

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27

詳細リスク評価書  
「オキシダント（オゾン）」

2007年5月7日

(独) 産業技術総合研究所  
化学物質リスク管理研究センター

1		
2	目次	
3	要約	
4	1. はじめに.....	1
5	2. 有害性影響.....	1
6	2.1. ヒト.....	1
7	2.2. イネ.....	2
8	3. 前駆物質の環境排出量推定.....	4
9	4. 常時監視測定局データを用いた大気中濃度評価.....	4
10	5. リスク評価.....	4
11	5.1. ヒト.....	4
12	5.2. イネ.....	5
13	6. リスク削減に関する提案.....	6
14	第 I 章 はじめに.....	I-1
15	1. 背景.....	I-1
16	2. 対象物質.....	I-1
17	3. 選択理由.....	I-1
18	4. 目的.....	I-1
19	5. 評価対象と構成.....	I-2
20	第 II 章 基本情報.....	II-1
21	1. 同定情報と物理化学性.....	II-1
22	2. 成層圏オゾンと対流圏オゾン.....	II-3
23	3. 生成・消滅反応.....	II-4
24	3.1. 生成メカニズム.....	II-4
25	3.2. オゾン生成速度の前駆物質に対する依存性と“光化学指標”.....	II-5
26	4. 測定方法.....	II-8
27	5. 光化学オキシダントとオゾン.....	II-9
28	6. 国内法令.....	II-10
29	7. 国際的動向.....	II-11
30	7.1. 米国の環境基準値.....	II-11
31	7.1.1. 1971 年基準値.....	II-11
32	7.1.2. 1979 年基準値.....	II-11
33	7.1.3. 1997 年基準値.....	II-11
34	7.1.4. 現在.....	II-13
35	7.2. 欧州の環境基準値.....	II-13

1	7.2.1. 1992 年の EU 指令 .....	II-13
2	7.2.2. 2002 年の EU 指令 .....	II-14
3	7.3. 英国の環境基準値 .....	II-15
4	7.4. カナダの環境基準値 .....	II-15
5	7.5. WHO の環境基準値 .....	II-16
6	7.6. 米国カリフォルニア州の環境基準値 .....	II-17
7	7.7. まとめ .....	II-19
8	8. 参考文献 .....	II-20
9	第 III 章 オゾンによる有害影響 .....	III-1
10	1. ヒトに対する有害性影響 .....	III-1
11	1.1. はじめに .....	III-1
12	1.2. リスク評価の状況 .....	III-2
13	1.3. 実験動物に対する有害影響 .....	III-5
14	1.3.1. 呼吸器系に対する影響 .....	III-5
15	1.3.2. 神経行動への影響 .....	III-6
16	1.3.3. 心臓・体温に対する影響 .....	III-6
17	1.3.4. 生殖発生への影響 .....	III-7
18	1.3.5. 遺伝毒性 .....	III-7
19	1.3.6. 発がん性 .....	III-8
20	1.4. ヒトに対する影響 .....	III-8
21	1.4.1. 対照試験 .....	III-8
22	1.4.2. 遺伝毒性に関する検討 .....	III-10
23	1.4.3. 疫学研究 .....	III-11
24	1.4.3.1. Penntinen らの報告 (2004) .....	III-11
25	1.4.3.2. Gryparis らの報告 (2004) .....	III-11
26	1.4.3.3. Parodi らの報告 (2005) .....	III-12
27	1.4.3.4. Bell らの報告 (2004, 2005, 2006) .....	III-12
28	1.4.3.5. Levy らの報告 (2005) .....	III-13
29	1.4.3.6. Ito らの報告 (2005) .....	III-13
30	1.4.3.7. Keatinge らの報告 (2006) .....	III-13
31	1.5. 有害性情報のまとめ .....	III-14
32	1.6. 有害性に関する本評価書の見解 .....	III-15
33	1.7. 文献 .....	III-17
34	2. 植物に対する有害性影響 .....	III-23
35	2.1. 既存の有害性評価 .....	III-23

1	2.1.1. 米国環境保護庁 (U.S. EPA) .....	III-23
2	2.1.1.1. 1997年の改訂 .....	III-23
3	2.1.1.2. 2006年の評価 .....	III-23
4	2.1.2. カナダ .....	III-24
5	2.1.3. 国連欧州経済委員会 (UN ECE) .....	III-24
6	2.1.4. 世界保健機構欧州委員会 (WHO-ROE) .....	III-26
7	2.2. 有害性影響 .....	III-27
8	2.2.1. 可視被害 .....	III-27
9	2.2.1.1. タバコ .....	III-27
10	2.2.1.2. イネ .....	III-28
11	2.2.1.3. その他の農作物 .....	III-30
12	2.2.2. 収量減少 .....	III-35
13	2.2.2.1. イネ .....	III-35
14	2.2.2.2. その他の農作物 .....	III-55
15	2.3. 定量的影響 .....	III-70
16	2.3.1. イネの収量影響 .....	III-70
17	2.3.1.1. 暴露指標 .....	III-71
18	2.3.1.2. イネにおける暴露反応関係 .....	III-74
19	2.3.1.3. 収量影響に対する品種間の差 .....	III-78
20	2.4. イネに対するオゾンの有害性に関する本評価書の見解 .....	III-79
21	2.5. 今後の課題 .....	III-81
22	2.6. 参考文献 .....	III-81
23	第IV章 前駆物質の発生源と環境排出量の推定 .....	IV-1
24	1. はじめに .....	IV-1
25	2. 推計手法の概要 .....	IV-1
26	2.1. 固定燃焼発生源 .....	IV-2
27	2.2. 移動燃焼発生源 .....	IV-3
28	2.3. 固定燃焼発生源 .....	IV-3
29	2.4. 植物起源 .....	IV-4
30	3. 推計結果 .....	IV-5
31	4. 参考文献 .....	IV-7
32	第V章 常時監視測定局データを用いた大気中濃度評価 .....	V-1
33	1. はじめに .....	V-1
34	2. オゾン濃度の現況 .....	V-1
35	3. オゾン濃度と前駆物質濃度の経年変動 .....	V-6

1	4. オゾン濃度と前駆物質濃度の週間変動 .....	V-12
2	4.1. 週間変動を解析することの意義.....	V-12
3	4.2. 週間変動の解析方法 .....	V-12
4	4.3. 週間変動の解析結果 .....	V-13
5	4.4. 国内におけるその他の週間変動解析結果 .....	V-15
6	5. 各暴露指標間の関連性 .....	V-16
7	6. 暴露指標のグリッドデータ化.....	V-17
8	6.1. 補間方法の検討.....	V-17
9	6.2. 各指標のグリッドデータ作成結果.....	V-19
10	7. 参考文献.....	V-21
11	第VI章 リスク評価.....	VI-1
12	1. 評価基準値の設定 .....	VI-1
13	2. ヒトに対するリスク評価.....	VI-1
14	2.1. 室内濃度 .....	VI-1
15	2.1.1. 室内発生源 .....	VI-1
16	2.1.2. 空気清浄機からのオゾン発生量.....	VI-1
17	2.1.2.1. チャンバー実験に供試した空気清浄機 .....	VI-2
18	2.1.2.2. チャンバー条件, および試験条件 .....	VI-3
19	2.1.2.3. オゾン発生量, およびオゾン分解率の推定 .....	VI-5
20	2.1.3. 室内濃度の推定 .....	VI-9
21	2.2. 暴露人口 .....	VI-16
22	2.3. ヒト健康リスクの評価.....	VI-17
23	2.4. ヒト健康リスク評価の問題点. ....	VI-20
24	3. 農作物の減収影響 .....	VI-20
25	3.1. 算出条件 .....	VI-20
26	3.1.1. イネの暴露反応関係式 .....	VI-20
27	3.1.2. メッシュ別のイネ収量データベースの作成 .....	VI-20
28	3.1.3. 暴露濃度.....	VI-21
29	3.2. 農作物の減収率, 減収量の評価結果 .....	VI-21
30	4. 参考文献.....	VI-24
31	第VII章 削減対策オプションの評価 .....	VII-1
32	1. 削減対策の評価 .....	VII-1
33	1.1. VOC 排出削減対策の評価 .....	VII-1
34	1.2. 法規制の枠組み.....	VII-3
35	2. VOC 排出削減対策による効果についての定性的評価 .....	VII-6

1	2.1. 評価対象 .....	VII-6
2	2.2. 関東地方における“光化学指標”の適用性検討.....	VII-6
3	2.2.1. 方法.....	VII-6
4	2.2.2. 結果.....	VII-7
5	2.3. “光化学指標”(O <sub>3</sub> /HNO <sub>3</sub> )の実測 .....	VII-9
6	2.3.1. 測定期間・測定場所.....	VII-9
7	2.3.2. 測定対象・測定方法.....	VII-9
8	2.3.3. 測定結果.....	VII-9
9	2.4. “光化学指標”(O <sub>3</sub> /HNO <sub>3</sub> )の実測値に基づくVOC排出削減対策による効果についての	
10	定性的評価 .....	VII-10
11	2.5. 今後の課題.....	VII-11
12	3. 排出削減対策の費用対効果 .....	VII-13
13	3.1. 調査の目的及び内容 .....	VII-13
14	3.1.1. 調査の目的 .....	VII-13
15	3.1.2. 調査の内容 .....	VII-13
16	3.2. 各技術の費用、効果等の基礎情報の収集 .....	VII-14
17	3.2.1. 文献調査およびヒアリング調査の概要 .....	VII-15
18	3.2.2. 調査の対象とする技術 .....	VII-16
19	3.2.3. 各技術の費用、効果等 .....	VII-20
20	3.3. 各技術の2010年までの追加的導入量の推計 .....	VII-26
21	3.3.1. 塗装施設への追加的導入量の推計 .....	VII-29
22	3.3.2. 化学製品製造施設への追加的導入量の推計 .....	VII-39
23	3.3.3. 洗浄施設への追加的導入量の推計 .....	VII-40
24	3.3.4. 印刷施設への追加的導入量の推計 .....	VII-42
25	3.3.5. 貯蔵施設への追加的導入量の推計 .....	VII-49
26	3.3.6. 接着施設への追加的導入量の推計 .....	VII-50
27	3.3.7. クリーニング施設への追加的導入量の推計 .....	VII-53
28	3.3.8. 各施設類型への追加的導入量.....	VII-54
29	3.4. 2010年までの対策費用とVOC排出削減量の評価 .....	VII-56
30	3.4.1. 排出削減対策の費用と効果の予測 .....	VII-56
31	3.4.2. 予測結果の感度分析.....	VII-66
32	3.4.3. 目標レベルを変えた場合の対策費用の解析 .....	VII-67
33	3.4.4. 限界削減費用曲線の導出.....	VII-68
34	3.5. 推計に用いた仮定と今後の改善点.....	VII-71
35	3.5.1. 推計に用いた仮定 .....	VII-71

1	3.5.2. 推計に係る今後の改善点.....	VII-72
2	4. 参考文献.....	VII-78
3	第 VIII 章 結論.....	VIII-1
4	1. 有害性影響.....	VIII-1
5	1.1. ヒト.....	VIII-1
6	1.2. イネ.....	VIII-1
7	2. 前駆物質の環境排出量推定.....	VIII-2
8	3. 常時監視測定局データを用いた大気中濃度評価.....	VIII-2
9	4. リスク評価.....	VIII-3
10	4.1. ヒト.....	VIII-3
11	4.2. イネ.....	VIII-3
12	5. リスク削減に関する提案.....	VIII-4
13		

## 1 要約

2

### 3 1. はじめに

4 オゾンは、酸素原子 3 つよりなる分子量 48 の化学物質で、一般的にオゾン層として知られる成  
5 層圏オゾンと、光化学オキシダントの主成分である対流圏オゾンに分けられるが、化学的な性質  
6 に差異があるわけではなく、存在場所により名称が異なるだけである。前述の光化学オキシダン  
7 トとは、1960 年代頃から深刻な問題となった光化学スモッグの原因物質であり、大気中の窒素酸  
8 化物 (NO<sub>x</sub>) と揮発性有機化合物 (VOC) が紫外線を受け、光化学反応により生成される酸化性  
9 物質の総称である。これには、オゾン、パーオキシアセチルナイトレート (PAN)などが含まれる。

10 光化学オキシダントは、ヒトへの健康影響が認められたことから、我が国において、1973 年に  
11 環境基準 (昼間の 1 時間平均値(時間値)60 ppb) が策定された。しかしながら、近年でも、その  
12 基準を達成した常時監視測定局は少なく、環境基準の 2 倍である注意報発令レベル (昼間の 1 時  
13 間平均値 120 ppb) を超過することも稀ではない。それだけでなく、東京都などの測定では、増  
14 加傾向であることも指摘されており、リスク評価が必要であると考えられる。また、近年、光化  
15 学オキシダントの削減を目的に、事業所からの揮発性有機化合物の排出量の削減を求めた規制も  
16 開始され、その削減効果を評価する上でも詳細なリスクについての検討が必要である。さらに、  
17 オゾンによる植物への影響も懸念されている。

18 以上のことから、直接的なヒト健康影響や植物への影響が考えられる対流圏オゾンの評価対象  
19 とした詳細リスク評価書を策定する。なお、オゾン層に関連する紫外線の増加に伴うヒト健康影  
20 響や生物 (動植物、微生物) への影響は評価しない。

21

## 22 2. 有害性影響

23

### 24 2.1. ヒト

25 ヒトがオゾンの暴露を受けた場合には、呼吸器系に対する炎症性変化が生じる。オゾンの長期  
26 の暴露では炎症性変化に対する修復が生じるが、発がん性は認められない。オゾンの有害性評価の  
27 ポイントは急性暴露での呼吸器系に対する影響が主であり、死亡率増加には直接的な関連は少な  
28 いと考えられる。

29 オゾン 0.08 ppm を健常人ならびに喘息患者に 3 時間吸入暴露した場合には、健常人、喘息患  
30 者ともに肺に対する影響はないとの報告 (Frampton et al 1995)、また健常人に 0.25 ppm を 2  
31 時間吸入暴露した場合に呼吸機能に対する影響はないとの報告 (Hackney et al 1975)、さらには  
32 2 時間暴露の上限値が 0.75 ppm との報告 (Bates et al 1972) もあることから、0.08 ppm の 2-3  
33 時間吸入暴露を無毒性量 (NOAEL) とみなすことは妥当であると考えられる。

34 以上のことから、オゾン 0.08 ppm の 2-3 時間暴露をうけたとしても、ヒトで呼吸器系に影響  
35 が生じることはないと考えられる。したがって、正時 (00 分) から次の正時までの 1 時間の間に

1 得られた測定値である「1時間値」を設定する必要性は低く、1日を0時00分～8時00分、8  
2 時00分～16時00分、16時00分～24時00分と8時間ごとに3つの時間帯に区分して、それぞ  
3 れの時間帯（8時間）における1時間値の算術平均値である「8時間平均値」を設定することが適  
4 切であろう。大気中のオゾン濃度は昼間に上昇することが知られており、特に8時00分～16時  
5 00分における8時間平均値は重要と考える。

6 これらのことから、オゾン濃度の基準値を設定するとしたら、ヒトの健康影響に関するデータ  
7 をもとに、オゾン濃度の8時間平均値として、0.08 ppmを設定することは適切であると考えら  
8

## 9 2.2. イネ

10 イネに対して、可視影響、生育影響と収量影響が認められるが、可視影響、生育影響が直接的  
11 に収量影響と関連しないと考えられていること、農作物として、収量影響が重要なことから、リ  
12 スク評価のエンドポイントとして収量への影響を本評価書では採用した。

13 各調査結果をまとめると、オゾンによる収量影響に対して重要なイネ生育ステージは、幼穂形  
14 成期から登熟期であり、この結果はコムギの結果と矛盾しない。コムギの暴露反応関係より設定  
15 された、ヨーロッパで用いられているAOT40（閾値である40 ppbを超える1時間平均値の閾値  
16 超過分の累積濃度（ppb h））の積算期間は、対象植物によって地域別に設定され、運用されてい  
17 る。これを参考として、本評価書では関東地区におけるイネの生育ステージを考慮し、暴露指標  
18 の積算、平均期間を6月20日から10月10日とした。

19 国内品種（コシヒカリ、日本晴、中生新千本）を対象としたオゾン暴露試験（オープントップ  
20 チャンバー試験とフィールドエアークャンバー試験を含む）の結果と試験の行われた圃場に近接  
21 な常時監視測定局のオキシダント測定結果を用いて複数の暴露指標の検討を行ったところ、  
22 AOT30が最も決定係数が高く（図1）、本評価書では適切と判断した。なお、ヨーロッパなどで  
23 用いられているAOT40の設定時の検討でも、コムギの暴露反応関係にもとづくAOT30の決定係数  
24 は0.91、以下同様に、AOT40では0.91、AOT50では0.88、AOT60では、0.79とあり、イネと同様  
25 にAOT30が著しく劣ったわけではない。

26 以上の解析から得られた暴露反応関係式は、

$$27 \text{ 収量} = 0.000003639 \times \text{AOT30} - 0.99812 \quad (r=-0.8586)$$

28 である。

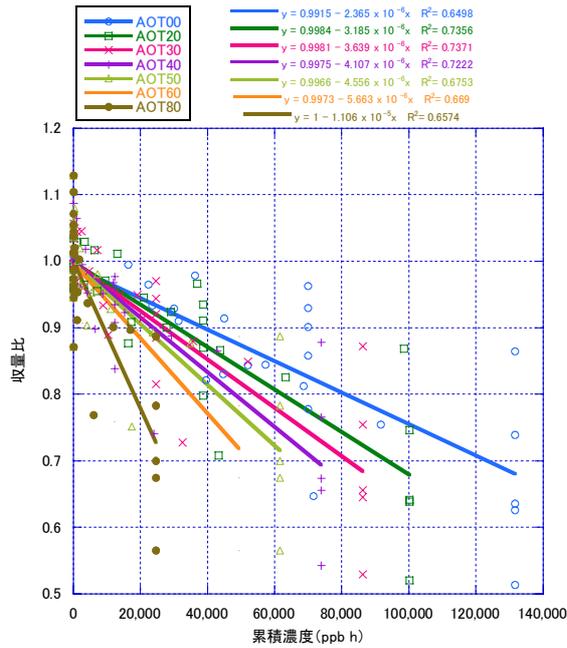


図1 AOTx暴露指標と収量減少の関係

注：AOTxとは閾値であるx ppbを超える1時間平均値の閾値超過分の累積濃度（ppb h）である。本評価では、複数の指標、平均値や累積暴露量について検討したが、AOT00、AOT20、AOT30、AOT40、AOT50、AOT60、AOT80についてのみ示した。

[出典：Kobayashi et al(1995), 仁紫ら (1985)]

上記の暴露反応関係より、5%減収（収量比0.95）と一致するAOT30は、13,220 ppb hであり、10%減収（収量比0.90）と一致するAOT30は、26,959 ppb hである。AOT30が0 ppb hのとき、収量比の95%信頼区間は0.964~1.03であること、同様にAOT30が13,220 ppb hのときの収量比の95%信頼区間は0.917~0.976であること、同様にAOT30が26,959 ppb hのときの収量比の95%信頼区間は0.874~0.926であることから、明確な減収と考えられる10%減収を指針とすべきである。したがって、本評価書では、オゾンによるイネへの減収影響を保護するための指針値としてAOT30の27 ppm h（26,959 ppb hを丸めた）を推奨する（表1）。ただし、この解析には、品種間差が考慮されていないこと、およびバックグラウンド濃度が考慮されていないことに留意すべきである。また、30 ppb以下のオゾンがイネに対して有害でないことを意味しない。

表1 農作物に対する指針値

農作物	指標	指針値	積算期間	積算時間	エンドポイント
イネ	AOT30	27 ppm h	6月20日 ～10月10日	7:00～ 20:59	収量10%減少

1

### 2 3. 前駆物質の環境排出量推定

3 2002 年度を対象にして、オゾンの主要な前駆物質である窒素酸化物 ( $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ) と揮発  
4 性有機化合物 (VOC) の排出量を推定した。全国では、 $\text{NO}_x$  : 240 万トン、VOC : 330 万トンと  
5 推定され、発生源別の構成は、 $\text{NO}_x$  では固定発生源と自動車ほぼ同程度であるのに対し、VOC  
6 では固定発生源が自動車より 2 倍以上多かった。なお、VOC では植物起源が固定発生源をわずか  
7 に上回っており固定発生源とともに VOC の主要な発生源となっていた。また、主要な発源地  
8 域として、東京都・大阪府を取り上げ、両者の比較を行ったところ、東京都では大阪府に比べて  
9 VOC 排出量の割合が小さい (特に植物起源 VOC) ことがわかった。

10

### 11 4. 常時監視測定局データを用いた大気中濃度評価

12 全国 1000 箇所を超える常時監視測定局のデータにより、オゾンの大気中濃度や光化学オキシ  
13 ダント注意報発令レベル超過頻度などの現況、経年変動、週間変動を解析した結果、以下のこと  
14 が明らかになった。1) 平均濃度は、日本海側など大都市圏からはなれた地域で高い傾向がある  
15 のに対し、注意報発令レベル超過頻度が高い地域は、関東地方など大都市圏の近郊に集中してい  
16 る、2) 近年のオゾンの変化傾向は、平均濃度は全国的に増加傾向にあるのに対し、注意報発令  
17 レベル超過頻度は場所によってまちまちである。なお、前駆物質濃度については、VOC は全国的  
18 に減少、 $\text{NO}_x$  は大都市圏で減少、その他で増加の傾向がある、3) 関東地方におけるオゾンの平  
19 均濃度は日曜日にほぼ全地点で増加する一方、注意報発令レベル超過頻度は関東地方全体では減  
20 少する。なお、前駆物質は、日曜日には  $\text{NO}_x$ 、VOC のいずれも減少し、特に  $\text{NO}_x$  の減少率が大き  
21 い。さらに、常時監視測定局データを地理的補間することにより、リスク評価で用いる暴露指  
22 標のグリッドデータ (5km メッシュ) を作成した。

23

### 24 5. リスク評価

25

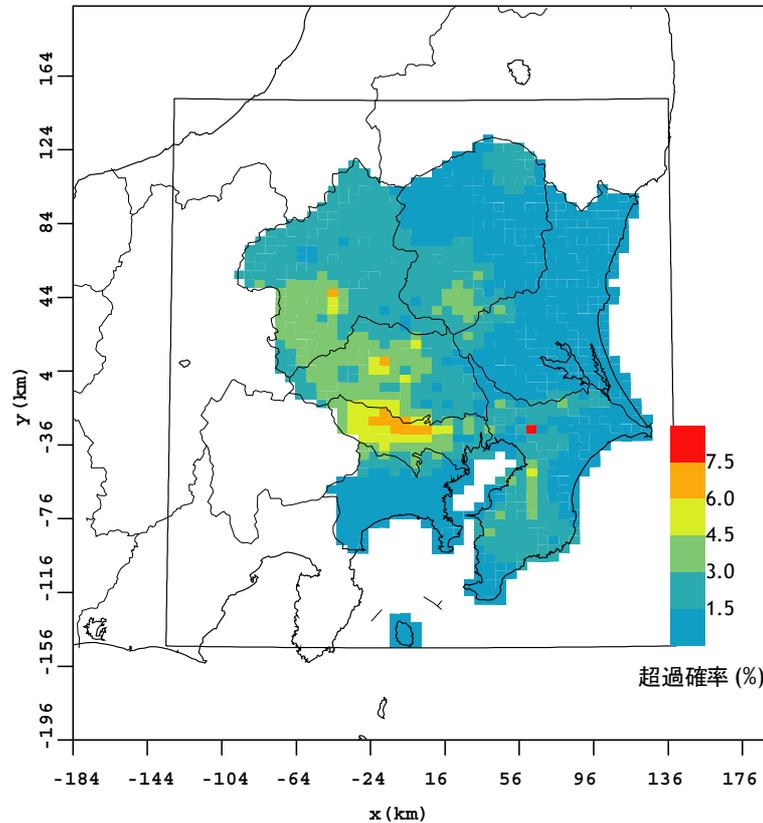
#### 26 5.1. ヒト

27 室内発生源、主として空気清浄機からのオゾン発生による室内濃度への寄与を検討したところ、  
28 ヒトのオゾンへの暴露に対して、重要度が低いことが示唆された。すなわち、室内において、空  
29 気清浄機がある世帯では、8 時間平均値が約 7 ppb と推定され、80 ppb を超過する確率が 0.07 %  
30 であること、空気清浄機のない世帯では、8 時間平均値が約 7 ppb と推定され、80 ppb を超過す  
31 る確率が 0.00% であることから、本評価書では、室内濃度は、大気中濃度に比べて、無視できる  
32 レベルであると判断した。したがって、本評価書では、大気中濃度に暴露される、すなわち、屋  
33 外での暴露が重要だと考え、大気中濃度を暴露濃度とした。

34 年間測定日のうち日中 8 時間平均値が 80 ppb を超えた日の割合の空間分布を検討したところ、  
35 関東西部の東京多摩地区から群馬県にかけて、3%を超える範囲が広がっていた (図 2)。中でも、

1 東京多摩地区と埼玉県との境界付近では、超過割合が 6~7.5%であり、健康への影響が特に懸念  
2 される。超過確率が 6%以上のグリッドの昼間人口は 960 千人で、関東の昼間人口の 2 %を占め  
3 る。また、超過確率が 3%以上のグリッドの昼間人口は、9,110 千人で、これは関東の昼間人口の  
4 23%を占める。

5



6

7 図2 2002年における関東地域の日中8時間平均値が80 ppbを超過する確率の分布

8

9 以上のことから、現状の大気中濃度は、ヒトに対する有害性影響が懸念されるレベルであると  
10 考えられる。

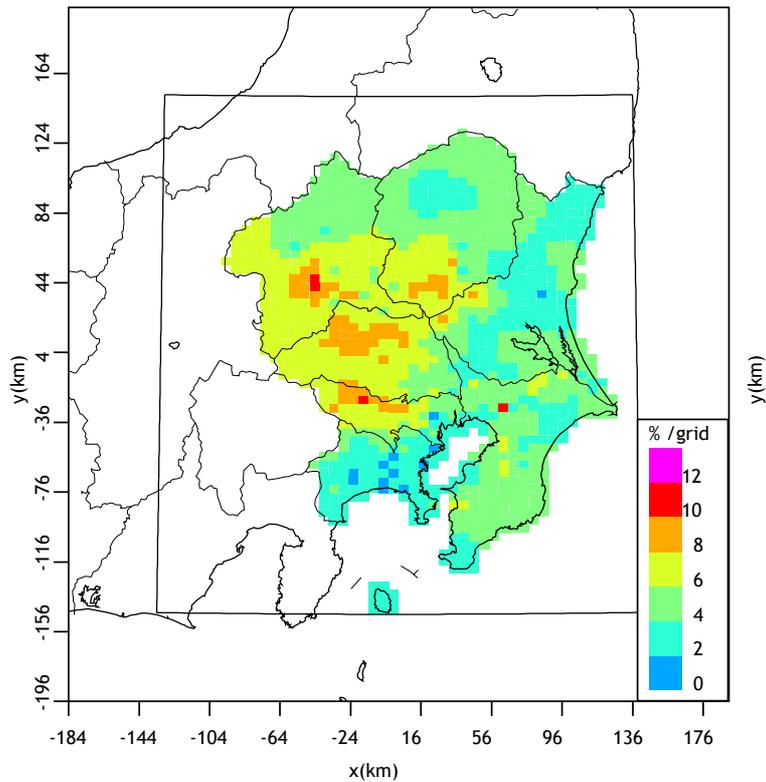
11

## 12 5.2. イネ

13 常時監視測定局の1時間平均値より算出したAOT30, AOT40, 7時間平均値(M7)をもとに、  
14 5 km グリッド別のAOT30, AOT40, M7を求め、それぞれの暴露反応関係から、イネの減収率、  
15 減収量を推定した。なお、本評価書で推奨する暴露指標はAOT30であるが、比較のため、AOT40、  
16 M7(高木と大原 2003)による評価結果も併せて示した。

17 その空間分布は、ヒトのリスク評価で用いた日中8時間平均値と同様に、関東西部の東京多摩  
18 地区から群馬県にかけて高く、指針値として提案したAOT30, 27 ppm hを超過するグリッドが  
19 4グリッドあった(図3)。AOT30, AOT40, M7を指標とした暴露反応関係式に基づく、関東地  
20 区のグリッド別の平均減収率は、それぞれ、5.2%, 3.9%, 3.7%であった。なお、ここで用いた

- 1 M7の暴露反応関係式は、20 ppbをバックグラウンドと設定している。暴露反応式が同じと仮定  
 2 し、バックグラウンドを0 ppbとして減収率を算出すると約7%となる。  
 3



4  
 5 図3 AOT30を基準として算出した関東地区2002年度のイネの減収率  
 6 注：バックグラウンドを0 ppbとした評価である。

7  
 8 2002年度の生産量に基づく関東地区の減収量は、AOT30, AOT40, M7の順で、7.6万t, 5.5  
 9 万t, 5.4万tであり、それぞれ182, 132, 129億円の損失と推定された。

10 推定された減収率、減収量は、暴露指標（AOT30, AOT40, M7）によって異なるものの、定  
 11 性的には、オゾンによりイネの収量が減少することが示された。現状の大気中オゾン濃度は、イ  
 12 ネに対する有害性影響が懸念されるレベルである可能性が考えられる。

13  
 14 **6. リスク削減に関する提案**

15 ヒトおよびイネのリスク評価において有害性が懸念されるレベル、または懸念されるレベルで  
 16 ある可能性が示唆されたことから、大気中のオゾン削減し、リスクを低減する必要がある。大  
 17 気中のオゾンは非常に複雑な化学反応で生成され、前駆物質排出量とオゾン濃度の関係は非線形  
 18 になるので、具体的な対策に言及する前に、まず、対象とする地域がNOx制限であるのか、VOC  
 19 制限であるのか（すなわち、NOxを削減すべきなのか、VOCを削減すべきなのか）を慎重に検  
 20 討する必要がある。本評価書では、NOx制限であるのか、VOC制限であるのかを判定できると  
 21 考えられている“光化学指標”のひとつである硝酸・オゾン濃度比を測定することにより、その

1 試みを行い、関東地方全体として高オゾン濃度現象を低減させるためには VOC 削減より NO<sub>x</sub> 削  
2 減の方が重要である可能性が高いことを示した。この結果は、先に述べた前駆物質濃度と光化学  
3 オキシダント注意報発令レベル出現頻度の週間変動から推察されることにも矛盾していなかった  
4 が、ごく短期間の限られたデータから得られたことであるため、その妥当性については今後さら  
5 に検討を進めていく必要がある。また、この削減において、費用も重要なパラメータとなりうる。  
6 すなわち、対象地区において、同じオゾン濃度を削減する結果となる、「NO<sub>x</sub> 削減量×NO<sub>x</sub> 削減  
7 費用」と「VOC 削減量×VOC 削減費用」を比較し、どちらがより合理的であるか判断しなけれ  
8 ばならない。

9 以上のことから、リスク削減に関して、直ちに提案できる対策はないが、次の評価方法を開発  
10 し、評価を行うことを提案する。まず、NO<sub>x</sub> と VOC のいずれを削減すべきかの判定をより正確  
11 に行うために、硝酸・オゾン濃度比などの実測データを充実させる、また、NO<sub>x</sub> と VOC のいず  
12 れを、どこで、どれだけ削減すればよいのかを定量的に評価するために、高精度な大気拡散モデ  
13 ルの開発が不可欠である。この際、モデルがオゾン濃度に加えて、NO<sub>x</sub> 制限であるか、VOC 制  
14 限であるかを正しく推定できていることの検証が必須である。次に、本評価書で示した VOC 削  
15 減費用の検討以外に NO<sub>x</sub> 削減費用に関して、調査が必要である。

16 以上の評価方法等の開発により、効果的なリスク削減を提案できると考えられる。

17

18

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35

## 第I章 はじめに

### 1. 背景

オゾン<sup>1</sup>は、酸素原子3つよりなる分子量48の化学物質で、一般的にオゾン層として知られる成層圏オゾンと、光化学オキシダントの主成分である対流圏オゾンに分けられるが、化学的な性質に差異があるわけではなく、存在場所により名称が異なるだけである。前述の光化学オキシダントとは、1960年代頃から深刻な問題となった光化学スモッグの原因物質であり、大気中の窒素酸化物(NO<sub>x</sub>)と揮発性有機化合物(VOC)が紫外線を受け、生成される酸化性物質の総称である。この反応過程を光化学反応とよび、生成された酸化性物質に、オゾン、パーオキシアセチルナイトレート(PAN)などがある。

### 2. 対象物質

本評価書におけるオキシダントとは、光化学オキシダントのことであり、評価対象物質は、光化学オキシダントの主成分であるオゾンである。光化学オキシダントは、中性ヨウ化カリウム法により測定可能であった酸化性物質から二酸化窒素(NO<sub>2</sub>)を除いた化学物質の総称である。

### 3. 選択理由

我が国において、光化学オキシダントは、ヒトへの健康影響が認められたことから、1973年に環境基準(昼間の1時間平均値(以下時間値)60 ppb)が策定された。しかしながら、近年でも、その基準を達成した常時監視測定局は少なく、環境基準の2倍である注意報発令レベル(昼間の1時間値120 ppb)を超過することも稀ではない。それだけでなく、東京都などの測定では、増加傾向であることも指摘されており、リスク評価が必要であると考えられる。また、近年、光化学オキシダントの削減を目的に、事業所からの揮発性有機化合物の排出量の削減を求めた規制も開始され、その削減効果を評価する上でも詳細なリスクについての検討が必要である。さらに、オゾンによる植物への影響も懸念されている。

以上のことから、直接的なヒト健康影響や植物への影響が考えられる光化学オキシダントの主成分である対流圏オゾン<sup>2</sup>を評価対象とした詳細リスク評価書を策定する。なお、オゾン層に関連する紫外線の増加に伴うヒト健康影響や生物(動植物、微生物)への影響は評価しない。

### 4. 目的

本評価書は、オキシダントの主成分であるオゾン<sup>3</sup>を評価対象とし、国内のオゾンによるリスクの現状を詳細に解析することを目的とした。これには、大気中濃度分布の地理的補完、ヒトに対する有害性評価、植物に対する定量的有害性評価等を含む。

1 5. 評価対象と構成

2 本評価書は，評価対象年を 2002 年とした．評価対象としては，ヒトは一般住民，植物は我が  
3 国における主要生産物であるイネとした．評価対象地域は，大気中濃度の地理的補完を行える測  
4 定局密度の濃い関東地区とした．この範囲を拡大するため，二次反応を組み込んだ新たな大気拡  
5 散モデルが必要であるが，対象としていない．これにともない，将来の濃度予測も含まない．し  
6 たがって，本評価書では，排出量削減によるオゾン濃度の削減効果等の評価は行っていない．

7

8

1 第II章 基本情報

2

3 本章では、オゾンの基本的な情報を記載する。

4

5 1. 同定情報と物理化学性

6 オゾンは、酸素原子3つよりなる分子量48の化学物質であり、常温で無色の気体である。独特  
7 の生臭いと表現されるオゾン臭を持ち、清浄空間では、数ppbのオゾンを感じる事が出来る。

8

9 表 II-1 オゾンの同定情報

物質名	オゾン (ozone)
別名	三酸素
分子式	O <sub>3</sub>
分子量	48.0 g/mol
CAS 登録番号:	10028-15-6
化審法監視化学物質	該当なし
PRTR	該当なし
ICSC 番号	0068

10 [出典：国際化学物質安全性カード，化学物質総合情報提供システム]

11

12

1

2 表 II-2 オゾンの物理化学性

融点	-192.45°C (80.7 K)	NIST web
沸点	-111.85°C (161.3 K)	NIST web
ヘンリー則定数	0.011, 0.0094, 0.012, 0.0094, 0.013, 0.011, 0.012, 0.0088, 0.013, 0.013, 0.012 mol/kg*bar	NIST web
相対蒸気密度	1.6(空気 = 1)	国際化学物質安全性カード
水への溶解度 :	0.1 g/100 ml(0°C)	国際化学物質安全性カード
Log P (octanol-water)	-0.87	SRC
換算係数 1 気圧, 0°C 1 気圧, 25°C	1 ppbv = 2.143 µg/m <sup>3</sup> 1 µg/m <sup>3</sup> = 0.467 ppbv 1 ppbv = 1.963 µg/m <sup>3</sup> 1 µg/m <sup>3</sup> = 0.509 ppbv	
臭気濃度 (低)	0.0076ppm	Haz-Map
臭気濃度 (高)	0.03ppm	Haz-Map
LC50	50ppm	Haz-Map

3 [出典 : NIST Chemistry WebBook, 国際化学物質安全性カード, Haz-Map, SRC]

4

5 オゾンの換算係数は, 0, 25°C, それぞれで, 1 ppb が, 1.963 µg/m<sup>3</sup> と 2.143 µg/m<sup>3</sup> である.6 したがって, 一般環境では, 1 ppb が 2 µg/m<sup>3</sup> と換算してされることが多く, 多くの既存文献や既  
7 存評価でこの値が採用されている.

8

1

2 表 II-3 オゾンの労働環境基準

基準値		出典
日本産業衛生学会 作業環境許容濃度	許容濃度：0.1 ppm	化学物質総合情報提供システム
米国産業衛生専門家会議 (ACGIH) 作業環境許容濃度 (TLV)	Heavy work：0.05ppm	化学物質総合情報提供システム
	Light work：0.10ppm	化学物質総合情報提供システム
	Moderate work：0.08ppm	化学物質総合情報提供システム
	Heavy, moderate, or light workloads (= <2 hours)：0.20ppm	化学物質総合情報提供システム
米国労働安全衛生庁 (OSHA) 許容濃度限界値(PEL)	0.1 ppm	Haz-Map
国立労働安全衛生研究所 (NIOSH) 生命または健康に対する 差し迫った危険 (IDLH)	5 ppm	Haz-Map

3 [出典：Haz-Map, 化学物質総合情報提供システム]

4

## 5 2. 成層圏オゾンと対流圏オゾン

6 地球の大気は、その鉛直高度によって区分されている。成層圏とは、オゾン層が存在している  
7 鉛直高度約 11 km から 50 km の層で、対流圏とは、成層圏より低層の鉛直高度 0 km から約 11 km  
8 の層である。オゾンは、存在場所により、成層圏オゾンと対流圏オゾンと呼ばれているが、それ  
9 ぞれに、物理化学的な相違があるわけではない。それぞれで、オゾンの生成要因が異なる。また、  
10 大部分のオゾンはオゾン層（成層圏オゾン）に含まれており、対流圏には全オゾン量の約 10% が  
11 存在するとされている。図 II-1 に気象庁により観測された対流圏オゾン濃度を示した。成層圏に  
12 近い高度 11km 以上の濃度が高く、鉛直高度が低くなるとオゾン濃度も低下する。

13

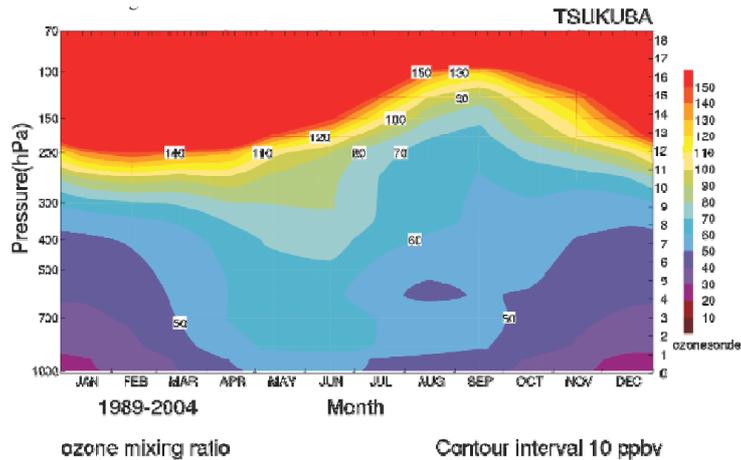


図 II-1 オゾンゾンデによる上空オゾン濃度の観測結果

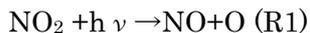
[出典：気象庁（2006）]

### 3. 生成・消滅反応<sup>1</sup>

#### 3.1. 生成メカニズム

対流圏において、オゾンは、窒素酸化物（NO<sub>x</sub>：NO+NO<sub>2</sub>）と揮発性有機化合物（VOC）の共存下で2次的に生成される。

対流圏におけるオゾンの唯一の化学的生成源は、(R1)によるNO<sub>2</sub>の光解離とそれに続くO原子と酸素（O<sub>2</sub>）との反応である。このように、オゾンの生成にはNO<sub>x</sub>が不可欠である。



(R2)の反応は非常に速いため、オゾンの生成速度はもっぱら(R1)に支配される。一方、主要な消滅源は、(R3)によるNOとの反応である。



ここで、正味のオゾン生成速度を生成速度・消滅速度の差として定義し、これをPO<sub>3</sub>とすると、PO<sub>3</sub>は以下の式で表される。<sup>2</sup>

$$\text{PO}_3 = J_1[\text{NO}_2] - k_3[\text{NO}][\text{O}_3] \quad (1)$$

この式を出発点にして、オゾンの生成・消滅を、1) 夜間、2) 昼間でVOCが存在しない場合、3) 昼間でVOCが存在する場合、に分けて論じる。

#### 1) 夜間

夜間はJ<sub>1</sub>=0となるため、(1)式よりPO<sub>3</sub>は負となり、オゾンは正味消滅される。また、NO

<sup>1</sup> 本節全般にわたり、ジェイコブ（2002）を参照した。

<sup>2</sup> 実際にはオゾンの消滅源には(R3)以外の反応もあるので、(1)式は近似的に成立するものである。

1 濃度が高いほど、消滅速度は大きくなる。このため、夜間のオゾン濃度は、一般に都市大気の方  
2 が郊外大気より低くなる。

3 2) 昼間で VOC が存在しない場合

4 短寿命の気体である NO について定常状態近似を施す。NO に関与する主たる反応は、炭化水  
5 素類が存在しない場合には (R1) と (R3) のみであるので、NO についての定常状態は、

$$6 \quad J_1[\text{NO}_2] = k_3[\text{NO}][\text{O}_3] \quad (2)$$

7 である。

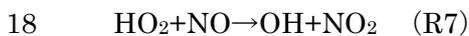
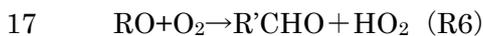
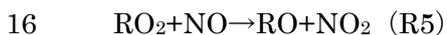
8 これを (1) 式に代入すると、

$$9 \quad \text{PO}_3 = 0$$

10 となる。つまり、VOC が存在しない場合には、NO<sub>x</sub> が存在していても、オゾンの正味の生成は  
11 ない。

12 3) 昼間で VOC が存在する場合

13 昼間で VOC が存在する場合には、NO<sub>x</sub> の存在下では、(R4) ~ (R7) で示した水酸化ラジカ  
14 ル (OH) を介するラジカル連鎖反応が起こる。



19 以上のラジカル連鎖反応において (R5) と (R7) が O<sub>3</sub> の消滅反応 (R3) と競合するので、O<sub>3</sub>  
20 の消滅速度は 2) の場合に比べて遅くなる。2) で行ったのと同様に、NO について定常状態近  
21 似を適用すると、

$$22 \quad J_1[\text{NO}_2] = k_2[\text{NO}][\text{O}_3] + k_5[\text{NO}][\text{RO}_2] + k_7[\text{NO}][\text{HO}_2] \quad (3)$$

23 これを (1) 式に代入すると

$$24 \quad \text{PO}_3 = k_5[\text{NO}][\text{RO}_2] + k_7[\text{NO}][\text{HO}_2]$$

25 となり、オゾンは正味生成されることがわかる。

26 以上のように、オゾンの生成には NO<sub>x</sub> と VOC のいずれもが必要である。

27 なお、本節で示した 2), 3) の場合の PO<sub>3</sub> の式は、それぞれ、NO について式 (2), (3) の  
28 定常状態を仮定して導かれたものであるが、この仮定は、NO<sub>x</sub> の巨大な発生源近傍など明らかに  
29 成立しない場合があることに注意する必要がある。NO<sub>x</sub> の巨大な発生源近傍では、一般に、式 (2),  
30 (3) の右辺が左辺を上回り、昼間でも PO<sub>3</sub> は負となっている。

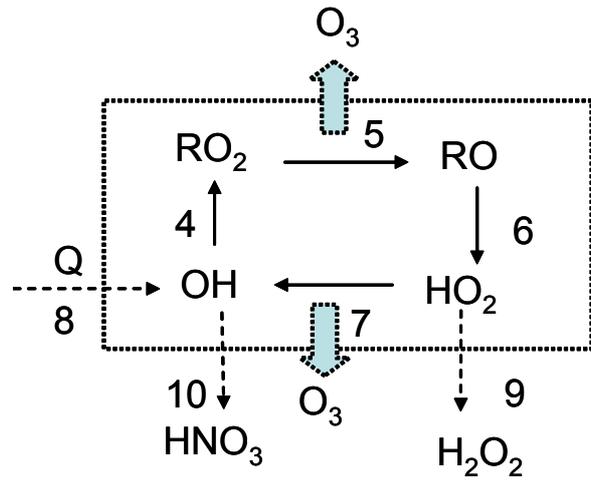
31

### 32 3.2. オゾン生成速度の前駆物質に対する依存性と“光化学指標”

33 オゾン生成速度が、前駆物質に対してどのように依存するのかわかることは、適切な排出削減  
34 対策を考える上で重要である。PO<sub>3</sub> の前駆物質に対する依存性を知るためには、(R4) ~ (R7)  
35 で示した OH ラジカルを介した連鎖反応について、その開始反応、停止反応も含めて考察する必

1 要がある。主要な開始反応は (R8) であり, HO<sub>x</sub> ラジカル類の主要な停止反応は (R9), (R10)  
 2 である。これらの反応を含めた HO<sub>x</sub> ラジカル類の反応過程を図 II-2 に示す。

- 3  $O_3+h\nu(+H_2O)\rightarrow 2OH$  (R8)
- 4  $HO_2+HO_2\rightarrow H_2O_2+O_2$  (R9)
- 5  $NO_2+OH+M\rightarrow HNO_3+M$  (R10)
- 6



7  
 8 図 II-2 HO<sub>x</sub> ラジカル類の反応過程と O<sub>3</sub> の生成過程 (ジェイコブ 2002 を改変)

10 HO<sub>x</sub> ラジカル類の消失源として, (R9) が重要な場合と (R10) が重要な場合で, PO<sub>3</sub> の前駆  
 11 物質に対する依存性が大きく異なることが知られている。

12 (R9) が重要で (R10) を無視できる場合 (NO<sub>x</sub> 濃度が低い場合) には, (R8) による OH の  
 13 生成速度を Q と記し, HO<sub>x</sub> ラジカル類について効率の良い伝播サイクルをを仮定したうえで HO<sub>x</sub>  
 14 ラジカル類について定常状態近似を適用すると,

15 
$$PO_3=2k_7(Q/(2k_9))^{1/2}[NO]$$

16 となり, PO<sub>3</sub> は, NO 濃度に比例して増加するが, VOC 濃度にはよらない。このような状態を  
 17 NO<sub>x</sub> 制限 (NO<sub>x</sub>-limited) と呼ぶ。

18 一方, HO<sub>x</sub> ラジカル類の消滅源として (R10) が重要で (R9) を無視できる場合 (NO<sub>x</sub> 濃度が  
 19 高い場合) には,

20 
$$PO_3=2k_4Q[VOC]/(k_{10}[NO_2][M])$$

21 となり,

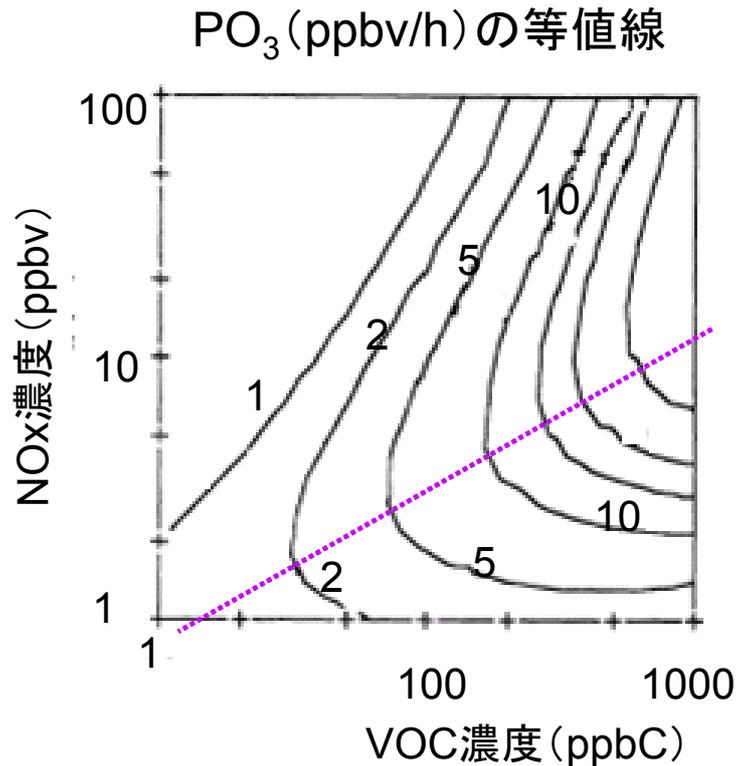
22 PO<sub>3</sub> は VOC の濃度に比例して増加するが, NO<sub>x</sub> 濃度に反比例する。このような状態を VOC 制  
 23 限 (VOC-limited) と呼ぶ。

24 図 II-3 は, PO<sub>3</sub> の NO<sub>x</sub>, VOC に対する依存性を数値計算によって求めた一例である。図 II-3

1 によると、 $PO_3$ の前駆物質濃度に対する依存性には、確かに先に示したような2種の状態( $NO_x$   
2 制限, VOC制限)があり、その2種の状態は図の点線で区分されていることが分かる。

3 Kleinman et al.(1997)は、 $HO_x$ ラジカル類について定常状態近似を仮定したうえで、低 $NO_x$ 、  
4 高 $NO_x$ のいずれの条件でも成立する $PO_3$ の前駆物質濃度による関数形を導出し、 $Ln$ を $NO_x$ に  
5 よる $HO_x$ 類の消滅速度とすると、 $Ln/Q=1/2$ を境に、 $Ln/Q$ の値が $1/2$ より大きければVOC制限、  
6 小さければ $NO_x$ 制限となることを示している。

7



8

9 図 II-3 オゾン生成速度の $NO_x$ 濃度、VOC濃度に対する依存性 (Sillman 1999 を改変)

10

11 生成減としてR8, 消失減としてR9, R10のみを考慮し、R9による $H_2O_2$ の生成速度を $PH_2O_2$ 、  
12 R10による $HNO_3$ の生成速度を $PHNO_3$ とすれば、 $HO_x$ ラジカル類についての定常状態の式は、

13 
$$Q=2PH_2O_2+PHNO_3$$

14 であり、

15 
$$Ln=PHNO_3$$

16 であるので、 $Ln/Q > 1/2$ の条件は、

17 
$$PHNO_3/(2PH_2O_2+PHNO_3) > 1/2$$

18 すなわち、

19 
$$PHNO_3 > 2PH_2O_2$$

20 となる。よって、このときVOC制限、逆に

1  $\text{PHNO}_3 < 2\text{PH}_2\text{O}_2$

2 のとき、 $\text{NO}_x$  制限となる。

3 すなわち、図 II-3 の点線上では、 $\text{PHNO}_3 = 2\text{PH}_2\text{O}_2$ 、つまり、 $\text{PH}_2\text{O}_2/\text{PHNO}_3 = 1/2$  が成り立ち、  
4 この比が  $1/2$  より小さければ  $\text{NO}_x$  制限、大きければ  $\text{VOC}$  制限となる。このことは、 $\text{PH}_2\text{O}_2/\text{PHNO}_3$   
5 比は  $\text{PO}_3$  が  $\text{NO}_x$  制限なのか  $\text{VOC}$  制限なのかを知るための指標として利用できることを示してい  
6 る。

7 しかし、排出削減対策を考えるうえで、より重要な指標は、前駆物質排出量に対するオゾン濃  
8 度の依存性を判定できる指標であろう。これを“光化学指標”と呼ぶことにする。上述の比、  
9  $\text{PH}_2\text{O}_2/\text{PHNO}_3$  に関連する  $\text{H}_2\text{O}_2$ 、 $\text{HNO}_3$  濃度は、いずれも、ある空気塊のたどってきた道筋の中  
10 で  $\text{O}_3$  とともに生成してきたものである。このため、 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HNO}_3$  濃度比は“光化学指標”の候補となる  
11 (Kleinman 2000)。実際この比は“光化学指標”として有用であることが、Sillman (1995)、  
12 Sillman & He (2002) のアメリカを対象とした 3 次元数値シミュレーションなどにより確認され  
13 ている。また、さらにある仮定を施した場合には、 $\text{O}_3/\text{HNO}_3$  なども“光化学指標”となることが  
14 示されており (Kleinman 2000)、実際、上記のシミュレーションなどでその有用性が確認されて  
15 いる。

16

#### 17 4. 測定方法

18 光化学オキシダントとオゾンの測定方法について記載する。

19 国内の光化学オキシダント測定における光化学オキシダントの定義は、「オキシダントとは、全  
20 オキシダント、光化学オキシダント、オゾン等の酸化性物質の総称である。全オキシダントは、  
21 中性よう化カリウム溶液からよう素を遊離するすべての酸化性物質の総称であり、全オキシダ  
22 ントの中から二酸化窒素を除いた物質が光化学オキシダントである。」(環境庁大気常時監視研究会)  
23 である。これにより、中性よう化カリウムを用いる吸光光度法や電量法が用いられてきた (環境  
24 庁大気常時監視研究会)。吸光光度法は、オキシダントが中性ヨウ化カリウムを酸化することでヨ  
25 ウ素が解離する現象を利用したもので、これによって解離したヨウ素を 365nm 付近の吸光度にて  
26 定量する方法である (環境省大気汚染物質広域監視システム)。電量法も上記同じ化学反応を利用  
27 し、吸光度でなく、電量法によってヨウ素を測定する方法である (環境省大気汚染物質広域監視  
28 システム)。これらの下記の方法と比較して、ヨウ化カリウム溶液を用いることから、湿式測定法  
29 と呼ばれている。

30 しかしながら、この方法は、干渉成分、測定環境等の影響が少なくない。平成 8 年 10 月 25 日  
31 に紫外線吸収法若しくは化学発光法による乾式測定法が採用された (環境庁大気常時監視研究会)。  
32 紫外線吸収法は、254nm 付近の紫外線がオゾンによって吸収される現象を用いるもので、こ  
33 の紫外線の量を測定する (環境省大気汚染物質広域監視システム)。化学発光法は、オゾンにより  
34 酸化されたエチレンが励起状態のホルムアルデヒドになり、このホルムアルデヒドが基底状態に  
35 変化するとき、発光する原理を用いるもので、この発光強度を測定する (環境省大気汚染物質広

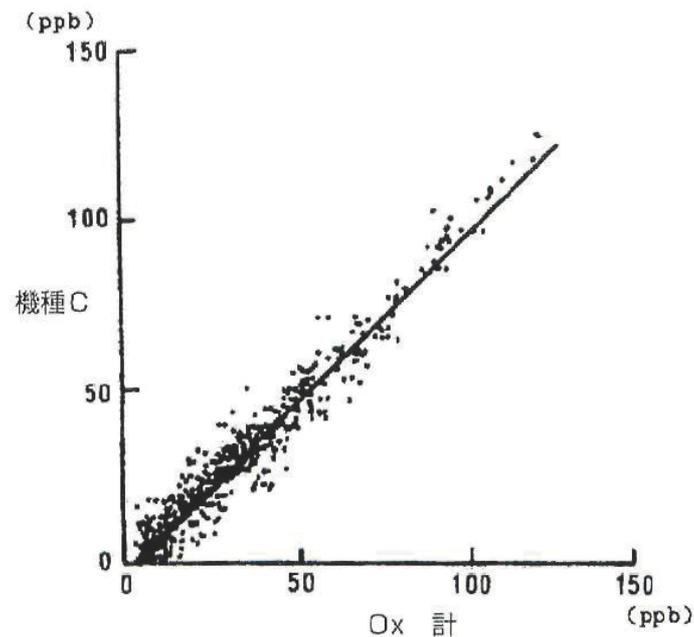
1 域監視システム)。ヨウ化カリウム溶液を用いないことから、乾式測定法と呼ばれている。乾式測  
2 定法は、光化学オキシダント測定方法であるが直接的にはオゾン濃度を測定しているが、「環境大  
3 気の測定では、この方法で得られたオゾン濃度が、中性よう化カリウム溶液を用いる吸光光度法  
4 で得られた光化学オキシダント濃度と極めてよく一致する。このため、大気汚染の常時監視にお  
5 いては、この方法で得られたオゾン濃度を持って光化学オキシダント濃度としてよい」（環境庁大  
6 気常時監視研究会）とされている。

7

## 8 5. 光化学オキシダントとオゾン

9 図 II-4 に光化学オキシダントとオゾンの関係を示す。これは、玉置(2003)によって示された「児  
10 童測定機の精度に関する研究」によるオキシダント計とオゾン計の比較である。これによると、  
11 オキシダントとオゾンはほぼ 1:1 の関係にあることを示した。すなわち、実測されているオキシ  
12 ダントは、ほぼ全量がオゾンであることを示している。

13



14

15 図 II-4 オキシダント濃度とオゾン濃度の比較

16 注：横軸はオキシダント計にオキシダント濃度，縦軸はオゾン計によるオゾン濃度

17 [出典：玉置（2003）]

18

19 また、光化学オキシダントに含まれるパーオキシアセチルナイトレート (PAN)の濃度は、オゾ  
20 ン濃度と直線関係ではないことが示唆されているが (US EPA 2006)、国内のオキシダント計で  
21 測定されたオキシダントのうち平均 6%が PAN であり、これは実際の濃度の 1/15 程度であるこ  
22 とが示されている (玉置 2003)。

1 以上のことから、光化学オキシダントの大部分は、オゾンであり、また、我が国で測定されて  
 2 いる光化学オキシダント (Ox) は、ほぼ、オゾン濃度と考えることに大きな問題点はないと考え  
 3 られる。したがって、本評価書では、国内で測定されている光化学オキシダント濃度をオゾン濃  
 4 度として解析を行う。

5

6 **6. 国内法令**

7 大気汚染に係る環境基準が定められており、「1時間値が 0.06 ppm 以下であること」とされて  
 8 いる(環境省「大気の汚染に係る環境基準について」)。また、光化学オキシダントの 1 時間値が  
 9 0.12 ppm 以上で、気象条件を考慮すると、その状況が継続すると認められる場合に注意報が発令  
 10 される(所謂、注意報発令レベル濃度)。さらに、自治体により、1 時間値が 0.24ppm 以上で、  
 11 その状況が継続すると認められる場合、警報が発令される(環境省大気汚染物質広域監視システ  
 12 ム)。

13 光化学オキシダントの生成防止のための大気中炭化水素濃度の指針が定められており、「光化学  
 14 オキシダントの日最高 1 時間値 0.06 ppm に対応する午前 6 時から 9 時までの非メタン炭化水素  
 15 の 3 時間値は、0.20 ppmC から 0.31 ppmC の範囲であること」とされている(環境省「大気の汚  
 16 染に係る環境基準について」)。

17 近年、揮発性有機化合物の排出抑制制度が定められた。これは、「大気中に排出され、または飛  
 18 散したときに期待である有機化合物(浮遊粒子状物質およびオキシダントの生成の原因とならな  
 19 い物質として政令で定める物質を除く)」を、「揮発性有機化合物」として定め、この物質群の排  
 20 出抑制を図るものである(環境省「揮発性有機化合物(VOC)対策」)。浮遊粒子状物質の環境基  
 21 準達成率が約 93%に改善すると見込まれること、光化学オキシダント注意報レベルを超えない測  
 22 定局数が約 9 割まで上昇すると見込まれることから(表 II-4)、平成 22 年度を目途として平成 12  
 23 年度の排出量(185 万トン)から 3 割削減が目標とされている(中央環境審議会 2004)。この達  
 24 成のため、「揮発性有機化合物排出施設」は、揮発性有機化合物排出施設の都道府県知事への届出  
 25 義務、排出口からの排出濃度基準の遵守義務と排出濃度の測定義務が課せられた。なお、「揮発性  
 26 有機化合物排出施設」は「工場・事業所に設置される施設で、VOC の排出が多いためにその規制  
 27 を行うことが特に必要なもの」として定められている。

28

29 **表 II-4 平成 22 年度における VOC 削減効果**

物質	指標	VOC 削減率					
		0%	10%	20%	30%	40%	50%
光化学オキシダント	注意報レベル非超過割合(%)	57.4	71.0	79.4	<b>89.2</b>	95.0	99.2
	注意報発令延べ日数(日)	259	208	142	64	28	7

SPM	環境基準達成率	一般局	92.6	94.9	95.5	95.7	95.7
	(%)	自排局	74.7	83.1	86.1	89.8	90.4
		合計	87.9	91.8	<b>93.1</b>	94.2	94.3

[出典：揮発性有機化合物排出抑制推進セミナー関係資料集]

## 7. 国際的動向

### 7.1. 米国の環境基準値

#### 7.1.1. 1971 年基準値

1970 年の大気清浄法 (Clean Air Act) の改正による全国一律の大気環境基準値, すなわち NAAQS (National Ambient Air Quality Standards) が設定されることになった。NAAQS にはヒト健康を保護するための第一次 (primary) NAAQS と公衆の福祉 (public welfare) を保護するための第二次 NAAQS からなる。まず, 1971 年, 総光化学オキシダントとして, 第一次および第二次 NAAQS として 0.08 ppm (1 時間値, 1 年に 1 回より多く超えない) が定められた (Federal Register 1971)。1977 年の大気清浄法改正によって, NAAQS を 1980 年 12 月 31 日までに科学的レビューを再び行い, 改訂するか再確認するかの決定を下すことが EPA に命じられた。また, このプロセスを 5 年ごとに繰り返すことが決められた。

#### 7.1.2. 1979 年基準値

1979 年には, 最初の定期的なレビューを終え, 計測対象がオゾン (O<sub>3</sub>) に変更され, NAAQS は第一次と第二次ともに 0.12 ppm (1 時間値, 1 年に 1 回より多く超えない) に変更された。数値の根拠は短期のヒト暴露実験であり, 0.15ppm レベルで運動している喘息患者に気管支収縮や呼吸器症状が現れたことによる (Federal Register 1979)。

大気清浄法は 1990 年に大きく改正され, オゾンを含む 6 物質が重要汚染物質 (criteria pollutants) として指定され, 体系的な環境基準値策定プロセスと対策施行プロセスが定められた。最初に科学的情報をまとめたクライテリア文書 (Criteria Document) が作成され, それを受けて, 政策提案文書であるスタッフ・ペーパー (Staff Paper) が作成され, NAAQS の改訂または維持が提案される。両報告書ともに, 大気清浄科学諮問委員会 (CASAC) によるレビューを受ける。EPA は, 2 度目のレビュー・プロセスに時間がかかっていたことに対して提訴され, 裁判所からの命令に促された形で, 1993 年, 現状の環境基準値を維持するという決定を行った (Federal Register 1993)。

#### 7.1.3. 1997 年基準値

3 度目のレビューは迅速に行われ, 1996 年のクライテリア文書とスタッフ・ペーパーを経て,

1 1997年7月にNAAQSの改訂が行われた(Federal Register 1997)。NAAQSは第一次と第二次  
2 ともに、0.12 ppm(1時間値)から0.08 ppm(8時間値)に改訂された。1日最大8時間値の年  
3 間4番目に高い値の3年平均値が0.08 ppmを超えてはならない、という形をとった。これは、  
4 1979年にできた基準値から実質的に10%ほど厳しくなったことに相当すると評価されている  
5 (Lippmann and Maynard 1999)。また、許容超過回数を1回から4回に増やしたのは、まれな  
6 気象状態が引き起こす高濃度オゾンによって非達成地域(non-attainment)となってしまう指定  
7 コミュニティ数を減らすためとされている(Lippmann and Maynard 1999)。

8 これ以下なら健康悪影響を生じないというはっきりした閾値が見られないために、伝統的な基  
9 準値設定パラダイムが適用できないことから、健康リスクをできるだけ小さくするというアプ  
10 ローチがとられた。暴露期間を短期(1~3時間)、中期(6~8時間)、長期(数ヶ月~数年)に分  
11 け、中期のヒト臨床試験データを新たに検討したことが、8時間値としての新基準値の提案につ  
12 ながった。

13 健康エンドポイントは、FEVの損失(肺機能の低下)、呼吸器症状(せき、深呼吸時の胸痛)  
14 が選ばれた。激しい運動をしている人々について、0.12 ppm以上のオゾンへの1~3時間の暴露  
15 によって初めて統計的に有意なFEV低下が現れたこと、対象がより現実的な通常の運動レベルで  
16 は、0.08 ppmのオゾンへの8時間の暴露でも、統計的に有意なFEV低下が生じたことが根拠と  
17 された。これが8時間値を新たに採用する根拠ともなった。他にも、サマーキャンプ中の子供に  
18 ついての疫学調査、慢性暴露による動物実験も証拠としてとりあげられた。短期暴露と死亡影響  
19 の関係は示唆されたが、利用可能な疫学研究が少なかったこともあって、影響の大きさは不明確  
20 であるとされた。

21 法律は、第一次NAAQSに対して、十分な「安全マージン(margin of safety)」をとって、感  
22 受性の高い人々を保護することを要求している。そのため、対策費用を考慮せずに、健康影響の  
23 みを考えて基準値を導出することになっている。しかし、その一方で、大統領令により、費用便  
24 益分析を実施することが義務付けられているので、このときも新しいNAAQSを達成することの  
25 費用と便益が推計された(Federal Register 1997)。

26 1997年のオゾンのNAAQS公布後、産業界からの提訴があり、控訴裁判所の判決は、法的権限  
27 に関して違憲状態の委任が生じているとしてオゾンの新NAAQSをEPAへ差し戻すとともに、  
28 EPAはオゾン汚染が太陽紫外線の有害影響を防ぐという健康便益をも考慮すべきとするものであ  
29 った。EPAはただちに違憲問題について上告し、2001年に違憲状態ではないとする最高裁判決  
30 があり、事案は控訴裁判所に差し戻された。2002年、控訴裁判所は最終決定を出し、EPAの全  
31 面勝訴となった。EPAは2001年、「オゾン汚染が太陽紫外線の有害影響を防ぐという健康便益」  
32 をも考慮したうえで、1997年のNAAQSを変えないという提案を行い(Federal Register 2001)、  
33 2003年に確定した(Federal Register 2003)。

34

#### 1 7.1.4. 現在

2 EPA は 4 回目のレビューを 2000 年に開始した。2005 年には最初のクライテリア文書の草稿が  
3 発表され、二次草稿を経て、2006 年にクライテリア文書は発表された (USEPA 2006)。スタッ  
4 フ・ペーパーも 2 度の草稿を経て、2007 年 1 月に発表された (USEPA 2007)。第一次 NAAQS  
5 については、1996 年以降に実施されたヒト疫学研究をレビューした結果、初めて、オゾンへの短  
6 期暴露と死亡率上昇との間の因果関係を認め、第一次 NAAQS を 0.08 ppm から 0.060~0.080  
7 ppm の間のどこかへ強化することが提案されている。現状の 0.08 ppm は実際的には 0.084 ppm  
8 であるので、0.080 ppm でもわずかだが基準値強化となる。大気中濃度、暴露、健康リスクに関  
9 して、推奨値の幅の上限値、中央値、下限値を代表する数字として 0.074, 0.070, 0.064ppm の  
10 3 通りについて、シミュレーションが行われた。環境基準値の根拠はヒト疫学となり、ヒト臨床  
11 実験と動物実験は、ヒト疫学の生物学的妥当性の検証に用いられるという位置付けになった。た  
12 だし、慢性暴露に関してはヒトでのデータが不足しており、評価の対象とはならなかった。生態  
13 影響を防ぐための第二次 NAAQS についても初めて、第一次 NAAQS とは独立に基準値が提案さ  
14 れた。1997 年の基準値では不十分であることが指摘され、生物学的に関連性の高い指標として、  
15 累積暴露量が採用された。具体的には W126 という形式で、大気中オゾンが高濃度となる 3 ヶ月  
16 間の 12 時間 (朝 8 時から晩の 8 時まで) の重み付け累積暴露量を指す。数字としては、下限値  
17 の 7 ppm-hrs から上限値の 21 ppm-hrs とされた。

18 EPA は 6 月 20 日までに新基準値を提案し、2008 年 3 月 12 日までに確定させなければならない  
19 い。スタッフ・ペーパーの推奨値を採用しなければならないという義務はないが、諮問機関の  
20 Clean Air Scientific Advisory Committee(CASAC)は上記の範囲の最も低い値を推奨している。  
21 2006 年には EPA は PM の新基準値を決める際に CASAC の勧告を受け入れなかった。

22

#### 23 7.2. 欧州の環境基準値

24

##### 25 7.2.1. 1992 年の EU 指令

26 オゾンに関する最初の EU 指令は 1992 年に出された (European Union 1992)。ここでは以下  
27 のような閾値 (threshold) が設定された。これらは大気環境のモニタリングや評価のための数字  
28 であり、政策に直接結びつく数字ではないとされた。また、注意報と警報にあたる、「情報閾値」  
29 と「警告閾値」は人々の大気汚染に対する意識を高めることにつながり、各国での対策を促すこ  
30 とになった (Amann and Lutz 2000)

- 31 (1) 健康保護閾値 (Health protection threshold) : 55 ppb (110  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (8 時間値)
- 32 (2) 植物保護閾値 (Vegetation protection thresholds) : 100 ppb (200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (1 時間値), およ  
33 び, 33 ppb (65  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (24 時間値)
- 34 (3) 情報閾値 (Population information threshold) : 90 ppb (180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (1 時間値)
- 35 (4) 警告閾値 (Population warning threshold) : 180 ppb (360  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (1 時間値)

1 ここで「8時間値」とは、0～9時、8～17時、16～1時、12～21時の4種類を指す。

2

### 3 7.2.2. 2002年のEU指令

4 1996年に大気汚染物質の評価と管理に関する枠組み指令(96/62/EC)が出され、ここに示さ  
5 れた共通の枠組みのもとで、個別物質に関する指令(daughter directive)が策定されることにな  
6 った。1999年には、第一次の個別指令が出され、二酸化硫黄(SO<sub>2</sub>)、浮遊粒子状物質、二酸化  
7 窒素(NO<sub>2</sub>)、鉛に関する環境基準値が改訂された。翌年には第二次の個別指令が出され、一酸化  
8 炭素とベンゼンに関する環境基準値が改訂された。オゾンについては、2002年、第三次の個別指  
9 令として環境基準値の改訂が行われた。

10 これに先立ち、1999年に、リスク評価書であるポジション・ペーパーが作成された。ヒト健康  
11 と植物への影響に関する科学文献を収集し、リスク評価が行われた(Ad-Hoc Working Group on  
12 Ozone Directive and Reduction Strategy Development 1999)。一度も超過が許されない制限値  
13 (limit value)でなく、オゾンの気象依存性や広域性を考慮して、目標値(target value)を採用  
14 することが提案された。さらに、2010年を達成期限とする目標値に加えて、長期目標(long-term  
15 objectives)も設定することが提案された。目標値に関しては、WHOのガイドラインに基づいた  
16 60 ppb (120 µg/m<sup>3</sup>)として1年間に例えば20日程度の超過日数を許すという案と、80 ppb (160  
17 µg/m<sup>3</sup>)として1年間の超過日数を3,4日とする案が検討された結果、リスクと透明性の観点から  
18 前者が提案された。これらの提案は、毒性、環境毒性および環境に関する科学委員会(CSTEE)  
19 によるレビューによって承認され、2002年に以下のように公式に発表された(European Union  
20 2002)。AOT40(accumulated exposure over threshold of 40 ppb)とは、オゾン濃度のうち40ppb  
21 を超える部分の積算値のことである。

22 (1)目標値(target value)：2010年を達成期限とする

23 ・ヒト健康保護のための目標値：60 ppb (120 µg/m<sup>3</sup>) (1日最大8時間値、3年間平均で、1年あ  
24 たり25日より多く超えない)

25 ・植物保護のための目標値：900 ppb・h (5月から7月までの1時間値で計算されたAOT40、5  
26 年平均)

27 (2)長期目標(long-term objectives)

28 ・ヒト健康保護のための長期目標：60 ppb (120 µg/m<sup>3</sup>) (1年間の1日最大8時間値)

29 ・植物保護のための長期目標：3000 ppb・h (5月から7月までの1時間値で計算されたAOT40、  
30 5年平均)

31 (3)情報と警告のための閾値(information and alert thresholds)

32 ・情報閾値(information threshold)：90 ppb (180 µg/m<sup>3</sup>) (1時間値)

33 ・警告閾値(alert threshold) 120 ppb (240 µg/m<sup>3</sup>) (1時間値)

34

35

### 1 7.3. 英国の環境基準値

2 1994年、大気環境基準に関する専門家パネル(EPAQS)はオゾンについての報告書を発表し、  
3 環境基準値として50ppb(100 $\mu$ g/m<sup>3</sup>)(8時間値)を推薦した(Department of Environment 1994).  
4 根拠としては、運動中の健康な成人が80ppb(160 $\mu$ g/m<sup>3</sup>)のオゾンに6.6時間暴露することによ  
5 り、肺機能の変化、気道の反応の増大、気道の炎症等が起きたこと、激しく運動中の成人と子供  
6 が120ppbのオゾンに2時間暴露することにより肺機能の低下が生じたこと、感受性の高い集団  
7 が250ppb以上のオゾンに暴露することにより明らかに急性影響が見られたこと、が挙げられて  
8 いる。

9 1997年、大気環境戦略(National Air Quality Strategy)において、オゾンの仮の目標値とし  
10 て50ppb(100 $\mu$ g/m<sup>3</sup>)(1日最大8時間値の97パーセントイル上限=10日に相当)が提案され  
11 た(Department of Environment 1997). 2000年の大気環境戦略においても、ヒト健康を保護す  
12 るための目標値として、50ppb(100 $\mu$ g/m<sup>3</sup>)(1日の最大8時間値で、年に10日よりも多く超え  
13 ない)とされ、達成すべき期間を2005年12月31日までとした(DEFRA 2000). ただし、オゾ  
14 ン生成の広域性を考慮すると、他の欧州諸国でのオゾン前駆物質の排出量に依存する部分も多い  
15 ために、環境基準値の達成可能性には不確実性が大きいことが指摘された。

16

17

### 18 7.4. カナダの環境基準値

19 1988年に成立したカナダ環境保護法(CEPA)は1988年に成立し、連邦政府はCEPAのもと  
20 で、全国大気環境目標値(National Ambient Air Quality Objectives : NAAQOs)の設定を通し  
21 て、評価と管理を行うことになっている。オゾンのNAAQOを策定するために、科学的評価文書  
22 (Scientific Assessment Document : SAD)の作成が1997年から進められた。しかし、1998年  
23 1月、(ケベック州を除く)カナダの環境大臣は環境調和に関する全カナダ合意とそれに伴う「全  
24 カナダ基準(Canada-Wide Standards : CWS)」に署名し、オゾンは粒子状物質とともに、CWS  
25 策定のための優先物質に指定された。そのため、オゾンにNAAQOsはもはや適用されないこと  
26 になり、科学的評価文書(SAD)はCWS策定のためのリスク評価書となった。CWSは「特定の  
27 期間内においてヒト健康および環境リスクを削減する達成可能な目標値」(Health Canada 2004)  
28 とされる一方で、NAAQOは「健康影響に基づいた長期的な大気環境目標値」とされ、管轄区域  
29 ごとに採択することが可能な数値である。

30 科学的評価文書は1999年7月に完成した(Federal-Provincial Working Group on Air Quality  
31 Objectives and Guidelines 1999). ヒト健康への暴露実験や疫学をレビューし、最小影響濃度  
32 (LOAEL)を導出した結果、推奨参照値(recommended reference values)は、エンドポイン  
33 トを非事故死亡とした場合は20ppb、呼吸器系疾患による入院とした場合は25ppbとなった(と  
34 もに最大1時間値)。これ以下なら健康影響のないレベル(閾値)は存在しないとされた。また、  
35 植物への影響に関するLOAELには、累積指標のSUM60が用いられた。SUM60は、朝の8:00

1 から 19:59 までの間の 60 ppb を超える 1 時間値の合計として表現される。急性影響については 3  
 2 日間の SUM60 で穀物について 500~700 ppb-h, 慢性影響については 3 ヶ月間の SUM60 で穀物  
 3 については 5,900~7,400 ppb-h, 樹木については 4,400~6,600 ppb-h とされた。

4 これを受けて、政府や各州の環境担当大臣からなるカナダ環境閣僚会議 (Canadian Council of  
 5 Ministers of the Environment : CCME) が承認し、2000 年 6 月に CWS が決定した。オゾンの  
 6 ヒト健康に関する CWS は、8 時間値として、65 ppb とされ、2010 年までに達成されるべきとさ  
 7 れた。米国と同様に、4 番目に高い値の 3 年間平均値で判断される。数字の直接的な根拠に関わ  
 8 る文書は見つけられなかった。

9

10 **7.5. WHO の環境基準値**

11 1987 年の第 1 版では、「公衆衛生に対する急性影響が少ないであろうレベル」として、1 時間  
 12 値として、75~100 ppb (150~200 µg/m<sup>3</sup>) のガイドライン値が決められた (WHO 1987)。

13 2000 年の第 2 版では、有害影響が現れるレベルとバックグラウンド濃度があまりにも近いため  
 14 に、通常非発がん性の化学物質のように、無毒性レベル (NOAEL) や最小毒性レベル (LOAEL)  
 15 から環境基準値を決めることは不可能であるとしたうえで、健康影響のうちの重大でないことや、  
 16 影響を受ける人数が非常に少ないことをもって、ガイドライン値を選択することにした。このよ  
 17 うな前提のもと、1 日の最大 8 時間値で 60 ppb (120 µg/m<sup>3</sup>) というガイドライン値が設定され  
 18 た。この健康リスクレベルが受け入れられないという公衆衛生当局のために意思決定のための参  
 19 考資料として次の 2 つ表が示された。また、8 時間値を作ることによって 1 時間暴露からも守ら  
 20 れるので、1 時間値は不必要だとした。

21

健康影響	健康影響が予測されるオゾン濃度 (ppb)	
	1 時間値	8 時間値
FEV1 (1 秒間の努力呼気量) の変化 (活動的, 健康的, 屋外, 若者のうちの 10% の最も感受性が高い人たち)		
5%	125	60
10%	175	80
20%	250	120
炎症性変化の増加 (好中球) (屋外で健康な若者, 毎分 40 リットル以上)		
2 倍	200	90
4 倍	300	125
8 倍	400	160

22 WHO(2000), Table 3.

1

健康影響	オゾン濃度の変化 (ppb)	
	1 時間値	8 時間値
成人や喘息患者における症状悪化の増加 (通常の活動中)		
25%	100	50
50%	200	100
100%	400	150
呼吸器症状のための入院の増加		
5%	15	12.5
10%	30	25
20%	60	50

2 WHO(2000), Table 4.

3

4 2006年には、ガイドライン値は、1日の最大8時間値で50 ppb(100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )に強化された(WHO  
5 2006)。その根拠は、第2版以降に多数報告されたヒト疫学研究であり、そこで示された、日々  
6 の死亡率とオゾン濃度との相関が、説得力のあるものと認められたことである。その影響は  
7 粒子状物質とも独立で、先のガイドライン値である60 ppb(120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )以下でも健康影響が生  
8 じ、はっきりした閾値も見られない。ガイドライン値である50 ppbは、時系列研究のデータから、  
9 日々の死亡率を1~2%上昇させるレベルであると推計された。同時に、暫定的目標(Interim  
10 Target-1: IT-1)として80 ppb(160  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )も設定された。

11

## 12 7.6. 米国カリフォルニア州の環境基準値

13 カリフォルニアでのオゾンの環境基準値の歴史は古い。まず、1955年にオキシダントとして、  
14 3段階の警告レベルがロサンゼルス地域を対象に設定された。最初の警告値が0.5 ppm(1時間値)、  
15 第2の警告値が1.0 ppm(1時間値)、第3の警告値が1.5 ppm(1時間値)であった。1959年には  
16 は州全体の最初の環境基準値として0.15 ppm(1時間値)が定められた。目への刺激、植物への  
17 悪影響、視界への影響が報告される最も低い値として決められた。続いて1969年には、0.1 ppm  
18 (1時間値)に強化された。目への刺激、慢性肺疾患を持つ人の肺機能への影響を防ぐための濃  
19 度として決められた。翌年の1970年には目への刺激を防ぐ濃度として、0.10 ppm(1時間値)  
20 に少し強化された。この濃度は同時に呼吸器系疾患の悪化も防ぐものと考えられた。1975  
21 年には、オキシダントからオゾンとしての基準値になり、1988年0.09 ppm(1時間値)にさら  
22 に強化された。「防止すべき最も関連する影響」として3種類のものが挙げられた。1つは短期暴  
23 露で、ヒトと動物における肺機能の低下と肺気腫の発生など、2つ目は慢性暴露で、動物におけ  
24 る肺の変性などやヒトにおける肺機能の低下など、3つ目は生活(welfare)への影響で、穀物生

1 産の減少や植物や種の多様性への影響とゴム・塗装・プラスチック等の人工物への影響、が挙  
2 げられた (<http://www.arb.ca.gov/research/aaqs/caaqs/ozone/o-hist/o-hist.htm>).

