

中環審第1390号
令和7年12月11日

環境大臣
石原 宏高 殿

中央環境審議会
会長 大塚 直
(公印省略)

大気汚染物質に係る環境基準の見直しについて（第一次答申）

令和7年3月25日付け諮問第630号により中央環境審議会に対してなされた「大気汚染物質に係る環境基準の見直しについて（諮問）」については、別紙のとおりとすることが適当であるとの結論を得たので、答申する。

これに基づき、光化学オキシダントに係る新たな環境基準は別表のとおりとすることが適当である。

別表

物質	環境上の条件	測定方法
光化学オキシダント	オゾンとして、8時間値が0.07ppm以下であり、かつ、日最高8時間値の1年平均値が0.04ppm以下であること。	紫外線吸収法又はエチレンを用いる化学発光法

備考：光化学オキシダントとは、オゾン、パーオキシアセチルナイトレートその他の光化学反応により生成される酸化性物質（中性ヨウ化カリウム溶液からヨウ素を遊離するものに限り、二酸化窒素を除く。）をいう。

中央環境審議会大気・騒音振動部会
大気汚染物質小委員会報告

令和 7 年 12 月

目 次

第1章 はじめに	4
第2章 光化学オキシダントについて	5
2.1 光化学オキシダントの生成機構及び化学組成	5
2.1.1 光化学オキシダントの生成機構	5
2.1.2 光化学オキシダントの化学組成	7
2.2 光化学オキシダントに係る環境基準	8
2.3 光化学オキシダントの環境中濃度	9
2.3.1 測定値の取り扱い	9
2.3.2 光化学オキシダント濃度の経年変化	10
2.4 参考文献	11
第3章 光化学オキシダントの健康影響	12
3.1 全体的な考え方	12
3.2 光化学オキシダントの健康影響に関するまとめを踏まえた定量評価の進め方 ..	14
3.2.1 指標物質	14
3.2.2 O ₃ の曝露について考慮すべきと判断された健康影響	14
3.2.3 O ₃ の短期曝露影響に係る定量評価の実施方法	16
3.2.4 O ₃ の長期曝露影響に係る定量評価の実施方法	16
3.3 短期曝露による呼吸器影響の定量評価について	17
3.3.1 人志願者実験における影響が現れることが確からしい濃度範囲の検討 ..	17
3.3.2 疫学知見における曝露量-反応濃度関係が認められた地域の濃度水準の検討	
32	
3.3.3 短期曝露影響に係る環境目標値に関する考察	55
3.4 長期曝露による呼吸器影響の定量評価について	62
3.4.1 肺機能に関する知見	62
3.4.2 呼吸器症状に関する知見	64
3.4.3 喘息新規発症に関する知見	66
3.4.4 呼吸器疾患による入院・受診に関する知見	71
3.4.5 呼吸器疾患死亡に関する知見	74
3.4.6 長期曝露影響に係る環境目標値に関する考察	77
3.5 参考文献	82
第4章 光化学オキシダントの植物影響	98
4.1 全体的な考え方	98
4.2 光化学オキシダントの植物影響に関するまとめを踏まえた定量評価の進め方 ..	99
4.2.1 指標物質	99
4.2.2 O ₃ の植物影響について考慮すべきと判断されたエンドポイント	99
4.2.3 O ₃ の短期曝露に係る定量評価の実施方法	100
4.2.4 O ₃ の長期曝露に係る定量評価の実施方法	100
4.3 O ₃ の植物影響に関する曝露-応答関係の解析	102

4.3.1 O_3 曝露-応答関係の導出	103
4.3.2 農作物の O_3 曝露-応答関係の解析	107
4.3.3 樹木の O_3 曝露-応答関係の解析	113
4.3.4 O_3 曝露指標の比較	123
4.4 光化学オキシダントの植物影響に係る環境目標値に関する考察	124
4.5 参考文献	128
別添1 O_3 曝露-応答関係の評価における不確実性	132
別添2 O_3 曝露-応答関係を導出した植物の栽培・生息地域と O_3 感受性	136
第5章 まとめと今後の課題	143
5.1 まとめ	143
5.2 調査研究に関する今後の課題	143
参考資料	145
参考資料1 光化学オキシダントの健康影響に関するまとめ	145
1. オゾンの短期曝露影響	145
2. オゾンの長期曝露影響	157
3. パーオキシアセチルナイトレート (PAN) の健康影響	169
4. 全体のまとめ	170
参考資料2 光化学オキシダントの植物影響のとりまとめ	178
1. オゾン等の農作物への影響	179
2. オゾン等の樹木への影響	184
3. オゾンと森林衰退との関係	186
4. パーオキシアセチルナイトレート (PAN) の植物影響	188
5. 全体のまとめ	190
参考資料3 モニタリング結果の詳細	201
1. モニタリングデータ解析の概要	201
2. 短期曝露に係るモニタリングデータの解析	202
3. 長期曝露に係るモニタリングデータの解析	219
4. 短期曝露指標と長期曝露指標の関連性の解析	230
5. 植物影響評価の曝露指標と健康影響評価の曝露指標の関連性の解析	232
6. 参考資料	236
参考資料4 検討経緯	253

第1章 はじめに

光化学オキシダントに係る環境基準は、健康影響の知見に基づき、「1時間値が0.06ppm以下であること。」（昭和48年5月環境庁公示第25号）と設定された。告示に先立って昭和48年4月26日に中央公害対策審議会よりなされた答申においては、健康への影響及び視程の障害、植物被害等生活環境に及ぼす影響などについての調査研究の推進等の課題が示され、様々な研究が進められてきた。

環境基準の設定以降に多くの科学的知見が蓄積している状況であることに加え、光化学オキシダントの主な成分であるオゾンは植物による二酸化炭素の吸収を阻害することから、気候変動という観点からも影響が懸念されている。

このような背景を受け、環境省は令和4年1月の中央環境審議会 大気・騒音振動部会において、「気候変動対策・大気環境改善のための光化学オキシダント総合対策について＜光化学オキシダント対策ワーキングプラン＞」を提示し、光化学オキシダントの健康影響に係る環境基準の再評価と植物影響を勘案した環境基準の検討を視野に入れ、知見の取りまとめを推進していく方針を示した。

環境省では、上記の方針等を踏まえ、大気環境改善等の検討に必要な基礎資料を得ることを目的に、学識経験者からなる光化学オキシダント健康影響評価検討会、光化学オキシダント植物影響評価検討会を令和4年3月から令和6年4月にかけて開催し、光化学オキシダントの健康影響及び植物影響に関する知見をとりまとめた。

この知見の整理と検討結果は、「光化学オキシダントの健康影響に関するまとめ」（参考資料1）、「光化学オキシダントの植物影響に関するまとめ」（参考資料2）に示すとおりである。

さらに、環境省は学識経験者からなる光化学オキシダント環境影響に係る検討会を令和6年12月から令和7年1月にかけて開催し、光化学オキシダントの健康影響に係る環境基準の再評価に資する定量評価の結果をとりまとめた。また、植物影響についても、これまでに得られた定量評価の結果をとりまとめた。

上記に基づき、中央環境審議会大気・騒音振動部会大気汚染物質小委員会において、令和7年5月22日から2回にわたり、定量評価について審議を行った。

本報告では、光化学オキシダントの健康影響に基づき、環境基準設定に当たっての環境目標値を示すとともに、植物影響の知見に基づく植物への影響について検討した。

第2章 光化学オキシダントについて

2.1 光化学オキシダントの生成機構及び化学組成

2.1.1 光化学オキシダントの生成機構

2.1.1.1 オゾンの生成機構

図 1 に、O_x の主成分であるオゾン (O₃) の生成機構を模式的に示した。

大気中に NO₂ が存在すると、太陽光の照射を受けて一酸化窒素 (NO) と原子状酸素 (O) に光分解する。生成した O は直ちに酸素 (O₂) と反応して O₃ が生成される。生成した O₃ は NO と邂逅すれば反応して NO₂ と O₂ にもどることで O₃ は減少する。この反応は可逆的な過程といえる。この生成と減少の繰り返し (図 1a) で O₃ の動的な定常濃度が決まる。

そこに VOC が共存すると、VOC とヒドロキシラジカル (OH) の反応で生成するアルキルパーオキシラジカル (RO[·]) による NO の酸化経路が開かれて「NO_x サイクル」が形成され、その結果 O₃ の生成過程が加速される (図 1b)。

また VOC を発端とするラジカルは、O₂ や NO との反応で形態を変えながら最終的に OH を再生する「ラジカルサイクル」あるいは「HO_x サイクル」を形成する (図 1c)。ラジカルサイクルは 2 つの NO_x サイクルを駆動し、その NO_x サイクルを介して O₃ の生成過程が加速される結果となる。大気中には O₂ が豊富に存在していることを考慮すると、大気中に VOC および NO_x (NO + NO₂) が供給されると、この O₃ 生成サイクルが駆動される。その結果、O₃ の発生は NO_x や VOC の放出量が大きい大都市圏において生じやすい。また NO₂ からの O₃ 生成や VOC と最初に反応する OH の生成には光エネルギーが必要であるため、O₃ の発生は太陽光強度が相対的に強い夏季に多い。

光エネルギーのない夜間には O₃ 生成サイクルが駆動されず、一方、光が関与しない O₃ と NO の反応は続くことから、O₃ が消失する。また、NO 濃度が高いほど消失速度は大きくなる。このため、夜間の O₃ 濃度は、一般に都市中心部のほうが郊外部より低くなる。

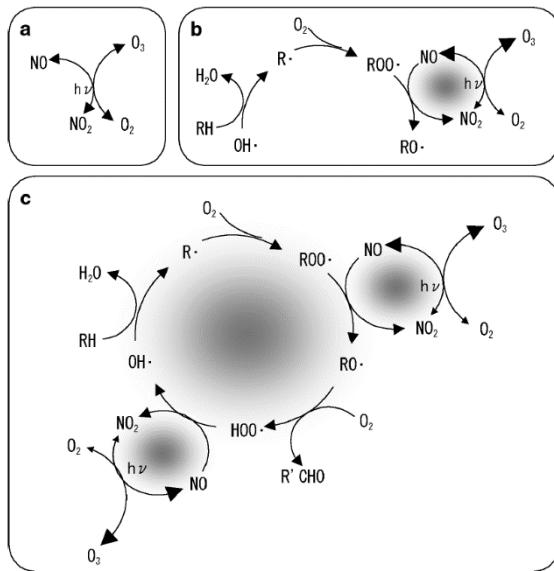


図 1 オゾンの生成機構 (板野泰之 (2006) より一部改変)

- (a) O_3 の光化学生成機構。 NO_2 の光分解で生成した O は大気中に大量に存在する O_2 との結合により O_3 を生成するが、 O_3 は NO との反応により元の物質、 O_2 と NO_2 に戻る。すなわち、このプロセスは可逆的に進む反応系を形成する。
 - (b) VOC (図中では RH) が存在すると、 $\cdot OH$ により開始される連鎖反応により $RO\cdot$ が NO を不可逆的に酸化するため、 O_3 の生成が加速する。
 - (c) $\cdot OH$ と反応した VOC はやがて $\cdot OH$ を再生し、次の VOC と反応するための連鎖反応サイクルが形成される。

2.1.1.2 PAN の生成機構

VOC の一種であるアルデヒドはOH等との反応をかわきりに、次いでO₂と反応してアシルパーオキシラジカル (R'C(O)OO[•]) を生成し、さらにNO₂との反応により PAN 等のパーオキシアシルナイトレート (PANs) を生成する (図 2 下段)。

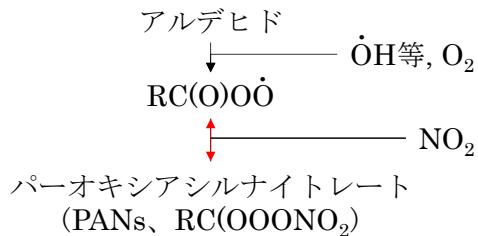


図 2 パーオキシアシルナイトレート (PANs) 生成への VOC の関与
(環境省資料 SPM とオキシダントの生成メカニズムより一部改変)

PAN と O₃ の原因物質は NO₂ と VOC である点は共通している。O₃ の光化学分解により生成される OH はアルカン、アルケン、芳香族と連鎖的に反応し、アルデヒド等のカルボニル系化合物を生成する。この結果として PAN の形成に寄与する。また O₃ による NO_x の酸化も PAN の生成に寄与する。

一方、PAN 側から O_3 に及ぼす影響としては、PAN が NO_2 のリザーバーとして機能し、PAN の分解(図 2 中の↑で示している↑方向の過程)で生じた NO_2 が 2.1.1.2 で述べた NO_x サイクルを介して O_3 生成を促進しうる(環境省 (2016))。

2.1.2 光化学オキシダントの化学組成

光化学オキシダント (Ox) は、2.1.1 において生成機構を示したオゾン (O_3)、パーオキシアセチルナイトレート (PAN: Peroxy Acetyl Nitrate、 $CH_3\cdot C(O)O_2NO_2$) 等のパーオキシアセチルナイトレート (PANs: Peroxy Acyl Nitrates、 $R\cdot C(O)O_2NO_2$) 等の光化学反応により生成される酸化性物質の総称であり、その大部分がオゾンである。これらは、大気中の揮発性有機化合物 (VOC: Volatile Organic Compounds) と窒素酸化物 (NO_x) の混合系に太陽光(特に紫外線)が照射されることにより反応して生成される。

また、現行の日本における光化学オキシダントの環境基準設定は、オゾン、パーオキシアセチルナイトレートの他の光化学反応により生成される酸化性物質(中性ヨウ化カリウム溶液からヨウ素を遊離するもののうち二酸化窒素を除く。)を「光化学オキシダント」と定義している。

2.2 光化学オキシダントに係る環境基準

日本の環境基準は、環境基本法（平成 5 年法律第 91 号）第 16 条第 1 項において、「人の健康を保護し、及び生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準」とされている。また、同条第 4 項において、「政府は、この章に定める施策であつて公害の防止に關係するもの（以下「公害の防止に関する施策」という。）を総合的かつ有効適切に講ずることにより、第一項の基準が確保されるように努めなければならない。」とされており、環境基準が「維持されることが望ましい基準」であり、行政上の政策目標であることが示されている。なお、「生活環境」とは、環境基本法第 2 条第 3 項において、「人の生活に密接な関係のある財産並びに人の生活に密接な関係のある動植物及びその生育環境を含む」とされている。

光化学オキシダントは、昭和 48 年 5 月 8 日付環境庁告示第 25 号「大気の汚染に係る環境基準について」において、「オゾン、パーオキシアセチルナイトレートその他の光化学反応により生成される酸化性物質（中性ヨウ化カリウム溶液からヨウ素を遊離するものに限り、二酸化窒素を除く。）をいう」と定義される。さらに、同告示において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。」と定められている。また、環境基準の評価方法については、昭和 48 年 6 月 12 日環大企 143 号通達「大気汚染に係る環境基準について」において測定局ごとに短期的評価を行うこととされ、定められた方法により連続又は随時に行った測定結果により、測定を行った時間についてその評価を行うことと定められている。

光化学オキシダントを含めた大気汚染状況の監視は、大気汚染防止法（昭和 43 年法律第 97 号）第 22 条に基づき、都道府県及び大気汚染防止法上の政令市が設置する大気汚染常時監視測定局において行われている。また、同法の第 23 条及び同法施行令第 11 条に基づき、「注意報」及び「重大緊急時警報」の基準となる濃度が規定されている。現行、「注意報」の基準は 0.12 ppm、「重大緊急時警報」の基準は 0.4 ppm とされている。

光化学オキシダントの測定方法については、平成 8 年 10 月 25 日付環境庁告示 73 号にて改正され、従来標準方法として定められていた中性ヨウ化カリウム溶液を用いる吸光光度法（以下、「吸光光度法」）、中性ヨウ化カリウム溶液を用いる電量法（以下、「電量法」）に紫外線吸収法、エチレンを用いる化学発光法（以下、「化学発光法」）が追加されている。また、大気汚染の常時監視においては紫外線吸収法又は化学発光法により得ら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こととされている。

PAN 単独の測定方法については環境大気常時監視マニュアルなどで定められた測定方法はないものの、泉川ら(1974)による測定方法が報告されており、電子捕獲型検出器（ECD）付ガスクロマトグラフが用いられている。

2.3 光化学オキシダントの環境中濃度

光化学オキシダント濃度の環境中濃度は毎年、大気汚染物質（有害大気汚染物質等を除く）に係る常時監視測定結果として報告されている。本節では国内の光化学オキシダントの環境中濃度の全体的な傾向を整理した。

2.3.1 測定値の取り扱い

測定値の取り扱いは環境大気常時監視マニュアル 第6版（平成22年3月、環境省 水・大気環境局）（以下、「常時監視マニュアル」）及び光化学オキシダントの環境改善効果を適切に示すための指標に係る測定値の取り扱いについて（環水大大発第1602171号、平成28年2月17日、環境省水・大気局大気環境課長）（以下、「通知」）の考え方を参考にした。

解析の対象とした測定値の具体的な条件は以下のとおり。なお、本資料中のモニタリング解析については乾式法により測定された地点（一般局）を対象としている。

- 1時間値に関連する事項
 - ✓ 年間測定時間が6000時間以上測定
- 8時間値に関連する事項
 - ✓ 8時間値：当該時刻を含む前8時間のうち6時間以上測定
 - ✓ 日最高8時間値：8時間値の欠測が1日のうち4時間を超えない
 - ✓ 年間最高値又は年間99パーセンタイル値等の算出：日最高8時間値の有効測定日数が250日以上

常時監視マニュアル（一部抜粋）

環境基準の長期的評価のためには、二酸化硫黄、一酸化炭素、浮遊粒子状物質及び二酸化窒素については年間測定時間が6000時間以上の測定が行われた「有効測定局」であること、微小粒子状物質についても同様に年間250日以上の有効測定日があることが必要

通知（一部抜粋）

測定局別日最高8時間値の年間99パーセンタイル値の3年移動平均値の算出における測定値の取り扱い

- 8時間値の算出においては、当該時刻を含む前8時間のうち6時間以上測定された場合を有効とする。
- 日最高8時間値の算出においては、8時間値の欠測が1日（24時間）のうち4時間を超える場合、当該日は算出対象としない。
- 年間99パーセンタイル値の算出においては、日最高8時間値の有効測定日数が250日に満たない場合、当該年度は算出対象としない。
- 3年移動平均値の算出においては、当該年度を含む前3年分の日最高8時間値の年間99パーセンタイル値が有効である場合のみ算出する。
- 4月1日の8時間値には、前年度の測定値（3月31日分）を含む。

2.3.2 光化学オキシダント濃度の経年変化

全国における各種指標の年度ごとの経年変化に関する傾向を把握するために全測定局について各種指標を算出し、その分布を作成した上で、各種指標及びその統計量の年度ごとの経年変化を整理した。本資料において整理対象とした指標は、短期曝露の指標として、日本で用いている1時間値年最高値、米国が用いている日最高8時間値の上位4位値（ここでは99パーセンタイル値を算定）、長期曝露の指標として、WHOが用いている日最高8時間値の6か月移動平均値の年最高値とした（図3～図5）。

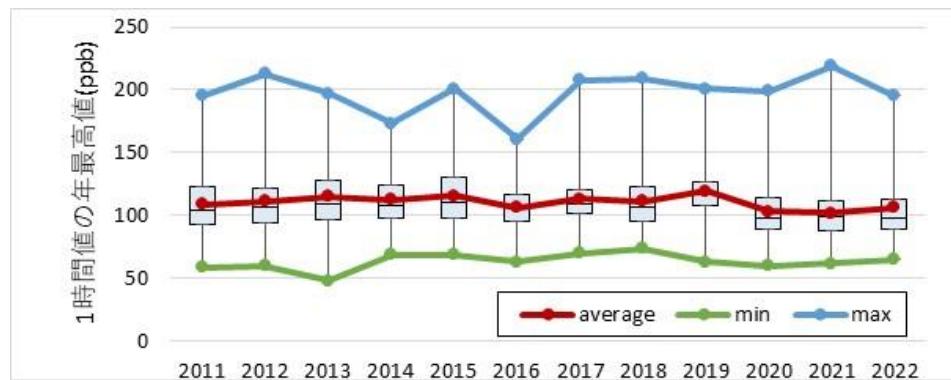


図3 1時間値年最高値の分布及び経年変化

※：箱ひげ図について、ひげの上端、下端はそれぞれ最大値、最小値を示し、箱の上端、下端はそれぞれ25パーセンタイル値、75パーセンタイル値を示す（図4、図5についても同様）。



図4 日最高8時間値の年間99パーセンタイル値の分布及び経年変化

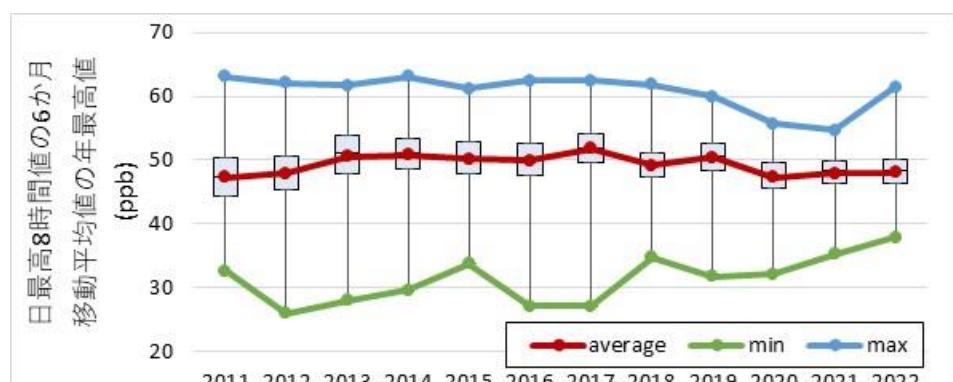


図5 日最高8時間値の6か月移動平均値の年最高値の分布及び経年変化

2.4 参考文献

板野泰之. (2006) 都市大気における光化学オキシダント問題の新展開. 生活衛生, 50, 115-122.

環境省 (2001) 炭化水素類に係る科学的基礎情報調査報告書

環境省. (1972) 昭和 48 年 5 月環境庁告示第 25 号 大気の汚染に係る環境基準について.

環境省. (2010) 環境大気常時監視マニュアル 第 6 版 平成 22 年 3 月.

環境省. (2016) 平成 27 年度光化学オキシダント等大気汚染物質文献レビュー調査等業務
新たな科学的知見に基づく光化学オキシダントの環境基準の再評価の論点に係る
とりまとめ報告書.

環境省. (2016) 平成 28 年 2 月 17 日 環水大大発第 1602171 号 光化学オキシダントの環境
改善効果を適切に示すための指標に係る測定値の取り扱いについて.

第3章 光化学オキシダントの健康影響

3.1 全体的な考え方

本章は、これまでにとりまとめられた光化学オキシダントの曝露と各健康影響の関連性の確からしさに関する判断や定量評価の結果を踏まえて、光化学オキシダントの環境基準の再評価に向けて指標物質、平均化時間、環境基準の達成評価方法を検討し、健康影響が観察される濃度水準の検討・整理を行うものである。なお、光化学オキシダントの指標物質としては、3.2.1に示すように O_3 とすることが適切であると判断した。

我が国において、大気汚染物質の環境基準は、得られた科学的知見に基づき、各物質の人への影響の特性を考慮し、我が国における大気汚染の実態等を踏まえて、大気汚染が人の健康に好ましからざる影響を与えることのないように設定されたものである。具体的には、一般集団を対象とした疫学研究に基づく知見によって、その物質の曝露量と健康影響との曝露量一反応関係を把握するとともに、毒性学の知見による用量一効果関係も踏まえて総合的に判断し、地域の人口集団の健康を適切に保護することを考慮して人の健康を保護する上で維持されることが望ましい大気環境濃度として示された目標値（環境目標値）が定められている（微小粒子状物質リスク評価手法専門委員会「微小粒子状物質の定量的リスク評価手法について」、2008）。

光化学オキシダントの健康リスクに関する同様の考え方で定量評価を行うこととした。すなわち、大気汚染物質の健康影響に関する定量評価においては、信頼できる疫学知見が存在する場合には、疫学知見を優先して用いることとした。疫学知見の最も重要な特徴は、人間集団を対象として現実の世界における大気汚染物質への曝露とそれに引き続く健康影響の関連性を検討し、評価できることである。しかしながら、疫学研究は基本的に観察研究であり、曝露と健康影響との因果関係の推論や定量的リスク評価に関して多くの制約があり、不確実性が伴う。一方で、 O_3 の場合には毒性学研究として人の志願者を対象としたコントロールされた条件下での曝露実験の知見が蓄積されており、これらの知見についても定量評価において検討・整理の対象となり得る。人志願者実験による知見は、直接的に人に関する有益な毒性学知見を提供するものである。しかしながら、倫理的な制約から、一部で喘息患者を対象とした知見もあるものの、対象者の多くは健康な成人であり、評価される健康影響指標は可逆的な変化と考えられるものに限定されている。そのため、高感受性や脆弱性を有する人が含まれる人口集団における健康影響評価という観点で人志願者実験による知見を用いることは、疫学知見の場合とは異なる制約がある。

O_3 へ短期曝露による健康影響に係る環境目標値を導出する手順として考えた場合に、人志願者実験では曝露濃度・時間等の実験条件がコントロールされた結果が示されていることから、 O_3 に関する多くの人志願者実験の結果に基づき、環境目標値導出の第一段階として健康影響指標の変化が認められる濃度を整理して示すことは比較的容易であると考えられる。

一方で、短期曝露影響に関する疫学知見の多くは、 O_3 濃度の短期的な時間変動と医療機関への入院・受診、死亡等の健康影響指標の時間変動との関連性について、地域人口集団のデータに基づき時系列解析した結果や、ある属性を持った集団を対象として、比較的短い期間に対象者各自の健康影響指標を複数回測定し、大気汚染との関係を比較解析したパネル研究による結果である。これらの疫学知見では、 O_3 濃度と健康影響指標との関連性について

統計モデルを用いた解析を行い、濃度一反応関係の傾き (O_3 の単位濃度当たりのリスク比) として示されている場合がほとんどである。これらの解析では閾値が存在しないことを暗黙に前提としている。また、濃度一反応関係の形状に関する検討を行って閾値を見出そうとした知見もあるが、それらの知見は限定的である。そのため、これらの疫学知見から、健康影響指標の変化がみとめられる濃度範囲とみとめられない濃度範囲を区別して示すことは、人志願者実験の結果に基づく場合よりも困難がある。

以上から、まず、人志願者実験の結果から健康影響指標の変化がみとめられる濃度を整理した上で、この濃度レベルを環境目標値の目安とした場合に、 O_3 濃度と種々の健康影響指標との関連性を検討した疫学研究の各対象地域について、その O_3 濃度分布から、目安とした環境目標値を達成している地域とみなせるか否かを中心に検討することによって、言い換えると人志願者実験の結果に基づいて目安とした環境目標値を達成している疫学研究の対象地域において影響がみられている否かを検討することによって、人志願者実験知見と疫学知見を総合的に検討することが適切と考えられる。

O_3 へ長期曝露による健康影響に係る環境目標値を導出する手順としては、信頼できる疫学知見、具体的には適切にデザインされたコホート研究及び長期繰り返し研究に基づき、それぞれの対象地域の O_3 濃度とその地域の健康影響指標との関係について、微小粒子状物質環境基準専門委員会報告（2009）で示された手法に準じて進めることが適切であると考えられる。

また、光化学オキシダントの健康影響に関する科学的知見の要約及び光化学オキシダントの曝露と各健康影響の関連性の確からしさについては、「光化学オキシダント健康影響評価検討会」がとりまとめた「光化学オキシダントの健康影響に関するまとめ」（参考資料1）の判断を踏まえることとした。

3.2 光化学オキシダントの健康影響に関するまとめを踏まえた定量評価の進め方

3.2.1 指標物質

環境基準を設定する物質については、健康影響を及ぼすことを示す信頼性の高い科学的知見が得られていることが必要である。さらに、環境目標値設定のためには定量評価が可能な知見が存在することが必要である。

O_3 についてはこの数十年にわたり、世界各国から多くの O_3 の健康影響に関する疫学知見、人志願者実験知見等が蓄積されており、それらの要件を満たしていると判断される。

O_3 以外の光化学オキシダントの個々の構成成分、ならびに O_3 及び O_3 以外の光化学オキシダント成分総体の健康影響についてはいくつかの研究報告がある。そのうち、光化学オキシダントを曝露指標とした疫学知見が我が国をはじめとして報告されているが、測定法上の問題（前田ら（1997））から、これらの報告が O_3 と O_3 以外の光化学オキシダント成分総体としての健康影響を示したものであるかの判断が困難である。また、 O_3 以外の光化学オキシダントとして従来から注目されてきた PAN については、疫学知見や人志願者実験知見はほとんど報告されておらず、PAN 単独での毒性に関する知見は限られている。このことから、上述の要件を満たしているとは判断できず、今後の知見の蓄積が必要である。

以上から、光化学オキシダントの環境基準再評価にあたっては、 O_3 を指標物質として環境基準を示すことが適切であると判断した。

3.2.2 O_3 の曝露について考慮すべきと判断された健康影響

O_3 の健康影響に関する科学的知見は多数報告されている。当該知見に基づいてとりまとめた「光化学オキシダントの健康影響に関するまとめ」（参考資料 1）では O_3 の曝露と各健康影響の関連性の確からしさについて以下のように判断した（表 1）。

これらの判断を踏まえて短期曝露影響及び長期曝露影響について考慮すべき健康影響としては、「悪影響を及ぼし得ることは確か（又は確からしい）」と判断された、短期曝露又は長期曝露による呼吸器系への影響とした。

表 1 O_3 の曝露と各健康影響の関連性の確からしさに関する判断

健康影響	各健康影響の関連性の確からしさに関する判断
O_3 への短期間の曝露による呼吸器系への影響	<u>悪影響を及ぼし得ることは確か</u>
O_3 への短期間の曝露による循環器系、代謝系、神経系などその他の影響	悪影響を及ぼし得ることは確からしいと判断することは困難
O_3 への長期間の曝露による呼吸器系への影響	<u>悪影響を及ぼし得ることは確からしい</u>
O_3 への長期間の曝露による循環器系、発がん、生殖・神経発達などその他の影響	悪影響を及ぼし得ることは確からしいと判断することは困難

呼吸器系への影響メカニズムに関しては、動物実験において、さまざまな報告がなされて

おり、O₃への数時間から 2 週間未満の曝露による呼吸器系への影響については、肺機能の変化、気道反応性の亢進、上皮傷害、炎症及び酸化ストレスの誘発、アレルギー反応の亢進についての報告がある。肺機能の変化については、呼吸数の増加や換気量の低下が報告されており、これらの変化は自律神経反射を引き起こす呼吸器の感覺神経の活性化に起因しており、迷走神経 C 線維が神経ペプチドであるサブスタンス P の放出を介して、上皮傷害、気管支収縮とそれによる気道反応性の亢進に関与していることが報告されている。また、気道反応性の亢進についても、ムスカリン M₂ 受容体の阻害による副交感神経経路の活性化が関与していることが報告されている。さらに、アレルゲン感作によるアレルギーモデルマウスにおいても、O₃による傷害、炎症、酸化ストレス、杯細胞化生、粘液産生が促進されることが報告されている。O₃への 2 週間から数カ月の曝露による呼吸器系への影響については、上皮傷害、炎症及び酸化ストレスの誘発、気道発達の阻害及びリモデリング、気道反応性の亢進、宿主防御障害及びアレルギー反応の亢進、についての報告がある。O₃の長期間にわたる曝露は、成体動物において炎症、傷害、酸化ストレスを誘発し、上皮過形成や線維化などの形態学的変化を引き起こす。また、生後間もないげっ歯類やサルを用いた研究においても、気道の直径や長さの減少、気道ニューロンの減少、扁平上皮化生及び上皮肥大などの気道発達を妨げる形態学的な変化が報告されている。特に、生後間もないアレルギー性気道疾患モデルのサルを用いた研究において、気道発達の阻害とともに、気道反応性の亢進や血中の免疫グロブリン(Ig)E 及びヒスタミン量の増加といった、アレルギー反応の亢進が報告されている。

また、呼吸器系への健康影響に関しては、人志願者実験及び疫学研究において、さまざまな健康影響指標が用いられている。

人志願者実験において健康影響指標として多く用いられているのは肺機能、特に FEV₁(一秒量) の変化である。FEV₁は米国における O₃の大気環境基準設定において最も重視されている健康影響指標のひとつであり、FEV₁が低下することについて、人の健康に対する有害性の観点での議論が行われている。アメリカ胸部医学会 (ATS (2000)) は大気汚染の健康に対する悪影響に関する公式ステートメントにおいて、呼吸器症状を伴わない FEV₁のわずかな一過性変化のみでは健常者では必ずしも有害ではないが、症状を伴う場合には有害と考えるべきであるとしている。欧州呼吸器学会・アメリカ胸部医学会 (Thurston *et al.*(2017)) の新しいステートメントにおいても同様の見解を示している。このような肺機能のわずかな変化は、喘息に起因するような機能低下を現に有する場合には、有害であると考えるべきであるとしている。また、疫学知見で示されるような人口集団における FEV₁の平均減少は小さいが、統計的に有意である場合には、感受性の高い被験者の一部における減少が臨床的に意味のある変化を起こしている可能性があると考えられるとしている。

O₃への曝露による健康影響に関する科学的知見として、人志願者実験と疫学研究によるものが入手できる。環境基準設定において求められる国民の健康保護という目的に向けて O₃の健康リスク評価という観点でみた場合に、両者には 3.1. で述べたように、それぞれ異なる長所、短所がある。また、同一の健康影響指標 (例えば、FEV₁) であっても、個人レベルと集団レベルの評価では、その臨床的、並びに公衆衛生上の意味は異なるため、その点を十分に踏まえて、O₃を指標物質とした環境基準再評価における定量評価を進める必要がある。

人志願者実験では、O₃曝露によって悪影響を及ぼし得ることが確かであると判断された

呼吸器影響の指標としては、肺機能 (FEV₁等)、呼吸器症状、気道反応性、炎症マーカー (呼気 NO 等) が用いられている。疫学研究では、人志願者実験で採用されている健康影響指標に加えて、研究対象地域集団における医療機関への入院・受診や死亡件数などが指標として用いられている。これらには日々の喘息患者の医療機関への受診、喘息発作による急病診療所受診、呼吸器疾患による救急受診、また呼吸器疾患による死亡と O₃ 濃度との関連性を検討した研究が含まれる。いずれの健康影響指標もアメリカ胸部医学会 (ATS (2000)) では、呼吸器に対して有害であるとされる健康影響指標として挙げられているものであり、肺機能の低下よりも重篤な有害事象とされている。

以下では、人志願者実験知見及び疫学知見それぞれで用いられている健康影響指標について、個別に知見の信頼性を評価した上で、それぞれの健康影響指標の特徴を踏まえて定量評価を進めることとする。

なお、以降の O₃ 濃度の単位については便宜的に ppm、ppb の両方を用いている。

3.2.3 O₃ の短期曝露影響に係る定量評価の実施方法

「3.1.全般的な考え方」に示した通り、まず、人志願者実験知見について整理する。

人志願者実験の知見については、清浄空気曝露との比較や被験者の割り付け等の実験デザインが適切に設計されていること等が整理されている。さらに、考慮すべきとされたエンドポイントに関する人志願者実験については、各知見の実験プロトコルの類型毎に、影響がみられなかった濃度と影響がみられた濃度を整理して、影響の現れることが確からしい濃度範囲を検討・整理する。実験プロトコルの類型としては、現行環境基準の平均化時間として 1 時間値と諸外国で採用されている 8 時間値に相当する曝露時間に関する 2 つの類型を基本として、健康影響に関わる重要な要因である運動条件等も考慮する。

次に、疫学知見における濃度一反応関係が認められた地域の O₃ 濃度分布を人志願者実験から得られた影響があらわれることが確からしい濃度範囲と比較検討する。検討に当たっては、3.3.3.2 で整理する 1~8 時間値等の平均化時間による平均値の年間上位パーセンタイル値を含めた統計量を考慮する。

3.2.4 O₃ の長期曝露影響に係る定量評価の実施方法

長期曝露影響に係る疫学研究では、O₃ の健康影響の大きさを示す場合に、その単位濃度当たりのリスク比という表現が通常用いられる。この表現では、濃度一反応関係に閾値が存在しないことを暗黙に前提としている。濃度一反応関係の傾き (リスク比の大きさ) と濃度範囲に関する情報はほとんどすべての疫学知見において示されているが、濃度一反応関係の形状を推測できる情報が示されている知見は限られている。

そのため、コホート研究及び長期繰り返し研究のうち信頼できる疫学知見と判断されるものについて、エンドポイント毎に、濃度一反応関係の傾き (リスク比の大きさ) と濃度範囲に関する情報を持つ疫学知見についてはそれを整理し、その上で、長期曝露影響が現れることが確からしいと判断される濃度範囲を検討する。

3.3 短期曝露による呼吸器影響の定量評価について

3.3.1 人志願者実験における影響が現れることが確からしい濃度範囲の検討

3.3.1.1 肺機能

肺機能に関する知見としては分時換気量と運動条件が異なる「安静条件下での 2 時間以下の曝露」「激しい運動条件下での 2 時間以下の曝露」及び「間欠運動条件下での 6~8 時間の曝露」の 3 つの区分で整理した。

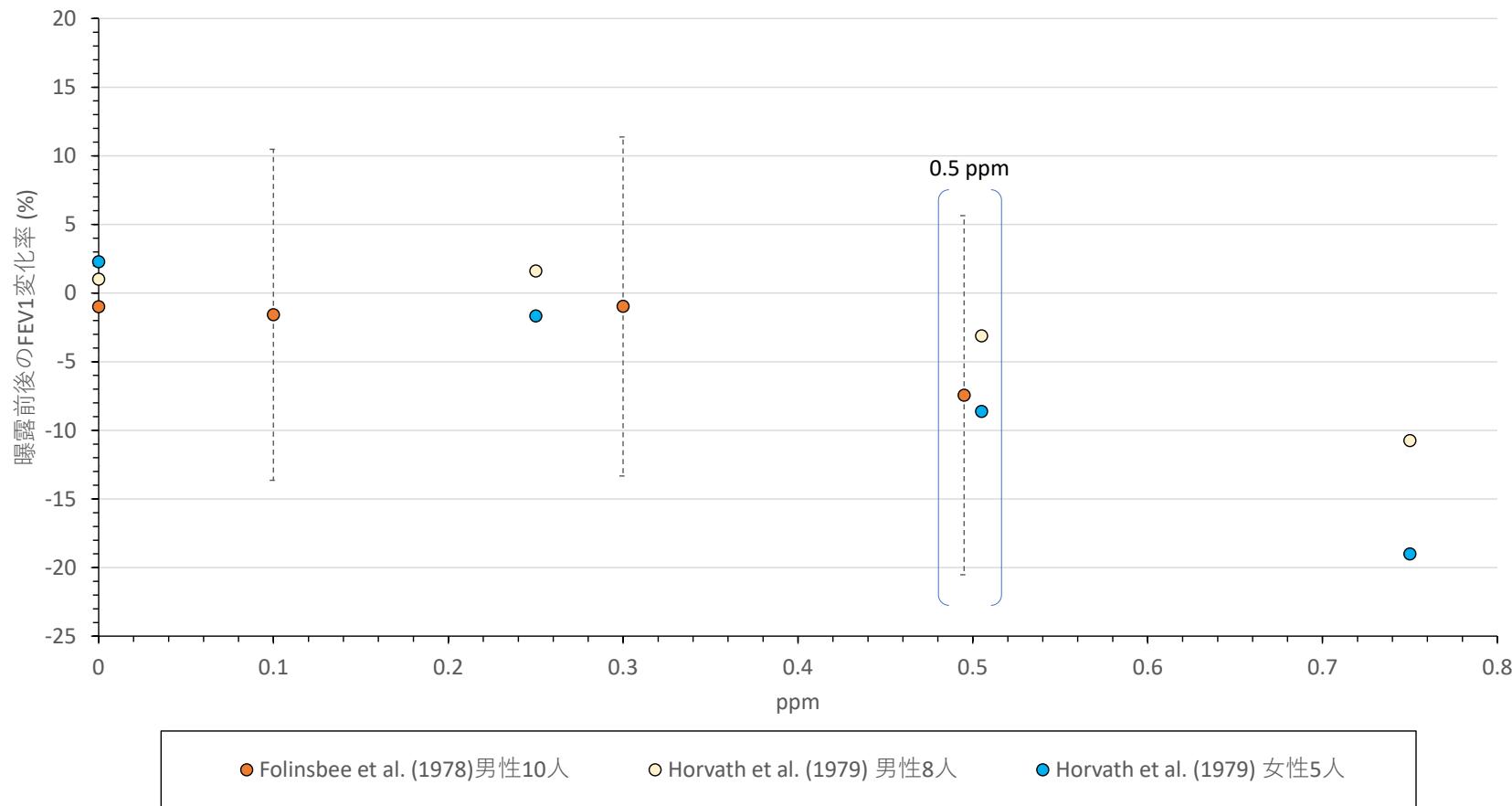
(1) 安静条件下での 2 時間以下の曝露

健康な被験者を安静条件下で 2 時間曝露した研究における FEV₁ 変化率又は FEV₁ 変化量の結果を表 2 及び図 6 に示す。曝露濃度の増加に伴い O₃ 曝露前後の FEV₁ の低下幅が増加する傾向がみられている。

表 2 健康な被験者を安静条件下で 2 時間 O₃ に曝露し、FEV₁ への影響を調査した研究における FEV₁ 変化率又は FEV₁ 変化量（曝露濃度順）

文献	被験者の年齢、性別、人數、特性	曝露時間	曝露濃度(ppm)	曝露前の FEV ₁ 平均値(L)	曝露後の FEV ₁ 平均値(L)	曝露前後の平均 FEV ₁ 変化率	FEV ₁ 変化率のろ過空気曝露との差
Folinsbee <i>et al.</i> (1978)	18~28 歳 男性 10 人 (A 群) 非喫煙者 (全被験者 40 人中 11 人は過去喫煙者)	2	0	5.016±0.629 (SD)	4.966±0.702 (SD)	-1.00%*	—
			0.1	5.008±0.686 (SD)	4.929±0.702 (SD)	-1.58%*	-0.58%
			0.3	4.972±0.732 (SD)	4.924±0.675 (SD)	-0.97%*	+0.03%
			0.5	4.972±0.745 (SD)	4.602±0.791 (SD)	-7.44%*	-6.44%
Horvath <i>et al.</i> (1979)	21~22 歳 男性 8 人 健康状態、喫煙記載なし	2	0	4.421	4.465	+1.00%*	—
			0.25	4.379	4.449	+1.60%*	+0.60%
			0.5	4.353	4.217	-3.12%*	-4.12%
			0.75	4.426	3.950	-10.75%*	-11.75%
Horvath <i>et al.</i> (1979)	女性 5 人 健康状態、喫煙記載なし	2	0	3.285	3.360	+2.28%*	—
			0.25	3.355	3.299	-1.67%*	-3.95%
			0.5	3.291	3.007	-8.63%*	-10.91%
			0.75	3.357	2.719	-19.01%*	-21.29%

*曝露前及び曝露後の被験者群の FEV₁ 平均値から求めた参考値



(2) 激しい運動条件下での 2 時間以下の曝露

健康な被験者を激しい運動条件下で 2 時間以下曝露した研究における FEV₁ 変化率を表 3、図 7 及び図 8 に示す。曝露濃度の増加に伴い O₃ 曝露前後の FEV₁ の低下幅が増加する傾向がみられている。

連続した激しい運動条件下で 1 時間 O₃ を曝露した研究としては、Adams and Schelegle (1983)、Avol *et al.* (1984)、Folinsbee *et al.* (1984)、Gibbons and Adams (1984)、Gong *et al.* (1986)がある。Gong *et al.* (1986)は 0.12 ppm 及び 0.20 ppm、Gibbons and Adams (1984)は 0.15 ppm 及び 0.30 ppm、Adams and Schelegle (1983)は 0.20 ppm 及び 0.35 ppm、Folinsbee *et al.* (1984)は 0.21 ppm O₃ 曝露を行った結果、肺機能の低下がみられたと報告している。また、Gong *et al.* (1986)、Gibbons and Adams (1984)、Adams and Schelegle (1983)及び Folinsbee *et al.* (1984)の研究では肺機能の低下だけでなく呼吸器症状がみられたと報告している (3.3.1.2 参照)。

激しい間欠運動条件下で 2 時間曝露した研究では、Linn *et al.* (1986)は 0.08~0.14 ppm O₃ 曝露で、Folinsbee *et al.* (1978)は 0.1 ppm O₃ 曝露で肺機能への影響はみられなかつたと報告している。また、本研究では呼吸器症状にも影響はみられなかつたと報告している (3.3.1.2 参照)。一方で、McDonnell *et al.* (1983)は 0.12 ppm 及び 0.18 ppm、Kulle *et al.* (1985)は 0.15 ppm 以上の O₃ 曝露により肺機能の低下がみられたと報告している。

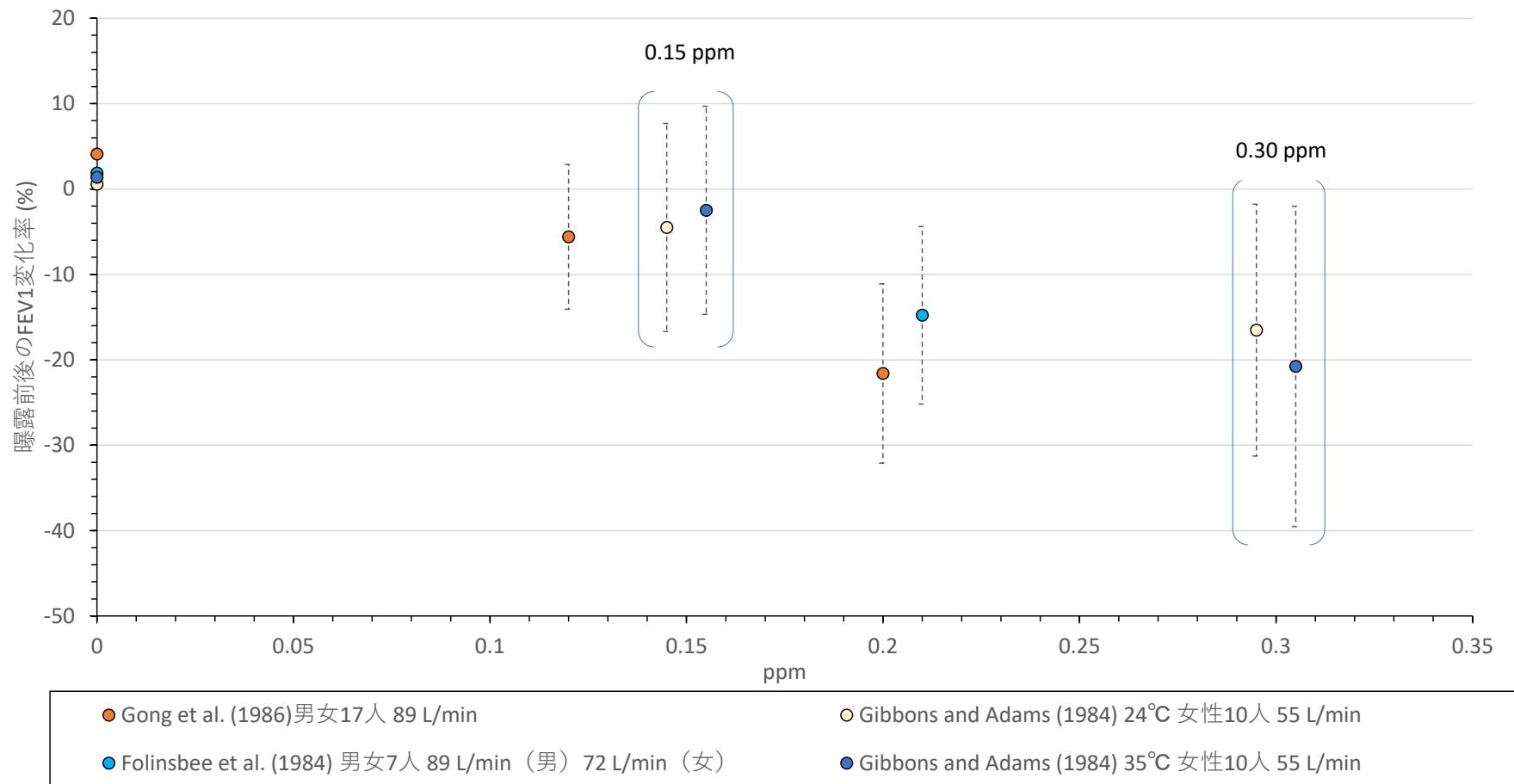
表 3 健康な被験者を激しい運動条件下で 1~2 時間 O₃ に曝露した研究における FEV₁ 変化率 (曝露時間、曝露濃度順)

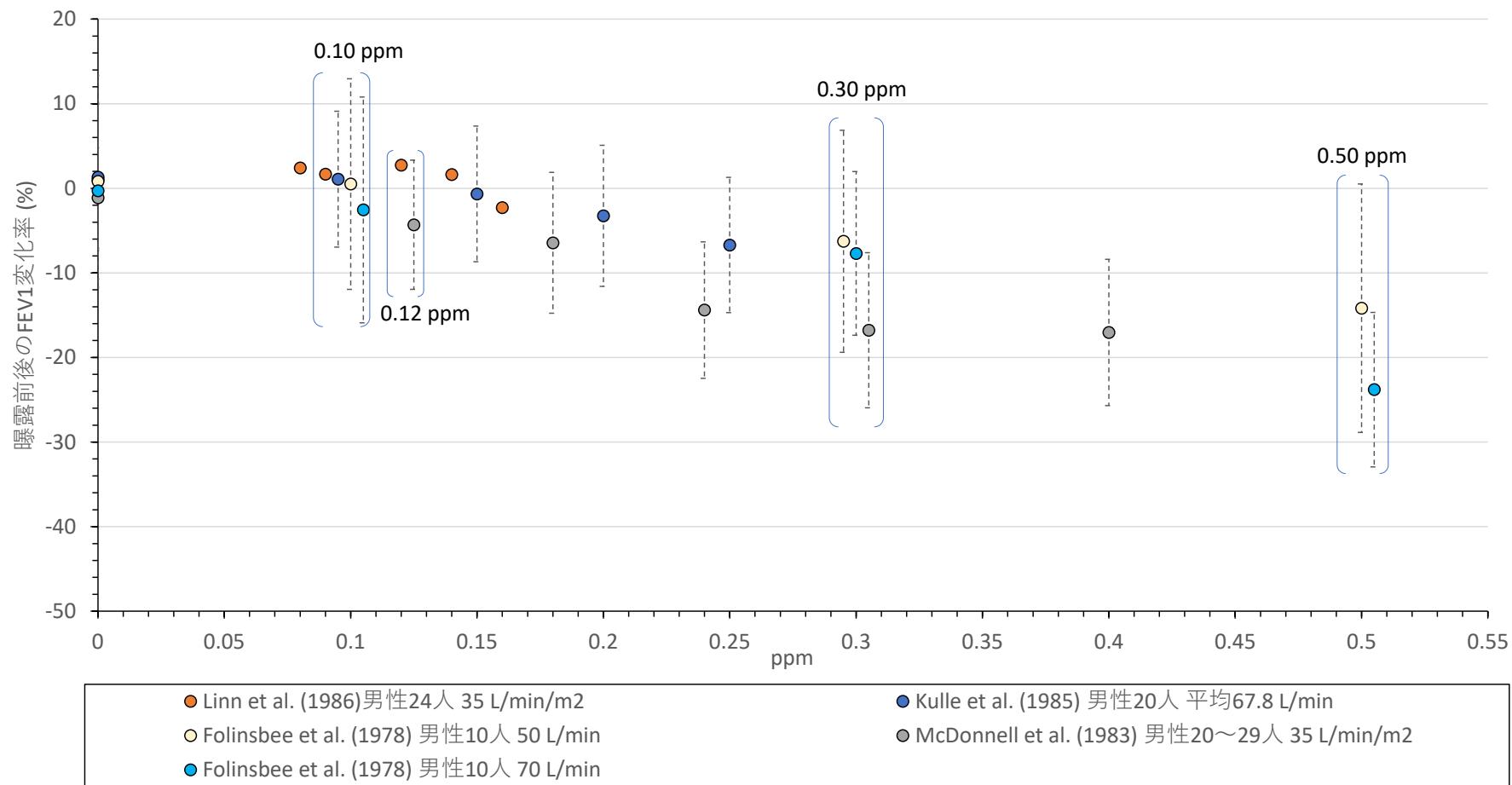
文献	被験者の年齢、性別、人数、特性	曝露時間、運動の概要、分時換気量	曝露濃度 (ppm)	曝露前の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露後の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露前後の平均 FEV ₁ 変化率	FEV ₁ 変化率のろ過空気曝露との差
Gong <i>et al.</i> (1986)	19~30 歳 男性 15 人、女性 2 人 非喫煙者 長距離自転車競技選手	1 時間 連続運動 89 L/min 室温 31°C	0	4.44±0.66 (SD)	4.62±0.68 (SD)	+4.1%	—
			0.12	4.58±0.54 (SD)	4.32±0.64 (SD)	-5.6%	-9.7%
			0.20	4.40±0.58 (SD)	3.45±0.86 (SD)	-21.6%	-25.7%
Gibbons and Adams (1984)	平均 22.9 歳 女性 10 人 非喫煙者 有酸素トレーニングプログラムに参加	1 時間 連続運動 55 L/min 室温 24°C	0	3.215±0.41 (SD)	3.233±0.43 (SD)	+0.56%*	—
			0.15	3.239±0.40 (SD)	3.093±0.51 (SD)	-4.51%*	-5.07%
			0.30	3.203±0.36 (SD)	2.674±0.70 (SD)	-16.52%*	-17.08%
Gibbons and Adams (1984)	平均 22.9 歳 女性 10 人** 非喫煙者 有酸素トレーニングプログラムに参加	1 時間 連続運動 55 L/min 室温 35°C	0	3.19±0.32 (SD)	3.234±0.39 (SD)	+1.38%*	—
			0.15	3.195±0.39 (SD)	3.115±0.50 (SD)	-2.50%*	-3.88%
			0.30	3.259±0.33 (SD)	2.582±0.95 (SD)	-20.77%*	-22.15%
Folinsbee <i>et al.</i> (1984)	18~27 歳 男性 6 人、女性 1 人 非喫煙者 自転車競技者又は訓練された被験者	1 時間 連続運動 男性 89 L/min、女性 72 L/min	0	4.83±0.46 (SD)	4.92±0.51 (SD)	+1.86%*	—
			0.21	4.87±0.52 (SD)	4.15±0.52 (SD)	-14.78%*	-16.64%

文献	被験者の年齢、性別、人数、特性	曝露時間、運動の概要、分時換気量	曝露濃度(ppm)	曝露前の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露後の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露前後の平均 FEV ₁ 変化率	FEV ₁ 変化率の過去空気曝露との差
Linn <i>et al.</i> (1986)	18~33 歳 男性 24 人 非喫煙者	2 時間 間欠運動 (運動 15 分、休憩 15 分) 平均 68 L/min 35 L/min/m ² (設定値)	0	4.093	4.134	+1.00%*	—
			0.08	4.117	4.216	+2.40%*	+1.40%
			0.10	4.124	4.193	+1.67%*	+0.67%
			0.12	4.106	4.219	+2.75%*	+1.75%
			0.14	4.107	4.174	+1.63%*	+0.63%
			0.16	4.114	4.020	-2.28%*	-3.28%
			0	4.58±0.65 (SD)	4.64±0.62 (SD)	+1.31%*	—
			0.10	4.58±0.58 (SD)	4.63±0.60 (SD)	+1.09%*	-0.22%
			0.15	4.58±0.61 (SD)	4.55±0.58 (SD)	-0.66%*	-1.97%
			0.20	4.61±0.63 (SD)	4.46±0.63 (SD)	-3.25%*	-4.56%
			0.25	4.62±0.60 (SD)	4.31±0.63 (SD)	-6.71%*	-8.02%
Folinsbee <i>et al.</i> (1978)	21~26 歳 男性 10 人 (C 群) 非喫煙者 (全被験者 40 人中 11 人は過去喫煙者)	2 時間 間欠運動 (運動 15 分、休憩 15 分) 50 L/min	0	4.899±0.693 (SD)	4.939±0.702 (SD)	+0.82%*	—
			0.10	4.946±0.706 (SD)	4.971±0.695 (SD)	+0.51%*	-0.31%
			0.30	4.921±0.605 (SD)	4.613±0.874 (SD)	-6.26%*	-7.08%
			0.50	4.933±0.757 (SD)	4.234±0.972 (SD)	-14.17%*	-14.99%
			0	4.968±0.527 (SD)	4.953±0.652 (SD)	-0.30%*	—
Folinsbee <i>et al.</i> (1978)	19~26 歳 男性 10 人 (D 群) 非喫煙者 (全被験者 40 人中 11 人は過去喫煙者)	2 時間 間欠運動 (運動 15 分、休憩 15 分) 70 L/min	0.10	4.898±0.642 (SD)	4.773±0.850 (SD)	-2.55%*	-2.25%
			0.30	4.972±0.528 (SD)	4.589±0.604 (SD)	-7.70%*	-7.40%
			0.50	5.021±0.685 (SD)	3.826±0.524 (SD)	-23.80%*	-23.50%
			0	4.42±0.10 (SE)	4.37±0.09 (SE)	-1.13%*	—
			0.12	4.64±0.12 (SE)	4.44±0.14 (SE)	-4.31%*	-3.18%
McDonnell <i>et al.</i> (1983)	18~30 歳 男性 132 人を 20 人 (0.00 ppm、0.18 ppm、0.30 ppm)、22 人 (0.12 ppm)、21 人 (0.24 ppm)、29 人 (0.40 ppm) の 6 つの曝露区に分けた非喫煙者	2 時間 間欠運動 (運動 15 分、休憩 15 分) 35 L/min/m ²	0.18	4.50±0.15 (SE)	4.21±0.13 (SE)	-6.44%*	-5.31%
			0.24	4.10±0.11 (SE)	3.51±0.14 (SE)	-14.39%*	-13.26%
			0.30	4.41±0.14 (SE)	3.67±0.17 (SE)	-16.78%*	-15.65%
			0.40	4.46±0.12 (SE)	3.7±0.17 (SE)	-17.04%*	-15.91%

*曝露前及び曝露後の被験者群の FEV₁ 平均値から求めた参考値

**3 人は 0.3 ppm O₃ × 35°C を含む一部の実験プロトコルを完了することができず、曝露開始 38~53 分時点での実験を中止したが、中止時点までのデータは解析に含めた





(3) 間欠運動条件下での 6~8 時間の曝露

健康な被験者を激しい間欠運動条件下で 6~8 時間曝露した研究における FEV₁変化率を表 4 及び図 9 に示す。6 時間以上の曝露研究の多くは Folinsbee *et al.* (1988)が考案した 6.6 時間の実験プロトコルを採用している。表 4 及び図 9 では、このプロトコルを採用した研究を整理した。これらの研究においては、曝露濃度の増加に伴い O₃曝露前後の FEV₁の低下幅が増加する傾向がみられている。

6.6 時間の実験プロトコルを採用し、曝露期間中に濃度を一定とする実験（以下、「定常濃度曝露」という。）を行った研究で調査された曝露濃度は 0.04~0.12 ppm である。Adams (2002)は、6.6 時間の 0.04 ppm 定常濃度曝露では肺機能に影響はみられなかつたと報告している。また、本研究では呼吸器症状にも影響はみられなかつたと報告している（3.3.1.2 参照）。Kim *et al.* (2011)は、6.6 時間の 0.06 ppm 定常濃度曝露で FEV₁の低下がみられたと報告しているが、Adams (2006)は、0.06 ppm 定常濃度曝露では、ろ過空気曝露との差はみられなかつたと報告している。なお、Adams (2006)の結果について統計手法を変更し、再解析を行った Brown *et al.* (2008)では 0.06 ppm で低下がみられたと報告している。また、呼吸器症状への影響については、Adams (2006)は 0.06 ppm 曝露では清浄空気曝露との差はみとめられなかつたと報告しており、呼吸器症状スコアの平均評点も”mild”レベル以下であった。Kim *et al.* (2011)は 0.06 ppm の O₃の 6.6 時間曝露後に被験者の約 1/3 が呼吸器症状を示したと報告しているが、呼吸器症状の平均スコアに清浄空気曝露との差はみられていなかつた。また、Kim *et al.* (2011)は 0.06 ppm 曝露の 16~18 時間後に喀痰中の多核好中球の割合が増加していたことを報告している（3.3.1.2 参照）。

6.6 時間の実験プロトコルを採用し、曝露期間前半に濃度を上昇させ、後半に下降させる実験（以下、「三角波曝露」という。）行った研究で調査された曝露濃度（6.6 時間の平均濃度）は 0.04~0.12 ppm である。Schelegle *et al.* (2009)は、平均 0.072 ppm、Adams (2006) は平均 0.080 ppm の曝露で FEV₁の低下を報告している。また、呼吸器症状への影響については、Adams (2006)は平均 0.080 ppm の曝露で呼吸器症状の増加を報告しており、Schelegle *et al.* (2009)は平均濃度 0.072 ppm 以上の曝露で増加がみられたと報告している（3.3.1.2 参照）。

表 4 健康な被験者を間欠運動条件下で 6.6 時間 O₃に曝露した研究における FEV₁変化率（曝露濃度順）

文献	被験者の年齢、性別、人数、特性	分時換気量	曝露濃度：三角波曝露は濃度の変動範囲 ^{*1} (ppm)	曝露前の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露後の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露前後の平均 FEV ₁ 変化率	FEV ₁ 変化率のろ過空気曝露との差
Adams (2006), Brown <i>et al.</i> (2008)	平均 23.5 歳 (男性)、平均 22.8 歳 (女性) 男性 15 人、女性 15 人 非喫煙者	20 L/min/m ²	0	4.113±0.674 (SD)	—	+1.35±2.98% (SD)	—
			0.04 : 0.030 ~ 0.050	4.112±0.691 (SD)	—	+1.17±2.97% (SD)	-0.18%
			0.06	4.125±0.694 (SD)	—	-1.51±4.24% (SD)	-2.86%
			0.06 : 0.040 ~ 0.090	4.137±0.648 (SD)	—	-1.43±5.95% (SD)	-2.78%
			0.08	4.194±0.684 (SD)	—	-4.72±8.65% (SD)	-6.07%
			0.08 : 0.030 ~ 0.150	4.145±0.694 (SD)	—	-5.65±8.08% (SD)	-7.00%
Adams (2002)	平均 22.2 歳 (男性)、平均 22.9 歳 (女性) 男性 15 人、女性 15 人 非喫煙者	~20 L/min/m ²	0	3.754±0.774 (SD)	—	+2.39±4.01% (SD) (チャンバー法)	—
			0.04	3.718±0.734 (SD)	—	+1.15±4.20% (SD) (フェイスマスク法)	-1.24%
			0.08	3.722±0.708 (SD)	—	-3.96±7.50% (SD) (フェイスマスク法)	-6.35%
			0.12	3.725±0.741 (SD)	—	-13.25±11.19% (SD) (チャンバー法)	-15.64%
			0.12	3.713±0.734 (SD)	—	-13.02±9.21% (SD) (フェイスマスク法)	-15.41%
Kim <i>et al.</i> (2011)	19~35 歳 男性 27 人、女性 32 人 非喫煙者	20 L/min/m ²	0	—	—	-0.002±0.46% (SE) (95%CI: -0.9, 0.9)	—
			0.06	—	—	-1.71±0.50% (SE) (95%CI: -2.7, -0.8)	-1.71±0.64 (SE) % (95%CI: -3.0, -0.5)
Schelegle <i>et al.</i> (2009)	18~25 歳 男性 15 人、女性 16 人 非喫煙者	20 L/min/m ²	0	—	—	+0.80±0.9% (SE)	—
			0.063 : 0.043 ~ 0.091	—	—	-2.72±1.48% (SE)	-3.52%
			0.072 : 0.052 ~ 0.092	—	—	-5.34±1.42% (SE)	-6.14%
			0.081 : 0.033 ~ 0.0147	—	—	-7.02±1.60% (SE)	-7.82%
			0.088 : 0.042 ~	—	—	-11.42±2.20% (SE)	-12.22%

文献	被験者の年齢、性別、人数、特性	分時換気量	曝露濃度：三角波曝露は濃度の変動範囲 ^{*1} (ppm)	曝露前の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露後の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露前後の平均 FEV ₁ 変化率	FEV ₁ 変化率のろ過空気曝露との差
			0.0119				
Adams (2003)	平均 22.3 歳 (男性)、平均 21.4 歳 (女性) 男性 15 人、女性 15 人 非喫煙者	20 L/min/m ²	0	4.061±0.568 (SD)	—	+2.65±3.43% (SD) (チャンバー法)	—
			0.08	4.082±0.655 (SD)	—	-3.51±7.43% (SD) (チャンバー法)	-6.16%
			0.08 : 0.03~0.15	4.061±0.565 (SD)	—	-3.12±6.08% (SD) (チャンバー法)	-5.77%
			0	4.079±0.600 (SD)	—	+2.50±3.61% (SD) (フェイスマスク法)	—
			0.08	4.085±0.659 (SD)	—	-3.64±7.80% (SD) (フェイスマスク法)	-6.14%
			0.08 : 0.03~0.15	4.097±0.612 (SD)	—	-2.95±5.58% (SD) (フェイスマスク法)	-5.45%
Horvath <i>et al.</i> (1991)	30~43 歳 男性 6 人、女性 5 人 非喫煙者	35 ~ 38 L/min	0	3.68±0.61 (SD)	3.73±0.64 (SD)	+1.36%*2	—
			0.08	3.66±0.60 (SD)	3.58±0.60 (SD)	-2.19%*2	-3.55%
Horstman <i>et al.</i> (1990)	18~32 歳 男性 22 人 非喫煙者	約 39 L/min	0	4.40±0.12 (SD)	4.43±0.12 (SD)	+0.6%	—
			0.08	4.39±0.13 (SD)	4.08±0.13 (SD)	-7.0%	-7.60%
			0.1	4.38±0.12 (SD)	4.07±0.14 (SD)	-7.0%	-7.60%
			0.12	4.38±0.13 (SD)	3.84±0.16 (SD)	-12.3%	-12.90%
McDonnell <i>et al.</i> (1991)	18~30 歳 男性 38 人 非喫煙者	20 L/min/m ²	0	4.54±0.09 (SE)	4.51±0.09 (SE)	-0.66%*2	—
			0.08	4.52±0.09 (SE)	4.13±0.11 (SE)	-8.63%*2	-7.97%
	18~30 歳 男性 10 人 非喫煙者	20 L/min/m ²	0	4.54±0.14 (SE)	4.65±0.17 (SE)	+2.42%*2	—
			0.1	4.57±0.13 (SE)	4.04±0.23 (SE)	-11.6%*2	-14.02%
Folinsbee <i>et al.</i> (1988)	18~33 歳 男性 10 人 非喫煙者	FVC 1L 当たり 8 L/min	0	4.238±0.317 (SD)	4.312±0.342 (SD)	+1.9±6.0% (SD)	—
			0.12	4.262±0.293 (SD)	3.721±0.787 (SD)	-13.0±15.4% (SD)	-14.90%
Folinsbee <i>et al.</i> (1994)	平均 25 歳 男性 17 人 非喫煙者	39 L/min	0	4.43±0.63 (SD)	4.48±0.65 (SD)	+1.13%*2	—
			0.12	4.44±0.64 (SD)	3.88±0.53 (SD)	-12.61%*2	-13.74%
Adams	平均 22.3 歳 (男)	23 L/min/m ²	0	3.756±0.840 (SD)	—	+1.97±3.72% (SD)	—

文献	被験者の年齢、性別、人数、特性	分時換気量	曝露濃度：三角波 曝露は濃度の変動範囲 ^{*1} (ppm)	曝露前の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露後の FEV ₁ 平均値 (L)	曝露前後の平均 FEV ₁ 変化率	FEV ₁ 変化率のろ過 空気曝露との差
(2000)	性)、平均 22.5 歳 (女性) 男性 15 人、女性 15 人 非喫煙者	17 L/min/m ²	0.12	3.776±0.815 (SD)	—	-11.72±11.17% (SD)	-13.69%
		20 L/min/m ²	0.12	3.737±0.795 (SD)	—	-9.31±10.67% (SD)	-11.28%
		23 L/min/m ²	0.12	3.711±0.779 (SD)	—	-13.91±13.51% (SD)	-15.88%
Adams and Ollison (1997)	平均 22.4 歳 男性 6 人、女性 6 人 非喫煙者	23 L/min/m ²	0	3.922±0.965 (SD)	—	+1.90±3.99% (SD)	—
		27.8 ~ 42.4 L/min	0.12	3.819±0.891 (SD)	—	-11.78±11.12% (SD)	-13.68%
		20 L/min/m ²	0.12	3.854±0.916 (SD)	—	-9.10±8.15% (SD)	-11.00%
		20 L/min/m ²	0.12 : 0.07~0.16	3.885±0.961 (SD)	—	-12.06±8.92% (SD)	-13.96%
		20 L/min/m ²	0.12 : 0.115~0.13	3.873±0.931 (SD)	—	-8.41%	-10.31%

*1:曝露期間中に濃度を上昇・下降させる（三角波）曝露実験における濃度の変動範囲

*2:曝露前及び曝露後の被験者群の FEV₁ 平均値から求めた参考値

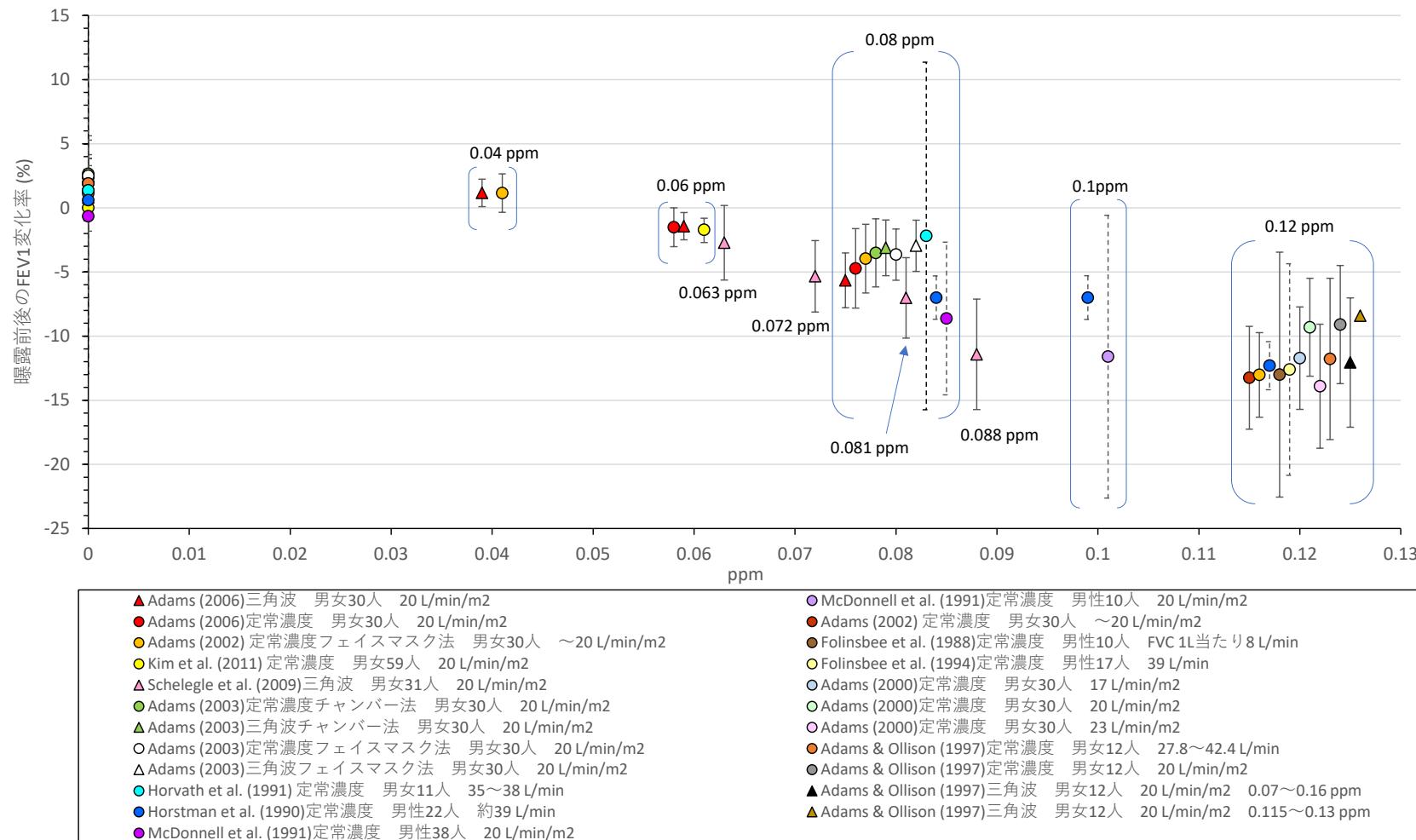


図 9 健康な被験者を間欠運動条件下で 6.6 時間 O₃ に曝露した研究における FEV₁ 変化率

[]で囲われたプロットは、同じ曝露濃度での結果であり、プロットが重ならないようずらして示している。FEV₁ 変化率は各実験での平均値であり、95%信頼区間をエラーバーで示している。点線で示した 95%信頼区間は測定前後の相関を考慮しない近似式に基づき計算した区間である。エラーバーなしのプロットは文献に標準偏差や標準誤差の記載がなく 95%信頼区間が計算できなかつたものである。○は定常濃度曝露、△は三角波曝露。

3.3.1.2 肺機能以外の健康影響指標

肺機能以外の健康影響指標として呼吸器症状、気道反応性及び炎症に関する知見について整理を行った。

(1) 呼吸器症状

連続した激しい運動条件下で1時間O₃を曝露した研究では、Gong *et al.* (1986)は0.12 ppm及び0.20 ppm、Adams and Schelegle (1983)は0.20 ppm及び0.35 ppm、Folinsbee *et al.* (1984)は0.21 ppm O₃曝露を行った結果、呼吸器症状がみられたと報告している。Gong *et al.* (1986)では軽度な症状（胸部絞扼感、胸痛等）、Adams and Schelegle (1983)では息切れ、咳、喉の違和感等、Folinsbee *et al.* (1984)では胸部の不快感や圧迫感の訴えがあつたことを報告している。

また、Gibbons and Adams (1984)は0.15 ppm及び0.30 ppm曝露を行った結果、咳、吸気時の痛み、喉の違和感、めまい、吐き気等の症状についてO₃濃度の上昇とともに増加がみられたと報告している。なお、本研究では、どのO₃濃度でも高温により被験者の不快感が有意に高まっていたがO₃と室温との相互作用はなかったと報告している。一方で、激しい間欠運動条件下で2時間O₃に曝露した研究では、Linn *et al.* (1986)は0.08~0.14 ppm O₃曝露では呼吸器症状（症状スコア）に影響はみられなかつたと報告している。

Adams (2002)、Adams (2006)及びSchelegle *et al.* (2009)は4つの自覚呼吸器症状（喉の違和感、咳、息切れ、深吸気時の痛み）の重症度をスコア化した総症状スコア¹に関する影響を報告した。Adams (2002)は、6.6時間の実験プロトコルを採用し、定常濃度曝露を行った研究において、0.04 ppm定常濃度曝露ではO₃曝露による総症状スコアに影響はみられなかつたと報告している。一方で、Adams (2006)では総症状スコアは0.06 ppmの定常濃度曝露ではいずれの時点においても増加には至らなかつたが、0.08 ppmの定常濃度曝露では曝露5.6時間目から増加が確認されたと報告している。Adams (2006)は6.6時間の実験プロトコルを採用した三角波曝露を行った研究においても、0.06 ppmのO₃曝露では曝露終了時の総症状スコアはろ過空気曝露と差はなかつたが、平均0.080 ppmの曝露では4.6時間目から増加が確認されたと報告している。また、Schelegle *et al.* (2009)は平均濃度0.072 ppm以上の曝露濃度で総症状スコアの増加がみられたと報告している。一方、平均濃度0.063 ppm曝露時の総症状スコアはろ過空気曝露時と比べて差はなかつたと報告している。また、Kim *et al.* (2011)においても0.06 ppmのO₃の6.6時間曝露後に被験者の約1/3(20名/56名)が呼吸器症状を報告したとしているが、咳、深吸気時の痛み、息切れ、咽喉刺激感の重症度を5段階(0~4)で評価し、それらを合計した呼吸器症状のスコアについては清浄空気曝露との差はみられなかつたと報告している。

¹ 被験者自身が4つの自覚呼吸器症状（喉の違和感、咳、息切れ、深吸気時の痛み）それぞれについて0(not present)、5(minimal)、10(mild)、20(moderate)、30(severe)及び40(incapacitating)のスケールで評価を行い、各症状のスコアを合計した値

(2) 気道反応性

健常者を対象に O_3 を曝露し、気道反応性の亢進を調査した Horstman *et al.* (1990) では、0.08 ppm、0.10 ppm、0.12 ppm の O_3 を 6.6 時間曝露した結果、0.08 ppm 以上の曝露濃度で気道反応性の亢進がみられたと報告しており、また、Folinsbee *et al.* (1988) は 0.12 ppm O_3 を 6.6 時間曝露した場合、Gong *et al.* (1986)、香川と津留(1980)は 0.12~0.3 ppm O_3 を 1~2 時間曝露した場合に気道反応性が亢進したと報告している。

(3) 炎症反応等

O_3 曝露が呼吸器の炎症や酸化ストレスを誘導する影響を調査した研究では、鼻腔洗浄液や誘発喀痰、気管支肺胞洗浄液（以下、「BALF」という。）、気管支生検試料の好中球等の炎症関連細胞数や炎症誘発性サイトカイン、炎症メディエーター等の調査が行われている。疫学研究においても検討が行われている O_3 曝露が FeNO に及ぼす影響について、健常者や軽症アトピー型喘息患者を対象とした研究 (Barath *et al.* (2013)、Hoffmeyer *et al.* (2015)、Lay *et al.* (2007)、Nightingale *et al.* (2000)、Olin *et al.* (2001)、Newson *et al.* (2000)、Nightingale *et al.* (1999)) では、 O_3 曝露による呼気又は鼻腔中の NO 濃度の変化はみられなかったとの報告と、曝露前と比較して O_3 曝露直後に FeNO が低下したとの報告がある。また、Kim *et al.* (2011) では、0.06 ppm の O_3 を 6.6 時間曝露した結果、喀痰中の好中球の割合が増加していたことを報告している。

3.3.1.3 定量評価に資するその他の知見

(1) 肺機能、呼吸器症状に影響を与える因子（喘息患者への影響、年齢、喫煙等）

喘息患者の O_3 曝露に対する感受性を評価するため、喘息患者群と健常者群を O_3 に曝露し、その肺機能への影響を比較した研究では、喘息患者群は健常者群と比べると FEV₁ が低下するとした報告(Horstman *et al.* (1995)、Kreit *et al.* (1989))、喘息患者群と健常者群で FEV₁ の低下については、差はないとする報告(Basha *et al.* (1994)、Hiltermann *et al.* (1995)、Holz *et al.* (1999)、Jorres *et al.* (1996)、Linn *et al.* (1994)、McBride *et al.* (1994)、Mudway *et al.* (2001)、Nightingale *et al.* (1999)、Scannell *et al.* (1996)、Stenfors *et al.* (2002))がある。

年齢については、 O_3 を対象とした人志願者実験分野の研究は 18~35 歳の比較的若い成人層を対象とした研究が主である。一方で、年齢が O_3 への感受性に及ぼす影響を調査した研究もいくつかある。18~60 歳の被験者を対象とし、被験者の年齢が O_3 への感受性に与える影響について調査した研究としては、Hazucha *et al.* (2003) (18~60 歳)、Passannante *et al.* (1998) (18~59 歳) がある。これらの研究では、研究対象とした 18~60 歳においては、年齢が O_3 曝露に対する反応性に影響を及ぼし、被験者の年齢が若いほど O_3 曝露に対する FEV₁ や呼吸器症状の反応性が高いと報告している。

また、喫煙については、Frampton *et al.* (1997)、Kagawa (1983)、Kagawa (1984)、Kerr *et al.* (1975)は、喫煙者は非喫煙者よりも O_3 に対する反応性が低い（影響を受けにくく）傾向があると報告している。また、Emmons and Foster (1991)は、6 カ月の禁煙に成功した被験者に O_3 への再曝露を行った結果、禁煙前は O_3 曝露による FVC、 FEV_1 、MMF や快適感（乾性の咳、眩暈の増加で評価）の変化はみられなかったが、禁煙後には O_3 への感受性が亢進し、 O_3 曝露前後での MMF、快適感の低下、 FEV_1 の低下傾向がみられ、FVC はほぼ変化がなかったと報告している。Bates *et al.* (2014)は、喫煙歴の短い被験者を喫煙者群とし、非喫煙者群と比較した結果、喫煙者群、非喫煙者群とも O_3 曝露により FEV_1 は低下したが、喫煙者群と非喫煙者群の減少量に差はみられなかったと報告している。Folinsbee *et al.* (1975)は、 O_3 曝露による症状について喫煙の有無による差はみられなかったと報告している。

なお、Alexis *et al.* (2009)、Kim *et al.* (2011)、Madden *et al.* (2014)、Frampton *et al.* (2015)、Arjomandi *et al.* (2018)は、遺伝子多型について、被験者のグルタチオン S 転移酵素を発現する *GSTM1* 遺伝子の欠損の影響を調査したが、いずれの研究も差はみられなかったと報告している。その他、人種（白人又は黒人）、民族（白人、アフリカ系アメリカ人）、社会経済的地位、体格指数、血中鉄関連指数、抗酸化サプリメントの摂取の影響についても研究が行われているが、その数は限られており、これらの影響について明確な知見は得られていない。

(2) 反復曝露

健常者を対象として、1~2 時間程度の O_3 曝露を 2 日間から 5 日間行い、肺機能への影響を調査した研究 (Brookes *et al.* (1989)、Folinsbee and Horvath (1986)、Madden *et al.* (2014)、Schonfeld *et al.* (1989)、Hackney *et al.* (1977)、Frank *et al.* (2001)、Folinsbee *et al.* (1980)、Foxcroft and Adams (1986)、Horvath *et al.* (1981) 及び Linn *et al.* (1982)) では、曝露 1 日目と比べ、曝露 2 日目にはより強い反応 (FEV_1 等の肺機能のより大きな低下) がみられたが、曝露 3 日目から 5 日目には肺機能の反応が減弱する傾向（適応）がみられたとの報告がある。また、呼吸器症状については肺機能と同様に 3 日目以降の曝露では症状が減弱したと報告されている。

また、Dimeo *et al.* (1981) と Kulle *et al.* (1982) は、0.4 ppm の O_3 を 2 又は 3 時間、3 日間又は 5 日間曝露した結果、 O_3 への曝露により気道反応性の亢進が生じたが、反復曝露により適応が生じたと報告している。一方、Folinsbee *et al.* (1994) は、0.12 ppm の O_3 を 6.6 時間/日で 5 日間の反復曝露を実施し、被験者の多くは全 5 日間とも O_3 曝露後に気道反応性が亢進したが、一部の被験者では曝露 4 日目、5 日目にはろ過空気曝露後とほぼ変わらなくなつたと報告している。

反復曝露による炎症反応への影響を調べた研究 (Christian *et al.* (1998)、Devlin *et al.* (1997) 及び Jorres *et al.* (2000)) では、2 時間又は 4 時間の O_3 への 4~5 日間の反復曝露 (O_3 濃度範囲 0.2~0.4 ppm) では、単回曝露と比べて BALF 中の好中球数や IL-6 等の一

部炎症反応については、肺機能や症状同様に減弱（適応）がみられるものの、適応がみられず残存した炎症反応もあったとの報告がある。

喘息患者への反復曝露の研究も報告されている。Gong *et al.* (1997)は 0.4 ppm の O₃ を 3 時間/日で 5 日間、間欠運動条件下で反復曝露した結果、肺機能については、曝露 1 日目、2 日目までは FEV₁ の変化が顕著にみられたが、その後徐々に改善し、5 日目にはろ過空気曝露と同じレベルまでに落ち着いたと報告されている。気道反応性は O₃ 曝露 1 日目に最高値を示し、その後もろ過空気曝露よりやや高値のまま推移したと報告している。また、Holz *et al.* (2002)は、ろ過空気、0.125 ppm O₃ を 3 時間/日で 4 日間、間欠運動条件下で反復曝露した結果、FEV₁ に適応反応はみられず、各日の曝露終了 1 時間後にメサコリン吸入による FEV₁ が 15% 低下する濃度 (PC₁₅FEV₁) は影響がみられなかったとの報告がある。

(3) 複合曝露

O₃ と他の大気汚染物質の複合曝露の影響については、Drechsler-Parks *et al.* (1984) と Horvath *et al.* (1986) は、O₃ 以外の光化学オキシダントのひとつである PAN との複合曝露が O₃ による呼吸器への影響を増強したとする報告している一方、Drechsler-Parks *et al.* (1987) と Drechsler-Parks *et al.* (1989) は O₃ 単独曝露による影響との間に差はみられなかつたと報告している。また、香川と津留 (1979) は O₃ と NO₂ との複合曝露による相加ないし相乗的な増強効果を報告しており、また、Hazucha *et al.* (1994) は NO₂ に曝露した後、O₃ に曝露した場合に肺機能の低下、気道反応性の亢進がみられたと報告しているが、O₃ と NO₂ との複合曝露に関する多くの研究では、複合曝露による肺機能や症状等への影響はほとんどみられなかつた、又は O₃ の単独曝露と O₃ と NO₂ との複合曝露による影響を比較した場合に、肺機能や症状等について相加的又は相乗的な影響はみられなかつたと報告している。

3.3.2 痘学知見における曝露量-反応濃度関係が認められた地域の濃度水準の検討

3.3.2.1 肺機能に関する知見

(1) 国内において健康影響との関連性について報告した知見

O_3 の短期曝露が肺機能に与える影響に関する国内研究としては、健康な成人（大学生）を対象とした Yoda *et al.* (2014) では、日平均 O_3 曝露と FEV_1 との間に一貫した関連性はみられておらず、その濃度範囲は約 5~60 ppb であった（図 10）。一方で、健康な又は喘息の未成年（高校生）を対象としたパネル研究である Yoda *et al.* (2017) では、喘息歴を有する対象者において、屋内の検査前 24 時間平均 O_3 濃度の上昇と FEV_1 の低下に関連性がみられており、その平均値は 15.9 ppb（濃度範囲：1.9~30.0 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：26.8 ppb²⁾ であった（図 11）。

(2) 海外において 1 時間曝露（1 時間値）と健康影響との関連性について報告した知見

1 時間 O_3 濃度と肺機能への影響との関連性については、多数のパネル研究が報告されている。未成年の喘息患者を対象としたパネル研究において、Rabinovitch *et al.* (2004) では日最高 1 時間 O_3 濃度と FEV_1 変化量に負の関連性はみられておらず、その平均値は 28.2 ppb（濃度範囲：0~70 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：54.7 ppb）であった（図 12）。本研究では、肺機能のほかに O_3 濃度と喘息治療薬使用との関連性についても検討したが、関連性はみられていない。

サマーキャンプに参加した健康な未成年を対象としたパネル研究において、Higgins *et al.* (1990)、Spektor *et al.* (1988) 及び Spektor *et al.* (1991) では O_3 濃度と FEV_1 変化量に負の関連性がみられており、期間中 1 時間 O_3 濃度、検査前 1 時間 O_3 濃度及び日最高 1 時間 O_3 濃度の平均値はそれぞれ 87 ppb（検査時間中：103 ppb）、53 ppb、80 ppb（濃度範囲：40~150 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：123 ppb）であった。一方で、Berry *et al.* (1991) では負の関連性はみられておらず、検査前 1 時間 O_3 濃度の最高濃度は 204 ppb であった。また、これらを含む 6 つの研究をメタ解析で統合した Kinney *et al.* (1996) においても負の関連性がみられており、検査前 1 時間 O_3 濃度の平均値は 53~123 ppb であった（図 12）。

Higgins *et al.* (1990) では検査前 6 時間の間に O_3 が 120 ppb を超えた時間があると、検査前 3、6 時間平均 O_3 と FEV_1 との間には負の関連性がみられるが、120 ppb を超える時間がない場合は肺機能との負の関連性はみられなかった。一方で、Spektor *et al.* (1988) では検査前 1 時間 O_3 濃度が 80 ppb、60 ppb 以下のデータに限定して解析した結果、 FEV_1 について回帰係数の変動は大きくなったものの回帰係数の平均値は負であったこと、Spektor *et al.* (1991) では、日最高 1 時間 O_3 濃度が 120 ppb 未満のデータに限定した解析においても肺機能との負の関連性は維持されたことを報告している。

健康な成人を対象としたパネル研究を実施した Brauer *et al.* (1996) では日最高 1 時間 O_3 濃度と FEV_1 変化量に負の関連性がみられており、その平均値は 40 ppb（濃度範囲：13~

²⁾ 99 パーセンタイル値（推定）は O_3 の濃度分布が正規分布に従うと仮定して最小値、平均値、最大値又は標準偏差を用いて推定したものである。

84 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：75 ppb）であった（図 12）。また、日最高 1 時間 O_3 濃度が 40 ppb 以上の日を除いた解析でも関連性が維持されることを示した（但し、定量的な結果は示されていない）。一方で、喘息患児を対象としたパネル研究である Dales *et al.* (2009)では日最高 1 時間 O_3 濃度と% FEV_1 に負の関連性はみられておらず、その平均値は 27.2 ppb (21.8~32.8 ppb (25~75 パーセンタイル値)、99 パーセンタイル値（推定）：47.2 ppb) であった（図 13）。また、喘息及び COPD 患者を対象としたパネル研究を実施した Li *et al.* (2018)では日最高 1 時間 O_3 濃度と FEV_1 変化率に関連性はみられておらず、その平均値は 49.1 ppb (濃度範囲：1~140 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：120 ppb) であった（図 14）。

健康な成人を対象とした Cakmak *et al.* (2011)では日最高 1 時間 O_3 濃度と% FEV_1 に負の関連性はみられておらず、平均値は 34.1 ppb (濃度範囲：8.7~59.6 ppb (95%CI)、99 パーセンタイル値（推定）：64.3 ppb) であった（図 15）。健康な未成年を対象とした、Castillejos *et al.* (1995)では 1 時間 O_3 濃度（運動実施時）と FEV_1 変化率に負の関連性がみられており、その平均値は 112.3 ppb (濃度範囲：0~365 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：254 ppb) であった（図 16）。本研究では、肺機能のほかに O_3 濃度と呼吸器炎症に与える影響として FeNO との関連についても検討したが、関連性はみられていない。また、Hoek *et al.* (1993) や Chen *et al.* (1999)では O_3 濃度と FEV_1 変化量に負の関連性がみられており、それぞれ日最高 1 時間 O_3 濃度、昼間最高 1 時間 O_3 濃度の濃度範囲は 56~64 ppb (99 パーセンタイル値（推定）：90~111 ppb)、19.7~110.3 ppb であった（図 17）。

(3) 海外において 8 時間曝露（8 時間値）と健康影響との関連性について報告した知見

(2)で示したサマーキャンプに参加した健康な未成年を対象としたパネル研究である Berry *et al.* (1991)では検査前 8 時間平均 O_3 濃度と FEV_1 変化量の関係性についても検討されており、検査前 1 時間 O_3 濃度と同様に負の関連性はみられていない（図 18）。また、COPD 患者を対象としたパネル研究である Peacock *et al.* (2011)においても負の関連性はみられておらず、日最高 8 時間 O_3 濃度の平均値は 15.5 ppb (濃度範囲：1~74 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：40.4 ppb) であった（図 18）。

健康な成人を対象とした Rice *et al.* (2013)では、非喫煙者全体又は肥満のみを対象とした場合には、日最高 8 時間 O_3 濃度と FEV_1 変化量に負の関連性がみられており、その平均値は 28.7 ppb (濃度範囲：2.0~59.6 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：51.7 ppb) であった（図 19）。一方で、Steinvil *et al.* (2009) や Int *et al.* (2017)では負の関連性はみられておらず、それぞれ 8 時間平均 O_3 濃度（10~18 時）の平均値 41.1 ppb (濃度範囲：6.5~72.8 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：65.5 ppb)、日最高 8 時間 O_3 濃度の平均値 22.2 ppb (濃度範囲：1.5~52 ppb、99 パーセンタイル値（推定）：44.3 ppb) であった（図 19）。また、健康な未成年を対象とした Cuijpers *et al.* (1995)においても、8 時間平均 O_3 濃度と負の関連性はみられておらず、その平均値は 52 ppb (99 パーセンタイル値（推定）：94.3 ppb) であった（図 19）。

Pirozzi *et al.* (2015)では、COPD 患者と非 COPD 患者いずれについても低汚染日と高汚

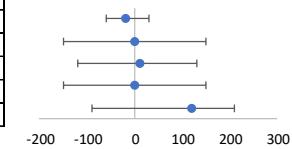
染日との間に関連性はみられず、日最高 8 時間 O_3 濃度の平均値はそれぞれ 46 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 69 ppb)、67 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 90 ppb) であった。(図 19)。

COPD 患者を対象としたパネル研究である Li *et al.*(2018)では日最高 8 時間 O_3 濃度と FEV_1 変化率に負の関連性はみられておらず、平均値は 40.2 ppb (濃度範囲: 1.0~125 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 111 ppb) であった(図 20)。(2)に示したとおり Li *et al.*(2018)については日最高 1 時間 O_3 濃度との関連性もみられていない。また、肺機能のほかに O_3 濃度と呼吸器炎症に与える影響として FeNO との関連についても検討したが、関連性はみられなかったことを報告している。

