
			警報:0.24ppm (1時間値)			警報:0.24ppm (1時間値)	
						重大緊急時:0.40ppm 1時間値	
25	注2	日本は光化学オキシダントとしての濃度の表示、その他の機関、国はオゾン濃度で表示			日本は光化学オキシダントとしての濃度表示、その他の機関、国はオゾン濃度で表示。 また日本の警報については、各都道府県等が独自に要綱等で定めている。		

対流圏オゾン冊子編集委員会

委員長 秋元 肇（海洋研究開発機構 地球環境フロンティア研究センター）
委員 伊豆田 猛（東京農工大学大学院 共生科学技術研究部）
植田 洋匡（酸性雨研究センター）
内山 巖雄（京都大学大学院 工学研究所）
大原 利真（国立環境研究所）
河野 吉久（電力中央研究所）
小林 和彦（東京大学大学院 農学生命科学研究科）
若松 伸司（国立環境研究所）

編集委員会事務局 （財）日本環境衛生センター 酸性雨研究センター

編集責任者 世一 良幸（副所長）
佐藤 二郎（企画研修部長）
大泉 毅（大気圏研究部長）
佐瀬 裕之（生態環境影響部）
笠原こすえ（企画研修部）

問合せ先

酸性雨研究センター 〒950-2144 新潟市曾和1182 TEL 025-263-0556