3 1999年に、子供の環境健康保護法 (Children's Environmental Health Protection Act) を制  
4 定し、カリフォルニア大気資源委員会 (California Air Resources Board : CARB) に対して、す  
5 べての健康リスクに基づいた大気環境基準値が、幼児や子供を含む一般人を十分に (adequate  
6 margin of safety) 保護しているかどうか調査することを義務付けた。その結果、オゾンについて  
7 は基準値を強化する必要があると判断された (ARB and OEHHA 2000, Tager and Balmes 2000)。

8 2005年3月、スタッフ・レポートの最終版が発表され、新基準値が提案された (ARB 2005)。  
9 45日間のパブリック・コメント期間を経て、4月28日、CARBは新しいオゾン環境基準値を採  
10 択した。8時間値として0.070 ppm (0.07 ppm でないことに注意) の基準値を新設し、これは、  
11 大都市圏では年1回でも超過すると「未達成」と見なすという厳しいものである。また、1時間  
12 値は0.09 ppm のまま維持された。新基準値の根拠としては以下のような点が挙げられた。新基  
13 準値は2006年5月17日に施行された。

- 14 a. 中程度以上の運動中に0.12 ppm に1時間暴露すると、肺機能の低下と呼吸器症状の増加が見  
15 られた。
- 16 b. 運動中に0.18 ppm に2時間暴露すると、気道過敏性が増加した。
- 17 c. 運動中に0.20 ppm に2時間暴露すると、気道の炎症が増加した。
- 18 d. 0.08 ppm に6.6～8時間暴露すると、肺機能の低下、呼吸器症状の増加、気道過敏性の増加、  
19 気道の炎症の増加が見られた。
- 20 e. 死亡、入院、呼吸器症状、活動制限と肺機能を含むいくつかの健康エンドポイントに関する  
21 疫学研究からの証拠。
- 22 f. 閾値が、1時間値で0.075～0.11 ppm の間にあること、および、8時間値で0.07～0.10 ppm  
23 の間にあることを示唆する、ぜんそくによる救急外来に関する疫学研究からの証拠。
- 24 g. 子供や幼児が成人よりも低い濃度のオゾンに反応するという証拠はない。彼らのリスクは、  
25 呼吸量の多さと暴露時間の長さによる。
- 26 h. オゾン吸入量は観察された影響の大きさに影響を与える。

27  
28

1 7.7. まとめ

2

3 表 II-5 オゾンに関する環境基準値等（ヒト健康）

	設定時期	平均化時間	値	指標
日本	1973 年	1 時間値	0.06 ppm	—
米国：NAAQS	1997 年	8 時間値	0.08 ppm	4 番目に高い値の 3 年間平均値
	2008 年 (予定)		0.060 ~ 0.080 ppm	未定
欧州：目標値	2002 年	8 時間値	0.06 ppm	3 年間平均で、年あたり 25 日よりも多く超えてはならない。
欧州：長期目標			0.06 ppm	—
英国	2000 年	8 時間値	0.05 ppm	97 パーセンタイル上限，10 番目に高い値に相当
カナダ：全カナダ基準	2000 年	8 時間値	0.065 ppm	4 番目に高い値の 3 年間平均値
WHO：ガイドライン値	2006 年	8 時間値	0.05 ppm	—
米国カリフォルニア州	2005 年	1 時間値	0.09 ppm	—
		8 時間値	0.070 ppm	—

4

5 表 II-6 オゾンに関する環境基準値等（植物等）

	設定時期	平均化時間	値	指標
米国：NAAQS	1997 年	8 時間値	0.08 ppm	4 番目に高い値の 3 年間平均値
	2008 年 (予定)		7 ~ 21 ppm-hrs (W126)	高濃度となる 3 ヶ月間の 12 時間（朝 8 時から晩の 8 時まで）の重み付け累積暴露量
欧州：目標値	2002 年	8 時間値	900 ppb・h	5 月から 7 月までの 1 時間値で計算された AOT40，5 年平均。
欧州：長期目標			3000 ppb/h	5 月から 7 月までの 1 時間値で計算された AOT40，5 年平均。

6

1 8. 参考文献

2 < 美国 >

3 Federal Register (1971). National primary and secondary ambient air quality standards.  
4 Federal Register 36: 8186-8201.

5 Federal Register (1979). National primary and secondary ambient air quality standards:  
6 revisions to the National Ambient Air Quality Standards for photochemical  
7 oxidants. Federal Register 44: 8202-8237.

8 Federal Register (1993). National ambient air quality standards for ozone; Final rule. 40 CFR  
9 50; Federal Register 58: 13008.

10 Federal Register (1997). National ambient air quality standards for ozone final rule. Federal  
11 Register 62: 38856-38896.

12 Federal Register (2001). National ambient air quality standards for ozone; Proposed response  
13 to remand; Proposed rule, Federal Register 66:57368

14 Federal Register (2003). National ambient air quality standards for ozone; Proposed response  
15 to remand; Final rule, Federal Register 66:614

16 Lippmann, M. and Maynard, R. L. (1999). Air quality guidelines and Standards. in Holgate, S.  
17 T., Samet, J. M., Koren, H. S. and Maynard, R. L. eds. Air Pollution and Health.  
18 Academic Press, 983-1018..

19 U.S.Environmental Protection Agency (2006). Air Quality Criteria for Ozone and Related  
20 Photochemical Oxidants (Final). Washington DC, EPA/600/R-05/004aB-cB.

21 U.S.Environmental Protection Agency (2007). Review of the National Ambient Air Quality  
22 Standards for Ozone: Policy Assessment of Scientific and Technical Information.  
23 OAQPS Staff Paper. Washington DC, EPA-452/R-07-003.

24

25 < 英国 >

26 Department of Environment(1994). Expert Panel on Air Quality Standards: Ozone. London:  
27 HMSO.

28 Department of Environment(1997). The United Kingdom National Air Quality Strategy.  
29 London: The Stationery Office.

30 Department of Environment, Transport and the Regions (2000). The Air Quality Strategy for  
31 England, Scotland, Wales and Northern Ireland: Working Together for Clean Air.

32

33 < 欧州 >

34 European Union (1992). Council Directive 92/72/EEC of 21 September 1992 on air pollution  
35 by ozone. Official Journal L 297.

1 Ad-Hoc Working Group on Ozone Directive and Reduction Strategy Development (1999).  
2 Ozone Position Paper: Final version. Office for Official Publications of the European  
3 Communities.

4 Amann, M., Lutz, M. (2000) The revision of the air quality legislation in the European Union  
5 related to ground-level ozone. *Journal of Hazardous Materials* 78 (1-3): 42-62.

6 European Union (2002). Directive 2002/3/EC of the European Parliament and of the Council  
7 of 12 February 2002 relating to ozone in ambient air. *Official Journal of the*  
8 *European Communities* L

9

10 <WHO>

11 World Health Organization (1987). *Air Quality Guidelines for Europe*. Copenhagen, WHO  
12 Regional Office for Europe.

13 World Health Organization (2000). *Air Quality Guidelines for Europe*. 2nd ed. Copenhagen,  
14 WHO Regional Office for Europe.

15 World Health Organization (2006). *Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate*  
16 *matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. Copenhagen, WHO Regional  
17 Office for Europe.

18

19 <カナダ>

20 Federal-Provincial Working Group on Air Quality Objectives and Guidelines (1999). *National*  
21 *Ambient Air Quality Objectives For Ground-Level Ozone; Science Assessment*  
22 *Document*. Health Canada and Environment Canada.

23 Health Canada (2004). *Regulations Related to Health and Air Quality*.

24

25 <カリフォルニア州>

26 Air Resources Board and Office of Environmental Health Hazard Assessment (2000).  
27 *Adequacy of California Ambient Air Quality Standards: Children's Environmental*  
28 *Health Protection Act*. State of California California Environmental Protection  
29 Agency.

30 Tager, I. B. and Balmes, J. R. (2000). *Ozone: Evaluation of Current California Air Quality*  
31 *Standards with Respect to Protection of Children*. Prepared for California Air  
32 Resources Board, California Office of Environmental Health Hazard Assessment.

33 Air Resources Board (2005). *Review of the California Ambient Air Quality Standard for*  
34 *Ozone: Staff Report Initial Statement of Reasons for Proposed Rulemaking*.  
35 California Environmental Protection Agency.

1  
2 <その他>  
3 環境省 . 環境省大気汚染物質広域監視システム .  
4 <http://soramame.taiki.go.jp/index/setsumei/tyuihou.html#okishi> (アクセス日  
5 2007.03.23).  
6 環境省. 大気の汚染に係る環境基準について. <http://www.env.go.jp/kijun/taiki.html> (アクセス  
7 日 2007.03.23).  
8 環境省. 揮発性有機化合物 (VOC) 対策. <http://www.env.go.jp/air/osen/voc/voc.html>.  
9 環境省 . 揮発性有機化合物排出抑制推進セミナー関係資料集 .  
10 [http://www.env.go.jp/air/osen/voc/17semi\\_mat/index.html](http://www.env.go.jp/air/osen/voc/17semi_mat/index.html).  
11 環境庁大気常時監視研究会 . 環境大気常時監視マニュアル 第4版 .  
12 <http://www.env.go.jp/air/osen/manual1/index.html>,  
13 気象庁 (2006). 大気・海洋環境観測報告 第6号 2004年観測成果.  
14 国立医薬品食品衛生研究所 . オゾン . 国際化学物質安全性カード .  
15 <http://www.nihs.go.jp/ICSC/icssj-c/icss0068c.html> (アクセス日 2007.03.23).  
16 製品評価技術基盤機構 . オゾン , 化学物質総合情報提供システム .  
17 <http://www.safe.nite.go.jp/japan/db.html> (アクセス日 2007.03.23).  
18 ジェイコブ DJ (著) , 近藤豊 (訳) (2002). 大気化学入門. 東京大学出版会, 東京都.  
19 玉置元則 (2003). 光化学スモッグ減少に対する科学的・行政的対応の諸課題. 環境技術 32:536-545  
20 中央環境審議会 (2004). 揮発性有機化合物 (VOC) の排出抑制のあり方について (意見具申).  
21 <http://www.env.go.jp/council/toshin/t07-h1508.pdf>.  
22 Kleinman LI, Daum PH, Lee JH, Lee Y-N, Nunnermacker LJ, Springston SR, Newman L (1997).  
23 Dependence of ozone production on NO and hydrocarbons in the troposphere. Geophysical Research  
24 Letters, 24, 2299-2302.  
25 Kleinman LI (2000). Ozone process insights from field experiments – part II: Observation-based analysis  
26 for ozone production. Atmospheric Environment, 34, 2023-2033.  
27 NIST(2005). NIST Chemistry WebBook. <http://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=10028-15-6>  
28 (アクセス日 2007.03.23) .  
29 Sillman S (1995). The use of NO<sub>y</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and HNO<sub>3</sub> as indicators for O<sub>3</sub>-NO<sub>x</sub>-VOC sensitivity  
30 in urban locations. Journal of Geophysical Research. 100, 14175-14188.  
31 Sillman S (1999). The relation between ozone, No<sub>x</sub> and hydrocarbons in urban and polluted  
32 rural environments. Atmospheric Environment, 33, 1821-1845  
33 Sillman S, He D (2002). Some theoretical results concerning O<sub>3</sub>-NO<sub>x</sub>-VOC chemistry and  
34 NO<sub>x</sub>-VOC indicators. Journal of Geophysical Research, 107, ACH26.1-ACH26.15.  
35 SRC. <http://www.syrres.com/esc/physdemo.htm> (アクセス日 2007.03.23)

- 1 US NLM. Information on Hazardous Chemicals and Occupational Diseases (Haz-Map).  
2 [http://hazmap.nlm.nih.gov/cgi-bin/hazmap\\_generic?tbl=TblAgents&id=68](http://hazmap.nlm.nih.gov/cgi-bin/hazmap_generic?tbl=TblAgents&id=68) (アクセス  
3 日 2007.03.23)
- 4 U.S.Environmental Protection Agency (2006). Air Quality Criteria for Ozone and Related  
5 Photochemical Oxidants (Final). Washington DC, EPA/600/R-05/004aB-cB.  
6  
7

# 1 第III章 オゾンによる有害影響

2

## 3 1. ヒトに対する有害性影響

4

### 5 1.1. はじめに

6 大気中のオゾンは、その約90%が地上から10～50km上空の成層圏と呼ばれる領域に集まって  
7 いる。この成層圏のオゾンが一般に「オゾン層」と呼ばれている。成層圏では太陽からの強い紫  
8 外線によって大気中の酸素が分解されてオゾンが生成される。生成されたオゾンは光（紫外線）  
9 を吸収して分解され、酸素原子と酸素分子に戻る。このように成層圏のオゾンは生成と分解を繰  
10 り返し、紫外線照射に対するバリアを形成するが、種々の人為的な排出物によるオゾン層破壊が  
11 問題となっている。一方、対流圏（地表）では、窒素酸化物や揮発性有機化合物が太陽光によっ  
12 て酸素原子と酸素分子に分解されてオゾンが生成される。いくつかの電気機器ではオゾンを発生  
13 させ、特にブラウン管テレビやコピー機など高電圧を用いる装置で発生しやすい。また、オゾン  
14 の殺菌効果を利用した「オゾン発生装置」による消毒、殺菌、消臭などが行なわれている。対流  
15 圏のオゾンは光化学スモッグの主な原因であり、また、二酸化炭素、メタンに次ぐ温室効果ガス  
16 であるとされている。

17 光化学スモッグの原因となる大気中の酸化性物質の総称が光化学オキシダントで、光化学反応  
18 によって生成される酸化性物質（オゾン、パーオキシアセチルナイトレート、過酸化水素、二酸  
19 化窒素など）のうち、二酸化窒素を除いたものが光化学オキシダントと称され、光化学スモッグ  
20 の指標とされている。日本では、大気汚染に係る環境基準（環境庁告示第25号、昭和48年5月  
21 8日）で、オキシダントの濃度は1時間値（注）が0.06 ppm以下であることとされている。また、  
22 オキシダント濃度が0.12 ppmを継続して超過すると判断される場合に、オキシダント注意報（光  
23 化学スモッグ注意報）が発令される。

24 オゾンが酸化性物質の主成分（90%以上）を占めていることから、光化学オキシダントに関す  
25 るリスク評価に際しては、オゾンを主に実施されている。

26 過去には光化学オキシダントのヒト健康影響に関するリスク評価が行なわれていたが、現在で  
27 はオゾンに関するリスク評価が実施されており、世界保健機関（WHO 2005）、同国際化学物質安  
28 全性計画、環境保健クライテリア（IPCS-EHC 1979）、同欧州地域専門家委員会（WHO-ROE 2000）、  
29 米国環境保護庁（US-EPA 2006）、カナダ環境省・保健省（CANADA-EC/HC 1999）で、オゾン  
30 濃度としての基準値（1時間値あるいは8時間平均値）が設定されている。

31 対流圏（地表）オゾンのリスク評価に関する現状を確認するとともに、最新の知見をもとに環  
32 境中（対流圏）のオゾン吸入暴露による一般住民に対する有害性評価を行なった。

33

34 （注）：「1時間値」とは、正時（00分）から次の正時までの1時間の間に得られた測定値であり、一般には後の  
35 時刻を測定値の時刻として採用する。8時間平均値とは、1日を0時00分～8時00分、8時00分～16時00分、

1 16時00分～24時00分と8時間ごとに3つの時間帯に区分したとき、それぞれの時間帯（8時間）における1  
2 時間値の算術平均値である。

3

4 本章で示した略語一覧を表 III-1 に示す。

5

## 6 表 III-1 略語対照表

略語	正式名称	和訳
ECB	European Chemical Bureau	欧州化学品局
EC/HC	Environmental Canada, Health Canada	カナダ環境省・保健省
EHC	Environmental Health Criteria	環境保健クライテリア
EU	European Union	欧州連合
FEV	Forced Expiratory Volume	努力呼出量
FVC	Forced Vital Capacity	努力肺活量
IARC	International Agency of Research on Cancer	国際がん研究機関
IPCS	International Programme on Chemical Safety	国際化学物質安全性計画
NICNAS	National Industrial Chemicals Notification and Assessment	国家工業用化学品届出審査制度
NOAEL	No Observed Adverse Effect Level	無毒性量
NRC	National Research Council	米国学術研究会議
NTP	National Toxicology Program	米国毒性プログラム
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development	経済協力開発機構
US	United States of America	アメリカ合衆国
US-DHHS	US-Department of Health and Human Services	米国保健福祉省
US-EPA	US-Environmental Protection Agency	米国環境保護庁
WHO	World Health Organization	世界保健機関
WHO-ROE	WHO- Regional Office for Europe	世界保健機関欧州地域専門家委員会

7

### 8 1.2. リスク評価の状況

9 対流圏（地表）オゾンのヒト健康影響については、世界保健機関（WHO 2005）、同国際化学物  
10 質安全性計画・環境保健クライテリア（IPCS-EHC 1979）、同欧州地域専門家委員会（WHO-ROE  
11 2000）、米国環境保護庁（US-EPA 2006）、米国学術研究会議（NRC 2001）、カナダ環境省・保  
12 健省（CANADA-EC/HC 1999）でリスク評価が実施されている。

13 経済開発協力機構ではオーストラリア、日本、米国における光化学オキシダントの管理状況な  
14 どを1975年に紹介しているが、基準値などは提示していない（OECD 1975）。欧州連合では、  
15 既存化学品のリスク評価の優先リストに光化学オキシダントあるいはオゾンは掲載されていない。  
16 オーストラリアの国家工業用化学品届出審査制度（NICNAS）では光化学オキシダントあるいは  
17 オゾンに関するリスク評価は実施されていない。発がん性を評価する機関である、国際がん研究  
18 機関（IARC）では、光化学オキシダントあるいはオゾンのいずれについても評価を行っていない

1 い.

2 日本では、大気汚染に係る環境基準（環境庁告示第 25 号，昭和 48 年 5 月 8 日）でオキシダン  
3 トの濃度は 1 時間値が 0.06 ppm 以下であることとされている。基準値設定の根拠（大気汚染に  
4 係る環境基準について，環大企 143，昭和 48 年 6 月 12 日）として，世界保健機関の大気の質に  
5 関する指針が参考にされ，わが国の大気汚染の実態などをふまえて決定したとされている。ヒト  
6 健康への好ましからざる影響としては，眼に対する刺激あるいは呼吸器系器官への短期的な影響  
7 を及ぼすことがあげられており，オキシダント濃度が 0.12 ppm を継続して超過すると判断され  
8 る場合に，オキシダント注意報（光化学スモッグ注意報）が発令される。

9

10 世界保健機関の国際化学物質安全性計画・環境保健クライテリア（IPCS-EHC 1979）では，光  
11 化学オキシダントのリスク評価を実施しているが，その大半はオゾンに関するものであり，オゾ  
12 ン濃度の指針値を，1 時間値で 100-200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （0.05-0.10 ppm）としている。この指針値はヒト  
13 を対象とした暴露試験や一般住民に対する調査成績をもとに算出されており，光化学オキシダン  
14 トの短期間暴露による呼吸器系に対する影響を根拠としている。

15 世界保健機関の欧州地域専門家委員会では，従来の指針値であるオゾン濃度としての 1 時間値  
16 （150-200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，WHO-ROE 1987）を 2000 年に見直して，8 時間平均値の 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （0.06 ppm）  
17 に改定した。改定の根拠として，ヒトにおける呼吸器系に対する影響（呼気量低下，喘息発作の  
18 増加，入院の増加など）をもとにしたことがあげられている（WHO-ROE 2000）。

19 世界保健機関ではその後，大気ガイドラインの改定を目的としたワーキンググループを編成し，  
20 浮遊粒子状物質（PM<sub>10</sub>，PM<sub>2.5</sub>），オゾン，二酸化窒素，二酸化硫黄の基準を再検討し，2005 年に  
21 オゾンの指針値は 8 時間平均値 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （0.05 ppm）に変更された（WHO 2005）。ただし，  
22 地表面のオゾン濃度が約 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ （0.04 ppm）であることや，自然的な原因で指針値を超過す  
23 ることがあると記載されている。

24

25 米国では大気浄化法（Clean Air Act）に従って 6 種の大気汚染物質（一酸化炭素，鉛，窒素酸  
26 化物，浮遊粒子状物質（PM<sub>10</sub>，PM<sub>2.5</sub>），オゾン，二酸化硫黄）の大気環境基準（National Ambient  
27 Air Quality Standards）を定めており，5 年ごとに見直しを行っている。光化学オキシダントに  
28 ついては，1971 年に光化学オキシダントとしての 1 時間値が 0.08 ppm と定められた。1979 年  
29 にはオゾン濃度として 1 時間値 0.12 ppm に改定された。その後数回の再評価ののち，1997 年に  
30 オゾン濃度として 8 時間平均値 0.08 ppm に改定された（62 FR 38856，US-EPA 1997）。変更の  
31 根拠としては，過去 3 年間の 8 時間平均値をもとにしたことが記載されている。定期的な再評価  
32 プログラムに従って，環境保護庁は 2005 年にオゾンの大気環境基準に関するドラフト（US-EPA  
33 2005）を示し，外部専門家のレビューを求めるなどの段階を経て，2006 年 3 月に最新の判断を  
34 公開したが，基準値の変更は行っていない（US-EPA 2006）。

35

1 米国学術研究会議では、主としてスペースシャトルや潜水艦を対象とした空气中汚染物質の基  
2 準を定めており、オゾンについては1時間の緊急時暴露限界 (Emergency Exposure Level) を1  
3 ppm, 24時間の緊急時暴露限界を0.1 ppm, また、90日間の持続的暴露限界 (Continuous  
4 Exposure Limit) を0.02 ppmとしている (NRC 2001). これらの基準を設定した根拠としては、  
5 ヒトの呼吸器系に関する研究をあげている。

6

7 米国カリフォルニア州環境保護庁では基準値として1時間値と8時間平均値を定めている。  
8 2005年に大気基準を見直して、8時間でのオゾン濃度を0.070 ppmに変更したが、1時間値(0.09  
9 ppm)は変更していない。変更理由として、ヒトに対する健康影響の成績をもとにしたとされて  
10 いるが、具体的な説明はない (California EPA 2005)。

11

12 カナダ環境省・保健省 (CANADA-EC/HC 1999) では参照レベルとして1時間値20 ppbと25  
13 ppbを設定している。total non-accidental mortality rate (過剰死亡を意味するものと思われる)  
14 は20 ppbから、また、呼吸器系の障害による入院に関しては25 ppb (15-20 ppb)でみられること  
15 を理由に参照レベルが設定された。これらの設定根拠として、ヒトにおける疫学データ、コント  
16 ロールされたヒト暴露試験データ、実験動物データをあげているが、具体的な説明は示されてい  
17 ない。

18

19 各評価機関における基準値とその根拠を表 III-2 に示す。

20

21

1 表 III-2 各評価機関における基準値とその根拠

評価機関 項目	世界保健機関 (WHO)	世界保健機関－ 欧州地域専門家委員会 (WHO-ROE)	米国環境保護庁 (US-EPA)
評価年	2005年	2000年	2006年
基準値	オゾン濃度 8 時間値 100 µg/m <sup>3</sup> (0.05 ppm)	オゾン濃度 8 時間値 120 µg/m <sup>3</sup> (0.06 ppm)	オゾン濃度 8 時間値 0.08 ppm
基準値の 根拠	日々の死亡率の増加(1-2%), 室内・野外試験からの外挿, 関連酸化物のマーカーとしての 可能性	ヒトにおける呼吸器系に対する 影響(呼気量低下, 喘息発作の増 加, 入院増加など)をもとに決定	過去 3 年間の 1 日あたり 8 時間 でのオゾン濃度の実測値をもと に決定 (1997 年改定時の根拠)
評価機関 項目	カナダ環境省・健康省 (CANADA-EC/HC)	米国カリフォルニア州 環境保護庁 (California EPA)	環境省 (当時は環境庁)
評価年	1999年	2005年	1973年
基準値	オゾン濃度 1 時間値 20 ppb (偶発的でない死亡する参 照レベル) 25 ppb (呼吸器系の障害による入 院に関する参照レベル)	オゾン濃度 1 時間値 0.09 ppm オゾン濃度 8 時間値 0.070 ppm	光化学オキシダントの 1 時間値 0.06 ppm
基準値の 根拠	ヒトにおける疫学データなどを もとに決定	ヒトに対する健康影響の成績を もとに決定	WHO の指針, わが国の大気汚 染の実態などをふまえて決定

2

3 1.3. 実験動物に対する有害影響

4

5 1.3.1. 呼吸器系に対する影響

6 オゾンの標的器官は呼吸器系, 特に肺実質であると考えられている. 実験動物に毒性量のオゾ  
7 ンを急性吸入暴露すると, 肺に浮腫, 出血が生じて, 死に至ることが観察されている. 暴露をう  
8 けた動物の半数が死亡することを意味する 50%致死濃度は 6.0 ppm である. また, 0.2-1.0 ppm  
9 で肺の終末気管支や肺胞などの上皮細胞, 血管内皮細胞に種々の変化を生じる (IPCS-EHC 1979).

10 ラットにオゾンの 0.2 ppm を 2 時間暴露した場合, I 型肺胞上皮細胞 (注) の変性・剥離・壊  
11 死が観察されている (Stephens et al 1974). ネコに 0.26, 0.5, 1.0 ppm のオゾンを 4.7-6.6 時間  
12 暴露した場合 (Boatman et al 1974) や, マウスに 0.6, 1.3 ppm を 7 時間暴露した場合 (Bils 1970)  
13 にも, 同様な所見が観察されている.

14

15 (注): 肺胞上皮細胞には, 肺胞内面の 90%以上を占める扁平な I 型上皮細胞と, 肺を広げる物質 (肺表面活性物

1 質)であるサーファクタントを出す丈が高いII型上皮細胞がある。

2

3 ラットにオゾン 0.55, 0.9 ppm を 48 時間連続吸入暴露した場合, 48 時間後に 0.55 ppm で肺胞  
4 マクロファージの集簇, 肺胞上皮過形成が観察され, 0.9 ppm で気管支上皮細胞の化生, 気管支  
5 周囲の線維化が観察されている (Freeman et al 1974).

6 ボンネットモンキーにオゾン 0.15 ppm を 8 時間/日, 6 日間, 90 日間吸入暴露, あるいは 0.30  
7 ppm を 8 時間/日, 90 日間吸入暴露した. その結果, 細気管支の上皮細胞の過形成が観察されて  
8 いるが, 暴露濃度, 暴露期間のちがいによる重篤度の差はみられなかった (Harkema et al 1993).

9 通常飼料を与えたラットにオゾン 0.2 ppm を 8 時間/日, 8 日間暴露した場合に, 呼吸器系に対  
10 する病理組織学変化 (肺胞管へのマクロファージの集簇, I 型肺胞上皮細胞から II 型肺胞上皮細  
11 胞への置換, クララ細胞の障害など) が認められるが, ビタミン E 欠乏食を与えた場合には 0.1  
12 ppm で発現することから, ビタミン E がオゾン暴露による肺の感受性を修飾すると推察されてい  
13 る (Dungworth 1976).

14 ラットにメキシコシティの空気 (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, PM, O<sub>3</sub>などが含まれ, オゾン濃度は 4-18 ppb)  
15 を 49 日間連続吸入暴露した場合には, 気道に病理組織学的変化はみられなかった (Moss et al  
16 2001).

17 一方, サンパウロ市の空気 (CO, SO<sub>2</sub>, PM, O<sub>3</sub>などが含まれ, オゾン濃度は 11 ppb) をラット  
18 に 6 ヶ月間吸入暴露した場合には, 気道粘膜上皮に対する障害や, 酸性粘液分泌亢進が観察され  
19 ているが, 空気中のいずれの成分が影響を及ぼしたかは確認されていない (Lemos et al 1994).

20

21 オゾン暴露によって, 炎症, 上皮細胞透過性の変化, 宿主抵抗性の低下, 肺の形態学的な変化,  
22 喘息の再発, アレルギーの増加などの呼吸器系への影響が誘発されることが確認されているが,  
23 メカニズムの検討は進行中であり, 解明には至っていない (US-EPA 2006).

24

### 25 1.3.2. 神経行動への影響

26 ラットにオゾン 0.2-1.0 ppm を 4 時間吸入暴露すると, 運動量が減少し, 短期・長期記憶の障  
27 害, 探索行動の低下が発現する. これらの作用には活性酸素・活性窒素が関与していること, 神  
28 経伝達物質レベルが変化していること, 脳の一部の形態学的変化がみられること, 睡眠時の脳波  
29 パターンの変化などが関わっていると推察されている (Rivas-Arancibia et al 1998, Avila-Costa et al  
30 1999, Dorado-Martinez et al 2001) .

31

### 32 1.3.3. 心臓・体温に対する影響

33 ラットにオゾン 0.1, 0.3, 0.5 ppm を 8 時間/日, 4 日間吸入暴露した場合に, 濃度に依存して心  
34 拍数, 体温の低下が生じることが報告されている (Iwasaki et al 1998).

35 ラットにオゾン 0.5 ppm を 1 日 6 時間あるいは 23 時間, 吸入暴露した場合にも, 心拍数, 体

1 温の低下が生じることが報告されている (Watkinson et al 2003).

2

#### 3 1.3.4. 生殖発生への影響

4 マウスにオゾン 0, 0.4, 0.8, 1.2 ppm を妊娠 7 日から 17 日までの間, 連日吸入暴露して, 出生  
5 仔に対する影響を観察した試験がある (Bignami et al 1994). 1.2 ppm で母動物の体重増加抑制  
6 と出生仔で眼瞼開裂の遅れがみられたが, その他には異常所見は認められていない.

7 マウスにオゾン 0, 0.2, 0.4, 0.6 ppm を交配前 6 日から妊娠 17 日までの間, 連日吸入暴露して,  
8 出生仔に対する影響を観察した試験では, いずれの用量においても出生仔の身体発達と神経行動  
9 発達に影響はみられていない (Petruzzi et al 1995).

10 マウスにオゾン 0, 0.3, 0.6 ppm を交配前 30 日から妊娠 17 日までの間, 連日吸入暴露して,  
11 出生仔に対する影響を観察した試験がある (Sorace et al 2001). 0.3 ppm で学習試験 (水迷路試  
12 験) の 1 項目で有意差が観察されたが, いずれの用量においても, 出生仔の身体発達と神経行動  
13 発達に影響はみられていない.

14 3 匹のラットにオゾン 1.0 ppm を 1 日あたり 12 時間 (20:00-08:00), 妊娠期間中を通じて吸入  
15 暴露して, 出生仔の脳の病理組織学的検査を行なった試験がある (Rivas-Manzano & Paz 1999).  
16 2 匹のラットでは出生仔は得られず, 残りの 1 匹から得られた 9 匹の出生仔について脳の病理組  
17 織学的検査が実施され, 小脳に壊死病変があったと報告されているが, 使用例数が少ないことか  
18 ら, 試験の信頼性は低いと考えられる.

19

#### 20 1.3.5. 遺伝毒性

21 酵母を用いた遺伝子突然変異試験 (in vitro 試験) で, オゾン 50 ppm を 20, 40, 60 分間暴露し  
22 た場合に, 弱い変異原性が観察されている (Dubeau & Chung 1982).

23 チャイニーズハムスターにオゾン 0.2 ppm を 5 時間暴露して得たリンパ球を 3 日間培養した試  
24 験で, 染色体切断がみられている (Zelac et al 1971). 一方, チャイニーズハムスターにオゾン  
25 の 0.43 ppm を 5 時間暴露して得たリンパ球を 3 日間培養した場合には, 染色体異常はみられて  
26 いない (Tice et al 1978). また, マウスにオゾン 2.0 ppm を 6 時間吸入暴露して得たリンパ球を  
27 3 日間培養した場合には, 姉妹染色分体交換の誘発はみられていない (Tice et al 1978).

28 モルモットにオゾン 1.0 ppm を 72 時間吸入暴露したのちに, 気管上皮細胞を摘出して培養し  
29 た場合に, DNA 一本鎖の切断が観察されている (Bermudez et al 1999, Ferng et al 1997, Ferng  
30 2002).

31 ラットにオゾン 0.14, 0.6, 1.2 ppm を 6 時間/日, 1, 2, 4 週間, 吸入暴露した in vivo 試験で, 気  
32 管上皮細胞を観察したところ, 前がん状態を示唆するような形質転換はみられなかった. 一方,  
33 ラットの気管上皮細胞を摘出して, オゾン 10 ppm を 40 分間暴露した in vitro 試験では形質転換  
34 が観察されている (Thomassen et al 1991).

35 以上のとおり, 培養細胞などを用いた in vitro 試験では高濃度で遺伝毒性がみられている. ま

1 た、チャイニーズハムスターにオゾン暴露後にリンパ球を培養した試験では、0.2 ppm で染色体  
2 の切断がみられるものの、0.43 ppm では陰性であり、陽性所見と陰性所見の両者が存在する。モ  
3 ルモットに 1.0 ppm を吸入暴露して得た気管上皮細胞を培養した試験で DNA 鎖の切断がみられ  
4 ているが、ラットに 0.14-1.2 ppm を吸入暴露した in vivo 試験では遺伝毒性は発現していない。  
5 これらのことから、DNA に対する障害性は有するものの、オゾンは生体内では遺伝毒性はないか、  
6 あるいは弱いことが推察される。

7

#### 8 1.3.6. 発がん性

9 米国毒性プログラム(National Toxicology Program, NTP)で、B6C3F<sub>1</sub> マウスならびに F344 ラ  
10 ットにオゾン 0, 0.12, 0.5, 1.0 ppm を 6 時間/日, 5 日/週, 105 週間吸入暴露して、発がん性を検  
11 討している(NTP 1994, Boorman et al 1994, 1995, Herbert et al 1996)。マウスでは 0.5, 1.0 ppm  
12 で肺胞/気管支に腺腫や腺癌の発生増加がみられたことから発がん性があるとされている。マウス  
13 の各群における肺胞/気管支の腺腫あるいは腺癌の発生頻度は、雄で 14/50, 13/50, 18/50, 19/50 で  
14 あり、雌で 6/50, 7/50, 9/49, 16/50 であった。一方、ラットでは、オゾン暴露によって、鼻腔, 喉  
15 頭, 肺に炎症性的変化がみられたものの、いずれの用量においても腫瘍の発生増加はないことか  
16 ら、発がん性はないとされている。ラットの各群における肺胞/気管支の腺腫あるいは腺癌の発生  
17 頻度は、雄で 2/50, 3/50, 3/50, 4/50 であり、雌で 0/50, 0/50, 2/50, 0/50 であった。

18 肺の腫瘍好発系である A/J 雌マウスにオゾン 0, 0.12, 0.5, 1.0 ppm を 6 時間/日, 5 日/週, 9 ヶ  
19 月間吸入暴露した試験では、オゾン暴露による肺腫瘍発生の増加や促進はみられていない  
20 (Witschi et al 1999)。

21

### 22 1.4. ヒトに対する影響

23

#### 24 1.4.1. 対照試験

25 11 人の健康男性ボランティア (23-38 才, 喫煙者は 2 名) に、二酸化窒素 (5 ppm), オゾン (0.1  
26 ppm), 二酸化硫黄 (5 ppm) のいずれかの単独あるいは混合暴露を 2 時間行なった (Von Nieding  
27 et al 1979)。オゾンの単独暴露で動脈血酸素分圧の低下, 気道抵抗の増加がみられたが、これら  
28 の変動は二酸化硫黄による影響よりも小さいものであり、統計学的な有意差はなかったことから、  
29 著者らは有害影響とは考えていない。

30 Hackney らはオゾンによる呼吸器系への影響 (努力肺活量の減少, 努力呼出量の減少 (注))  
31 は 0.37 ppm で発現し, 0.25 ppm では呼吸器系に対する影響はみられないと報告している  
32 (Hackney et al 1975)。13 人の男性ボランティア (22-41 才) にオゾン 0.25, 0.37, 0.50 ppm を  
33 2 時間吸入暴露, あるいは二酸化窒素と一酸化炭素の混合暴露を行なった。呼吸機能検査 (努力  
34 肺活量 (FVC), 努力呼出量 1 秒量 (FEV<sub>1</sub>), 肺活量の 50% の気量位における気速 (V<sub>50</sub>), 肺活  
35 量の 20% の気量位における気速 (V<sub>25</sub>), 全肺気量 (Total Lung Capacity), V<sub>max</sub>, V<sub>50P</sub>, V<sub>25P</sub>,

1 Residual Volume など) を実施している. 0.25 ppm 暴露では生理学的な変化はみられなかった.  
2 0.37 ppm 暴露では生理学的検査の殆どで変化はみられなかったが, 1名の被験者で FVC, FEV<sub>1</sub>  
3 の減少, ならびに気道抵抗の増加がみられた.

4 健康人ならびに喘息患者の各 30 人にオゾン 0.08, 0.12, 0.18 ppm を吸入暴露して呼吸器系への  
5 影響を観察した報告がある (Frampton et al 1995). 硫酸エアロゾル 100 µg/m<sup>3</sup>, あるいは塩化  
6 ナトリウムエアロゾル 100 µg/m<sup>3</sup> を 3 時間吸入暴露して, その 24 時間後にオゾンを 3 時間吸入  
7 暴露した. 健康人にオゾンを吸入暴露した場合にはいずれの濃度においても呼吸器系に対する影  
8 響はみられていない. 喘息患者の場合には, 硫酸エアロゾルの前暴露によってオゾンの 0.18 ppm  
9 暴露で努力肺活量 (FVC) の減少, 努力呼出量 1 秒量 (FEV<sub>1</sub>) の減少がみられたが, その反応に  
10 は個体差があり, 喘息患者は健康人よりも感受性が高いと推察している.

11 Gong らはオリンピック出場経験がある長距離自転車競技選手 17 名 (男性 15 人, 女性 2 人,  
12 年齢は 19-30 才) を 3 つのグループにわけて, 中等度-重度の運動負荷中に, 新鮮な空気, オゾン  
13 0.12 ppm, あるいは 0.20 ppm を暴露した (Gong et al 1986). 暴露前後での呼吸器系に対する  
14 影響 (Force vital capacity (FVC), forced expired volume in one second (FEV<sub>1</sub>), maximal  
15 voluntary ventilation, single-breath carbon monoxide diffusing capacity, alveolar gas volume,  
16 respiratory rate, tidal volume, oxygen uptake, carbon dioxide output, respiratory exchange  
17 quotient など) を比較した. オゾン暴露によって FVC, FEV<sub>1</sub>, FVC/FEV<sub>1</sub>, single-breath carbon  
18 monoxide diffusing capacity が減少したと報告されている.

19 Horstman らは健康な非喫煙男性 22 名 (18-32 才) にオゾンの 0, 0.08, 0.10, 0.12 ppm を 6.6  
20 時間暴露した (Horstman et al 1990). 各暴露は 1 週間以上の間隔をあけて, ランダムに実施し  
21 た. 暴露の際には中等度の運動負荷 (1 回につき 50 分間, 計 6 回) が含まれている. 暴露前後で  
22 の生理機能 (heart rate (HR), minute ventilation (V<sub>E</sub>), forced expired vital capacity (FEVC),  
23 forced expired volume in one second (FEV<sub>1</sub>), oxygen consumption (VO<sub>2</sub>), inspired volume in  
24 the first 0.5 second (FIV0.5), airway resistance, thoracic gas volume, provocative dose of  
25 methacholine required to increase airway resistance (PD) など) を比較した. HR, VO<sub>2</sub>, V<sub>E</sub> に  
26 ついては, オゾン暴露による変化はみられなかった. オゾン暴露によって, FEV<sub>1</sub> の減少, PD の  
27 増加がみられたと報告されている.

28 McDonnell らは健康な男性 135 名 (18-30 才) を 6 つのグループにわけて, オゾンの 0, 0.12, 0.18,  
29 0.24, 0.30, 0.40 ppm を 2.5 時間暴露した (McDonnell et al 1983). 暴露期間中に 15 分間の運動  
30 負荷と 15 分間の休憩を 4 回繰り返している. 検査項目として, heart rate (HR), ventilation (V<sub>E</sub>,  
31 f, V<sub>T</sub>), oxygen consumption (V<sub>O2</sub>), forced vital capacity (FVC), expiratory volume in one second  
32 (FEV<sub>1</sub>), mean expiratory flow rate between 25 and 75% FVC (FEF<sub>25-75</sub>), airway resistance  
33 (Raw), thoracic gas volume (V<sub>tg</sub>), specific airway resistance (sRaw), functional residual  
34 capacity (FRC) を測定している. 0.12 ppm 以上の濃度で sRaw の有意な増加がみられた. 0.12  
35 ppm と 0.18 ppm で FVC, FEV<sub>1</sub>, FEF<sub>25-75</sub> がわずかに低下したが, 統計学的には有意ではなく,

1 0.24 ppm 以上の濃度では FVC, FEV<sub>1</sub>, FEF<sub>25-75</sub> の有意な低下がみられた。

2 オゾンの 0.22 ppm を男女 14 名 (18-40 才, 喫煙者と非喫煙者) に運動負荷のもとで 4 時間吸  
3 入暴露して, 気管支肺胞洗浄液を分析した研究がある (Frampton et al 1999). 気管支肺胞洗浄  
4 液中に肺胞マクロファージ, 好中球, リンパ球, 好酸球が回収され, オゾン暴露によって多核白  
5 血球が増加したが, 好酸球は変化しなかったと報告されている. FEV<sub>1</sub> (努力呼出量 1 秒量) が  
6 低下し, また気管支肺胞洗浄液中に過酸化物質 (ノナナール, ヘキサナール) が産生されることか  
7 ら, オゾン暴露によって肺サーファクタントがオゾン化・脂質過酸化をうけて, 酸化物が生成さ  
8 れていると著者らは推察している. オゾン暴露を知るためのバイオマーカーとしてノナナール,  
9 ヘキサナールが有用であると述べているが, 喫煙者と非喫煙者で反応性のちがいに關しての解析  
10 は行なっていない。

11 Bate らは, 10 名の男性ボランティア (22-35 才) にオゾン 0.75 ppm を 2 時間吸入暴露して,  
12 呼吸器系に関する検査 (50% vital capacity, FEV, Ptpm<sub>ax</sub>, C<sub>st</sub>, C<sub>dyn</sub> R<sub>L</sub>, Vm<sub>ax</sub> at 50% VC, MFEV  
13 curbes, % CO ; 略語に関する説明は原著中にはない) を実施している (Bate et al 1972). ボラン  
14 ティアの間で, Ptpm<sub>ax</sub> の低下, R<sub>L</sub> の上昇がみられたが, いずれもばらつきの範囲内の変動であ  
15 り, 0.75 ppm は 2 時間暴露の上限であると著者らは結論している。

16

17 (注): 努力肺活量 (Forced Vital Capacity) とは最大吸気位から最大努力の呼出をして得られる肺活量のことで  
18 ある. 努力呼出量 (Forced Expiratory Volume) とは思い切り息を吸い込み, できる限り強く吐き出した空気  
19 量のことで, 最初の一秒間で吐き出せる空気の量のことを一秒量といい, FEV<sub>1</sub> あるいは FEV<sub>1.0</sub> と表す。

20

#### 21 1.4.2. 遺伝毒性に関する検討

22 Merz らは 6 名のボランティアにオゾンを暴露して得たリンパ球について, 染色体異常誘発を  
23 検討している. 暴露を行なう前に採血してリンパ球を得て, これを対照として暴露後のリンパ球  
24 と比較した. 2 名にはオゾン 0.5 ppm を 6 時間暴露し, 暴露終了直後に採血した. 別の 4 名には  
25 0.5 ppm を 10 時間暴露して, 暴露直後と 2 週間後, 6 週間後に採血した. 染色分体に変化がみら  
26 れた例がある (原著では, "Chromatid type aberration, A- chom. lesions" と報告) ものの, いず  
27 れの被験者においても染色体異常はみられていない (Merz et al 1975).

28 Guerrero らは 31 名のボランティアにオゾン 0.5 ppm を 2 時間暴露して, リンパ球での姉妹染  
29 色分体交換の有無を観察し, 姉妹染色分体交換が誘導されなかったことを確認している. なお,  
30 ヒト胎児肺由来細胞を用いた in vitro 系で, オゾン 0, 0.25, 0.50, 0.75, 1.00 ppm を 1 時間暴露し  
31 た場合には, 濃度に依存して姉妹染色分体交換が増加することをあわせて報告している  
32 (Guerrero et al 1979).

33 McKenzie らは 30 名のボランティアにオゾン 0.4 ppm を 4 時間暴露して得たリンパ球につい  
34 て, 染色体異常誘発の有無を観察 (観察項目は切断, ギャップ, 欠失, 断片化, 転座など) して  
35 いるが, 暴露後 3 日, 2 週間, 4 週間のいずれの時点においても染色体異常は誘発されていない

1 (McKenzie et al 1977).

2

### 3 1.4.3. 疫学研究

4 オゾン長期暴露のヒトへの影響に関する研究は充分ではないが、呼吸器系に対する炎症性変化、  
5 ならびにそれに対する修復が生じることが確認されている (US-EPA 2006)。なお、発がん性に  
6 関する報告はみあたらない。

7 オゾン濃度が上昇すると死亡率が増加するとの報告がなされているが、オゾン濃度の上昇が死  
8 亡率増加の原因であるとの仮説に関して、必ずしも合意は得られていない (WHO-ROE 2000)。  
9 オゾン濃度の上昇と死亡率増加に関する近年の報告を以下に紹介する。

10

#### 11 1.4.3.1. Penntinen らの報告 (2004)

12 ヘルシンキにおける 1988 年から 1996 年にかけての大気中汚染物質 (オゾン, 窒素酸化物, 一  
13 酸化炭素, 二酸化硫黄, 浮遊粒子状物質) の濃度と死亡率の関係を分析した。4 月から 7 月につ  
14 けて、オゾン濃度の上昇と死亡率の増加の間に関連がみられた。オゾンについては、8 時間平均値  
15 の 4 日間の平均濃度が  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (5 ppb) 上昇した場合に、呼吸器系疾患による死亡率は 4.30%  
16 増加し、死亡率合計は 2.42%増加した。直径が  $10\mu\text{m}$  以下の浮遊粒子状物質 ( $\text{PM}_{10}$ ) が  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
17 上昇した場合に、1 日のタイムラグで呼吸器系疾患による死亡率が 3.96%増加した。全浮遊粒子  
18 状物質に関しては、濃度で調整した場合に、浮遊粒子状物質の黒度 (Particulate blackness) が  
19 死亡率増加に関連していた。ただしこの報告では、気温上昇と死亡率増加の関連についての解析  
20 は行なっていない。

21

#### 22 1.4.3.2. Gryparis らの報告 (2004)

23 欧州の23の都市と地域における1990年以降の5000万人以上の人口データから、全自然死、心血  
24 管系疾患による死亡、呼吸系疾患による死亡について、オゾンとの関連を分析した。暖かい時期  
25 の半年間(4月-9月、オゾン濃度1時間値は $44\text{-}109 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )ではオゾンの1時間値が $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (5 ppb)  
26 上昇した場合に、全死亡率は0.33%増加 (有意差なし)、心血管系疾患による死亡率は0.45%、呼  
27 吸系疾患による死亡率は1.13%増加した。オゾンの8時間値についても同様の関連がみられた。暖  
28 かい時期におけるオゾン濃度と全死亡率に関する用量相関性に直線関係はみられなかった。他の  
29 大気汚染物質に関しては、二酸化硫黄、浮遊粒子状物質 ( $\text{PM}_{10}$ ) では、全死亡率との間には関連  
30 はみられなかったが、窒素酸化物、一酸化炭素では全死亡率との間になんらかの関連がみられた。  
31 一方、寒い時期の半年間 (10月-3月、オゾン濃度1時間値は $11\text{-}57 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) でオゾンの1時間値が $10$   
32  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (5 ppb) 上昇した場合、全死亡率は0.09%の増加、心血管系疾患による死亡率は0.16%の  
33 減少、呼吸系疾患による死亡率は0.02%の増加であった。

34

1 1.4.3.3. Parodi らの報告 (2005)

2 イタリアのジェノアにおける1993年から1996年にかけての大気中オゾン濃度と死亡率の関係を  
3 分析した。調査対象期間中の平均気温は15.5°C (4-30°C) で、オゾンの24時間平均値は64.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
4 であった。暖かい時期 (5月-10月) については、平均気温は20.3°Cで、オゾンに関する国内基準値  
5 である65  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えた日は644日中443日 (69%) であった。気温と死亡の関連では、22°C以上  
6 では気温-死亡曲線は直線的なリスク増加を示し、22 °Cよりも低い気温では、直線的な防御効果  
7 が軽度みられた。気温が15-26°Cの間における死亡比を1としたとき、26°C以上における死亡比は、  
8 合計では1.15、心血管系疾患による死亡比は1.34であった。24時間平均値のオゾン濃度と、1日に  
9 おける死亡に関する平均変動率 (原著ではMean variation percent in daily mortality) の関係で  
10 は、オゾン濃度が50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (25 ppb) 上昇した場合、タイムラグが1日の場合には死亡に関する平  
11 均変動率は4.0%増加した。暖かい時期における心血管系疾患による死亡に関する平均変動率に関  
12 しては、気温とオゾン濃度の相乗効果が認められ、タイムラグが1日の場合、気温が15-26°Cの間  
13 での死亡に関する平均変動率増加が6.9%であったのに対して、26°C以上における死亡に関する平  
14 均変動率増加は30.1%であった。

15

16 1.4.3.4. Bell らの報告 (2004, 2005, 2006)

17 米国の95都市における1987年から2000年の死亡率と大気汚染研究データをもとに、死亡率  
18 とオゾン濃度の関連を分析した (Bell et al 2004)。オゾンの米国大気環境基準値である8時間  
19 平均値80 ppbは1日平均値の60 ppbに相当するとして、1日平均値について解析している。オ  
20 ゾンの1日平均値が60 ppb未滿の翌日に10 ppb上昇した場合に、死亡率は0.15%の増加であっ  
21 た。オゾン濃度上昇と死亡発現の間の時間のずれ (タイムラグ) を0日から3日で検討した場合、  
22 ラグがない場合 (0日) での死亡率が最も高く、ついで1日のラグ、2日のラグ、3日のラグの順  
23 に死亡率は低下した。なお、前の週よりも10 ppb上昇した場合には、全死亡率は0.52%増加し、  
24 呼吸器系疾患による死亡率は0.64%増加したことから、オゾン濃度の上昇が数日間継続すること  
25 が死亡率増加に関連すると、著者らは考察している。

26 Bell らは、他の研究者の疫学論文をもとにメタ分析を行ない、2004年に自分たちが報告した成  
27 績との比較を行なっている (Bell et al 2005)。1990年から2004年に公表された論文を mortality,  
28 time-series, ozone をキーワードとして Pubmed で検索し、39の研究レポートをメタ分析した。  
29 メタ分析ならびに2004年の彼らの成績のいずれも、オゾン濃度の上昇により死亡率は増加した。  
30 メタ分析では、0-2日の間でオゾン濃度が10 ppb上昇した場合に死亡率は0.87%増加した。2004  
31 年のBell らの成績では、タイムラグが0日の場合でオゾン濃度が10 ppb上昇した場合には死亡  
32 率は0.25%増加していたことから、メタ分析の場合には出版バイアス (publication bias ; 有意差  
33 がみられた研究のみが公表され、有意差がなかった研究は公表されることが少ない傾向がある)  
34 が生じると考察している。

35 この研究グループは、米国の98都市における1987年から2000年の死亡率とオゾン濃度につ

1 いて、暴露－反応関係の解析を行なっている (Bell et al 2006)。交絡因子として、浮遊粒子状物  
2 質は調整しているが、気温に関する調整は行なっていない。当日あるいは前日のオゾン濃度と比  
3 べて 10 ppb 上昇した場合での、死亡率増加の有無に注目して解析を行なっている。オゾンの米国  
4 大気環境基準値である 8 時間平均値 80 ppb から 10 ppb 上昇した場合に、死亡率が 0.30%増加し  
5 た。また、大気中のオゾン濃度が 20 ppb 以上の場合に、10 ppb 上昇すると死亡率が増加すると  
6 述べている。

#### 7 8 1.4.3.5. Levy らの報告 (2005)

9 文献検索データベースである MEDLINE を用いて、ozone, mortality, time-series をキーワー  
10 ドとして検索して得た 28 の論文についてメタ分析を行った。オゾンの 1 時間値が 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (5  
11 ppb) 上昇すると死亡率は 0.21%増加した。オゾンが 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  上昇すると、夏季 (時期に関する  
12 記載なし) では死亡率は 0.43%増加したが、冬季 (時期に関する記載なし) における死亡率は  
13 0.02%の増加であった。他の大気中汚染物質 (浮遊粒子状物質 (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>), 二酸化硫黄, 一  
14 酸化炭素, 窒素酸化物) との交絡について解析したところ、夏季における PM<sub>2.5</sub> で交絡がみられた。  
15 浮遊粒子状物質以外の他の大気中汚染物質との関連はなく、オゾン濃度が高いときには、他の汚  
16 染物質の濃度は比較的 low 値であったと報告している。

#### 17 18 1.4.3.6. Ito らの報告 (2005)

19 文献検索データベースである MEDLINE を用いて、1990 年から 2003 年の間に公表された論  
20 文について、ozone, mortality をキーワードとして検索して得た 43 論文についてメタ分析を行っ  
21 た。オゾンの 24 時間平均値が 20 ppb 上昇すると、死亡率は 1.6%増加した。ただし、ロンドン、  
22 アムステルダム、サンティアゴにおいては研究者によって正反対の結果が報告されており、都市  
23 間における不均一性の指標は 77%であった。著者らは都市間における不均一性の原因を解明する  
24 ために、米国の 7 都市 (ニューヨーク市, イリノイ州クック郡, デトロイト, フィラデルフィア,  
25 ヒューストン, ミネアポリス, セントルイス) におけるオゾンと浮遊粒子状物質の関連を分析し  
26 た。ヒューストンを除く各都市でのオゾン濃度と浮遊粒子状物質濃度の関係は、夏季では正の相  
27 関がみられたが、冬季では負の相関であった (夏季, 冬季の時期に関する記載なし)。ヒュースト  
28 ンでは冬季の気温が比較的高く、冬季においても正の相関がみられた。クック郡, デトロイト,  
29 フィラデルフィアの解析では、夏季ならびに通年で浮遊粒子状物質と死亡率の間に正の相関がみ  
30 られた。オゾンと浮遊粒子状物質はそれぞれ独自に死亡に関与していると著者らは推察している。

#### 31 32 1.4.3.7. Keatinge らの報告 (2006)

33 イギリスのロンドンにおける 1991 年から 2002 年の間の 65 才以上の高齢者の死亡率について、  
34 大気汚染物質 (オゾン, 浮遊粒子状物質 PM<sub>10</sub>, 二酸化硫黄) がどのように影響しているかを検討  
35 した。暑さに関連する死亡の大多数が 65 才以上の高齢者であることから、65 才以上を主な対象

1 として generalized additive modeling analyses を実施した。65 才以上の人口は 1991 年では  
2 963,000 人、2002 年は 889,000 人であった。調査対象期間の 12 年間における、1 日あたりの死  
3 亡率は人口 100 万人に対して 150 人であった。1 日の平均気温が 18°C であった 553 日における死  
4 亡率は人口 100 万人に対して 135.9 人であった。気温が 18°C 以上になると気温の上昇とともに  
5 65 才以上の死亡が増加した。オゾン、PM<sub>10</sub> は太陽光に関連して、気温の上昇とともに増加し、  
6 PM<sub>10</sub>、二酸化硫黄は低風量に関連し、いずれも熱ストレスで増加した。これらの交絡を調整する  
7 と、オゾン、浮遊粒子状物質 PM<sub>10</sub>、二酸化硫黄のいずれも死亡率には関与していなかった。高齢  
8 者における死亡の増加は暑い天候によることが原因であると著者は結論し、死亡を防ぐためには  
9 熱ストレスをコントロールすることが重要であると考察している。

### 11 1.5. 有害性情報のまとめ

12 オゾンを吸入暴露した場合、0.08 ppm では肺に対する影響はないとの報告 (Frampton et al  
13 1995)、0.25 ppm 以下では肺に対する影響はないとの報告 (Hackney et al 1975)、さらには 2  
14 時間暴露の上限値が 0.75 ppm との報告 (Bates et al 1972) から、0.08 ppm を 2-3 時間吸入暴露  
15 する場合を無毒性量 (NOAEL) とみなすことが可能である。

16 ヒトがオゾンの長期暴露を受けた場合には、呼吸器系に対する炎症性変化、ならびにそれに対  
17 する修復が生じるが、発がん性は認められていない。リスク評価を行なった各機関では長期暴露  
18 での発がん性評価を実施していない。

19  
20 マウス、ラットを用いた発がん性試験 (NTP1994, Boorman et al 1994, 1995, Herbert et al  
21 1996) では、マウスの肺で腫瘍の発現頻度が増加している。これらのレポートが公表されたのち  
22 に実施された米国環境保護庁の評価では、マウスでみられた腫瘍発現をヒトに外挿することは適  
23 切ではないと判断している (US-EPA 1996)。その理由として、ラットでは発がん性はみられて  
24 いないこと、マウスでみられた腫瘍発現は高用量 (1 ppm) での発現であること、遺伝毒性は陰  
25 性かあるいは弱いことなどがあげられている。米国環境保護庁のその後の評価においても、マウ  
26 スでみられた発がん性はリスク評価で取り上げられることはなく、オゾンのヒト健康影響に関し  
27 ては急性暴露による影響が主となっており、長期暴露による影響についての関心はうすい  
28 (US-EPA 1997, 2005, 2006)。なお、世界保健機関・欧州地域専門家委員会の 2000 年の評価に  
29 においては、マウス、ラットの発がん性試験 (NTP1994) に関する紹介はなく、ヒトの健康影響  
30 に関する記述では、長期暴露では肺で線維化などの変化が生じることを述べているにすぎない  
31 (WHO-ROE 2000)。

32 以上のとおり、米国環境保護庁ならびに世界保健機関の欧州地域専門家委員会のリスク評価で  
33 は、マウスで発がん性が報告されたのちにも、オゾンの長期暴露に関する発がん性について懸念  
34 していないことが確認された。

## 1 1.6. 有害性に関する本評価書の見解

2 マウスの発がん性試験において陽性所見が得られたにもかかわらず、米国環境保護庁をはじめ、  
3 規制当局におけるリスク評価でこの点を重要視していないことについて、本評価書ではその妥当  
4 性について検討した。

5 まず、マウスのデータがヒトの発がん性を予測しないのではないかとの課題があることを紹  
6 介する。1990年代初めからマウスを用いた発がん性試験で得られた陽性所見が、ヒトの発がん性  
7 を予測しないことが指摘されるようになった。

8 Stoloff は、国際がん研究機関が公表したヒトにおける発がん物質について、実験動物で得られ  
9 た発がん性試験データのうちで、発がん性を示さなかった例があることを示し、マウスやラット  
10 はヒトの発がん性を予測するためのモデルとしては不適であると指摘した (Stoloff 1992)。

11 医薬品の発がん性試験に関するドイツとオランダにおける調査で、ラットはヒトの発がん性を  
12 予測するための動物として感受性があるものの、マウスについては疑問視されるとの報告がなさ  
13 れた (Van Oosterhout et al 1997)。

14 このような批判的な見解に対して、米国食品医薬品局ではマウスとラットの発がん性試験での  
15 陽性結果を比較して、マウスの有用性を主張した (Contrera et al 1997)。

16 Gold ら (1999) は公表論文や米国 NTP で実施された発がん性試験、1,372 化合物、5,620 実  
17 験のデータをもとに、マウス、ラットなどのげっ歯類動物での成績と霊長類での成績を比較した。  
18 マウスおよびラットでともに発がん性がみられた化合物は 590 化合物中 350 化合物であった。マ  
19 ウスカラットのいずれかで発がん性がみられた化合物は 1,348 化合物中 702 化合物であった。サ  
20 ルを用いた発がん性試験が 25 化合物について実施されており、サルとげっ歯類で発がん性がみら  
21 れたのは 11 化合物で、サルで発がん性がみられなかった化合物のうちの半数がげっ歯類において  
22 陽性所見を示した。ただし、ヒトで発がん性が認められている化合物に対して、サルで発がん性  
23 がみられない例もあったことから、げっ歯類を発がん性評価に用いることの有用性も支持された。

24 その後、国際がん研究機関、米国食品医薬品局、欧州医薬品審査局 (European Medicines  
25 Evaluation Agency, Committee for Proprietary Medicinal Products)、日本の厚生省 (当時)、製  
26 薬工業協会 (米国、欧州、日本) で検討委員会を設置して、医薬品に関する発がん性評価に関し  
27 て、マウスを用いることの是非に関する検討が行なわれた。その結果、第一選択動物種としてラ  
28 ットを選択することが合意された (日米欧 3 極 ICH ガイドライン 1999)。そしてラット発がん  
29 性試験を補完する試験として、マウスを用いた発がん性試験を行なうことや、遺伝子改変動物で  
30 の検討などが選択されることとなった。

31 発がん性試験に用いるラットやマウスの系統に関しても批判的な意見があることから、米国保  
32 健福祉省では米国毒性プログラム (NTP) で実施している発がん性試験の動物種・系統変更の必  
33 要性をテーマに、ワークショップを 2005 年に開催したが、結論は得られていない (NTP 2005)。

34 マウスを用いることの優先度が下がった理由は偽陽性となることが多いことである。また、一  
35 般論であるが、発がん性試験で多用される B6C3F<sub>1</sub> マウスは肝臓腫瘍好発系の C3H を親としてい

1 るため、遺伝的にイニシエーションを受けた状態にあり、化学物質投与によって肝臓に腫瘍が発  
2 生しやすい特徴があり、ヒトにおける発がん性を予測するモデルとしては不適であるとの指摘が  
3 されていることも参考になろう。

4 このような背景をもとに、米国環境保護庁の評価 (US-EPA 1996) や、世界保健機関の評価  
5 (WHO 2005) をレビューすると、マウスでみられた腫瘍発現をヒトに外挿することは適切でな  
6 いとしたことや、ラットの発がん性試験で陰性であること、*in vivo* の遺伝毒性試験ではほぼ陰  
7 性であることなどをもとに、発がん性に対する懸念を示していないことは妥当な判断であると考  
8 えられる。B6C3F1 マウスを用いた長期暴露試験では肺腫瘍の発生増加が見られたが、この結果  
9 をもとに確認試験として行われた A/J 雌マウスによる試験ではオゾンによる肺腫瘍の発生増加  
10 や促進がみられなかったこと、ラットの長期暴露試験では肺腫瘍の発生はみられていないこと、  
11 さらに、上記の肝臓腫瘍の発生の問題からマウスの発がん性試験のデータが採用されない傾向に  
12 あることも考慮にいれて、本評価書の判断として、マウスの肺腫瘍発生の増加のデータは採用し  
13 なかった。ただし、マウスの発がん性試験で肺の腫瘍発生増加がみられたことから、オゾンによ  
14 る肺腫瘍プロモーション作用の可能性は残されていると考える。第 3.5 節、第 4.2 節で示したと  
15 おり、遺伝毒性は生体内では発現しないか、あるいは弱いと判断されること、また第 3.6 節で示  
16 したとおり、ラットの発がん性試験では発がん性は認められないこと、さらにヒトの健康影響に  
17 関して発がん性は報告されていないことなどから、環境中のオゾンの長期暴露をうけた場合に、  
18 ヒトで発がん性が生じる可能性は低いと推察される。

19  
20 つぎに、大気中のオゾン濃度が上昇することで死亡率が増加するとの仮説に関する見解を示す。  
21 第 4.3 節で示したとおり、夏季にオゾン濃度が上昇すると高齢者の死亡率が増加するとの報告が  
22 ある。しかしながら、オゾン暴露と死亡の間に関連があるとした報告のほとんどは、気温上昇と  
23 死亡の関連についての解析を行っていない。そして、夏季と冬季での死亡率の比較を行なった  
24 研究では、夏季にはオゾン濃度が上昇して死亡率が増加するものの、冬季にはオゾン濃度が上昇  
25 しても死亡率の増加はみられていない (Gryparis et al 2004, Levy et al 2005, Keatinge et al  
26 2006)。夏季の高齢者死亡の解析で、気温との関連を考察した Keatinge ら (2006) の報告では、  
27 暑い天候による熱ストレスが死亡率増加の原因と推察しており、現時点ではこの解析が最も信頼  
28 性が高いと考えられる。夏季には気温が上昇し、これに伴ってオゾン、浮遊粒子状物質、二酸化  
29 硫黄などの濃度が上昇していることを Keatinge ら (2006) は指摘している。Gryparis ら (2004)  
30 の研究から、オゾン濃度の 1 時間値が 11-57  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (5.5-23.5 ppb) であった冬季にはオゾン濃度  
31 が上昇しても死亡率は増加していないことから、死亡率の増加に気温が重要な要因を果たしてい  
32 ることは明らかと考える。米国環境保護庁ではオゾンと死亡に関する近年の疫学研究をレビュー  
33 して、オゾン暴露と死亡率の間に直接的あるいは間接的な関連はあるものの、死亡原因を特定す  
34 ることは困難であると判断している (US-EPA 2006)。夏季における高齢者の死亡率増加の原因  
35 としては気温上昇が最も大きな原因であると考えられ、これに加えて、オゾン、浮遊粒子状物質、

1 窒素酸化物、一酸化炭素などがある程度以上の濃度で存在する場合に、それらの単独あるいは複  
2 合影響も原因になり得ると推察される。

3

4 以上のとおり、ヒトがオゾンの暴露を受けた場合には、呼吸器系に対する炎症性変化が生じる。  
5 オゾンの長期の暴露では炎症性変化に対する修復が生じるが、発がん性は認められない。オゾンの  
6 有害性評価のポイントは急性暴露での呼吸器系に対する影響が主であり、死亡率増加には直接的  
7 な関連は少ないと考えられる。

8 オゾン 0.08 ppm を健常人ならびに喘息患者に 3 時間吸入暴露した場合には、健常人、喘息患  
9 者ともに肺に対する影響はないとの報告 (Frampton et al 1995)、また健常人に 0.25 ppm を 2  
10 時間吸入暴露した場合に呼吸機能に対する影響はないとの報告 (Hackney et al 1975)、さらには  
11 2 時間暴露の上限値が 0.75 ppm との報告 (Bates et al 1972) もあることから、0.08 ppm の 2-3  
12 時間吸入暴露を無毒性量 (NOAEL) とみなすことは妥当であるとする。

13 以上のことから、オゾン 0.08 ppm の 2-3 時間暴露をうけたとしても、ヒトで呼吸器系に影響  
14 が生じることはないと考えられる。したがって、正時 (00 分) から次の正時までの 1 時間の間に  
15 得られた測定値である「1 時間値」を設定する必要性は低く、1 日を 0 時 00 分～8 時 00 分、8  
16 時 00 分～16 時 00 分、16 時 00 分～24 時 00 分と 8 時間ごとに 3 つの時間帯に区分して、それぞ  
17 れの時間帯 (8 時間) における 1 時間値の算術平均値である「8 時間値」を設定することが適切で  
18 であろう。大気中のオゾン濃度は昼間に上昇することが知られており、特に 8 時 00 分～16 時 00  
19 分における 8 時間値は重要と考える。

20 これらのことから、オゾン濃度の基準値を設定するとしたら、ヒトの健康影響に関するデータ  
21 をもとに、オゾン濃度の 8 時間値として、0.08 ppm を設定することは適切であるとする。

22

## 23 1.7. 文献

24

25 大気汚染に係る環境基準。環境庁告示第 25 号 (1973)。 <http://www.env.go.jp/kijun/taiki1.html>  
26 環境基準設定根拠 (1973)。大気汚染に係る環境基準について、環大企 143, 昭和 48 年 6 月 12  
27 日

28 <http://www.env.go.jp/hourei/syousai.php?id=1000008>

29 日米欧 3 極 ICH ガイドライン 1999。医薬品のがん原性に関するガイドラインについて (厚生省  
30 医薬安全局審査管理課長通知, 医薬第 1607 号, 平成 11 年 11 月 1 日)

31 <http://www.nihs.go.jp/dig/ich/safety/s1c/1607.pdf>

32 Avila-Costa MR, Colin-Barenque L, Fortoul TI, Machado-Salas JP, Espinosa-Villanueva J,  
33 Rugerio-Vargas C, Rivas-Arancibia S. (1999). Memory deterioration in an oxidative stress model and  
34 its correlation with cytological changes on rat hippocampus CA1. *Neurosci. Lett.* 270, 107-109.

35 Bates, DV, Bell, GM, Burnham CD, Hazucha M, Mantha J, Pengelly LD, Silverman F (1972). Short-term

1 effects of ozone on the lung. *J. Appl. Physiol.*, 32, 176-181.

2 Bell ML, Dominici F, Samet JM (2005). A meta-analysis of time-series studies of ozone and  
3 mortality with comparison to the national morbidity, mortality, and air pollution study.  
4 *Epidemiol.*, 16, 436-445.

5 Bell ML, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, Dominici F (2004). Ozone and short-term  
6 mortality in 95 US urban communities, 1987-2000. *JAMA*, 292, 2372-2378.

7 Bell ML, Peng, RD, Dominici F (2006). The exposure-response curve for ozone and risk of  
8 mortality and the adequacy of current ozone regulations. *Environ. Health Perspect.*, 114,  
9 532-536.

10 Bermudez E, Ferng SF, Castro CE, Mustafa MG (1999). DNA strand breaks caused by  
11 exposure to ozone and nitrogen dioxide. *Environ. Res.*, 81, 72-80.

12 Bignami G, Musi B, Dell’Omo G, Laviola G, Alleva E (1994). Limited effects of ozone exposure during  
13 pregnancy on physical and neurobehavioral development of CD-1 mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*,  
14 129, 264-271.

15 Bils RF (1970). Ultrastructural alterations of alveolar tissue of mice: III. Ozone. *Arch.*  
16 *Environ. Health*, 20, 468-480.

17 Boatman ES, Sato S, Frank R (1974). Acute effects of ozone on cat lungs. II: Structural.  
18 *Am. Rev. Respir. Disease*, 110, 157-169.

19 Boorman GA, Hailey R, Grumbein S, Chou BJ, Herbert RA, Goehl T, Mellick PW, Roycroft JH,  
20 Haseman JK, Sills R (1994). Toxicology and carcinogenesis studies of ozone and ozone  
21 4-(N-nitrosomethylamino)-1-(3-pyridyl)-1-butanone in Fischer-344/N rats. *Toxicol. Pathol.*  
22 22, 545-554

23 Boorman GA, Sills RC, Grumbein S, Hailey R, Miller RA, Herbert RA (1995). Long-term  
24 toxicity studies of ozone in F344/N rats and B6C3F1 mice. *Toxicol. Lett.*, 82/83, 301-306.

25 California EPA (2005). Ozone and ambient air quality standards.  
26 <http://www.arb.ca.gov/research/aaqs/caaqs/ozone/ozone.htm>

27 CANADA-EC/HC (1999). Environment Canada, Health Canada. National Ambient Air  
28 Quality Objectives For Ground-Level Ozone, 1999  
29 [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/ground\\_level\\_ozone\\_tropospherique/science\\_evaluation\\_scientifique/chapter9\\_e.html](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/ground_level_ozone_tropospherique/science_evaluation_scientifique/chapter9_e.html)

30

31 Contrera JF, Jacobs AC, DeGeorge JJ (1997). Carcinogenicity Testing and the Evaluation of  
32 Regulatory Requirements for Pharmaceuticals. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 25, 130-145.

33 Dorado-Martínez C, Parades-Carbajal C, Mascher D, Borgonio-Pérez G, Rivas-Arancibia S. (2001). Effects  
34 of different ozone doses on memory, motor activity and lipid peroxidation levels, in rats. *Int. J.*  
35 *Neurosci.* 108, 149-161.

1 Dubeau H and Chung YS (1982). Genetic effects of ozone. Induction of point mutation and  
2 genetic recombination in *Saccharomyces cerevisiae*. *Mutat. Res.*, 102, 249-259.

3 Dungworth DL (1976). Short-term effects of ozone on lungs of rats, mice, and monkeys.  
4 *Environ. Health Perspect.*, 16, 179.

5 Ferng SF (2002). Ozone-induced DNA single strand-breaks in guinea pig tracheobronchial  
6 epithelial cells in vivo. *Inhal. Toxicol.* 14, 621-33.

7 Ferng SF, Castro CE, Afifi AA, Bermudez E, Mustafa MG (1997). Ozone-induced DNA strand  
8 breaks in guinea pig tracheobronchial epithelial cells. *J. Toxicol. Environ. Health*, 51,  
9 353-67.

10 Frampton MW, Morrow PE, Cox C, Levy PC, Condemi JJ, Speers D, Gibb FR, Utell MJ (1995).  
11 Sulfuric acid aerosol followed by ozone exposure in healthy and asthmatic  
12 subjects. *Environ. Res.*, 69, 1-14.

13 Frampton MW, Pryor WA, Cueto R, Cox C, Mark J. Utell MJ (1999). Aldehydes (Nonanal and  
14 Hexanal) in rat and human bronchoalveolar lavage fluid after ozone exposure. *Health*  
15 *Effects Institute Report No.90* <http://www.healtheffects.org/Pubs/Frampton-C.pdf>

16 Freeman G, Julios LT, Furiosi HJ, Mussenden R, Stephens RJ, Evans MJ (1974). Pathology of  
17 pulmonary disease from exposure to interdependent ambient gases (NO<sub>2</sub> & O<sub>3</sub>). *Arch.*  
18 *Environ. Health*, 29, 203-210.

19 Gold LS, Manley NB, Slone TH, Rohrbach L (1999). Supplement to the carcinogenic potency database  
20 (CPDB): Results of animal bioassays published in the general literature in 1993 to 1994 and by the  
21 National Toxicology Program in 1995 to 1996. *Environ. Health Perspect.*, 107, 527-600.

22 Gong H Jr. Bradley PW, Simmons MS, Tashkin DP (1986). Impaired exercise performance and  
23 pulmonary function in elite cyclists during low-level ozone exposure in a hot environment.  
24 *Am. Rev. Respirat. Disease*, 134, 726-733.

25 Gryparis A, Forsberg B, Katsouyanni K, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, Samoli E,  
26 Medina S, Anderson HR, Niciu EM, Wichmann HE, Kriz B, Kosnik M, Skorkovsky J,  
27 Vonk JM, Dortbudak Z. (2004). Acute effects of ozone on mortality from the "air pollution  
28 and health: a European approach" project. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 15, 1080-1087.

29 Guerrero RR, Rounds DE, Olson RS, Hackney JD (1979). Mutagenic effects of ozone on  
30 human cells exposed in vivo and in vitro based on sister chromatid exchange analysis.  
31 *Environ. Res.*, 18: 336-346.

32 Hackney JD, Linn WS, Law DC, Karuza SK, Greenberg H, Buckley RD, Pedersen EE (1975).  
33 Experimental studies on human health effects of air pollutants. III. Two-hour exposure to  
34 ozone alone and in combination with other pollutant gases. *Arch. Environ. Health*, 30,  
35 385-390.

1 Harkema JR, Plopper CG, Hyde DM, St George JA, Wilson DW, Dungworth DL (1993).  
2 Response of macaque bronchiolar epithelium to ambient concentrations of ozone. *Am. J.*  
3 *Pathol.*, 143, 857-866.

4 Herbert RA, Hailey JR, Grumbein S, Chou BJ, Sills RC, Haseman JK, Goehl T, Miller RA,  
5 Roycraft JH, Boorman GA (1996). Two-year and lifetime toxicity and carcinogenicity  
6 studies of ozone in B6C3F1 mice. *Toxicol. Pathol.*, 24, 539-548.

7 Horstman DH et al (1990). Ozone concentration and pulmonary response relationships for  
8 6.6-hour exposures with five hours of moderate exercise to 0.08, 0.10, and 0.12 ppm. *Am.*  
9 *Rev. Respirat. Disease*, 142, 1158–1163.

10 IPCS-EHC (1979). International Programme on Chemical Safety, Environmental Health  
11 Criteria 7, Photochemical Oxidants.  
12 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc007.htm>

13 Ito K, De Leon SF, Lippmann M (2005). Associations between ozone and daily mortality:  
14 analysis and meta-analysis. *Epidemiol.*, 16, 446-57.

15 Keatinge WR, Gavin C, Donaldson GC (2006). Heat acclimatization and sunshine cause false  
16 indications of mortality due to ozone. *Environ. Res.*, 100, 387-393.

17 Kinney PL, and Ozkaynak H (1991). Associations of daily mortality and air pollution in Los  
18 Angeles County. *Environ. Res.*, 54, 99–120.

19 Kinney PL, and Ozkaynak H (1992). Associations between ozone and daily mortality in Los  
20 Angeles and New York City. *Am. Rev. Respirat. Disease*, 145, A95.

21 Lemos M, Lichtenfels AJFC, Amaro E Jr, Macchione M, Matrins MA, King M, Bohn GM,  
22 Saldiva PHN (1994). Quantitative pathology of nasal passages in rats exposed to urban  
23 levels of air pollution. *Environ. Res.*, 66, 87-95.

24 Levy JI, Chemerynski SM, Sarnat JA (2005). Ozone exposure and mortality: an empiric bayes  
25 metaregression analysis. *Epidemiol.*, 16, 458-468.

26 McDonnell WF, Horstman DH, Hazucha MJ, Seal E, Haak ED, Salaam SA, House DE (1983).  
27 Pulmonary effects of ozone exposure during exercise: dose-response characteristics. *J.*  
28 *Appl. Physiol.*, 54, 1345–1352.

29 McKenzie WH, Knelson JH, Rummo NJ, House DE (1977). Cytogenetic effects of inhaled  
30 ozone in man. *Mutation. Res.*, 48, 95-102.

31 Merz T, Bender MA, Kerr HD, Kulle TJ (1975). Observations of aberrations in chromosomes  
32 of lymphocytes from human subjects exposed to ozone at a concentration of 0.5 ppm for 6  
33 and 10 hours. *Mutat. Res.*, 31, 299-302.

34 Moss OR, Gross EA, James RA, Janszen DB, Ross PW, Roberts KC, Howard AM, Harkema JR,  
35 Calderon-Garciduenas L, Morgan KT (2001). Respeiratory tract toxicity in rats exposed

1 to Mexico City air. Health Effects Inst. Res. Report No. 100. pp.1-28.

2 NRC (2001). Emergency and Continuous Exposure Limits for Selected Airborne  
3 Contaminants, Volume 1. Committee on Toxicology, Board on Toxicology and  
4 Environmental Health Hazards, Commission on Life Sciences, National Research  
5 Council. <http://fermat.nap.edu/books/POD198/html>

6 NTP (1994). Toxicology and carcinogenesis studies of ozone and ozone/NNK in F344/N rats  
7 and B6C3F1 mice. National Toxicol. Program Tech. Report Series No. 440.

8 NTP (2005). NTP Workshop - Animal models for the NTP rodent cancer bioassay: strains &  
9 stocks - Should we switch?

10

11 [http://ntp-server.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=0ED58D6F-F1F6-975E-78363B0DA7B](http://ntp-server.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=0ED58D6F-F1F6-975E-78363B0DA7B22A54)  
12 [22A54](http://ntp-server.niehs.nih.gov/index.cfm?objectid=0ED58D6F-F1F6-975E-78363B0DA7B22A54)

13 OECD (1975). Organisation for Economic Co-Operation and Development. Photochemical  
14 oxidant air pollution. A report of the air management sector group on the problem of  
15 photochemical oxidants and their precursors in the atmosphere. OECD publications,  
16 Paris.

17 Parodi S, Vercelli M, Garrone E, Fontana V, Izzotti A (2005). Ozone air pollution and daily  
18 mortality in Genoa, Italy between 1993 and 1996. Public Health, 119, 844-850.

19 Penttinen P, Tiittanen P, Pekkanen J (2004). Mortality and air pollution in metropolitan  
20 Helsinki, 1988-1996. Scand. J. Work Environ. Health, 30, 19-27.

21 Petruzzi S, Fiore M, Dell'Omo G, Bignami G, Alleva E (1995). Medium and long-term  
22 behavioral effects in mice of extended gestational exposure to ozone. Neurotoxicol.  
23 Teratol., 17, 463-470.

24 Rivas-Arancibia S, Vazquez-Sandoval R, Gonzalez-Kladiano D, Schneider-Rivas S, Lechuga-Guerrero A  
25 (1998). Effects of ozone exposure in rats on memory and levels of brain and pulmonary superoxide  
26 dismutase. Environ. Res., 76, 33-39.

27 Rivas-Manzano P, Carlos Paz C (1999). Cerebellar morphological alterations in rats induced  
28 by prenatal ozone exposure. Neurosci. Lett., 276, 37-40.

29 Sorace A, De Acetis L, Alleva AE, Santucci D (2001). Prolonged exposure to low doses of  
30 ozone: Short- and long-term changes in behavioral performance in mice. Environ. Res., 85,  
31 122-134.

32 Stephens RJ, Sloan MJ, Freeman G (1974). Early response of lung to low levels of O<sub>3</sub>. Am. J.  
33 Pathol., 74, 31-58.

34 Stoloff L (1992). An analysis of the 1987 list of IARC-identified human carcinogens and the  
35 correlated animal studies. Regul. Toxicol. Pharmacol., 15, 10-13.

1 Thomassen DG, Harkema JR, Stephens ND, Griffith WC (1991). Preneoplastic  
2 transformation of rat tracheal epithelial cells by ozone. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 109,  
3 137-148.

4 Tice RR, Bender MA, Ivett JL, Drew RT (1978). Cytogenetic effects of inhaled ozone. *Mutat.*  
5 *Res.* 58, 293-304.

6 US-EPA (1996). Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants (1996).  
7 [http://cfpub.epa.gov/si/osp\\_sciencedisplay.cfm?dirEntryID=2831](http://cfpub.epa.gov/si/osp_sciencedisplay.cfm?dirEntryID=2831)

8 US-EPA (1997). 62 FR 38856  
9

10 [http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getpage.cgi?dbname=1997\\_register&position=all&pag](http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getpage.cgi?dbname=1997_register&position=all&page=38856)  
11 [e=38856](http://frwebgate.access.gpo.gov/cgi-bin/getpage.cgi?dbname=1997_register&position=all&page=38856)

12 US-EPA (2005). Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants (First  
13 External Review Draft) <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=114523>

14 US-EPA (2006). Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final)  
15

16 [http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=149923&CFID=76384&CFTOKEN=](http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=149923&CFID=76384&CFTOKEN=78316049)  
17 [78316049](http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=149923&CFID=76384&CFTOKEN=78316049)

18 Van Oosterhout JPJ, Van Der Laan JW, De Waal EJ, Olejniczak K, Hilgenfeld M, Schmidt V,  
19 Bass R (1997). The Utility of Two Rodent Species in Carcinogenic Risk Assessment of  
20 Pharmaceuticals in Europe. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 25, 6-17.

21 Von Nieding G, Wagner HM, Krekeler H, Lollgen H, Fries W, Beuthan A (1979). Controlled  
22 studies of human exposure to single and combiented action of NO<sub>2</sub>, 3, and SO<sub>2</sub>. *Int. Arch.*  
23 *Occupat. Environ. Health*, 43, 195-210.

24 Witschi H, Espiritu I, Pinkerton KE, Murphy K, Maronpot RR (1999). Ozone carcinogenesis  
25 revisited. *Toxicol. Sci.*, 52, 162-167.

