

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 ベンゼン

平成18年3月20日

独立行政法人 産業技術総合研究所  
化学物質リスク管理研究センター

# 目次

1	
2	
3	要約
4	
5	I. 序論
6	1. 本書の目的と範囲
7	2. ベンゼンの特性と用途等
8	2. 1. 基本特性
9	2. 2. 環境中挙動
10	2. 3. 用途と使用状況
11	3. 各国のリスク評価
12	3. 1. 米国
13	3. 2. カナダ
14	3. 3. オランダ
15	3. 4. 欧州 (EU)
16	3. 5. 世界保健機構 (WHO)
17	4. 日本におけるリスク評価と法規制
18	4. 1. リスク評価と環境基準
19	4. 2. その他の法規制
20	II. 有害性評価の参照値
21	1. はじめに
22	2. 発がん性評価
23	2. 1. 米国EPA (IRIS, 2003)
24	2. 2. カナダ (Health Canada, 1993)
25	2. 3. オランダ (RIVM, 2001)
26	2. 4. 世界保健機構 (WHO, 2000)
27	2. 5. 日本 (中央環境審議会, 1996)
28	2. 6. 本評価書における発がんリスク評価の参照値
29	3. 非発がん性影響評価
30	III. ベンゼンの発生源と排出量
31	1. はじめに
32	2. 排出量に関する全体的考察
33	3. 届出対象事業所からの排出量
34	3. 1. 排出実態      3. 2. 推計年度間比較      3. 3. 排出量分布推計手法

1	4．対象業種を営む事業者からのすそ切り以下の排出量		
2	4．1．排出実態	4．2．推計年度間比較	4．3．排出量分布推計手法
3	5．非対象業種からの排出量		
4	5．1．排出実態	5．2．推計年度間比較	5．3．排出量分布推計手法
5	6．家庭その他からの排出		
6	7．移動体からの排出		
7	7．1．排出実態	7．2．推計年度間比較	7．3．排出量分布推計手法
8	8．地域別排出量および排出量分布		
9	IV．排出量とモニタリング濃度の推移		
10	1．はじめに		
11	2．ベンゼン排出量低減の経過		
12	2．1．事業所における排出量低減		
13	2．2．燃料中のベンゼンの低減		
14	3．PRTR排出量推算値の変動		
15	3．1．届出排出量の変化		
16	3．2．届出外排出量の変化		
17	3．2．1 対象業種すそ切り以下	3．2．2 非対象業種	
18	3．2．3 家庭からの排出	3．2．4 移動体からの排出	
19	4．大気モニタリング結果の推移		
20	5．まとめ		
21	V．広域暴露濃度分布の推定		
22	1．はじめに		
23	2．シミュレーションに用いたデータおよび計算条件		
24	3．濃度分布推定結果		
25	4．現況再現性		
26	5．環境基準値超過地点における発生源寄与率		
27	6．まとめ		
28	VI．事業所周辺濃度解析		
29	1．はじめに		
30	2．解析対象区域の選定		
31	3．事業所周辺モデルの計算条件		
32	4．事業所周辺地区の濃度計算結果		
33	4．1．市原地区	4．2．水島地区	4．3．大牟田地区
34	4．4．川崎地区	4．5．堺地区	4．6．市川地区

1	5 . モデル計算結果の検討
2	5 . 1 . モデル計算濃度と実測濃度の比較
3	5 . 2 . ベンゼン排出量の検討
4	5 . 3 . 実測濃度の検討
5	5 . 4 . モデル計算結果の再評価
6	6 . 事業所周辺における高濃度暴露の評価
7	6 . 1 . 高濃度暴露の算定方法
8	6 . 2 . 高濃度暴露の推計結果
9	7 . まとめ
10	VII . 沿道暴露解析
11	1 . はじめに
12	2 . 沿道暴露の評価方法
13	2 . 1 . 沿道暴露評価のためのモデル構成
14	2 . 2 . 線源拡散モデル
15	2 . 3 . 沿道距離帯別人口分布モデル
16	2 . 4 . ベンゼン排出量 , その他の計算条件
17	3 . 自動車ベンゼン排出量の推計
18	3 . 1 . 推計の概要
19	3 . 2 . 道路区間別・メッシュ別排出量配分方法
20	3 . 3 . THCおよびベンゼンの排出量比較
21	3 . 4 . 自動車ベンゼン排出特性
22	4 . 沿道モデルの検証
23	4 . 1 . 濃度計算の設定と結果の表示例
24	4 . 2 . ベンゼン計算濃度の再現性検証
25	5 . 全国沿道濃度および暴露評価
26	5 . 1 . 全国評価の対象
27	5 . 2 . 濃度および暴露の現状の推算結果
28	6 . まとめ
29	VIII . 高暴露・高リスク人口の推算
30	1 . 広域大気モデルからの試算
31	2 . 固定発生源近傍
32	2 . 1 . 主要12工業地区
33	2 . 2 . 中規模事業所
34	2 . 3 . 小規模排出源