健康な成人を対象とした Schindler *et al.* (2001)では、8 時間平均 O_3 濃度 (10~18 時) と FEV_1 変化率に負の関連性がみられており、また、喘息患児を対象とした Lewis *et al.*(2005)では、日最高 8 時間 O_3 濃度と負の関連性がみられた。これらの研究における平均値はそれぞれ 45.2 ppb (濃度範囲: 1.5~124 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 92.6 ppb)、約 40 ppb (東部 (平均値: 40.4 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 82.7 ppb)、南西 (平均値 41.4 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 84.7 ppb) であった(図 20)。一方で、喘息患児を対象とした Neophytou *et al.*(2016)では日最高 8 時間 O_3 濃度と FEV_1 変化率に負の関連性はみられておらず、平均値は約 20~35 ppb (生涯平均値の平均値) であった(図 20)。

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性
Yoda <i>et al.</i> (2014)	成人(21人)	日平均値	0日	-	気温, 相対湿度			約5~60 ppb		

※ 単位変化量を10 ppbに換算



※ プロットは平均値を示し、エラーバーは95%信頼区間を示している(以降の図についても同様)。

図 10 FEV₁変化量を解析した国内研究 (mL)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性
Yoda <i>et al.</i> (2017)	未成年(43人)	検査前24時間平均値	- PM2.5 PM10-2.5 BC -	気温, 湿度, 身長		44.6(屋外)、15.9(屋内)	25.7~58.5(屋外)、1.9~30.0(屋内)	57.3(屋外)、26.8(屋内)	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

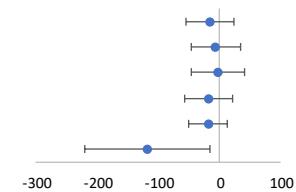
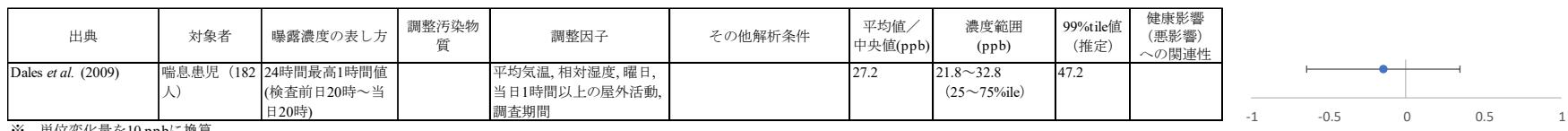


図 11 FEV₁変化量を解析した国内研究 (mL)



※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 12 FEV₁変化量を解析した海外研究の結果(mL)



※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 13 喘息患児を対象として%FEV₁の変化を解析した海外研究の結果(%)

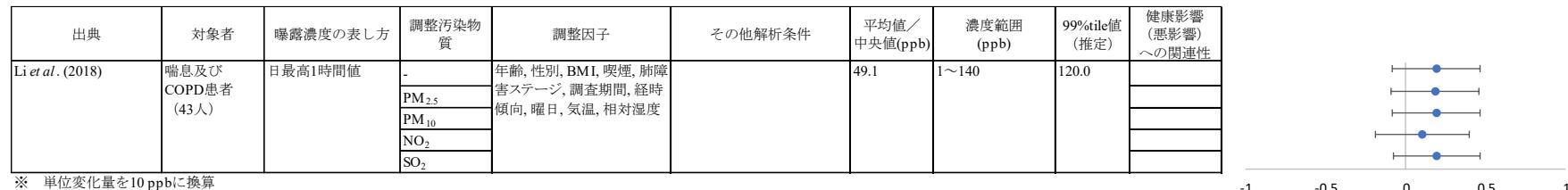


図 14 喘息及びCOPD 患者を対象として FEV₁ の変化率を解析した海外研究の結果(%)



図 15 健康な成人を対象として%FEV₁ の変化を解析した海外研究の結果(%)

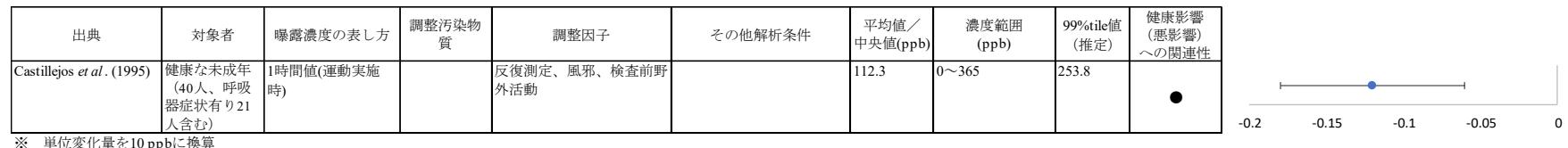


図 16 健康な未成年を対象とした FEV₁ の変化率を解析した海外研究の結果(%)



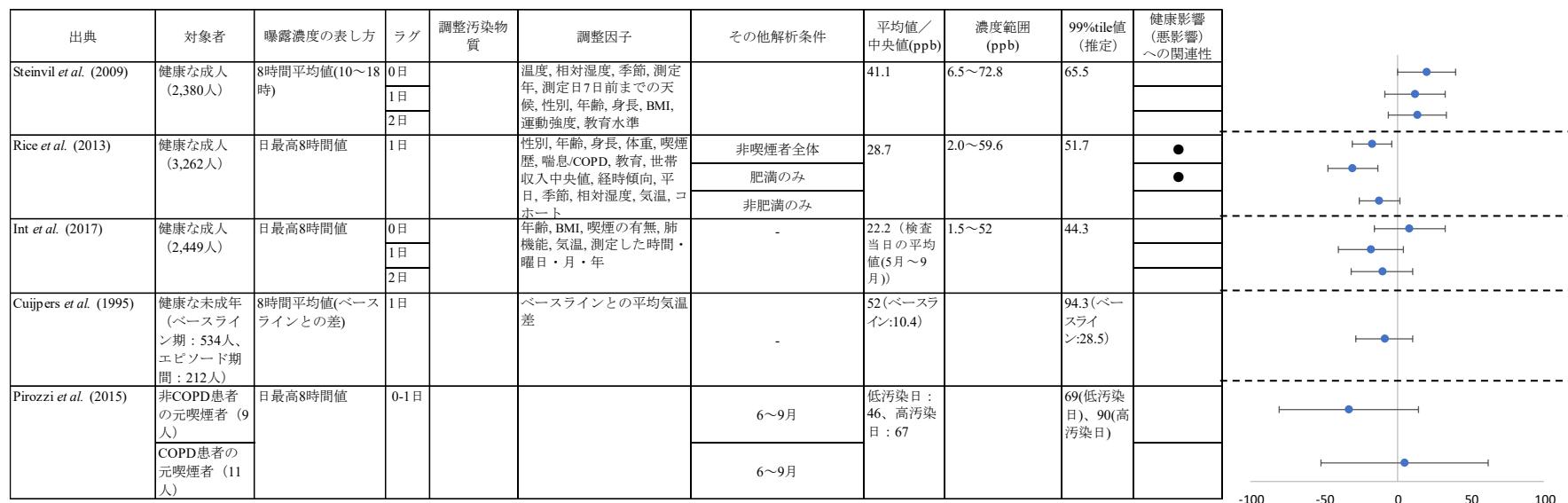
※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 17 FEV₁ 変化量を解析した海外研究の結果(mL)



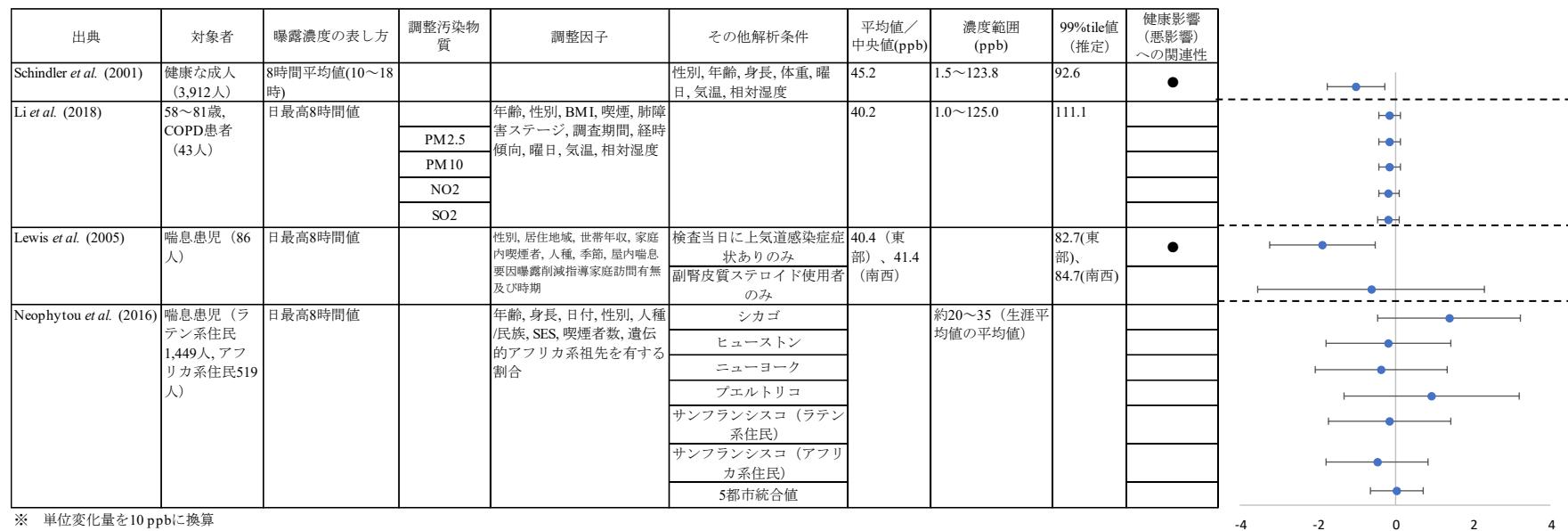
※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 18 FEV₁ 変化量を解析した研究の結果(mL)



※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 19 FEV₁ 変化量を解析した研究の結果(mL)



※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 20 FEV₁変化率を解析した研究の結果(%)

3.3.2.2 呼吸器症状に関する知見

(1) 1 時間曝露（1 時間値）と健康影響との関連性について報告した知見

未成年の喘息患者を対象としたパネル研究である Romieu *et al.* (1997)では日最高 1 時間 O_3 濃度と気管支拡張薬使用の増加に関連性がみられており、平均濃度は 196 ppb (濃度範囲 : 40~390 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 377 ppb) であった (図 21)。また、Ostro *et al.* (2001)においても当日及び前日の日最高 1 時間 O_3 濃度と中等症以上の喘息患児への喘息治療薬追加投与との間に正の関連性がみられており、平均濃度は Los Angeles(LA)で 59.5 ppb (濃度範囲 : 10~130 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 133 ppb)、Pasadena で 95.8 ppb (濃度範囲 : 10~220 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 210 ppb) であった (図 21)。

一方で、8 つのパネル研究をメタ解析で結合した未成年の喘息患者を対象とした Schildcrout *et al.* (2006)では日最高 1 時間 O_3 濃度と喘息治療薬使用との関連性はみられておらず、濃度範囲は 43.0~65.8 ppb であった (図 22)

(2) 8 時間曝露（8 時間値）と健康影響との関連性について報告した知見

8 時間 O_3 濃度と呼吸器症状の関連性についてもいくつかのパネル研究が報告されている。未成年の喘息患者を対象とした Just *et al.* (2002)ではステロイド薬不使用日において 8 時間平均 O_3 濃度と気管支拡張薬使用回数の増加に関連性がみられており、その平均値は 29.5 ppb (濃度範囲 : 5.0~60.6 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 58.0 ppb) であった (図 23)。一方で、Gielen *et al.* (1997)では日最高 8 時間 O_3 濃度と喘息治療薬使用との関連性はみられておらず、その平均値は 33.6 ppb (濃度範囲は 13.8~55.5 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 51.0 ppb) であった (図 24)。成人の喘息患者及び COPD 患者を対象とした Magzamen *et al.* (2018)では、日最高 8 時間 O_3 濃度と気管支拡張薬使用との関連性はみられておらず、その平均値は 17.2 ppb (濃度範囲 : 2.0~40.9 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 38.6 ppb) であった (図 25)。成人及び未成年 (5~49 歳) の喘息患者を対象とした Ross *et al.* (2002)では 8 時間平均 O_3 濃度の上昇と気温を気管支拡張薬の使用の増加に関連性がみられたが、調整因子に全花粉数を含めると関連性はみられなかった。当該研究の平均濃度は 41.5 ppb (濃度範囲 : 8.9~78.3 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 74.5 ppb) であった (図 26)。

また、成人の喘息患者及び COPD 患者を対象とした Hiltermann *et al.* (1998)では 7 日間平均の日最高 8 時間 O_3 濃度と短時間作用型気管支拡張薬の使用の増加に関連性がみられたが、ラグ 0、1、2 日の O_3 濃度では関連性はみられていない (図 27)。当該研究の平均濃度は 40.1 ppb (濃度範囲 : 5.8~92.9 ppb、99 パーセンタイル値 (推定) : 74.0 ppb) であった。

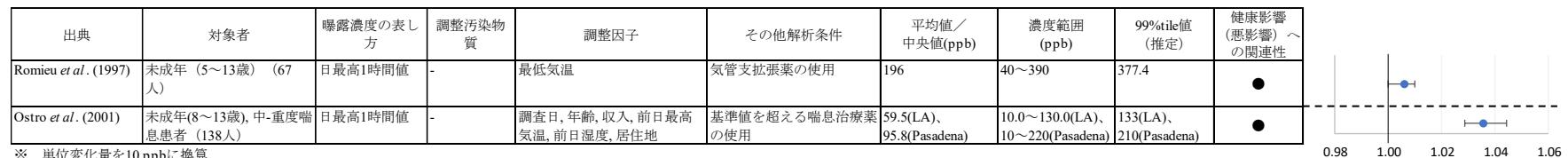


図 21 未成年を対象として喘息治療薬使用を解析した海外研究の結果 (OR)

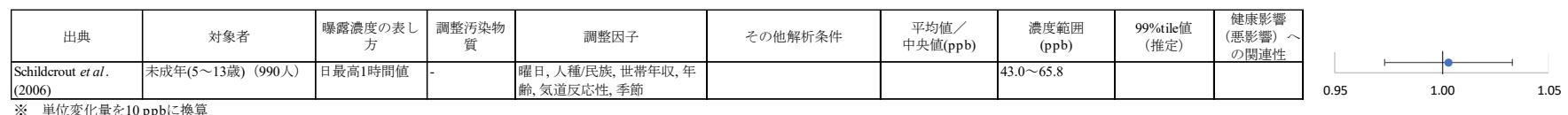


図 22 未成年を対象として喘息治療薬使用回数を解析した海外研究のメタ解析結果 (Rate ratio)

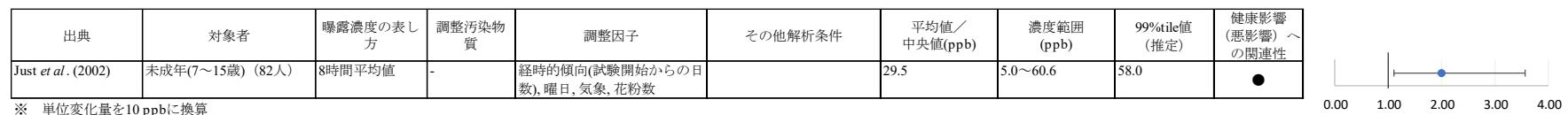


図 23 未成年を対象として喘息治療薬使用を解析した海外研究の結果 (OR)

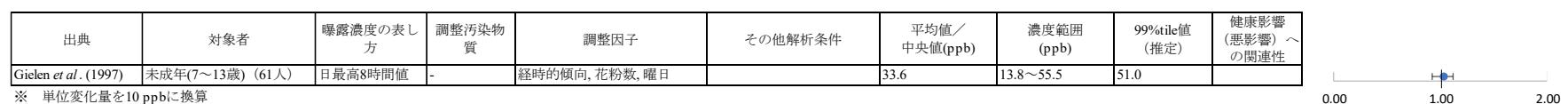


図 24 未成年を対象として喘息治療薬使用を解析したその他の海外研究の結果 (気管支拡張薬使用比)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性
Magazamen <i>et al.</i> (2018)	成人・高齢者(40歳超) (35人)	日最高8時間値	-	-	酸素補給, %FEV1, 長時間作用抗コリン薬使用, 修正 Medical Research Council呼吸困難スコア, 冬季	17.21	2.00~40.86	38.6	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

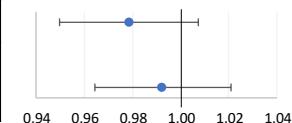


図 25 成人及び高齢者の喘息患者を対象に喘息治療薬使用量を解析した結果 (Rate ratio)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性
Ross <i>et al.</i> (2002)	未成年・成人(5~49歳) (40人)	8時間平均値(時間記載なし)	-	-	春、夏、秋(5~10月) 最高気温 最高気温、花粉、カビ胞子	41.5	8.9~78.3	74.5	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

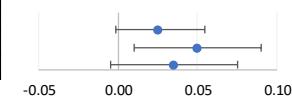


図 26 未成年及び成人の喘息患者を対象に喘息治療薬使用回数の変化を解析した結果 (使用回数)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性					
Hiltermann <i>et al.</i> (1998)	成人 (60人)	日最高8時間値	0日	トレンド、屋外のエアロアレルゲン曝露、受動喫煙、曜日、最高気温	吸入ステロイド薬使用	40.1	5.8~92.9	74							
			1日												
			2日												
			0-6日												
			0日		気管支拡張薬使用										
			1日												
			2日												
			0-6日												

※ 単位変化量を10 ppbに換算

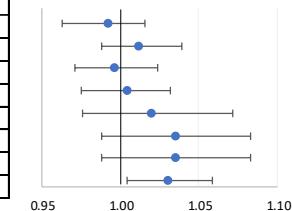


図 27 成人喘息患者を対象に喘息治療薬使用を解析した結果 (相対リスク)

3.3.2.3 呼吸器疾患による入院・受診に関する知見

(1) 国内において健康影響との関連性について報告した知見

O_3 の短期曝露が呼吸器疾患による医療機関への入院や緊急受診の件数に与える影響に関する国内研究はいくつかある。

全年齢及び成人を対象とした Yamazaki *et al.* (2009)では、夜間の喘息により救急受診した患者のうち、0～14 歳の患者において O_3 曝露濃度（受診前 6～12 時間平均値、受診前 24 時間平均値、8 時間平均値(8～16 時)) と気温及び $PM_{2.5}$ 、 NO_2 について調整した 4～9 月の喘息発作による夜間救急受診の増加に関連性がみられており、1 時間 O_3 濃度の平均値は 4 ～9 月で 33.7 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 87.0 ppb)、10～3 月で 22.5 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 65.5 ppb) であった。(図 28)。また、Yamazaki *et al.* (2014)においては、単一汚染物質モデルでは受診前日の日平均 O_3 濃度と喘息による救急受診の増加に関連性がみられ、 $PM_{2.5}$ 、 NO_2 について調整した複数汚染物質モデルではより関連性が強くなった (図 29)。

未成年を対象とした Yamazaki *et al.* (2013)では 4～6 月、7～8 月、9～11 月における日平均 O_3 濃度と夜間受診との間には関連性はみられなかつたが、12～3 月の O_3 濃度については SPM、 NO_2 との複数汚染物質モデルで夜間受診の減少と関連性がみられており、日平均 O_3 濃度の季節別平均値は 21.5～36.2 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 41.0～61.8 ppb) であった (図 29)。また、Yamazaki *et al.* (2015)では、単一汚染物質モデル、 $PM_{2.5}$ 及び NO_2 との複数汚染物質モデルいずれにおいても、4～6 月における前日の日平均 O_3 濃度と喘息発作による夜間救急受診の増加に関連性がみられており、日平均 O_3 濃度の季節別平均値は 22.2～36.0 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 40.8～59.3 ppb) であった (図 30)。

高齢者を対象とした Yorifuji *et al.* (2014)では、通年での解析により救急通報前 48～72 時間又は 72～96 時間の平均 O_3 曝露濃度と呼吸器疾患による救急受診の増加に関連性がみられており、日平均 O_3 濃度の平均値は 25.9 ppb (99 パーセンタイル値 (推定) : 75.3 ppb) であった (図 31)。

(2) 海外において 1 時間曝露 (1 時間値) と健康影響との関連性について報告した知見

入院及び受診に関する大規模複数都市を対象とした研究である Katsouyanni *et al.* (2009)では実施した夏季 (4～9 月) の解析結果 (PM_{10} は調整されていない) は、カナダにおいて日最高 1 時間 O_3 濃度と呼吸器疾患による入院の増加に関連性がみられており、その濃度範囲は 6.6～8.2 ppb であった。一方で、欧州、米国における日最高 1 時間 O_3 濃度の範囲はそれぞれ 10.8～37.4 ppb、34.3～58.9 ppb とカナダと比較して高かつたが、呼吸器疾患による入院の増加との関連性はみられていない (図 32)。なお、いずれの地域においても単一汚染物質モデルにおいてラグと季節調整モデルの組合せにより入院の増加との関連性がみられる場合があったが、地域やモデルによる変動があり、一貫した傾向はみられていない。

また、メタ解析研究について、Li *et al.* (2019)では、日最高 1 時間 O_3 濃度と全年齢、未成年、高齢者の喘息による入院又は救急受診の増加に関連性がみられており、日最高 1 時間 O_3 濃度の範囲は 14.3~60.4 ppb であった。一方で、季節別の解析では温暖期では入院又は救急受診の増加との関連性がみられたが、寒冷期には関連性はみられなかった（図 33）。

（3）海外において 8 時間曝露（8 時間値）と健康影響との関連性について報告した知見

数十都市以上を対象とした大規模な解析について、全年齢を対象とした Strosnider *et al.* (2019)では、米国における通年での解析により、成人、未成年、高齢者いずれにおいても日最高 8 時間 O_3 濃度と、呼吸器感染症、喘息、COPD、又は肺炎による救急受診の増加に関連性がみられており、その平均値は 16.5 ppb であった（図 34）。また、高齢者を対象とした Medina-Ramon *et al.* (2006)では、米国において通年又は 5~9 月での解析により 8 時間平均 O_3 濃度と COPD 又は肺炎による入院の増加に関連性がみられており、その平均値は温暖期で 45.8 ppb、寒冷期で 27.6 ppb であった（図 35）。

数報から数十報の研究を対象としたメタ解析研究について、Li *et al.* (2019)では、日最高 8 時間 O_3 濃度と成人、未成年、高齢者の喘息による入院又は救急受診の増加に関連性がみられており、日最高 8 時間 O_3 濃度の範囲は 11.9~58.9 ppb であった。一方で、季節別の解析では温暖期では入院又は救急受診の増加との関連性がみられたが、寒冷期には関連性はみられなかった（図 33）。

Zheng *et al.* (2015)では、日最高 8 時間 O_3 濃度と喘息関連の救急外来受診及び入院の増加に関連性がみられており、その濃度範囲は 12.1~88.0 ppb であった（図 36）。

未成年を対象とした Nhung *et al.* (2017)では、日最高 8 時間 O_3 濃度と肺炎による入院・救急受診の増加に関連性がみられており、その平均値は 35.2 ppb（濃度範囲：13.8~62.9 ppb）であった（図 37）。

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性	
Yamazaki <i>et al.</i> (2009)	0~14歳(308人)	受診前6~12時間平均値	0日	-	気温	33.7(4~9月)、 22.5(10~3月)※1時間値の平均値	224.0(4~9月)、 113.0 ppb(10~3月)※1時間値の最大値	87(4~9月)、 65.5(10~3月)	● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ●		
				PM2.5, NO2							
		受診前24時間平均値		-							
				PM2.5, NO2							
	2~5歳	受診前6~12時間平均値	0日	-							
				PM2.5, NO2							
		受診前24時間平均値	1日	-							
				PM2.5, NO2							
	6~14歳	受診前6~12時間平均	0日	-							
				PM2.5, NO2							
		受診前24時間平均		-							
				PM2.5, NO2							
	0~1歳	受診前24時間平均	0日	-							
				PM2.5, NO2							
Yamazaki <i>et al.</i> (2014)	未成年・成人・高齢者(112人)	日平均値	0日	-	気圧, 相対湿度, 気温, 風速, 日照時間	23.6, 27.7, 30.6 (それぞれ2013年1, 2, 3月)			● ●		
				PM2.5, NO2							
				-							
			1日	PM2.5, NO2							
				-							

※ 単位変化量を10 ppbに換算

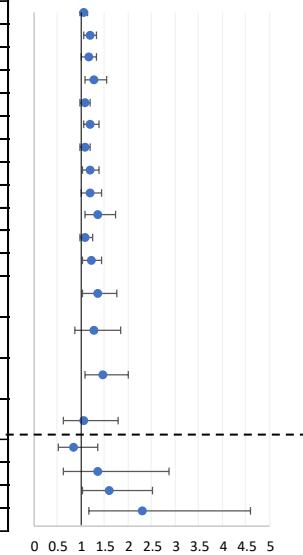


図 28 哮息発作による夜間救急受診に関する国内研究の結果 (OR)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性
Yamazaki <i>et al.</i> (2013)	0~14歳(956人)	日平均値	0日	- NO2, SPM	気温, 気圧, 相対湿度, 風速, 日照時間	4~6月 7~8月 9~11月 12~3月 4~6月 7~8月 9~11月 12~3月	36.2(春季), 22.5 (夏季)、21.5(秋季), 23.0(冬季)		61.8(春季)、 47.2(夏季)、 41(秋季)、 43.9(冬季)	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

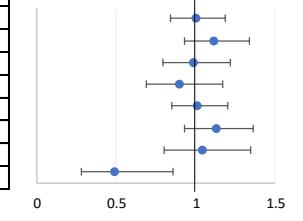


図 29 哮息発作による夜間救急受診に関する国内研究の結果 (OR)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性
Yamazaki <i>et al.</i> (2015)	0~14歳(1,447人)	日平均値	0日	- PM2.5, NO2 - PM2.5, NO2 - PM2.5, NO2 - PM2.5, NO2	気温, 気圧, 相対湿度, 風速, 日照時間	4~6月 7~8月 9~11月 12~3月	36.0(春季)、22.3(夏季)、22.2(秋季)、23.7(冬季)		59.3(春季)、47(夏季)40.8(秋季)49.3(冬季)	
			1日	- PM2.5, NO2 - PM2.5, NO2 - PM2.5, NO2 - PM2.5, NO2		4~6月 7~8月 9~11月 12~3月			● ● ●	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

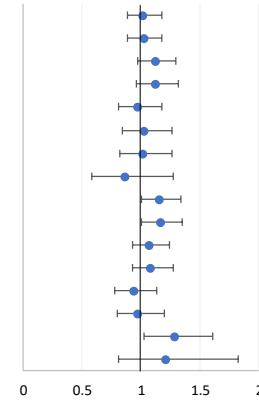


図 30 喘息発作による夜間救急受診に関する国内研究の結果 (OR)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	99%tile値(推定)	健康影響(悪影響)への関連性	
Yorifuji <i>et al.</i> (2014)	65歳以上(6,925人)	救急通報前24時間平均値 救急通報前24~48時間平均値 救急通報前48~72時間平均値 救急通報前72~96時間平均値	-	気温, 相対湿度, 60歳以上の週間インフルエンザ発生件数	呼吸器疾患救急受診全体 肺炎・インフルエンザ救急受診 COPD救急受診 呼吸器疾患救急受診全体 肺炎・インフルエンザ救急受診 COPD救急受診 呼吸器疾患救急受診全体 肺炎・インフルエンザ救急受診 COPD救急受診 呼吸器疾患救急受診全体 肺炎・インフルエンザ救急受診 COPD救急受診	25.9(日平均値)、33.8(昼間平均値(8:00~19:00))、18.1(夜間平均値(20:00~7:00))		75.3(日平均値)、76.7(昼間平均値(8:00~19:00))64.2(夜間平均値)		● ●

※ 単位変化量を10 ppbに換算

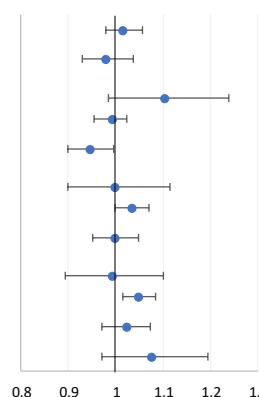


図 31 呼吸器疾患による救急受診等に関する国内研究の結果 (OR)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Katsouyanni <i>et al.</i> (2009)	65歳以上 (欧州:5~58人/日,カナダ:2~19人/日,米国:1~53人/日)	日最高1時間値	1日	-	経時傾向, 気温, 曜日・祝日	欧州		10.8~37.4	
						カナダ		6.6~8.2	●
						米国		34.3~58.9	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

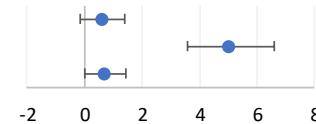


図 32 大規模複数都市を対象とする高齢者の呼吸器疾患入院の変化率に関する解析結果（入院変化率(%)）

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Li <i>et al.</i> (2019)	全年齢	日最高1時間値	3日以下 文献により異なる	経時傾向, 季節性, 気温, 湿度, 曜日, 休日, インフルエンザの流行など	(通年, 温暖期, 寒冷期)	北米, 欧州, アジア, 中南米, オーストラリア	14.29~60.40(日最高1時間値使用12文献別平均)		●
	成人				(温暖期) 同上				●
	未成年				(寒冷期) 同上				●
	高齢者				(通年, 温暖期, 寒冷期)	同上			●
	全年齢				欧州				●
	全年齢	日最高8時間値	3日以下 文献により異なる	経時傾向, 季節性, 気温, 湿度, 曜日, 休日, インフルエンザの流行など	北米		11.89~58.92(日最高8時間値使用31文献別平均)		●
	成人				(通年, 温暖期, 寒冷期)	北米, 欧州, アジア, 中南米, オーストラリア			●
	未成年				(温暖期) 同上				●
	高齢者				(寒冷期) 同上				●
	全年齢				(通年, 温暖期, 寒冷期)	同上			●

※ 単位変化量を10 ppbに換算

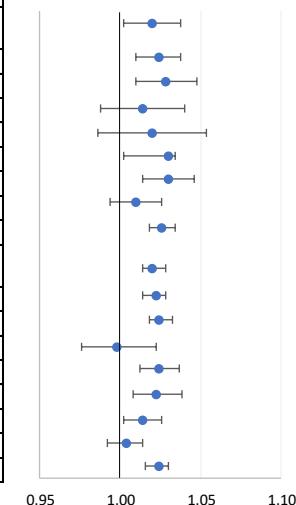


図 33 喘息による入院又は救急受診に関するメタ解析結果（相対リスク）

出典	対象者	曝露濃度の表 し方	ラグ	調整汚染物 質	調整因子	その他解析条件	平均値／ 中央値 (ppb)	濃度範囲 (ppb)	健康影響 (悪影響) への関連性
Strosnider <i>et al.</i> (2019)	全年齢	日最高8時間値	0-6日	PM2.5	最高気温(当日, 6日間平均), 露点, 日付, 曜日・祝日	全呼吸器疾患救急受診	16.54(平均 IQR)	8.0～ 34.0(869群のIQR)	●
	未成年(0～18歳)					急性呼吸器感染症救急受診			●
	成人(19～64歳)								●
	高齢者(65歳～)								●
	全年齢					喘息救急受診			●
	未成年(0～18歳)								●
	成人(19～64歳)								●
	高齢者(65歳～)								●
	全年齢					COPD救急受診			●
	未成年(0～18歳)								●
	成人(19～64歳)								●
	高齢者(65歳～)								●
	全年齢					肺炎救急受診			●
	未成年(0～18歳)								●
	成人(19～64歳)								●
	高齢者(65歳～)								●

※ 単位変化量を10 ppbに換算、17州において一次診断がICD-9に基づき呼吸器疾患に認定された救急受診者 (869郡の3,840万人)

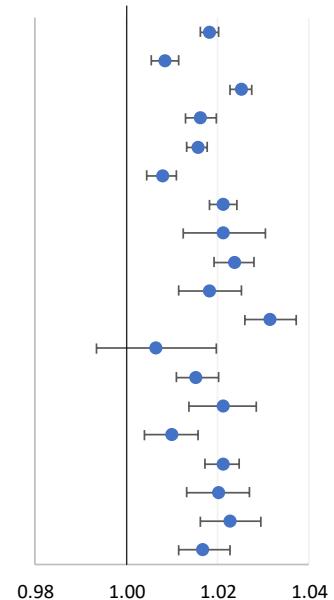
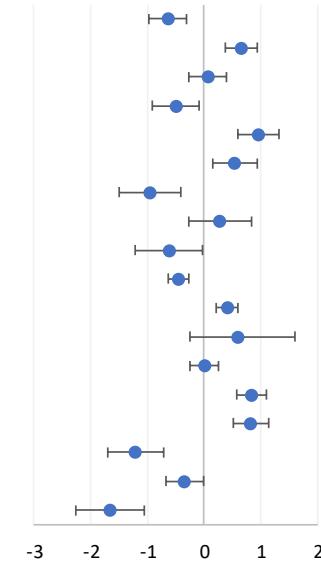


図 34 呼吸器疾患による救急受診に関する解析結果 (Rate Ratio)



※ 単位変化量を10 ppbに換算

図 35 高齢者の入院変化率に関する解析結果（入院変化率（%））

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Zheng <i>et al.</i> (2015)	全年齢	日最高8時間値	文献により異なる ≥2日 ≤2日 0日	- 経時傾向, 季節, 気温, 相対湿度, 曜日, 休日, インフルエンザの流行など	喘息入院・救急受診	12.1～88.0	● ● ● ● ●		
			文献により異なる	喘息入院・救急受診 (温暖期) 喘息入院・救急受診 (寒冷期) 喘息入院・救急受診	喘息救急受診 喘息入院	1.02 1.03 1.03 1.04 1.05	● ● ● ● ●		

※ 単位変化量を10 ppbに換算

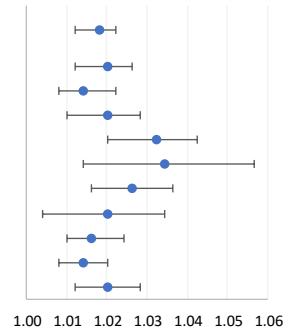


図 36 喘息入院・救急受診等に関するメタ解析結果（相対リスク）

出典	対象者	曝露濃度の表し方	ラグ	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Nhung <i>et al.</i> (2017)	未成年(<18歳)	日最高8時間値	文献により異なる	-	時間傾向, 季節, 気温, 湿度, インフルエンザの流行など	肺炎による入院・救急受診 (米国, 欧州, 南米, 中国, ニュージーランド, オーストラリア)	35.2	13.8～62.9	●
	未成年(<5歳)					肺炎入院 (地域は同上)			●
	未成年(<18歳)					肺炎救急受診 (地域は同上)			
						肺炎による入院・救急受診 (非高所得国)			
						肺炎による入院・救急受診 (高所得国)			●
						肺炎による入院・救急受診 (米国, 欧州, 南米, 中国, ニュージーランド, オーストラリア)			●

※ 単位変化量を10 ppbに換算

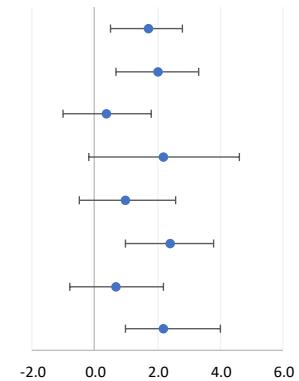


図 37 肺炎による入院・救急受診等に関するメタ解析結果 (過剰リスク)

3.3.2.4 呼吸器疾患死亡に関する知見

呼吸器疾患死亡に関しては、システムティックレビューにより収集した知見の解析結果をメタ解析により統合した研究が報告されている。本項ではこれらの研究のうち、平均値／中央値又は濃度範囲が得られる知見を対象に整理を行った。

Stieb *et al.* (2002)は、北米、西欧、メキシコ、アジア、オーストラリアにおいて報告された O_3 について解析した時系列解析研究 23 報についてメタ解析を行った結果、日最高 1 時間 O_3 濃度と全年齢の呼吸器疾患死亡に関連性はみられなかった。地域別平均値の範囲は 23.7～95.1 ppb であった (図 38)。

Smith *et al.* (2009)では、米国、メキシコ、欧州、韓国、中国、オーストラリアにおける単一都市時系列研究(呼吸器疾患死亡 19 値)を対象としてメタ解析を行った結果、8 時間平均 O_3 濃度と全年齢の呼吸器疾患死亡の増加に関連性がみられており、都市別平均値又は中央値は 7.7～47.1 ppb であった (図 39)。

Shang *et al.* (2013)では、中国の中～大規模都市を対象とした 33 報において、呼吸器疾患死亡については 8 報から得られた影響推定値 9 値をメタ解析により統合した結果、8 時間平均 O_3 濃度と全年齢の呼吸器疾患死亡の増加に関連性がみられており、研究毎の平均値の範囲は 28～43 ppb であった (図 40)。

Yan *et al.* (2013)では、中国 7 都市を対象とした O_3 短期曝露と呼吸器疾患死亡について検討を行った 5 報についてメタ解析を行った結果、通年の日最高 8 時間 O_3 濃度と全年齢の呼吸器疾患死亡の増加に関連性がみられており、都市ごとの 8 時間値平均値の範囲は 31.7～42.9 ppb であった (図 41)。

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Stieb <i>et al.</i> (2002)	全年齢	日最高1時間値	複数汚染物質(推定値によりBS, TSP, PM10, CO+SO ₂ +NO ₂ +PM2.5+PM10-2.5等)	経時サイクル, 気象因子(最低限として気温, 相対湿度の一方)		23.7～95.1 ppb (地域別平均値の範囲)	

※ 単位変化量を10 ppbに換算

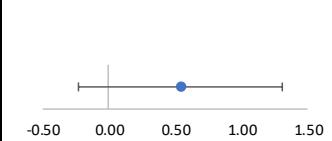


図 38 全年齢及び高齢者を対象に解析したメタ解析による統合結果 (過剰死亡率(%))

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Smith <i>et al.</i> (2009)	全年齢	8時間平均値(時間帯記載なし)	-			7.7～47.1 (都市別平均値/中央値)	●

※ 単位変化量を10 ppbに換算



図 39 全年齢を対象に解析したメタ解析による統合結果 (死亡率変化(%))

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Shang <i>et al.</i> (2013)	全年齢	8時間平均値(時間帯記載なし)	-	研究による(気温, 相対湿度)		28～43 (研究毎の平均値)	●

※ 単位変化量を10 ppbに換算



図 40 全年齢を対象に解析したメタ解析による統合結果 (過剰死亡リスク)

出典	対象者	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Yan <i>et al.</i> (2013)	全年齢	日最高8時間値	-	解析対象全報が気温を調整		31.7～42.9 (都市により)	●

※ 単位変化量を10 ppbに換算



図 41 全年齢を対象に解析したメタ解析による統合結果 (死亡率変化(%))

3.3.3 短期曝露影響に係る環境目標値に関する考察

3.3.3.1 平均化時間

現行の我が国の光化学オキシダントの環境基準は平均化時間を1時間とした基準となっている。諸外国においては、米国で1997年の環境基準改定において平均化時間を1時間から8時間値に変更して以降、現在では8時間値を採用している国が多く、1時間値を採用している国は少数であり、1時間値と8時間値を併用している国もある。WHOの大気質ガイドライン（2021）においても、平均化時間として8時間値を採用したガイドライン値が示されている。

3.3.1項で示した通り、人志願者曝露実験では1～2時間曝露とともに6.6時間曝露による複数の知見が得られており、それぞれの平均化時間に相当する曝露時間といいくつかの曝露濃度レベルでの肺機能の低下等の健康影響指標との関係を示す知見を提供している。一方、疫学研究ではさまざまな平均化時間が使用されており、その中では1時間値、8時間値、24時間値が一般的である。それぞれの平均化時間と健康影響指標との関連性が報告されているが、どの平均化時間が最も健康影響指標と大きい関連性を示すかという点では一貫した違いは示されていない。大気モニタリングデータに基づく解析では、1時間値、8時間値、24時間値は相互に高い相関関係があり、疫学知見において平均化時間による健康影響の違いを明確に区別することは困難であると考えられる。

したがって、短期曝露影響に係る環境目標値に関する検討においては、まず、1時間値と8時間値のそれぞれについて、健康影響が現れることが確からしい濃度範囲を検討・整理した上で、1時間程度の短時間のピーク濃度の曝露による健康影響とそれよりもやや長い6～8時間の曝露による健康影響について、環境基準に求められる国民の健康保護の観点からの検討と大気モニタリングデータの解析から得られる1時間値と8時間値との時間変動の関係性やそれらの地域的な特徴などの検討を踏まえて、どちらの平均化時間が適切か、もしくは両者の環境目標値ともに設定することが適切であるかなどについて検討を進めることが考えられる。

3.3.3.2 環境基準の達成評価方法に関する考え方

人の健康を保護し、生活環境を保全するという環境基準の性格からみると、環境基準値をどのレベルに設定するかという点と環境基準の達成評価をどのように行うかという点は一体として検討する必要がある。

現行の光化学オキシダントの環境基準は1時間値が0.06ppm以下とされており、これを超えた場合に環境基準は未達成と評価されている。一方、光化学オキシダント以外の二酸化窒素や微小粒子状物質、二酸化硫黄、一酸化炭素、浮遊粒子状物質の1日平均値の環境基準の長期的評価では年間98パーセンタイル値（もしくは上位2パーセント除外値）と環境基準値を比較することにより達成評価を行うこととされている。

米国では、1971年に光化学オキシダントの環境基準が初めて設定された際には、我が国と同様の達成評価方法であったが、1979年の基準改定の際に年間1回超えることを許容

する評価方法に変更し、さらに 1997 年には平均化時間を 8 時間に変更するとともに日最高 8 時間値の年間上位第 4 位値（年間 365 日測定の場合は概ね 99 パーセンタイル値に相当）の 3 年平均値による達成評価方法に変更を行っている。WHO ガイドラインや EU の目標値においても、濃度分布の上位パーセンタイル値と指針値・目標値と比較することによって達成評価を行うこととされている。

O_3 の短期曝露影響に係る環境基準の達成評価について、我が国でも他の大気汚染物質で採用されているように、特異な気象条件による O_3 濃度の短期的変動があることを踏まえ統計学的安定性を考慮して、濃度分布の上位パーセンタイル値が環境基準値を超えた場合に非達成とするという考え方を導入することが適切と考えられる。なお、その場合にも、 O_3 の短期的な変動の特性を考慮して、高濃度ピークの出現頻度や高濃度時の健康リスクへの対応についても検討が必要である。

1990～2011 年度までの全国の大気モニタリングデータを用いた O_3 濃度の短期的変動の統計的安定性と高濃度ピークを除外することによる健康リスクの潜在的な増加のバランスを考慮した検討結果によると、光化学オキシダント濃度の改善傾向など光化学オキシダントの長期的トレンドを把握するためには、日最高 8 時間値の年間 99 パーセンタイル値の 3 年間の移動平均を用いることが適切であるとされている（光化学オキシダント調査検討会報告書、平成 26 年 3 月）。ここで示されている方法に準じて、2011～2022 年度の大気モニタリングデータについて解析を行ったところ、近年の O_3 濃度変動についても同様の結果を得た（参考資料 3 モニタリング結果の詳細 2.5. 特異的な高濃度の影響参照）。すなわち、高濃度ピークの出現頻度をみると、98 パーセンタイル値（上位 2 パーセント除外値）を用いた場合は、高濃度ピークを除外しすぎると考えられ、99 パーセンタイル値が適切であると考えられた。また、平均化時間 8 時間の指標として、1 日の中で 8 時間値が最も高濃度となる時間帯について解析を行ったところ、昼間の時間帯が多い傾向がある一方、夕方から夜間に最も高い濃度が出現するケースが相当程度あったため、特定の時間帯の 8 時間値ではなく日最高 8 時間値を選択することが適切であると考えられた（参考資料 3 モニタリング結果の詳細 2.3.1 日の中で 8 時間値が最も高濃度となる時間帯についての解析参照）。

なお、 O_3 濃度は他の大気汚染物質に比べてやや年々変動が大きいと考えられる（参考資料 3 モニタリング結果の詳細 6.4. 他の大気汚染物質との分布比較参照）が、環境基準の達成評価としては年度ごとに行なうことが望ましい。さらに、測定局ごとに高濃度ピークの出現日数などをきめ細やかに評価する方法について検討することが期待される。

3.3.3.3 環境目標値の導出

先に述べた通り、まず、人志願者実験の結果から健康影響指標の変化がみとめられる濃度範囲を整理した上で、疫学知見において O_3 濃度との関連性がみられる健康影響指標それぞれについて、それら濃度範囲と疫学研究対象地域の O_3 濃度分布を比較する。

3.3.1 項で整理した人志願者実験知見に基づくと、健康な成人を対象とした安静条件下 2 時間の O_3 曝露では 0.1~0.3ppm の範囲では FEV_1 の低下はみられず、0.5ppm を超える濃度で FEV_1 の低下がみられ、低下率は約 3~20%であった。激しい運動条件下の 1 時間曝露では 0.2ppm を超える濃度で FEV_1 が低下し、10%を超える低下率を示していた。また、激しい間欠運動条件下の 2 時間曝露では 0.12ppm を超える濃度で FEV_1 の低下とともに呼吸器症状がみられ、0.2ppm を超える濃度の曝露では低下率は約 10~20%を超える場合も示していた。

健康な成人を対象として、同一の実験プロトコルを採用した激しい間欠運動条件下での 6.6 時間曝露実験の結果から肺機能の平均低下率と O_3 濃度との関係をみると、0.06ppm の O_3 曝露で FEV_1 の低下がみられたとする報告があり、データ処理方法の違いによって平均低下率は異なっていることも示されているが、 FEV_1 低下率は約 1.8~3.6%の範囲で平均は約 2.7%と推定されている。平均濃度 0.072ppm の 6.6 時間 O_3 曝露実験の結果では、 FEV_1 の低下率は約 5%であり、また、0.08ppm、0.1ppm、0.12ppm の 6.6 時間 O_3 曝露実験の結果では、 FEV_1 の平均低下率はそれぞれ 6~8%、8~14%、13~16%であり、濃度の上昇とともに FEV_1 低下率の増加が見られていた。

また、曝露実験中の O_3 濃度を上昇から低下へ変化させた（三角波）曝露実験も行われている。三角波曝露と平均曝露濃度は同レベルとして、曝露実験中の O_3 濃度を一定に保った場合（定常曝露）を比較すると、三角波曝露の方が低下率は大きかったという報告もあるが、その差は明確ではなかった。

喘息患者を対象としたいくつかの人志願者実験の知見もあるが、喘息患者群は健常者群と比べると FEV_1 が低下するとした報告と喘息患者群と健常者群で FEV_1 の低下について差はないとする報告があり、喘息患者では健常者よりもより低い曝露濃度で FEV_1 の低下がみられるという明確な知見は得られていない。

肺機能以外の健康影響については、肺機能に比べて報告例は少ないが、呼吸器症状や気道反応性、炎症反応等に関する報告があった。呼吸器症状については、激しい運動条件下の 1 時間曝露実験では 0.12ppm を超える濃度で呼吸器症状が出現しており、さらに 0.2ppm を超える濃度では併せて FEV_1 の低下もみられていた。激しい間欠運動条件下の 6.6 時間曝露実験では、0.04 ppm 及び 0.06ppm 定常濃度曝露で呼吸器症状に影響はみられず、0.08ppm を超える濃度で増加がみられるという報告があった。三角波曝露では平均濃度 0.063ppm 曝露では呼吸器症状には変化がなく、平均濃度 0.072ppm を超える濃度で呼吸器症状の増加がみられたとする報告があった。

気道反応性については、6.6 時間曝露実験で、0.08 ppm 以上の曝露濃度で気道反応性の亢進がみられたとの報告がある。我が国における曝露実験の報告もあり、0.12~0.3 ppm で 1~2 時間曝露した場合に気道反応性が亢進したとされている。

炎症反応については O_3 曝露が FeNO に及ぼす影響について、健常者や喘息患者を対象とした研究があり、 O_3 曝露後の FeNO は変化がしなかったとする報告や低下したとの報告があり、 O_3 曝露濃度との関係は明確ではなかった。0.06ppm の O_3 曝露で FEV_1 の低下

がみられたとする報告では、炎症反応マーカーのひとつである喀痰中の好中球の割合が増加していたことも報告されている。

人志願者による激しい運動条件下の2時間以下のO₃曝露の結果からは、0.12～0.15ppmを超える範囲で FEV₁の低下と呼吸器症状の発現がみられており、安静条件下ではさらに高い0.5ppmを超える濃度範囲のO₃曝露で FEV₁の低下がみられていた（呼吸器症状については報告なし）。人志願者実験による1～2時間のO₃曝露についての知見は、典型的な6.6時間曝露プロトコルの知見に比べると限定的であり、0.12ppmより低い濃度で悪影響が現れるという明確な知見はなかった。

6.6時間の0.06ppmのO₃曝露実験におけるFEV₁の低下については統計解析手法の違いによって、統計的有意性の判断が異なることが示されているが、図3-4に示されるように、O₃濃度が0.06～0.12ppmの範囲で濃度に依存した低下傾向がみられている。一方、0.06ppm曝露における呼吸器症状スコアは一部の被験者でやや大きな変化がみられていたものの平均スコアに上昇はみられておらず、スコアの範囲も全体的には低レベルであった。0.06ppm曝露によって喀痰中の多核好中球分画の増加がみられたとする報告もあるが、0.06ppm曝露における呼吸器系の変化を悪影響であると判断するための十分なデータは得られなかった。一方、0.07ppmを超える濃度範囲では FEV₁の低下はより明確で、呼吸器症状スコアの増加もみられていた。0.06ppm曝露実験において、一部の被験者で FEV₁の低下や呼吸器症状が強く出現したことについても議論がされているが、O₃曝露に対する反応の個人差はかなり大きいことが知られており、被験者のうち反応した割合を評価する必要があると考えられている。6.6時間の0.06ppmのO₃曝露実験の結果を示している4つの研究では FEV₁が10%以上低下した割合は3～20%であり、その割合は小さいと考えられた。

人志願者曝露実験は倫理上の制約から高感受性者を対象とした報告は限られているが、喘息患者を対象とした結果では、健常者よりも FEV₁の低下が見られたという報告もあるが、多くの曝露実験では喘息患者群と健常者群とを比較した場合に FEV₁の低下に差は無かったと報告されている。また、人志願者実験では比較的若い成人層を対象とした研究が主であるが、比較的年齢が高い年齢層を対象とした実験もあり、それによると年齢がO₃曝露に対する反応性に影響を及ぼし、被験者の年齢が若いほどO₃曝露に対するFEV₁や呼吸器症状の反応性が高いと報告されている。また、喫煙者を対象とした曝露実験では非喫煙者と比較して、FEV₁の低下等の肺機能への影響や呼吸器症状には差はみられなかつたと報告されている。GSTM1遺伝子多型との関係を検討した報告もあるが、関連性はみられなかつたと報告されている。

さらに、健常者を対象として、1～2時間程度のO₃曝露を数日間反復して肺機能への影響を調査した研究がいくつかあるが、曝露を反復した場合に肺機能への影響がより強くなるという結果ではなく、逆に反応が減弱したと報告されている。また、O₃とNO₂との複

合曝露については O_3 単独曝露の場合よりも影響が増強されたという報告もあるが、多くの報告では、相加的又は相乗的な影響をみとめなかった。

以上の検討から人志願者実験による知見に基づいて、1 時間値においては 0.12ppm、並びに 8 時間値においては 0.07ppm を影響がみられることが確からしい濃度レベルの目安とした。

以下の疫学知見に基づく検討では、1 時間値においては 0.12ppm、並びに 8 時間値においては 0.07ppm を目安として、 O_3 濃度と種々の健康影響指標との関連性に関する解析結果が示されている疫学研究の各対象地域の O_3 濃度分布を検討した。

人の健康を保護する上で維持されることが望ましい大気環境濃度として示すという大気環境基準に求められる要件を考えれば、環境基準が達成されるであろう濃度レベルの地域の疫学研究で O_3 濃度指標と健康影響との関連性がみとめられるか否かを検討することが考えられる。同様な考え方として、米国を中心とした疫学知見においても研究実施時点での環境基準に言及して、環境基準が達成されている地域においても O_3 濃度と健康影響指標との関連性がみられた、もしくは関連性がみられなかつたと結論づけられている例がある。

「3.1.全般的な考え方」および前述（「3.3.3.2.環境基準の達成評価方法に関する考え方」）の考え方から、人志願者実験の知見に基づく健康影響がみとめられる目安の濃度レベルと疫学研究の対象地域の O_3 濃度分布の 99 パーセンタイル値を比較することによって、疫学知見における O_3 濃度と各種健康影響指標との関連性との比較検討を行った。以下、各疫学知見の原典資料において O_3 濃度分布の 99 パーセンタイル値が示されていない場合には、 O_3 のモニタリングデータが正規分布に従うと仮定し、平均値及び最小値、最大値から推定して検討に用いた。

疫学知見のうち健康な未成年を対象としたパネル研究では FEV_1 低下との関連性がみられたとの報告があり、その場合の肺機能検査前 1 時間の O_3 濃度の 99 パーセンタイル値は 0.12ppm と同程度か超えていたとみられる地域と 0.12ppm 以下の地域があった。また、検査前 8 時間平均 O_3 濃度の FEV_1 変化量との関連性はみられなかつたとする報告が多かった。肺機能検査前 1 時間の O_3 濃度の 99 パーセンタイル値が 0.12ppm 以下の地域で喘息患児を対象とした報告では、関連性はみられなかつたとされている。

健康な成人を対象としたパネル研究では日最高 1 時間 O_3 濃度の 99 パーセンタイル値が 0.12ppm 以下の地域で FEV_1 変化量との関連性がみとめられたとする報告があった。一方、喘息及び COPD 患者を対象とした研究では 99 パーセンタイル値 0.12ppm 以下の地域で、関連性はみとめられなかつた。日最高 8 時間値との関連性をみた報告では、0.07ppm 以下の地域で関連性がみとめられたとする報告とみとめられなかつたとする報告があった。

我が国の研究では、喘息の既往歴がある高校生を対象とした研究で検査前 24 時間平均 O_3 濃度の 99 パーセンタイル値が 0.07ppm 以下の地域で FEV_1 の低下との関連性が示されていた。

未成年の喘息患者を対象としたパネル研究では喘息治療薬の使用との関連性が検討されている。日最高 1 時間値の 99 パーセンタイル値が 0.12ppm を超える地域において両者の関連性がみとめられたという報告があり、8 つのパネル研究のメタ解析では、99 パーセンタイル値が 0.12ppm 以下の地域で喘息治療薬の使用との関連性はみられなかつたと報告されている。8 時間値との関連性について報告では、 O_3 濃度の 99 パーセンタイル値が 0.07ppm 以下の地域において喘息治療薬の使用との関連性がみられたとする報告とみられなかつたとする報告があった。

O_3 濃度と呼吸器疾患による入院・受診や死亡との関連性に関する大規模複数都市研究やメタ解析の知見では、日最高 1 時間値又は日最高 8 時間値との関連性が示されているが、 O_3 の濃度分布の情報は限られており、99 パーセンタイル値についての検討はできなかつた。また、国内研究においても喘息による夜間救急受診との関連性が報告されているが、日最高 1 時間値及び日最高 8 時間値の 99 パーセンタイル値についての検討はできなかつた。

疫学知見においては、我が国での知見も含めて O_3 の日最高 1 時間値と日最高 8 時間値の濃度分布の 99 パーセンタイル値がそれぞれ 0.12ppm、0.07ppm 以下の地域で、 O_3 濃度と肺機能、呼吸器症状、呼吸器疾患による医療機関への入院・受診、及び死亡を健康影響指標との関連性がみとめられる報告があつたが、関連性がみとめられない報告もあり、必ずしも一貫した結果ではなかつた。

疫学研究では、人志願者実験で示された O_3 曝露による肺機能や呼吸器症状に対する影響だけではなく、呼吸器疾患による入院・受診や死亡との関連性を示す知見も示されていいたが、人志願者実験の知見に基づいて健康影響がみとめられる目安とした濃度レベルである 1 時間値 0.12ppm、及び 8 時間値 0.07ppm よりもさらに低い濃度で健康影響がみとめられることが確からしいと判断するに十分な知見は得られなかつた。

以上より、人志願者実験と疫学研究による知見を総合的に検討した結果、1 時間値については 0.12ppm を、8 時間値については 0.07ppm を環境目標値の候補とすることが適切であると判断した。

環境目標値の平均化時間及び達成評価方法に関する考え方は「3.3.3.1. 平均化時間」及び「3.3.3.2. 環境基準の達成評価方法に関する考え方」に示したとおりである。すなわち、平均化時間の検討に当たっては大気モニタリングデータの解析から得られる 1 時間値と 8 時間値との関係性を考慮し、また、達成評価においては特定の時間帯ではなく日最高値を指標として選択することとした。

この考え方へ従つて、大気モニタリングデータの解析（全測定局、2011～2022 年度）を行つた結果によれば、日最高 1 時間値と日最高 8 時間値との比は 1～1.2 の範囲が全体の約

3/4 を占めており、比が 1.5 超えるのは 2%以下であった（参考資料 3 モニタリング結果の詳細 2.4. 測定地点別の解析参照）。比を 1.5 とした場合には日最高 8 時間値 0.07ppm に対応する日最高 1 時間値は 0.105ppm となり、日最高 8 時間値が 0.07ppm 以下とした時に、これが達成される場合には日最高 1 時間値 0.12ppm 以下も達成できる可能性は高いと考えられる。また、人志願者実験によれば 1 時間を超える O_3 曝露では時間経過とともに、1 時間曝露よりも低濃度で肺機能や呼吸器症状に関わる影響がより強く表れることが観察される。

以上から、 O_3 の短期曝露に係る環境目標値における平均化時間としては 8 時間値のみとすることが適切であると判断された。一方、日最高 1 時間値と日最高 8 時間値との比が 1.5 を超える場合もあり、両者の散布図をみると、日最高 1 時間値が上振れする短時間高濃度が出現する場合が稀に存在することも示されている。このような状況においては環境基準の設定とは別に、現在も運用されている光化学オキシダント注意報・警報の発令と同様の措置を検討することが期待される。

3.4 長期曝露による呼吸器影響の定量評価について

3.4.1 肺機能に関する知見

数か月単位の解析を行ったコホート研究・長期追跡研究のうち、未成年を対象とした研究について、小学1、2年生を対象とした Frischer *et al.* (1999)では、夏季の O₃濃度（30分平均値ベース）と FEV₁変化率及び冬季の O₃濃度（30分平均値ベース）と FEV₁の変化率の間に負の関連性がみられており、その平均値は 34.8 ppb（夏季）、23.1 ppb（冬季）であった。また、8歳児を対象とした Rojas-Martinez *et al.* (2007)では、8時間平均 O₃濃度（10～18時）の肺機能検査前 6カ月間平均 O₃濃度と FEV₁の年変化率に負の関連性がみられており、その平均値は 69.8 ppb（濃度範囲：59.7～90.0 ppb）であった。高齢者を対象とした研究では、65歳以上のメディケア加入者を対象とした Eckel *et al.* (2012)において、日最高 8時間 O₃濃度の月平均 O₃濃度と FEV₁の変化に負の関連性はみられておらず、その平均値は 23.9 ppb（検査実施前月平均値）（濃度範囲：4.2～54.8 ppb）、39.7 ppb（検査実施月平均値）（濃度範囲：8.3～79.6 ppb）であった。肺気腫患者を対象とした Kariisa *et al.* (2015)では、6～60カ月の追跡期間中平均 O₃累積濃度と気管支拡張薬投与後%FVC に負の関連性がみられており、日平均値 O₃濃度の調査期間平均値の範囲は 38.4～42.9 ppb であった。

年単位の解析を行った研究のうち、南カリフォルニア大学小児健康調査(The Children's Health Study、CHS 研究)では 12 地域の調査開始年度と追跡期間の異なる 3 コホートについて O₃ の健康影響に関する複数の知見が示されている。10～18歳まで追跡した Gauderman *et al.* (2004)では 8 時間平均 O₃ 濃度(10～18 時)の 7 年間平均値(1994～2000 年)や日最高 1 時間 O₃ 濃度の 7 年間平均値(1994～2000 年)と成長による FEV₁ 増加の変化量の間に負の関連性はみられていない。本研究期間中の対象地域である 12 地域の 8 時間平均 O₃ 濃度(10～18 時)は約 27～約 65 ppb であった。また、Gauderman *et al.* (2015)では PM_{2.5} や NO₂ などの大気汚染物質濃度の低下がみられた期間、11歳から 15歳までの間の肺機能測定値が得られた 5 地域において FEV₁ 増加との関連性を検討したところ、O₃ 濃度の 8 時間平均 O₃ 濃度(10～18 時)の年平均値や 8 時間平均 O₃ 濃度(10～18 時)の 4 年間平均値と負の関連性はみられておらず、5 地域の 8 時間平均 O₃ 濃度(10～18 時)の 4 年間平均値は 28.6～61.9 ppb(1994～1997 年)、28.8～54.1(1997～2000 年)、31.4～54.5 ppb(2007～2010 年)であった。

CHS 研究以外の未成年を対象とした研究として、12歳児を対象とした Hwang *et al.* (2015)では、8時間平均 O₃ 濃度（時間帯不明）の追跡調査前 2 年間の平均 O₃ 濃度と 2 年間の調査期間中の FEV₁ の年変化率に負の関連性がみられており、その平均値は 38.93 ppb（濃度範囲：24.87～57.96 ppb）であった。

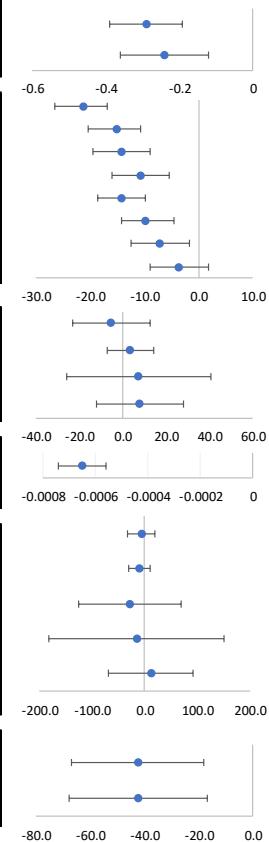
出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響（悪影響）への関連性					
Frischer <i>et al.</i> (1999)	小学1,2年生(1,150人)	FEV ₁ 変化率(mL/日)	夏季	1994-1996年夏季平均値(30分平均値ベース)	-	場所,性別,アトピー,受動喫煙,初回調査時のFEV ₁ ・FVC・MEF50,調査間の身長の差		34.8(夏季)、23.1(冬季)(9地域)		●					
			冬季	1994-1996年冬季平均値(30分平均値ベース)						●					
Rojas-Martinez <i>et al.</i> (2007)	未成年(調査開始時8歳,女児,非喘息)※1	FEV ₁ 年変化率(mL/年)	通年	8時間平均値(10~18時)の6ヶ月平均	-	年齢,BMI,身長,年齢別身長,平日の屋外活動時間,受動喫煙,前日平均大気汚染物質濃度,最初の測定からの時間		69.8(検査前6カ月間平均値の検査回平均値)	59.7~90.0(測定期間別期間中平均値)	●					
	未成年(調査開始時8歳,男児,非喘息)※1				PM10					●					
					NO ₂					●					
					PM10, NO ₂					●					
					-					●					
		PM10			PM10					●					
					NO ₂					●					
					PM10, NO ₂					●					
					-					●					
					-					●					
Eckel <i>et al.</i> (2012)	65歳以上男性※2	FEV ₁ 変化量(mL)	5~10月	日最高8時間値の評価当月平均	-	身長,体重,腹囲,人種,喫煙歴・年,禁煙年数,喫煙状況,教育,郡,年齢,人種と年齢及び喫煙状況の相互作用,β遮断薬の使用,肺炎の診断歴,労作時の呼吸困難の症状,喘息の診断歴,収縮期血圧	39.7(検査実施月平均値平均)、23.9(検査実施前月平均値平均)	8.3~79.6(検査実施月平均値平均)、4.2~54.8(検査実施前月平均値平均)		●					
	65歳以上女性※2			日最高8時間値の評価前月平均	●										
	65歳以上男性※2	65歳以上女性※2								●					
	65歳以上女性※2									●					
Kariisa <i>et al.</i> (2015)	成人・高齢者(39歳~84歳,重症肺気腫患者)(1,212人)	%FEV ₁ (気管支拡張剤使用後の変化率)(%)	通年	受診間隔の間(6~60カ月)での累積曝露レベル	-	季節,年齢,性別,人種,身長,BMI,地域,教育,無作為化群,診療所,ベースラインの呼吸機能,測定年			38.4~42.9(日平均値ベースの調査期間平均値、地域別)	●					
Gauderman <i>et al.</i> (2004)	未成年(調査開始時10歳)(1,759人)	研究期間中(8年間)のFEV ₁ の変化量(mL)	通年	8時間平均値(10~18時)の7年間平均値(1994~2000年)	-	身長,BMI,人種/民族,喘息の診断,前年度のタバコ喫煙,受動喫煙,検査日の運動や呼吸器疾患有無,呼吸機能検査担当技術者,使用スパイロメーター			約27~約65 ppb(12地域)(8時間平均値の7年間平均値)						
Gauderman <i>et al.</i> (2015)	未成年(調査開始時11歳)(2,120人)	FEV ₁ (11歳時)(mL)	通年	8時間平均値(10~18時)の年平均	性別,人種/民族,身長,BMI,呼吸機能検査時の呼吸器感染症有無		28.6~61.9(1994~1997年), 28.8~54.1(1997~2000年), 31.4~54.5(2007~2010年)								
		FEV ₁ (15歳時)(mL)		8時間平均値(10~18時)の4年間平均値											
		FEV ₁ (11歳~15歳)の変化量(mL/4年)		8時間平均値(10~18時)の4年間平均値											
Hwang <i>et al.</i> (2015)	12歳(2,914人)	FEV ₁ 年平均率変化率(mL/年)	通年	各日8時間平均値(時間帯記載なし)の肺機能測定前2年間の平均	-	母親の妊娠中喫煙,BMI,親の教育,家庭の収入,屋外での運動,気管支炎,受動喫煙,家の湿気やカビ,漢方薬,親のアトピー	12歳全体会(調査開始時)38.93(研究期間中平均の年平均)	24.87~57.96(地域別)	●						
							12歳非喘息(調査開始時)			●					

※1:8歳児3,170人(研究開始時点1819人、研究開期間中に1351人追加)

※2:男女計3,382人

※3:単位変化量を10 ppbに換算

図 42 長期による健康影響を報告した疫学知見 (FEV₁変化量 (mL) 又は (年) 変化率(%, mL/日, mL/年))



3.4.2 呼吸器症状に関する知見

国内研究として、未成年を対象とし年単位の解析を行った環境省(2024)の大気汚染に係る環境保健サーベイランス調査（2022年度調査）では、O_x濃度の年平均値の3年平均値（2019～2021年度、濃度範囲：約22～37 ppb（3歳）、約22～37 ppb（6歳））、日最高8時間O_x濃度の年平均値の3年平均値（2019～2021年度、濃度範囲：約32～49 ppb（3歳）、約32～49 ppb（6歳））と喘息有病率との関連性について調査された。その結果、6歳児を対象とした調査では、O_x濃度の年平均値の3年平均値と喘息有病率に正の関連性がみられたが、日最高8時間O_x濃度の年平均値の3年平均値と喘息有病率には正の関連性はみられなかった。また、3歳児を対象とした調査では、O_x曝露と喘息有病率に正の関連性はみられなかった。なお、O_x曝露と喘息有病率の関連性については2017年度より調査対象となっており、2017年度以降のO_x濃度は概ね横ばいと報告されたが、2017～2021年度の調査においてはO_x曝露と喘息有病率と正の関連性はみられなかった（図43）。

CHS研究では小学4年生時点の毎月の喘鳴症状と喘息治療薬使用とO₃濃度との関連性を検討した結果、夏季、冬季いずれにおいても8時間平均O₃濃度（10～18時）の月平均O₃濃度（濃度範囲：10～40 ppb（地区別最低値）、40～110 ppb（地区別最高値））と喘息治療薬の使用、及び喘鳴の有病率との関連性はみられなかったが、通年では喘息治療薬の使用の増加と関連性がみられ、屋外滞在時間が中央値以上の場合はより強い関連性がみられないと報告している（Millstein *et al.* (2004)、図44）。一方で、McConnell *et al.* (1999)では、4、7、10学年の子供を対象として質問票を用いた呼吸器症状調査を行った結果、気管支炎や痰などの呼吸器症状と日最高1時間O₃濃度の1994年平均値（平均値：65.6 ppb、濃度範囲：35.5～97.5 ppb）との関連性はみられなかったと報告しており、また、Peters *et al.* (1999)では、喘息、気管支炎、咳、喘鳴症状と日最高1時間O₃濃度の1986～1990年平均（濃度範囲：30.2～109.2 ppb）及び1994年平均（平均値：64.5 ppb、濃度範囲：35.5～97.5 ppb）との関連性はみられなかったと報告している。

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性		
環境省環境保健部 (2024)	3歳 (59,030人)	喘息有症率 (OR)	通年	年平均値の3年平均値	ロジスティック回帰：性別、家庭内喫煙、家屋構造、暖房方法、居住年数、ペット、昼間の保育者、生後3ヶ月までの栄養方法、アレルギー疾患の既往(本人、親)			約22～37	約22～37			
				日最高8時間値の年平均値の3年平均値				約32～49	約32～49			
	6歳 (62,915人)			年平均値の3年平均値				約22～37	約22～37	●		
				日最高8時間値の年平均値の3年平均値				約32～49	約32～49			

※ 単位変化量を10 ppbに換算

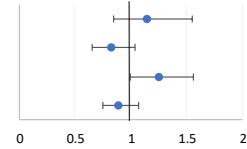


図 43 未成年を対象とした喘息有病率についての解析結果 (OR)

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Millstein <i>et al.</i> (2004)	小学校4年生(9歳) 2,034人	1カ月間の喘息治療薬使用有無 (OR)	3～8月 9～2月 通年	月平均値(8時間平均値(10～18時)ベース)	-	年齢、性別、人種/民族、アレルギー、猫の飼育、カーペット使用、受動喫煙、暖房システム、回答者教育レベル、呼吸器感染症、花粉	- 屋外滞在時間が長い(中央値以上) 屋外滞在時間が短い(中央値未満)	10～40 (地区別最低値)、40～110 (地区別最高値)	10～40 (地区別最低値)、40～110 (地区別最高値)	● ●

※ 単位変化量を10 ppbに換算

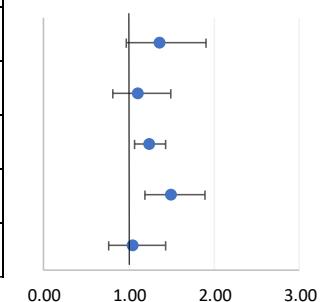


図 44 未成年を対象として喘息治療薬の使用についての解析結果 (CHS 研究) (OR)

3.4.3 喘息新規発症に関する知見

国内研究として、未成年を対象とし年単位の解析を行った環境省(2024)の大気汚染に係る環境保健サーベイランス調査では、国内 34 地域の 3 歳児を 6 歳まで追跡したところ、3 歳時点での O_x 濃度の年平均の 3 年平均値（濃度範囲：約 20～38 ppb）及び日最高 8 時間 O_x 濃度の年平均値の 3 年平均値（濃度範囲：約 31～52 ppb）と喘息発症率の増加に正の関連性はみられなかった。前年度の環境省(2023)の調査においても同様の解析がなされたが、 O_x 曝露と喘息発症率の増加に関連性はみられなかった（図 45）。

海外研究として、McDonnell *et al.* (1999)では、セブンスデー・アドベンチスト教会信者（非喫煙者）コホート研究で、15 年以上の間の男性の喘息新規発症の増加と 8 時間平均 O_3 濃度（9～17 時）の 20 年間平均値及び日平均 O_3 濃度の 20 年間平均値に関連性がみられており、平均値はそれぞれ 46.5 ppb（濃度範囲：0～74.9 ppb）、25.7 ppb（濃度範囲：0～40.7 ppb）であった（図 46）。また、 O_3 曝露と男性の喘息発症との関連性については他の大気汚染物質を補正しても減少しなかった。

CHS 研究において 4 から 12 学年まで 8 年間の毎年、質問票調査を行い、喘息の発症を把握した Garcia *et al.* (2019)では、1993 年から 2006 年の間の 8 時間平均 O_3 濃度（10～18 時）の年平均 O_3 濃度の低下と 100 人・年あたりの喘息新規発症率の低下との関連性がみられており、その濃度範囲は 26～76 ppb であった。この関連性は道路近傍の自動車排ガス汚染を調整したモデルにおいても維持されていた（図 47 及び図 48）。また、登録時点で喘息歴のない対象者を追跡した McConnell *et al.* (2002)では、8 時間平均 O_3 濃度（10～18 時）の 4 年間平均 O_3 濃度が高い地域（平均値：59.6 ppb、濃度範囲：55.8～69.0 ppb）において屋外滞在時間や実施スポーツ数と喘息の発症に正の関連性がみられている。本研究では O_3 濃度が高く他の大気汚染物質の濃度が低い地域における喘息リスクについて、実施スポーツ数が多い未成年の方がスポーツを実施しない未成年よりも喘息リスクが高いことを報告している。

CHS 研究以外の疫学研究では、Tetreault *et al.* (2016a)はカナダ・ケベックの大規模出生コホートの対象者について医療記録に基づいて喘息発症と判断したケースについて解析を行い、小児の喘息発症の増加と O_3 濃度（出生地および居住地によるモデル推計）との関連性をみとめており、夏季 O_3 濃度の平均値は 32 ppb（濃度範囲：12～43 ppb）（8 時間平均 O_3 濃度（9～17 時）ベース）であった（図 49）。また、Kim *et al.* (2013)では、5 年間平均 O_3 濃度と小学生の喘息新規発症に関連性はみられておらず、その平均値は 10.3 ppb（濃度範囲：3.7～29.7 ppb）であった（図 50）。

未成年を対象とした O_3 への長期曝露と喘息新規発症との関連性については抗酸化関連酵素の遺伝子（*HMOX-1*、*GSTP1*など）との相互作用についても報告がなされている。

CHS 研究である Islam *et al.* (2008)では、未成年（ヒスパニック系、非ヒスパニック系の白人）を対象に米国カリフォルニア州南部 12 地域において 1994 年から 2003 年にかけて喘息新規発症について調査を行った。8 時間平均 O_3 濃度（10～18 時）の 1994～2003 年の各コミュニティ測定局平均値は濃度上位 1～6 位の高濃度コミュニティでは 55.2 ppb、7 位

以下の低濃度コミュニティでは 38.4 ppb であった。非ヒスパニック系白人で炎症関連分子 *HMOX-1* の短アリル (<23 反復) 保有者は、非保有者と比較して喘息発症のリスクが低かった (HR=0.64, 95%CI: 0.41, 0.99)。また、低濃度 O₃曝露地域の短アリル保有者において遺伝子型による保護効果が最大 (HR=0.44, 95%CI: 0.23, 0.83)) となったことから、*HMOX-1* の変異体が、低濃度 O₃曝露地域の小児における喘息の新規発症リスクの低下と関連していることが示唆されている。Islam *et al.* (2009)では、喘息・喘鳴の既往が無く、*GST*遺伝子多型データのある未成年を追跡し、O₃曝露と喘息発症との関連についてコホート調査を行った。8 時間平均 O₃濃度(10~18 時)の追跡期間中の年間平均値は 6 つの高濃度コミュニティでは 46.5~64.9 ppb、6 つの低濃度コミュニティでは 28.6~45.5 ppb であった。高濃度コミュニティの *Ile105* ホモ接合体保有者では、3 つ以上のチームスポーツに参加した場合に喘息発症リスクが最も高かった (HR=6.15, 95%CI: 2.2, 7.4))。この結果は遺伝的変異、O₃曝露及び屋外活動の組合せが喘息発症リスクに及ぼす潜在的な重要性を示している。

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
環境省環境保健部 (2024)	6歳(43,957人)	喘息発症(OR)	通年	年平均値の3年平均値	ロジスティック回帰:性別、家庭内喫煙、家屋構造、暖房方法、居住年数、ペット、昼間の保育者、生後3ヶ月までの栄養方法、アレルギー疾患の既往(本人、親)			約20～38	約31～52	
				日最高8時間値の年平均値の3年平均値						

※ 単位変化量を10 ppbに換算

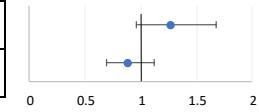


図 45 未成年を対象とした喘息発症率についての解析結果(OR)

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
McDonnell <i>et al.</i> (1999)	27～87歳、非喫煙者、男性	喘息新規発症(相対リスク)	通年	8時間平均値(9～17時)の20年間平均値(1973～1992年)	-	-	年齢、教育年数、16歳以前の肺炎又は気管支炎歴、喫煙歴 年齢、教育年数、16歳以前の肺炎又は気管支炎歴、喫煙歴、喫煙者との同居年数、喫煙者との仕事、他の人と比べた子供時代の風邪の回数、煙又は塵への曝露 年齢、教育年数、16歳以前の肺炎又は気管支炎歴、喫煙者との仕事 年齢、教育年数、16歳以前の肺炎又は気管支炎歴、喫煙歴	46.5	0.0～74.9	●
	27～87歳、非喫煙者、女性									
	27～87歳、非喫煙者、男性			日平均値の20年間平均値(1973～1992年)						

※: 単位変化量を 10 ppb に換算、27～87歳のセブンスデー・アドベンチスト教会信者の非喫煙者 3,091 人

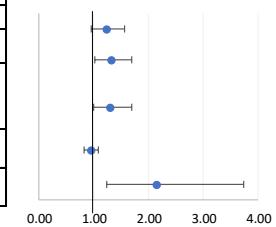


図 46 全年齢を対象とした喘息発症についての解析結果(相対リスク)

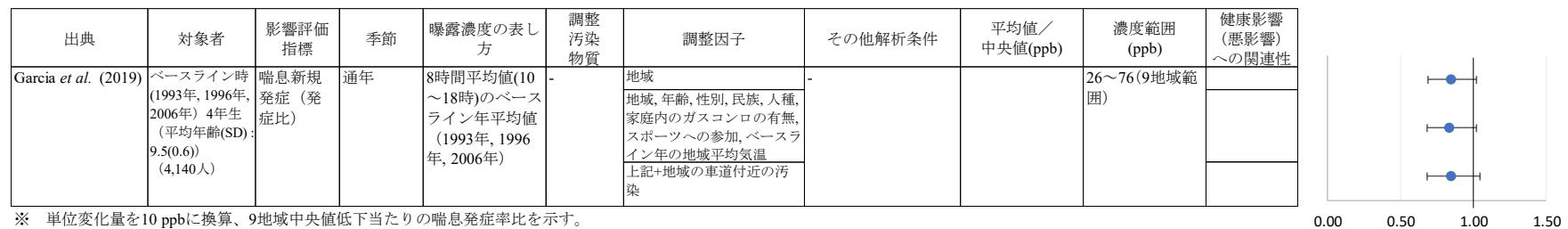


図 47 未成年を対象とした喘息発症についての解析結果 (CHS 研究) (発症率比)

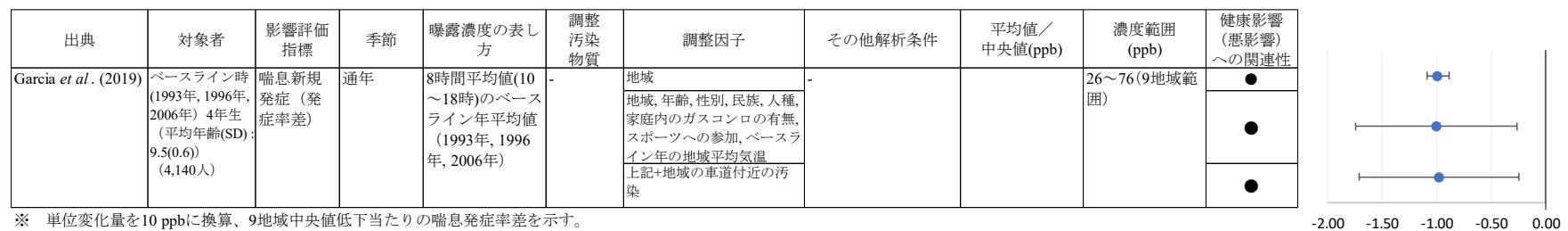


図 48 未成年を対象とした喘息発症についての解析結果 (CHS 研究) (発症率差)

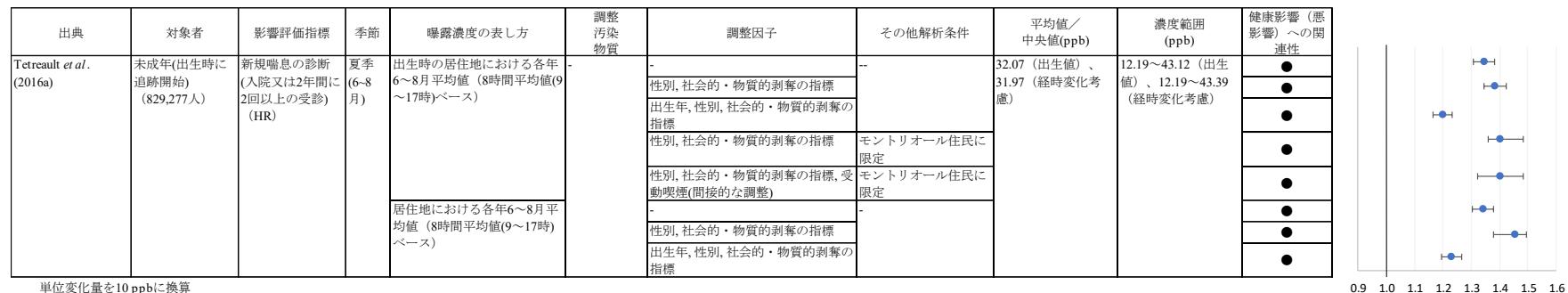


図 49 未成年を対象とした喘息発症についての解析結果 (CHS 以外) (HR)

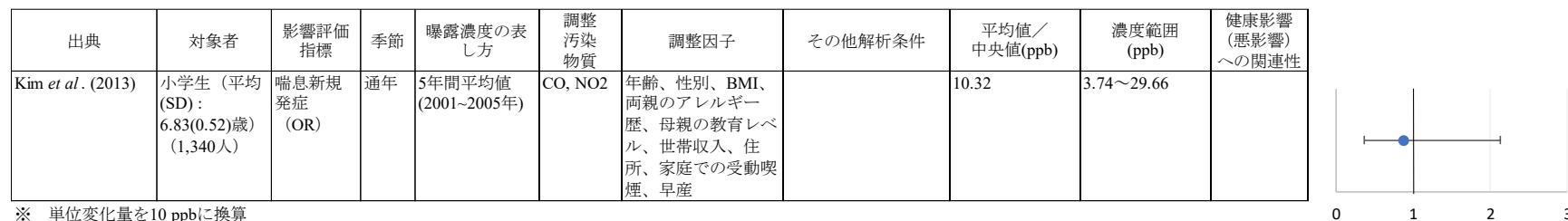


図 50 未成年を対象とした喘息発症についての解析結果 (CHS 以外) (OR)

3.4.4 呼吸器疾患による入院・受診に関する知見

未成年を対象として数カ月単位の解析を行った Lin *et al.* (2008)、Tetreault *et al.* (2016b) では、各地域の出生児を追跡し、追跡期間中の夏季平均 O_3 濃度と追跡期間中の喘息による入院又は受診の増加に関連性がみられており、その平均値はそれぞれ 50.62 ppb (8 時間平均 O_3 濃度(10~18 時)ベース)、30.57 ppb (濃度範囲 16.19~38.92 ppb) (8 時間平均 O_3 濃度 (9~17 時) ベース) であった (図 51 及び図 52)。

Lin *et al.* (2008) では、未成年を対象として年単位での解析も行われており、1996 年から 2000 年にかけての 8 時間平均 O_3 濃度(10~18 時)の全追跡期間平均 O_3 濃度と喘息による生後初回の入院の増加に関連性がみられており、平均値は 41.06 ppb であった (図 53)。

成人を対象として年単位で解析を行った Atkinson *et al.* (2015) は、COPD 診断歴のない 40~89 歳の対象者を 2003~2007 年にかけて追跡し、COPD の新規診断又は COPD による初回入院の減少と年(2002 年)平均 O_3 濃度に関連性がみられており、その平均値は 25.9 ppb であった (図 54)。また、To *et al.* (2016) は、18 歳以上の喘息患者の対象者において、1996~2014 年の診断記録 (追跡期間最短 5 年、最長 18 年) に基づく COPD の発症の増加と喘息発症から COPD 発症までの日最高 1 時間 O_3 濃度の O_3 濃度の期間平均値に関連性がみられたが、 $PM_{2.5}$ について調整すると関連性はみられなくなっており、その平均値は 39.3 ppb であった (図 54)。

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響（悪影響）への関連性
Lin <i>et al.</i> (2008)	未成年(出生時に追跡開始) (1,204,396人)	喘息による入院 (出生後最初) (OR)	春季～秋季 (4～10月)	4～10月の追跡中平均値(8時間平均値(10～18時)ベース)	-	地域、性別、年齢、出生時体重、母親の妊娠期間、母親の人種、民族、母親の年齢、母親の教育、母親の妊娠中の加入保険の種類、母親の妊娠中の喫煙状況、気温		50.62(4～10月)		●

※ 単位変化量を1 ppbに換算

図 51 未成年を対象とした呼吸器疾患による入院についての解析結果 (OR)



1位変化量を10 ppbに換算

図 52 未成年を対象とした呼吸器疾患受診及び入院についての解析結果 (HR)

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Lin <i>et al.</i> (2008)	未成年(出生時に追跡開始)(1,204,396人)	喘息による入院(出生後最初)(OR)	通年	全追跡期間中平均値(8時間平均値(10~18時)ベース)	-	地域、性別、年齢、出生時体重、母親の妊娠期間、母親の入種・民族、母親の年齢、母親の教育、母親の妊娠中の加入保険の種類、母親の妊娠中の喫煙状況、気温		41.06		●

※ 単位変化量を1 ppbに換算

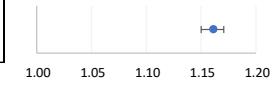


図 53 未成年を対象とした呼吸器疾患による入院についての解析結果 (OR)

出典	対象者	影響評価指標	季節	曝露濃度の表し方	調整汚染物質	調整因子	その他解析条件	平均値／中央値(ppb)	濃度範囲(ppb)	健康影響(悪影響)への関連性
Atkinson <i>et al.</i> (2015)	成人・高齢者(40~89歳)(812,063人)	COPDの初回診断(一般診療医による診断、対象期間以前のCOPD記録のある患者を除く)(HR)	通年	年平均値	-	年齢、性別		25.9		
		COPDによる初回入院(一般診療医による対象期間以前のCOPD記録のある患者を除く)(HR)				年齢、性別、喫煙、BMI				
						年齢、性別、喫煙、BMI、地域の貧困				
						年齢、性別				
						年齢、性別、喫煙、BMI				
						年齢、性別、喫煙、BMI、地域の貧困				
To <i>et al.</i> (2016)	成人(18歳以上)(6,040人)	COPD診断(HR)	通年	喘息診断からCOPD診断までの期間平均(日最高1時間値ベース)	-	喘息発症時年齢、性別、喫煙経験、BMI、困窮度、非都市部居住、他の慢性疾患		39.3		●
					PM2.5					

※ 単位変化量を10 ppbに換算

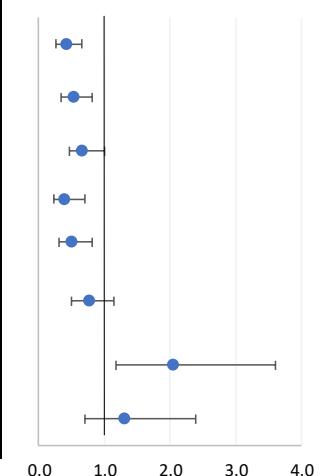


図 54 成人及び高齢者を対象とした呼吸器疾患受診及び入院についての解析結果 (HR)

3.4.5 呼吸器疾患死亡に関する知見

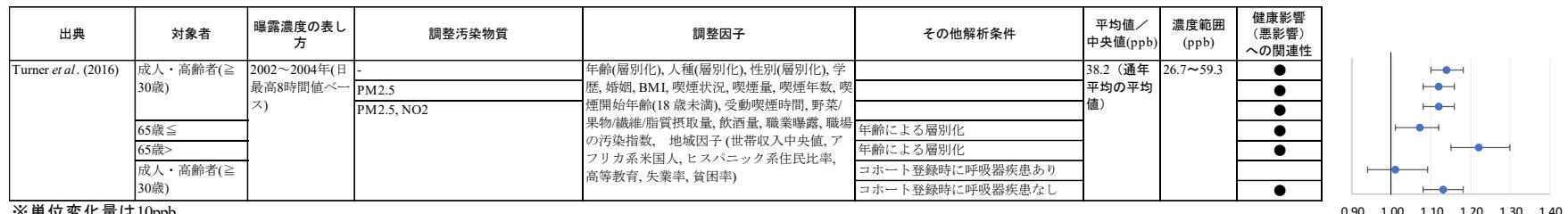
コホート研究によって呼吸器疾患死亡との関連性を検討した知見がいくつか報告されている。本項ではこれらの研究のうち、平均値／中央値又は濃度範囲が得られる知見を対象に整理を行った。

Turner *et al.* (2016)は、ACS-CPS II コホート参加者を 1982 年から 2004 年まで追跡し、単一汚染物質モデル及び $PM_{2.5}$ と NO_2 について調整した複数汚染物質モデルにおいて日最高 8 時間 O_3 濃度の 2002～2004 年平均値と呼吸器疾患死亡の増加に関連性がみられており、通年平均の平均値は 38.2 ppb (濃度範囲 : 26.7～59.3 ppb)、温暖期 (4～9 月) の平均値は 47.1 ppb (濃度範囲 : 29.1～77.2 ppb) であった (図 55 及び図 56)。

Lipsett *et al.* (2011)は、米国カリフォルニア州における現職又は元教師の女性を対象として 1997 年 6 月から 2005 年 12 月まで追跡し、月平均 O_3 濃度の 1996 年 6 月から死亡までの平均値と呼吸器疾患死亡に関連性はみられておらず、その平均値は 46.11 ppb であった (図 57)。

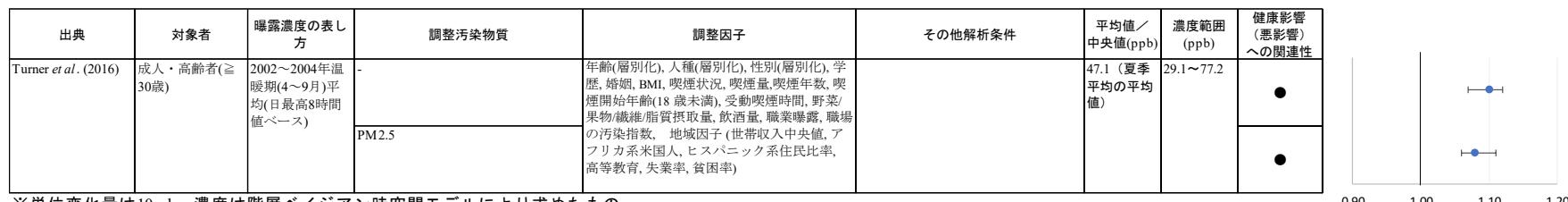
カナダにおける全国コホートである CanCHEC について、Crouse *et al.* (2015)は、 $PM_{2.5}$ による健康影響について解析した Crouse *et al.* (2012)の追跡期間を延長し、1991 年 6 月時点で 25 歳以上の移民ではない住民を 2006 年まで追跡した。複数汚染物質モデルにおいて、温暖期 (5～10 月) の日最高 8 時間 O_3 濃度のラグ 1 年での年平均値の 7 年間移動平均値と呼吸器疾患死亡(単一汚染物質モデルのみ)については負の関連性がみられた。本研究におけるベースライン日最高 8 時間 O_3 濃度は 39.6 ppb (濃度範囲 : 10.7～60.0 ppb) であった (図 58)。

Weichenthal *et al.* (2017)は、2001 年 5 月～2011 年 12 月の死亡について解析し、単一汚染物質モデルでは日最高 8 時間 O_3 濃度の 5～10 月平均値のラグ 1 年での 3 年間移動平均値と呼吸器疾患死亡の増加に関連性がみられ、 O_3 濃度及び NO_2 濃度から求めたオキシダント指数についても同様の結果がみられた。 $PM_{2.5}$ との二汚染物質モデルでも Ox 濃度と呼吸器疾患死亡との関連性は維持された。本研究における平均値は 38.29 ppb (濃度範囲 : 1～60.46 ppb) であった (図 59)。



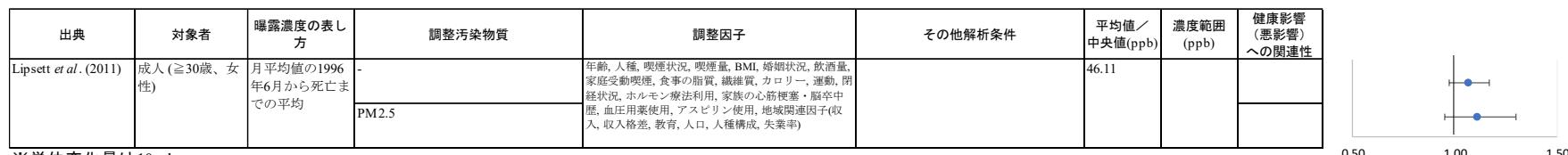
※単位変化量は10ppb

図 55 Turner *et al.* (2016)において成人及び高齢者を対象に死亡について解析した結果 (HR)



※単位変化量は10ppb、濃度は階層ベイジアン時空間モデルにより求めたもの。

図 56 Turner *et al.* (2016)において成人及び高齢者を対象に死亡について解析した結果 (HR)



※単位変化量は10ppb

図 57 Lipsett *et al.* (2011)において成人女性を対象に死亡について解析した結果 (HR)