26 WHO (2005). World Health Organization, WHO air quality guidelines global update 2005.  
27 Report on a working group meeting, Bonn, Germany, 18-20 October 2005.  
28 <http://www.euro.who.int/Document/E87950.pdf>

29 WHO-ROE (2000). World Health Organization, Regional Office for Europe, Air quality  
30 guidelines for Europe,  
31 [http://www.who.dk/document/aiq/7\\_2ozone.pdf#search='Photochemical%20Oxidant'](http://www.who.dk/document/aiq/7_2ozone.pdf#search='Photochemical%20Oxidant')

32 Zelac, RE, Cromroy HL, Bolch WE Jr, Dunavant BG, Bevis HA (1971). Inhaled ozone as a  
33 mutagen. I. Chromosome aberrations induced in chinese hamster lymphocytes. *Environ.*  
34 *Res.* 4, 262-282.  
35

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27

## 2. 植物に対する有害性影響

### 2.1. 既存の有害性評価

#### 2.1.1. 米国環境保護庁 (U.S. EPA)

##### 2.1.1.1. 1997 年の改訂

1993 年に設定された 1 時間値 0.12 ppm では、植物に対する影響を防ぐことが出来ないことが明らかであったことから、1997 年に第二大気基準が改訂された。この改訂では、2つの基準が検討された。一つは、ヒト健康影響に対する第一基準で、もう一つは、モニタリング期間のうち最高となる連続した 3 ヶ月間の一日 12 時間のうち、60 ppb 以上となる 1 時間値の積算値 (SUM06) である。前者は、8 時間値の 4 番目に高い値の 3 年間の平均値が 0.08 ppm を超えないとするもので、後者は、SUM06 として、25 ppm-hour を超えないとするものである。

SUM06 の基準値は、National Crop Loss Assessment Network (NCLAN) による、コムギやダイズなどの数種を対象とした数十の実験により確認された 10%、20% の減収率と同等と考えられる SUM06 の 50% 値を根拠に算出され、それぞれ、SUM06 で 25.4 ppm h と 38.4 ppm h であった。

国内 581 カ所のうち 25.8 ppm h の SUM06 の地区は 8 時間値 0.08 ppm 以上であったことから (図 III-1)、第一大気基準と同じ 8 時間値 0.08 ppm を第二大気基準とした。

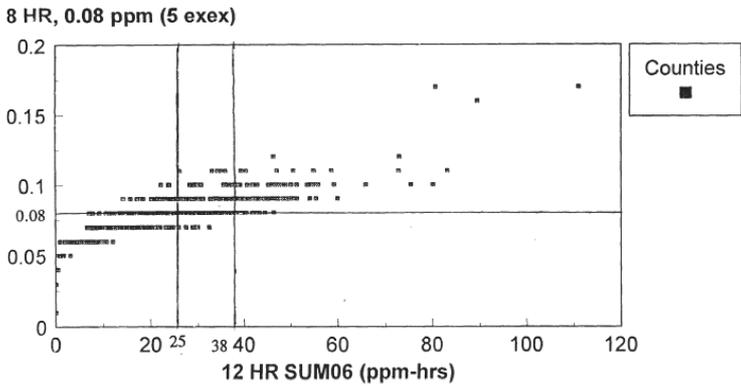


図 III-1 EPA による 8 時間値 0.08ppb の超過と SUM06

[出典 : US EPA 1996]

##### 2.1.1.2. 2006 年の評価

現在、EPA では、新たな基準を検討中である (第 II 章 7.1.4 項参照)。まだ、基準値は提案されていないが、1997 年に設定された第一大気基準と同一という基準を変更し、新たに暴露指標と

1 して W126 が、暴露レベルとして 7～21 ppm h で検討されている。暴露指標の W126 については、  
2 2.3.1.1 項に示した。

3 基準の上限として示されたのが、1997 年時に提案された SUM06 の 25 ppm h と同等の 21 ppm  
4 h (W126) と同等である。前項でも示したが、この値は、NCLAN プロジェクトで行われた、コ  
5 ムギやダイズなどの数種を対象とした数十の実験から導出された 10%の減収率と示すと考えられ  
6 る暴露指標の 50%値を根拠としている。また、下限は、CASAC より示された基準値としての範  
7 囲、SUM06 で 10～20 ppm h (W126 で 7～17 ppm h に相当) の下限値で、これは森林の若木  
8 の生長影響から保護する値と同等である。

9

#### 10 2.1.2. カナダ

11 カナダでは、植物を対象にした評価が 1999 年に行われた。暴露指標は、高い濃度に重み付け  
12 された累積暴露量が適切であると判断され、SUM06 が選択された。このとき、AOT40 (閾値で  
13 ある 40 ppb を超える 1 時間値の閾値超過分の累積濃度 (ppb h)) と SUM60 の数値に関して、  
14 1980～1993 年のモニタリングデータの解析から、決定係数 0.97 の高い一致があり、カナダの植  
15 物影響を評価する上では、どちらを用いても変わらないことが示された。ただし、60 ppb 未満の  
16 濃度が植物への影響にとって重要でないことを推量する生物学的根拠はないことも併せて記載さ  
17 れている。

18 白インゲン、バレイショ、トマトとキュウリ収量減少の解析より、SUM60 と収量比の間に関  
19 係が見られること、実験誤差を含むことから、エンドポイントとして、10%の収量減少を採用し、  
20 米国の NCLAN の実験結果を解析して、コムギとカブの暴露反応関係から推論された 5,900 -  
21 7,400 ppb-h を LOAEL として提案した。

22 急性の可視被害は、品質低下、市場価値の低下を示すことから、ハツカダイコンと白インゲン  
23 の解析し、1 日 SUM60 で 300～700 ppb h 超過、または 3 日 SUM60 で 500～1,100 ppb h 超過  
24 と可視影響が関係し、特に、3 日 SUM60 の 700 ppb h 超過、および 500 ppb h 超過と可視影響  
25 で関連性が高いことを示した。

26 なお、カナダの評価で用いられた SUM60 と米国の評価で用いられた SUM06 は同義である。

27

28 表 III-3 カナダにおける農作物への影響の指針値

	LOAEL	指標
慢性	5,900-7,400	3 month(8:00-19:59)
急性	500-700	3 日 SUM60(8:00-19:59)

29

#### 30 2.1.3. 国連欧州経済委員会 (UN ECE)

31 加盟国間の経済的関係の強化を目的としている、国連欧州経済委員会 (United Nations

1 Economic Commission for Europe) は、環境政策についても協力や情報交換、共同作業を実施し  
2 ている。この委員会により、環境に関する条約がいくつか結ばれており、この中の一つが、1979  
3 年に採択された「長距離越境大気汚染条約 (Convention on Long-range Transboundary Air  
4 Pollution)」である。これには、8つの議定書があり、オゾン関連では、1999年、21カ国で締結  
5 された「酸性化、富栄養化、地表レベルオゾンの低減のための議定書 (Protocol to Abate  
6 Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone)」(Gothenburg 議定書 1999) がある。  
7 この議定書は4物質 (sulphur, NOx, VOCs and ammonia) の2010年時の排出量の上限を設定  
8 したもので、評価エンドポイントとして、植物の影響が用いられ、過剰なオゾンレベルへの植物  
9 の暴露が1990年より44%少なくなるとされている。その経過評価は、「Manual on methodologies  
10 and criteria for mapping critical levels/loads」で行われる。

11 長距離越境大気汚染条約では、大気汚染物質における有害性影響を理解することは、効果的な  
12 汚染物質の制御に関する合意に達する必要条件であると認識され、汚染物質の影響調査と監視の  
13 国際協力の発展のために、影響作業部会 (Working Group on Effects (WGE)) が1980年に総会  
14 の下に設置された。この作業部会には6つの国際協力プログラム (International Cooperative  
15 Programmes (ICPs)) を含む7つの専門委員会 (Task Force) がある。

16 このうちのひとつである International Cooperative Programme on Effects of Air Pollution on  
17 Natural Vegetation and Crops (ICP Vegetation) は、大気汚染物質による収穫の損害を定量的  
18 に評価することを目的として設置された。したがって、オゾンのみを対象としていず、オゾンと  
19 重金属の沈着を対象としている。

20 UN ECE 下で、1988年、1992年、1993年、1996年、1999年、2002年に、オゾンに関連す  
21 るワークショップが開かれた。オゾンのクリティカルレベルについては、このワークショップで  
22 検討されている。まず、1988年のBad Harzburgにおけるワークショップではじめて提案された。  
23 なお、クリティカルレベルとは「現在の知見で、植物や生態系に有害な影響が見られる大気中の  
24 汚染物質の濃度」と定義されている(UNECE, 1988)。このワークショップでは、3つの値が提案  
25 された。それぞれ、1時間値で75 ppb、8時間値で30 ppb、季節7時間値 (0900-1600) 25ppb  
26 である。科学的知見として、平均濃度よりも累積濃度や高濃度に重み付けした暴露指標が減収量  
27 とより適合するということが、米国とヨーロッパで報告されたことから、つづいて行われた1992  
28 年のEghamでのワークショップでは、長期間のクリティカルレベルとして、既存の平均値の代  
29 わり、ある濃度に固定された閾値を超過した、累積暴露を用いるコンセプトを採用するべきであ  
30 ることが提案された。ただし、閾値以下の濃度が生物への影響がないことを意味しないことも言  
31 及された。これを受けて、1993年のBernでのワークショップでは、9ヶ国、5年間行われた国  
32 際研究プログラム (European open-top chamber experiment) の結果が解析され、AOT50 (閾  
33 値である50 ppbを超える一時間値の閾値超過分の累積濃度 (ppb h)) 以上よりもAOT30 (同30  
34 ppb) とAOT40 (同40 ppb) がより適切であることが報告された。この解析に基づき、コムギよ  
35 り算出した10%の減収量を示す日中3ヶ月5,300 ppb h (5年間での最高値) がクリティカルレベ

1 ルとして提案された。1996年のKuopioのワークショップでは、上記提案の根拠となったコムギ  
 2 のデータに、アメリカの研究結果などのデータを付加して、すなわち、6カ国、10品種で実行さ  
 3 れた10年以上のコムギのオープントップチャンバー暴露試験より設定された、ロバストな暴露反  
 4 応関係式よりクリティカルレベルが求められた(Fuhrer et al 1997)。再解析された結果、傾向は  
 5 変わらないが、クリティカルレベル算出根拠の10%減収量は5,900 ppb hと推定された。また、  
 6 統計解析より99%信頼区間が4~5%であることから、5%の減収をクリティカルレベルのエンド  
 7 ポイントと設定された。これにより、クリティカルレベルは、3,000 ppb hと設定された(3,100 ppb  
 8 hを丸めた値、95%信頼区間は、1,800~4,300 ppb h)。この場合のクリティカルレベルは、5年  
 9 間の最大値から5年の平均値へと変更されている(UN ECE, 1996, UN ECE, 2004)。なお、AOT40  
 10 クリティカルレベルの超過は、経済損失へ変換することを推奨しないとされている(Fuhrer, 1995)。  
 11 可視影響のための急性暴露は、1996年Kuopioのワークショップで、マメ、トマトダイズやク  
 12 ローバなどの被害影響から算出された。

13

14 表 III-4 UN ECEによる農作物のクリティカルレベル

	クリティカルレベル	指標
慢性	3 ppm.h	3ヶ月 AOT40
急性	200 ppb h	5日 AOT40 (VPD1.5kPa 未満)
	500 ppb h	5日 AOT40 (VPD1.5kPa 以上)

15

16 2.1.4. 世界保健機構欧州委員会 (WHO-ROE)

17 WHO-ROE (2000) では、人に対する有害性とは別に植物に対する有害性を検討している。2000  
 18 年以前の長期影響の空気質ガイドラインは、平均濃度に基づいていたが、平均濃度の使用は全て  
 19 の濃度と同じ重みを与えるが、暴露反応関係の研究から、この重み付けは適正でなく、高い濃度  
 20 の暴露が重要であることが提案されていることから変更された。

21 重み付け濃度は、a連続のシグモイド重み付け形式とb閾値以上を1とする二つがある。生物  
 22 学的な理論ではシグモイド重み付けが良いと考えられるが、制限されたデータ量や複雑な暴露指  
 23 標を正確にマッピングやモデリングすることが難しいことから、閾値の暴露指標が、より実用的  
 24 であるとした。

25 UN ECEによる欧州のオープントップチャンバー実験からの収量データの統計解析の結果は、  
 26 AOT40の使用はより高い閾値の使用より暴露量データへ良い線形適合を一般的に提供すること  
 27 を示したことから、WHO-ROEは、AOT40を指針値として採用した。しかしながら、同時に  
 28 WHOI-ROEは、40ppb以下の濃度には植物が影響されないことを意味しないと指摘し、影響の  
 29 閾値でないとしている。また、バックグラウンドオゾンを考慮した場合、40ppbの閾値濃度は、  
 30 より標高の高い場所には適切でないであろうことも指摘している。

1 クリティカルレベルは、慢性的な農作物への影響として、AOT40 とコムギの相対収率間の暴露  
2 反応関係が、直線モデルと一致することから（暴露の閾値レベルはない）、5、10%減収と一致す  
3 る AOT40 と定義し、それぞれ、3 ppm.h と 6 ppm.h であるとした。また、急性的な農作物への  
4 影響として、200 ppb h 5 日 AOT40 (VPD1.5kPa 未満) と 500 ppb h 5 日 AOT40 (VPD1.5kPa  
5 以上) が示されている。

## 7 2.2. 有害性影響

9 オゾンによるの植物への代表的な被害として可視障害と収量減少が知られている。国内では、  
10 1972～1975 年度の「光化学スモッグによる農作物可視被害に関する研究（農林水産省総合助成  
11 試験）」（埼玉県農業試験場ら 1977）、1976～1981 年度の「光化学スモッグによる農作物被害の解  
12 析と対策（農林水産省総合助成試験）」（群馬県農業総合試験場ら 1983）、1977～1981 年度の「光  
13 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（国立機関公害防止等  
14 試験研究）」（農林水産省農林水産技術会議事務局 1985）、1982～1985 年度の「大気汚染物質によ  
15 る農作物の生理・遺伝的影響に関する研究（国立機関公害防止等試験研究）」（農林水産省農林水  
16 産技術会議事務局編 1989）、1986～1990 年度の「長期・低濃度広域大気汚染が主要農作物に及ぼ  
17 す影響の解明と評価法の開発に関する研究（国立機関公害防止等試験研究）」（農林水産省農林水  
18 産技術会議事務局編 1993）など国公立の農業試験場による勢力な調査がなされた。また、関東地  
19 方公害対策推進本部大気汚染部会による関東地域での植物影響調査も行われている。これらの国  
20 内で確認された被害状況等について、本項ではまとめる。

### 22 2.2.1. 可視被害

#### 24 2.2.1.1. タバコ

25 黒田ら（1970）は、1962 年頃から発生が見られた、タバコの生理的斑点病に関する調査結果  
26 を報告した。これは、大阪府、京都府、滋賀県、和歌山県、兵庫県、香川県、愛媛県で起こっ  
27 いた生理的斑点病の発生と各種耕種条件を検討したもので、この病斑は、気象条件と関連があり、  
28 5 月下旬から 6 月中旬の低温と降雨、および、これに伴う日照不足が生理的斑点の発生に関連す  
29 ること、排水不足な湿田に発生が多いこと、ヒックス品種がブライトエロー品種に比べ感受性が  
30 高いことなどを示した。

31 国沢と須山（1970）は、昭和 42 年度の栽培期間のオゾン濃度と生理的斑点病の発生の関連に  
32 ついて検討し、50 ppb を超えた 29 日中、当日または翌日に生理的斑点病が発生したのが 10 回で  
33 あること、50 ppb 未満の 57 日中、当日または翌日に生理的斑点病が発生したのが 3 回であるこ  
34 とを報告した。また、ビニールハウス内では生理的斑点病が認められないので、このビニールハ  
35 ウス内のオゾン濃度を測定した結果も報告しており、屋外が 40～50 ppb の時、ビニールハウス

1 内では、0 ppbであることを示した。さらに、温度、光や病原菌との関連についても報告し、主  
2 要因でないことを示している。以上のことから、著者らは、大気中の高濃度オゾンが生理的斑点  
3 病の主要因であると推定している。

4 須山ら（1973）は、葉が外気と完全に遮断されると生理的斑点病が表れないこと、活性炭を葉  
5 裏に塗布したところ、発生が軽減できること、オゾン濃度が100 ppb以上の当該日、または翌日  
6 に必ず生理的斑点病が発生すること、7:00~19:00の累積暴露量が800~1,000 ppb hでは全ての  
7 発生日で、600~800 ppb hでは88%の発生日で生理的斑点病が見られたこと（表 III-5）、SO<sub>2</sub>  
8 とは関連しないこと、また、オゾン暴露試験ではオゾン濃度と生理的斑点病の間に正の相関関係  
9 が求められることなどを報告し、生理的斑点病がオゾンによるものであることを示した。なお、  
10 黒田ら（1970）の報告では、生理的斑点病が低温や降雨と関連することが報告されたが、著者ら  
11 によると、対象とした試験場（秦野と岡山）では降雨後にオキシダント濃度が高くなることが多  
12 いことによるものであることが併せて報告した。

13

14 表 III-5 タバコに対する可視影響

累積暴露量 (ppb h)	0-200	200-400	400-600	600-800	800-1,000
日数	12	17	24	8	1
生理的斑点病日数	0	2	8	7	1
割合	0	12	33	88	100

15 7~19時の累積暴露量 (ppb h)

16 [出典：須山ら（1973）]

17

#### 18 2.2.1.2. イネ

19 浅川ら（1978）は、イネの赤枯病類似の障害について各種イネ（せとわせ、ハウネンワセ、日  
20 本晴、ヤマビコ、中生新千本、金南風、はりま、山田錦）を用いたオゾン暴露試験（播種期（5/8  
21 播種後33日目）150ppb、5時間（10:00~15:00）、移植期（5/20播種後、62日後）200ppb、5  
22 時間（10:30~15:30）、出穂期（9/1）300ppb、5時間（10:00~15:00））を行い、播種期、移植期  
23 ともに、ハウネンワセが最も感受性が高いこと、播種後33日目では、次に中生新千本>せとわせ  
24 =金南風>はりま=山田錦>日本晴=ヤマビコの順であること、移植後29日目（播種後62日目）  
25 では、ハウネンワセ>せとわせ>日本晴>中生新千本>ヤマビコ=金南風=山田錦>はりまの順  
26 であること、出穂期以降では赤枯病類似の障害が認められないことを報告した。また、中生新千  
27 本を供した、オキシダントを約50%除去可能なFAC（Filtered Air Chamber）法による検討も併  
28 せて行い、非浄化区や圃場において赤枯病類似の障害が見られた日に、浄化区では障害が認めら  
29 れないことを報告した。

30 中村ら（1975、1979）は、関東地区広域で発生するイネの赤枯病に似た症状を示す葉の褐変症

1 状についての検討結果を報告し、1974年のオキシダント高濃度日の翌日に褐色、または黄白色の  
 2 微細な斑点が発生すること、外気より隔離された人工気象室内で生育したイネをオキシダント高  
 3 濃度日に外気に暴露させると同様の症状を示すが、人工気象室内の同じ成育過程のイネではその  
 4 障害が発生しないこと、障害発生時期の他物質の濃度が低いこと、光化学オキシダントの主成分  
 5 であるオゾンへの暴露試験で、同様の症状が再現されたことから、オゾンによる可視障害である  
 6 とした。1975と1976年に品種による差を観察している（表 III-6）。著者によるとインド型およ  
 7 びその系統は、感受性の高いものから非常に低いものまで広く分布しているが、日本型は感受性  
 8 が高く、低い品種はあまりないことを指摘した。

10 表 III-6 中村ら（1975, 1979）によるイネに対する可視影響の品種間差

感受性	オゾン	光化学オキシダント
特に高	秋晴, 晴々, MGS-359	秋晴, 晴々, MGS-359, Boro8, MGS-859
高	愛国, 銀坊主, 農林 8 号, 若葉, 日本晴, コチヒビキ, 千本旭, ハタフサモチ	愛国, 銀坊主, 農林 8 号, 若葉, 日本晴, コチヒビキ, 千本旭, ハタフサモチ, ハヤニシキ, 東北 123 号, はつ かおり, 庄系 G31 号, 加賀ひかり, ホウネンワセ, ト ドロキワセ, しなのこがね, アケボノ, タマヨド, 農林 6 号, 農林 22 号, アキツボ, セトホマレ, 大空, 愛知 26 号, 峰光, 喜峰, 中国 66 号, アリアケ, ツクバニシ キ, タツミモチ, なおざねもち, IR-265, IR-279, Nato
中	コシヒカリ, 農林 1 号, コチカゼ, ニホ ンマサリ, マンリョ ウ, IR-8, 戦捷	コシヒカリ, 農林 1 号, コチカゼ, ニホンマサリ, マン リョウ, IR-8, 戦捷, 早生愛国, 黄金, 旭選, 藤坂 5 号, フジミノリ, レイメイ, キヨニシキ, 農林 25 号, きた むさし, トネワセ, 関系 56 号, 幸風, 中国 51 号, 中 国 52 号, ホウヨク, レイホウ, ツクバシバレ, 振興, 山陰モチ 83 号, ツキミモチ, ヒノヤマモチ
低	ハルカゼ, クサブエ, トヨニシキ, たいほ う, Dawn, 低脚鳥尖	ハルカゼ, クサブエ, トヨニシキ, Dawn, 森田早生, 上州, 関東 53 号, IR-127, Magnolia, 長香稲, 鳥穀, Sabini, Century-Patna
特に低	杜稻, 荔支江, 統一, Te-Tep	杜稻, 荔支江, 統一, Te-Tep, 帽子稲, 赤米

11 [中村ら（1979）より一部改変]

1 松岡ら (1976) は、1970年7月に千葉県の高い範囲において赤枯病に似た葉身に赤褐色の微  
 2 細な斑点を特徴とする病害が発生したことを報告した。このとき、短期間に一斉に発生したこと、  
 3 赤枯病の発病条件と一致しないこと、同日、同地点の畑作物でも白色斑点 (ハウレンソウ、ネギ)  
 4 や褐色斑点 (サトイモ) を生じていたことも確認した。この病害を検討すべく、1974年にコシヒ  
 5 カリを用いて、オゾン暴露試験、および FAC 試験を行ったところ、オゾン暴露において、上記の  
 6 症状と同じ、組織学的特徴を持つ障害が表れたこと、FAC 試験で、非浄化区にて症状が現れた場  
 7 合でも、浄化区では症状が現れないことから、赤枯病に似た葉身に赤褐色の微細な斑点を特徴と  
 8 する病害はオゾンによるものとした。なお、オゾン暴露試験では、150 ppb に2時間の暴露で可  
 9 視影響が生じている。

10 今村ら (1980) は、4年間に渡る愛知県内4地点でのイネに対する可視被害について報告し、  
 11 日本晴と稲系102では、稲系102で被害が多いこと、被害が多い地点は週間最高値の平均値が最  
 12 も高い長久手で観察されたこと、稲系102では被害度とオキシダント週間最高値との間に正の相  
 13 関関係が確認されたことを示した。また、これらの可視影響が95%以上のオキシダントを浄化能  
 14 力持つ FAC 試験により、オキシダントによる可視障害であることも示した。さらに、著者らは、  
 15 上記の障害について、1975年 (278種)、1977年 (491種)、1978年 (409種) に品種間差につ  
 16 いて検討し、障害が大きい品種は、MGS359、関東11号であり、ついで、金南風、喜峰、シュウ  
 17 レイ、陸稲農林糯1号、セキレイ等であることを示した。検討した約1,100品種のうち、感受性  
 18 品種は5%、中間的な品種55%、抵抗性品種が40%であった。また、系統別に障害度を算出した  
 19 ところ、金南風系が最も被害が多いことを示した (表 III-7)。著者らは、田植えの時期について  
 20 も検討し、供試した7品種すべてで、田植えから暴露日が近いほど可視障害が見られる結果とな  
 21 ったことを示した。

22

23 表 III-7 イネの可視影響に関する系統間差 (今村ら 1980)

系統	品種数	障害度
金南風	11	3.5
朝日・農林8号	9	3.0
双葉	12	3.0
農林22号	17	2.2

24 [今村ら (1980) より一部改変]

25

26

27 2.2.1.3. その他の農作物

28 浅川ら (1974) は、トマトを用いた、オゾン暴露試験を行った。暴露試験は、累積暴露量が 1,000  
 29 ppb h となる 100 ppb×10 時間、200 ppb×5 時間、500 ppb×2 時間、1,000 ppb×1 時間と 100

1 ppb, 200 ppb の暴露濃度で, 5, 10, 15, 20, 25 時間暴露の 14 条件で行われた。累積暴露量を  
 2 一定にした試験では, その暴露濃度が高くなると障害率が高くなる傾向が見られること, 累積暴  
 3 露量が同じでもその影響が異なることが示された。また, 100 ppb では, 暴露時間が増加しても  
 4 可視影響は認められないこと, 200 ppb では暴露時間の増加とともに可視影響率も増加したこと  
 5 も報告した。著者らは濃度と時間の積で定義される暴露指標よりも濃度の 2 乗と時間の積で定義  
 6 される暴露指標が可視影響と関連することを指摘した。これは高濃度に重み付けした暴露指標と  
 7 解釈してよいと思われる。なお, 積算値における閾値についての議論ない。

8 浅川ら (1976a) は, 夏場のネギの葉先が突発的に相当広範囲にわたって同時に枯れ上がる現  
 9 象, 「葉先枯れ障害」について, オキシダントを 77% 除去する FAC 試験を行い, 浄化区は非浄化  
 10 区と比較して被害が少ないことを報告した。著者らは, 大気汚染物質が原因であり, 中でも浄化  
 11 フィルターでの除去率が高いオキシダントの可能性が高いことを指摘した。

12 浅川ら (1976b) は, ネギ (九条) を用いた, オキシダントを約 80% 除去する FAC を用いた  
 13 オゾン暴露試験 (200 ppb, 6 時間) を行い, 葉先枯れ障害が見られること, SO<sub>2</sub> 暴露では葉先枯  
 14 れ障害が発生しないこと, オゾンと SO<sub>2</sub> の複合影響では, 若干の障害が受けやすい傾向が見られ  
 15 たことを報告した。著者らは, 葉先枯れ障害の主因がオキシダントであるとした。

16 久野と寺門 (1981) は, アサガオの各種被害指数と暴露指標の検討を行った。暴露指標は, 1  
 17 時間値が 70ppb 以上を示した値の積算値, 同 80ppb 以上, 同 90ppb 以上, 同 100ppb 以上, 日  
 18 最高値, 日合計値, 5 時間値 (10:00-15:00), 9 時間値 (8:00-17:00) の 8 指標が検討された。こ  
 19 の結果, 1 時間値が 70ppb 以上を示した値の積算値が最も相関が高く, 次に, 同 100ppb 以上,  
 20 5 時間値であることを示した。これは, 70ppb 以上を示す時間が 5 時間値と一致していたことに  
 21 よると思われる。

22 寺門と久野 (1981) は, 22 科 45 種 238 品種を対象とした FAC 試験を行い, 20 科 43 種 144  
 23 品種にて, 光化学オキシダントによる可視障害がみられることを報告した (表 III-8)。ただし,  
 24 試験に供した品種についての詳細な記載はない。

25

26 表 III-8 可視影響に関する種間差 (寺門と久野 1981)

感受性	植物
高 (日最高濃度 100ppb)	タバコ, オクラ, ホウレンソウ, サトイモ, 落花生, ハツカダイコン, インゲン等
中 (日最高濃度 100~150ppb)	ミツバ, イネ, トマト, キュウリ, バレイショ, レタス, トウモロコシ等
低 (日最高濃度 150~200ppb)	にんじん, ソバ, ゴマ, パセリ等

27 [寺門と久野 (1981) より一部改変]

28

29 久野 (1988) は, オゾンによる可視影響の症状別に植物を分類した (表 III-9)。

30

1 表 III-9 可視影響の症状に関する種間差 (久野 1988)

症状	植物
小白色斑	タバコ, アルファルファ, イネ, サツマイモ, ラッカセイ, キュウリ, ソバ, オクラ, トウモロコシ, ミツバ等
褐色斑	インゲン, イネ, バレイショ, サトイモ, ゴマ, オクラ, スイカ, ダイズ
漂白化	ハツカダイコン, コカブ, ホウレンソウ, ネギ, パセリ
赤色化	ニンジン, インゲン (本葉)
早期落葉	インゲン

2 [久野 (1988) より一部改変]

3

4 また, ホウレンソウに対する可視障害を半定量的な被害指数での評価した. 供試されたホウレ  
 5 ンソウは, 日本在来, う城, F<sub>1</sub>深緑, 治郎丸, 札幌大葉, 豊葉, ニューアジア, バイキング, ビ  
 6 ロフレイ, ノーベル, キングオブデンマーク, ミンスターランド (丸), ミンスターランド (角),  
 7 パイオニア, シンフォニーの 15 品種である. 高いと被害が大きい指標である被害指数は, う城>  
 8 ニューアジア>豊葉>治郎丸=日本在来>ミンスターランド (角) =パイオニア=ミンスターラ  
 9 ンド (丸) >深緑>ピロフレイ=シンフォニー>バイキング=札幌大葉=キングオブデンマーク  
 10 =ノーベルであり, 東洋品種は感受性, 西洋品種は非感受性, 雑種はその中間という結果であっ  
 11 た. さらに, 播種期とオキシダント濃度の関係を調査した結果も報告し, 播種後 30 日の収穫時に  
 12 光化学オキシダントが高いと大きな被害となることを示した.

13 野内 (1988) は, 1971 年に行った東京都による 80 地点の草本植物への可視障害の発生率につ  
 14 いて示し, サントウサイ, アサガオ, トウモロコシ, コマツナ, ホウレンソウ, カブ, ダイコン,  
 15 ネギの順であることを示した.

16 野内 (1988) は, 19 科 27 種の草本植物に対するオゾン暴露試験を行い, コマツナ, ハツカダ  
 17 イコン, ホウレンソウ, サントウサイ, ニンジン, アサガオ, エダマメ, インゲンマメ, オクラ,  
 18 トマト, サトイモ, ラッカセイなどで可視障害が見られたことを示した.

19 野内 (1979, 1988) は, ホウレンソウ (ニューアジア), ハツカダイコン (コメット), ラッカ  
 20 セイ (千葉半立), サトイモ (土垂れ), ペチュニア (ホワイトエンサイン) を供したオゾン暴露  
 21 試験を行った (表 III-10).

22

1

2 表 III-10 野内 (1979, 1988) によるオゾン暴露試験の条件

植物	播種	暴露期間	暴露時間	暴露濃度
ハウレンソウ	3月下旬	4月下旬～5月上旬	8時間 (8～16時)	45, 75, 100, 150, <u>300</u>
ハツカダイコン	6～9月	播種後 20～30日	8時間 (9～17時)	45, 75, 100, 150
サトイモ	4月下旬	7月上旬～中旬	8時間 (9～17時)	90, 120, 220, 450
ラッカセイ	4月下旬	7月上旬～中旬	8時間 (9～17時)	80, 120, 150, 220, 450
ペチュニア		移植後 25～35日	8時間 (9～17時)	75, 150, <u>300</u> , <u>600</u>

3 暴露時間は 0.5 (ハウレンソウ, ハツカダイコン, ペチュニア (下線のみ)), 1, 2, 4, 8 時間.

4 ただし, 下線部は 8 時間の暴露試験を行っていない.

5 [出典: 野内 (1979, 1988)]

6

7 各濃度段階と被害面積との関係を  $S = m \ln C + n \ln t + K$  と提案した (表 III-11). オゾン濃度  
8 (C ppm), オゾン暴露時間 (t 時間), 被害面積率 (S, 0 から 1), n, m, k は定数である. 基  
9 本的には高濃度に重み付けされている暴露指標と考えられる.

10

11 表 III-11 野内 (1979, 1988) による植物の可視影響の暴露反応関係

植物	m	n	K	相関係数	閾値 8 時間
ハウレンソウ	0.484	0.301	0.995	0.93	35
ハツカダイコン	0.662	0.315	1.257	0.89	56
サトイモ	0.238	0.098	0.327	0.89	112
ラッカセイ	0.667	0.243	0.956	0.90	82
ペチュニア	0.413	0.216	0.533	0.85	93

12 [野内 (1988) より一部改変]

13

14 松丸と高崎 (1989a, 1991a) は千葉県の大域を対象としたオキシダントによる被害調査を行い,  
15 可視影響が 1982 年にはスイカ (被害 4 回), 1983 年にはスイカ (被害 8 回), バレイショ (被害  
16 1 回), 1984 年にはバレイショ (被害 1 回), 水稻 (被害 1 回) が確認されたことを報告した. 著  
17 者らは, スイカでは, 葉の褐変が現れること, 被害に品種間差がなかったこと, PAN を含む光化  
18 学オキシダントが原因の可能性のあることを指摘した. また, バレイショでは, 葉の褐変が現れ  
19 ること, 被害に品種間差あること, 特にワセシロの可視影響が甚大で, 他のダンシャクイモ, ト  
20 ヨシロ, セトユタカの可視影響は軽微であったことを示し, 著者らは, これらの可視影響をオゾ  
21 ン暴露によるものであること, ワセシロはオゾン感受性であることを指摘した. さらに, 水稻で

1 は、葉の赤褐色斑点が見られること、被害の大部分がコシヒカリであったことを示した。

2

3 表 III-12 バレイショの可視被害に関する品種間差 (松丸と高崎 1989a, 1991a)

品種	可視被害	
	浄化	非浄化
ワセシロ	1	0.0
	2	5.0
ダンシャクイモ	1	0.0
	2	3.5
ワセシロ	1	0.0
	2	0.0
ダンシャクイモ	1	0.0
	2	0.6

4 [松丸と高崎 (1991a)]

5

6 また、バレイショを対象した FAC 試験の結果を報告し、可視被害は浄化区では見られないこと、  
7 ワセシロはダンシャクイモよりオゾン感受性であることを示した。

8 松丸と高崎 (1989b) は、植物の可視被害の状況をまとめた (表 III-13)。

9

10 表 III-13 植物の可視被害の状況 (松丸と高崎 1989b)

種	症状
アルファルファ	白色斑点
バレイショ	葉脈間にやや大型の褐色斑点
インゲン	葉脈間に褐色小斑点
水稻	葉脈間に褐色小斑点 (コシヒカリ)
	白色小斑点
キュウリ	白色小斑点
ゴマ	アントシアンを伴った褐色斑点
サツマイモ	光沢症状 (裏)
サトイモ	葉脈沿いに茶褐色斑点
ダイズ	葉脈間に茶褐色斑点
トウモロコシ	葉脈間に褐色条斑
トマト	葉肉部に白色小斑点
ナス	ブロンシング (裏)
ハウレンソウ	葉肉部に白色斑点
ラッカセイ	葉肉部に白色小斑点

11 [松丸と高崎 (1989b) より抜粋]

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25

また、バレイショ、ラッカセイについて、可視影響の品種間差を検討した。バレイショは、ワセシロ、マークイン、ダンシヤクイモ、トヨシロのうち、ワセシロがオゾン感受性であり、次にマークインが影響を受けやすかったことを示した。また、ラッカセイは、千葉半位、ジャワ 13号、ナカテユタカ、アズマユタカ、テコナ、関東 56号のうち千葉半位が感受性、次にジャワ 13号、ナカテユタカが影響を受けやすかったことを示した。

2.2.2. 収量減少

2.2.2.1. イネ

中村ら（1976, 1979）は、FACを用いて光化学オキシダントによるイネの減収影響について検討した。上記施設のフィルターでは、光化学オキシダントが70～80%、およびSO<sub>2</sub>が、80～90%除去されている。対象とした品種は、コシヒカリ、レイメイ、日本晴、トヨニシキである。草丈、茎数が日本晴、トヨニシキ、レイメイで、浄化区の方が高いこと、地上部重、精籾量は、コシヒカリ、日本晴、トヨニシキ、レイメイで浄化区の方が高いこと、穂数、登熟歩合、千粒重は、日本晴、トヨニシキ、レイメイで浄化区の方が高いが、コシヒカリでは明確な差がないことを示した。単葉あたりの光合成量は、日本晴で浄化区の方が高いこと、また、トヨニシキでも、若干高いことを示した。減収影響についても報告した（表 III-14）。実験期間中の光化学オキシダント、およびSO<sub>2</sub>濃度から、SO<sub>2</sub>は問題とならない濃度であることから、光化学オキシダントによるものと、著者らは考えたが、SO<sub>2</sub>との複合影響に関しては、今後検討を要する課題としている。また、コシヒカリを対象とした浄化区と非浄化区の交換（入れ替え日は8/25）により、生育前期の影響が大きいことも併せて指摘したが、詳細な検討は行われていず、当該日以降の暴露濃度が低く、影響が少なかった可能性などが考えられる。

表 III-14 オキシダント暴露によるイネの収量影響（中村ら 1976, 1979）

品種	年	移植日	オキシダント		精もみ重 (g/株)		
			50ppb 超過時間	日平均値	浄化区	非浄化区	割合(%)
コシヒカリ	1975	6.6	765 時間	37.4 ppb	35.5	31.4	88.5
日本晴	1975	6.14	765 時間	37.4 ppb	52.2	38.5	73.8
トヨニシキ	1975	6.14	765 時間	37.4 ppb	51.4	39.3	76.5
レイメイ	1975	6.14	765 時間	37.4 ppb	53.1	39.7	74.8
日本晴	1976	6.19	544 時間		38.6	31.8	82.3

注：中村ら（1979）では、50ppb 超過時間は月ごとに積算されており、1975年の6月15日より、

1 1976年は6月20日より、両年とも10月20日までのデータである。また、日最大値、日平均値  
 2 データも記載されている。中村ら（1976）では、日平均値と6時から18時の日中12時間平値が  
 3 月別に記載。

4 [中村ら（1976, 1979）より一部改変]

5

6 浅川ら（1981a）は、1976年にせとわせ、ハウネンワセ、日本晴、ヤマビコ、中生新千本、金  
 7 南風、はりま、山田錦を用いたFAC試験（オキシダントを約50%除去）を行った。出穂期以前  
 8 では浄化区の草丈が高いこと（せとわせ、ハウネンワセ、ヤマビコが該当、日本晴、中生新千本、  
 9 金南風、はりま、山田錦は差がない）、莖数は差がないことを報告した。成熟期では、桿長は浄化  
 10 区で長いこと（全品種）、穂長と穂数、一穂もみ数は差がないこと、登熟歩合（ヤマビコ、はりま  
 11 を除く）や千粒重に違いがあること、表 III-15 に示したように大部分の品種（ヤマビコ、はりま  
 12 を除く）で、非浄化区で減収が見られたこと、早生品種において減収が著しいことを報告した。  
 13 著者らは、これらの減収影響が、実験期間中の大気汚染状況から、主としてオキシダント濃度の  
 14 差異によるものだとしている。また、登熟歩合や千粒重に影響する影響から、光合成能の低下を  
 15 指摘している。なお、見かけ上、早生品種に影響があるが、これは生育期間の幼穂形成期から穂  
 16 ばらみ期に高濃度暴露したことによると考察した。

17

18 表 III-15 オキシダント暴露によるイネの収量影響の品種間差（浅川ら 1981a）

品種	精もみ重 (g/ポット)			精玄米 (g/ポット)		
	浄化区	非浄化区	割合(%)	浄化区	非浄化区	割合(%)
せとわせ	130.5	103.5	79.3	109.6	86.9	79.3
ハウネンワセ*	131.8	100.9	76.6	110.7	84.7	76.5
日本晴	100.5	81.9	81.5	84.4	68.8	81.5
ヤマビコ	79.7	104.7	131.4	66.9	87.9	131.4
中生新千本	90.7	88.6	97.7	76.2	74.4	97.6
金南風	100.5	84.9	84.5	84.4	71.3	84.5
はりま	109.8	114.9	104.6	92.2	96.5	104.7
山田錦*	103.7	75.6	72.9	87.1	63.6	73.0

19 注：\*は精玄米収量における有意差あり。

20 [浅川ら（1981a）より一部改変]

21

22 浅川ら（1981b）は、1977年にハウネンワセ、中生新千本を用いた、FAC試験にて品種間とオ  
 23 ズン暴露された生育時期による収量の違いを検討した（表 III-16）。穂数や一穂もみ数は異ならな  
 24 いが、ハウネンワセでは、登熟と千粒重が異なること、中生新千本では、千粒重が異なることを

1 示した。また、B区とF区はA区とほぼ同じ収量であること、C区とE区はD区が同じである  
 2 ことを報告した(表 III-16)。著者らは、穂首分化期から出穂期まで(幼穂形成期)がオゾンの影  
 3 響による減収効果にもっとも重要であり、早生品種で減収が見られたのは、この期(7/15~8/16)  
 4 が光化学オキシダント濃度の高い時期と重なったためであるとした。特に、穂ばらみ期が重要で  
 5 あることを指摘した。なお、このような違いは、ハウネンワセの方がはっきり見られるが、中生  
 6 新千本では明確ではないことも示した。さらに著者らは、オゾン暴露指標についても言及し、濃  
 7 度(c)と時間(t)の関係として、 $c^2 \times t$ を提案している。今回の実験結果では、早生品種のハウ  
 8 ネンワセにおける穂ばらみ期の暴露量( $c^2 \times t$ )は、5163(8/1~8/16)、中生新千本の暴露量は、  
 9 3594(8/16~9/2)であった。

10

11 表 III-16 生育ステージ別オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響(浅川ら 1981b)

処 理 区	処理条件			精もみ			
	分けつ期	幼穂形成期	登熟期	ハウネンワセ		中生新千本	
				重(g/株)	割合(%)	重(g/株)	割合(%)
A	浄化	浄化	浄化	97.4	100	90.2	100
B	浄化	浄化	非浄化	95.8	98.4	96.3	106.8
C	浄化	非浄化	非浄化	88.9	91.3	91.1	101.0
D	非浄化	非浄化	非浄化	84.2	86.4	84.3	93.5
E	非浄化	非浄化	浄化	86.2	88.5	84.5	93.7
F	非浄化	浄化	浄化	96.7	99.3	84.8	94.0

12 [浅川ら(1981b)より一部改変]

13

14 沖野ら(1981)は、日本晴を用いたFAC試験の結果を報告した。草丈は、浄化、非浄化で差  
 15 がないが、茎数・穂数は非浄化区で少ないこと、出穂は非浄化区が3日ほど遅れること、穂重が  
 16 異なり、そのため、収量(玄米重)が非浄化区で少ないことを示した(表 III-17)。また、分けつ  
 17 期の累積オゾン暴露量(ppb h)と浄化・非浄化区の穂数の差に正の相関関係が認められたことも  
 18 報告している。

19

1

2 表 III-17 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（沖野ら 1981）

年	累積暴露量 (ppb・h)	平均濃度 (ppm)	日最大値 (ppm)	玄米重 (g/m <sup>2</sup> )		
				浄化区	非浄化区	割合(%)
1978	45,660			580	481	87
1979		30	69	570	531	93
1980	25,860			518	463	89

3 累積暴露量は 6/15～10/15 の 4 ヶ月間の合計値

4 平均濃度、日最大値は 8 月の濃度。それぞれ、非浄化区の濃度（フィルターによる除去率は 95%）  
5 [沖野ら（1981）より一部改変]

6

7 真弓と山添（1983）は、日本晴を用いた、生育ステージ別オゾン暴露試験による収量への影響  
8 について検討した。オゾン暴露は、昼夜連続で行われ、その濃度は 75 ppb である。また、生育ス  
9 テージは、出穂期より 10 日ごとに期間（出穂、乳熟、糊熟、黄熟）を分けて行った（表 III-18）。  
10 全期間暴露（処理区 A）、出穂期 11 日目から 20 日間の暴露（処理区 E）にて、収量の低下が見ら  
11 れたこと、次いで出穂期から 20 日間の暴露（処理区 C）と出穂期から 20 日目からの 10 日間の  
12 暴露（処理区 F）でも収量低下が見られた。なお、処理区 B は、鳥害のため結果に問題があると  
13 している。著者らは、出穂期ごろの暴露により登熟歩合の低下が起こるとした。

14

15 表 III-18 出穂期後のオゾン暴露による収量への影響

処理区	暴露（出穂期よりの日数）			精玄米重 (g/株)
	1～10	11～20	21～30	
対照				30.0
A	暴露	暴露	暴露	25.2
B	暴露			14.7
C	暴露	暴露		26.0
D		暴露		38.1
E		暴露	暴露	33.3
F			暴露	27.3

16 注：処理区 B は鳥害により減収した。

17 また、出穂期は 8 月 27 日だが、暴露期間は 8 月 25 日～9 月 25 日までである。

18 [真弓と山添（1983）]

19

1 真弓と山添（1983）は、日本晴を対象として、150 ppb のオゾン暴露試験を行い、出穂開花期  
2 の暴露影響の解析を行った。各暴露区で収量影響があること、特に登熟歩合の低下が顕著である  
3 こと、開花受精の行われている 9:30～12:30 区と 12:30～15:30 区の顕著な収量影響が認められた  
4 ことが示された。

5

6 表 III-19 出穂開花期におけるオゾン暴露時間の違いによるイネの収量への影響

処理区	暴露時間	精玄米重 (g/株)
対照区	暴露なし	30.0
A	6:30～9:30	29.7
B	9:30～12:30	24.7
C	12:30～15:30	24.3

7 [真弓と山添（1983）]

8

9 真弓と山添（1983）は、日本晴を対象とした、イネの生育、収量に及ぼすオゾン等の暴露の影  
10 響を調査した。試験は、1978年5月12日に播種し、6月15日に移植したイネを対象とした。分  
11 げつ後期のオゾン暴露による収量への影響は少ないこと、減数分裂期のオゾン暴露による収量へ  
12 影響は、分けつ後期に比べて影響が大きいこと、オゾン、二酸化硫黄と二酸化窒素の複合暴露区  
13 で、収量に対して、相加的な影響が見られたことを報告した。著者らは、子実の充実に影響し、  
14 収量を低下させたと考察している。

15

1

2 表 III-20 オゾン，二酸化硫黄と二酸化窒素の複合暴露によるイネの収量に対する影響

処理区	精玄米重 (g/株)	
	分けつ期	減数分裂期
	後期暴露	暴露
対照	30.0	
野外	27.2	
O <sub>3</sub>	28.9	21.8
SO <sub>2</sub>	30.1	22.7
NO <sub>2</sub>	33.1	28.9
O <sub>2</sub> +SO <sub>2</sub>	30.8	29.9
O <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub>	30.8	28.6
SO <sub>2</sub> +NO <sub>2</sub>	27.7	25.9
O <sub>3</sub> +SO <sub>2</sub> +NO <sub>2</sub>	31.6	14.9

3 [真弓と山添 (1983)]

4

5 高崎と松岡 (1983) は、オキシダント暴露によるイネ収量減少影響に関する品種間差を報告し  
6 た。供試されたイネは、ハヤヒカリ，トドロキワセ，トヨニシキ，サチミノリ，コシヒカリの 5  
7 品種で，試験期間は，1979 年から 1981 年の 3 年間であった。分けつ期に 80 ppb 以上のオキシ  
8 ダントに暴露されると可視影響が見られること，極早生種のハヤヒカリとトドロキワセの 2 品種  
9 が他の 3 品種よりも可視影響に対する感受性が高いこと，収量に対する影響として，精玄米収量  
10 は，浄化区と比較して非浄化区で減少すること (表 III-21)，収量構成要素の登熟歩合と精玄米千  
11 粒重の低下がその原因であること，この要因に関しては品種間に差がないことを指摘した。また，  
12 極早生品種では補数の減少も減収要因であることを示した。生育時期が異なることから，厳密な  
13 品種間差を判定することは難しいが，平均減収率から，早生の品種ほど減収率が高い傾向がある  
14 ことを指摘した。

15

1

2 表 III-21 オキシダント暴露によるイネの収量影響の品種間差 (高崎と松岡 1983)

品種	年	オゾン暴露 ppm h	精玄米重 (g/株)		
			浄化区	非浄化区	割合
ハヤヒカリ	1979	21,250	18.4	16.6	90.2
	1980	13,950	21.7	17.7	81.6
	1981	10,630	25.1	23.0	91.6
トドロキワセ	1979	21,250	26.3	23.2	88.2
	1980	13,950	30.0	28.6	95.3
	1981	10,630	33.5	30.3	90.4
トヨニシキ	1979	21,250			
	1980	13,950	25.8	24.6	95.3
	1981	10,630	29.5	27.0	91.5
サチミノリ	1979	21,250	25.3	24.8	98.0
	1980	13,950	22.7	24.2	106.6
	1981	10,630	30.7	29.8	97.1
コシヒカリ	1979	21,250	27.8	25.5	91.7
	1980	13,950	28.3	28.0	98.9
	1981	10,630	32.0	30.6	95.6

3 [出典：高崎と松岡 (1983)]

4

5 矢吹ら (1983c) は、1976～1981 年の間、日本晴を対象とした FAC 試験を行った。この結果  
6 は、年次の違いが大きく、一定の傾向は見られなかった。

7

1

2 表 III-22 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響(矢吹ら 1983c)

年	精玄米重		
	浄化	非浄化	割合
1976	11.9	11.7	98
1977	15.6	13.0	83
1978	13.9	15.9	114
1979	14.8	13.6	92
1980	11.7	10.9	93
1981	12.6	13.5	107

3 [出典：矢吹ら (1983c)]

4

5 また、矢吹ら (1983c) は、コチヒビキを用いた生育ステージ別のオゾン暴露による収量への影  
6 響を調査し、登熟期に当たる後期のオゾン接触は、収量に無視できない影響を及ぼすことを報告  
7 した (表 III-23).

8

9 表 III-23 生育ステージ別オキシダント暴露およびオゾン添加によるイネの収量に対する影響  
10 (矢吹ら 1983c)

処 理 区	暴露期間			精もみ量 g/株
	前期	中期	後期	
	5/26~7/7	7/7~8/7	8/7~9/12	
1	浄化	浄化	浄化	82.1
2	浄化	非浄化	非浄化	76.8
3	浄化	+O <sub>3</sub>	浄化	74.9
4	浄化	浄化	+O <sub>3</sub>	78.4
5	非浄化	浄化	浄化	77.0
6	非浄化	+O <sub>3</sub>	非浄化	78.7
7	非浄化	非浄化	+O <sub>3</sub>	69.8
8	非浄化	+O <sub>3</sub>	+O <sub>3</sub>	65.3

11 [出典：矢吹ら (1983c)]

12

13 宮原ら (1983) は、ニホンマサリを用いた FAC 試験を行い、穂ばらみ期で生育期間を前後に  
14 わけ、収量を検討したところ、前半の影響が大きいこと、さらに生育期間を三分割でも出穂前の

1 影響が大きいことを示した。しかし、著者らは、移植期が 7/2 と遅く、出穂期が 8/25～8/27 であ  
 2 ることから、高濃度のオキシダントに暴露される機会が、出穂期の前に限られることによると考  
 3 察している。

4

5 表 III-24 生育ステージ別オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（宮原ら 1983）

処 理 区	期間			暴露			精玄米重 (g)
	移植日	出穂期	収穫日	分けつ	穂形成	登熟	
1	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	浄化	浄化	浄化	32.6
2	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	浄化	浄化	非浄化	32.2
3	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	浄化	非浄化	浄化	30.4
4	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	浄化	非浄化	非浄化	28.4
5	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	非浄化	浄化	浄化	29.1
6	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	非浄化	浄化	非浄化	21.9
7	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	非浄化	非浄化	浄化	30.5
8	7/2	8/25～8/27	10月中旬～下旬	非浄化	非浄化	非浄化	26.2

6 [出典：宮原ら（1983）]

7

8 森川ら（1983）はコシヒカリを用いた FAC 試験を行い、各生育期間で浄化区、非浄化区を設  
 9 定し、登熟期が収量に最も影響することを示した（表 III-25）。また、累積暴露量との比較で、収  
 10 量 1%減少累積暴露量を分けつ期では 1,710 ppb h、幼穂形成期では 1,500 ppb h、登熟期では 380  
 11 ppb h であることを示した。

12

13 表 III-25 生育ステージ別オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（森川ら 1983）

処理区	暴露			玄米重		
	分けつ	穂形成	登熟	浄化	非浄化	割合
A	22,290 ppb h			33.71	29.34	87.0
B		9,050 ppb h		35.81	33.84	94.5
C			18,690 ppb h	38.56	19.78	51.3

14 分けつ期が移植期から幼穂形成期まで(40日)、幼穂形成期が幼穂形成期から出穂期まで(19日)、  
 15 登熟期が出穂期から収穫期まで(35日)。

16 [出典：森川ら（1983）]

17

1 柳井ら（1983）は、アケボノを用いた FAC 試験を行った。特徴としては、1978 年は 74 ppb、  
 2 1980 は 59 ppb、1981 年は 58 ppb の暴露を行ったことで、暴露期間中に、この設定濃度を超え  
 3 る外気があった場合、その濃度へ暴露した試験を行った。分けつ期から登熟期の暴露によりコメ  
 4 の収量が減少すること、さらに幼穂形成期におけるオキシダントの接触が収量へ影響することを  
 5 指摘した。

7 表 III-26 生育ステージ別オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（柳井ら 1983）

処理区	暴露			精もみ重		
	分けつ	穂形成	登熟	1978	1980	1981
A	非浄化	浄化	浄化	55.1	41.0	91.4
B	浄化	非浄化	浄化		43.0	88.9
C	浄化	浄化	非浄化	56.6	41.3	92.2
D	非浄化	非浄化	浄化	52.4	42.7	85.5
E	浄化	非浄化	非浄化	52.8	40.5	89.0
F	非浄化	非浄化	非浄化	50.1	39.1	80.4
G	浄化	浄化	浄化	57.7	42.8	98.3

8 [出典：柳井ら（1983）]

10 松山ら（1983）は、トヨサト、晴々、トヨニシキ、クサブエを対象として、1976 年から 1981  
 11 年にかけて、FAC 試験を実施した。浄化区と比較して、非浄化区の収量が減少すること（表 III-27）、  
 12 幼穂形成期のころが最も大気汚染の影響を受けやすいことを示した（表 III-28）。この原因につい  
 13 て、著者らは、登熟割合の低下が主因と推定した。

14

1

2 表 III-27 オキシダント暴露によるイネの収量影響の品種間差 (松山ら 1983)

年	品種	もみ重		
		浄化	非浄化	割合
1976	トヨサト	55	48	87
1977	晴々	39	35	90
	トヨニシキ	48	45	94
1978	晴々	49	47	96
	トヨニシキ	46	41	89
1979	晴々	45	47	104
	クサブエ	49	46	94

3 [出典：松山ら (1983)]

4

5 表 III-28 生育ステージ別オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響 (松山ら 1983)

処理区	暴露条件			晴々		クサブエ	
	分けつ	穂形成	登熟	1980	1981	1980	1981
A	浄化	浄化	浄化	45.3	49.2	54.0	57.1
B	浄化	浄化	非浄化	40.8	50.4	47.7	56.0
C	非浄化	浄化	浄化	40.6	49.6	50.8	52.1
D	浄化	非浄化	浄化	39.7	49.6	48.1	52.3
E	非浄化	非浄化	浄化	39.1	43.9	47.0	52.5
F	浄化	非浄化	非浄化	40.4	45.4	47.4	52.4
G	非浄化	浄化	非浄化		45.2		57.4
H	非浄化	非浄化	非浄化	39.6	44.1	46.5	52.1

6 暴露は、白が浄化区，グレーが非浄化区。

7 [出典：松山ら (1983)]

8

9 佐藤ら (1984) は、埼玉県における光化学オキシダントによるイネ (日本晴) の減収について  
10 FAC を用いた試験結果を報告した (表 III-29)。

11 1976 年では、可視被害なかったこと、草丈は浄化区が高いこと、全もみ数は差がないことなど  
12 を示した。また、全重、穂重、精籾数、精籾重、登熟歩合は若干浄化区が高いことも報告し、収  
13 量影響が見られたとした。1977 年では、可視化被害あったこと、草丈は非浄化区が高いこと、全

1 重, 全もみ数では, 浄化区が高いが, 穂重, 精籾重, 精籾数, 精籾千粒重などは変わらず, 登熟  
 2 歩合は非浄化区が高いことを示し, 収量影響は見られなかったとした. 1978 年では, 可視被害な  
 3 かったこと, 草丈は差がなかったが, 全重, 穂重, 全もみ重, 精籾重, 精籾数, 登熟歩合の項目  
 4 で, 浄化区が非浄化区よりも高かったことを報告した.

5

6 表 III-29 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響 (佐藤ら 1984)

年	累積濃度(ppb・h)		精もみ重 (g/株)		
	浄化区	非浄化区	浄化区	非浄化区	割合(%)
1976	12,407	23,911	36.9	32.9	89
1977	11,348	26,359	22.7	23.8	105
1978	12,548	32,807	24.5	20.5	84

7 累積濃度は, 9時から18時の積算値である.

8 [出典: 佐藤ら (1984)]

9

10 佐藤ら (1984) は, OTC 試験も行い, 草丈, 穂数では, 明らかな差がなかったこと, 収量も大  
 11 きな差がなかったことを報告した (表 III-30).

12

13 表 III-30 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響 (佐藤ら 1984)

年	累積濃度(ppb・h)		精もみ重 (g/株)		
	浄化区	非浄化区	浄化区	非浄化区	割合(%)
1979	24,608	52,638	36.8	35.4	96
	19,421	39,764			
1980	-----		24.8	26.0	105

14 上段: 24時間積算値, 下段: 9時から18時の積算値

15 [出典: 佐藤ら (1984)]

16

17 農業技術研究所 (1985) は, 複数の品種 (秋晴, 日本晴, クサブエ, ホウネンワセ, 関東 53  
 18 号) を用いた FAC 試験を行い, 可視影響と収量減少との関係, 及び品種間差を検討した. これに  
 19 よると可視影響と収量減少と関連しないこと, 可視影響の感受性が高い品種が収量減少を伴って  
 20 いないことを示した (表 III-31).

21

1

2 表 III-31 オキシダント暴露によるイネの可視影響と収量減少の品種間差（農業技術研究所  
3 1985）

品種	年	可視影響	精もみ重 (g/株)		
			浄化区	非浄化区	割合(%)
秋晴	1977	高	38.8	38.1	98.2
日本晴	1977	中	37.0	37.3	100.8
クサブエ	1977	低	41.6	39.4	94.7
秋晴	1978	高	52.5	50.0	95.2
ハウネンワセ	1978	高	51.8	46.4	89.6
日本晴	1978	中	50.2	45.8	91.2
関東 53 号	1978	低	57.7	57.2	99.1
日本晴	1979		59.0	53.5	90.7
関東 53 号	1979		68.4	61.9	90.5

4 可視影響は、当該年度における相対的な結果を本評価書にて三段階の表記へ変更した。

5 [出典：農業技術研究所（1985）]

6

7 千葉県農業試験場（1985a）は、1977 年、1978 年、1980 年の 3 年間、コシヒカリを用いた FAC  
8 試験を行い、3 年間の結果がほぼ同様だとして、1978 年の結果を報告した（表 III-32）。この結  
9 果、生育後期にオキシダントに暴露されるとイネの収量に影響があることを示した。

10

11

1

2 表 III-32 生育ステージ別オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（千葉県農業試験場  
3 1985a)

処理区	処理条件			精もみ	
	分けつ期	穂形成期	登熟期	重 (g/株)	割合 (%)
A	非浄化	非浄化	非浄化	49.4	73.2
B	浄化	浄化	非浄化	51.2	75.9
C	浄化	非浄化	浄化	54.4	80.6
D	非浄化	浄化	浄化	65.3	96.7
E	浄化	浄化	浄化	67.5	100.0

4 注：分けつ期は移植時（5/18）から最高分けつ時（6/27）までの40日間。穂形成期は最高分けつ  
5 期（6/27）から穂ぞろい時（8/5）までの39日間。登熟期は穂ぞろい期（8/5）から収穫時（9/4）  
6 までの30日間。

7 [出典：千葉県農業試験場（1985a）]

8

9 また、1981年に千葉県農業試験場（1985a）は、コシヒカリを用いて、移植期をずらしたFAC  
10 試験を行い、早期の処理区が最も収量減少が大きく、他は差がないことを示した（表 III-33）。

11

12 表 III-33 移植期を変えたオキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（千葉県農業試験場  
13 1985a)

処理区	生育			精もみ重 (g/株)		
	移植期	出穂期	収穫期	浄化区	非浄化区	割合 (%)
早期	4/28	7/27(7/28)	9/7	77.0	68.7	89.2
標準期	5/12	8/4(8/3)	9/16	72.8	67.8	93.1
晩期	6/1	8/14(8/13)	9/24	81.9	77.7	94.9
極晩期	6/22	8/23(8/23)	10/5	86.5	80.0	92.5

14 括弧内は非浄化区の日付

15 [出典：千葉県農業試験場（1985a）]

16

17 さらに、千葉県農業試験場（1985a）は、表 III-32 と表 III-33 から、登熟期のオゾン暴露が収  
18 量に対する影響が大きいこと、ついで穂の形成期のオゾン暴露が収量に対する影響が大きいこと  
19 を示した。

20 千葉県農業試験場（1985b）は、1976～1981年にコシヒカリを用いたFAC試験を行い、暴露

1 量として、累積、超過日数、超過時間を用いて、解析し、40 ppb を強い閾値とした場合、収量と  
 2 の間の相関が高くなること、60 ppb 以上の閾値でより高いことを示した。

3

4 表 III-34 オキシダント暴露試験中のオキシダント累積濃度、基準濃度の超過日数と時間（千葉  
 5 県農業試験場 1985b）

年	積算値				超過日数				超過時間			
	20	40	60	80	20	40	60	80	20	40	60	80
1976	13,230	8,000	3,690	1,830	38	22	12	4	377	141	45	15
1977	15,420	8,160	2,360	160	45	29	10	2	460	173	38	2
1978	8,630	5,930	2,830	1,270	29	17	9	5	224	108	37	13
1979	12,430	7,230	3,840	2,260	38	24	12	7	347	128	47	22
1980	12,100	3,580	620	80	47	17	3	1	429	81	10	1
1981	12,050	5,510	1,040	320	42	23	5	3	383	118	15	4

6 1977 年以前はオキシダントの測定方法が異なるために 8 割換算。

7 [出典：千葉県農業試験場（1985b）]

8

9 表 III-35 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（千葉県農業試験場 1985b）

年	精玄米重 (g/m <sup>2</sup> )		
	浄化区	非浄化区	割合(%)
1976	21.1	20.3	96.2
1977	27.6	25.7	93.1
1978	29.1	27.2	93.5
1979	27.8	25.5	91.7
1980	28.3	28.0	98.9
1981	32.0	30.6	95.6

10 [出典：千葉県農業試験場（1985b）]

11

12 電力中央研究所（1985）は、オゾンと二酸化硫黄の複合暴露によるイネの収量に対する影響を  
 13 検討した。暴露条件は、それぞれ単独暴露区では、それぞれ、二酸化硫黄 40ppb、オゾン 40ppb  
 14 であり、複合暴露区では、二酸化硫黄 40ppb とオゾン 40ppb である。複合暴露の影響は、低収量  
 15 時には二酸化硫黄とオゾンの影響が相加的であること、高収量時には相乗的となることを示した  
 16 （表 III-36）。

17

1 表 III-36 オゾンと二酸化硫黄の複合暴露によるイネの収量に対する影響（電力中央研究所  
2 1985）

年	玄米重 (g/株)			
	対象	SO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub> +O <sub>3</sub>
1978～1979	16.3	14.1	14.7	11.4
低収量	100	86.5	90.2	70.0
1980～1981	28.4	25.7	27.2	18.4
高収量	100	90.5	95.8	64.8
1978～1981	23.1	21.4	21.8	15.3
	100	92.6	94.4	66.2

3 [出典：電力中央研究所（1985）]

4

5 仁紫ら（1985）は、1979年から1981年に低濃度接触用チャンバーによる日本晴と中生新千本  
6 を対象としたオゾン暴露試験を行った（表 III-37）。可視影響は、100 ppb 処理区のみで見られた  
7 こと、草丈はオゾン暴露処理で差が見られないが、莖数は両品種共にオゾン暴露により減少する  
8 傾向が見られたこと、穂数は年度により異なる傾向が見られたこと、1980年の中生新千本の精  
9 籾千粒重を除き、総もみ重、精籾重、精籾千粒重、登熟歩合ともにオゾン暴露の影響が見られた  
10 ことを報告した。また、50ppb 暴露処理区は、対照区と比較して、収量に明確な差がないこと、  
11 100ppb 暴露処理区では収量に明確な差があったことを報告した（表 III-38）。これより、著者ら  
12 は、50ppb 近くに限界濃度（原文のまま、閾値のことと思われる）があるのではないかとし、50ppb  
13 を超えた累積暴露量と収量との関連性の検討が必要であることを指摘した。なお、明確な品種間  
14 差は認められなかったとしている。

15

16 表 III-37 オゾン処理内容（仁紫ら 1985）

オゾン処理区	1979, 1980 年		1981 年	
	6 時～18 時	それ以外	6 時～18 時	それ以外
0 ppb	0 ppb	0 ppb	0 ppb	0 ppb
50 ppb	50 ppb	25 ppb	50 ppb	0 ppb
100 ppb	100 ppb	25 ppb	100 ppb	0 ppb

17 オゾン処理は移植後 1 週間目から収穫 10 日前まで。

18 [出典：仁紫ら（1985）]

19

1 表 III-38 オゾン暴露によるイネの収量に対する影響 (仁紫ら 1985)

年	移植日	収穫日	精もみ重 (g/ポット)			
			0 ppb	50 ppb	100 ppb	
1979	中生新千本	6.20	10.16	22.4	21.8	14.9
				100	97	67
-----						
	日本晴	6.20	10.16	21.2	19.4	15.9
				100	92	75
-----						
1980	中生新千本	7.3	10.14	25.8	19.9	16.0
				100	77	62
-----						
	日本晴	7.3	10.14	22.2	19.9	11.9
				100	90	54
-----						
1981*	中生新千本	6.16	10.14	51.5	50.2	45.1
				100	98	88

2 ※1981年のみ「粗もみ」

3 [出典：仁紫ら (1985)]

4

5 伊藤ら (1989) は、日本晴を対象としてオゾンと二酸化硫黄の複合影響について検討し、オゾ  
 6 ン単独では、草丈・茎数に影響がなく、栄養生長に影響しないこと、複合処理区では茎数に影響  
 7 あり、分けつ機能に影響を与えることを報告した。オゾン単独、複合ともに、生殖生長に影響あ  
 8 り (表 III-39)、特に登熟に深刻な影響を及ぼすことを示した。なお、可視被害は見られなかった  
 9 ことも示した。また、NK 化成区を除き、追肥により、追肥なし対照区と同様の収量が得られ、  
 10 オゾン影響を軽減することを示した。

11

12 表 III-39 オゾンと二酸化硫黄の複合暴露によるイネの収量に対する影響 (伊藤ら 1989)

精初重 (g/pot)	処理区		
	対照区	O <sub>3</sub> 区	O <sub>3</sub> +SO <sub>2</sub> 区
追肥なし	32.1	25.5	17.9
追 硫安	39.2	33.5	18.8
肥 NK 化成	40.2	25.8	18.8
尿素	32.7	35.3	14.9

13 [伊藤ら (1989)]

14

15 矢島 (1993) および Kobayashi et al. (1995) は、三年間のオープントップチャンバー (OTC)

1 試験を行い、オゾンの暴露量の増加に伴い、イネの収量が減少する影響が見られることを報告し  
 2 た（表 III-40）。供試した品種は、1987年コシヒカリ、1988年日本晴、1989年コシヒカリであ  
 3 る。1987年に倒伏があったが、精玄米重は1988年と1989年の結果では、オゾン濃度10ppbの  
 4 増加に対して1.5%減少した（矢島ら1993）。Kobayashi et al. (1995)では、20ppbをバックグ  
 5 ラウンド、すなわち、相対収量を20ppbで1として、暴露反応関係を数式化し、Olszyk et al (1988)  
 6 による米国の実験結果に基づく用量反応関係と同様だとした。このKobayashi et alの用量反応関  
 7 係式は、高木と大原（2003）による関東地区のイネの収量の減少の評価に用いられた。

9 表 III-40 オゾン暴露によるイネの収量に対する影響（矢島1993, Kobayashiら1995）

年度	1987		1988		1989	
品種	コシヒカリ		日本晴		コシヒカリ	
移植日	5.28		5.12		4.26	
オゾン濃度設定	オゾン濃度比 (オゾン濃度 ppb)	精玄米重 (g/m <sup>2</sup> )	オゾン濃度比 (オゾン濃度 ppb)	精玄米重 (g/m <sup>2</sup> )	オゾン濃度比 (オゾン濃度 ppb)	精玄米重 (g/m <sup>2</sup> )
0.5	<u>0.44(17.1)</u>	407	<u>0.45(15.2)</u>	423	<u>0.58(23.5)</u>	<u>512</u>
1.0	<u>0.89(34.4)</u>	<u>363</u>	<u>0.87(31.0)</u>	398	<u>0.98(38.4)</u>	<u>483</u>
1.5	<u>1.27(48.9)</u>	<u>370</u>	<u>1.21(42.0)</u>	393	<u>1.34(52.2)</u>	<u>436</u>
2.0	<u>1.71(65.7)</u>	<u>282</u>	<u>1.62(56.9)</u>	416	<u>1.89(74.0)</u>	<u>448</u>
2.75	<u>2.32(89.1)</u>	<u>331</u>	<u>2.13(72.7)</u>	389	<u>2.62(103.2)</u>	<u>431</u>
外気 (1.0)	1.00(39.5)	512	1.00(34.2)	603	1.00(37.0)	544

10 下線部は、報告書（矢島1993）と論文（Kobayashi et al 1995）の値が異なる。本評価書では、  
 11 公表の新しい方が修正されたものとして、Kobayashi et al（1995）の値を採用した。なお、報  
 12 告書には記載がなかった数値も含まれる。また、斜体はグラフ読み取りデータであるので、読み  
 13 取り誤差を含む。

14 [矢島（1993）、Kobayashi et al（1995）より一部改変]

15  
 16 原ら（1993）は、1986年から1990年の5年間のイネの収量構成要素と生育期間別のオキシダ  
 17 ント濃度（日中7時間）との相関関係を検討した。これは、各収量の構成要素の形成される時期  
 18 が異なり、生育期間別のオキシダントの影響が収量調査項目に表れることが予想されたからであ  
 19 る。供試した品種はコシヒカリで、FAC試験を行った（表 III-41）。穂重、精もみ重は出穂期以  
 20 後のオキシダント濃度との相関が高いこと（それぞれ、-0.703, -0.687）、この相関は、同収量構  
 21 成要素と生育期間との間の最も高い相関係数であったことを示した。著者らは、出穂期以後のオ  
 22 キシダントの影響をより強く受けて減収したことを示す結果であったとしている。なお、この調

1 査の出穂期とは、7月末から8月初旬を指している。

2

3 表 III-41 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響（原ら 1993）

年	生育			暴露濃度			精籾重 (g/株)		
	移植	出穂	収穫	出穂		全期間	浄化	非浄化	割合
				以前	以後				
1986	5/15	8/4	9/18	32	20	28	33.3	27.8	83.5
1987	5/12	7/26	9/9	36	29	33	30.0	23.8	79.3
1988	5/12	8/3,2	9/14,13	30	12	24	25.4	26.4	103.9
1989	5/12	8/2,1	9/13,12	25	19	23	28.9	28.2	97.5
1990	5/11	7/24,23	9/7,6	37	30	34	30.7	28.3	92.2

4 「出穂」「収穫」は、浄化区、非浄化区の順。

5 [出典：原ら（1993）]

6

7 鈴木ら（1993）は、日本晴を用いてオゾンと二酸化硫黄の複合暴露について検討した。処理区  
 8 は、対照区、オゾン処理区（O<sub>3</sub>, 100ppb）、複合処理区（O<sub>3</sub>とSO<sub>2</sub>, 100ppb）で、暴露は、分  
 9 げつ期から出穂期（45日間、7/11～8/24）と登熟期（23日間、8/25～9/16）に行われた。等熟期  
 10 よりも分けん期から出穂期の暴露の影響が大きくこと、また、この期において、複合影響が見ら  
 11 れることを示した（表 III-42）。

12

13 表 III-42 オゾンと二酸化硫黄の複合暴露によるイネの収量に対する影響（鈴木ら 1993）

精籾重 (g/pot)		処理区		
		対照区	O <sub>3</sub> 区	O <sub>3</sub> +SO <sub>2</sub> 区
暴露期	分けつ期から出穂期	32.1	25.5	17.9
	登熟期	46.1	48.3	45.3

14 [出典：鈴木ら(1993)]

15

16 Katsら（1985）は、イネ（M7, M9とS201）を用いたOTCによるオゾン暴露試験（50, 100,  
 17 150, 200 ppb, 5h/d, 5d/w）を行い、収量とオゾン濃度が負の相関関係にあることを示した  
 18 （表 III-43）。また、M7が、M9やS201と比較してオゾン抵抗性であることも示した。

19

20

1 表 III-43 オゾン複合暴露によるイネの収量に対する影響 (Kats ら 1985)

品種	処理区 (上段: 暴露濃度 ppb, 下段: 累積暴露 ppb h)				
	コントロール	50	100	150	200
		17,300	34,600	51,900	69,200
M7	60.3	55	60	46	52.6
M9	55.4	58	55	55	38.7
S201	69.1	66	65	60	52.4

2 累積暴露量は, 暴露期間の 346 時間 (6/10~9/24) より本評価書にて算出した. また, コントロ  
 3 ール区, 200 ppb 区の収量影響結果以外はグラフから読み取りを行ったため, 読み取り誤差を含  
 4 む.

5 [出典: Kats et al. (1985) より一部改変]

6

7 Maggs & Ashmore (1998)は, イネ (IRRI-6) を用いた FAC 試験 (58 ppb, 8 時間 9:00~17:00)  
 8 を行い, 収量が減少することを示した (表 III-44).

9

10 表 III-44 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響 (Maggs & Ashmore 1998)

品種	暴露濃度		種重(g/株)	
	8 時間値	AOT40	浄化	非浄化
	(ppb)	(ppb h)		
IRRI-6	58	14,205	3.58	1.54

11 [出典: Maggs & Ashmore (1998)]

12

13 Ishii et al (2004a)は, イネ (MR84, MA185) を用いた OTC 試験 (浄化能力は約 50%) を行  
 14 い, 収量に影響があること, 出穂期以後の暴露量が多い, MR185 で収量減少が多いことを示  
 15 した (表 III-45).

16

17

18

19

20

21

22

23

1 表 III-45 オキシダント暴露によるイネの収量に対する影響 (Ishii et al 2004a)

品種	暴露指標		収量 (g/株)			
	8 時間値 (ppb)	AOT40(ppb h)		浄化	非浄化	圃場
		全体	出穂期以降			
MR84	32.5	3,007	843.5	38.5	37.3	35.1
MR185	32.5	2,990	1238.7	39.9	37.4	38.7

2 [出典 : Ishii et al (2004a)]

3

4 Ishii et al (2004b)は、イネ (MR84, MR185) を用いたオゾン暴露試験 (0, 30, 60, 90 ppb)  
 5 を行い、暴露濃度や暴露時間の増加に伴い、可視被害が増加すること、オゾン濃度の増加により  
 6 乾重量が減少すること、オゾン濃度の増加に伴い収量 (もみ数) が減少することを報告した (表  
 7 III-46).

8

9 表 III-46 オゾン暴露によるイネの収量に対する影響 (Ishii et al 2004b)

処理区	暴露指標		もみ数	
	8 時間値 (ppb)	AOT40 (ppb h)	MR84	MR185
コントロール	7.7	0	659	702
30	27.7	194.7	517	557
60	55.0	17,778.8	482	445
90	81.7	47,689.5	402	332

10 注 : 暴露濃度に欠測時間あるため、AOT40 は正確ではない。

11 [出典 : Ishii et al (2004b)]

12

13 2.2.2.2. その他の農作物

14 千葉農業試験場 (1985c) は、1980 年から 1981 年にオオムギ (カシマムギ) を対象とした FAC  
 15 試験を行い、子実重の減少が見られたこと (表 III-47)、分けつ盛期頃から草丈、茎数にも差が見  
 16 られたこと、オキシダント暴露が生育に抑制的であることを示した。

17

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21

表 III-47 オキシダント暴露によるオオムギの収量に対する影響（千葉県農業試験場 1985c）

年	60 ppb 以上の時間 (12 月から 5 月)	子実重 (g/m <sup>2</sup> )		
		浄化区	非浄化区	割合
1980	209	458	430	93.9
1981	247	523	417	79.7

[千葉県農業試験場 (1985c)]

千葉県農業試験場 (1985c) は、1975 年から 1980 年にラッカセイ (千葉半立) を対象とした FAC 試験を行い、子実重の減少が見られたこと (表 III-48)、茎葉重は、全試験年次で非浄化区が浄化区に比べ軽小であったことを示し、この差が、結莢期以降に生じることも併せて報告した。なお、著者らは、暴露反応関係についても考察しており、生育及び収量のいずれもがオキシダントの累積暴露量のみで説明しうるほど単純な関係にあるとはいは言い難いとしている。

表 III-48 オキシダント暴露によるラッカセイの収量に対する影響（千葉県農業試験場 1985c）

年	積算値(ppb・h)		可視被害	子実重 (g/m <sup>2</sup> )		
	全期間	生育後期		浄化区	非浄化区	割合
1975	6,600	3,620*	5	77.6	63.5	81.8
1976	11,820	5,200	8	60.9	51.0	83.7
1977	13,140	5,070	2	76.0	74.1	97.5
1979	25,180	6,110	3	56.7	47.9	84.5
1980	14,690	1,110	3	52.6	44.9	85.4

5 月から 10 月の 8~18 時の 60ppb 以上の積算値 (注: 定義的には SUM06 とほぼ同様である)

\*原著では 3,820 だが、原文の積算ミス。

[千葉県農業試験場 (1985c)]

千葉県農業試験場 (1985c) は、1979 年から 1980 年にダイズ (5 品種、エンレイ、シロメユタカ、ヒュウガ、小糸在来、ハウギョク) を対象とした FAC 試験を行い、一部の品種で収量の減少が見られたこと、品種間においてオキシダント暴露の影響が異なることを示した (表 III-49)。試験年次は記載されていないが、可視影響についても言及し、エンレイ、ハウギョクで顕著な被害が見られたこと、シロメユタカ、小糸在来は軽微であったことも示した。

1

2 表 III-49 オキシダント暴露によるダイズの収量に対する影響 (千葉県農業試験場 1985c)

年	種別	精粒重 (g/株)		
		浄化区	非浄化区	割合
1979	エンレイ	16.1	16.4	101.9
	シロメユタカ	14.7	13.9	94.6
	ヒュウガ	46.8	32.0	68.4
	小糸在来	29.8	28.5	95.6
	ホウギョク	43.3	26.2	60.5
1980	エンレイ	27.0	22.0	81.5
	シロメユタカ	28.6	25.1	87.6
	ヒュウガ	45.3	40.3	89.0
	小糸在来	26.5	25.6	96.6
	ホウギョク	64.5	41.3	64.0

3 注：原著に暴露量についての記載なし。

4 [千葉県農業試験場 (1985c)]

5

6 矢吹ら (1983a) は、オキシダントによるダイズの収量影響について検討した。供試したのは、  
7 夏蒔きダイズ 12 品種で、7 月 10 日に播種し、7 月 18 日から完熟期まで FAC 試験を行った。可  
8 視被害では、ナカセンナリ、かたぎや、東山 95, 104 号がオキシダント感受性と考えられること、  
9 エンレイ、津久井在来や畦畔白ざやの感受性は低いことを報告した。これに対して、収量影響で  
10 は、エンレイ、東山 104, 112 号、小糸在来、津久井在来がオキシダント感受性と考えられるこ  
11 と、東山 113, 95 号、ナカセンナリは感受性が低いことを報告した。

12

13

1 表 III-50 オキシダント暴露によるダイズの可視影響と収量に対する影響 (矢吹ら 1983a)

品種	可視被害	生育 (着莢数)			乾物重 (子実)		
		浄化区	非浄化区	割合	浄化区	非浄化区	割合
東山 112	28.3	36.8	30.5	82.9	24.4	16.7	68.4
小糸在来	33.3	58.8	51.2	85.3	34.2	24.3	71.1
津久井在来	28.3	60.0	56.3	93.8	31.9	23.3	73.0
ビーソン	31.1	41.7	40.7	97.6	19.0	16.3	85.8
東山 117	28.9	61.5	58.5	95.1	39.0	29.1	74.6
かたざや	41.7	38.7	35.2	91.0	12.7	10.1	79.5
エンレイ	25.5	44.7	34.0	76.1	28.4	18.1	63.7
東山 113	28.7	38.8	42.6	110.0	20.4	23.8	116.7
畦畔白ざや	25.5	70.2	77.5	110.4	43.3	35.7	82.4
ナカセンナリ	63.0	51.2	41.3	80.7	19.9	19.4	97.5
東山 104	42.3	59.0	43.7	74.1	41.6	28.3	68.0
東山 95	43.7	43.2	47.7	110.4	21.2	23.2	109.4

2 [出典：矢吹ら (1983a)]

3

4 矢吹ら (1983b) は、ダイズを用いたオキシダントによる生育ステージ別の暴露影響について  
 5 検討した。供試した品種は、エンレイとナカセンナリで、生育の前半と後半のオゾン暴露による  
 6 影響の比較を行った。エンレイの生育には、暴露処理の差がなかったこと、全期間暴露が行われ  
 7 た処理区では、子実収量が減少したことを示した。また、ナカセンナリは、前半の非浄化区が浄  
 8 化区より茎長などが増加したこと、しかしながら、莢実重は、全期間暴露が最も低いこと、後半  
 9 の暴露がこれに続くこと、前半の暴露と浄化区の違いに差がなかったことを報告した。なお、全期  
 10 間暴露が行われた処理区では、子実収量が減少したことを示した。

11 佐藤ら (1983) は、ダイズを用いたオキシダントによる収量影響について検討した。供試した  
 12 品種は、農林 2 号、エンレイ、ネマシラズの 3 つである、著者らは対照区、60 ppb の 10 日間暴  
 13 露区、60 ppb の 20 日間処理区の 3 処理区で試験を行った。なお、このオゾン暴露は、対象期間  
 14 の 9 時から 16 時の 7 時間である。可視影響は、ネマシラズ、エンレイ、農林 2 号の順に感受性  
 15 であったこと (表 III-51)、収量では、ネマシラズで減収影響が見られたことを示した (表 III-51)。  
 16 また、有効莢数の減少が各品種とも認められたこと、ネマシラズ以外は、100 粒重の増加が見ら  
 17 れ、収量影響が少なかったことも示した。

18

19

20

1 表 III-51 オキシダント暴露によるダイズの可視影響と収量に対する影響 (佐藤ら 1983)

品種	処理区	可視影響		精粒重 (g/ポット)
		7/18	7/31	
農林 2 号	対照区	0	0	36.6
	10 日暴露			
	20 日暴露	1.6	173	35.8
エンレイ	対照区	0	0	53.1
	10 日暴露	4.5	188	51.6
	20 日暴露	2.4	166	53.0
ネマシラズ	対照区	0	6	53.9
	10 日暴露	9.5	241	46.2
	20 日暴露	5.8	313	42.5

2 [出典：佐藤ら (1983)]

3

4 表 III-52 オゾンと二酸化硫黄の複合暴露によるダイズの収量に対する影響 (浜口と吉田 1989)

年	処理区		収量 (g/ポット)	百粒重 (g)
1983	対照区	期間	27.9	35.3
	O <sub>3</sub>	全生育期間	20.6	26.7
	O <sub>3</sub> +SO <sub>2</sub>	開花期	24.4	28.2
1984	O <sub>3</sub>	出芽-結莢期	13.5	26.1
	O <sub>3</sub> +SO <sub>2</sub>	第四本葉期	15.5	25.8
	O <sub>3</sub> +SO <sub>2</sub>	結莢期	4.1	25.3

5 [出典：浜口と吉田 (1989)]

6

7 川方と矢島 (1993) は、ダイズ (1988 年にはオオソデフリ, 1989, 1990 年にはエンレイ) を  
8 対象としたオゾン暴露による収量に及ぼす影響を調査し, 1988 年のオオソデフリでは, 種子重 (収  
9 量) が低下すること (表 III-53), この低下がオゾン濃度と相関関係があること ( $r=-0.83$ ), 収量  
10 低下は種子重量と全重に強い相関 ( $r=0.998$ ) があることから, 乾物生産量の低下によりもたらさ  
11 れたことを示した. 1989 年のエンレイでは, 収量構成要素の大部分がオゾン濃度の増加とともに  
12 に減少したこと (表 III-53), 乾燥区の方が湿潤区よりも小さい傾向があること, 子実重と全乾物  
13 重の間には, 高い相関関係があることを報告した. 1990 年では, オゾン濃度の増加とともに収量  
14 が減少したことを報告した (表 III-53). 三カ年の暴露反応関係によると, オゾン濃度 10ppb 上  
15 昇により収量が約 6%減少すると推定した. また, 全重や収量は水ストレスにより減少したが, オ

1    ゾン濃度の増加による減少割合の変化はないとしている。なお、全重に対する子実重の割合は、  
 2    1988年53%、1989年62%、1990年55%で、年次間の変動があったが、オゾンの影響をほとん  
 3    ど受けず、年次差は収穫時期の差によると考えられるとしている。

4

5    表 III-53    オゾン暴露によるダイズの収量に対する影響（川方と矢島 1993）

年度	1988		1989		1990		
品種	オオソデフリ		エンレイ		エンレイ		
移植日	6/6		6/5		6/20		
対象期間	6/6-8/26		6/5-10/13		6/28-10/2		
オゾン 濃度設定	オゾン倍率 (濃度 ppb)	種子重 (g/spm)	オゾン倍率 (濃度 ppb)	子実重 (g/株)		オゾン濃度	子実重 (g/株)
				湿潤	乾燥		
0.4	0.43	150	0.58(18.7)	71.0	60.6	17.0	51.64
1.0	0.95	180	0.98(31.6)	77.3	60.2	39.8	55.46
1.5	1.33	129	1.34(43.1)	103.8	55.9	54.8	51.90
2.0	1.84	123	1.89(58.0)	49.3	49.3	71.6	38.55
2.7	2.39	88	2.62(83.7)	45.4	50.3	90.6	31.26
外気 (1.0)	1.00(35.4)		1.00(32.2)			43.5	

6    [出典：川方と矢島（1993）]

7

8    原ら（1993）は、ダイズ（1988年にはタマホマレ、1989～1991年にはエンレイ）を対象とし  
 9    たオキシダントによる収量に対する影響について検討した。1988年はハダニによる被害のため収  
 10    量を算出できなかったが、低暴露濃度では、影響が明瞭でなく、オキシダントの暴露による収量  
 11    影響が明らかでなかったことを報告した。

12

1

2 表 III-54 オゾン暴露によるダイズの収量に対する影響 (原ら 1993)

年	品種	生育			暴露濃度 (ppb)	精粒重 (g/株)		
		定植	開花	収穫		浄化	非浄化	割合
1988	タマホマレ	6/27	8/3	10/31	19			
1989	エンレイ	6/5	7/11	9/25	21	47.8	54.2	113
1990	エンレイ	7/3	7/23	10/1,8	31	40.8	51.2	125
1991	エンレイ	6/19	7/19	9/30	34	46.5	44.6	96

3 「収穫」は、浄化区、非浄化区の順.