1	2 . 4 . 固定発生源近傍の高濃度暴露評価のまとめ
2	3 . 沿道
3	4 . 室内
4	4 . 1 . 喫煙の影響
5	4 . 2 . ベンゼンの室内発生源
6	4 . 3 . ベンゼンの室内濃度
7	5 . 高リスク人口の評価のまとめ
8	
9	IX . リスク削減対策
10	1 . ベンゼン排出対策の概略経過
11	2 . 固定発生源の排出対策と将来見通し
12	3 . 自動車からの排出対策の今後
13	3 . 1 . 排出規制の強化
14	3 . 2 . 排出抑制技術
15	4 . 自動車排出低減時の効果予測
16	5 . 今後のベンゼンのリスク削減に関するまとめ
17	
18	X . 結論
19	1 . 暴露評価のまとめ
20	2 . 日本人の健康リスクに関するまとめ
21	3 . 残された課題
22	
23	参考文献

# 1 詳細リスク評価書 ベンゼン

## 2 (要約)

3  
4 平成18年3月20日

5 独立行政法人 産業技術総合研究所

6 化学物質リスク管理研究センター

7  
8 - - - - -  
9

### 10 1. 序 論

11  
12 ベンゼンは常温・常圧で無色透明な液体で、特異な芳香臭を持つ可燃性物質である。分子式は  
13  $C_6H_6$ で、ベンゼン環と呼ばれる構造を持つ。分子量は78.11，融点は5.5℃，沸点は80.1℃，比重は  
14 0.87865 (20℃)である。ベンゼンは、多様な化学工業製品の原料として使用される、最も基礎的  
15 な有機化学物質の一つであり、流通量はきわめて大きい。年間の国内生産量と輸入量を合わせる  
16 と概略500万トンに達する。

17 環境中へのベンゼンの発生源としては、この工業原料としての製造・輸送・貯留過程における  
18 漏出のほか、ベンゼンを含有する溶剤や燃料等の石油製品からの蒸発や不完全燃焼によるものが  
19 ある。特に自動車排ガス中に含まれるベンゼンは沿道の大気環境に影響を与えている。また、タ  
20 バコの煙に含まれる点にも注意する必要がある。水域に排出されるベンゼンは大気への排出に比  
21 べてごくわずかである。

22 ベンゼンのヒト健康影響については十分な証拠が挙げられている。疫学研究により、ベンゼン  
23 暴露による白血病の発生増加が認められている。そのほか、変異原性の試験では実験動物の細胞  
24 に染色体異常を起こすことから、遺伝子傷害性を持つことも疑われているが、日本では前述の白  
25 血病との関係を根拠として大気環境基準値 $3 \mu g/m^3$ が設定されている。

26 全国モニタリングによれば、2004(平成16)年度の時点で418地点のうち23地点で環境基準を超  
27 えていた(一般環境2,発生源周辺6,沿道15)。2003年度が最終年度であった事業者による第二  
28 期自主管理計画の進行によって排出は大幅に減り、環境基準超過地点もここまで減ったが、発が  
29 ん性の認められた物質がこのような濃度レベルにあることには十分な注意を払い続ける必要があ  
30 る。

31 以上のようなベンゼンの特性と現状環境実態に鑑みて、ベンゼンの詳細リスク評価を行うこと

1 には十分大きな意義があり，そのため本評価書を作成した．対象は大気経由の暴露にしぼった．  
2 職業暴露，および事故等で発生する可能性のある高濃度に対する急性毒性やそのリスク評価につ  
3 いては本評価書では扱わない．

4

## 5 2．有害性評価の参照値

6

7 本リスク評価書においてリスク評価の基準とする参照濃度等を設定することを目的として，日  
8 本を含む主要各国・国際機関の有害性評価を比較検討した．ヒトに対するベンゼンの発がん性  
9 については既に明らかであることから，まず発がん性に対する評価についてまとめ，本評価書にお  
10 ける発がんリスク評価の指標とする濃度レベルを判定した．その後非発がん性影響に対する評  
11 価をまとめた．