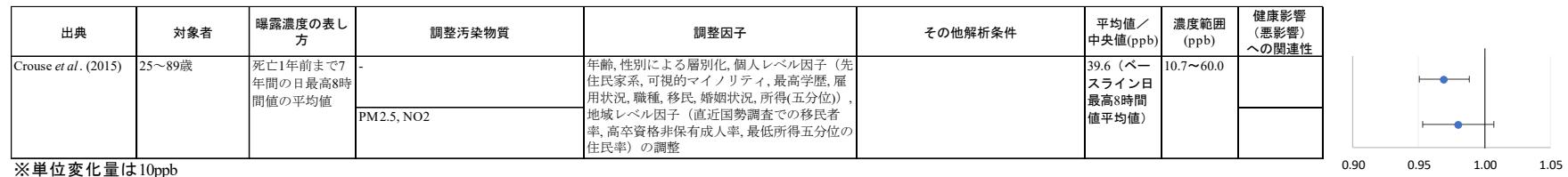


図 58 Crouse *et al.* (2015)において成人及び高齢者を対象に死亡について解析した結果 (HR)

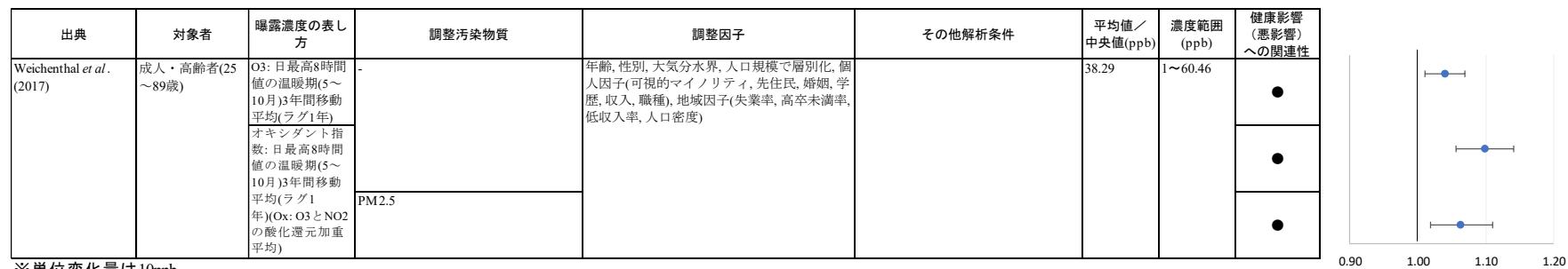


図 59 Weichenthal *et al.* (2017)において成人及び高齢者を対象に死亡について解析した結果 (HR)

3.4.6 長期曝露影響に係る環境目標値に関する考察

3.4.6.1 長期曝露影響に係る環境目標値の必要性

多くの諸外国等で、数ヶ月から1年以上の期間（平均化時間）に関するO₃の環境基準は設定されていない。米国においても、O₃への長期曝露と呼吸系影響との関連性については、「Likely to be causal relationship」と評価している一方で、8時間値に関わる短期基準によって、より長期の曝露による健康影響も防止することができると考えられることから、長期基準を設定しないとしている。WHOでは、日最高8時間値の6か月移動平均値に関するO₃の指針値を示しており、この長期曝露に係る指針値をベースとして、短期曝露に係る指針値（日最高8時間値）を提示している。このように、O₃の長期曝露に係る環境目標値の設定についてはいくつかの考え方があるが、我が国では現行、短期曝露に係る環境基準が設定されていることから、まず、短期曝露に係る環境目標値の設定を前提とした上で、長期曝露に係る環境目標値の必要性を検討することが適切であると考えられる。

長期曝露影響に係る環境目標値の必要性を検討するにあたっては、まず、定量評価に資する科学的知見に基づいて、環境目標値の導出が妥当と判断された場合には、それを行った上で、別途設定される短期基準の平均化時間と長期基準で採用されうる平均化時間に基づくモニタリングデータの解析結果を踏まえて、導出された長期基準に係る環境目標値が短期基準に係る環境目標値とどのような関係にあるかを十分に吟味した上で判断する必要がある。すなわち、短期基準に係る環境目標値が達成される状況で期待される長期のO₃濃度レベルが、導出された長期基準に係る環境目標値を十分に下回っていると考えられる場合には、長期曝露に係る環境目標値設定の必要性は小さいと判断できる。一方で、短期基準に係る環境目標値が達成される状況で期待される長期のO₃濃度レベルが、導出された長期基準に係る環境目標値よりも高いと想定される場合には、短期基準に係る環境目標値と併せて長期基準に係る環境目標値を設定する必要性が大きくなる。

3.4.6.2 平均化時間

平均化時間については、これまで他の大気汚染物質の平均化時間として採用されてきた年平均が候補となり得る。上述したとおり、短期曝露影響に係る環境目標値における平均化時間として何を採用するかという点にも関わることであるので、その上で、WHOのガイドラインで採用されている日最高8時間値の6か月移動平均値（以下、WHO長期基準平均化時間）も含めて、短期曝露影響と長期曝露影響に係る環境目標値の平均化時間として何が適切であるかを総合的に判断する必要がある。

大気モニタリングデータの解析結果をみると、WHO長期基準平均化時間と日最高1時間値の年平均値及び日最高8時間値の年平均値との相関は非常に高いことから、長期曝露影響に係る環境目標値の平均化時間としては同等の意義を持つものと判断される。したがって、これまでの我が国のその他の大気汚染物質の長期曝露影響に係る環境目標値の平均化時間として、年平均が多く使われてきたことを考慮すると、O₃についても年単位のものとすることが適切であると考えられる。その上で、短期曝露影響に係る環境目標値の平均化

時間として日最高 8 時間値を採用する場合には、日最高 8 時間値の年平均を長期曝露影響に係る環境目標値の平均化時間とすることが妥当である。

3.4.6.3 環境基準の達成評価方法に関する考え方

長期基準に係る環境基準の達成評価については、平均化時間を年単位とした場合には、O₃濃度は他の大気汚染物質に比べて年々変動が大きくなく、短期曝露に係る環境目標値の達成評価方法と同様に、年度ごとに測定結果の年平均値を長期基準と比較することにより行うことが適切と考えられる。

なお、長期基準を設定しない場合においても、短期基準値から統計的に推定される長期平均の期待値の推移についての情報を整理する必要があると考えられる。

3.4.6.4 環境目標値の導出

O₃の長期曝露影響に係る定量評価については、すでに述べたように信頼できる疫学知見、すなわち適切にデザインされたコホート研究及び長期繰り返し研究による知見に基づいて行うことが適切である。健康影響指標としては肺機能、呼吸器症状、喘息新規発症、呼吸器疾患による医療機関への入院・受診、及び死亡に関する知見がある。

数か月単位の解析を行ったコホート研究・長期追跡研究のうち、未成年を対象とした研究では、夏季及び冬季の O₃濃度と FEV₁の変化率の間に負の関連性がみられており、その平均値は 34.8 ppb (夏季)、23.1 ppb (冬季) であった。また、8 歳児を対象とした研究では、8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の肺機能検査前 6 カ月間平均 O₃濃度と FEV₁の年変化率に負の関連性がみられており、その平均値は 69.8 ppb (濃度範囲 : 59.7~90.0 ppb) であった。高齢者を対象とした研究では、日最高 8 時間 O₃濃度の月平均 O₃濃度と FEV₁の変化に負の関連性はみられておらず、その平均値は 23.9 ppb (検査実施前月平均値) (濃度範囲 : 4.2~54.8 ppb)、39.7 ppb (検査実施月平均値) (濃度範囲 : 8.3~79.6 ppb) であった。

子供の成長過程での肺機能等への影響に関する疫学研究として重要な知見を提供している南カリフォルニア大学小児健康調査 (CHS 研究) では 12 地域の調査開始年度と追跡期間の異なる 3 コホートについて O₃の健康影響について複数の知見が示されている。本研究の対象地域における追跡期間中 (1994~2001 年) の 8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の各地域の平均値は約 27~65 ppb であった。11 歳~15 歳まで同一年齢範囲で肺機能測定が行われた 5 地域の調査では 8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の年平均値や 8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の 4 年間平均値と負の関連性はみられておらず、8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の 4 年間平均値は 28.6~61.9 ppb (1994~1997 年)、28.8~54.1 (1997~2000 年)、31.4~54.5 ppb (2007~2010 年) であった。また、10 歳~18 歳までを追跡調査した結果では 8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の 7 年間平均値 (1994~2000 年) や日最高 1 時間 O₃濃度の 7 年間平均値 (1994~2000 年) と FEV₁の変化量に負の関連性はみられなかった。また、健康な未成年を対象とし数カ月単位の解析を行った調査では、夏季、冬季いずれにおいても 8 時間平均 O₃濃度 (10~18 時) の月平均 O₃濃度 (濃度範囲 : 10~40 ppb (地区別最低値)、40~110 ppb

(地区別最高値))と喘息治療薬の使用、及び喘鳴の有病率との関連性はみられなかつたが、通年では喘息治療薬の使用の増加との関連性がみられ、屋外滞在時間が中央値以上の場合はより強い関連性がみられていた。一方で、日最高1時間O₃濃度の1994年平均値(平均値:65.6 ppb、濃度範囲:35.5~97.5 ppb)と気管支炎や痰などの呼吸器症状については関連性がみられず、日最高1時間O₃濃度の1986~1990年平均(濃度範囲:30.2~109.2 ppb)及び1994年平均(平均値:64.5 ppb、濃度範囲:35.5~97.5 ppb)と呼吸器症状についても関連性はみられなかつた。1993年から2006年の間の8時間平均O₃濃度(10~18時)の年平均O₃濃度の低下と喘息新規発症率の低下との関連性がみられており、その濃度範囲は26~76 ppbであった。また、8時間O₃濃度(10~18時)の4年間平均O₃濃度が高い地域(平均値:59.6 ppb、濃度範囲:55.8~69.0 ppb)における屋外滞在時間や団体スポーツ実施数と喘息の発症に正の関連性がみられたこと、さらに本O₃濃度が高く他の大気汚染物質の濃度が低い地域において、実施している団体スポーツ数が多い未成年の方がスポーツを実施しない未成年よりも喘息リスクが高いことを報告している。さらに、CHS研究では抗酸化関連酵素の関連遺伝子との相互作用についても報告がなされており、O₃曝露と喘息発症の関連性に関する生物学的妥当性を支持する結果と解釈されている。

CHS研究以外では、12歳児を対象とした研究では8時間平均O₃濃度(時間帯不明)の追跡調査前2年間の平均O₃濃度と2年間の調査期間中のFEV₁の年変化率に負の関連性がみられており、その平均値は38.93 ppb(濃度範囲:24.87~57.96 ppb)であった。

また、小学生を対象とした5年間の調査では5年平均O₃濃度と喘息新規発症に関連性はみられておらず、その平均値は10.3 ppb(濃度範囲:3.7~29.7 ppb)であった。カナダの大規模出生コホート調査では、医療記録に基づいて喘息発症と判断したケースについて解析を行い、小児の喘息発症の増加とO₃濃度(出生地および居住地によるモデル推計)との関連性をみとめており、夏季O₃濃度の平均値は32 ppb(濃度範囲:12~43 ppb)(8時間平均O₃濃度(9~17時)の平均)であった。この研究では、喘息発症ケースに喘息増悪ケースが含まれる可能性等の不確実性が指摘されている。

国内知見として、未成年を対象として年単位の解析を行った環境省環境保健部(2024)の大気汚染に係る環境保健サーベイランス調査では、6歳児を対象とした調査では、O_x濃度の年平均値の3年平均値(濃度範囲:約22~37 ppb)と喘息有病率の増加に関連性がみられたが、日最高8時間O_x濃度の年平均値の3年平均値(濃度範囲:約32~49 ppb)と喘息有病率の増加に関連性はみられなかつた。また、3歳児を対象とした調査では、O_x曝露と喘息有病率の増加に関連性はみられなかつた(年平均値の3年平均値の濃度範囲:約22~37 ppb、日最高8時間O_x濃度の年平均値の3年平均値の濃度範囲:約32~49 ppb)。

また、国内34地域の3歳児を6歳まで追跡したところ、3歳時点でのO_x濃度の年平均の3年平均値(濃度範囲:約20~38 ppb)及び日最高8時間値の年平均値の3年平均値(濃度範囲:約31~52 ppb)と喘息発症率に増加の関連性はみられなかつた。

海外研究として、全年齢を対象とした研究では、8時間平均O₃濃度(9~17時)の20年間平均値及び日平均O₃濃度の20年間平均値と男性の喘息新規発症の増加に関連性がみられており、平均値はそれぞれ46.5 ppb(濃度範囲:0~74.9 ppb)、25.7 ppb(濃度範囲:0~40.7 ppb)であった。

コホート研究の対象者について喘息による入院・受診との関連性を検討した報告がいくつかある。米国及びカナダにおいて出生児を追跡し、追跡期間中の夏季平均 O_3 濃度と追跡期間中の喘息による入院又は受診の増加に関連性がみられており、その平均値はそれぞれ 50.62 ppb (8 時間平均 O_3 濃度(10~18 時)の平均)、30.57 ppb (8 時間平均 O_3 濃度 (9~17 時) の平均) (濃度範囲 16.19~38.92 ppb) であった。また、米国の調査で 1996 年から 2000 年にかけての 8 時間平均 O_3 濃度(10~18 時)の全追跡期間平均 O_3 濃度と喘息による生後初回の入院の増加に関連性がみられており、平均値は 41.06 ppb であった。

成人を対象とした研究では、COPD 診断歴のない 40~89 歳の対象者を 2003~2007 年にかけて追跡し、COPD の新規診断又は COPD による入院と年(2002 年)平均 O_3 濃度に負の関連性がみられており、その平均値は 25.9 ppb であった。また、18 歳以上の喘息患者の対象者において、1996~2014 年の診断記録 (追跡期間最短 5 年、最長 18 年) に基づく COPD の発症と喘息発症から COPD 発症までの日最高 1 時間 O_3 濃度の期間平均値に正の関連性がみられたが、 $PM_{2.5}$ について調整すると関連性はみられなくなっており、その平均値は 39.3 ppb であった。

コホート研究によって呼吸器疾患死亡との関連性を検討した知見がいくつか報告されている。ACS-CPS II コホート参加者を 1982 年から 2004 年まで追跡し、単一汚染物質モデル及び $PM_{2.5}$ と NO_2 について調整した複数汚染物質モデルにおいて日最高 8 時間 O_3 濃度の 2002~2004 年平均値と呼吸器疾患死亡の増加に関連性がみられており、通年平均の平均値は 38.2 ppb (濃度範囲 : 26.7~59.3 ppb)、温暖期 (4~9 月) の平均値は 47.1 ppb (濃度範囲 : 29.1~77.2 ppb) であった。米国カリフォルニア州の女性を 1997 年から 2005 年まで追跡し、調査開始から死亡までの O_3 濃度平均値と呼吸器疾患死亡に関連性はみられておらず、その平均値は 46.11 ppb であったと報告されている。

カナダの全国コホート CanCHEC では、温暖期 (5~10 月) の日最高 8 時間 O_3 濃度のラグ 1 年での年平均値の 7 年間移動平均値と呼吸器疾患死亡、COPD とその関連疾患による死亡については負の関連性がみられたとしている。本研究におけるベースライン日最高 8 時間 O_3 濃度は 39.6 ppb (濃度範囲 : 10.7~60.0 ppb) であった。また、2001 年 5 月~2011 年 12 月の死亡について解析した研究では、単一汚染物質モデルでは日最高 8 時間 O_3 濃度の 5~10 月平均値のラグ 1 年での 3 年間移動平均値と呼吸器疾患死亡に増加の関連性がみられた。平均値は 38.29 ppb (濃度範囲 : 1~60.46 ppb) であった。

O_3 への長期曝露による肺機能、呼吸器症状、喘息新規発症、呼吸器疾患による医療機関への入院・受診、及び呼吸器疾患死亡に関するコホート研究及び長期繰り返し研究の知見では、 O_3 濃度と各健康影響指標との関連性を示す結果が示されている。疫学研究で示されている知見についてはいくつかの不確実性が存在する。共存汚染物質による交絡については、統計解析の際に共変量としてその影響が調整されている知見もあるが、解析モデルに大気汚染物質として O_3 のみを加えている場合でも、 NO_2 や $PM_{2.5}$ 等の他の大気汚染物質と O_3 との相関はそれほど大きくはなく、結果を歪めるほどではないと考えられる (参考資料 3 モニタリング結果の詳細 6.4. 他の大気汚染物質との分布比較 参照)。また、呼吸器疾患による入院・受診、死亡との関連性では、温暖期における O_3 曝露に注目した検討が行われて

いる。 O_3 の短期曝露による影響については温暖期でより明確な関連性がみられるという知見が多いが、長期曝露による影響については短期曝露による影響の繰り返しの結果を除いてもその影響が残るのかについては明確ではない。

O_3 への長期曝露による呼吸器への悪影響に関してコホート研究に基づく喘息新規発症に関する知見及びコホート研究対象者における喘息による入院・受診は重要な証拠を示していると考えられる。米国の子供を対象としたコホート研究では平均濃度約 0.03~0.08ppm の地域で 8 時間平均 O_3 濃度(10~18 時)の年平均 O_3 濃度（日最高 8 時間 O_3 濃度の年平均値（推定）³：約 0.03~0.08ppm）の低下と喘息新規発症率の低下との関連性がみられたが、小学生を対象とした 5 年間の調査では平均濃度約 0.01 ppm の地域（濃度範囲：0.004~0.03ppm）（日最高 8 時間 O_3 濃度の年平均値（推定）³：約 0.005~0.04ppm）において 5 年平均 O_3 濃度と喘息新規発症に関連性はみられなかった。また、我が国の調査では日最高 8 時間値の 3 年平均値が約 0.03~0.05ppm の地域で 3 歳から 6 歳までの喘息発症との関連性がみられなかった。コホート研究対象者における喘息による入院又は受診に関しては米国での未成年者を対象とした調査において 8 時間平均 O_3 濃度(10~18 時)の平均濃度約 0.04ppm（日最高 8 時間 O_3 濃度の年平均値（推定）³：約 0.04ppm）の地域で追跡期間中の喘息による入院又は受診に正の関連性がみられていた。

以上より、疫学研究による知見を検討した結果、日最高 8 時間値の年平均値 0.04ppm を環境目標値の候補とすることが適切であると判断した。

大気モニタリングデータの解析結果によると、日最高 8 時間値の年間 99 パーセンタイル値と日最高 8 時間値の年平均値との間には一定の相関関係がみられている。 O_3 の短期曝露に係る環境目標値を日最高 8 時間値 0.07ppm と考えた場合、日最高 8 時間値の年間 99 パーセンタイル値が 0.07ppm に対応する日最高 8 時間値の年平均値は 0.03~0.04ppm 又はそれ以上と考えられる（参考資料 3 モニタリング結果の詳細 4. 短期曝露指標と長期曝露指標の関連性の解析 参照）。

O_3 の短期曝露に係る環境目標値の候補である日最高 8 時間値の年間 99 パーセンタイル値 0.07ppm を達成した場合に、長期曝露に係る環境目標値の候補としての日最高 8 時間値の年平均値 0.04ppm を達成できる可能性については、両者の相関関係の地域差等の要因を考慮すると十分に高いとは言えない。したがって、 O_3 の短期曝露に係る環境目標値の設定とともに長期曝露に係る環境目標値設定の必要性はあると考えられる。

³ 大気モニタリングデータの解析（全測定局、2011~2022 年度）を行った結果によれば、昼間 8 時間値の年平均値と日最高 8 時間値の年平均値の比の平均値は年度によって 1.39~1.48、年平均値と日最高 8 時間値の年平均値の比の平均値は年度によって 1.06~1.07 の範囲となった（「参考資料 3 モニタリング結果の詳細 3. 長期曝露に係るモニタリングデータの解析」参照）。

3.5 参考文献

- American Thoracic Society (2000) What constitutes an adverse effect of air pollution? *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*. 161, 665-673.
- Thurston, G.D, Kipen, H, Annesi-Maesano, I, Balmes, J, Brook, R.D, Cromar, K, De Matteis, S, Forastiere, F, Forsberg, B, Frampton, M.W, Grigg, J, Heederik, D, Kelly, FJ, Kuenzli, N, Laumbach, R, Peters, A, Rajagopalan, S.T, Rich, D, Ritz, B, Samet, J.M, Sandstrom, T, Sigsgaard, T, Sunyer, J, Brunekreef, B. (2017) A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *European Respiratory Journal*, 49(1).
- 前田 淳, 坂東 博, 前田 泰昭, 溝口 次夫. (1997) PeroxyacetylNitrate に対する KI 法オキシダント計の応答性. *大気環境学会誌*, 32(6), 425-430.

<人志願者実験>

- Adams, W.C. & Ollison, W.M. (1997) Effects of prolonged simulated ambient ozone dosing patterns on human pulmonary function and symptomatology. In 90th Annual Meeting of the Air & Waste Management Association, Toronto, Ontario, Canada, Air & Waste Management Association; Pittsburgh, PA: Toronto, Ontario, Canada; pp paper no. 97-MP99.02.
- Adams, W.C. & Schelegle, E.S. (1983) Ozone and high ventilation effects on pulmonary function and endurance performance. *Journal of Applied Physiology: Respiratory, Environmental and Exercise Physiology*, 55, 805-812.
- Adams, W.C. (2000) Ozone dose-response effects of varied equivalent minute ventilation rates. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 10, 217-226.
- Adams, W.C. (2002) Comparison of chamber and face-mask 6.6-hour exposures to ozone on pulmonary function and symptoms responses. *Inhalation Toxicology*, 14, 745-764.
- Adams, W.C. (2003) Comparison of chamber and face mask 6.6-hour exposure to 0.08 ppm ozone via square-wave and triangular profiles on pulmonary responses. *Inhalation Toxicology*, 15, 265-281.
- Adams, W.C. (2006) Comparison of chamber 6.6-h exposures to 0.04-0.08 PPM ozone via square-wave and triangular profiles on pulmonary responses. *Inhalation Toxicology*, 18, 127-136.
- Alexis, N.E., Zhou, H., Lay, J.C., Harris, B., Hernandez, M.L., Lu, T.S., Bromberg, P.A., Diaz-Sanchez, D., Devlin, R.B., Kleeberger, S.R. & Peden, D.B. (2009) The glutathione-S-transferase Mu 1 null genotype modulates ozone-induced airway inflammation in human subjects. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 124, 1222-1228.

- Arjomandi, M., Balmes, J.R., Frampton, M.W., Bromberg, P., Rich, D.Q., Stark, P., Alexis, N.E., Costantini, M., Hollenbeck-Pringle, D., Dagincourt, N. & Hazucha, M.J. (2018) Respiratory Responses to Ozone Exposure. MOSES (The Multicenter Ozone Study in Older Subjects). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 197, 1319-1327.
- Avol, E.L., Linn, W.S., Venet, T.G., Shamoo, D.A. & Hackney, J.D. (1984) Comparative respiratory effects of ozone and ambient oxidant pollution exposure during heavy exercise. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 34, 804-809.
- Barath, S., Mills, N.L., Adelroth, E., Olin, A.C. & Blomberg, A. (2013) Diesel exhaust but not ozone increases fraction of exhaled nitric oxide in a randomized controlled experimental exposure study of healthy human subjects. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 12, 36.
- Basha, M.A., Gross, K.B., Gwizdala, C.J., Haidar, A.H. & Popovich, J., Jr. (1994) Bronchoalveolar lavage neutrophilia in asthmatic and healthy volunteers after controlled exposure to ozone and filtered purified air. *Chest*, 106, 1757-1765.
- Bates, M.L., Brenza, T.M., Ben-Jebria, A., Bascom, R., Eldridge, M.W. & Ultman, J.S. (2014) Pulmonary function responses to ozone in smokers with a limited smoking history. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 278, 85-90.
- Brookes, K.A., Adams, W.C. & Schelegle, E.S. (1989) 0.35 ppm O₃ exposure induces hyperresponsiveness on 24-h reexposure to 0.20 ppm O₃. *Journal of Applied Physiology*, 66, 2756-2762.
- Brown, J.S., Bateson, T.F. & McDonnell, W.F. (2008) Effects of exposure to 0.06 ppm ozone on FEV1 in humans: a secondary analysis of existing data. *Environmental Health Perspectives*, 116, 1023-1026.
- Christian, D.L., Chen, L.L., Scannell, C.H., Ferrando, R.E., Welch, B.S. & Balmes, J.R. (1998) Ozone-induced inflammation is attenuated with multiday exposure. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 158, 532-537.
- Devlin, R.B., Folinsbee, L.J., Biscardi, F., Hatch, G., Becker, S., Madden, M.C., Robbins, M. & Koren, H.S. (1997) Inflammation and cell damage induced by repeated exposure of humans to ozone. *Inhalation Toxicology*, 9, 211 - 235
- Dimeo, M.J., Glenn, M.G., Holtzman, M.J., Sheller, J.R., Nadel, J.A. & Boushey, H.A. (1981) Threshold concentration of ozone causing an increase in bronchial reactivity in humans and adaptation with repeated exposures. *American Review of Respiratory Disease*, 124, 245-248.
- Drechsler-Parks, D.M., Bedi, J.F. & Horvath, S.M. (1984) Interaction of peroxyacetyl nitrate and ozone on pulmonary functions. *American Review of Respiratory Disease*, 130, 1033-1037.
- Drechsler-Parks, D.M., Bedi, J.F. & Horvath, S.M. (1987) Pulmonary function desensitization on repeated exposures to the combination of peroxyacetyl

- nitrate and ozone. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 37, 1199-1201.
- Drechsler-Parks, D.M., Bedi, J.F. & Horvath, S.M. (1989) Pulmonary function responses of young and older adults to mixtures of O₃, NO₂ and PAN. *Toxicology and Industrial Health*, 5, 505-517.
- Emmons, K. & Foster, W. (1991) Smoking cessation and acute airway response to ozone. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 46, 288-295.
- Folinsbee, L.J. & Horvath, S.M. (1986) Persistence of the acute effects of ozone exposure. *Aviation Space and Environmental Medicine*, 57, 1136-1143.
- Folinsbee, L.J., Bedi, J.F. & Horvath, S.M. (1980) Respiratory responses in humans repeatedly exposed to low concentrations of ozone. *American Review of Respiratory Disease*, 121, 431-439.
- Folinsbee, L.J., Bedi, J.F. & Horvath, S.M. (1984) Pulmonary function changes after 1 h continuous heavy exercise in 0.21 ppm ozone. *Journal of Applied Physiology: Respiratory, Environmental and Exercise Physiology*, 57, 984-988.
- Folinsbee, L.J., Drinkwater, B.L., Bedi, J.F. & Horvath, S.M. (1978) The influence of exercise on the pulmonary function changes due to exposure to low concentrations of ozone. Academic Press: New York, NY, p 125-145.
- Folinsbee, L.J., Horstman, D.H., Kehrl, H.R., Harder, S., Abdul-Salaam, S. & Ives, P.J. (1994) Respiratory responses to repeated prolonged exposure to 0.12 ppm ozone. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 149, 98-105.
- Folinsbee, L.J., McDonnell, W.F. & Horstman, D.H. (1988) Pulmonary function and symptom responses after 6.6-hour exposure to 0.12 ppm ozone with moderate exercise. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 38, 28-35.
- Folinsbee, L.J., Silverman, F. & Shephard, R.J. (1975) Exercise responses following ozone exposure. *Journal of Applied Physiology*, 38, 996-1001.
- Foxcroft, W.J. & Adams, W.C. (1986) Effects of ozone exposure on four consecutive days on work performance and VO₂max. *Journal of Applied Physiology*, 61, 960-966.
- Frampton, M.W., Morrow, P.E., Torres, A., Cox, C., Voter, K.Z. & Utell, M.J. (1997) Ozone responsiveness in smokers and nonsmokers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 155, 116-121.
- Frampton, M.W., Pietropaoli, A., Dentler, M., Chalupa, D., Little, E.L., Stewart, J., Frasier, L., Oakes, D., Wiltshire, J., Vora, R. & Utell, M.J. (2015) Cardiovascular effects of ozone in healthy subjects with and without deletion of glutathione-S-transferase M1. *Inhalation Toxicology*, 27, 113-119.
- Frank, R., Liu, M.C., Spannhake, E.W., Mlynarek, S., Macri, K. & Weinmann, G.G. (2001) Repetitive ozone exposure of young adults: evidence of persistent small

- airway dysfunction. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 164, 1253-1260.
- Gibbons, S.I. & Adams, W.C. (1984) Combined effects of ozone exposure and ambient heat on exercising females. *Journal of Applied Physiology: Respiratory, Environmental and Exercise Physiology*, 57, 450-456.
- Gong, H., Jr., Bradley, P.W., Simmons, M.S. & Tashkin, D.P. (1986) Impaired exercise performance and pulmonary function in elite cyclists during low-level ozone exposure in a hot environment. *American Review of Respiratory Disease*, 134, 726-733.
- Gong, H., Jr., McManus, M.S. & Linn, W.S. (1997) Attenuated response to repeated daily ozone exposures in asthmatic subjects. *Archives of Environmental Health*, 52, 34-41.
- Hackney, J.D., Linn, W.S., Mohler, J.G. & Collier, C.R. (1977) Adaptation to short-term respiratory effects of ozone in men exposed repeatedly. *Journal of Applied Physiology: Respiratory, Environmental and Exercise Physiology*, 43, 82-85.
- Hazucha, M.J., Folinsbee, L.J. & Bromberg, P.A. (2003) Distribution and reproducibility of spirometric response to ozone by gender and age. *Journal of Applied Physiology*, 95, 1917-1925.
- Hazucha, M.J., Folinsbee, L.J., Seal, E. & Bromberg, P.A. (1994) Lung function response of healthy women after sequential exposures to NO₂ and O₃. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 150, 642-647.
- Hiltermann, T.J.N., Stolk, J., Hiemstra, P.S., Fokkens, P.H.B., Rombout, P.J.A., Sont, J.K., Sterk, P.J. & Dijkman, J.H. (1995) Effect of ozone exposure on maximal airway narrowing in non-asthmatic and asthmatic subjects. *Clinical Science*, 89, 619-624.
- Hoffmeyer, F., Sucker, K., Monse, C., Berresheim, H., Jettkant, B., Rosenkranz, N., Bruning, T. & Bunger, J. (2015) Different patterns in changes of exhaled breath condensate pH and exhaled nitric oxide after ozone exposure. *Advances in Experimental Medicine and Biology*, 834, 39-47.
- Holz, O., Jorres, R.A., Timm, P., Mucke, M., Richter, K., Koschyk, S. & Magnussen, H. (1999) Ozone-induced airway inflammatory changes differ between individuals and are reproducible. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159, 776-784.
- Holz, O., Mucke, M., Paasch, K., Bohme, S., Timm, P., Richter, K., Magnussen, H. & Jorres, R.A. (2002) Repeated ozone exposures enhance bronchial allergen responses in subjects with rhinitis or asthma. *Clinical and Experimental Allergy*, 32, 681-689.
- Horstman, D.H., Ball, B.A., Brown, J., Gerrity, T. & Folinsbee, L.J. (1995) Comparison of pulmonary responses of asthmatic and nonasthmatic subjects performing

- light exercise while exposed to a low level of ozone. *Toxicology and Industrial Health*, 11, 369-385.
- Horstman, D.H., Folinsbee, L.J., Ives, P.J., Abdul-Salaam, S. & McDonnell, W.F. (1990) Ozone concentration and pulmonary response relationships for 6.6-hour exposures with five hours of moderate exercise to 0.08, 0.10, and 0.12 ppm. *American Review of Respiratory Disease*, 142, 1158-1163.
- Horvath, S.M., Bedi, J.F. & Drechsler-Parks, D.M. (1986) Effects of peroxyacetyl nitrate alone and in combination with ozone in healthy young women. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 36, 265-270.
- Horvath, S.M., Bedi, J.F., Drechsler-Parks, D.M. & Williams, R.E. (1991) Alterations in pulmonary function parameters during exposure to 80 ppb ozone for 6.6 hours in healthy middle aged individuals. In *Tropospheric ozone and the environment: papers from an international conference*, Los Angeles, CA, Berglund, R. L., Lawson, D. R. & McKee, D. J., Eds. Air & Waste Management Association; Pittsburgh, PA: Los Angeles, CA; p 59-70.
- Horvath, S.M., Gliner, J.A. & Folinsbee, L.J. (1981) Adaptation to ozone: duration of effect. *American Review of Respiratory Disease*, 123, 496-499.
- Horvath, S.M., Gliner, J.A. & Matsen-Twisdale, J.A. (1979) Pulmonary function and maximum exercise responses following acute ozone exposure. *Aviation, Space, and Environmental Medicine*, 50, 901-905.
- Jorres, R., Nowak, D. & Magnussen, H. (1996) The effect of ozone exposure on allergen responsiveness in subjects with asthma or rhinitis. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 153, 56-64.
- Jorres, R.A., Holz, O., Zachgo, W., Timm, P., Koschyk, S., Muller, B., Grimminger, F., Seeger, W., Kelly, F.J., Dunster, C., Frischer, T., Lubec, G., Waschewski, M., Niendorf, A. & Magnussen, H. (2000) The effect of repeated ozone exposures on inflammatory markers in bronchoalveolar lavage fluid and mucosal biopsies. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 161, 1855-1861.
- Kagawa, J. (1983) Effects of ozone and other pollutants on pulmonary function in man. In *Advances in Modern Environmental Toxicology*, Vol. 5, International Symposium on The Biomedical Effects of Ozone and Related Photochemical Oxidants., Ed. By Lee, S. D., Mustafa, M. G. and Mehlman, M. A., (ed.) Princeton Scientific Publishing Inc.: N. J., U.S.A., p 411-422.
- Kagawa, J. (1984) Exposure-effect relationship of selected pulmonary function measurements in subjects exposed to ozone. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 53, 345-358.

- Kerr, H.D., Kulle, T.J., McIlhany, M.L. & Swidersky, P. (1975) Effects of ozone on pulmonary function in normal subjects. An environmental-chamber study. *American Review of Respiratory Disease*, 111, 763-773.
- Kim, C.S., Alexis, N.E., Rappold, A.G., Kehrl, H., Hazucha, M.J., Lay, J.C., Schmitt, M.T., Case, M., Devlin, R.B., Peden, D.B. & Diaz-Sanchez, D. (2011) Lung function and inflammatory responses in healthy young adults exposed to 0.06 ppm ozone for 6.6 hours. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 183, 1215-1221.
- Kreit, J.W., Gross, K.B., Moore, T.B., Lorenzen, T.J., D'Arcy, J. & Eschenbacher, W.L. (1989) Ozone-induced changes in pulmonary function and bronchial responsiveness in asthmatics. *Journal of Applied Physiology*, 66, 217-222.
- Kulle, T.J., Sauder, L.R., Hebel, J.R. & Chatham, M.D. (1985) Ozone response relationships in healthy nonsmokers. *American Review of Respiratory Disease*, 132, 36-41.
- Kulle, T.J., Sauder, L.R., Kerr, H.D., Farrell, B.P., Bermel, M.S. & Smith, D.M. (1982) Duration of pulmonary function adaptation to ozone in humans. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 43, 832-837.
- Lay, J.C., Alexis, N.E., Kleeberger, S.R., Roubey, R.A., Harris, B.D., Bromberg, P.A., Hazucha, M.J., Devlin, R.B. & Peden, D.B. (2007) Ozone enhances markers of innate immunity and antigen presentation on airway monocytes in healthy individuals. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 120, 719-722.
- Linn, W.S., Avol, E.L., Shamoo, D.A., Spier, C.E., Valencia, L.M., Venet, T.G., Fischer, D.A. & Hackney, J.D. (1986) A dose-response study of healthy, heavily exercising men exposed to ozone at concentrations near the ambient air quality standard. *Toxicology and Industrial Health*, 2, 99-112.
- Linn, W.S., Fischer, D.A., Medway, D.A., Anzar, U.T., Spier, C.E., Valencia, L.M., Venet, T.G. & Hackney, J.D. (1982) Short-term respiratory effects of 0.12 ppm ozone exposure in volunteers with chronic obstructive pulmonary disease. *American Review of Respiratory Disease*, 125, 658-663.
- Linn, W.S., Shamoo, D.A., Anderson, K.R., Peng, R.C., Avol, E.L. & Hackney, J.D. (1994) Effects of prolonged, repeated exposure to ozone, sulfuric acid, and their combination in healthy and asthmatic volunteers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 150, 431-440.
- Madden, M.C., Stevens, T., Case, M., Schmitt, M., Diaz-Sanchez, D., Bassett, M., Montilla, T.S., Berntsen, J. & Devlin, R.B. (2014) Diesel exhaust modulates ozone-induced lung function decrements in healthy human volunteers. *Particle and Fibre Toxicology*, 11, 37.

- McBride, D.E., Koenig, J.Q., Luchtel, D.L., Williams, P.V. & Henderson, W.R., Jr. (1994) Inflammatory effects of ozone in the upper airways of subjects with asthma. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 149, 1192-1197.
- McDonnell, W.F., Horstman, D.H., Hazucha, M.J., Seal, E., Jr., Haak, E.D., Salaam, S.A. & House, D.E. (1983) Pulmonary effects of ozone exposure during exercise: dose-response characteristics. *Journal of Applied Physiology: Respiratory, Environmental and Exercise Physiology*, 54, 1345-1352.
- McDonnell, W.F., Kehrl, H.R., Abdul-Salaam, S., Ives, P.J., Folinsbee, L.J., Devlin, R.B., O'Neil, J.J. & Horstman, D.H. (1991) Respiratory response of humans exposed to low levels of ozone for 6.6 hours. *Archives of Environmental Health*, 46, 145-150.
- Mudway, I.S., Stenfors, N., Blomberg, A., Helleday, R., Dunster, C., Marklund, S.L., Frew, A.J., Sandstrom, T. & Kelly, F.J. (2001) Differences in basal airway antioxidant concentrations are not predictive of individual responsiveness to ozone: a comparison of healthy and mild asthmatic subjects. *Free Radical Biology and Medicine*, 31, 962-974.
- Newson, E.J., Krishna, M.T., Lau, L.C., Howarth, P.H., Holgate, S.T. & Frew, A.J. (2000) Effects of short-term exposure to 0.2 ppm ozone on biomarkers of inflammation in sputum, exhaled nitric oxide, and lung function in subjects with mild atopic asthma. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 42, 270-277.
- Nightingale, J.A., Rogers, D.F. & Barnes, P.J. (1999) Effect of inhaled ozone on exhaled nitric oxide, pulmonary function, and induced sputum in normal and asthmatic subjects. *Thorax*, 54, 1061-1069.
- Nightingale, J.A., Rogers, D.F., Chung, K.F. & Barnes, P.J. (2000) No effect of inhaled budesonide on the response to inhaled ozone in normal subjects. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 161, 479-486.
- Olin, A.C., Stenfors, N., Toren, K., Blomberg, A., Helleday, R., Ledin, M.C., Ljungkvist, G., Ekman, A. & Sandstrom, T. (2001) Nitric oxide (NO) in exhaled air after experimental ozone exposure in humans. *Respiratory Medicine*, 95, 491-495.
- Passannante, A.N., Hazucha, M.J., Bromberg, P.A., Seal, E., Folinsbee, L. & Koch, G. (1998) Nociceptive mechanisms modulate ozone-induced human lung function decrements. *Journal of Applied Physiology*, 85, 1863-1870.
- Scannell, C., Chen, L., Aris, R.M., Tager, I., Christian, D., Ferrando, R., Welch, B., Kelly, T. & Balmes, J.R. (1996) Greater ozone-induced inflammatory responses in subjects with asthma. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 154, 24-29.
- Schelegle, E.S., Morales, C.A., Walby, W.F., Marion, S. & Allen, R.P. (2009) 6.6-hour inhalation of ozone concentrations from 60 to 87 parts per billion in healthy

- humans. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 180, 265-272.
- Schonfeld, B.R., Adams, W.C. & Schelegle, E.S. (1989) Duration of enhanced responsiveness upon re-exposure to ozone. *Archives of Environmental Health*, 44, 229-236.
- Stenfors, N., Pourazar, J., Blomberg, A., Krishna, M.T., Mudway, I., Helleday, R., Kelly, F.J., Frew, A.J. & Sandstrom, T. (2002) Effect of ozone on bronchial mucosal inflammation in asthmatic and healthy subjects. *Respiratory Medicine*, 96, 352-358.
- 香川順 & 津留喜恵子. (1979) 間歇的運動下における O₃ と NO₂への 2 時間暴露の人の肺機能への影響. *日本胸部疾患学会雑誌*, 17, 765-774.
- 香川順 & 津留喜恵子. (1980) O₃ と SO₂への 2 時間暴露後のアセチルコリン吸入に対する人の気道反応性への影響. *日本胸部疾患学会雑誌*, 18, 61-67.
- <疫学知見（短期曝露による呼吸器影響）>
- Berry, M., Liou, P., Gelperin, K., Buckler, G. & Klotz, J. (1991) Accumulated exposure to ozone and measurement of health effects in children and counselors at two summer camps. *Environmental Research*, 54, 135-150.
- Brauer, M., Blair, J. & Vedral, S. (1996) Effect of ambient ozone exposure on lung function in farm workers. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 154, 981-987.
- Cakmak, S., Dales, R., Leech, J. & Liu, L. (2011) The influence of air pollution on cardiovascular and pulmonary function and exercise capacity: Canadian Health Measures Survey (CHMS). *Environmental Research*, 111, 1309-1312.
- Castillejos, M., Gold, D.R., Damokosh, A.I., Serrano, P., Allen, G., McDonnell, W.F., Dockery, D., Ruiz Velasco, S., Hernandez, M. & Hayes, C. (1995) Acute effects of ozone on the pulmonary function of exercising schoolchildren from Mexico City. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 152, 1501-1507.
- Chen, P.C., Lai, Y.M., Chan, C.C., Hwang, J.S., Yang, C.Y. & Wang, J.D. (1999) Short-term effect of ozone on the pulmonary function of children in primary school. *Environmental Health Perspectives*, 107, 921-925.
- Cuijpers, C.E., Swaen, G.M., Wesseling, G., Hoek, G., Sturmans, F. & Wouters, E.F. (1995) Acute respiratory effects of low level summer smog in primary school children. *European Respiratory Journal*, 8, 967-975.
- Dales, R., Chen, L., Frescura, A.M., Liu, L. & Villeneuve, P.J. (2009) Acute effects of outdoor air pollution on forced expiratory volume in 1 s: a panel study of schoolchildren with asthma. *European Respiratory Journal*, 34, 316-323.

- Gielen, M.H., van der Zee, S.C., van Wijnen, J.H., van Steen, C.J. & Brunekreef, B. (1997) Acute effects of summer air pollution on respiratory health of asthmatic children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 155, 2105-2108.
- Higgins, I.T., D'Arcy, J.B., Gibbons, D.I., Avol, E.L. & Gross, K.B. (1990) Effect of exposures to ambient ozone on ventilatory lung function in children. *American Review of Respiratory Disease*, 141, 1136-1146.
- Hiltermann, T.J., Stolk, J., van der Zee, S.C., Brunekreef, B., de Bruijne, C.R., Fischer, P.H., Ameling, C.B., Sterk, P.J., Hiemstra, P.S. & van Bree, L. (1998) Asthma severity and susceptibility to air pollution. *European Respiratory Journal*, 11, 686-693.
- Hoek, G., Fischer, P., Brunekreef, B., Lebret, E., Hofschreuder, P. & Mennen, M.G. (1993) Acute effects of ambient ozone on pulmonary function of children in The Netherlands. *American Review of Respiratory Disease*, 147, 111-117.
- Int Panis, L., Provost, E.B., Cox, B., Louwies, T., Laeremans, M., Standaert, A., Dons, E., Holmstock, L., Nawrot, T. & De Boever, P. (2017) Short-term air pollution exposure decreases lung function: a repeated measures study in healthy adults. *Environmental Health*, 16, 60.
- Just, J., Segala, C., Sahraoui, F., Priol, G., Grinfeld, A. & Neukirch, F. (2002) Short-term health effects of particulate and photochemical air pollution in asthmatic children. *European Respiratory Journal*, 20, 899-906.
- Katsouyanni, K., Samet, J.M., Anderson, H.R., Atkinson, R., Le Tertre, A., Medina, S., Samoli, E., Touloumi, G., Burnett, R.T., Krewski, D., Ramsay, T., Dominici, F., Peng, R.D., Schwartz, J. & Zanobetti, A. (2009) Air pollution and health: A European and North American approach (APHENA). Boston (MA), Health Effects Institute (Research Report, 142, 5-90).
- Kinney, P.L., Thurston, G.D. & Raizenne, M. (1996) The effects of ambient ozone on lung function in children: a reanalysis of six summer camp studies. *Environmental Health Perspectives*, 104, 170-174.
- Lewis, T.C., Robins, T.G., Dvonch, J.T., Keeler, G.J., Yip, F.Y., Mentz, G.B., Lin, X., Parker, E.A., Israel, B.A., Gonzalez, L. & Hill, Y. (2005) Air pollution-associated changes in lung function among asthmatic children in Detroit. *Environmental Health Perspectives*, 113, 1068-1075.
- Li, H., Wu, S., Pan, L., Xu, J., Shan, J., Yang, X., Dong, W., Deng, F., Chen, Y., Shima, M. & Guo, X. (2018) Short-term effects of various ozone metrics on cardiopulmonary function in chronic obstructive pulmonary disease patients: Results from a panel study in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 232, 358-366.

- Li, X., Chen, Q., Zheng, X., Li, Y., Han, M., Liu, T., Xiao, J., Guo, L., Zeng, W., Zhang, J. & Ma, W. (2019) Effects of ambient ozone concentrations with different averaging times on asthma exacerbations: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 691, 549-561.
- Magzamen, S., Oron, A.P., Locke, E.R. & Fan, V.S. (2018) Association of ambient pollution with inhaler use among patients with COPD: a panel study. *Occupational and Environmental Medicine*, 75, 382-388.
- Medina-Ramon, M., Zanobetti, A. & Schwartz, J. (2006) The effect of ozone and PM10 on hospital admissions for pneumonia and chronic obstructive pulmonary disease: a national multicity study. *American Journal of Epidemiology*, 163, 579-588.
- Neophytou, A.M., White, M.J., Oh, S.S., Thakur, N., Galanter, J.M., Nishimura, K.K., Pino-Yanes, M., Torgerson, D.G., Gignoux, C.R., Eng, C., Nguyen, E.A., Hu, D., Mak, A.C., Kumar, R., Seibold, M.A., Davis, A., Farber, H.J., Meade, K., Avila, P.C., Serebriskiy, D., Lenoir, M.A., Brigino-Buenaventura, E., Rodriguez-Cintron, W., Bibbins-Domingo, K., Thyne, S.M., Williams, L.K., Sen, S., Gilliland, F.D., Gauderman, W.J., Rodriguez-Santana, J.R., Lurmann, F., Balmes, J.R., Eisen, E.A. & Burchard, E.G. (2016) Air pollution and lung function in minority youth with asthma in the GALA II (Genes-Environments and Admixture in Latino Americans) and SAGE II (Study of African Americans, Asthma, Genes, and Environments) studies. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 193, 1271-1280.
- Nhung, N.T.T., Amini, H., Schindler, C., Kutlar Joss, M., Dien, T.M., Probst-Hensch, N., Perez, L. & Kunzli, N. (2017) Short-term association between ambient air pollution and pneumonia in children: A systematic review and meta-analysis of time-series and case-crossover studies. *Environmental Pollution*, 230, 1000-1008.
- Ostro, B., Lipsett, M., Mann, J., Braxton-Owens, H. & White, M. (2001) Air pollution and exacerbation of asthma in African-American children in Los Angeles. *Epidemiology*, 12, 200-208.
- Peacock, J.L., Anderson, H.R., Bremner, S.A., Marston, L., Seemungal, T.A., Strachan, D.P. & Wedzicha, J.A. (2011) Outdoor air pollution and respiratory health in patients with COPD. *Thorax*, 66, 591-596.
- Pirozzi, C., Sturrock, A., Weng, H.Y., Greene, T., Scholand, M.B., Kanner, R. & Paine, R., 3rd (2015) Effect of naturally occurring ozone air pollution episodes on pulmonary oxidative stress and inflammation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12, 5061-5075.
- Rabinovitch, N., Zhang, L., Murphy, J.R., Vedal, S., Dutton, S.J. & Gelfand, E.W. (2004) Effects of wintertime ambient air pollutants on asthma exacerbations in urban

- minority children with moderate to severe disease. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 114, 1131-1137.
- Rice, M.B., Ljungman, P.L., Wilker, E.H., Gold, D.R., Schwartz, J.D., Koutrakis, P., Washko, G.R., O'Connor, G.T. & Mittleman, M.A. (2013) Short-term exposure to air pollution and lung function in the Framingham Heart Study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 188, 1351-1357.
- Romieu, I., Meneses, F., Ruiz, S., Huerta, J., Sienra, J.J., White, M., Etzel, R. & Hernandez, M. (1997) Effects of intermittent ozone exposure on peak expiratory flow and respiratory symptoms among asthmatic children in Mexico City. *Archives of Environmental Health*, 52, 368-376.
- Ross, M.A., Persky, V.W., Scheff, P.A., Chung, J., Curtis, L., Ramakrishnan, V., Wadden, R.A. & Hryhorczuk, D.O. (2002) Effect of ozone and aeroallergens on the respiratory health of asthmatics. *Archives of Environmental Health*, 57, 568-578.
- Schildcrout, J.S., Sheppard, L., Lumley, T., Slaughter, J.C., Koenig, J.Q. & Shapiro, G.G. (2006) Ambient air pollution and asthma exacerbations in children: an eight-city analysis. *American Journal of Epidemiology*, 164, 505-517.
- Schindler, C., Kunzli, N., Bongard, J.P., Leuenberger, P., Karrer, W., Rapp, R., Monn, C. & Ackermann-Liebrich, U. (2001) Short-term variation in air pollution and in average lung function among never-smokers. The Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 163, 356-361.
- Shang, Y., Sun, Z., Cao, J., Wang, X., Zhong, L., Bi, X., Li, H., Liu, W., Zhu, T. & Huang, W. (2013) Systematic review of Chinese studies of short-term exposure to air pollution and daily mortality. *Environment International*, 54, 100-111.
- Smith, K.R., Jerrett, M., Anderson, H.R., Burnett, R.T., Stone, V., Derwent, R., Atkinson, R.W., Cohen, A., Shonkoff, S.B., Krewski, D., Pope, C.A., 3rd, Thun, M.J. & Thurston, G. (2009) Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. *Lancet*, 374, 2091-2103.
- Spektor, D.M., Lippmann, M., Lioy, P.J., Thurston, G.D., Citak, K., James, D.J., Bock, N., Speizer, F.E. & Hayes, C. (1988) Effects of ambient ozone on respiratory function in active, normal children. *American Review of Respiratory Disease*, 137, 313-320.
- Spektor, D.M., Thurston, G.D., Mao, J., He, D., Hayes, C. & Lippmann, M. (1991) Effects of single- and multiday ozone exposures on respiratory function in active normal children. *Environmental Research*, 55, 107-122.
- Steinvil, A., Fireman, E., Kordova-Biezuner, L., Cohen, M., Shapira, I., Berliner, S. & Rogowski, O. (2009) Environmental air pollution has decremental effects on

- pulmonary function test parameters up to one week after exposure. *American Journal of the Medical Sciences*, 338, 273-279.
- Stieb, D.M., Judek, S. & Burnett, R.T. (2002) Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age, and season. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 52, 470-484.
- Strosnider, H.M., Chang, H.H., Darrow, L.A., Liu, Y., Vaidyanathan, A. & Strickland, M.J. (2019) Age-specific associations of ozone and fine particulate matter with respiratory emergency department visits in the United States. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 199, 882-890.
- Yamazaki, S., Shima, M., Ando, M. & Nitta, H. (2009) Modifying effect of age on the association between ambient ozone and nighttime primary care visits due to asthma attack. *Journal of Epidemiology*, 19, 143-151.
- Yamazaki, S., Shima, M., Yoda, Y., Oka, K., Kurosaka, F., Shimizu, S., Takahashi, H., Nakatani, Y., Nishikawa, J., Fujiwara, K., Mizumori, Y., Mogami, A., Yamada, T. & Yamamoto, N. (2013) Association of ambient air pollution and meteorological factors with primary care visits at night due to asthma attack. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 18, 401-406.
- Yamazaki, S., Shima, M., Yoda, Y., Oka, K., Kurosaka, F., Shimizu, S., Takahashi, H., Nakatani, Y., Nishikawa, J., Fujiwara, K., Mizumori, Y., Mogami, A., Yamada, T. & Yamamoto, N. (2014) Association between PM_{2.5} and primary care visits due to asthma attack in Japan: relation to Beijing's air pollution episode in January 2013. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 19, 172-176.
- Yamazaki, S., Shima, M., Yoda, Y., Oka, K., Kurosaka, F., Shimizu, S., Takahashi, H., Nakatani, Y., Nishikawa, J., Fujiwara, K., Mizumori, Y., Mogami, A., Yamada, T. & Yamamoto, N. (2015) Exposure to air pollution and meteorological factors associated with children's primary care visits at night due to asthma attack: case-crossover design for 3-year pooled patients. *BMJ Open*, 5, e005736.
- Yan, M., Liu, Z., Liu, X., Duan, H. & Li, T. (2013) Meta-analysis of the Chinese studies of the association between ambient ozone and mortality. *Chemosphere*, 93, 899-905.
- Yoda, Y., Otani, N., Sakurai, S. & Shima, M. (2014) Acute effects of summer air pollution on pulmonary function and airway inflammation in healthy young women. *Journal of Epidemiology*, 24, 312-320.
- Yoda, Y., Takagi, H., Wakamatsu, J., Ito, T., Nakatsubo, R., Horie, Y., Hiraki, T. And Shima, M. (2017) Acute effects of air pollutants on pulmonary function among students: a panel study in an isolated island. *Environmental Health and Preventive Medicine*, 22, 22.

- Yorifuji, T., Suzuki, E. & Kashima, S. (2014) Hourly differences in air pollution and risk of respiratory disease in the elderly: a time-stratified case-crossover study. *Environmental Health*, 13, 67.
- Zheng, X.Y., Ding, H., Jiang, L.N., Chen, S.W., Zheng, J.P., Qiu, M., Zhou, Y.X., Chen, Q. & Guan, W.J. (2015) Association between air pollutants and asthma emergency room visits and hospital admissions in time series studies: A systematic review and meta-analysis. *PloS One*, 10, e0138146.

＜疫学知見（長期曝露による呼吸器影響）＞

- Atkinson, R.W., Carey, I.M., Kent, A.J., van Staa, T.P., Anderson, H.R. & Cook, D.G. (2015) Long-term exposure to outdoor air pollution and the incidence of chronic obstructive pulmonary disease in a national English cohort. *Occupational and Environmental Medicine*, 72, 42-48.
- Crouse, D.L., Peters, P.A., van Donkelaar, A., Goldberg, M.S., Villeneuve, P.J., Brion, O., Khan, S., Atari, D.O., Jerrett, M., Pope, C.A., Brauer, M., Brook, J.R., Martin, R.V., Stieb, D., Burnett, R.T. (2012) Risk of nonaccidental and cardiovascular mortality in relation to long-term exposure to low concentrations of fine particulate matter: a Canadian national-level cohort study. *Environmental Health Perspectives*, 120, 708-714.
- Crouse, D.L., Peters, P.A., Hystad, P., Brook, J.R., van Donkelaar, A., Martin, R.V., Villeneuve, P.J., Jerrett, M., Goldberg, M.S., Pope, C.A., 3rd, Brauer, M., Brook, R.D., Robichaud, A., Menard, R. & Burnett, R.T. (2015) Ambient PM_{2.5}, O₃, and NO₂ exposures and associations with mortality over 16 years of follow-up in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). *Environmental Health Perspectives*, 123, 1180-1186.
- Eckel, S.P., Louis, T.A., Chaves, P.H., Fried, L.P. & Margolis, A.H. (2012) Modification of the association between ambient air pollution and lung function by frailty status among older adults in the Cardiovascular Health Study. *American Journal of Epidemiology*, 176, 214-223.
- Frischer, T., Studnicka, M., Gartner, C., Tauber, E., Horak, F., Veiter, A., Spengler, J., Kuhr, J. & Urbanek, R. (1999) Lung function growth and ambient ozone: a three-year population study in school children. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 160, 390-396.
- Garcia, E., Berhane, K.T., Islam, T., McConnell, R., Urman, R., Chen, Z. & Gilliland, F.D. (2019) Association of changes in air quality with incident asthma in children in California, 1993-2014. *Journal of American Medical Association*, 321, 1906-1915.
- Gauderman, W.J., Avol, E., Gilliland, F., Vora, H., Thomas, D., Berhane, K., McConnell, R., Kuenzli, N., Lurmann, F., Rappaport, E., Margolis, H., Bates, D. & Peters,

- J. (2004) The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *New England Journal of Medicine*, 351, 1057-1067.
- Gauderman, W.J., Urman, R., Avol, E., Berhane, K., McConnell, R., Rappaport, E., Chang, R., Lurmann, F. & Gilliland, F. (2015) Association of improved air quality with lung development in children. *New England Journal of Medicine*, 372, 905-913.
- Hwang, B.F., Chen, Y.H., Lin, Y.T., Wu, X.T. & Leo Lee, Y. (2015) Relationship between exposure to fine particulates and ozone and reduced lung function in children. *Environmental Research*, 137, 382-390.
- Islam, T., Berhane, K., McConnell, R., Gauderman, W.J., Avol, E., Peters, J.M. & Gilliland, F.D. (2009) Glutathione-S-transferase (GST) P1, GSTM1, exercise, ozone and asthma incidence in school children. *Thorax*, 64, 197-202.
- Islam, T., McConnell, R., Gauderman, W.J., Avol, E., Peters, J.M. & Gilliland, F.D. (2008) Ozone, oxidant defense genes, and risk of asthma during adolescence. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 177, 388-395.
- Kariisa, M., Foraker, R., Pennell, M., Buckley, T., Diaz, P., Criner, G.J. & Wilkins, J.R., 3rd (2015) Short- and long-term effects of ambient ozone and fine particulate matter on the respiratory health of chronic obstructive pulmonary disease subjects. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 70, 56-62.
- Kim, B.J., Seo, J.H., Jung, Y.H., Kim, H.Y., Kwon, J.W., Kim, H.B., Lee, S.Y., Park, K.S., Yu, J., Kim, H.C., Leem, J.H., Lee, J.Y., Sakong, J., Kim, S.Y., Lee, C.G., Kang, D.M., Ha, M., Hong, Y.C., Kwon, H.J. & Hong, S.J. (2013) Air pollution interacts with past episodes of bronchiolitis in the development of asthma. *Allergy*, 68, 517-523.
- Lin, S., Liu, X., Le, L. H. and Hwang, S. A. (2008) Chronic exposure to ambient ozone and asthma hospital admissions among children. *Environmental Health Perspectives*, 116, 1725-1730.
- Lipsett, M.J., Ostro, B.D., Reynolds, P., Goldberg, D., Hertz, A., Jerrett, M., Smith, D.F., Garcia, C., Chang, E.T. & Bernstein, L. (2011) Long-term exposure to air pollution and cardiopulmonary disease in the California teachers study cohort. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 184, 828-835.
- McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., London, S.J., Islam, T., Gauderman, W.J., Avol, E., Margolis, H.G. & Peters, J.M. (2002) Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study. *Lancet*, 359, 386-391.
- McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., London, S.J., Vora, H., Avol, E., Gauderman, W.J., Margolis, H.G., Lurmann, F., Thomas, D.C. & Peters, J.M. (1999) Air pollution and bronchitic symptoms in Southern California children with asthma. *Environmental Health Perspectives*, 107, 757-760.

- McDonnell, W.F., Abbey, D.E., Nishino, N. & Lebowitz, M.D. (1999) Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the AHSMOG Study. *Environmental Research*, 80, 110-121.
- Millstein, J., Gilliland, F., Berhane, K., Gauderman, W.J., McConnell, R., Avol, E., Rappaport, E.B. & Peters, J.M. (2004) Effects of ambient air pollutants on asthma medication use and wheezing among fourth-grade school children from 12 Southern California communities enrolled in The Children's Health Study. *Archives of Environmental Health*, 59, 505-514.
- Peters, J.M., Avol, E., Navidi, W., London, S.J., Gauderman, W.J., Lurmann, F., Linn, W.S., Margolis, H., Rappaport, E., Gong, H. & Thomas, D.C. (1999) A study of twelve Southern California communities with differing levels and types of air pollution. I. Prevalence of respiratory morbidity. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 159, 760-767.
- Rojas-Martinez, R., Perez-Padilla, R., Olaiz-Fernandez, G., Mendoza-Alvarado, L., Moreno-Macias, H., Fortoul, T., McDonnell, W., Loomis, D. & Romieu, I. (2007) Lung function growth in children with long-term exposure to air pollutants in Mexico City. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 176, 377-384.
- Tetreault, L. F., Doucet, M., Gamache, P., Fournier, M., Brand, A., Kosatsky, T. and Smargiassi, A. (2016a) Childhood Exposure to Ambient Air Pollutants and the Onset of Asthma: An Administrative Cohort Study in Quebec. *Environmental Health Perspectives*, 124, 1276-1282.
- Tetreault, L. F., Doucet, M., Gamache, P., Fournier, M., Brand, A., Kosatsky, T. and Smargiassi, A. (2016b) Severe and Moderate Asthma Exacerbations in Asthmatic Children and Exposure to Ambient Air Pollutants. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13, 771.
- To, T., Zhu, J., Larsen, K., Simatovic, J., Feldman, L., Ryckman, K., Gershon, A., Lougheed, M.D., Licskai, C., Chen, H., Villeneuve, P.J., Crighton, E., Su, Y., Sadatsafavi, M., Williams, D. & Carlsten, C. (2016) Progression from asthma to chronic obstructive pulmonary disease. Is air pollution a risk factor? *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 194, 429-438.
- Turner, M.C., Jerrett, M., Pope, C.A., 3rd, Krewski, D., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Beckerman, B.S., Marshall, J.D., Su, J., Crouse, D.L. & Burnett, R.T. (2016) Long-term ozone exposure and mortality in a large prospective study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 193, 1134-1142.
- Weichenthal, S., Pinault, L.L. & Burnett, R.T. (2017) Impact of oxidant gases on the relationship between outdoor fine particulate air pollution and nonaccidental, cardiovascular, and respiratory mortality. *Scientific Reports*, 7, 16401.
- 環境省 (2024). 令和4年度 大気汚染に係る環境保健サーベイランス調査報告.

第4章 光化学オキシダントの植物影響

4.1 全体的な考え方

本章では、光化学オキシダントの曝露と植物影響の定量評価の結果を踏まえ、植物保護の観点から光化学オキシダントの環境基準として検討すべき目安となる指標物質、平均化時間、濃度水準の検討・整理を行うものである。光化学オキシダントの植物影響は植物種や品種によって異なり、植物の生育環境によっても異なることが知られている。このため、国内に生息する植物種を対象とし、日本の野外環境下で光化学オキシダントの植物影響を調査した研究に基づいて定量評価を行うことが妥当であると考えられる。光化学オキシダントの植物影響は様々な農作物や樹木で調査研究が行われているが、植物影響の定量評価を行うためには、データが充実しており、複数の研究で得られた結果の統合が可能な植物種、エンドポイント、光化学オキシダントの曝露指標を対象とすることが適切であると考えられる。したがって、日本の植物種を対象とし、同一の植物種で、同一のエンドポイントを、同一の光化学オキシダントの曝露指標で評価した複数の研究で得られた結果を統合することで、曝露とそのエンドポイントとの曝露・応答関係を複数の植物種で導出する。そして、導出した曝露・応答関係から、ある一定の影響がみられる曝露水準を複数の植物種で求め、その曝露水準を目安とし、植物保護の観点から光化学オキシダントの環境目標値に関する考察を行った。

4.2 光化学オキシダントの植物影響に関するまとめを踏まえた定量評価の進め方

4.2.1 指標物質

環境基準を設定する物質においては、植物影響を及ぼすことを示す信頼性の高い科学的知見が得られていることが必要である。さらに、環境目標値設定のためには、定量評価が可能な知見が存在することが必要である。

光化学オキシダントの植物影響に関する知見の大半は、その主成分であるオゾン (O_3) に関するものである。 O_3 は、植物の葉の気孔を介して葉内に取り込まれ、葉の可視障害の発現、光合成能力の低下、農作物の成長や収量の低下、樹木の成長低下等を引き起こしていると考えられている。「光化学オキシダントの植物影響に関するまとめ」(参考資料2) のとおり、日本の農作物に対する O_3 の影響に関する研究に基づくと、 O_3 は様々な農作物の成長や収量等に対して悪影響を及ぼすことは明らかである。樹木に対する O_3 の影響に関する研究では、日本の現状濃度レベルの O_3 によっていくつかの樹種で成長が低下することが報告されており、野外で生育する樹木の成長に対して O_3 が悪影響を及ぼす可能性がある。また、後述の 4.2.2 の考え方に基づいて検討した結果、農作物の成長・収量と樹木の成長に対する O_3 の影響に関するデータは比較的充実しており、複数の研究で得られた結果の統合が可能であることから、定量評価の検討（曝露・応答関係の解析）が可能である。

O_3 以外の光化学オキシダント成分であるパーオキシアセチルナイトレート (PAN) の植物影響に関する研究は極めて限られている。大気中の PAN は葉に存在する気孔を介して葉内に吸収され、感受性が高い植物種においては葉に可視障害が発現し、成長や光合成等の生理機能の低下が引き起こされることが示されている。しかしながら、これまでに日本国内で実施された PAN の植物影響に関する研究の多くは葉面可視障害の発現に関する研究であり、成長や収量に対する影響を定量評価ができる十分な知見は得られていない。

以上から、光化学オキシダントの環境基準再評価にあたっては、 O_3 を指標物質として環境基準を示すことが適切であると判断した。

4.2.2 O_3 の植物影響について考慮すべきと判断されたエンドポイント

O_3 の植物影響に関する研究は、日本のみならず、欧米等の諸外国においても行われており、 O_3 による悪影響の発現程度 (O_3 感受性) は植物種や品種によって異なり、植物の生育環境によって変化することが知られている。例えば、植物は乾燥条件下では蒸散による水分損失を防ぐために気孔を閉じるため、気象条件、特に大気湿度や土壤水分含量等が著しく異なる環境では、同じ大気 O_3 濃度でも気孔を介した葉の O_3 吸収量が異なることが考えられる。したがって、生息する植物種や栽培されている作物種、品種、さらにはそれらの生育環境も異なる日本と諸外国の植物では、 O_3 の植物影響やその程度等が異なることが考えられる。既に O_3 の植物影響に係る環境基準等を設定している米国や欧州では、基本的にはその国や地域に生息する植物種を対象とした知見に基づき、環境基準等を検討している。以上から、植物保護のための日本の光化学オキシダントの環境基準の検討は、国内に生息する植物種を対象として国内で行われた研究結果を用いることが望ましいと考えられた。

O_3 の曝露とその植物影響との関係を定量的に評価する際には、両者の定量的なデータが

必要である。 O_3 の植物影響評価には様々な曝露指標（平均濃度、積算曝露量等）が使われており、適切な曝露指標の検討のためにも、曝露指標の種類にかかわらず、各曝露指標に関する情報が文献に記載されている必要がある。また、 O_3 の植物影響は、様々な農作物や樹木で調査研究が行われているが、その影響の定量評価を行うためには、データが充実しており、複数の研究で得られた結果の統合が可能な植物種やエンドポイントを対象とすることが適切である。これらの状況を踏まえて、収集した文献における O_3 の植物影響に関するデータの充実度、曝露情報の記載、エンドポイントの定量性等から、植物の成長の指標である個体乾重量と農作物の収量を考慮すべきエンドポイントとした。

植物の成長や農作物の収量は、植物に対する O_3 の総体的な影響を表す指標である。例えば、 O_3 は個葉の光合成能力の低下を引き起こすが、個葉の光合成速度が低下しても、成長や収量が低下するとは限らない。一般に、植物の成長や農作物の収量には光合成能力以外にも葉面積等の様々な植物要因が影響し、それらに対する O_3 の総合的な影響によってその成長や収量が変化する。このため、植物の成長や農作物の収量は、植物に対する O_3 の総体的な影響を表す指標とみなすことができる。また、欧米においても、植物保護を目的とした O_3 の環境基準等は、植物の個体乾重量や農作物の収量を中心に検討がなされていることからも、個体乾重量や収量を考慮すべきエンドポイントとすることは妥当であると考えられる。

一般に、植物の個体乾物成長は、主に個体乾重量で示される。個体乾重量とは、植物を乾燥させて測定した個体あたりの乾燥重量である。多くの場合、葉、茎（幹）、根等の植物器官ごとにサンプリングし、器官別乾重量を足し合わせて個体乾重量としている。農作物の収量は可食部の新鮮重量もしくは乾燥重量として測定されており、イネの収量は総もみ重もしくは総精もみ重（総精玄米重）等がある。以下では、複数の研究で得られた結果の統合が可能な日本の植物種を対象として、それらの個体乾重量や収量に対する O_3 の影響に関する定量評価を進める。

なお、植物の成長や農作物の収量は数日から数か月、数年にわたる長期間の O_3 曝露による影響だが、数時間から数日程度のより短時間の O_3 曝露による影響の例としては葉の可視障害があげられる。いくつかの農作物で O_3 曝露による葉の可視障害に関する調査研究が行われているが、 O_3 曝露や可視障害の評価方法は研究毎に異なっており、複数の研究で得られた結果を統合することは困難であった。また、日本国内の樹木を対象とした O_3 曝露による葉の可視障害に関する調査研究は行われていないため、 O_3 の短期曝露による葉の可視障害は定量評価で考慮すべきエンドポイントから除外した。

4.2.3 O_3 の短期曝露に係る定量評価の実施方法

O_3 の短期曝露に係る植物影響の例として葉の可視障害があげられるが、4.2.2 項での検討結果を踏まえて定量評価は実施しないこととした。

4.2.4 O_3 の長期曝露に係る定量評価の実施方法

O_3 の長期曝露に係る植物影響の定量評価は、同一の植物種（品種）を対象として、同一のエンドポイント（個体乾重量又は収量）、同一の O_3 曝露指標を報告している複数の研究

で得られた結果を統合し、曝露・応答関係を解析する。この解析では、データの数や分布、回帰式の決定係数 (R^2) 等の統計学的指標を用いて、適切な O_3 曝露指標や環境目標値の導出に適した曝露・応答関係の回帰式を検討する。また、導出した O_3 曝露・応答関係に含まれる不確実性やその関係の代表性 (O_3 感受性の種間差異や品種間差異、植物生息地域と実験が行われた地域の関係等) を考察する (別添1、別添2参照)。そして、導出した O_3 曝露・応答関係の回帰式から、欧米の解析等を参考にし、5%又は10%の個体乾重量や収量の低下を引き起こす O_3 曝露水準を複数の植物種で求め、その O_3 曝露水準を目安とし、植物保護のための光化学オキシダントの環境目標値に関する考察を行う。

4.3 O_3 の植物影響に関する曝露-応答関係の解析

「光化学オキシダントの植物影響に関するまとめ」（参考資料2）のとおり、日本の農作物に対する O_3 の影響に関する研究に基づくと、 O_3 は様々な農作物の成長や収量等に対して悪影響を及ぼすことは明らかである。樹木に対する O_3 の影響に関する研究では、日本の現状濃度レベルの O_3 によっていくつかの樹種の成長が低下することが報告されており、野外で生育する樹木の成長に対して O_3 が悪影響を及ぼす可能性がある。農作物の成長や収量における O_3 感受性は、種間差異だけでなく、品種間差異も認められており、樹木の O_3 感受性に樹種間差異があることや生育環境によって O_3 感受性が変化すること等が報告されている。

4.2 に示した考えに沿って知見を整理した結果、農作物ではイネの収量とハツカダイコンの成長（個体乾重量）に対する O_3 の影響、樹木ではスギ、アカマツ、カラマツ、ブナの成長（個体乾重量）に対する O_3 の影響に関するデータは比較的充実しており、複数の研究で得られた結果の統合が可能であった。

O_3 の植物影響を評価した研究では、日中平均 O_3 濃度、SUM0⁴、AOT40⁵等の様々な O_3 曝露指標が報告されている。そのため、定量評価が可能と見込まれた植物種や品種のエンドポイントと O_3 曝露指標を用いて O_3 曝露-応答関係を解析した。

⁴ SUMX：閾値である X ppm を超過した O_3 濃度（1 時間値）を、指定された期間（一日の中の時間帯及び季節等）にわたって積算した値。SUM0 は、指定された期間の O_3 濃度（1 時間値）の積算値。

⁵ AOTX：閾値 X ppb を超過した O_3 濃度（1 時間値）の閾値超過分を、指定された期間（一日の中の時間帯及び季節等）にわたって積算した値。最も広く用いられている指標は閾値を 40 ppb に設定した AOT40 である。

表 5 曝露-応答関係の解析を検討した各植物のエンドポイント、O₃曝露指標、文献数等。

植物種 (学名) [品種]	エンド ポイント	O ₃ 曝露指標 ^a	文献数	データ 数
イネ (<i>Oryza sativa</i>) [コシヒカリ]	収量	日中 7 時間又は 8 時間平均濃度 日中 7 時間又は 8 時間 SUM0 日中 8 時間又は 日照時 AOT40	4 4 4	22 22 15
ハツカダイコン (<i>Raphanus sativus</i> var. <i>sativus</i>) [コメット]	個体乾重量	日中 8 時間平均濃度 日中 8 時間 SUM0 日中 8 時間又は 日照時 AOT40	8 8 4	92 92 32
スギ (<i>Cryptomeria japonica</i>)	個体乾重量	日中 12 時間平均濃度 日中 12 時間 SUM0 日照時 AOT40	6 6 2	53 53 32
アカマツ (<i>Pinus densiflora</i>)	個体乾重量	日中 12 時間平均濃度 日中 12 時間 SUM0 日中 12 時間又は 日照時 AOT40	5 5 4	47 47 44
カラマツ (<i>Larix kaempferi</i>)	個体乾重量	日中 12 時間平均濃度 日中 12 時間 SUM0 日中 12 時間又は 日照時 AOT40	5 5 3	30 30 22
ブナ (<i>Fagus crenata</i>)	個体乾重量	日中 12 時間平均濃度 日中 12 時間 SUM0 日中 12 時間又は 日照時 AOT40	8 8 7	67 67 64

^a イネの場合、日中 7 時間又は 8 時間は 9:00～16:00、10:00～17:00 又は 9:00～17:00 を指す。

ハツカダイコンの場合、日中 8 時間は 8:00～16:00、8:30～16:30 又は 9:00～17:00 を指す。

スギ、アカマツ、カラマツ、ブナの場合、日中 12 時間は 6:00～18:00 を指す。

日照時 AOT40 は >50 Wm⁻² の時間帯を指す。

4.3.1 O₃曝露-応答関係の導出

植物の O₃曝露-応答関係は、エンドポイントである収量もしくは個体乾重量の O₃による変化率と O₃曝露指標の関係である。農作物はイネ (品種: コシヒカリ) の収量とハツカダイコン (品種: コメット) の個体乾重量、樹木はスギ、アカマツ、カラマツ、ブナの個体乾重量に対する O₃の影響を調査した研究を対象として、各研究が報告している O₃曝露指標を整理し、データ数が多い O₃曝露指標を用いて関係を解析した (表 5)。

樹木は多年生の植物であり、1年間のみならず、最大3年間の O₃曝露実験が行われてきた。これらを直接比較することは適切ではないため、複数年にわたる曝露実験における樹木の個体乾重量の変化率や O₃曝露指標は1年あたりに換算する必要がある。1年あたりの個体乾重量の O₃による変化率は、複数年にわたる O₃曝露による変化率を O₃曝露年数で除す

ことで求めた。また、O₃曝露指標は、各年のO₃曝露日数で重み付けをした平均濃度又は全期間のO₃曝露量の合計をO₃曝露年数で除したO₃曝露量を算出した。なお、複数年にわたるO₃曝露実験において、各年の樹木の個体乾重量やO₃曝露指標が報告されている場合はそれらすべてを解析対象とした。

前述のように、大気中のO₃は、植物の葉の表面に存在する気孔を介して葉内に吸収される。気孔は、光合成に必要な二酸化炭素(CO₂)を取り込むために日中は開くが、光合成が行われない夜間は水分蒸発を防ぐために閉じている。このため、O₃の植物影響を評価する際には、気孔が開いている日中の時間帯のO₃濃度を考慮した曝露指標を選択することが妥当である。したがって、本評価では、O₃の日中平均濃度、日中SUM0及び日照時又は日中のAOT40を解析に用いるO₃曝露指標の候補とした。

表5に、O₃曝露指標とエンドポイントを報告している文献数及びデータ数を整理した。元の文献では、必ずしも表に記載されている時間のO₃曝露指標が算出されていなかつたため(詳細は表6、表8、表10～表13を参照)、O₃曝露指標の数値を8時間値(農作物)又は12時間値(樹木)に可能な限り換算して解析に用いた。イネでは日中7時間平均濃度又は日中8時間平均濃度を示している文献があるが、国内モニタリングデータを解析した結果、それらに著しい差はみられなかつたため、両者を同等とみなして解析に用いた。スギ、アカマツ、カラマツ、ブナでは日照時(>50 W m⁻²)のO₃の平均濃度又はSUM0を示している文献があつたが、それらも12時間値と著しい差はないとみなし、両数値を解析に用いた。O₃曝露指標として日中平均濃度又はSUM0のどちらか一方が示されている文献については、O₃曝露日数を用いて相互に換算することで解析に用いた。表5に、換算等を踏まえて解析に使用可能であった文献数とデータ数を示す。

O₃のAOT40については、日照時(>50 W m⁻²)又は日中のAOT40や積算時間帯が明記されていないAOT40を報告した文献があつた。日照時又は日中のAOT40は同等とみなす一方、積算時間帯が明記されていないAOT40については対象から除外した。また、日中の決められた時間帯に一定濃度でO₃曝露を行つた研究については、O₃曝露時間と曝露日数を用いて日中のAOT40に換算した(ハツカダイコン、アカマツ、カラマツ、ブナの一部)。しかし、知見を整理した結果、他のO₃曝露指標と比べてAOT40のデータ数は少なく、特にスギは文献数がきわめて限られていた。そのため、日中平均濃度や日中SUM0を用いたO₃曝露-応答関係を解析することが妥当であると考えられた。

(1) O₃曝露-応答関係の導出方法

収量あるいは個体乾重量(以下、収量等という)のO₃による変化率は、浄化空気区等の最も大気O₃濃度が低い処理区(対照区)における収量等を基準として、野外O₃濃度の1.0倍O₃区⁶や1.5倍O₃区といった大気O₃濃度が比較的高い処理区における収量等の相対値を算出することによって示すことができる。個々のO₃曝露実験において対照区が設けられていることから、研究毎にこの収量の相対値を算出することはできるが、その算出基準とし

⁶ 試験地の野外O₃濃度に合わせてO₃濃度を比例追隨させた処理区。例えば1.0倍O₃区は野外O₃濃度と同じO₃濃度(野外×1.0)となるよう調整した処理区。

た処理区（対照区、相対値は 1）における大気 O_3 濃度は研究間で異なっている。したがって、研究毎に収量等の相対値を算出し、それらをそのまま統合して O_3 曝露・応答関係を解析すると、収量等の相対値が 1 となる O_3 濃度が複数存在することになる。そこで、収量等の相対値が 1 となる大気 O_3 濃度を定め（参照 O_3 濃度）、その濃度における収量等を研究毎に推定して相対値の算出基準とした。各研究における収量等の推定は、対照区とその次に O_3 濃度が低い処理区における収量等と O_3 濃度を用い、その 2 点を結んだ直線を用いて行った。適切な参照 O_3 濃度を検討するために、参照 O_3 濃度を 0~50 ppb の範囲で 5 ppb 刻みで設定して収量等を推定し、それぞれで得られた相対値を用いて O_3 曝露・応答関数を導出した。この導出においては一次関数への回帰を行ったが、用いる関数の妥当性は別添 1 に示した。参照 O_3 濃度における収量等の推定は 2 点を結んだ直線から行なっているため、設定した参照 O_3 濃度と対照区もしくはその次に O_3 濃度が低い処理区における O_3 濃度との関係次第で外挿によって収量等を推定することになる。そこで、参照 O_3 濃度における収量等の推定で生じる不確実性の指標として、外挿で収量等を推定した実験のデータ数の全データ数に占める割合（外挿割合）を求めた。その結果、参照 O_3 濃度の増加に対して外挿割合は下に凸の二次的応答を示し、これに反比例するように決定係数 (R^2) は上に凸の二次的応答を示した（図 60）。したがって、外挿割合が低くなる参照 O_3 濃度であれば、その O_3 濃度における収量等の推定時の不確実性を抑え、統合後の O_3 曝露・応答関数の一次式への当てはまりも向上させることができると考えられた。外挿割合が最も低くなる参照 O_3 濃度は植物種によって異なっていたが、最も多くの種で外挿割合が低くなった 20 ppb が参照 O_3 濃度として適切であると判断した。

4.3.1 項で述べたように、 O_3 の日中平均濃度だけでなく、日中 SUM0 を用いた O_3 曝露・応答関係も同様に解析した。この場合の参照 SUM0 も、上記の考え方で検討を行った。ただし、SUM0 は O_3 曝露期間も含まれた指標であるため、栽培期間が著しく異なるイネ、ハツカダイコン又は樹木でそれぞれ検討した。その結果、参照 SUM0 は、イネでは 25 ppm h、ハツカダイコンでは 1.5 ppm h、樹木では 40 ppm h が適切であると判断された。

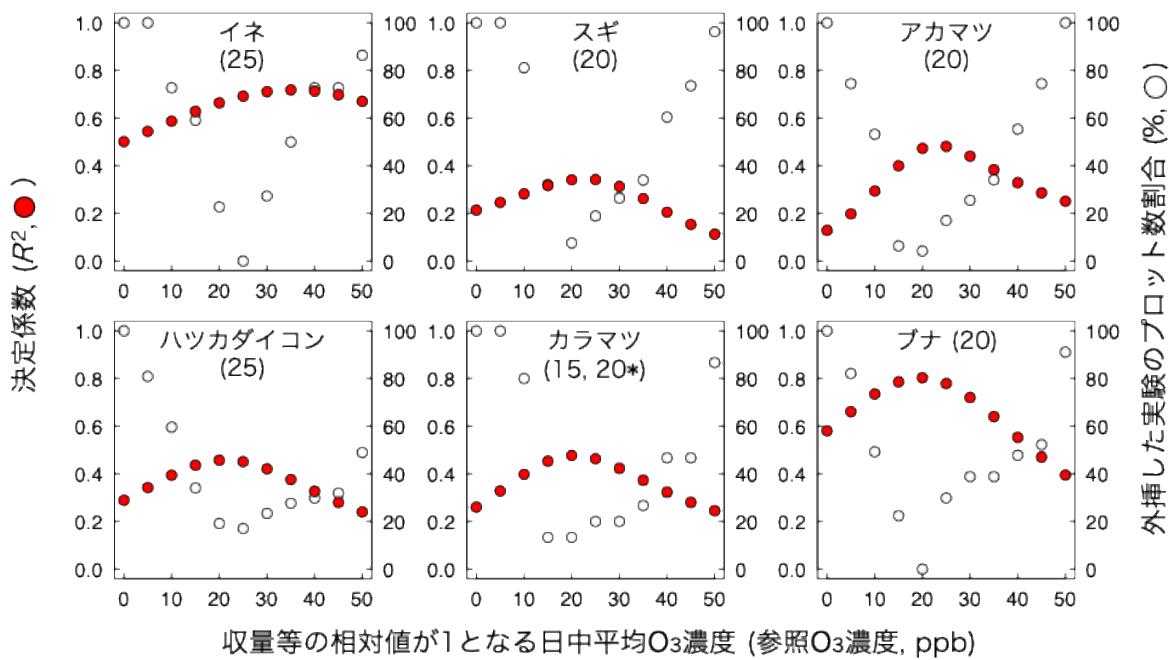


図 60 参照 O_3 濃度と統合後の O_3 曝露-応答関数（一次式）の決定係数 (R^2) 及び
参考 O_3 濃度における収量等推定時の外挿割合。

注：括弧内の数値は外挿割合が最も低くなる参考 O_3 濃度を示す。

*: 二者のうち R^2 が高いことを示す。

(2) 環境目標値の目安となる O_3 曝露水準の導出

欧米では、収量等のある一定の低下率（5%もしくは10%）を引き起こす O_3 曝露水準や統計的に有意な収量等の低下を引き起こす O_3 曝露水準を目安として、各種基準やクリティカルレベル等が検討されている（Pleijel, 1996; Mills *et al.*, 2007; US EPA, 2020）。ある一定の収量等の低下率を引き起こす O_3 曝露水準の算出は、 O_3 曝露-応答関数にその低下率が引き起こされた収量等の相対値を代入して得られる。一方、統計的に有意な収量等の低下を引き起こす O_3 曝露水準は、回帰直線の99%信頼区間の上限が O_3 の影響を受けていない収量等となる O_3 曝露水準である。信頼区間の幅はデータの数やばらつきによって変化し、それに伴ってこの手法で算出される O_3 曝露水準の値も変化するため、この値を環境目標値の目安となる曝露水準とすることは適切ではないと考えられる。したがって、環境目標値の目安となる O_3 曝露水準は一定の収量等の低下率を引き起こす O_3 曝露水準とすることとし、欧米等を参考に5%もしくは10%の収量等の低下を引き起こす値で算出することとした。そして、この値の信頼性を示す指標として、回帰直線の99%信頼区間の上限と下限が、5%もしくは10%低下時の収量等の相対値と一致する O_3 曝露水準も示すこととした。

5%もしくは10%低下時の収量等の相対値を算出するためには比較対象が必要である。4.1.1項においては個々の研究において参考 O_3 濃度における収量等を相対値算出のための比較対象とした。統合後のデータにおいても同様に比較対象を定める必要があるため、改めて統合後のデータに対する相対値算出のための基準となる O_3 濃度（統合参考 O_3 濃度）を

設ける必要がある。その値は、O₃処理区（例えば、NF区⁷や1.0倍O₃区）の濃度よりも低く、かつ、実測データのない濃度範囲を避けるために対照区の濃度よりも高く設定する必要がある。これは、(1)において参照O₃濃度を定める際に外挿割合の少ない濃度とした手続きと同様である。したがって、5%もしくは10%低下時の収量等の相対値を算出する際に比較対象となる収量等を推定する共通の統合参照O₃濃度は参照O₃濃度と同様の値とした。

4.3.2 農作物のO₃曝露-応答関係の解析

表6に、イネ(*Oryza sativa*)の収量⁸におけるO₃曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要をまとめた。イネの品種は最も研究例が多いコシヒカリとした。なお、これらの研究はいずれも関東地方で実施されたものである。ビニールハウス型もしくはガラス温室型のO₃曝露チャンバーを用い、浄化空気区とO₃曝露区（一定O₃濃度あるいは野外O₃濃度比例追隨）を設け、収量に対するO₃の影響を報告している。Kobayashi *et al.* (1995)の実験は水田圃場でイネを直植して実施されたが、その他の実験ではイネはポット（コンテナ）で栽培された。O₃曝露期間は移植1～2週間後から収穫までの期間であるが（O₃曝露日数は100～114日）、Kobayashi *et al.* (1995)の1989年の実験では田植え直後からO₃曝露を開始している（O₃曝露日数は148日）。報告されているO₃曝露指標のうち、日中7時間と8時間の平均O₃濃度を同等とみなして日中平均O₃濃度とした。また、O₃のSUM0においても同様に積算時間が日中7時間と8時間とみなして日中SUM0とした。

表7に、イネの収量におけるO₃曝露-応答関係の解析結果をまとめた。日中7時間もしくは8時間の平均O₃濃度とイネの収量の相対値との間に有意な直線回帰式が得られ、その傾きは-0.0033であり、R²は0.664であった（図61）。また、統合参照O₃濃度における収量に対して5%もしくは10%の収量低下が見込まれるO₃濃度は、それぞれ34.8 ppb（99%信頼区間：17.7～46.8 ppb）及び49.6 ppb（同：37.1～64.6 ppb）であった。日中7時間もしくは8時間のO₃のSUM0とイネの収量の相対値との間に有意な直線回帰式が得られたが、そのR²は日中平均O₃濃度の場合よりも低く、0.613であった。

⁷ 非浄化空気区

⁸ 総もみ重もしくは総精もみ重（総精玄米重）

表 6 イネ（品種：コシヒカリ）の収量における O_3 噴露-応答関係の解析に用いた研究の概要。

文献	試験地	処理区 ^a	各処理区の収量データの 株数等	曝露 日数	曝露期間	O_3 噴露指標とその平均化又は積算時間	
						日中平均濃度 (平均化時間)	日中 SUMO (積算時間)
Kobayashi <i>et al.</i> (1995) (矢島, 1993)	茨城県 つくば市	$0.5 \times O_3$ $1.0 \times O_3$ $1.5 \times O_3^b$ $2.0 \times O_3$ $2.75 \times O_3$	40 株 (1987 年) 48 株 (1989 年)	105 日 148 日 ^c	1987 年 6~9 月 1989 年 4~9 月	7 時間 (9:00~16:00)	—
Yonekura <i>et al.</i> (2005a)	埼玉県 加須市	CF $1.0 \times O_3$ $1.5 \times O_3$	4 株/区画 × 3 区画	100 日	2003 年 6~10 月	8 時間 (9:00~17:00)	8 時間 (9:00~17:00)
Yamaguchi <i>et al.</i> (2008)	東京都 八王子市	CF 60 ppb 100 ppb	6 株/コンテナ × 2 コンテナ/チャンバー × 3 チャンバー	114 日	2007 年 5~9 月	7 時間 (10:00~17:00)	—
Yamaguchi <i>et al.</i> (2014)	東京都 八王子市	CF $1.0 \times O_3$ $1.5 \times O_3$	6 株/コンテナ × 2 コンテナ/チャンバー × 3 チャンバー	100 日 111 日 ^d	2009 年 6~9 月	7 時間 (10:00~17:00)	—

^a CF と $0.5 \times O_3$ はいずれも浄化空気。^b 1989 年のみ $1.4 \times O_3$ 。^c 曝露日数 148 日の実験は田植え直後から曝露を開始。^d 田植えの時期が 2 種（遅植は 100 日、早植は 111 日）。

—: 日中 7 時間の平均濃度と曝露日数から計算。

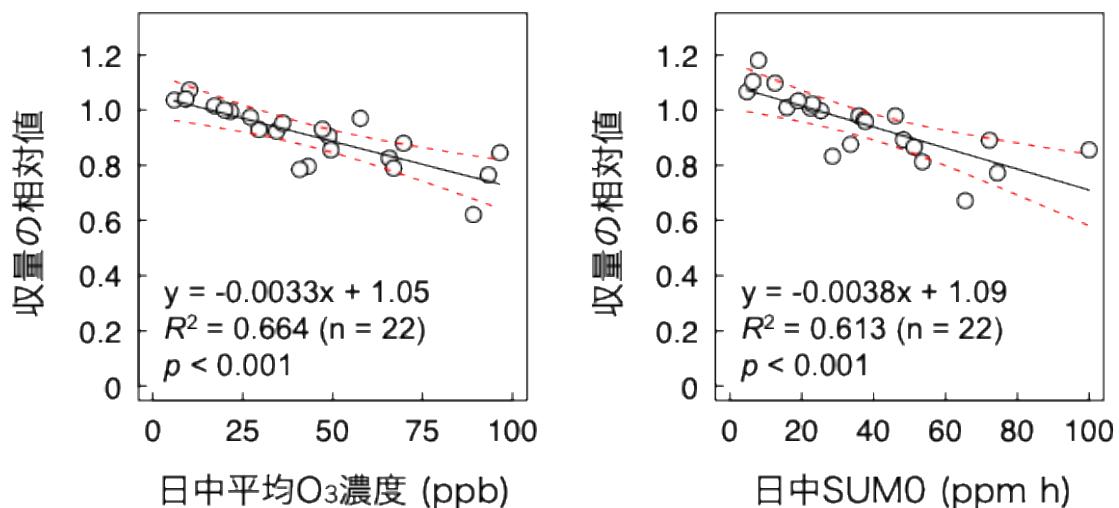


図 61 イネ（品種：コシヒカリ）の収量の O_3 曝露-応答関係。

日中平均 O_3 濃度又は日中 SUMO の算出時間は 7 時間もしくは 8 時間（9:00～16:00、10:00～17:00、9:00～17:00）。実線（黒）は回帰直線、破線（赤）は 99% 信頼区間。収量の相対値は、各実験で求めた参考 O_3 濃度又は曝露量（それぞれ 20 ppb 及び 25 ppm h）における収量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 7 イネ（品種：コシヒカリ）の収量における O_3 曝露-応答関係の解析結果。

曝露指標 (x)	日中平均 O_3 濃度 (9:00～16:00、10:00～17:00、 9:00～17:00)	日中 SUMO (9:00～16:00、10:00～17:00、 9:00～17:00)
エンドポイント (y)	収量	収量
O_3 曝露-応答関数	$y = -0.0033x + 1.05$	$y = -0.0038x + 1.09$
R^2	0.664	0.613
プロット数	22	22
p 値	<0.001	<0.001
5%の収量低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	34.8 ppb (17.7 – 46.8 ppb)	38.1 ppm h (24.1 – 52.6 ppm h)
10%の収量低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	49.6 ppb (37.1 – 64.6 ppb)	51.2 ppm h (38.9 – 73.0 ppm h)

^a 統合参考 O_3 濃度（20 ppb もしくは 25 ppm h）における収量に対する低下率。

表 8 に、ハツカダイコン (*Raphanus sativus* var. *sativus*) の成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要をまとめた。ハツカダイコンの品種は、最も研究例が多いコメットを対象とした。これらの研究は主に関東地方で実施されたが、中島ら（2018）の研究は長崎県で実施された。オーブントップチャンバー又は自然光型ファイトトロンを用い、浄化空気区と非浄化空気区又は一定濃度の O_3 曝露区を設け、ハツカダイコンの個体乾重量に対する O_3 の影響を報告している。大気環境を評価するための指標植物としてハツカダイコンを用いた研究が主であり、それらの研究の O_3 曝露日数は播種数日後から 7 日間の研究がほとんどである。また、伊豆田ら（1988b）の O_3 曝露日数は 18 日間、Yonekura *et al.*（2005b）の O_3 曝露日数は 30 日間である。報告されている O_3 曝露指標は日中 8 時間の積算 O_3 曝露量の曝露期間中の平均値を報告している研究が主であったが、前述のイネとの比較を容易にするため、日中 8 時間の平均 O_3 濃度に換算し、 O_3 曝露-応答関係の曝露指標とした。一定濃度の O_3 を曝露した研究においても、4 時間の O_3 曝露濃度を日中 8 時間の平均 O_3 濃度に換算した。