4 [出典：原ら (1993)]

5

6 千葉農業試験場 (1985c) は、1975 年から 1977 年にサトイモ (土垂) を対象とした FAC 試験  
7 を行い、いもの肥大が抑制されたことから収量の減少が見られたが (表 III-49)、生育には差が認  
8 められなかったこと、1975 年に 2 回、1976 年に 4 回の可視被害が見られたこと、1977 年に可視  
9 被害は認められなかったことを報告した。また、著者らは、暴露反応関係についても考察してお  
10 り、累積暴露量と非浄化区の塊茎重減少率との間に必ずしも有意な関係が見られないとしている。

11

12 表 III-55 オキシダント暴露によるサトイモの収量に対する影響 (千葉県農業試験場 1985c)

年	積算値(ppb・h)		可視被害 回数	新しいも重 (kg/10m <sup>2</sup> )		
	全期間	生育後期		浄化区	非浄化区	割合
1975	6,600	3,620*	2	48.0	41.5	86.5
1976	11,820	5,200	4	38.8	35.5	91.5
1977	13,140	5,070	0	46.1	45.5	98.7

13 5 月から 10 月の 8~18 時の 60ppb 以上の積算値 (注：定義的には SUM06 とほぼ同様)

14 [千葉県農業試験場 (1985c)]

15

16 野菜試験場 (1985) は、1979 年から 1980 年にトマト (栄寿) を対象としたオゾン暴露試験を  
17 行った。1979 年は、0, 50, 100ppb の 3 濃度段階の処理区を設け、一日 8 時間 (9 時から 17 時)  
18 の暴露を 28 日間続けた。1980 年は、0, 50 ppb の 2 濃度段階の処理区を設け、一日 8 時間 (9  
19 時から 17 時) の暴露を 22 日間続けた。1979 年は、暴露により葉の黄化が見られたこと、1980  
20 年は、黄~赤褐色の小班店が見られたこと、また、生育に対して、既知の影響である地上部や葉  
21 の乾物重の減少がより低濃度で見られたことを報告した (表 III-56)。なお、果実の乾物重量が観  
22 察されているが、原著では、考察されていない。

1

2 表 III-56 オキシダント暴露によるトマトの収量に対する影響 (野菜試験場 1985)

年	オゾン処理	可視被害 (葉黄化面積)	落花率	乾物重量(g)				
				合計	葉身	茎・葉柄	果実	根
1979	0	0.8	6.5	94.9	33.2	55.3	6.4	
	50	7.2	8.5	80.4	20.3	53.3	6.8	
	100	31.1	53.2	67.1	13.6	43.5	10.0	
1980	0			57.1	23.1	27.4		6.7
	50			53.3	19.8	27.5		6.0

3 [出典：野菜試験場 (1985)]

4

5 野菜試験場 (1985) は、1979 年から 1981 年にキュウリ (ときわ光 3 号 P 型) を対象としたオ  
6 ゾン暴露試験を行った。1979 年は、0, 50, 100ppb の 3 濃度段階の処理区を設け、一日 8 時間  
7 (9 時から 17 時) の暴露を 26 日と 56 日間続けた。1980 年は、0, 50 ppb(原著の文章では、250  
8 ppb となっているが、表中の累積暴露量から 50ppb の誤りだと考えられる)の 2 濃度段階の処理区  
9 を設け、一日 8 時間 (9 時から 17 時) の暴露を 26 日間続けた試験と同処理濃度、処理期間で一  
10 日 2 時間の暴露の条件で、また、1981 年は、より低濃度の 30 ppb の 24 日間の暴露試験を行っ  
11 た。50, 100 ppb では、白～黄白色の小斑点が見られたこと、30 ppb では、この可視影響が見ら  
12 れなかったこと、30ppb 以上の暴露で、葉身と根の生長の抑制が認められたこと、しかしながら、  
13 この生長抑制に関して、有意差があるのは、50ppb 以上であったことを示した (表 III-57, 表  
14 III-58)。

15

1

2 表 III-57 オキシダント暴露によるキュウリの生育に対する影響 (野菜試験場 1985)

年	オゾン 処理	積算値 (ppb・h)	可視被害	乾物重(g)				新鮮重(g)	
				全身	茎・葉柄	葉身	根	果実	
1979	0	0	なし	54.7	18.3	29.8	6.6	1,851.1	
	50	11,210	あり	47.9	16.8	25.8	5.3	1,869.7	
	100	21,340	あり	40.9	14.2	22.9	3.8	1,570.6	
1980	0	0	なし	35.2	9.9	21.3	4.0		
	50	11,380	あり	32.0	10.1	18.4	3.6		
1981	0	0	なし	52.9	18.1	30.0	4.8		
	30	5,280	なし	50.3	17.5	28.5	4.3		

3 26日 (1979, 1980) と 24日 (1981) のデータ

4 [出典: 野菜試験場 (1985)]

5

6 表 III-58 オキシダント暴露によるキュウリの収量に対する影響 (野菜試験場 1985)

年	オゾン処理区	果実収穫量	
		(新鮮重 kg/個体)	割合
1979	0	1.12	100
	50	1.27	113.4
	100	0.69	61.6

7 [出典: 野菜試験場 (1985)]

8

9 著者らは、キュウリの生育に関して、暴露反応関係を提案した。直線モデル (閾値なし) とホ  
10 ッケースティックモデル (閾値あり) の2つをパラメータの推定と AIC により選択した。これに  
11 よると全乾物重、葉身乾物重、根乾物重と相対生長率ともに直線モデルが選択された。著者らに  
12 よって推定された直線の回帰式を表 III-59 に示す。

13

1

2 表 III-59 キュウリの生育に関する暴露反応関係式 (野菜試験場 1985)

目的変数	重相関係数	回帰式
全乾物重	0.947	$\log \text{全乾物重} = 3.846 - 0.0116 \times \text{累積暴露量}$
葉身乾物重	0.928	$\log \text{葉身乾物重} = 3.286 - 0.0125 \times \text{累積暴露量}$
根乾物重	0.842	$\log \text{根乾物重} = 1.614 - 0.0206 \times \text{累積暴露量}$
相対生長率	0.772	$\text{相対生長率} = 16.24 - 0.0479 \times \text{累積暴露量}$

3 [出典：野菜試験場 (1985)]

4

5 佐藤ら (1983b) は、1980 年にカブ (玉淀) を対象としたオゾン暴露試験を行った。処理区は、  
6 0 ppb, 60 ppb (20 日間暴露), 120 ppb (10 日間暴露) の 3 つである。暴露により、葉重は減少  
7 したと、根重は、差が見られなかったことを報告した (表 III-60)。

8

9 表 III-60 オゾン暴露によるカブの可視影響と収量に対する影響 (佐藤ら 1983b)

品種	可視被害 (%)			葉重 (g)			根重 (g)		
	対照区	60 ppb	120 ppb	対照区	60 ppb	120 ppb	対照区	60 ppb	120 ppb
カブ (玉淀)	15.6	38.8	31.3	62.1	47.5	45.2	77.9	83.8	76.1

10 [佐藤ら (1983b)]

11

12 佐藤ら (1983b) は、1980 年にインゲン (トップクロープ) を対象としたオゾン暴露試験を行  
13 った。処理区は、0 ppb, 60 ppb (20 日間暴露), 120 ppb (10 日間暴露) の 3 つである。オゾン  
14 による生育影響が見られたこと、120 ppb 処理区は、オゾン暴露の影響の回復が見られ、60 ppb  
15 よりも生育が良好となったことを報告した (表 III-61)。著者らは、暴露試験の条件設定、すなわ  
16 ち、120 ppb 暴露と 60 ppb 暴露の終了日が同じでない点に問題があったとしている。

17

18 表 III-61 オゾン暴露によるインゲンマメの生育に対する影響 (佐藤ら 1983b)

処理区	草丈 (cm)			生体重 (g)			乾物重 (g)		
	対照区	60 ppb	120 ppb	対照区	60 ppb	120 ppb	対照区	60 ppb	120 ppb
火山灰土区	34.0	20.8	32.0	73.0	21.0	52.8	11.43	2.93	8.10
沖積土区	38.5	24.0	29.0	89.5	46.5	37.5	13.90	6.35	5.40

19 [佐藤ら (1983)]

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19

佐藤ら (1983b) は、1980 年にホウレンソウ (深緑) を対象としたオゾン暴露試験を行った。処理区は、0 ppb, 60 ppb (20 日間暴露), 120 ppb (10 日間暴露) の3つである。乾物重量はオゾンによる影響をうけ、収量が減少することを報告した (表 III-62)。

表 III-62 オゾン暴露によるホウレンソウの収量に対する影響 (佐藤ら 1983b)

品種	生体重 (g)			乾物重 (g)		
	対照区	60 ppb	120 ppb	対照区	60 ppb	120 ppb
カブ (玉淀)	33.0	31.0	28.0	5.2	3.2	3.0

[佐藤ら (1983)]

柳井ら (1983) は、FAC を用いたダイコン (早生 2 号) の生育ステージ別のオゾンによる収量への影響について検討し、62, 74 ppb の暴露では、顕著な減収影響が見られなかったことを報告した (表 III-60)。

表 III-63 オゾン暴露によるダイコンの収量に対する影響 (柳井ら 1983)

処 理 区	暴露			62 ppb 暴露区				74 ppb 暴露区			
	初期	中期	後期	根長 (cm)	根径 (cm)	乾物重(g)		根長 (cm)	根径 (cm)	乾物重(g)	
						地上部	地下部			地上部	地下部
A	非浄化	浄化	浄化	30.1	5.2	33.8	31.4	29.3	4.5	29.9	19.9
B	浄化	非浄化	浄化					28.0	4.9	30.3	17.4
C	浄化	浄化	非浄化	30.8	5.2	33.5	28.4	29.2	4.7	29.4	17.6
D	非浄化	非浄化	浄化	29.9	5.4	34.4	33.9	29.5	4.7	31.9	18.0
E	浄化	非浄化	非浄化	31.0	5.3	32.2	27.5	28.0	4.8	28.9	20.2
F	非浄化	非浄化	非浄化	30.2	5.1	33.3	25.8	29.5	4.7	28.3	16.4
G	浄化	浄化	浄化	33.1	5.2	35.8	28.0	27.5	4.6	29.7	16.9

[柳井ら (1983)]

埼玉県園芸試験場 (1985) は、インゲンマメ (トップクropp, 江戸川) を対象とした FAC 試験を 1980 年 (4 月 14 日から 6 月 11 日まで) と 1981 年 (4 月 22 日から 6 月 18 日まで) に行った。オキシダントの暴露により、両品種とも収量が減少したことを示した (表 III-64)。

1

2 表 III-64 オキシダント暴露によるインゲンマメの収量に対する影響 (埼玉県園芸試験場 1985)

品種	年度	総収穫量		
		浄化区	非浄化区	割合
トップクロープ	1980	175	94	53.7
	1981	116	96	82.8
新江戸川	1980	185	147	79.5
	1981	162	137	84.6

3 [出典：埼玉県園芸試験場 (1985)]

4

5 松丸と高崎 (1991b) は、オキシダントによるバレイショの可視被害と収量の影響について報  
6 告し、オゾン濃度が高い場合、可視影響では、ワセシロがダンシャクイモよりも感受性であるが、  
7 減収影響では、ダンシャクイモがワセシロより感受性であることを示し (表 III-65)、可視被害と  
8 収量の影響は品種間で異なることを示唆した。また、著者らは、収量影響の閾値についても検討し、  
9 日平均値で 40 ppb (ダンシャクイモ 43 ppb, ワセシロ 38 ppb) と推定した。

10

11 表 III-65 オキシダント暴露によるバレイショの可視影響と収量に対する影響 (松丸と高崎  
12 1991b)

年	品種	濃度		可視被害		地下重量		
		平均値	60ppb 超過時間	浄化	非浄化	浄化	非浄化	割合
1984	ダンシャクイモ	50	205	2.1	5.9	229	186	81*
	ワセシロ	50	205	0	9.2	269	237	88*
1985	ダンシャクイモ	54	244	0	1.1	195	124	64*
	ワセシロ	54	244	0.6	2.8	226	183	81*
1987	ダンシャクイモ	42	61	0	7.5	238	249	105
	ワセシロ	42	61	0	5.5	284	272	96

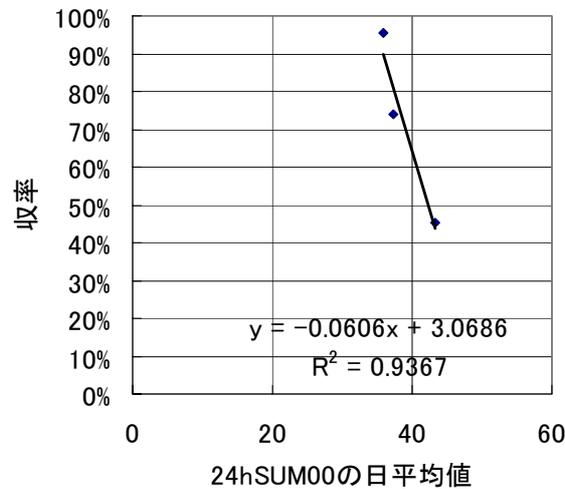
13 [出典：松丸と高崎 (1991b)]

14

15 関と田辺 (1980) は、サラダナを用いた FAC 試験において、光化学オキシダントの日平均積  
16 算値と地上部新鮮重の収量減少との間に相関関係があること (図 III-2)。すなわち、暴露量が増  
17 加するにより収量が低下することを報告し、370 ppb・h にて収量減少の影響が表れることを示

1 峻した.

2



3

4 図 III-2 日積算値の平均値と地上部新鮮重の収率の関係

5 注：FAC 試験では、通常収量増加をプロットするが本評価書では減収率へ変更した。

6 [関と田辺 (1980) を改変]

7

8 三重大学 (1985) は、温州ミカン (林系) の果実の肥大や落果等について検討した結果を報告  
 9 した。暴露は、6月19日より一日3時間の暴露を7日間、6月28日より一日6時間の暴露を9  
 10 日間、7月19日より一日6時間の暴露を4日間、8月13日より20日間行った。8月の暴露試験  
 11 では、果径増加率と落下率とも差がないこと、7月下旬も同様であったことを示した。これに対  
 12 して、6月19日よりの暴露では、オゾン濃度が高くなると落果率が高くなること、この傾向は6  
 13 月28日からの暴露においても確認されたことを報告した (表 III-66)。以上のことから、著者ら  
 14 は、開花後まもない時期は低濃度、短時間の暴露でも落果するが、果実の生育が進むとオゾンの  
 15 高濃度、長時間暴露でも落果しないこと、また、果径増加率についても同様であることを指摘  
 16 した。

17

18 表 III-66 オゾン暴露による温州みかんの収量構成要素に対する影響 (三重大学 1985)

	6月中旬オゾン処理			6月下旬～7月上旬			7月下旬		
	0	100	200	0	120	250	0	100	300
落果率	83.2	90.9	98.5	64.0	70.0	72.5	35.0	45.0	35.0
果径増加率				32.0	24.1	18.1	4.5	4.4	4.3

19 [出典：三重大学 (1985)]

1  
 2 三重大学(1985)は、モモ(大久保)の果実の肥大や落果等について検討した結果を報告した。  
 3 暴露は、5月16日より一日3時間の暴露を15日間行った。落下率はオゾン濃度の増加とともに  
 4 高くなったが、肥大率には差が見られなかったことを報告した(表 III-67)。著者らは、果実の肥  
 5 大は、葉果比に依存することが大きく、落果数と落葉数の違いにより高濃度側ほど葉果比が高く  
 6 なり、オゾンによる落果率の増大によるマイナス影響と葉果比の増大によるプラス影響が相殺し  
 7 たと推察している。

8

9 表 III-67 オゾン暴露によるモモの収量構成要素に対する影響(三重大学1985)

項目	6月中旬オゾン処理(ppb)		
	0	70	150
落果率	35.6	50.5	67.3
縦径増加率	68.50	65.95	66.13

10 [出典:三重大学(1985)]

11

12 中島(1989)は、トマト(ポンテローザ)、キュウリ(立秋)、メロン(パール)を用いたオゾ  
 13 ンと二酸化窒素の複合暴露による可視影響と収量への影響について報告した。オゾン濃度100ppb  
 14 の単独処理区とオゾン濃度100ppb、二酸化窒素200ppbの複合暴露区を設け、10日間処理した。  
 15 どの植物でも、草丈、茎数などでは、差がなかったこと、地上部重では、対照区と比較して、オ  
 16 ゾン処理区が減少したこと、また、可視影響もオゾン処理区では見られたが、対照区では見られ  
 17 なかったことを示した(表 III-68)。

18

19 表 III-68 オゾンと二酸化窒素の複合暴露による農作物の可視影響と収量に対する影響

農作物	地上部重			可視被害		
	対照区	O <sub>3</sub>	O <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub>	対照区	O <sub>3</sub>	O <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub>
トマト	45.6	40.2	34.5	-	+/-	+
キュウリ	48.3	37.8	30.5	-	+	++
メロン	69.1	61.2	51.3	-	+	++

20 [出典:中島(1989)]

21

22 川瀬ら(1989)は、1985年になし(長十郎、二十世紀、幸水、豊水、菊水)を対象としたオ  
 23 ゾン暴露による収量構成因子に対する影響を検討した。この試験におけるオゾン暴露濃度は400  
 24 ppbで、暴露期間は4時間である。長十郎では、全ての項目で、対照区よりも暴露区が勝ってお

1 り、オゾンの暴露影響は見られなかったこと、二十世紀、幸水は落下率以外の項目で減収影響が  
 2 認められたこと、豊水は、落下率が高いが、生育が良好であったことなどが報告した。また、著  
 3 者らは、結実に関して品種間差があることを指摘した。なお、オゾン濃度 200, 400ppb による暴  
 4 露で花粉への影響あること、受精への影響は大きくないことも併せて報告している。

5

6 表 III-69 オゾン暴露によるなしの収量構成要因に対する影響

品種	使用花粉	受粉日	一果平均値 (g)			落果率		
			対照区	暴露区	割合	対照区	暴露区	割合
長十郎	二十世紀	4.15	0.59	0.64	108	4.7	2.1	45
二十世紀	長十郎	4.15	0.69	0.50	72	15.4	11.9	77
幸水	長十郎	4.20	1.31	1.01	77	4.1	3.9	95
豊水	長十郎	4.17	1.02	1.03	101	1.4	4.6	329
菊水	長十郎	4.19	0.82	0.66	91	3.4	5.0	147

7 [出典：川瀬ら (1989)]

8

9 大村ら (1989) は、なしの花粉に対するオゾン暴露の影響を報告した。試験は、開花直前に採  
 10 取した花粉に対して、オゾン 200ppb を暴露するものである。この結果、花粉の発芽率へ品種に  
 11 より著しい影響があること、二十世紀、菊水で阻害が大きく、長十郎、豊水で阻害が少ないこと、  
 12 長十郎、二十世紀、豊水、晩三吉について、異なった場所から採取した花粉を用いた再試験でも  
 13 阻害の影響の順位に変動はないことを示した。

14

15 表 III-70 オゾン暴露によるなし花粉の発芽率への影響

品種	対照区	暴露区	割合
新水	46.9	22.8	49
菊水	38.4	7.2	19
慈水	61.4	28.8	47
豊水	67.0	64.2	96
早玉	71.5	58.2	81
二十世紀	57.2	5.2	9
幸水	15.9	3.9	25
晩三吉	75.9	40.5	53
長十郎	70.3	60.9	87

16 [出典：大村ら (1989)]

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35

浜口と吉田（1989）は、ダイズ（エンレイ）を対象として、オゾンと二酸化硫黄の複合暴露に着いて検討した。オゾン暴露濃度は 60 ppb で、二酸化硫黄は 50 ppb である。著者らは、オゾン暴露により収量減少が見られることを報告した。

### 2.3. 定量的影響

農作物への影響として、国内の主要生産物であるイネに着目し、定量評価を試みた。

#### 2.3.1. イネの収量影響

中村ら（1976）は、1975年にコシヒカリを対象とした FAC 試験を実施した。生育期間を 8 月 25 日でわけ、暴露の影響を観察し、前半の暴露の影響が大きいとした。浅川ら（1981b）は、1977年にハウネンワセ、中生新千本を対象とした FAC 試験を実施した。生育期間での暴露の有無による収量への影響を観察し、穂首分化期から出穂期のオキシダント濃度が重要であると指摘した。松山ら（1983）は、晴々、クサブエを対象とした FAC 試験を実施し、幼穂形成期のころが最も大気汚染の影響を受けやすいことを示した。柳井ら（1983）は、アケボノを用いた FAC 試験により、幼穂形成期におけるオキシダントの接触が収量へ影響すると指摘した。森川ら（1983）はコシヒカリを用いた FAC 試験より、登熟期が収量に最も影響することを示した。矢吹ら（1983）は、コチビビキを用いて生育段階別のオゾン影響を調査し、登熟期に当たる後期のオゾン接触は、収量に無視できない影響を及ぼすことを報告した。千葉県農業試験場（1985b）では、コシヒカリを対象とした、生育時期別のオゾンによる収量への影響を調査する FAC 試験が行われ、登熟期に暴露された場合、登熟歩合が減少し、そのため、精もみ重が減少することが報告された。宮原ら（1983）は、ニホンマサリを用いた FAC 試験を行い、出穂前の影響が大きいことを示したが、移植期が 7/2 と遅く、出穂期が 8/25～8/27 であることから、高濃度のオキシダントに暴露されるのは出穂期の前に限られることによると指摘している。真弓と山添（1983）は、生育ステージ別にオゾン暴露試験を行い、オゾンによる収量への影響について検討し、出穂期ごろの暴露により登熟歩合の低下が起こるとした。

以上のことから、国内で生産されるイネは、穂形成期から登熟期のオゾン暴露が収量に重要であると考えられる。したがって、本評価書では、重要な期間は、出穂期 30 日前から出穂後 40 日前後であると判断した。

関東地区のイネの生育ステージについて検討した。農林水産省統計情報部編「農作物作型別生育ステージ総覧」（1992）より関東地域の出穂期、収穫期の期間、およびその作付け面積をまとめた（表 III-71）。関東地域では、期間は、7 月中旬から 9 月上旬であり、作付け面積では、7 月下旬から 8 月下旬が出穂期として考えられた。以上のことから、関東地区の出穂期は 7 月下旬から 8 月下旬と仮定した。出穂期 30 日前から出穂後 40 日前後が重要であることから、暴露の推定

1 期間としては、6月下旬から10月上旬が妥当と考えられた。

2

3 表 III-71 関東地域の出穂期と収穫期について

生育 ス テ ー ジ	項目	全	期間														
			7月			8月			9月			10月			11月		
			上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下	上	中	下
出 穂 期	作付型	63	0	3	17	26	38	40	20	1	0	0	0	0	0	0	0
		100%	0	5	27	41	60	63	32	2	0	0	0	0	0	0	0
	作付 面積	32	0	0.9	15	23	25	11	4.3	0.1	0	0	0	0	0	0	0
		100%	0	3	48	72	77	34	13	0	0	0	0	0	0	0	0
収 穫 期	個数	63	0	0	0	0	1	8	17	20	27	28	35	25	14	2	0
		100%	0	0	0	0	2	13	27	35	43	44	56	40	22	3	0
	作付 面積	32	0	0	0	0	0.5	4.6	15	22	18	9.5	8.3	6.1	3.9	2.0	0
		100%	0	0	0	0	1	14	48	69	57	29	26	19	12	6	0

4 出穂期および刈取り期をグラフから読み取った。このとき、出穂期が8月上旬から8月下旬であ  
5 る場合、各期間を出穂期とした。

6 作付け面積の単位は、10,000 ha.

7 [出典：農林水産省統計情報部編「農作物作型別生育ステージ総覧」(1992)]

8

9 2.3.1.1. 暴露指標

10 植物の減収量の評価には、植物別に暴露反応関係を推定する必要があり、暴露指標として、ピ  
11 ーク濃度（例えば日中1時間最高値）、平均濃度（例えば日中8時間値）や累積暴露量（例えば  
12 AOT40）のどれを用いるかを決定する必要がある。暴露指標には、ピーク濃度、平均濃度、閾値  
13 超過期間や累積暴露量があり、以下に示した（表 III-3）。

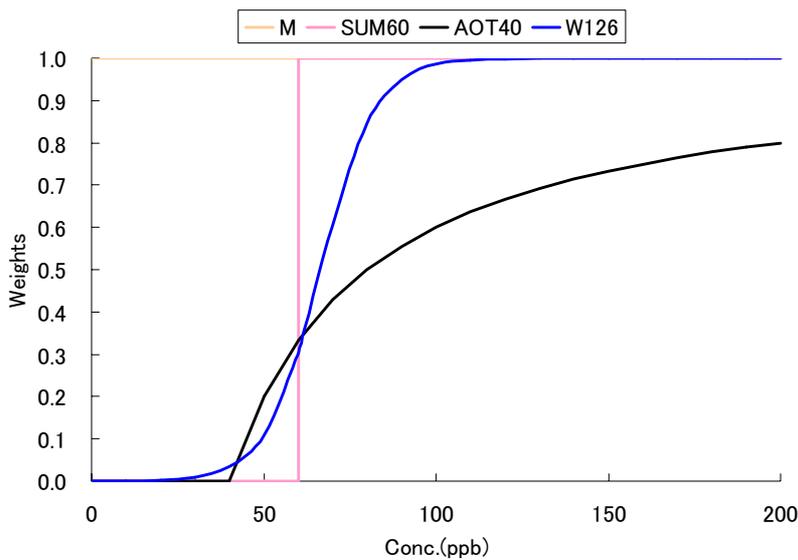
14

1

2 図 III-3 植物に対する有害影響検討時に用いられる暴露指標の一覧

暴露指標	対象期間	対象時間例	閾 値 例 (ppb)	説 明
ピーク濃度 (P)	年間, 季節	1, 7, 8, 12, 24 時間	—	
平均値 (M)	年間, 季節	5, 6, 7, 8, 12, 24 時間	—	8 時間値 (M8) が良く用いられる.
累積濃度	AOTx	季節	40	閾値である x ppb を超える 1 時間値の閾値超過分の累積濃度 (ppb h) $\Sigma(O_{1\text{hour}}-X), O_{1\text{hour}}>X$
	SUMx	季節	60	閾値を超過した濃度の累積値 $\Sigma(O_{1\text{hour}}), O_{1\text{hour}}>X$
	W126	季節	12 時間	高濃度に対して重み付けし, 積算値としたもの. $\Sigma(wc \times C)$ $wc=1/[1+4403 \times \exp(-126 \times C/1000)]$
超過時間	季節	1 時間	60, 80	

3



4

5

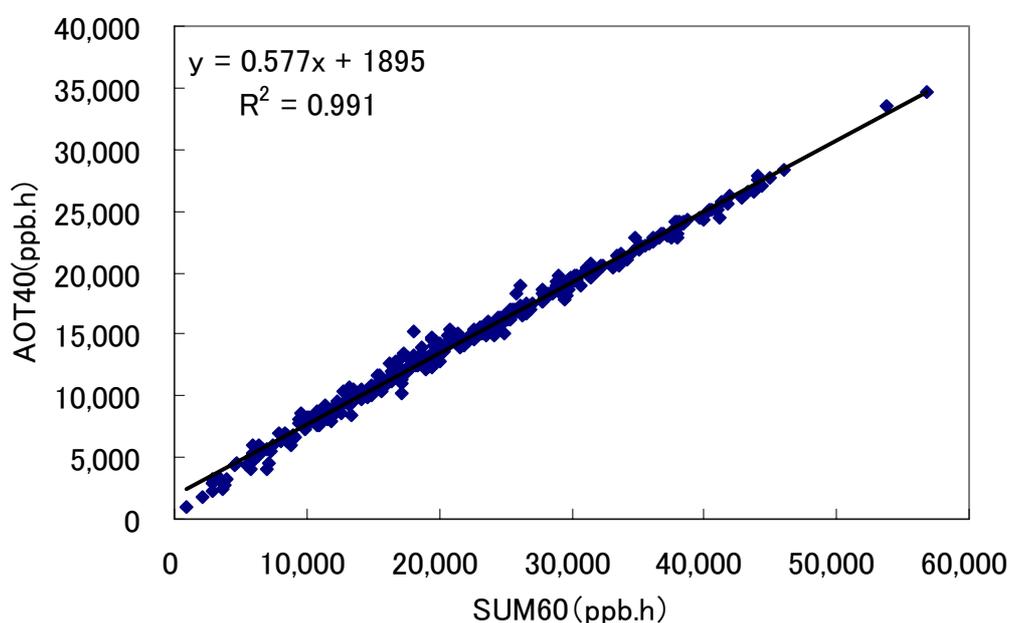
図 III-4 濃度に対する重み付け係数の比較

6

[出典 : Lefohn et al 1988 (W126)]

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8

ヨーロッパ、アメリカでは、累積暴露量の一つである AOT40、および SUM06 が一般的な暴露指標として用いられている。AOT40 は、植物の成長期の三ヶ月の日中の 1 時間値が 40 ppb を越える濃度から、閾値である 40ppb を除いた値の積算値である。これに対して、SUM06 は、この閾値が 60 ppb となり、AOT40 と同様に閾値（ここでは 60 ppb）を越えた時間値が積算に用いられ、さらに閾値以下の値も合算される。AOT40 と SUM06 は、非常によく似た指標であり、国内のモニタリングデータを用いた解析では、非常に高い相関関係にある（図 III-5）。



9

10 図 III-5 国内モニタリングデータを用いて算出した AOT40 と SUM06 の関係

11

12 Lee et al. (1988) は、米国の OTC の試験結果を基に 613 の暴露指標を検討した結果、①ピーク濃度は重要であるが、より低い濃度が暴露量の計算に含まれるべきである、②植物の感受性の増加は開花期と成熟期の間にかかる、そして、③植物は累積的暴露量へ影響されることを示した。

15 Fuhrer et al. (1997) は、コムギの暴露反応関係を解析し、AOT40 と 7 時間値(M7)の 2 つの暴露指標について検討した。著者らは、AOT40 と相対収量の相関係数・決定係数が 7 時間値(M7)のそれよりも明らかに高いことを示した。

18

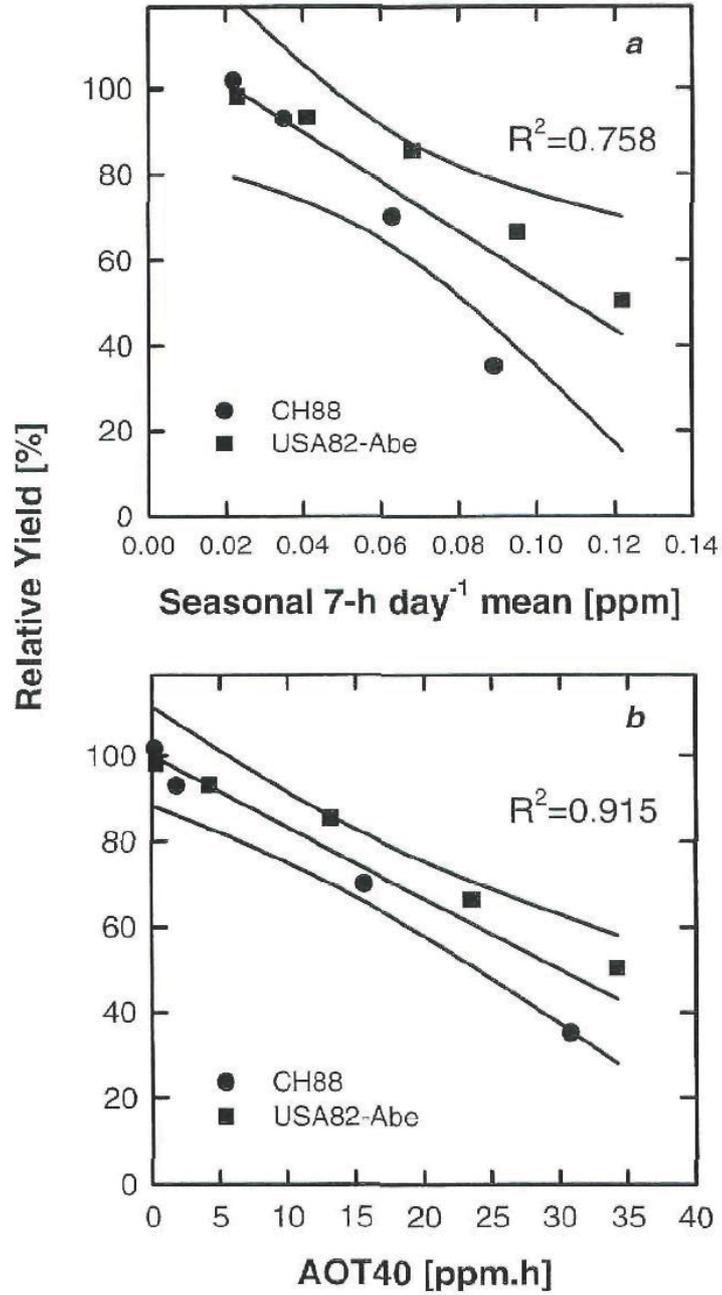


図 III-6 Fuhrer et al 1997 による暴露指標の検討結果

[出典 : Fuhrer et al. 1997]

2.3.1.2. イネにおける暴露反応関係

国内のイネを対象とした、オゾンによる収量への影響については、2.2.2 項にまとめた。本項では、この試験結果から、暴露反応関係を検討する。

オキシダント、オゾンの影響のみを対処とした用量反応関係を求めるため、浄化区だけでなく、オゾン暴露が行われている試験を用いた。なお、多くの FAC 試験は、浄化区と非浄化区の設定し

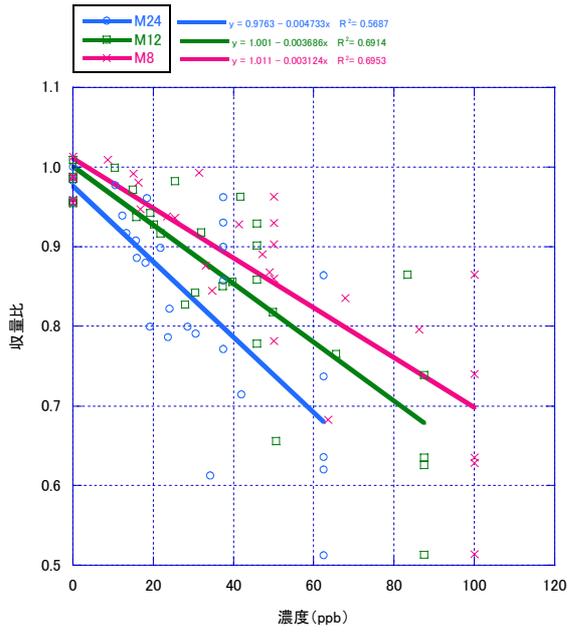
1 かないため、SO<sub>2</sub> との複合影響（相加および相乗的影響）を考慮すると解析には用いるべきでな  
2 いと判断した。ただし、品種間差の検討には半定量データとして検討に用いた。これらの条件の  
3 他に、暴露指標について検討するため、暴露条件が明示されており、オゾン濃度（オキシダント  
4 濃度）が入手可能であった試験を対象とした。以上のことから、検討した試験は、Kobayashi et al  
5 (1995a)により報告された3年間の試験結果（品種：コシヒカリと日本晴）および仁紫ら（1985）  
6 により報告された3年間の試験結果（品種：中生新千本，日本晴）データである。

7 解析に用いた暴露指標は、平均値のうち24時間値（M24）、12時間値（M12）、8時間値（M8）、  
8 累積濃度のうち24時間積算値（24hSUM00）、12時間積算値（12hSUM00）、8時間積算値  
9 （8hSUM00）、SUM20、SUM40、SUM60、SUM80、SUM100、AOT00（14hSUM00）、AOT20、  
10 AOT30、AOT40、AOT50、AOT60、AOT80、W126である。これは、試験の行われた近接の常  
11 時監視測定局のデータをもとに算出した。

12 収量比は、精玄米重や精もみ重を用い、オゾン濃度（オキシダント濃度と同義）が0 ppbの時  
13 を収量比1として算出した。

14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35

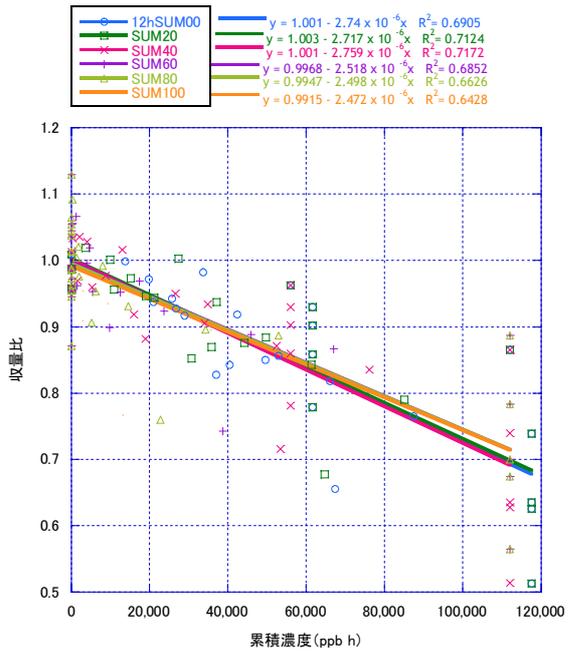
1 A. 平均濃度



2

3

4 C.SUM



5

6

7

8

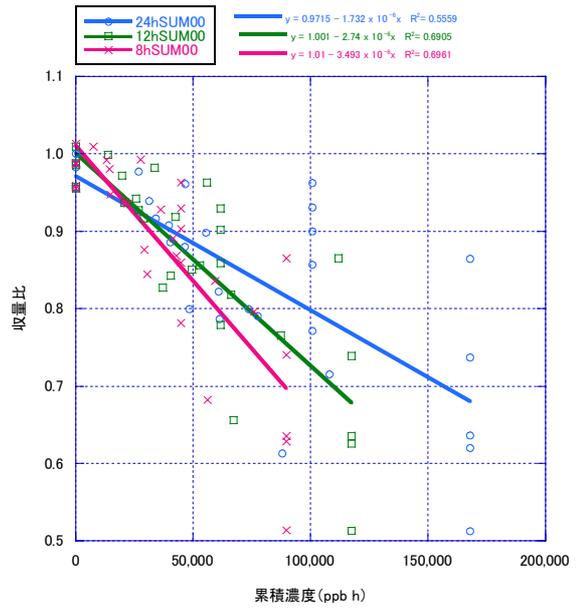
9

10

11

12

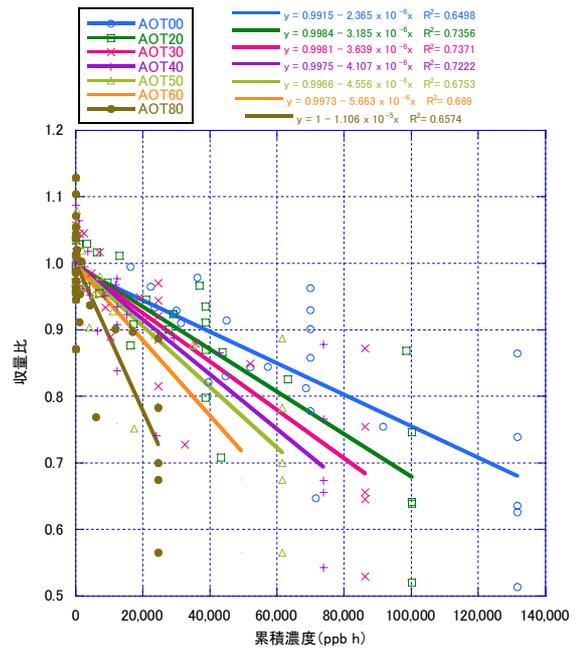
13 B.累積濃度 (閾値なし)



14

15

16 D.AOT



17

18

19

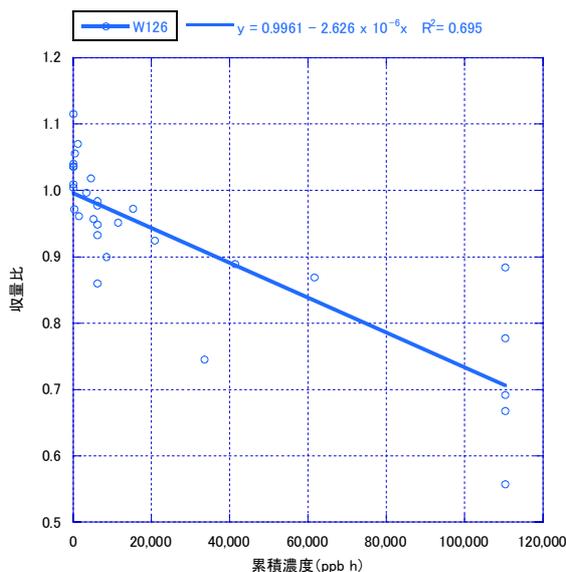
20

21

22

23

24



2

3

図 III-7 イネの暴露反応関係推定に関する暴露指標の比較

4 A : 平均濃度 (24 時間値, 12 時間値, 8 時間値), B: 閾値なしの累積濃度 (24 時間累積濃度, 12  
 5 時間累積濃度, 8 時間累積濃度), C: SUMx (SUM00, SUM20, SUM40, SUM60, SUM80,  
 6 SUM100), D: AOTx (AOT00, AOT20, AOT30, AOT40, AOT50, AOT60, AOT80), E: W126.

7 [出典 : Kobayashi et al(1995), 仁紫ら (1985)]

8

9 解析結果を図 III-7 に示した. 平均値では, 8 時間値 (M8) が決定係数 0.695 と最も高く, 閾  
 10 値なしの累積濃度でも 8 時間積算値 (8hSUM00) が決定係数 0.6961, また, W126 も決定係数  
 11 が 0.695 とほぼ同等であった. これに対して, SUM では, SUM40 が決定係数 0.717 であり, AOT  
 12 では, AOT30 が決定係数 0.737 と比較的高かった. イネにおいても既存の文献により指摘されて  
 13 いる通り, 高濃度の暴露が重要であり, 暴露指標としては累積濃度が適切であると思われた. 以  
 14 上のことから, 本評価では, AOT30 を用いることとする. なお, Mills et al. (2002)によるとイネ  
 15 の暴露反応関係式の傾きは,  $-3.9 \times 10^{-6}$  と示されており, 本項で推定した AOT40 基準による暴  
 16 露反応関係式が「収量比 =  $-4.107 \times 10^{-6} \times \text{AOT40} + 0.9975$ 」( $R^2=0.722$ )であることから, 反応  
 17 関係式は妥当なものであると考えられる.

18

19

20

21

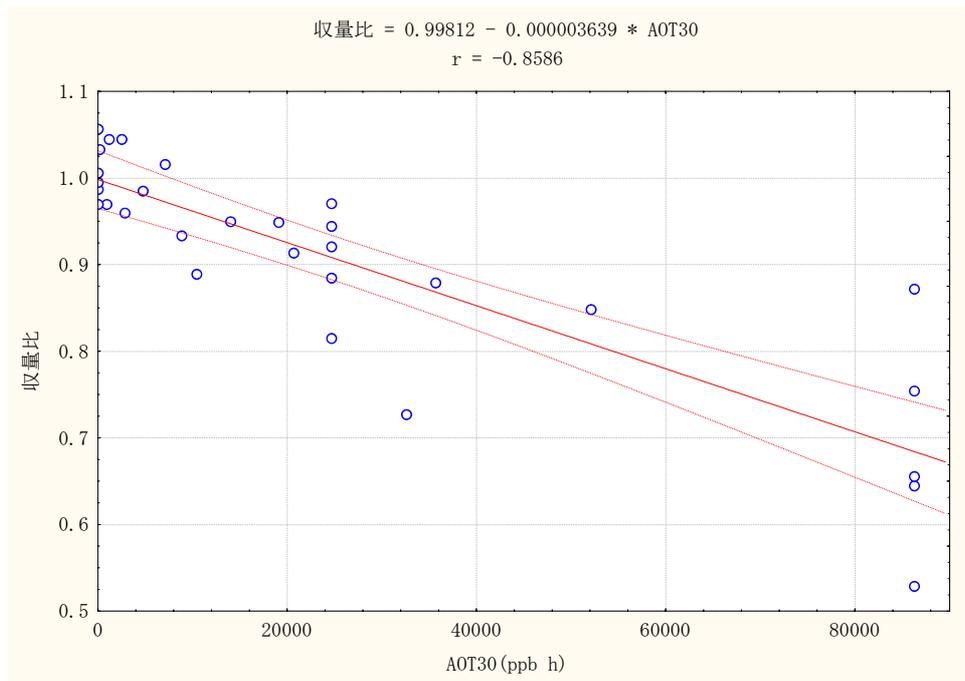


図 III-8 イネのオゾンによる収量比の減少影響

5%減収（収量比 0.95）と一致する AOT30 は、13,220 ppb h であり、10%減収（収量比 0.90）と一致する AOT30 は、26,959 ppb h である。AOT30 が 0 ppb h のとき、収量比の 95%信頼区間は 0.964~1.03 であること、同様に AOT30 が 13,220 ppb h のとき、収量比の 95%信頼区間は 0.917~0.976 であること、同様に AOT30 が 26,959 ppb h のとき、収量比の 95%信頼区間は 0.874~0.926 であることから、明確な減収と考えられる 10%減収を指針とすべきである。したがって、オゾンによるイネへの影響を保護するために指針値として AOT30 の 27 ppm h（26,959 ppb h を丸めた）を推奨する。

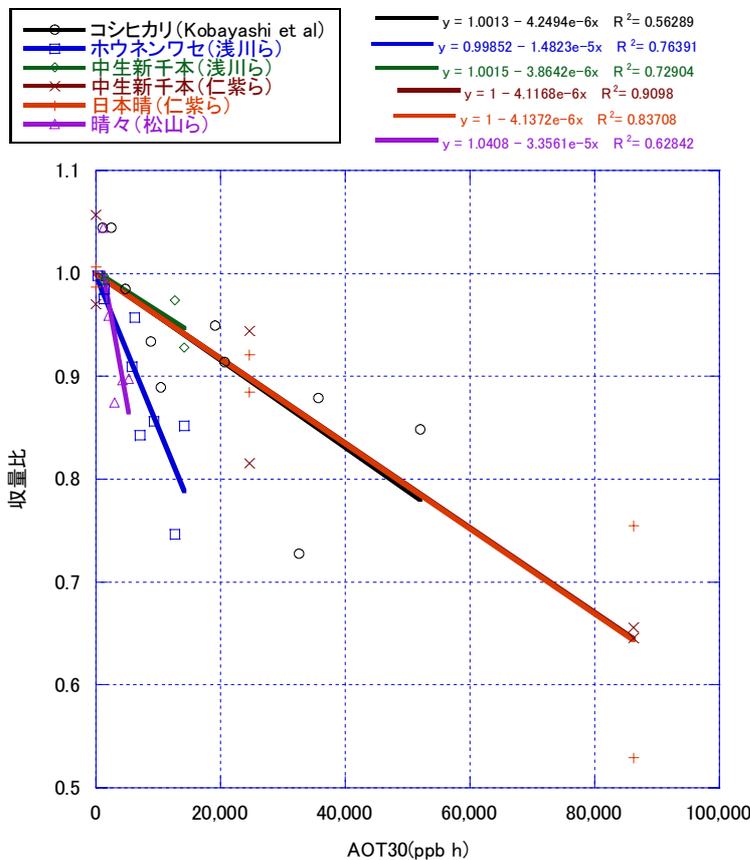
#### 2.3.1.3. 収量影響に対する品種間の差

高崎と松岡（1983）は、3 年間、ハヤヒカリ、トドロキワセ、トヨニシキ、サチミノリ、コシヒカリの 5 品種を対象とした FAC 試験を行い、早稲品種ほど減収影響が大きく、これは登熟不良と関連していることを示唆した。浅川ら（1981a）は、せとわせ、ハウネンワセ、日本晴、ヤマビコ、中生新千本、金南風、はりま、山田錦の 8 品種を用いた FAC 試験を行い、ヤマビコ、はりまを除く 6 品種で減収影響がみられること、早稲品種において減収が著しいことを報告した。著者らは、早稲品種が生育期間の幼穂形成期から穂ばらみ期に高濃度暴露したことによると考察した。仁紫ら（1985）は、日本晴と中生新千本の 2 品種を対象としたオゾン暴露試験を行い、品種間差は認められないことを報告した。松山ら（1983）は、トヨサト、晴々、トヨニシキ、クサブエを対象として FAC 試験を行い、可視影響の感受性と減収影響の感受性がことなることを報告した。これらの研究結果より、早稲品種が減収影響を受けやすいが、生育期間のオゾン濃度の違い

1 により、登熟割合等に影響し、収量が減少したものと考えられ、感受性の差異によるものである  
 2 かは明らかでない。

3 同一研究室で複数の国内品種が検討された調査結果を図 III-9 にまとめた。これによるとコシ  
 4 ヒカリ, 中生新千本, 日本晴は, ほぼ同じ暴露反応関係で, その傾きは $-4.2494 \times 10^{-6}$  ( $r^2 = 0.5629$ ),  
 5  $-3.8642$ ,  $-4.1168 \times 10^{-6}$  ( $r^2 = 0.7290$ ,  $0.9098$ ),  $-4.1372 \times 10^{-6}$  ( $r^2 = 0.83701$ )であった。これに対  
 6 して, ホウネンワセでは $-14.823 \times 10^{-6}$  ( $r^2 = 0.7639$ )で, 晴々は $-33.561 \times 10^{-6}$  ( $r^2 = 0.6284$ )で, 感受  
 7 性品種であると考えられた。なお, 図 III-9 の検討材料には, オゾン暴露試験と FAC 試験が混在  
 8 しているが, コシヒカリ, 中生新千本, 日本晴の暴露反応関係がほぼ同じであることから, FAC  
 9 試験の  $SO_2$  複合影響は大きくないと考えられた。

10



11

12 図 III-9 イネの減収影響に関する品種間差

13 [出典 : Kobayashi et al(1995), 浅川ら(1981a,1981b,1983), 仁紫ら (1985), 松山ら (1983)]

14 注 : 相関関係および決定係数が比較的高いもののみを表示した。全ての供試された品種を表示し  
 15 ていないことに留意すべきである。

16

17 2.4. イネに対するオゾンの有害性に関する本評価書の見解

18 イネに対して, 可視影響, 生育影響と収量影響が認められるが, 可視影響, 生育影響が直接的

1 に収量影響と関連しないと考えられていること、農作物として、収量影響が重要なことから、リ  
2 スク評価のエンドポイントとして収量への影響を本評価書では採用した。

3 各調査結果をまとめると、オゾンによる収量影響に対して重要なイネ生育ステージは、幼穂形  
4 成期から登熟期であり、この結果はコムギの結果と矛盾しない。コムギの暴露反応関係より設定  
5 された、ヨーロッパで用いられている AOT40(閾値である 40 ppb を超過した 1 時間値から 40 ppb  
6 を差し引いた値の累積濃度) の積算期間は、対象植物によって地域別に設定され、運用されてい  
7 る。これを参考として、本評価書では関東地区におけるイネの生育ステージを考慮し、暴露濃度  
8 の積算期間を 6 月 20 日から 10 月 10 日とした。

9 国内品種(コシヒカリ, 日本晴, 中生新千本)を対象としたオゾン暴露試験(オープントップ  
10 チャンバー試験とフィールドエアチャンバー試験を含む)の結果と試験の行われた圃場に近接  
11 な常時監視測定局のオキシダント測定結果を用いて複数の暴露指標の検討を行ったところ、  
12 AOT30が最も決定係数が高く(図1)、本評価書では適切と判断した。なお、ヨーロッパなどで  
13 用いられているAOT40の設定時の検討でも、コムギの暴露反応関係にもとづくAOT30の決定係  
14 数は0.91、以下同様に、AOT40では0.91、AOT50では0.88、AOT60では、0.79とあり、イネと  
15 同様にAOT30が著しく劣ったわけではない。

16 以上の解析から得られた暴露反応関係式は、  
17 収量 =  $0.000003639 \times AOT30 - 0.99812$  (r=-859)  
18 である。

19 上記の暴露反応関係より、5%減収(収量比 0.95)と一致する AOT30 は、13,220 ppb h であ  
20 り、10%減収(収量比 0.90)と一致する AOT30 は、26,959 ppb h である。AOT30 が 0 ppb h  
21 のとき、収量比の 95%信頼区間は 0.964~1.03 であること、同様に AOT30 が 13,220 ppb h のと  
22 き、収量比の 95%信頼区間は 0.917~0.976 であること、同様に AOT30 が 26,959 ppb h のとき、  
23 収量比の 95%信頼区間は 0.874~0.926 であることから、明確な減収と考えられる 10%減収を指  
24 針とすべきである。したがって、本評価書では、オゾンによるイネへの減収影響を保護するた  
25 めの指針値として AOT30 の 27 ppm h (26,959 ppb h を丸めた)を推奨する(表1)。ただし、こ  
26 の解析には、品種間差が考慮されていないこと、およびバックグラウンド濃度が考慮されてい  
27 ないことに留意すべきである。また、30 ppb 以下のオゾンがイネに対して有害でないことを意味し  
28 ない。

29 表 III-72 農作物に対する指針値

農作物	指標	指針値	積算期間	積算時間	エンドポイント
イネ	AOT30	27 ppm h	6 月 20 日 ~10 月 10 日	7:00~ 20:59	収量 10%減少

30

## 1 2.5. 今後の課題

2 本評価書では、イネの収量減少に関する閾値について記載していない。これは、収量減少を報  
3 告した調査結果の大部分が、FAC 試験より得られたもので、濃度段階が二段階であること、SO<sub>2</sub>  
4 等他物質との複合影響を考慮しなければならないこと、複数の濃度段階で実施されたオゾン暴露  
5 試験の結果が少なく、短期間であり、また品種が限られていることによる。今後、閾値の検討を  
6 行うためには、同一実験条件で、複数年に渡る調査を、複数品種に対して行うことが重要で、こ  
7 のとき非浄化区を設けず、浄化区（対照区）と複数暴露段階（オゾン添加）を実施する必要がある。  
8

9

## 10 2.6. 参考文献

11 <EPA>

12 U.S. EPA. (1996). Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants . U.S.  
13 Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National  
14 Center for Environmental Assessment, Washington Office, Washington, DC.

15 U.S.Environmental Protection Agency (1996). Review of the National Ambient Air Quality  
16 Standards for Ozone: Policy Assessment of Scientific and Technical Information.  
17 OAQPS Staff Paper. Washington DC, EPA-452/R-96-007.

18 U.S.Environmental Protection Agency (2006). Air Quality Criteria for Ozone and Related  
19 Photochemical Oxidants (Final). Washington DC, EPA/600/R-05/004aB-cB.

20 U.S.Environmental Protection Agency (2007). Revire of the National Ambient Air Quality  
21 Standards for Ozone: Policy Assessment of Scientific and Technical Information.  
22 OAQPS Staff Paper. Washington DC, EPA-452/R-07-003.

23

24 <カナダ>

25 Federal-Provincial Working Group on Air Quality Objectives and Guidelines (1999). National  
26 Ambient Air Quality Objectives For Ground-Level Ozone; Science Assessment  
27 Document. Health Canada and Environment Canada.

28 Health Canada (2004). Regulations Related to Health and Air Quality.

29

30 <UN ECE>

31 UN ECE (1996). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads.

32 UN ECE, (2004). Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads.

33 Fuhrer J, Skarby L, Ashmore MR (1997). Critical levels for ozone effects on vegetation in  
34 Europe. *Environmental pollution* 97(1-2):91-106.

35 Fourth report of the photochemical oxidants review group (1997) Ozone in the United

- 1 Kingdom.
- 2
- 3 <WHO>
- 4 World Health Organization (2000). Air Quality Guidelines for Europe. 2nd ed. Copenhagen,  
5 WHO Regional Office for Europe.
- 6
- 7 <その他>
- 8 浅川富美雪, 今井太磨雄, 日下昭二 (1974). 農作物に及ぼすオゾンの影響 (第 1 報) 可視外と  
9 濃度, 時間の関係および糖質, クロロフィルへの影響. 近畿中国農業研究 48:82-86.
- 10 浅川富美雪, 今井太磨雄, 日下昭二 (1976a). ネギの葉の先枯れ障害に関する研究 (第 1 報) 大  
11 気浄化法による解析. 近畿中国農業研究 52:58-61.
- 12 浅川富美雪, 今井太磨雄, 日下昭二 (1976b). ネギの葉の先枯れ障害に関する研究 (第 2 報) 暴  
13 露実験による解析. 近畿中国農業研究 52:62-64.
- 14 浅川富美雪, 田中平義, 前川往亮, 日下昭二 (1978). 水稻の赤枯病類似症について, 光化学オ  
15 キシダントによる可視障害の確認. 近畿中国農業研究 55:11-14.
- 16 浅川富美雪, 田中平義, 日下昭二 (1981a). 大気の浄化が水稻の生育収量に及ぼす効果 : 光化学  
17 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 1 報). 日本土壤肥料学雑誌  
18 52(3):201-206.
- 19 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  
20 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  
21 ぼす影響(第 2 報). 日本土壤肥料学雑誌 52(4):289-296.
- 22 伊藤信, 脇本賢三, 梶本昌子, 仁紫宏保 (1989). 水稻に対するオゾン及び二酸化硫黄の長期複  
23 合接触の影響. 農林水産省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  
24 理・遺伝的影響に関する研究 216:105-110.
- 25 今村三郎, 沖野英男, 井戸 豊, 田辺仁志 (1980). 光化学オキシダントによる水稻可視被害. 愛  
26 知県農業総合試験場研究報告 12:407-413.
- 27 大村三男, 松田長生, 森口卓哉, 小崎格, 秋浜友也 (1989). 果樹の花粉に及ぼす影響. 農林水  
28 産省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  
29 る研究 216:145-149.
- 30 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  
31 す影響--フィルタ-ド エア チャンバ-法による検討. 愛知県農業総合試験場研究報告  
32 13:85-88.
- 33 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. 農林水産省農林水  
34 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  
35 価法の開発に関する研究 279:26-31.

- 1 川瀬信三, 岡本美知, 長門寿男, 松丸恒夫 (1989). 数種の汚染物質のガス暴露がナシの受精に  
2 及ぼす影響. 農林水産省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  
3 理・遺伝的影響に関する研究 216:132-136.
- 4 国沢健一, 須山勇 (1970). 生理的斑点病について. 葉たばこ研究 53:57-66.
- 5 久野春子 (1988). 光化学オキシダントが園芸植物に及ぼす影響. 東京都農業試験場研究報告  
6 21:33-166.
- 7 黒田昭太郎, 篠原俊清, 東瀬士郎, 矢野文雄, 木村俊雄 (1973). タバコの生理的斑点病に関す  
8 る研究 第3報 生理的斑点病(タイプ2, 3)発生の実態調査. 岡山たばこ試験場報  
9 告 33:15-24.
- 10 群馬県農業総合試験場ら (1983) 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 (農林水産省総  
11 合助成試験)
- 12 埼玉県園芸試験場 (1985). 各種野菜に対する被害発現の限界濃度. 農林水産省農林水産技術会  
13 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  
14 究 164:157-160.
- 15 埼玉県農業試験場ら (1977) 光化学スモッグによる農作物可視被害に関する研究 (農林水産省総  
16 合助成試験)
- 17 佐藤賢一, 林雄, 長谷川英世 (1983a). オゾンの低濃度連続接触によるダイズ可視被害と収量と  
18 の関係. 群馬県農業総合試験場ら編. 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対  
19 策 :178-180.
- 20 佐藤賢一, 林雄, 柴 英雄, 長谷川英世 (1983b). オゾンの低濃度連続接触が農作物の生育収量  
21 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ら編.  
22 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 :183-186.
- 23 佐藤賢一, 内堀 薫, 鈴木清司 (1984). 光化学オキシダントによる農作物被害について. 埼玉県  
24 農業試験場研究報告 40:57-100.
- 25 鈴木正昭, 高橋茂, 脇本賢三, 伊藤信 (1993). オゾンと二酸化硫黄の長期・低濃度複合暴露が  
26 水稻の次世代に及ぼす影響. 農林水産省農林水産技術会議事務局編. 長期・低濃度広域  
27 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 279:93-97.
- 28 須山勇, 黒田昭太郎, 篠原俊清, 国分健一 (1973). タバコの生理的斑点病に関する研究 (第5  
29 報) 斑点の発生と大気中オキシダントの関係. 岡山たばこ試験場報告 33:37-50.
- 30 関 稔, 田辺仁志 (1980). 光化学オキシダントがサラダナの生育収量に及ぼす影響. 愛知県農業  
31 総合試験場研究報告 12:414-419.
- 32 高木健作, 大原利真 (2003). 関東地域におけるオゾンによる植物影響評価—ダメージ関数を用  
33 いたインパクト推計—. 大気環境学会誌 38:(4)205-216.
- 34 高崎強, 松岡義浩 (1983). オキシダントの汚染状況下における水稻収量の品種間差異. 群馬県  
35 農業総合試験場ら編. 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 :40-42.

- 1 千葉県農業試験場 (1985a). 水稲の生育・収量に及ぼす生育時期別汚染の影響. 農林水産省農林  
2 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  
3 に関する研究 164:22-26.
- 4 千葉県農業試験場 (1985b). 空気浄化法による水稲の生育・収量影響の解析. 農林水産省農林水  
5 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  
6 関する研究 164:133-136.
- 7 千葉県農業試験場 (1985c). 空気浄化法による畑作物の生育・収量影響の解析. 農林水産省農林  
8 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  
9 に関する研究 164:184-153.
- 10 寺門和也, 久野春子 (1981). 光化学オキシダントの指標植物に関する研究-1-FAC 利用による光  
11 化学オキシダントの植物被害解析. 東京都農業試験場研究報告 14:13-25.
- 12 電力中央研究所 (1985). 人工ガス接触試験法による水稲の生育. 農林水産省農林水産技術会議  
13 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  
14 164:136-140.
- 15 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  
16 省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  
17 研究 216:116-123.
- 18 中村 拓, 橋本俊一, 太田保夫, 中野政行 (1975). 光化学オキシダントによる稲の被害につい  
19 て : 第 1 報 埼玉県鴻巣市における被害発生とその症状. 日本作物學會紀事  
20 44(3):312-319.
- 21 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稲の被害について :  
22 第 2 報 空気浄化法による生育収量の解析. 日本作物學會紀事 45(4):630-636.
- 23 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 D30:1-68.
- 25 仁紫宏保, 阿江教治, 脇本賢三 (1985). 低濃度オゾンの長期間接触による水稲への影響. 中国  
26 農業試験場報告 E22:55-69.
- 27 農業技術研究所 (1985). 空気浄化法によるイネ品種間差の検討. 農林水産省農林水産技術会議  
28 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  
29 164:8-10.
- 30 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 14:265-274.
- 31 野内 勇 (1988). 光化学オキシダント (オゾンおよびパーオキシアセチルナイトレート) による  
32 植物葉被害および被害発現機構. 農業環境技術研究所報告 5:1-121.
- 33 農林水産省経済局統計情報部編 (1992). 農作物作型別生育ステージ総覧—水陸稲, 麦類, いも類,  
34 豆類, 雑穀, 飼料作物. 農林統計協会 東京.
- 35 農林水産省農林水産技術会議事務局編 (1985) 光化学オキシダントの農林作物の生育収量に及ぼ

- 1 ず影響の解析に関する研究（国立機関公害防止等試験研究）
- 2 農林水産省農林水産技術会議事務局編（1989）大気汚染物質による農作物の生理・遺伝的影響に  
3 関する研究（国立機関公害防止等試験研究）
- 4 農林水産省農林水産技術会議事務局編（1993）長期・低濃度広域大気汚染が主要農作物に及ぼす  
5 影響の解明と評価法の開発に関する研究（国立機関公害防止等試験研究）
- 6 浜口秀生，吉田堯（1989）．大豆の複合ガス感受性と土壌及び施肥条件．農林水産省農林水産技  
7 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  
8 216:150-154.
- 9 原浩文，松丸恒夫，高崎強（1993）．空気浄化法を用いた水稻の生育・収量影響の定量的解析．  
10 農林水産省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  
11 ず影響の解明と評価法の開発に関する研究 279:19-26.
- 12 松岡義浩，高崎 強，森川昌記，松丸恒夫，白鳥孝治（1976）．光化学オキシダントによる水稻可  
13 視障害の研究：第1報 光化学オキシダントによる葉障害原因の立証．日本作物學會紀  
14 事 45(1):124-130.
- 15 松丸恒夫，高崎強（1989a）．光化学オキシダントによる作物被害の実態．農林水産省農林水産技  
16 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  
17 216:28-36.
- 18 松丸恒夫，高崎強（1989b）．光化学オキシダント高感受性作物の検索と選定．農林水産省農林水  
19 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  
20 216:37-42.
- 21 松丸恒夫，高崎強（1991a）．バレイショの光化学オキシダント被害 第1報 野外における褐色  
22 斑点症状の発生実態と被害症状発現についての一考察．大気汚染学会誌 26(6):378-384.
- 23 松丸恒夫，高崎強（1991b）．バレイショの光化学オキシダント被害 第2報 オキシダントがバ  
24 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  
25 (6):385-391.
- 26 松山基一，斎尾健二，木村良仁（1983）．大気汚染が水稻の生育収量に及ぼす影響について．群  
27 馬県農業総合試験場ら編．光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 :206-211.
- 28 真弓洋一，山添文雄（1983）．植物に及ぼす光化学大気汚染の影響の解析．農業技術研究所報告  
29 B35:1-71.
- 30 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．農林水産省農林水産  
31 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  
32 する研究 164:161-167.
- 33 宮原克祐，琴寄融，山田要（1983）．オキシダント汚染時期が水稻の生育，収量に及ぼす影響．  
34 群馬県農業総合試験場ら編．光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 :211-212.
- 35 森川正記，松丸恒夫，高崎強，松岡義浩，白鳥孝治（1983）．水稻の生育収量に及ぼすオゾンの

- 1 影響. 群馬県農業総合試験場ら編. 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対  
2 策 :173-176.
- 3 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. 農林水産省農  
4 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  
5 析に関する研究 164:153-156.
- 6 矢島正晴 (1993). 水稻の物質生産に及ぼす影響の定量的解析. 農林水産省農林水産技術会議事  
7 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  
8 関する研究 279:14-19.
- 9 柳井雅美, 大森正, 木村洋二, 平岡正夫, 熊代幹夫 (1983). オゾンによる水稻の収量被害に及  
10 ぼす施肥条件, 品種, 化学薬剤の影響. 群馬県農業総合試験場ら編. 光化学スモッグに  
11 による農作物被害の解析と対策 :260-263.
- 12 柳井雅美, 大森正, 木村洋二, 平岡正夫, 熊代幹夫 (1983). オゾンによる水稻の収量被害に及  
13 ぼす施肥条件, 品種, 化学薬剤の影響. 群馬県農業総合試験場ら編. 光化学スモッグに  
14 による農作物被害の解析と対策 :260-263.
- 15 矢吹駿一, 大嶋保夫, 松崎敏英 (1983c). 空気浄化が水稻の生育, 収量に及ぼす影響. 群馬県  
16 農業総合試験場ら編. 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 -:200-203.
- 17 矢吹駿一, 大嶋保夫, 松崎敏英 (1983a). 水稻, ラッカセイ, ダイズのオキシダントに対する感  
18 受性の品種間差異. 群馬県農業総合試験場ら編. 光化学スモッグによる農作物被害の解  
19 析と対策 -:48-52.
- 20 矢吹駿一, 和地清, 松崎敏英 (1983b). ダイズに対する生育時期別オゾン接触処理の影響. 群馬  
21 県農業総合試験場ら編. 光化学スモッグによる農作物被害の解析と対策 -:180-183.
- 22 Ishii S, Marshall FM, Bell JNB, Abdullah AM (2004a) . Impact of ambient air pollution on  
23 locally grown rice cultivars (*Oryza sativa* L.) in Malaysia. *Water, Air, & Soil*  
24 *Pollution* 154(1-4): 187-201.
- 25 Ishii S, Marshall FM, Bell JNB (2004b) . Physiological and morphological responses of locally  
26 grown Malaysian rice cultivars (*Oryza sativa* L.) to different ozone concentrations.  
27 *Water, Air, & Soil Pollution* 155(1-4):205-221.
- 28 Kobayashi K, Okada M, Nouchi I (1995). Effects of ozone on dry matter partitioning and yield  
29 of Japanese cultivars of rice (*Oryza sativa* L.). *Agriculture Ecosystems &*  
30 *Environment* 53:109-122.
- 31 Kats G, DawsonPJ, Bytnerowicz A, Wolf JW, Thompson CR, Olszyk DM (1985) . Effects of  
32 ozone or sulfur dioxide on growth and yield of rice. *Agriculture Ecosystems &*  
33 *Environment* 14(1-2):103-117.
- 34 Lee EH, Tingey DT, Hogsett WE. (1988). Evaluation of ozone exposure indices in  
35 exposure-response modeling. : *Environmental pollution* 53(1-4):43-62.

1 Lefohn A, Laurence JA, Kohut RJ (1988). Comparison of indices that describe the relationship  
2 between exposure to ozone and reduction in the yield of agricultural crops.  
3 *Atmospheric Environment* 22(6):1229-1240.

4

5

1 第IV章 前駆物質の発生源と環境排出量の推定

2

3 1. はじめに

4 第 II 章 3 節で示したように、オゾンは窒素酸化物 (NO<sub>x</sub>) と揮発性有機化合物 (VOC) の存  
5 在下で生じる光化学反応によって 2 次的に生成される。これら前駆物質の排出量を発生源別に 3  
6 次メッシュ単位で推定した<sup>3</sup>。本章での推定結果は、第 VII 章において“光化学指標”の適用性を  
7 検討するためのシミュレーションに用いる。

8

9 2. 推計手法の概要

10 表 IV-1 に本推計で対象とした発生源を示した。植物起源を含めこれまでに重要と認識されて  
11 いる発生源はほぼすべて網羅している。

12

13

---

<sup>3</sup> 本推定は (財) 計量計画研究所への委託によって行った。推定手法・結果は ((財) 計量計画研究所 2006) に詳細に記述されている

1

2 表 IV-1 対象発生源と対象物質

発 生 源 区 分		NOx	NM VOC	
燃焼発生源：固定	大規模固定煙源	○	○	
	(中小)事業所	○	○	
	住宅	○	○	
	小型焼却炉	○	○	
	野焼き(バイオマス燃焼)	○	○	
	人間活動(喫煙)	○	○	
	：移動	自動車	○	○
		建設・産業・農業機械	○	○
		船舶(港湾, 航路, 漁船)	○	○
		航空機	○	○
固定蒸発発生源				
工業系	油槽所		○	
	石油化学工場		○	
	給油所		○	
	塗装		○	
	印刷		○	
	接着剤使用工程		○	
	金属表面処理		○	
	ゴム用溶剤		○	
	クリーニング用溶剤		○	
	家庭および事業所 (建材からの蒸散, 製品使用など)		○	
自然	植物起源		○	

注：○は推計対象，NMVOCは非メタンVOC

3

4

5

6 以下に各発生源について推計手法の概要のみを示す。詳しくは，(財)計量計画研究所(2006)  
7 を参照されたい。

8

9 2.1. 固定燃焼発生源

10 大規模固定発生源：環境省大気汚染物質排出量総合調査結果(2002年度現況)を集計して求  
11 めた。ただし，NMVOCについては施設種別・燃原料別の平均排出係数  
12 を用いて推計した。なお，推計データは個別煙突単位に作成したが，位  
13 置情報がない施設については，該当する市町村の全メッシュに均等配分

- 1 した。
- 2 事業所，住宅 : 小規模事業所・家庭部門における重油・灯油・LPG・都市ガスの消費量  
3 を推計し，燃料別排出原単位を適用して排出量を推計した。
- 4 小型焼却炉 : ダイオキシン特措法対象焼却炉および対象外の小規模焼却炉からの年間  
5 焼却量を推計し，東京都の調査結果より得られる排出原単位を適用して  
6 推計した。
- 7 野焼き : 農業廃棄物のその場焼却に伴う排出量を推計した。農産物生産量から残  
8 渣比率，乾燥重量比率，その場焼却率などを用いて焼却量を求め，これ  
9 に排出係数を乗じることで推計した。
- 10 人間活動(喫煙) : PRTR 届出外排出量の推計方法に準じて推計を行った。

11

## 12 2.2. 移動燃焼発生源

- 13 自動車 : 従来から推計されてきた暖気後の排気管由来の排出量に加え，気温・湿度による排  
14 気管由来排出量の補正，コールドスタートの排出量およびガソリン蒸気の放出によ  
15 る排出量を推計した。排気管由来の排出量推計では，幹線道路を道路交通センサス  
16 の一般交通量，細街路を自動車輸送統計の走行量から幹線道路の交通量を除いたも  
17 のと仮定し，これらの交通量に速度の関数式で表される排出係数を乗じることで推  
18 計した。気温・湿度による補正，コールドスタート，ガソリン蒸気の放出はいずれ  
19 も JCAP の調査結果に基づき推計した。
- 20 建設・産業・農業機械 : 各種機械の存在台数・稼働状況の推定を行い，排出原単位により排  
21 出量を推計した。
- 22 船舶 : 全国の特定重要港湾・重要港湾・地方港湾(甲種港湾)を対象とし，港湾統計等を基  
23 礎資料として港湾区域の排出量を推計した。また，東京湾，伊勢湾，大阪湾，瀬戸  
24 内海については，港湾別・単位航行距離当たり排出量を用いて航路別の排出量を推計  
25 した。
- 26 航空機 : 全国の第1種～第3種空港(コンピューター機の運航を主とする空港を除く)を対象  
27 として LTO サイクル排出量(高度 1000m 以下)を推計した。

28

## 29 2.3. 固定燃焼発生源

- 30 油槽所 : 個別のタンク情報が得られないことから，1983 年の排出量推計結果を年次補  
31 正することにより推計した。
- 32 給油所 : ガソリン販売量に，受入ロス・給油ロスの排出係数を乗じることにより求め  
33 た。ただし，ペーパーリターンの設置状況が把握できる都道府県については，  
34 設置率と除去効率(100%)から除去量を求め，排出量推計に反映した。
- 35 塗装 : 需要産業別・塗料種類別生産量に溶剤種類別の含有率，希釈剤の投入率(希釈

1 率), 機器を洗浄する際に使用する溶剤の使用率(洗浄率)を乗じることで溶剤  
2 取扱量を把握し, 溶剤除去装置による除去率を勘案して排出量を推計した.  
3 印刷 : インキ種類別生産量に溶剤種類別の含有率, 希釈剤の投入率(希釈率), 機器  
4 を洗浄する際に使用する溶剤の使用率(洗浄率)を乗じることで溶剤取扱量を  
5 把握し, 溶剤除去装置による除去率を勘案して排出量を推計した.  
6 接着剤使用 : 接着剤種類別取扱量に溶剤種類別の含有率を乗じて排出量を推計した(溶剤除  
7 去装置などによる除去は, PRTR 届出外排出量の推計方法などを参考に行わ  
8 れていないものと仮定した).  
9 金属表面処理 : 工業洗浄剤の種類別取扱量に溶剤種類別の含有率を乗じることで溶剤取扱量  
10 を把握し, これに溶剤除去装置の設置率や装置の除去効率を勘案して排出量  
11 を推計した.  
12 ゴム用溶剤 : 溶剤揮発油が大気中に放出されるものと考え, 溶剤揮発油の消費量に溶剤除  
13 去装置の設置率と除去装置の効率から求めた除去率を勘案して排出量を推計  
14 した.  
15 クリーニング : クリーニング溶剤については, 厚生省が 1990 年に推計したクリーニング用  
16 溶剤消費量を, 溶剤種類別ドライクリーニング機械稼働台数の伸びで年次補  
17 正することで推計した.

18

#### 19 2.4. 植物起源

20 植生を「広葉樹」, 「針葉樹」, 「稲」, 「麦類」, 「豆類」, 「飼肥料作物」, 「工芸農作物」, 「その他」  
21 の 8 種に区分し, それぞれの排出係数を適用することにより植生種ごとの排出量を推計し, それ  
22 を合算することにより 3 次メッシュ別の排出量を推計した. 計算フローを図 IV-1 に示す.

23

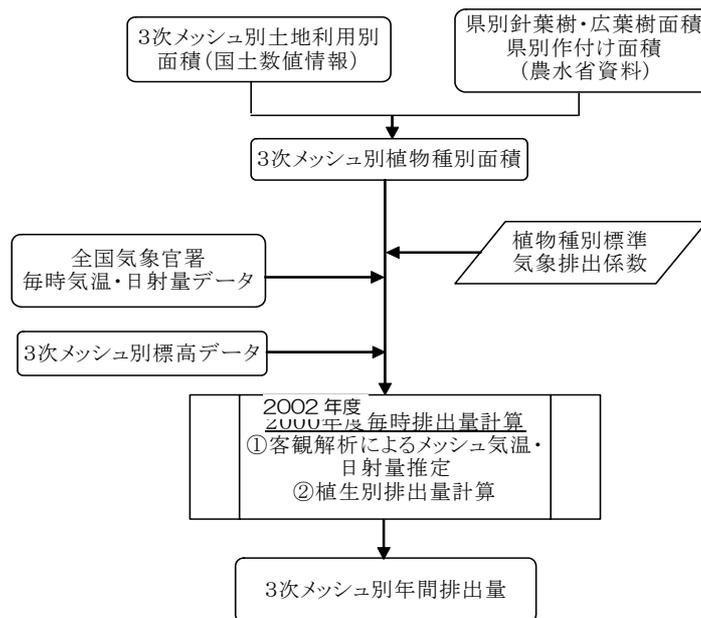


図 IV-1 植物起源 NMVOC 排出量推計フロー

### 3. 推計結果

表 IV-2 に、全国におけるオゾン前駆物質 (NO<sub>x</sub>, NMHC) の排出量推定結果を固定発生源・移動発生源・植物起源発生源・その他に分けて示す。

表 IV-2 全国におけるオゾン前駆物質排出量推定結果 (t/yr)

	固定	移動			植物起源 発生源	その他	総排出 量	面積当 たり総 排出量
		自動車な ど*	船舶	航空機				
NO <sub>x</sub>	956,566	1,020,625	378,727	19,894	0	4,305	2380117	5.2437
NMVOC	1,393,386	487,760	20,930	4,243	1,409,499	13,376	3329194	8.7436

\* 建設・産業・農業機械を含む。

全国総計では、NO<sub>x</sub> は約 240 万トン、NMVOC は約 330 万トンと推計された。発生源別では、NO<sub>x</sub> では固定発生源と移動発生源の自動車などがほぼ同じ割合で主たる発生源になっているのに対し、NMVOC では植物起源、固定発生源の寄与が多く、自動車の寄与はそれほど大きくない。表 IV-2 には日本全国を集計した値を示したが、第 V 章でみるように、オゾンが高濃度となるのは

1 大都市近郊であり，それらの地域でのオゾン高濃度に寄与する排出は大都市のものがメインと考  
 2 えられる．そこで，表 IV-3 に大都市を有する東京都と大阪府の排出量を示す．ただし，お互いの  
 3 比較や全国との比較を容易にするため，面積あたりの排出量に換算して示した．東京都と大阪府  
 4 では，NOx 総計の排出強度は同程度なのに対し，VOC 総計の排出強度は大阪の方が 1 割程度高  
 5 い．さらに，植物起源 VOC の排出強度は大阪府の方が 3 割程度も高い．東京都と大阪府では，  
 6 VOC 排出量における植物起源排出量の割合は全国に比べて非常に小さいが，植物起源の VOC は  
 7 一般にイソプレンなど水酸化ラジカルとの反応性が高いものが多く含まれているため，排出量と  
 8 しては小さくてもオゾン生成には重要な役割を果たしている可能性がある．したがって，東京都  
 9 と大阪府における植物起源 VOC 排出量の 3 割程度の違いが両者のオゾン生成に大きな違いを生  
 10 じさせている可能性があることに留意すべきである．

11

12 表 IV-3 東京都と大阪府におけるオゾン前駆物質排出強度推定結果 (t/yr/km<sup>2</sup>)

		固定	移動(自動車など)	植物	その他	計
東京	nox	9.2	29	0	0.037	38
	voc	41	15	2.0	0.18	58
大阪	nox	10	28	0	0.026	38
	voc	48	14	2.5	0.13	64

13

14

15

16

17

18

19

20

21

22

23

24

25

26

27

28

29

30

1 4. 参考文献

2

3 (財) 計量計画研究所 (2006) . 光化学大気汚染評価のための発生源インベントリー調査 報告

4 書.