12 ベンゼンの発がん性に関する各国・国際機関の評価の状況をまとめると表1のようになる．い  
13 ずれも同じPliofilmコホートを対象とした疫学調査を基礎として，白血病またはそのうちの急性骨髄  
14 性白血病に限定し，過剰発がんリスクを評価している．同コホートのデータが採用された理由は，  
15 米国EPAの文書（IRIS, 2003）が典型的に述べているように，「他の発がん可能性物質との同時暴  
16 露が少ないこと，暴露期間や暴露の程度の幅を広く含んでいること」が挙げられる．とはいえ，  
17 同コホートの問題点の一つは，極めて高濃度のベンゼン暴露事例が多数を占めていることであり，  
18 一般環境レベルの低濃度長期暴露への外挿における不確実性に懸念が残るところであろう．近年，  
19 中国の大規模なコホートの研究が進んでおり，それらによって低濃度暴露の発がんリスク評価が  
20 より確実なものとなる可能性にふれた報告書もあるが，いずれも現状では採用できる段階ではな  
21 いと判定している．さらに，Pliofilmコホートの暴露評価や低濃度外挿モデルの不確実性に対する  
22 考慮の結果，米国EPAや日本の専門委員会報告ではユニットリスクとして，固定した数値でなく，  
23 見積りの範囲を示すにとどめている．その他の国・機関の報告においても，最終的には安全側に  
24 立った一定の数値を提示している場合でも，検討の過程ではリスクの見積りにかなりの幅があり  
25 得ることを認めている．

26 本評価書としても，これらの各国・国際機関の検討内容に対して，リスク評価の指標を大きく  
27 塗り替えるような新しい見解を，少なくとも当面は提示できない．よって，ベンゼン生涯暴露発  
28 がんリスクレベル $10^{-5}$ に相当する大気中濃度で表す場合，ある程度の幅を考慮せざるを得ないこと  
29 を前提とし，かつ表1を参照するとき，日本の評価結果 $1.4 \sim 3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ は，米国EPAのそれがより  
30 多少広い範囲を与えていることを除けば，他のすべての評価値を含んでいることに注目した．そ  
31 のうえで，本評価書におけるリスク評価のために参照すべき主要な数値（以下，参照値という）  
32 として，前記の評価結果に日本の環境中ベンゼン濃度実態を勘案して決定された環境基準値 $3 \mu$   
33  $\text{g}/\text{m}^3$ を選定することは適切であろうと判断した．

1 ベンゼンの非発がん性影響については、職業的な高濃度暴露のレベルにおいて広く認められて  
 2 いる。日本の環境基準専門委員会報告(中央環境審議会,1996)は、発がん性以外の毒性として、  
 3 高濃度ベンゼンの長期間暴露が骨髄毒性(造血器障害)を引き起こし、重症例では骨髄造血機能  
 4 の顕著な低下によりすべての血球成分の減少を示すことにふれている。しかし、環境基準の検討  
 5 にあたっては発がん性の観点重視され、非発がん性影響は考慮に入れられなかった。これとと  
 6 もに、国際的な動向としても、本評価書におけるリスク評価のための前記の参照値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  と比  
 7 較して厳しい(より低い)濃度値を非発がん性影響の参照値として採用したリスク評価書が存在  
 8 しないことを踏まえ、本評価書では非発がん性影響に関するリスク評価のための参照濃度は設定  
 9 しないこととした。

11 表1 各国機関によるベンゼンのヒト発がんリスク評価

国・機関	報告等名称	引用文献	採用対象(左の文献と対応)	評価結果
米国 EPA (環境保護庁)	IRIS (Integrated Risk Information System), 2003	Rinskyら(1981, 1987) Crump and Allen (1984) Paustenbachら (1993) Crump(1992, 1994)	Pliofilmコホート白血病 暴露濃度評価 暴露濃度評価 低濃度線形外挿モデル	生涯ユニットリスク: $2.2 \sim 7.8$ $\times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ リスクレベル $10^{-5}$ に相当する大気 中濃度: $1.3 \sim 4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$
カナダ Health Canada	Priority substances list assessment report, Benzene.,1993	Rinskyら(1987) Crump and Allen (1984)	Pliofilmコホート急性骨髄 性白血病 暴露濃度評価 linear-quadraticモデル	TC05(がんによる死亡リスクが 5%増加する濃度): $14.7\text{mg}/\text{m}^3$ TERA簡易換算 $10^{-5}$ リスクレベル 相当大気中濃度: $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$
オランダ RIVM	Re-evaluation of human- toxicological maximum permissible risk levels, 2001	WHO(2000)等	結果的にWHOに準拠	生涯過剰発がんリスク $10^{-4}$ 相当大 気中濃度: $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ TERA換算 $10^{-5}$ リスクレベル相当 大気中濃度: $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$
WHO (世界保健機構)	WHO air quality guidelines - second edition, 2000	Rinskyら(1987) Crump and Allen (1984) Paustenbachら (1993) Crump (1994)	Pliofilmコホート白血病 暴露濃度評価 暴露濃度評価 線形、非線形外挿モデル	生涯ユニットリスク: $6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ $10^{-5}$ リスクレベル相当大気中濃 度: $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$
日本	中央環境審議会 環境基準専門委 員会報告, 1996	Rinskyら(1987) Paustenbachら (1992)	Pliofilmコホート白血病 暴露濃度評価 平均相対リスクモデル	生涯ユニットリスク: $3 \sim 7$ $\times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ リスクレベル $10^{-5}$ に相当する大気 中濃度: $1.4 \sim 3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