表 9 に、ハツカダイコンの成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析結果をまとめた。日中 8 時間平均 O_3 濃度とハツカダイコンの個体乾重量の相対値との間に有意な直線回帰式が得られ、その傾きは -0.0025 であり、 R^2 は 0.457 であった（図 62）。また、統合参照 O_3 濃度における個体乾重量に対して 5% 又は 10% の成長低下が見込まれる O_3 濃度は、それぞれ 40.0 ppb（99% 信頼区間：33.0 – 48.5 ppb）及び 60.0 ppb（同：51.0 – 74.5 ppb）であった。 O_3 の日中 8 時間 SUM0 とハツカダイコンの個体乾重量の相対値との間に有意な直線回帰式が得られ、その R^2 は日中平均 O_3 濃度の場合よりも高く、0.508 であった。

表 8 ハツカダイコン（品種：コメット）の成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要。

文献	試験地	処理区	各処理区の成長データの個体数等	曝露日数	曝露期間	O_3 曝露指標(日中 8 時間の平均 O_3 濃度の換算に用いた元の曝露指標)	O_3 以外の処理と本解析に用いた処理区
伊豆田ら (1988a)	東京都 府中市	CF NF	16 個体	7 日	1987 年 5~10 月	8 時間積算濃度の平均値 (8:00~16:00)	
伊豆田ら (1988b)	東京都 府中市	CF NF	12 個体	18 日	1986 年 7~11 月	8 時間積算濃度の平均値 (8:00~16:00)	
伊豆田ら (1988c)	東京都 江東区	対照区 ^a 0.10 ppm	10~15 個体	7 日	1986 年 6~10 月	4 時間の平均曝露濃度 (10:00~14:00)	[気温] 20/13°C, 25/18°C, 30/23°C (6:00~18:00/ 18:00~6:00)
Izuta <i>et al.</i> (1991)	東京都 江東区	対照区 ^a 0.05 ppm もしくは 0.10 ppm	10~15 個体	7 日	1987 年 4~8 月	4 時間の平均曝露濃度 (10:00~14:00)	[光強度] High (遮光なし)
伊豆田ら (1992)	東京都 西多摩郡 奥多摩町	CF NF	12~14 個体	7 日	1989, 1990 年 6~10 月	8 時間積算濃度の平均値 (8:00~16:00)	
Izuta <i>et al.</i> (1993)	東京都 府中市	CF NF	14~16 個体	7 日	1987~1989 年 4~10 月	8 時間積算濃度の平均値 (8:00~16:00)	
Yonekura <i>et al.</i> (2005b)	記載なし (人工気象室)	<5 ppb ^b 60 ppb 90 ppb 120 ppb	6 個体	30 日	記載なし	— ^c	[CO ₂ 曝露] Ambient
中島ら (2018)	長崎県 長崎市	CF NF	8 個体/チャンバー × 4 チャンバー	7 日	2015 年 3~10 月	8 時間平均値 (9:00~17:00)	

CF : 淨化空気、NF : 非浙化空気。

^a 自然光型ファイトトロンを用いた実験であり、その内部の O_3 濃度は同型のファイトトロンを用いた研究である Watanabe *et al.* (2022) に報告されている数値 (3.8 ppb や 4.3 ppb) を参考に 4 ppb とみなした。

^b 他の対照区においてみなした濃度と同様に 4 ppb とした。

^c 設定された曝露濃度及び曝露時刻から計算。(8:30~10:00 にかけて<5 ppb から設定濃度まで上昇、10:00~15:00 は設定濃度を維持、15:00~16:30 にかけて<5 ppb まで低下)

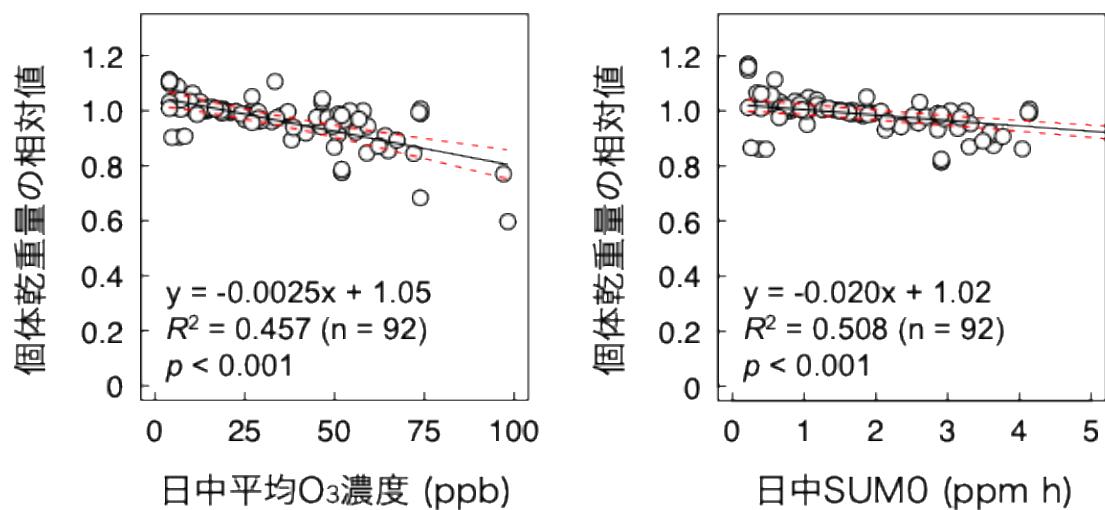


図 62 ハツカダイコン（品種：コメット）の個体乾重量の O_3 曜露-応答関係。

日中平均 O_3 濃度又は日中 SUMO の算出時間は 8 時間（8:00～16:00、8:30～16:30、9:00～17:00）。

実線（黒）は回帰直線、破線（赤）は 99% 信頼区間。個体乾重量の相対値は、各実験で求めた参照 O_3 濃度又は曝露量（それぞれ 20 ppb 及び 1.5 ppm h）における個体乾重量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 9 ハツカダイコン（品種：コメット）の成長（個体乾重量）における O_3 曜露-応答関係の解析結果。

曝露指標 (x)	日中 8 時間平均 O_3 濃度 (8:00～16:00、8:30～16:30、9:00～17:00)	日中 8 時間 SUMO (8:00～16:00、8:30～16:30、9:00～17:00)
エンドポイント (y)	個体乾重量	個体乾重量
O_3 曜露-応答関数	$y = -0.0025x + 1.05$	$y = -0.020x + 1.02$
R^2	0.457	0.508
プロット数	92	92
p 値	<0.001	<0.001
5%の成長低下 ^a を引き起す曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	40.0 ppb (33.0 – 48.5 ppb)	4.0 ppm h (3.1 – 5.2 ppm h)
10%の成長低下 ^a を引き起す曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	60.0 ppb (51.0 – 74.5 ppb)	6.6 ppm h (5.4 – 8.4 ppm h)

^a 統合参照 O_3 濃度（20 ppb もしくは 1.5 ppm h）における個体乾重量に対する低下率。

4.3.3 樹木の O_3 曝露-応答関係の解析

表 10～表 13 に、スギ (*Cryptomeria japonica*)、アカマツ (*Pinus densiflora*)、カラマツ (*Larix kaempferi*) 及びブナ (*Fagus crenata*) の成長 (個体乾重量) の O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要をまとめた。スギ、アカマツ及びブナを対象とした研究は関東地方で、カラマツを対象とした研究は関東地方と北海道で行われた。これらの研究では主に 1～2 年生の苗木を用い、樹木の成長期⁹である春から秋の期間 (3～6 月頃に開始し 9～11 月頃に終了する) に実施された。処理区は、浄化空気区、非浄化空気区又は O_3 曝露区 (一定 O_3 濃度、野外濃度に一定濃度 O_3 添加、あるいは、野外 O_3 濃度比例追隨) である。成長期にわたる O_3 曝露を実施した研究や成長期以外の期間も O_3 曝露を続ける (年間を通じて O_3 曝露を行う) 研究もあった。植物を育成し、 O_3 曝露を行った装置はオープントッピングチャンバー又は自然光型ファイトトロンであるが、Hiraoka *et al.* (2017) は開放系大気 CO_2 増加 (FACE) 実験の曝露装置を応用した O_3 曝露システムを採用した。表 10～表 13 に示した研究においては、 O_3 と土壌への窒素負荷、土壌への養分添加、高濃度 CO_2 、水ストレス、酸性雨等の他の環境要因との複合的な植物影響を調査した研究もあったが、本解析では高濃度 CO_2 処理区、水ストレス処理区、酸性雨処理区は解析対象から除外した。一方、土壌への窒素負荷や養分添加と O_3 の複合処理実験は、通常の生育環境に近い処理区のみならず、すべての処理区のデータを解析対象とした。

スギ、アカマツ、カラマツ及びブナの成長 (個体乾重量) の O_3 曝露-応答関係の解析結果をそれぞれ表 14～表 17 及び図 63～図 66 にまとめた。いずれの樹種においても、日中 12 時間の平均 O_3 濃度と各樹種の個体乾重量の相対値との間に有意な直線回帰式が得られ、その傾きの絶対値 (O_3 感受性の指標) はブナ > カラマツ > アカマツ > スギの順に高かった。また、統合参照 O_3 濃度における個体乾重量に対して 5% の成長低下が見込まれる O_3 濃度は、スギ、アカマツ、カラマツ及びブナの順にそれぞれ 65.2 ppb (99% 信頼区間: 48.5 – 99.2 ppb)、56.7 ppb (同: 44.6 – 80.3 ppb)、42.0 ppb (同: 25.5 – 59.9 ppb) 及び 38.2 ppb (同: 33.8 – 42.7 ppb) であり、10% の成長低下が見込まれる O_3 濃度はそれぞれ 110.3 ppb (同: 83.3 ppb – NA)、93.3 ppb (同: 72.6 ppb – NA)、63.9 ppb (同: 48.8 ppb – NA) 及び 56.5 ppb (同: 51.5 – 62.6 ppb) であった。なお、スギ、アカマツ、カラマツでは、解析に用いた O_3 曝露濃度又は曝露量の範囲で回帰直線の 99% 信頼区間の上限が 10% 低下の際の個体乾重量の相対値と一致する O_3 曝露指標が存在しなかった (NA)。

日中 12 時間 SUM0 においても、4 樹種の個体乾重量の相対値との間に有意な直線回帰式が得られたが、各樹種の R^2 は日中 12 時間の平均 O_3 濃度の R^2 に比べて低かった。

⁹ 植物が活発に光合成を行って成長する期間を指す。落葉樹の場合の成長期とは一般に着葉期間を意味する。

表 10 スギの成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要。

文献	試験地	樹齢	処理区	各処理区の成長データの個体数等	曝露期間	O ₃ 曝露指標の算出時刻と期間		O ₃ 以外の処理と本解析に用いた処理区	
						時刻	期間		
						平均濃度	SUM0		
松村ら (1996)	千葉県 我孫子市	2年生	0.4×O ₃ 1.0×O ₃ 2.0×O ₃ 3.0×O ₃	12 個体 (1993 年) 12 個体 (1994 年) 12 個体 (1995 年)	1993 年 4～10 月 1994 年 4～9 月 1995 年 5～10 月	12 時間 (6:00～18:00)	12 時間 (6:00～18:00)	168 日(1993 年 4～10 月) 168 日(1994 年 4～9 月) 168 日(1995 年 5～10 月)	
松村ら (1998)	千葉県 我孫子市	1年生	0.4×O ₃ 1.0×O ₃ 2.0×O ₃ 3.0×O ₃	12 個体	1995 年 5～9 月	12 時間 (6:00～18:00)	12 時間 (6:00～18:00)	140 日(1995 年 5～9 月) [酸性雨] pH5.6	
松村 (2000) Matsumura (2001)	千葉県 我孫子市 群馬県 前橋市	1～2 年生	CF NF	14 個体 (1993 年) 14 個体 (1994 年) 24 個体 (1995 年)	1993 年 6 月～ 1995 年 11 月 1994 年 5 月～ 1995 年 11 月	12 時間 (6:00～18:00)	12 時間 (6:00～18:00)	183 日(1993 年 6～11 月) 244 日(1994 年 4～11 月) 244 日(1995 年 4～11 月) [酸性ミスト] pH5.0	
Matsumura <i>et al.</i> (2005)	群馬県 前橋市	2年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃	8 個体/チャンバー× 2 チャンバー (2003 年)	2002 年 7～10 月 2003 年 3～10 月	12 時間 (6:00～18:00)	—	112 日(2002 年 7～10 月) 220 日(2003 年 3～10 月) [CO ₂ 曝露] Ambient	
Watanabe <i>et al.</i> (2006)	群馬県 前橋市	2年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃ 2.0×O ₃	4 個体/チャンバー× 3 チャンバー (2005 年)	2004 年 4 月～ 2005 年 11 月	—	日照時 (>50 W m ⁻² の 時間)	168 日(2004 年 4～9 月) 183 日(2005 年 4～9 月) [窒素] N0, N20, N50	
Hiraoka <i>et al.</i> (2017)	茨城県 つくば市	1年生	NF 2.0×O ₃	1 個体/品種/フレーム ×12 品種×3 フレー ム (2012 年)	2011 年 5～11 月 2012 年 4～11 月	10 時間 ^a (7:00～17:00)	—	195 日(2011 年 5～11 月) 210 日(2012 年 4～11 月) [CO ₂ 曝露] Ambient	

CF : 処理空気、NF : 非処理空気。

^a : 日中 12 時間の平均濃度又は SUM0 のどちらか一方が示されている場合、曝露日数を用いて相互に換算した。N0, N20, N50 : それぞれ 0, 20, 50 kg ha⁻¹ yr⁻¹ の窒素を土壤に添加した処理区。^a 日中 12 時間の平均濃度や SUM0 に換算できなかったため、曝露-応答関係の解析にそのまま用いた。

表 11 アカマツの成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要。

文献	試験地	樹齢	処理区	各処理区の成長データ の個体数等	曝露期間	O_3 曝露指標の算出時刻と期間		O_3 以外の処理 と本解析に用 いた処理区	
						時刻	期間		
						平均濃度	SUM0		
松村 (2000) Matsumura (2001)	千葉県 我孫子市 群馬県 前橋市	1~2年生	CF NF	14 個体 (1993 年) 14 個体 (1994 年) 24 個体 (1995 年)	1993 年 6 月～ 1995 年 11 月 1994 年 5 月～ 1995 年 11 月	12 時間 (6:00～18:00)	12 時間 (6:00～18:00)	183 日 (1993 年 6～11 月) 244 日 (1994 年 4～11 月) 244 日 (1995 年 4～11 月)	
Nakaji and Izuta (2001)	東京都 府中市	1 年生	CF 60 ppb	8 個体/チャンバー×2 チャンバー	1997 年 5～11 月	8 時間 ^a (9:00～17:00)	—	174 日 (1997 年 5～11 月)	
Nakaji <i>et al.</i> (2004)	東京都 府中市	1 年生	CF 60 ppb	4 個体/チャンバー×2 チャンバー (2001 年)	2000 年 5～11 月 2001 年 5～11 月	7 時間 ^a (11:00～18:00)	—	197 日 (2000 年 5～11 月) 176 日 (2001 年 5～11 月)	
Matsumura <i>et al.</i> (2005)	群馬県 前橋市	2 年生	CF 1.0× O_3 1.5× O_3	8 個体/チャンバー×2 チャンバー (2003 年)	2002 年 7～10 月 2003 年 3～10 月	12 時間 (6:00～18:00)	—	112 日 (2002 年 7～10 月) 220 日 (2003 年 3～10 月)	
Watanabe <i>et al.</i> (2006)	群馬県 前橋市	2 年生	CF 1.0× O_3 1.5× O_3 2.0× O_3	4 個体/チャンバー×3 チャンバー (2005 年)	2004 年 4 月～ 2005 年 11 月	—	日照時 (>50 W m ⁻² の 時間)	168 日 (2004 年 4～9 月) 183 日 (2005 年 4～9 月)	

CF: 清化空気、NF: 非清化空気。

—: 日中 12 時間の平均濃度又は SUM0 のどちらか一方が示されている場合、曝露日数を用いて相互に換算した。

N0, N20, N50, N100, N300: それぞれ 0, 20, 50, 100, 300 kg ha⁻¹ yr⁻¹ の窒素を土壤に添加した処理区。

^a表記の時刻以外は曝露を行っていないため CF 区と同じ濃度と仮定し、日中 12 時間の平均濃度又は SUM0 に換算した。なお、CF 区の濃度が報告されておらず、かつ、空気循環型のファイトトロン等を用いた実験の場合は、Watanabe *et al.* (2022) に報告されている数値 (3.8 ppb や 4.3 ppb) を参考に 4 ppb とみなした。

表 12 カラマツの成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要。

文献	試験地	樹齢	処理区	各処理区の成長データの個体数等	曝露期間	O ₃ 曝露指標の算出時刻と期間		O ₃ 以外の処理と本解析に用いた処理区
						時刻	期間	
						平均濃度	SUM0	
松村 (2000) Matsumura (2001)	千葉県 我孫子市 群馬県 前橋市	2年生	CF NF	14 個体 (1994 年) 24 個体 (1995 年)	1994 年 5 月～ 1995 年 11 月	12 時間 (6:00～18:00)	12 時間 (6:00～18:00)	244 日(1994 年 4～11 月) 244 日(1995 年 4～11 月) [酸性ミスト] pH5.0
Watanabe <i>et al.</i> (2006)	群馬県 前橋市	3年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃ 2.0×O ₃	4 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2005 年)	2004 年 4 月～ 2005 年 10 月	—	日照時 (>50 W m ⁻² の 時間)	168 日(2004 年 4～9 月) 183 日(2005 年 4～9 月) [窒素] N0, N20, N50
Koike <i>et al.</i> (2012)	北海道 札幌市	2年生	CF 60 ppb	2 個体/チャンバー × 4 チャンバー	2010 年 7～10 月	7 時間 ^a (10:00～17:00)	—	123 日(2010 年 7～10 月) [CO ₂ 曝露] Ambient
Sugai <i>et al.</i> (2018)	北海道 札幌市	2年生	CF NF NF+40 ppb NF+60 ppb	4 個体/チャンバー × 4 チャンバー (2014 年)	2013 年 6～10 月 2014 年 6～9 月	12 時間 (6:00～18:00)	—	135 日(2013 年 6～10 月) 90 日(2014 年 6～9 月)
Sugai <i>et al.</i> (2019)	北海道 札幌市	1年生	NF NF+60 ppb	4 個体/チャンバー × 4 チャンバー (2016 年)	2015 年 6～9 月 2016 年 5～8 月	12 時間 (6:00～18:00)	—	92 日(2015 年 6～9 月) 104 日(2016 年 5～8 月) [窒素] なし, あり

CF: 净化空気、NF: 非净化空気。

—: 日中 12 時間もしくは日照時の平均濃度又は SUM0 のどちらか一方が示されている場合、曝露日数を用いて相互に換算した。

N0、N20、N50: それぞれ 0、20、50 kg ha⁻¹ yr⁻¹ の窒素を土壤に添加した処理区。^a表記の時刻以外の O_3 曝露を行っていない時間帯は CF 区と同じ濃度と仮定し、日中 12 時間の平均濃度又は SUM0 に換算した。 O_3 濃度は Hoshika *et al.* (2012) も参照した。

表 13 ブナの成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要。

文献	試験地	樹齢	処理区 ^a	各処理区の成長データの個体数等	曝露期間	O ₃ 曝露指標の算出時刻と期間			O ₃ 以外の処理と本解析に用いた処理区	
						時刻	期間			
						平均濃度	SUM0			
松村 (2000) Matsumura (2001)	千葉県 我孫子市 群馬県 前橋市	1年生	CF NF	14 個体 (1994 年) 24 個体 (1995 年)	1994 年 5 月～ 1995 年 11 月	12 時間 (6:00～18:00)	12 時間 (6:00～18:00)	244 日 (1994 年 4～11 月) 244 日 (1995 年 4～11 月)	[酸性ミスト] pH5.0	
Yonekura <i>et al.</i> (2001)	東京都 府中市	4年生	CF 60 ppb	15 個体/チャンバー × 2 チャンバー	1999 年 5～10 月	7 時間 ^a (11:00～18:00)	—	156 日 (1999 年 5～10 月)	[灌水] WW	
Matsumura <i>et al.</i> (2005)	群馬県 前橋市	4年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃	8 個体/チャンバー × 2 チャンバー (2003 年)	2002 年 7～10 月 2003 年 3～10 月	12 時間 (6:00～18:00)	—	112 日 (2002 年 7～10 月) 220 日 (2003 年 3～10 月)	[CO ₂ 曝露] Ambient	
Yamaguchi <i>et al.</i> (2007a, b)	群馬県 前橋市	2年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃ 2.0×O ₃	4 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2004 年) 4 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2005 年)	2004 年 4 月～ 2005 年 10 月	12 時間 (6:00～18:00)	日照時 (>50 W m ⁻² の時間)	168 日 (2004 年 4～9 月) 183 日 (2005 年 4～9 月)	[窒素] N0, N20, N50	
武田と相原 (2007)	神奈川県 山北町	2年生	CF NF	6 個体/チャンバー × 2 チャンバー (2004 年)	2002 年 4～11 月 2003 年 4～11 月 2004 年 4～11 月	12 時間 (6:00～18:00) ^b	12 時間 (6:00～18:00) ^b	183 日 (2002 年 4～11 月) ^b 183 日 (2003 年 4～11 月) ^b 183 日 (2004 年 4～11 月) ^b		
Kinose <i>et al.</i> (2017) Watanabe <i>et al.</i> (2019)	東京都 八王子市	2年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃	5 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2014 年) 5 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2015 年)	2014 年 5～11 月 2015 年 4～10 月	12 時間 (6:00～18:00)	日照時 (>50 W m ⁻² の時間)	200 日 (2014 年 5～11 月) 189 日 (2015 年 4～10 月)	[養分] NF, LF, HF	
Yamaguchi <i>et al.</i> (2019)	群馬県 前橋市	3年生	CF 1.0×O ₃ 1.5×O ₃ 2.0×O ₃	8 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2013 年)	2012 年 4～11 月 2013 年 3～11 月	12 時間 (6:00～18:00)	—	211 日 (2012 年 4～11 月) 231 日 (2013 年 3～11 月)		

表 13 ブナの成長（個体乾重量）における O_3 曝露-応答関係の解析に用いた研究の概要（つづき）.

文献	試験地	樹齢	処理区 ^a	各処理区の成長データの個体数等	曝露期間	O ₃ 曝露指標の算出時刻と期間			O ₃ 以外の処理と本解析に用いた処理区	
						時刻	期間			
						平均濃度	SUM0			
Watanabe <i>et al.</i> (2022)	東京都 府中市	2年生	low O_3 2.0× O_3	5 個体/チャンバー × 3 チャンバー (2019年)	2018年 6~10月 2019年 4~9月	日照時	—	134日(2018年 6~10月) 176日(2019年 4~9月)	[窒素] N0, N50, N100 [CO ₂ 曝露] Ambient	

CF：浄化空気、NF：非浄化空気、low O_3 ：フィルターによる O_3 の除去は行っていないが、チャンバー内で空気が循環しており濃度が低い空気。

—：日中 12 時間もしくは日照時の平均濃度又は SUM0 のどちらか一方が示されている場合、曝露日数を用いて相互に換算した。

WW：充分に灌水した処理区。

N0、N20、N50、N100：それぞれ 0、20、50、100 kg ha⁻¹ yr⁻¹ の窒素を土壤に添加した処理区。

NF：肥料なし、LF：低濃度肥料添加区（液体肥料を 2 週間に 1 回、2000 倍希釈で添加）、HF：高濃度肥料添加（液体肥料を 2 週間に 1 回 1000 倍希釈で添加）。

^a表記の時刻以外の曝露を行っていない時間帯は CF 区と同じ濃度と仮定して日中 12 時間の平均濃度又は SUM0 に換算した。なお、CF 区の濃度が報告されておらず、かつ、空気循環型のファイトトロン等を用いた実験の場合は、Watanabe *et al.* (2022) に報告されている数値 (3.8 ppb や 4.3 ppb) を参考に 4 ppb とみなした。

^b神奈川県大気汚染常時監視測定結果 (<https://www.pref.kanagawa.jp/sys/taikikanshi/kanshi/realtime/index.html>) をもとに 4~11 月の日中 12 時間の平均濃度又は SUM0 を算出した。

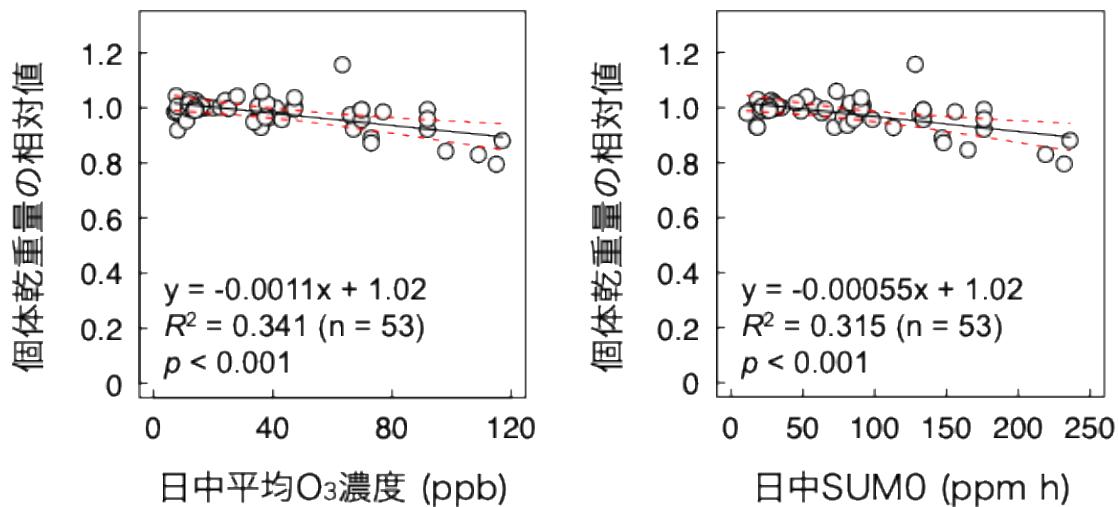


図 63 スギの個体乾重量の O_3 曝露-応答関係。

日中平均 O_3 濃度又は日中 SUMO の算出時間は 12 時間 (6:00~18:00)。実線 (黒) は回帰直線、破線 (赤) は 99% 信頼区間。個体乾重量の相対値は、各実験で求めた参照 O_3 濃度又は曝露量 (それぞれ 20 ppb 及び 40 ppm h) における個体乾重量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 14 スギの成長における O_3 曝露-応答関係の解析結果。

O_3 曝露指標 (x)	日中 12 時間平均濃度 (6:00~18:00)	日中 12 時間 SUMO (6:00~18:00)
エンドポイント (y)	個体乾重量	個体乾重量
O_3 曝露-応答関数	$y = -0.0011x + 1.02$	$y = -0.00055x + 1.02$
R^2	0.341	0.315
プロット数	53	53
p 値	< 0.001	< 0.001
5%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	65.2 ppb (48.5 – 99.2 ppb)	131.1 ppm h (97.1 – 206.8 ppm h)
10%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	110.3 ppb (83.3 ppb – NA)	222.3 ppm h (166.0 ppm h – NA)

^a 統合参照 O_3 濃度 (20 ppb もしくは 40 ppm h) における個体乾重量に対する低下率。

NA : 解析に用いた O_3 曝露濃度又は曝露量の範囲では、回帰直線の 99% 信頼区間の上限が 10% 低下の際の個体乾重量の相対値と一致する O_3 曝露指標が存在しない。

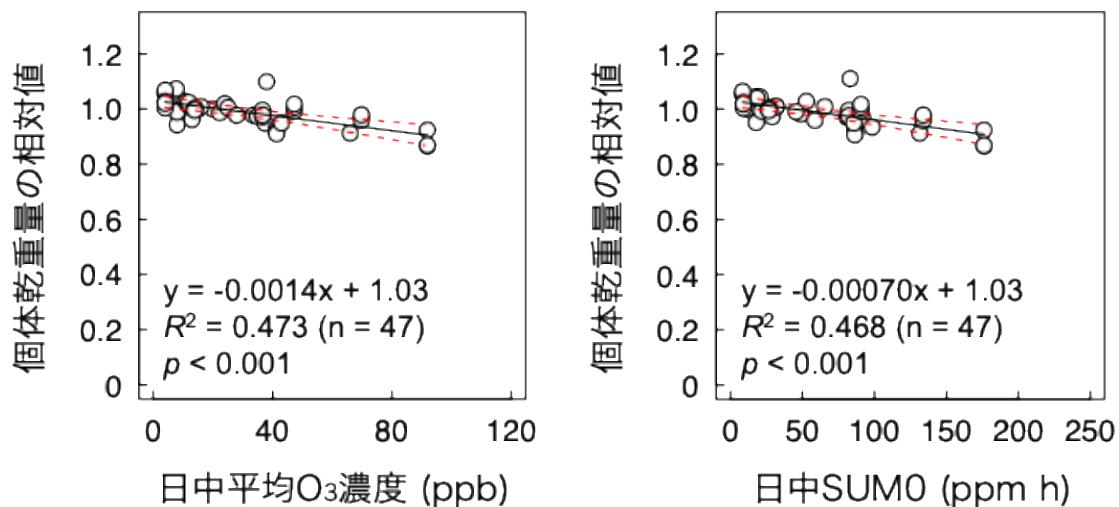


図 64 アカマツの個体乾重量の O_3 曝露-応答関係。

日中平均 O_3 濃度又は日中 SUMO の算出時間は 12 時間 (6:00~18:00)。実線 (黒) は回帰直線、破線 (赤) は 99% 信頼区間。個体乾重量の相対値は、各実験で求めた参照 O_3 濃度又は曝露量 (それぞれ 20 ppb 及び 40 ppm h) における個体乾重量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 15 アカマツの成長における O_3 曝露-応答関係の解析結果。

O_3 曝露指標 (x)	日中 12 時間平均濃度 (6:00~18:00)	日中 12 時間 SUMO (6:00~18:00)
エンドポイント (y)	個体乾重量	個体乾重量
O_3 曝露-応答関数	$y = -0.0014x + 1.03$	$y = -0.00070x + 1.03$
R^2	0.473	0.468
プロット数	47	47
p 値	< 0.001	< 0.001
5%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	56.7 ppb (44.6 – 80.3 ppb)	112.1 ppm h (88.9 – 157.3 ppm h)
10%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	93.3 ppb (72.6 ppb – NA)	184.2 ppm h (144.0 ppm h – NA)

^a 統合参照 O_3 濃度 (20 ppb もしくは 40 ppm h) における個体乾重量に対する低下率。

NA: 解析に用いた O_3 曝露濃度又は曝露量の範囲では、回帰直線の 99% 信頼区間の上限が 10% 低下の際の個体乾重量の相対値と一致する O_3 曝露指標が存在しない。

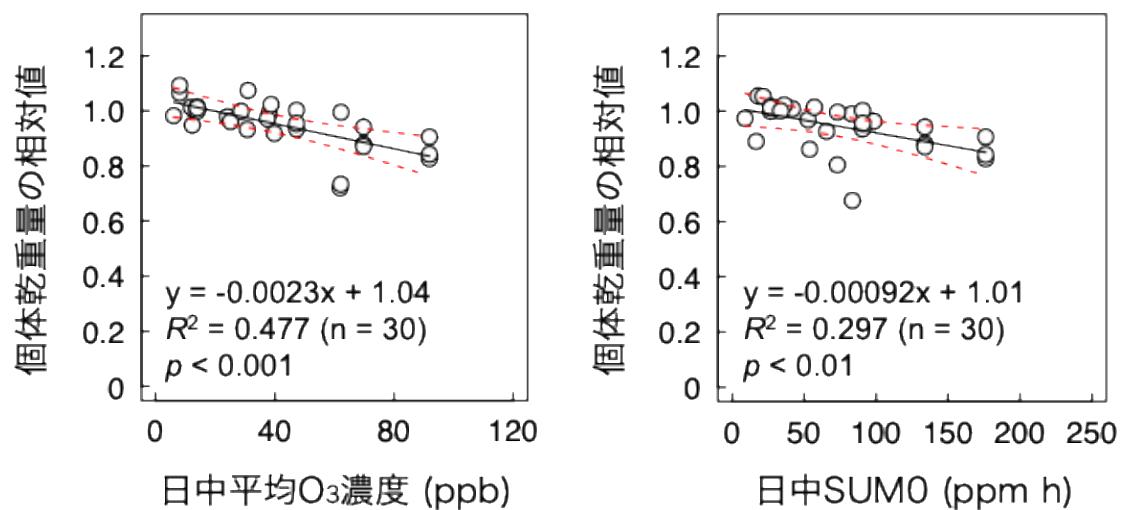


図 65 カラマツの個体乾重量の O_3 噴露-応答関係.

日中平均 O_3 濃度又は日中 SUMO の算出時間は 12 時間 (6:00~18:00)。実線 (黒) は回帰直線、破線 (赤) は 99% 信頼区間。個体乾重量の相対値は、各実験で求めた参照 O_3 濃度又は曝露量 (それぞれ 20 ppb 及び 40 ppm h) における個体乾重量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 16 カラマツの成長における O_3 噴露-応答関係の解析結果.

O_3 噴露指標 (x)	日中 12 時間平均濃度 (6:00~18:00)	日中 12 時間 SUMO (6:00~18:00)
エンドポイント (y)	個体乾重量	個体乾重量
O_3 噴露-応答関数	$y = -0.0023x + 1.04$	$y = -0.00092x + 1.01$
R^2	0.477	0.297
プロット数	30	30
p 値	< 0.001	< 0.01
5%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	42.0 ppb (25.5 – 59.9 ppb)	92.9 ppm h (49.4 ppm h – NA)
10%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	63.9 ppb (48.8 ppb – NA)	145.8 ppm h (100.2 ppm h – NA)

^a 統合参照 O_3 濃度 (20 ppb もしくは 40 ppm h) における個体乾重量に対する低下率。

NA : 解析に用いた O_3 噴露濃度又は曝露量の範囲では、回帰直線の 99% 信頼区間の上限が 5% 又は 10% 低下の際の個体乾重量の相対値と一致する O_3 噴露指標が存在しない。

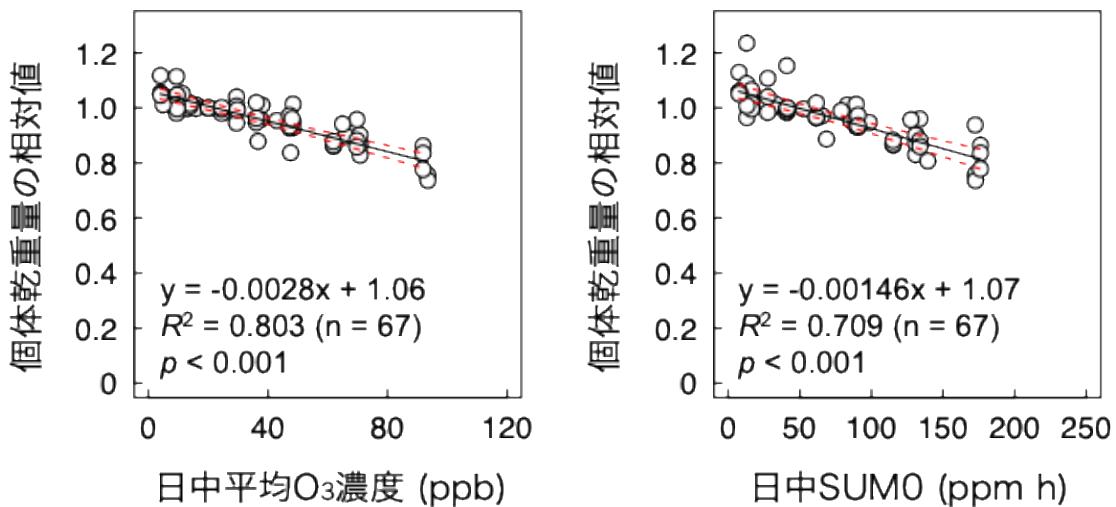


図 66 ブナの個体乾重量の O_3 曝露-応答関係。

日中平均 O_3 濃度又は日中 SUMO の算出時間は 12 時間 (6:00~18:00)。実線 (黒) は回帰直線、破線 (赤) は 99% 信頼区間。個体乾重量の相対値は、各実験で求めた参照 O_3 濃度又は曝露量 (それぞれ 20 ppb 及び 40 ppm h) における個体乾重量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 17 ブナの成長における O_3 曝露-応答関係の解析結果。

O_3 曝露指標 (x)	日中 12 時間平均濃度 (6:00~18:00)	日中 12 時間 SUMO (6:00~18:00)
エンドポイント (y)	個体乾重量	個体乾重量
O_3 曝露-応答関数	$y = -0.0028x + 1.06$	$y = -0.00146x + 1.07$
R^2	0.803	0.709
プロット数	67	67
p 値	< 0.001	< 0.001
5%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	38.2 ppb (33.8 – 42.7 ppb)	74.7 ppm h (63.3 – 86.3 ppm h)
10%の成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度又は曝露量 (99%信頼区間)	56.5 ppb (51.5 – 62.6 ppb)	109.3 ppm h (96.9 – 125.3 ppm h)

^a 統合参照 O_3 濃度 (20 ppb もしくは 40 ppm h) における個体乾重量に対する低下率。

4.3.4 O_3 曝露指標の比較

4.3.1 項で述べたように、 O_3 曝露-応答関係の解析に用いる O_3 曝露指標として、日中平均 O_3 濃度と日中 SUM0 を用いた解析を行った（表 7、表 9、表 14～表 17）。4.3.1(1)に示したように、日中平均 O_3 濃度を用いた解析では参照 O_3 濃度を 20 ppb とし、日中 SUM0 を用いた解析では参照 SUM0 をイネは 25 ppm h、ハツカダイコンは 1.5 ppm h、樹木は 40 ppm h とした。得られた O_3 曝露-応答関数の決定係数 (R^2) は、ハツカダイコン以外の植物種において、 O_3 曝露指標として日中平均 O_3 濃度を用いた際に高かった。この傾向は特に樹木で顕著であり、その原因として研究ごとに O_3 曝露期間が異なることが挙げられる。すなわち、植物の成長や農作物の収量に対する O_3 の影響は植物の成長段階によって異なるにもかかわらず、長期にわたって植物に O_3 を曝露した研究ではその成長低下に大きく寄与しないと考えられる時期の O_3 濃度も SUM0 に含まれるため、 O_3 曝露-応答関数の R^2 が低くなつたと考えられる。これに対して、日中平均 O_3 濃度を用いた場合は研究間の O_3 曝露期間の違いの影響を受けずに O_3 曝露-応答関数を導出できるため、得られた直線回帰式の R^2 も高いことが考えられる。したがって、 O_3 曝露指標として日中平均 O_3 濃度を用いる方が適切であると判断した。

4.4 光化学オキシダントの植物影響に係る環境目標値に関する考察

「光化学オキシダントの植物影響に関するまとめ」（参考資料2）を元に、光化学オキシダントの植物影響の定量評価を行った。

光化学オキシダントの植物影響に関する知見の大半は、その主成分である O_3 に関するものである。「光化学オキシダントの植物影響に関するまとめ」（参考資料2）のとおり、日本の農作物に対する O_3 の影響に関する研究に基づくと、 O_3 は様々な農作物の成長や収量等に対して悪影響を及ぼすことは明らかである。樹木に対する O_3 の影響に関する研究では、日本の現状濃度レベルの O_3 によっていくつもの樹種で成長が低下することが報告されており、野外で生育する樹木の成長に対して O_3 が悪影響を及ぼす可能性がある。また、農作物の成長や収量における O_3 感受性や樹木の成長における O_3 感受性には種間差異や品種間差異があることが報告されている。一方、 O_3 以外の光化学オキシダントの成分である PAN は、日本の植物に対する影響に関する研究が極めて限られている。以上から、植物保護のための光化学オキシダントの環境基準の評価にあたっては、 O_3 を指標物質として環境目標値を示すことが適切であると判断された。

O_3 の植物影響を定量的に評価するために、植物への総体的な O_3 の影響を表す指標である成長（個体乾重量）や収量の変化率と O_3 曝露指標の関係（ O_3 曝露-応答関係）を解析した。日本国内における研究データが比較的充実していた植物種を解析対象とし、農作物ではイネとハツカダイコン、樹木ではスギ、アカマツ、カラマツ及びブナとした。イネでは収量を、それ以外の植物種では個体乾重量に対する影響を報告した複数の研究で得られた結果を統合し、 O_3 曝露-応答関係を解析した（図 67）。この解析に用いた O_3 曝露指標は、農作物では日中 7 時間もしくは 8 時間平均 O_3 濃度であり、樹木では日中 12 時間平均 O_3 濃度である。これらの O_3 曝露指標は、解析の元となった研究で用いられていた O_3 曝露指標から最適なものを選択した。 O_3 曝露-応答関係を解析して得られた直線回帰式はいずれも有意であり、 O_3 濃度の上昇に伴う収量もしくは個体乾重量（以下、収量等とする）の低下が認められた。

4.3.1(2)で述べたとおり、環境目標値の目安となる O_3 曝露水準は、収量等の一定の低下率を引き起こす O_3 濃度とし、直線回帰式から算出した。本評価では、欧米の評価等を参考に 5% 又は 10% の収量等の低下を引き起こす値とした。なお、低下率を算出するための比較対象となる収量等を推定するための統合参考 O_3 濃度は 20 ppb とした。また、環境目標値の目安となる O_3 曝露水準の平均化時間と対象期間については、 O_3 曝露-応答関数の導出に用いた研究で示されていた曝露指標の時間帯や期間と植物の成長期間等を元に検討した。その結果、環境目標値の目安となる 5% 又は 10% の収量等の低下を引き起こす O_3 濃度とその平均化時間や対象期間は、植物種によって異なっていた（表 18）。

農作物を対象とした環境目標値の目安として、イネにおいて 5% 又は 10% の収量等の低下を引き起こす O_3 濃度はそれぞれ 34.8 ppb 及び 49.6 ppb であった。その平均化時間は、 O_3 曝露-応答関数の導出に用いた研究で示されている曝露指標の時間帯や期間、イネの栽培期間等を総合的に勘案し、日中 7 時間平均値（9:00～16:00）の 4 か月平均値（6～9 月）が適切であると考えられた。ハツカダイコンにおいて 5% 又は 10% の個体乾重量等の低下を引き起こす O_3 濃度はそれぞれ 38.1 ppb 及び 51.2 ppb であり、その平均化時間は O_3 曝露-応答

関数の導出に用いた研究で示されている曝露指標の時間帯から日中 8 時間平均値（8:00～16:00）とした。イネとは異なり、ハツカダイコンは通年栽培される農作物であることから、対象期間（時期）を定めることは困難であった。ここで、ハツカダイコンの O_3 曝露・応答関数の導出に用いた研究は、大気環境を評価するための指標植物としてハツカダイコンを用いた 7 日間の曝露実験が主体であるため、農作物としての栽培期間から考えると、 O_3 曝露期間が非常に短い研究がほとんどである。そのため、環境目標値の目安の評価対象とする農作物としてはイネが適切であると考えられた。

樹木を対象とした環境目標値の目安としては、 O_3 感受性の樹種間差異（別添 2 参照）で示したように、個体乾重量の 5% 又は 10% の低下がみられる O_3 濃度はブナで最も低く、それぞれ 38.2 ppb 及び 56.5 ppb であった。スギ、カラマツ、アカマツ、ブナの平均化時間は、 O_3 曝露・応答関数の導出に用いた研究で示されている曝露指標の時間帯や期間、樹木の成長期間等を総合的に勘案し、いずれも日中 12 時間平均値（6:00～18:00）の 6 か月平均値（4～9 月）が適切であると考えられた。

農作物と樹木で環境目標値の目安となる 5% 又は 10% の収量等の低下を引き起こす O_3 濃度を比較すると（表 18）、最も低かったのはイネであり、環境目標値の検討においてはイネの解析結果を重要視することが適切であると考えられた。一方、樹木における 5% 又は 10% の収量等の低下を引き起こす O_3 濃度はイネよりも高いが、その平均化時間や対象期間は異なる。樹木は成長期間が農作物よりも長く、スギ、アカマツ、カラマツ及びブナはいずれも日本の代表的な樹種であることから、樹木を対象とした解析で得られた環境目標値の目安は、日本の樹木に対する O_3 の影響を考慮する際の重要な情報となると考えられた。

環境目標値の検討にあたっては、今回 O_3 曝露・応答関係の導出が可能であった農作物等であり、国内において重要な農作物であるイネの収量の 5～10 % の低下に対応する日中 7 時間平均値（9:00～16:00）の 4 か月平均値（6～9 月）34.8～49.6 ppb と、樹木で最も感受性が高いブナの成長（個体乾重量）の 5～10 % の低下に対応する日中 12 時間平均値（6:00～18:00）の 6 か月平均値（4～9 月）38.2～56.5 ppb を目安とすることが適切であると考えられた。

日本の農作物に対する O_3 の影響に関する研究に基づくと、 O_3 は様々な農作物の成長や収量等に対して悪影響を及ぼすことは明らかである。また、樹木に対する O_3 の影響に関する研究では、日本の現状濃度レベルの O_3 によっていくつかの樹種で成長が低下することが報告されており、野外で生育する樹木の成長に対して O_3 が悪影響を及ぼす可能性がある。今回複数の日本の植物種に関して O_3 曝露・応答関係の導出とそれに基づく環境目標値の目安の導出が可能であった。したがって、 O_3 の環境目標値の設定に当たっては、人健康への影響の回避の観点のみならず、日本の植物への影響も考慮することが適当である。

なお、日最高 8 時間値の年平均値と、上述の日中 7 時間平均値（9:00～16:00）の 4 か月平均値（6～9 月）及び日中 12 時間平均値（6:00～18:00）の 6 か月平均値（4～9 月）について大気モニタリングデータの解析を行ったところ（「参考資料 3 モニタリング結果の詳細 5. 植物影響評価の曝露指標と健康影響評価の曝露指標の関連性の解析」参照）、これら指標間の回帰式から日中 7 時間平均値（9:00～16:00）の 4 か月平均値（6～9 月）34.8～49.6 ppb、日中 12 時間平均値（6:00～18:00）の 6 か月平均値（4～9 月）38.2～56.5 ppb に相

当する日最高 8 時間値の年平均値はそれぞれ約 37~54 ppb、約 41~64 ppb と推定され、その下限値は健康影響に関する長期曝露に係る環境目標値 40 ppb(0.04 ppm)と概ね同程度である。

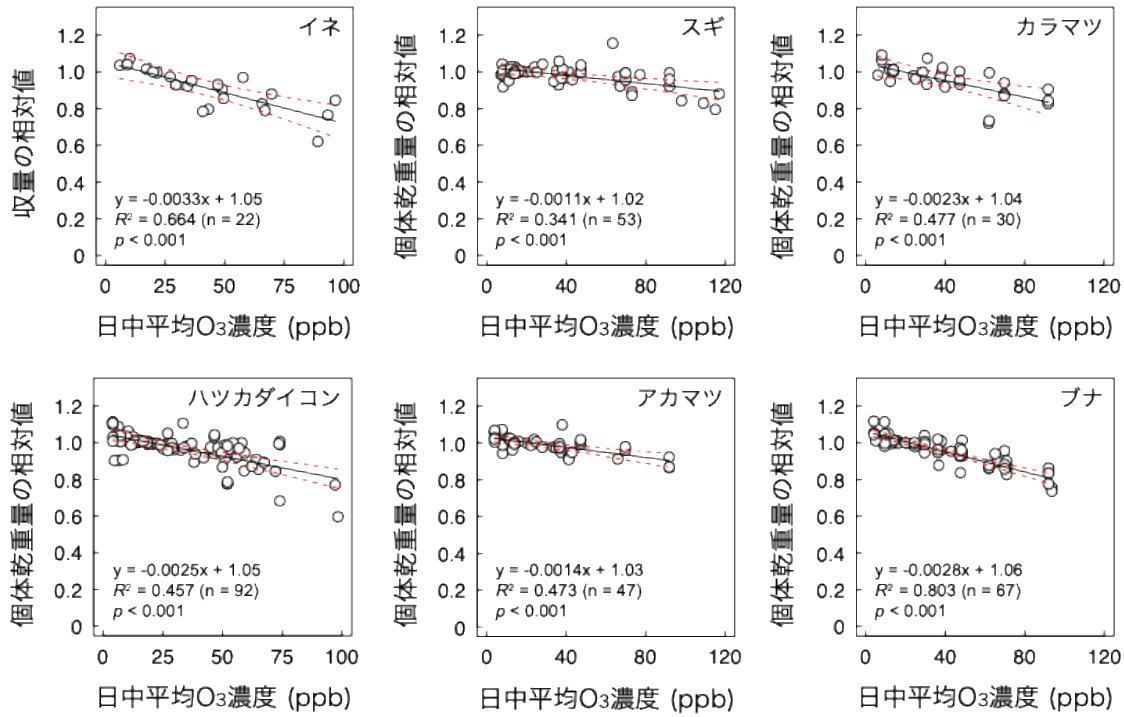


図 67 イネ（品種：コシヒカリ）の収量とハツカダイコン（品種：コメット）、スギ、アカマツ、カラマツ及びブナの個体乾重量の O₃曝露-応答関係。

平均 O₃ 濃度の算出時間は、イネでは 7 時間もしくは 8 時間、ハツカダイコンでは 8 時間、樹木では 12 時間。実線（黒）は回帰直線、破線（赤）は 99% 信頼区間。収量又は個体乾重量の相対値は、各実験で求めた参照 O₃ 濃度（20 ppb）における収量又は個体乾重量に対する相対値。曝露-応答関係の導出方法は 4.3.1(1) 及び 4.3.1(2) 参照。

表 18 O_3 曝露-応答関係の解析に用いたエンドポイント及び曝露指標と導出された環境目標値の目安となる O_3 曝露水準。

植物種	農作物		樹木			
	イネ (品種:コシヒカリ)	ハツカダイコン (品種:コメット)	スギ	アカマツ	カラマツ	ブナ
エンドポイント	収量	個体乾重量	個体乾重量	個体乾重量	個体乾重量	個体乾重量
O_3 曝露指標	日中 7 時間 平均濃度	日中 8 時間 平均濃度	日中 12 時間 平均濃度	日中 12 時間 平均濃度	日中 12 時間 平均濃度	日中 12 時間 平均濃度
対象時刻	9:00～16:00	8:00～16:00	6:00～18:00	6:00～18:00	6:00～18:00	6:00～18:00
対象期間	6～9 月	— ^b	4～9 月	4～9 月	4～9 月	4～9 月
5%の収量又は成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度 (99%信頼区間)	34.8 ppb (17.7 – 46.8 ppb)	40.0 ppb (33.0 – 48.5 ppb)	65.2 ppb (48.5 – 99.2 ppb)	56.7 ppb (44.6 – 80.3 ppb)	42.0 ppb (25.5 – 59.9 ppb)	38.2 ppb (33.8 – 42.7 ppb)
10%の収量又は成長低下 ^a を引き起こす曝露濃度 (99%信頼区間)	49.6 ppb (37.1 – 64.6 ppb)	60.0 ppb (51.0 – 74.5 ppb)	110.3 ppb (83.3 ppb – NA)	93.3 ppb (72.6 ppb – NA)	63.9 ppb (48.8 ppb – NA)	56.5 ppb (51.5 – 62.6 ppb)

^a 統合参照 O_3 濃度 (20 ppb) における収量もしくは個体乾重量に対する低下率。

^b 通年栽培のため期間は記載せず。

NA : 解析に用いた O_3 曝露濃度又は曝露量の範囲では、回帰直線の99%信頼区間の上限が5%又は10%低下の際の個体乾重量の相対値と一致する O_3 曝露指標が存在しない。

4.5 参考文献

- Hiraoka, Y., Iki, T., Nose, M., Tobita, H., Yazaki, K., Watanabe, A., Fujisawa, Y. & Kitao, M. (2017) Species characteristics and intraspecific variation in growth and photosynthesis of *Cryptomeria japonica* under elevated O₃ and CO₂. *Tree Physiology*, 37, 733-743.
- Hoshika, Y., Watanabe, M., Inada, N. & Koike, T. (2012) Growth and leaf gas exchange in three birch species exposed to elevated ozone and CO₂ in summer. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 5017-5025.
- Izuta, T., Funada, S., Ohashi, T., Miyake, H. & Totsuka, T. (1991) Effects of low concentrations of ozone on the growth of radish plants under different light intensities. *Environmental Sciences*, 1, 21-33.
- Izuta, T., Miyake, H. & Totsuka, T. (1993) Evaluation of air-polluted environment based on the growth of radish plants cultivated in small-sized open-top chambers. *Environmental Sciences*, 2, 25-37.
- Kinose, Y., Fukamachi, Y., Okabe, S., Hiroshima, H., Watanabe, M. & Izuta, T. (2017) Nutrient supply to soil offsets the ozone-induced growth reduction in *Fagus crenata* seedlings. *Trees*, 31, 259-272.
- Kobayashi, K., Okada, M. & Nouchi, I. (1995) Effects of ozone on dry matter partitioning and yield of Japanese cultivars of rice (*Oryza sativa* L.). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 53, 109-122.
- Koike, T., Mao, Q., Inada, N., Kawaguchi, K., Hoshika, Y., Kita, K. & Watanabe, M. (2012) Growth and photosynthetic responses of cuttings of a hybrid larch (*Larix gmelinii* var. *japonica* x *L. kaempferi*) to elevated ozone and/or carbon dioxide. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 6, 104-110.
- Matsumura, H. (2001) Impacts of ambient ozone and/or acid mist on the growth of 14 tree species: an open-top chamber study conducted in Japan. *Water, Air, & Soil Pollution*, 130, 959-964.
- Matsumura, H., Mikami, C., Sakai, Y., Murayama, K., Izuta, T., Yonekura, T., Miwa, M. & Kohno, Y. (2005) Impacts of elevated O₃ and/or CO₂ on growth of *Betula platyphylla*, *Betula ermanii*, *Fagus crenata*, *Pinus densiflora* and *Cryptomeria japonica* seedlings. *Journal of Agricultural Meteorology*, 60, 1121-1124.
- Mills, G., Buse, A., Gimeno, B., Bermejo, V., Holland, M., Emberson, L. and Pleijel, H. (2007) A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops. *Atmospheric Environment*, 41(12), 2630-2643.
- Nakaji, T. & Izuta, T. (2001) Effects of ozone and/or excess soil nitrogen on growth, needle gas exchange rates and Rubisco contents of *Pinus densiflora* seedlings. *Water, Air, & Soil Pollution*, 130, 971-976.

- Nakaji, T., Kobayashi, T., Kuroha, M., Omori, K., Matsumoto, Y., Yonekura, T., Watanabe, K., Utriainen, J. & Izuta, T. (2004) Growth and nitrogen availability of red pine seedlings under high nitrogen load and elevated ozone. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 4, 277-287.
- Pleijel, H. (1996) Statistical aspects of critical levels for ozone based on yield reductions in crops. In *Critical Levels for Ozone in Europe: Testing and Finalizing the Concepts*. UNECE Workshop report (Kärenlampi, L. and Skärby L. eds.), pp. 138-150. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science, Kuopio, Finland.
- Sugai, T., Kam, D.G., Agathokleous, E., Watanabe, M., Kita, K. & Koike, T. (2018) Growth and photosynthetic response of two larches exposed to O₃ mixing ratios ranging from preindustrial to near future. *Photosynthetica*, 56, 901-910.
- Sugai, T., Watanabe, T., Kita, K. & Koike, T. (2019) Nitrogen loading increases the ozone sensitivity of larch seedlings with higher sensitivity to nitrogen loading. *Science of The Total Environment*, 663, 587-595.
- US EPA (U. S. Environmental Protection Agency) (2020) *Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants*. US EPA.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Iwasaki, M., Matsuo, N., Naba, J., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (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*, 41, 320-334.
- Watanabe, M., Okabe, S., Kinose, Y., Hiroshima, H. & Izuta, T. (2019) Effects of ozone on soil respiration rate of Siebold's beech seedlings grown under different soil nutrient conditions. *Journal of Agricultural Meteorology*, 75, 39-46.
- Watanabe, M., Li, J., Matsumoto, M., Aoki, T., Ariura, R., Fuse, T., Zhang, Y., Kinose, Y., Yamaguchi, M. & Izuta, T. (2022) Growth and photosynthetic responses to ozone of Siebold's beech seedlings grown under elevated CO₂ and soil nitrogen supply. *Environmental Pollution*, 304, 119233.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Iwasaki, M., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2007a) Growth and photosynthetic responses of *Fagus crenata* seedlings to O₃ under different nitrogen loads. *Trees*, 21, 707-718.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Matsuo, N., Naba, J., Funada, R., Fukami, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2007b) Effects of nitrogen supply on the sensitivity to O₃ of growth and photosynthesis of Japanese beech (*Fagus crenata*) seedlings. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 7, 131-136.
- Yamaguchi, M., Inada, H., Satoh, R., Hoshino, D., Nagasawa, A., Negishi, Y., Sasaki, H., Nouchi, I., Kobayashi, K. & Izuta, T. (2008) Effects of ozone on the growth, yield and leaf gas exchange rates of two Japanese cultivars of rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Agricultural Meteorology*, 64, 131-141.

- Yamaguchi, M., Hoshino, D., Inada, H., Akhtar, N., Sumioka, C., Takeda, K. & Izuta, T. (2014) Evaluation of the effects of ozone on yield of Japanese rice (*Oryza sativa* L.) based on stomatal ozone uptake. *Environmental Pollution*, 184, 472-480.
- Yamaguchi, M., Kinose, Y., Matsumura, H. & Izuta, T. (2019) Evaluation of O₃ effects on cumulative photosynthetic CO₂ uptake in seedlings of four Japanese deciduous broad-leaved forest tree species based on stomatal O₃ uptake. *Forests*, 10, 556.
- Yonekura, T., Dokiya, Y., Fukami, M. & Izuta, T. (2001) Effects of ozone and/or soil water stress on growth and photosynthesis of *Fagus crenata* seedlings. *Water, Air, & Soil Pollution*, 130, 965-970.
- Yonekura, T., Shimada, T., Miwa, M., Arzate, A. & Ogawa, K. (2005a) Impacts of tropospheric ozone on growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Agricultural Meteorology*, 60, 1045-1048.
- Yonekura, T., Kihira, A., Shimada, T., Miwa, M., Arzate, A., Izuta, T. & Ogawa, K. (2005b) Impacts of O₃ and CO₂ enrichment on growth of komatsuna (*Brassica campestris*) and radish (*Raphanus sativus*). *Phyton, Annales Rei Botanicae, Horn*, 45, 229-235.
- 伊豆田 猛, 滝川正義, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 績. (1988a) ハツカダイコンの生長を指標とした小型 オープントップチャンバーによる大気環境の評価. 大気汚染学会誌, 23, 284-292.
- 伊豆田 猛, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 績. (1988b) オープントップチャンバー(OTC)法による府中市における大気環境の評価. 人間と環境, 14, 12-22.
- 伊豆田 猛, 船田 周, 大橋 肇, 三宅 博, 戸塚 績. (1988c) 異なる温度条件下におけるハツカダイコンの生長に対するオゾンの影響. 大気汚染学会誌, 23, 209-217.
- 伊豆田 猛, 大津 源, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 績. (1992) オープントップチャンバー法による東京都 奥多摩町における大気環境評価. 大気汚染学会誌, 27, 329-335.
- 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, 107-117.
- 中島健太郎, 西 祐理子, 川田彩香, 山口真弘. (2018) オープントップチャンバー法を用いたハツカダイコンの生長に対するオゾンの影響を指標とした長崎の大気環境評価. 大気環境学会誌, 53, 186-193.
- 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.
- 松村秀幸. (2000) 9 種の針葉樹と 5 種の落葉広葉樹の生長におよぼす人工酸性ミストとオゾンの単独および複合影響. 電力中央研究所報告 U99035.

矢島正晴. (1993) 水稲の物質生産に及ぼす影響の定量的解析. 農林水産技術会議事務局 (編)
長期・低濃度広域大気汚染が主要農作物に及ぼす影響の解明と評価法の開発に関する研究, 279, pp. 14-19.

別添1 O_3 曝露-応答関係の評価における不確実性

O_3 曝露に対するイネの収量とハツカダイコン、スギ、アカマツ、カラマツ、ブナの成長（個体乾重量）の O_3 曝露-応答関係式に含まれうる不確実性を検討し、整理する。

（1）生育環境による O_3 影響の違い

植物に対する O_3 の影響は、その生育環境によって変化する。例えば、光強度、気温、土壤水分、土壤への窒素負荷量、施肥量、大気 CO_2 濃度、酸性降下物等の環境要因は、農作物や樹木に対する O_3 の影響やその程度を変化させることが報告されている。生育環境の違いは気孔を介した葉の O_3 吸収量や葉内における O_3 の解毒量の変化等を通して O_3 の影響の程度を変化させる可能性があり、実験で得られた O_3 濃度もしくは積算曝露量と成長や収量との関係を実験範囲外の環境に適用する際に不確実性が生じる。そこで、以下の（1-1）～（1-3）では、こうした生育環境の違いをもたらす実験上の問題点や注意点を述べる。

（1-1）実験環境と野外の実環境との違い

O_3 曝露-応答関係の導出に用いた研究では、オープントップチャンバー（OTC）（イネ、ハツカダイコン、スギ、アカマツ、カラマツ、ブナ）、自然光型ファイトトロン（ハツカダイコン、スギ、アカマツ、カラマツ、ブナ）、開放系大気 CO_2 増加実験（FACE）の曝露装置を応用した O_3 曝露システム（スギ）を用いている。

自然光型ファイトトロンは、あらかじめ設定した気温や相対湿度に制御されており、一般に野外の環境を模しておらず、植物の生育環境としては人工的な環境である。

OTCは、自然光型ファイトトロンに比べて野外環境により近い植物生育環境であるが、 O_3 を含む外気の導入がチャンバーアンダーパークからなされるOTCの場合、鉛直方向の O_3 濃度勾配が野外のそれと逆になる。また、OTC内では、囲いとなるガラスやフィルムによる遮光、降水の遮蔽に伴う土壤含水率の低下、変動のない一定の風速、結露の減少、気温の上昇とそれに伴う大気飽差の低下等のチャンバー効果と呼ばれる野外環境との微気象の違いが生じる（Fuhrer, 1994）。

FACE型の O_3 曝露システムではチャンバー効果がなく、その生育環境は野外環境に限りなく近いが、濃度上昇のために添加した O_3 の均一化は自然状態で生じる乱流と拡散に依存するため、特に風速が弱い時等は放出口周辺等で高濃度 O_3 の空間が形成される。

（1-2）ポット栽培と地植え

ハツカダイコンはすべての実験で、イネと樹木では大半の実験がポットに植えた植物を用いた研究である。一般に、ポット植えをした植物の生育環境は野外で地面に直接植えた場合（直植え）とは外界からの養分供給等が異なることに留意が必要である。

（1-3）研究が行われた地域の偏り（地域性）

解析に用いた研究は、ハツカダイコンとカラマツの一部研究を除き、ほぼすべてが関東地方で行われた。実験場所が偏ると、気温や日照時間等の生育環境が一様になることが懸念される。

（2）遺伝的多様性

森林樹木の遺伝子型は生息地域によって異なり、遺伝的多様性は O_3 感受性の違いを生じさせることが海外の研究で明らかにされている。現在のところ、日本の樹木の遺伝的な違いによる O_3 感受性の差異に関する知見はないが、遺伝的多様性は日本の樹木においても認められるため、実験で得られた O_3 曝露・応答の関係には不確実性がある。

（3）実験の O_3 曝露期間

O_3 曝露・応答関係の導出に用いた研究のうち、特にハツカダイコンと樹木の O_3 曝露期間に大きなばらつきがあった。

ハツカダイコンへの O_3 曝露期間は、最も短い研究では 7 日間であり、最も長い研究では 30 日間であった。ハツカダイコンの O_3 曝露・応答関係の導出に用いた研究では、ハツカダイコンを大気汚染の程度を調査するための指標植物として用いた研究が主体であるため 7 日間の O_3 曝露が多かった。 O_3 の曝露日数によってその影響の程度が異なる可能性があり、平均濃度では曝露日数の違いを考慮できない点で曝露・応答関係に不確実性がある。農作物としての栽培期間から考えると、 O_3 曝露期間が短い研究が大半であったため、その結果の解釈に注意が必要である。

樹木の研究における O_3 曝露期間に大きなばらつきがあり、短い研究では 100 日前後であるが、最も長い研究では O_3 曝露が 2.5 年に及んでいた。複数年の実験の場合は、単年度あたりの相対成長に換算し、曝露・応答関係の解析に用いているが、単年度あたりの曝露日数には違いがあるため、ハツカダイコンと同様の不確実性が生じる。また、 O_3 は翌年の出葉数、葉面積、光合成等に影響を及ぼして成長を低下させる持ち越し効果をもたらすことが知られており (Yonekura *et al.*, 2004)、複数年の曝露実験の場合は曝露・応答関係の解析に用いる単年度あたりの相対成長が小さくなる可能性がある。

（4）苗木と成木

海外では苗木のほか、森林にて成木に O_3 を曝露する大規模な実験が行われ、苗木と成木では O_3 感受性が異なる可能性が指摘されている。日本の樹木の O_3 曝露・応答関係の元となった実験的研究はすべて 1 年生から 4 年生の苗木を対象とした研究であり、成木で同じ O_3 曝露・応答関係がみられない可能性がある。また、樹木の O_3 曝露・応答関係の元となった実験的研究は、いずれも数ヶ月～3 年程度¹⁰の O_3 曝露による結果である。樹木の生物寿命を考慮すると、苗木に対する数ヶ月～数年程度の短期間曝露の結果が、より長期間の曝露による累積的な影響や成木・森林への影響をどの程度表しているかは不明である。一方、より長期間の O_3 曝露による累積的な植物影響は、 O_3 曝露期間が長くなれば、 O_3 濃度をはじめとした樹木を取り囲む環境そのものが変化していくため、実験的研究で累積的な影響を正確にとらえることは難しいと思われる。

¹⁰ 通年で O_3 曝露を行った研究もあるが、樹木の成長期にあたる 4～11 月頃の数ヶ月間のみの O_3 曝露を複数年行った研究もある。

（5）O₃曝露・応答関係における低濃度領域の応答

一般に、植物の成長や農作物の収量に対するO₃の影響はO₃濃度が高い方が顕著であり、低濃度O₃域においてはO₃濃度の上昇に伴う低下が生じにくく、高濃度O₃域ではO₃濃度の上昇に伴う低下が顕著に現れるという非線形の応答が知られている。そこで、本評価では、このような応答を表現できるWeibull関数を用いたO₃曝露・応答関係の解析を行った。その結果、低濃度O₃域での応答が適切に表現された植物種（スギ等）があつた一方で、低濃度O₃域でのO₃による収量低下の方が高濃度O₃域でのそれよりも顕著になるという植物のO₃曝露・応答関係としては考えにくい回帰式が得られた植物種（イネ）もあつた。スギの場合は低濃度O₃域においてO₃による成長低下が認められず、Weibull関数による回帰の場合と直線回帰の場合で5%の成長低下を引き起こすO₃濃度が異なっていた（日中12時間平均濃度でそれぞれ82.0 ppbと65.2 ppb）。また、前述した5%のイネの収量もしくは植物の個体乾重量の低下を引き起こすO₃濃度を導出した結果、イネとスギを除いたすべての植物種において直線回帰した場合と同程度であった。したがって、Weibull関数を用いてもイネではO₃曝露・応答関係が適切に表現されなかつたこと、O₃感受性が比較的低いスギを除けばO₃曝露・応答関係は直線的であると見受けられること、最終的に導出される5%の収量等の低下を引き起こすO₃濃度はほぼ同様であることから、O₃曝露・応答関係の解析には直線回帰を用いた。

（6）O₃曝露指標

植物に対するO₃の影響は、大気O₃濃度が高く、植物へのO₃曝露期間が長いほど、より顕著になることが知られている。そのため、平均O₃濃度よりも、AOT40などの高濃度のO₃に重み付けをした積算曝露量の方がO₃による収量や個体乾重量の低下をより良く説明できる可能性がある。そこで、本評価ではAOT40をO₃曝露指標としたO₃曝露・応答関係の解析も検討した。その結果、AOT40そのものを報告もしくはそれが算出可能な形でO₃濃度を報告している文献数やそこから得られる利用可能なデータ数は、平均濃度やSUM0のそれらよりも少なく、限られていた（表5）。そのため、本評価ではAOT40はO₃曝露・応答関係の解析から除外したが、限られた文献に基づく予備解析は行った。その結果、ハツカダイコンとカラマツを除いて、AOT40のO₃曝露・応答関係の決定係数（R²）は日中平均O₃濃度のそれより低かった（データは示さず）。この理由として、4.3.4に示したSUM0の場合と同様に、長期にわたって植物にO₃を曝露した研究では、その成長低下に大きく寄与しないと考えられる時期のO₃濃度もAOT40に含まれていると考えられる。また、例えば、文献数の少ないスギに関しては、R²は0.119となり、有意な相関が認められなかつた。これは、スギの成長低下が認められた高濃度のO₃曝露実験ではAOT40が報告されておらず、O₃曝露・応答関係の解析に含まれなかつたことに起因していた。こうしたデータ不足等も踏まえて、AOT40は本評価でのO₃曝露・応答関係の解析におけるO₃曝露指標としては適切ではないと考え、今回の解析から除外した。しかしながら、前述の通り、AOT40は平均濃度よりもO₃による収量や個体乾重量の低下をより良く説明できる可能性がある。また、O₃は気孔を介して葉内に侵入して害作用を引き起こすため、欧州ではAOT40をO₃曝露指標とした環境基準やクリティカルレベルのほか、生物学的に考えてより適切に植物影響を

説明できる気孔を介した葉の O_3 吸収量に基づくクリティカルレベルも設定している。日本では O_3 曝露指標として気孔を介した葉の O_3 吸収量を報告している研究は限られており、それに基づいた環境目標値の導出は困難である。気孔を介した葉の O_3 吸収量は、 O_3 と他の環境要因との複合影響を説明できる可能性も指摘されていることから、今後、より適切な環境目標値を導出するためには、葉の O_3 吸収量を用いた O_3 曝露-応答関係の解析を行う必要がある。

文献

- Fuhrer, J. (1994) Effects of ozone on managed pasture: I. Effects of open-top chambers on microclimate, ozone flux, and plant growth. Environmental Pollution, 86, 297-305.
- Yonekura, T., Yoshidome, M., Watanabe, M., Honda, Y., Ogiwara, I. and Izuta, T. (2004) Carry-over effects of ozone and water stress on leaf phenological characteristics and bud frost hardiness of *Fagus crenata* seedlings. Trees (Structure and Function), 18, 581-588.

別添2 O_3 曝露-応答関係を導出した植物の栽培・生息地域と O_3 感受性

農作物の成長や収量における O_3 感受性には、種間差異や品種間差異がある（別紙参照）。また、樹木の成長における O_3 感受性には樹種間差異があり、生育環境によって O_3 感受性が変化することも報告されている（別紙参照）。そこで、 O_3 曝露-応答関係を導出したイネ、ハツカダイコン、スギ、アカマツ、カラマツ、ブナの日本における栽培地域あるいは生息地域と O_3 感受性の種間差異や品種間差異を調査した研究等を整理した。

（1）イネ

イネは全国的に生産されている作物であり、新潟県、北海道、秋田県等が主要な生産地である。表19に、令和5年のイネ（水稻）の作付面積と収穫量の上位10道県を整理した。国内で最も作付割合が高い品種はコシヒカリであり、令和4年の作付割合は33.4%¹¹（主要産地は新潟県、茨城県、栃木県）であった。

表19 水稻の作付面積・収穫量の上位10道県（令和5年）

都道府県	作付面積（子実用）		収穫量（子実用）		主食用作付面積		収穫量（主食用）	
	順位	ha	順位	t	順位	ha	順位	t
新潟県	1	115,800	1	591,700	1	100,600	1	514,100
北海道	2	93,300	2	540,200	2	82,200	2	475,900
秋田県	3	83,000	3	458,200	3	69,900	3	385,800
山形県	4	61,000	4	359,300	7	52,400	5	308,600
宮城県	5	60,900	5	344,700	5	57,200	4	323,800
茨城県	6	59,700	7	316,400	4	57,800	6	306,300
福島県	7	58,400	6	327,600	6	53,100	7	297,900
栃木県	8	51,400	8	284,200	8	47,200	8	261,000
千葉県	9	47,700	9	265,700	9	45,800	9	255,100
岩手県	10	45,200	10	249,100	10	42,800	10	235,800

農林水産省「令和5年産作物統計（普通作物・飼料作物・工芸農作物）」¹²の「水稻（全国農業地域別・都道府県別）」¹³より、作成

注1：作付面積（子実用）とは、青刈り面積（飼料用米等を含む。）を除いた面積である。

注2：主食用作付面積とは、水稻作付面積（青刈り面積を含む。）から、備蓄米、加工用米、新規需要米等の作付面積を除いた面積である。

下記のようなイネの収量における O_3 感受性の品種間差異や種間差異を調査した研究があ

¹¹ 公益社団法人 米穀安定供給確保支援機構「令和4年産 水稻の品種別作付動向について」
<https://www.komenet.jp/pdf/R04sakutuke.pdf>

¹² <http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumoto/index.html>

¹³ https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000040128871

る。

- 日本のイネ 9 品種を対象とした 3 段階の O_3 濃度による OTC 試験（浄化空気区、野外空気区、1.5 倍 O_3 区）で相対収量と O_3 の AOT40 の関係を調査した研究では、コシヒカリの収量に対する O_3 感受性は調査した 9 品種の中では中庸であった（Yonekura *et al.*, 2005a）。
- 日本とアジアのイネ 21 品種を対象としたガラス温室型 OTC を用いた O_3 曝露試験では、外気の 2 倍の O_3 濃度（24 時間平均値で 57 ppb）で有意な収量低下が生じた品種はすべてインディカ型品種であり、きらら 397 を除いたほとんどのジャボニカ型品種（コシヒカリを含む）は O_3 による有意な収量低下を示さなかった（Sawada and Kohno, 2009）。
- 欧米の品目との比較ではあるが、イネ（コシヒカリ）の収量における O_3 感受性は、ワタ、春コムギ、ダイズのそれより低いことが報告されている（小林, 1999）。

（2）ハツカダイコン

ハツカダイコン（ラディッシュ）の主な生産地は、愛知県等である。表 20 に、令和 4 年のハツカダイコンの出荷量の上位 10 道県を整理した。

表 20 ハツカダイコン（ラディッシュ）の収穫量、作付面積、収穫量、出荷量の上位 10 道県（令和 4 年）

都道府県	作付面積		収穫量		出荷量	
	順位	ha	順位	t	順位	t
愛知県	1	7	1	510	1	510
福岡県	3	2	2	54	2	54
北海道	2	6	3	53	3	53
鹿児島県	3	2	4	25	4	23
群馬県	7	1	5	23	4	23
静岡県	3	2	6	19	6	19
長野県	7	1	7	14	7	14
大阪県	7	1	8	10	8	9
神奈川県	12	0	10	9	9	8
兵庫県	12	0	8	10	10	7

農林水産省「令和 4 年産地域特産野菜生産状況調査」¹⁴の「令和 4 年産都道府県別の作付面積、収穫量及び出荷量」の「(1) 根菜類 イ ラディッシュ」より作成。

下記のようなハツカダイコンの成長や収量における O_3 感受性の品種間差異や種間差異を調査した研究がある。

¹⁴ <https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/tokusanyasai/>

- 都市近郊野菜 10 種を対象として、OTC を用いた 3 段階の O_3 曝露試験（浄化空気区、野外 O_3 区、1.5 倍野外 O_3 区）を複数回実施した研究では、ハツカダイコンの収量における O_3 感受性は中庸（6 位）であった（米倉ら, 2007）。
- ハツカダイコン 3 品種を対象とした OTC 試験では、個体乾物成長に基づいた O_3 感受性に品種間差異があり、ユキコマチ>コメット>ホワイトチェリッシュの順に高かった（Izuta *et al.*, 1994）。

（3）スギ、アカマツ、カラマツ、ブナ

スギ、アカマツ、カラマツ、ブナは日本を代表する森林樹木であり、スギとアカマツは常緑針葉樹、カラマツは落葉針葉樹、ブナは落葉広葉樹である。図 68～図 71 に、スギ、アカマツ、カラマツ、ブナの国内分布を示した（林野庁「森林生態系多様性基礎調査」¹⁵の第4期（平成 26～30 年度）の調査結果）。スギは日本の固有種であり、主に本州、四国、九州に分布している。アカマツは、主に本州、四国、九州に分布している。カラマツは、主に北海道、本州中央部、東北に分布している。ブナは、主に北海道南西部と本州に分布している。

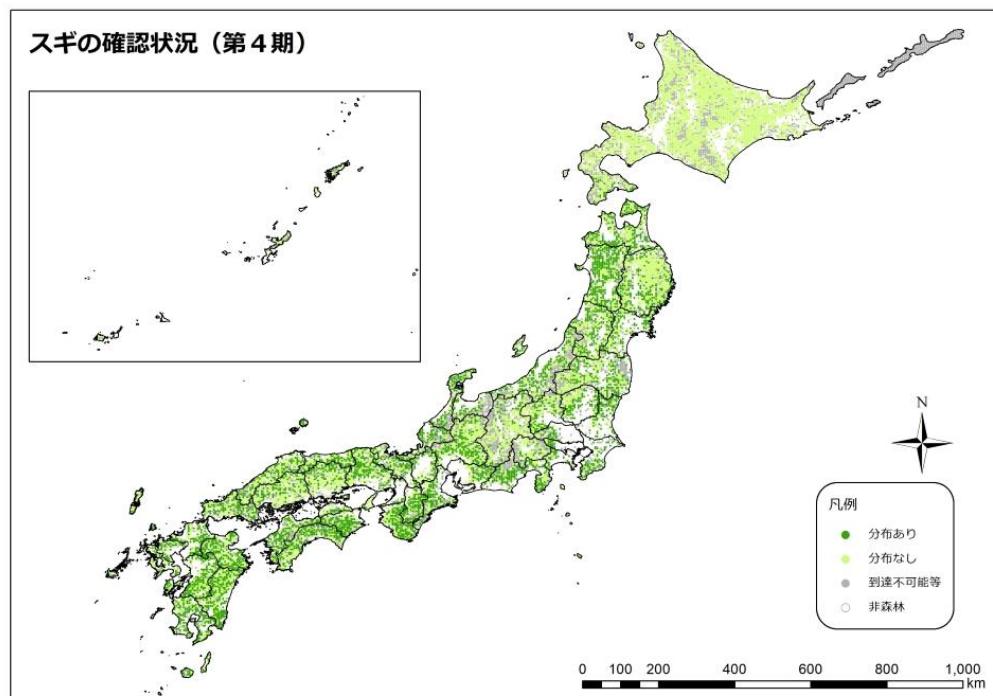


図 68 スギの国内分布
(林野庁「森林生態系多様性基礎調査」第4期（平成 26～30 年度）調査結果)

¹⁵ <https://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/tayouseichousa/index.html>

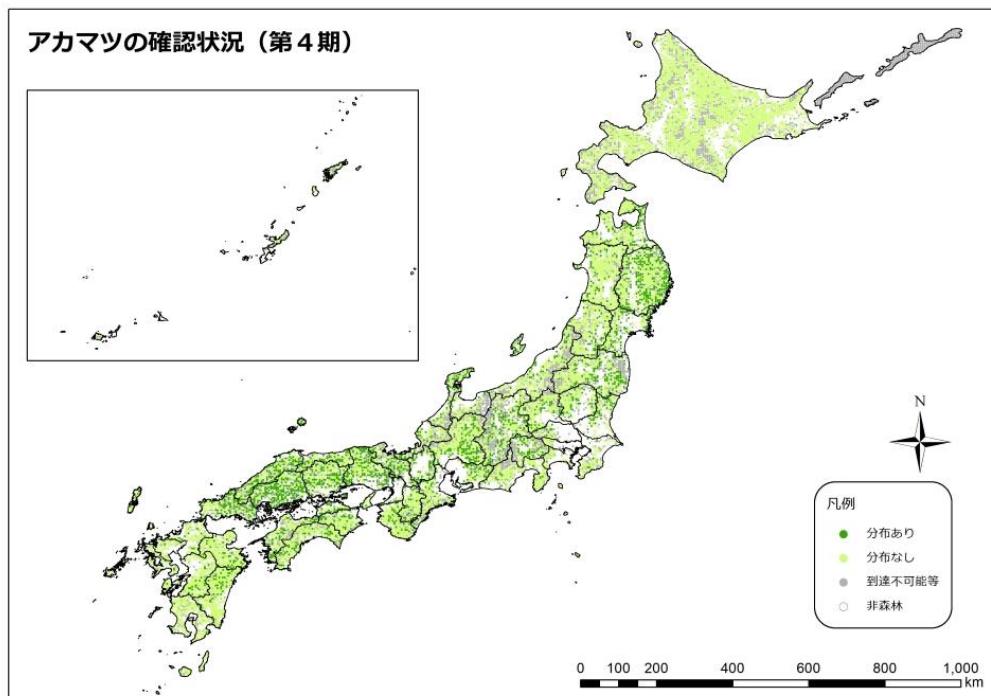


図 69 アカマツの国内分布
(林野庁「森林生態系多様性基礎調査」第4期（平成26～30年度）調査結果)

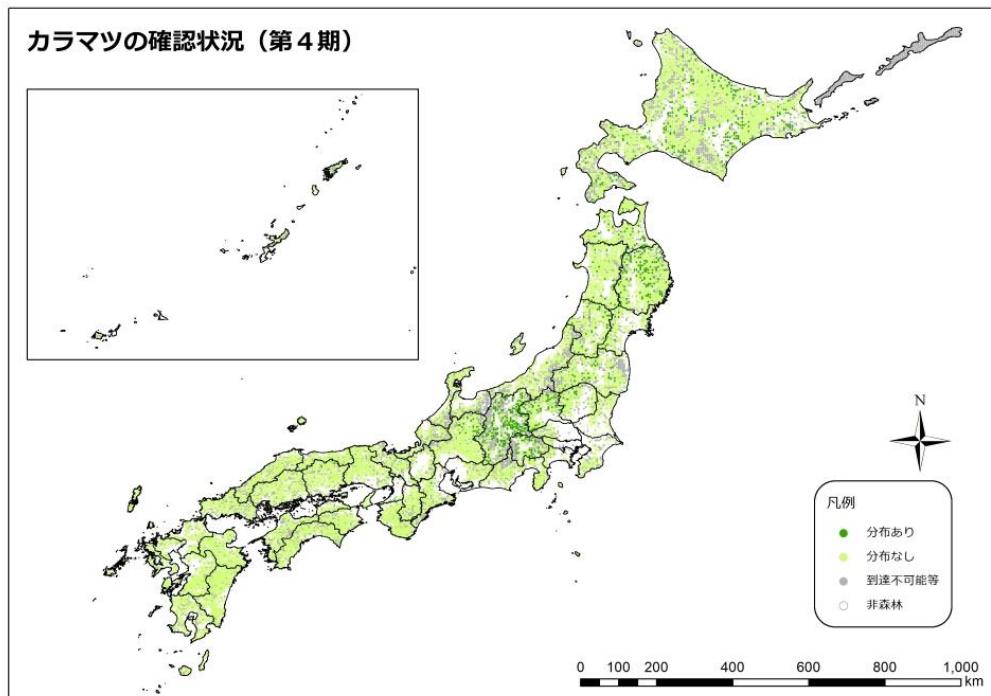


図 70 カラマツの国内分布
(林野庁「森林生態系多様性基礎調査」第4期（平成26～30年度）調査結果)

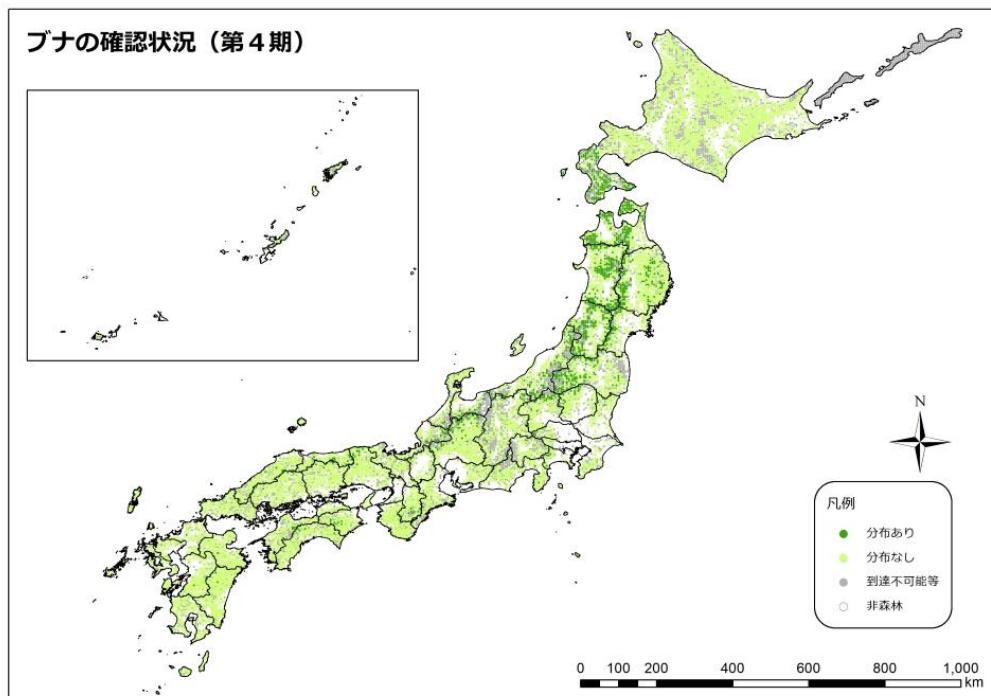


図 71 ブナの国内分布
(林野庁「森林生態系多様性基礎調査」第4期（平成26～30年度）調査結果)

日本の森林樹木の成長における O_3 感受性には樹種間差異があることが明らかになっている。スギ、アカマツ、カラマツ、ブナを含む樹木の個体乾物成長における O_3 感受性の樹種間差異を調査した研究を示す。

- 現状濃度レベルの O_3 によって有意に成長が低下する「高感受性種」、現状濃度レベルの 1.5 倍又は 2.0 倍の濃度の O_3 を曝露したときに有意に成長が低下する「中感受性種」、成長が低下しない「低感受性種」の 3 つに分類した Kohno *et al.* (2005) 及び Yamaguchi *et al.* (2011) では、ブナ、アカマツ、カラマツを「高感受性種」、スギを「低感受性種」と分類している。
- 16 樹種の苗木の個体乾重量と O_3 の AOT40 の関係を解析した結果では、ブナは O_3 感受性が比較的高い樹種であることが報告されている (伊豆田と松村, 1997)。
- 苗木の個体乾物増加量と 4～9 月の O_3 の AOT40 との関係を解析した研究 (Watanabe *et al.*, 2006, 2007, 2008; Yamaguchi *et al.*, 2007a; 渡辺と山口, 2011) では、ブナとカラマツの回帰直線の傾きの絶対値がアカマツとスギのそれと比べて高く、 O_3 感受性が高いことが報告されている。なお、伊豆田と松村 (1997)、Kohno *et al.* (2005) 及び Yamaguchi *et al.* (2011) の調査結果では、アカマツは O_3 感受性が比較的高い樹種に分類されており、前述の研究 (Watanabe *et al.*, 2006, 2007, 2008; Yamaguchi *et al.*, 2007a; 渡辺と山口, 2011) の調査結果とやや整合しない点はあるが、これには気象条件や栄養条件等の O_3 感受性への影響等が考えられる。

参考文献

- Izuta, T., Ohtsu, G., Miyake, H. & Totsuka, T. (1994) Effects of ozone on dry weight growth, net photosynthetic rate and leaf diffusive conductance in three cultivars of radish plants. *Journal of Japan Society of Air Pollution*, 29, 1-8.
- Kohno, Y., Matsumura, H., Ishii, T. & Izuta, T. (2005) Establishing critical levels of air pollutants for protecting East Asian vegetation — A challenge. In *Plant Responses to Air Pollution and Global Change*, Omasa, K., Nouchi, I. & De Kok, L. J., (eds.) Springer: Tokyo, pp. 243-250.
- Sawada, H. & Kohno, Y. (2009) Differential ozone sensitivity of rice cultivars as indicated by visible injury and grain yield. *Plant Biology*, 11, 70-75.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Iwasaki, M., Matsuo, N., Naba, J., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (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*, 41, 320-334.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Tabe, C., Iwasaki, M., Yamashita, R., Funada, R., Fukami, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2007) Influences of nitrogen load on the growth and photosynthetic responses of *Quercus serrata* seedlings to O₃. *Trees*, 21, 421-432.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2008) Effects of ozone on the growth and photosynthesis of *Castanopsis sieboldii* seedlings grown under different nitrogen loads. *Journal of Agricultural Meteorology*, 64, 143-155.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Iwasaki, M., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2007a) Growth and photosynthetic responses of *Fagus crenata* seedlings to O₃ under different nitrogen loads. *Trees*, 21, 707-718.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2011) Experimental studies on the effects of ozone on growth and photosynthetic activity of Japanese forest tree species. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 5, 65-78.
- Yonekura, T., Shimada, T., Miwa, M., Arzate, A. & Ogawa, K. (2005a) Impacts of tropospheric ozone on growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Agricultural Meteorology*, 60, 1045-1048.
- 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, A73-A81.
- 澤田寛子, 河野吉久, 玉置雅紀. (2017) 米 17 品種の外観品質に及ぼすオゾンと気温上昇との複合影響. *大気環境学会誌*, 52, 59-67.
- 小林和彦. (1999) 対流圏オゾンが農作物生産に及ぼす影響の評価. *大気環境学会誌*, 34, 162-175.

公益社団法人 米穀安定供給確保支援機構. 令和4年産 水稲の品種別作付動向について.

<https://www.komenet.jp/pdf/R04sakutuke.pdf> (アクセス 2024.12.24)

農林水産省. 令和4年産地域特産野菜生産状況調査. 政府統計の総合窓口 (e-Stat) .

<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&lid=000001444804> (アクセス 2024.12.24)

農林水産省. 令和5年産作物統計 (普通作物・飼料作物・工芸農作物) . 政府統計の総合窓口 (e-Stat) . https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?stat_infid=000040201043 (アクセス 2024.12.24)

米倉哲志, 篠原慎弥, 伊豆田 猛, 三輪 誠, 小川和雄. (2007) 都市近郊農作物の収量に対するオゾンのクリティカルレベルの評価. 第48回大気環境学会年会.

林野庁. 森林生態系多様性基礎調査 第4期 (平成26~30年度) .

<https://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/tayouseichousa/index.html> (アクセス 2024.12.24)

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, 61, 89-96.