## 1 第V章 常時監視測定局データを用いた大気中濃度評価

2

### 3 1. はじめに

4 本評価書の対象物質であるオゾンは、「光化学オキシダント」として常時監視測定局において測  
5 定されている。第II章で述べたように、厳密にはオゾンと「光化学オキシダント」の濃度は異なる  
6 が、同章で示したように、その違いは無視できる程度であるので、本章では「光化学オキシダント」  
7 濃度をオゾン濃度とみなし、常時監視測定局データを用いてその大気中濃度を評価する。「光化学  
8 オキシダント」は、時間的にも空間的にも高密度（時間分解能1時間、全国1,000箇所以上）で測  
9 定されているため、常時監視測定局データのみで（モデルを利用しなくても）、大気中濃度を詳細  
10 に把握することが可能である、本章では、大気中オゾン濃度の現況を示すとともに、経年変動や  
11 週間変動を前駆物質のそれらとあわせて示す。また、常時監視測定局データを地理的補間するこ  
12 とにより、リスク評価で用いる暴露指標やリスク指標のグリッドデータを作成する。

13

### 14 2. オゾン濃度の現況

15 大気中オゾン濃度は、気象条件により大きく変動することが知られている。気象条件は、年  
16 よって猛暑であったり冷夏であったりするなどの変動を常に伴うので、オゾン濃度について議論  
17 する際は単年ではなく、複数年についてまとめて示すほうがよいと考えられる。本節では  
18 1999-2003年度の5年間の平均的な状況を「現況」と定義し、現況の昼間（5時～20時）平均濃度、  
19 昼間の1時間値の大気環境基準値超過割合（超過時間数/測定時間数）、昼間の1時間値の注意報  
20 発令レベル（120ppb）超過割合（超過時間数/測定時間数）の地理的分布および季節変動を示す。  
21 対象要素として以上の三つを選択したのは、単にこれらの要素については全国におけるデータが  
22 公開されているという理由による。これらの要素と本評価書で選定したリスク指標「8時間値（8  
23 時～16時）の80ppb超過割合」や暴露指標「AOT40」などとの関係については5節で議論する

24 図V-1に、光化学オキシダント（OX）の昼間（5時～20時）平均濃度を示す。図VI-1による  
25 と、東京や大阪など人間活動が大きい地域よりもむしろ、九州から本州の日本海側などのルーラ  
26 ルな地域で高くなっているのがわかる。日本海側などルーラルな地域でオゾンの昼間平均濃度が  
27 高いのは、これらの地域では窒素酸化物の排出量が少なく、一酸化窒素による消費量が小さいた  
28 めであると考えられる。

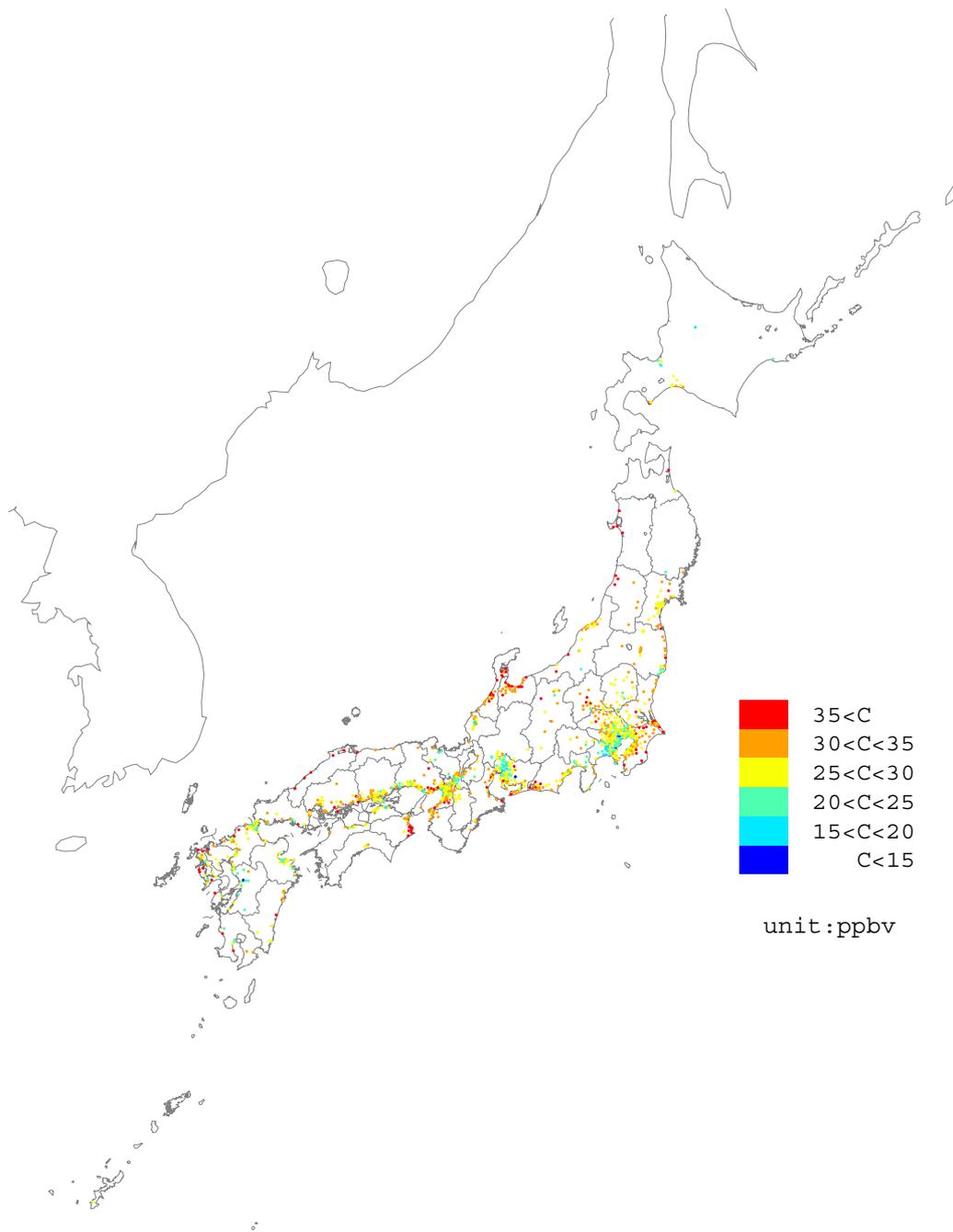
29 図V-2に、OXの昼間の1時間値の大気環境基準値超過割合を示す。図V-2によると、大気環  
30 境基準値超過割合では、ルーラルな地域で高いという傾向は平均濃度ほどはっきりしていないが、  
31 なお島根県で高くなっているなどそのような傾向は一部残っている。なお、1999-2003年度の5  
32 年間で大気環境基準値を超過した時間数が「ゼロ」であるのは、愛知県のただ一点のみである。

33 図V-3に、OXの昼間の1時間値の注意報発令レベル超過割合を示す。平均濃度の分布でみら  
34 れたルーラルな地域で高いという傾向は完全に消失しており、日本海側ではほとんどの地域で「ゼ

1 ロ」になっているのに対し，東京都・埼玉県・群馬県など大都市圏近郊に高いところが集中して  
2 いる．また，名古屋や大阪の近辺にも一部高いところが見られる．

3 図 V-4 に，昼間（5 時～20 時）平均濃度，昼間の 1 時間値の大気環境基準値超過割合，昼間の  
4 1 時間値の注意報発令レベル超過割合の経月変動を示す．昼間平均濃度，1 時間値の大気環境基  
5 準値超過割合の変動は類似しておりいずれも春季に高く，5 月にピークとなる．一方，1 時間値  
6 の注意報レベル超過割合は春季にはほとんどゼロであり，初夏から夏にかけて高く，8 月にピー  
7 クとなっている．

8



1

2 図 V-1 OX 昼間平均濃度の分布 (1999~2003 年)

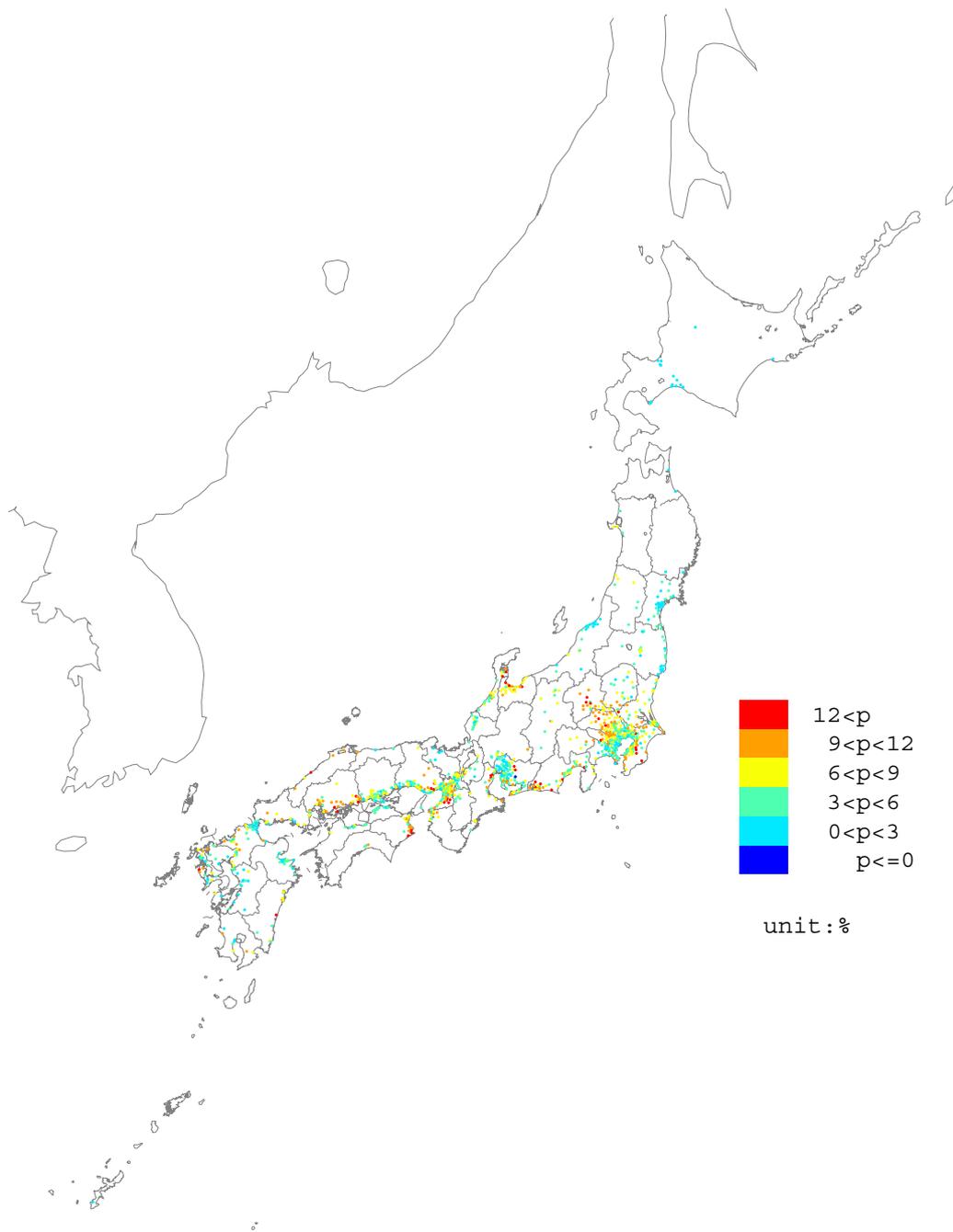
3

4

5

6

7



1

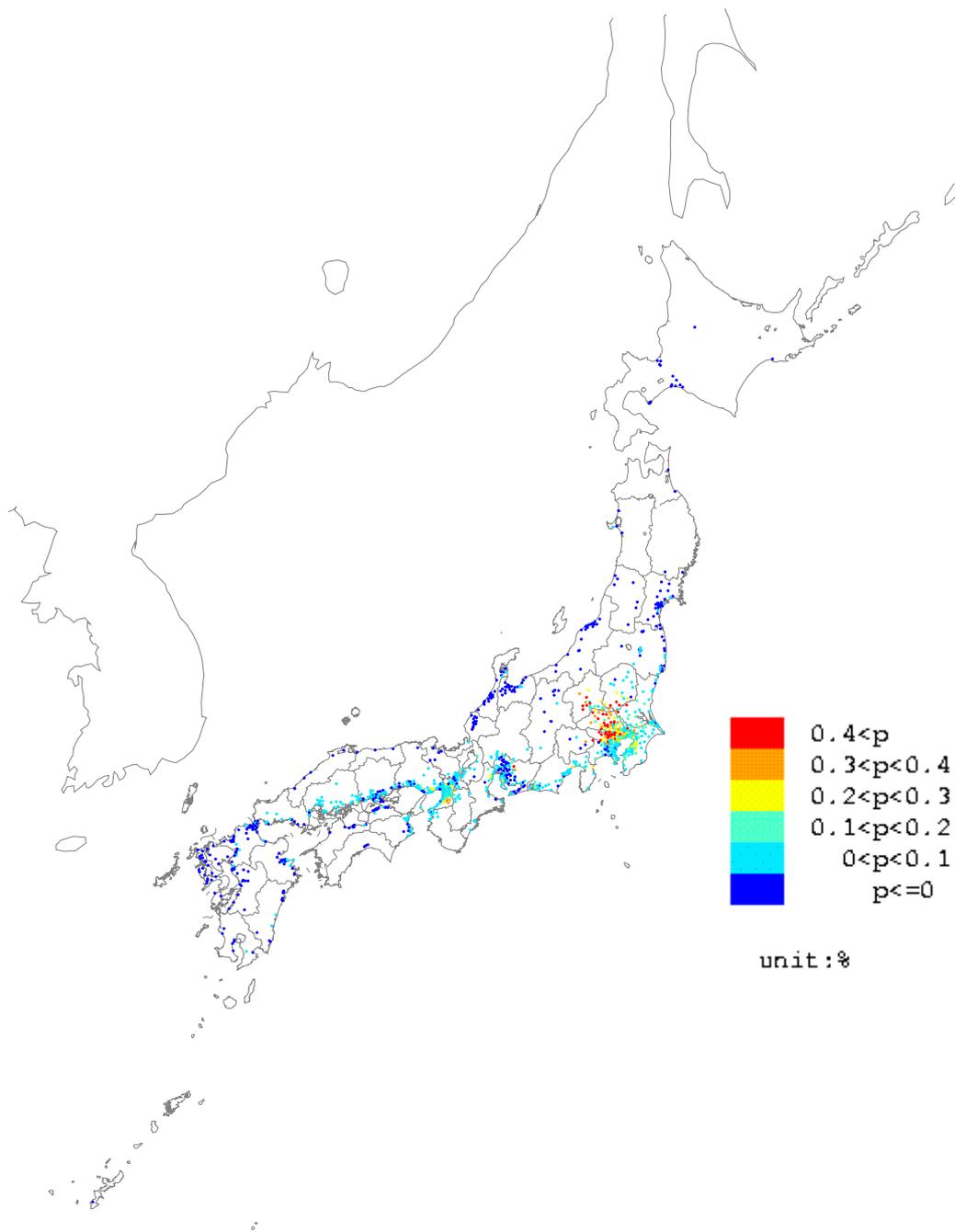
2 図 V-2 昼間の 1 時間値が大気環境基準値 (60ppb) を超過する割合の分布

3

4

5

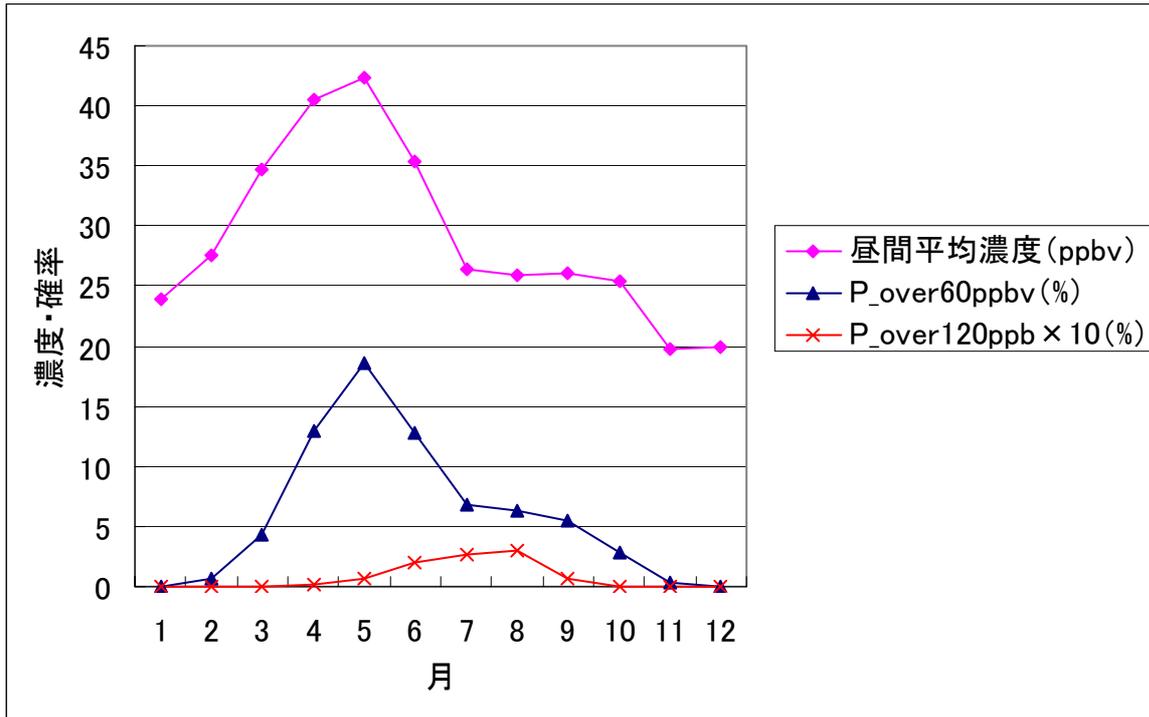
6



1

2 図 V-3 昼間の 1 時間値が注意報発令レベル (120ppb) を超過する割合の分布

3



1

2 図 V-4 OX 濃度等の経月変化

3

4

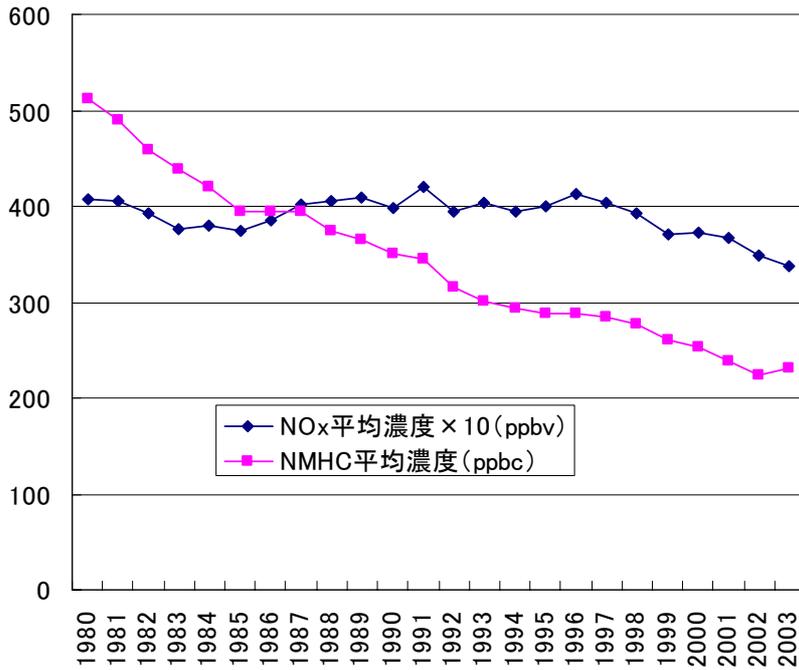
5 3. オゾン濃度と前駆物質濃度の経年変動

6 本節では、オゾンの経年変化を前駆物質の濃度変化とあわせて調べる。

7 図 V-5 には、日本全国で平均した前駆物質濃度の経年変化を示す。近年 20 年程度では NO<sub>x</sub> の  
 8 減少率より、非メタン炭化水素 (NMHC) の減少率の方が圧倒的に大きいことが分かる。このよ  
 9 うな前駆物質濃度の変化に対し OX はどのように変化しているのだろうか？ 図 VI-6 には OX  
 10 の昼間平均濃度、昼間の 1 時間値が 60 ppb, 120 ppb を超過する割合の全国平均値の経年変化を  
 11 示した。昼間平均濃度、60 ppb を超過する割合は明らかに増加傾向にあること、120 ppb を超過  
 12 する割合は年による変動が大きいものの、おおよそ横ばいで推移していることがわかる。このよ  
 13 うに、全国平均では、前駆物質 (NO<sub>x</sub>, VOC (NMHC)) の減少にかかわらずオゾンの濃度など  
 14 は減少していない。

15 図 V-7, 図 V-8 には、それぞれ、NO<sub>x</sub>, NMHC の平均濃度の近年 15 年間の相対変化 (1999-2003  
 16 平均と 1985-1989 平均の比) を、図 V-9, 図 V-10 には、それぞれ、OX の昼間平均濃度、1 時間  
 17 値の 120ppb 超過割合の近年 15 年間の変化 (1999-2003 平均と 1985-1989 平均の差) を示した。

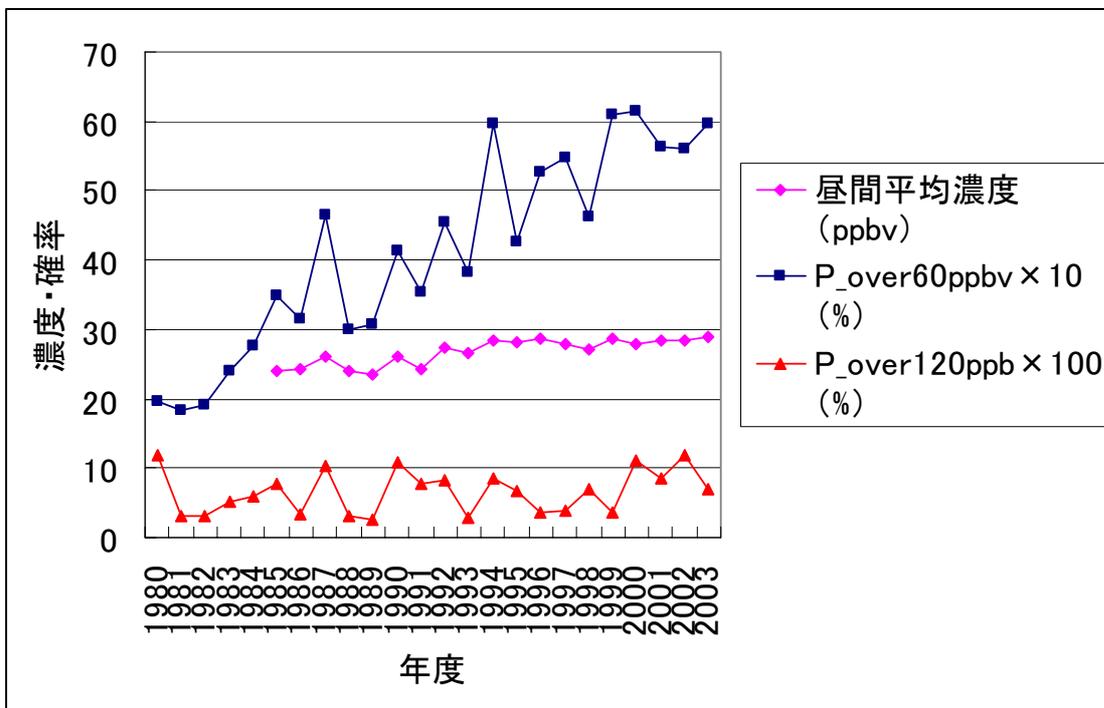
18



1

2 図 V-5 日本全国で平均した前駆物質濃度の経年変化

3



4

5 図 V-6 日本全国で平均した OX 濃度等の経年変化

6

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33

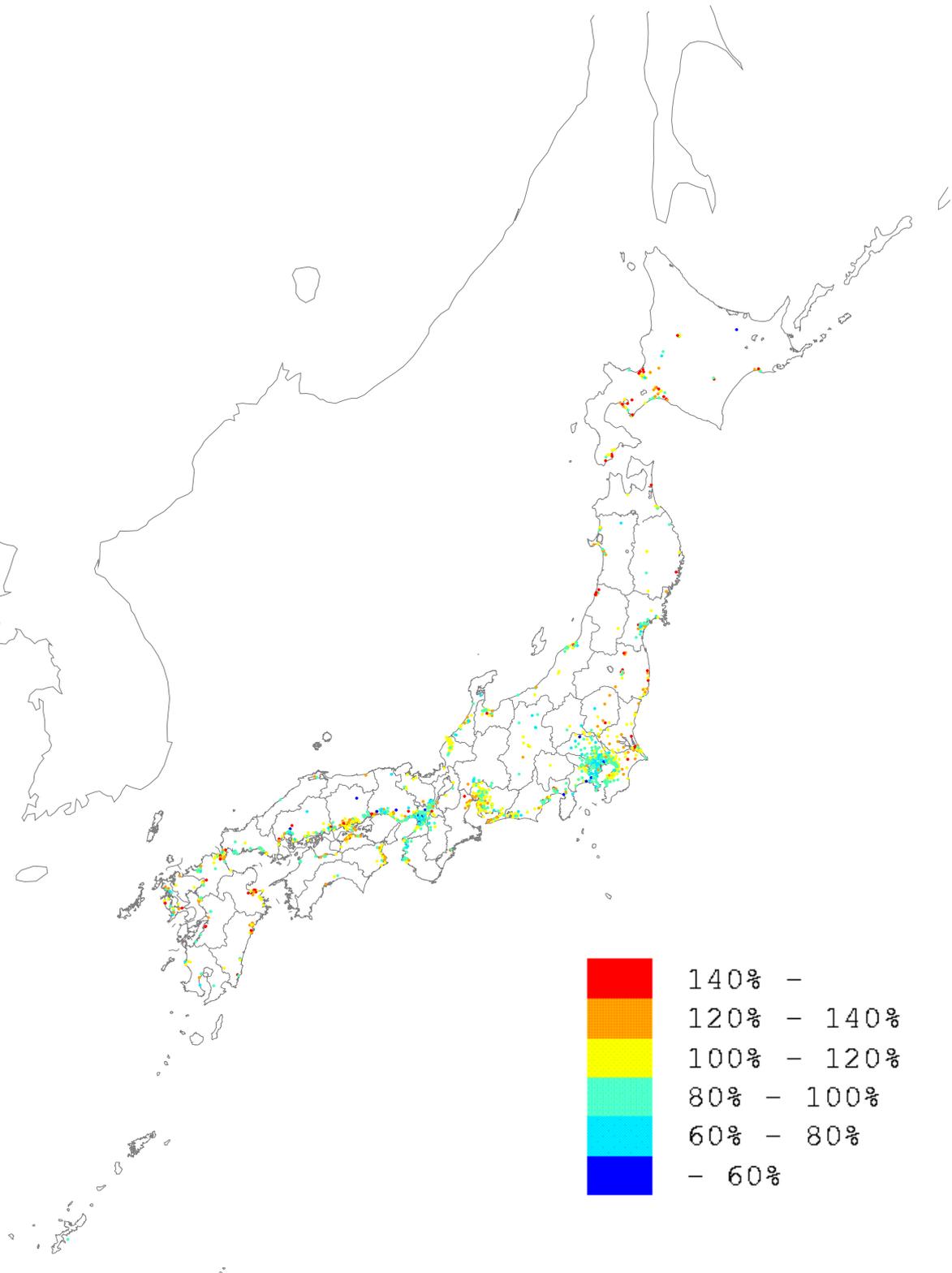


図 V-7 NO<sub>x</sub> 平均濃度の近年 15 年間の相対変化の分布

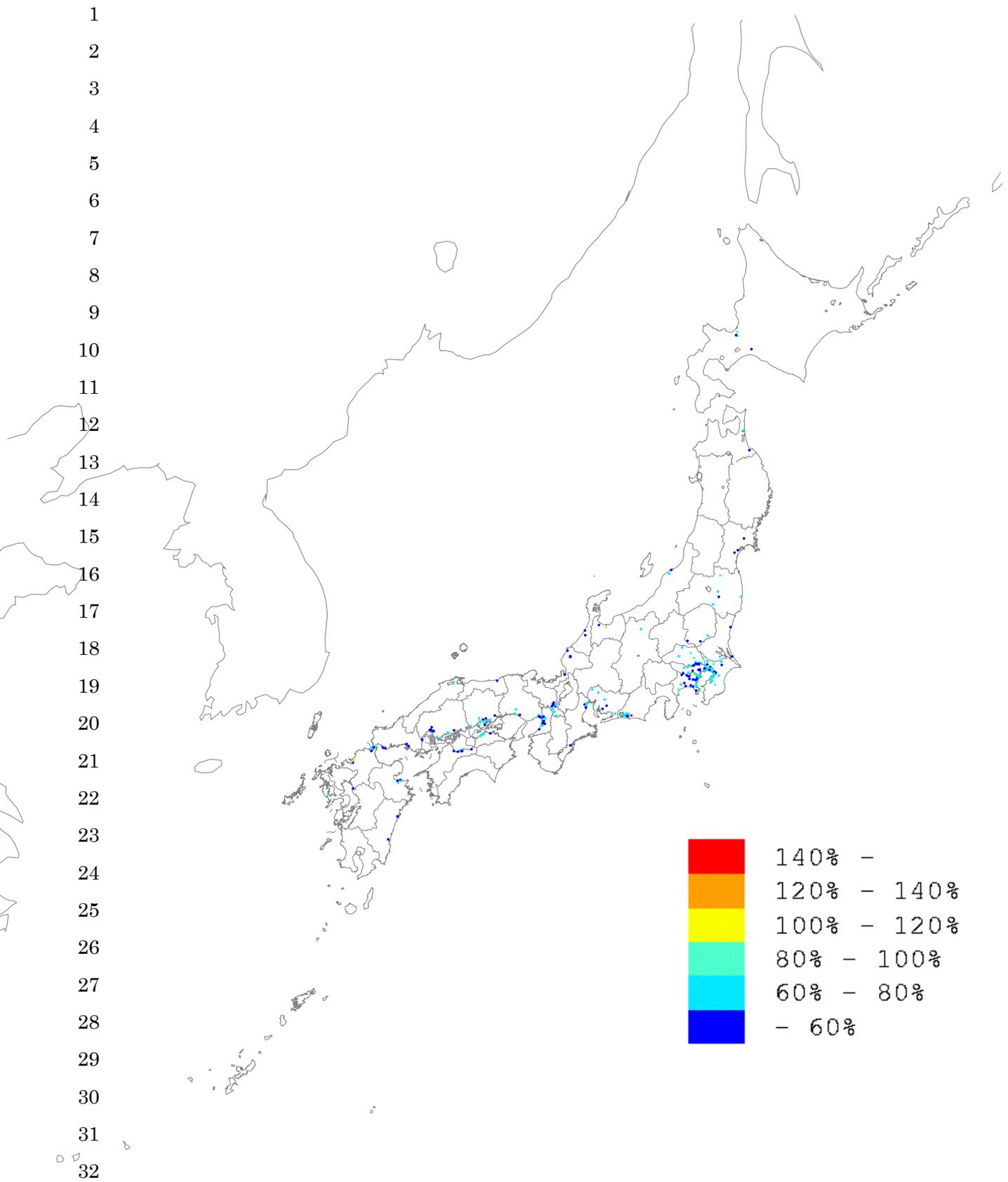
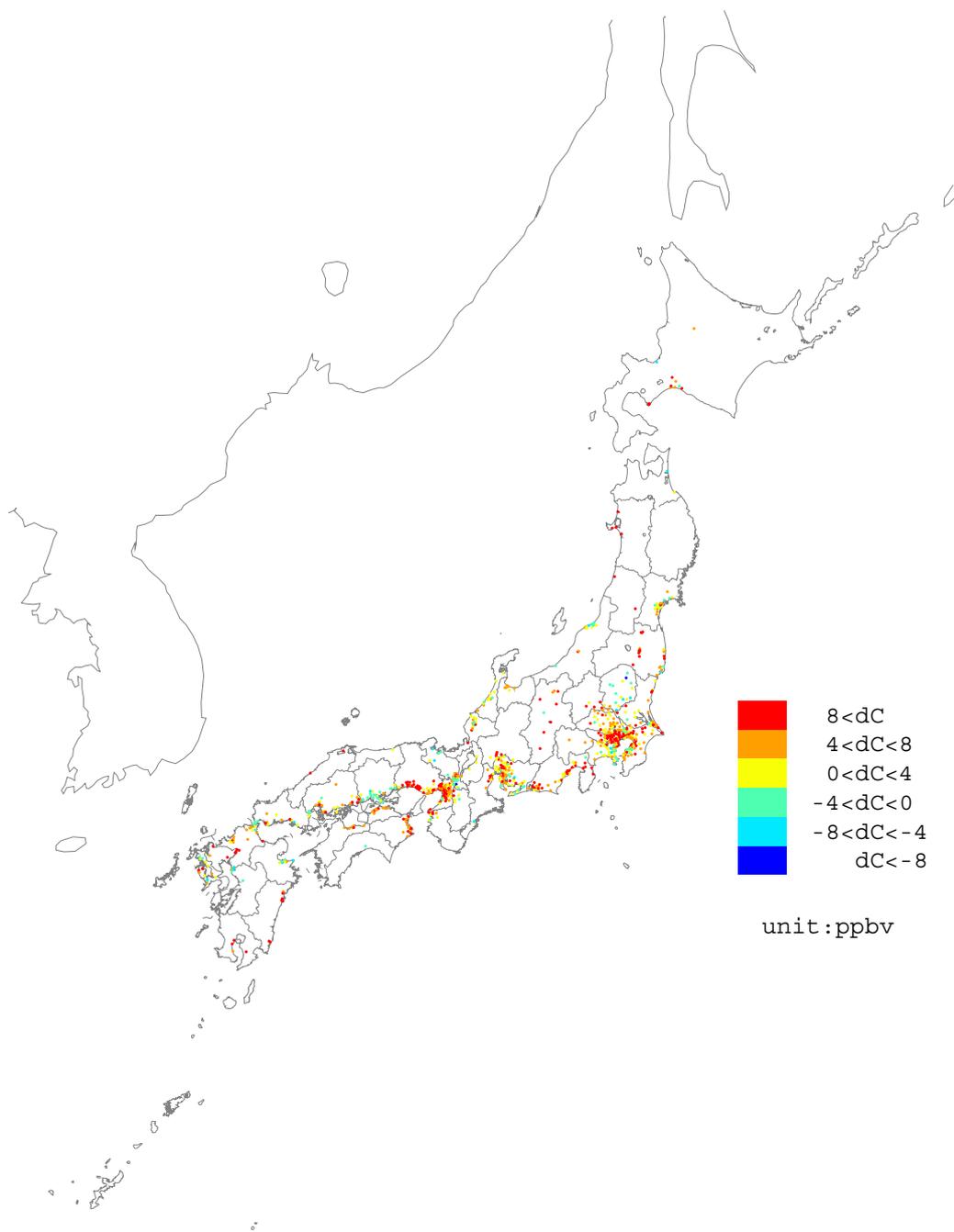


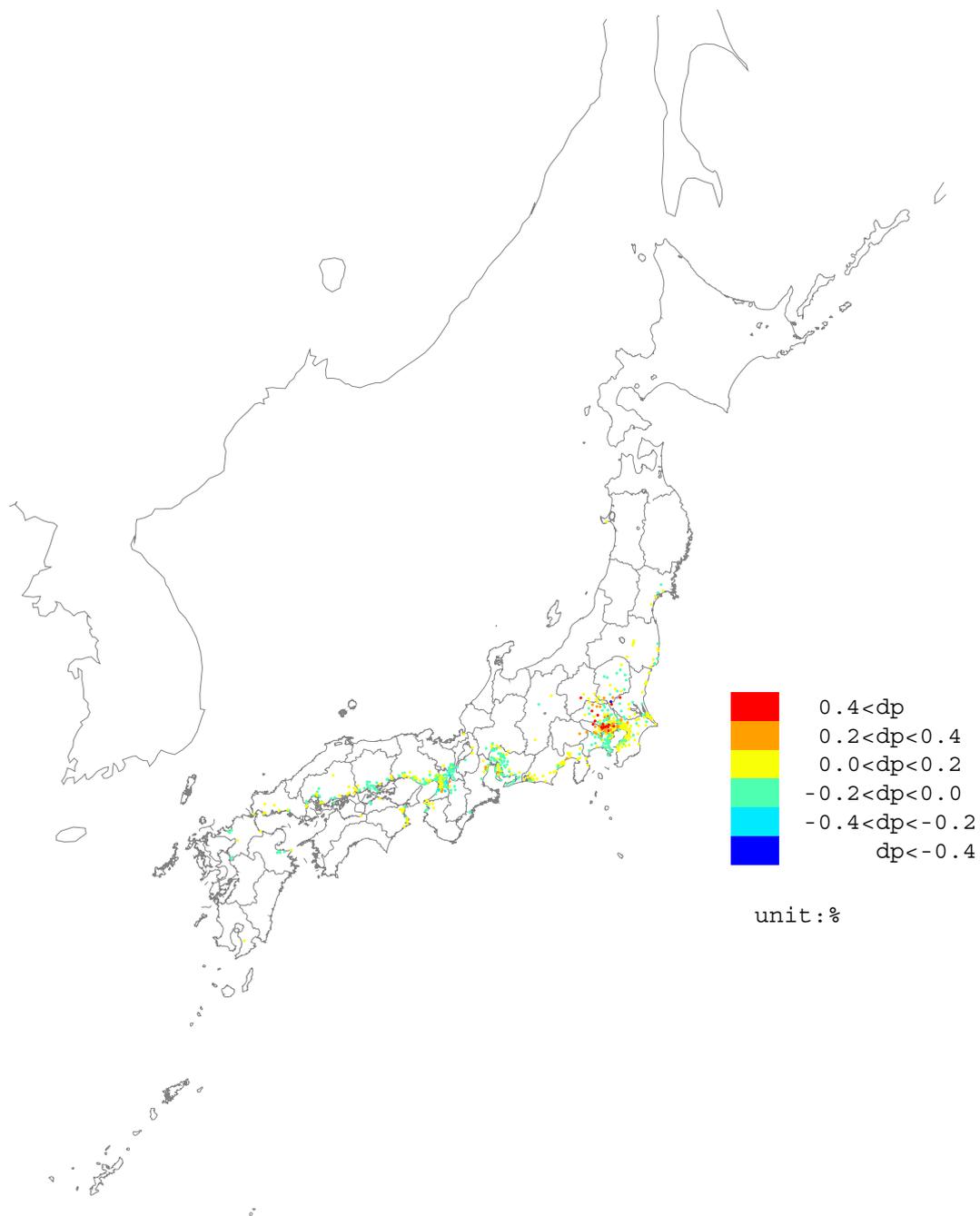
図 V-8 NMHC 平均濃度の近年 15 年間の相対変化の分布



1

2 図 V-9 OX 昼間平均濃度の近年 15 年間の変化量の分布

1



2

3 図 V-10 昼間の 1 時間値が注意報発令レベル (120ppb) を超過する割合の近年 15 年間の変化  
4 量の分布

5

6

7

1 近年 15 年間では、NO<sub>x</sub> は日本全国の平均では減少していたが（図 VI-5）、その分布には地域  
2 差があり、東京・大阪など大都市では大きく減少している一方、その他の地域ではむしろ増加し  
3 ている測定局が多いことがわかる（図 V-7）。NMHC はほとんどの測定局で大きく減少している  
4（図 V-8）。OX の昼間平均濃度は、全国的に大半の測定局で増加（図 V-9）、一方、注意報レベル  
5 を超えるような濃度の出現頻度は、東京都など大きく増加している地域もあれば減少している地  
6 域もある（図 V-10）ことがわかる。

7 全国的に大半の測定局で観察された OX 昼間平均濃度の増加は、その大きな一因として日本以  
8 外から流入してくるバックグラウンド濃度の増加が考えられている。一方、注意報レベル超過割  
9 合は、地域によって増加しているところもあれば減少しているところもあるため、全国平均で減  
10 少していないことの主要原因を同じようにバックグラウンド濃度の増加に求めることは困難と考え  
11 られる。吉門（2004）は、東京都・埼玉県・群馬県における 90 年ごろ（1989-1991 年）から最  
12 近（1999-2001 年）にかけての注意報レベル出現頻度の傾向を解析し、その間に見られた増加要  
13 因のひとつとして気象条件の変化（高気圧圏内に入る日の増加）をあげている。このように、OX  
14 の経年変動は、同期間に生じる気象条件の変化の影響を強く受けるので、必ずしも前駆物質排出  
15 削減対策の効果そのものを反映しているとは限らないことに注意すべきである。

#### 17 4. オゾン濃度と前駆物質濃度の週間変動

##### 19 4.1. 週間変動を解析することの意義

20 既に述べたように、OX の経年変動には、同時に変動する気象やバックグラウンド濃度の影響  
21 が含まれているため、必ずしも、前駆物質排出削減対策の効果そのものを反映しているとは限ら  
22 ない。一方、OX の週間変動（具体的には平日と週末の差）には、長期間の統計をとれば、これ  
23 らの要因は含まれないと予想されるため、平日と、前駆物質の排出量が平日に比べて大きく減少  
24 する休日のオゾン濃度を比較することは、ひとつの“天然の排出削減実験”の結果を見ているこ  
25 とに相当し、排出削減対策について重要な示唆を与えてくれる可能性がある。そこで、光化学オ  
26 キシダントとその前駆物質の週末・平日の差について、関東地方全域を対象にして、最近の実測  
27 データを用いて解析した。なお、海外ではこうした研究は既に数多く行われており、週末には前  
28 駆物質の濃度が減少するにもかかわらず、オゾン濃度は増加する“週末効果”なる現象がアメリ  
29 カ、カナダ、ヨーロッパの一部の地域で確認されている。

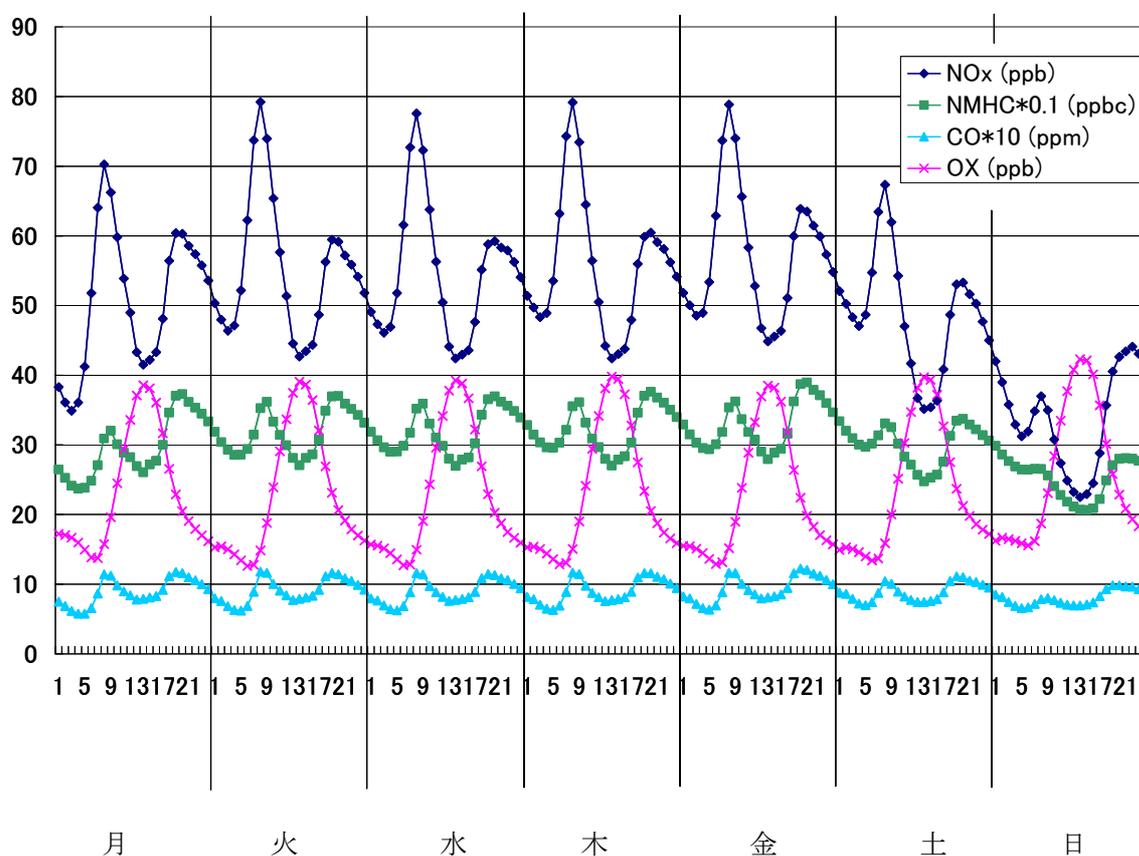
##### 31 4.2. 週間変動の解析方法

32 解析には、関東地方（山梨県を含む）における大気汚染常時監視測定局で測定された時間値デ  
33 ータを用いた。すべての解析は、統計的に揺らぎのない結果を得るため、長期間（1996～2002  
34 年度）の平均値を用いて行った。なお、オゾンそのものを測定している測定局は少ないため、オ  
35 ズンの代わりに光化学オキシダントを解析の対象とした。

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11

### 4.3. 週間変動の解析結果

図 V-11 に、関東地方平均の光化学オキシダント濃度およびその前駆物質濃度の週間変動を示した。週末（土・日曜日）には前駆物質の濃度は減少する一方、光化学オキシダント（OX）濃度は土曜日には平日と同程度、日曜日には増加することがわかる。ここで、いずれの物質も平日の火～木曜日はほぼ同様な変動をしており、得られた結果が統計的な揺らぎによるものではないことを示している。これらのことから、関東地方平均では対象期間を通じた光化学オキシダント平均濃度の“週末効果”は（特に日曜日には）明瞭であるといえる。なお、月曜日の午前と金曜日の午後は、火～木曜日と比較して前駆物質の濃度に若干の違いが見られるので、以降では火～木曜日を平日と定義することにする。



12  
13  
14

図 V-11 関東地方平均の光化学オキシダント濃度と前駆物質濃度の週間変動

15  
16  
17  
18  
19

関東地方で確認された光化学オキシダントの“週末効果”は、“天然の排出削減実験”の結果を示しているのであろうか。このことを確認するためには、少なくとも大気汚染物質の挙動に大きな影響を及ぼす風速、気温、日射量等の気象要素が平日と週末で同一であることを示す必要がある。表 V-1 に、関東地方平均の各気象要素と浮遊粒子状物質濃度の値を平日と週末に分けて示し

1 た. 風速, 気温, 日射量とも平日と週末で1~2%程度しか異ならないことがわかる. 浮遊粒子状  
 2 物質濃度は日曜日に大きく減少しているが, これは日射量の増加にはそれほど寄与していないと  
 3 考えられる. 以上より, 気象条件は平日・週末で大差が無く, 関東地方の対象期間を通した光化  
 4 学オキシダント平均濃度の“週末効果”は実際に“天然の排出削減実験”の結果を示している可  
 5 能性が高い.

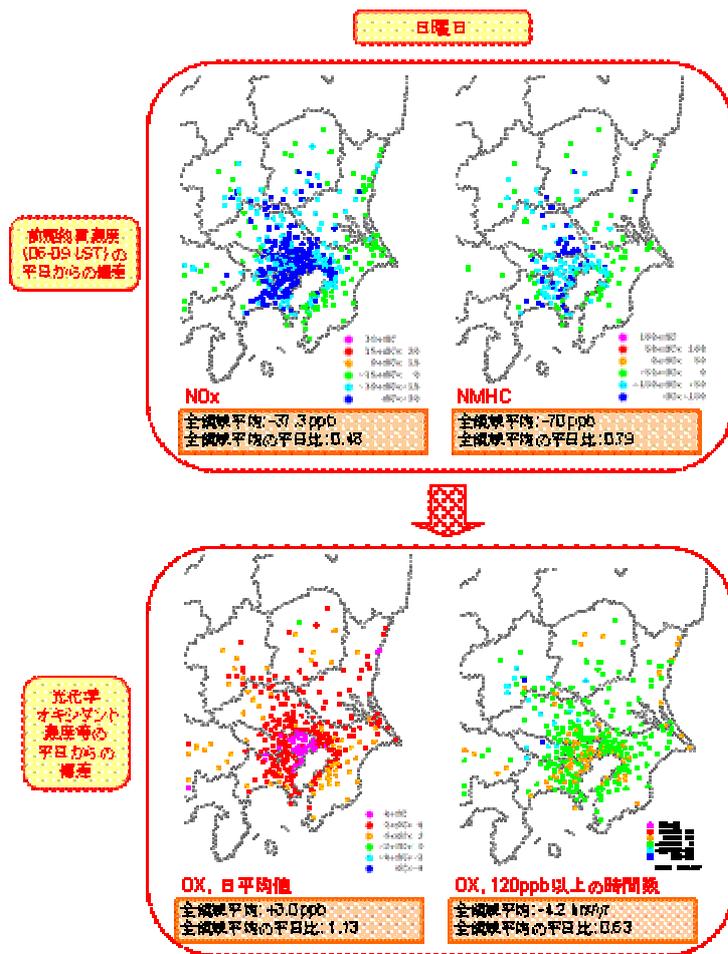
7 表 V-1 関東地方平均の気象要素と浮遊粒子状物質濃度の平日・週末差

	平日 (火曜日~木曜日)	土曜日 (平日に対する比率)	日曜日 (平日に対する比率)	測定点数
風速(m/s)	2.19	2.21(1.01)	2.17(0.99)	505
気温(°C)	15.2	15.1(0.99)	15.1(0.99)	245
日射量(MJ/m <sup>2</sup> /h)	0.999	0.989(0.99)	1.02(1.02)	44
(浮遊粒子状物質 (μg/m <sup>3</sup> ))	41.5	40.3(0.97)	36.4(0.88)	509

8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27

11 図 V-12 には, 日曜日それぞれにおける主要な前駆物質 (NO<sub>x</sub> と NMHC) と光化学オキシダ  
 12 ト (OX) の対象期間を通した平均濃度および注意報発令レベル (120 ppb) を超過する時間数の  
 13 分布を平日からの偏差として示した. この図は, どこでどれだけ前駆物質の排出削減を行えば,  
 14 光化学オキシダントはどこでどれだけ減少または増加するのかを調べた“天然の実験結果”を示  
 15 していると考えられる. ここで, 前駆物質の濃度は午前中の 06-09 LST の平均濃度で示した. 図  
 16 V-12 によると, 日曜日には, NO<sub>x</sub> と NMHC 濃度はすべての地点で減少している. 特に NO<sub>x</sub> の  
 17 減少率が大きいのが特色である. OX については, 平均濃度では 1 地点を除きすべての地点で増  
 18 加しているのに対し, 注意報発令レベル (120 ppb) を超過する時間数は東京都心部を除いて減少  
 19 している地点が多い.

20 このように, NO<sub>x</sub> を主体とした大幅な排出削減は, 関東地方全域で見た場合, 平均濃度の上昇  
 21 をもたらす一方, 注意報発令レベル (120 ppb) を超過する時間数を減少させる効果がある.



1  
2

3 図 V-12 日曜日における前駆物質濃度 (06-09LST) と光化学オキシダントの濃度等の分布 (平  
4 日からの偏差で表示)

5

#### 6 4.4. 国内におけるその他の週間変動解析結果

7 神成 (2006a, b) は, 関東地域と関西地域におけるオゾンと前駆物質濃度の平日と休日の違い  
8 について詳細に解析している. 神成 (2006a) は, 平日と日曜日それぞれの光化学オキシダント  
9 日最高濃度の98パーセンタイル点 (高オゾン生成ポテンシャル日) を比較し, 近年 (1998-2002  
10 年) については, ①関東地域では, 東京都心部においては日曜日に増加する地点があるが, 内陸  
11 よりの東京都多摩地区や埼玉県では日曜日に減少する地点が多いこと, ②関西地域では, 日曜日  
12 に増加する地点はなく, ほとんどの地点で減少することを見出している. なお, 前駆物質平均濃  
13 度 (5-15h) の日曜日における状況は, 平日に比べて関東地域では NO<sub>x</sub> : 54%, NMHC : 79%,  
14 関西地域では NO<sub>x</sub> : 51%, NMHC : 70%であり, いずれの地域も NO<sub>x</sub> の減少率のほうが大きか  
15 った. ①は 4.3 節で示した注意報発令レベル出現頻度で比較した結果と同様の傾向であることが  
16 わかる.

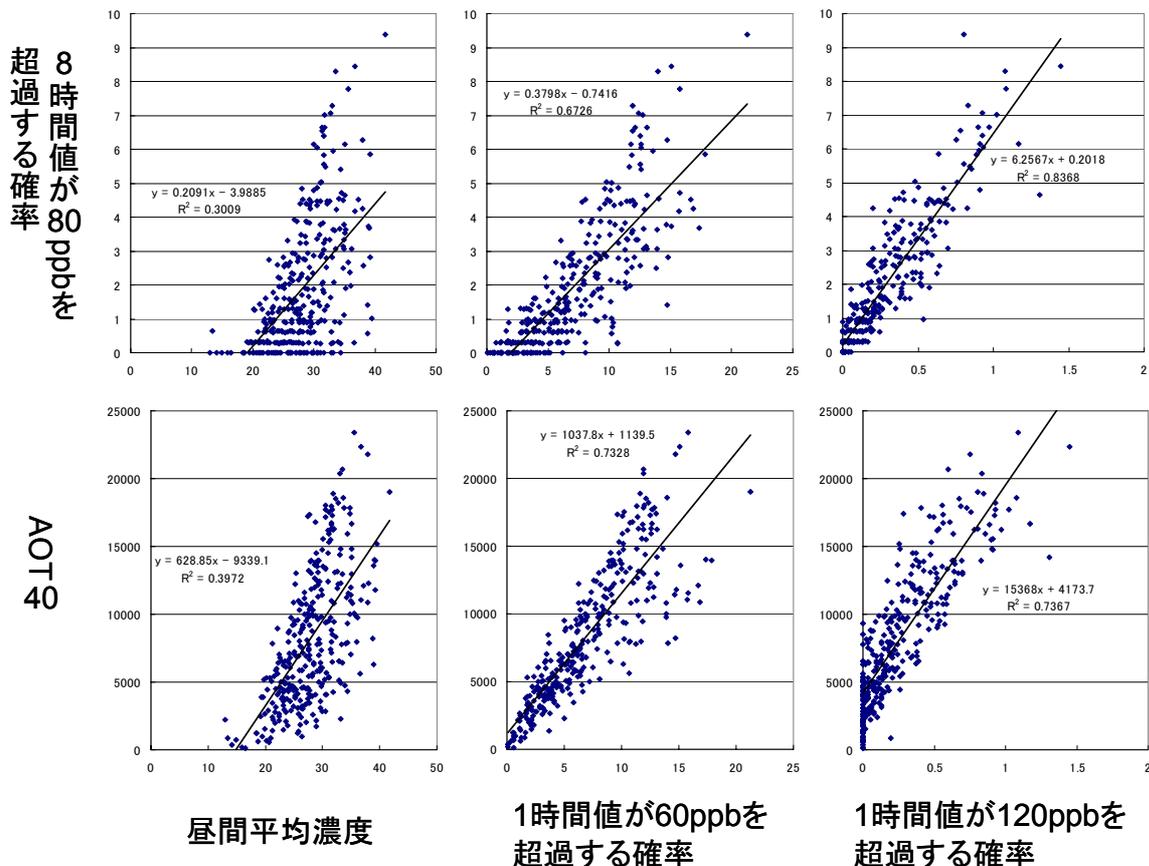
17

1 5. 各暴露指標間の関連性

2 本章の前節までで明らかになったようにオゾンの地域分布や前駆物質減少に対する応答は指標  
 3 (平均濃度か高濃度の出現頻度か) により大きく異なっているため、リスク評価や排出削減対策  
 4 の評価にあたっては、第 III 章で行った「有害影響がいずれの指標と関連するのを見極める  
 5 こと」がきわめて重要であったことがわかる。本節では、そのようにして導出された指標は、こ  
 6 れまでに本章で紹介してきたいずれの指標と良く対応しているのかを検討する。

7 図 V-13 に、本評価書でそれぞれヒト健康リスク評価、コメの減収リスク評価で採用する指標で  
 8 ある「8 時間平均値の 80 ppb 超過確率」、「AOT30」と、本章で紹介してきた指標との 2002 年度  
 9 の関東地方における相関関係を示す。いずれの指標も、昼間平均濃度との相関は悪く、注意報発  
 10 令レベル超過割合との相関がもっともよいことがわかる。この関係が、日本全国で成り立つとす  
 11 れば、リスク評価に用いるリスク指標や暴露指標として選択した「8 時間値の 80ppb 超過割合」、  
 12 「AOT30」は、本章で紹介してきた「1 時間値の注意報発令レベル超過割合」の地理的分布に近い  
 13 といえる。本評価書では、関東地方をリスク評価の対象とするが、「注意報発令レベル超過割合」  
 14 は関東地方で高かったことから、他地域に比べてリスクの高い地域を対象としていることになる  
 15 ことに留意する必要がある。

16



17

18 注：各点がそれぞれの測定局のデータを示す

19 図 VI-13 本評価書で採用した暴露・リスク指標と各指標の関係

1 6. 暴露指標のグリッドデータ化

2 本節では、リスク評価に用いる指標として選択した「8時間値の80 ppb 超過割合」, 「AOT30」  
3 等について、常時監視測定局のデータを地理的補間することにより、グリッドデータを作成する。

4  
5 6.1. 補間方法の検討

6 通常よく用いられている、①逆1乗距離重み、②逆2乗距離重みと、③考慮する測定局を20  
7 に限定する逆2乗重み平均による補間方法を以下の方法で比較することにより、採用する補間方  
8 法を決定した。

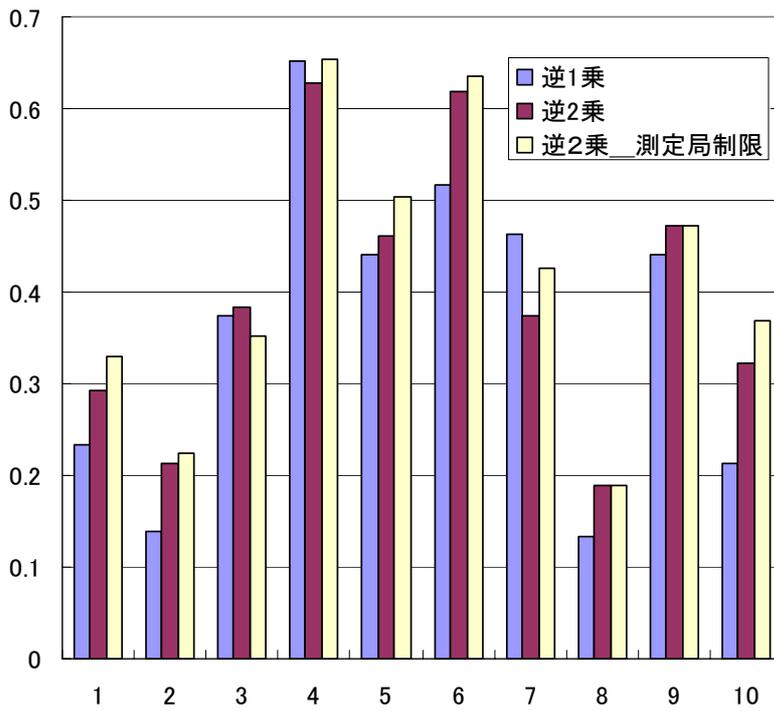
9

10 検討方法：

- 11 ①対象領域（関東地方）のなかから、ランダムに10%の測定局（以下「除外測定局」と記  
12 す）を選び出す  
13 ②除外測定局以外の測定局のデータを用いて各補間方法によりグリッドデータを作成  
14 ③除外測定局のデータで、実測値と補間値を比較する  
15 ④上記を10回（以下「ラン」と呼ぶ）繰り返す

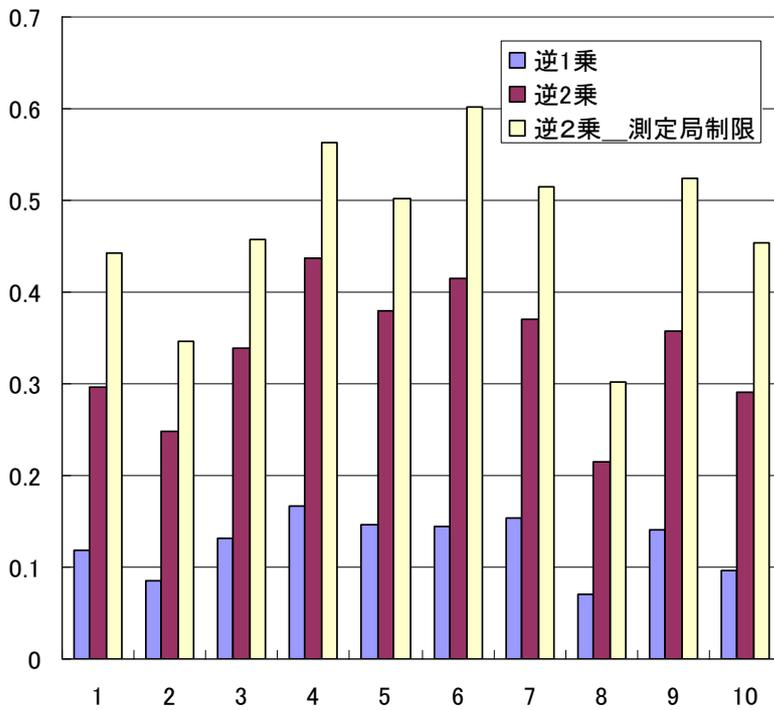
16

17 AOT40 を対象として検討した結果を図 V-14, 図 V-15 に示す。各ランにより、すなわち、ど  
18 の測定局を除外測定局にするかによって結果が大きく異なるが、決定係数は、他の方法に比べ  
19 て「逆1乗重み」でやや小さい傾向がある。実測値を説明変数、補間値を従属変数とする回帰  
20 式の傾きは、「考慮する測定局を20に限定する逆2乗重み」が1に近い。これらの結果から、「考  
21 慮する測定局を20に限定する逆2乗重み」を補間方法として採用することにした。なお、指標  
22 により、適切な補間方法は異なることが考えられるが、本評価書で採用する指標は、5節で述べ  
23 たように、いずれも、注意報発令レベル超過割合と地理的な分布が類似していたので、いずれ  
24 の指標も同一の補間方法を採用することにした。



1

2 図 V-14 AOT40 の決定係数 (横軸：ラン番号, 縦軸：決定係数)



3

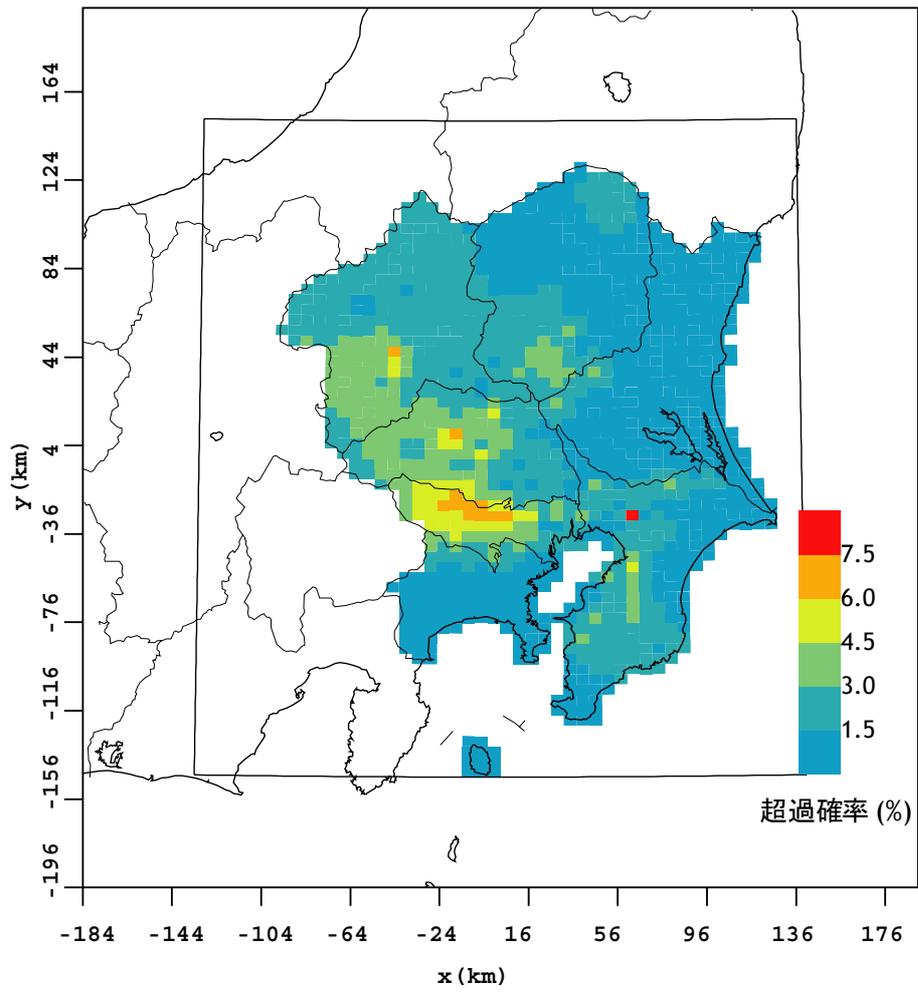
4 図 V-15 AOT40 の  $x:obs$ ,  $y:cal$  としたときの回帰式の傾き (横軸：ラン番号, 縦軸：傾き)

5

1 6.2. 各指標のグリッドデータ作成結果

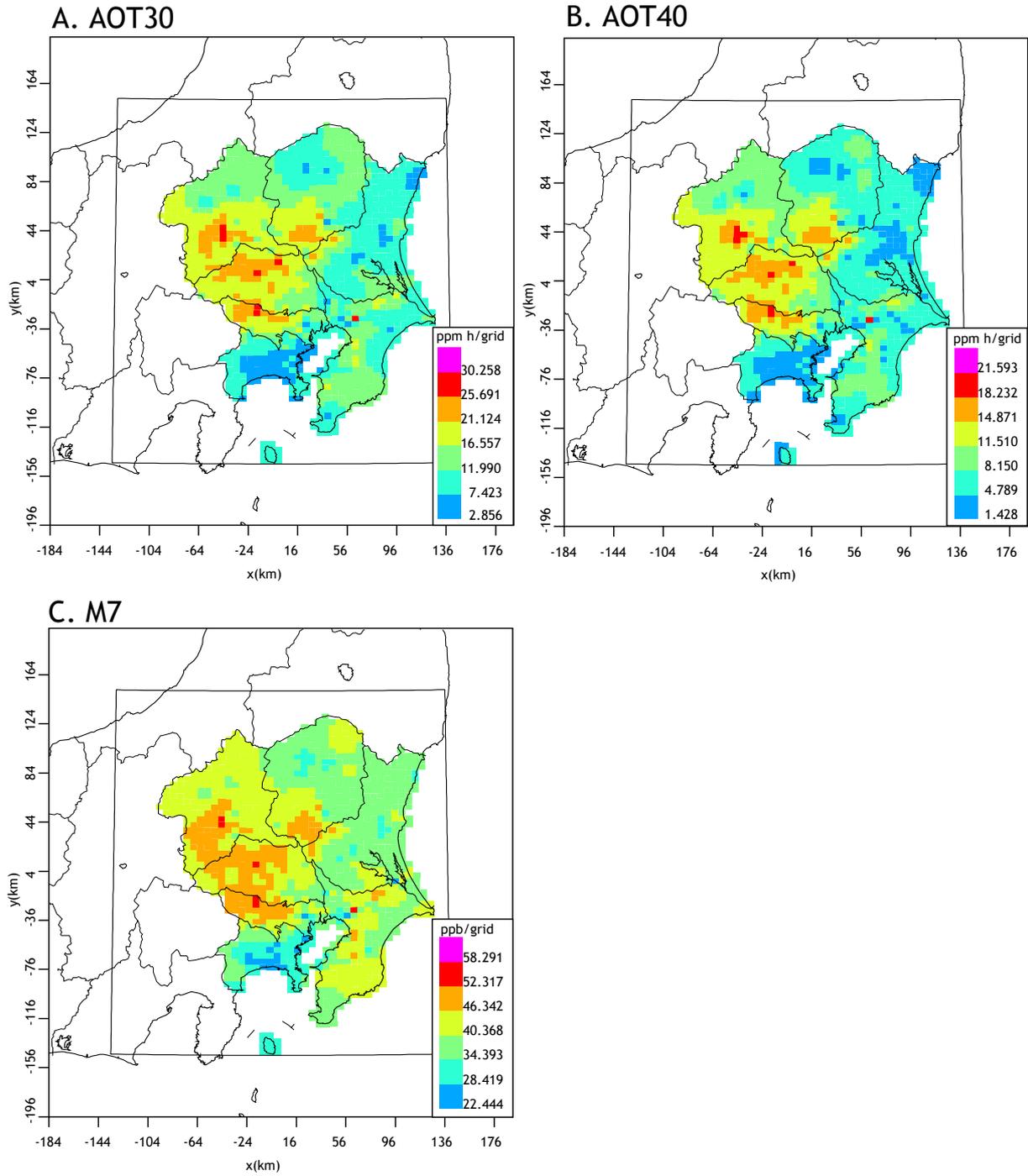
2 「考慮する測定局を 20 に限定する逆 2 乗重み」を採用し、「8 時間値の 80 ppb 超過割合」、  
3 「AOT30」等のグリッドデータを作成した結果を、それぞれ、図 V-16、図 V-17 に示す。作成され  
4 たデータは、第 VI 章においてリスク評価に用いられる。

5  
6



7

8 図 V-16 8時間値の 80 ppb 超過割合グリッドデータ



- 1
- 2
- 3
- 4
- 5
- 6
- 7
- 8
- 9

図 V-17 各暴露指標のグリッドデータ

1 7. 参考文献

2

3 神成 (2006a) . 関東・関西地域における光化学オキシダント濃度の週末効果に関する解析 第1  
4 報 二種類の週末効果反転現象の発見. 大気環境学会誌, 41, 209-219.

5 神成 (2006b) . 関東・関西地域における光化学オキシダント濃度の週末効果に関する解析 第2  
6 報 ダイナミックに変化するオゾン生成レジームの検証. 大気環境学会誌, 41, 220-233.

7 吉門 (2004) . 近年の光化学オキシダント濃度変化の一要因, 大気環境学会誌, 39, 188-199.

## 1 第VI章 リスク評価

2

### 3 1. 評価基準値の設定

4 ヒトに対して、呼吸器系への炎症性変化がみられることから、エンドポイントとして、急性暴  
5 露での呼吸器系に対する影響を採用し、短時間(2時間)の暴露による呼吸器系への影響が生じない  
6 考えられたことから、ヒトの暴露指標として日中 8 時間値を採用した。本評価では、8 時間値と  
7 して、0.08 ppm を推奨する (第 III 章 1.6 項)。

8 また、イネに対して、可視影響と収量減少が確認されたことから、エンドポイントとして、10%  
9 収量減少を採用し、複数の暴露指標の検討から最も決定係数の高い AOT30 (30 ppb を閾値とし  
10 た累積暴露濃度)を採用した。本評価では、AOT30 として、27 ppm h を推奨する (第 III 章 2.4  
11 項)。

12

### 13 2. ヒトに対するリスク評価

14

#### 15 2.1. 室内濃度

16 一般的にオゾン濃度は、室外よりも室内が低いとされている。例えば、Geyh AS. et al. (2000) は、  
17 外気 が  $48.2 \pm 12.2$  (範囲 9.1-82.5) ppb のとき、室内が  $11.8 \pm 9.2$  (範囲 0.5-41.6) ppb であ  
18 ること、他の地区で、外気 が  $60.1 \pm 17.1$  (範囲 3.9-160.1) ppb のとき、室内が  $21.4 \pm 14.8$  (範  
19 囲 0.5-67.8) ppb であることを報告した。他にいくつかの報告があるが、いずれも室内が低い。

20

##### 21 2.1.1. 室内発生源

22 オゾンの室内発生源としては、コピー機、レーザープリンターや空気清浄機が知られている。

23 Allen et al. (1978) は、コピー機から  $48 \sim 158 \mu\text{g}$ /枚のオゾンが発生することを報告した。

24 Selway et al. (1980) も、コピー機から  $<1 \sim 54 \mu\text{g}$ /枚のオゾンが発生することを報告した。国  
25 内の機種を対象として、野崎ら (2001) は、コピー機から  $4.0 \sim 16.0 \mu\text{g}$ /枚のオゾンが発生するこ  
26 とを報告した。

27 Tung ら (2005) は、イオン式空気清浄機からのオゾン発生量を求め、 $71.2 \sim 1,001.9 \text{ ppb/h}$  で  
28 あることを報告した。国内の空気清浄機からのオゾン発生は、房家ら (1997) や野崎 (2002) に  
29 よる調査が行われており、国内においても空気清浄機がオゾンの室内発生源として重要であると  
30 指摘されている。例えば、房家ら (1997) は、14 種類の空気清浄機の内、7 機種からのオゾン発  
31 生を確認し、 $266 \sim 5,100 \mu\text{L/h}$  であることを報告した。

32

##### 33 2.1.2. 空気清浄機からのオゾン発生量

34 一般家庭における空気清浄機の普及率が増加していること (ダイキン 2004, 北海道電力 2000,  
35 松下電器産業 2005, 三菱電機 2005), エアコンに空気清浄機能が搭載され始めていること、空気

1 清浄機が長時間の運転されること（東京電力 2004）、および、建物の気密化がすすんでいること  
2 を考慮すると、一般家庭における暴露量を推定する上で、外気の濃度だけでなく、室内発生源の  
3 寄与による室内濃度についても十分に検討する必要がある。

4 しかしながら、オゾンの室内暴露量を算出する上で、オゾン発生量のデータ数が少なく、また  
5 測定された機種も製造年代が古いため、これらについて補完の必要がある。また、空気清浄機に  
6 よるオゾン分解係数についての知見が不足している。

7 以上のことから、本評価書では、比較的製造年齢の新しい空気清浄機を対象としたチャンバー  
8 試験を行い、チャンバー内オゾン濃度の経時変化の測定より、オゾン発生量、およびオゾン分解  
9 係数の算出を行い、リスク評価のための国内の室内濃度の推定を試みた。

10

#### 11 2.1.2.1. チャンバー実験に供試した空気清浄機

12 2006 年秋に市販されていた、一般に入手しやすい機種を中心に 15 機種 15 台の空気清浄機、  
13 および脱臭機を選択し、2006 年 11～12 月に購入した。また、当研究センター内に設置されてい  
14 た空気清浄機の 10 機種 15 台とあわせ、合計 25 機種 30 台を実験対象とした。表 VI-1 に供試空  
15 気清浄機の一覧を示す。日本電気工業会規格（JEM1467）によると空気清浄機は「脱臭及び集塵  
16 又は集塵だけを目的とする装置」とされており、高電圧を利用して粉塵を荷電し、集塵する「電  
17 気式空気清浄機」と濾材を用いて集塵する「機械式空気清浄機」に分けられている（日本電気工  
18 業会 1995）。本実験に供試した空気清浄機は、電気式（ファンを含む）空気清浄機 7 機種 8 台、  
19 電気式（ファンを含まない、所謂イオン式）空気清浄機 3 機種 3 台、機械式空気清浄機 12 機種  
20 16 台、脱臭機 3 機種 3 台である。機械式空気清浄機のうち、2 機種 3 台は脱臭機能にてプラズマ  
21 放電が用いられている。また、ほとんどの機械式空気清浄機において、マイナスイオン等の付加  
22 機能が搭載されていた。

23 これらの空気清浄機は、数時間の稼働チェックを行い、実験に供した。また、既に利用してい  
24 る空気清浄機に関しては、フィルター等の消耗品を全て新品と交換した後、数時間の稼働チェッ  
25 クを行い、実験に供した。

26

1

2 表 VI-1 オゾン発生量，オゾン分解率の推定に用いた空気清浄機の一覧

番号	供試台数	製造年	集塵	脱臭	付加機能
1	1	2006	電気	電気	
2	1	2004	電気	電気	
3	1	2004	電気	電気	
4	1	2003	電気	電気	マイナスイオン
5	2		電気	電気	
6	1	不明（購入 2006）	電気	電気	マイナスイオン
7	1	2006		電気・紫外線	
8	2	2002 (n=2)	機械	フィルター	マイナスイオン
9	1	不明（購入 2006）	機械	フィルター	マイナスイオン
10	1	2006	機械	電気	
11	2	2004 (n=1), 2005 (n=1)	機械	電気	マイナスイオン
12	2	2001	機械	フィルター	マイナスイオン
13	1	不明（購入 2001）	機械	フィルター	マイナスイオン
14	1	不明（購入不明）	電気	電気	
15	1	2006	イオン	イオン	
16	1	不明（購入 2006）	イオン	イオン	
17	1	不明（購入 2006）		紫外線	
18	1	不明（購入 2006）		電気	
19	1	2006	機械	フィルター	マイナスイオン
20	1	2005	機械	フィルター	マイナスイオン
21	3	2004 (n=2), 2005 (n=1)	機械	フィルター	マイナスイオン
22	1	不明（購入 2006）	イオン	イオン	マイナスイオン
23	1	不明（購入 2006）	機械	フィルター	マイナスイオン
24	1	不明（購入 2006）	機械	フィルター	マイナスイオン
25	1	不明（購入 2006）	機械	フィルター	マイナスイオン

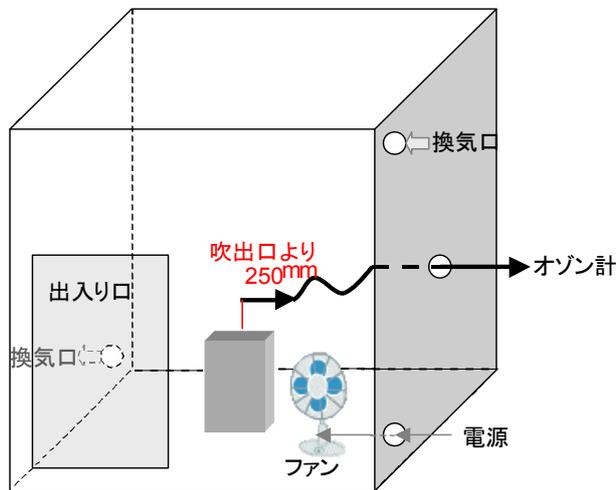
3

4

## 5 2.1.2.2. チャンバー条件，および試験条件

6 茨城県つくば市の研究所の施設内に，図 VI-1 に示した幅 1,500 mm×奥 1,500 mm×高 1,520  
7 mm（容積 3.42 m<sup>3</sup>）のほぼ立方体のステンレスチャンバー2 台を設置した．チャンバーの前面に  
8 テフロンパッキンを設置した出入り口を設け，側面に電源供給用口，測定口，換気率設定用口（換

1 気口)を作成した。このチャンバーは機械換気式で任意の換気率が設定でき、本試験中は 0.1/h  
2 に設定した。また、内部には、攪拌用のファンを設置し、試験中は常に駆動させた。なお、空気  
3 清浄機を用いた試験開始前に、オゾン発生装置(荏原実業、オゾナイザ OZSD-5A)を用いたチャ  
4 ンバー内のオゾン濃度の空間分布の測定を行い、チャンバー内のオゾン濃度がほぼ均一になっ  
5 ていることを確認した。  
6



7

8

図 VI-1 測定用チャンバー

9

10 オゾン濃度は、外気、実験室、チャンバー×2 の合計 4 ヶ所で測定を行った。外気は、チャン  
11 バーを設置した研究所の建屋から、約 10 m 程度離れた地点に立つ独立建屋内に設置したオゾン  
12 計(ダイレック社製モデル 1006-AHJ)にて測定した。測定環境としては、一般的な常時監視局  
13 と同様のものである。この外気濃度は、実験期間を通して日中 8 時間(8:00~16:00)平均値 35 ppb、  
14 日中 12 時間(6:00~18:00)平均値 31 ppb、24 時間値 27 ppb、最大 1 時間値 47 ppb であった。ま  
15 た、実験室内濃度は 2 台のチャンバー間(間隔は約 3 m)の高さ約 1.5m に設置した試料採取口  
16 の濃度とした。この実験室内濃度は、実験中の大部分の期間で 0 ppb であったが、チャンバー開  
17 閉に伴い一時的な上昇が見られ、このとき、最大 10 ppb の値を検出した。ただし、数分以内に 0  
18 ppb へ低下した。チャンバー内のオゾン濃度は、チャンバー内中央に設置した空気清浄機の空気  
19 吹き出し口より、上方、および後方に 25 cm 離し、設置した試料採取口の濃度とした。これらの  
20 室内、チャンバー内濃度をオゾン計(ダイレック社製モデル 1150×2 台、および荏原実業製  
21 EG-2001F×1 台)により測定した。なお、実験室内温度、湿度も同時に測定した。これによると  
22 実験期間(測定時間 824 時間)を通じ、平均  $15 \pm 2$  °C、湿度  $46 \pm 10$  %であった。

23 空気清浄機を設置したチャンバー内オゾン濃度の測定は、一定濃度に達するまで行ったが、一  
24 部の個体では、直線的増加が見られ、一定濃度に達しなかったため、測定限界濃度(1,000 ppb)  
25 まで測定した。

1       なお、空気清浄機は、風量等各種条件を設定することが可能である。本実験では、基本的に機  
2       種固有の自動運転は用いず、風量、および他の付加機能を検討し、最も高いオゾン濃度が検出さ  
3       れた条件にて試験を行った。例えば、運転条件として風量が5段階の機種では、少風量から1、3  
4       と5段階目にあたる運転モードにて予備試験を行い、最も高いオゾン濃度が観測された運転モー  
5       ドで、3回測定した。そのオゾン濃度を用いて、次項の式よりオゾン発生量等を算出した。また、  
6       オゾン発生が見られない空気清浄機は、別途、高濃度オゾンの分解を経時的に観察した。このと  
7       きの運転条件は、最小風量とした。

8

### 9   2.1.2.3.   オゾン発生量、およびオゾン分解率の推定

10       オゾン発生量、およびオゾン分解率は、下記の式より算出した。

11

#### 12   式1

$$13 \quad M = \frac{\lambda R}{1 - e^{-\lambda t}} \times C - nRC_0 - \frac{\lambda R \times e^{-\lambda t}}{1 - e^{-\lambda t}} \times C_1$$

14       [出典：房家ら（1998）]

15

#### 16   式2

$$17 \quad M = \lambda RC_s - nRC_0$$

18

#### 19   式3

$$20 \quad \lambda = \frac{1}{t} \times \ln \frac{C_1}{C}$$

21       ただし、 $C_0 = 0$ としている。

22

23        $C$ : 室内濃度(ppb),  $C_0$ : 外気濃度(ppb),  $C_1$ : 初期濃度(ppb),  $C_s$ : 飽和濃度(ppb),  $\lambda$ : 減衰係数  
24       (1/h) =  $m+n+l$ ,  $n$ : 換気係数(1/h),  $m$ : 吸着係数(1/h),  $l$ : 空気清浄機による除去係数(1/h),  $M$ :  
25       発生量(ml/h),  $R$ : 気積(m<sup>3</sup>)=面積×高さ,  $Q$ : 換気率 (m<sup>3</sup>/h) =  $nR$

26

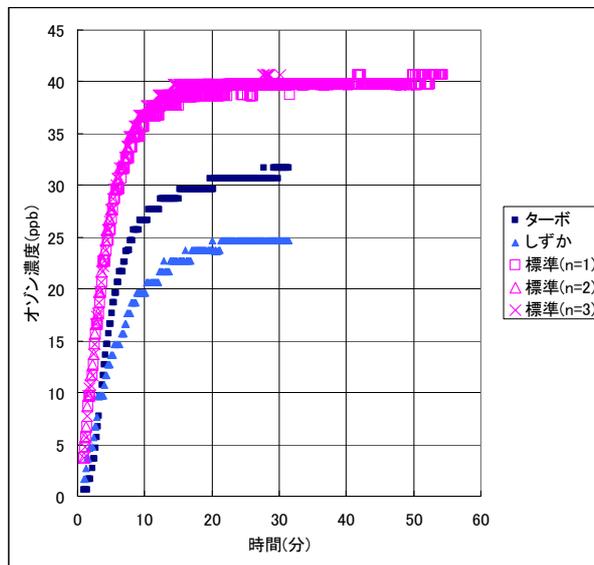
27       オゾン発生があり、濃度が一定となる空気清浄機の場合、式1と式2のオゾン発生量 ( $M$ ) が  
28       等しいとして、空気清浄機によるオゾン除去率 ( $l$ ) を算出し、続いて、式1にてオゾン発生量 ( $M$ )  
29       を算出した。オゾン発生があり、オゾン濃度が一定とならない、すなわち、高濃度まで直線的に  
30       増加する空気清浄機の場合、分解が起こっていない、または、分解係数が無視できるほど小さい  
31       と仮定し、式1よりオゾン発生量を算出した。また、オゾン発生が見られない空気清浄機は、式  
32       3よりオゾン分解係数を算出した。

33       チャンバー内のオゾン濃度測定において、オゾン減衰に係わる項は、式1、式2にも示したよ

1 うに換気回数 ( $n$ ), チャンバーへの吸着係数 ( $m$ ) と空気清浄機による分解係数 ( $l$ ) である. 空  
2 気清浄機による分解係数 ( $l$ ) は数式より算出したが, 空気清浄機からのオゾン発生量を推定する  
3 上で, 残りの 2 項を改めて示す. 換気回数 ( $n$ ) は, 本実験で用いたチャンバーでは, 任意の換気  
4 回数を設定でき, 実験を通じて, 0.1/h と設定した. チャンバーへの吸着係数 ( $m$ ) は, チャン  
5 ー表面における分解・吸着によるものであり, 一定濃度のオゾンをつ入し, 経時的なオゾン濃  
6 度の測定を行い, 算出した.