### 15 3. ベンゼンの発生源と排出量

17 1999(平成11)年7月に公布され、2002年度からは本格的に施行された「特定化学物質の環境  
 18 への排出量の把握等および管理の改善の促進に関する法律」いわゆる PRTR 法により、第一種指  
 19 定化学物質に指定されているベンゼンは、基準に該当する事業所からの排出量や移動量(廃棄物  
 20 としての移動量、下水道への移動量)の届け出がされている。また、届出外の排出量についても推



1 計されている。本評価書では、暴露評価の基礎として、この PRTR 制度で集計、推計された排出  
 2 量データを基本的に用いた。作業の時点で公表済みであった最新のデータは 2004(平成 16)年度  
 3 対応のものであったため、本評価書における現状評価の対象年度を 2004(平成 16)年度とした。

4 この排出量データに基づき、曝露・リスク評価大気拡散モデル(ADMER)を用いてベンゼンの  
 5 広域的な大気濃度分布を推定するため、ADMER の解像度である約 5 km(東西、南北方向にそれ  
 6 ぞれ 3 次メッシュ区画 5 個分)に合わせて排出量データを配分した。

7 2002(平成 14)年度 PRTR 調査における大気へのベンゼンの排出量の内訳は表 2 のようになっ  
 8 ており、届出排出量の割合は僅か 8.0%であった。移動体からの排出が大部分を占めており全体の  
 9 85.5%となっていた。

10 表 3 に示すように、届出排出量の約 70%を化学工業、石油製品・石炭製品製造業、鉄工業の 3  
 11 業種の 227 の事業所からの排出が占めていた。一方、そのほとんどがごく小規模な排出源である  
 12 燃料小売業は、届出対象事業所と届出基準に達しない取扱量のすそ切り以下事業所に分かれ、後者  
 13 の排出量は推計によるものである(表 4)。

表2 PRTR全国発生源種類別ベンゼン排出量(2004年度)

	t/year	割合(%)
届出事業所	1,349	8.0
対象業種すそ切り以下	183	1.1
非対象業種	806	4.8
家庭	87	0.5
移動体	14,346	85.5
合計	16,771	100

表3 届出排出量(業種別)

	件数	t/year	割合(%)
化学工業	114	481	35.6
石油製品・石炭製品製造業	96	240	17.8
鉄鋼業	17	227	16.8
燃料小売業	17037	183	13.5
石油卸売業	207	47	3.5
パルプ・紙・紙加工品製造業	11	31	2.3
原油・天然ガス鉱業	28	30	2.2
倉庫業	61	26	2.0
医薬品製造業	8	17	1.2
一般機械器具製造業	11	15	1.1
その他	2967	54	4.0
合計	20557	1350	100

表4 対象業種すそ切り以下排出量（業種別）

	t/year	割合(%)
化学工業	9	5
燃料小売業	174	95
合計	183	100

ベンゼンの非対象業種からの排出の推計対象は農薬と汎用エンジンからの排出があるが、農薬からの排出は0.043%（345 kg/year）と無視できる程度であり、汎用エンジンからの排出が大部分を占めていた。汎用エンジンにはコンクリートミキサー、大型コンプレッサ、刈払機、チェーンソー、動力脱穀機および発電機が該当し、内訳としては刈払機とガソリン発電機からの排出が大部分を占めていた。

家庭からの排出量としては、たばこの煙からの排出が推計されていた。

ベンゼンの環境への排出の85%を占める移動体では、ほとんどが自動車からの排出であり、そのおよそ半分が走行（ホットスタート）により、そしてほぼそれに匹敵する量が始動時（コールドスタート）の排出として推算されている。

#### 4．排出量とモニタリング濃度の推移

ベンゼンのリスク評価を行うために用いる排出量データの妥当性に関係する一要素として、最近の排出量の年々変動が大きくないことを確認するために、全国的なベンゼン排出量に関する諸資料を検討した。また、排出量の変動を間接的に反映する資料として大気中ベンゼン濃度モニタリング結果を検討した。