第5章 まとめと今後の課題

5.1 まとめ

本報告では光化学オキシダントの健康影響に関する定量評価を行い、環境基準設定に当たっての環境目標値の候補及び達成評価方法を示した。また、植物影響についても定量評価を行い環境目標値の候補に関する検討を行った結果をまとめた。

短期曝露影響に係る環境目標値については、短期曝露影響に関する人志願者実験及び疫学知見を総合的に検討することにより候補を示した。また、長期曝露影響に係る環境目標値については、人健康影響に関しては疫学知見における対象地域の濃度とその地域の健康影響指標との関係について検討した。

これらの検討結果を踏まえて、健康影響の短期曝露影響に係る環境目標値及び長期曝露影響に係る環境目標値としては以下が適当である。4.4節で述べたとおり、以下の健康影響の長期曝露影響に係る環境目標値によって、植物影響も考慮されたものとなると考えられる。

- 短期曝露影響に係る環境目標値
 - 8時間値 0.07 ppm 以下
- 長期曝露影響に係る環境目標値
 - 日最高 8時間値の年平均値 0.04 ppm 以下

なお、環境基準の物質名としてはこれまでの取り組みの継続性を踏まえ光化学オキシダントを維持するが、3.2.1項、4.2.1項で述べたとおり、環境上の条件としてはオゾンとして示すことが適当である。光化学オキシダントの健康影響及び植物影響に関して今般提示した環境目標値等については、研究の進歩による新しい知見をこれに反映されるべく、一定期間ごとに改めて評価、点検されるべきである。

5.2 調査研究に関する今後の課題

今回の環境目標値の提案に当たって、非常に数多くの信頼性の高い科学的知見を基に評価を行ってきたが、一方で様々な不確実性が存在することも前提に評価を進めてきた。これらの不確実性を減するために今後取り組むべき調査研究に関する今後の課題を指摘する。

光化学オキシダントの健康影響に関する数多くの知見が収集されているが、我が国の光化学オキシダントの健康影響に関する知見は、米国を中心とした国外の知見と比較して少ない状況にある。また、光化学オキシダントの植物影響に関しては、国内の野外環境下で調査した研究結果から得られた O_3 曝露・応答関係に基づいて定量評価を行ったが、この評価には、生育環境による O_3 影響やその程度の違い等、様々な不確実性が含まれている状況である。

そのため、光化学オキシダントの長期曝露による呼吸器影響等や生育環境による植物に対する O_3 の影響の違い等の国内知見の充実を図り、我が国における光化学オキシダント

の環境大気中濃度の測定及び曝露による健康影響及び植物影響の現状を把握する必要がある。

具体的には、次に示される知見の蓄積が望まれる。

(1) 健康影響に係る知見

- O_3 の長期曝露による呼吸器影響についての国内疫学研究
- O_3 の短期曝露による循環器系、代謝系、神経系などの影響や長期曝露による循環器系、発がん、生殖・神経発達などの影響など、現時点では悪影響を及ぼし得ることは確からしいと判断することは困難であった健康影響に着目した国内疫学研究
- 疫学研究における曝露評価への適用を目指した O_3 及び O_3 以外の光化学オキシダント (PAN 等) をはじめとした大気汚染物質の環境大気中濃度推計モデルの高度化に関する研究

(2) 植物影響に係る知見

- 生育環境の違いが植物の O_3 感受性に与える影響に関する国内研究
- 遺伝的多様性が O_3 感受性に与える影響に関する国内研究
- O_3 曝露期間の違いに伴う影響の程度の変化に関する国内研究
- 苗木と成木の O_3 感受性の違いに関する国内研究
- O_3 曝露・応答関係における低濃度領域の応答に関する国内研究
- 気孔を介した葉の O_3 吸収量など生物学的な作用メカニズムを踏まえた O_3 曝露・応答関係の解析に関する国内研究
- O_3 以外の光化学オキシダント (PAN 等) の植物影響に関する国内研究

参考資料

参考資料 1 光化学オキシダントの健康影響に関するまとめ

光化学オキシダントの健康リスクに関する定量評価については、オゾンとオゾン以外の光化学オキシダント成分の健康影響に関する科学的知見を別々に検討・評価することが適切であると判断されたことから、まず、オゾンの健康影響に関する科学的知見のとりまとめを行うとともに、オゾン以外の光化学オキシダント成分としてその健康影響に関する科学的知見が報告されているパーオキシアセチルナイトレート（以下、「PAN」という。）についてとりまとめた。

「1. オゾンの短期曝露影響」、「2. オゾンの長期曝露影響」、及び「3. パーオキシアセチルナイトレート（PAN）の健康影響」の各章では、疫学研究、人志願者実験、並びに動物実験に関する文献の記載に基づく科学的知見の要約として整理し、「4. 全体のまとめ」においてはオゾン及びPANの曝露と各健康影響の関連性の確からしさに関わる判断を示した。

なお、疫学研究に関する報告において光化学オキシダント濃度として記載されているものについては、原則として原典の記載のとおり O_x として示し、オゾン濃度として記載されているものについては O_3 として示した。

また、国内の報告であるものにはその旨がわかるよう「国内では」等と示した。特段の断わりがないものについては海外の報告を参照した。

1. オゾンの短期曝露影響

1.1. 呼吸器影響

1.1.1. 疫学研究

短期曝露影響に関する疫学研究では、年齢、職業等が同様の集団を対象として比較的短期間に O_3 濃度変動（しばしば大きな濃度変動）と対象者それぞれの健康影響指標の変化との関係を解析するいわゆるパネル研究や、地域における大気汚染物質濃度の短期的変動とその地域集団における健康影響指標（医療機関への入院・受診、死亡等）との関連性を解析する時系列研究などがある。後者の解析手法としては一般化加法モデルやロジスティック回帰分析などの統計モデルを用いて、気象因子などの交絡因子・修飾因子を考慮した解析が行われている。

肺機能についての短期曝露影響に関する疫学研究では国内外で複数の報告がある。

国内では、健康な成人及び未成年を対象としたいくつかの研究が行われている。大学生を対象とした研究では、 O_3 曝露（検査前 24 時間値濃度範囲約 5~60 ppb）と 1 秒量（Forced expiratory volume (1 second)）（以下、「FEV₁」という。）との間に一貫した関連性はみられなかつたと報告されている。一方で、未成年を対象とした研究では O_3 曝露との間に負の関連性が報告されており、高校生を対象とした研究では、屋内 O_3 濃度（検査前 24 時間値濃度範囲約 2~30 ppb）の上昇とピーク・フロー（Peak Expiratory Flow）（以下、「PEF」）と

いう。) の低下に関連性がみられ、さらに、喘息歴を有する対象者において、屋内 O_3 濃度の上昇と FEV_1 の低下に関連性がみられたと報告されている。また、小学生を対象とした研究では O_3 濃度 (日平均値範囲約 1~70 ppb) の上昇と PEF の低下に関連性がみられた報告されている。また、未成年の重症喘息患者を対象とした研究では Ox 濃度 (1 時間値の朝、昼、夜の平均の範囲約 8~23 ppb) の上昇と朝及び晩の PEF の低下に関連性がみられたが、他の大気汚染物質を考慮した解析では関連性はみられなかったと報告している。小学生又は高校生を対象とした研究では、対象者の一部で O_3 濃度 (1 時間値の濃度範囲約 0~250 ppb) の上昇と気道抵抗の増加に相関がみられたと報告されている。

海外では、健康な成人、未成年、喘息患者、慢性閉塞性肺疾患 (以下、「COPD」という。) 患者及び喘息患児を対象として、 O_3 曝露と肺機能の関連性を検討した研究が数多くある。健康な成人を対象とした研究では、 O_3 濃度の上昇と FEV_1 又は努力肺活量 (Forced vital capacity) (以下、「FVC」という。) の低下に関連性がみられたとする報告が多くある。一方で、 O_3 濃度の上昇と FEV_1 や FVC の上昇に関連性がみられたとする報告、関連性はみられなかったとする報告もある。健康な未成年を対象とした研究についても、 O_3 濃度の上昇と FEV_1 又は FVC の低下に関連性がみられたとする多くの報告がある。成人ないし高齢者の喘息患者、COPD 患者、及び喘息患児を対象とした研究では、 O_3 濃度の上昇と FEV_1 又は FVC の低下に関連性がみられたとする報告もあるが、関連性がみられなかったとする報告が多かった。

呼吸器症状については、国内では日記や質問票への回答に基づく症状発生件数の変化と O_3 濃度との関連性を評価した研究がある。成人や高齢者までを対象としたいくつかの研究では、昼間の 2 週間平均 Ox 濃度 (月平均値範囲約 20~60 ppb) の上昇と咳や喘鳴などの呼吸器症状の増加に関連性がみられたと報告されている。一方、小学生を対象とした研究では O_3 濃度 (日平均値範囲約 1~70 ppb) と呼吸器症状に関連性はみられなかったと報告されている。

海外では、成人又は未成年の喘息患者を対象として、 O_3 濃度と喘息症状増悪の指標である喘息治療薬の使用量や頻度、質問票等への回答内容との関連性を評価した研究がある。未成年の喘息患者を対象として、喘息治療薬の使用量や頻度について評価した研究では、昼間 12 時間平均値、ないし日最高 1 時間値の O_3 濃度 (研究報告毎に濃度範囲は異なる) の上昇と喘息治療薬使用の増加に関連性がみられたと報告されている。成人及び未成年の喘息患者、COPD 患者を対象とした研究では、日最高 8 時間 O_3 濃度 (8 時間値濃度範囲 9~78 ppb) の上昇と気管支拡張薬の使用的増加に関連性がみられたとする報告があるが、関連性がみられなかったとする報告もある。

喘息治療薬の使用以外の呼吸器症状の発生や増悪については、健康な成人や健康な未成年においては O_3 濃度上昇と咳や喘鳴の増加に関連性がみられたとする研究が多くみられた。一方、成人の喘息患者や喘息患児を対象とした研究では一貫した関連性はみられなかった。

呼吸器炎症の指標として呼気一酸化窒素 (FeNO)、呼気凝縮液 pH、肺胞洗浄液や喀痰中の好中球や総細胞数と O_3 濃度との関連性を検討した研究がある。国内では、大学生を対象

とした研究で、O₃濃度（検査前 24 時間値濃度範囲約 5~60 ppb）の上昇と、鼻炎を有する対象者における呼気凝縮液 pH の低下、喘息患者における FeNO の増加に関連性がみられたと報告されている。

海外研究においては、FeNO については成人、高齢者及び未成年を対象とした研究がいくつか報告されているが、O₃濃度と FeNO との間に関連性についてさまざまな報告があり、その関連性は明確ではなかった。

呼吸器疾患による入院及び受診について、国内研究では、地域ないし医療機関における日々の喘息患者の受診、喘息発作による夜間急病診療所受診、また呼吸器疾患による救急受診と O₃濃度との関連性を検討した研究がある。未成年を対象とした解析では、4~9 月の間で O₃濃度（日平均最大値約 224 ppb）の上昇と喘息発作による夜間救急受診の増加に関連性がみられたとする報告がある。また、高齢者を対象とした研究では、通年での解析により平均 O₃曝露濃度（1 時間値平均値約 26 ppb）の上昇と呼吸器疾患による救急受診の増加に関連性がみられたとする報告がある。

海外研究では、数十都市以上を対象とした大規模な解析が報告されている。米国の通年の解析では、成人、未成年、高齢者いずれにおいても日最高 8 時間 O₃濃度（都市別四分位範囲の範囲約 8~34 ppb）の上昇と、呼吸器感染症、喘息、COPD、肺炎による救急受診の増加に関連性がみられたと報告されている。高齢者を対象とした米国の研究では、通年又は 5~9 月の間の 8 時間平均 O₃濃度（全都市平均値約 46 ppb）の上昇と COPD 又は肺炎による入院の増加に関連性がみられていたと報告されており、カナダの研究では 4~9 月の間の日最高 1 時間 O₃濃度（都市別中央値範囲約 7~8 ppb）の上昇と呼吸器疾患による入院の増加に関連性がみられたと報告されている。

O₃曝露と呼吸器疾患による入院・受診に関するシステムティックレビューによるメタ解析研究もいくつか報告されている。

全年齢を対象とした研究では呼吸器疾患による入院又は受診に正の関連性がみられているとする報告が多くあり、全年齢を対象とした研究における年齢層ごとの解析では、高齢者では呼吸器疾患による一般入院、救急入院、未成年では呼吸器疾患による救急受診と日最高 8 時間及び日平均 O₃濃度に正の関連性がみられ、また未成年者、成人と比較して高齢者でリスクが高い傾向がみられたとする報告がある。一方、心肺疾患入院（心血管疾患又は呼吸器疾患入院）と日平均 O₃濃度との正の関連性がみられ、65 歳以上と比較して 5 歳未満でより強い関連性がみられたとする報告もある。成人、未成年、高齢者において年齢層によって異なる平均化時間の O₃濃度と喘息による入院又は救急受診に正の関連性がみられるとともに、季節別の解析では温暖期で正の関連性がみられ、寒冷期には関連性はみられなかったとする報告がある。

未成年を対象とした研究では、日最高 8 時間 O₃濃度と肺炎による入院・救急受診に正の関連性がみられたと報告されている。

1.1.2. 人志願者実験

人志願者実験は、実験への協力に同意した志願者（被験者）に対して、曝露チャンバー等

の装置により、制御された濃度にて調査対象物質を一定時間曝露し、調査対象物質の人への直接的な影響を評価する研究である。 O_3 吸入量は O_3 の曝露濃度、曝露時の分時換気量、及び曝露時間で表される。曝露時の分時換気量については、被験者が安静条件下、あるいは運動条件下で曝露されるのかにより規定される。運動のパターンについては、曝露中連続的に運動を行う連続運動と、運動と休憩を繰り返す間欠運動がある。曝露時間については、1日の曝露時間が1時間未満の短時間のものから最長10時間までのものがある。また、このような O_3 曝露を2日から数日反復して実施して、影響の程度の変化を調べた実験や他の大気汚染物質との複合曝露実験の結果も報告されている。

人志願者実験においては、肺機能、呼吸器症状、気道反応性、炎症等の変化が調べられている。肺機能の指標としては最もよく検討されているのは FEV_1 である。

健康な被験者を安静条件下で2時間、 O_3 曝露を実施したいくつの人志願者実験（濃度範囲0.1～0.75 ppm）において、ろ過空気曝露前後と O_3 曝露前後での FEV_1 の変化率又は変化量が比較可能な研究においては、曝露濃度の増加に伴い O_3 曝露前後の FEV_1 の低下幅が増加する傾向がみられた。健康な被験者を激しい運動条件下で1～2時間、 O_3 曝露を実施した複数の人志願者実験（濃度範囲0.08～0.5 ppm）においては、ろ過空気曝露前後と O_3 曝露前後での FEV_1 等の肺機能の変化率が比較されており、曝露濃度の増加に伴い O_3 曝露前後の FEV_1 及び FVC の低下幅が増加する傾向がみられた。健康な成人を対象として、間欠運動条件下で1日6～8時間、 O_3 曝露を行い、肺機能及び呼吸器症状への影響を調査した多数の人志願者実験（濃度範囲0.04～0.5 ppm）があり、これらの曝露研究の多くは6.6時間曝露の同一の実験プロトコルを採用したものであり、曝露濃度の増加に伴い FEV_1 の低下幅が増加する傾向がみられた。

喘息患者を対象としたいくつの人志願者実験（ O_3 濃度範囲0.1～0.4 ppm）も行われている。その結果では、肺機能の低下がみられたとする報告と低下はみられなかつたとする報告がある。また、喘息患者群は健常者群と比べると FEV_1 が低下するとした報告と喘息患者群と健常者群で FEV_1 の低下について差はないとする報告がある。喘息以外にも、 O_3 曝露による肺機能への影響に影響を与える因子について、様々な調査が行われているが、年齢については、18～60歳を対象とした複数の研究からは、年齢が O_3 曝露に対する反応性に影響を及ぼし、被験者の年齢が若いほど O_3 曝露に対する FEV_1 の反応性が高い傾向がみられると報告されている。また、喫煙については、喫煙者は非喫煙者よりも O_3 に対する反応性が低い傾向があるとの報告が複数ある。

健常者を対象に O_3 を曝露し、気道反応性の亢進を調査した研究としては、0.08 ppm、0.10 ppm、0.12 ppmの O_3 を6.6時間曝露した結果、0.08 ppm以上の曝露濃度で気道反応性の亢進がみられたとする報告や0.12 ppm O_3 を6.6時間曝露した場合や、0.12～0.3 ppm O_3 を1～2時間曝露した場合に気道反応性が亢進したとする報告がある。

O_3 曝露が呼吸器の炎症や酸化ストレスを誘導する影響を調査した研究では、鼻腔洗浄液や誘発喀痰、気管支肺胞洗浄液以下、「BALF」という。）、気管支生検試料の好中球等の炎

症関連細胞数や炎症誘発性サイトカイン、炎症メディエーター等の調査が行われている。疫学研究においても検討が行われている O_3 曝露が FeNO に及ぼす影響について、健常者や軽症アトピー型喘息患者を対象とした研究では、 O_3 曝露による呼気又は鼻腔中の NO 濃度の変化はみられなかったとの報告と、曝露前と比較して O_3 曝露直後に FeNO が低下したとの報告がある。

健常者を対象として、1~2 時間程度の O_3 曝露を 2 日間から 5 日間行い、肺機能への影響を調査した研究では、曝露 1 日目と比べ、曝露 2 日目にはより強い反応 (FEV₁等の肺機能のより大きな低下) がみられたが、曝露 3 日目から 5 日目には肺機能の反応が減弱する傾向 (適応) がみられたとの報告がある。また、0.4 ppm の O_3 を 2 又は 3 時間、3 日間又は 5 日間曝露した結果、 O_3 への曝露により気道反応性の亢進が生じたが、反復曝露により適応が生じたと報告している。一方、0.12 ppm の O_3 を 6.6 時間/日で 5 日間の反復曝露を実施した研究では、被験者の多くは全 5 日間とも O_3 曝露後に気道反応性が亢進したが、一部の被験者では曝露 4 日目、5 日目にはろ過空気曝露後とほぼ変わらなくなつたと報告されている。反復曝露による炎症反応への影響を調べた研究では、2 時間又は 4 時間の O_3 への 4~5 日間の反復曝露 (O_3 濃度範囲 0.2~0.4 ppm) では、単回曝露と比べて BALF 中の好中球数や IL-6 等の一部炎症反応については、肺機能や症状同様に減弱 (適応) がみられるものの、適応がみられず残存した炎症反応もあったとの報告がある。

喘息患者への反復曝露の研究も報告されている。0.4 ppm の O_3 を 3 時間/日で 5 日間、間欠運動条件下で反復曝露した結果では、肺機能については、曝露 1 日目、2 日目までは FEV₁ の変化が顕著にみられたが、その後徐々に改善し、5 日目にはろ過空気曝露と同じレベルまでに落ち着いたと報告されている。気道反応性は O_3 曝露 1 日目に最高値を示し、その後もろ過空気曝露よりやや高値のまま推移したと報告している。また、ろ過空気、0.125 ppm O_3 を 3 時間/日で 4 日間、間欠運動条件下で反復曝露した結果では、FEV₁に適応反応はみられず、各日の曝露終了 1 時間後にメサコリン吸入による FEV₁ が 15%低下する濃度 (PC₁₅FEV₁) は影響がみられなかったとの報告がある。

O_3 と他の大気汚染物質の複合曝露の影響については、 O_3 以外の光化学オキシダントのひとつである PAN との複合曝露が O_3 による呼吸器への影響を増強したとする報告がある一方、 O_3 単独曝露による影響との間に差はみられなかったとする報告もある。また、 O_3 と NO₂との複合曝露による相加ないし相乗的な増強効果を報告するものや、NO₂に曝露した後、 O_3 に曝露した場合に肺機能の低下、気道反応性の亢進がみられたとする報告も一部あるが、 O_3 と NO₂との複合曝露についてその多くは、複合曝露による肺機能や症状等への影響はほとんどみられなかった、又は O_3 の単独曝露と O_3 と NO₂との複合曝露による影響を比較した場合に、肺機能や症状等について相加的又は相乗的な影響はみられないと報告されている。

1.1.3. 動物実験

動物実験知見においては、O₃への数時間から 2 週間未満の曝露による呼吸器系への影響について調べられており、肺機能の変化、気道反応性の亢進、上皮傷害、炎症及び酸化ストレスの誘発、アレルギー反応の亢進についての報告がある。

肺機能の変化については、呼吸数の増加や換気量の低下が報告されており、これらの変化は自律神経反射を引き起こす呼吸器の感覚神経の活性化に起因しており、迷走神経 C 線維が神経ペプチドであるサブスタンス P の放出を介して、上皮傷害、気管支収縮とそれによる気道反応性の亢進に関与していることが報告されている。また、気道反応性の亢進についても、ムスカリン M₂ 受容体の阻害による副交感神経経路の活性化が関与していることが報告されている。さらに、アレルゲン感作によるアレルギーモデルマウスにおいても、O₃による傷害、炎症、酸化ストレス、杯細胞化生、粘液産生が促進されることが報告されている。

1.2. 循環器影響

1.2.1. 痘学研究

循環器系に対する短期曝露影響に関する疫学研究では、年齢、職業等が同様の集団を対象として、血圧、心拍数、心拍変動、不整脈等への影響を調べたパネル研究や、地域において医療機関への入院・受診、死亡等との関連性を解析する時系列研究などがある。

国外の血圧について全年齢及び成人を対象とした研究では、数時間や数日間の O₃濃度と収縮期血圧や拡張期血圧に正の関連性がみられたとする研究があるが、一方、関連性がられなかつたとする研究や負の関連性を報告した研究もある。また、小中学生を対象とした研究では、血圧測定当日の昼間 8 時間平均 O₃濃度（10～18 時、濃度範囲約 10～66 ppb）と血圧の上昇に正の関連性がみられたと報告されている。循環器疾患患者を対象とした研究では、リハビリテーション前 120 時間平均 O₃濃度（濃度範囲約 15～36 ppb）と休息時拡張期血圧に正の関連性がみられたとする報告がある。2 型糖尿病患者（日平均 O₃濃度四分位範囲約 18～32 ppb）、冠動脈疾患患者（日平均 O₃濃度範囲約 2～63 ppb）、COPD 患者（日平均 O₃濃度範囲約 1～85 ppb）を対象とした研究では、O₃濃度と収縮期血圧及び拡張期血圧との間に関連性はみられなかつたと報告されている。

全年齢及び成人を対象として、1 日～数日間の O₃濃度と心拍数との関連性を検討した研究では関連性がみられなかつたとする研究が多いが正の関連性を報告した研究もある。また、2 型糖尿病及びグルコース不耐症患者では O₃濃度（1 時間値濃度範囲約 5～35 ppb）と心拍数の間に健常者よりも強い正の関連性がみられたと報告されており、循環器疾患患者を対象とした研究では O₃濃度（日最高 8 時間値濃度範囲約 9～98 ppb）と心拍数に正の関連性がみられたと報告されている。

心拍変動（Heart Rate Variability）について、全年齢及び成人、並びに高齢者を対象とした研究では、1 時間未満～数日間の平均 O₃濃度とスペクトル解析における高周波成分（High frequency、HF）、低周波成分（Low frequency、LF）、正常心拍間隔の標準偏差

(Standard Deviation of the NN intervals) (以下、「SDNN」という。)、root Mean Square Successive Differences (以下、「r-MSSD」という。)などとの間に負の関連性がみられたとする報告と関連性がみられなかったとする報告がある。循環器疾患患者を対象とした研究では、O₃濃度と LF、HF、SDNN に負の関連性がみられたとする報告と関連性はみられなかったとする報告がある。

O₃ の短期曝露と心電図波形の指標との関連性を検討したいくつかの疫学研究がある。全年齢及び成人を対象とした研究では、心拍数で補正した QT 間隔との正の関連性がみられたとする報告と、関連性はみられなかったとする報告がある。循環器疾患患者を対象とした研究では、研究や指標により測定前数時間又は当日の O₃濃度との関連性の有無や方向性は様々であった。

O₃ の短期曝露と除細動器の作動記録又は心電図に基づく不整脈発生との関連性について検討した研究で、高齢者を対象とした研究では、不整脈発生について 1 時間～1 日の O₃濃度との正の関連性を報告する研究、測定前数日間の O₃濃度上昇により不整脈発生リスクが上昇する傾向がみられたとする研究がある。植込型除細動器使用患者を対象とした研究では、1 時間～1 日の O₃濃度と除細動器の記録に基づく不整脈発生に関連性はみられなかったとする報告が多いが、正の関連性がみられたとする報告もあった。また、北米における研究を対象としたシステムティックレビューによるメタ解析を行った研究においても短期 O₃曝露と心房細動発生との間に正の関連性がみられたと報告されている。

国内研究としては、診療記録に基づくと急性心筋梗塞又は脳卒中の発症と発症当日の日平均 O_x濃度（四分位範囲約 19～37 ppb）に関連性はみられなかったとする報告がある。

北米、欧州、アジアにおける研究を対象としたメタ解析では、日平均 O₃濃度（期間中中央値範囲各地域それぞれ約 3～36 ppb、約 11～65 ppb、約 20～24 ppb）と全脳卒中による入院数に関連性はみられなかった。北米、中南米、欧州、アジア、オセアニア、アフリカにおける研究を対象としたメタ解析では、O₃濃度（研究毎の中央値濃度範囲約 12～54 ppb）と脳卒中による入院数に正の関連性がみられた。北米、南米、欧州、アジア、オセアニアにおける研究を対象としたメタ解析では O₃濃度と不整脈による入院数に関連性はみられなかった。

また、中国の複数都市を対象とした大規模研究では、日最高 8 時間 O₃濃度と虚血性脳卒中による入院数の間に関連性はみられなかったと報告されている。高齢者を対象とした米国、カナダ、欧州の複数都市での大規模研究では、いずれの地域においても通年での日最高 1 時間 O₃濃度と心血管疾患による入院数に正の関連性がみられたが、4～9 月では関連性はみられなかったと報告されている。

1.2.2. 人志願者実験

人志願者を対象とした呼吸器影響に比べればその知見数は少ないものの、O₃曝露による血圧や心拍変動、心電図波形等への影響、血液中の凝固線溶系マーカー等、主として循環器系への影響を調査した研究がある。

血圧に及ぼす影響に関しては、成人の健常者をろ過空気、0.1 ppm 及び 0.2 ppm の O₃に 3 時間、間欠運動条件下で曝露した結果、0.2 ppm O₃曝露では終了直前に行った運動による終了直後の収縮期血圧の上昇が抑えられたとの報告もあるが、曝露時間 75 分～4 時間の O₃曝露（濃度範囲 0.07～0.3 ppm）を間欠運動条件下又は安静条件下で行った結果、いずれも O₃曝露による収縮期血圧、拡張期血圧等への影響はみられなかった。

心拍変動への影響に関しては、成人の健常者をろ過空気、0.3 ppm の O₃に 2 時間、間欠運動条件下で曝露した結果、曝露終了 1 時間後の HF の減少、QT 間隔の延長等がみられたとの報告や、成人の健常者又は軽症喘息患者をろ過空気、0.1 ppm、0.2 ppm の O₃に 4 時間、間欠運動条件下で曝露した結果、O₃曝露濃度の増加とともに HF が減少したとの報告があった。一方、曝露時間 75 分～3 時間の O₃曝露（濃度範囲 0.07～0.3 ppm）を間欠運動条件下又は安静条件下で行った研究では、O₃曝露による心拍変動や再分極への影響はみられないと報告している研究も多い。

不整脈への影響に関しては、健康な成人男性を 0.3 ppm の O₃に 75 分間、また、健康な高齢者（55～70 歳）を 0.070 ppm、0.120 ppm の O₃に 3 時間、それぞれ間欠運動条件下で曝露し調査しているが、いずれも影響はみられていない。

冠動脈性心疾患患者を対象とした研究では、ろ過空気、0.20 ppm、0.30 ppm の O₃を 40 分間、運動条件下で曝露した結果、心拍数、収縮期血圧、二重積（心拍数と収縮期血圧の積）、狭心痛の出現や心電図に現れる虚血性変化に影響はみられなかった。本態性高血圧患者を対象とした場合では、ろ過空気、0.30 ppm の O₃を 2 時間、間欠運動条件下で曝露した結果、心拍数と二重積についてのみ O₃曝露による影響がみられたが、健常者群と高血圧患者群で差はみられなかったと報告されている。

O₃への曝露が血液中の種々の凝固線溶系マーカーに及ぼす影響について調査した研究では、成人の健常者を清浄空気、0.3 ppm の O₃に 3 時間、間欠運動条件下で曝露した結果、血中の PAI-1、プラスミノゲンの減少、組織プラスミノゲン活性化因子（tPA）の増加がみられたと報告している。一方、曝露濃度 0.07～0.3 ppm、曝露時間 75 分～4 時間の間欠運動条件下で O₃を曝露した複数の研究では、各種凝固線溶系マーカーへの影響はみられなかったと報告している。

1.2.3. 動物実験

O₃の数時間から 2 週間未満の曝露による循環器系への影響については、心機能障害、虚血性心疾患、血管内皮機能障害、心臓の脱分極及び再分極、不整脈、血圧、心拍数、血液凝固及び血栓症、血中の炎症マーカーの上昇及び酸化ストレス、体温、についての報告がある。

心機能障害については、O₃曝露により収縮末期及び拡張末期における左心室容積の減少、左心室内径短縮率の増大がみられた。これらの心機能変化の一部については、心房性ナトリウム利尿ペプチド（ANP）の関与が示唆されている。虚血性心疾患については、O₃曝露により虚血性心疾患の指標である ST（心電図の S 波の終りから T 波の始まりまで）の低下が報告されている。血管内皮機能障害については、O₃曝露によってアセチルコリンによる血管拡張の減弱が生じること、その影響に酸化ストレスや CD36 が関与していることが報告されている。また、血管拡張作用を持つ NO の減少と血管収縮作用を持つエンドセリン

(ET)-1 の増加が報告されている。心臓の脱分極や再分極、不整脈については、自然発症高血圧 (SH) ラットにおいて O_3 曝露が心房性期外収縮、心房ブロック、不整脈を誘発すること、またアコニチンに対する不整脈反応の感受性を高めることが報告されている。一方で O_3 曝露はこれらの影響を及ぼさなかったとする研究もある。血圧については、 O_3 曝露により血圧が上昇したとする報告がある。心拍数については、 O_3 曝露により心拍数が上昇したとする報告と、低下したとする報告がある。血液凝固については、 O_3 曝露により通常ラットにおける血小板の増加、高血圧モデルラットにおけるフィブリノゲンの減少が報告されている。血中の炎症マーカーの上昇及び酸化ストレスについては、 O_3 曝露により、高フルクトース食を与えられたラットにおいて脂肪組織の炎症及び酸化ストレスの各種マーカーの増加、血管組織のミトコンドリア DNA の損傷やミトコンドリア面積の減少が報告されている。体温については、 O_3 曝露による深部体温の低下が報告されている。

O_3 と他の大気汚染物質の数時間から 2 週間未満の複合曝露による循環器系への影響については、心機能障害、血管内皮機能障害、心拍数、心拍変動についての報告がある。Ultrafine concentrated air particles (UFCAPs) との複合曝露により左室弛緩期圧 (LVDP) 減少がみられたとする報告、オタワ標準粉じん（以下、「EHC-93」という。）との複合曝露でアンギオテンシン変換酵素 (ACE) の活性低下がみられたとする報告、また、 O_3 とカーボンブラック (CB) や Fine concentrated air particles (FCAPs) の複合曝露により心拍数が減少したとする報告がある。一方で、CB との複合曝露により SDNN、rMSDD の低下がみられたとする報告と心拍変動が増大したとする報告がある。

1.3. 代謝系・神経系・免疫系等への影響

1.3.1. 疫学研究

糖代謝、脂質代謝、アミノ酸代謝に関する血中成分濃度と O_3 濃度との関連性についての研究では、日平均 O_3 濃度（濃度範囲約 2~62 ppb）とアポリポプロテイン、トリグリセリド濃度、血糖値に正の関連性がみられたとする報告がある。また、日平均 O_3 濃度（検査前 24 時間平均値約 24 ppb）と糖代謝に関する血中成分のうち空腹時血糖値とは負の関連性がみられたが、他の血中成分（インスリン濃度、アディポネクチン濃度、レジスチン濃度、レプチニン濃度、インスリン抵抗性指数）との関連性はみられなかったとする報告もある。高齢者を対象とした研究では日平均 O_3 濃度（10~95 パーセンタイル値範囲約 9~31 ppb）と血中インスリン濃度、血糖値、インスリン抵抗性指数に正の関連性がみられたが、PM₁₀ や NO₂ について調整しても血糖値については関連性が維持された。また、糖尿病歴のある対象者において日平均 O_3 濃度（10~95 パーセンタイル値範囲約 9~31 ppb）と血中インスリン濃度、血糖値、インスリン抵抗性指数に正の関連性がみられたが、糖尿病歴のない対象者では血中インスリン濃度及びインスリン抵抗性指数との関連性はみられなかったとする報告がある。酸化ストレスに関する解毒酵素の遺伝子多型における GSTM1-null 型、GSTP1 AG 型又は GG 型の対象者においては、日平均 O_3 濃度と血中インスリン濃度、血糖値、インスリン抵抗性指数に正の関連性がみられ、GSTT1-null 型においては、血糖値、インスリン抵抗性指数に正の関連性がみられたと報告されている。心臓カテーテル検査を受けた患者を対象としてアミノ代謝産物について解析した研究では、日最高 8 時間 O_3 濃度（濃度範囲約 4~

100 ppb) と血中アスパラギン/アスパラギン酸濃度、オルニチン濃度とはラグ 0 日 (時間のずれなし) で正の関連性がみられ、アルギニン濃度とはラグ 1 日で負の関連性がみられたと報告があり、また、脂肪酸 β 酸化に関連するアシルカルニチン C10:1、C16:1、総ケトン体と日平均 O_3 濃度との正の関連性がみられたとする報告がある。

神経系及び行動への影響について検討したドイツでの研究では、日最高 8 時間 O_3 濃度と 15 歳時点での抑うつ症状の有無について、ドイツ・ヴェーゼル (濃度範囲約 2~67 ppb) では負の関連性がみられたが、ミュンヘン (濃度範囲約 4~68 ppb) では関連性はみられなかつたと報告されている。また、高齢者を対象とした研究では、日最高 1 時間 O_3 濃度 (濃度範囲約 2~140 ppb) と抑うつ症状の有無に正の関連性がみられたと報告されている。

院外心停止についての国内研究では、岡山市の救急車の出動記録を用いて解析を行った研究で、全年齢及び 65 歳以上において日平均 O_3 濃度 (平均値約 26 ppb) と院外心停止に正の関連性がみられたが、65 歳未満では関連性はみられなかつたと報告されている。また、消防庁の全国救急蘇生統計データを用いて解析を行った研究では、日平均 Ox 濃度 (濃度範囲約 2~79 ppb) と全院外心停止に正の関連性がみられたが、院外心停止のうち心臓由来については Ox 曝露との関連性はみられなかつたと報告されている。海外研究では北米・欧洲・オーストラリア・アジアを対象とした 11 報についてメタ解析を行った研究では、日単位の O_3 濃度と全年齢及び高齢者における院外心停止に正の関連性がみられたと報告されている。

1.3.2. 人志願者実験

末梢血リンパ球の染色体異常を検討した研究では、0.5 ppm O_3 曝露を 6 時間又は 10 時間行い、末梢血リンパ球の一本鎖切断型の染色分体異常と染色分体欠失がみられたとする報告があるが、0.21 ppm 又は 0.4 ppm O_3 曝露を 2 時間又は 4 時間、間欠運動条件下で行った研究では、末梢血リンパ球の DNA 一本鎖切断を増加させなかつたと報告されている。また、末梢血リンパ球の小核、核質架橋の頻度を検討した研究では、4 時間の 0.1 ppm、0.2 ppm の O_3 曝露により小核出現頻度が増加し、アポトーシス細胞数の増加がみられたと報告されている。

1.3.3. 動物実験

O_3 の数時間から 2 週間未満の曝露による影響のうち、内分泌・代謝への影響としては、血糖値、中性脂肪、コレステロール、肥満、脂肪組織の炎症、肝臓バイオマーカー、副腎皮質ホルモン、について評価した研究がある。糖代謝については、 O_3 曝露により、血中インスリンの減少、インスリン抵抗性と耐糖能低下の誘発、血糖値の上昇が報告されており、このうちインスリン抵抗性の誘発については、リン酸化されたインスリン受容体基質 (IRS)-1 の減少が報告されている。中性脂肪については、血中トリグリセリド濃度の上昇が報告されている。コレステロールについては、高比重リポタンパク質-コレステロール (HDL-C)、

低比重リポタンパク質コレステロール (LDL-C)、総コレステロールの増加が報告されている。肥満については、レプチンやグレリンなど食欲を調節するホルモンの分泌に変化を生じさせることが報告されている。副腎皮質ホルモンについては、エピネフリンの増加が報告されている。その他、脂肪組織の炎症や、肝臓における各種代謝関連遺伝子の発現の変化が報告されている。

神経系への影響としては、中枢神経系における炎症や酸化、神経伝達の変化、形態学的な変化、認知や行動の変化について評価した研究がある。中枢神経系における炎症・酸化については、中枢神経系の炎症に関するミクログリアの活性化、炎症性メディエーターの増加、前頭皮質と海馬における過酸化脂質の増加が報告されている。神経伝達の変化については、カテコールアミン合成に関するチロシン水酸化酵素活性の増加、カテコールアミン作動性ニューロンの活性化など、神経伝達の変化についても報告されている。組織形態学的な変化としては、海馬 CA1 領域錐体細胞における樹状突起スパン数の減少、海馬におけるニューロンの神経突起や髓鞘の変性とアストロサイトの突起の異常、孤束核におけるグルタミン酸作動性シナプスのアストログリア被覆率上昇が報告されている。認知や行動の変化については、短期及び長期記憶の低下が報告されており、記憶低下は若齢や高齢ラットにおいて影響が大きいことが報告されている。その他の症状としては、睡眠の質の変化についても報告がなされている。

変異原性・遺伝子傷害性について、*in vitro* 研究において、O₃によるコメットアッセイにおける tail moment の延長や 8-オキソグアニン(8-OxoG)の増加が報告されており、*in vivo* 研究においても肺における DNA の切断や損傷が報告されている。

1.4. 死亡への影響

O₃ の短期曝露と死亡との関連性に関する疫学研究では、人口動態統計や医療機関記録等に基づく全死亡（非事故死亡）、循環器疾患死亡（心血管疾患死亡、脳血管疾患死亡）、呼吸器疾患死亡（肺炎死亡、COPD 死亡）、その他の疾患（がん、糖尿病、腎臓病）による死亡が解析対象となっている。呼吸器疾患死亡や循環器死亡等の疾患別死亡については、前述の器官別影響の項で説明すべきものもあるが、死亡に関する研究報告では全死亡と疾患別死亡を一括して解析しているものが多いため、ここにまとめて記載した。

国内研究及び日本を含む複数の研究が報告されており、全年齢又は成人を対象とした研究では、日単位の O₃ 濃度と全死亡に正の関連性がみられており、循環器疾患死亡、呼吸器疾患死亡については解析条件によっては正の関連性がみられる研究もあったが、関連性がみられなかった研究もある。季節ごとの評価を行った研究では、春季や夏季において O₃ 濃度（都市別平均値の範囲：春季約 18～66 ppb、夏季約 13～59 ppb）との関連性が強まることが報告されている。また、気温の影響について評価した研究では、気温の上昇によって O₃ 濃度（国別 1～99 パーセンタイル値約 4～81 ppb）と日死亡の関連性が強くなることが報告されている。また、いくつかの研究では、濃度・反応関係の形状について線形モデル又は

非線形モデルへの当てはまりを統計学的に評価するとともに、閾値についての検討が行われている。高齢者を対象とした研究においても、研究数は少ないので、日最高8時間O₃濃度と全死亡、循環器疾患死亡、呼吸器疾患死亡に正の関連性がみられており、春季（3～5月）及び秋季（9～12月）（春秋季の対象都市の中央値10～90パーセンタイル値約23～59 ppb）において、共存汚染物質の調整後も関連性が維持されたことが報告されている。一方、虚血性脳卒中死亡については、温暖期24時間平均O₃濃度（都市別平均値の範囲約13～30 ppb）との間に負の関連性がみられたとする報告がある。閾値については、ありと推定している報告もあるが、用いた統計モデルによりさまざまな報告がされている。

海外研究では多くの研究報告があり、米国、欧州等の複数都市を対象とした大規模研究に限定してもその報告は数多くある。これらの研究では、全死亡、心血管疾患死亡、呼吸器疾患死亡及びその他疾患別死亡とO₃濃度の間に正の関連性がみられており、季節を限定した解析では夏季や温暖期に関連性がみられたとする報告が多く、また気温の上昇により関連性が強まることを報告した研究もある。いくつかの研究では高齢であるほど全死亡とより強い関連性がみられた。共存汚染物質の影響を考慮した場合に解析条件によって全死亡、呼吸器疾患死亡、循環器疾患死亡との関連性が失われたとする研究がある一方、多くの研究では共存汚染物質について調整しても関連性が維持されたと報告されている。

システムティックレビューによるメタ解析を行った研究も数多く報告されている。複数国における研究を対象としたメタ解析研究では、全死亡、循環器疾患死亡についてはO₃濃度と正の関連性がみられた研究が多くあるが、呼吸器疾患死亡については正の関連性がみられたとする報告もある。一方、関連性がみられなかったことを報告した研究もある。疾患別の解析では、脳卒中死亡について正の関連性がみられたことが報告されている。共存汚染物質の影響については、調整により関連性が失われたとする報告がある一方、関連性が維持されたとする報告もある。季節別の解析を行った研究では、夏季や温暖期に正の関連性がみられたことが報告されている。なお、一部の研究では出版バイアスの存在や統計学的異質性が高いことが言及されている。

中国国内の複数地域における研究を対象としたメタ解析研究では、いずれの研究においても、O₃濃度と全死亡、心血管疾患死亡、呼吸器疾患死亡について正の関連性が報告されている。疾患別死亡では、脳血管疾患死亡について正の関連性がみられたことが報告されている。

2. オゾンの長期曝露影響

数ヶ月単位から年単位の長期曝露影響について、コホート研究・長期追跡研究に基づく疫学研究による呼吸器系、循環器系等への影響に関する知見をまとめた。ここでは、妊娠中の曝露による胎児、新生児、乳幼児への影響、死産及び流産に関する知見、早産、出生体重、胎児発育不全、先天異常、神経発達等に関する知見も長期曝露影響に含めて取りまとめた。

2.1. 呼吸器影響

2.1.1. 疫学研究

O_3 への長期曝露が肺機能に与える影響については、全年齢、未成年、高齢者、呼吸器疾患患者を対象とした海外におけるコホート研究・長期追跡研究が報告されている。

数ヶ月単位の解析を行った研究のうち、小学生、高齢者、喘息患児を対象とした複数の研究で O_3 濃度（地域別の年平均濃度範囲約 18~41 ppb、月ごとの日最高 1 時間値濃度範囲約 80~160 ppb など）の増加と FEV_1 等の肺機能の低下との関連性が報告されている。

年単位の解析を行った研究では、中濃度 Ox 地域（年平均値約 70 ppb）と比較して高濃度 Ox 地域（年平均値約 110 ppb）で成人女性の FEV_1 に低下がみられたとする報告や、未成年を対象とした南カリフォルニア大学小児健康調査(CHS 研究)に関する複数の報告がある。CHS 研究のうち、横断研究では肺機能検査前の 6 年間の昼間の 8 時間平均 O_3 濃度（10~18 時、平均値約 23 ppb）と FEV_1 に負の関連性がみられたが、その他の報告では FEV_1 及び FVC と O_3 濃度との関連性はみられなかったとされている。CHS 研究以外の小学生を対象とした研究では、5 年間平均 O_3 曝露（平均値約 10 ppb、濃度範囲約 4~30 ppb）に対して高 O_3 曝露群（平均値より高い集団）において、非高 O_3 曝露群（平均値より低い集団）と比較して対標準 1 秒量（% FEV_1 ）の低下がみられ、気管支炎既往歴のある高 O_3 曝露群では更に低下が大きかったとする報告や、追跡調査前 2 年間の 8 時間平均 O_3 濃度（時間帯記載なし、地域別の年平均値の濃度範囲約 25~58 ppb）と 2 年間の調査期間中の FVC 、 FEV_1 の年変化率に負の関連性がみられたとする報告がある。

呼吸器症状に与える影響については、成人や未成年、高齢者を対象とした疫学研究が報告されている。全年齢を対象とした米国カリフォルニア州の研究では、ベースライン時と比較した 5 年後の追跡調査時において、男性の喀痰を伴う咳の発生に O_3 濃度程度の異なる地域間（日最高 1 時間値の年平均濃度約 70 ppb 及び約 110 ppb）で差がみられたと報告されている。また、研究開始時に喘息と診断されていた男性において、20 年間の 8 時間平均値ベースの年平均 O_3 濃度（9~17 時、濃度範囲約 0~75 ppb）と同期間中の喘息症状の発生に正の関連性がみられたとするなど、いくつかの呼吸器症状の発生と地域の O_3 濃度レベルとの関連性が報告がされている。未成年を対象とした CHS 研究では、4 年間の 8 時間平均値ベースの地域内 O_3 濃度の年変動（10~18 時、地域別濃度範囲約 28~66 ppb）と気管支炎症状との間に関連性がみられたが、共存大気汚染物質を考慮した場合には関連性が失われたと報告されている。さらに 9~10 年間の追跡期間の 8 時間平均値ベースの年平均 O_3 濃度

(10~18 時、1992~2000 年平均約 48 ppb, 1995~2003 年平均約 45 ppb, 2002~2011 年平均約 45 ppb) の減少と、ベースライン登録時と比較した 10 歳・15 歳時点の気管支炎症状の有症率の低下に関連性がみられたが、非喘息患児では喘息患児より関連性が弱かったと報告されている。また、O₃高濃度地域において 8 時間平均値ベースの月平均 O₃濃度 (10~18 時、濃度範囲約 10~110 ppb) と喘息薬使用回数に正の関連性がみられ、屋外滞在時間が中央値以上の場合はより強い関連性がみられたと報告されている。

O₃への長期曝露が喘息新規発症に与える影響については、成人、未成年を対象としてコホート研究・長期追跡研究が海外において報告されている。

全年齢を対象とした研究においては、非喫煙者を対象とし 5 年間の追跡調査を行い、日最高 1 時間値ベースの 3 カ月又は 12 カ月平均 O_x濃度の高濃度 (年平均値約 110 ppb)・中濃度 O_x (年平均値約 70 ppb) 地域で比較した結果、喘息新規発症に地域差はみられなかつたとしている。また、男性において 10 年間の期間中の O₃の規定濃度を超過した年間時間数 (100 ppb 超過年間時間数の平均 337 時間、最大 966 時間) の増加又は調査期間中平均 O₃濃度の上昇により喘息新規発症の相対リスクが上昇したとする報告もある。同様に、男性において 8 時間 (9~17 時、濃度範囲約 0~75 ppb) 及び 1 日平均 O₃濃度 (濃度範囲約 0~41 ppb) の 20 年間平均値と喘息新規発症に正の関連性がみられたと報告されている。

未成年を対象とした CHS 研究においては、ベースライン時に喘息歴のない未成年を追跡した結果では、日最高 8 時間値ベースの 4 年間平均 O₃濃度が高い地域 (10~18 時、平均濃度範囲約 56~69 ppb) において、屋外滞在時間と喘息の発症に関連性がみられ、またスポーツをしている対象者ではスポーツをしていない対象者と比較してリスクが増加する傾向がみられたと報告されている。また、1993 年から 2006 年の間の昼間の 8 時間平均値ベースの年平均 O₃濃度 (10~18 時、年平均濃度範囲約 25~75 ppb) の低下と、地域の喘息新規発症率の低下に関連性がみられたと報告されている。CHS 研究以外の小学生を対象とした研究では、5 年間平均 O₃濃度 (濃度範囲約 4~30 ppb) と喘息新規発症に関連性はみられなかつたとする報告がある。

呼吸器の炎症に与える影響については、成人、未成年、喘息患者を対象としたいくつかの研究が国内外において報告されている。成人を対象として数カ月単位の解析を行った国内研究では血中の高感度 CRP と採血前 1 カ月間及び 1 年間の平均 O₃濃度 (10~90 パーセンタイル値の範囲約 22~46 ppb) に正の関連性がみられたが、白血球数については採血前 3 カ月間及び 1 年間の平均 O₃濃度との負の関連性がみられたと報告されている。海外では成人、未成年、喘息患者を対象として、O₃曝露と呼気中 FeNO 及び 8-iso-PGF 濃度、血中の白血球数、IgE 濃度との関連性を検討した疫学研究が報告されている。

O₃への長期曝露が呼吸器疾患による受診及び入院に与える影響については、ある特定の地域における O₃濃度の月平均値や年平均値、研究期間中平均値と喘息や COPD による受診数・入院数や、喘息による初回入院との関連性を解析した海外研究が報告されている。

数カ月単位の解析を行った海外研究では、各地域の出生児を追跡し、出生年又は追跡期間中の夏季平均 O₃濃度と追跡期間中の喘息による入院又は受診に正の関連性がみられたと報

告されている。

成人、未成年、高齢者を対象として年単位で解析を行ったコホート研究・長期追跡研究では、COPD 診断歴のない成人対象者を 2003～2007 年にかけて追跡し、COPD の新規診断又は入院と年平均 O_3 濃度（平均値約 26 ppb）との間には負の関連性がみられたと報告されている。18 歳以上の喘息患者を対象とし、1996～2014 年の診断記録（追跡期間最短 5 年、最長 18 年）に基づく COPD の発症と、日最高値ベースの喘息発症から COPD 発症までの平均 O_3 濃度（期間中四分位範囲約 38～40 ppb）に正の関連性がみられたが、 $PM_{2.5}$ について調整すると関連性はみられなくなったとする報告がある。

出生児を追跡した研究では、1996 年から 2000 年にかけての日最高 8 時間値ベースの全追跡期間平均 O_3 濃度（平均値約 41 ppb）と喘息による生後初回の入院に正の関連性がみられたと報告があるが、一方、日平均値ベースの全妊娠期間平均（四分位範囲約 13～17 ppb）及び生後 1 年間平均 O_3 濃度（四分位範囲約 12～16 ppb）と喘息診断に負の関連性がみられたとする報告もある。また、生後 36～60 カ月での O_3 濃度が基準値を超えた日数の加重平均と生後 60 カ月時点までの喘息による入院又は救急受診に正の関連性がみられたとする報告もある。

2.1.2. 動物実験

動物実験では、 O_3 への 2 週間から数カ月の曝露による呼吸器系への影響として、上皮傷害、炎症及び酸化ストレスの誘発、気道発達の阻害及びリモデリング、気道反応性の亢進、宿主防御障害及びアレルギー反応の亢進、についての報告がある。 O_3 の長期間にわたる曝露は、成体動物において炎症、傷害、酸化ストレスを誘発し、上皮過形成や線維化などの形態学的变化を引き起こす。また、生後間もないげっ歯類やサルを用いた研究においても、気道の直径や長さの減少、気道ニューロンの減少、扁平上皮化生及び上皮肥大などの気道発達を妨げる形態学的な変化が報告されている。特に、生後間もないアレルギー性気道疾患モデルのサルを用いた研究において、気道発達の阻害とともに、気道反応性の亢進や血中の免疫グロブリン (Ig)E 及びヒスタミン量の増加といった、アレルギー反応の亢進が報告されている。

2.2. 循環器影響

2.2.1. 痘学研究

O_3 の長期曝露と血圧の関連性について検討したコホート研究及び長期追跡研究については、成人女性を対象とした研究があり日最高 8 時間 O_3 濃度の 2 年間平均値（年平均濃度範囲約 25～56 ppb）と隔年での医師による診断又は抗高血圧薬使用として定義した高血圧罹患に正の関連性がみられたが、 NO_2 や $PM_{2.5}$ について調整した複数汚染物質モデルでは関連性は失われたと報告されている。

O_3 の長期曝露と循環器疾患による入院及び受診の関連性について検討したコホート研究及び長期追跡研究については、医療機関等の記録に基づいて、高血圧や不整脈の新規発症数や循環器疾患による新規の入院数と O_3 濃度の関連性を、数年から 10 年以上にわたる追跡

中の月又は年単位で解析している。

成人を対象としたコホート研究では、長期 O_3 濃度と循環器疾患による入院数又は受診数に負の関連性がみられたとする報告（日平均値の期間中濃度範囲約 2~71 ppb）と、関連性はみられなかったとする報告（日平均値の年平均値濃度範囲約 17~24 ppb）がある。高齢者を対象としたコホート研究では日最高 8 時間値の年平均 O_3 濃度（濃度範囲約 35~45 ppb）と脳卒中、心筋梗塞、心不全による入院数に正の関連性がみられたことが報告されている。

血液中の成分濃度や、虚血性心疾患の関連指標との関連性について検討したコホート研究及び長期追跡研究がある。全年齢及び成人を対象とした研究では血液中の炎症性マーカー、血液の凝固・線溶系マーカー濃度との関連性について報告しており、いくつかの成分について正の関連性がみられたとしている。日最高 8 時間値の 1 年間平均 O_3 濃度と第 VII 因子に正の関連性がみられたとする報告（濃度範囲約 17~55 ppb）や、フィブリノゲン及び白血球数に正の関連性がみられたとする報告（濃度範囲約 21~44 ppb）がある。

2.2.2. 動物実験

O_3 の 2 週間から数カ月の曝露による循環器系への影響については、動脈硬化、心機能障害及び心不全、血管機能、血圧、心拍数、血液凝固、血中の炎症マーカーの上昇と酸化ストレスについての報告がある。

動脈硬化については、カベオリン-1 や Lectin-like oxidized-low density lipoprotein receptor-1 (LOX-1) などの動脈硬化症マーカーについて解析されているが、一貫性のあるデータは示されていない。心機能障害及び心不全の指標については、ラットから単離し灌流した心臓において O_3 曝露により LVDP の低下、左室圧変化率 ($+dP/dt$ 、 $-dP/dt$) の低下、左室拡張末期圧 (LVEDP) の上昇が起こることが報告されている。血管機能については、 O_3 曝露によりラット大動脈において血管の収縮や拡張に関与する ET-1、エンドセリン A (ETA) 受容体、内皮型一酸化窒素合成酵素 (eNOS) の mRNA の増加が報告されている。一方で、いずれについても影響はみられなかったとするもある。血圧については、成体又は老齢ラットの収縮期血圧又は拡張期血圧に影響はみられなかった。心拍数については、成体又は老齢ラットにおいて心拍数に変化は生じなかったという報告と、心拍数が減少したとする報告がある。血液凝固については、トランスフェリン(TF)、tPA、プラスミノゲン活性化抑制因子(PAI)-1、フォン・ヴィレブランド因子(vWF)、トロンボモジュリン(Thbd) などの血液凝固関連因子の発現変化を解析した研究があるが、一貫性のある結果は得られていない。血中の炎症マーカーの上昇と酸化ストレスについては、心組織や血漿において、 O_3 曝露により TNF- α 濃度が上昇する一方で、抗炎症サイトカインである IL-10 が減少するという報告がある。また、抗酸化ストレス酵素である SOD 活性の低下、酸化ストレスマーカーである MDA 濃度の上昇がみられている。

2.3. 発がん影響

2.3.1. 疫学研究

肺がんを含む呼吸器系がん発症や乳がん発症と O_3 濃度との関連性について解析を行ったコホート研究及び長期追跡研究がある。 O_3 濃度（期間中平均値の濃度範囲約 10～40 ppb）の 100 ppb 超過時間の年平均値の増加により呼吸器系がん発症のリスクが上昇する傾向がみられたとする報告がある。一方、 O_3 濃度の 100 ppb 超過時間の年平均値と男性の肺がん発症の間に正の関連性がみられたが、8 時間値の年平均 O_3 濃度（9～17 時、濃度範囲約 0～42 ppb）と肺がん発症の関連性はみられなかつたと報告されている。乳がん発症と O_3 濃度（発症 4 年前までの日最高 8 時間値ベース 3 年間平均の温暖期平均濃度範囲約 24～58 ppb）の関連性はみられなかつたとする報告がある。

2.3.2. 動物実験

O_3 の 2 週間から数カ月の曝露による影響については、発がん性について、 O_3 単独の曝露により卵管がんの発生がみられたとする報告があるが、卵管がんの発生はみられなかつたとする別の研究もある。肺がんその他の癌については、 O_3 による発がん、他の物質による発がんの促進のいずれもみられなかつたことが報告されている。

2.4. 生殖・神経発達影響

2.4.1. 疫学研究

ここでは、妊娠中の曝露による胎児・新生児・乳幼児への影響、出生後の曝露による新生児・乳幼児・未成年への影響、妊娠中の曝露による母体への影響、生殖系への影響を取り上げている。

死産及び流産について評価した研究では、 O_3 曝露濃度上昇と死産及び流産の増加に関連性がみられたとするいくつかの報告がある。 O_3 曝露としては全妊娠期間、妊娠第 1、第 2、第 3 三半期など研究により異なっている。一方、関連性がみられなかつた、あるいは死産、流産の低減に関連性がみられたとする報告もあった。

早産との関連性について検討した複数の知見があり、正の関連性がみられたとする研究が多く、曝露期間により正と負の関連性がみられたとする研究や曝露期間によらず交絡因子調整後に早産との関連性がみられないとする報告もあった。

妊娠期間への影響を評価した研究としては日平均 O_3 濃度の妊娠第 1 三半期平均値（第 1 四分位平均値～第 4 四分位平均値約 7～38 ppb）の上昇と妊娠日数減少に関連性がみられたとする報告や日最高 8 時間 O_3 濃度の妊娠第 1 三半期平均値（妊娠第 1 三半期平均値濃度記載なし、妊娠第 3 三半期平均値約 36 ppb）の上昇と妊娠期間延長に関連性がみられたとする報告、妊娠第 1、2 三半期、妊娠最終週の日最高 8 時間平均 O_3 濃度（第 1 三半期平均値約 29 ppb、第 2 三半期平均値約 28 ppb、妊娠最終週平均値約 30 ppb）のいずれの上昇についても妊娠期間の短縮との関連性がみられたとする報告、また、8 時間平均 O_3 濃度（時間帯記載なし）の妊娠第 1 三半期平均値（四分位範囲約 27～54 ppb）の上昇と妊娠日数の短縮に関連性がみられたとする報告がある。

妊娠中の O_3 曝露と出生体重との関連性について検討した知見としては、国内研究では妊娠第 1 三半期平均 O_3 濃度（四分位範囲約 35~48 ppb）の上昇と出生体重が 2,500g 未満と胎児発育不全を合わせた出生体重異常リスク上昇に関連性がみられたと報告されている。海外研究では O_3 濃度と出生体重に負の関連性がみられたとする報告や関連性がみられないとする報告が多かった。

妊娠中の O_3 曝露と胎児の成長との関連性について検討した知見としては、国内研究では日最高 8 時間 O_3 濃度の妊娠第 1 三半期の平均値（四分位範囲約 35~48 ppb）の上昇と出生体重から推定した胎児発育不全の増加に関連性がみられたと報告されている。海外研究では妊娠中のいずれかの期間の O_3 曝露と胎児発育不全との間に正の関連性がみられたとする報告と負の関連性がみられたとする報告、曝露期間によらず O_3 曝露と胎児発育不全に関連性がみられないとする報告もある。

胎児の成長への影響を頭囲、腹囲などの指標を用いて評価した海外研究では、いずれも O_3 濃度との関連性がみられないか、共存汚染物質について調整すると関連性が失われたと報告されている。

妊娠中の O_3 曝露と先天異常との関連性については、メタ解析研究では妊娠中の数カ月単位の O_3 曝露と心房中隔欠損、心室中隔欠損、口唇裂との関連性について、いずれも関連性はみられなかつたと報告されている。コホート研究では、正の関連性がみられたとする報告、負の関連性がみられたとする報告、関連性がみられなかつた研究がある。

妊娠中の O_3 曝露と神経発達との関連性についてはいくつかの知見がある。妊娠第 1、2、3 三半期の昼間平均 O_3 濃度（7~19 時、妊娠第 1、2、3 三半期の濃度範囲はそれぞれ約 30~52 ppb、約 19~49 ppb、約 23~63 ppb）と出生後 6 か月での神経行動学的試験スコアに関連性はみられなかつたと報告されている。また、自閉スペクトラム症患児において日最高 8 時間 O_3 濃度の全妊娠期間平均値（濃度範囲約 18~67 ppb）、妊娠第 1、2、3 三半期平均値（濃度範囲はそれぞれ約 12~77 ppb、約 11~80 ppb、約 11~75 ppb）と認知機能、適応機能の発達に関連性はみられなかつたとする報告や、日平均 O_3 濃度の妊娠第 2 三半期及び全妊娠期間の平均値（濃度範囲はそれぞれ約 14~59 ppb、約 23~51 ppb）の上昇と発達遅延全般のリスク上昇に関連性がみられたとする報告がある。

妊娠中の O_3 曝露と新生児の呼吸器症状との関連性については、日平均 O_3 濃度の妊娠前 90 日間、妊娠第 1、2 三半期、全妊娠期間の平均値（濃度範囲はそれぞれ約 8~49 ppb、約 8~49 ppb、約 9~50 ppb、約 13~46 ppb）と、新生児の一過性多呼吸に関連性はみられなかつたが、出生時仮死、新生児呼吸窮迫症候群との間には正の関連性がみられたとする報告がある。

出生後の曝露による新生児・乳幼児・未成年への影響については、出生後の O_3 曝露と乳幼児突然死症候群の関連について、日平均 O_3 濃度の生後 2 カ月間平均値（全死亡者の四分位範囲約 20~32 ppb、生存者の四分位範囲約 20~32 ppb）の上昇と乳幼児突然死症候群のリスク上昇に関連性がみられ、粒子状物質($PM_{2.5}$ 又は PM_{10})、CO、 SO_2 について調整を行っても関連性は維持されたとの報告がある。

出生後の O_3 曝露と神経発達への影響については、昼間平均 O_3 濃度の生後 1~6 カ月平均値 (7~19 時、濃度範囲約 28~49 ppb) と、生後 6 カ月時点の神経行動学的試験スコア、昼間平均 O_3 濃度の生後 1~12 カ月 (7~12 時、濃度範囲約 22~49 ppb)、13~18 カ月 (濃度範囲約 26~41 ppb) 平均値と、生後 18 カ月時点での神経行動学的試験スコアに関連性はみられなかったとする報告がある。また、自閉スペクトラム症患児において日最高 8 時間 O_3 濃度の生後 1 年間の平均値 (濃度範囲約 22~57 ppb) と認知機能、適応機能の発達に関連性はみられなかったが、通常発達児においては生後 1 年間平均 O_3 濃度の上昇と適応機能発達に関連性がみられたと報告されている。また、日平均 O_3 濃度の生後から調査までの平均値 (生後 1 年間平均値の濃度範囲約 30~43 ppb) と発達遅延に正の関連性がみられ、 $PM_{2.5}$ との 2 汚染物質モデルにおいても関連性は維持されたと報告されている。

出生後の O_3 曝露と呼吸器症状との関連性については、4 つの出生コホート研究を統合した解析で、出生年平均 O_3 濃度 (濃度範囲約 5~30 ppb) と 7~8 歳におけるアレルギー性鼻炎、大気中アレルゲン感作のいずれとも関連性はみられなかったと報告されている。旧東ドイツ地域の研究では、出生時住所における年平均 O_3 濃度 (濃度範囲約 16~30 ppb) の上昇と、10 歳までのアレルギー性鼻炎、目・鼻の症状の有病率の上昇に関連性がみられたが、喘息、空中アレルゲン感作とは関連性はみられなかったと報告されている。また、調査前 1 年間 (2~3 歳児平均値約 24 ppb)、3 年間 (2~3 歳児平均値約 26 ppb) の平均 O_3 濃度上昇と 2~3 歳児の気管支炎のリスク上昇、調査前 1 カ月間 (2~3 歳児平均値約 26 ppb)、1 年間、3 年間 (濃度前述) の平均 O_3 濃度上昇と 2~3 歳児の呼吸器疾患のリスク上昇との間に関連性がみられたと報告されている。

子供の入院及び受診との関連性について検討した知見としては、日最高 8 時間 O_3 濃度の出生から入院までの追跡中平均値 (平均値約 41 ppb) 及び追跡中の 4~10 月平均値 (平均値約 51 ppb) の上昇と喘息による入院の増加に関連性がみられたと報告されている。受診前 2 カ月間平均 O_3 濃度 (月平均値の期間中濃度範囲 2~36 ppb) の上昇と中耳炎受診の低減に関連性がみられたとする報告、出生地における夏季(6~8 月)平均 O_3 濃度 (濃度範囲約 12~43 ppb) の上昇と 13 歳の誕生日までの喘息発症の増加に関連性がみられたとする報告、出生地における夏季(6~8 月)平均 O_3 濃度 (濃度範囲約 19~39 ppb) と喘息患児における 13 歳の誕生日までの喘息による入院又は受診に関連性はみられなかったが、経時変化を考慮した夏季(6~8 月)平均 O_3 濃度 (濃度範囲約 16~39 ppb) では喘息による入院又は受診との正の関連性がみられたとする報告がある。

年平均 O_3 濃度 (アトピー性皮膚炎新規診断患者の平均値約 30 ppb、非新規診断患者の平均値約 30 ppb) の上昇と 0~1 歳のアトピー性皮膚炎発症率上昇に関連性がみられたとする報告や 1 歳未満及び 1 歳の男児、女児いずれにおいても年平均 O_3 濃度 (乳児湿疹新規診断患者の平均値約 31 ppb、非新規診断患者平均値約 30 ppb) の上昇と乳児湿疹の発症率上昇に関連性がみられたとする報告がある。

妊娠中の O_3 曝露による母体への影響との関連性について検討した知見としては、国内では出産 2 日前の日最高 8 時間 O_3 濃度 (症例日 10~90 パーセンタイル値約 20~63 ppb、対照日 10~90 パーセンタイル値約 18~64 ppb) と常位胎盤早期剥離に関連性はみられなか

ったと報告されている。また、日最高 8 時間値ベースの妊娠第 1 三半期平均 O_3 濃度（四分位範囲約 34~48 ppb）の上昇と妊娠高血圧症候群のリスク上昇に関連性がみられ、SPM、 NO_2 、 SO_2 を考慮した場合でも同様の関連性がみられたと報告されている。

海外におけるメタ解析では、 O_3 濃度と妊娠高血圧症候群、妊娠高血圧腎症に正の関連性がみられたと報告されている。

海外におけるコホート研究及び長期追跡研究では、日平均 O_3 濃度の妊娠第 1、2 三半期、全妊娠期間平均値（平均値はそれぞれ約 40 ppb、約 41 ppb、約 40 ppb）と妊娠高血圧症候群に関連性はみられなかつたと報告や、日平均 O_3 濃度の妊娠第 1、2、1~2 三半期平均値（濃度範囲はそれぞれ約 21~57 ppb、約 21~57 ppb、約 23~53 ppb）の上昇と妊娠高血圧症候群のリスク上昇に関連性がみられたとする報告がある。また、日平均 O_3 濃度の妊娠第 1 三半期平均値（濃度範囲約 6~47 ppb）の上昇と妊娠高血圧のリスク上昇に関連性がみられたとする報告、妊娠前 3 カ月間、妊娠第 1、2 三半期、妊娠最初の 20 週間（受胎季節別四分位範囲：冬季約 36~43 ppb、春季約 42~45 ppb、夏季約 34~42 ppb、秋季約 27~40 ppb）、全妊娠期間（濃度範囲約 23~49 ppb）の O_3 濃度と妊娠高血圧に関連性はみられなかつたが、未産婦に限定すると全妊娠期間の O_3 濃度上昇と妊娠高血圧リスク低減に関連性がみられたとする報告がある。

非喫煙者において日平均 O_3 濃度の妊娠第 1 三半期平均値（濃度範囲約 6~43 ppb）と妊娠初期（妊娠第 20 週以前）から妊娠終期（妊娠第 21 週以降）の間の収縮期血圧上昇に関連性がみられ、拡張期血圧上昇についても関連性がみられたと報告されている。

米国・ロサンゼルス郡では 8 時間平均 O_3 濃度（10~18 時）の妊娠第 1、2 三半期、全妊娠期間平均値（ロサンゼルス郡平均値約 30 ppb）と妊娠高血圧腎症に関連性はみられなかつたが、オレンジ郡では妊娠第 2 三半期 O_3 濃度（妊娠第 2 三半期について濃度の記載なし、全妊娠期間平均 O_3 濃度は Orange 郡平均値約 41 ppb）と正の関連性がみられたとする報告、妊娠第 1 三半期平均 O_3 濃度（濃度範囲約 6~47 ppb）と妊娠高血圧腎症に正の関連性がみられたとする報告、日最高 8 時間 O_3 濃度の出産前 1、3、6、12 カ月間平均値（平均値はそれぞれ約 32 ppb、約 31 ppb、約 29 ppb、約 29 ppb）の上昇と硫酸 Mg 点滴を必要とする妊娠高血圧腎症のリスク上昇に関連性がみられ、曝露期間が短いほど関連性が強かつたとする報告がある。一方、日平均 O_3 濃度の受胎前 90 日間、妊娠第 1、2 三半期、全妊娠期間のいずれの曝露期間平均値においても、 O_3 （中央値はそれぞれ約 30 ppb、約 29 ppb、約 29 ppb、約 29 ppb）と妊娠高血圧腎症との関連性はみられなかつたとする報告、妊娠前 3 カ月間、妊娠第 1、2 三半期、妊娠最初の 20 週間（受胎季節別四分位範囲は冬季約 36~43 ppb、春季約 42~45 ppb、夏季約 34~42 ppb、秋季約 27~40 ppb）、全妊娠期間（濃度範囲約 23~49 ppb）の平均 O_3 濃度上昇と妊娠高血圧腎症のリスク低減に関連性がみられたとする報告がある。

日平均 O_3 濃度の妊娠第 1、2 三半期、全妊娠期間平均値（平均値はそれぞれ約 37 ppb、約 38 ppb、約 37 ppb）の上昇と妊娠糖尿病のリスク上昇に関連性がみられ、 $PM_{2.5}$ との 2 汚染物質モデルでもほぼ同一の結果がみられたとする報告がある。また、日最高 8 時間 O_3 濃度の妊娠前 12 週間（濃度範囲約 8~109 ppb）、妊娠第 1 三半期平均値の上昇と妊娠第 13 週以降の妊娠糖尿病診断低減に関連性がみられ、 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 NO_2 との 2 汚染物質モデル

でも同様の結果がみられたとする報告や、日平均 O_3 濃度の妊娠前(91 日前～最終月経)平均値 (四分位範囲約 23～36 ppb) と妊娠糖尿病に負の関連性がみられたとする報告がある。

生殖系への影響については、ドナーバンクへの精子提供前 0～9 日、10～14 日、70～90 日の平均 O_3 濃度 (日平均値の期間中範囲約 2～48 ppb) の上昇と平均精子数の減少との間に負の関連性がみられたが、総運動精子数とは関連性がみられなかつたとの報告がある。全身性エリテマトーデス男性患者において、日最高 1 時間 O_3 濃度 (期間中範囲約 30～54 ppb) と精子濃度 (ラグ 80-88 日及び 0-90 日)、射精 1 回当たりの精子数 (ラグ 80-88 日)、前進運動性精子率 (ラグ 31-38 日) に負の関連性がみられたとする報告がある。体外受精クリニックにおける 8 時間移動平均 O_3 濃度 (平均値約 38 ppb) の排卵誘発～胚移植の期間中平均値については、妊娠との関連性はみられなかつたと報告されている。また、体外受精のサイクル全体及びサイクル中の各期間における日平均 O_3 濃度の期間中平均値 (期間平均濃度の体外受精サイクル間範囲：排卵誘発～卵母細胞回収 約 0～200 ppb、卵母細胞回収～胚移植 約 0～200 ppb、胚移植～着床約 0～200 ppb、着床～出生約 0～200 ppb) と hCG トリガー実施日の血清エストラジオール濃度、子宮内膜厚、卵母細胞収量、体外受精失敗との関連性はみられなかつたとする報告がある。

2.4.2. 動物実験

O_3 曝露による生殖及び成長発達への影響については、妊娠期間中の曝露による影響、妊娠期間中以外の曝露による影響が報告されている。

O_3 の妊娠期間中の曝露による仔動物への影響としては、胎児の肺におけるミトコンドリアの膨化と細胞質の空胞化、グリコーゲンの増加、上皮細胞とラメラ体の剥離、出生後の体重増加遅延、卵白アルブミン (OVA) 感作した仔マウスにおける BALF 中乳酸脱水素酵素 (LDH) 活性の増加と肺における炎症反応の低減が報告されている。また、神経系への影響や行動影響として、小脳壞死、プルキンエ細胞の減少や核変性、小脳におけるドーパミンやノルエピネフリンなどの減少、孤束核におけるドーパミンやノルエピネフリンの合成酵素の発現抑制、行動試験における学習能力の低下が報告されている。

O_3 の妊娠期間中の曝露による親動物への影響としては、妊娠率の低下、オキシトシンやアセチルコリンに対する子宮収縮反応の増強、子宮動脈血管抵抗の低下、血糖値の低下、遊離脂肪酸の増加、摂餌量の減少と体重の低下、気道抵抗の増加、インスリン抵抗性の上昇及び耐糖能の低下、血中の炎症性サイトカインと HDL コレステロールの減少が報告されている。

妊娠期間中以外の曝露による影響としては、妊娠前の曝露による仔動物への影響として海馬における NGF 濃度減少や線条体の脳由来神経栄養因子 (BDNF) 濃度増加が報告されており、親動物への影響としては生殖細胞数や精子濃度の減少などが報告されているが、それに伴う交尾成功率及び新生児生存率には低下はみられなかつた。

2.5. 代謝系・神経系・免疫系等への影響

2.5.1. 疫学研究

代謝系への影響については、海外における成人女性を対象とした研究があり、対象者全体では日最高 8 時間値の 2 年平均 O_3 濃度（平均値約 38 ppb）と体重変化量に関連性はみられなかったが、BMI が 25 未満の対象者では正の関連性がみられたと報告している。また、日最高 8 時間値の 2 年平均 O_3 濃度（濃度範囲約 25～56 ppb）と 2 型糖尿病発症に正の関連性がみられ、 $PM_{2.5}$ で調整しても関連性が維持されたが、 NO_2 について調整すると関連性がみられなくなったと報告している。

神経系への影響については、認知症、アルツハイマー病、パーキンソン病、自閉スペクトラム症、うつ病の発症や認知機能の低下と O_3 濃度との関連性について解析したコホート研究及び長期追跡研究がある。全年齢及び成人を対象とした研究については、 O_3 濃度と認知症又はアルツハイマー病発症に負の関連性がみられたとする報告がある。また、パーキンソン病については正の関連性がみられたとする報告があるが、解析条件によっては関連性がみられないか、負の関連性がみられていた。未成年を対象とした研究では、日最高 1 時間値の診断前 1 年間平均 O_3 濃度（中央値 106 ppb）と自閉スペクトラム症新規診断に正の関連性がみられ、 CO 、 NO_2 、 SO_2 について調整しても関連性は維持されたと報告されている。高齢者を対象とした研究では、 O_3 濃度とアルツハイマー病の発症に正の関連性がみられたとする報告がある。

免疫系への影響について検討した知見としては、日最高値ベースの年平均 O_3 濃度及び発症前 5 年間平均 O_3 濃度（追跡期間中の年平均濃度範囲約 105～120 ppb）と関節性リウマチ発症に正の関連性がみられたとする報告がある。また、年平均 O_3 濃度（濃度範囲約 15～66 ppb）と全身性エリテマトーデスの発症に負の関連性がみられたとする報告がある。数カ月単位の研究としては、発症前 2 年前までの 5～10 月の日最高 8 時間値の 5 年間移動平均 O_3 濃度（濃度範囲約 14～68 ppb）と多発性硬化症発症について、カナダ・オンタリオ州全体では関連性はみられなかったが、地域別にみると都市圏では正の関連性がみられたと報告している。

2.5.2. 動物実験

O_3 の 2 週間から数カ月の曝露による内分泌系及び代謝系への影響としては、空腹時血糖値の上昇、インスリン分泌の阻害、血中コレステロールの増加、血漿中のコルチコステロン及び遊離トリヨードサイロニンの濃度上昇が報告されているが知見の数は少ない。

神経系への影響としては、中枢神経における炎症と形態学的な変化、神経伝達の変化、認知や行動の変化、神経発達への影響、について評価した研究がある。炎症については、中枢神経系において炎症性メディエーターの増加、抗酸化酵素の発現や活性の増加が報告されている。組織形態学的な変化としては、脳の黒質におけるドーパミン作動性ニューロンの減少、小胞体の超微細構造の変化が報告されている。神経伝達の変化については、電気生理学

的な神経伝達の低下がみられた。認知や行動の変化については、短期及び長期記憶に低下がみられ、抑うつ様行動の誘発についても報告がなされている。その他、海馬においてアポトーシス関連分子であるチトクローム c、カスパーゼ 3、BCL-2 の増加とともに、アポトーシスの増加がみられた。また、アルツハイマー病の関連分子について解析した研究では、主に長期曝露によって海馬におけるアミロイド β 1-42 (A β 42) ペプチドの増加や沈着がみられている。

2.6. 死亡への影響

長期曝露と死亡に関する研究においても、短期曝露と死亡との関連性に関する研究と同様に、人口動態統計や医療機関記録等に基づく全死亡（非事故死亡）、循環器疾患死亡（心血管疾患死亡、脳血管疾患死亡）、呼吸器疾患死亡（肺炎死亡、COPD 死亡）等による死亡が解析対象となっている。

数カ月単位での解析を行ったメタ解析では、米国、英国、フランス、台湾を対象としたコホート研究についてシステムティックレビューを実施し、全死亡については温暖期平均 O_3 濃度(4~9月又は7~9月の平均値又は年間ピーク濃度)との関連性はみられなかつたが、心血管疾患死亡及び呼吸器疾患死亡については温暖期平均 O_3 濃度と正の関連性がみられたと報告されている。

コホート研究及び長期追跡研究として、米国における成人を対象とした ACS-CPSII 研究のデータについて解析した研究やメディケア受給者を対象として解析した研究、カナダにおける全国コホートのデータを解析した研究がある。これらの研究では、成人又は高齢者を対象として、主に夏季ないし温暖期における数カ月間の O_3 濃度と死亡の関連性が評価されており、全死亡、循環器疾患死亡、呼吸器疾患死亡、その他疾患別死亡について O_3 濃度との正の関連性が報告されているが、いくつかの研究では共存汚染物質の調整によりそれらの関連性が失われるか負の関連性がみられたことが報告されている。

年単位での解析を行った複数国や複数地域における研究についてのメタ解析を行った報告では、成人における全死亡及び肺がんによる死亡については年平均 O_3 濃度と負の関連性がみられたが、心血管疾患死亡、脳卒中死亡、呼吸器疾患死亡については関連性がみられなかつたと報告されている。また、別のメタ解析では肺がんによる死亡又は罹患と O_3 濃度に関連性はみられなかつたと報告されている。

米国におけるハーバード 6 都市研究及び ACS-CPSII 研究のデータを用いた複数の報告がある。米国 6 都市における 1991 年までの期間追跡では 1977~1985 年平均 O_3 濃度（都市別平均値範囲約 20~28 ppb）が最も低い都市と比較した都市別の全死亡との間に関連性はみられなかつたと報告されているが、再解析では、6 都市の濃度範囲あたりの死亡相対リスクを求めた結果、1977~1985 年平均 O_3 濃度（都市別平均値範囲約 20~28 ppb）の上昇と全死亡数、心肺疾患死亡数の低下に関連性がみられたと報告されている。ACS-CPS II 研究では 1982~1998 年の追跡期間中の死亡について検討を行い、日最高 1 時間 O_3 濃度の 1982~1998 年平均値（都市別平均値の平均値約 46 ppb）は全死亡、肺がん死亡、心肺疾患

死亡いずれとも関連性はみられなかつたと報告されているが、一部の対象者について追跡期間を1982～2000年に延長し再解析を行つた結果においても、全死亡、心肺疾患死亡、虚血性心疾患死亡、肺がん死亡、その他死亡いずれについても年平均O₃濃度（都市別1980年平均値範囲約10～41 ppb）との関連性はみられなかつたと報告されている。

米国における高血圧と診断された男性退役軍人を対象としたコホート研究では、約9万人の退役軍人を21年間追跡し、O₃については573郡の54,292人を対象として大気汚染と死亡との長期的な関連性における血圧の重要性について検討した結果、1976～1981年、1982～1988年、1988年以降の3期間における全死亡と、死亡と同期間の平均年間95パーセンタイルO₃濃度（郡別期間中平均値範囲：1960～74年 約56～431 ppb、1975～81年 約48～472 ppb、1982～88年 約31～170 ppb、1989～96年 約40～138 ppb）に正の関連性がみられたと報告された。

このように年単位での解析を行つたコホート研究及び長期追跡研究やメタ解析では、主に年平均O₃濃度の追跡期間中平均値と死亡との関連性について評価しており、O₃濃度の上昇と全死亡、循環器疾患死亡、呼吸器疾患死亡、その他の疾患別死亡の増加に関連性がみられたとする報告もある一方、関連性がみられなかつたとする報告や死亡低減との関連性がみられたとする報告も多い。

3. パーオキシアセチルナイトレート (PAN) の健康影響

人志願者に PAN を曝露し、その健康影響を調査した人志願者実験研究がいくつか報告されている。

呼吸器系への影響を評価した研究では、0.13~0.30 ppm の PAN を 17 分~4 時間曝露し、酸素摂取量、最大有酸素運動能力、肺機能、症状等について調査されている。

男子大学生を対象に 0.3 ppm PAN を 17 分間（途中に運動 5 分間）曝露した研究では、運動中の酸素摂取量の増加、運動後の回復期間中の呼気最大速度の低下がみられた。一方、健康な若年及び中年の非喫煙者及び喫煙者の男性を対象とし、0.27 ppm PAN を約 40 分（安静 5 分、最大有酸素運動能力試験約 20 分、安静 15 分）、室温 25°C 又は 35°C で曝露した研究では、PAN による最大有酸素運動能力 ($VO_{2\text{max}}$) や運動継続時間等への影響はみられなかった。

0.24 ppm PAN を 4 時間、間欠運動条件下で曝露した研究では、健康な若年成人男性群では、FVC が曝露前後で 4% 低下したと報告されているが、中年男性群では FVC への影響はみられず、 FEV_1 等のその他肺機能に関する影響もみられなかったと報告されている。成年女性又は男性を対象とし、0.27 又は 0.30 ppm PAN を 2 時間、間欠運動条件下で曝露した研究では、PAN 単独曝露では肺機能 (FVC、 FEV_1 、 FEF_{25-75} 等) に影響はみられなかったと報告されている。

PAN と O_3 の複合曝露については、成年女性又は男性を対象とし、0.27~0.30 ppm PAN と 0.45~0.48 ppm O_3 を 2 時間、間欠運動条件下で曝露した結果、PAN と O_3 の複合曝露は O_3 単独曝露でみられた肺機能への影響を増強したと報告されている。一方、成人男女を対象に 0.30 ppm 又は 0.13 ppm PAN と 0.45 ppm O_3 の複合曝露を 2 時間、間欠運動条件下で実施した結果、 O_3 単独曝露による影響との間に差はみられなかったとの報告もある。0.30 ppm PAN と 0.45 ppm O_3 の複合曝露を 1 日 2 時間、5 日間反復曝露した結果、肺機能や呼吸器症状について適応は生じるが不完全であり、3~7 日間の間に消失したと報告されている。

成人男女を対象に 0.13 ppm PAN と 0.60 ppm NO_2 の複合曝露を 2 時間、間欠運動条件下で実施した結果、肺機能や心拍数等に影響はみられなかったと報告されている。

PAN による目の刺激性反応を報告した研究としては、曝露チャンバーでの曝露とゴーグル等により目への曝露した研究がある。曝露チャンバーで 0.13~0.3 ppm PAN を単独又は CO 、 NO_2 、 O_3 と複合的に 2 時間又は 4 時間曝露した研究では、PAN が含まれる曝露では、目の刺激等の目の症状を報告した被験者数が増加したと報告されている。また、0.05~0.5 ppm の PAN を含む気体を被験者の目に曝露した結果、眼刺激の閾値は 300 秒の曝露で 0.05 ppm 以上、12 分の曝露で 0.5 ppm 付近であったと報告されている。

動物実験において PAN による影響を報告した研究としては、数時間から 2 週間未満の曝露による影響として、肺炎とそれによる死亡、自発的な活動の低下、肺細胞における DNA の損傷、遺伝子変異が報告されており、2 週間から数ヶ月の曝露による影響として、体重の減少、気管支肺炎とそれによる死亡、上皮過形成、行動異常、成長遅延、が報告されているが、知見の数は少なく、いずれも数 ppm から 100 ppm を超える高濃度において影響がみられたことが報告されている。

4. 全体のまとめ

上記 1～3 に記載した知見を踏まえ、O₃ 及び PAN の曝露と各健康影響の関連性の確からしさに関する判断を以下に示す。

1) O₃ への短期間の曝露による呼吸器系への健康影響

疫学研究では、国内及び諸外国で実施されたパネル研究において、短期間の O₃ 濃度上昇と呼吸器症状との関連性や喘息患児における気道炎症指標の増加の変化が O₃ 濃度に関連して観察されており、また、O₃ 濃度と呼吸器系の入院や救急外来受診との関連性や呼吸器系死亡率の上昇との関連性が大規模な世界各国の複数都市での解析結果として示されている。このことは、人志願者を対象とした O₃ 曝露実験において、肺機能の低下が観察されており、さらにこの肺機能の低下は O₃ 曝露濃度に依存して大きくなっていたという結果や気道反応性の亢進、呼吸器の炎症等に関する研究成果、動物実験による肺機能の変化、炎症、気道反応性の増大、肺の宿主防御機能の低下などの研究成果からも支持される。多くの疫学研究、人志願者実験及び動物実験から得られている現時点の科学的知見に基づくと、O₃ への短期間の曝露が呼吸器系に悪影響を及ぼし得ることは確かであると判断された。

2) O₃ への短期間の曝露による循環器系、代謝系、神経系などその他の影響

疫学研究から多くの科学的知見が得られており、人志願者実験についてもいくつかの研究がある。これらの知見の中には O₃ への短期間の曝露によって悪影響が生じているということを強く示唆するものもあるが、一方で、これらを否定する知見もあり、現時点では O₃ の短期曝露が循環器系、代謝系、神経系に悪影響を及ぼし得ることは確からしいと判断することは困難であった。

3) O₃ への長期間の曝露による呼吸器への健康影響

科学的知見は疫学研究とその生物学的な影響機構を裏付ける動物実験に関するものがある。米国などで実施された小児を対象としたコホート研究や成人・高齢者を対象としたコホート研究では O₃ 曝露と喘息発症との関連性が観察され、さらに、呼吸器系疾患による入院・受診数の増加との関連性が示されている。O₃ への長期曝露による喘息発症等については、動物実験による肺の形態学的な変化に関する研究成果からも支持される。これらの知見から O₃ への長期曝露が呼吸器系に悪影響を及ぼし得ることは確からしいと判断された。しかし、疫学研究において O₃ 曝露によるとされた影響が PM_{2.5} や NO₂ などの他の共存大気汚染物質による影響と独立した影響であると明確に判断することには困難があるなど、現時点ではやや不確実性が残る点に留意が必要である。

4) O₃ への長期間の曝露による循環器系、発がん、生殖・神経発達などその他の影響

疫学研究から多くの科学的知見が得られている。これらの知見の中には O₃ への長期間の曝露によって悪影響が生じているということを示唆するものもあるが、一方で、これらを否定する知見もあり、一貫性にやや欠けていると考えられる。呼吸器系への影響の場合と同様に共存大気汚染物質の影響と切り分けた判断が困難であることから、現時点では O₃ の長期

曝露が循環器系、発がん、生殖・神経発達、代謝系、神経系、免疫系などに悪影響を及ぼし得ることは確からしいと判断することは困難であった。

5) O_3 以外の光化学オキシダントの主要成分と考えられる PAN の健康影響

全体として知見が限られている。人志願者実験による知見では単独曝露や O_3 との複合曝露の結果に一貫性が乏しく、知見の蓄積も不十分と考えられることから、PAN への曝露による健康影響について判断することはできなかった。動物実験についても知見の数は少なく、またいづれも数 ppm から 100 ppm を超える高濃度における報告であった。

(出典)

参考資料1 目次			資料名	章節
1. オゾンの短期曝露影響	1.1. 呼吸器影響	1.1.1. 疫学研究	光化学オキシダントの短期曝露による呼吸器影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	2.1. 呼吸機能に関する知見の整理結果 2.2. 呼吸器疾患による入院及び受診に関する知見の整理結果 2.3. 呼吸器症状に関する知見の整理結果 2.4. 呼吸器炎症に関する知見の整理結果
		1.1.2. 人志願者実験	光化学オキシダントの短期曝露による呼吸器影響に関する定量評価に資する信頼できる人志願者実験知見のとりまとめ結果	3. 呼吸機能、呼吸器症状に関する知見の整理結果 4. 気道反応性に関する知見の整理結果 5. 炎症反応・肺の生体防御反応への影響に関する知見の整理結果 6. その他
		1.1.3. 動物実験	光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果	2.1. 呼吸器系への影響に関する知見の整理結果
	1.2 循環器影響	1.2.1. 疫学研究	光化学オキシダントの短期及び長期曝露による循環器系への影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	2. 短期曝露による循環器系への影響に関する知見の整理結果
		1.2.2. 人志願者実験	光化学オキシダントの短期曝露による循環器系への影響に関する定量評価に資する信頼できる人志願者実験知見のとりまとめ結果	2. 循環器系への影響に関する知見の整理結果
		1.2.3. 動物実	光化学オキシダントの健康影響に関する動物	2.2. 循環器系への影響に関する知見の整理結果

参考資料1 目次			資料名	章節
	験		実験知見のとりまとめ結果	果
1.3. 代謝系・神経系・免疫系等への影響	1.3.1. 疫学研究		光化学オキシダントの短期及び長期曝露による代謝系への影響、神経系への影響、免疫系への影響、発がん影響、その他の影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	2. 短期曝露による代謝系への影響に関する知見の整理結果 3. 短期曝露による神経系への影響に関する知見の整理結果 5. 短期曝露によるその他の影響に関する知見の整理結果
	1.3.2. 人志願者実験		光化学オキシダントの短期曝露による代謝系への影響、神経系への影響及び遺伝子傷害性に関する定量評価に資する信頼できる人志願者実験知見のとりまとめ結果	2. 代謝系への影響、神経系への影響に関する知見の整理結果
	1.3.3. 動物実験		光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果	2.3. 内分泌系及び代謝系への影響に関する知見の整理結果 2.4. 神経系への影響に関する知見の整理結果 2.5. 変異原性・遺伝子傷害性及び発がん性に関する知見の整理結果
	1.4. 死亡への影響		光化学オキシダントの短期曝露による健康影響のうち死亡をエンドポイントとした定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	2.1. 死亡に関する知見の整理結果
2. オゾン	2.1. 呼吸器	2.1.1. 疫学研	光化学オキシダントの長期曝露による呼吸器	2.1. 呼吸機能に関する知見の整理結果

参考資料1 目次			資料名	章節
の長期曝露 影響	影響	究	影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	2.2. 呼吸器疾患による入院及び受診に関する知見の整理結果 2.3. 呼吸器症状に関する知見の整理結果 2.4. 喘息新規発症に関する知見の整理結果 2.5. 呼吸器炎症に関する知見の整理結果
	2.1.2. 動物実験		光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果	2.1. 呼吸器系への影響に関する知見の整理結果
2.2. 循環器 影響	2.2.1. 疫学研 究		光化学オキシダントの短期及び長期曝露による循環器系への影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	3. 長期曝露による循環器系への影響に関する知見の整理結果
	2.2.2. 動物実 験		光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果	2.2. 循環器系への影響に関する知見の整理結果
2.3. 発がん 影響	2.3.1. 疫学研 究		光化学オキシダントの短期及び長期曝露による代謝系への影響、神経系への影響、免疫系への影響、発がん影響、その他の影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	9. 長期曝露による発がん影響に関する知見の整理結果
	2.3.2. 動物実 験		光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果	2.5. 変異原性・遺伝子傷害性及び発がん性に関する知見の整理結果
2.4. 生殖・神 経発達影響	2.4.1. 疫学研 究		光化学オキシダントの生殖系への影響及び成長発達への影響に関する定量評価に資する信	2. 妊娠中の曝露による胎児、新生児、乳幼児への影響

参考資料1 目次		資料名	章節
2. 光化学オキシダントの健康影響に関する疫学研究知見	2.4. 健康影響	頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	3. 出生後の曝露による新生児、乳幼児、未成年への影響 4. 妊娠中の曝露による母体への影響 5. 生殖系への影響
		2.4.2. 動物実験	光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果
	2.5. 代謝系・神経系・免疫系等への影響	2.5.1. 疫学研究	光化学オキシダントの短期及び長期曝露による代謝系への影響、神経系への影響、免疫系への影響、発がん影響、その他の影響に関する定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果
		2.5.2. 動物実験	光化学オキシダントの健康影響に関する動物実験知見のとりまとめ結果
	2.6. 死亡への影響	光化学オキシダントの長期曝露による健康影響のうち死亡をエンドポイントとした定量評価に資する信頼できる疫学研究知見のとりまとめ結果	2.1. 死亡に関する知見の整理結果
	3. パーオキシアセチルナイトレート(PAN)の健康影響	パーオキシアセチルナイトレートの健康影響に関する疫学研究知見及び人志願者実験知見	3. 人志願者実験分野

参考資料1 目次	資料名	章節
	のとりまとめ結果	
	光化学オキシダントの健康影響に関する動物 実験知見のとりまとめ結果	3. PAN の影響に関する知見の整理結果

光化学オキシダント健康影響評価検討会

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第1回）

<https://www.env.go.jp/press/110657.html>

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第2回）

<https://www.env.go.jp/press/111047.html>

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第3回）

https://www.env.go.jp/press/press_00422.html

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第4回）

https://www.env.go.jp/press/press_00919.html

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第5回）

https://www.env.go.jp/press/press_01230.html

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第6回）

https://www.env.go.jp/press/press_01754.html

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第7回）

https://www.env.go.jp/press/press_02331.html

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第8回）

https://www.env.go.jp/press/press_02764.html

光化学オキシダント健康影響評価検討会（第9回）

https://www.env.go.jp/press/press_02821.html

参考資料2 光化学オキシダントの植物影響のとりまとめ

光化学オキシダントの植物影響に関する定量評価に関しては、オゾンとオゾン以外の光化学オキシダント成分の植物影響に関する科学的知見を別々に検討・評価することが適切と判断された。そこで、光化学オキシダントの主成分であるオゾンと、オゾン以外の光化学オキシダント成分としてパーオキシアセチルナイトレート (PAN) の植物影響に関する科学的知見をとりまとめた。

光化学オキシダントの主成分であるオゾンは、植物の葉の表面にある気孔を介して葉内に取り込まれ、褐色斑、黄変、白化などの葉の可視障害の発現、光合成能力の低下、農作物の成長や収量の低下、樹木の成長低下などを引き起こしていると考えられている。また、オゾンによる植物影響の程度は気孔を介した葉のオゾン吸収量と葉内に吸収されたオゾンの解毒能力とのバランスによって決まるため、気孔開度や葉内の活性酸素消去系活性を変化させる環境要因が変動すれば、大気オゾン濃度が同じでもオゾンの植物影響の程度が変化することが示されている。また、PAN は、オゾンと同様に、気孔から吸収され、葉の可視障害の発現や成長の低下を引き起こすことが知られているが、植物生理生化学的機能への影響やそのメカニズムなどに関する知見は限られている。

「1. オゾン等の農作物への影響」、「2. オゾン等の樹木への影響」、「3. オゾンと森林衰退との関係」及び「4. パーオキシアセチルナイトレート (PAN) の植物影響」の各章では、植物の葉面に発現する可視障害、成長や収量に及ぼす影響やその程度を変化させる環境要因などに関する文献の記載に基づいて科学的知見を整理し、「5. 全体のまとめ」において現時点におけるオゾン及び PAN の植物影響に関する知見をとりまとめた。なお、これらの科学的知見の詳細は、「参考資料」に示した。植物影響に関する報告において光化学オキシダント濃度として記載されているものは原則として O_x と示し、オゾン濃度として記載されているものは O_3 と示した。