7 空気清浄機からオゾン発生量の推定のためにオゾンの経時変化を測定した結果の代表例とし  
8 て, No.1, 19, 8-1 の空気清浄機を対象としたオゾン濃度の経時変化を, それぞれ, 図 VI-2, 図  
9 VI-3, 図 VI-4 に示した.

10

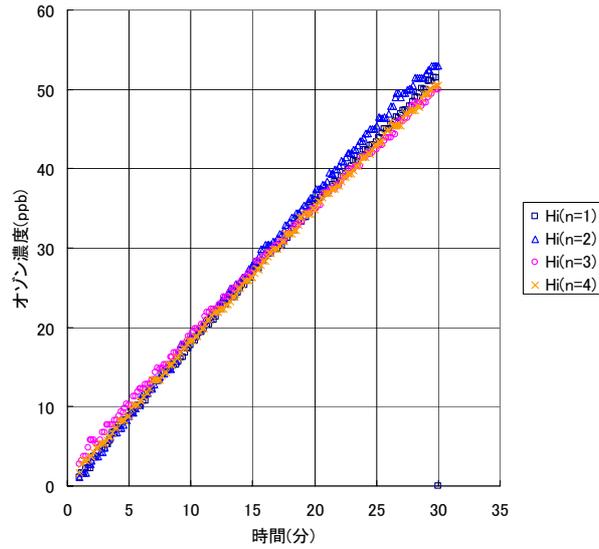


11

12 図 VI-2 空気清浄機 (No.1) によるチャンバー内のオゾン濃度の経時変化 (一定に達する例)

13 注: 「ターボ」は空気清浄機の「ターボ」運転モード (風量 8.0 m<sup>3</sup>/min), 「しずか」は「しずか」  
14 運転モード (風量 1.0 m<sup>3</sup>/min), 「標準」は「標準」運転モード (風量 4.0 m<sup>3</sup>/min)

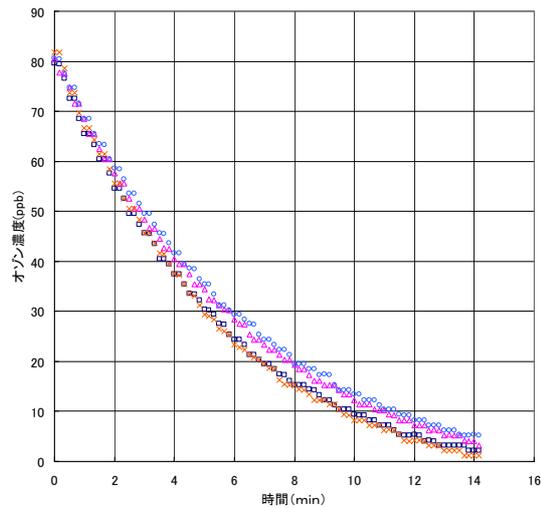
15



1

2 図 VI-3 空気清浄機 (No.15) によるチャンバー内のオゾン濃度の経時変化 (直線増加の例)

3



4

5 図 VI-4 空気清浄機 (No.8-1) によるチャンバー内のオゾン濃度の経時変化 (オゾン発生がない  
6 例)

7

8 No. 1 の空気清浄機は、風量を 5 段階に設定することができ、少風量から 1, 3 と 5 段階目にあ  
9 たる「しずか」、「標準」と「ターボ」を試験し、最も高いオゾン濃度が観測された運転モードで、  
10 3 回測定した。式 1 と式 2 を用いて、空気清浄機からの発生量と分解係数を求めた。なお、この  
11 時、直線的にオゾン濃度が増加する個体 (例えば、図 VI-3 に示した No.15) については、分解  
12 係数を 0 と仮定し、式 1 より、オゾン発生量を推定した。また、図 VI-4 の No8-1 のような分解  
13 のみが見られた場合は、式 3 にて、分解係数を設定した。これらの結果を表 VI-2 に示す。

14

1

2 表 VI-2 空気清浄機におけるオゾン発生量, オゾン分解率の推定結果

番号	発生量( $\mu\text{L/h}$ )	分解係数(1/h)	平衡濃度(ppb)
1	2177(35)	15.32(0.07)	40(0.48)
2	1716(281)	1.11(0.28)	302(84)
3	1408(205)	4.44(0.52)	81(6)
4	490(114)	2.67(1.28)	42(6)
5-1	1194(302)	1.47(0.84)	163(21)
5-2	1795(373)	0.80(0.20)	358(53)
6	2001(175)	0.41(0.26)	-
7	1184(84)	15.52(1.02)	21.28(0.48)
8-1	0	11.77(0.94)	-
8-2	0	9.84(0.91)	-
9	0	7.25(0.75)	-
10	0	25.43(0.19)	-
11-1	0	22.66(0.40)	-
11-2	0	24.23(1.22)	-
12-1	0	12.21(0.89)	-
12-2	0	12.01(2.70)	-
13	0	9.95(0.69)	-
14	0	-	-
15	788(48)	0	-
16	2260(100)	0	-
17	0	-	-
18	515(15)	0	-
19	0	10.40(0.21)	-
21-1	0	8.76(0.34)	-
21-2	0	9.61(0.24)	-
21-3	0	-	-
22	598(21)	0	-
23	0	14.60(0.35)	-
24	0	12.16(0.18)	-
25	0	10.40(0.21)	-

3

1 オゾン発生が見られた空気清浄機、脱臭機は、全てのファンを含む電気式空気清浄機、全ての  
2 ファンを含まない電気式（イオン式）空気清浄機と 2 台の脱臭機であった。

3 注意しなければいけないことは、発生量 0 の個体においても、見かけ上、発生量が 0 であった  
4 ことを示しており、必ずしも、オゾン発生がないことを示すものではない。すなわち、オゾン発  
5 生量を上回るオゾン分解が起こっている可能を示したに過ぎない。したがって、分解係数の高い  
6 空気清浄機では、比較的高いオゾンの発生の可能性がある。

7 これらのオゾン発生量は、130～2,260  $\mu\text{L/h}$  であり、平均オゾン発生量は 1,246  $\mu\text{L/h}$  であった。  
8 チャンバー内のオゾン濃度の上昇が高い個体は、No15, 16, 18, 22 で、これらは、ファンを含  
9 まない電気式（イオン式）空気清浄機と脱臭機であった。これらの個体は、オゾン濃度が直線的  
10 に増加し、また、ファンがなく、オゾン分解に寄与するであろうフィルターもないことから、分  
11 解係数を 0 と仮定したが、その仮定が正しく、分解機構がないために濃度が直線的に増加したも  
12 のと思われた。これに対して、ファンを含む電気式空気清浄機は、ファンを含まない電気式（イ  
13 オン式）空気清浄機よりも高いオゾン発生量が観察された個体もあるが、オゾン分解に係わるフ  
14 ilterが有る、このために、みかけ上のオゾン濃度の増加は少なかった。

15 また、マイナスイオン発生装置の一部はコロナ放電などが用いられており、このコロナ放電は、  
16 オゾン発生機構の一つである。したがって、オゾン発生の可能性があるが、マイナスイオン発生  
17 装置の有無にかかわらず、機械式空気清浄機からのオゾン発生は認められなかった。濃度が検出  
18 限界以下であったことは、先に指摘したように、空気清浄機によるオゾン分解率が影響し、測定  
19 できなかったことを示すものであり、オゾン発生が全くなかったことを示さないが、非常に低い  
20 発生量であったことが示唆された。

21 プラズマ放電による脱臭機能をもつ機械式空気清浄機（No,10, 11-1, 11-2）からのオゾン発生  
22 は認められなかった。プラズマ放電は、オゾン発生の機構の一つであるにもかかわらず、濃度が  
23 検出限界以下であったことは、先に指摘したように、空気清浄機によるオゾン分解率が影響し、  
24 測定できなかったことを示すものであり、オゾン発生が全くなかったことを示さない。なお、デ  
25 ータは示さないが、この個体の活性炭フィルターをはずし、オゾン濃度を測定したが、この場合  
26 においてもオゾン濃度は、上昇せず、見かけ上のオゾン発生は、観察されなかった。

27 以上のことから、室内オゾン濃度を推定する上では、空気清浄機からのオゾン発生量だけでな  
28 く、そのオゾンの分解係数も重要であることが示された。

29

### 30 2.1.3. 室内濃度の推定

31 2.1.2.3 項により求めたオゾン発生量 ( $M$ ) と空気清浄機によるオゾン除去率 ( $I$ ) をもとに、一  
32 般家庭における室内濃度を推定した。室内濃度の推定は、式 1 を変形した下記の式 4 を用いた。

33

34

1 式 4

$$2 \quad C = \frac{n}{\lambda} \times C_0 \times (1 - e^{-\lambda t}) + C_1 \times e^{-\lambda t} + \frac{M}{\lambda R} \times (1 - e^{-\lambda t})$$

3 [出典：房家ら（1998）]

4

5 この式を用いてモンテカルロシミュレーション（試行回数 100 万回）を行った。モンテカルロ  
6 シミュレーションには、Crystall Ball 2000J を用いた。このシミュレーションにおいて用いた、  
7 各種パラメータの設定について、以降に示した。（表 VI-3）。

8

9 表 VI-3 室内濃度推定に用いたパラメータの一覧

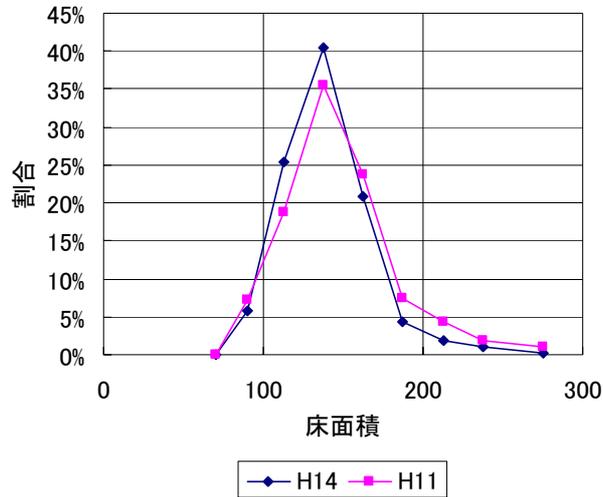
項目		機械式	電気式	イオン式
$C_i$	初期濃度 (ppb)	$C_0$	←	←
$C_0$	外気濃度 (ppb)	日中 8 時間値の測定値へ分布の当てはめ 2002 年の年間 33.71(18.42) 2002 年の夏期 (4/1~9/30) 38.78 (20.94)	←	←
$t$	時間 (h)	8 時間 (固定)	←	←
$\lambda$	減衰係数 (1/h)	$n+m+l$	←	$n+m$
$n$	換気係数 (1/h)	対数正規 0.9 (1.6)	←	←
$m$	吸着係数 (1/h)	対数正規 2.4 (1.51)	←	←
$l$	分解係数 (1/h)	対数正規 12.4 (1.43)	対数正規 2.50 (3.48)	0
$R$	気積 (m <sup>3</sup> )	面積×高さ	←	←
	高さ (m)	0.0192×面積+1.968	←	←
	面積 (m <sup>2</sup> )	正規 19.8 (7.81)	←	←
$M$	発生量(mL/h)	0	対数正規 1445 (1.55)	対数正規 861 (1.78)
	シェア	19.91 %	5.08 %	2.84 %

10

11 一居室当たりの床面積は、平成 15 年住宅・土地統計調査の確報集計結果（総務省）の全国値の  
12 1 住宅当たり延べ面積と 1 住宅当たり居住室数より算出した。19.8 m<sup>2</sup>/部屋である。この分布は、  
13 平成 15 年住宅・土地統計調査の確報集計結果（総務省）や平成 14 年度住宅・建築主要データ調  
14 査（住宅金融公庫）より、床面積や建築面積が正規分布と考えられたことから、居室についても  
15 同様の仮定を採用することに問題は少ないと判断した。平成 15 年住宅・土地統計調査の確報集計

1 結果(総務省)による一戸建の延べ床面積の頻度分布データより算出した変動係数(CV)が39.27%  
 2 であり,これが一居室当たりの床面積の変動係数と同様であると仮定し,標準偏差を求めた.こ  
 3 れによると7.81 m<sup>3</sup>である.

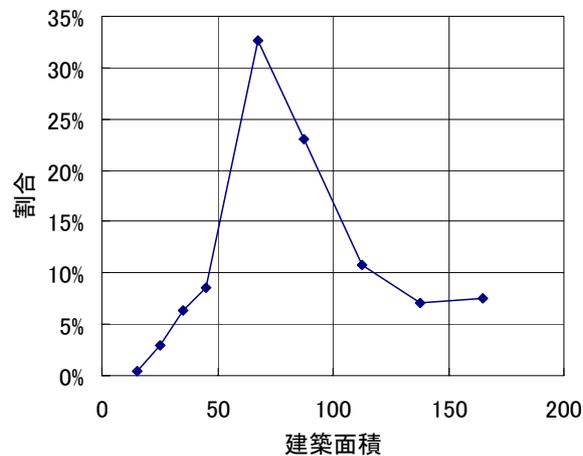
4



5

6 図 VI-5 住宅金融公庫による住宅の延べ床面積の分布

7



8

9 図 VI-6 平成15年住宅・土地統計調査による住宅の建築面積の分布

10

11 室内の高さは,統計情報がない.建築基準法施行令第二十一条では,平均2.1 m以上,住宅金  
 12 融公庫の公庫住宅等基礎基準では,共同住宅の居住室の天井高さは平均2.3 m以上となっている  
 13 ことから,この辺りの数値が下限値であろう.また,直感的に床面積と弱い相関関係がありそう  
 14 だと考えた.以下の式を用いた.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28

## 式 5

$$\text{高さ} = 0.0192 \times \text{面積} + 1.968$$

吸着係数は、住環境の違いを考え、房家ら（1998）による国内の実測値（1.4, 2.6, 3.8）より、対数正規を仮定し、幾何平均が 2.4 /h、幾何標準偏差 1.51 の分布を持つ値とした。また、参考として、正規分布と仮定した場合についてもモンテカルロシミュレーションを行った（ $2.6 \pm 0.98$ ,  $>0.5$ ）。

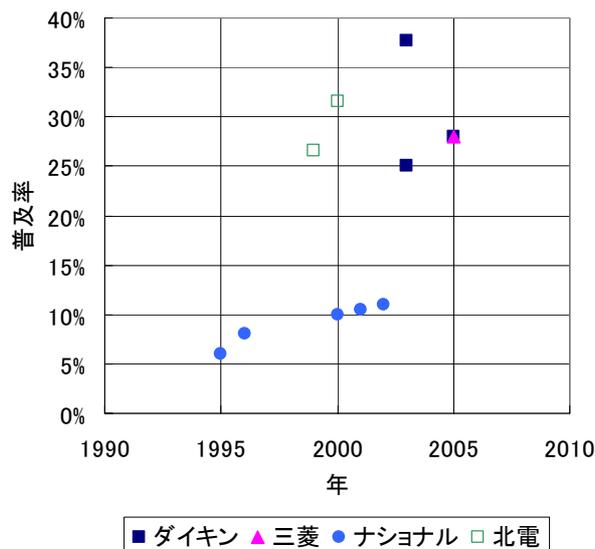
機械式空気清浄機の分解係数を元に分解係数を設定した。風量との相関を検討したが、弱い正の相関（ $r^2=0.639$ ）があったが、大風量の空気清浄機が、高い分解係数だったことによるものであり、この 3 データを除くと、決定係数は、0.016 となり、関連性は見いだせなかった。このため、この対数正規を仮定し、実験結果より、幾何平均が 12.4 /h、幾何標準偏差 1.43 の分布を持つ値とした。電気式空気清浄機も同様に幾何平均 2.50、幾何標準偏差 3.48 とした。また、イオン式空気清浄機は、分解係数を設定しなかった。

発生量は、対数正規分布を仮定して、それぞれの空気清浄機種別の幾何平均値、幾何標準偏差を算出した。

外気濃度は、2002 年の年間平均値と濃度が高いと予想された 4/1～9/30（夏期）の 2 つを用いた。集計範囲は、関東地区（334 測定局）である。

最終的な室内濃度は、空気清浄機のシェアに応じて合成した、確率分布を結果とした。空気清浄機の普及率は、松下電器産業以外のデータはほぼ一致していたことから（図 VI-7）、ダイキンによる 2003 年度のはずれ値 37.7%を除いた、それ以外の値をもとに平均値を算出した。電気集塵式空気清浄機を主として生産している企業のシェア（18.30%）を電気式に、統計的に「その他」の項目のシェア（10.20%）をイオン式と仮定し、2002 年度の普及率を 28%として、国内の一般家庭の暴露濃度を推定した。上記の仮定では、約 72%の家庭では、空気清浄機を使用していず、換気によるオゾンの侵入と部屋の表面等によるオゾンの分解により室内濃度が決定する。

なお、本評価では、①一般世帯の部屋数を 1（部屋の容積は一般的な一室を基準としている）、②その部屋で 24 時間居住、③空気清浄機は 24 時間稼働、④複数の空気清浄機を所持していないことを仮定した。



1

2

図 VI-7 空気清浄機の国内シェア

3

4

5

6

7

8

9

10

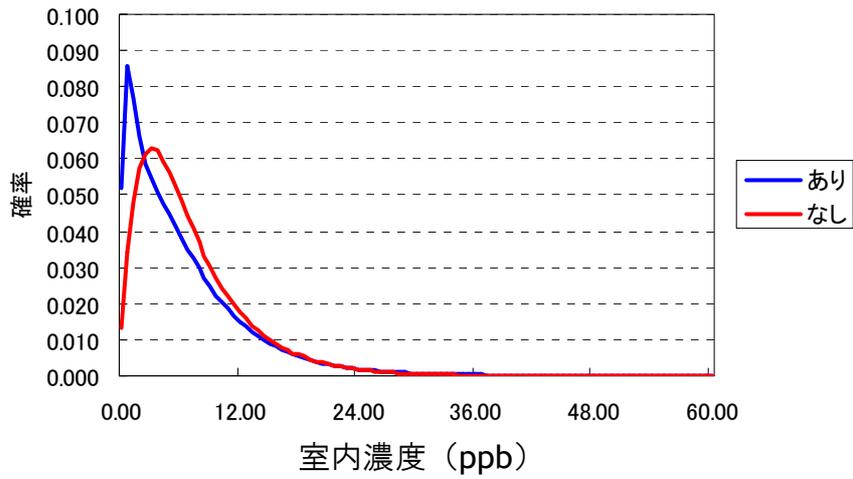
11

12

13

結果を以下の図 VI-8, 図 VI-9, 図 VI-10 に示した. 空気清浄機の有無によって, 室内濃度の分布形状が異なることが分かる. 夏期の関東地区の大気中濃度を外気濃度として用いた室内濃度の推定結果では, 空気清浄機なしで,  $7.32 \pm 5.47$  ppb, 空気清浄機ありで  $6.96 \pm 50.22$  ppb であった. すなわち, 室内濃度の平均は, 空気清浄機の有無により大きく変化しないが, 標準偏差は大きく異なり, 室内濃度の分布は広がる. これは, 図 VI-9 の空気清浄機なしに比べて, 空気清浄機ありでは低濃度側のピークが見られること, 図 VI-10 に示したように高濃度側では, 空気清浄機ありの室内濃度のみの分布であることに依存する. 前者は, 機械式空気清浄機のオゾン分解によるもの, 後者は, 電気式・イオン式空気清浄機からのオゾン発生によるものと考えられる.

1

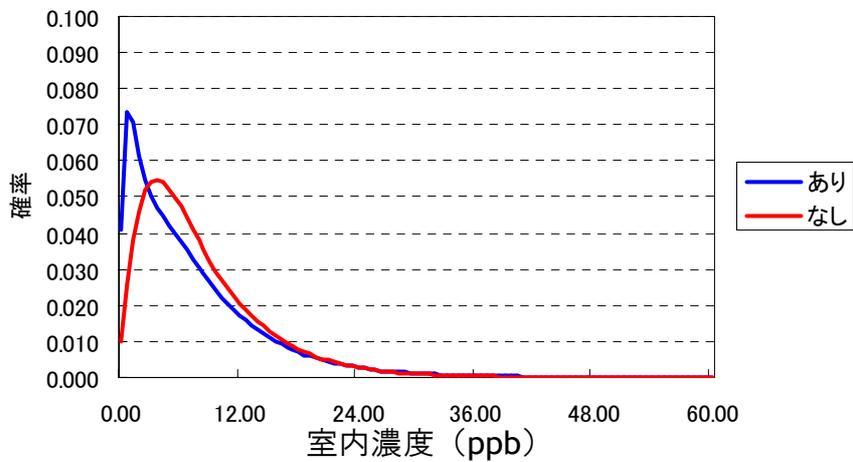


2

3 図 VI-8 2002 年の関東地区の外気濃度を用いた, 空気清浄機の有無が与える室内濃度の影響(低  
4 濃度側)

5

6

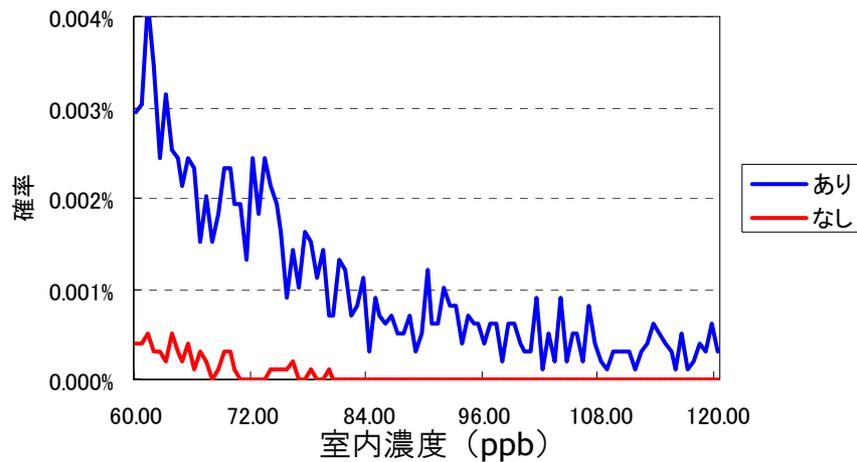


7

8 図 VI-9 2002 年夏期の関東地区の外気濃度を用いた, 空気清浄機の有無が与える室内濃度の影  
9 響 (低濃度側)

10

11



1  
2 図 VI-10 2002 年夏期の関東地区の外気濃度を用いた，空気清浄機の有無が与える室内濃度の  
3 影響（高濃度側）

4  
5 なお，参考のために，関東地区における指針値を超過する確率を算出した（表 VI-4）．夏季日  
6 中 8 時間値 60 ppb を指針値とした場合，超過確率は 0.14%（年間日中 8 時間値の場合は 0.13%）  
7 であり，また，80 ppb では，0.07%，120 ppb では，0.04%であった．関東地区の世帯数は 2005  
8 年度の国勢調査で 17,247,291 であり，一世帯当たりの人数を 2.457 人とすると，0.14%で 59,331  
9 人，0.07%で 29,666 人，0.04%で 16,952 人であった．なお，この推定では，一世帯に一部屋し  
10 がなく，その部屋で空気清浄機を 24 時間稼働しており，その部屋で居住している仮定で算出して  
11 いることに留意して頂きたい。

12  
13 表 VI-4 基準濃度の超過確率

濃度 (ppb)	2002 年		2002 年夏期	
	空気清浄機 なし	空気清浄機 あり	空気清浄機 なし	空気清浄機 あり
	60	0.00 %	0.13 %	0.01 %
80	0.00 %	0.07 %	0.00 %	0.07 %
120	0.00 %	0.04 %	0.00 %	0.04 %
240	0.00 %	0.01 %	0.00 %	0.02 %

14  
15 より詳細な解析を行うためには，空気清浄機だけでなく，エアコンによる換気率，オゾン発生量  
16 とオゾン分解能を明らかにする必要がある．しかしながら，空気清浄機能が付加されたエアコン  
17 の普及率が高くないこと，例えオゾンが発生したとしても，直接室内へ放出される機構となって

1 いないと考えられること、そのため、オゾン分解能が空気清浄機よりも高いことから、重大な寄  
2 与は示さないと考えられる。

3 また、今回、8時間値 60 ppb, 80 ppb, 120 ppb, 240 ppb を指針値として、室内濃度を検討し  
4 たが、指針値は大気中濃度を基準として設定された値であることに注意すべきである。例えば、  
5 ヒトに対してのチャンバー試験により算出された指針値の場合、この試験の暴露濃度は、室内濃  
6 度と同様の値と考えることに矛盾はないが、疫学調査（メタアナリシスを含む）の場合は、暴露  
7 濃度が大気中濃度であることが多く、この暴露濃度より設定した指針値を室内濃度と直接比較す  
8 ることは出来ない。本研究で用いた関東地区の 2002 年夏季の平均濃度は  $38.78 \pm 20.94$  ppb であ  
9 るが、室内濃度は、空気清浄機なしで、 $7.32 \pm 5.47$  ppb、空気清浄機ありで  $6.96 \pm 50.22$ ppb と  
10 推定された。また、過去の個人暴露の研究、および外気と室内濃度の比較においても大気中濃度  
11 と室内濃度では、室内濃度が低い。したがって、疫学調査で指摘されているオゾン影響は、より  
12 低濃度でも現れ、また、死亡率の増加もより傾きが高くなるものと考えられる。

13 室内発生源を考慮した、室内濃度推定において、不確実性が残るものの、室内濃度は大気中濃  
14 度と比較して低く、また、ヒトに対する有害性が急性に関するものであることから、オゾン暴露  
15 量の推定上、特段の考慮を必要としない。すなわち、オゾンのヒトに対する有害性が問題となる  
16 のは、外気に触れるときのみと考えられる。したがって、大気中濃度の分布がより重要である。  
17 以上のことから、本評価書では、オゾンの暴露濃度として大気中濃度を採用する。

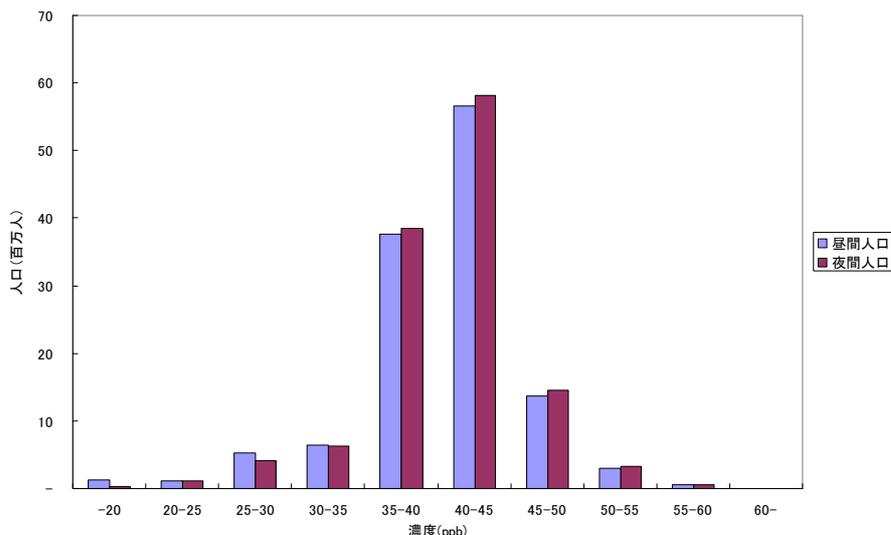
18

## 19 2.2. 暴露人口

20 現在までの詳細リスク評価書シリーズと同様に居住者（夜間人口）を対象とする予定であった  
21 が、オゾンの影響を受けるのは、主として昼間であること、懸念されるヒト有害影響が急性影響  
22 であることから、この時間帯の暴露人口の地域分布を考慮するためには昼間人口を採用すること  
23 が合理的であると、本評価書では判断した。以下に昼間人口と夜間人口についての考察を示した。

24 2002 年度の夏期の 8 時間値を指標とした昼間人口と夜間人口による暴露人口分布を図 VI-11  
25 に示した。これによると国内全域を対象とした場合、分布形状に大きな違いがない。表 VI-5 に  
26 全人口に対する濃度別人口比率、および夜間／昼間人口比を示した。これによると図 VI-11 と同  
27 様に分布形状に大きな違いがないが、低濃度側で昼間人口が多く、高濃度側で夜間人口が多いこ  
28 とが明らかで、空間分布に異なりがある。

29



1

2 図 VI-11 2002 年度夏期の 8 時間平均に基づく昼間人口と夜間人口の比較

3

4 表 VI-5 2002 年度夏期の 8 時間平均に基づく昼間人口と夜間人口の比較

濃度	昼間人口	夜間人口	夜間人口／昼間人口比
-20	1.05%	0.25%	0.24
20-25	0.90%	0.88%	0.98
25-30	4.21%	3.25%	0.78
30-35	5.10%	4.95%	0.98
35-40	29.94%	30.28%	1.02
40-45	45.14%	45.84%	1.03
45-50	10.86%	11.48%	1.07
50-55	2.36%	2.60%	1.11
55-60	0.41%	0.45%	1.11
60-	0.02%	0.02%	1.29

5

6

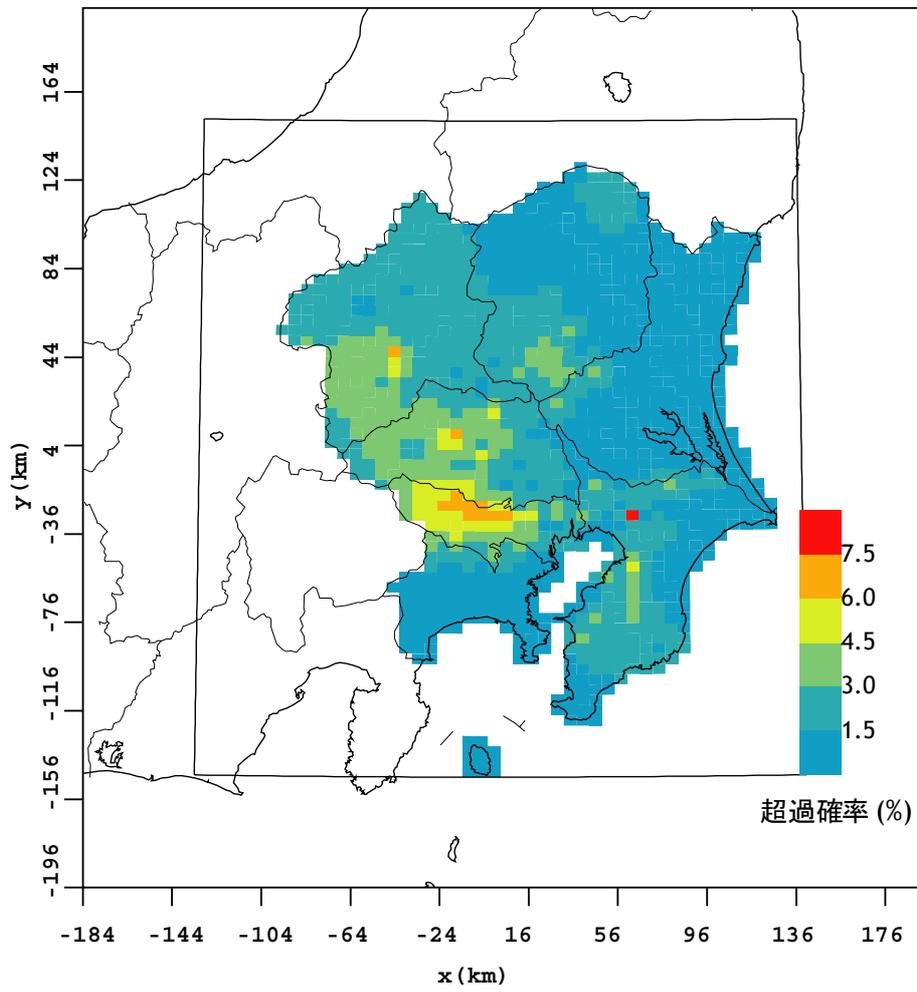
7 2.3. ヒト健康リスクの評価

8

9 関東地区を対象として、年間の総測定日のうち、日中 8 時間値が 80 ppb を超えた日の割合の空  
 10 間分布について示す (図 VI-12)。超過割合は、東京都の多摩地区と埼玉県との境界付近から群馬県  
 11 にかけて高い地区が点在しており、なかでも、東京多摩地区と埼玉県との境界付近では、超過割  
 12 合が 6～7.5 %であり、健康への影響が特に懸念された (図 VI-12)。これらの超過割合が 6 %以  
 13 上のグリッドの昼間人口は 960 千人であり (図 VI-13)、関東の昼間人口の 2 %であった。また、  
 14 超過確率が 3%以上のグリッドの昼間人口は、9,110 千人で、これは関東の昼間人口の 23%を占め  
 15 る。

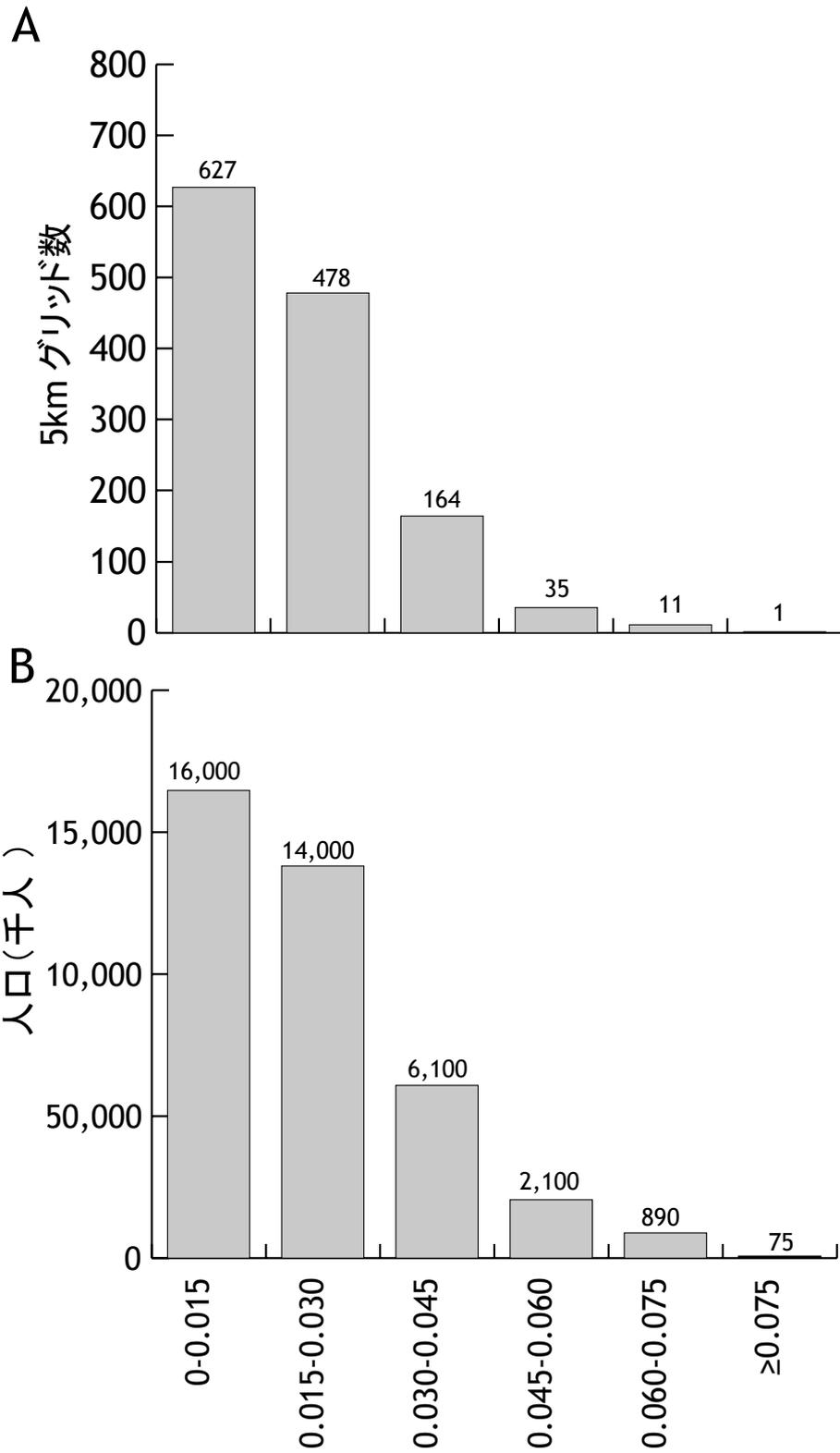
16 以上のことから、現状の大気中濃度は、ヒトに対する有害性影響が懸念されるレベルであると  
 17 考えられる。

1  
2



3  
4  
5  
6

図 VI-12 2002 年における関東地域の日中 8 時間値が 80ppb を超過する確率の分布



日中8時間値が80ppbを超過確率

図 VI-13 日中8時間値が80ppbを超過する確率別グリッド数と昼間人口

- 1
- 2
- 3 A : 5km グリッド数, B : 昼間人口
- 4

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30

## 2.4. ヒト健康リスク評価の問題点.

本評価では、暴露人口として昼間人口を用いた。この昼間人口は、屋内、屋外の区別はなく、必ずしも外気を吸入していない可能性があるが、すべてのヒトが外気を吸入する仮定を採用した。したがって、過大評価の可能性はある。

また、本評価では、昼間人口を用いたので、高濃度グリッドを通過するヒトが評価されていない。

## 3. 農作物の減収影響

### 3.1. 算出条件

暴露－反応関係式と期間別オゾン濃度により減収効果を見積もる。

#### 3.1.1. イネの暴露反応関係式

暴露反応関係式により、算出される減収率、減収量が異なることから、本評価書では、AOT30、AOT40、日中7時間値(M7)の3つの暴露指標に基づき、暴露反応関係式を用いた(表 VI-6)。これは、推定の不確実性が高いためのものである。なお、M7のみ、バックグラウンドとして20 ppbを仮定していることに留意が必要である。

表 VI-6 本章で用いたイネの暴露反応関係式

暴露指標	暴露反応関係式	出典
AOT30	$-3.634 \times 10^{-6} \times \text{AOT30} + 0.9981$	本評価(第III章 2.3.1.2項)
AOT40	$-4.107 \times 10^{-6} \times \text{AOT40} + 0.9975$	本評価(第III章 2.3.1.2項)
M7	$1 - \exp[-0.0018 \times (\text{M7} - 20)]$	高木&大原(2002)

#### 3.1.2. メッシュ別のイネ収量データベースの作成

地理情報システム(GIS)ソフトである、空間情報システムv6.2を用いて、メッシュ別自治体面積を算出した。このデータと平成9年の土地利用メッシュ(国土交通省国土計画局、「国土数値情報」)の「田」を、メッシュの自治体比率に案分し、自治体別の「田」の総計面積を算出した。次に、自治体別イネの収量(農林水産省大臣官房統計部、「農林水産統計情報総合データベース」)より、対象年度である2002年の全国の市町村別のイネの収穫量をダウンロードし、これを自治体別の「田」面積に割り付けた。すなわち、単位面積あたりのイネの収穫量データベースを作成した。この数値のを元にメッシュ別の収量データを作成した。

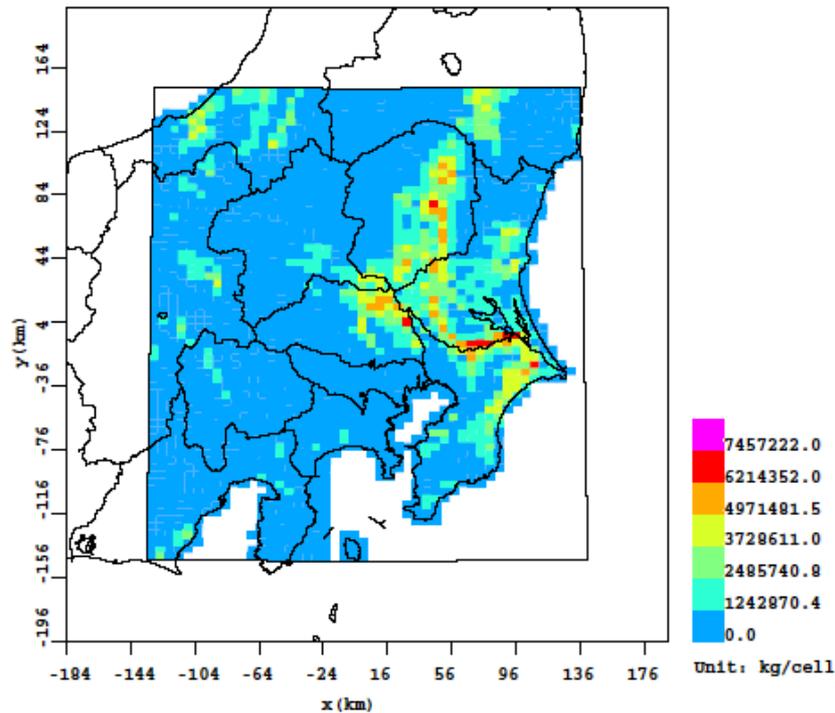


図 VI-14 2002 年度における関東地域のコメの収量

### 3.1.3. 暴露濃度

暴露指標別暴露濃度の推定方法は、第 V 章 6 節に述べた。

### 3.2. 農作物の減収率、減収量の評価結果

本項では、2002 年度における関東地域のコメの減収率・減収量を推定した。関東地域のグリッドあたりの平均減収率は 5.19 % (AOT30), 3.85% (AOT40), 3.67 % (M7) で、最も AOT30 が高い結果となった (図 VI-15)。また、グリッドあたりの平均減収量は 57 t (AOT30), 41 t (AOT40), 40 t (M7) であった (図 VI-16)。これも、減収率が高い AOT30 が最も高かった。この一因は、減収の基準、すなわち相対収量が 1 となる濃度が異なることによる。AOT30 と AOT40 は、バックグラウンドを想定していない。対して、M7 は 20 ppb をバックグラウンドと仮定している。既存の研究においても、20 ppb や 25 ppb をバックグラウンドとする評価 (Adams et al 1989, 高木と大原 2003) がある一方、バックグラウンドを考慮しない評価もある (Mills et al 2002)。なお、イネの生物学的な閾値は現在確認されておらず、バックグラウンドとして採用された 20 ppb や 25 ppb に根拠があるわけではない。

参考までに、コメの単価を 2002 年度の平均取引価格である 14,370 円/60kg と仮定した場合の経済損失について検討した。オゾンによる減収に伴うグリッド別平均損失額は 14 百万円 (AOT30), 10 百万 (AOT40), 10 百万 (M7) であり (表 VI-7)、関東地区の総損失額は 18,191

1 百万円 (AOT30), 13,206 百万 (AOT40), 12,856 百万 (M7) であった。  
 2 いずれの暴露指標を用いた場合でも, オゾンの暴露によりイネの生産量が減少しており, その  
 3 損失額も少なくないことが示された。ただし, 損失額の根拠となった金額が平均取引価格である  
 4 ことに留意する必要がある。

6 表 VI-7 推定された減収率にもとづく, 関東地区におけるイネの減収に伴う損失額の比較

評価者 評価対象年	本評価書			米倉ら	高木と大原	小林				
	2002			2000	1996	1981	1982	1983	1984	1985
	AOT30	AOT40	M7							
平均減収率 (%)	5.19	3.85	3.67	10	3.6					
平均減収量 (t)	57	41	40							
減収量 (万 t)	7.6	5.5	5.4		5.3	2.8	2.0	3.4	7.0	7.8
損失額 (億円)	182	132	129		142					
備考	生産費									

7 [出典: 小林 (1999), 高木と大原 (2003), 米倉ら (2005)]

8

9 推定された減収率, 減収量は, 暴露指標 (AOT30, AOT40, M7) によって異なるものの, 定  
 10 性的には, オゾンによりイネの収量が減少することが示された。現状の大気中オゾン濃度は, イ  
 11 ネに対する有害性影響が懸念されるレベルである可能性が考えられる。

12

13

14

15

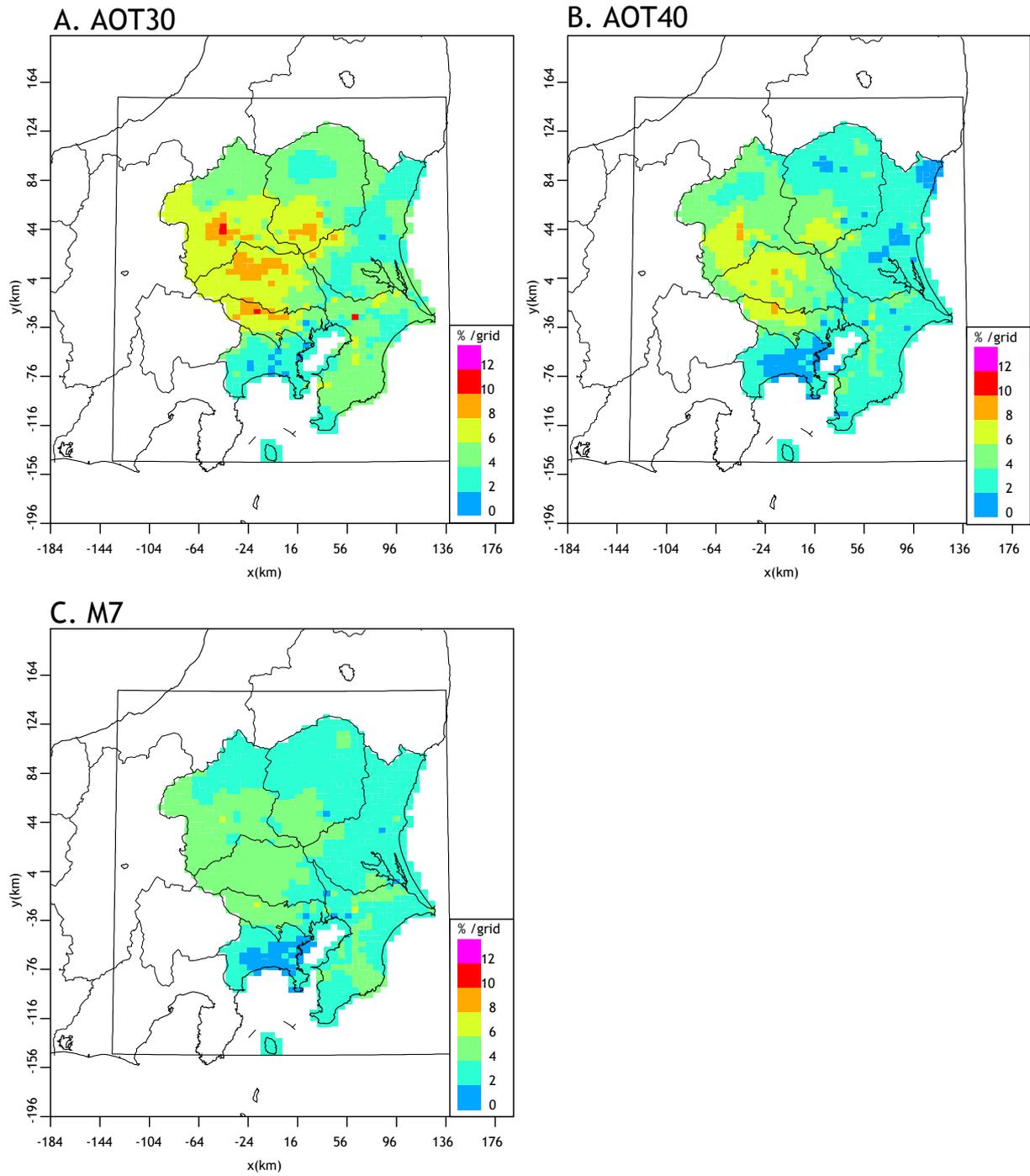
16

17

18

19

20



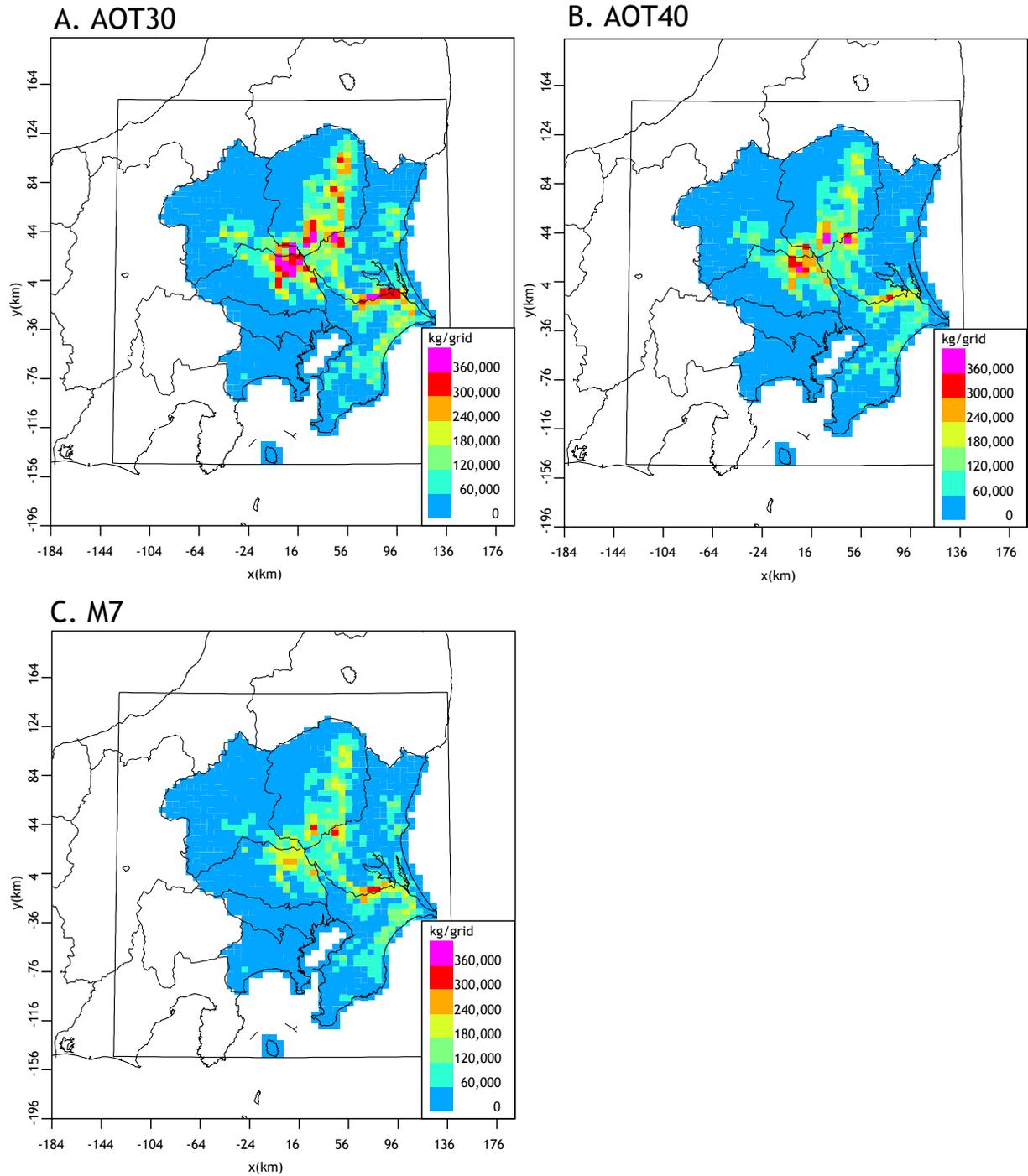
1

2

図 VI-15 2002 年度における関東地域のコメの減収率

3

4



1

2

図 VI-16 2002 年度における関東地域のコメの減収量

3

4. 参考文献

5 国土交通省国土計画局. 国土数値情報「平成 9 年土地利用メッシュ」. <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>

6 (アクセス日 2007.03.23).

7 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(3):162-175.

8 住宅金融公庫. 平成 14 年度住宅・建築主要データ調査.

- 1 住宅金融公庫. 公庫住宅等基礎基準. <http://www.jyukou.go.jp/yusi/koukojutaku/pdf/kijun01.pdf>  
2 (アクセス日 2007.03.23).
- 3 総務省統計局. 平成 12 年国勢調査. <http://www.stat.go.jp/data/kokusei/> (アクセス日 2007.03.23)  
4 総務省統計局. 平成 15 年住宅・土地統計調査の確報集計結果.  
5 <http://www.stat.go.jp/data/jyutaku/2003/index.htm> (アクセス日 2007.03.23).
- 6 ダイキン (2004). 「フラッシュストリーマ光クリエール」2 機種新発売. ダイキン  
7 <http://www.daikin.co.jp/press/2004/040817/index.html> (アクセス日 2007.03.23).
- 8 高木健作, 大原利眞 (2003). 関東地域におけるオゾンによる植物影響評価—ダメージ関数を用  
9 いたインパクト推計—. 大気環境学会誌 38:(4)205-216.
- 10 東京電力 (2004). TEPCO 暮らしのラボ「電気で快適生活術 vol.1 きれいな空気で過ごす」.  
11 <http://www.tepco-switch.com/life/labo/comfortable/vol1/02-j.html> (アクセス日  
12 2007.03.23).
- 13 野崎 (2002). 脱臭機・空気清浄機・コピー機からのオゾン発生機構に関する研究. 平成 13 年度  
14 厚生科学研究補助金 生活安全総合研究事業 研究成果報告書
- 15 農林水産省大臣官房統計部. 農林水産統計情報総合データベース「平成 14 年産農林水産関係市町  
16 村別データ」. <http://www.tdb.maff.go.jp/toukei/toukei> (アクセス日 2007.03.23).
- 17 日本電機工業会 (1995). 日本電気工業会規格「家庭用空気清浄機」(JEM1467)
- 18 北海道電力 (2000). 北海道における電気機器普及率について. 北海道電力  
19 <http://www.hepco.co.jp/press/h12/0227.html> (アクセス日 2006.10.12).
- 20 房家正博, 雨谷敬史, 松下秀鶴, 相馬光之 (1997). 空気清浄機から発生するオゾンとその室内  
21 濃度に与える要因. 環境化学 8(4):823-830.
- 22 松下電器産業 (2005). 空気清浄機開発ストーリー. 松下電器産業  
23 <http://panasonic.co.jp/products/story/air-cleaner/case04/case04.html> (アクセス日  
24 2007.03.23).
- 25 三菱電機 (2005). 空気清浄機「プラズマツハ」新商品発売のお知らせ. 三菱電機  
26 <http://www.mitsubishielectric.co.jp/news-data/2005/pdf/0823-b.pdf> (アクセス日  
27 2007.03.23).
- 28 米倉哲志, 嶋田知英, 三輪誠, 伊豆田猛, 小川和雄 (2005). 9 品種のイネの収量に及ぼすオゾ  
29 ンの影響 (1) 関東地方におけるイネの収量に対するオゾン影響の予測. 大気環境学会  
30 年会講演要旨集 46:311.
- 31 Adams RM, Glycer JD, Johnson SL, McCarl BA (1989). A reassessment of the economic effects  
32 of ozone on U.S. agriculture. *Journal of the Air Pollution Control Association*  
33 39:960-968.
- 34 Allen RJ, Wadden RA, Ross ED (1978). Characterization of potential indoor sources of ozone.  
35 *American Industrial Hygiene Association Journal* 39(6):466 – 471.

1 Geyh AS, Xue J, Ozkaynak H, Spengler JD (2000) The harvard southern california chronic  
2 ozone exposure study: assessing ozone exposure of grade-school-age children in two  
3 southern california communities *Environmental Health Perspectives*  
4 108(3):265-270.

5 Mills G, Holland M, Buse A, Cinderby S, Hayes F, Emberson L, Cambridge H, Ashmore M,  
6 Terry A (2002). Introducing response modifying factors into a risk assessment for  
7 ozone effects on crops in Europe. Karlsson PE, Selldén G, Pleijel H, eds. Establishing  
8 Ozone Critical Levels II 2003. UNECE Workshop Report. IVL report B 1523. IVL  
9 Swedish Environmental Research Institute, Gothenburg, Sweden. pp. 74-88.

10 Selway MD, Allen RJ, Wadden RA (1980). Ozone production from photocopying machines.  
11 *American Industrial Hygiene Association Journal* 41(6):455-459.

12 Tung TCW, Niu JL, Burnett J, Hung K (2005) Determination of ozone emission from a  
13 domestic air cleaner and decay parameters using environmental chamber tests.  
14 *Indoor and Built Environment* 14(1): 29-37.

15  
16

1 第VII章 削減対策オプションの評価

2

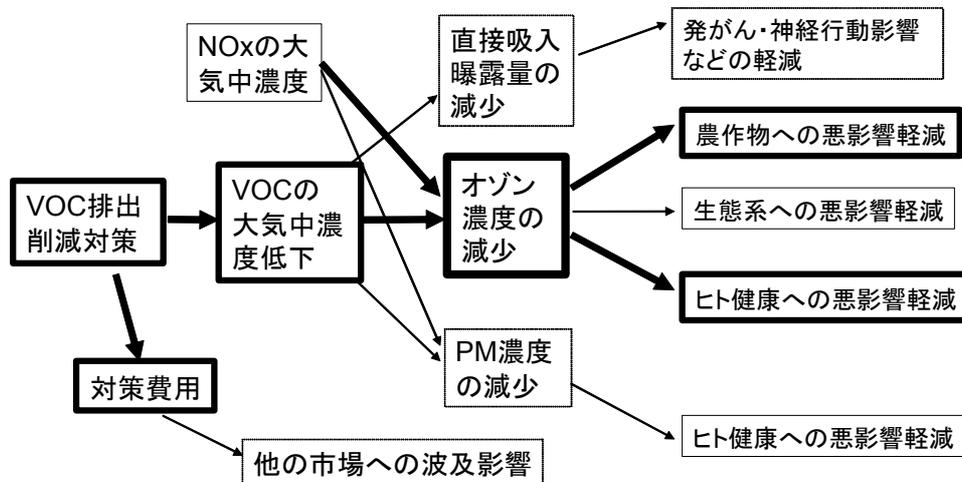
3 1. 削減対策の評価

4

5 1.1. VOC 排出削減対策の評価

6 本詳細評価書では、オゾン暴露を低減するために、VOC の排出を削減する対策をとりあげ、そ  
7 の費用対効果の推計を試みる。図 VII-1 は VOC 排出削減対策の波及経路であり、太い線で囲ん  
8 だところが、定量的な推計を実施する経路である。

9



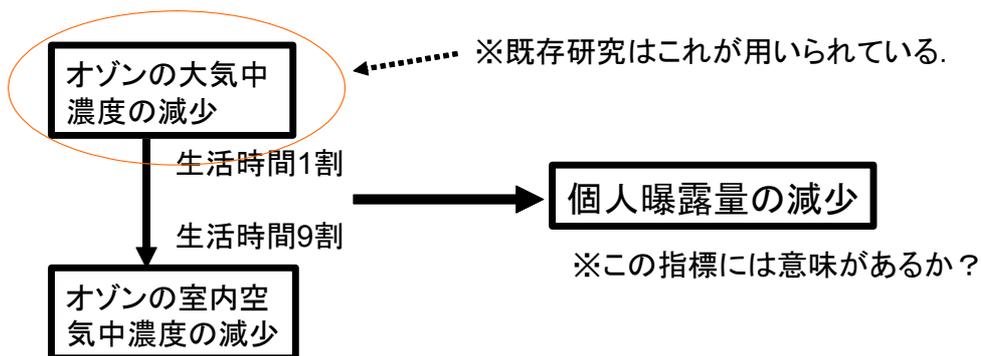
10

11

図 VII-1 VOC 排出削減の波及経路

12

13 次に、オゾン暴露の削減の効果の指標について検討する（図 VII-2）。疫学調査や先に紹介した  
14 定量化では、オゾン暴露の指標として、オゾンの大気中濃度の減少が用いられている。しかし、  
15 ヒトは屋外で生活する時間は1割で、残り9割程度は室内で過ごす。室内オゾン濃度は、屋外よ  
16 りも低いこと、屋外での呼吸率は室内よりも大きいことなどを考慮して、個人暴露濃度を推計し、  
17 暴露の指標とすることも考えられる。しかし、推計に用いる疫学調査が、個人暴露濃度ではなく、  
18 大気中濃度を指標に行われているので、多くの定量化では、大気中濃度を暴露の指標として採用  
19 している。



1  
2

図 VII-2 オゾン暴露の指標

3 しかし、大気中濃度といっても、オゾンの場合、年間平均値等ではなく、短期暴露であるので、  
4 暴露削減効果の指標として以下の中からどれが適切かを考えなければならない。日本の現行の環  
5 境基準値は、A であるが、欧米では近年 B を採用している。粒子状物質などと違って、慢性暴露  
6 の健康影響が不明なので、D は採用されていない。

7

8 A.大気中濃度の1日あたり1時間値の最大値

9 B.大気中濃度の1日あたり8時間値の最大値

10 C.日平均（屋外）濃度

11 D.年平均（屋外）濃度

12 E.1日平均摂取量

13

14 次に、VOC 排出削減量を予測する。そのためには、インベントリー調査を行う必要があるが、  
15 バックグラウンド排出量（大陸起源、植物起源）も考慮しなければならない。近年の VOC 排出  
16 削減量としては、内部的な要因（生産量や生産方法の変更）を除けば、次の3種類に大別される  
17 だろう。1つは、「有害大気汚染物質の自主管理計画」による削減分（1997～2003年）、もう1つ  
18 は「PRTR 制度」がインセンティブになった削減分（2001年～）、最後に、改正大気汚染防止法  
19 改正（VOC 規制）による削減分（2006～2010年）である。本詳細リスク評価書では、最後の VOC  
20 規制による削減効果を見積もることを目的としている。これはさらに、排出濃度規制による削減  
21 分と自主管理による削減分に分けることができる。図 VII-3 に VOC 排出削減対策の種類を示す。  
22 上の2つが工程内対策と呼ばれるもので、下がエンドオブパイプ対策と呼ばれる。

23

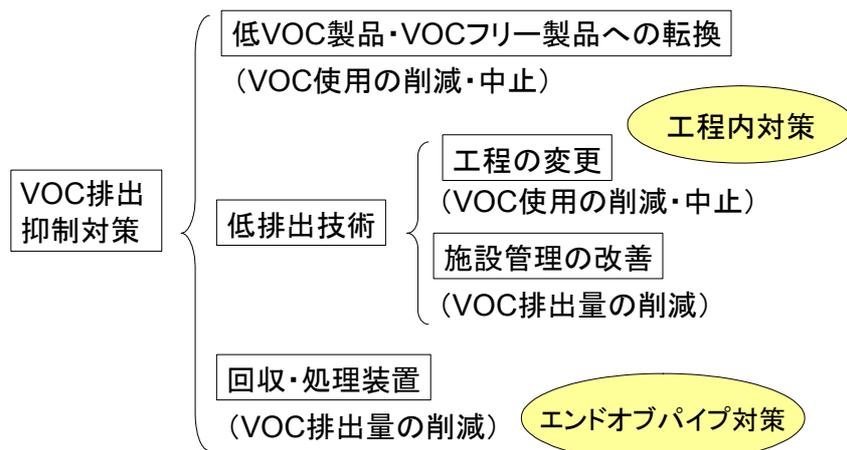


図 VII-3 VOC 排出削減対策の分類

## 1.2. 法規制の枠組み

大気汚染防止法が改正され、2006年(平成18年)4月1日からVOCの排出規制が開始された。2000年(平成12年)度の大気排出量を基準として2010年(平成22年)度までに排出量を3割削減することが目標として掲げられた。3割の排出削減の内訳は、排出濃度規制による部分が1割で、残りの2割は自主的取組によって達成することとされた。ただし、2000年(平成12年)度のVOC大気排出量については、当初の推計値である150万トンが過大評価である可能性が指摘され、2006年度(平成18年度)に環境省と経済産業省それぞれで見直し作業が実施され、数字が少し小さくなる見込みである。

法規制の対象施設は6類型あり、それぞれに裾切り基準値が定められ、それ以上の大規模な施設が対象となった。対象となった事業者は、排出口の濃度規制値を遵守すること、そのための対策を実施すること、年2回の測定・記録の保管などが義務付けられる。

施設類型		外形裾切り基準	排出基準値
化学製品製造	VOCを溶剤として使用する化学製品の製造の用に供する乾燥施設(VOCを蒸発させるためのものに限る。以下同じ。)	送風機の送風能力が3,000m <sup>3</sup> /h以上のもの(送風機が設置されていない施設にあつては、排風機の排風能力。以下同じ)	600ppmC
塗装	吹付塗装(吹付塗装を行うものに限る。)	排風機の能力が100,000m <sup>3</sup> /h以上のもの	自動車製造の吹付塗装： 400ppmC(新設)、 700ppmC(既設) 前項以外：700ppmC

	塗装の用に供する乾燥施設 (吹付塗装及び電着塗装に係るものを除く.)	送風機の送風能力が 10,000m <sup>3</sup> /h 以上のもの	木材又は木製品(家具を含む) : 1,000ppmC 前項以外 : 600ppmC
接着	印刷回路用銅張積層板, 粘着テープもしくは粘着シート, はく離紙又は包装材料(合成樹脂を積層するものに限る.) の製造に係る接着の用に供する乾燥施設	送風機の送風能力が 5,000m <sup>3</sup> /h 以上のもの	1,400ppmC
	接着の用に供する乾燥施設 (前項に掲げるもの及び木材又は木製品(家具を含む.) の製造の用に供するものを除く.)	送風機の送風能力が 15,000m <sup>3</sup> /h 以上のもの	1,400ppmC
印刷	印刷の用に供する乾燥施設 (オフセット輪転印刷に係るものに限る.)	送風機の送風能力が 7,000m <sup>3</sup> /h 以上のもの	400ppmC
	印刷の用に供する乾燥施設 (グラビア印刷に係るものに限る.)	送風機の送風能力が 27,000m <sup>3</sup> /h 以上のもの	700ppmC
洗浄	工業の用に供する揮発性有機化合物による洗浄施設(当該洗浄施設において洗浄の用に供した揮発性有機化合物を蒸発させるための乾燥施設を含む.)	洗浄施設において VOC が 空気に接する面の面積が 5m <sup>2</sup> 以上のもの	400ppmC
貯蔵	ガソリン, 原油, ナフサその他の温度 37.8 度において蒸気圧が 20 キロパスカルを超える揮発性有機化合物の貯蔵タンク(密閉式及び浮屋根式(内部浮屋根式を含む.) のものを除く.)	容量 1,000kL 以上のもの	60,000ppmC

- 1 資料) 経済産業省・社団法人産業環境管理協会 (2006). VOC 排出抑制の手引き—自主的取組の普及・促進に向けて— (第2版).

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23

自主的取組は、その検証のシステムとして、産業構造審議会環境部会 産業と環境小委員会 化学・バイオ部会 リスク管理小委員会 産業環境リスク対策合同ワーキンググループが毎年開催され、報告と評価が行われる。経済産業省は 2005 年（平成 17 年）に「事業者等による揮発性有機化合物（VOC）の自主的取組促進のための指針」を公表した。これに従って事業者は VOC の排出状況を報告し、事業者団体がこれをまとめて、ワーキンググループの場で報告する。2006 年（平成 18 年）12 月 13 日に開催されたワーキンググループでは、30 の事業者団体から 27 件の自主行動計画の提出があった（4 団体で 1 件のものを含むため）。基準の 2000 年（平成 12 年）度の排出量 48.5 万トンに対して、2005 年（平成 17 年）度の排出量は 35.3 万トンで、13.2 万トン（27%）の削減となった。この数字には排出濃度規制による削減分も含まれている。自主行動計画では 2010 年（平成 22 年）度の目標が 39%減となっている。

	平成 12 年度 (基準)	平成 16 年度 (参考)	平成 17 年度	平成 20 年度 (中間)	平成 22 年度 (目標)
年間排出量	48.5 万トン	37.8 万トン	35.3 万トン	33.4 万トン	29.4 万トン
削減量	—	10.6 万トン	13.2 万トン	15.0 万トン	19.1 万トン
削減率	—	22%	27%	31%	39%

資料) 経済産業省 (2006) 平成 18 年度 VOC 排出抑制に係る自主行動計画の概要について。

1.3 本評価書における評価

このような法規制枠組みのもとでの VOC 排出抑制対策について、2 種類の評価を試みた。1 つは VOC 排出抑制対策による大気中オゾン濃度低減についての定性的な評価であり、もう 1 つは社会的材的な評価である。大気汚染防止法改正の目的は、VOC 排出量の削減ではなく、あくまでも大気中のオゾン（および浮遊粒子状物質）濃度の削減である。そのために、VOC の排出削減量だけでなく、大気中のオゾン濃度の低減度合いを評価する必要がある。目標を効率的に達成するためには、費用対効果の視点も必要不可欠である。

## 2. VOC 排出削減対策による効果についての定性的評価

排出削減対策の評価を行う際に一般的に用いられている手法は、光化学反応過程を含んだモデルにより排出削減実験を行うというものである。VOC 規制の根拠となった評価もこの手法に準じている。一般に、このような手法を用いて排出削減対策の評価を行う場合、オゾンの再現性について確認し、再現性が確認されてはじめて排出削減実験に入るのが通常である。しかし、オゾンの濃度は、移流・拡散のほか前駆物質濃度の変化に対して非線形に応答する生成速度（図 II-3）など非常に複雑な要因が絡み合っており、オゾン自体の濃度が再現されたからといって、前駆物質排出削減に対する感度が正しく表現されるとは限らない（図 II-3 で説明すれば、点線の下の領域で生成されても点線の上の領域で生成されても同一のオゾン生成速度、したがって同一のオゾン濃度となる場合がある）。前駆物質排出削減に対する感度が正しく表現されていることの確認は、第 V 章 4.3 項で挙げた週間変動を再現できるか、第 II 章 3.2 項で示した「光化学指標」を再現できるかを調べることで可能であろうが、そのような確認が行われたモデル（排出量を含む）はほとんどないと考えられる。以上のことから、モデルを用いた排出削減実験による定量的な評価を行うのは時期尚早と判断した。そこで、第 II 章 3.2 項で示した「光化学指標」を用いて定性的な評価（具体的には、NO<sub>x</sub>、VOC の削減のいずれがオゾン濃度低減に有効かを判定）を行うことにした。

### 2.1. 評価対象

オゾン生成は、気象条件により、NO<sub>x</sub> 制限になったり VOC 制限になったりと変化することが知られている（たとえば、神成 2006a, b）。したがって、どのような気象条件のときのオゾン濃度の低減効果に着目するのかをまず決定する必要がある。本評価書では、VOC 規制では注意報レベルの出現頻度に焦点をあてていること、本評価書でヒト健康リスク評価の指標とした「8 時間平均値が 80 ppb を超過する割合」や植物影響の暴露指標とした「AOT30」は、いずれも注意報レベル出現頻度と相関が高かった（第 V 章 5 節）ことから、注意報レベルが出現するような高オゾン生成ポテンシャル日に着目し、そのような日のデータに基づいて、VOC 排出削減対策による効果を推定する。

### 2.2. 関東地方における「光化学指標」の適用性検討

最初に、「光化学指標」が、その適用性について検討されている諸外国とは気象条件などが大きく異なる日本の関東地方においても適用可能であるのかについて調べる。

#### 2.2.1. 方法

気象モデル RAMS に光化学反応モデルを組み込んだオンライン型モデルを開発し（井上 2006）、これを関東地方に適用した。シミュレーション対象日は、関東地方の多くの地域でオゾン高濃度現象が起こった 2002 年の 7 月 31 日、8 月 1 日の 2 日間とし、水平・鉛直方向の解像度はそれぞれ

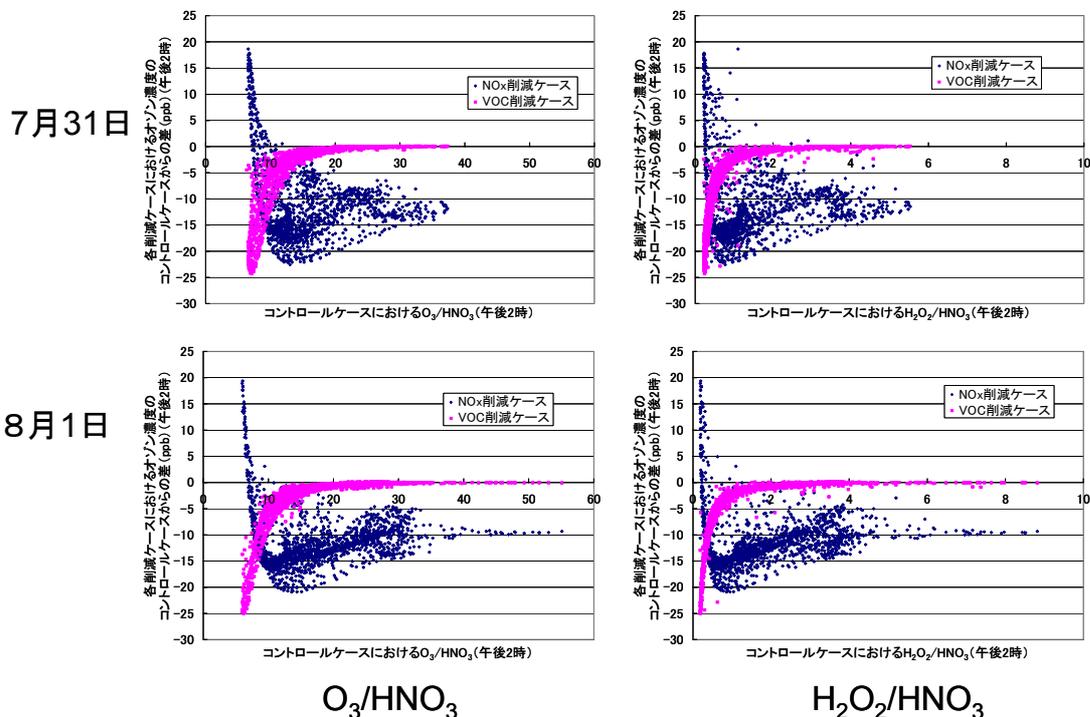
1 れ 4 km・最下層で 100m とした。なお、対象日は、連続する 2 日間ではあるが、気象場やオゾン  
 2 濃度の分布は両日で大きく異なっていた。それぞれの対象日について、Sillman (1995)と同様に、  
 3 現況排出量を用いた場合（コントロールケース）、NO<sub>x</sub> 排出量のみを全域一律 35%削減させた場  
 4 合（NO<sub>x</sub> 削減ケース）、人為起源 VOC のみを全域一律 35%削減させた場合（VOC 削減ケース）  
 5 の 3 種のシミュレーションを実施し、それぞれの前駆物質排出削減に対するオゾン濃度の感度と、  
 6 これまでに有用とされている指標のうちの 2 種（O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> 比（ppbv/ppbv）、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/HNO<sub>3</sub> 比  
 7 （ppbv/ppbv））の関係を調べた。なお、コントロールケースにおける気象要素・窒素酸化物・オ  
 8 ゾン濃度の現況再現性は、8 月 1 日の一部の地域を除いて概ね良好であった。

9

10 2.2.2. 結果

11 図 VII-4 に、メッシュごとの各指標の値と、それぞれの前駆物質排出削減に対するオゾン濃度  
 12 感度の関係を示す。図 VII-4 より、いずれの指標においてもある値を境にして VOC 削減が NO<sub>x</sub>  
 13 削減より効果的（VOC 制限）である領域と NO<sub>x</sub> 削減が VOC 削減より効果的（NO<sub>x</sub> 制限）であ  
 14 る領域が、明確に区分されているのがわかる。参考のため、図 VII-5 に従来からよく使用されて  
 15 いる VOC/NO<sub>x</sub> 比（ppbC/ppbv）を横軸とした場合の結果も示したが、VOC/NO<sub>x</sub> 比では、VOC  
 16 制限、NO<sub>x</sub> 制限を区分する値が明確でないことがわかる。

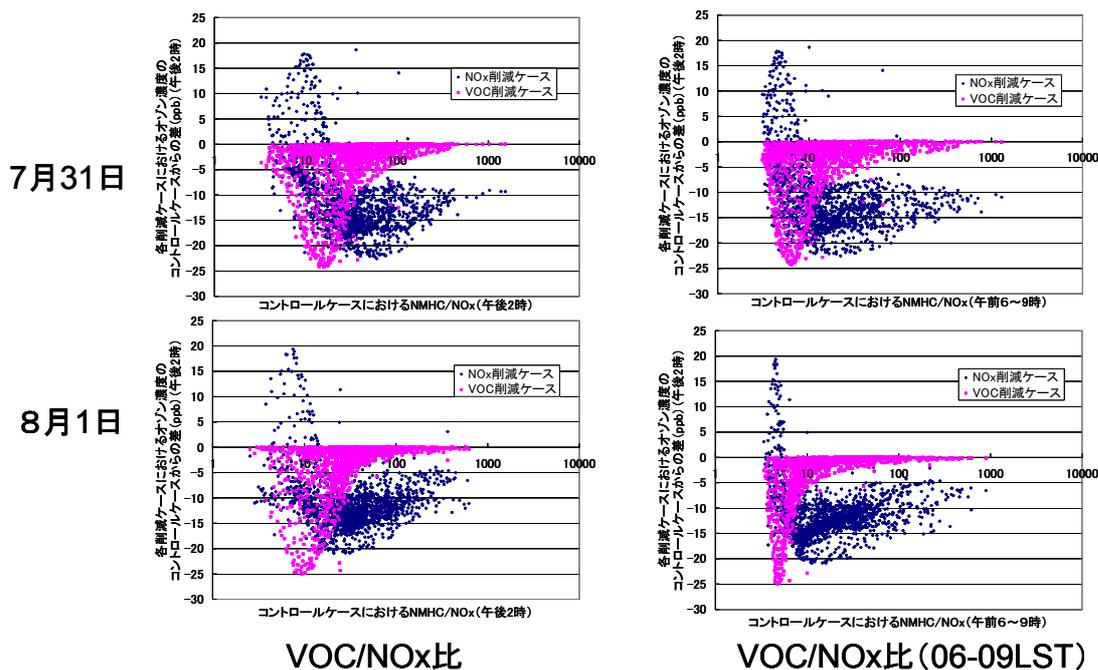
17



18

19 図 VII-4 オゾン濃度（午後 2 時）の各排出量削減ケースにおける感度と各指標（ppb/ppb）の  
 20 関係

21



1  
2 図 VII-5 オゾン濃度（午後 2 時）の各排出量削減ケースにおける感度と各指標（ppbC/ppb）の  
3 関係

4  
5 表 VII-1 には、VOC 制限の地点、NO<sub>x</sub> 制限の地点における各指標の値の範囲をまとめた。  
6 従来型指標の NMHC/NO<sub>x</sub> 比では、先述したように、この値によって VOC 制限、NO<sub>x</sub> 制限が  
7 区分されていない。一方、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/HNO<sub>3</sub>、O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> 比では、これらの値によりおおよそ VOC 制限、  
8 NO<sub>x</sub> 制限が区分されており、しかも、それらが区分される指標の値は両日でほとんど変わらない  
9 (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/HNO<sub>3</sub> : 0.5 程度、O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> : 9 程度)。気象条件の大きく異なる両日で律速状態が区分さ  
10 れる指標の値がほぼ同じということは、この閾値がロバストであり、この値を基に NO<sub>x</sub> 制限か  
11 VOC 制限かを判定できる可能性が高いことを示唆している。なお、井上ら（投稿準備中 a）は、  
12 さらに他の高濃度現象日（3 日分）についても解析し、同様の結果を得ている。また、不確実性  
13 の大きい植物起源排出量、沈着速度の変更に対してもロバストであることを示している。

14  
15  
16

1 表 VII-1 VOC 制限の地点, NO<sub>x</sub> 制限の地点における各指標の値の範囲

	VOC-sensitive locations		NO <sub>x</sub> -sensitive locations	
	5パーセントイル	95パーセントイル	5パーセントイル	95パーセントイル
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /HNO <sub>3</sub> (ppb/ppb)				
7月31日	0.22	0.55	0.50	4.3
8月1日	0.19	0.40	0.55	4.2
O <sub>3</sub> /HNO <sub>3</sub> (ppb/ppb)				
7月31日	6.6	8.7	10	31
8月1日	6.1	8.2	10	31
NMHC/NO <sub>x</sub> (ppbc/ppb)				
7月31日	6.3	25	10	210
8月1日	5.2	21	9.8	160
午前(06-09LST)のNMHC/NO <sub>x</sub> (ppbc/ppb)				
7月31日	3.7	10	5.2	180
8月1日	3.9	6.4	6.5	110