大気汚染防止法に有害大気汚染物質対策が盛り込まれた1996年以降、ベンゼンの排出量は急速に削減されてきたが、2002年頃からはその傾向も一段落したように見られる。また、燃料ガソリン中のベンゼン含有量が2000年1月より「1体積%以下」と改正され、市販のガソリンの実勢は0.5～0.6%程度となったあと、それ以上の低減は日程に昇っていない。今後もベンゼンを含む揮発性有機化合物（VOC）排出削減対策が推進される状況等があり、ベンゼン排出量も漸減傾向は続くことが見込まれるものの、ベンゼン排出量の見積りが数年内に大幅に変化することはないと考えられた。大気濃度モニタリング結果においても、最近は全国的な状況が急激に変化してはいないことがわかった（図1，図2）。

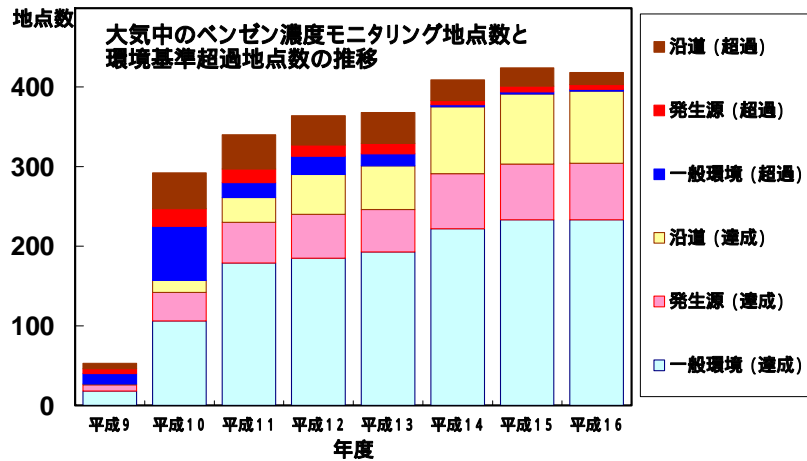


図1 ベンゼン濃度モニタリング地点数と環境基準達成状況

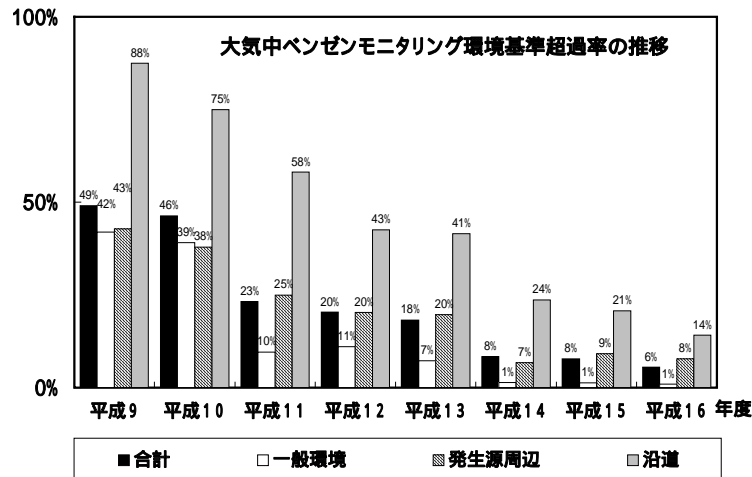


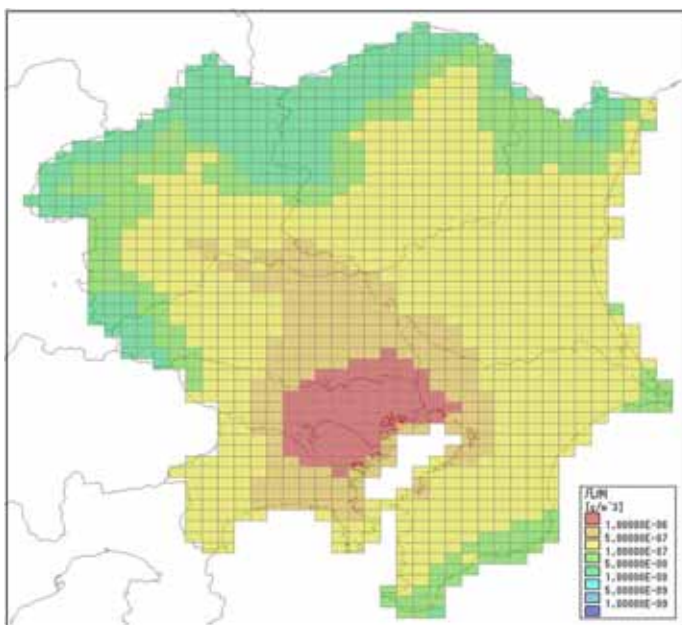
図2 ベンゼン濃度モニタリング地点の環境基準超過率の推移

## 5. 広域暴露濃度分布の推定

曝露・リスク評価大気拡散モデル ADMER Ver.2.0 を用いて約 5 km (東西, 南北方向にそれぞれ 3 次メッシュ区画 5 個分) の解像度で全国の環境濃度分布の推定を行った。また, 環境基準濃度を超過している地点については, その要因を調べるため発生源の寄与率を推定した。排出量は 2004 (平成 16) 年度の PRTR 調査によったため, 気象データについても同期間 (2004 年 4 月 ~ 2005 年 3 月) のものを用いた。