1. オゾン等の農作物への影響

1.1 葉の可視障害

農作物が比較的高濃度の O_3 に曝露されると、葉に可視障害が発現することがある。国内で実施された 22 科 45 種の農作物及び園芸作物を対象とした空気浄化試験 (FAC: Filtered Air Chamber) では、可視障害を発現させた O_x 濃度の最高値は作物種によって異なり (0.1 ppm 以下、0.10~0.15 ppm、0.15 ppm 以上の 3 段階に分級)、ホウレンソウやハツカダイコン等の感受性は比較的高いことが報告されている。また、広範囲な農作物や園芸作物を対象とした既存の O_3 曝露試験の結果に基づいて、農作物の葉の可視障害発現と O_3 曝露との関連が検討された報告では、濃度 (C) の 2 乗と曝露時間 (t) の積であるドース ($C^2 \times t$) によって O_3 感受性を 4 段階 ($0.10 \text{ ppm}^2 \cdot \text{h}$ 以下、 $0.11 \sim 0.30 \text{ ppm}^2 \cdot \text{h}$ 、 $0.31 \sim 1.00 \text{ ppm}^2 \cdot \text{h}$ 及び $1.01 \text{ ppm}^2 \cdot \text{h}$ 以上) に分級された。その結果、作物種によって O_3 感受性が異なり、前述の報告と同様にホウレンソウやハツカダイコン等の感受性が比較的高いことが報告されている。なお、葉の可視障害の程度などに基づいた O_3 感受性は、作物種だけでなく、品種間でも異なることが報告されている。

1.2. 成長や収量に及ぼす影響

O_3 等が農作物の成長や収量に及ぼす影響は様々な農作物で報告されている。本検討会では、イネ、ダイズ、オオムギ、ラッカセイ、バレイショ、トマト、キュウリ、コマツナ、ホウレンソウ、ハツカダイコン、メロン及び果樹に関する代表的な報告をとりまとめた。可視障害の発現に基づく O_3 感受性と同様に、成長や収量における O_3 感受性は、作物種間だけでなく品種間でも異なる。なお、複数の研究において成長や収量に対する O_3 の影響が比較可能であり、定量評価が可能と考えられた作物種としてイネ、コマツナ、ハツカダイコンがある。そこで、本資料においても、これら 3 種の成長や収量に対する O_3 等の影響に関する報告を中心とりまとめた。

<イネ>

イネ 4 品種に対する O_x の影響を検討した FAC 試験では、品種によって程度は異なるが、地上部重、穂数、総穎花数、登熟歩合、千粒重及びもみ重の低下が報告されている。

“日本晴”を用いた FAC 試験では、浄化空気区と非浄化空気区で草丈に差はないが、非浄化空気区では茎数や穂数が少なく、穂重の減少によって収量（玄米重）が減少したことが報告されている。なお、非浄化空気区の O_x 濃度は、24 時間平均値で 0.030 ppm であった。

“コシヒカリ”を対象とした自然光型チャンバーを用いた O_3 曝露試験では、栄養成長期から出穂初期 8 週間において 3 段階の濃度（浄化空気、0.05 ppm、0.10 ppm）の O_3 を曝露した結果、0.10 ppm O_3 区で 5 週目と 6 週目に個体乾重量が 50% 減少した。また、0.05 ppm O_3 区と 0.10 ppm O_3 区において、地下部／地上部比が低下したことが報告されている。

“コシヒカリ”及び“日本晴”を供試した 5 段階の O_3 濃度によるオープントップチャンバー (OTC) 試験（野外の 0.5 倍、1 倍、1.5 倍、2 倍及び 2.75 倍 O_3 区）では、 O_3 曝露量の

増加に伴って収量が減少することが報告され、精玄米重の結果を基に O_3 曝露応答関係式が導出されている。

日本のイネ 9 品種を対象とした 3 段階の O_3 濃度による OTC 試験（浄化空気区、野外空気区、1.5 倍 O_3 区）においても収量に対する O_3 の影響が検討され、相対収量と O_3 の AOT40 の関係式が報告されている。なお、 O_3 の AOT40（Accumulated Exposure Over Threshold of 40 ppb）とは、閾値 40 ppb を超過した O_3 濃度（1 時間値）の閾値超過分を指定された期間（一日の中の時間帯及び季節等）にわたって積算した値である。

“コシヒカリ”及び“キヌヒカリ”を対象とした 3 段階の O_3 曝露によるグリーンハウス型 O_3 曝露試験（浄化空気区、60 ppb、100 ppb, 10:00～17:00）では、 O_3 曝露区で育成した両品種の収量は浄化空気区におけるそれに比べて減少したことが報告されている。

“コシヒカリ”を対象とした 3 段階の O_3 曝露によるグリーンハウス型 O_3 曝露試験（浄化空気区、野外空気区、1.5 倍 O_3 区）では、 O_3 の AOT40 や水蒸気孔コンダクタンスなどから算出した気孔を介した葉の積算 O_3 吸収量と相対収量との関係式が導出されている。

日本とアジアのイネ 21 品種を対象としたガラス温室型 OTC を用いた O_3 曝露試験では、外気の 2 倍の O_3 濃度（24 時間平均値で 57 ppb）で有意な収量低下が生じた品種は、すべてインディカ型品種であり、“きらら 397”を除いたほとんどのジャポニカ型品種は有意な収量低下を示さなかった。

イネ 2 品種（“ホウネンワセ”及び“中生新千本”）を用いた FAC 試験で、 Ox 感受性の品種間差異と Ox に曝露された生育時期による収量影響の違いを検討した。その結果、穗首分化期（幼穂形成期）から出穂期までの期間の Ox による減収効果が最も大きく、特に穂ばらみ期が重要であることが指摘されている。なお、このような成育時期による Ox の収量影響の程度の違いは、“ホウネンワセ”で認められたが、“中生新千本”では明瞭でなかった。

異なる生育段階における O_3 曝露が“コシヒカリ”的収量に及ぼす影響を 3 か年の OTC 試験で検討した結果、 O_3 曝露による収量低下の程度は、全期間 > 栄養成長期（出穂前まで）> 移行期（穂ばらみ期～出穂後 10 日（登熟期前））> 生殖成長期（出穂以降）の順に大きかった。一方、単位 AOT40あたりの収量低下率は、栄養成長から生殖成長への移行期の O_3 曝露が一番大きく、次に栄養成長期の O_3 曝露であった。出穂前後の移行期は約 20 日程度と期間は短いものの、この時期の O_3 曝露の収量影響は大きいことが明らかになった。

＜コマツナ＞

10 品種を対象とした人工光型 O_3 曝露チャンバーを用いた曝露試験（播種後 8、10 及び 12 日目に 130 ppb を 4 時間（10:00～14:00））を行った結果、個体乾重量が低下した。個体乾重量における O_3 感受性の品種間差異は、 O_3 曝露による可視障害の程度、個体あたりの乾物成長速度、気孔密度の品種間差異では説明できなかったが、単位 O_3 吸収量あたりの純光合成阻害率の品種間差異と一致したことが報告されている。

“楽天”を対象とした 4 段階の O_3 曝露試験（浄化空気区、60 ppb、90 ppb、120 ppb）を人工気象室で実施した結果、 O_3 濃度の上昇に伴って成長（個体乾重量）の低下が認められ、個体乾重量の相対値（ O_3 区における個体乾重量/浄化空気区における個体乾重量）と O_3 の AOT40 の関係式が報告されている。

“楽天”を対象とした OTC 試験において、野外空気区（昼間 O₃ 濃度：52 ppb、最大 O₃ 濃度：143 ppb）で 1 か月間にわたって育成した結果、個体乾重量が 42% 低下した。

＜ハツカダイコン＞

“コメット”に自然光型ファイトトロン内で 3 種類の温度条件下で育成しながら 0.10 ppm の O₃ を 1 日 4 時間(10:00～14:00)、7 日間にわたって曝露した結果、25/18°C 及び 30/23°C (日中/夜間) の気温条件下で個体乾重量が 20% 減少したことが報告されている。

“コメット”を対象とした OTC 試験では、野外空気区における個体あたりの葉面積及び乾重量が浄化空気区におけるそれらに比べて有意に低下し、大気 O₃ 濃度の増加に伴って個体乾重量が直線的に減少したことが報告されている。

“コメット”を対象とした別の OTC 試験では、午前 9 時の平均気温が 20°C 以上の場合、O₃ による個体乾重量の低下が認められた。

“コメット”を対象とした通年で計 9 回の OTC 試験では、地上部には O₃ の有意な影響が認められなかった。また、5 月中旬、9 月及び 10 月に実施した試験では、O₃ による地下部乾重量の有意な低下が認められたが、非浄化空気区における地下部乾重量の相対値(非浄化空気区/浄化空気区×100, %)と日平均 O₃ 濃度との関係に有意な相関は認められなかった。

この原因として、育成期間における気温や相対湿度が O₃ 感受性に影響していると考察されている。

ハツカダイコン 3 品種を対象とした OTC 試験では、個体乾物成長に基づいた O₃ 感受性に品種間差異があり、特に “ユキコマチ” の感受性が高いことが報告されている。

“赤丸（コメット）”を対象とした 4 段階の O₃ 曝露試験（浄化空気区、60、90、120 ppb）を人工気象室で実施した結果、大気 O₃ 濃度の上昇に伴って個体乾重量が低下したことが報告されている。

＜その他＞

夏蒔きダイズ 12 品種を用いた FAC 試験において O_x が収量に与える影響の程度が品種によって異なることが報告され、2 品種を対象とした 5 段階の O₃ 曝露によるフィールドチャンバーを用いた試験では、O₃ 濃度上昇に伴う収量の低下が認められ、乾物生産量の低下が報告されている。また、“エンレイ”に自然光型ファイトトロン内で昼間（9:00-17:00）に O₃ を曝露（60 ppb）した結果、子実数（粒数）の低下に伴う収量低下が認められ、浄化空気区に比べて 10% 程度低下したことが報告されている。

オオムギ、ラッカセイ、バレイショに対する O_x の影響に関する研究報告数は限られているが、FAC 試験において O_x の曝露による収量低下が報告されている。

トマトの “栄寿” を対象とした低濃度ガス長期間接触装置を用いた O₃ 曝露試験において、3 段階の O₃ 曝露を 8 時間/日で 28 日間にわたって実施した結果、O₃ による個体乾重量や葉乾重量の低下が認められた。“ポンデローザ”を対象としたグロースキャビネットを用いた O₃ 曝露試験では、草丈や茎数などに影響は認められなかったが、地上部重量は減少した。

キュウリの “ときわ光 3 号 P 型” を対象とした低濃度ガス長期間接触装置を用いた 3 段階の O₃ 曝露試験において、葉身と根の有意な成長抑制や収量低下が報告されている。また、

“立秋”を対象としたグロースキャビネットを用いた O_3 曝露試験では、草丈や茎数に O_3 の有意な影響は認められなかつたが、地上部重は減少した。また、“霜知らず地這いキュウリ”を対象とした人工光型 O_3 曝露チャンバーを用いた3段階の O_3 曝露試験では、葉面積及び乾物成長の低下が報告されている。

ホウレンソウの“深緑”を対象としたグロースキャビネットを用いた O_3 曝露試験において、乾重量の減少が報告されている。

メロンの“パール”を対象としたグロースキャビネットを用いた O_3 曝露試験においては、草丈や茎数などに有意な O_3 の影響は認められなかつたが、地上部重は減少したことが報告されている。

果樹のウンシュウミカン、モモ及びナシに対する O_3 の影響が検討されている。ウンシュウミカンの“林系”の落果率に O_3 の影響は認められず、モモの“大久保”の落果率は大気 O_3 濃度の増加に伴つて高くなつたが、落葉数や果実肥大率にはほとんど影響が認められなかつた。ナシの“長十郎”の花粉に O_3 を曝露した場合、その発芽率の低下が報告され、受粉する際に O_3 が曝露された場合は結実率の低下傾向が認められたが、受精への影響は小さいことなどが報告されている。

＜作物種間差＞

成長や収量における O_3 感受性には作物種間差があることが、これまでの様々な研究によって明らかになっている。

9作物種12品種の農作物を対象とした3段階の O_3 曝露試験 (0.04 ppm、0.06 ppm、0.10 ppm) の結果を取りまとめた研究では、オカボ、ダイズ、ラッカセイ、ソバでは0.06 ppm以下で成長や収量が低下した一方、トウモロコシ、オオムギ、ビールムギでは0.06 ppmを超えた濃度で成長や収量の低下が認められたことが報告されている。

近郊野菜10種を対象として、OTCを用いた3段階の O_3 曝露試験 (浄化空気区、野外 O_3 区、1.5倍野外 O_3 区) を複数回実施した研究では、収量における O_3 感受性は、サラダナ>シュンギク≥ハネギ≥サントウサイ>タアサイ>ハツカダイコン≥コカブ>コマツナ>チンゲンサイの順に高かつたと報告している。

欧米の品種との比較ではあるが、イネ (“コシヒカリ”) の収量における O_3 感受性は、ワタ、春コムギ、ダイズのそれよりも低いことが報告されている。

1.3. 農作物影響を変化させる環境要因

日本の農作物を対象として、環境要因が O_3 障害に及ぼす影響を報告した研究はいくつもあり、具体的には光強度、気温、土壤乾燥ストレス、土壤への窒素負荷、施肥及び大気 CO_2 濃度の上昇が O_3 障害に及ぼす影響が報告されている。

O_3 障害に対する光強度の影響に関しては、モデル植物 (シロイヌナズナ) を用いた研究において葉緑体内で光合成に伴つて発生する ROS(Reactive oxygen species, 活性酸素種) によって光照射下で O_3 障害が生じやすいことが示されている。また、異なる光条件下で栽培したハツカダイコンに対する O_3 の影響を評価した研究では、弱光条件下で栽培した個体の成長や光合成に O_3 の影響は認められなかつたが、強光条件下で栽培した個体では O_3 によって乾物成長や純光合成速度が低下したことが報告されている。

温度の変化は化学反応速度を左右するため、光合成や呼吸などの代謝反応に強く影響を及ぼす。したがって、気温の変化は気孔を介した葉の O_3 吸収量や葉内における O_3 の解毒能力に変化をもたらすと考えられる。植物に対する O_3 の影響を変化させる要因として気温を取り上げた実験的研究は、現在のところ世界的にも極めて限られている。例えば、ハツカダイコンを対象とした研究では、 O_3 による成長低下が気温上昇によって著しくなることが報告されている。一方、イネの成長や収量における O_3 障害に対する気温の影響は報告されていない。なお、 O_3 による玄米の外観品質低下が気温上昇によって著しくなることは報告されているが、このような気温の作用は品種によって異なり、気温上昇によって O_3 の影響が変化しない品種もある。

一般に、乾燥条件下で生育している植物は、葉からの水分損失を防ぐために気孔を閉鎖する。そのため、大気湿度の低下や降水量の減少などに伴う土壤乾燥によって、気孔を介した葉の O_3 吸収量が低下することが考えられる。日本の農作物を対象として、その成長や光合成における O_3 障害に及ぼす土壤乾燥ストレスの影響を評価した実験的研究はいくつかある。例えば、ダイズの収量に対する O_3 の影響は土壤乾燥ストレスによって緩和されることが報告されているが、別の研究では O_3 の影響は土壤乾燥ストレスによって変化しないことが報告されている。そのため、 O_3 障害に対する土壤乾燥ストレスの影響は、ストレスの程度や栽培時の気象条件等によって異なる可能性がある。

化石燃料や化学合成肥料の消費によって大気中に放出される反応性窒素 (Nr) は、直接的または雨などに溶け込んで間接的に森林や農地に沈着する。窒素は植物の多量必須元素であることから、その土壤への沈着量の増加は光合成活性の上昇や気孔開度の上昇を引き起こすほか、葉内の活性酸素消去系の活性を上昇させる可能性も考えられている。一方、土壤への過剰な窒素沈着は植物の栄養バランスの悪化や土壤酸性化を引き起こして間接的に影響を及ぼすことから、光合成や活性酸素消去系の活性を変化させることが考えられる。植物に対する O_3 と土壤への窒素負荷や施肥の複合影響に関する実験的研究が報告されている。例えば、イネを用いた実験的研究では、窒素施肥を行わなかった栽培条件下では O_3 による成長や収量の低下が認められなかつたが、窒素施肥を行った栽培条件下では O_3 によるそれらの低下が認められており、施肥による O_3 の影響の助長作用が報告されている。このように施肥によって O_3 の影響が顕著になる可能性はあるが、研究例は極めて限られている。

植物は気孔を介して CO_2 を葉内に吸収するが、光合成への CO_2 供給が十分になると、水分損失を防ぐために気孔を閉じることが知られている。一方、異なる大気 CO_2 濃度条件下で育成した日本の農作物の成長や光合成に対する O_3 の影響を評価した実験的研究は極めて限られている。ハツカダイコンとコマツナを用いた実験的研究では、両作物種の成長に対する O_3 の影響の程度は、高濃度 CO_2 によって変化しなかつたことが報告されている。ただし、 O_3 による葉面積の低下は、高濃度 CO_2 によって緩和されることが両作物種で報告されている。一方、海外の研究では、 O_3 によるコムギの収量低下は高濃度 CO_2 によって緩和されることが報告されている。そのため、高濃度 CO_2 によって O_3 の影響は緩和・相殺されるが、その作用は植物種や気象条件によって異なると考えられる。

2. オゾン等の樹木への影響

2.1. 成長に及ぼす影響

樹木の成長は、環境との炭素交換（光合成、呼吸、枯死など）によって決まり、乾物成長で表される。O₃は樹木の乾物成長を低下させることが知られており、日本の森林樹木におけるその影響に関して温室、人工気象室またはOTCなどを用いたO₃曝露試験が多く行われている。

スギ、ヒノキ、ケヤキの苗木を4段階のO₃濃度（野外の0.4、1.0、2.0及び3.0倍O₃区）で24週間にわたって育成した結果、個体乾重量が低下したことが報告されている。

O₃による樹木の成長低下は、落葉広葉樹、落葉針葉樹、常緑広葉樹、常緑針葉樹などの多くの樹種で報告されている。

日本の森林樹木の成長におけるO₃感受性には樹種間差異があることが明らかになっており、現状濃度レベルのO₃によって有意に成長が低下する「高感受性種」、現状濃度レベルの1.5倍または2.0倍の濃度のO₃を曝露したときに有意に成長が低下する「中感受性種」と成長が低下しない「低感受性種」の3つに分類されている。一般に、落葉樹は常緑樹よりもO₃感受性が高く、この傾向は欧州や中国など世界中の樹木で確認されているが、日本の温帯林の代表的な常緑広葉樹であるスダジイのO₃感受性は落葉広葉樹のブナに匹敵するなどの例外も存在する。

2000年代以降、日本の樹木の成長や光合成などに対するO₃の影響に関する多くの実験的研究に基づいて、O₃の曝露量または気孔を介した葉のO₃吸収量と個体乾物成長や純光合成速度の相対値(O₃区の値/浄化空気区の値)との関係が得られている。この関係の回帰直線の傾きの絶対値は、O₃の曝露量あるいは吸収量あたりの成長や純光合成速度の低下率を示し、O₃感受性の指標となる。

16樹種の苗木の個体乾重量とO₃のAOT40の関係を解析した結果では、O₃感受性に樹種間差異があり、ドロノキ、トウカエデ、ストローブマツ、ブナなどはO₃感受性が比較的高い樹種であることが報告されている。また、苗木の個体乾物増加量と4~9月のO₃のAOT40との関係を解析した研究では、ブナ、カラマツ、スダジイの回帰直線の傾きの絶対値がコナラ、アカマツ、スギと比較して高く、O₃感受性が高いことが報告されている。前者の調査結果では、アカマツはO₃感受性が比較的高い樹種に分類されており、後者の調査結果とやや整合しない点はあるが、気象条件や栄養条件などによるO₃感受性への影響なども考えられる。

欧州では、樹木の気孔を介した葉のO₃吸収量を推定し、それと乾物成長との関係が解析されてきた。現在は、日本でも気孔を介した葉のO₃吸収量に基づく樹木に対するO₃の影響評価手法の開発が取り組まれており、日本の森林樹木のO₃吸収速度の推定を目的とした研究が行われてきた。気孔を介した葉のO₃吸収速度の推定に必要な気孔コンダクタンスの最大値や環境応答関数は種特異的であり、4月から5月の春季の大気O₃濃度は比較的高いが、ブナ苗、コナラ苗、ミズナラ苗の気孔を介した葉のO₃吸収量は比較的少ないことが報告されている。一方、シラカンバ苗は、主に葉の成熟が早いことに加え、気孔開孔の最適温度が低く、春季における葉のO₃吸収量が比較的多いことが報告されている。また、モデリング研究では、O₃が気孔コンダクタンスに影響を与えることが報告されており、ブナの10年生幼木の葉の最大気孔コンダクタンスが低下したことが報告されている。近年は、光

合成速度と気孔コンダクタンスの間に成り立つ経験モデルを適用し、葉の O_3 吸収量の推定を行った研究事例もある。

ブナ、コナラ、ミズナラ、シラカンバの苗木に O_3 を曝露し、1成長期間の葉の O_3 吸収量に対する純光合成量の応答を調べた結果、その応答は種特異的であり、樹種によって O_3 感受性が異なることが明らかになった。

日本の森林樹木に対する O_3 の影響に関する不確実性として、複数年にわたる累積的な O_3 の影響の懸念や、 O_3 による影響（例、バイオマスの減少や光合成低下など）の程度が種特異的であることや生育環境の影響を受けることのほかに、遺伝子型特異的であること、また、苗木と成木では O_3 感受性が異なる可能性が指摘されている。

2.2. 樹木影響を変化させる環境要因

日本の樹木を対象として、 O_3 以外の環境要因が O_3 障害に及ぼす影響を報告した実験的研究がいくつかあり、具体的には、土壤乾燥ストレス、大気から土壤への窒素沈着または施肥、 CO_2 濃度の上昇、酸性雨、酸性霧及び SO_2 の影響が報告されている。

日本の樹木の成長や光合成速度に対する O_3 と土壤乾燥ストレスの複合影響を評価した実験的研究はいくつかある。ブナ苗を対象とした研究では、 O_3 による肥大成長の低下程度や翌年の成長に及ぼす悪影響の程度は、土壤乾燥ストレスによって変化しないことが報告されている。一方、別の研究では、 O_3 によるブナ苗の純光合成速度の低下程度は土壤乾燥ストレスによって緩和されることが報告されている。そのため、樹木に対する O_3 と土壤乾燥ストレスの複合影響は、土壤乾燥ストレスの程度や気象条件等によって異なる可能性がある。

土壤への窒素負荷や施肥が樹木の成長や光合成速度における O_3 障害に及ぼす影響に関する実験的研究がいくつか報告されている。例えば、ブナ苗の乾物成長や純光合成速度の O_3 による低下程度が土壤への窒素負荷によって著しくなるのに対し、カラマツ苗においては O_3 による成長低下が土壤への窒素負荷によって緩和されることが報告されている。また、コナラ、スダジイ、アカマツ及びスギ苗においては、 O_3 による成長低下の程度が土壤への窒素負荷によって変化しないことが報告されている。一方、ブナ苗を対象とした別の研究では、土壤への窒素負荷によって O_3 による純光合成速度の低下程度は著しくなるが、成長の低下程度は変化しないことや施肥によって O_3 による成長の低下程度が緩和されるという報告があり、同じ樹種でも気象条件や窒素以外の栄養状態などによって土壤への窒素負荷や施肥の作用は異なる可能性がある。

異なる大気 CO_2 濃度条件下で育成した日本の樹木の成長や光合成速度に対する O_3 の影響を評価した実験的研究はいくつかある。これらの研究結果に基づくと、 O_3 の影響に対する高濃度 CO_2 の緩和・相殺作用には樹種間差異があると考えられるが、同じ樹種でもその作用は気象条件によって異なる可能性がある。なお、高濃度 CO_2 条件下で育成したコナラ、ミズナラ及びブナの成長が O_3 によって促進された報告もあり、これは O_3 による影響への補償的応答として生じた葉への乾物分配の増加と高濃度 CO_2 による葉の光合成促進の相乗的な作用によって引き起こされた可能性が指摘されている。

酸性雨、酸性霧もしくは SO_2 が樹木に及ぼす影響を評価するための実験的研究において、それらを樹木に対する O_3 の影響を変化させる要因として取り上げた実験的研究も報告

されている。これらの研究報告では、O₃以外のストレスによって、一部の樹種の苗木でO₃による根乾重量に対する地上部乾重量の比の増加程度や個体乾重量の低下程度が顕著になることが報告されているが、そのような助長作用が認められない樹種も多く、樹種間差異があるとされている。

3. オゾンと森林衰退との関係

一般に、森林衰退とは「何らかの原因によって森林を構成している樹木の衰退が進行している過程と、その結果として多数の樹木が枯死し、森林としての構造や機能が保持できない状態」と定義できる。現在までに、様々な森林衰退が日本各地において観察されてきた。

関東地方の南西に位置する丹沢山地におけるブナの枯死は1970～1980年頃にまとまって発生しており、2000年代以降も衰退が続いている。特に、蛭ヶ岳から丹沢山・竜ヶ馬場にかけての主稜線と檜洞丸の南～西向き斜面を中心にブナ林の衰退が進行している。このような衰退状態やその原因などを調査したところ、南斜面におけるブナの衰退木は北斜面の健全木に比べて葉の光合成速度、水利用効率、クロロフィル含量などが低いことが明らかになった。一方、衰退木における夜間の蒸散速度や気孔コンダクタンスは健全木のそれらに比べて高く、これに南斜面の大気の乾燥を合わせて考慮すると、衰退木は健全木に比べて水分ストレスを受けやすいと考えられた。また、両斜面の土壤分析から土壤が酸性化しているとは言えず、両斜面とも大気中のSO₂やNO₂の濃度は低かったが、南斜面ではO₃濃度が高かったため、O₃がブナに対して悪影響を及ぼしている可能性が指摘された。また、犬越路において実施されたOTC試験、丹沢山地の大気に関する物質移流のモデルシミュレーション及び丹沢山地を含む周辺地域のO₃吸収量の数値モデルによる推定結果から、丹沢山地におけるブナ林の衰退にO₃が関与している可能性が指摘されている。また、気温上昇、土壤乾燥ストレス、ブナハバチやシカによる食害などもブナ林の衰退に影響を与えていることが指摘されており、ブナ林の衰退に与える要因は複雑であると考えられている。

富山県と長野県を結ぶ山岳観光ルートである立山黒部アルペンルートでは、主に大型バスによって観光客の輸送がなされており、道路沿いのブナ林で樹木の枯死が目立つことから排気ガスの悪影響が指摘されている。また、日本海に面しているため、大陸からのO₃やSO₄²⁻などの広域越境大気汚染の影響も懸念された。そこで、ブナ・スギ混交林におけるバス通行量、大気汚染物質(NO₂とO₃)及び森林動態の関係を調査した結果、O₃濃度は道路からの距離にかかわらず高い値を示し、平均濃度が60 ppbを超えることもあった。O₃曝露試験の結果から、ブナはO₃感受性が高く、スギはO₃感受性が低いことが知られており、現地のO₃濃度は感受性が高いブナの衰退を引き起こすレベルに上昇しており、ブナの衰退で生じたギャップにおいてO₃感受性が低いスギの成長が促進されたことが考えられた。また、2006年以降は、中国の大気汚染対策による大気汚染物質の排出削減とラニーニャ的な気候条件の影響によってO₃感受性が高いブナと感受性が低いスギの種間関係が変化し、ブナの競争力が高まる要因となっていた可能性が考えられた。

関東平野における1980年代以降のスギの衰退を説明する仮説のひとつとしてO₃の影響が考えられた。日本の主要な樹種と比較して、スギは水ストレスに弱く、乾燥化が主要因

であると推論されたが、一方で O_3 曜露試験では O_3 による気孔調整機能の低下が認められることから、調査は行われていないものの乾燥に伴う水分ストレスへの耐性を低下させている可能性も考えられている。スギ林の衰退メカニズムは明らかになっていないが、都市化や気候変動、そして大気汚染といった要因が複合的に関与して樹木の健全性の低下や枯死につながったと考えられた。

屋久島では 1990 年にヤクタネゴヨウの衰退が報告されており、それを説明する仮説のひとつとして中国からの越境大気汚染物質として運ばれてくる高濃度の O_3 と SO_4^{2-} の沈着が挙げられた。ヤクタネゴヨウの O_3 感受性は明らかになっておらず、どの程度の影響を引き起こしているかは不明であるが、現地においては北西からの風が卓越した際に大気 O_3 濃度が顕著に高くなり、100 ppb を超えるような高濃度も観測されている。そのため、 O_3 がヤクタネゴヨウの生育に悪影響を引き起こしている可能性も指摘されている。

北海道の摩周湖外輪山では、ダケカンバの衰退が観測されている。現地の土壤・植生調査から、土壤の窒素や可給態リン酸含有量は一般的な火山灰地と比べて半分以下であり、極めて貧栄養であることが報告されている。さらに、衰退木の多い場所では有効土壤深が健全木の多い場所の半分程度であり、土壤の養分及び水分保持能力がダケカンバの衰退に関与している可能性が指摘されている。一方、大気汚染物質に関する調査では、現地における春の O_3 濃度は月平均で 50~60 ppb と比較的高濃度であった。また、ダケカンバとシラカンバの苗木を用いた OTC 試験の結果、 O_3 が葉の光合成能力を低下させ、根へのバイオマス分配を低下させている可能性が示唆されている。摩周湖外輪山のダケカンバ衰退は、特に水分に関して脆弱な土壤環境であることが主要因であるものの、 O_3 等の人為起源の大気汚染物質もその生育に悪影響を及ぼしてきた可能性がある。

栃木県の奥日光の亜高山帯では、1980 年代からダケカンバ、シラビソ、オオシラビソ、コメツガなどの衰退が観察されている。この樹木衰退は自然な樹木枯死であるとの指摘もあるが、首都圏からの移流に由来する 100 ppb を超える高濃度の O_3 や O_3 に起因するヒドロキシルラジカル及び有機過酸化物の影響も指摘されている。首都圏からの大気汚染物質の流入と沈着による土壤酸性化が森林衰退に寄与している可能性も指摘されたが、現地調査ではその証拠は認められなかった。一方、奥日光のコメツガの針葉と土壤は Mg 含量と Mg/Ca モル濃度比が低く、これが樹木の生理的ストレスの感受性を高めている可能性が指摘されている。また、夏季の乾燥が衰退地に生育するダケカンバの成長低下に関与している可能性も指摘されている。

福岡県の宝満山では、モミの衰退が観測されている。1992 年の調査によると、衰退しているモミの個体数は全体の 28% であり、特に山頂付近で著しかったが、調査地点によって枯損の程度に差が見られたことが報告されている。大径木のモミでは、衰退が特に著しい傾向があった。林内の雨や霧の pH や土壤の酸性度を調査した結果、両者とも比較的低い pH であったが、調査地点間の違いはなく、地点間の衰退程度の差異を説明することはできなかった。一方、宝満山では 100 ppb を超える高濃度の O_3 は観測されなかったが、三郡山の山頂では 1987 年 5~9 月に O_3 濃度の 1 時間値が 60 ppb を超える合計時間数が 661 時間あり、 O_3 がモミに対してストレスを与えた可能性は否定できなかった。

東京都、埼玉県、山梨県及び長野県の境部に位置する奥秩父山地において、シラビソの枯死が観察され、現地で立ち枯れの実態、降水の性状、土壤の pH、気象条件及び O_3 濃度の

調査が行われた。シラビソの立ち枯れは保水力が乏しい尾根直下地域で断続的に発生していたが、降水の汚染や土壤酸性化は確認されず、O₃濃度は平地部に比べて平均値としては高かったが、日中のピーク濃度は平地部より低かった。これらの結果から、都市部からのO₃の移流がシラビソの立ち枯れを引き起こしている可能性は低いと考えられるが、長期的なO₃の影響に関しては今後の検討課題である。

4. パーオキシアセチルナイトレート (PAN) の植物影響

日本では、ペチュニアを対象とした PAN による葉の可視障害発現に関する研究が実施されている。25,000 ルクスの光条件下で人工気象室内のペチュニア（品種：ホワイトエンサイン）に PAN を曝露した調査では、葉の可視障害発現閾値は 1 時間曝露で 0.032 ppm、3 時間曝露で 0.014 ppm、8 時間曝露で 0.007 ppm と報告されている。東京都立川市における大気 PAN 濃度とホワイトエンサインの葉の可視障害発現に関する研究では、大気 PAN 濃度が 3 ppb 前後が葉の可視障害発現の限界濃度であると推測されている。東京都千代田区有楽町における野外調査では、PAN の日最高濃度や一日の曝露量の増加に伴って葉の可視障害の発現率は高まるが、一日の曝露量と可視障害の程度に有意な相関は認められなかったことが報告されている。また、葉の可視障害が発現する可能性がある大気 PAN 濃度は、日最高濃度で 4 ppb、一日の曝露量（8:00～18:00 の積算値）で 20 ppb・h 程度と報告されている。

ペチュニア（品種：ホワイトチャンピオン）、インゲンマメ（品種：ホンキントキ）及びハツカダイコン（品種：コメット）に自然光型ファイトトロン内で PAN（10、30 または 60 ppb）を曝露した研究では、ペチュニアやインゲンマメでは 30 ppb 以上の PAN で葉に可視障害が発現したが、ハツカダイコンではいずれの PAN 曝露によっても葉に可視障害は発現しなかったことが報告されている。

気孔を介した葉の PAN 吸収速度と葉の可視障害の程度に基づく PAN 感受性を調べるために、草本 9 種に対して人工光型グロースキャビネット内に設置した透明アクリル製チャンバー内で 50 または 100 ppb の PAN を 5 時間曝露する試験を行った。明条件下では葉の PAN 吸収速度はほぼ一定レベルに保たれたが、暗条件下では急激に低下し、30～45 分でほぼゼロになった。この結果は、PAN が主に開いた気孔から葉内に吸収されることを示唆している。葉の PAN 吸収速度は植物種によって異なり、ヒマワリが最も高く、トウモロコシが最も低かった。可視障害に基づく PAN 感受性は、ペチュニアが最も高く、トウモロコシとラッカセイが最も低かった。一方、葉の PAN 吸収速度と可視障害の程度には相関は認められず、植物種の PAN 感受性の違いには、葉の PAN 吸収速度ではなく、葉内の代謝プロセスにおける感受性が関与していると考えられた。

農作物や樹木に対する PAN の影響に関する知見は、世界的にも極めて限られている。トマトの 4 品種に PAN（0、50 または 100 ppb）と O₃（0、102 または 204 ppb）を組み合わせて 4 時間/日、3 回/週で 3 週間にわたって曝露し、その成長に対する影響を調査した結果、PAN 単独処理区または PAN と O₃の複合処理区では葉に可視障害が発現しなかった。また、PAN の曝露によって成長は低下したが、統計的に有意ではなかった。成長に対する O₃と PAN の複合影響は相殺的であったが、地上部乾重量と根乾重量の比に対する複合影

響は相乗的であった。これは、O₃とPANの複合曝露は、葉の成長と比較して、根の成長をより著しく抑制したことによる。

ペチュニア（品種：ホワイトチャンピオン）、インゲンマメ（品種：ホンキントキ）、ハツカダイコン（品種：コメット）にPAN（10、30または60 ppb）を曝露した結果、30または60 ppbのPAN曝露によってペチュニアとインゲンマメの乾物成長は低下したが、ハツカダイコンのそれは有意な影響を受けなかった。ペチュニアとインゲンマメの個体乾重量の低下率と純同化率の低下率との間に正の相関が認められ、葉における同化産物の生産効率の低下がPANによる個体乾物成長の低下の原因であることが示唆された。

植物の生理生化学的機能に対するPANの影響やそのメカニズムに関する知見は限られている。PANとO₃はどちらもOxの一種であるが、光合成などの生理生化学的機能に対する両者の影響は異なる可能性がある。

5. 全体のまとめ

農作物においては比較的高濃度の O_3 暴露によって葉に可視障害が発現し、可視障害発現における O_3 感受性には、種間差異だけでなく、品種間差異もあることが報告されている。なお、 O_x や O_3 による葉の可視障害に関する研究は多数報告されているが、その評価方法は様々で、共通した手法で定量評価されていない。

日本の農作物に対する O_3 の影響に関する研究に基づくと、 O_3 は様々な農作物の成長や収量などに対して悪影響を及ぼすことは明らかである。さらに、農作物の成長や収量における O_3 感受性は、種間差異だけでなく、品種間差異も認められている。また、イネなどの比較的長期にわたって O_3 が曝露される農作物においては、生育段階によって O_3 感受性が変化することが考えられる。

樹木に対する O_3 の影響に関する研究では、日本の現状濃度レベルの O_3 によっていくつかの樹種の成長が低下することが報告されており、樹木の成長に対して O_3 が悪影響を及ぼす可能性がある。一方、 O_3 曝露試験から得られる O_3 の AOT40 と樹木の個体乾物成長との関係や気孔を介した葉の O_3 吸収量に対する純光合成速度の応答に関する研究の結果に基づくと、 O_3 感受性に樹種間差異があることや生育環境によって O_3 感受性が変化することも報告されている。

農作物や樹木に対する O_3 の影響やその程度を変化させる環境要因としては、光強度、気温、土壤乾燥ストレス、土壤への窒素負荷量、施肥量、大気 CO_2 濃度、酸性降下物等があり、これらの環境要因が O_3 障害の程度などに及ぼす影響に関する実験的研究が報告されている。 O_3 の植物影響は、光強度の上昇、気温の上昇、酸性雨及び酸性霧によって顕著になるが、土壤乾燥ストレスや大気 CO_2 濃度の上昇によって緩和・相殺されることが報告されている。また、土壤への窒素負荷や施肥または SO_2 によって O_3 の影響が緩和される植物種はあるが、著しくなる植物種もあることが報告されている。このように、農作物や樹木に対する O_3 の影響は大気や土壤の環境要因によって変化し、その変化は環境要因によって異なる。また、 O_3 障害に対する各環境要因の影響やその程度は樹種によって異なる。

O_3 に関連した調査が行われた日本の森林衰退地では、比較的高濃度の O_3 が観測されており、森林衰退への O_3 の関与の可能性が指摘されている。一方、森林衰退には気象条件、土壤条件、植物間競争、昆虫による食害などの様々な要因が複雑に関連していると考えられる。そのため、大気 O_3 濃度や気孔を介した葉の O_3 吸収量が高いことだけで、森林衰退に O_3 が関与していると結論付けることはできない。

日本の植物に対する PAN の影響に関する研究は極めて限られているが、大気中の PAN は葉に存在する気孔を介して葉内に吸収され、感受性が高い植物種においては葉に可視障害が発現し、成長や光合成などの生理機能の低下が引き起こされることが示されている。また、これらの PAN による影響は、 O_3 と比較して、低濃度で生じる可能性が示唆されている。

(出典)

1章

- 浅川富美雪, 田中平義, 日下昭二. (1981b) 光化学オキシダントが水稻早晚品種の生育収量に及ぼす生育時期別の影響の差 : 光化学オキシダント等の大気汚染が水稻の生育収量に及ぼす影響 (第 2 報) . 日本土壤肥料学雑誌, 52, 289-296.
- Izuta, T., Funada, S., Ohashi, T., Miyake, H. & Totsuka, T. (1991) Effects of low concentrations of ozone on the growth of radish plants under different light intensities. Environmental Sciences, 1, 21-33.
- Izuta, T., Takahashi, K., Matsumura, H. & Totsuka, T. (1999) Cultivar difference of *Brassica campestris* L. in the sensitivity to O₃ based on the dry weight growth. Journal of Japan Society for Atmospheric Environment, 34, 137-146.
- Izuta, T., Miyake, H. & Totsuka, T. (1993) Evaluation of air-polluted environment based on the growth of radish plants cultivated in small-sized open-top chambers. Environmental Sciences, 2, 25-37.
- Izuta, T., Ohtsu, G., Miyake, H. & Totsuka, T. (1994) Effects of ozone on dry weight growth, net photosynthetic rate and leaf diffusive conductance in three cultivars of radish plants. Journal of Japan Society of Air Pollution, 29, 1-8.
- Izuta, T., Takahashi, S., Aoki, M. & Totsuka, T. (1995) Effects of ozone and ultraviolet-B radiation, alone and in combination, on growth of cucumber plants. Journal of Japan Society of Air Pollution, 30, 126-136.
- Kobayashi, K., Miller, J.E., Flagler, R.B. & Heck, W.W. (1993) Model analysis of interactive effects of ozone and water stress on the yield of soybean. Environmental Pollution, 82, 39-45.
- Nouchi, I., Ito, O., Harazono, Y. & Kobayashi, K. (1991) Effects of chronic ozone exposure on growth, root respiration and nutrient uptake of rice plants. Environmental Pollution, 74, 149-164.
- Sawada, H. & Kohno, Y. (2009) Differential ozone sensitivity of rice cultivars as indicated by visible injury and grain yield. Plant Biology, 11, 70-75.
- Saji, S., Bathula, S., Kubo, A., Tamaoki, M., Aono, M., Sano, T., Tobe, K., Timm, S., Bauwe, H., Nakajima, N. & Saji, H. (2017) Ozone sensitive *Arabidopsis* mutants with deficiencies in photorespiratory enzymes. Plant and Cell Physiology, 58, 914-924.
- Tatsumi, K., Abiko, T., Kinose, Y., Inagaki, S. & Izuta, T. (2019) Effects of ozone on the growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.) under different nitrogen fertilization regimes. Environmental Science and Pollution Research, 26, 32103-32113.
- Yonekura, T., Shimada, T., Miwa, M., Arzate, A. & Ogawa, K. (2005b) Impacts of tropospheric ozone on growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.). Journal of Agricultural Meteorology, 60, 1045-1048.
- Yamaguchi, M., Inada, H., Satoh, R., Hoshino, D., Nagasawa, A., Negishi, Y., Sasaki, H., Nouchi, I., Kobayashi, K. & Izuta, T. (2008) Effects of ozone on the growth,

- yield and leaf gas exchange rates of two Japanese cultivars of rice (*Oryza sativa* L.). *Journal of Agricultural Meteorology*, 64, 131-141.
- Yamaguchi, M., Hoshino, D., Inada, H., Akhtar, N., Sumioka, C., Takeda, K. & Izuta, T. (2014) Evaluation of the effects of ozone on yield of Japanese rice (*Oryza sativa* L.) based on stomatal ozone uptake. *Environmental Pollution*, 184, 472-480.
- Yonekura, T., Kihira, A., Shimada, T., Miwa, M., Arzate, A., Izuta, T. & Ogawa, K. (2005a) Impacts of O₃ and CO₂ enrichment on growth of komatsuna (*Brassica campestris*) and radish (*Raphanus sativus*). *Phyton, Annales Rei Botanicae, Horn*, 45, 229-235.
- 伊豆田 猛, 船田 周, 大橋 育, 三宅 博, 戸塚 繢. (1988a) 異なる温度条件下におけるハツカダイコンの生長に対するオゾンの影響. *大気汚染学会誌*, 23, 209-217.
- 伊豆田 猛, 滝川正義, 堀江勝年, 三宅 博, 戸塚 繢. (1988b) ハツカダイコンの生長を指標とした小型オーブントップチャンバーによる大気環境の評価. *大気汚染学会誌*, 23, 284-292.
- 沖野英男, 今村三郎, 井戸 豊, 田辺仁志. (1981) 光化学オキシダントが水稻の生育収量に及ぼす影響 フィルタードエアチャンバー法による検討. *愛知県農業総合試験場研究報告*, 13, 85-88.
- 川方俊和, 矢島正晴. (1993) ダイズの物質生産に及ぼす影響の定量的解析. *農林水産技術会議事務局* (編) *長期・低濃度広域大気汚染が主要農作物に及ぼす影響の解明と評価法の開発に関する研究*, 279, pp. 26-31.
- 小林和彦. (1999) 対流圏オゾンが農作物生産に及ぼす影響の評価. *大気環境学会誌*, 34, 162-175.
- 佐藤賢一, 林 雄, 柴 英雄, 長谷川英世. (1983) オゾンの低濃度連続接触が農作物の生育収量に及ぼす影響—カブ、インゲン、ホウレンソウ、水稻—. *群馬県農業総合試験場, 埼玉県農業試験場, 千葉県農業試験場, 東京都農業試験場, 神奈川県農業試験場, 愛知県農業試験場, 大阪府農林技術センター, 兵庫県農業総合センター, 岡山県農業試験場* (編) *光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策*, pp. 183-186.
- 澤田寛子, 河野吉久, 玉置雅紀. (2017) 米 17 品種の外観品質に及ぼすオゾンと気温上昇との複合影響. *大気環境学会誌*, 52, 59-67.
- ジョーンズ, H.G., 久米 篤, 大政謙次 (監訳) (2017) *植物と微気象* (第3版) *植物生理生態学への定量的なアプローチ*. 森北出版.
- 千葉県農業試験場. (1985) 空気浄化法による畑作物の生育・収量影響の解析. *農林水産技術会議事務局* (編) *光化学オキシダントの農林作物の生育収量に及ぼす影響の解析に関する研究*, 164, pp. 148-153.
- 寺門和也, 久野春子. (1981) FAC 利用による光化学オキシダントの植物被害解析 (光化学オキシダントの指標植物に関する研究 第1報). *東京都農業試験場研究所報告*, 14, 13-25.

- 中島健太郎, 西祐理子, 川田彩香, 山口真弘. (2018) オープントップチャンバー法を用いたハツカダイコンの生長に対するオゾンの影響を指標とした長崎の大気環境評価. 大気環境学会誌, 53, 186-193.
- 中島武彦. (1989) 野菜の生育・収量に及ぼすオゾン及び二酸化窒素ガス接触の影響. 農林水産技術会議事務局 (編) 大気汚染物質による農作物の生理・遺伝的影響に関する研究, 216, pp. 116-123.
- 中村 拓. (1979) 光化学オキシダントによるイネの被害に関する研究. 農業技術研究所報告, 24, 1-68.
- 中村 拓, 太田保夫, 橋本俊一, 沖野英男. (1976) 光化学オキシダントによる稻の被害について : 第 2 報 空気浄化法による生育収量の解析. 日本作物学会紀事, 45, 630-636.
- 野内 勇, 高崎 強, 戸塚 績. (1988) 光化学オキシダントに対する農作物および園芸作物の相対的感受性比較. 大気汚染学会誌, 23, 355-370.
- 松丸恒夫, 高崎 強. (1991) バレイショの光化学オキシダントによる被害 第 2 報 オキシダントがバレイショの生育, 収量に及ぼす影響の空気浄化法による解析. 大気汚染学会誌, 26, 385-391.
- 三重大学. (1985) 果樹の生育・収量に及ぼすオゾン及びエチレンの影響. 農林水産技術会議事務局 (編) 光化学オキシダントの農林作物の生育収量に及ぼす影響の解析に関する研究, 164, pp.161-167.
- 野菜試験場. (1985) トマト・キュウリの生育に及ぼす低濃度オゾン接触の影響. 農林水産技術会議事務局 (編) 光化学オキシダントの農林作物の生育収量に及ぼす影響の解析に関する研究, 164, pp. 153-156.
- 矢島正晴. (1993) 水稻の物質生産に及ぼす影響の定量的解析. 農林水産技術会議事務局 (編) 長期・低濃度広域大気汚染が主要農作物に及ぼす影響の解明と評価法の開発に関する研究, 279, pp. 14-19.
- 矢吹駿一, 大嶋保夫, 松崎敏英. (1983) 水稻、ラッカセイ、ダイズのオキシダントに対する感受性の品種間差異. 群馬県農業総合試験場, 埼玉県農業試験場, 千葉県農業試験場, 東京都農業試験場, 神奈川県農業試験場, 愛知県農業試験場, 大阪府農林技術センター, 兵庫県農業総合センター, 岡山県農業試験場 (編) . 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策, pp. 48-52.
- 米倉哲志. (2016) 大気環境と植物 —第 3 講 農作物に対する光化学オキシダント (オゾン) の影響—. 大気環境学会誌, 51, A57-A66.
- 米倉哲志, 篠原慎弥, 伊豆田 猛, 三輪 誠, 小川和雄. (2007) 都市近郊農作物の収量に対するオゾンのクリティカルレベルの評価. 第 48 回大気環境学会年会.
- 米倉哲志, 大嶋香緒里, 服部 誠, 伊豆田 猛. (2000) ダイズの成長, 収量, 子実成分および発芽率に対するオゾンと土壤水分ストレスの単独および複合影響. 大気環境学会誌, 35, 36-50.

- Ball, J.T., Woodrow, I.E. & Berry, J.A. (1987) A model predicting stomatal conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions. In *Progress in Photosynthesis Research*, Biggins, J., (ed.) Springer: Dordrecht, pp. 221-224.
- Hoshika, Y., Watanabe, M., Inada, N. & Koike, T. (2012b) Modeling of stomatal conductance for estimating ozone uptake of *Fagus crenata* under experimentally enhanced free-air ozone exposure. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 3893-3901.
- Hoshika, Y., Katata, G., Deushi, M., Watanabe, M., Koike, T. & Paoletti, E. (2015) Ozone-induced stomatal sluggishness changes carbon and water balance of temperate deciduous forests. *Scientific Reports*, 5, 9871.
- Karnosky, D.F., Werner, H., Holopainen, T., Percy, K., Oksanen, T., Oksanen, E., Heerdt, C., Fabian, P., Nagy, J., Heilman, W., Cox, R., Nelson, N. & Matyssek, R. (2007) Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9, 181-190.
- Kohno, Y., Matsumura, H., Ishii, T. & Izuta, T. (2005) Establishing critical levels of air pollutants for protecting East Asian vegetation — A challenge. In *Plant Responses to Air Pollution and Global Change*, Omasa, K., Nouchi, I. & De Kok, L. J., (eds.) Springer: Tokyo, pp. 243-250.
- Kinose, Y., Azuchi, F., Uehara, Y., Kanomata, T., Kobayashi, A., Yamaguchi, M. & Izuta, T. (2014) Modeling of stomatal conductance to estimate stomatal ozone uptake by *Fagus crenata*, *Quercus serrata*, *Quercus mongolica* var. *crispula* and *Betula platyphylla*. *Environmental Pollution*, 194, 235-245.
- Kinose, Y., Fukamachi, Y., Okabe, S., Hiroshima, H., Watanabe, M. & Izuta, T. (2017a) Photosynthetic responses to ozone of upper and lower canopy leaves of *Fagus crenata* Blume seedlings grown under different soil nutrient conditions. *Environmental Pollution*, 223, 213-222.
- Kinose, Y., Fukamachi, Y., Okabe, S., Hiroshima, H., Watanabe, M. & Izuta, T. (2017b) Nutrient supply to soil offsets the ozone-induced growth reduction in *Fagus crenata* seedlings. *Trees*, 31, 259-272.
- Kitao, M., Komatsu, M., Yazaki, K., Kitaoka, S. & Tobita, H. (2015) Growth overcompensation against O₃ exposure in two Japanese oak species, *Quercus mongolica* var. *crispula* and *Quercus serrata*, grown under elevated CO₂. *Environmental Pollution*, 206, 133-141.
- Matsumura, H., Mikami, C., Sakai, Y., Murayama, K., Izuta, T., Yonekura, T., Miwa, M. & Kohno, Y. (2005) Impacts of elevated O₃ and/or CO₂ on growth of *Betula platyphylla*, *Betula ermanii*, *Fagus crenata*, *Pinus densiflora* and *Cryptomeria japonica* seedlings. *Journal of Agricultural Meteorology*, 60, 1121-1124.

- Matyssek, R., Bytnerowicz, A., Karlsson, P.-E., Paoletti, E., Sanz, M., Schaub, M. & Wieser, G. (2007) Promoting the O₃ flux concept for European forest trees. *Environmental Pollution*, 146, 587-607.
- Paludan-Müller, G., Saxe, H. & Leverenz, J.W. (1999) Responses to ozone in 12 provenances of European beech (*Fagus sylvatica*): genotypic variation and chamber effects on photosynthesis and dry-matter partitioning. *New Phytologist*, 144, 261-273.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Iwasaki, M., Matsuo, N., Naba, J., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (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*, 41, 320-334.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2008) Effects of ozone on the growth and photosynthesis of *Castanopsis sieboldii* seedlings grown under different nitrogen loads. *Journal of Agricultural Meteorology*, 64, 143-155.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Tabe, C., Iwasaki, M., Yamashita, R., Funada, R., Fukami, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2007) Influences of nitrogen load on the growth and photosynthetic responses of *Quercus serrata* seedlings to O₃. *Trees*, 21, 421-432.
- Watanabe, M., Yamaguchi, M., Iwasaki, M., Matsuo, N., Naba, J., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (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*, 41, 320-334.
- Watanabe, M., Li, J., Matsumoto, M., Aoki, T., Ariura, R., Fuse, T., Zhang, Y., Kinose, Y., Yamaguchi, M. and Izuta, T. (2022) Growth and photosynthetic responses to ozone of Siebold's beech seedlings grown under elevated CO₂ and soil nitrogen supply. *Environmental Pollution*, 304, 119233.
- Watanabe, M., Umemoto-Yamaguchi, M., Koike, T. & Izuta, T. (2010) Growth and photosynthetic response of *Fagus crenata* seedlings to ozone and/or elevated carbon dioxide. *Landscape and Ecological Engineering*, 6, 181-190.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Iwasaki, M., Tabe, C., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2007) Growth and photosynthetic responses of *Fagus crenata* seedlings to O₃ under different nitrogen loads. *Trees*, 21, 707-718.
- Yamaguchi, M., Watanabe, M., Matsumura, H., Kohno, Y. & Izuta, T. (2011) Experimental studies on the effects of ozone on growth and photosynthetic activity of Japanese forest tree species. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 5, 65-78.
- Yamaguchi, M., Kinose, Y., Matsumura, H. & Izuta, T. (2019) Evaluation of O₃ effects on cumulative photosynthetic CO₂ uptake in seedlings of four Japanese deciduous broad-leaved forest tree species based on stomatal O₃ uptake. *Forests*, 10, 556.

- Yonekura, T., Dokiya, Y., Fukami, M. & Izuta, T. (2001a) Effects of ozone and/or soil water stress on growth and photosynthesis of *Fagus crenata* seedlings. *Water, Air, & Soil Pollution*, 130, 965-970.
- Yonekura, T., Honda, Y., Oksanen, E., Yoshidome, M., Watanabe, M., Funada, R., Koike, T. & Izuta, T. (2001b) The influences of ozone and soil water stress, singly and in combination, on leaf gas exchange rates, leaf ultrastructural characteristics and annual ring width of *Fagus crenata* seedlings. *Journal of Japan Society for Atmospheric Environment*, 36, 333-351.
- Yonekura, T., Yoshidome, M., Watanabe, M., Honda, Y., Ogiwara, I. & Izuta, T. (2004) Carry-over effects of ozone and water stress on leaf phenological characteristics and bud frost hardiness of *Fagus crenata* seedlings. *Trees*, 18, 581-588.
- 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, A73-A81.
- 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. 丹沢大山総合調査団 (編) 丹沢大山総合調査学術報告書, 財団法人平岡環境科学研究所, pp. 383-395.
- 河野吉久, 松村秀幸. (1999) スギ, ヒノキ, サワラの生育に及ぼすオゾンと人工酸性雨の複合影響. 大気環境学会誌, 34, 74-85.
- 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, 107-117.
- 松村秀幸, 青木 博, 河野吉久, 伊豆田 猛, 戸塚 繢. (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.
- 松村秀幸. (2000) 9 種の針葉樹と 5 種の落葉広葉樹の生長におよぼす人工酸性ミストとオゾンの単独および複合影響. 電力中央研究所報告 U99035.
- 米倉哲志. (2006) 水ストレスと植物. 伊豆田 猛 (編) 植物と環境ストレス, コロナ社, pp. 145-167.
- 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, 61, 89-96.

3 章

- Hoshika, Y., Tatsuda, S., Watanabe, M., Wang, X., Watanabe, Y., Saito, H. & Koike, T. (2013) Effect of ambient ozone at the somma of Lake Mashu on growth and leaf gas exchange in *Betula ermanii* and *Betula platyphylla* var. *japonica*. *Environmental and Experimental Botany*, 90, 12-16.
- Kohno, Y. (2017) Decline of *Fagus crenata* in the Tanzawa mountains, Japan. In Air Pollution Impacts on Plants in East Asia, Izuta, T., (ed.) Springer: Tokyo, pp. 151-162.

- Kume, A., Fujimoto, M., Mizoue, N., Honoki, H., Nakajima, H. & Ishida, M. (2020) Impact of reduced ozone concentration on the mountain forests of Mt. Tateyama, Japan. *Environmental Pollution*, 267, 115407.
- Kume, A., Nagafuchi, O., Akune, S., Nakatani, N., Chiwa, M. & Tetsuka, K. (2010) Environmental factors influencing the load of long-range transported air pollutants on *Pinus amamiana* in Yakushima Island, Japan. *Ecological Research*, 25, 233-243.
- Kume, A., Numata, S., Watanabe, K., Honoki, H., Nakajima, H. & Ishida, M. (2009) Influence of air pollution on the mountain forests along the Tateyama-Kurobe Alpine route. *Ecological Research*, 24, 821-830.
- Nakano, T., Yokoo, Y., Okumura, M., Jean, S.-R. & Satake, K. (2012) Evaluation of the impacts of marine salts and Asian dust on the forested Yakushima Island ecosystem, a world natural heritage site in Japan. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 5575-5597.
- Suto, H., Hattori, Y., Tanaka, N. & Kohno, Y. (2008) Effects of strong wind and ozone on localized tree decline in the Tanzawa mountains of Japan. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 2, 81-89.
- Sakata, M. (1996) Evaluation of possible causes for the decline of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) based on elemental composition and $\delta^{13}\text{C}$ of needles. *Environmental Science & Technology*, 30, 2376-2381.
- Takahashi, M., Feng, Z., Mikhailova, T.A., Kalugina, O.V., Shergina, O.V., Afanasieva, L.V., Heng, R.K.J., Majid, N.M.A. & Sase, H. (2020) Air pollution monitoring and tree and forest decline in East Asia: A review. *Science of the Total Environment*, 742, 140288.
- Yamaguchi, T., Watanabe, M., Noguchi, I. & Koike, T. (2017) Tree decline at the somma of Lake Mashu in northern Japan. In *Air Pollution Impacts on Plants in East Asia*, Izuta, T., (ed.) Springer: Tokyo, pp. 135-150.
- 伊豆田 猛. (2001) 森林衰退. 野内 勇 (編) 大気環境変化と植物の反応, 養賢堂, pp. 168-208.
- 伊豆田 猛, 小川和雄. (2004) 森林衰退の現状と取り組み (III) 奥日光前白根山周辺のダケカンバ衰退と奥秩父山地のシラビソ立ち枯れ. 大気環境学会誌, 39, A65-A77.
- 伊豆田 猛. (2006) 植物と環境ストレス. コロナ社, p. 232
- 神奈川県自然環境保全センター. (2017) 丹沢ブナ林再生指針.
- 久米 篤, 渡辺幸一, 永淵 修, 朴木英治. (2011) 広域大気汚染の現状と森林生態系への影響: 屋久島と立山の事例. 日本生態学会誌, 61, 97-106.
- 斎藤正彦, 若松伸司, 相原敬次. (2013) 丹沢山地における樹木のオゾン取込み量の推定. 大気環境学会誌, 48, 251-259.
- 佐久間 彰, 渡辺 誠, 若松 歩, 川井田東吾, 小池孝良. (2013) 摩周湖外輪山における森林衰退と土壤要因. 北方森林研究, 61, 105-106.

- 須田隆一, 宇都宮あきら, 大石興弘, 浜村研吾, 石橋龍吾, 杉泰 昭, 山崎正敏, 緒方 健, 清水英幸. (1992) 宝満山モミ自然林の衰退に関する調査. 環境と測定技術, 19, 49-58.
- 高橋啓二, 梨本 真. (1993) 酸性雨等によるスギ衰退の原因を考察する／酸性降下物・オキシダント説. 資源環境対策, 29, 145-154.
- 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, 107-117.
- 谷川東子, 高橋正通, 野口享太郎, 重永英年, 長倉淳子, 酒井寿夫, 石塚和裕, 赤間亮夫. (2009) 奥日光の森林衰退地域の樹木生葉と土壤の養分特性—他の亜高山地域との比較から—. 環境科学会誌, 22, 401-414.
- 谷本丈夫, 劉 岩, 里道知佳, 大久保達弘, 二瓶幸志. (1996) 奥日光・足尾・赤城山地における森林衰退と立地環境. 森林立地, 38, 1-12.
- 田村俊樹, 米倉哲志, 中路達郎, 清水英幸, 香延文, 伊豆田 猛. (2002) 前白根山周辺におけるダケカンバの生育状況, 葉内成分および生育土壤に関する調査. 大気環境学会誌, 37, 320-330.
- 戸塚 繢, 青木正敏, 伊豆田 猛, 堀江勝年, 志摩 克. (1997a) 檜洞丸山頂における南斜面ブナ 衰退地と北斜面ブナ健全地の気象条件比較. 財団法人神奈川県公園協会, 丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会 (編) 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 神奈川県環境部, pp. 89-92.
- 戸塚 繢, 青木正敏, 伊豆田 猛, 堀江勝年, 志摩 克. (1997b) 南斜面南斜面ブナ衰退地と北斜面ブナ健全地の大気汚染濃度および土壤の比較. 財団法人神奈川県公園協会, 丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会 (編) 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 神奈川県環境部, pp. 93-96.
- 戸塚 繢, 青木正敏, 伊豆田 猛, 堀江勝年, 志摩 克. (1997c) ブナ衰退地と健全地の葉の生理特性、葉の特徴および葉内元素濃度比較とブナ衰退原因について. 財団法人神奈川県公園協会, 丹沢大山自然環境総合調査団企画委員会 (編) 丹沢大山自然環境総合調査報告書, 神奈川県環境部, pp. 99-102.
- 畠山史郎, 村野健太郎. (1996) 奥日光前白根山における高濃度オゾンの観測. 大気環境学会誌, 31, 106-110.
- 畠山史郎. (1999) 奥日光地方における森林衰退と酸性降下物・酸化性大気汚染物質.
- 松本陽介, 丸山 温, 森川 靖. (1992a) スギの水分生理特性と関東平野における近年の気象変動—樹木の衰退現象に関連して—. 森林立地, 34, 2-13.
- 松本陽介, 丸山 温, 森川 靖, 井上敞雄. (1992b) 人工酸性雨 (霧) およびオゾンがスギに及ぼす影響と近年の汚染状況の変動—樹木の衰退現象に関連して—. 森林立地, 34, 85-97.

4 章

- Izuta, T., Matsumura, H., Ohashi, T., Miyake, H. & Totsuka, T. (1993) Effects of peroxyacetyl nitrate on the growth of petunia, kidney bean and radish plants. Environmental Sciences, 2, 63-75.

- Okano, K., Tobe, K. & Furukawa, A. (1990) Foliar uptake of peroxyacetyl nitrate (PAN) by herbaceous species varying in susceptibility to this pollutant. *New Phytologist*, 114, 139-145.
- Temple, P.J. & Taylor, O.C. (1985) Combined effects of peroxyacetyl nitrate and ozone on growth of four tomato cultivars. *Journal of Environmental Quality*, 14, 420-424.
- 寺門和也, 久野春子. (1984) PAN 発生動向とペチュニアの被害. 東京都農業試験場研究報告, 17, 1-11.
- 野内 勇. (1979) オゾン, PAN の濃度および暴露時間と植物被害. 大気汚染学会誌, 14, 489-496.
- 野内 勇, 大橋 肇, 早福正孝. (1984) 東京都内における環境大気 PAN 濃度とその指標植物としてのペチュニアの葉被害. 大気汚染学会誌, 19, 392-402.

光化学オキシダント植物影響評価検討会

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第1回）

<https://www.env.go.jp/press/110656.html>

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第2回）

https://www.env.go.jp/press/press_00104.html

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第3回）

https://www.env.go.jp/press/press_00557.html

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第4回）

https://www.env.go.jp/press/press_01079.html

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第5回）

https://www.env.go.jp/press/press_02127.html

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第6回）

https://www.env.go.jp/press/press_02778.html

光化学オキシダント植物影響評価検討会（第7回）

https://www.env.go.jp/press/press_02880.html

参考資料 3 モニタリング結果の詳細

1. モニタリングデータ解析の概要

光化学オキシダント濃度の環境中濃度は毎年、大気汚染物質（有害大気汚染物質等を除く）に係る常時監視測定結果として報告されている。

本節では国内の光化学オキシダントの環境中濃度の全体的な傾向を整理するとともに、「第3章 光化学オキシダントの健康影響」及び「第4章 光化学オキシダントの植物影響」に係る環境基準の評価に資するモニタリングデータ解析結果の概要を示した。

具体的には、日本の光化学オキシダントの環境基準として定められる平均化時間や達成に関する評価方法（1時間値、年最高値）のほかに、健康影響に係る環境基準等としては、米国が環境基準として用いている日最高8時間値の年間99パーセンタイル値¹⁶やWHOがガイドライン値として示している日最高8時間値の6か月移動平均値の年平均値がある。これらの日本や諸外国等で用いられている平均化時間や達成に関する評価方法も踏まえた。

また、植物影響評価の曝露指標としては「第4章 光化学オキシダントの植物影響」で示すとおり、日中8時間値(9:00-17:00)の4か月(6-9月)平均値や日中12時間値(6:00-18:00)の6か月(4-9月)平均値について環境目標値の候補が提案されている。そこで、当該指標の各種統計量を示すとともに、前述の健康影響に係る曝露指標との関連性について解析を実施した。

なお、モニタリングデータ解析には国立環境研究所¹⁷が公表しているデータを使用した。

¹⁶ 米国では「日最高8時間値の年間上位第4位値の3年間平均値」が達成に関する評価に用いられており、年間上位4位値は、年間365日の有効データが得られている場合には、99パーセンタイル値に相当する。

¹⁷ 国立環境研究所 環境展望台 大気汚染常時監視データファイル. <https://tenbou.nies.go.jp/download/>

2. 短期曝露に係るモニタリングデータの解析

2.1. 全測定局における日別・日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値の関連性

日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値の関係性を解析するために、全測定局の日別・日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値の関連性を図72～図95に整理した。2011～2022年度の全測定局における日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値の相関係数はいずれも高く、日最高1時間値と日最高8時間値の相関係数は0.9以上、日平均値と日最高8時間値の相関係数は0.85以上であった（図72～図95）。

また、同様に全測定局における日別・日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値について最小値、中央値、平均値、98パーセンタイル値、99パーセンタイル値及び最大値等の各種統計量及びその経年変化を整理した（表21～表23、図96～図98）。日別・日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値の98パーセンタイル値及び99パーセンタイル値の年度間変動と比較して、最大値の年度間平均値は相対的に大きい。

【全測定局 (2011~2022 年度)】日別・日最高 1 時間値及び日最高 8 時間値の関連性*

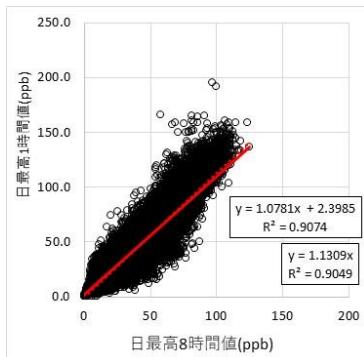


図 72 【2011 年度】(n=377057, 測定局数=1055, 相関係数=0.953)

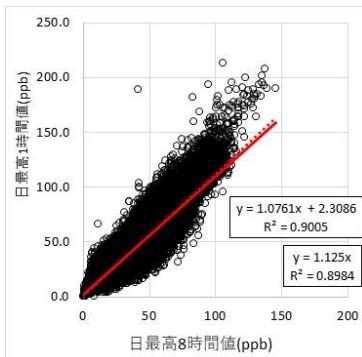


図 73 【2012 年度】(n=379593, 測定局数=1062, 相関係数=0.949)

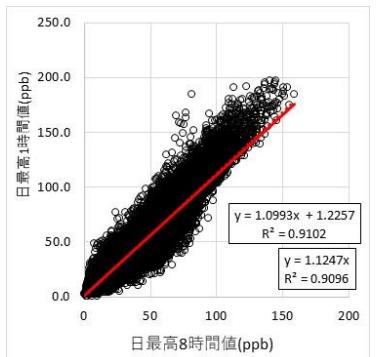


図 74 【2013 年度】(n=385968, 測定局数=1085, 相関係数=0.954)

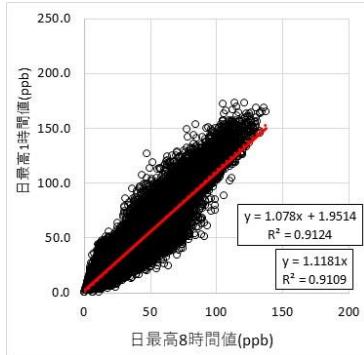


図 75 【2014 年度】(n=393257, 測定局数=1103, 相関係数=0.955)

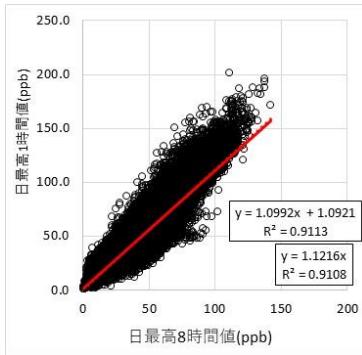


図 76 【2015 年度】(n=392269, 測定局数=1094, 相関係数=0.955)

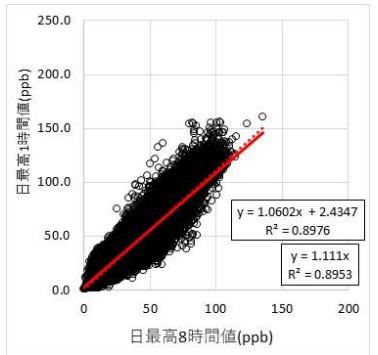


図 77 【2016 年度】(n=386802, 測定局数=1083, 相関係数=0.947)

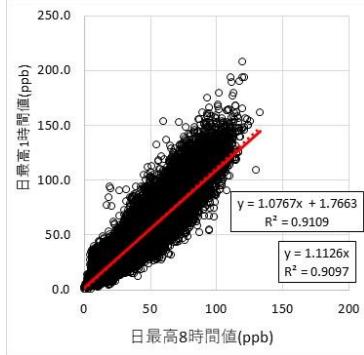


図 78 【2017 年度】(n=399310, 測定局数=1119, 相関係数=0.954)

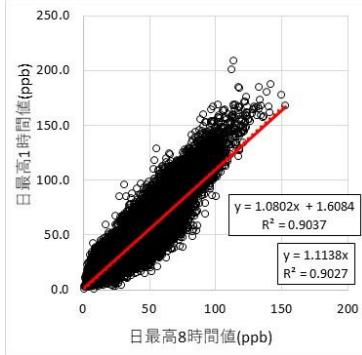


図 79 【2018 年度】(n=402715, 測定局数=1128, 相関係数=0.951)

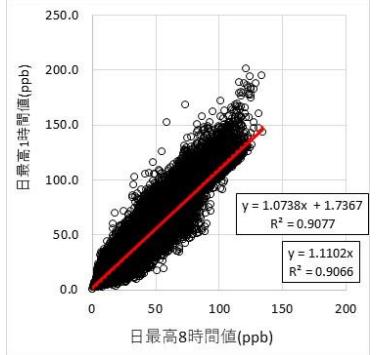


図 80 【2019 年度】(n=404285, 測定局数=1131, 相関係数=0.953)

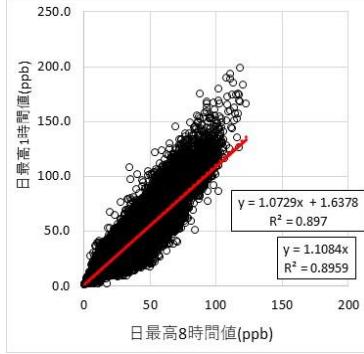


図 81 【2020 年度】(n=401812, 測定局数=1124, 相関係数=0.947)

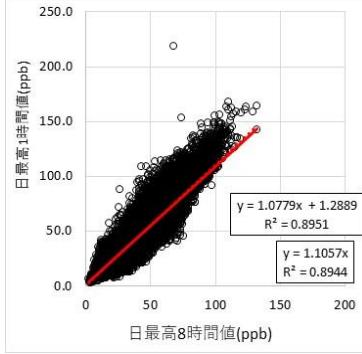


図 82 【2021 年度】(n=401433, 測定局数=1122, 相関係数=0.946)

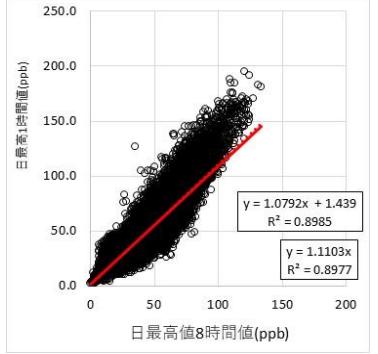


図 83 【2022 年度】(n=398916, 測定局数=1115, 相関係数=0.948)

*: 日最高 8 時間値と日最高 1 時間値の回帰式の傾きは年度によらず 1.1 程度である。表 29 のとおり、「日最高 1 時間値/日最高 8 時間値」の比が 1.1 を下回る割合は 50% 程度である。

【全測定局（2011～2022 年度）】日別・日平均値及び日最高 8 時間値の関連性

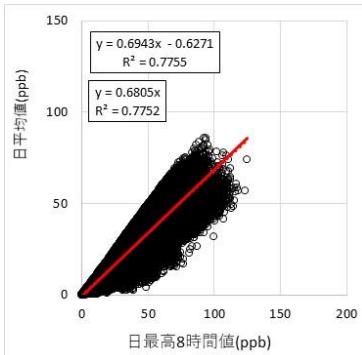


図 84 【2011 年度】(n=377057, 測定局数=1055, 相関係数=0.881)

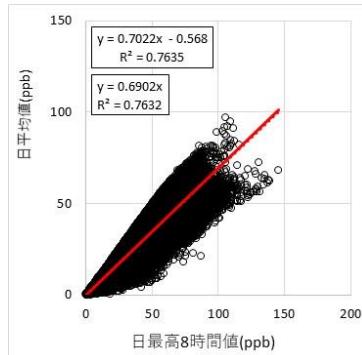


図 85 【2012 年度】(n=379593, 測定局数=1062, 相関係数=0.874)

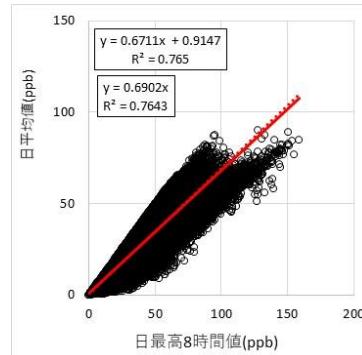


図 86 【2013 年度】(n=385968, 測定局数=1085, 相関係数=0.875)

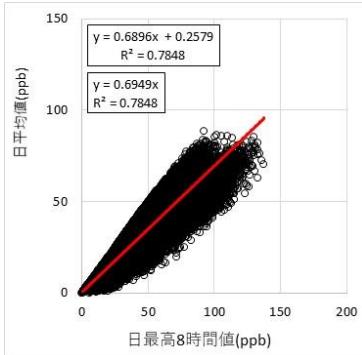


図 87 【2014 年度】(n=393257, 測定局数=1103, 相関係数=0.886)

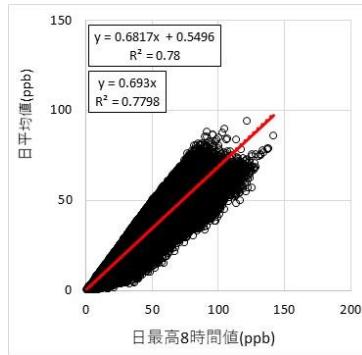


図 88 【2015 年度】(n=392269, 測定局数=1094, 相関係数=0.883)

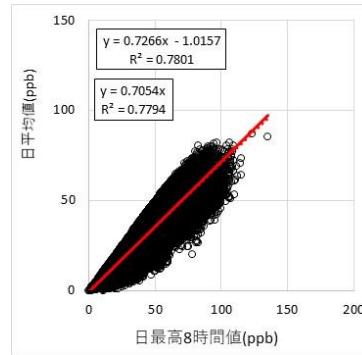


図 89 【2016 年度】(n=386802, 測定局数=1083, 相関係数=0.883)

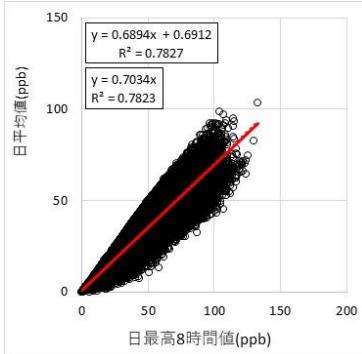


図 90 【2017 年度】(n=399310, 測定局数=1119, 相関係数=0.885)

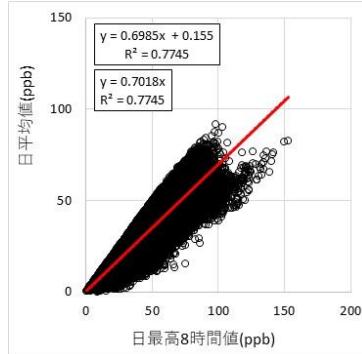


図 91 【2018 年度】(n=402715, 測定局数=1128, 相関係数=0.88)

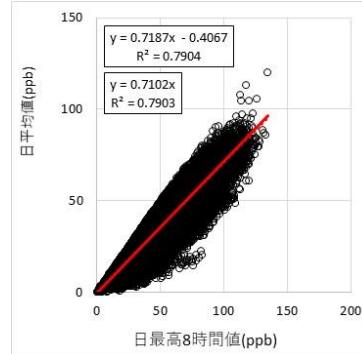


図 92 【2019 年度】(n=404285, 測定局数=1131, 相関係数=0.889)

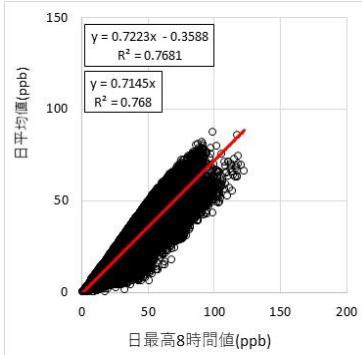


図 93 【2020 年度】(n=401812, 測定局数=1124, 相関係数=0.876)

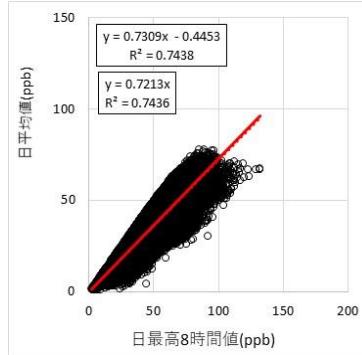


図 94 【2021 年度】(n=401433, 測定局数=1122, 相関係数=0.862)

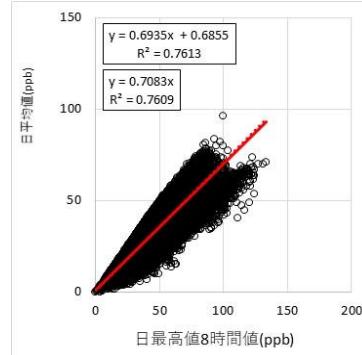


図 95 【2022 年度】(n=398916, 測定局数=1115, 相関係数=0.873)

【全測定局 (2011~2022 年度)】
日別・日最高 1 時間値及び日最高 8 時間値の各種統計量の経年変化

表 21 全測定局の日別・日最高 1 時間値に係る各種統計量の経年変化(ppb)*

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	3.0	2.0
中央値	42.0	45.0	45.0	45.0	46.0	46.0	46.0	46.0	45.0	45.0	46.0	45.0
平均値	44.8	47.5	47.9	48.4	48.8	48.0	49.1	47.9	47.3	46.5	47.5	46.9
98%tile 値	87.0	88.0	92.0	91.0	93.0	88.0	92.0	90.0	91.0	84.0	82.0	84.0
99%tile 値	96.0	96.0	102.0	100.0	103.0	96.0	100.0	99.0	101.0	91.0	89.0	91.0
最大値	195.0	213.0	197.0	173.0	201.0	161.0	208.0	209.0	201.0	199.0	219.0	195.0
分散	307.1	283.9	317.3	304.1	309.1	264.3	294.8	278.9	280.0	230.3	201.0	231.1
標準偏差	17.5	16.9	17.8	17.4	17.6	16.3	17.2	16.7	16.7	15.2	14.2	15.2

*: 測定局・日別の全データ（約 40 万データ）に関する各種統計量を示したものであり、測定局別・日別データ（365 日データ）に関する各種統計量の傾向を示しているものではないことに注意が必要（以降、同様）。

表 22 全測定局の日別・日最高 8 時間値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	0.1	0.4	0.3	0.3	0.8	0.1	0.4	0.9	0.5	0.6	2.4	0.3
中央値	37.3	40.9	40.4	41.1	41.4	41.6	42.0	41.4	40.8	40.6	42.0	40.8
平均値	39.3	42.0	42.5	43.1	43.4	43.0	44.0	42.9	42.4	41.8	42.8	42.1
98%tile 値	74.9	75.6	78.4	79.1	80.1	76.5	80.3	77.4	78.5	72.4	71.0	73.6
99%tile 値	80.5	80.6	84.9	85.6	85.6	81.5	86.1	82.5	87.1	77.1	76.1	78.1
最大値	124.6	145.3	158.8	137.6	141.9	135.5	132.9	152.6	134.5	123.0	132.1	133.3
分散	239.8	220.8	239.0	238.8	233.1	211.1	231.6	216.0	220.5	179.5	154.8	178.3
標準偏差	15.5	14.9	15.5	15.5	15.3	14.5	15.2	14.7	14.8	13.4	12.4	13.4

表 23 全測定局の日別・日平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2	0.0	0.1	0.1	0.2	0.2	0.8	0.1
中央値	25.7	28.6	28.7	29.5	29.6	29.9	30.6	29.8	29.7	29.5	30.9	29.5
平均値	26.7	28.9	29.4	29.9	30.1	30.2	31.0	30.1	30.1	29.8	30.9	29.9
98%tile 値	53.3	53.8	55.0	56.0	56.5	55.5	56.7	54.9	56.1	52.8	52.7	53.0
99%tile 値	56.7	57.1	58.2	59.8	60.4	58.9	61.0	58.1	61.4	55.7	55.9	56.1
最大値	85.5	97.0	90.1	88.3	94.1	86.7	103.5	91.7	119.8	87.6	77.9	96.3
分散	149.0	142.6	140.7	144.7	138.9	142.9	140.6	136.1	144.1	121.9	111.2	112.7
標準偏差	12.2	11.9	11.9	12.0	11.8	12.0	11.9	11.7	12.0	11.0	10.5	10.6

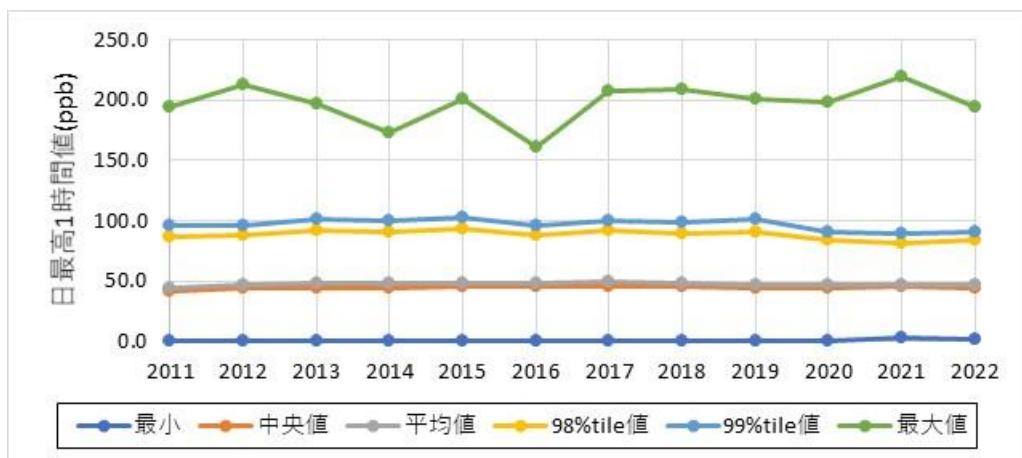


図 96 全測定局の日別・日最高1時間値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

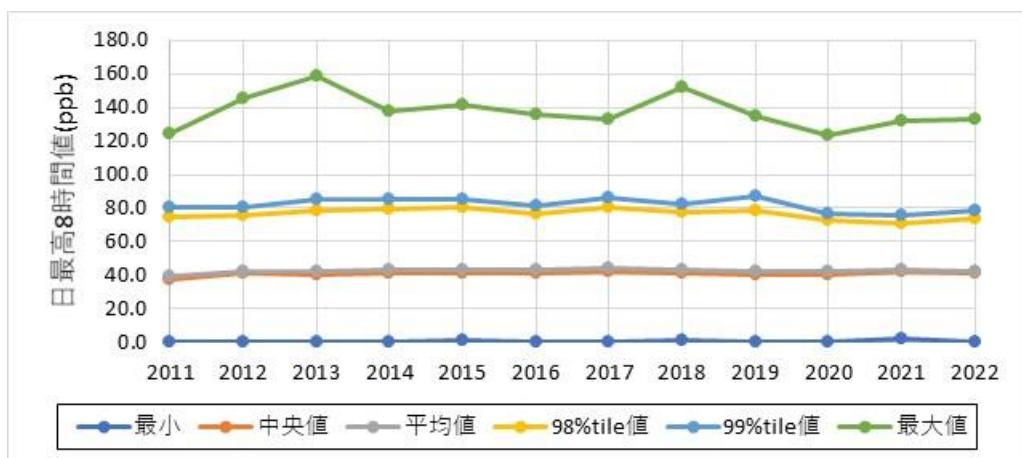


図 97 全測定局の日別・日最高8時間値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

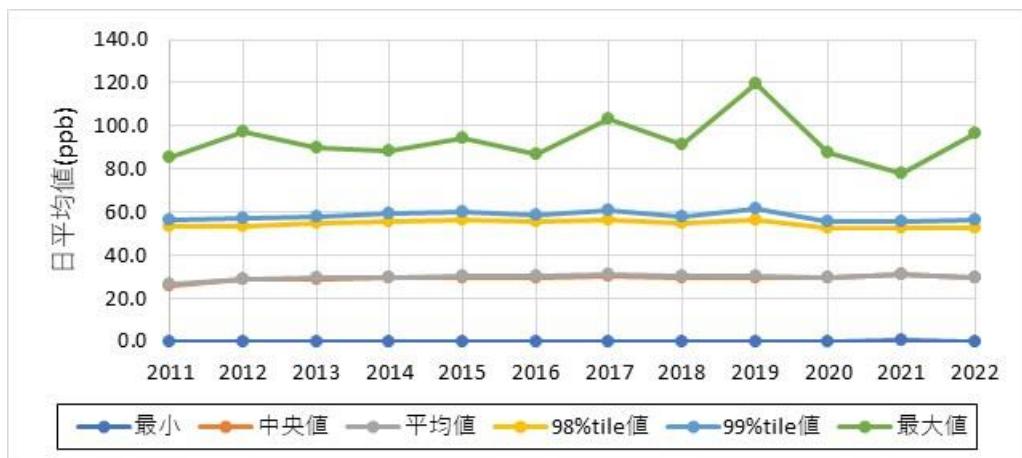


図 98 全測定局の日別・日平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

2.2. 地域別の日別・日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値の関連性

全測定局の日別・日最高1時間値、日最高8時間値及び日平均値を地域別に整理し、地域別の統計学的関連性を解析した。地域・都道府県の対応関係は表 24 のとおりである。

ここでは 2019 年度の測定データを例に整理しており、その結果を図 99～図 108、表 25～表 27 に整理した。

地域によらず相関係数は 0.9 以上と高いが、濃度範囲は地域によって大きく異なり、例えば、北海道、東北では日最高1時間値及び日最高8時間値が 100 ppb を上回ることは稀だが、関東、近畿では 150 ppb 又はそれを上回る地点・日が一定数存在する。

【地域別(2019 年度)】日別・日最高1時間値及び日最高8時間値の関連性

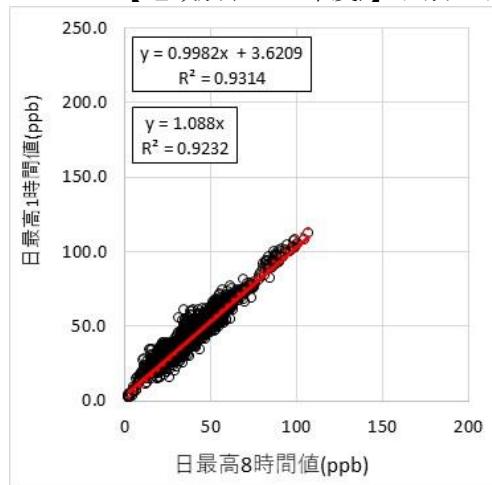


図 99 【北海道】(n=7135, 測定局数=20, 相関係数=0.965)

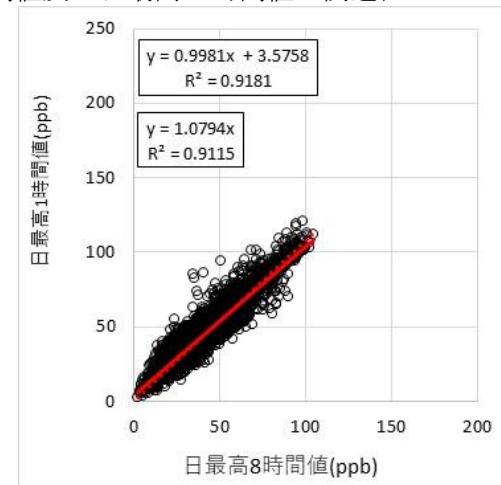


図 100 【東北】(n=29279, 測定局数=82, 相関係数=0.958)

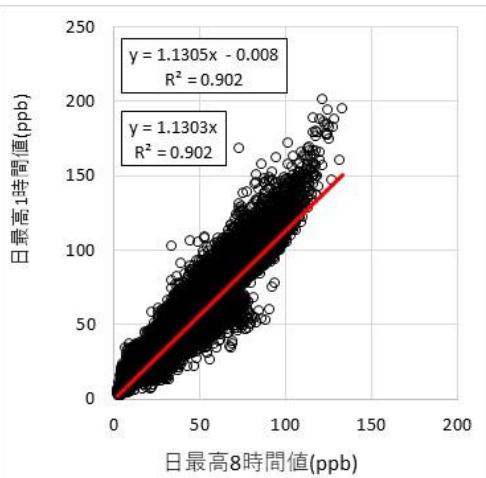


図 101 【関東】(n=115301, 測定局数=322, 相
関係数=0.95)

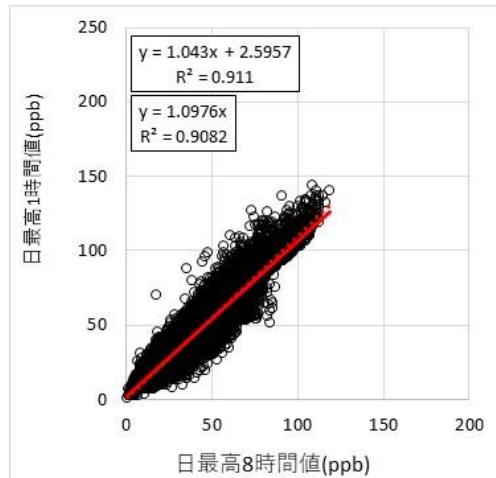


図 102 【中部】(n=79496, 測定局数=223, 相
関係数=0.954)

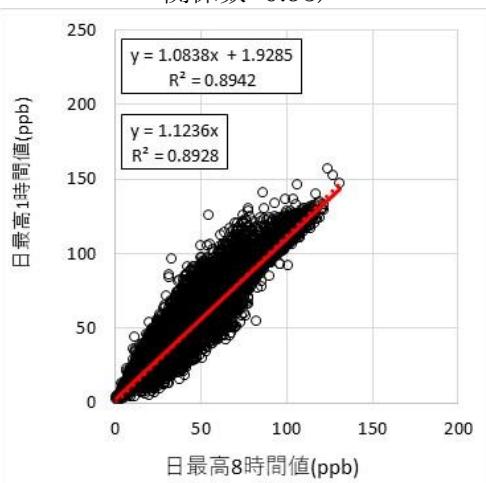


図 103 【近畿】(n=68053, 測定局数=190, 相
関係数=0.946)

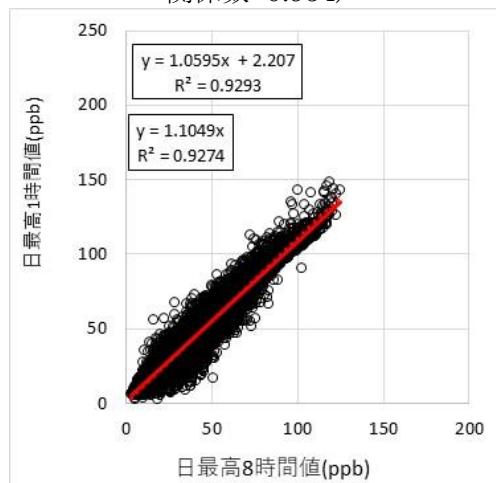


図 104 【中国】(n=35684, 測定局数=99, 相
関係数=0.964)

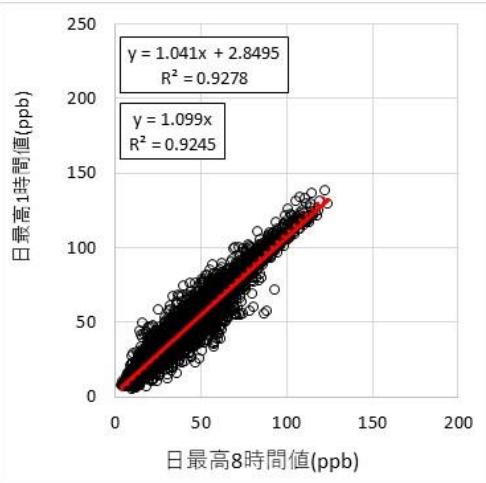


図 105 【四国】(n=16390, 測定局数=46, 相
関係数=0.963)