2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22

### 2.3. “光化学指標” (O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub>) の実測

#### 2.3.1. 測定期間・測定場所

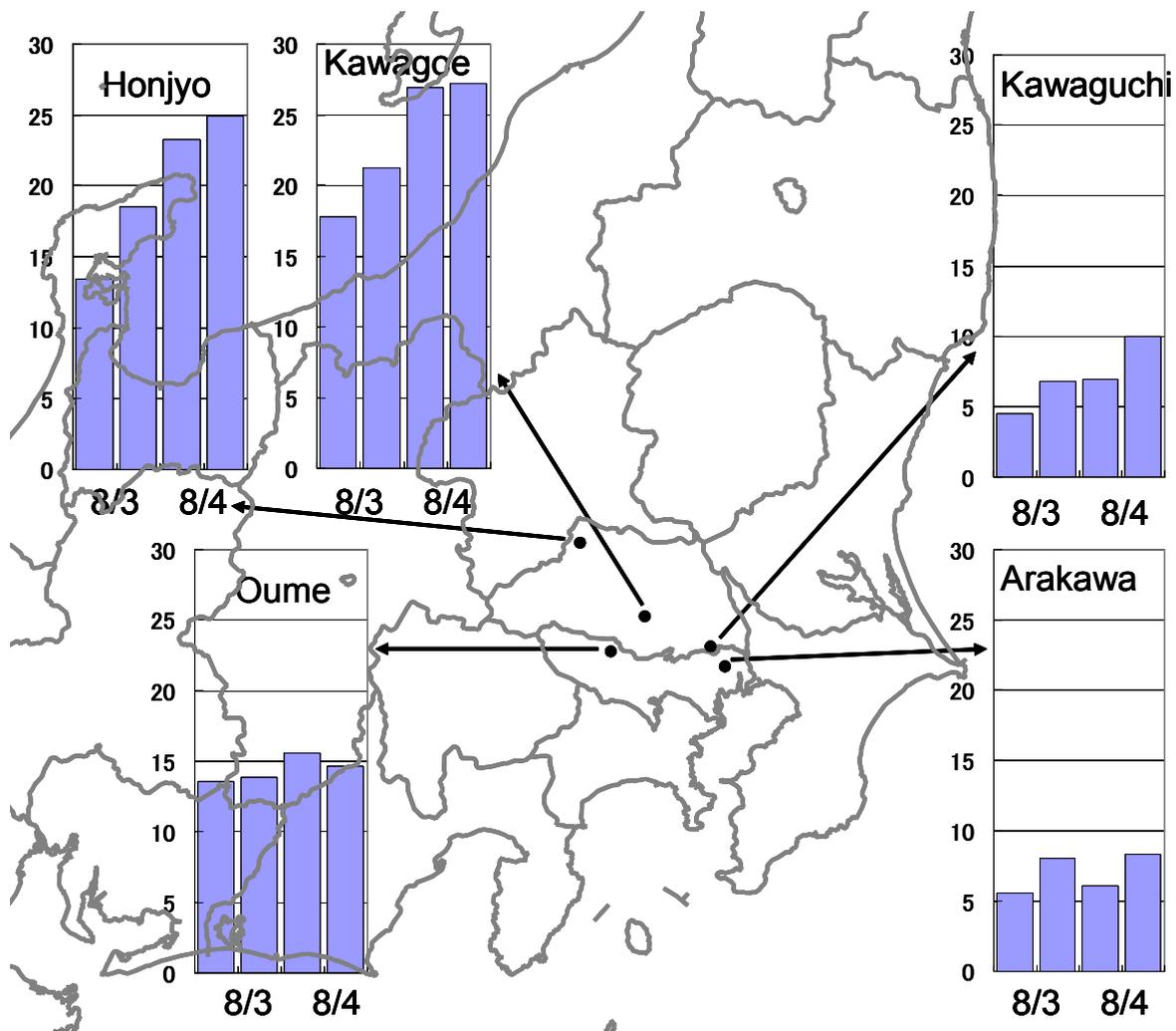
観測は 2006 年の 8 月に、東京都荒川区、東京都青梅市、埼玉県川口市、埼玉県川越市、埼玉県本庄市のオゾン測定している大気汚染常時監視測定局もしくはその近隣の公民館屋上で、4 日間のうち 2 日間 (8/3, 8/4 : いずれも平日) において広域で注意報レベルを超過する典型的な高濃度オゾン現象を捉えることが出来た。

#### 2.3.2. 測定対象・測定方法

測定対象は硝酸 (ガス状・粒子状) とし、オゾンは、常時監視測定局のデータを利用した。硝酸の捕集はフィルターパック法を用いて、各日の 12-14LST, 14-16LST に行い、イオンクロマトグラフ法により分析・定量した。

#### 2.3.3. 測定結果

図 VII-6 に、各測定地点における 8/3, 8/4 の O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> 比を棒グラフにして示す。図 VII-6 によると、郊外部 (埼玉県本庄市・埼玉県川越市・東京都青梅市) では高めの値になっているのに対し、都心部 (埼玉県川口市・東京都荒川区) では低めの値になっており、両地域で明確な差異が見られる。



1

2

3 注：各測定日の左側が 12-14LST，右側が 14-16LST の値である。

4

図 VII-6 “光化学指標” (O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> 比) の測定結果

5 2.4. “光化学指標” (O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub>) の実測値に基づく VOC 排出削減対策による効果についての定性  
6 的評価

7 図 VII-6 の結果を 2.2 節で導出された，VOC 制限と NO<sub>x</sub> 制限を区分する O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> 比の値  
8 (9 程度) と比較することにより，VOC 削減対策による効果の定性的評価が可能である．郊外部  
9 では，全サンプルにおいて O<sub>3</sub>/HNO<sub>3</sub> 比は区分点である 9 を大きく超えており，完全に NO<sub>x</sub> 制限  
10 の領域であることがわかる．都心部では，一部のサンプルでは 9 を超えているが，大半のサンプ  
11 ルでは 9 を下回っており，VOC 制限の領域であると推定される．すなわち，都心部では，VOC  
12 削減対策はオゾン濃度の低減に効果を発揮するであろうが，郊外部では，はほとんど効果を発揮  
13 しないと推察される．これらの結果は，第 V 章 4.3 項で示した週間変動の解析結果 (NO<sub>x</sub> を主と  
14 した減少では都心部で増加，郊外部で減少) と整合的である．図 VII-7 に示すように，平日の注  
15 意報発令レベル超過割合が高いのは，都心部ではなく郊外部のほうであるため，VOC の排出削減

1 は、高濃度の出現頻度が低い地域において濃度を低減するには有効であるが、肝心の高濃度出  
2 現頻度が高い地域での濃度低減には有効でないと考えられる。このことから、関東地方全体を視  
3 野に入れて注意報発令レベル超過割合を減少させるためには、VOCではなくNO<sub>x</sub>の削減を優先  
4 させた方がよいと考えられる。第VI章の図VI-12で示したリスク指標である「8時間値の80ppb  
5 超過割合」や図VI-15で示した同じくリスク指標である「AOT30により推定された減収率」なども  
6 同様の分布であったことを考えると、これらの議論はそのままリスク低減についても当てはまる  
7 と考えられる。ただし、VOC規制は人口が多い都心地域で低減効果が得られるという点には留意  
8 すべきである。

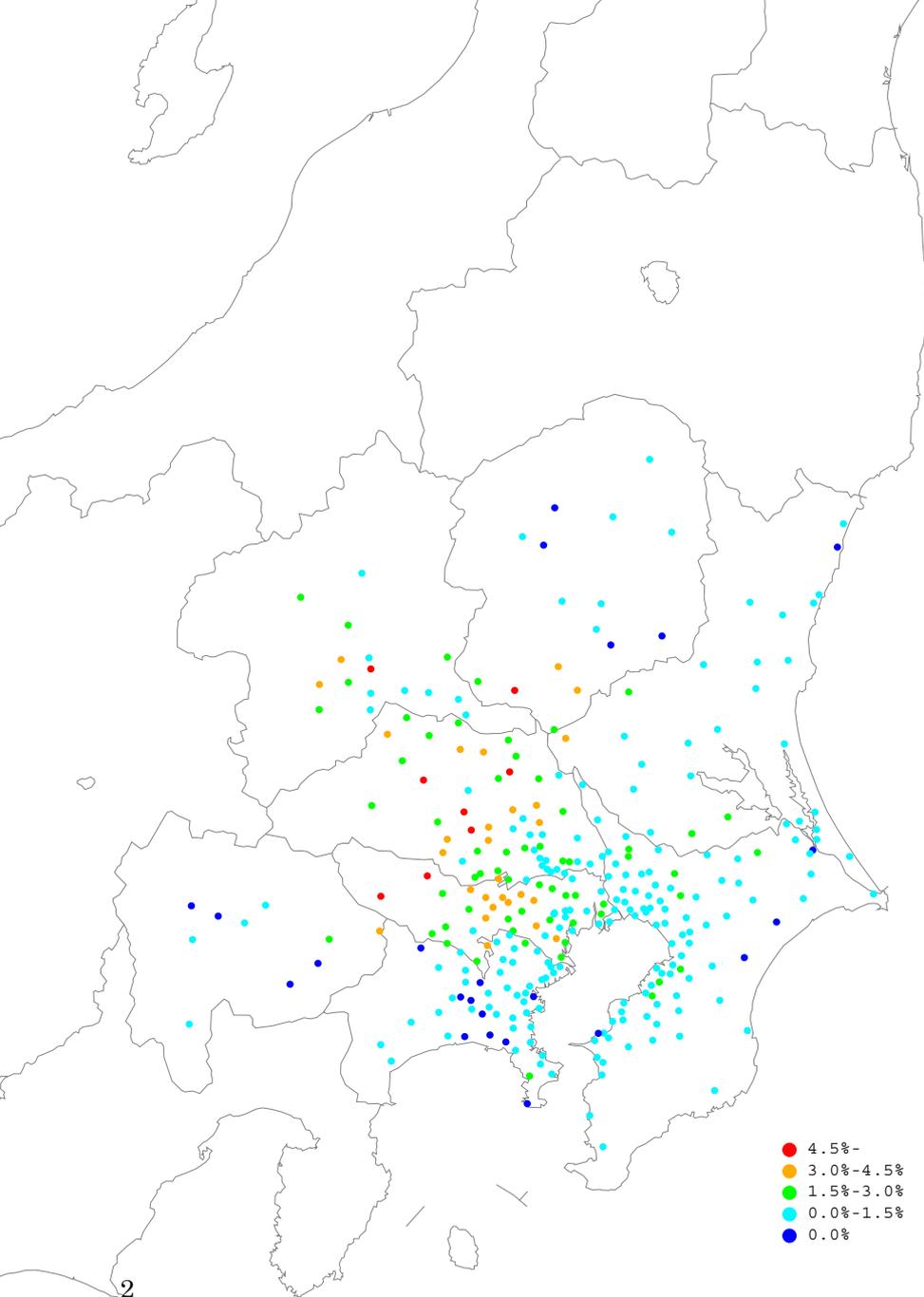
9 なお、本評価書では関東地方のみについて評価を行ったが、他の地域、特に注意報発令レベル  
10 超過頻発地域を有する大阪府についての評価も重要と考える。第IV章3節では、排出量について  
11 東京都と大阪府を比較し、大阪府はVOCの排出量割合が多いことを示したが、これは、大阪府  
12 では、東京都よりさらにNO<sub>x</sub>制限である地域が多いことを示唆する。これは、第V章4.4項で  
13 示した神成(2006a)の関西地域における結果(高オゾンポテンシャル日では、主としてNO<sub>x</sub>が  
14 減少する日曜日に全域で光化学オキシダント濃度減少)とも整合するが、更なる証拠を得るため  
15 には、関西地域においても“光化学指標”の測定を行うことが必要であろう。

16

## 17 2.5. 今後の課題

18 本評価書では排出削減対策の効果についてVOCかNO<sub>x</sub>のどちらの削減が有効かという定性的  
19 な評価を行ったが、現実の様々な削減対策オプションについてその効果を推定するためには、や  
20 はり、モデルを用いた定量的な評価が不可欠である。その際に用いるモデルは、オゾン濃度に加  
21 えて、NO<sub>x</sub>制限であるか、VOC制限であるかを正しく推定できていることの検証がなされてい  
22 ることが必要であるが、本評価書で測定した“光化学指標”のデータはこの検証のための貴重な  
23 データになると考える。

24



2

3

図 VII-7 関東地方における平日の注意報発令レベル超過割合（1999-2003年）

4

5

6

7

8

### 3. 排出削減対策の費用対効果

#### 3.1. 調査の目的及び内容

##### 3.1.1. 調査の目的

オキシダント(オゾン)と浮遊粒子状物質の環境基準達成率向上のために、2004年5月に大気汚染防止法が改正され、固定発生源からの揮発性有機化合物(VOC)の排出濃度規制が始まった。排出削減の内容としては、比較的排出量の大きな施設における「排出濃度規制」と、中小規模の施設や開放系での利用における「自主的取組」のベストミックスにより、2010年度までに、工場等の固定発生源からのVOC排出総量を、2000年度比で3割削減することを目標としている。

本調査は、改正大気汚染防止法施行に伴うVOC排出削減対策において採用される技術、及び2010年までの対策費用とVOC排出削減量の予測を行うことを目的としている。本調査の結果は、大気拡散モデルによるオゾン濃度低減予測と合わせて、費用対効果の事前評価を踏まえての政策検討を図るための、モデルケースとして活用していく。

##### 3.1.2. 調査の内容

本調査のフローを図VII-8に示す。

2010年までの対策費用とVOC排出削減量の予測のためには、調査の対象とする各技術について、費用、効果、VOC排出施設に対する各技術の2010年までの追加的な導入量といった情報が必要である。

そこで、本調査では、まず各種文献調査、およびヒアリング調査により、各技術の費用、効果等の基礎情報の収集を行う(図VII-8中の(1)に相当)。また、文献調査およびヒアリング調査の結果をもとに、VOC排出施設に対する各技術の2010年までの追加的な導入量に係る推計式を設定し、それを用いた追加的な導入量の推計を行う(同(2)に相当)。最後に、それらの調査結果をもとに、排出削減対策の費用と効果に係る関数形を設定し、それを用いた、2010年までの対策費用とVOC排出削減量の予測・評価を行う(同(3)に相当)。最後に、本調査の推計に用いた仮定と今後の改善点をまとめる(同(4)に相当)。

具体的な調査項目は、以下の通りである。

#### (1) 各技術の費用、効果等の基礎情報の収集

各種文献調査、およびヒアリング調査により、以下のような基礎情報の収集を行う。

##### ① 調査の対象とする技術

##### ② 各技術の費用、効果等

#### (2) 各技術の2010年までの追加的な導入量の推計

文献調査およびヒアリング調査の結果をもとに、VOC排出施設に対する各技術の2010年ま

1 での追加的な導入量に係る推計式を設定し、それを用いた追加的な導入量の推計を行う。

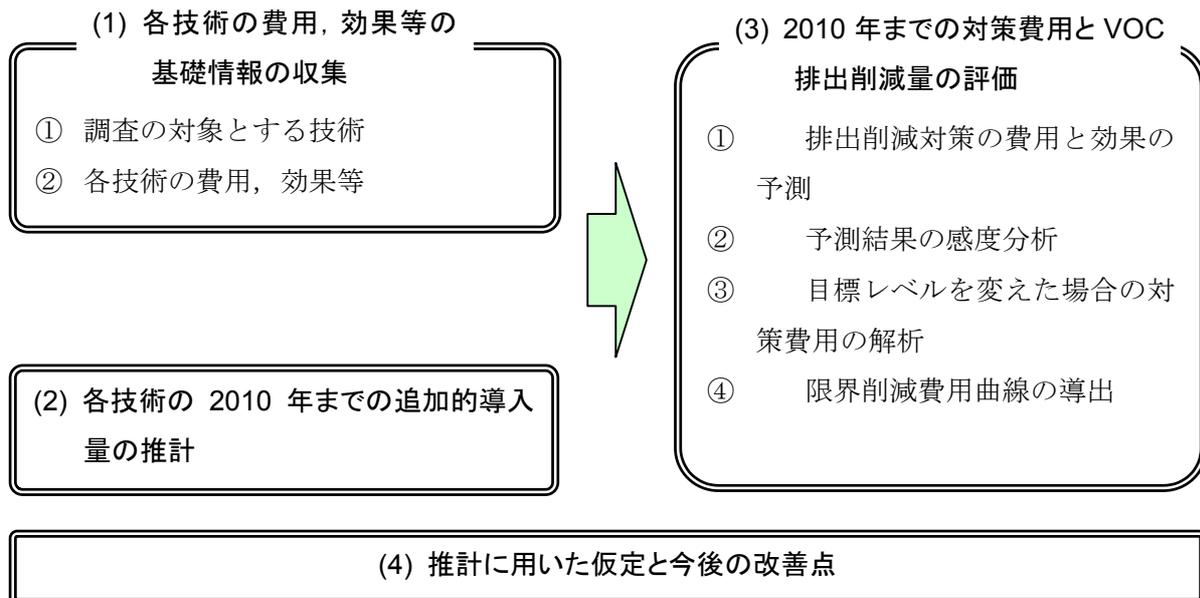
### 3 (3) 2010 年までの対策費用と VOC 排出削減量の評価

4 (1), (2)の調査結果をもとに、排出削減対策の費用と効果に係る関数形を設定し、それを用い  
5 た、以下の検討を行う。

- 6 ① 排出削減対策の費用と効果の予測
- 7 ② 予測結果の感度分析
- 8 ③ 目標レベルを変えた場合の対策費用の解析
- 9 ④ 限界削減費用曲線の導出

### 11 (4) 推計に用いた仮定と今後の改善点

12 (3)までの推計の中で用いた仮定、およびヒアリング調査の中でコメントいただいた、今後の  
13 改善点をまとめる。



27 図 VII-8 本調査のフロー

### 29 3.2. 各技術の費用, 効果等の基礎情報の収集

30 排出削減対策の費用と効果の予測のための基礎情報として、各種文献調査およびヒアリング調  
31 査により、次の情報収集を行った。

- 32 (1) 調査の対象とする技術
- 33 (2) 各技術の費用, 効果等

34  
35 以下、3.2.1 項に文献調査およびヒアリング調査の概要をまとめる。3.2.2 項、3.2.3 項にはその

1 調査結果を示し, 3.2.2 項には調査対象として抽出された技術, 3.2.3 項には収集した各技術の費用,  
2 効果等の情報を整理する.

3

### 4 3.2.1. 文献調査およびヒアリング調査の概要

#### 5 (1) 文献調査の概要

6 調査の対象とする技術の抽出, および各技術の費用, 効果等の情報収集のために, 以下の各  
7 種文献・公表資料の調査を行った.

8

- 9 ・ 「平成 17 年度 揮発性有機化合物 (VOC) 排出抑制対策に係る技術動向等調査」(環  
10 境情報科学センター, 平成 18 年 3 月)
- 11 ・ 「第 4 回 産業構造審議会環境部会産業と環境小委員会, 化学・バイオ部会リスク管  
12 理小委員会, 産業環境リスク対策合同ワーキンググループ資料」(経済産業省, 平成 18 年 5  
13 月)
- 14 ・ 「VOC 排出抑制の手引き—自主的取組の普及・促進に向けて—」(経済産業省・産業  
15 環境管理協会, 平成 18 年 3 月)
- 16 ・ 「平成 16 年度 環境負荷物質対策調査(揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策技術調  
17 査)」(経済産業省・産業環境管理協会, 平成 17 年 3 月)
- 18 ・ 「東京都 VOC 対策ガイド[工場内編・屋外塗装編]」(東京都環境局, 平成 18 年 4  
19 月)
- 20 ・ 「第 6 回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会資料」(環境省, 平成 17 年 6  
21 月)
- 22 ・ 「第 2 回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料」(環境省,  
23 平成 16 年 9 月)
- 24 ・ 「平成 14 年度 揮発性有機化合物(VOC)排出に関する調査」(環境情報科学センター,  
25 平成 15 年 3 月)
- 26 ・ 「特別セミナー 実践的 VOC 排ガス処理対策・計測技術 講演要旨集」(エコケミスト  
27 リー研究会, 平成 18 年 8 月)
- 28 ・ 排出抑制装置/回収装置メーカー 各社ホームページ

29

30

#### 31 (2) ヒアリング調査の概要

32 (1)の各種文献調査を補完する目的で, 文献調査で得られなかった情報について, 対策技術の  
33 メーカー(資材, 機械)側の業界団体に対するヒアリング調査を行った. ヒアリング先としては,  
34 VOC 排出削減のための自主的行動計画を策定している, 対策技術のユーザー側の業界団体も想  
35 定されるが,

- 36 ・ 個別の対策にまでブレークダウンした行動計画となっていないこと

1 ・自主的に策定された行動計画であり、VOC 排出が懸念される業種をすべてカバーしたもの  
 2 ではないこと  
 3 から、メーカー側の業界団体を調査対象とした。ヒアリング調査の対象とした業界団体を、表  
 4 VII-2 に示す。

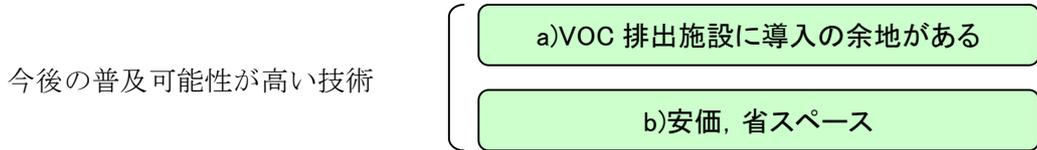
6 表 VII-2 ヒアリング調査対象の業界団体

	分類	ヒアリング調査対象	備考
1	全般	社団法人産業環境管理協会	
2	塗装	資材	社団法人日本塗料工業会
3		機械	日本塗装機械工業会
4	化学製品製造	資材/機械	社団法人日本化学工業協会
5	洗浄	資材/機械	日本産業洗浄協議会
6	印刷	資材	印刷インキ工業連合会 情報を持っていないと のことだったため、調査 対象から外した。
7		機械	日本印刷産業連合会
8	貯蔵	資材/機械	石油連盟
9	接着	資材(機械は 団体なし)	日本接着剤工業会
10	クリーニング	機械(資材は 団体なし)	日本産業機械工業会業務用洗濯 機部会(全日本クリーニング機 械連合会)
11	排出抑制装置/回収装置		日本産業機械工業会環境装置部 会

7  
 8 3.2.2. 調査の対象とする技術  
 9 3.2.1 項に示した各種文献に掲載されている技術すべてを予測の対象とすることは、技術的に困  
 10 難である上、パラメータが増えて予測の不確実性が大きくなってしまふ。このことから、本調査  
 11 では、「今後の普及可能性が高い技術」を抽出し、予測の対象とすることとした。

12  
 13  
 14 「今後の普及可能性が高い技術」とは、図 VII-9 に示す要件を満たす技術であると考えられる。  
 15 a)については、上記の文献・公表資料のうち、事業者への普及啓発の目的で作成された「『東京都

1 VOC対策ガイド』等に掲載がある技術」， b)については， 排出抑制対策の導入が比較的進んでい  
 2 ない， 「中小企業のニーズ(表 VII-3 参照)に合致する技術」と読み替えて， 今後の普及可能性が  
 3 高い技術を選定することとした． また， 業界団体へのヒアリング調査の際に， 下記 2 条件に合致  
 4 するとの指摘があった技術についても， 予測の対象に加えることとした．



10 図 VII-9 「今後の普及可能性が高い技術」の選定要件

11

12 表 VII-3 費用，設置面積等に係る中小企業のニーズ

施設類型	排风量	イニシャルコスト	ランニングコスト	設置面積
塗装・接着・洗淨	100～300m <sup>3</sup> /分 16 事業所	300 万円未満 21 事業所 1,000～3,000 万円 13 事業所	60～120 万円 12 事業所	4m <sup>2</sup> 未満 13 事業所 9～16m <sup>2</sup> 10 事業所
	300～500m <sup>3</sup> /分 11 事業所 その他 54 事業所	その他 21 事業所	120～240 万円 11 事業所 その他 33 事業所	その他 28 事業所
(塗装のみ)	160m <sup>3</sup> /min	100 万円台 53 事業所	3 万円未満 53 事業所	2m <sup>2</sup> 未満 47 事業所
		200 万円台 22 事業所 その他 35 事業所	3～5 万円 39 事業所 その他 18 事業所	2～4m <sup>2</sup> 38 事業所 その他 26 事業所
化学製品製造	～500m <sup>3</sup> /hr 66 事業所	500 万円以下 81 事業所	100 万円/年以下 113 事業所	
	20,000m <sup>3</sup> /hr 以上 34 事業所 その他 158 事業所	1,000 万円以下 42 事業所 その他 78 事業所	200 万円/年以下 44 事業所 その他 37 事業所	

印刷	1,000～1,500m <sup>3</sup> /min 7事業所 その他 23事業所	(グラビア印刷) 1,000～3,000万円 19事業所 5,000～10,000万円 14事業所 その他 15事業所 (スクリーン印刷) 100万円未満 42事業所 100万円台 8事業所 その他 12事業所	(グラビア印刷) 100～300万円/年 18事業所 500～1,000万円/年 10事業所 その他 18事業所 (スクリーン印刷) 3万円未満 46事業所 3～5万円 14事業所 その他 2事業所	(グラビア印刷) 16m <sup>2</sup> 以上 20事業所 1～4m <sup>2</sup> 13事業所 その他 22事業所 (スクリーン印刷) 2m <sup>2</sup> 未満 44事業所 2～4m <sup>2</sup> 10事業所 その他 9事業所
	ク リ ー ニ ン グ	最小 10万円～最大 200万円(回答は 8事業所のみ)	最小 1万円～最大 50万円(回答は 8事業所のみ)	最小 1m <sup>2</sup> ～6m <sup>2</sup> (回答は 8事業所のみ)

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17

出典：以下の文献をもとに編集

- ・ 「平成 17 年度 揮発性有機化合物 (VOC) 排出抑制対策に係る技術動向等調査」(環境情報科学センター, 平成 18 年 3 月)
- ・ 「平成 16 年度 環境負荷物質対策調査(揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策技術調査)」(経済産業省・産業環境管理協会, 平成 17 年 3 月)
- ・ 「中小企業者向け VOC 脱臭処理装置のニーズに関するアンケート調査結果 報告書 工業塗装編・スクリーン印刷編」(東京都, 平成 17 年),
- ・ 「平成 17 年度 印刷産業における化学物質排出装置の導入に関する調査研究報告書」(日本印刷産業連合会, 平成 18 年 3 月)

その結果, 表 VII-4 に示した, 計 28 技術が抽出された. 化学製品製造施設については, 表 VII-2 のニーズに合致したインプラント技術は得られなかったが, 日本化学工業協会へのヒアリングによると, 「化学製品製造施設では, 大金を支払うことは覚悟して対策を取っている/取ろうとしている事業者が多く, 具体的には, 直接燃焼装置, 吸着装置(活性炭), 冷却凝縮装置といった技術がメインの対策になると思われる」とのことであるので, 現行の 28 技術でよいと思われる.

1

2 表 VII-4 本調査で対象とする技術

技術の分類		技術名	
エンドオブパイプ対策	排出抑制装置	1 直接燃焼装置	
		2 触媒燃焼装置	
		3 蓄熱燃焼装置	
		4 生物処理装置	
		5 プラズマ脱臭装置	
	回収装置	6 吸着装置	
		7 冷却凝縮装置	
インプラント対策	設備改善	8 エアレススプレーガン	
		9 静電スプレーガン	
		10 蓋・部分的な覆い	
		前掲 蓋・部分的な覆い	
		11 ベーパーリターン	
		12 浮き屋根式タンク	
		13 溶剤冷却装置	
	クリーニング	14 ホットタイプ洗濯機	
		15 回収機能付き乾燥機	
	工程管理	16 洗浄物の置き方の工夫	
		17 洗浄剤交換時の揮発防止	
		18 洗浄物の移動の低速化，液切り方法の改善	
	資材転換	塗装	19 水性塗料，無溶剤塗料
			20 ハイソリッド型塗料
		印刷	21 水性インキ
22 無溶剤インキ			
23 IPA レス湿し水			
接着		24 低 VOC 接着剤	
		25 水系洗浄剤	
工業用洗浄		26 準水系洗浄剤	
		27 炭化水素系洗浄剤	
		28 水洗い(ウェットクリーニング)	

3

1 3.2.3. 各技術の費用, 効果等

2 3.2.1 項で示した各種文献をもとに, 上記の計 28 技術について, 各技術の原理, 費用, 設置面積,  
3 効果(エンドオブパイプ対策の場合排出量の削減効果, インプラント対策の場合取扱量の削減効果)  
4 といった情報を収集した(表 VII-5 参照). 費用, 効果等の下限/上限は, 3.3 項において各技術の中  
5 小企業のニーズの充足状況の判定に, 幾何平均(イニシャルコスト, ランニングコスト)/算術平均  
6 (効果)は, 3.4 項において 2010 年までの対策費用・排出削減量の集計に用いる.

7

1 表 VII-5 各技術の費用、効果等

分類	技術名	(排风量・ タンク容 量)	原理	イニシャルコスト(万円)			ランニングコスト(万 円)			設置面積(m <sup>2</sup> )			効果			
				下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	
エンドオブパイプ対策(排出抑制装置/回収装置)	1 直接燃焼 装置	10m <sup>3</sup> /分	<ul style="list-style-type: none"> <li>バーナーによる直接加熱</li> <li>処理温度 650～760℃</li> </ul>	300	1,000		100	300		9	16					
		100m <sup>3</sup> /分		1,000	10,000		300	3,000		9	225		98%	99%	99%	
		300m <sup>3</sup> /分		3,000	10,000	4,959	300	3,000	1,301	49	100					
		1,000m <sup>3</sup> /分		3,000	10,000		1,000	3,000		100	225					
	2 触媒燃焼 装置	10m <sup>3</sup> /分	<ul style="list-style-type: none"> <li>触媒を使用し、低温で接触酸化</li> <li>処理温度 300～400℃</li> </ul>	300	3,000		100	300		4	16					
		100m <sup>3</sup> /分		300	10,000		100	1,000		16	100		95%	99%	97%	
		300m <sup>3</sup> /分		1,000	100,000	11,695	100	3,000	1,005	16	225					
		1,000m <sup>3</sup> /分		3,000	100,000		300	10,000		49	225					
	3 蓄熱燃焼 装置	10m <sup>3</sup> /分	<ul style="list-style-type: none"> <li>蓄熱体により熱交換後、燃焼室で酸化</li> <li>処理温度 800～900℃</li> </ul>	1,000	3,000		100	300		16	25					
		100m <sup>3</sup> /分		1,000	10,000		100	1,000		16	49		95%	99%	97%	
		300m <sup>3</sup> /分		3,000	10,000	9,998	100	3,000	1,005	49	100					
		1,000m <sup>3</sup> /分		10,000	30,000		300	10,000		100	225					
	4 生物処理 装置	10m <sup>3</sup> /分	<ul style="list-style-type: none"> <li>排ガスを微生物を保持した充填層に通過させ、VOC 除去</li> </ul>	300	1,000		100	1,000		4	16					
		100m <sup>3</sup> /分		1,000	3,000		100	1,000		16	100		50%	50%	50%	
		300m <sup>3</sup> /分		1,000	30,000	26,562	100	3,000	1,110	25	100					
1,000m <sup>3</sup> /分		30,000		100,000		1,000	3,000									
5 プラズマ 脱臭装置	10m <sup>3</sup> /分	<ul style="list-style-type: none"> <li>放電によってプラズマを発生させ、プラズマから生成するラジカル、活性分子、オゾン等によって臭気成分を分解する方法</li> </ul>	300	1,000	9,619	100	100	135	4	9	90%	90%	90%			
	100m <sup>3</sup> /分		1,000	3,000		100	100		4	9						
	300m <sup>3</sup> /分		3,000	10,000		100	100		9	16						

分類	技術名	(排风量・タンク容量)	原理	イニシャルコスト(万円)			ランニングコスト(万円)			設置面積(m <sup>2</sup> )			効果				
				下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均		
インプラント対策 設備改善	6 吸着装置	1,000m <sup>3</sup> /分	・活性炭, シリカゲル, アルミナ, ゼオライト等の吸着剤に排ガスを通じることにより, VOCを回収または濃縮する方法	10,000	30,000		100	300		25	49						
		10m <sup>3</sup> /分		100	3,000												
		100m <sup>3</sup> /分		300	10,000												
		300m <sup>3</sup> /分		1,000	10,000	5,524											88%
		1,000m <sup>3</sup> /分		3,000	30,000				300	10,000		4	225				
	7 冷却凝縮装置	10m <sup>3</sup> /分	300	1,000													
		100m <sup>3</sup> /分	1,000	3,000				300	1,000		49	100					
		300m <sup>3</sup> /分	3,000	10,000	4,643			300	1,000		49	100					
		1,000m <sup>3</sup> /分	3,000	10,000				1,000	3,000		25	49					
8 エアレススプレーガン		8	79	25			0	0								15%	
9 静電スプレーガン		795	795	795			40	40									13%
10 蓋・部分的な覆い		1	10	3			0	0									25%
11 ベーパーリターン		6	6	6			10	110									83%
12 浮き屋根式タンク	1,000kL	5,000	6,600				0	0									
	5,000kL	14,500	18,300				0	0									99%
	10,000kL	24,000	27,700	9,612			0	0									99%

分類	技術名	(排风量・タンク容量)	原理	イニシャルコスト(万円)			ランニングコスト(万円)			設置面積(m <sup>2</sup> )			効果		
				下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均
	13	溶剤冷却装置	<ul style="list-style-type: none"> <li>・コールドタイプのオープンワッシャーの場合、クリーニング液を冷却することによって、クリーニング液の無駄な揮発を防止</li> <li>・密閉式で、洗濯・脱液後、被洗物を移し換えせずに乾燥まで行い、乾燥工程で揮発するクリーニング液を回収できる</li> <li>・被洗物の乾燥の際に揮発するクリーニング液を回収し、VOCの排出を抑制</li> </ul>	10	100	32	1	208	14			5%	10%	8%	
	14	ホットタイプ洗濯機	<ul style="list-style-type: none"> <li>・密閉式で、洗濯・脱液後、被洗物を移し換えせずに乾燥まで行い、乾燥工程で揮発するクリーニング液を回収できる</li> </ul>	100	100	100	0	0	0	1	10	50%	50%	50%	
	15	回収機能付き乾燥機	<ul style="list-style-type: none"> <li>・被洗物の乾燥の際に揮発するクリーニング液を回収し、VOCの排出を抑制</li> </ul>	100	1,000	316	0	0	0	1	10	50%	50%	50%	
	16	洗浄物の置き方の工夫	<ul style="list-style-type: none"> <li>・洗浄物を縦置きにすると乾燥が早くなり、洗浄液の持ち出し量が減る</li> </ul>	1	10	3	0	0	0			5%	20%	13%	
	17	洗浄剤交換時の揮発防止	<ul style="list-style-type: none"> <li>・タンクローリーやタンク・ドラム缶から、洗浄機や貯蔵タンクに洗浄剤を入れる際に、ポンプを用いるなどして漏出を防止</li> </ul>	1	1	1	0	0	0			0%	5%	3%	
18	洗浄物の移動の低速度化、液切り方法の改善	<ul style="list-style-type: none"> <li>・洗浄物の搬送速度が速いと、溶剤蒸気が洗浄槽外に拡散するため、ゆっくり移動させることでロスを防止</li> <li>・洗浄物を冷却管の傍で一旦停止させ、洗浄物に残っている洗浄剤を揮発させることにより、洗浄層の外に持ち出す洗浄剤の量を削減</li> </ul>	1	1	1	0	0	0			0%	20%	10%		
工程管理															

分類	技術名	(排風量・タンク容量)	原理	イニシャルコスト(万円)			ランニングコスト(万円)			設置面積(m <sup>2</sup> )			効果		
				下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均
低 VOC 製品	19	水性塗料, 無溶剤塗料	<ul style="list-style-type: none"> <li>水が塗料または希釈溶剤の中心となる塗料, または塗料溶剤および希釈溶剤として VOC 成分を含まない塗料</li> <li>安全機材, 機械部品, 自動車部品等の塗装に使われている</li> </ul>	14	1,363	136	1	40,887	236	1	50	87%	87%	87%	
	20	ハイソリッド型塗料	<ul style="list-style-type: none"> <li>塗料溶剤または希釈溶剤として VOC を含有するが, 顔料等の不揮発分の含有率が高い塗料</li> </ul>	1	1	1	1	21,718	125	1	1	58%	58%	58%	
	21	水性インキ	<ul style="list-style-type: none"> <li>水がインキ溶剤または希釈溶剤の中心となるインキ</li> </ul>	1,000	1,000	1,000	1,208	1,208	1,208				50%	50%	50%
	22	無溶剤インキ	<ul style="list-style-type: none"> <li>溶剤の揮発による乾燥ではなく, 紫外線でインキを硬化させるタイプのインキ</li> <li>スクリーン印刷機, オフセット印刷機(枚様のみに適用可能)</li> </ul>	100	200	141	9,660	28,980	16,732	0	0	0	100%	100%	100%
	23	IPA レス湿し水	<ul style="list-style-type: none"> <li>VOC である IPA の使用量を最小限に留めることで, VOC の排出を抑制できる</li> </ul>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0%	5%	3%
	24	低 VOC 接着剤	<ul style="list-style-type: none"> <li>VOC がほとんど含まれていないか, 接着剤の主成分として含まれる樹脂成分等が自己崩壊して排出されない, もしくは未反応の樹脂成分が排出されない接着剤</li> </ul>	1,000	1,000	1,000	1	24,000	155	1	100%	100%	100%	100%	100%
25	水系洗浄剤	<ul style="list-style-type: none"> <li>VOC 成分を含まない洗浄剤</li> </ul>	1,000	1,000	1,000	2,999	2,999	2,999				100%	100%	100%	
26	準水系洗浄剤	<ul style="list-style-type: none"> <li>水系洗浄剤と溶剤系洗浄剤の中間的な洗浄剤</li> </ul>	1,000	10,000	3,162	342	684	484	1.2	1.2	1.2	99%	99%	99%	

分類	技術名	(排风量・タンク容量)	原理	イニシャルコスト(万円)			ランニングコスト(万円)			設置面積(m <sup>2</sup> )		効果		
				下限	上限	幾何平均	下限	上限	幾何平均	下限	上限	下限	上限	算術平均
	27	炭化水素系洗剤	・沸点が高い洗剤成分を用いているため、自然ロ スが少ない ・表示マークがドライ指定の商品を水洗いする方 法	1,000	8,000	2,828	114	204	152	1	1	95%	99%	97%
	28	水洗い(ウェットク リーニング)		1	1	1	208	208	208				5%	10%

1 出典：以下の文献をもとに編集

- 2 ・ 「東京都 VOC 対策ガイド[工場内編・屋外塗装編]」(東京都環境局, 平成 18 年 4 月)
- 3 ・ 「平成 17 年度 揮発性有機化合物 (VOC) 排出抑制対策に係る技術動向等調査」(環境情報科学センター, 平成 18 年 3 月)
- 4 ・ 株式会社タクマホームページ(URL : <http://www.takuma.co.jp/product/waste/water/dassyu/plasma.html>)
- 5 ・ 「第 2 回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料」(環境省, 平成 16 年 9 月)
- 6 ・ 「平成 16 年度 環境負荷物質対策調査(揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策技術調査)」(経済産業省・産業環境管理協会, 平成 17 年 3 月)
- 7 ・ 「平成 14 年度 揮発性有機化合物(VOC)排出に関する調査」(環境情報科学センター, 平成 15 年 3 月)
- 8 ・ 「ペイントビジュアル 第 2 巻 塗装概論編」(日本ペイント, 平成 10 年 2 月)
- 9 ・

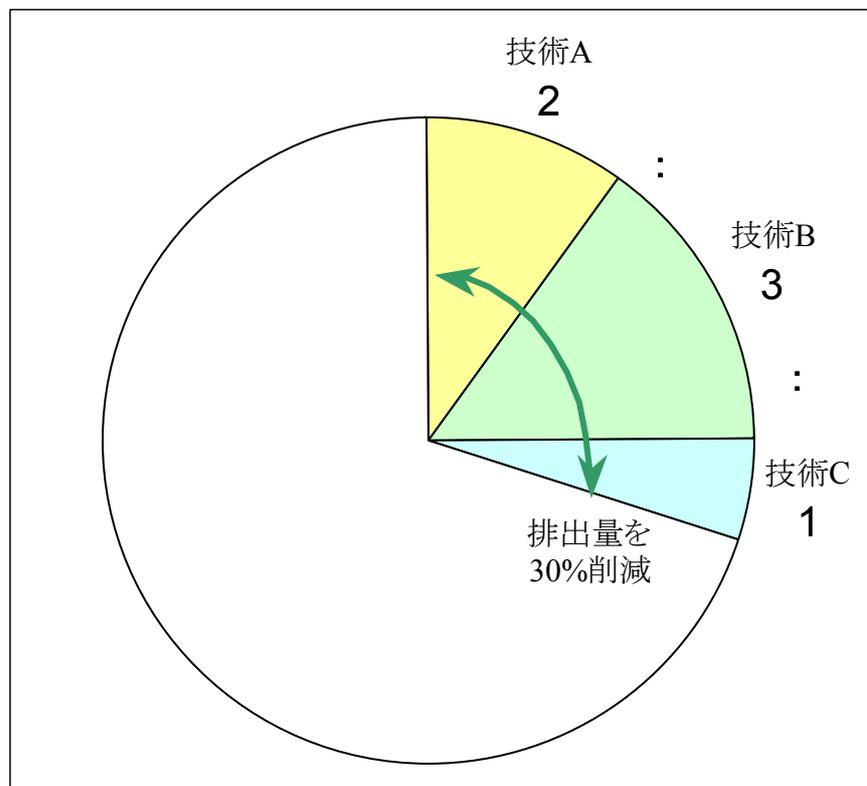
1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12

### 3.3. 各技術の 2010 年までの追加的導入量の推計

本節では、文献調査およびヒアリング調査の結果をもとに、VOC 排出施設に対する各技術の 2010 年までの追加的な導入量に係る推計式を設定し、それを用いた追加的導入量の推計を行う。

追加的導入量の推計に当たっては、排出削減対策が導入される場合、「各技術が占める割合は、イニシャルコスト，ランニングコスト，設置可能スペースに係るニーズをどれだけ充足しているか，にもとづいて配分される」と仮定する。その上で、各技術のニーズの充足状況の比に沿って排出削減対策が導入されていく際に、「2010 年までに排出量を 30%削減するために、どれだけ各技術を追加で導入する必要があるか」を推計することとする。

例として、適用できる技術が A, B, C の 3 種類で、技術 A が 2 項目，技術 B が 3 項目，技術 C が 1 項目のニーズを満たしている場合の、各技術の追加的な導入量の比を、図 VII-10 に示す。



13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20

図 VII-10 各技術の追加的な導入量の比の例

この「適用できる技術の数・種類」は、施設類型ごとで、また、排出抑制装置/回収装置(エンドオブパイプ対策)については、VOC 排出施設の排风量ごと、濃度ごとで異なると考えられる。文献調査およびヒアリング調査の結果をもとに、各技術が適用できる施設類型を表 VII-6 に、排出抑制装置/回収装置の各技術が向いている VOC 排出施設の排风量、濃度を図 VII-11 および表 VII-7 に、それぞれ整理する。

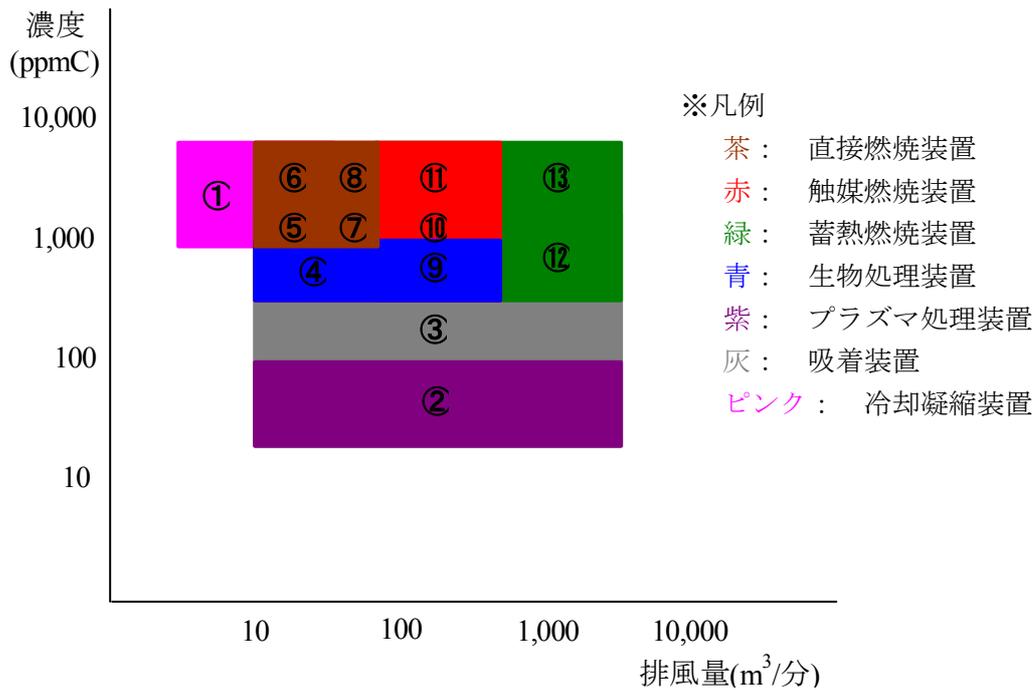
1

2 表 VII-6 各技術が適用できる施設類型

分類	施設類型		塗装	化学製 品製造	洗浄	印刷	貯蔵	接着	屋外 塗装	給油 所	クリー ニング
	技術名										
回収装置 排出抑制装置	1	直接燃焼装置	●	●	●	●		●			
	2	触媒燃焼装置	●	●	●	●		●			
	3	蓄熱燃焼装置	●	●	●	●		●			
	4	生物処理装置	●			●					
	5	プラズマ脱臭装置	●	●		●		●			
	6	吸着装置	●	●	●	●		●			
	7	冷却凝縮装置		●	●						
設備改善	8	エアレススプレーガン	●						●		
	9	静電スプレーガン	●		●						
	10	蓋・部分的な覆い			●	●					
	11	ペーパーリターン					●			●	
	12	浮き屋根式タンク					●				
	13	溶剤冷却装置									●
	14	ホットタイプ洗濯機									●
	15	回収機能付き乾燥機									●
工程管理	16	洗浄物の置き方の工夫			●						
	17	洗浄剤交換時の揮発防 止			●						
	18	洗浄物の移動の低速化, 液切り方法の改善			●						
資材転換	19	水性塗料, 無溶剤塗料	●								
	20	ハイソリッド型塗料	●								
	21	水性インキ				●					
	22	無溶剤インキ				●					
	23	IPA レス湿し水				●					
	24	低 VOC 接着剤						●			
	25	水系洗浄剤			●						
	26	準水系洗浄剤			●						
	27	炭化水素系洗浄剤			●						
	28	水洗い(ウェットクリー ニング)									●

1 出典：以下の文献をもとに編集

- 2 ・ 「平成 14 年度 揮発性有機化合物(VOC)排出に関する調査」(環境情報科学センタ
- 3 ー, 平成 15 年 3 月)
- 4 ・ 「東京都 VOC 対策ガイド[工場内編・屋外塗装編]」(東京都環境局, 平成 18 年 4
- 5 月)
- 6 ・ 排出抑制装置/回収装置メーカー 各社ホームページ
- 7



8

9 出典：以下の文献，および社団法人産業機械工業会環境装置部会へのヒアリング結果をもとに編

10 集

- 11 ・ 「東京都 VOC 対策ガイド[工場内編・屋外塗装編]」(東京都環境局, 平成 18 年 4 月)
- 12 ・ 「特別セミナー 実践的 VOC 排ガス処理対策・計測技術 講演要旨集」(エコケミスト
- 13 リー研究会, 平成 18 年 8 月)

14 図 VII-11 排出抑制装置/回収装置の各技術が向いている VOC 排出施設の排风量, 濃度(その 1)

15

1

2 表 VII-7 排出抑制装置/回収装置の各技術が向いている VOC 排出施設の排风量, 濃度(その 2)

排风量・濃度区分		向いている排出抑制装置/回収装置						
排风量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接 燃焼 装置	触媒 燃焼 装置	蓄熱 燃焼 装置	生物 処理 装置	プラズマ 脱臭装置	吸着 装置	冷却 凝縮 装置
① 10 未満	1,000~8,000							●
② 10~5,000	100 未満					●	●	
③ 10~5,000	100~500						●	
④ 10~約 90	500~1,000		●		●		●	
⑤ 10~約 50	1,000~2,000	●	●				●	●
⑥ 10~約 50	2,000~8,000	●	●					●
⑦ 約 50~約 90	1,000~2,000	●	●				●	
⑧ 約 50~約 90	2,000~8,000	●	●					
⑨ 約 90~約 600	500~1,000		●	●	●		●	
⑩ 約 90~約 600	1,000~2,000		●	●			●	
⑪ 約 90~約 600	2,000~8,000		●	●				
⑫ 約 600~5,000	500~2,000			●			●	
⑬ 約 600~5,000	2,000~8,000			●				

3

4 以下, 施設類型ごとに, 各技術の 2010 年までの追加的な導入量に係る具体的な推計式を検討す  
5 る.

6

## 7 3.3.1. 塗装施設への追加的導入量の推計

8 塗装施設においては, 「8 エアレススプレーガン」 「9 静電スプレーガン」について, 日本塗  
9 装機械工業会へのヒアリングにより, 2000 年と 2010 年における塗装施設への導入状況のデータ  
10 が得られた. そのため, これら 2 技術とそれ以外の技術とを分けて推計することとする.

11

## 12 (1) エアレススプレーガン, 静電スプレーガンに係る追加的導入量の推計

13 エアレススプレーガン, 静電スプレーガンの導入状況については, 日本塗装機械工業会へのヒ  
14 アリングの際に, 以下のコメントをいただいた.

- 15 ・ 60%くらいの施設でエアスプレーガンを採用しており, 残りをエアレススプレーガ  
16 ン, 及び静電スプレーガンと考えることができる.
- 17 ・ 規制対象施設では, 90%程度がエアレススプレーガン, または静電スプレーガンを導  
18 入していると考えられる.
- 19 ・ 自主的取組対象施設では, 15%程度がエアレススプレーガン, または静電スプレーガ

1           ン。屋外塗装では主にエアレススプレーガンが使用されている。  
 2           ・           エアレススプレーガンおよび静電スプレーガンで、2010年には市場全体の30%程度  
 3           を占めると思われる。その内訳としては、エアレススプレーガン、静電スプレーガンが半々  
 4           くらいの導入割合であろう。  
 5           したがって、エアレススプレーガン、および静電スプレーガンの導入割合を同等とし、上記  
 6           の導入割合に、「揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会報告書」(環境省、平  
 7           成17年2月)における規制対象/すそ切り以下/非対象別の塗装施設数をかけることにより、2000  
 8           年および2010年における導入施設数を推計することとする。

9           エアレススプレーガンの2010年までの追加的導入量  

$$= 30\%/2 \times pf_{total} - 90\%/2 \times pf_{reg} - 15\%/2 \times (pf_{foot} + pf_{asym}) \quad \dots (a)$$

10           静電スプレーガンの2010年までの追加的導入量  

$$= 30\%/2 \times pf_{total} - 90\%/2 \times pf_{reg} - 15\%/2 \times (pf_{foot} + pf_{asym}) \quad \dots (b)$$

11            $pf_{total}$  : 全塗装施設数(=2,901 施設)<sup>※</sup>

12            $pf_{reg}$  : 規制対象の塗装施設数(=348 施設)<sup>※</sup>

13            $pf_{foot}$  : すそ切り以下の装施設数(=1,552 施設)<sup>※</sup>

14            $pf_{asym}$  : 非対象(吹付塗装以外の塗装施設, 吹付塗装の用に供する乾燥又は焼付施設, 電着塗  
 15           装の用に供する乾燥又は焼付施設)の塗装施設数(=1,001 施設)<sup>※2</sup>

16           ※ 出典 : 「揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会報告書」(環 境省,  
 17           平成17年2月)

18  
 19           (a)式, (b)式より求めた, エアレススプレーガン, 静電スプレーガンの2000年および2010年  
 20           における導入施設数, 2010年までの追加的な導入量を, 表 VII-8 に示す。

21  
 22           表 VII-8 エアレススプレーガン, 静電スプレーガンの, 塗装施設への追加的な導入量

技術名	2000年における 導入施設数	2010年における 導入施設数	2000~2010年の追 加的な導入量
8 エアレススプレーガン	348	435	87
9 静電スプレーガン	348	435	87

23  
 24           (2) エアレススプレーガン, 静電スプレーガン以外の技術に係る追加的導入量の推計

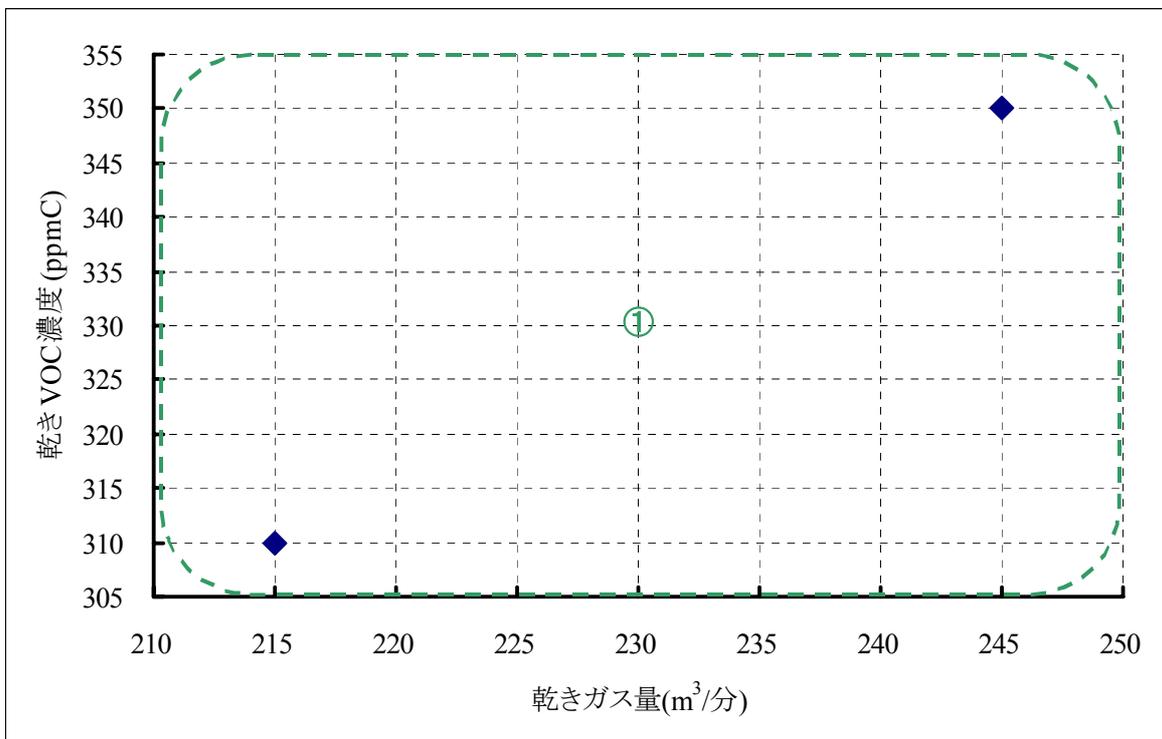
25           表 VII-6 に塗装施設に適用できる技術を示したが, 排出抑制装置/回収装置については, あら  
 26           ゆる排风量範囲, 濃度範囲の施設に適用できるわけではないし, 排风量ごとでイニシャルコスト,  
 27           ランニングコスト, 設置面積も変わってくる。

28           このことを考慮に入れた推計式とするために, 「第4回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対

1 策検討会 各小委員会資料」(環境省, 平成 17 年 1 月)で報告されている塗装施設の排风量・濃度  
2 の生データをもとに, 次の 2 つの視点から, 各施設を計 21 の排风量・濃度区分に分類し, 各区分  
3 の中で排出量を 30%削減していくことを仮定した.

- 4 ・ 排出抑制装置/回収装置の各技術が向いている VOC 排出施設の排风量・濃度(図  
5 VII-11, 表 VII-7 参照)
- 6 ・ VOC 排出施設の排风量ごとに(～10m<sup>3</sup>/分, ～100m<sup>3</sup>/分, ～300m<sup>3</sup>/分, ～1,000m<sup>3</sup>/分以  
7 上), 排出抑制装置/回収装置のイニシャルコスト, ランニングコスト, 設置面積は変わって  
8 くる(表 VII-4 参照)

9 規制対象/すそ切り以下/非対象の各塗装施設について, 本調査で仮定した排风量・濃度の区分  
10 を, 図 VII-12～図 VII-14 に示す.

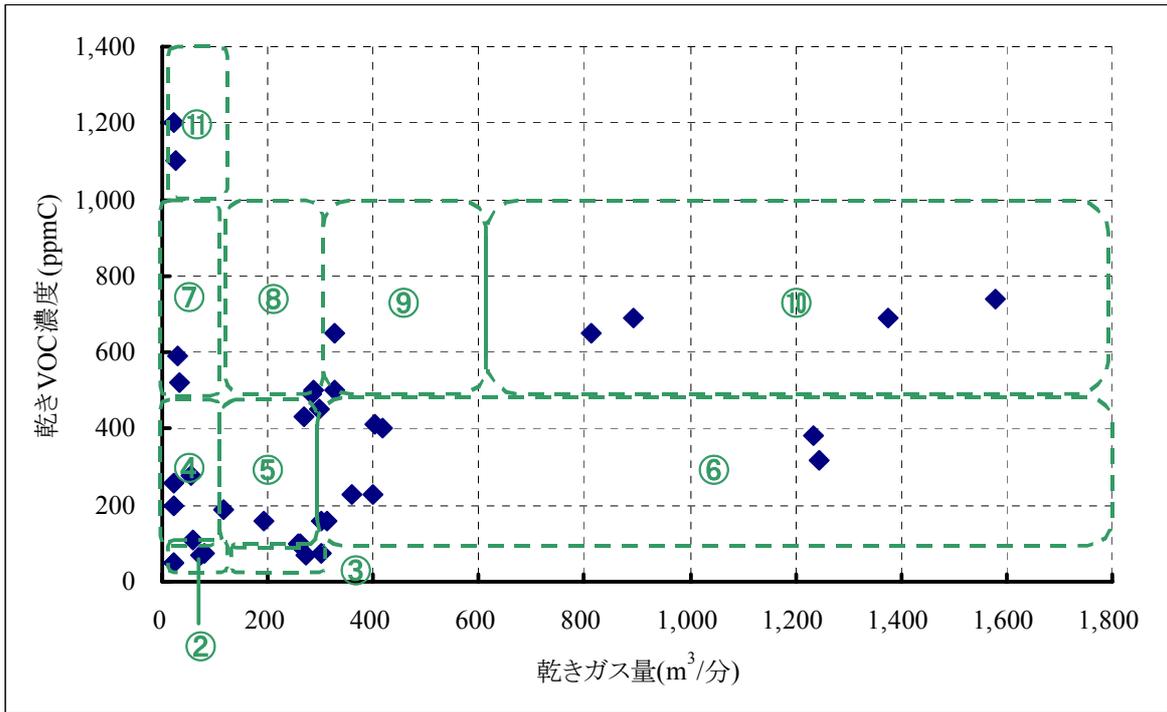


11

12

図 VII-12 規制対象の塗装施設に係る排风量・濃度区分

13

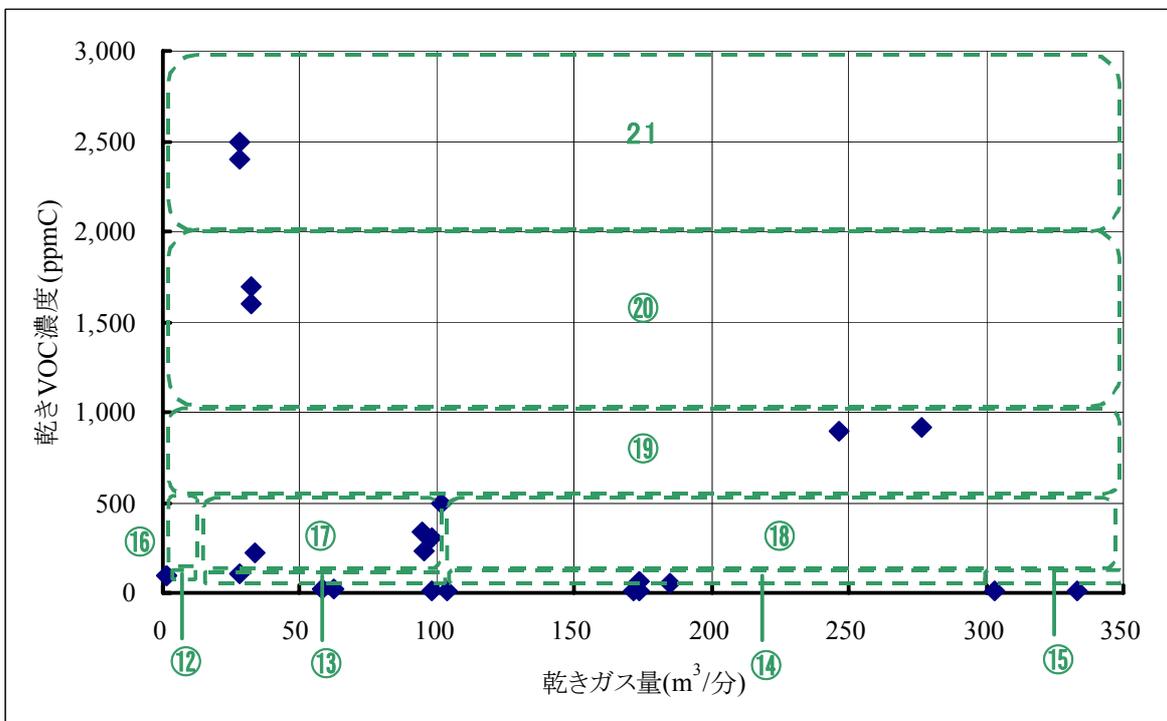


1

2

図 VII-13 すそ切り以下の塗装施設に係る排風量・濃度区分

3



4

5

図 VII-14 非対象の塗装施設に係る排風量・濃度区分

1

2 本項では、これら 21 の各区分において適用可能な技術を考え、その中で、各技術のニーズの  
3 充足状況の比に沿って排出削減対策が導入されていく場合に、排出量を 30%削減するために、  
4 どれだけ各技術を追加で導入する必要があるかを推計することとする。

5 具体的には、21 の各区分において適用可能な技術は、表 VII-9 のようになる。

6

1 表 VII-9 塗装施設の各排風量・濃度区分において適用可能な技術(エアレススプレーガン, 静電スプレーガン, 静電スプレーガンを除く)

対象	排風量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置				資材転換				
	排風量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置	プラズマ脱臭装置	吸着装置	水性塗料, 無溶剤塗料	ハイソリッド型塗料	
規 制 対 象	①	10～5,000						0or1※2	3	3	
	②	10～100	100未満				1	2	3	3	
	③	100～300	100未満				0or1※2	1	3	3	
	④	10～100	100～500					2	3	3	
	⑤	100～300	100～500					1	3	3	
	⑥	300～1,000	100～500					0or1※2	3	3	
	⑦	10～約90	500～1,000		1		0or1※2	2	3	3	
	⑧	100～300	500～1,000		0or1※2		0or1※2	1	3	3	
	⑨	300～約600	500～1,000		0	0	0	0or1※2	3	3	
	⑩	約600～1,000以上	500～1,000			0			0or1※2	3	
	⑪	10～約90	1,000～2,000	0	1				2	3	
	⑫	10未満	100未満					1or2※2	2or3※2	3	3
	⑬	10～100	100未満					1	2	3	3
	⑭	100～300	100未満					0or1※2	1	3	3
	⑮	300～1,000	100未満					0or1※2	0or1※2	3	3
	⑯	10未満	100～500						2or3※2	3	3
	⑰	10～100	100～500						2	3	3

排风量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置					資材転換		
		直接 燃焼 装置	触媒燃 焼装置	蓄熱燃 焼装置	生物処 理装置	プラズマ 脱臭装置	吸着装 置	水性塗料,無 溶剤塗料	ハイソリ ッド型塗 料
⑮	100～300						1	3	3
⑯	300～約600		0or1※2	0or1※2	0or1※2		1	3	3
⑳	10～約90	0	1				2	3	3
㉑	10～約90	0	1					3	3

1 ※1 表中の数字は、イニシャルコスト、ランニングコスト、設置面積のうち、中小企業のニーズ(表 VII-3 参照)を満たしている項目

2 数

3 ※2 表 VII-3 において、塗装・接着・洗浄に係るニーズ情報を用いた場合の充足項目数と、塗装のみに係るニーズ情報を用いた場合の充足項目数を表す。以下の計算では、中間値(“0or1” の場合 “0.5”)を用いることとする。

4

1 各排風量・濃度区分において排出量を 30%削減するために、どれだけ各技術を追加で導入す  
2 る必要があるかについては、次のような考え方で推計することとする。

3 例えば、適用できる技術が A, B, C の 3 種類で、技術 A が 2 項目、技術 B が 3 項目、技術 C  
4 が 1 項目のニーズを満たしている場合、各技術のニーズの充足状況の比に沿って排出削減対策が  
5 導入されていくとすると、1 項目のニーズを満たした技術が導入される施設数を  $f$  とし、(c)  
6 式が成り立つはずである。

$$7 \quad (2 \times e_A + 3 \times e_B + 1 \times e_C) \times f \times mv_{pf}(x) = v_{pf} \times 30\% \times p(x) \quad \dots (c)$$

8  $e_A, e_B, e_C$  : 技術 A, B, C の効果<sup>※1</sup>

9  $f$  : 1 項目のニーズを満たした技術が導入される施設数

10  $mv_{pf}(x)$  : 排風量・濃度区分  $x$  における 1 施設当たり排出量<sup>※2</sup>

11  $v_{pf}$  : 塗装施設からの VOC 排出量<sup>※3</sup>

12  $p(x)$  : 全排出量のうち、排風量・濃度区分  $x$  が占める割合<sup>※2</sup>

13 出典 :

14 ※1 表 VII-4 参照

15 ※2 「揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会報告書」(環境省, 平成  
16 17年2月)をもとに算出

17 ※3 「日本の VOC 排出量」(環境省, 平成 15 年 3 月)

18  
19 (c)式をもとに  $f$  を算出し、それに各技術が充足しているニーズの項目数をかければ、当該区  
20 分において排出量を 30%削減するために、追加的に導入すべき施設数が求まる。

21 このようにして求めた、排出量を 30%削減するために必要な、各技術の追加的な導入量を表  
22 VII-10 に示す。

1 表 VII-10 塗装施設への各技術の追加的な導入量(エアレススプレーガン、静電スプレーガンを除く)

対象	排风量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置					資材転換		計		
	排风量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置	プラズマ脱臭装置	吸着装置	水性塗料, 無溶剤塗料		ハイソリッド型塗料	
規制対象	①	10~5,000	0	0	0	0	0	0	11	65	65	
		小計	0	0	0	0	0	0	11	65	65	
	すそ切り以下	②	10~100	0	0	0	0	7	15	22	22	22
			100~300	0	0	0	0	2	5	14	14	14
		④	10~100	0	0	0	0	0	17	25	25	25
			100~300	0	0	0	0	0	17	52	52	52
		⑥	300~1,000	0	0	0	0	0	11	65	65	65
			10~約90	0	4	0	2	0	7	11	11	11
		⑧	100~300	0	1	1	1	0	2	6	6	6
			300~約600	0	0	0	0	0	3	16	16	16
		⑩	約600~1,000以上	0	0	0	0	0	5	32	32	32
10~約90	0		4	0	0	0	7	11	11	11		
小計		0	8	1	3	10	89	254	254	254		
非対象	⑫	10 未満	0	0	0	0	2	4	5	5	5	
		10~100	0	0	0	0	5	11	16	16	16	
	⑭	100~300	0	0	0	0	6	11	33	33	33	
		300~1,000	0	0	0	0	2	2	14	14	14	
	⑯	10 未満	0	0	0	0	0	5	6	6	6	

排风量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置						資材転換		計
排风量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接 燃焼 装置	触媒 燃焼 装置	蓄熱 燃焼 装置	生物 処理 装置	プラズマ 脱臭装置	吸着 装置	水性塗料, 無 溶剤塗料	ハイソリ ッド型塗 料	
⑰	10~100	0	0	0	0	0	21	31	31	
⑱	100~300	0	0	0	0	0	2	7	7	
⑲	300~約600	0	2	2	2	0	4	12	12	
⑳	10~約90	0	4	0	0	0	7	11	11	
21	10~約90	0	5	0	0	0	0	14	14	
小計		0	10	2	2	16	67	148	148	
計		0	18	3	5	25	167	468	468	
計									1,155	1,155

1 (3) 塗装施設への各技術の追加的導入量

2 (1), (2)から, 塗装施設への各技術の追加的導入量は, 表 VII-11 のように求まる.

3

4 表 VII-11 塗装施設への各技術の追加的導入量

排出抑制装置/回収装置					設備改善		資材転換		計
直接 燃焼 装置	触媒 燃焼 装置	蓄熱 燃焼 装置	生物 処理 装置	プラズマ 脱臭装置	吸着 装置	エアレス スプレー ガン	静電スプ レーガン	水性塗料, 無 溶剤塗料	
0	18	3	5	25	167	87	87	468	468
							87	87	1,155

5

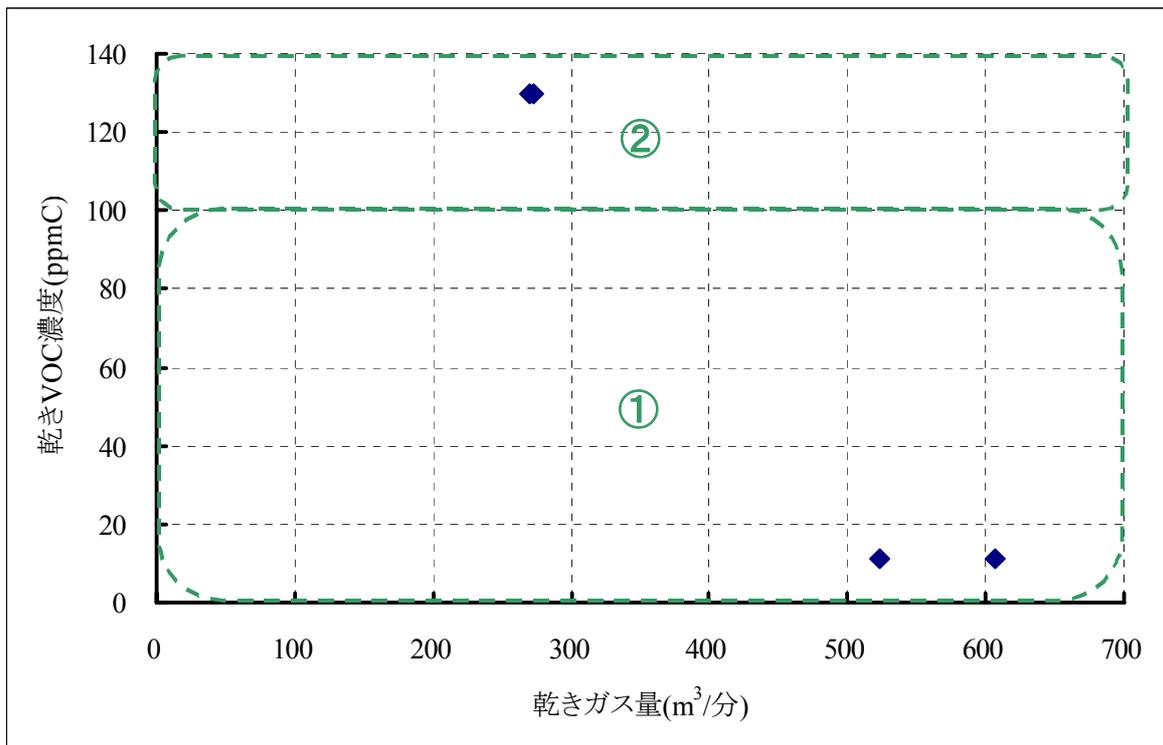
1 3.3.2. 化学製品製造施設への追加的導入量の推計

2 化学製品製造施設についても、3.3.1(2)で示した推計式と同様の方法を採用する。

3 具体的には、「第4回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料」(環境省、  
4 平成17年1月)で報告されている化学製品製造施設の排风量・濃度の生データをもとに、各施設  
5 を2つの排风量・濃度区分に分類し、各区分の中で排出量を30%削減していくことを仮定した。た  
6 だし、上記の資料では、規制対象施設についての排风量・濃度データしか得られなかったため、  
7 化学製品製造施設については、規制対象施設のみで30%削減するとの推計にした。

8 本調査で仮定した排风量・濃度の区分を、図 VII-15 に示す。

9



10

11

図 VII-15 化学製品製造施設に係る排风量・濃度区分

12

13 これら2つの各区分において適用可能な技術は、表 VII-12 のようになる。

14

1

2 表 VII-12 化学製品製造施設の各排風量・濃度区分において適用可能な技術

		排風量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置	
		排風量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	プラズマ脱臭装置	吸着装置
対象 規制	①	10～5,000	100 未満	1	0
	②	10～5,000	100～500		1

3 ※ 表中の数字は、イニシャルコスト、ランニングコスト、設置面積のうち、中小企業の  
4 ニーズ(表 VII-3 参照)を満たしている項目数

5 3-1(2)と同様の考え方で求めた、各排風量・濃度区分において排出量を 30%削減するために  
6 必要な、各技術の追加的な導入量を表 3-8 に示す。

7

8 表 VII-13 化学製品製造施設への各技術の追加的な導入量

		排風量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置		計
		排風量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	プラズマ脱臭装置	吸着装置	
対象 規制	①	10～5,000	100 未満	28	0	56
	②	10～5,000	100～500	0	28	
計				28	28	56

9

## 10 3.3.3. 洗浄施設への追加的な導入量の推計

11 洗浄施設についても、3-1(2)で示した推計式と同様の方法を採用する。

12 「第4回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料」(環境省, 平成17年1  
13 月)で報告されている洗浄施設の排風量・濃度の生データは、データ数が少ないため、各施設を1  
14 つの排風量・濃度区分で考えればよいことがわかる(図 VII-16 参照)。この中で、排出量を30%削  
15 減していくことを考える。ただし、上記の資料では、データ数が少ないことに加えて、すそ切り  
16 の指標である液面面積別の施設数データが得られなかったため、規制対象施設とすそ切り以下の  
17 施設を区別することができなかった。

18

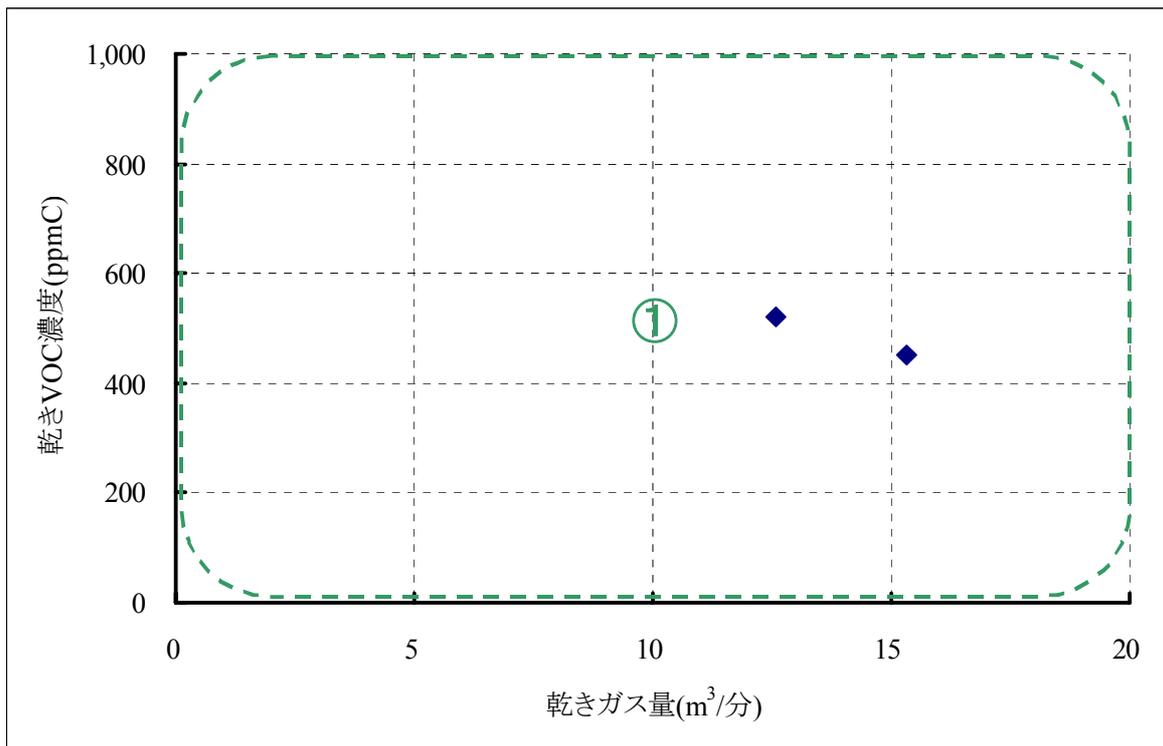


図 VII-16 洗浄施設に係る排風量・濃度区分

生データが入手できた洗浄施設の排風量・濃度の範囲で適用可能な技術は、表 VII-14 の通り。

表 VII-14 洗浄施設の各排風量・濃度区分において適用可能な技術

排風量・濃度区分	排出抑制装置/回収装置	設備改善	工程管理			資材転換		
			揮発防止	洗浄剤交換時の工夫	低速度・液切り方法の改善	水系洗浄剤	準水系洗浄剤	炭化水素系洗浄剤
① 10~5,000 (m³/分) 100~1,000 (ppmC)	吸着装置	蓋・部分的な覆い	2	2	2	0	1	2

※ 表中の数字は、イニシャルコスト，ランニングコスト，設置面積のうち，中小企業のニーズ(表 VII-3 参照)を満たしている項目数

3.3.1 項(2)と同様の考え方で求めた，上記の排風量・濃度範囲において排出量を 30%削減するために必要な，各技術の追加的な導入量を表 VII-15 に示す。

1 表 VII-15 洗浄施設への各技術の追加的な導入量

①	排風量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置 吸着装置	設備改善 蓋・部分的な覆い	工程管理			資材転換			計
	排風量範囲 (m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲 (ppmC)			の工夫	揮発防止 洗浄物の置き方	洗浄剤交換時の 法の改善 低速化・液切り方	洗浄物の移動の 水系洗浄剤	水系洗浄剤 準水系洗浄剤	炭化水素系洗浄 剤	
	10～5,000	100～1,000	107	71	71	71	71	0	36	71	498

2

3 3.3.4. 印刷施設への追加的な導入量の推計

4 印刷施設においては、オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設について、排風量・  
5 濃度の生データが得られなかった。したがって、本調査では、グラビア印刷関連施設(グラビア印  
6 刷施設、グラビア印刷の用に供する乾燥又は焼付施設)とオフセット輪転印刷の用に供する乾燥又  
7 は焼付施設とを分けて推計することとする。

8 また、「19 水性インキ」については、社団法人日本印刷産業連合会へのヒアリングの際に、以  
9 下のコメントをいただいたので、2010年までの追加的な導入量0として推計する。

10 ・ 水性インキは、イニシャルコストが大きいので、2010年における導入状況は、2000  
11 年時とほぼ変わらないと思われる。

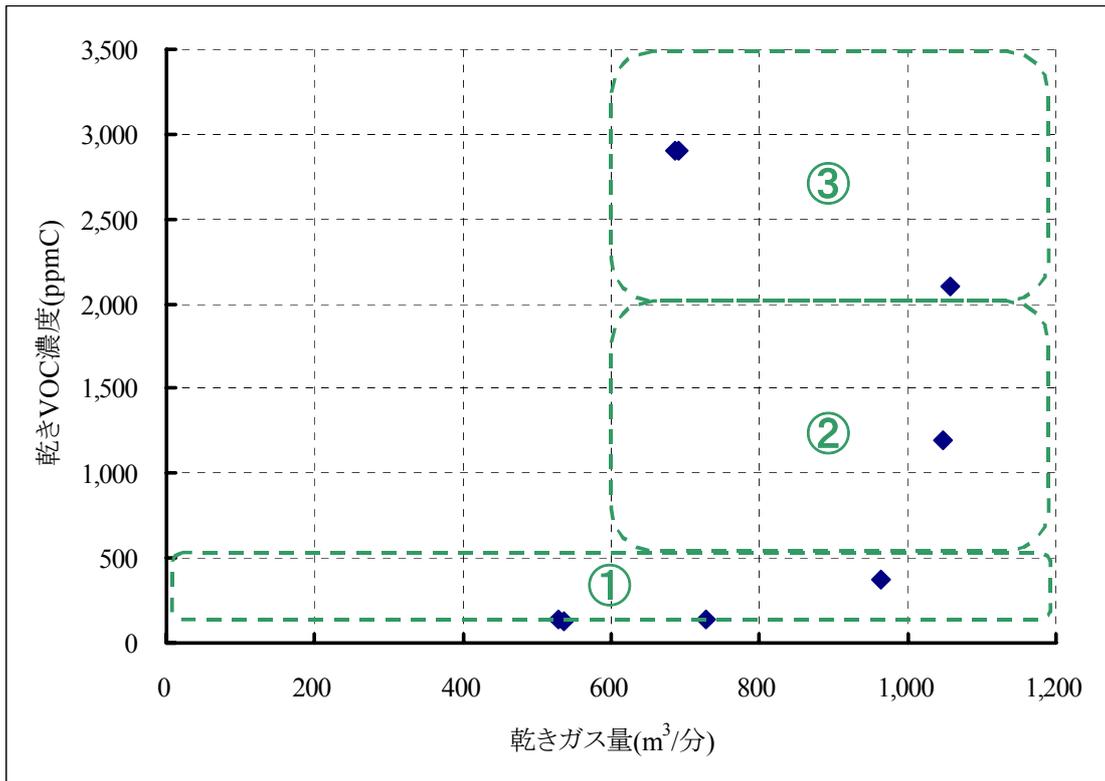
12 (1) グラビア印刷関連施設への追加的な導入量の推計

13 グラビア印刷関連施設(グラビア印刷施設、グラビア印刷の用に供する乾燥又は焼付施設)につ  
14 いては、3.3.1項(2)で示した推計式と同様の方法を採用する。

15 具体的には、「第4回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料」(環境  
16 省、平成17年1月)で報告されているグラビア印刷関連施設の排風量・濃度の生データをもとに、  
17 各施設を計16の排風量・濃度区分に分類し、各区分の中で排出量を30%削減していくことを仮  
18 定した。

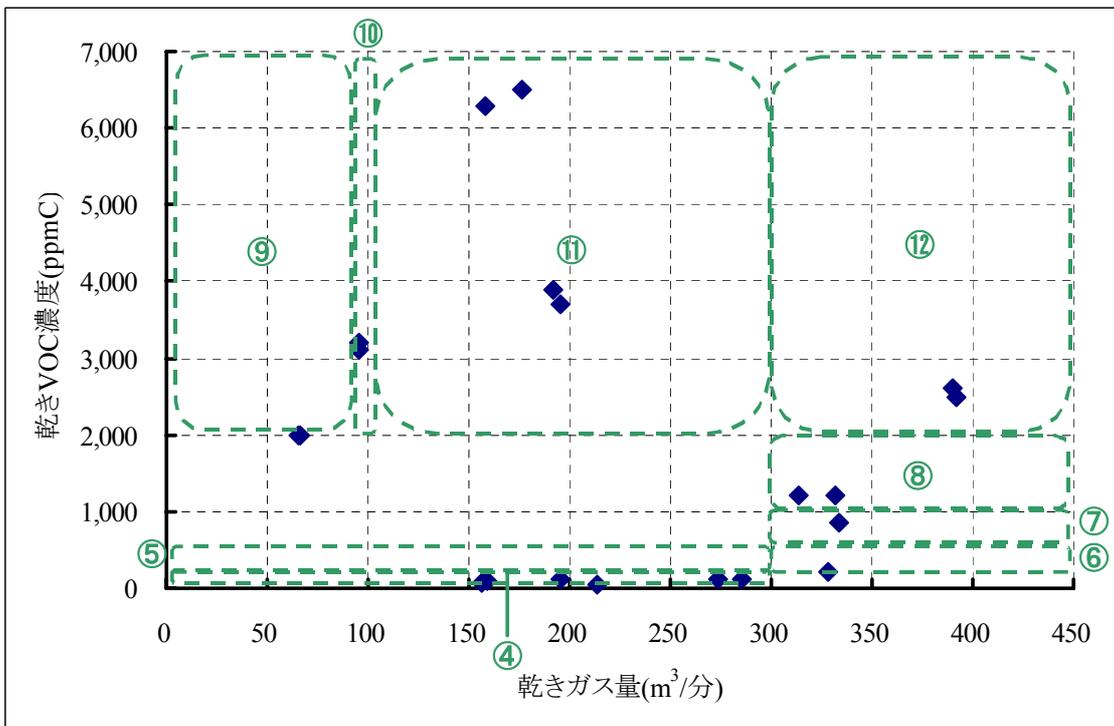
19 規制対象/すそ切り以下/非対象の各グラビア印刷関連施設について、本調査で仮定した排風  
20 量・濃度の区分を、図VII-17～図VII-19に示す。

21



1  
2  
3

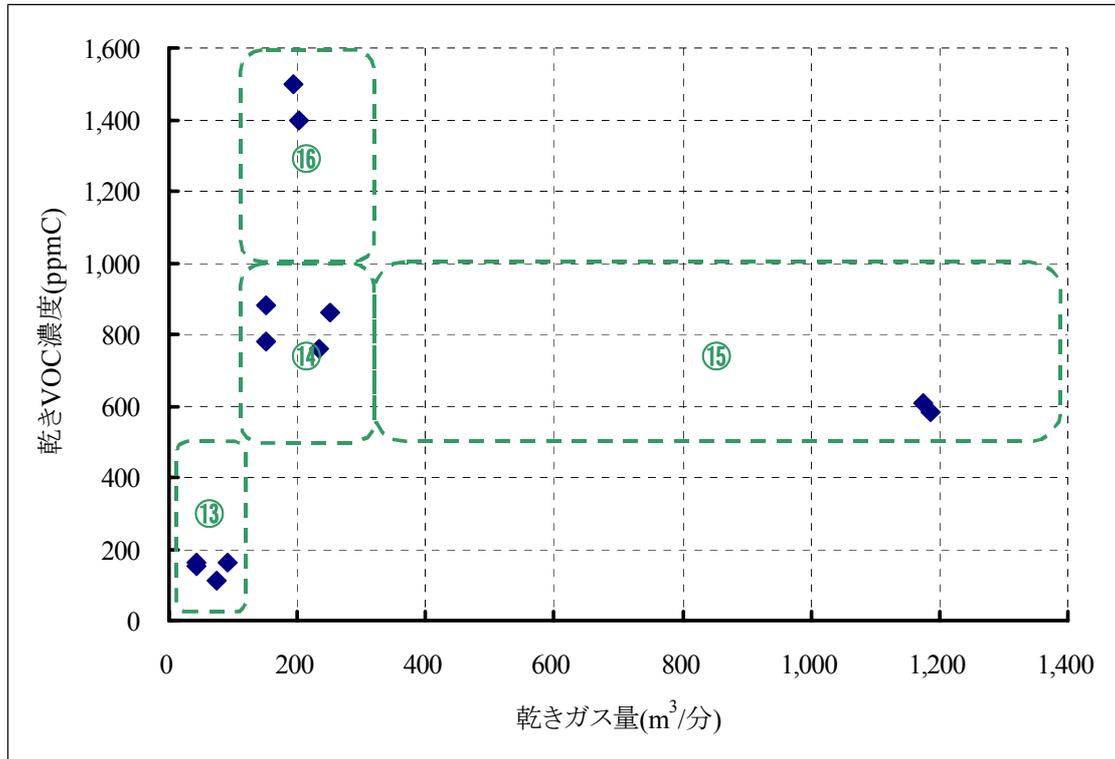
図 VII-17 規制対象のグラビア印刷関連施設に係る排风量・濃度区分



4  
5

図 VII-18 すそ切り以下のグラビア印刷関連施設に係る排风量・濃度区分

1



2

3

図 VII-19 非対象のグラビア印刷関連施設に係る排风量・濃度区分

4

5

これら 16 の各区分において適用可能な技術は、表 VII-16 のようになる。

1 表 VII-16 グラビア印刷関連施設の各排風量・濃度区分において適用可能な技術

排風量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置					設備改善	
排風量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置	プラズマ脱臭装置	吸着装置	蓋・部分的な覆い
規制対象	① 300～1,000						3	2
	② 約600～1,000以上			2			3	2
	③ 約600～1,000以上			2				2
すそ切り以下	④ 100～300					3	3	2
	⑤ 100～300						3	2
	⑥ 300～1,000						3	2
	⑦ 300～約600		3	2	1		3	2
	⑧ 300～約600		3	2			3	2
	⑨ 10～約90	1,000～2,000	3	3			3	2
	⑩ 約90～100	2,000～8,000		3	3			2
	⑪ 100～300	2,000～8,000		3	3			2
非対象	⑫ 300～約600		3	2				2
	⑬ 10～100	100～500					3	2
	⑭ 100～300	500～1,000		3	3	3	3	2
	⑮ 約600～1,000以上	500～1,000			2		3	2
⑯ 100～300	1,000～2,000		3	3		3	2	

2 ※表中の数字は、イニシャルコスト、ランニングコスト、設置面積のうち、中小企業のニーズ(表2-2 参照)を満たしている項目数

3

4 3-1(2)と同様の考え方で求めた、各排風量・濃度区分において排出量を30%削減するために必要な、各技術の追加的な導入量を表 VII-17 に示

1 す.