得られた濃度分布のうち, 関東地方を例として図 3 に示す。大都市中心部や交通量の多い街道沿いが比較的高濃度となっており, ベンゼンの主要な発生源は自動車であることが濃度分布から

1 も読みとれる .



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

図3 ADMERで推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム(関東).  
最大濃度:  $2.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上のグリッド: 1個(人口: 130,739人).

ADMERによる濃度推定結果を, 2004(平成16)年度有害大気汚染物質モニタリング調査結果と比較することにより, 現況再現性の評価を行った.

図4は実測値と計算値を年平均で比較したものである. 計算値は, 全般的には実測値の分布傾向をよく再現しているが実測値に比べて全体に過小で, 実測値は計算値より  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度高い. 全国の測定局について一括してプロットした場合でも, 図4の関東と同じ傾向が見られた. 地域により計算値が過小となる要因にはADMER自体の特性も関与するが, ベンゼンの場合, 周辺に発生源のない清浄地域でも実測では年平均  $0.5 \sim 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  の濃度が観測されている事実は, それがモデルの特性によるものではなく, バックグラウンド濃度が環境中に存在することを示唆している. 従って, この過小の幅こそが適正なバックグラウンド濃度と見なされる.  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を「ベース濃度」として, 以下のモデルによる濃度推定値に加算した.

しかし, ADMERの機能を利用して得られたヒストグラムには, 沿道高濃度のようなメッシュ内部の濃度不均一の影響が加味されていないため, ここでは立ち入った議論はせず, 後に述べる沿道暴露評価モデルと組み合わせて得られる暴露人口について改めて論じる.

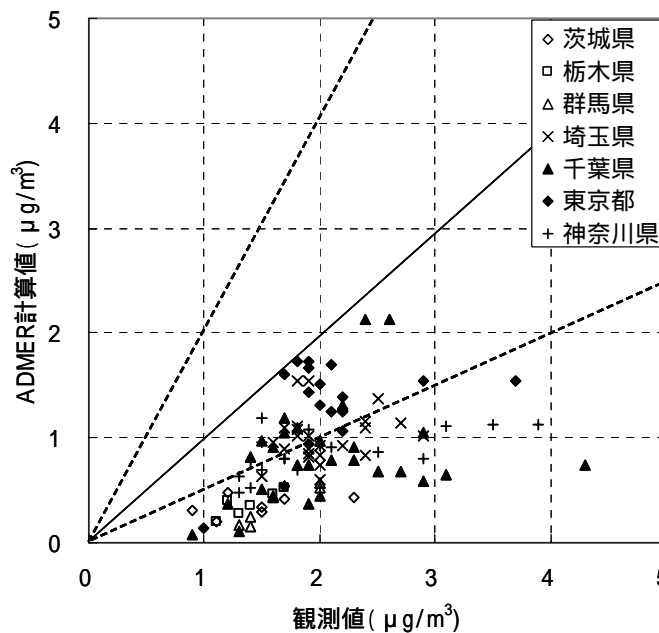


図4 関東地方のベンゼン大気中濃度比較（年平均値，都道府県別）

## 6 . 事業所周辺濃度解析

ADMER では評価が困難な高排出量事業所周辺の局所的濃度分布について，発生源近傍用の拡散モデル METI-LIS による年平均濃度分布シミュレーションを行った。

対象区域は，(1) 1997（平成9）年度から2003年度まで二期にわたり地域自主管理計画が実施された地区，(2) 2004（平成16）年度PRTRデータに基づく大気排出量が多い地区，および(3) 同年度における有害大気汚染物質モニタリングで年平均ベンゼン濃度が環境基準を超過した地区をリストアップした（表5）うえで，市原，水島，大牟田，川崎，堺，市川地区の計6地区を選んだ。