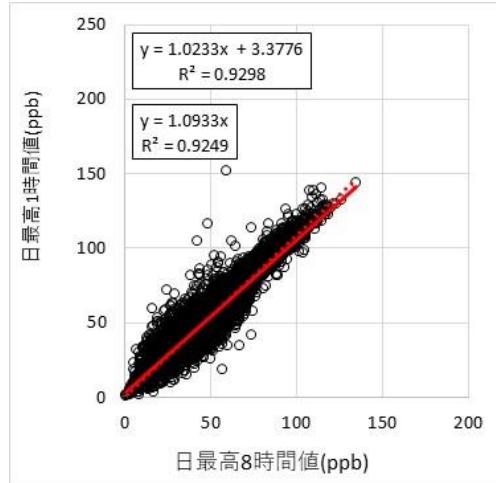


図 106 【九州】(n=52947, 測定局数=149, 相
関係数=0.964)

表 24 地域・都道府県の対応関係

地域		都道府県	
コード	名称	コード	名称
1	北海道	1	北海道
2	東北	2	青森県
2	東北	3	岩手県
2	東北	4	宮城県
2	東北	5	秋田県
2	東北	6	山形県
2	東北	7	福島県
3	関東	8	茨城県
3	関東	9	栃木県
3	関東	10	群馬県
3	関東	11	埼玉県
3	関東	12	千葉県
3	関東	13	東京都
3	関東	14	神奈川県
4	中部	15	新潟県
4	中部	16	富山県
4	中部	17	石川県
4	中部	18	福井県
4	中部	19	山梨県
4	中部	20	長野県
4	中部	21	岐阜県
4	中部	22	静岡県
4	中部	23	愛知県
5	近畿	24	三重県
5	近畿	25	滋賀県
5	近畿	26	京都府
5	近畿	27	大阪府
5	近畿	28	兵庫県
5	近畿	29	奈良県
5	近畿	30	和歌山県
6	中国	31	鳥取県
6	中国	32	島根県
6	中国	33	岡山県
6	中国	34	広島県
6	中国	35	山口県
7	四国	36	徳島県
7	四国	37	香川県
7	四国	38	愛媛県
7	四国	39	高知県
8	九州	40	福岡県
8	九州	41	佐賀県
8	九州	42	長崎県
8	九州	43	熊本県
8	九州	44	大分県
8	九州	45	宮崎県
8	九州	46	鹿児島県
8	九州	47	沖縄県

表 25 【2019年度】全測定局の日別・日最高1時間値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	1.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	1.0
中央値	45.0	38.0	42.0	44.0	45.0	45.0	45.0	47.0	46.0
平均値	47.3	40.7	44.0	47.7	47.3	48.4	47.5	48.2	47.2
98%tile 値	91.0	69.0	75.0	98.0	87.0	94.0	91.0	90.0	84.0
99%tile 値	101.0	75.0	85.0	107.0	97.0	104.0	103.0	100.0	92.0
最大値	201.0	112.0	121.0	201.0	144.0	157.0	148.0	138.0	152.0
分散	280.0	125.7	150.7	328.1	239.8	309.1	297.6	283.9	263.8
標準偏差	16.7	11.2	12.3	18.1	15.5	17.6	17.3	16.8	16.2

表 26 【2019年度】全測定局の日別・日最高8時間値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	0.5	1.9	2.4	2.0	0.5	0.8	3.4	4.1	0.5
中央値	40.8	35.3	39.1	40.0	41.3	41.1	41.1	42.8	42.4
平均値	42.4	37.2	40.5	42.2	42.9	42.9	42.8	43.6	42.8
98%tile 値	78.5	63.6	69.8	81.0	76.2	79.9	81.3	80.9	76.4
99%tile 値	87.1	70.7	78.3	89.0	85.5	88.0	91.0	90.1	82.9
最大値	134.5	106.5	104.8	133.3	118.6	131.0	125.1	124.4	134.5
分散	220.5	117.5	138.9	231.6	200.8	235.3	246.3	243.0	234.2
標準偏差	14.8	10.8	11.8	15.2	14.2	15.3	15.7	15.6	15.3

表 27 【2019年度】全測定局の日別・日平均値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	0.2	0.5	0.8	0.3	0.2	0.2	0.5	2.1	0.2
中央値	29.7	27.6	30.0	28.7	30.4	30.1	28.7	31.1	30.8
平均値	30.1	28.9	30.5	29.3	30.8	30.2	29.1	30.9	30.8
98%tile 値	56.1	52.5	54.0	54.9	56.3	56.7	56.5	57.3	58.1
99%tile 値	61.4	57.7	58.9	59.2	62.4	62.3	63.0	63.4	63.1
最大値	119.8	88.2	88.3	87.1	92.5	89.0	107.7	91.5	119.8
分散	144.1	98.3	111.3	136.8	141.6	153.6	149.6	153.6	165.4
標準偏差	12.0	9.9	10.5	11.7	11.9	12.4	12.2	12.4	12.9

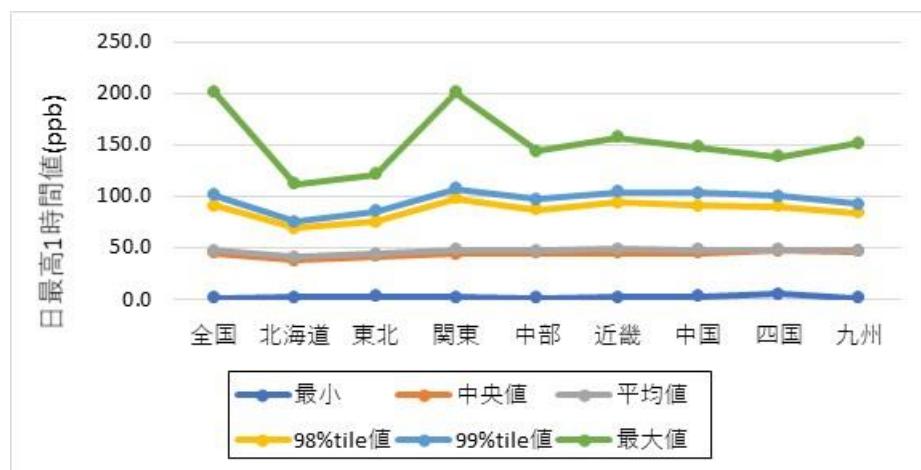


図 107 【2019 年度】地域別全測定局の日別・日最高 1 時間値に係る各種統計量(ppb)

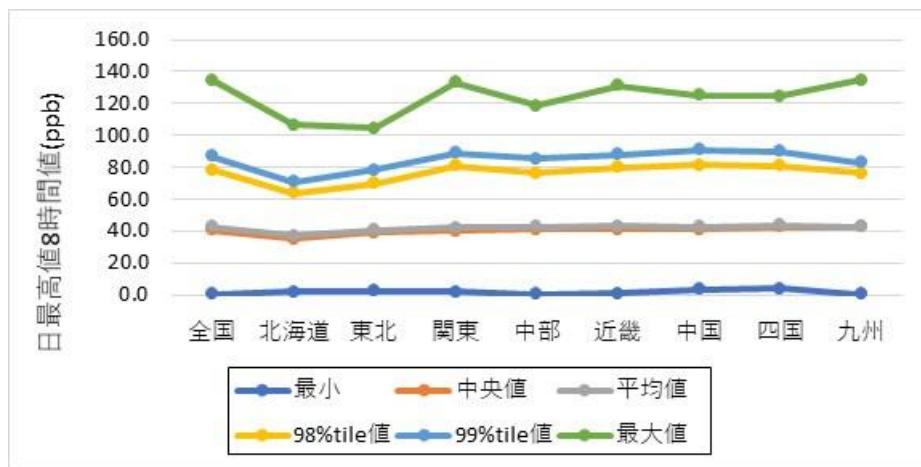


図 108 【2019 年度】地域別全測定局の日別・日最高 8 時間値に係る各種統計量(ppb)

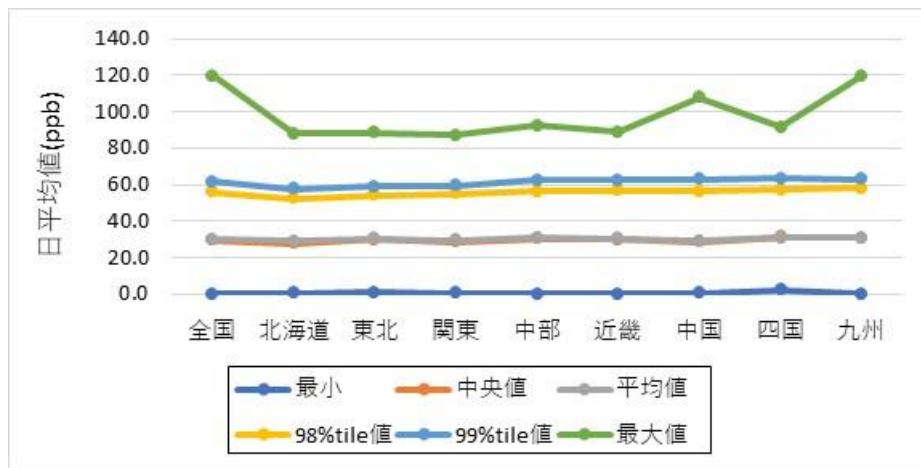


図 109 【2019 年度】地域別全測定局の日別・日平均値に係る各種統計量(ppb)

2.3. 1 日の中で 8 時間値が最も高濃度となる時間帯についての解析

1 日の中で、8 時間値は前日の 17 時から当日 1 時までの 8 時間値（1 時）から、当日 16 時から当日 24 時までの 8 時間値（24 時）までの計 24 データが得られる。日最高 8 時間値は、この 24 データの中の最大値である。本節では、全国及び地域別に 8 時間値が最も高濃度となる時間帯について解析を行い、8 時間値が高濃度となる時間帯の傾向について整理を行った。その結果を表 28 に示した。

全国、地域別いずれについても昼間の時間帯に最も高濃度となる時間帯の割合が高い傾向（17 時（9 時～17 時の 8 時間値）～19 時（11 時～19 時の 8 時間値）など）がみられたが、一方で夕方から夜間（24 時（16 時～24 時の 8 時間値）、1 時（前日 17 時から当日 1 時））に最も高い濃度となる割合も一定程度みられることが確認された。

表 28 全国及び地域別に 8 時間値が最も高濃度となる時間帯の割合（2019 年度）

時間	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
1 時	14%	11%	12%	13%	14%	15%	14%	14%	15%
2 時	1%	2%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
3 時	1%	2%	1%	1%	1%	1%	0%	1%	1%
4 時	1%	2%	1%	1%	1%	1%	0%	1%	1%
5 時	1%	3%	1%	1%	1%	1%	0%	1%	1%
6 時	1%	3%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
7 時	1%	2%	1%	1%	1%	1%	0%	0%	1%
8 時	0%	1%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%
9 時	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
10 時	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
11 時	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
12 時	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
13 時	0%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
14 時	1%	1%	1%	1%	1%	0%	0%	0%	0%
15 時	1%	2%	2%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
16 時	4%	8%	6%	6%	4%	3%	2%	2%	2%
17 時	14%	17%	18%	18%	14%	13%	8%	11%	7%
18 時	22%	17%	21%	24%	22%	23%	23%	22%	20%
19 時	17%	10%	12%	15%	17%	18%	24%	21%	21%
20 時	9%	5%	6%	6%	9%	9%	12%	11%	12%
21 時	4%	2%	3%	3%	4%	3%	4%	5%	5%
22 時	2%	2%	2%	1%	2%	2%	2%	2%	3%
23 時	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	2%
24 時	4%	7%	5%	4%	4%	5%	3%	4%	6%
n	404,285	7,135	29,279	115,301	79,496	68,053	35,684	16,390	52,947

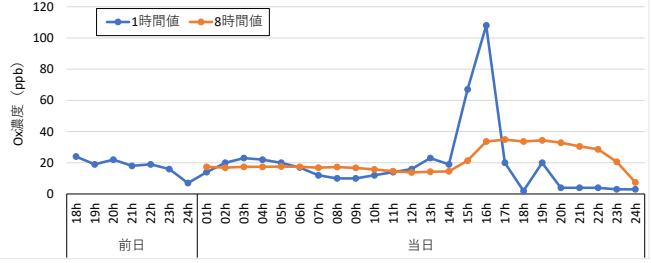
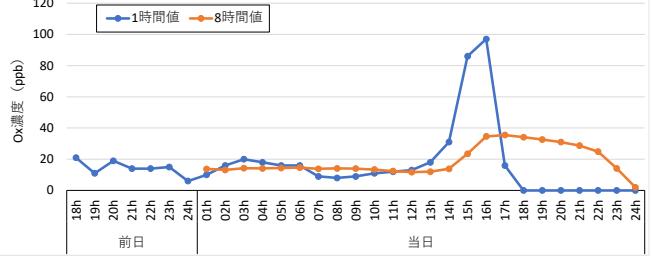
2.4. 測定地点別の解析

1時間値の高濃度が非常に短時間のみ出現したことにより、8時間値の上昇が小さく日最高1時間値と8時間日最高値に大きな乖離が生じるケースがあるかを確認した。具体的には、2011～2022年度の測定局別・日別の日最高1時間値と日最高8時間値の比の分布を表29のとおり整理した。日最高1時間値/日最高8時間値の比は98～99%程度が1.5未満であり、90%程度が1.2未満である。この傾向については年度による違いはみられなかつた。なお、日最高1時間値/日最高8時間値の比が2を超える例は表30に示したとおりであり、数時間のみ急激濃度が上昇し、その前後は低濃度である場合に、比が2を超える例がみられた。

表29 日最高1時間値と日最高8時間値の比の分布

日最高1時間値/日最高8時間値	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
1未満	5.3%	5.7%	5.8%	6.1%	6.0%	6.9%	6.1%	6.6%	7.0%	7.0%	6.3%	6.5%
1以上1.1未満	36%	39%	40%	41%	40%	43%	44%	43%	44%	44%	48%	44%
1.1以上1.2未満	30%	31%	31%	31%	32%	28%	30%	31%	29%	30%	29%	30%
1.2以上1.3未満	14%	13%	13%	13%	13%	12%	11%	11%	11%	11%	10%	11%
1.3以上1.4未満	6.7%	5.7%	5.4%	5.0%	4.7%	5.0%	4.4%	4.6%	4.5%	4.3%	3.7%	4.2%
1.4以上1.5未満	3.3%	2.7%	2.3%	2.2%	2.0%	2.2%	1.9%	2.0%	2.1%	1.8%	1.5%	1.7%
1.5以上1.6未満	1.7%	1.3%	1.1%	1.0%	0.9%	1.1%	0.9%	1.0%	1.0%	0.8%	0.6%	0.7%
1.6以上1.7未満	1.0%	0.7%	0.6%	0.6%	0.5%	0.6%	0.5%	0.5%	0.6%	0.4%	0.3%	0.4%
1.7以上1.8未満	0.5%	0.4%	0.3%	0.3%	0.2%	0.3%	0.2%	0.3%	0.3%	0.2%	0.2%	0.2%
1.8以上1.9未満	0.3%	0.3%	0.2%	0.2%	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%	0.2%	0.1%	0.1%	0.1%
1.9以上2未満	0.2%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.0%	0.0%	0.1%
2以上	0.5%	0.4%	0.4%	0.3%	0.2%	0.3%	0.2%	0.3%	0.2%	0.1%	0.1%	0.1%

表30 日最高1時間値/日最高8時間値>2の測定地点・日の経時変化

No.	都道府県_地域_測定地点_日付_日最高1時間値/日最高8時間値比	1時間値及び8時間値の経時変化	
		1時間値	8時間値
1	神奈川県_関東_川崎市第4庁舎_12月28日_3.1		
2	神奈川県_関東_国設川崎_12月28日_2.7		

2.5. 特異的な高濃度の影響

(1) 概要

日最高 8 時間値の年最高値は 2.1 のとおり特異的な高濃度による影響を受けるため年変動が大きい。そのため、統計的に安定的な指標の検討方法として年間上位数%を除外することが考えられる。本検討に当たっては、「光化学オキシダント調査検討会 報告書～光化学オキシダントの解析と対策へ向けた指標の提言～（平成 26 年 3 月）」の検討方法が参考となる。

光化学オキシダントの統計的に安定的な指標の採用においては除外を大きく設定すると重要な高濃度イベントを排除しすぎるおそれがある一方で、除外が小さすぎると特異な高濃度が年間の代表値となるおそれがあり、除外するデータ数を適切に設定する必要がある。特異的な高濃度は統計的に他の値から大きく外れた値であり、異常値や特異な現象による大きな値などが含まれるが、解析に用いた測定値は地方自治体や国で既にスクリーニングがなされ、機器異常等の異常値は除外されたデータであるため、本検討における特異的な高濃度は「何らかの要因で引き起こされた特異的な高濃度」であるとした。この要因の例としては、気象要因があり、異常な猛暑による高濃度などが該当する。

また、特異的な高濃度には、時間的な観点から見た特異的な高濃度と空間的な観点から見た特異的な高濃度がある。前者の例としては、数年に 1 回しか出現しないような高濃度日があり、後者の例としては、地域の中で他の測定局と比べ特異的に高い濃度を示す測定局の濃度が該当する。

本解析では、測定局別の日最高 8 時間値のデータについて、時間的な観点から見た特異的な高濃度の状況と、空間的な観点から見た特異的な高濃度それぞれについて検討を行った。

(2) 特異的な高濃度の評価方法

「光化学オキシダント調査検討会 報告書～光化学オキシダントの解析と対策へ向けた指標の提言～（平成 26 年 3 月）」の検討方法を参考として、以下の条件を満たす値を特異的な高濃度と判定した。本手法は大泉ら(2013)¹⁸の解析手法を参照しており、測定局別の日最高 8 時間値のデータから 25 パーセンタイル値(Q1)と 75 パーセンタイル値(Q3)を求め、この差の 1.5 倍を Q3 に加えた値を閾値とし、この値を超えるデータを特異的な高濃度としたものである。

$$\text{特異的な高濃度} > Q3 + (Q3 - Q1) \times 1.5$$

¹⁸ 大泉 肇, 秋元 肇, 金谷 有剛, 永島 達也, 桜井 達也, 大原 利眞, 佐藤 啓市: 我が国の光化学オゾン汚染の 8 時間平均値による評価, 大気環境学会誌, Vol. 48 48, No. 4 p. 181-187(2013)

(3) 特異的な高濃度を検討する上での注意点

＜特異的な高濃度の除外と高濃度イベントの関係＞

濃度上位の高濃度イベントを除外することにより安定的な指標とすることができる一方で、除外するデータ数を多く設定すると重要な高濃度イベントを除外してしまう恐れがある。そこで、測定局別に上位 2%又は上位 1%の日最高 8 時間値のデータを除外した場合に、除外されるイベントの程度を把握した。2011～2022 年度の全測定局についてデータ数を整理した結果を表 31 及び表 32 に示す。有効測定日が 365 日の場合は、上位 2%の場合は 6 データ、上位 1%の場合は 3 データが除外されていることを踏まえると、年度によらず年間上位 2%又は 1%のデータの除外されたデータは概ね 4～9 月に含まれることが分かる。

表 31 年間上位 2%のデータのうち 4～9 月中に含まれるデータ数及び該当測定局数

除外日数	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0	6	1	8	5	0	1	3	1	1	0	1	0
1	4	0	6	5	2	0	2	1	0	1	0	1
2	4	1	7	7	1	4	2	3	2	4	4	3
3	5	12	24	11	5	13	21	19	3	8	10	21
4	46	62	65	54	28	70	109	73	11	36	80	89
5	171	216	189	172	125	310	230	145	122	277	229	221
6	819	770	786	849	933	686	752	886	1026	798	798	780
(測定局数)	1055	1062	1085	1103	1094	1084	1119	1128	1165	1124	1122	1115

表 32 年間上位 1%のデータのうち 4～9 月中に含まれるデータ数及び該当測定局数

除外日数	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0	10	5	20	15	0	1	8	2	2	1	3	1
1	15	31	33	30	14	19	26	11	5	9	24	18
2	177	207	209	230	121	253	218	186	153	191	198	220
3	853	819	823	828	959	811	867	929	1005	923	897	876
(測定局数)	1055	1062	1085	1103	1094	1084	1119	1128	1165	1124	1122	1115

＜特異的な高濃度を判定する濃度の算出期間＞

光化学オキシダントの場合、高濃度が出現しやすい期間は概ね 4～9 月頃となる。このため、年間データで Q1、Q2 及び 3 を求めた場合と、4～9 月頃の暖候期で Q1、Q3 を求めた場合では、特異的な高濃度を判定する閾値は後者の方が濃度は高くなる。このように、特異的な高濃度の閾値を決める期間によっても特異的な高濃度の評価結果は大きく異なる。光化学オキシダントの場合、高濃度が出現しやすい時期は 4～9 月で、光化学反応の条件は 10～3 月と大きく異なる。そこで、光化学オキシダントが高濃度となりやすい暖候期（4～9 月）の日最高 8 時間値のデータを用いて評価を行った。

(4) 時間的な特異的な高濃度

特異的な高濃度の判定は測定局ごとに行い、その判定のためのデータ期間は暖候期とした。また、具体的には以下の手順で特異的な高濃度の判定を行った。

- 暖候期の日最高 8 時間値から Q1, Q3 を算定
- Q1 と Q3 より特異的な高濃度の閾値を計算

- 暖候期の日最高 8 時間値から暖候期 98 パーセンタイル値、99 パーセンタイル値を計算
- 特異的な高濃度の閾値を上述の算定指標が超過するかを判定

2011～2022 年度の暖候期 98 パーセンタイル値を特異的な高濃度として判定した測定局の割合は全体の 0.5～33%、99 パーセンタイル値では全体の 3.2～67% が特異的な高濃度と判定されており、その割合は年度によって大幅に異なる（表 33）。

次に、暖候期 98 パーセンタイル及び 99 パーセンタイル値が特異的な高濃度と判定された地域別の地域分布を表 34 及び表 35 に示した。2019 年度は九州を除き、暖候期 98 パーセンタイル値が特異的な高濃度と判定された割合が顕著に高く、その他、2013 年度は関東、2017 年度は東北や中部でも割合が高くなっている。

表 33 暖候期 98 パーセンタイル値又は 99 パーセンタイル値が特異的な高濃度と判定される測定局割合

指標	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
98%tile 値	1.1%	3.5%	14%	4.5%	4.7%	0.5%	16%	1.2%	33%	1.2%	1.0%	1.8%
99%tile 値	6.3%	10%	33%	22%	22%	3.2%	43%	5.7%	67%	6.2%	13%	15%

表 34 暖候期 98 パーセンタイル値が特異的な高濃度判定された測定局割合の地域分布

指標	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
北海道	0%	0%	0%	27%	9%	0%	15%	11%	<u>25%</u>	0%	5%	0%
東北	1%	0%	1%	15%	9%	0%	<u>52%</u>	4%	<u>26%</u>	0%	0%	6%
関東	2%	8%	<u>44%</u>	9%	3%	0%	18%	0%	<u>36%</u>	2%	2%	2%
中部	2%	2%	3%	1%	6%	0%	<u>27%</u>	0%	<u>49%</u>	0%	0%	3%
近畿	0%	0%	3%	0%	3%	0%	4%	1%	<u>35%</u>	3%	1%	1%
中国	0%	4%	0%	0%	2%	0%	1%	5%	<u>33%</u>	1%	1%	0%
四国	0%	0%	3%	3%	2%	0%	0%	2%	<u>36%</u>	0%	0%	0%
九州	1%	2%	2%	1%	9%	4%	0%	1%	0%	1%	0%	1%

表 35 暖候期 99 パーセンタイル値が特異的な高濃度判定された測定局割合の地域分布

指標	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
北海道	0%	0%	8%	53%	64%	8%	75%	53%	95%	10%	5%	10%
東北	3%	1%	4%	49%	21%	0%	84%	10%	68%	2%	2%	42%
関東	11%	22%	74%	42%	27%	1%	51%	2%	72%	5%	27%	25%
中部	12%	5%	21%	11%	20%	0%	54%	0%	73%	2%	13%	14%
近畿	0%	4%	26%	13%	17%	5%	46%	7%	81%	12%	7%	6%
中国	1%	4%	10%	4%	13%	0%	20%	13%	80%	9%	9%	1%
四国	0%	0%	6%	3%	10%	0%	14%	2%	62%	2%	2%	0%
九州	1%	5%	2%	4%	26%	17%	2%	7%	15%	8%	7%	3%

「光化学オキシダント調査検討会 報告書～光化学オキシダントの解析と対策へ向けた指標の提言～（平成 26 年 3 月）」を参考に、3 年間移動平均値を用いることにより、特異的な高濃度と判定される局数がどの程度変化するかの把握を行った。具体的には、以下の手順で特異的な高濃度の判定を行った。

- 3 年間の暖候期の日最高 8 時間値から Q1, Q3 を算定
- Q1 と Q3 より特異的な高濃度の閾値を計算

- 3年間の暖候期の日最高8時間値から各年度の暖候期98パーセンタイル値、99パーセンタイル値を計算し、その後、3年間平均値を算出
- 特異的な高濃度の閾値を上述の算定指標が超過するかを判定

3年移動平均値を用いた場合に暖候期98パーセンタイル値又は99パーセンタイル値が特異的な高濃度判定される測定局割合を表36に整理した。表36のとおり暖候期98パーセンタイル値が特異的な高濃度と判定された測定局の割合が特徴的に高い年度がみられた「北海道」、「東北」及び「関東」いずれについて特異的な高濃度と判定された測定局割合は表34と比較して大幅に低下した。例えば、表34における2013年度の関東では44%の測定局が特異的な高濃度と判定されたが、2013年度を含む、2011-2013～2013-2015年度の3年間移動平均値では関東で4～11%の測定局が特異的な高濃度と判定されている。

一方で、暖候期99パーセンタイル値が特異的な高濃度と判定された測定局の割合は2017-2019年度など年度によっては依然として高い。

表36 暖候期98パーセンタイル値又は99パーセンタイル値のうち
特異的な高濃度判定される測定局割合

指標	地域	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
98%tile 値	北海道	0%	0%	0%	0%	0%	0%	11%	6%	5%	0%
	東北	0%	0%	3%	0%	0%	0%	15%	1%	0%	0%
	関東	4%	11%	10%	0%	0%	0%	3%	0%	1%	0%
	中部	0%	0%	0%	0%	0%	0%	12%	0%	1%	0%
	近畿	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
	中国	0%	0%	0%	0%	0%	0%	3%	4%	0%	0%
	四国	0%	0%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	九州	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%
99%tile 値	北海道	0%	0%	33%	27%	36%	45%	89%	94%	79%	5%
	東北	0%	1%	13%	6%	10%	3%	65%	23%	10%	0%
	関東	32%	49%	53%	11%	11%	2%	26%	8%	22%	10%
	中部	4%	3%	6%	0%	9%	1%	43%	17%	29%	0%
	近畿	1%	5%	9%	8%	15%	2%	39%	20%	27%	2%
	中国	1%	0%	1%	0%	2%	1%	21%	24%	29%	0%
	四国	0%	0%	3%	0%	0%	0%	26%	9%	26%	0%
	九州	0%	0%	5%	3%	1%	0%	0%	1%	1%	1%

上述は暖候期を対象として解析を行ったが、高濃度域の光化学オキシダントが出現する期間は表31及び表32のとおり暖候期（4～9月）が大半であるので、概ね年間99パーセンタイル値も暖候期に出現すると考えられる。年間99パーセンタイル値は年間第4位値であるとすると、暖候期の98パーセンタイル値は年間99パーセンタイル値に相当すると考えられる。

この関係を確認するために、2011-2013～2020-2022の年間99パーセンタイル値の3年移動平均値と暖候期98パーセンタイル値の3年移動平均値の比較を行った（図110）。暖候期98パーセンタイル値と年間99パーセンタイル値は概ね一致しており、暖候期98パーセンタイル値は年間99パーセンタイル値に相当することが確認された。

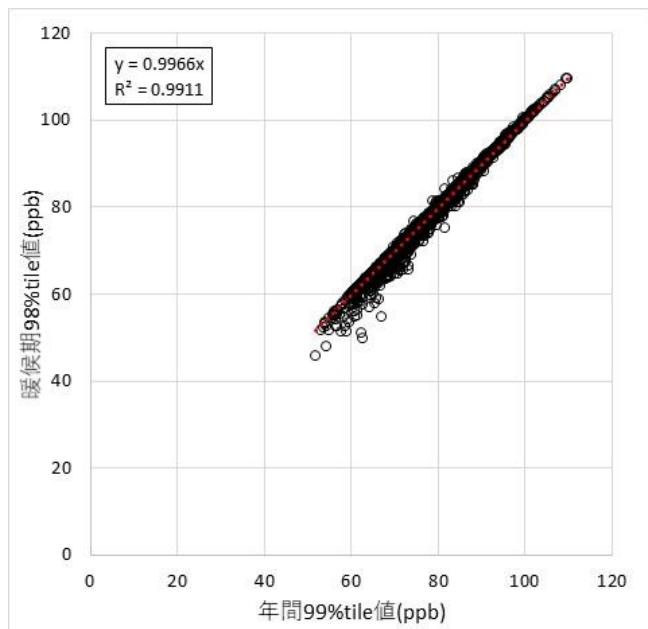


図 110 年間 99 パーセンタイル値と暖候期 98 パーセンタイル値の関係性

（5）空間的な特異的な高濃度

特定の測定局が周辺の局に比べて特異的に高濃度であれば、その局は空間的に特異的な局として除外して評価することが必要となる。そこで、測定局別の光化学オキシダントの日最高 8 時間値の 98 パーセンタイル値、99 パーセンタイル値に空間的に特異的な高濃度を示す測定局が存在するかどうかを地域内の測定局別の日最高 8 時間値の 25 パーセンタイル値、75 パーセンタイル値から特異的な高濃度の閾値を求め、各測定局濃度がそれより大きな濃度になるかを調査した。

その結果、98 パーセンタイル値、99 パーセンタイル値いずれについても特異的な高濃度として判定した測定局数は全体の概ね 1%未満であり、時間的な特異的な高濃度と比較して割合は低い（表 37）。

表 37 98 パーセンタイル値又は 99 パーセンタイル値のうち
特異的な高濃度判定される測定局割合

指標	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
98%tile 値	0.8%	0.3%	0.4%	0.2%	0.3%	0.9%	1.4%	1.1%	0.5%	0.1%	0.2%	0.3%
99%tile 値	0.7%	0.4%	0.6%	0.1%	0.6%	0.8%	0.5%	1.0%	0.3%	0.4%	0.4%	0.4%
(測定局数)	1055	1062	1085	1103	1094	1084	1119	1128	1165	1124	1122	1115

3. 長期曝露に係るモニタリングデータの解析

3.1. 全測定局を対象とした解析

様々な長期曝露に係る指標間の関連性を解析するために、全測定局を対象として年平均値、日最高1時間値の年平均値、日最高8時間値の年平均値と日最高8時間値の6か月移動平均の年最高値（以降、「6か月移動平均の年最高値」）との統計学的関連性を図111～図120に整理した。

1時間値最高値の年平均値、日最高8時間値の年平均値と6か月移動平均の年最高値の相関係数は約0.9と高く、年平均値と6か月移動平均の年最高値の相関係数は約0.6と相対的には低い。また、同指標の統計量及びその経年変化を整理した（表38～表40、図123～図126）。

【全測定局（2011～2022年度）】

年平均値、日最高1時間値の年平均値、日最高8時間値の年平均値と6か月移動平均の年最高値の関連性

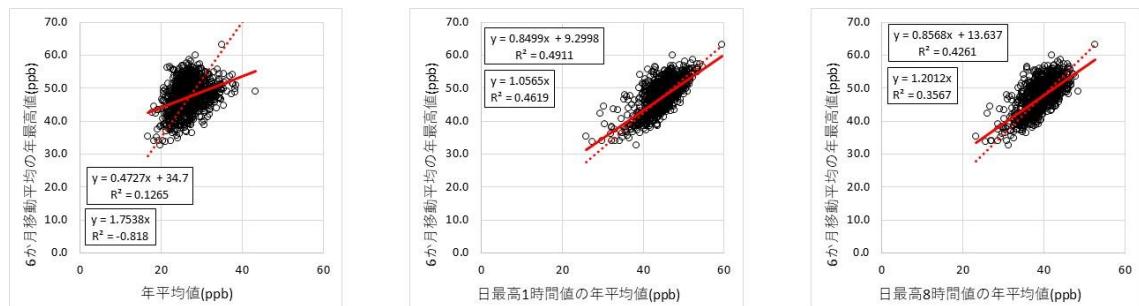


図111 【2011年度】(n(測定局数)=1055、相関係数(左図から)=0.356、0.701、0.653)

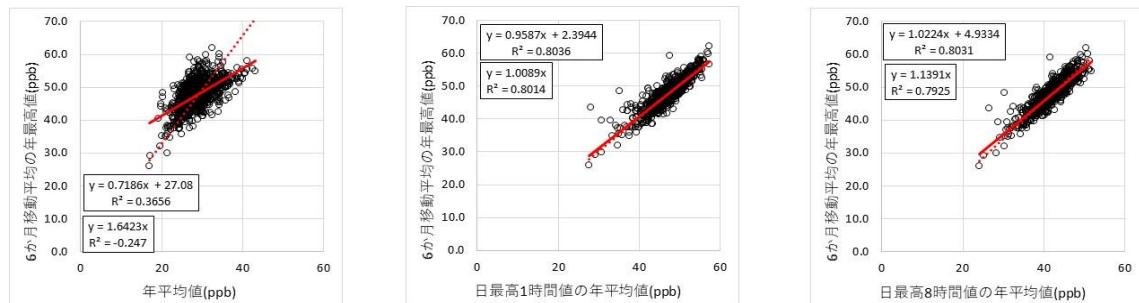


図112 【2012年度】(n(測定局数)=1062、相関係数(左図から)=0.605、0.896、0.896)

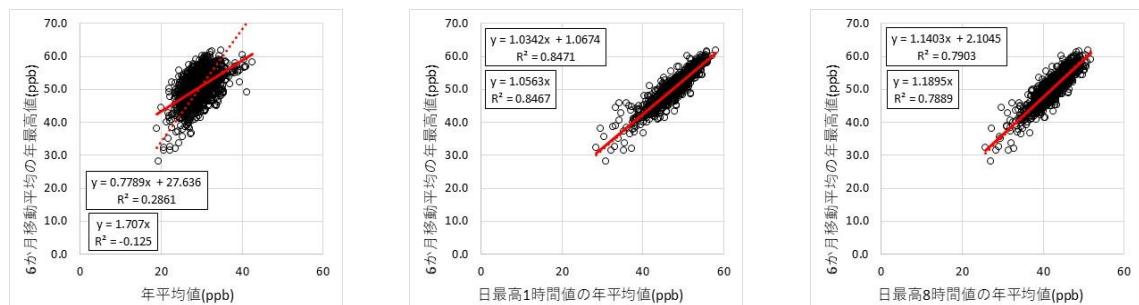


図113 【2013年度】(n(測定局数)=1085、相関係数(左図から)=0.535、0.92、0.889)

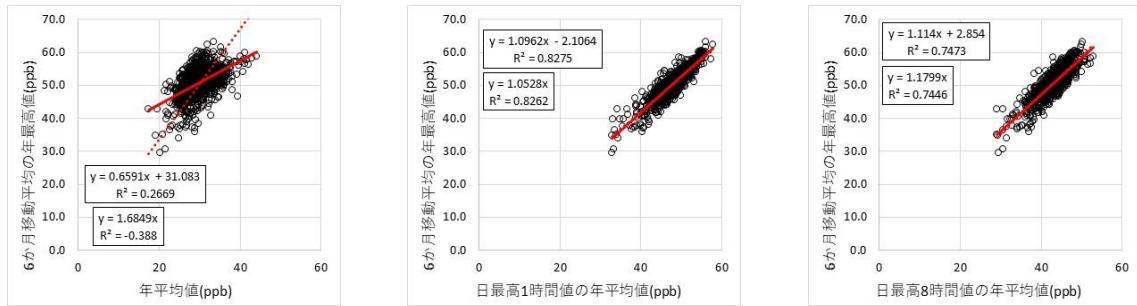


図 114 【2014 年度】(n (測定局数) =1103、相関係数 (左図から) =0.517、0.91、0.864)

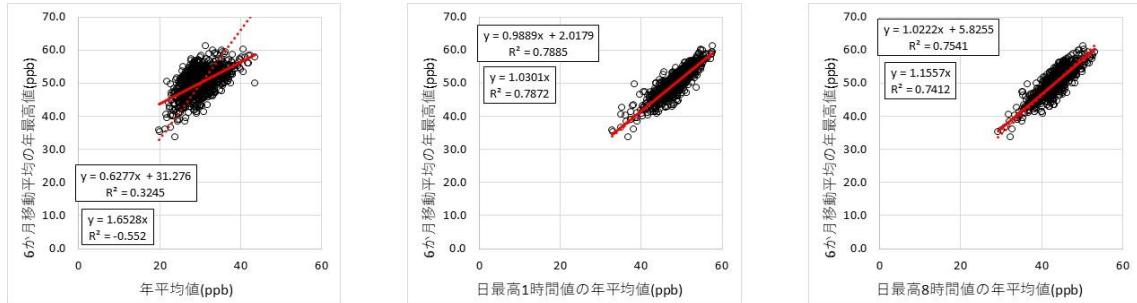


図 115 【2015 年度】(n (測定局数) =1094、相関係数 (左図から) =0.57、0.888、0.868)

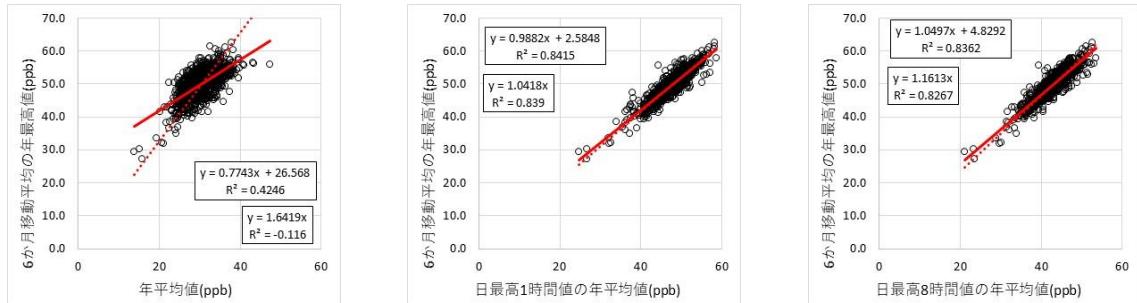


図 116 【2016 年度】(n (測定局数) =1083、相関係数 (左図から) =0.652、0.917、0.914)

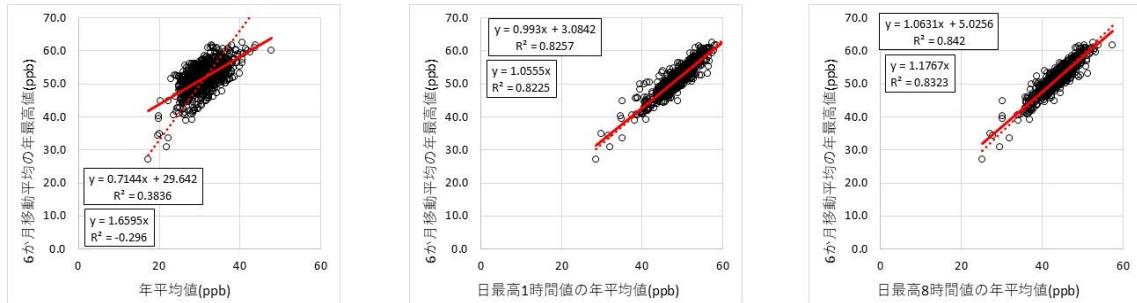


図 117 【2017 年度】(n (測定局数) =1119、相関係数 (左図から) =0.619、0.909、0.918)

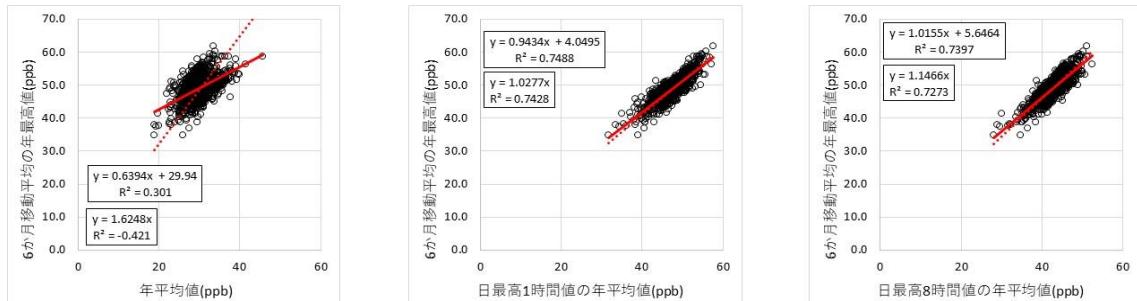


図 118 【2018 年度】(n (測定局数) =1128、相関係数 (左図から) =0.549、0.865、0.86)

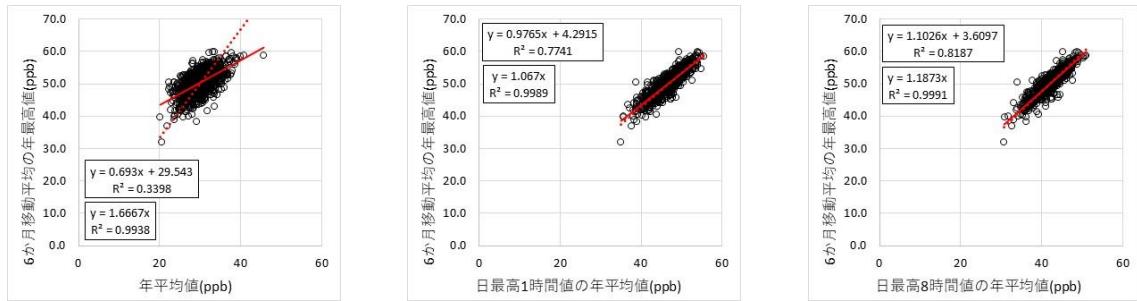


図 119 【2019 年度】(n (測定局数) =1131、相関係数 (左図から) =0.583、0.88、0.905)

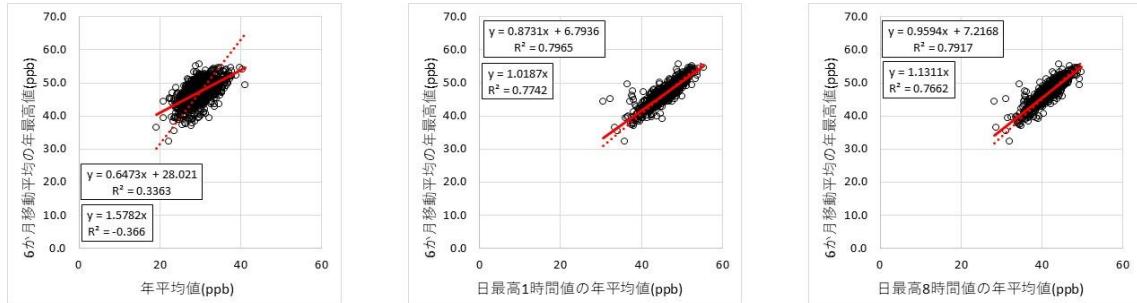


図 120 【2020 年度】(n (測定局数) =1124、相関係数 (左図から) =0.58、0.892、0.89)

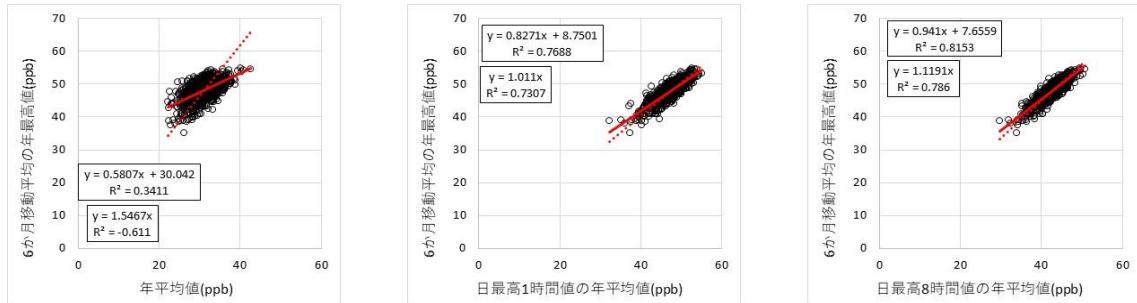


図 121 【2021 年度】(n (測定局数) =1122、相関係数 (左図から) =0.583、0.876、0.903)

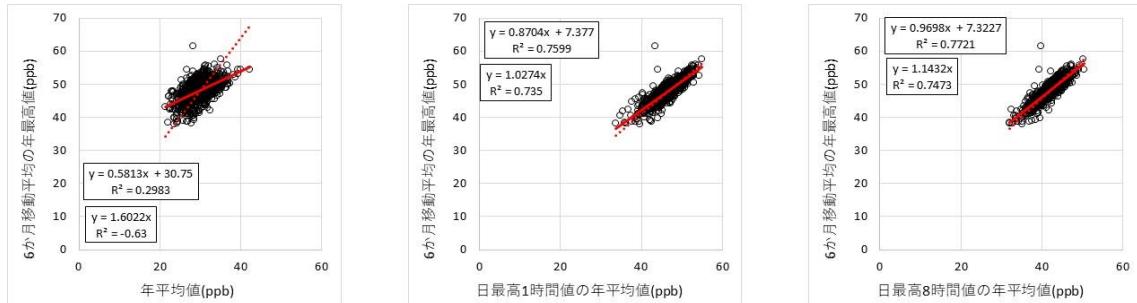


図 122 【2022 年度】(n (測定局数) =1115、相関係数 (左図から) =0.546、0.872、0.879)

【全測定局（2011～2022 年度）】年平均値、日最高 1 時間値の年平均値、日最高 8 時間値の年平均値及び 6 カ月移動平均の年最高値の各種統計量の経年変化

表 38 全測定局の年平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	16.7	17.0	19.0	17.3	19.8	13.7	17.2	18.7	20.2	19.1	22.2	21.3
中央値	26.2	28.5	29.2	29.8	29.9	29.9	30.7	29.9	30.0	29.7	30.8	29.7
平均値	26.6	28.9	29.4	29.9	30.1	30.2	31.0	30.1	30.1	29.8	30.8	29.9
98%tile 値	34.7	37.0	36.8	37.4	38.1	37.8	38.5	36.7	36.4	36.1	37.0	35.9
99%tile 値	35.8	39.1	38.7	39.4	40.0	38.8	40.0	37.8	37.7	36.8	37.6	36.7
最大値	43.2	43.2	42.5	43.9	43.6	47.3	47.7	45.7	45.8	41.1	42.6	42.1
分散	11.7	12.4	10.8	11.2	12.0	12.5	11.3	9.3	8.3	8.1	7.9	7.7
標準偏差	3.4	3.5	3.3	3.3	3.5	3.5	3.4	3.1	2.9	2.8	2.8	2.8

表 39 全測定局の日最高 1 時間値の年平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	26.0	27.5	28.5	32.9	32.9	24.6	28.6	31.7	35.1	30.5	32.2	33.6
中央値	45.0	47.8	48.4	48.6	49.0	48.4	49.4	48.1	47.5	46.9	47.8	47.0
平均値	44.7	47.4	47.8	48.3	48.7	47.9	49.1	47.8	47.2	46.4	47.4	46.8
98%tile 値	51.5	54.8	54.8	54.8	54.9	55.1	55.8	54.0	52.9	52.0	52.6	52.0
99%tile 値	52.4	55.3	55.7	55.3	56.0	56.1	56.5	54.7	53.6	52.6	53.1	52.8
最大値	59.5	57.3	58.1	57.7	57.7	58.6	61.4	57.6	55.6	55.3	55.0	54.8
分散	14.1	15.4	18.2	12.5	11.7	15.2	12.6	10.7	9.6	10.5	8.8	8.8
標準偏差	3.8	3.9	4.3	3.5	3.4	3.9	3.6	3.3	3.1	3.2	3.0	3.0

表 40 全測定局の日最高 8 時間値の年平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	23.3	24.1	25.7	29.0	29.2	21.2	25.3	28.0	30.8	28.2	29.6	32.0
中央値	39.5	42.1	42.8	43.3	43.5	43.2	44.1	43.0	42.6	42.0	43.1	42.2
平均値	39.3	42.0	42.5	43.0	43.4	43.0	44.0	42.9	42.4	41.8	42.8	42.1
98%tile 値	45.9	48.7	49.0	49.2	50.1	50.2	50.7	48.9	47.7	47.4	47.6	47.0
99%tile 値	46.3	49.8	49.7	50.6	50.9	51.2	51.7	49.6	48.8	48.3	48.3	47.8
最大値	52.5	51.8	51.7	52.8	53.2	53.4	57.4	52.5	51.0	49.7	50.9	50.4
分散	12.0	13.5	14.0	11.0	10.5	13.4	11.2	9.1	7.9	8.7	7.2	7.2
標準偏差	3.5	3.7	3.7	3.3	3.2	3.7	3.3	3.0	2.8	2.9	2.7	2.7

表 41 全測定局の 6 カ月移動平均の年最高値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	32.6	25.9	28.0	29.6	33.8	27.2	27.2	34.8	31.8	32.2	35.2	37.9
中央値	47.4	48.0	51.0	51.2	50.4	50.3	52.0	49.3	50.7	47.6	48.3	48.2
平均値	47.3	47.8	50.5	50.8	50.2	50.0	51.8	49.2	50.4	47.3	48.0	48.1
98%tile 値	55.8	56.3	58.9	58.9	57.3	57.4	59.9	56.5	56.9	53.3	52.9	53.8
99%tile 値	56.7	57.8	59.7	59.9	58.6	58.6	60.7	58.4	57.9	53.9	53.5	54.5
最大値	63.1	62.0	61.7	63.1	61.3	62.5	62.5	61.8	59.9	55.6	54.7	61.4
分散	20.7	17.6	23.0	18.2	14.6	17.6	15.1	12.7	11.8	10.1	7.8	8.7
標準偏差	4.6	4.2	4.8	4.3	3.8	4.2	3.9	3.6	3.4	3.2	2.8	3.0

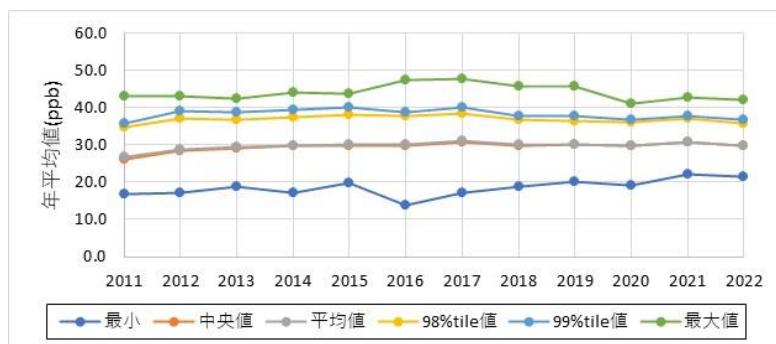


図 123 全測定期の年平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

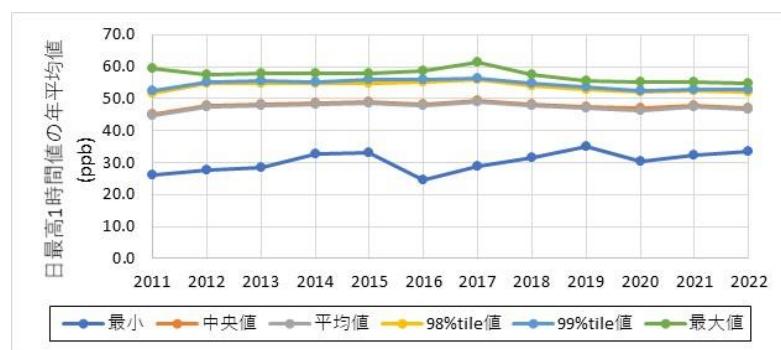


図 124 全測定期の日最高 1 時間値の年平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

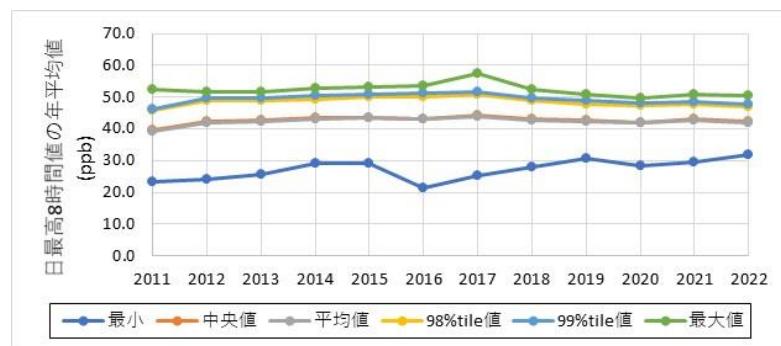


図 125 全測定期の日最高 8 時間値の年平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

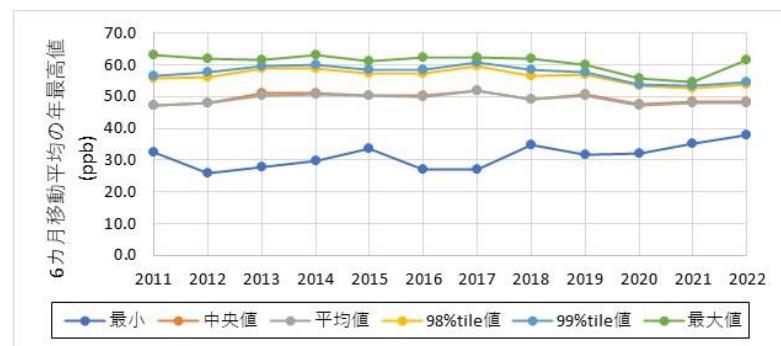


図 126 全測定期の 6 カ月移動平均の年最高値 ppb に係る各種統計量の経年変化(ppb)

長期曝露による呼吸器影響に関して重要な証拠を示していると考えられた疫学研究において用いられた指標として、年平均値、昼間8時間値（10:00-18:00）の年平均値と日最高8時間値の年平均値との統計学的関係性を整理した（図127）。相関係数及び回帰式の経年変化は表42及び表43のとおりである。年平均値、昼間8時間値（10:00-18:00）の年平均値と日最高8時間値の年平均値との相関係数は年度によらずそれぞれ0.7~0.8、0.97~0.98である。回帰式の傾きについても年度変動は大きくなかった。この関係性は各指標の比の分布においても同様であった（表44及び表45）。

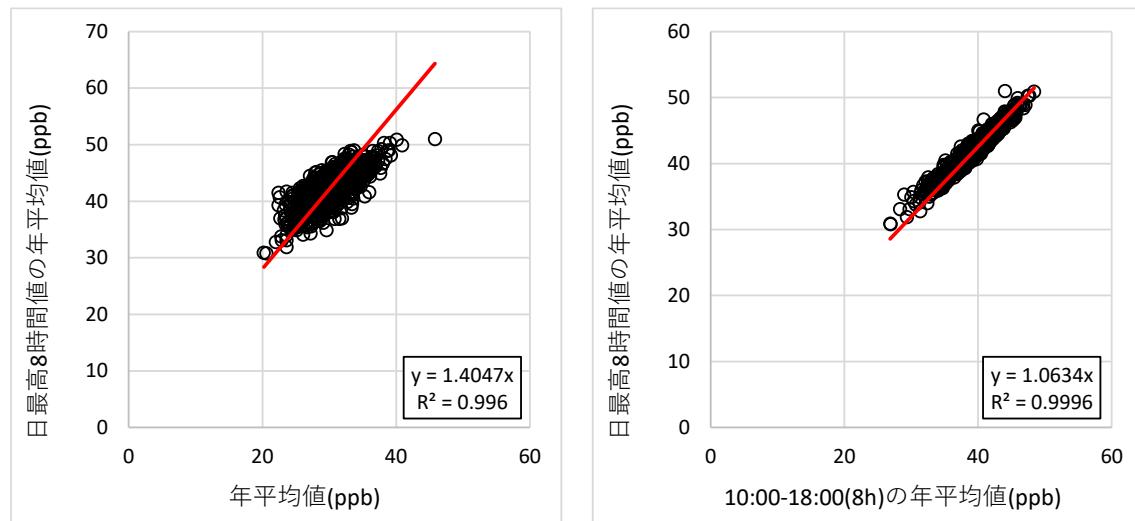


図127 年平均値又は昼間8時間値の年平均値と日最高8時間値の年平均値との関係性
(n (測定局数) =1131、相関係数 (左図から) = (n (測定局数) =1131、相関係数 (左図から) =0.753、0.971))

表42 日最高8時間値の年平均値と各種指標の相関係数の経年変化

指標		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
年平均値	日最高8時間値年平均値	0.771	0.785	0.749	0.774	0.786	0.807	0.780	0.750	0.753	0.748	0.716	0.735
昼間8時間値 (10:00-18:00) の年平均値	日最高8時間値年平均値	0.981	0.979	0.981	0.974	0.971	0.976	0.974	0.971	0.971	0.972	0.972	0.970

表43 日最高8時間値の年平均値と各種指標の回帰式の経年変化
(切片=0とした時の回帰式の傾き)

比較指標		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
年平均値	日最高8時間値年平均値	1.46	1.44	1.44	1.43	1.43	1.42	1.41	1.42	1.40	1.40	1.38	1.40
昼間8時間値 (10:00-18:00) の年平均値	日最高8時間値年平均値	1.07	1.07	1.07	1.06	1.07	1.07	1.06	1.07	1.06	1.06	1.05	1.06

表 44 日最高 8 時間値の年平均値と年平均値の比の分布

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
1 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1 以上 1.1 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.1 以上 1.2 未満	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
1.2 以上 1.3 未満	6%	7%	8%	7%	7%	9%	9%	8%	9%	10%	13%	9%
1.3 以上 1.4 未満	18%	20%	24%	25%	23%	27%	27%	27%	30%	35%	41%	35%
1.4 以上 1.5 未満	30%	35%	36%	38%	40%	41%	42%	42%	44%	39%	34%	40%
1.5 以上 1.6 未満	31%	28%	26%	23%	24%	19%	17%	18%	13%	13%	9%	13%
1.6 以上 1.7 未満	13%	7%	5%	5%	5%	3%	3%	4%	2%	2%	2%	2%
1.7 以上 1.8 未満	2%	1%	1%	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.8 以上 1.9 未満	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.9 以上 2 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2 以上	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

表 45 日最高 8 時間値の年平均値と昼間 8 時間値 (10:00-18:00) の年平均値の比の分布

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
1 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1 以上 1.05 未満	14%	20%	17%	23%	22%	17%	35%	18%	23%	29%	50%	39%
1.05 以上 1.1 未満	75%	70%	75%	69%	69%	73%	59%	73%	70%	66%	47%	57%
1.1 以上 1.15 未満	9%	8%	7%	7%	8%	9%	5%	8%	6%	5%	3%	4%
1.15 以上 1.2 未満	2%	2%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	0%	0%	0%
1.2 以上 1.25 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.25 以上 1.3 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.3 以上 1.35 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.35 以上 1.4 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.4 以上 1.45 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.45 以上 1.5 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
2 以上	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%

3.2. 地域別の長期指標の解析

2019年度について地域別の傾向を、図128～図135、表46～表49に整理した。地域によらず、年平均値と比較して、日最高1時間値の年平均値や日最高8時間値の年平均値の方が6か月移動平均の最高値との相関係数は高い。

98パーセンタイル値、99パーセンタイル値の濃度レベルは、年平均値では地域による差異はほとんどみられないが、日最高1時間値の年平均値、日最高8時間値の年平均値及び6か月移動平均の最高値では北海道、東北が相対的に低い。

【地域別（2019年度）】

年平均値、日最高1時間値の年平均値、日最高8時間値の年平均値と6か月移動平均の年最高値の関連性

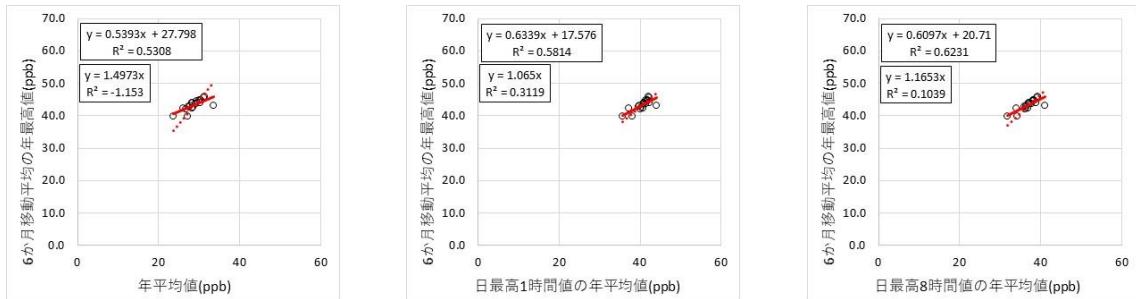


図128 【北海道】(n(測定局数)=20、相関係数(左図から)=0.729、0.763、0.789)

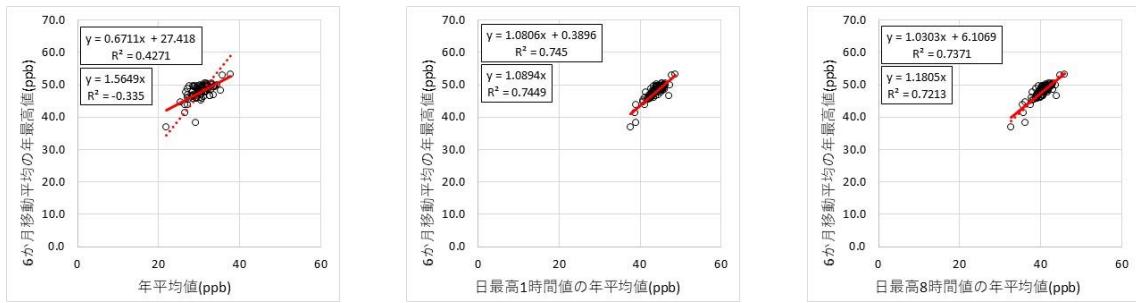


図129 【東北】(n(測定局数)=82、相関係数(左図から)=0.654、0.863、0.859)

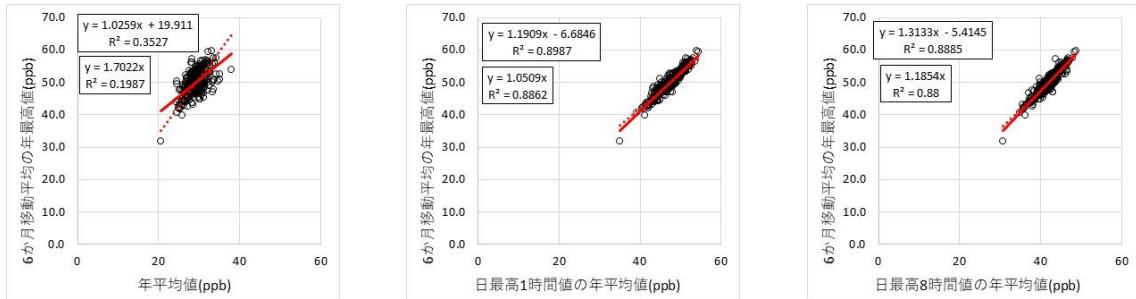


図130 【関東】(n(測定局数)=322、相関係数(左図から)=0.594、0.948、0.943)

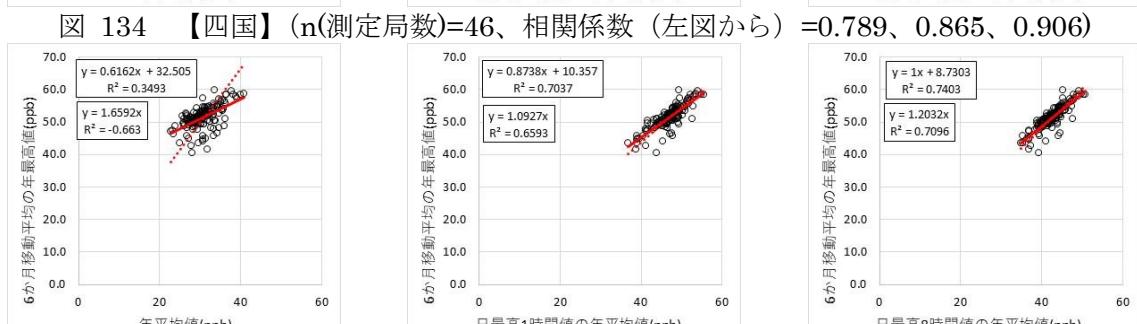
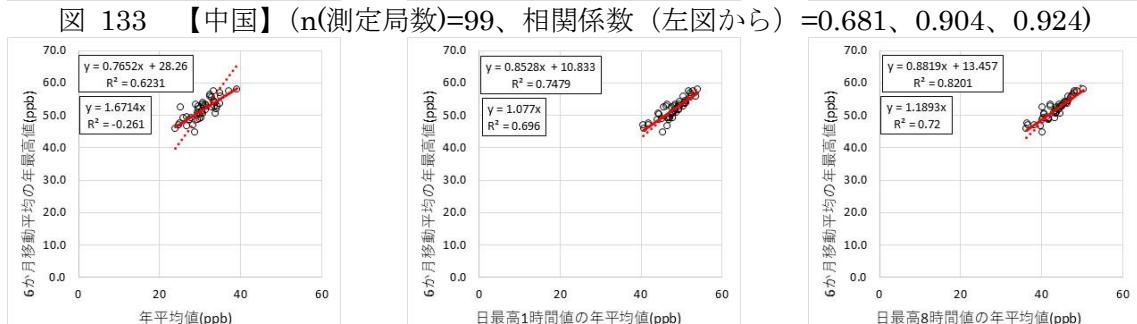
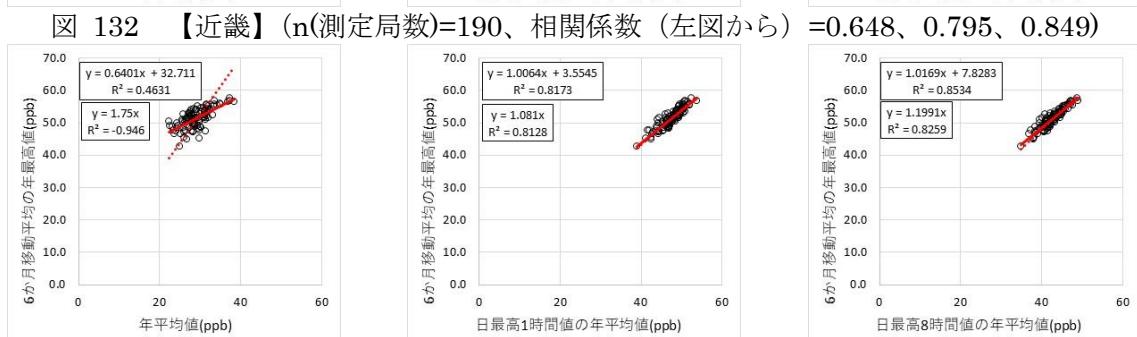
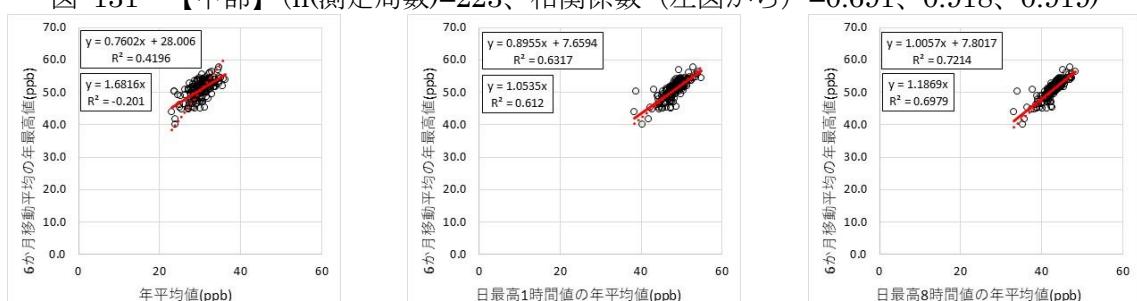
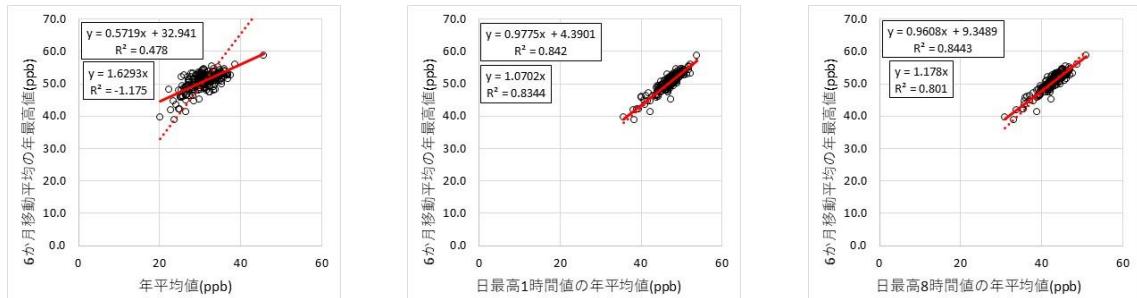


表 46 【2019年度】全測定局の年平均値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	20.2	23.6	22.0	20.6	20.2	22.9	22.4	23.8	22.7
中央値	30.0	28.9	30.6	29.4	30.8	30.2	28.7	30.8	30.5
平均値	30.1	28.9	30.5	29.3	30.8	30.2	29.1	30.8	30.8
98%tile 値	36.4	32.7	35.5	33.9	36.9	34.9	37.3	37.3	38.9
99%tile 値	37.7	33.1	36.1	34.5	37.4	35.5	37.3	38.2	39.7
最大値	45.8	33.5	37.7	38.0	45.8	36.2	38.4	39.1	40.9
分散	8.3	4.4	5.8	4.5	11.4	5.8	10.5	10.8	11.3
標準偏差	2.9	2.1	2.4	2.1	3.4	2.4	3.2	3.3	3.4

表 47 【2019年度】全測定局の日最高1時間値の年平均値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	35.1	35.7	37.6	35.1	35.6	38.3	39.0	40.6	36.8
中央値	47.5	40.9	44.1	47.7	47.6	48.5	47.6	48.2	47.3
平均値	47.2	40.7	43.9	47.6	47.2	48.4	47.5	48.1	47.1
98%tile 値	52.9	43.4	47.6	52.7	51.8	53.5	52.1	53.6	53.5
99%tile 値	53.6	43.7	48.0	53.1	52.1	53.9	52.4	53.8	54.5
最大値	55.6	44.0	48.6	54.5	53.8	54.8	53.7	54.0	55.6
分散	9.6	3.5	3.9	8.4	6.9	6.3	7.5	10.4	11.4
標準偏差	3.1	1.9	2.0	2.9	2.6	2.5	2.7	3.2	3.4

表 48 【2019年度】全測定局の日最高8時間値の年平均値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	30.8	31.9	32.8	30.8	30.9	33.1	34.9	36.2	34.9
中央値	42.6	37.3	40.7	42.3	43.4	43.2	42.7	43.8	42.9
平均値	42.4	37.2	40.5	42.2	42.9	42.9	42.8	43.5	42.8
98%tile 値	47.7	40.5	44.3	46.9	47.0	47.1	47.7	48.9	49.2
99%tile 値	48.8	40.8	45.0	47.0	47.6	47.4	48.9	49.6	50.1
最大値	51.0	41.1	45.9	48.9	51.0	48.3	49.0	50.3	50.9
分散	7.9	4.1	4.3	6.9	7.1	5.7	7.6	10.7	9.1
標準偏差	2.8	2.0	2.1	2.6	2.7	2.4	2.8	3.3	3.0

表 49 【2019年度】全測定局の6か月移動平均の最高値に係る各種統計量(ppb)

統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
最小	31.8	39.9	36.9	31.8	38.9	40.2	42.6	44.8	40.6
中央値	50.7	43.7	48.3	49.9	51.1	51.5	51.5	52.2	51.6
平均値	50.4	43.4	47.9	50.0	50.5	51.0	51.3	51.9	51.5
98%tile 値	56.9	45.7	51.3	56.6	54.6	55.8	56.8	57.5	58.5
99%tile 値	57.9	45.7	52.9	57.3	55.4	56.5	56.8	57.7	59.2
最大値	59.9	45.8	53.1	59.7	58.8	57.8	57.5	57.9	59.9
分散	11.8	2.4	6.1	13.3	7.8	8.0	9.3	10.2	12.3
標準偏差	3.4	1.6	2.5	3.6	2.8	2.8	3.0	3.2	3.5

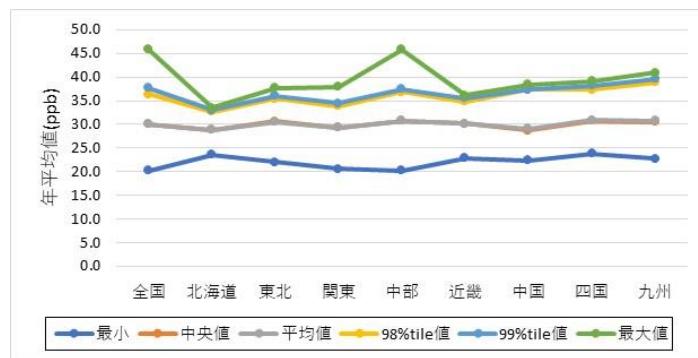


図 136 【2019 年度】地域別全測定期の年平均値に係る各種統計量(ppb)

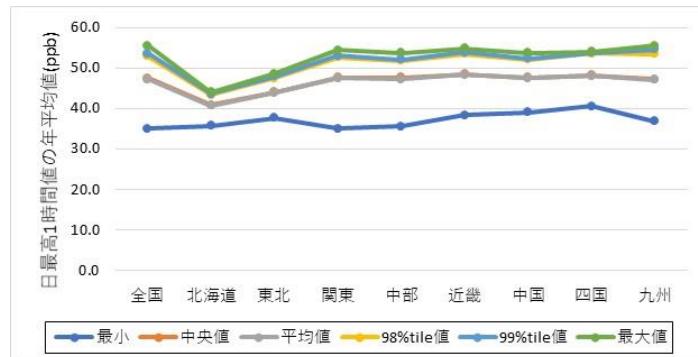


図 137 【2019 年度】地域別全測定期の日最高 1 時間値の年平均値に係る各種統計量 (ppb)

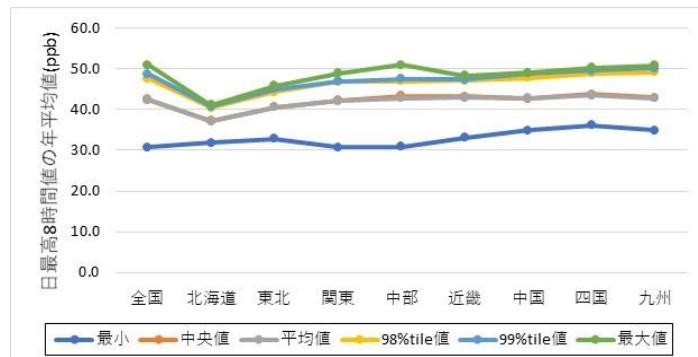


図 138 【2019 年度】地域別全測定期の日最高 8 時間値の年平均値に係る各種統計量 (ppb)

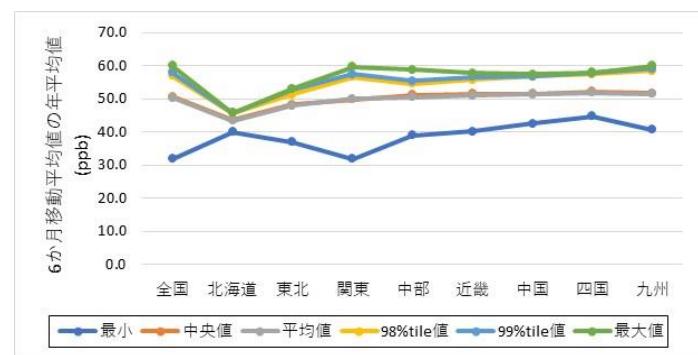


図 139 【2019 年度】地域別全測定期の 6 か月移動平均の年最高値に係る各種統計量 (ppb)

4. 短期曝露指標と長期曝露指標の関連性の解析

2.で整理した短期曝露指標と3.で整理した長期曝露指標との関係性（2019年度）を整理した。ここでは、全測定局及び地域別に日最高8時間値の年間99パーセンタイル値と日最高8時間値の年平均値の関連性を整理した（図140～図148）。

【全国又は地域別(2019年度)】

日最高8時間値の99パーセンタイル値及び日最高8時間値の年平均値の関連性

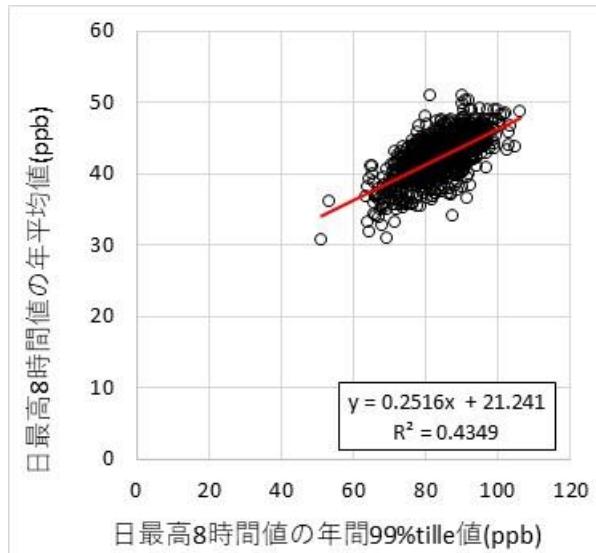


図140 【全国】(測定局数=1131, 相関係数=0.659)

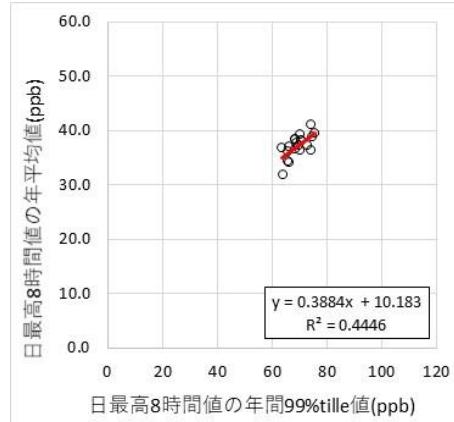


図141 【北海道】(測定局数=20, 相関係数=0.667)

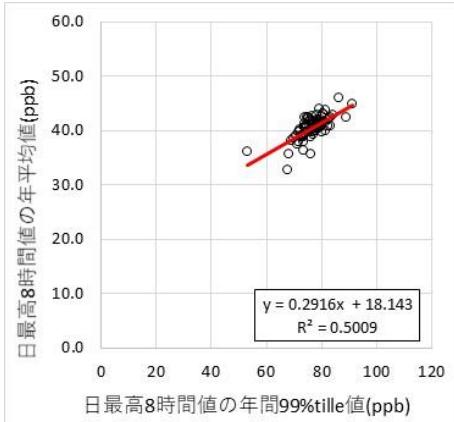


図142 【東北】(測定局数=82, 相関係数=0.708)

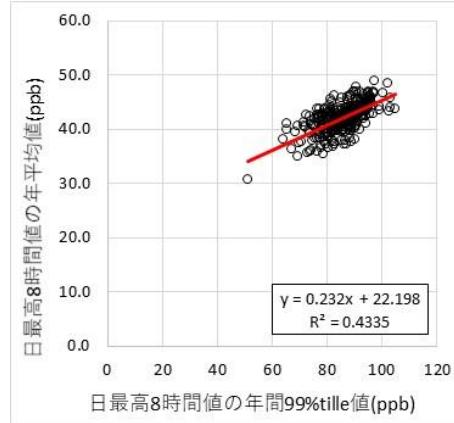


図143 【関東】(測定局数=322, 相関係数=0.658)

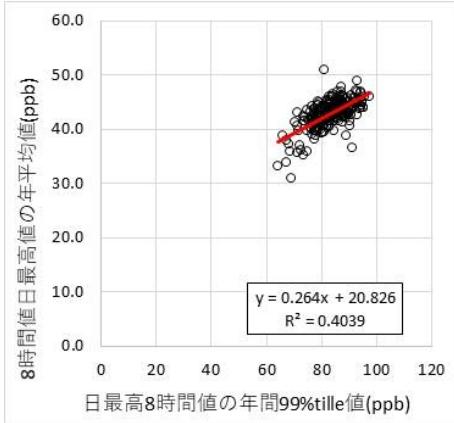


図144 【中部】(測定局数=223, 相関係数=0.636)

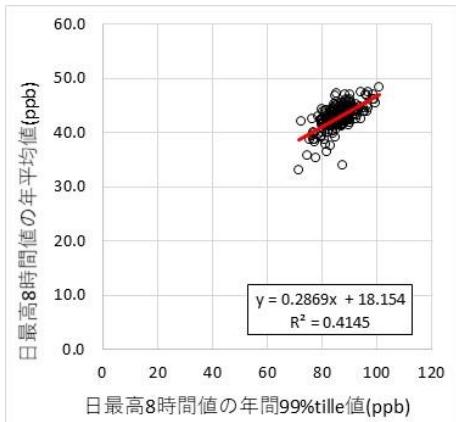


図 145 【近畿】(測定局数=190, 相関係数=0.644)

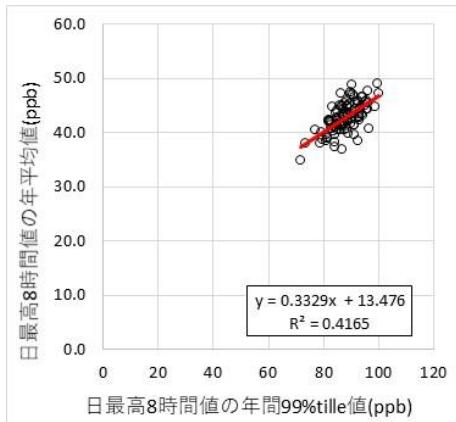


図 146 【中国】(測定局数=99, 相関係数=0.645)

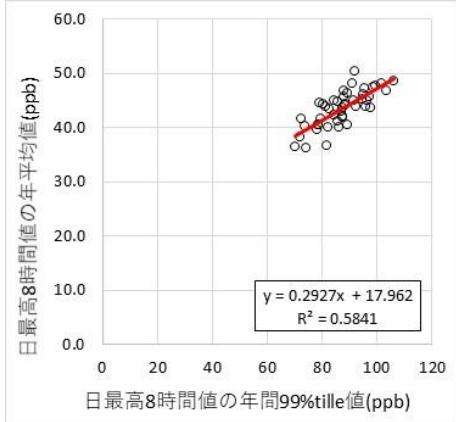


図 147 【四国】(測定局数=46, 相関係数=0.764)

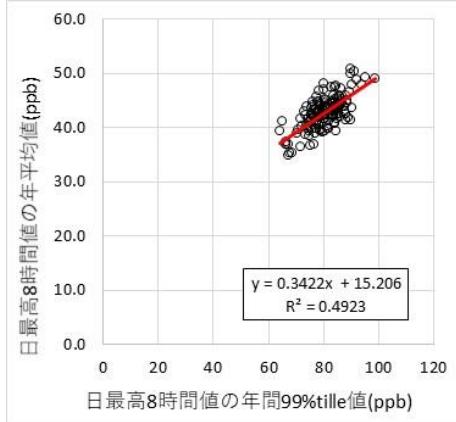


図 148 【九州】(測定局数=149, 相関係数=0.702)

なお、短期曝露指標及び長期曝露指標の相関係数及び回帰式の経年変化は表 50 及び表 51 のとおりである。

表 50 日最高 8 時間値の 99 パーセンタイル値及び
日最高 8 時間値の年平均値の相関係数の経年変化

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
相関係数	0.690	0.615	0.633	0.634	0.559	0.706	0.674	0.561	0.659	0.654	0.646	0.629

表 51 日最高 8 時間値の 99 パーセンタイル値及び
日最高 8 時間値の年平均値の回帰式※の経年変化

回帰式	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
傾き a	0.303	0.301	0.220	0.250	0.227	0.344	0.321	0.251	0.252	0.294	0.269	0.296
切片 b	16	19	25	22	25	16	17	23	21	20	23	19

※説明変数を「日最高 8 時間値の 99 パーセンタイル値」とし、従属変数を「日最高 8 時間値の年平均値」とした回帰式

5. 植物影響評価の曝露指標と健康影響評価の曝露指標の関連性の解析

植物影響評価の指標として検討している日中 7 時間値(9:00-16:00)の 4 か月(6-9 月)又は日中 12 時間値(6:00-18:00)の 6 か月(4-9 月)平均値と人健康影響に関する長期曝露指標である日最高 8 時間値年平均値との関連性（相関係数、回帰式及び比）について整理した（表 52～表 56 及び図 149）。また、これらの指標の統計量及びその経年変化を整理した（表 57～表 58、図 150～図 151）。

表 52 日最高 8 時間値年平均値と各種指標の相関関係の経年変化

指標	年度／相関係数											
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
日中 7 時間値の 4 か月平均値	0.744	0.719	0.745	0.662	0.712	0.795	0.734	0.727	0.660	0.690	0.651	0.670
日中 12 時間値の 6 か月平均値	0.895	0.868	0.886	0.842	0.851	0.895	0.892	0.813	0.824	0.851	0.783	0.812

表 53 日最高 8 時間値の年平均値及び日中 7 時間値の 4 か月平均値の回帰式

回帰式	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
傾き a	1.27	1.15	1.35	1.12	1.04	1.10	1.05	1.12	1.16	1.04	1.04	1.06
切片 b	-14.24	-9.99	-15.45	-7.12	-4.25	-7.99	-4.24	-10.32	-10.70	-6.54	-6.42	-7.72

※説明変数を「日最高 8 時間値の年平均値」とし、従属変数を「日中 7 時間値の 4 か月平均値」とした回帰式

表 54 日最高 8 時間値の年平均値及び日中 12 時間値の 6 か月平均値の回帰式

回帰式	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
傾き a	1.11	0.99	1.08	1.09	1.02	0.99	1.00	0.96	1.03	0.90	0.89	0.97
切片 b	-7.90	-3.74	-5.91	-6.35	-4.38	-3.64	-2.69	-3.26	-4.49	-0.68	-0.65	-3.39

※説明変数を「日最高 8 時間値の年平均値」とし、従属変数を「日中 12 時間値の 6 か月平均値」とした回帰式

表 55 日最高 8 時間値の年平均値及び日中 7 時間値の 4 か月平均値の比の分布

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0.5 未満	1%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	1%	0%	0%
0.5 以上 0.6 未満	1%	0%	0%	0%	1%	0%	0%	1%	1%	0%	1%	0%
0.6 以上 0.7 未満	2%	2%	1%	1%	0%	1%	0%	1%	1%	1%	1%	1%
0.7 以上 0.8 未満	11%	10%	5%	5%	3%	5%	1%	13%	9%	10%	10%	12%
0.8 以上 0.9 未満	30%	29%	16%	20%	24%	34%	22%	47%	31%	42%	36%	45%
0.9 以上 1 未満	39%	44%	26%	46%	51%	51%	46%	34%	42%	43%	45%	35%
1 以上 1.1 未満	11%	11%	38%	20%	20%	8%	30%	4%	16%	3%	7%	6%
1.1 以上 1.2 未満	5%	3%	14%	7%	1%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	0%
1.2 以上 1.3 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.3 以上 1.4 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.4 以上 1.5 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.5 以上	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
平均値	0.91	0.91	0.98	0.95	0.94	0.91	0.96	0.87	0.91	0.88	0.89	0.88

表 56 日最高 8 時間値の年平均値及び日中 12 時間値の 6 か月平均値の比の分布

	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
0.5 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
0.5 以上 0.6 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
0.6 以上 0.7 未満	0%	0%	0%	1%	0%	1%	0%	1%	0%	0%	1%	1%
0.7 以上 0.8 未満	3%	3%	1%	2%	2%	2%	1%	6%	1%	3%	6%	4%
0.8 以上 0.9 未満	38%	39%	18%	18%	28%	39%	12%	55%	21%	53%	60%	54%
0.9 以上 1 未満	58%	56%	72%	70%	69%	58%	84%	38%	76%	43%	34%	42%
1 以上 1.1 未満	1%	2%	8%	9%	1%	0%	2%	0%	2%	0%	0%	0%
1.1 以上 1.2 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.2 以上 1.3 未満	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
1.3 以上	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
平均値	0.91	0.90	0.94	0.94	0.92	0.90	0.94	0.88	0.93	0.89	0.88	0.88

【全測定局（2019 年度）】
植物影響評価の指標と日最高 8 時間値の年平均値の関係性

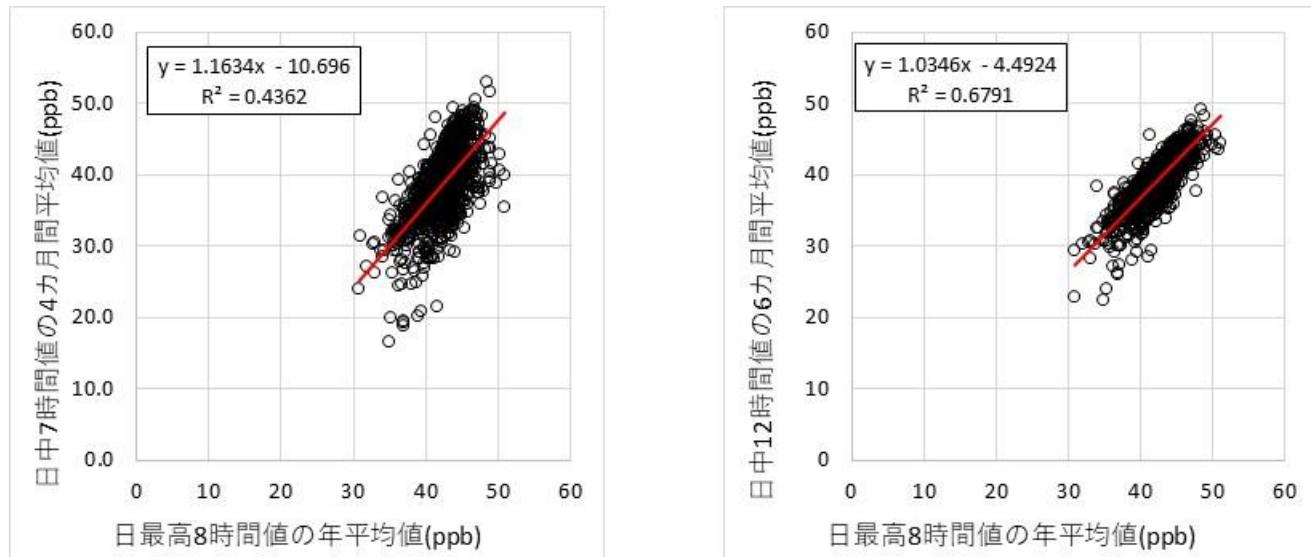


図 149 【植物影響評価の指標と日最高 8 時間値年平均値】

(n (測定局数) =1131、相関係数 (左図から) =0.66、0.824)

【全測定局（2011～2022 年度）】各種統計量の経年変化

表 57 全測定局の日中 7 時間値の 4 か月平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	10	9	13	13	16	17	17	18	17	14	16	16
中央値	36	38	43	41	41	40	43	38	39	38	39	37
平均値	36	38	42	41	41	39	42	38	39	37	38	37
98%tile 値	49	51	54	53	50	48	51	47	48	45	46	45
99%tile 値	51	53	55	54	51	50	52	48	49	45	47	46
最大値	61	58	57	57	56	53	56	51	54	51	49	50
標準偏差	6	6	7	6	5	5	5	5	5	5	4	4

表 58 全測定局の日中 12 時間値の 6 か月平均値に係る各種統計量の経年変化(ppb)

年度	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
最小	14	18	17	13	20	21	21	21	22	23	18	19
中央値	36	38	41	41	40	39	42	38	40	37	38	38
平均値	36	38	40	40	40	39	41	38	39	37	38	37
98%tile 値	43	46	47	48	47	46	48	44	45	42	43	43
99%tile 値	44	46	48	48	48	47	49	45	46	43	43	43
最大値	51	50	51	53	52	50	51	49	49	46	44	46
標準偏差	19	18	21	18	15	16	14	13	13	10	9	10

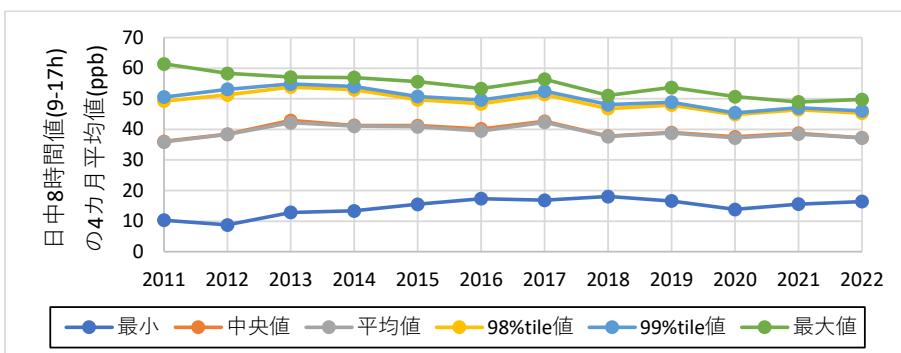


図 150 全測定局の日中 7 時間値の 4 か月平均値に係る各種統計量の経年変化

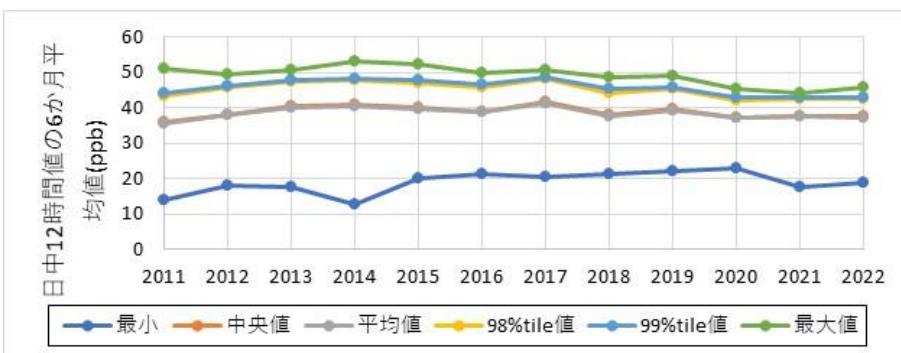


図 151 全測定局の日中 12 時間値の 6 か月平均値に係る各種統計量の経年変化

また、イネの収量に対するオゾンの影響を報告している文献を用いた解析では日中 7 時間値(9:00-16:00 又は 10:00-17:00)又は日中 8 時間値(9:00-17:00)の数か月平均値（主に 6-9 月の 4 か月平均値）が用いられている。そこで、算定対象時間が異なる 3 つの指標の関連性を整理した（図 152、表 59）。これらの指標については年度によらず概ね一致することが確認された。