2

3 表 VII-17 グラビア印刷関連施設への各技術の追加的な導入量

	排风量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置				設備改善			計	
	排风量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置	プラズマ脱臭装置	吸着装置	蓋・部分的な覆い		
①	300~1,000	100~500	0	0	0	0	0	44	29	160	
②	約 600~1,000 以上	1,000~2,000	0	0	9	0	0	13	9		
③	約 600~1,000 以上	2,000~8,000	0	0	28	0	0		28		
	小計		0	0	37	0	0	57	66		
④	100~300	100 未満	0	0	0	0	14	14	9	245	
⑤	100~300	100~500	0	0	0	0	0	26	17		
⑥	300~1,000	100~500	0	0	0	0	0	9	6		
⑦	300~約 600	500~1,000	0	3	2	1	0	3	2		
⑧	300~約 600	1,000~2,000	0	7	5	0	0	7	5		
⑨	10~約 90	1,000~2,000	6	6	0	0	0	6	4		
⑩	約 90~100	2,000~8,000	0	9	9	0	0	0	6		
⑪	100~300	2,000~8,000	0	17	17	0	0	0	11		
⑫	300~約 600	2,000~8,000	0	10	7	0	0	0	7		
	小計		6	52	40	1	14	65	67		
⑬	10~100	100~500	0	0	0	0	0	87	58		384
⑭	100~300	500~1,000	0	26	26	26	0	26	17		
⑮	約 600~1,000 以上	500~1,000	0	0	18	0	0	27	18		

排風量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置				設備改善			計
排風量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置	プラズマ脱臭装置	吸着装置	蓋・部分的な覆い	
⑩	100～300	0	15	15	0	0	15	10	
	小計	0	41	59	26	0	155	103	
	計	6	93	136	27	14	277	236	789

1

2 (2) オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設に係る追加的導入量の推計

3 オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設については、排風量・濃度の生データが得られなかったため、排風量・濃度の区分分けをせ  
 4 ずに、規制対象/すそ切り以下別の適用可能な技術、およびオフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設の中で排出量を 30%削減するため  
 5 に必要な、各技術の追加的な導入量を考えることとする。

6 オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設において適用可能な技術は、表 VII-18 の通り。

7

8 表 VII-18 オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設において適用可能な技術

規制対象/すそ切り以下	排出抑制装置/回収装置				設備改善			資材転換		
	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置	プラズマ脱臭装置	吸着装置	蓋・部分的な覆い	水性インキ	無溶剤インキ	IPA レス 湿し水
	2	3	2	1	2	3	2		2	3

9

10 3-1(2)と同様の考え方で求めた、オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設の中で排出量を 30%削減するために必要な、各技術の追加的  
 11 な導入量を表 VII-19 に示す。

12

1 表 VII-19 オフセット輪転印刷の用に供する乾燥又は焼付施設への各技術の追加的な導入量

	排出抑制装置/回収装置				設備改善 蓋・部分的な覆い	資材転換			計	
	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置		プラズマ脱臭装置	吸着装置	水性インキ		無溶剤インキ
規制対象	4	6	4	2	4	6	0	0	6	38
すそ切り以下	24	36	24	12	24	36	0	24	36	241

2

3 (3) 印刷施設への追加的な導入量

4 (1), (2)から, 印刷施設に対する2010年までの各技術の追加的な導入量は, 表 VII-20 のように求まる.

5

6 表 VII-20 印刷施設への各技術の追加的な導入量

	排出抑制装置/回収装置				設備改善 蓋・部分的な覆い	資材転換			計	
	直接燃焼装置	触媒燃焼装置	蓄熱燃焼装置	生物処理装置		プラズマ脱臭装置	吸着装置	水性インキ		無溶剤インキ
規制対象	4	6	41	2	70	63	0	0	6	197
すそ切り以下	30	88	59	13	91	101	0	24	36	480
非対象	0	41	59	26	104	155	0	0	0	386
計	34	136	159	41	265	319	0	24	42	1,063

7

1 3.3.5. 貯蔵施設への追加的導入量の推計

2 貯蔵施設については、イニシャルコスト、ランニングコスト、設置面積に係るニーズ情報が得  
3 られなかったため、中央環境審議会の第6回揮発性有機化合物排出抑制専門委員会(平成17年6  
4 月開催)における石油連盟のプレゼンテーションにもとづいた推計を行うこととする。

5 「第6回 揮発性有機化合物排出抑制専門委員会資料」(環境省、平成17年6月)には、石油連  
6 盟における“今後の対応”として、以下の記述がある。

7 ・ 規制措置への対応として、固定屋根式タンクの浮き屋根化を実施する。2,000kl 以上  
8 の固定屋根式タンクを改造することにより、7千トン程度の削減が見込まれる。これは、12  
9 年度の排出量に対して、約10%削減に相当。

10 ・ 自主的取組として、費用対効果を勘案して、法規制+自主的取組で、できる限り12  
11 年度比30%を超える削減を目指す。費用対効果の期待できる効率的な対策としては、陸上出  
12 荷設備へのVOC回収装置の設置などが挙げられる。

13 したがって、本調査では、2,000kl以上の固定屋根式タンクについて「12 浮き屋根式タンク」  
14 が導入され、その上で、排出量を30%削減するための不足分について、「11 ベーパーリターン」  
15 が設置されると仮定する。

16 第2回揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会貯蔵小委員会(平成16年9月開催)における  
17 石油連盟のプレゼンテーションによると、原油、ナフサ・ガソリンに係る固定屋根式タンクの基  
18 数・容量は、表VII-21の通りとなっている。表VII-21には、タンク容量と比例すると仮定して  
19 算出した、VOC排出量も併せて示すこととする。

20

21 表 VII-21 原油、ナフサ・ガソリンに係る固定屋根式タンクの基数・容量

容量区分(kl)	原油			ナフサ・ガソリン		
	基数	容量計(kl)	排出量(t)	基数	容量計(kl)	排出量(t)
50,000～	0	0	0	0	0	0
30,000～50,000	0	0	0	0	0	0
10,000～30,000	0	0	0	0	0	0
5,000～10,000	0	0	0	10	69,299	13,253
3,000～5,000	1	4,984	953	13	43,009	8,225
1,000～3,000	3	9,000	1,721	58	99,451	19,020
～1,000	6	3,734	714	172	81,947	15,672
計	10	17,718	3,389	253	293,706	56,171

22 出典：「第2回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 貯蔵小委員会資料」(環境省、  
23 平成16年9月)

24

25 1,000～2,000klの固定屋根式タンクの基数が、1,000～3,000klの基数の半数と仮定すると、2,000kl  
26 以上の固定屋根式タンクは55基(容量171,518kl、排出量32,803t)となり、これが「12 浮き屋根式  
27 タンク」の追加的な導入量に等しくなる。

1  
 2 また、排出量を 30%削減するための不足分を補うための、「11 ベーパーリターン」の 2010 年  
 3 までの追加的導入量は、下式により求まる。

ベーパーリターンの2010年までの追加的導入量

$$4 \quad = \left( \underbrace{30\% - 32,803 \times \frac{e_{fl}}{V_{sh}}}_{\substack{\text{浮き屋根式タ} \\ \text{ンクによる排} \\ \text{出量の削減割} \\ \text{30\%削減するための} \\ \text{不足分}}} \right) \div \underbrace{\frac{e_{vp}}{V_{sh}}}_{\substack{\text{ベーパーリターン} \\ \text{により削減すべき} \\ \text{排出量}}} \div mv_{sh,<2,000} \quad \dots (d)$$

$$10 \quad \text{なお, } mv_{sh,<2,000} = \frac{V_{sh,<2,000} + V_{ss}}{f_{sh,<2,000} + f_{ss}} \quad \dots (e)$$

- 11  $e_{fl}$ ,  $e_{vp}$  : 浮き屋根式タンク, ベーパーリターンの効果<sup>\*1</sup>  
 12  $V_{sh}$ ,  $V_{ss}$  : 貯蔵出荷施設, および給油所からの VOC 排出量<sup>\*2</sup>  
 13  $mv_{sh,<2,000}$  : 2,000kl 以下の貯蔵出荷施設 1 施設当たりの VOC 排出量  
 14  $V_{sh,<2,000}$  : 2,000kl 以下の貯蔵出荷施設からの VOC 排出量<sup>\*3</sup>  
 15  $f_{sh,<2,000}$  : 2,000kl 以下の貯蔵出荷施設の施設数<sup>\*3</sup>  
 16  $f_{ss}$  : 給油所の施設数(事業所数に等しいと見なす)<sup>\*4</sup>

17 出典 :

- 18 ※1 表 VII-4 参照  
 19 ※2 「日本の VOC 排出量」(環境省, 平成 15 年 3 月)  
 20 ※3 表 VII-21 参照  
 21 ※4 「エネルギー白書 2005」(資源エネルギー庁, 平成 17 年 11 月)

23 以上から、ベーパーリターン、浮き屋根式タンクに係る 2010 年までの追加的な導入量は、表  
 24 VII-22 のように求まる。

26 表 VII-22 貯蔵出荷施設への各技術の追加的な導入量

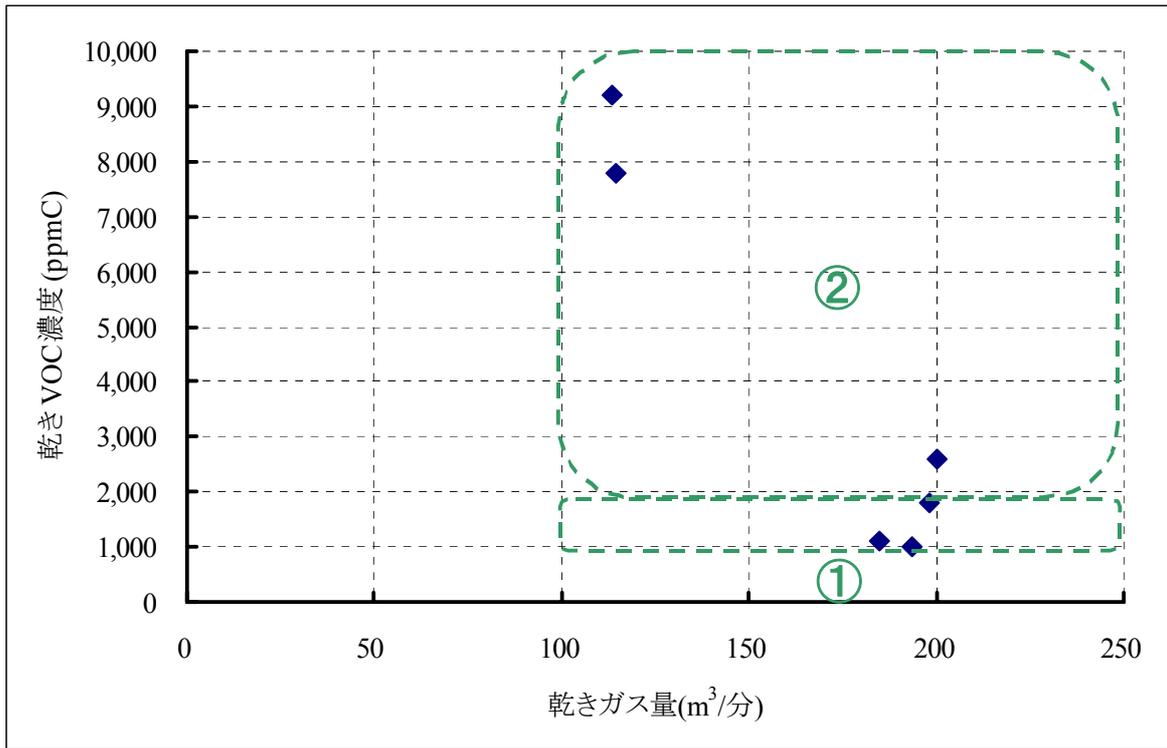
技術名	2010 年までの追加的な導入量
11 ベーパーリターン	55
12 浮き屋根式タンク	10,022

27  
 28 3.3.6. 接着施設への追加的導入量の推計  
 29 接着施設についても、3.3.1 項(2)で示した推計式と同様の方法を採用する。

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7

具体的には、「第4回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料」(環境省, 平成17年1月)で報告されている接着施設の排风量・濃度の生データをもとに, 各施設を計10の排风量・濃度区分に分類し, 各区分の中で排出量を30%削減していくことを仮定した.

規制対象/すそ切り以下の各接着施設について, 本調査で仮定した排风量・濃度の区分を, 図VII-20~図VII-21に示す.



8  
9  
10

図 VII-20 規制対象の接着施設に係る排风量・濃度区分

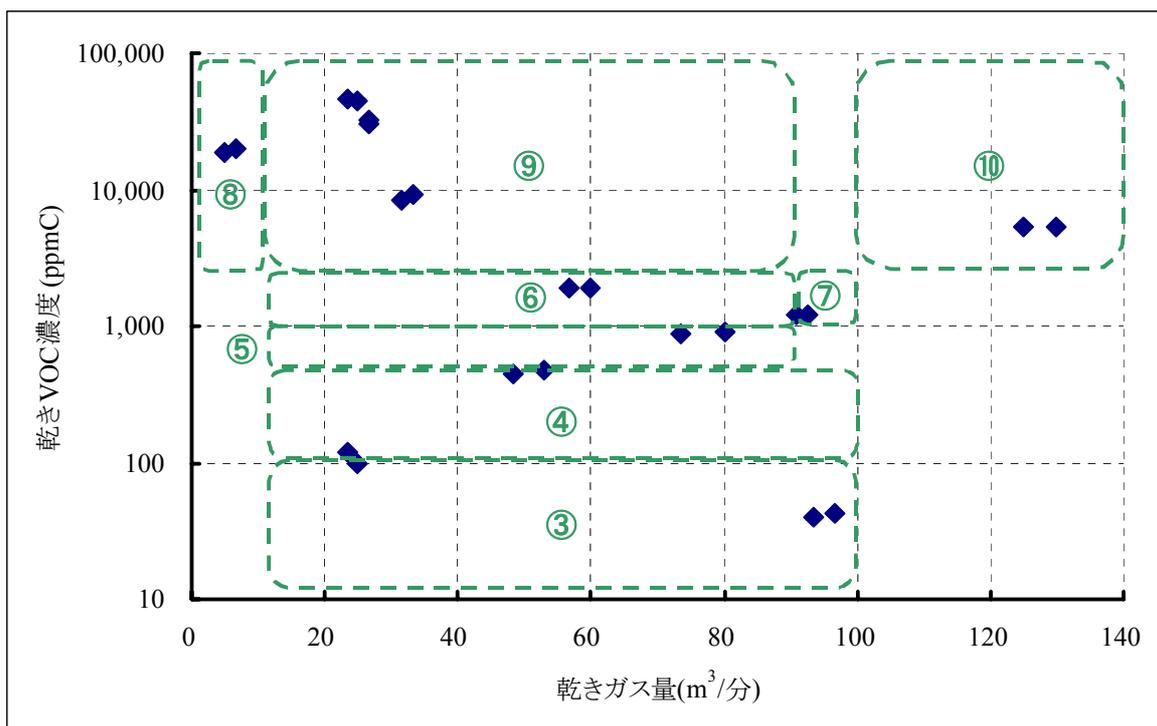


図 VII-21 すそ切り以下の接着施設に係る排风量・濃度区分

これら 10 の各区分において適用可能な技術は、表 VII-23 のようになる。

表 VII-23 接着施設の各排风量・濃度区分において適用可能な技術

		排风量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置					資材転換
		排风量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接 燃焼 装置	触媒 燃焼 装置	蓄熱 燃焼 装置	プラズマ 脱臭装置	吸着 装置	低 VOC 接着剤
対象 規制	①	100~300	1,000~2,000		1	1		2	1
	②	100~300	2,000~8,000		1	1			1
すそ 切り 以下	③	10~100	100 未満				2	3	1
	④	10~100	100~500					3	1
	⑤	10~約 90	500~1,000		2			3	1
	⑥	10~約 90	1,000~2,000	0	2			3	1
	⑦	約 90~100	1,000~2,000		2	1		3	1
	⑧	10 未満	2,000~8,000	2	3				1
	⑨	10~約 90	2,000~8,000	0	2				1
	⑩	100~300	2,000~8,000		1	1			1

1 ※表中の数字は、イニシャルコスト、ランニングコスト、設置面積のうち、中小企業のニーズ  
2 (表 VII-3 参照)を満たしている項目数

3

4 3.3.1 項(2)と同様の考え方で求めた、各排风量・濃度区分において排出量を 30%削減するため  
5 に必要な、各技術の追加的な導入量を表 VII-24 に示す。

6

7 表 VII-24 接着施設への各技術の追加的な導入量

		排风量・濃度区分		排出抑制装置/回収装置					資材転換	計
		排风量範囲(m <sup>3</sup> /分)	濃度範囲(ppmC)	直接 燃焼 装置	触媒 燃焼 装置	蓄熱 燃焼 装置	プラズマ 脱臭装置	吸着 装置	低 VOC 接着剤	
対象 規制	①	100～300	1,000～2,000	0	10	10	0	19	10	95
	②	100～300	2,000～8,000	0	15	15	0	0	15	
	小計				0	25	25	0	19	
すそ 切り 以下	③	10～100	100 未満	0	0	0	3	4	1	93
	④	10～100	100～500	0	0	0	0	13	4	
	⑤	10～約 90	500～1,000	0	3	0	0	4	1	
	⑥	10～約 90	1,000～2,000	0	3	0	0	4	1	
	⑦	約 90～100	1,000～2,000	0	2	1	0	4	1	
	⑧	10 未満	2,000～8,000	3	4	0	0	0	1	
	⑨	10～約 90	2,000～8,000	0	16	0	0	0	8	
	⑩	100～300	2,000～8,000	0	3	3	0	0	3	
	小計				3	31	4	3	30	
計				3	57	29	3	49	47	188

8

9 3.3.7. クリーニング施設への追加的な導入量の推計

10 クリーニング施設については、排出抑制装置/回収装置が適用できないこと、排风量・濃度の生  
11 データが得られなかったことから、3.3.4 項(2)と同様に、排风量・濃度の区分分けをせずに、規制  
12 対象/すそ切り以下別の適用可能な技術、および排出量を 30%削減するために必要な、各技術の追  
13 加的な導入量を考えることとする。

14 クリーニング施設において適用可能な技術は、表 VII-25 の通り。

15

1

2 表 VII-25 クリーニング施設において適用可能な技術

設備改善			資材転換
溶剤冷却装置	ホットタイプ洗濯機	回収機能付き洗濯機	水洗い(ウェットクリーニング)
2	3	3	2

3

4 3.3.1 項(2)と同様の考え方で求めた、排出量を 30%削減するために必要な、各技術の追加的な導  
5 入量を表 VII-26 に示す。

6

7 表 VII-26 クリーニング施設への各技術の追加的な導入量

設備改善			資材転換	計
溶剤冷却装置	ホットタイプ洗濯機	回収機能付き洗濯機	水洗い(ウェットクリーニング)	
8,145	12,218	12,218	8,145	40,727

8

9 3.3.8. 各施設類型への追加的な導入量

10 3.3.1 項~3.3.7 項より、各施設類型に対する 2010 年までの各技術の追加的な導入量は、表 VII-27  
11 のように求まる。

12

13

1

2 表 VII-27 各施設類型への2010年までの追加的導入量

技術名		塗装	化学製品製造	洗浄	印刷	貯蔵	接着	クリーニング
排出抑制装置 回収装置	1 直接燃焼装置	0	0	0	34		3	
	2 触媒燃焼装置	18	0	0	136		57	
	3 蓄熱燃焼装置	3	0	0	159		29	
	4 生物処理装置	5			41			
	5 プラズマ脱臭装置	25	28		42		3	
	6 吸着装置	167	28	107	319		49	
	7 冷却凝縮装置		0	0				
設備改善	8 エアレススプレーガン	87						
	9 静電スプレーガン	87						
	10 蓋・部分的な覆い			71	265			
	11 ベーパーリターン					10,022		
	12 浮き屋根式タンク					55		
	13 溶剤冷却装置							8,145
	14 ホットタイプ洗濯機							12,218
15 回収機能付き乾燥機							12,218	
工程管理	16 洗浄物の置き方の工夫			71				
	17 洗浄剤交換時の揮発防止			71				
	18 洗浄物の移動の低速化、液切り方法の改善			71				
資材転換	19 水性塗料, 無溶剤塗料	468						
	20 ハイソリッド型塗料	468						
	21 水性インキ				0			
	22 無溶剤インキ				24			
	23 IPA レス湿し水				42			
	24 低 VOC 接着剤						47	
	25 水系洗浄剤			0				
	26 準水系洗浄剤			36				
	27 炭化水素系洗浄剤			71				
	28 水洗い(ウェットクリーニング)							8,145

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23

### 3.4. 2010 年までの対策費用と VOC 排出削減量の評価

3.2, 3.3 項の調査結果をもとに、排出削減対策の費用と効果に係る予測式を設定し、それを用いた、以下の検討を行う。

- (1) 排出削減対策の費用と効果の予測
- (2) 予測結果の感度分析
- (3) 目標レベルを変えた場合の対策費用の解析
- (4) 限界削減費用曲線の導出

#### 3.4.1. 排出削減対策の費用と効果の予測

(1)に排出削減対策の費用に係る予測式とそれによる予測結果を、(2)に排出削減対策の効果に係る予測式とそれによる予測結果を示す。また、(1)、(2)での予測結果を受けて、(3)において、1 トン削減費用の算出及び評価を行う。

##### (1) 排出削減対策の費用の予測

まず、 $t$  年( $t=0\sim 10$ )に納入された技術  $s$ ( $s=1\sim 28$ )について、単位当たり(1 基当たり、1kg 当たり)の費用( $t$  年～10 年まで)は、イニシャルコスト  $Ci_s$ 、ランニングコスト  $Cr_s$ 、割引率  $r(=3\%)$  とすると、 $Ci_s + \sum_{u=0}^{10-t+1} \frac{Cr_s(u)}{(1+r)^u}$  とすることができる。

技術  $s$  の  $t$  年における追加的導入量は、2000 年( $t=0$ )の導入量から 2010 年( $t=10$ )における導入量まで直線的に増加すると仮定すると、2000～2010 年までの追加的な導入量  $N_s$  として、 $\frac{N_s}{10}$  とすることができる(表 VII-28 参照)。したがって、 $t$  年に納入された技術  $s$  が、2010 年までに要

する費用の合計は、 $\frac{N_s}{10} \times \left( Ci_s + \sum_{u=0}^{10-t+1} \frac{Cr_s(u)}{(1+r)^u} \right)$  となる。

1

2 表 VII-28 各技術の毎年の追加的な導入量

		技術名	毎年の追加的な導入量
回収装置 排出抑制装置	1	直接燃焼装置	4
	2	触媒燃焼装置	21
	3	蓄熱燃焼装置	19
	4	生物処理装置	5
	5	プラズマ脱臭装置	10
	6	吸着装置	67
	7	冷却凝縮装置	0
設備改善	8	エアレススプレーガン	9
	9	静電スプレーガン	9
	10	蓋・部分的な覆い	34
	11	ペーパーリターン	1,002
	12	浮き屋根式タンク	5
	13	溶剤冷却装置	815
	14	ホットタイプ洗濯機	1,222
15	回収機能付き乾燥機	1,222	
工程管理	16	洗浄物の置き方の工夫	7
	17	洗浄剤交換時の揮発防止	7
	18	洗浄物の移動の低速化，液切り方法の改善	7
資材転換	19	水性塗料，無溶剤塗料	47
	20	ハイソリッド型塗料	47
	21	水性インキ	0
	22	無溶剤インキ	2
	23	IPA レス湿し水	4
	24	低 VOC 接着剤	5
	25	水系洗浄剤	0
	26	準水系洗浄剤	4
	27	炭化水素系洗浄剤	7
	28	水洗い(ウェットクリーニング)	815

3

4 t年に納入された技術sについて，t=0~10，s=1~28までの合計を取ると，2010年までの排出  
5 削減対策の費用は，割引項も含めて，以下の(f)式のように書くことができる。

6

$$\text{排出削減対策の費用} = \sum_{s=1}^{28} \sum_{t=0}^{10} \frac{1}{(1+r)^t} \times \frac{N_s}{10} \times \left( C_{i,s,\text{total}} + \sum_{u=0}^{10-t+1} \frac{C_{r,s,\text{total}}(u)}{(1+r)^u} \right) \dots (f)$$

r : 割引率(=3%)

N<sub>s</sub> : 技術 s の 2010 年までの追加的導入量※1

C<sub>i,s</sub> : 技術 s のイニシャルコスト※2

C<sub>r,s</sub> : 技術 s のランニングコスト※2

出典

※1 表 VII-27 参照

※2 表 VII-4 参照

ここで、排出抑制装置/回収装置のイニシャルコスト、ランニングコストは施設の排风量ごと (~10m<sup>3</sup>/分, ~100m<sup>3</sup>/分, ~300m<sup>3</sup>/分, ~1,000m<sup>3</sup>/分以上), 「12 浮き屋根式タンク」のイニシャルコストは施設のタンク容量ごと (~1,000kl, ~5,000kl, ~10,000kl 以上)で変わってくるので、排风量ごと/タンク容量ごとの VOC 排出施設の存在状況を考慮しながら、C<sub>i,s,total</sub>, C<sub>r,s,total</sub> を求める必要がある。排风量ごと/タンク容量ごとの VOC 排出施設の存在状況を、表 VII-29~表 VII-30 に示す。

表 VII-29 排风量ごとの VOC 排出施設の存在状況

VOC 排出施設の排风量(m <sup>3</sup> /分)	施設類型ごとの施設数					計	割合
	塗装	化学製品製造	洗浄	印刷	接着		
10	60	54	75	58	23	270	3.6%
100	407	43	577	1,332	459	2,817	38%
300	471	18	124	1,084	362	2,059	28%
1,000	962	52	18	1,085	164	2,280	31%
計	1,900	166	794	3,559	1,008	7,427	

出典：揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会報告書(環境省，平成 17 年 2 月)をもとに算出

1

2 表 VII-30 タンク容量ごとの貯蔵施設の存在状況

タンク容量 (kl)	施設数 貯蔵	割合
1,000	178	68%
5,000	75	29%
10,000	10	3.8%
計	263	

3

出典：揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会報告書(環境省，平成 17 年 2 月)をもとに算出

4

5

6 表 VII-29～表 VII-30 の「割合」欄に示した，排风量ごと/タンク容量ごとの VOC 排出施設  
7 の存在状況をもとに，下記の(g)～(i)式により  $C_{i,s,total}$ ， $Cr_{s,total}$  を算出する(表 VII-31～表 VII-32  
8 参照).

9

10 ① 排出抑制装置/回収装置の場合

11 
$$C_{i,s,total} = 0.036 \times C_{i,s,10} + 0.38 \times C_{i,s,100} + 0.28 \times C_{i,s,300} + 0.31 \times C_{i,s,1,000} \quad \dots (g)$$

12 
$$Cr_{s,total} = 0.036 \times Cr_{s,10} + 0.38 \times Cr_{s,100} + 0.28 \times Cr_{s,300} + 0.31 \times Cr_{s,1,000} \quad \dots (h)$$

13

14

15

16 ② 浮き屋根式タンクの場合

17 
$$C_{i,s,total} = 0.68 \times C_{i,s,1,000} + 0.29 \times C_{i,s,5,000} + 0.038 \times C_{i,s,10,000} \quad \dots (i)$$

18

1

2 表 VII-31 排出抑制装置/回収装置の平均的費用(イニシャルコスト, ランニングコスト)

技術名	排风量 (m <sup>3</sup> /分)	イニシャルコスト(万円)					ランニングコスト(万円)				
		下限(排 风量ご と)	上限(排 风量ご と)	下限 (平均)	上限 (平均)	幾何 平均	下限(排 风量ご と)	上限(排 风量ご と)	下限 (平均)	上限 (平均)	幾何 平均
1 直接燃焼 装置	10	300	1,000	2,143	9,672	4,553	100	300	508	2,902	1,214
	100	1,000	10,000				300	3,000			
	300	3,000	10,000				300	3,000			
	1,000	3,000	10,000				1,000	3,000			
2 触媒燃焼 装置	10	300	3,000	1,323	62,327	9,081	100	300	161	4,292	832
	100	300	10,000				100	1,000			
	300	1,000	100,000				100	3,000			
	1,000	3,000	100,000				300	10,000			
3 蓄熱燃焼 装置	10	1,000	3,000	4,318	15,885	8,282	100	300	161	4,292	832
	100	1,000	10,000				100	1,000			
	300	3,000	10,000				100	3,000			
	1,000	10,000	30,000				300	10,000			
4 生物処理 装置	10	300	1,000	9,878	40,192	19,925	100	1,000	376	2,168	903
	100	1,000	3,000				100	1,000			
	300	1,000	30,000				100	3,000			
	1,000	30,000	100,000				1,000	3,000			
5 プラズマ 脱臭装置	10	300	1,000	4,292	13,157	7,515	100	100	100	161	127
	100	1,000	3,000				100	100			
	300	3,000	10,000				100	100			
	1,000	10,000	30,000				100	300			
6 吸着装置	10	100	3,000	1,316	15,885	4,572	100	3,000	161	117,813	4,361
	100	300	10,000				100	300,000			
	300	1,000	10,000				100	3,000			
	1,000	3,000	30,000				300	10,000			
7 冷却凝縮 装置	10	300	1,000	2,143	7,017	3,878			504	1,578	892
	100	1,000	3,000				300	1,000			
	300	3,000	10,000				300	1,000			
	1,000	3,000	10,000				1,000	3,000			

3

4

1 表 VII-32 浮き屋根式タンクの平均的費用(イニシャルコスト)

排風量(m <sup>3</sup> /分)	イニシャルコスト(万円)				
	下限(排風量ごと)	上限(排風量ごと)	下限(平均)	上限(平均)	幾何平均
1,000	5,000	6,600	8,432	10,739	9,515
5,000	14,500	18,300			
10,000	24,000	27,700			

2 以上にもとづく排出削減対策の費用の予測結果を、表 4-6 に示す。2010 年までの排出削減対  
 3 策の費用は、約 5,200 億円と推定された。

4

1

2 表 VII-33 排出削減対策の費用の予測結果

分類	技術名	費用(万円)
回収装置 排出抑制装置	1 直接燃焼装置	440,727
	2 触媒燃焼装置	2,914,238
	3 蓄熱燃焼装置	2,496,827
	4 生物処理装置	1,132,540
	5 プラズマ脱臭装置	780,755
	6 吸着装置	21,144,295
	7 冷却凝縮装置	0
設備改善	8 エアレススプレーガン	2,086
	9 静電スプレーガン	87,512
	10 蓋・部分的な覆い	1,013
	11 蒸気洗浄システム	2,128,587
	12 浮き屋根式タンク	504,239
	13 溶剤冷却装置	977,539
	14 ホットタイプ洗濯機	1,164,418
15 回収機能付き乾燥機	3,682,211	
管理工程	16 洗浄物の置き方の工夫	215
	17 洗浄剤交換時の揮発防止	68
	18 洗浄物の移動の低速化, 液切り方法の改善	68
資材転換	19 水性塗料, 無溶剤塗料	749,663
	20 ハイソリッド型塗料	366,209
	21 水性インキ	0
	22 無溶剤インキ	2,513,240
	23 IPA レス湿し水	40
	24 低 VOC 接着剤	91,094
	25 水系洗浄剤	0
	26 準水系洗浄剤	214,624
	27 炭化水素系洗浄剤	259,632
28 水洗い(ウェットクリーニング)	10,565,650	
計		52,217,490

3

## 4 (2) 排出削減対策の効果の予測

5 排出削減対策の効果は, 2000~2010 年までの間に, ベースとなる VOC 排出量の変化がない  
6 と仮定すると, 平成 12 年度(2000 年)の排出量に, 各技術の効果と VOC 排出施設への導入率を

1 掛け合わせるにより，算出できる((j)式参照).

2

$$\text{排出削減対策の効果} = \sum_{s=1}^{28} \sum_{t=0}^{10} \frac{1}{(1+r)^t} \left( \begin{array}{l} v_p \times e_s \times \frac{N_{s,p}/10}{f_p} \quad (\text{塗装}) \\ + v_{in} \times e_s \times \frac{N_{s,in}/10}{f_{in}} \quad (\text{印刷}) \\ + v_a \times e_s \times \frac{N_{s,a}/10}{f_a} \quad (\text{接着}) \\ + v_{ic} \times e_s \times \frac{N_{s,ic}/10}{f_{ic}} \quad (\text{洗浄}) \\ + v_{ch} \times e_s \times \frac{N_{s,ch}/10}{f_{ch}} \quad (\text{化学製品製造}) \\ + v_{cl} \times e_s \times \frac{N_{s,cl}/10}{f_{cl}} \quad (\text{クリーニング}) \\ + v_{vr} \times e_s \times \frac{N_{s,vr}/10}{f_{vr}} \quad (\text{貯蔵:ベーパーリターン}) \\ + v_{fr} \times e_s \times \frac{N_{s,fr}/10}{f_{fr}} \quad (\text{貯蔵:浮き屋根式タンク}) \quad \dots \end{array} \right)$$

}
}

割引項
VOC 排出施設  
への導入率

3

4 (j)

5

6

7 r: 割引率(=3%)

8 v: 塗装(p), 印刷(in), 接着(a), 洗浄(ic), 化学製品製造(ch), クリーニング(cl), 貯蔵(ベ  
9 ーパーリターン: vr), 貯蔵(浮き屋根式タンク: fr)の各施設からの VOC 排出量<sup>※1</sup>

10 e<sub>s</sub>: 技術 s の効果<sup>※2</sup>

11 N<sub>s</sub>/10: 塗装(p), 印刷(in), 接着(a), 洗浄(ic), 化学製品製造(ch), クリーニング(cl), 貯蔵(ベ  
12 ーパーリターン: vr), 貯蔵(浮き屋根式タンク: fr)の各施設に対する, 技術 s の毎年  
13 の追加的な導入量<sup>※3</sup>

14 f: 塗装(p), 印刷(in), 接着(a), 洗浄(ic), 化学製品製造(ch), クリーニング(cl), 貯蔵(ベ  
15 ーパーリターン: vr), 貯蔵(浮き屋根式タンク: fr)の各施設数<sup>※4</sup>

16 出典:

17 ※1 「日本の VOC 排出量」(環境省, 平成 15 年 3 月)

18 ※2 表 VII-4 参照

19 ※3 表 VII-28 参照

20 ※4 「揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会 報告書」(環境省, 平成  
21 17 年 1 月)<クリーニング以外>, および「平成 14 年度 揮発性有機化合物(VOC)  
22 排出に関する調査」(環境情報科学センター, 平成 15 年 3 月)<クリーニング>

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8

(j)式にもとづく排出削減対策の効果の予測結果を，表 VII-34 に示す．2010 年までの排出削減量は，366,568t と推定された．

この値を，「日本の VOC 排出量」(環境省，平成 15 年 3 月)における，2000 年の VOC 排出量 1,504,164t と比較すると，約 24%の削減を達成できる見込みになる．“30%削減するために必要な追加的導入量”を計算したのにも関わらず，推計結果として約 24%の削減見込みとなっているのは，予測値が，将来の排出削減量を割り引いて求めたものであるからである．

1

2 表 VII-34 排出削減対策の効果の予測結果

分類	技術名	排出削減量(t)
回収装置 排出抑制装置	1 直接燃焼装置	606
	2 触媒燃焼装置	9,454
	3 蓄熱燃焼装置	4,325
	4 生物処理装置	940
	5 プラズマ脱臭装置	24,504
	6 吸着装置	72,888
	7 冷却凝縮装置	0
設備改善	8 エアレススプレーガン	3,610
	9 静電スプレーガン	3,009
	10 蓋・部分的な覆い	3,944
	11 蒸気洗浄システム	26,521
	12 浮き屋根式タンク	1,612
	13 溶剤冷却装置	316
	14 ホットタイプ洗濯機	3,160
	15 回収機能付き乾燥機	3,160
管理 工程	16 洗浄物の置き方の工夫	1,510
	17 洗浄剤交換時の揮発防止	302
	18 洗浄物の移動の低速化, 液切り方法の改善	1,208
資材転換	19 水性塗料, 無溶剤塗料	112,056
	20 ハイソリッド型塗料	75,538
	21 水性インキ	0
	22 無溶剤インキ	336
	23 IPA レス湿し水	15
	24 低 VOC 接着剤	2,325
	25 水系洗浄剤	0
	26 準水系洗浄剤	5,857
	27 炭化水素系洗浄剤	9,057
	28 水洗い(ウェットクリーニング)	316
計		366,568

3

4

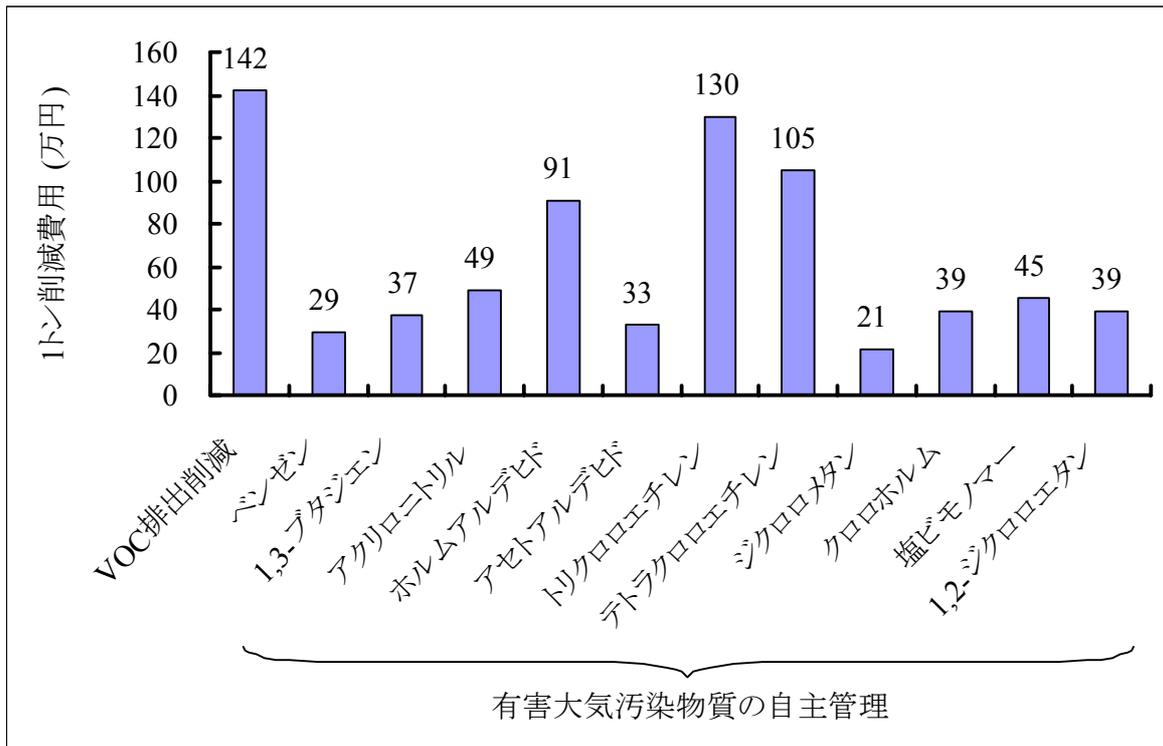
## 5 (3) 1トン削減費用の評価

6 (1), (2)より, 2000~2010年の対策費用を VOC 排出削減量で割った「1 トン削減費用」は,

1 142 万円と求まる。これを、「有害大気汚染物質対策の経済性評価 報告書」(経済産業省・産  
 2 業環境管理協会, 平成 16 年 2 月)にもとづく, 有害大気汚染物質の自主管理における 1 トン削  
 3 減費用と比較すると, 図 VII-22 のようになる。

4 有害大気汚染物質の自主管理と比較すると, VOC 排出削減に係る 1 トン削減費用は概して大  
 5 きい, すなわち費用対効果がよくないことがわかった。

6



7

8

図 VII-22 1トン削減費用の比較

9

10 3.4.2. 予測結果の感度分析

11 3.4.1 項の予測結果に関して, 表 VII-4 で示したイニシャルコスト, ランニングコスト, 効果に  
 12 ついて, 表 VII-35 に示す分布を仮定し, 10,000 回のモンテカルロ・シミュレーションを行った。

13

14 表 VII-35 モンテカルロ・シミュレーションに当たって仮定した分布

パラメータ	仮定した分布
イニシャルコスト, ランニングコスト	「下限」を 5 パーセンタイル値, 「上限」を 95 パーセンタイル値とした対数正規分布
効果	「下限」～「上限」の間の一様分布

15

16

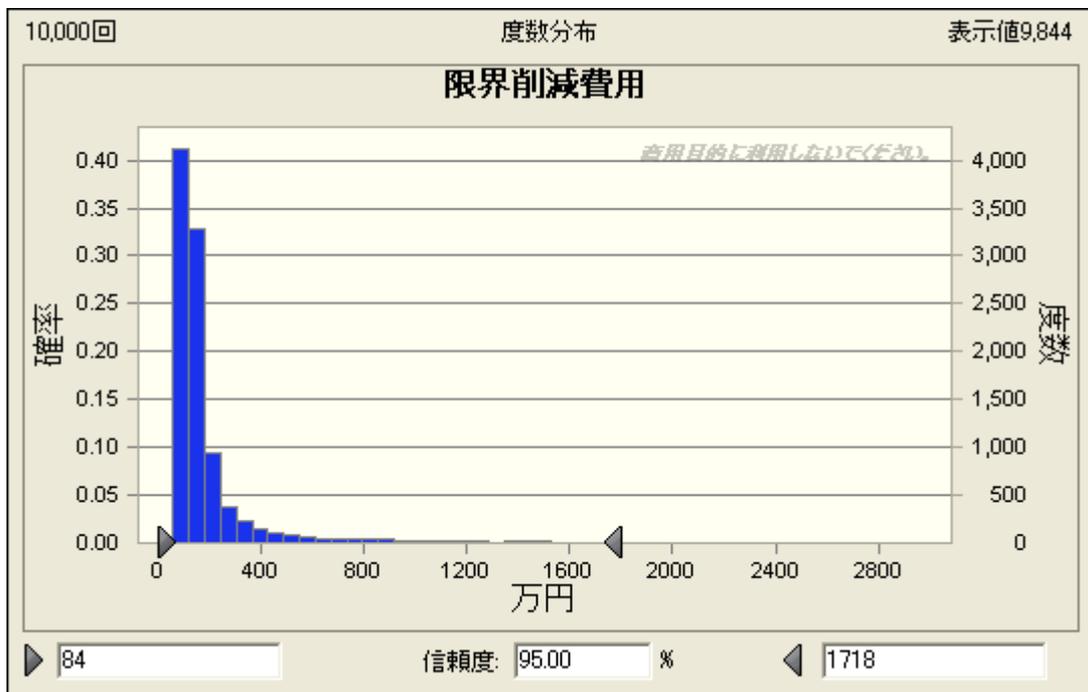
1 シミュレーションの結果,1 トン削減費用の中央値は 132 万円(95 パーセンタイル下限 84 万円,  
 2 上限 1,718 万円)であった(表 VII-36, 図 VII-23 参照).

3

4 表 VII-36 モンテカルロ・シミュレーション(10,000 回試行)の結果

平均値	409	パーセンタイル値	予測値
中央値	132	0%	68
標準偏差	3,470	10%	95
分散	1204,3622	20%	104
		30%	112
		40%	121
		50%	132
		60%	146
		70%	169
		80%	215
		90%	393
		100%	154,703

5



6

7 図 VII-23 モンテカルロ・シミュレーション(10,000 回試行)の結果

8

9 3.4.3. 目標レベルを変えた場合の対策費用の解析

10 目標レベルを 30%, 50%, 70%, 100%に変えた場合の対策費用の変化を, 表 VII-37 および図

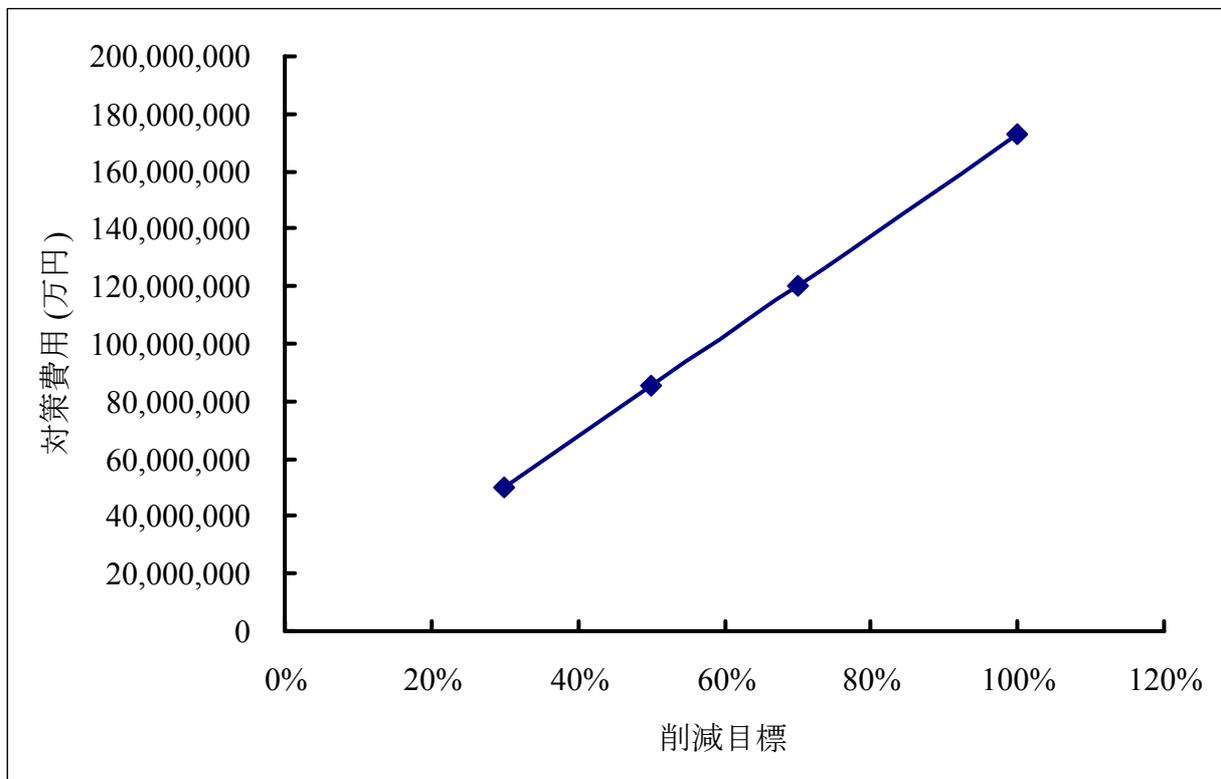
1 VII-24 に示す。表 VII-37 より、50%削減を達成するためには約 8,500 億円、70%削減を達成する  
 2 ためには約 1.2 兆円、100%削減を達成するためには約 1.7 兆円の対策費用を要することがわかる。

3

4 表 VII-37 目標レベルを変えた場合の対策費用の変化

削減目標	対策費用(万円)
30%	50,323,955
50%	85,260,373
70%	120,196,790
100%	172,601,417

5



6

7 図 VII-24 目標レベルを変えた場合の対策費用の変化

8

9 3.4.4. 限界削減費用曲線の導出

10 各技術を、1 トン削減費用の小さい技術から並べて整理したものを、表 VII-38 に示す。これを  
 11 グラフ化したものが、限界削減費用曲線になる(図 VII-25 参照)。

12 図 VII-22 に示した有害大気汚染物質の自主管理と比較すると、有害大気汚染物質の自主管理  
 13 対策と同等、またはそれ以下の 1 トン削減費用であるのは、「22 低 VOC 接着剤」までの 13 技術  
 14 で、残りの 12 技術は、あまり費用対効果がよくないことがわかった。また、各技術の分類で言え  
 15 ば、「工程管理」関連技術(No.16, 17, 18)が最も費用対効果がよく、次いで「設備改善」関連技

- 1 術(No. 8, 9, 10 等), 「資材転換」関連技術(No.17, 18, 21 等), 「排出抑制装置/回収装置」関連
- 2 技術(No.2, 5, 6 等)の順で, 「資材転換」関連技術までは概ね有害大気汚染物質の自主管理対策
- 3 と同等, またはそれ以下であった.
- 4

1

2 表 VII-38 各技術の1トン削減費用

技術名	限界削減費用(万円/t)
18 洗浄物の移動の低速化, 液切り方法の改善	0.1
16 洗浄物の置き方の工夫	0.1
17 洗浄剤交換時の揮発防止	0.2
10 蓋・部分的な覆い	0.3
8 エアレススプレーガン	0.6
21 IPA レス湿し水	2.7
18 ハイソリッド型塗料	4.8
17 水性塗料, 無溶剤塗料	6.7
27 炭化水素系洗浄剤	28.7
9 静電スプレーガン	29.1
5 プラズマ脱臭装置	31.9
26 準水系洗浄剤	36.6
22 低 VOC 接着剤	39.2
11 ベーパーリターン	80.3
6 吸着装置	290.1
2 触媒燃焼装置	308.2
12 浮き屋根式タンク	312.8
14 ホットタイプ洗濯機	368.5
3 蓄熱燃焼装置	577.3
1 直接燃焼装置	726.8
15 回収機能付き乾燥機	1,165.4
4 生物処理装置	1,205.2
13 溶剤冷却装置	3,093.9
20 無溶剤インキ	7,476.8
24 水洗い(ウェットクリーニング)	33,440.7

3

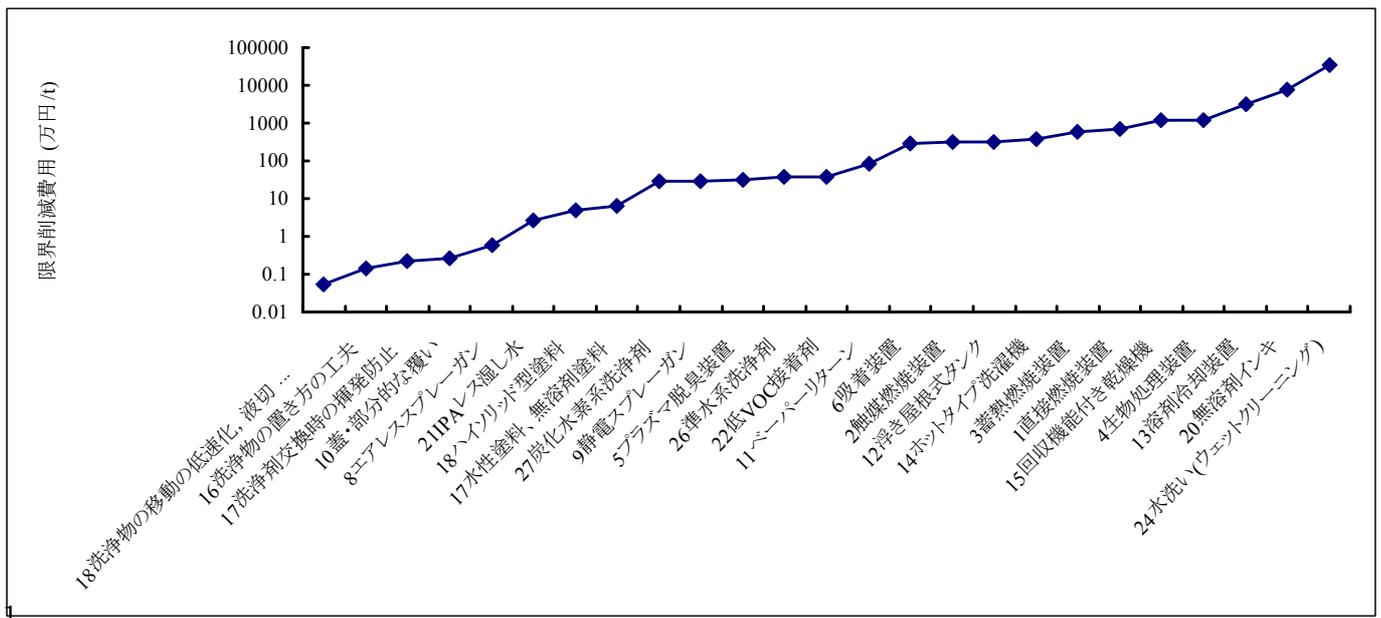


図 VII-25 VOC 排出削減に係る限界削減費用曲線

### 3.5. 推計に用いた仮定と今後の改善点

3.4 項までの推計の中で用いた仮定、およびヒアリング調査の中でコメントいただいた今後の改善点を整理する。

#### 3.5.1. 推計に用いた仮定

3.4 項までの推計の中で用いた仮定は、以下の 7 点である。

- 2000~2010 年の間で、VOC 排出施設の施設規模、施設数、ベースとなる VOC 排出量の変化はない。
- 排出削減対策が導入される場合、各技術が占める割合は、イニシャルコスト、ランニングコスト、設置可能スペースに係るニーズをどれだけ充足しているか、にもとづいて配分される(各技術のニーズの充足状況の比に沿って排出削減対策が導入される)。
- イニシャルコスト、ランニングコスト、設置可能なスペースに係るニーズの重み付けは、1:1:1 とする。
- 各排風量・濃度区分の中で、排出量を 30%削減するための取組が行われる(本調査では、VOC 排出施設をいくつかの排風量・濃度区分に分類した)。なお、化学製品製造施設については、規制対象施設のみの中で、30%削減に向けての取組が行われる。
- 貯蔵施設については、2,000kl 以上の固定屋根式タンクについて浮き屋根式タンクが導入され、その上で、排出量を 30%削減するための不足分について、ベーパーリターンが設置される。
- 貯蔵施設の VOC 排出量は、施設のタンク容量と比例する。

1       ・           2000～2010年まで、各技術のストック量は直線的に増加する(毎年の増分は一定).

2

3   3.5.2. 推計に係る今後の改善点

4       今回、不確実性が大きいことから推計を行わなかったが、ヒアリング調査の中で、以下のコメ  
5       ントもいただいた。これらについては、現時点で得られている情報を以下に示すが、もう少し精  
6       度の高い値が得られた場合、考慮に入れて推計し直すことが肝要と考えられる。

7       (1) 2010年の導入状況の予測に当たっては、経済成長による出荷量等の伸びについても考慮する  
8       必要があるのではないか。(産環協コメント)

9       (2) 費用については、少なくとも需要分野ごとの推計とすべき。(日塗工コメント)

10

11       (1) 経済成長による出荷量等の伸びの考慮について

12       ヒアリング調査の中で得られた、2010年までの経済成長による、各施設類型に対する VOC  
13       製品の出荷量・販売量等の伸びを、表 VII-39 に整理する。

14

15   表 VII-39 各施設類型に対する VOC 製品の出荷量・販売量等の伸び

施設類型	VOC 製品の出荷量等の伸び(各業界団体からのコメント)
塗装	・           近年はほぼ横ばいであり、2010年までもそのトレンド上にあると 考えてよいだろう。
化学製品製造	・           化学製品の出荷量の伸びについては、2008年の北京五輪までは0 ～20%の微増と考えている。それ以降の伸びは不明。
洗浄	・           把握していない。 ・           洗浄剤の需要は、工作機械の需要に少し遅れて連動しており、販 売量調査の結果と工作機械統計との関係性をもとに、何らかの予測をするこ とは可能だろう。
印刷	・           印刷インキ出荷量の伸びについては、オフセットで微増(+1～ 2%)、グラビアは微減(-1～2%)と考えている。
貯蔵	・           VOCの排出に大きく関係してくるガソリンの需要については、今 後、ほぼ横這いと見てよろしいのではないかと思います。
接着	
クリーニング	
(参考)経済成長	・           年2%程度*

16   ※           出典：「経済社会のあるべき姿と経済新生の政策方針」(経済審議会、平成11年7月)

17

18       (2) 塗装施設に係る需要分野ごとの推計について

19       塗装関連技術のイニシャルコスト、ランニングコストについては、需要分野ごとの値が入手  
20       できなかったが、需要分野ごとの推計に当たっては、「VOCの環境負荷と塗料業界の対応」(日  
21       本塗料工業会、平成15年6月)における需要分野別の低 VOC 塗料、高塗着型塗装機械等の普及

- 1 状況(現状, 将来見通し)が参考になる(表 VII-40～表 VII-41 参照).
- 2

1 表 VII-40 需要分野別の低 VOC 塗料の普及状況(現状, 将来見通し)

	建物	建築資材	構造物	船舶	自動車	自補修	電気機械	機械
対策技術 の普及状況	①水系化 ②ハイブリッド(弱 溶剤系含む)化	①水系化 ②ハイブリッド化 ③粉体化	①ハイブリッド化 ②無溶剤化 ③水系化	①ハイブリッド(弱溶 剤系含む)化 ②無溶剤化 ③水系化	①水系化 ②ハイブリッド化 ③粉体化	①水系化 ②ハイブリッド化 ③ハイブリッド化	①粉体化 ②水系化 ③ハイブリッド化	①粉体化 ②ハイブリッド化 ③水系化
	建築物全般の 内外装	・木質建材 ・窯業, 無機建材 ・タイル	・橋梁 ・プラント ・電力設備 ・海上構造物 ・タンク ・建築鉄骨	・タンク ・居住区内部 ・エンジンルーム内部 ・上構部 ・外板部	・自動車ボディ, 下回り 部品, ホール ①水性化(中上塗)新設 or 改造 ②ハイブリッド化:既存設備	塗装ブース・乾燥設備 を完備した一般板金 塗装工場自動車補修 および塗り替え	家庭電機, 重電機, 電子機械, 事務用機器, 照明器具, 自動 販売機, 配電盤, 携帯電話	・産業機械 ・建設機械 ・農機具 ・工作機械 ・鉄道車両
適用可能な施設(種類, 規模)	60~80%(70%) 水系化は内装 で80~90%, 外 装は40~70%	60~75% タイルの約半分に水 系電着, 窯業建材 の半数に水系塗 料を使用	5~10% 水系塗料はほとんど 採用されておらず, 無溶剤, ハイブリッドを採 用	5~10% ハイブリッド化は全体 で5~10%程度, 無溶剤化は飲料 水タンクの90%, 全 体では1%程度	40~50% 自動車ボディでは15% 程度水系化, 5%程度ハイ ブリッド化, 下回り部品は 50%程度が水系塗料採 用	0~10% ハイブリッド化・水性化と も試験的紹介・デモで ほとんど採用実績な し	30~40% 家庭電機の主体はPCM化と 粉体, 重電機の半数に下塗り 粉体と水系塗料, 電子機器・ 事務用機器の一部に粉体塗 料, 照明器具の半数に粉体塗 料およびPCM化, 自動販売 機の一部に粉体塗料を使用	10~20% 産業機械に粉体塗 料, 農業機械に電着 塗料, 建設機械に水 系塗料が一部採用
対策技術 の普及状況	90%	75~90%	10~70%	10~20%	50~80%	20~50%	50~90%	30~90%
現状								
将来								

	建物	建築資材	構造物	船舶	自動車	自補修	電気機械	機械
	内外装ともに水系化が進み、一部外装にハイリット(弱溶剤系)が使用	水系化が急速に進む	水系塗料が主流	ハイリット化が進む	自動車ボデーで50%が水系化、残りはハイリット塗料が採用	両技術で20~50%程度の普及	PCM化、粉体化が進み、少量塗色は水系化	鉄道車両はハイリット化と水系2液ウレタン、産業機械・農業機械・建設機械の下塗りは電着化、上塗りは粉体化もしくは水性化
低VOC化進捗障害	①水系化 ・寒冷地における冬期施工性 ・塗膜外観および塗装作業性 ・金属面塗装への防食性能	①水系化:長期耐久性、塗装性 ②粉体化:低温焼付、塗膜外観、意匠性	①大型構造物は強制乾燥ができない ②水系化:塗装作業性、乾燥性、防食性低下、コスト ③ハイリット化:ボットライフおよび塗装作業性低下	①水系化:防錆性不十分 ②ハイリット化:作業性、仕上がり低下 ③無溶剤化:作業性	①水系化:(中上塗)ユーザーの塗装設備更新、塗装管理が従来より必要 ②粉体化:外観性が低下し、厚膜塗装のためコストアップ ③ハイリット化:塗装管理が従来より必要	①塗装作業性が幅広く、乾燥時間が増加するものもある ②コストアップ ③空調塗装および乾燥設備が必要となる ④水系塗料の保管には空調倉庫が必要	①水系化:意匠性、塗装作業性が低下し、コスト高 ②粉体化:少量多色品対応が難しい、高温焼付のため素材が限定される	①大型の乾燥設備 ②水系の排水処理 ③コストアップ
対策技術導入による排出削減					現状:175t/月 将来 Max:1,831t/月			
排出削減					現状:60g/m <sup>2</sup> (1台当たり) 将来:2.5g/m <sup>2</sup>			
排出係数								

	建物	建築資材	構造物	船舶	自動車	自補修	電気機械	機械
対策技術導入に係るコスト	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備(数千万)	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備 メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備(数千万)	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備(数千万)	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備 メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備(数千万)	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備 メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備 メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備 メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備	メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備 メーカー側:水系塗料製造, 排水処理設備
	排水処理費	排水処理費	排水処理費	メーカー側:排水処理費 メーカー側:排水処理費	メーカー側:排水処理費 メーカー側:排水処理費	排水処理費	排水処理費	排水処理費
年間維持管理費				メーカー側:排水処理費	メーカー側:排水処理費 メーカー側:排水処理費	排水処理費	排水処理費	排水処理費

1

2 表 VII-41 需要分野別の高塗着型塗装機械等の普及状況(現状, 将来見通し)元

	建物	建築資材	構造物	船舶	自動車	自補修
対策技術	低圧スプレー塗装, 乾式工法等	塗装装置:真圧スプレー塗装, 電着塗装, ロールコーター, フローコーター 他技術:塗料回収, アフターバーン焼却法	静電塗装機, ホットエアレス, 水系エアレスによる低 VOC 塗料の塗装	ホットエアレス, 高圧エアレスによる低 VOC 塗料(ハイソリッド, 無溶剤)の塗装	塗着効率向上(ハイプレ塗装), 低圧スプレー塗装, 洗浄剤回収, 色替塗料・洗浄剤削減(カートリッジ導入)	水系化と低圧スプレー塗装

	建物	建築資材	構造物	船舶	自動車	自補修
適用可能な施設(種類、規模)	ビル・戸建住宅・集合住宅・工場建屋・病院・学校・ガリンスタッド等の現場塗装作業用(新設、補修を含む)	各種建材(タタ、建具、各種ボード、無機建材等を含む)(PCMは除く)	橋梁・土木(コンクリート防食を含む)・タタ・プラント・海洋構造物・水門・鉄塔・大型パイプ、ブーム等の新設、補修	船舶(造船所の陸機部門および製鉄所向けのショップライヤを除く)	乗用車・トラック・バス・オートバイ(部品を含む) 既存設備での適用可能	乗用車・トラック・バス・オートバイ(部品を含む) の補修、塗替え
対策技術の普及状況	現状	20～50%程度	1～5%程度	5～10%程度	20～50%(49%+α) 塗装工程等の違いにより異なる	10～20%
	将来	80%程度 真空塗装、電着塗装など塗装方法によっては低VOC化100%が可能なるものもある	5～10% 大きな伸びは望めない	20%程度	Max72%+α 塗装工程等の違いにより異なるが、概ね全体に普及	50%程度
低VOC化進捗障害	塗装環境の温湿度制御 乾式工法:材工費が割高	品質性と仕上がり外観および設備投資費用の増大	要求性能に対する達成度とコスト、塗装材料の塗装作業性の低下	塗装機購入に伴う設備投資費用の増加、塗装作業性の低下、安全衛生面で皮膚刺激性の危険性	設備費、メンテナンスコスト	設備投資費用が大きい
対策技術導入による排出削減	排出削減量	40%程度	20～30%	50%以下	対策技術により異なるが、20～30%	10～15%
	排出削減				現状:60g/m <sup>2</sup> 将来:Max25g/m <sup>2</sup>	

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25

#### 4. 参考文献

- 井上和也 (2006) . リスク評価のための次世代大気モデルの開発. 第4回環境研究機関連絡会成果発表会 広がる環境研究フロンティア 概要集, 18-19.
- 井上和也, 東野晴行, 吉門 洋, 安田龍介 (投稿準備中) . 関東地方における前駆物質排出削減によるオゾン感度分布についての“光化学指標”を用いた検討 第1報 数値シミュレーションによる“光化学指標”の適用可能性検討.
- エコケミストリー研究会 (2006) . 特別セミナー 実践的VOC排ガス処理対策・計測技術 講演要旨集.
- 各社ホームページ. 排出抑制装置/回収装置メーカー.
- 環境省 (2004) . 第2回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会 各小委員会資料.
- 環境省 (2005) . 第6回 揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策検討会資料.
- 環境情報科学センター (2003) . 平成14年度 揮発性有機化合物(VOC)排出に関する調査.
- 環境情報科学センター (2006) . 平成17年度 揮発性有機化合物 (VOC) 排出抑制対策に係る技術動向等調査.
- 経済産業省 (2006) . 第4回 産業構造審議会環境部会産業と環境小委員会, 化学・バイオ部会リスク管理小委員会, 産業環境リスク対策合同ワーキンググループ資料.
- 経済産業省・産業環境管理協会 (2005) . 平成16年度 環境負荷物質対策調査(揮発性有機化合物(VOC)排出抑制対策技術調査).
- 経済産業省・産業環境管理協会 (2006) . VOC排出抑制の手引き—自主的取組の普及・促進に向けて—.
- Sillman S (1995). The use of NO<sub>y</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and HNO<sub>3</sub> as indicators for O<sub>3</sub>-NO<sub>x</sub>-VOC sensitivity in urban locations. *Journal of Geophysical Research*. 100, 14175-14188.

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16  
17  
18  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34  
35

## 第VIII章 結論

### 1. 有害性影響

#### 1.1. ヒト

ヒトがオゾンの暴露を受けた場合には、呼吸器系に対する炎症性変化が生じる。オゾンの長期の暴露では炎症性変化に対する修復が生じるが、発がん性は認められない。オゾンの有害性評価のポイントは急性暴露での呼吸器系に対する影響が主であり、死亡率増加には直接的な関連は少ないと考えられる。

オゾン 0.08 ppm を健常人ならびに喘息患者に 3 時間吸入暴露した場合には、健常人、喘息患者ともに肺に対する影響はないとの報告 (Frampton et al 1995)、また健常人に 0.25 ppm を 2 時間吸入暴露した場合に呼吸機能に対する影響はないとの報告 (Hackney et al 1975)、さらには 2 時間暴露の上限値が 0.75 ppm との報告 (Bates et al 1972) もあることから、0.08 ppm の 2-3 時間吸入暴露を無毒性量 (NOAEL) とみなすことは妥当であると考ええる。

以上のことから、オゾン 0.08 ppm の 2-3 時間暴露をうけたとしても、ヒトで呼吸器系に影響が生じることはないと考えられる。したがって、正時 (00 分) から次の正時までの 1 時間の間に得られた測定値である「1 時間値」を設定する必要性は低く、1 日を 0 時 00 分～8 時 00 分、8 時 00 分～16 時 00 分、16 時 00 分～24 時 00 分と 8 時間ごとに 3 つの時間帯に区分して、それぞれの時間帯 (8 時間) における 1 時間値の算術平均値である「8 時間値」を設定することが適切であろう。大気中のオゾン濃度は昼間に上昇することが知られており、特に 8 時 00 分～16 時 00 分における 8 時間値は重要と考える。

これらのことから、オゾン濃度の基準値を設定するとしたら、ヒトの健康影響に関するデータをもとに、オゾン濃度の 8 時間値として、0.08 ppm を設定することは適切であると考ええる。

#### 1.2. イネ

イネに対して、可視影響、生育影響と収量影響が認められるが、可視影響、生育影響が直接的に収量影響と関連しないと考えられていること、農作物として、収量影響が重要なことから、リスク評価のエンドポイントとして収量への影響を本評価書では採用した。

各調査結果をまとめると、オゾンによる収量影響に対して重要なイネ生育ステージは、幼穂形成期から登熟期であり、この結果はコムギの結果と矛盾しない。コムギの暴露反応関係より設定された、ヨーロッパで用いられている AOT40 (閾値である 40 ppb を超える 1 時間値の閾値超過分の累積濃度 (ppb h)) の積算期間は、対象植物によって地域別に設定され、運用されている。これを参考として、本評価書では関東地区におけるイネの生育ステージを考慮し、暴露指標の積算、平均期間を 6 月 20 日から 10 月 10 日とした。

1 国内品種（コシヒカリ，日本晴，中生新千本）を対象としたオゾン暴露試験（オープントップ  
2 チャンバー試験とフィールドエアーチャンバー試験を含む）の結果と試験の行われた圃場に近接  
3 な常時監視測定局のオキシダント測定結果を用いて複数の暴露指標の検討を行ったところ，  
4 AOT30が最も決定係数が高く，本評価書では適切と判断した．なお，ヨーロッパなどで用いられ  
5 ているAOT40の設定時の検討でも，コムギの暴露反応関係にもとづくAOT30の決定係数は0.91，  
6 以下同様に，AOT40では0.91，AOT50では0.88，AOT60では，0.79とあり，イネと同様にAOT30  
7 が著しく劣ったわけではない．

8 以上の解析から得られた暴露反応関係式は，

9 収量 =  $0.000003639 \times AOT30 - 0.99812$  (r=-8586)

10 である．

11 上記の暴露反応関係より，5 %減収（収量比 0.95）と一致する AOT30 は，13,220 ppb h であ  
12 り，10 %減収（収量比 0.90）と一致する AOT30 は，26,959 ppb h である．AOT30 が 0 ppb h  
13 のとき，収量比の 95%信頼区間は 0.964～1.03 であること，同様に AOT30 が 13,220 ppb h のと  
14 きの収量比の 95%信頼区間は 0.917～0.976 であること，同様に AOT30 が 26,959 ppb h のとき  
15 の収量比の 95%信頼区間は 0.874～0.926 であることから，明確な減収と考えられる 10 %減収を  
16 指針とすべきである．したがって，本評価書では，オゾンによるイネへの減収影響を保護するた  
17 めの指針値として AOT30 の 27 ppm h（26,959 ppb h を丸めた）を推奨する．ただし，この解析  
18 には，品種間差が考慮されていないこと，およびバックグラウンド濃度が考慮されていないこと  
19 に留意すべきである．また，30 ppb 以下のオゾンがイネに対して有害でないことを意味しない．

20

## 21 2. 前駆物質の環境排出量推定

22 2002 年度を対象にして，オゾンの主要な前駆物質である窒素酸化物（ $NO_x=NO+NO_2$ ）と揮発  
23 性有機化合物（VOC）の排出量を推定した．全国では， $NO_x$ ：240 万トン，VOC：330 万トンと  
24 推定され，発生源別の構成は， $NO_x$  では固定発生源と自動車ほぼ同程度であるのに対し，VOC  
25 では固定発生源が自動車より 2 倍以上多かった．なお，VOC では植物起源が固定発生源をわずか  
26 に上回っており固定発生源とともに VOC の主要な発生源となっていた．また，主要な発生源地  
27 域として，東京都・大阪府を取り上げ，両者の比較を行ったところ，東京都では大阪府に比べて  
28 VOC 排出量の割合が小さい（特に植物起源 VOC）ことがわかった．

29

## 30 3. 常時監視測定局データを用いた大気中濃度評価

31 全国 1000 箇所を超える常時監視測定局のデータにより，オゾンの大気中濃度や光化学オキシ  
32 ダント注意報発令レベル超過頻度などの現況，経年変動，週間変動を解析した結果，以下のこと  
33 が明らかになった．1）平均濃度は，日本海側など大都市圏からはなれた地域で高い傾向がある  
34 のに対し，注意報発令レベル超過頻度が高い地域は，関東地方など大都市圏の近郊に集中してい  
35 る，2）近年のオゾンの変化傾向は，平均濃度は全国的に増加傾向にあるのに対し，注意報発令

1 レベル超過頻度は場所によってまちまちである。なお、前駆物質濃度については、VOCは全国的  
2 に減少、NO<sub>x</sub>は大都市圏で減少、その他で増加の傾向がある、3) 関東地方におけるオゾンの平  
3 均濃度は日曜日にほぼ全地点で増加する一方、注意報発令レベル超過頻度は関東地方全体では減  
4 少する。なお、前駆物質は、日曜日にはNO<sub>x</sub>、VOCのいずれも減少し、特にNO<sub>x</sub>の減少率が大き  
5 きい。さらに、常時監視測定局データを地理的補間することにより、「リスク評価」で用いる暴露・  
6 リスク指標のグリッドデータ（5 km メッシュ）を作成した。

7

#### 8 4. リスク評価

9

##### 10 4.1. ヒト

11 室内発生源、主として空気清浄機からのオゾン発生による室内濃度への寄与を検討したところ、  
12 ヒトのオゾンへの暴露に対して、重要度が低いことが示唆された。すなわち、室内において、空  
13 気清浄機がある世帯では、8時間値が約7 ppbと推定され、80 ppbを超過する確率が0.07%であ  
14 ること、空気清浄機のない世帯では、8時間値が約7 ppbと推定され、80 ppbを超過する確率が  
15 0.00%であることから、本評価書では、室内濃度は、大気中濃度に比べて、無視できるレベルで  
16 あると判断した。したがって、本評価書では、大気中濃度に暴露される、すなわち、屋外での暴  
17 露が重要だと考え、大気中濃度を暴露濃度とした。

18 年間測定日のうち日中8時間値が80 ppbを超えた日の割合の空間分布を検討したところ、関東  
19 西部の東京多摩地区から群馬県にかけて、3%を超える範囲が広がっていた（図2）。中でも、東  
20 京多摩地区と埼玉県との境界付近では、超過割合が6～7.5%であり、健康への影響が特に懸念さ  
21 れる。超過確率が6%以上のグリッドの昼間人口は960千人で、関東の昼間人口の2%を占める。  
22 また、超過確率が3%以上のグリッドの昼間人口は、9,110千人で、これは関東の昼間人口の23%  
23 を占める。

24 以上のことから、現状の大気中濃度は、ヒトに対する有害性影響が懸念されるレベルであると  
25 考えられる。

26

##### 27 4.2. イネ

28 常時監視測定局の1時間平均値より算出したAOT30、AOT40、7時間値（M7）をもとに、5 km  
29 グリッド別のAOT30、AOT40、M7を求め、それぞれの暴露反応関係から、イネの減収率、減収  
30 量を推定した。なお、本評価書で推奨する暴露指標はAOT30であるが、比較のため、AOT40、  
31 M7（高木と大原2003）による評価結果も併せて示した。

32 その空間分布は、ヒトのリスク評価で用いた日中8時間平均値と同様に、関東西部の東京多摩  
33 地区から群馬県にかけて高く、指針値として提案したAOT30、27 ppm hを超過するグリッドが  
34 4グリッドあった。AOT30、AOT40、M7を指標とした暴露反応関係式に基づく、関東地区のグ  
35 リッド別の平均減収率は、それぞれ、5.2%、3.9%、3.7%であった。なお、ここで用いたM7の暴

1 露反応関係式は、20 ppb をバックグラウンドと設定している。暴露反応式が同じと仮定し、バック  
2 グラウンドを 0 ppb として減収率を算出すると約 7 %となる。

3 2002 年度の生産量に基づく関東地区の減収量は、AOT30, AOT40, M7 の順で、7.6 万 t, 5.5  
4 万 t, 5.4 万 t であり、それぞれ 182, 132, 129 億円の損失と推定された。

5 推定された減収率、減収量は、暴露指標 (AOT30, AOT40, M7) によって異なるものの、定  
6 性的には、オゾンによりイネの収量が減少することが示された。現状の大気中オゾン濃度は、イ  
7 ネに対する有害性影響が懸念されるレベルである可能性が考えられる。

8

## 9 5. リスク削減に関する提案

10 ヒトおよびイネのリスク評価において有害性が懸念されるレベル、または懸念されるレベルで  
11 ある可能性が示唆されたことから、大気中のオゾン削減し、リスクを低減する必要がある。大  
12 気中のオゾンは非常に複雑な化学反応で生成され、前駆物質排出量とオゾン濃度の関係は非線形  
13 になるので、具体的な対策に言及する前に、まず、対象とする地域が NO<sub>x</sub> 制限であるのか、VOC  
14 制限であるのか (すなわち、NO<sub>x</sub> を削減すべきなのか、VOC を削減すべきなのか) を慎重に検  
15 討する必要がある。本評価書では、NO<sub>x</sub> 制限であるのか、VOC 制限であるのかを判定できると  
16 考えられている“光化学指標”のひとつである硝酸・オゾン濃度比を測定することにより、その  
17 試みを行い、関東地方全体として高オゾン濃度現象を低減させるためには VOC 削減より NO<sub>x</sub> 削  
18 減の方が重要である可能性が高いことを示した。この結果は、先に述べた前駆物質濃度と光化学  
19 オキシダント注意報発令レベル出現頻度の週間変動から推察されることにも矛盾していなかった  
20 が、ごく短期間の限られたデータから得られたことであるため、その妥当性については今後さら  
21 に検討を進めていく必要がある。また、この削減において、費用も重要なパラメータとなりうる。  
22 すなわち、対象地区において、同じオゾン濃度を削減する結果となる、「NO<sub>x</sub> 削減量×NO<sub>x</sub> 削減  
23 費用」と「VOC 削減量×VOC 削減費用」を比較し、どちらがより合理的であるか判断しなけれ  
24 ばならない。

25 以上のことから、リスク削減に関して、直ちに提案できる対策はないが、次の評価方法を開発  
26 し、評価を行うことを提案する。まず、NO<sub>x</sub> と VOC のいずれを削減すべきかの判定をより正確  
27 に行うために、硝酸・オゾン濃度比などの実測データを充実させる、また、NO<sub>x</sub> と VOC のいず  
28 れを、どこで、どれだけ削減すればよいのかを定量的に評価するために、高精度な大気拡散モデ  
29 ルの開発が不可欠である。この際、モデルがオゾン濃度に加えて、NO<sub>x</sub> 制限であるか、VOC 制  
30 限であるかを正しく推定できていることの検証が必須である。次に、本評価書で示した VOC 削  
31 減費用の検討以外に NO<sub>x</sub> 削減費用に関して、調査が必要である。

32 以上の評価方法等の開発により、効果的なリスク削減を提案できると考えられる。

33

34

35