年平均濃度分布シミュレーションを行うにあたって，点源に関する詳細情報が得られないため，排出位置は原則として地図上で識別される工場等敷地の中央部，高さ10mと仮定し，建屋は考慮しなかった。排出量としてPRTRの「大気への排出」の値を使用し，年間を通じ24時間均等に排出されるものと仮定した。ADMERを用いて，METI-LISの対象とする点源の排出量のみを除いて算定される濃度（前述のベース濃度1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を含む）を本章におけるバックグラウンド濃度とし，METI-LISによる計算濃度にバックグラウンド濃度を加算した数値を評価に用いた。気象条件として2004年度（2004年4月1日～2005年3月31日）のAMeDAS観測データを用いた。

1 表5 年平均ベンゼン濃度が環境基準を超える地域等の整理 (2004年度)

番号	地区(市区町村)	地域 自主管理	PRTR届出 <sup>*1</sup> (kg/年)		環境基準超過局数		
					発生源周辺	一般環境	沿道
1	北海道室蘭市		19000	23000			
2	茨城県鹿嶋市(鹿島郡)		14000	33000			
3	千葉県市原市		14000	23170	1		
4	岡山県倉敷市(水島)		13000	21050	1		
5	福岡県大牟田市		1400	2060	1		
6	千葉県市川市		82000	82730			
7	愛媛県新居浜市		71000	71000			
8	山口県宇部市		49000	62000			
9	大分県大分市		32000	43100			2
10	大阪府堺市		15000	19730	2 <sup>*2</sup>	1	1
11	神奈川県川崎市川崎区		14000	43070	1	1	1
12	千葉県千葉市中央区		9800	14100			1
13	京都府京都市中京区		-	-			1
14	山梨県甲府市		-	-			1
15	神奈川県大和市		-	-			1
16	静岡県浜松市		-	-			1
17	大阪府四條畷市		-	-			1
18	大阪府八尾市		-	-			1
19	長崎県長崎市		-	-			1
20	東京都世田谷区		-	-			1
21	福岡県福岡市博多区		-	-			1
22	福岡県北九州市八幡東区		-	-			1

\*1)PRTR届出排出量(大気): 地区内最大排出点源, 地区内の500kg/年以上の点源合計.

\*2)堺市で環境基準を超える発生源周辺2局はほぼ同地点である.

2  
3  
4

5 対象とした事業所周辺6地区について,高濃度区域の測定局濃度がモデル計算では十分に表現さ  
6 れないことがわかった.これはモデルにおける自動車からの排出の扱いが不十分であることが一  
7 因である.また,モデルの主要対象である点源の排出量が過小評価である可能性もあり,実際,  
8 大牟田地区の場合は主要排出源の強度を10倍と想定した濃度分布が実測結果と適合したので,こ  
9 の想定を用いて以後の評価を行った.また,誤差(実測が過大)の一要因として実測濃度が真の  
10 年平均濃度ではないことも影響すると考えられ,市原地区と川崎地区の3局で特定の月に測定濃度  
11 が極めて高くなっていたのを年平均操作から除外して再評価した.その結果,総体として計算結  
12 果は実測濃度の傾向をよく再現し得た(図5).

13 METI-LISを用いて濃度分布推算を行った6地区について,2000年度国勢調査に基づく人口分布  
14 資料を参照して濃度ランク別面積および人口のヒストグラムを求めた.大気環境基準を超える面  
15 積(メッシュ数)と暴露人口,当該地区(計算領域)における人口総数に占める比率等を表6に示  
16 す.環境基準を超える高濃度に暴露する居住人口は6地区の合計で約16万人となった.

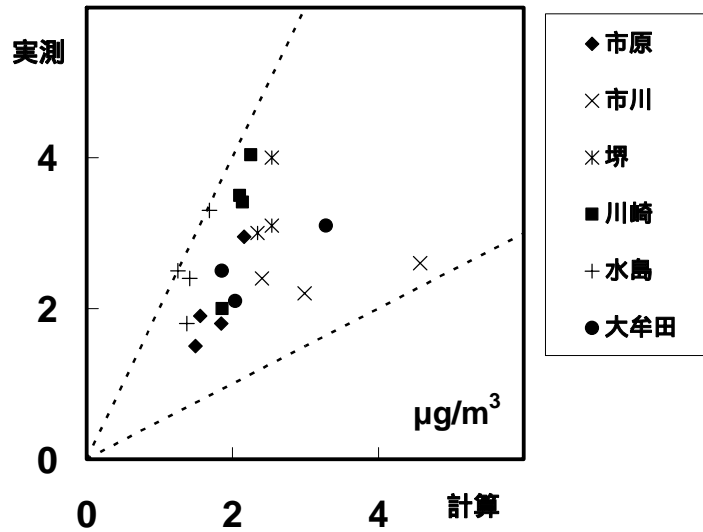


図5 モデル計算濃度と実測濃度の比較（再評価）.