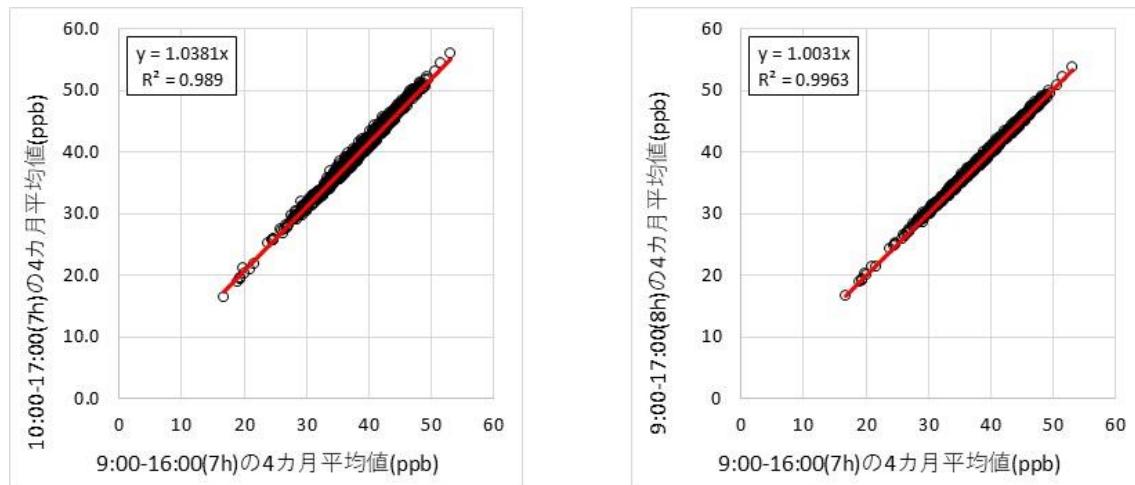


図 152 日中平均濃度の算定対象時間等による変動（2019 年度）

表 59 日中 7 時間値(9:00-16:00)と日中 7 時間値(10:00-17:00)及び
日中 8 時間値(9:00-17:00)の年度別の相関関係

比較指標		年度／相関係数											
		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
日中 7 時間 値(9:00- 16:00)	日中 7 時間 値(10:00- 17:00)	0.995	0.995	0.996	0.994	0.992	0.994	0.994	0.995	0.995	0.995	0.992	0.993
	日中 8 時間 値(9:00- 17:00)	0.998	0.998	0.999	0.998	0.997	0.998	0.998	0.998	0.998	0.998	0.997	0.998

6. 参考資料

6.1. 短期曝露指標に係る年度別・地域別・各種統計量

表 60 全測定期の日別・日最高1時間値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	1.0	7.0	1.0	1.0	1.0	2.0	4.0	1.0	1.0
	中央値	42.0	36.0	40.0	41.0	43.0	42.0	42.0	41.0	41.0
	平均値	44.8	37.6	42.9	45.3	45.9	44.9	44.8	43.9	42.8
	98%tile 値	87.0	61.0	77.0	99.0	85.0	85.0	82.8	81.0	81.0
	99%tile 値	96.0	67.0	82.0	111.0	91.0	91.4	88.0	86.0	86.0
	最大値	195.0	96.0	110.0	165.0	195.0	159.0	142.0	108.0	133.0
	標準偏差	17.5	10.6	13.6	19.9	16.6	17.3	15.8	16.4	16.6
2012	最小	1.0	8.0	2.0	1.0	1.0	1.0	2.0	6.0	2.0
	中央値	45.0	37.0	43.0	44.0	47.0	46.0	46.0	45.0	45.0
	平均値	47.5	37.5	44.3	47.3	48.5	48.6	48.6	47.1	46.3
	98%tile 値	88.0	59.0	70.0	96.0	84.0	91.0	86.0	84.0	83.0
	99%tile 値	96.0	61.0	74.0	106.0	89.0	98.0	91.0	88.0	89.0
	最大値	213.0	75.0	189.0	213.0	141.0	141.0	200.0	107.0	182.0
	標準偏差	16.9	9.7	11.2	19.1	15.3	17.4	15.9	16.0	16.2
2013	最小	1.0	5.0	1.0	1.0	1.0	3.0	2.0	6.0	2.0
	中央値	45.0	36.0	41.0	44.0	46.0	47.0	46.0	45.0	44.0
	平均値	47.9	36.9	42.3	48.6	48.3	50.1	49.5	47.9	45.7
	98%tile 値	92.0	59.0	70.0	104.0	87.0	96.0	91.0	87.0	82.0
	99%tile 値	102.0	64.0	75.0	119.0	93.0	103.0	97.0	93.0	87.0
	最大値	197.0	78.0	125.0	197.0	149.0	149.0	141.0	119.0	120.0
	標準偏差	17.8	9.4	12.1	20.2	16.1	18.7	17.1	16.5	16.1
2014	最小	1.0	4.0	6.0	1.0	1.0	2.0	3.0	5.0	2.0
	中央値	45.0	39.0	43.0	45.0	46.0	46.0	46.0	46.0	46.0
	平均値	48.4	40.6	45.7	49.3	48.7	48.7	48.7	48.3	47.2
	98%tile 値	91.0	70.0	80.0	104.0	88.0	90.0	88.0	86.0	84.0
	99%tile 値	100.0	78.0	85.0	115.0	93.0	98.0	93.0	92.0	90.0
	最大値	173.0	97.0	112.0	173.0	156.0	154.0	127.0	119.0	119.0
	標準偏差	17.4	11.1	12.9	20.2	16.0	17.5	16.3	16.1	16.0
2015	最小	1.0	7.0	7.0	2.0	2.0	3.0	2.0	3.0	1.0
	中央値	46.0	38.0	43.0	44.0	46.0	46.0	46.0	48.0	46.0
	平均値	48.8	39.0	46.0	49.0	48.9	50.2	49.5	50.0	47.7
	98%tile 値	93.0	64.5	81.0	106.0	87.0	97.0	91.0	90.0	83.0
	99%tile 値	103.0	70.0	86.0	117.0	93.0	105.0	98.0	96.0	88.0
	最大値	201.0	87.0	136.0	201.0	144.0	154.0	170.0	126.0	133.0
	標準偏差	17.6	10.0	13.4	20.3	15.8	18.3	17.0	16.4	15.4
2016	最小	1.0	6.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	4.0	3.0
	中央値	46.0	38.0	43.0	44.0	46.0	46.0	47.0	49.0	47.0
	平均値	48.0	38.7	44.3	47.0	48.8	49.6	49.6	50.6	48.2
	98%tile 値	88.0	63.0	70.0	91.0	86.0	92.0	93.0	88.0	85.0
	99%tile 値	96.0	67.0	74.0	100.0	91.0	99.0	100.0	95.0	90.0
	最大値	161.0	79.0	120.0	161.0	132.0	146.0	154.0	125.0	125.0
	標準偏差	16.3	10.2	11.6	17.2	15.0	17.3	17.1	15.8	15.9
2017	最小	1.0	8.0	8.0	3.0	1.0	1.0	1.0	7.0	1.0
	中央値	46.0	39.0	44.0	45.0	46.0	47.0	47.0	48.0	47.0
	平均値	49.1	40.9	45.9	49.3	48.9	50.1	50.3	51.5	49.4
	98%tile 値	92.0	70.0	81.0	101.0	87.0	92.0	92.0	91.0	87.0
	99%tile 値	100.0	75.0	88.0	113.0	94.0	98.0	97.0	96.0	93.0
	最大値	208.0	90.0	127.0	208.0	139.0	148.0	139.0	126.0	124.0
	標準偏差	17.2	10.7	13.2	19.3	15.6	17.4	17.2	16.3	16.5
2018	最小	1.0	1.0	5.0	2.0	3.0	1.0	2.0	6.0	3.0
	中央値	46.0	38.0	43.0	45.0	46.0	46.0	46.0	48.0	48.0
	平均値	47.9	40.6	45.2	48.4	47.8	48.4	48.2	49.3	48.3

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2019	98%tile 値	90.0	73.0	78.0	99.0	85.0	92.0	88.7	84.0	81.0
	99%tile 値	99.0	78.0	84.0	108.0	91.0	100.0	96.0	91.0	88.0
	最大値	209.0	91.0	107.0	209.0	159.0	169.0	171.0	119.0	120.0
	標準偏差	16.7	11.8	12.7	19.1	15.3	17.1	16.3	15.2	15.2
2020	最小	1.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	1.0
	中央値	45.0	38.0	42.0	44.0	45.0	45.0	45.0	47.0	46.0
	平均値	47.3	40.7	44.0	47.7	47.3	48.4	47.5	48.2	47.2
	98%tile 値	91.0	69.0	75.0	98.0	87.0	94.0	91.0	90.0	84.0
	99%tile 値	101.0	75.0	85.0	107.0	97.0	104.0	103.0	100.0	92.0
	最大値	201.0	112.0	121.0	201.0	144.0	157.0	148.0	138.0	152.0
	標準偏差	16.7	11.2	12.3	18.1	15.5	17.6	17.3	16.8	16.2
2021	最小	1.0	12.0	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	5.0	1.0
	中央値	45.0	38.0	41.0	44.0	45.0	46.0	45.0	47.0	46.0
	平均値	46.5	39.1	42.5	46.2	46.3	48.1	47.5	48.6	47.3
	98%tile 値	84.0	60.0	69.1	90.0	80.0	87.0	83.0	81.0	80.0
	99%tile 値	91.0	65.0	74.0	100.0	85.0	93.0	88.0	86.0	86.0
	最大値	199.0	79.0	99.0	199.0	131.0	143.0	132.0	117.0	126.0
	標準偏差	15.2	9.1	11.2	16.9	14.0	15.8	14.5	14.0	14.7
2022	最小	2.0	10.0	7.0	2.0	2.0	6.0	4.0	3.0	4.0
	中央値	45.0	39.0	42.0	44.0	45.0	45.0	46.0	46.0	46.0
	平均値	46.9	40.3	44.0	47.7	47.4	48.5	48.2	48.3	47.8
	98%tile 値	84.0	66.0	74.0	92.0	81.0	85.0	81.0	80.0	80.0
	99%tile 値	91.0	70.0	79.0	104.0	86.0	91.0	87.0	85.0	85.0
	最大値	195.0	84.0	106.0	195.0	129.0	137.0	148.0	118.0	117.0
	標準偏差	15.2	10.4	11.5	17.3	14.0	15.4	14.4	14.6	14.5

表 61 全測定期の日別・日最高8時間値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	0.1	2.8	0.6	0.1	0.4	1.3	2.5	0.6	1.0
	中央値	37.3	32.9	37.0	36.5	38.8	37.1	37.9	37.3	36.9
	平均値	39.3	33.7	38.8	39.0	40.8	39.1	39.6	38.9	38.3
	98%tile 値	74.9	56.5	68.5	78.9	75.3	72.5	72.6	71.4	74.4
	99%tile 値	80.5	61.5	74.0	86.3	80.0	76.5	77.7	76.8	79.8
	最大値	124.6	84.0	101.0	124.6	115.9	123.5	118.0	97.5	109.0
	標準偏差	15.5	10.6	12.9	16.7	15.3	15.0	14.4	14.8	15.7
2012	最小	0.4	5.8	3.3	0.4	1.0	0.6	1.6	5.3	1.1
	中央値	40.9	33.3	39.5	39.8	42.6	41.5	41.9	40.4	41.1
	平均値	42.0	33.9	40.2	41.0	43.5	42.5	43.2	41.8	41.6
	98%tile 値	75.6	53.1	63.4	78.1	74.1	76.9	76.1	75.3	75.0
	99%tile 値	80.6	55.7	66.4	84.0	77.6	82.4	80.4	78.6	80.5
	最大値	145.3	70.4	89.8	145.3	109.3	112.1	122.8	93.3	112.1
	標準偏差	14.9	9.4	10.7	16.0	14.0	15.2	14.5	14.7	15.2
2013	最小	0.3	3.3	0.6	0.3	0.4	1.8	1.9	3.8	1.5
	中央値	40.4	32.8	37.4	39.9	41.9	42.0	41.9	39.8	39.9
	平均値	42.5	33.4	38.5	42.3	43.3	44.0	44.1	42.6	41.3
	98%tile 値	78.4	55.0	64.9	83.0	75.3	81.0	80.5	77.1	75.8
	99%tile 値	84.9	59.0	68.4	93.4	80.0	86.5	85.0	81.4	80.8
	最大値	158.8	76.0	90.0	158.8	125.5	117.3	113.8	98.3	104.9
	標準偏差	15.5	9.2	11.7	16.6	14.5	16.0	15.4	14.7	15.1

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2014	最小	0.3	3.4	4.6	0.3	0.5	2.1	3.5	2.9	2.0
	中央値	41.1	35.6	40.0	40.4	42.0	41.5	41.8	41.8	41.9
	平均値	43.1	37.0	41.7	43.0	43.8	43.3	43.5	43.3	42.6
	98%tile 値	79.1	66.2	72.6	84.3	78.0	78.4	78.1	76.6	76.8
	99%tile 値	85.6	71.9	77.7	93.4	83.5	84.3	83.1	81.5	82.1
	最大値	137.6	86.3	97.1	137.6	130.5	131.6	105.8	101.9	107.5
	標準偏差	15.5	10.8	12.3	16.8	14.9	15.6	14.9	14.8	15.1
2015	最小	0.8	4.5	3.8	1.9	1.3	2.3	0.8	1.0	1.0
	中央値	41.4	34.5	40.5	39.9	42.5	42.3	42.1	43.1	42.3
	平均値	43.4	35.4	42.2	42.6	44.1	44.5	44.1	44.6	43.0
	98%tile 値	80.1	58.8	74.5	83.5	78.4	82.1	80.5	79.5	75.9
	99%tile 値	85.6	63.4	79.3	90.6	82.6	88.7	85.5	83.5	80.1
	最大値	141.9	80.5	104.3	141.9	117.3	121.0	116.8	106.6	106.8
	標準偏差	15.3	9.7	12.5	16.4	14.5	15.9	15.2	14.8	14.5
2016	最小	0.1	4.3	1.9	0.3	1.0	0.1	2.0	2.3	1.8
	中央値	41.6	34.6	40.1	40.1	42.6	42.1	42.6	44.5	43.3
	平均値	43.0	35.2	40.7	41.5	44.3	43.9	44.4	45.6	43.6
	98%tile 値	76.5	58.1	64.8	75.6	75.8	78.8	80.9	78.6	77.3
	99%tile 値	81.5	61.6	68.1	80.5	79.8	83.5	85.9	83.6	82.6
	最大値	135.5	70.5	97.0	135.5	114.6	110.8	111.3	103.8	109.5
	標準偏差	14.5	10.0	11.3	14.8	13.8	15.0	15.3	14.6	15.0
2017	最小	0.4	6.9	5.3	3.1	0.4	0.4	1.0	5.6	3.6
	中央値	42.0	36.3	40.8	41.1	42.5	42.3	42.9	44.0	43.3
	平均値	44.0	37.2	42.1	43.3	44.2	44.6	45.1	46.5	44.9
	98%tile 値	80.3	63.8	74.3	82.1	78.5	80.0	82.0	81.4	80.5
	99%tile 値	86.1	69.5	81.0	89.0	84.9	84.9	87.4	86.6	85.3
	最大値	132.9	87.5	106.4	132.9	110.3	118.5	116.8	116.6	115.1
	標準偏差	15.2	10.5	12.6	16.1	14.4	15.4	15.6	15.1	15.6
2018	最小	0.9	1.0	3.4	1.6	1.8	0.9	3.1	4.3	2.1
	中央値	41.4	35.0	40.0	40.4	41.6	41.3	41.6	43.9	44.0
	平均値	42.9	37.0	41.5	42.7	43.1	42.9	43.1	44.3	43.8
	98%tile 値	77.4	67.6	72.5	81.1	75.1	78.4	77.5	74.8	74.0
	99%tile 値	82.5	74.1	77.3	86.6	79.3	83.6	82.4	78.9	78.5
	最大値	152.6	87.9	92.8	152.6	125.9	130.6	122.8	109.0	106.9
	標準偏差	14.7	11.6	12.2	16.1	14.0	14.9	14.4	13.8	14.1
2019	最小	0.5	1.9	2.4	2.0	0.5	0.8	3.4	4.1	0.5
	中央値	40.8	35.3	39.1	40.0	41.3	41.1	41.1	42.8	42.4
	平均値	42.4	37.2	40.5	42.2	42.9	42.9	42.8	43.6	42.8
	98%tile 値	78.5	63.6	69.8	81.0	76.2	79.9	81.3	80.9	76.4
	99%tile 値	87.1	70.7	78.3	89.0	85.5	88.0	91.0	90.1	82.9
	最大値	134.5	106.5	104.8	133.3	118.6	131.0	125.1	124.4	134.5
	標準偏差	14.8	10.8	11.8	15.2	14.2	15.3	15.7	15.6	15.3
2020	最小	0.6	5.8	3.5	0.9	0.9	0.6	2.3	3.7	1.0
	中央値	40.6	34.9	38.3	39.3	40.9	41.5	41.4	42.9	42.8
	平均値	41.8	35.9	39.3	40.8	42.0	43.0	42.9	43.9	43.2
	98%tile 値	72.4	56.9	64.3	73.6	70.4	74.5	73.3	73.0	73.4
	99%tile 値	77.1	60.5	68.0	79.6	74.0	79.3	77.3	77.3	77.9
	最大値	123.0	77.0	84.1	123.0	96.4	116.3	110.0	94.1	117.8
	標準偏差	13.4	8.9	10.9	14.2	12.7	13.6	13.1	13.0	13.8
2021	最小	2.4	4.3	3.0	4.3	3.3	3.3	2.4	3.6	2.9
	中央値	42.0	36.3	40.5	41.1	42.5	42.4	42.4	42.9	43.6
	平均値	42.8	37.0	40.6	42.4	43.2	43.4	43.4	43.6	43.7
	98%tile 値	71.0	56.9	62.1	71.8	68.6	72.8	72.1	71.3	73.1
	99%tile 値	76.1	59.5	65.8	77.8	74.0	78.0	77.1	75.1	77.1
	最大値	132.1	71.3	81.6	132.1	112.5	107.5	100.5	96.0	102.5
	標準偏差	12.4	9.2	9.9	13.0	11.7	12.5	12.4	12.2	13.5
2022	最小	0.3	6.0	5.5	1.8	0.3	2.9	2.3	2.3	3.8

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
	中央値	40.8	35.5	38.9	40.0	40.9	41.0	41.4	41.6	42.6
	平均値	42.1	37.4	40.3	41.5	42.4	42.8	43.1	42.7	42.9
	98%tile 値	73.6	61.4	69.0	75.5	72.3	75.4	74.3	74.1	72.3
	99%tile 値	78.1	65.9	73.4	81.9	75.9	79.6	78.1	78.3	76.5
	最大値	133.3	80.5	94.1	133.3	104.3	108.4	105.5	102.8	100.1
	標準偏差	13.4	10.1	11.1	14.3	12.7	13.6	13.1	13.4	13.6

表 62 全測定局の日別・日平均値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	0.0	2.4	0.2	0.0	0.1	0.5	0.8	0.3	0.3
	中央値	25.7	24.6	27.0	24.3	27.5	25.7	24.7	26.4	25.9
	平均値	26.7	25.4	28.1	25.5	28.2	26.2	25.7	27.0	27.2
	98%tile 値	53.3	47.2	53.2	52.4	54.6	50.8	51.6	53.6	57.1
	99%tile 値	56.7	51.0	56.1	55.3	58.0	53.5	55.4	56.8	61.3
	最大値	85.5	71.1	75.0	79.9	79.3	71.7	78.3	71.6	85.5
	標準偏差	12.2	101.6	128.8	154.2	154.1	132.8	128.2	137.8	173.1
2012	最小	0.0	3.1	1.5	0.0	0.4	0.3	0.6	2.7	0.1
	中央値	28.6	25.5	29.4	26.9	30.3	28.8	28.0	28.8	29.3
	平均値	28.9	25.9	29.7	27.4	30.6	29.0	28.5	29.1	29.6
	98%tile 値	53.8	45.1	49.8	52.9	54.6	53.7	53.5	55.0	57.2
	99%tile 値	57.1	47.4	52.2	55.7	57.9	56.6	56.9	59.2	62.1
	最大値	97.0	55.6	65.5	81.9	81.5	74.3	82.6	70.0	97.0
	標準偏差	11.9	84.2	104.0	151.4	134.1	144.5	131.3	132.5	158.8
2013	最小	0.1	1.9	0.2	0.1	0.1	0.7	0.3	1.8	0.7
	中央値	28.7	24.6	27.8	27.6	30.3	29.8	28.0	28.7	28.6
	平均値	29.4	25.4	28.7	28.5	30.6	30.2	29.0	29.7	29.4
	98%tile 値	55.0	46.1	52.5	54.6	54.8	55.1	55.0	55.0	57.3
	99%tile 値	58.2	49.2	54.9	58.3	57.5	57.7	58.5	57.9	61.5
	最大値	90.1	67.7	69.8	90.1	76.8	75.5	84.4	70.9	87.5
	標準偏差	11.9	80.5	117.9	150.1	134.6	141.3	134.2	116.8	150.4
2014	最小	0.0	2.2	2.0	0.0	0.2	0.8	1.0	1.0	0.8
	中央値	29.5	27.4	30.3	28.6	30.6	29.8	28.3	30.0	30.1
	平均値	29.9	28.3	31.0	29.1	31.0	30.0	28.9	30.1	30.4
	98%tile 値	56.0	51.2	55.8	55.2	57.4	55.8	55.2	55.2	57.2
	99%tile 値	59.8	57.9	60.0	58.4	61.4	59.3	59.2	58.6	61.3
	最大値	88.3	74.1	80.4	86.3	82.8	83.2	81.3	77.0	88.3
	標準偏差	12.0	99.5	118.4	149.7	148.0	145.1	135.3	132.9	152.0
2015	最小	0.2	3.1	1.3	0.5	0.2	0.8	0.3	0.5	0.3
	中央値	29.6	26.2	30.9	27.9	30.6	30.3	28.5	31.2	30.3
	平均値	30.1	27.0	31.4	28.8	31.2	30.6	29.2	31.4	30.6
	98%tile 値	56.5	47.8	56.2	55.5	58.6	56.8	54.6	56.6	56.6
	99%tile 値	60.4	52.0	60.8	58.9	62.4	60.2	58.6	59.5	61.6
	最大値	94.1	72.3	88.0	94.1	89.5	80.1	77.1	73.6	87.4
	標準偏差	11.8	87.4	116.0	142.0	141.9	143.0	127.4	129.6	140.2
2016	最小	0.0	3.0	0.6	0.1	0.3	0.0	0.1	1.3	0.6
	中央値	29.9	26.7	30.7	28.0	31.4	30.3	29.1	32.5	30.6
	平均値	30.2	27.2	30.8	28.5	31.8	30.5	29.8	32.4	31.1
	98%tile 値	55.5	47.5	52.2	53.6	56.5	56.5	55.5	56.9	58.3
	99%tile 値	58.9	50.5	54.5	56.9	59.3	59.9	59.2	60.9	62.1
	最大値	86.7	61.6	71.4	86.7	80.2	77.5	74.3	75.3	82.2
	標準偏差	12.0	93.1	118.1	144.1	140.1	143.0	138.0	136.0	155.4
2017	最小	0.1	3.6	2.0	0.4	0.1	0.1	0.4	2.3	0.1
	中央値	30.6	27.8	31.3	29.4	31.4	30.8	29.9	32.5	31.5
	平均値	31.0	28.8	31.6	29.7	31.8	31.1	30.5	33.0	32.3
	98%tile 値	56.7	50.4	56.6	54.3	57.4	55.7	57.7	58.6	60.4
	99%tile 値	61.0	54.5	61.0	57.8	62.9	59.2	62.3	62.7	65.0

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
	最大値	103.5	76.3	81.4	103.5	91.2	78.1	95.0	80.2	98.3
	標準偏差	11.9	91.8	118.3	143.4	135.1	136.5	142.0	133.2	160.2
2018	最小	0.1	0.6	1.7	0.9	0.5	0.1	0.3	2.1	1.7
	中央値	29.8	27.4	30.6	28.7	30.6	29.6	28.1	31.7	31.0
	平均値	30.1	28.6	31.1	29.5	30.8	29.7	28.8	31.2	31.1
	98%tile 値	54.9	52.7	55.8	55.4	55.1	53.9	52.9	53.2	56.0
	99%tile 値	58.1	59.0	59.5	58.3	58.7	56.5	55.8	56.2	60.0
	最大値	91.7	82.0	82.8	90.0	81.9	72.0	87.5	68.8	91.7
	標準偏差	11.7	110.9	123.5	148.6	132.4	133.8	121.2	117.1	138.0
2019	最小	0.2	0.5	0.8	0.3	0.2	0.2	0.5	2.1	0.2
	中央値	29.7	27.6	30.0	28.7	30.4	30.1	28.7	31.1	30.8
	平均値	30.1	28.9	30.5	29.3	30.8	30.2	29.1	30.9	30.8
	98%tile 値	56.1	52.5	54.0	54.9	56.3	56.7	56.5	57.3	58.1
	99%tile 値	61.4	57.7	58.9	59.2	62.4	62.3	63.0	63.4	63.1
	最大値	119.8	88.2	88.3	87.1	92.5	89.0	107.7	91.5	119.8
	標準偏差	12.0	98.3	111.3	136.8	141.6	153.6	149.6	153.6	165.4
2020	最小	0.2	2.8	1.7	0.5	0.3	0.2	0.4	2.0	1.0
	中央値	29.5	27.8	29.2	27.4	30.2	30.5	29.2	31.6	31.6
	平均値	29.8	28.4	29.6	28.4	30.4	30.5	29.5	31.3	31.5
	98%tile 値	52.8	47.3	50.3	52.2	52.7	52.5	51.6	53.8	56.3
	99%tile 値	55.7	49.9	52.7	55.2	55.0	54.9	54.6	56.4	60.1
	最大値	87.6	66.9	66.6	76.1	72.9	75.1	81.2	80.2	87.6
	標準偏差	11.0	73.9	102.1	128.5	116.1	121.3	108.9	115.8	136.4
2021	最小	0.8	2.4	1.1	1.4	0.9	0.9	0.9	1.8	0.8
	中央値	30.9	28.3	31.3	29.8	31.7	31.4	29.8	31.5	32.3
	平均値	30.9	28.9	31.2	30.1	31.6	31.0	29.9	31.1	31.9
	98%tile 値	52.7	48.0	51.4	52.3	52.7	52.7	51.3	51.7	55.5
	99%tile 値	55.9	50.5	53.9	55.7	55.5	55.9	54.9	54.5	59.2
	最大値	77.9	61.0	66.2	76.9	74.0	77.3	72.5	70.6	77.9
	標準偏差	10.5	83.7	97.8	115.6	106.8	110.0	99.9	102.1	127.2
2022	最小	0.1	2.4	3.4	0.9	0.1	1.2	1.0	0.8	2.4
	中央値	29.5	31.3	29.5	28.3	30.0	29.9	28.8	29.9	31.3
	平均値	29.9	31.0	30.1	28.9	30.4	30.2	29.5	30.0	31.0
	98%tile 値	53.0	54.1	51.5	51.3	54.0	53.8	53.2	53.3	54.1
	99%tile 値	56.1	57.7	55.5	54.1	57.0	56.5	56.5	57.0	57.7
	最大値	96.3	96.3	79.6	81.8	77.2	76.0	75.5	77.4	96.3
	標準偏差	10.6	122.0	94.8	114.3	109.8	116.4	105.8	113.4	122.0

6.2. 長期曝露指標に係る年度別・地域別・各種統計量

表 63 年平均値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	16.7	21.9	21.3	18.3	17.7	19.2	19.2	20.9	16.7
	中央値	26.2	25.0	27.8	25.3	27.8	26.1	24.6	27.5	26.7
	平均値	26.6	25.4	28.1	25.5	28.2	26.2	25.7	27.0	27.1
	98%tile 値	34.7	30.0	34.4	31.1	35.8	32.1	35.5	31.3	36.4
	99%tile 値	35.8	30.1	34.8	32.8	38.1	32.7	36.4	31.4	37.5
	最大値	43.2	30.2	35.3	37.5	43.2	33.8	37.1	31.6	38.2
	標準偏差	3.4	2.9	3.1	2.7	3.9	2.6	3.9	2.8	3.7
2012	最小	17.0	21.4	24.6	17.0	20.3	19.2	19.8	21.4	21.2
	中央値	28.5	26.8	29.4	27.2	30.1	29.0	27.8	29.3	29.3
	平均値	28.9	25.9	29.7	27.4	30.6	29.0	28.5	29.1	29.5
	98%tile 値	37.0	30.2	36.2	33.3	39.3	34.8	38.2	33.5	39.2
	99%tile 値	39.1	30.3	37.0	34.2	40.4	35.2	38.3	33.6	40.3
	最大値	43.2	30.3	38.3	41.1	42.5	36.3	39.5	33.8	43.2
	標準偏差	3.5	3.3	2.6	2.7	3.9	3.0	4.0	2.9	3.8

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2013	最小	19.0	21.8	20.6	19.2	21.9	20.0	21.9	23.9	19.0
	中央値	29.2	25.9	28.5	28.5	30.2	30.2	28.4	29.9	29.4
	平均値	29.4	25.4	28.7	28.5	30.6	30.2	29.0	29.7	29.4
	98%tile 値	36.8	29.0	34.6	34.2	38.4	35.9	38.4	33.5	39.2
	99%tile 値	38.7	29.1	35.0	34.5	40.2	36.3	38.8	33.9	40.5
	最大値	42.5	29.2	35.2	40.0	41.1	38.1	40.6	34.2	42.5
	標準偏差	3.3	2.4	2.8	2.6	3.5	3.0	3.8	2.5	3.9
2014	最小	17.3	22.8	24.8	17.3	21.4	19.0	21.7	25.0	20.1
	中央値	29.8	28.5	31.0	28.9	30.9	30.0	28.1	30.3	30.1
	平均値	29.9	28.3	30.9	29.1	31.0	29.9	29.0	30.0	30.4
	98%tile 値	37.4	32.3	37.0	35.2	38.6	35.6	38.7	35.3	41.2
	99%tile 値	39.4	32.4	38.1	36.0	39.3	35.7	41.1	35.5	42.6
	最大値	43.9	32.4	38.1	41.1	40.9	38.6	41.6	35.7	43.9
	標準偏差	3.3	2.5	2.7	2.7	3.4	2.9	4.0	3.1	4.1
2015	最小	19.8	22.8	25.6	22.2	21.9	23.5	22.8	23.5	19.8
	中央値	29.9	27.1	31.4	28.6	30.7	30.6	28.4	30.8	30.3
	平均値	30.1	27.0	31.4	28.7	31.2	30.6	29.2	31.3	30.5
	98%tile 値	38.1	29.8	36.6	34.5	39.9	36.1	37.3	38.8	41.0
	99%tile 値	40.0	30.0	37.9	35.7	41.7	38.0	37.6	39.5	42.2
	最大値	43.6	30.1	39.9	40.6	43.6	39.8	38.8	40.3	43.6
	標準偏差	3.5	2.2	2.4	2.5	4.0	2.7	3.7	3.9	4.2
2016	最小	13.7	24.0	25.4	20.3	22.0	13.7	22.5	23.0	15.8
	中央値	29.9	27.2	30.7	28.4	31.6	30.6	29.2	32.0	30.8
	平均値	30.2	27.2	30.7	28.4	31.8	30.5	29.8	32.4	31.0
	98%tile 値	37.8	30.3	36.2	34.3	38.8	36.0	37.4	38.6	40.8
	99%tile 値	38.8	30.4	36.8	34.8	39.7	36.1	37.6	39.1	42.6
	最大値	47.3	30.4	37.8	37.9	47.3	37.1	38.7	39.6	43.5
	標準偏差	3.5	2.0	2.4	2.5	3.6	3.0	3.6	3.9	4.6
2017	最小	17.2	25.9	25.7	23.7	19.8	19.9	23.0	24.5	17.2
	中央値	30.7	28.7	31.2	29.7	31.7	31.0	29.6	32.6	32.0
	平均値	31.0	28.8	31.6	29.7	31.7	31.1	30.5	33.0	32.3
	98%tile 値	38.5	32.0	37.8	35.5	38.5	36.0	38.6	38.5	41.1
	99%tile 値	40.0	32.1	38.1	36.4	39.9	36.5	40.6	39.0	42.9
	最大値	47.7	32.2	38.3	40.5	47.7	38.6	41.5	39.4	43.9
	標準偏差	3.4	1.7	2.6	2.5	3.7	2.6	3.7	3.1	4.2
2018	最小	18.7	25.0	23.9	18.7	19.3	18.9	22.0	25.5	22.8
	中央値	29.9	28.6	31.0	29.5	30.4	29.5	28.6	30.6	31.0
	平均値	30.1	28.6	31.1	29.5	30.7	29.7	28.8	31.1	31.1
	98%tile 値	36.7	31.6	36.2	34.4	37.5	35.5	37.3	37.9	39.2
	99%tile 値	37.8	31.8	36.7	35.3	37.7	36.2	37.5	38.2	39.8
	最大値	45.7	31.9	37.6	39.0	45.7	36.7	38.7	38.4	41.4
	標準偏差	3.1	1.8	2.3	2.3	3.6	2.7	3.4	3.2	3.4
2019	最小	20.2	23.6	22.0	20.6	20.2	22.9	22.4	23.8	22.7
	中央値	30.0	28.9	30.6	29.4	30.8	30.2	28.7	30.8	30.5
	平均値	30.1	28.9	30.5	29.3	30.8	30.2	29.1	30.8	30.8
	98%tile 値	36.4	32.7	35.5	33.9	36.9	34.9	37.3	37.3	38.9
	99%tile 値	37.7	33.1	36.1	34.5	37.4	35.5	37.3	38.2	39.7
	最大値	45.8	33.5	37.7	38.0	45.8	36.2	38.4	39.1	40.9
	標準偏差	2.9	2.1	2.4	2.1	3.4	2.4	3.2	3.3	3.4
2020	最小	19.1	23.5	24.1	21.0	20.8	19.1	22.4	22.5	23.6
	中央値	29.7	28.2	29.7	28.4	30.5	30.8	29.0	31.8	31.4
	平均値	29.8	28.4	29.6	28.4	30.4	30.5	29.4	31.3	31.5
	98%tile 値	36.1	32.4	34.6	32.4	35.4	34.9	37.0	36.7	38.9
	99%tile 値	36.8	32.5	34.9	33.1	35.7	35.7	37.4	37.0	40.0
	最大値	41.1	32.5	36.5	36.5	36.2	36.8	37.7	37.4	41.1
	標準偏差	2.8	2.1	2.3	2.0	2.9	2.5	3.1	3.3	3.2
2021	最小	22.2	24.0	26.1	22.4	22.2	24.2	22.7	23.4	22.5

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2022	中央値	30.8	28.5	31.1	30.1	31.4	31.0	29.5	31.7	31.7
	平均値	30.8	28.9	31.2	30.1	31.6	31.0	29.9	31.1	31.9
	98%tile 値	37.0	33.3	36.0	34.6	37.5	36.0	37.4	35.2	40.0
	99%tile 値	37.6	33.6	36.8	34.8	37.7	36.5	37.7	35.2	40.6
	最大値	42.6	33.9	37.6	38.5	38.8	36.7	38.7	35.2	42.6
	標準偏差	2.8	2.2	2.2	2.1	3.0	2.5	3.3	3.0	3.3
2022	最小	21.3	24.3	25.3	22.5	21.3	23.1	22.2	22.7	22.5
	中央値	29.7	28.9	30.0	28.9	30.2	30.6	29.1	30.2	30.7
	平均値	29.9	29.2	30.1	28.9	30.4	30.1	29.5	30.0	30.9
	98%tile 値	35.9	33.9	34.4	33.6	36.3	34.5	36.5	35.0	39.2
	99%tile 値	36.7	34.0	34.9	34.5	36.8	34.8	36.6	35.1	39.6
	最大値	42.1	34.1	35.9	38.1	38.5	35.9	36.8	35.1	42.1
2022	標準偏差	2.8	2.2	2.2	2.0	3.1	2.5	3.1	3.1	3.3

表 64 日最高 1 時間値の年平均値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	26.0	33.0	35.7	29.5	30.3	33.0	39.0	36.9	26.0
	中央値	45.0	37.7	43.4	45.3	46.3	45.2	45.0	43.6	43.5
	平均値	44.7	37.5	42.9	45.2	45.8	44.8	44.9	43.8	42.8
	98%tile 値	51.5	41.4	47.5	53.3	50.9	50.1	50.1	50.1	50.2
	99%tile 値	52.4	41.4	47.9	53.5	51.5	50.5	50.2	50.7	50.8
	最大値	59.5	41.4	48.7	59.5	52.1	51.4	50.7	51.2	51.1
2012	標準偏差	3.8	2.9	2.9	4.1	3.0	2.9	2.7	3.0	4.8
	最小	27.5	30.7	39.0	27.5	36.4	35.2	37.1	42.0	28.0
	中央値	47.8	39.4	44.3	47.1	48.8	49.0	48.9	47.2	46.8
	平均値	47.4	37.5	44.3	47.2	48.4	48.5	48.6	47.0	46.2
	98%tile 値	54.8	41.7	49.1	55.3	54.0	55.2	53.1	52.8	53.2
	99%tile 値	55.3	41.7	50.0	55.9	54.5	55.5	53.4	53.1	53.8
2013	最大値	57.3	41.8	50.2	57.3	55.1	57.3	54.5	53.5	54.9
	標準偏差	3.9	3.8	2.3	4.1	3.0	3.3	3.2	2.7	4.7
	最小	28.5	33.1	28.5	30.9	37.3	33.3	42.3	43.0	29.6
	中央値	48.4	37.2	42.8	48.5	48.6	50.3	49.8	46.6	46.3
	平均値	47.8	36.8	42.2	48.5	48.2	50.0	49.5	47.8	45.7
	98%tile 値	54.8	39.8	46.8	55.6	53.7	55.6	54.0	55.7	52.7
2014	99%tile 値	55.7	39.8	47.4	55.9	54.1	56.0	54.3	55.8	53.1
	最大値	58.1	39.8	47.9	57.2	55.3	58.1	54.6	56.0	53.4
	標準偏差	4.3	2.1	3.1	3.7	3.3	3.4	2.7	3.4	4.8
	最小	32.9	35.4	34.5	34.3	40.0	32.9	40.3	42.2	32.9
	中央値	48.6	40.9	45.8	49.1	49.0	49.4	48.9	48.7	47.8
	平均値	48.3	40.5	45.6	49.2	48.7	48.7	48.7	48.2	47.1
2015	98%tile 値	54.8	44.3	49.4	55.3	52.9	53.5	53.6	55.1	54.9
	99%tile 値	55.3	44.4	49.6	56.0	53.3	54.0	54.1	56.2	55.2
	最大値	57.7	44.5	50.0	57.7	54.6	56.0	55.6	57.4	55.4
	標準偏差	3.5	2.5	2.5	3.4	2.6	3.2	2.8	3.1	4.7
	最小	32.9	35.2	40.7	40.4	38.7	40.6	41.1	43.0	32.9
	中央値	49.0	39.1	46.1	49.0	49.0	50.3	49.7	50.2	48.4
2016	平均値	48.7	39.0	46.0	48.9	48.8	50.2	49.5	49.8	47.6
	98%tile 値	54.9	40.8	49.6	54.3	54.1	56.2	54.9	54.7	55.1
	99%tile 値	56.0	40.8	50.0	54.9	55.1	57.3	55.1	55.5	55.3
	最大値	57.7	40.8	50.8	57.7	57.4	57.5	57.7	56.3	55.4
	標準偏差	3.4	1.8	2.0	2.9	2.8	2.9	2.8	3.2	4.6
	最小	24.6	35.5	38.3	36.2	37.9	24.6	42.7	43.2	26.8
2016	中央値	48.4	39.1	44.3	47.0	48.9	49.7	49.7	51.1	49.2
	平均値	47.9	38.7	44.3	46.9	48.7	49.5	49.5	50.5	48.1
	98%tile 値	55.1	41.0	48.8	52.7	53.6	55.5	55.2	56.6	57.1
	99%tile 値	56.1	41.0	49.6	53.5	54.8	56.2	55.3	56.8	57.1

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2017	最大値	58.6	41.0	49.6	58.3	58.3	58.0	55.5	56.9	58.6
	標準偏差	3.9	1.8	2.0	3.1	2.7	3.7	2.9	3.1	5.7
2018	最小	28.6	37.4	40.5	38.8	31.6	34.7	41.7	44.3	28.6
	中央値	49.4	41.0	45.8	49.3	48.9	50.1	50.3	51.9	50.1
	平均値	49.1	40.9	45.8	49.2	48.8	50.1	50.3	51.4	49.3
	98%tile 値	55.8	43.2	50.0	55.5	53.0	54.7	56.5	56.0	56.7
	99%tile 値	56.5	43.3	50.7	56.1	53.5	55.3	56.8	56.2	57.6
	最大値	61.4	43.5	52.1	57.9	56.7	56.7	58.4	56.4	61.4
	標準偏差	3.6	1.5	2.2	3.0	2.8	2.7	3.0	2.9	5.0
2019	最小	31.7	36.9	39.1	31.7	34.4	33.5	40.3	42.2	38.2
	中央値	48.1	40.8	45.2	48.1	48.0	48.5	48.4	49.7	48.6
	平均値	47.8	40.6	45.2	48.3	47.7	48.3	48.1	49.2	48.2
	98%tile 値	54.0	42.5	48.6	54.7	51.7	53.2	52.7	54.1	55.2
	99%tile 値	54.7	42.6	48.8	55.0	52.6	53.9	52.9	54.3	55.9
	最大値	57.6	42.7	49.5	57.6	54.2	55.0	53.3	54.4	57.1
	標準偏差	3.3	1.6	1.9	3.3	2.6	2.9	2.7	3.0	3.7
2020	最小	35.1	35.7	37.6	35.1	35.6	38.3	39.0	40.6	36.8
	中央値	47.5	40.9	44.1	47.7	47.6	48.5	47.6	48.2	47.3
	平均値	47.2	40.7	43.9	47.6	47.2	48.4	47.5	48.1	47.1
	98%tile 値	52.9	43.4	47.6	52.7	51.8	53.5	52.1	53.6	53.5
	99%tile 値	53.6	43.7	48.0	53.1	52.1	53.9	52.4	53.8	54.5
	最大値	55.6	44.0	48.6	54.5	53.8	54.8	53.7	54.0	55.6
	標準偏差	3.1	1.9	2.0	2.9	2.6	2.5	2.7	3.2	3.4
2021	最小	30.5	34.1	37.3	30.5	35.8	33.4	38.5	42.7	32.4
	中央値	46.9	39.4	42.9	46.4	46.5	48.2	48.0	48.9	48.1
	平均値	46.4	39.1	42.5	46.1	46.2	48.0	47.5	48.5	47.3
	98%tile 値	52.0	42.3	45.8	51.1	50.1	52.6	51.1	53.2	53.3
	99%tile 値	52.6	42.6	45.9	51.5	50.3	53.2	51.2	53.2	53.6
	最大値	55.3	42.9	46.4	52.1	52.0	55.3	52.2	53.2	53.9
	標準偏差	3.2	1.8	1.9	2.8	2.3	2.7	2.6	2.7	3.6
2022	最小	32.2	36.0	39.2	32.2	38.8	39.9	40.8	41.7	35.2
	中央値	47.8	40.5	44.2	47.8	47.7	48.4	48.6	48.7	48.2
	平均値	47.4	40.3	43.9	47.6	47.3	48.4	48.1	48.2	47.8
	98%tile 値	52.6	43.5	47.3	52.3	50.8	53.3	52.1	52.7	53.3
	99%tile 値	53.1	43.7	47.5	52.6	51.1	54.1	52.3	52.8	54.0
	最大値	55.0	44.0	48.1	53.2	51.3	55.0	52.7	53.0	54.5
	標準偏差	3.0	1.9	1.7	2.8	2.2	2.5	2.6	2.7	3.3

表 65 日最高 8 時間値の年平均値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	23.3	30.2	31.7	26.1	26.6	28.7	33.5	32.1	23.3
	中央値	39.5	33.7	39.0	39.0	41.1	39.4	39.8	38.9	38.8
	平均値	39.3	33.8	38.8	38.9	40.8	39.1	39.5	38.9	38.3
	98%tile 値	45.9	38.3	43.6	45.2	46.6	43.6	45.9	44.2	45.9
	99%tile 値	46.3	38.4	43.8	46.0	46.8	44.7	46.0	44.6	46.2
	最大値	52.5	38.4	43.8	52.5	48.4	46.4	47.8	45.0	47.3
	標準偏差	3.5	3.1	2.8	3.6	3.1	2.7	3.2	2.8	4.3
2012	最小	24.1	28.3	34.2	24.1	32.4	30.3	32.4	35.7	26.6
	中央値	42.1	35.6	40.2	41.1	43.4	42.9	43.2	42.3	41.9

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2013	平均値	42.0	33.8	40.2	41.0	43.5	42.5	43.2	41.8	41.6
	98%tile 値	48.7	38.2	45.4	48.6	49.9	48.1	48.5	46.0	49.4
	99%tile 値	49.8	38.2	45.9	49.4	50.3	48.9	49.0	46.3	49.7
	最大値	51.8	38.3	46.4	51.3	51.4	50.1	49.4	46.6	51.8
	標準偏差	3.7	3.6	2.2	3.7	3.1	3.2	3.3	2.5	4.2
	最小	25.7	29.1	25.7	27.1	34.3	29.7	37.3	37.6	27.2
2014	中央値	42.8	34.1	38.8	42.2	43.7	44.4	44.1	42.0	41.7
	平均値	42.5	33.3	38.5	42.3	43.3	44.0	44.1	42.6	41.3
	98%tile 値	49.0	36.8	43.4	48.6	48.9	49.3	49.4	48.9	49.5
	99%tile 値	49.7	36.9	43.7	48.9	50.1	49.6	49.6	49.0	50.0
	最大値	51.7	37.0	44.2	50.3	51.7	51.2	50.5	49.1	50.9
	標準偏差	3.7	2.4	3.0	3.3	3.1	3.2	2.8	2.9	4.3
2015	最小	29.0	31.4	31.3	29.0	35.7	29.3	36.1	38.1	29.0
	中央値	43.3	37.5	41.8	43.2	44.0	43.8	43.5	43.9	43.1
	平均値	43.0	37.0	41.6	43.0	43.8	43.3	43.5	43.2	42.6
	98%tile 値	49.2	41.3	45.9	49.0	48.7	47.7	49.8	48.8	51.1
	99%tile 値	50.6	41.4	46.4	49.8	49.2	48.3	50.8	49.7	51.9
	最大値	52.8	41.5	46.6	50.8	50.8	50.7	52.2	50.6	52.8
2016	標準偏差	3.3	2.8	2.5	3.2	2.7	3.1	3.0	2.9	4.4
	最小	29.2	31.0	36.7	34.5	34.0	35.1	36.0	37.0	29.2
	中央値	43.5	35.6	42.4	42.8	44.4	44.8	44.1	45.0	43.1
	平均値	43.4	35.4	42.2	42.6	44.1	44.5	44.1	44.6	43.0
	98%tile 値	50.1	37.8	46.3	48.3	50.4	50.5	49.7	50.4	51.3
	99%tile 値	50.9	37.8	47.2	49.3	51.1	51.0	49.8	51.2	51.8
2017	最大値	53.2	37.9	48.1	50.4	52.6	52.5	53.2	51.9	52.2
	標準偏差	3.2	2.2	2.0	2.7	3.0	2.8	3.0	3.4	4.2
	最小	21.2	31.5	34.5	31.8	33.4	21.2	37.8	37.1	23.4
	中央値	43.2	35.5	40.7	41.5	44.5	44.2	44.3	45.4	44.1
	平均値	43.0	35.1	40.7	41.5	44.3	43.9	44.4	45.6	43.6
	98%tile 値	50.2	37.9	45.6	47.4	49.7	48.9	50.1	52.1	52.0
2018	99%tile 値	51.2	38.0	45.7	47.8	50.3	49.8	50.4	52.2	52.8
	最大値	53.4	38.0	46.0	51.1	52.7	50.7	50.9	52.4	53.4
	標準偏差	3.7	2.1	2.0	2.9	2.7	3.4	3.0	3.4	5.1
	最小	25.3	34.2	36.8	33.8	27.9	30.1	37.2	38.8	25.3
	中央値	44.1	37.3	42.1	43.5	44.6	44.9	44.7	46.9	44.9
	平均値	44.0	37.2	42.1	43.3	44.2	44.6	45.1	46.5	44.8
2019	98%tile 値	50.7	40.0	46.7	49.8	49.0	49.2	51.0	51.7	52.1
	99%tile 値	51.7	40.1	47.1	50.5	49.6	49.8	53.0	51.8	52.4
	最大値	57.4	40.2	48.1	50.8	53.2	50.4	53.9	51.8	57.4
	標準偏差	3.3	1.6	2.2	2.8	3.0	2.6	3.2	2.9	4.6
	最小	28.0	33.6	34.8	28.0	29.6	28.9	35.6	38.5	34.9
	中央値	43.0	37.0	41.7	42.6	43.2	43.3	43.3	44.4	44.0
2020	平均値	42.9	37.0	41.5	42.7	43.1	42.9	43.1	44.3	43.8
	98%tile 値	48.9	39.7	45.5	49.0	48.1	47.5	48.3	50.0	49.6
	99%tile 値	49.6	39.8	45.7	49.6	49.2	48.1	49.0	50.0	51.1
	最大値	52.5	39.9	45.8	51.1	51.2	48.5	49.1	50.0	52.5
	標準偏差	3.0	1.7	2.0	3.0	2.8	2.8	2.9	3.0	3.3
	最小	30.8	31.9	32.8	30.8	30.9	33.1	34.9	36.2	34.9
2021	中央値	42.6	37.3	40.7	42.3	43.4	43.2	42.7	43.8	42.9
	平均値	42.4	37.2	40.5	42.2	42.9	42.9	42.8	43.5	42.8
	98%tile 値	47.7	40.5	44.3	46.9	47.0	47.1	47.7	48.9	49.2
	99%tile 値	48.8	40.8	45.0	47.0	47.6	47.4	48.9	49.6	50.1
	最大値	51.0	41.1	45.9	48.9	51.0	48.3	49.0	50.3	50.9
	標準偏差	2.8	2.0	2.1	2.6	2.7	2.4	2.8	3.3	3.0

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2021	98%tile 値	47.4	39.4	42.8	45.4	45.5	47.1	47.5	48.6	48.9
	99%tile 値	48.3	39.7	43.4	45.7	46.0	47.7	47.6	48.7	49.3
	最大値	49.7	39.9	44.1	46.7	47.9	49.0	47.8	48.9	49.7
	標準偏差	2.9	1.9	2.0	2.4	2.3	2.5	2.6	3.0	3.2
2022	最小	29.6	32.3	36.1	29.6	35.2	35.0	36.6	37.2	31.9
	中央値	43.1	37.0	40.7	42.6	43.4	43.6	44.0	44.3	44.1
	平均値	42.8	37.0	40.6	42.4	43.2	43.4	43.4	43.6	43.7
	98%tile 値	47.6	40.7	44.4	46.8	46.7	47.9	47.5	47.5	49.6
	99%tile 値	48.3	40.9	45.0	47.1	47.0	48.1	47.9	48.2	50.0
	最大値	50.9	41.1	45.0	47.7	47.2	48.4	48.4	48.8	50.9
	標準偏差	2.7	2.1	1.8	2.4	2.2	2.3	2.6	2.7	3.1

表 66 6か月移動平均の年最高値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	32.6	34.8	35.7	32.6	39.7	34.0	41.2	43.0	33.8
	中央値	47.4	37.7	43.8	49.0	48.7	45.5	46.9	49.2	47.0
	平均値	47.3	38.3	43.2	48.8	48.9	45.5	47.1	48.6	46.1
	98%tile 値	55.8	43.1	47.8	56.9	55.5	53.7	53.4	53.1	54.3
	99%tile 値	56.7	43.4	48.6	57.5	55.7	54.5	53.5	53.3	54.8
	最大値	63.1	43.7	50.3	63.1	58.1	55.7	54.4	53.5	55.9
	標準偏差	4.6	2.6	3.2	5.0	3.1	3.5	3.1	2.9	5.4
2012	最小	25.9	29.9	35.9	25.9	38.1	38.6	41.9	38.5	35.1
	中央値	48.0	37.5	45.0	47.5	49.5	48.6	49.3	47.6	46.8
	平均値	47.8	37.8	44.7	47.8	49.4	48.3	49.0	47.4	46.5
	98%tile 値	56.3	41.8	49.3	58.0	55.4	54.4	54.3	52.7	53.4
	99%tile 値	57.8	41.9	49.7	59.2	55.6	55.1	54.5	52.8	54.3
	最大値	62.0	42.0	50.6	62.0	57.6	56.5	54.7	52.9	54.9
	標準偏差	4.2	3.5	2.6	5.0	3.2	3.2	3.3	3.2	3.7
2013	最小	28.0	31.6	32.3	28.0	40.0	39.9	42.5	41.6	31.9
	中央値	51.0	37.5	44.5	51.6	51.8	52.9	51.6	50.2	48.0
	平均値	50.5	37.1	44.4	51.7	51.4	52.3	52.0	50.0	47.9
	98%tile 値	58.9	41.7	50.1	60.0	57.6	58.9	58.3	58.1	55.7
	99%tile 値	59.7	41.8	50.2	60.3	58.0	59.8	59.3	58.2	56.7
	最大値	61.7	42.0	50.3	61.5	59.2	61.7	59.5	58.4	58.1
	標準偏差	4.8	3.2	3.3	4.7	3.5	3.6	3.6	3.9	4.3
2014	最小	29.6	36.7	34.0	40.6	43.5	34.7	44.0	41.7	29.6
	中央値	51.2	41.4	48.3	52.0	52.1	52.0	50.9	49.2	49.2
	平均値	50.8	40.4	47.4	52.2	51.8	51.4	51.0	48.7	48.5
	98%tile 値	58.9	44.2	52.5	60.1	56.7	57.0	57.2	56.4	57.5
	99%tile 値	59.9	44.4	52.9	60.4	57.3	57.3	57.6	57.1	58.6
	最大値	63.1	44.5	54.3	63.1	58.3	58.5	57.7	57.9	58.9
	標準偏差	4.3	2.8	3.9	4.2	2.7	3.5	3.1	3.5	5.1
2015	最小	33.8	36.5	40.7	40.1	39.6	41.0	41.3	41.2	33.8
	中央値	50.4	41.2	49.0	50.3	50.9	51.7	51.7	51.1	47.9
	平均値	50.2	40.5	48.8	50.6	50.6	51.4	50.9	49.7	48.0
	98%tile 値	57.3	43.1	53.5	58.7	56.3	57.4	56.4	56.0	57.0
	99%tile 値	58.6	43.1	53.8	59.9	57.6	58.6	56.8	57.0	57.5
	最大値	61.3	43.1	54.8	61.3	59.3	58.9	59.5	57.9	58.3
	標準偏差	3.8	2.1	2.5	3.7	3.2	3.2	3.4	4.4	4.3

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2016	最小	27.2	36.1	40.4	38.3	42.9	29.4	42.9	42.1	27.2
	中央値	50.3	40.9	46.5	48.8	51.7	52.3	51.9	52.7	49.5
	平均値	50.0	40.3	46.5	48.5	51.7	51.9	51.8	51.7	48.8
	98%tile 値	57.4	43.3	51.7	54.9	57.3	58.0	58.3	60.5	57.7
	99%tile 値	58.6	43.4	51.9	55.7	57.5	58.9	58.8	60.8	58.6
	最大値	62.5	43.5	52.3	61.3	62.5	60.5	60.1	61.0	59.3
	標準偏差	4.2	2.1	2.3	3.4	3.0	3.9	3.3	4.1	5.4
2017	最小	27.2	38.8	42.8	40.4	34.4	40.3	44.2	49.3	27.2
	中央値	52.0	41.9	49.4	51.0	52.0	52.9	53.8	55.5	53.0
	平均値	51.8	42.1	49.2	51.1	51.9	52.6	53.9	54.8	52.6
	98%tile 値	59.9	45.4	54.1	59.3	56.9	58.2	60.9	59.2	60.8
	99%tile 値	60.7	45.5	55.0	60.7	59.3	58.4	61.3	59.9	61.3
	最大値	62.5	45.7	56.1	61.8	60.0	60.2	61.6	60.5	62.5
	標準偏差	3.9	1.7	2.5	3.5	3.0	2.8	3.4	2.8	5.1
2018	最小	34.8	39.2	41.3	34.8	37.6	37.9	39.2	42.3	41.0
	中央値	49.3	42.5	48.6	49.9	49.8	49.1	49.6	49.5	48.2
	平均値	49.2	42.6	48.3	50.2	49.5	48.9	49.3	49.3	48.1
	98%tile 値	56.5	45.5	52.1	58.5	54.7	54.2	55.2	54.4	56.4
	99%tile 値	58.4	45.6	52.2	59.1	56.0	54.5	55.2	54.8	58.3
	最大値	61.8	45.8	52.6	61.8	58.6	56.3	56.9	55.1	58.7
	標準偏差	3.6	1.8	2.1	4.2	3.0	2.9	3.3	3.1	3.3
2019	最小	31.8	39.9	36.9	31.8	38.9	40.2	42.6	44.8	40.6
	中央値	50.7	43.7	48.3	49.9	51.1	51.5	51.5	52.2	51.6
	平均値	50.4	43.4	47.9	50.0	50.5	51.0	51.3	51.9	51.5
	98%tile 値	56.9	45.7	51.3	56.6	54.6	55.8	56.8	57.5	58.5
	99%tile 値	57.9	45.7	52.9	57.3	55.4	56.5	56.8	57.7	59.2
	最大値	59.9	45.8	53.1	59.7	58.8	57.8	57.5	57.9	59.9
	標準偏差	3.4	1.6	2.5	3.6	2.8	2.8	3.0	3.2	3.5
2020	最小	32.2	35.3	37.7	38.8	32.2	36.5	39.0	39.2	40.6
	中央値	47.6	39.4	44.0	46.9	47.4	48.9	48.5	49.1	48.6
	平均値	47.3	39.2	44.0	47.1	47.2	48.6	48.2	48.8	48.5
	98%tile 値	53.3	42.6	48.1	52.6	50.9	54.2	52.7	54.3	54.0
	99%tile 値	53.9	43.1	48.3	53.0	51.1	54.7	53.3	54.4	54.1
	最大値	55.6	43.5	49.0	53.8	54.6	55.6	53.3	54.5	54.6
	標準偏差	3.2	1.7	2.0	3.0	2.5	2.8	2.8	3.5	2.6
2021	最小	35.2	35.2	39.0	37.5	38.8	38.6	40.4	42.4	39.1
	中央値	48.3	41.5	46.0	48.4	48.7	48.3	48.7	48.1	49.1
	平均値	48.0	41.5	46.0	48.2	48.4	47.9	48.1	47.8	48.7
	98%tile 値	52.9	46.0	50.0	52.8	51.8	52.3	52.6	51.6	54.2
	99%tile 値	53.5	46.2	51.3	53.4	52.1	53.0	52.9	51.9	54.4
	最大値	54.7	46.4	52.7	54.2	53.7	53.3	53.7	52.3	54.7
	標準偏差	2.8	2.4	2.0	2.8	2.2	2.5	2.8	2.4	2.8
2022	最小	37.9	38.1	39.1	38.6	38.5	37.9	38.7	42.3	38.1
	中央値	48.2	41.4	46.4	48.1	48.5	49.2	49.1	48.4	48.5
	平均値	48.1	41.9	46.4	48.2	48.3	48.7	48.8	48.5	48.1
	98%tile 値	53.8	46.6	49.5	54.3	52.3	52.7	53.7	53.4	54.5
	99%tile 値	54.5	46.9	50.0	55.3	52.9	52.9	53.8	55.5	54.8
	最大値	61.4	47.3	50.4	56.0	61.4	53.4	54.0	57.6	55.7
	標準偏差	3.0	2.0	1.8	3.1	2.6	2.6	2.8	3.1	2.9

6.3. 植物影響評価で使用される曝露指標に係る年度別・地域別・各種統計量

表 67 日中 7 時間値(9:00-16:00)の 4 か月(6-9 月)平均値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	10.5	25.6	24.7	19.2	19.7	20.9	26.8	21.4	10.5
	中央値	36.0	29.3	35.5	37.4	38.5	36.2	34.4	32.8	30.0

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2012	平均値	35.8	30.0	35.4	38.4	37.8	35.3	34.5	32.1	28.7
	98%tile 値	49.0	34.1	40.0	51.4	43.7	41.7	40.6	38.6	38.6
	99%tile 値	50.3	34.1	40.8	52.6	44.0	42.3	43.7	39.0	39.1
	最大値	60.7	34.2	42.4	60.7	45.4	43.5	44.8	39.4	40.2
	標準偏差	5.9	3.1	3.2	6.5	3.7	4.1	3.3	4.2	6.3
	最小	8.8	22.5	26.5	19.7	24.5	19.2	27.4	26.5	8.8
2013	中央値	38.3	30.4	34.9	39.0	41.1	39.6	38.9	34.9	32.5
	平均値	38.3	29.5	34.9	39.9	40.5	39.2	38.3	34.9	31.6
	98%tile 値	50.8	34.6	41.0	53.1	46.6	46.2	44.5	41.0	41.2
	99%tile 値	52.4	34.7	41.5	53.2	46.9	47.0	45.5	41.5	42.0
	最大値	57.4	34.7	41.9	57.4	48.2	48.7	46.7	41.9	42.2
	標準偏差	5.9	4.1	3.9	6.5	4.1	3.8	3.7	3.9	6.1
2014	最小	13.0	24.4	22.8	23.0	31.7	26.5	31.7	29.4	13.0
	中央値	42.8	29.4	33.7	44.1	43.7	46.5	43.4	41.1	33.6
	平均値	41.9	29.2	33.4	44.3	43.7	46.1	43.0	40.8	32.7
	98%tile 値	53.2	32.4	39.5	54.5	51.2	53.5	50.0	49.0	41.0
	99%tile 値	54.1	32.6	39.8	54.9	52.0	54.2	50.6	49.5	42.3
	最大値	56.8	32.8	40.5	56.2	52.9	56.8	54.1	50.1	45.6
2015	標準偏差	6.8	2.1	3.5	5.5	4.2	4.3	4.3	4.6	5.8
	最小	13.4	27.2	25.2	30.4	29.8	21.7	27.4	28.7	13.4
	中央値	41.1	33.0	38.4	44.0	42.6	41.9	39.6	39.4	35.0
	平均値	40.9	32.6	38.1	44.5	41.9	41.5	39.6	38.1	33.8
	98%tile 値	52.5	35.9	42.7	54.1	47.2	47.9	45.8	44.8	41.5
	99%tile 値	53.7	36.0	42.9	54.8	47.6	48.4	47.2	45.6	41.8
2016	最大値	56.3	36.0	43.6	56.3	48.3	50.3	49.1	46.4	43.8
	標準偏差	5.6	2.7	3.1	5.2	3.2	3.9	3.7	4.0	5.7
	最小	15.9	26.0	29.9	24.0	29.9	33.0	31.4	28.8	15.9
	中央値	41.1	29.8	37.9	42.6	41.3	42.8	41.1	42.1	36.8
	平均値	40.7	30.0	37.8	42.4	41.0	42.7	40.9	41.1	35.7
	98%tile 値	49.3	33.4	42.3	50.1	46.1	50.1	46.4	48.0	43.8
2017	99%tile 値	50.1	33.5	42.7	50.7	48.3	51.3	46.7	48.7	44.4
	最大値	54.5	33.7	43.3	54.5	49.6	51.7	51.9	49.4	46.8
	標準偏差	4.7	2.4	2.7	4.3	3.1	3.5	3.6	4.8	5.5
	最小	17.5	23.2	26.1	25.1	32.0	26.0	32.2	30.9	17.5
	中央値	39.9	29.1	33.9	38.0	41.1	42.9	41.2	43.0	38.4
	平均値	39.2	28.6	33.7	38.1	40.8	42.6	41.3	41.3	36.6
2018	98%tile 値	47.8	31.6	38.9	45.2	46.7	50.4	48.2	51.1	46.8
	99%tile 値	49.1	31.7	39.2	47.1	47.3	51.5	48.6	51.3	47.4
	最大値	52.8	31.7	39.2	52.8	50.1	52.7	48.6	51.4	48.7
	標準偏差	5.1	2.5	2.5	4.3	3.2	3.9	3.9	4.6	6.7
	最小	16.9	29.6	30.1	28.3	19.2	34.0	35.5	35.3	16.9
	中央値	42.4	33.6	36.6	42.9	42.5	44.3	43.7	45.5	40.5
2019	平均値	42.1	33.1	37.0	43.1	42.2	44.3	43.6	44.3	39.3
	98%tile 値	50.7	35.9	42.1	51.8	47.7	51.3	51.2	50.7	47.9
	99%tile 値	51.8	36.0	43.5	53.0	48.2	52.6	52.4	50.8	49.8
	最大値	55.7	36.1	45.0	55.7	49.9	53.0	52.4	50.9	50.2
	標準偏差	4.8	1.8	2.6	4.3	3.5	3.3	3.8	4.3	6.4
	最小	18.2	25.7	27.7	19.6	24.9	28.9	28.6	27.9	18.2
2020	中央値	37.7	30.5	35.1	38.8	38.5	38.7	37.9	38.8	35.0
	平均値	37.5	30.2	34.8	39.1	38.0	38.6	37.8	37.6	34.2
	98%tile 値	46.7	32.8	38.3	48.4	44.4	45.0	44.0	44.0	43.4
	99%tile 値	47.7	32.9	38.6	49.0	44.7	45.4	44.2	44.4	45.1
	最大値	50.5	33.0	39.6	50.5	44.9	47.8	45.3	44.7	47.3
	標準偏差	4.6	1.9	2.4	5.0	3.4	3.3	3.7	4.2	5.5
2021	最小	16.7	27.2	29.3	23.9	26.2	30.5	24.8	26.9	16.7
	中央値	38.9	33.2	36.5	40.3	40.1	41.4	38.5	37.3	33.7
2022	平均値	38.7	32.5	35.8	40.5	40.0	40.9	38.2	37.0	32.9

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2020	98%tile 値	47.7	35.5	39.4	49.0	45.9	46.5	43.8	44.7	41.0
	99%tile 値	48.5	35.8	39.7	49.5	46.7	47.8	45.1	45.2	42.0
	最大値	53.0	36.1	40.5	53.0	47.5	48.7	45.4	45.8	43.0
	標準偏差	5.0	2.1	2.4	4.8	3.4	3.4	3.6	4.8	4.9
2021	最小	14.3	26.0	27.4	26.6	22.8	26.7	24.8	28.8	14.3
	中央値	37.4	31.8	33.7	37.8	37.7	40.1	38.3	38.7	34.4
	平均値	37.0	31.6	33.6	37.6	37.6	39.8	38.1	37.9	33.3
	98%tile 値	44.6	34.4	38.5	44.9	43.0	45.4	43.4	44.2	41.4
	99%tile 値	45.0	34.6	38.8	45.8	43.5	47.6	44.4	44.6	41.5
	最大値	50.1	34.8	38.9	47.2	44.2	50.1	44.6	45.0	42.2
	標準偏差	4.4	1.9	2.4	4.2	3.1	3.3	3.3	4.4	5.6
2022	最小	15.7	29.9	30.3	15.7	29.0	26.1	28.3	28.7	16.6
	中央値	38.6	34.7	36.0	40.0	39.8	40.2	38.5	37.7	34.3
	平均値	38.3	34.4	35.7	40.0	39.4	39.9	38.1	37.0	33.5
	98%tile 値	46.1	37.1	40.4	47.2	44.5	45.4	43.3	42.5	39.8
	99%tile 値	46.9	37.2	40.7	47.7	45.0	46.5	43.4	43.1	40.0
	最大値	48.3	37.2	41.2	48.3	45.7	47.4	43.7	43.7	40.4
	標準偏差	4.3	2.0	2.4	4.3	3.0	3.0	3.1	4.0	4.3

表 68 日中 12 時間値(6:00-18:00)の 6 か月(4-9 月)平均値に係る各種統計量(ppb)

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2011	最小	13.9	28.2	26.8	22.3	20.5	24.9	26.5	23.9	13.9
	中央値	36.1	30.9	36.8	36.9	37.9	34.9	34.3	34.0	33.0
	平均値	35.7	31.4	36.1	36.8	37.7	34.7	34.4	33.4	32.2
	98%tile 値	43.4	36.0	40.7	44.2	43.7	39.8	42.1	38.7	40.7
	99%tile 値	44.3	36.0	41.5	44.7	44.2	41.3	44.9	38.8	41.7
	最大値	51.1	36.1	42.7	51.1	45.1	44.0	45.3	38.9	43.4
	標準偏差	4.3	2.8	3.4	4.1	3.4	3.1	3.4	3.3	5.6
2012	最小	18.1	23.7	27.7	19.5	28.6	25.7	29.4	27.7	18.1
	中央値	38.2	31.4	36.2	38.2	40.1	38.7	38.2	36.2	35.4
	平均値	37.9	30.8	36.0	38.2	39.9	38.4	37.9	36.0	34.7
	98%tile 値	45.7	35.2	42.2	45.9	46.0	44.4	43.3	42.2	43.8
	99%tile 値	46.1	35.2	42.6	47.6	46.7	44.6	43.4	42.6	44.9
	最大値	49.6	35.2	43.0	49.6	47.6	46.1	44.7	43.0	45.4
	標準偏差	4.2	3.6	3.5	4.3	3.5	3.2	3.2	3.5	5.1
2013	最小	17.5	25.9	23.3	21.1	30.3	30.2	29.4	31.9	17.5
	中央値	40.5	29.7	35.4	41.0	42.0	42.4	40.4	40.2	36.2
	平均値	40.0	30.1	35.0	40.9	41.6	42.2	40.5	39.4	35.4
	98%tile 値	47.4	34.6	40.8	47.4	47.1	48.8	47.2	45.0	43.6
	99%tile 値	48.0	34.7	40.9	47.9	47.7	49.1	47.5	45.5	44.2
	最大値	50.8	34.9	41.3	50.1	50.8	50.7	47.6	45.9	45.0
	標準偏差	4.6	2.7	3.2	3.8	3.1	3.4	3.4	3.4	5.2
2014	最小	12.9	29.6	25.0	30.0	34.2	22.7	30.6	31.8	12.9
	中央値	40.8	33.7	39.9	42.5	42.3	40.8	39.0	38.7	37.2
	平均値	40.4	34.0	39.0	42.3	41.9	40.4	39.4	38.2	36.2
	98%tile 値	47.9	37.7	44.9	48.8	46.6	45.3	46.2	43.5	46.9
	99%tile 値	48.4	37.8	45.2	49.2	47.4	45.7	46.8	44.5	47.2
	最大値	53.1	37.8	45.6	51.2	48.7	47.7	53.1	45.5	48.0
	標準偏差	4.3	2.6	3.5	3.6	2.8	3.3	3.4	3.4	5.8

年度	統計量	全国	北海道	東北	関東	中部	近畿	中国	四国	九州
2015	最小	19.9	28.1	32.2	30.0	29.4	31.6	30.5	30.3	19.9
	中央値	40.3	32.3	39.7	40.9	40.6	40.9	39.8	39.9	36.9
	平均値	39.8	32.1	39.5	40.6	40.6	40.8	39.5	39.8	36.4
	98%tile 値	46.9	34.5	44.3	46.6	47.6	47.1	44.8	46.3	46.2
	99%tile 値	47.8	34.5	45.2	48.4	48.3	47.5	45.7	47.6	47.0
	最大値	52.4	34.5	46.9	52.4	50.1	48.4	48.3	48.9	47.4
	標準偏差	3.9	2.2	2.5	3.3	3.6	2.9	3.1	4.3	5.1
2016	最小	21.3	27.5	29.1	26.4	31.1	22.7	32.0	29.6	21.3
	中央値	39.1	32.1	36.0	38.1	41.0	40.8	40.2	40.9	38.0
	平均値	38.8	31.6	36.0	37.9	40.7	40.5	39.7	40.1	36.7
	98%tile 値	45.7	34.4	41.1	43.5	46.0	46.4	45.0	47.9	46.3
	99%tile 値	46.6	34.4	41.8	44.4	46.5	47.3	46.2	48.3	46.5
	最大値	50.1	34.4	41.9	50.1	48.7	48.4	46.5	48.6	46.9
	標準偏差	4.0	2.2	2.3	3.2	3.0	3.4	3.1	4.2	6.1
2017	最小	20.6	31.1	31.4	29.8	20.6	30.4	34.1	36.5	22.3
	中央値	41.7	34.6	38.5	41.6	41.9	42.6	41.9	43.7	40.8
	平均値	41.2	34.4	38.7	41.4	41.7	42.5	41.8	43.0	39.9
	98%tile 値	48.3	37.1	44.6	48.3	47.0	48.4	48.2	48.5	48.9
	99%tile 値	48.9	37.1	45.8	49.3	48.1	48.8	50.0	48.5	49.9
	最大値	50.8	37.1	46.1	50.3	49.9	49.6	50.2	48.5	50.8
	標準偏差	3.7	1.7	2.6	3.1	3.2	2.8	3.3	3.3	5.6
2018	最小	21.4	30.8	31.6	21.7	26.4	26.4	28.1	30.2	21.4
	中央値	38.1	34.2	37.4	39.0	38.7	38.2	37.0	37.3	35.5
	平均値	37.7	33.9	37.2	39.0	38.5	37.9	36.8	37.2	35.2
	98%tile 値	44.4	36.7	42.0	46.1	44.3	42.7	41.7	42.5	44.1
	99%tile 値	45.4	36.8	42.0	46.8	44.5	43.0	41.8	42.7	44.6
	最大値	48.7	36.8	42.0	48.7	45.8	44.7	43.3	42.9	48.1
	標準偏差	3.5	1.8	2.2	3.5	3.1	2.8	2.9	3.3	4.3
2019	最小	22.3	30.4	27.3	22.8	28.2	29.9	31.2	31.7	22.3
	中央値	39.7	36.1	38.5	40.3	40.9	41.2	38.8	39.0	36.8
	平均値	39.4	35.5	37.9	40.3	40.4	40.5	39.0	38.8	36.3
	98%tile 値	45.3	38.2	42.0	46.3	44.5	45.1	43.5	45.2	45.3
	99%tile 値	46.0	38.5	43.4	46.5	45.0	45.5	43.9	45.3	45.6
	最大値	49.1	38.7	43.9	49.1	46.0	47.5	44.8	45.4	46.6
	標準偏差	3.5	2.0	2.6	3.3	2.9	2.8	2.8	3.8	4.2
2020	最小	22.9	27.7	29.7	28.8	23.6	28.2	29.5	31.3	22.9
	中央値	37.5	33.0	35.2	37.2	38.3	39.3	37.4	38.8	36.7
	平均値	37.1	32.8	35.0	37.0	37.7	38.8	37.2	38.1	35.9
	98%tile 値	42.4	35.6	39.8	41.9	41.5	43.4	41.5	43.7	42.3
	99%tile 値	43.0	35.9	40.1	42.5	41.8	44.0	41.9	43.7	42.5
	最大値	45.5	36.3	41.1	43.4	42.1	45.5	42.7	43.8	43.0
	標準偏差	3.1	1.8	2.2	2.7	2.6	2.7	2.7	3.5	4.1
2021	最小	17.8	30.1	30.9	17.8	29.3	28.1	28.5	28.2	22.4
	中央値	37.9	35.2	36.9	38.8	38.6	38.5	37.3	37.0	35.7
	平均値	37.6	34.9	36.7	38.5	38.4	38.1	36.9	36.4	35.2
	98%tile 値	42.7	38.1	41.7	43.0	42.2	42.6	40.8	41.2	41.2
	99%tile 値	43.0	38.3	42.2	43.1	43.1	42.9	41.0	41.4	42.2
	最大値	44.4	38.5	42.8	43.7	44.4	43.4	41.1	41.6	43.3
	標準偏差	3.1	2.2	2.2	2.8	2.5	2.6	2.5	3.4	3.7
2022	最小	18.8	30.8	31.4	29.1	27.3	28.4	30.7	27.2	18.8
	中央値	37.5	35.2	36.2	38.2	37.9	38.8	37.7	37.5	35.6
	平均値	37.2	35.0	35.9	37.9	37.5	38.4	37.3	36.6	34.9
	98%tile 値	42.5	38.8	40.5	42.9	42.5	42.5	41.4	42.6	41.4
	99%tile 値	43.1	39.0	40.6	44.0	42.9	42.9	43.1	44.0	41.7
	最大値	45.8	39.2	40.7	45.4	43.9	45.8	43.8	45.5	43.7
	標準偏差	3.2	2.0	2.0	2.8	2.9	2.7	2.6	4.0	4.1

6.4. 他の大気汚染物質との分布比較

光化学オキシダントの短期・長期曝露に係る指標に関する測定局別の分布の経年変化を他の大気汚染物質と比較した。具体的には短期曝露に係る指標の経年変化は NO₂ 及び PM_{2.5} の日平均値の年間 98 パーセンタイル値（図 153～図 155）、長期曝露に係る指標の経年変化は PM_{2.5} の日平均値の年平均値と比較した（図 156 及び図 157）。なお、比較対象は一般局のみとし、対象とした測定局数は表 69 のとおりである。

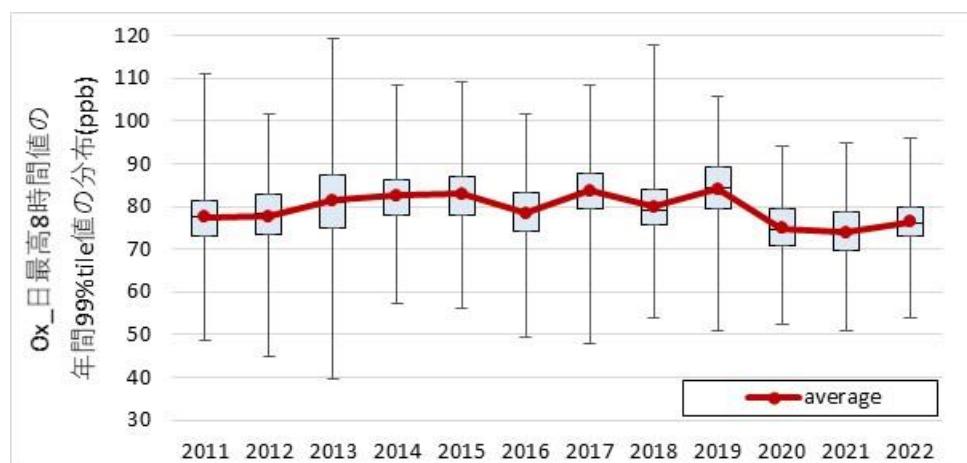


図 153 【Ox】測定局別・日最高 8 時間値の年間 99 パーセンタイル値の分布

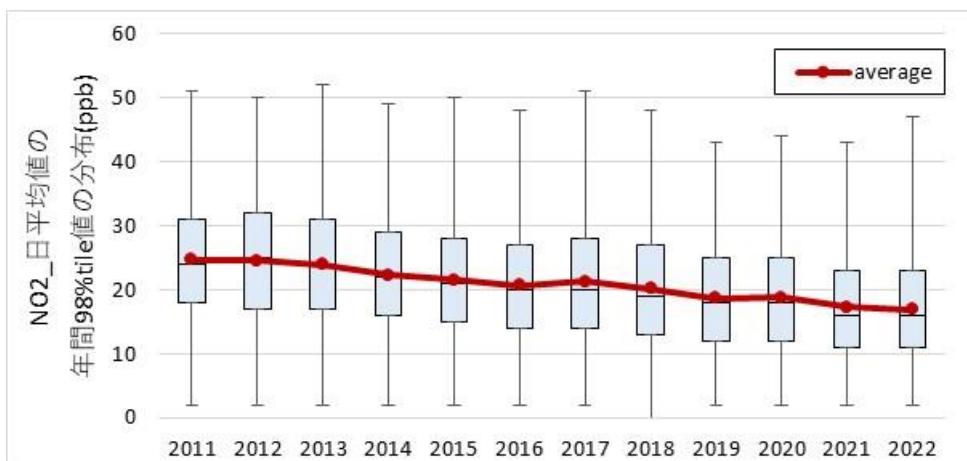


図 154 【NO₂】測定局別・日平均値の年間 98 パーセンタイル値の分布

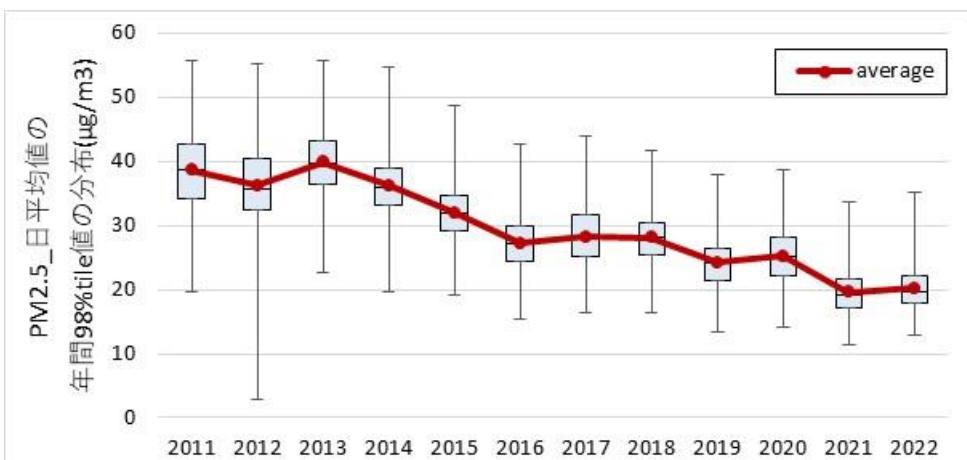


図 155 【PM_{2.5}】測定局別・日平均値の年間 98 パーセンタイル値の分布

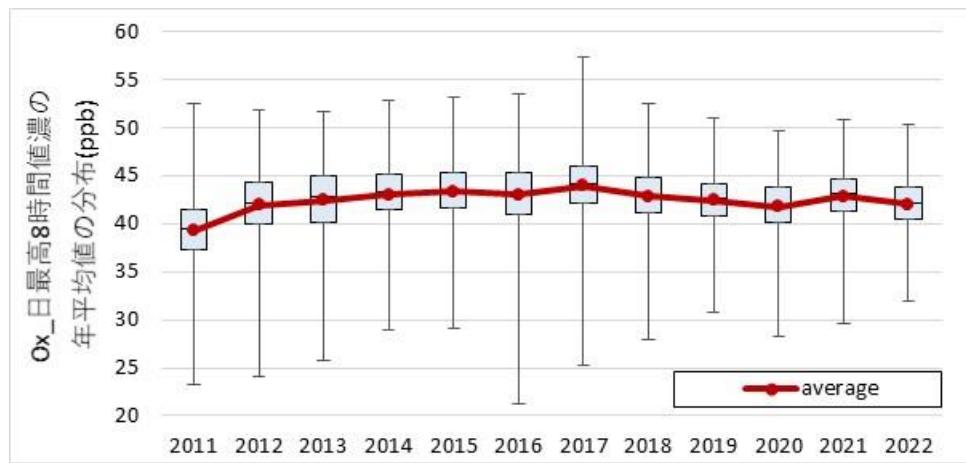


図 156 【Ox】測定局別・日最高8時間値の年平均値の分布

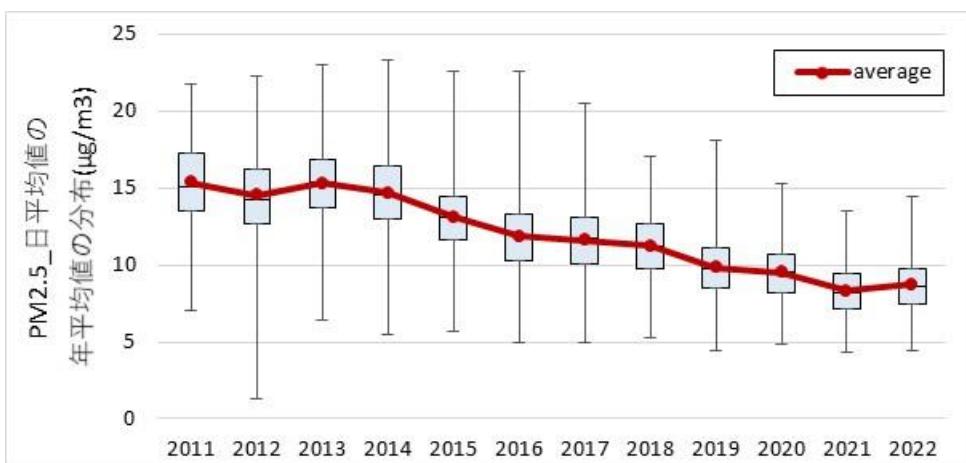


図 157 【PM2.5】測定局別・日平均値の年平均値の分布

表 69 大気汚染物質別・年度別の測定局数

物質	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Ox	1055	1062	1085	1103	1094	1083	1119	1128	1131	1124	1122	1115
NO2	1311	1288	1281	1278	1256	1246	1246	1236	1217	1209	1194	1176
PM2.5	105	313	492	673	766	786	815	819	835	844	858	855

次に長期曝露に係る指標に関して光化学オキシダント、NO₂及びPM_{2.5}の相互の関係性を整理した。具体的には光化学オキシダントの日最高8時間値の年平均値、NO₂の年平均値、PM_{2.5}の年平均値の関係性について2019年度のモニタリングデータを用いて解析した(図158～図160)。いずれの物質間についても相関係数は低いことが確認(-0.16～0.15)された。

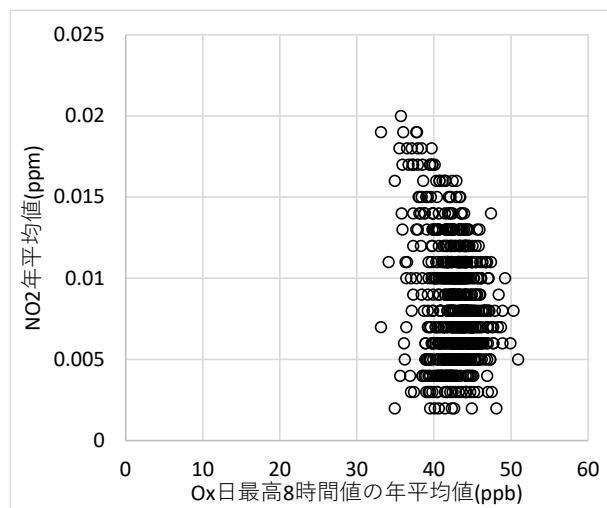


図 158 Ox と NO₂ の関係性
(n=679、相関係数 : -0.16)

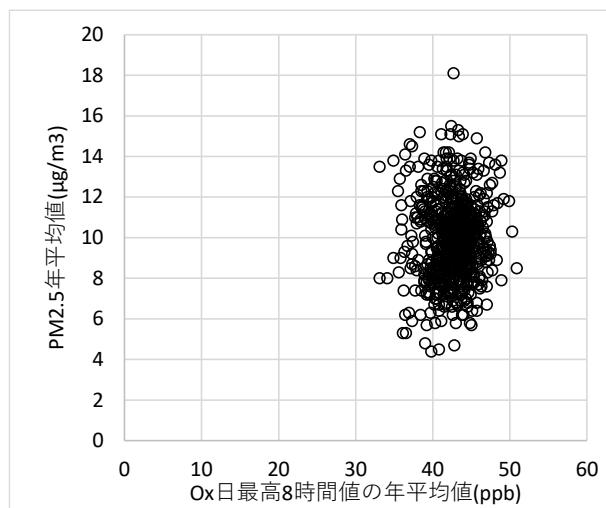


図 159 Ox と PM_{2.5} の関係性
(n=679、相関係数 : 0.15)

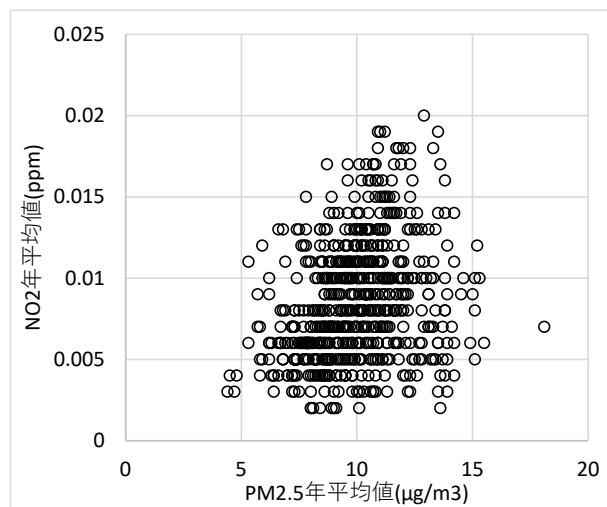


図 160 PM_{2.5} と NO₂ の関係性
(n=679、相関係数 : 0.15)

参考資料4 検討経緯

光化学オキシダント健康影響評価検討会

第1回：令和4年3月3日

第2回：令和4年5月23日

第3回：令和4年8月25日

第4回：令和4年12月12日

第5回：令和5年3月7日

第6回：令和5年7月13日

第7回：令和5年11月9日

第8回：令和6年2月20日

第9回：令和6年3月19日

委員名簿

上田 佳代	北海道大学 大学院 医学研究院社会医学系部門社会医学分野 衛生学教室 教授
大森 崇	京都大学大学院 医学研究科 特定教授
金谷 久美子	京都大学大学院 医学研究科 エコチル京都ユニットセンター研究員
苅田 香苗	杏林大学 医学部衛生学公衆衛生学教室 教授
佐藤 俊哉	京都大学大学院 医学研究科 社会健康医学系専攻 教授
島 正之	兵庫医科大学 医学部公衆衛生学講座 教授
高野 裕久	京都大学大学院 地球環境学堂 環境健康科学論分野 教授
武林 亨	慶應義塾大学 医学部衛生学公衆衛生学 教授
新田 裕史 (座長)	国立環境研究所 名誉研究員
丸山 良子	獨協医科大学看護学部 特任教授
道川 武紘	東邦大学 医学部社会医学講座衛生学分野 講師
山野 優子	昭和大学 保健医療学部看護学科/医学部衛生学公衆衛生学 教授

光化学オキシダント植物影響評価検討会

第1回：令和4年3月7日
第2回：令和4年7月4日
第3回：令和4年9月21日
第4回：令和5年1月30日
第5回：令和5年9月20日
第1回作業会合：令和5年10月16日
第2回作業会合：令和5年1月22日
第6回：令和6年3月5日
第7回：令和6年4月25日

委員名簿

青野 光子	国立環境研究所 生物多様性領域 副領域長
伊豆田 猛（座長）	東京農工大学 大学院農学研究院 物質循環環境科学部門 教授
黄瀬 佳之	山梨大学大学院 総合研究部 生命環境学域 環境科学系 准教授
玉置 雅紀	国立環境研究所 生物多様性領域 領域長
山口 真弘	長崎大学 総合生産科学域 准教授
米倉 哲志	埼玉県環境科学国際センター 自然環境担当 担当部長
渡辺 誠	東京農工大学 大学院農学研究院 物質循環環境科学部門 准教授

光化学オキシダント環境影響に係る検討会

第1回：令和6年12月23日

第2回：令和7年2月10日

委員名簿

伊豆田 猛	東京農工大学 大学院農学研究院 物質循環環境科学部門 教授
板野 泰之	大阪市環境科学研究センター 研究主任
上田 佳代	北海道大学 大学院医学研究院社会医学系部門社会医学分野 衛生学教室 教授
熊谷 貴美代	群馬県 衛生環境研究所 主任研究員 (大気環境係長)
佐藤 俊哉	統計数理研究所 統計思考院 特任教授 滋賀大学 データサイエンス・AIイノベーション研究推進センター 特任教授
島 正之	兵庫医科大学 看護学部 特命教授
高野 裕久	京都先端科学大学 国際学術研究院 特任教授
武林 亨	慶應義塾大学 医学部衛生学公衆衛生学 教授
新田 裕史 (座長)	国立環境研究所 名誉研究員

中央環境審議会大気・騒音振動部会大気汚染物質小委員会

第1回：令和7年5月22日

第2回：令和7年8月5日

委員名簿

石井 浩	一般社団法人日本化学工業協会 常務理事 (環境安全 レスポンシブル・ケア 推進)
伊豆田 猛	東京農工大学 大学院農学研究院 物質循環環境科学部門 教授
上田 佳代	北海道大学 大学院医学研究院社会医学系部門社会医学分野衛生学教室 教授
大原 利眞	一般財団法人日本環境衛生センター アジア大気汚染研究センター 所長
金谷 有剛	国立研究開発法人 海洋研究開発機構 地球環境部門 地球表層システム研究センターセンター長上席研究員
熊谷 貴美代	群馬県環境衛生研究所 主任研究員 (大気環境係長)
斎藤 千佳子	一般社団法人 産業環境管理協会 産業と環境の会センター
柴田 慶子	一般社団法人日本自動車工業会 (いすゞ自動車株式会社 藤沢工場 法規・認証部 シニアエキスパート)
鈴木 春美	全国女性団体連絡協議会 群馬県地域婦人団体連合会書記
武林 亨	慶應義塾大学 医学部衛生学公衆衛生学 教授
新田 裕史 (小委員長)	国立環境研究所 名誉研究員
丸山 良子	東北大学 名誉教授
三浦 安史	石油連盟 安全管理部長
森川 多津子	一般財団法人 日本自動車研究所 主席研究員
山神 真紀子	名古屋市環境科学調査センター 主任研究員