表6 ベンゼン濃度が大気環境基準を超えるメッシュ数および居住人口

対象地区	メッシュ数, 比率(%)	人口, 比率(%)
市原	123 (1.2)	0 (0.0)
水島	307 (3.1)	0 (0.0)
大牟田	3 (0.0)	0 (0.0)
大牟田(想定)	206 (2.1)	4875 (3.5)
川崎	474 (4.7)	17 (0.0)
堺	1531 (15.3)	5044 (1.2)
市川	3413 (34.1)	149100 (19.2)

メッシュ数には工業地域や海上のメッシュも含む．大牟田（想定）は届出の10倍の想定排出量による結果．

## 7 . 沿道暴露解析

ベンゼン発生源として，現状では自動車が大きな割合を占める．2004年度のモニタリング調査の結果では，有効測定局数中の環境基準超過局数は，一般環境局 2/235，発生源周辺局 6/77，沿道局 15/106 であり，沿道局において比率が高い．一般環境に対する沿道の過剰濃度と暴露状況を評価するために，沿道モデルを用いた解析を行った．

沿道モデルは，プルーム・パフ線源拡散モデル，ADMER，沿道人口モデルの組み合わせである（図6参照）．沿道過剰濃度は幹線道路をはさむ両側，各200 mまでの範囲で計算した．細街路における排出の影響はその他の排出と合わせて非線源影響濃度に含め，当該メッシュの線源排出量

- 1 のみを除外したADMERの計算により求める。コールドスタート排出や、ダイアーナルブリージング
- 2 グ蒸発排出、ホットソーク蒸発排出についても非線源影響に含めた。
- 3 濃度計算の次段階で、沿道の局所的な人口分布傾向の調査に基づく沿道人口モデル(図7に示す
- 4 沿道人口偏在係数 $f_b$ )を用いて、沿道過剰濃度に暴露される沿道人口を推算する。 $f_b$ は、東京都内
- 5 の幹線道路沿道の用途別建物分布の解析により得られたものであり、3次メッシュの人口密度に
- 6 より異なる分布を示す。
- 7

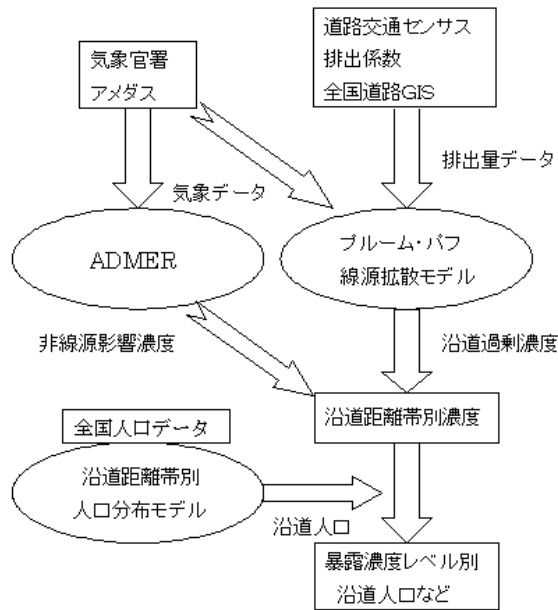


図6 沿道暴露評価のプロセス

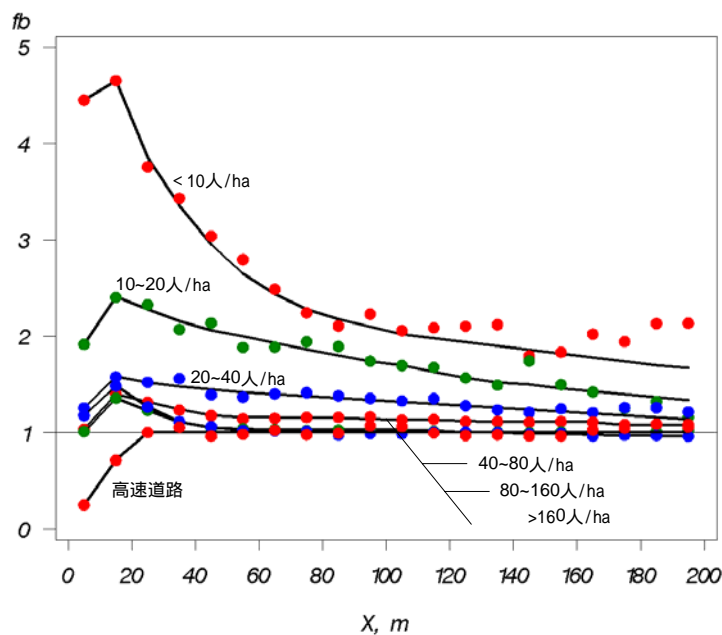
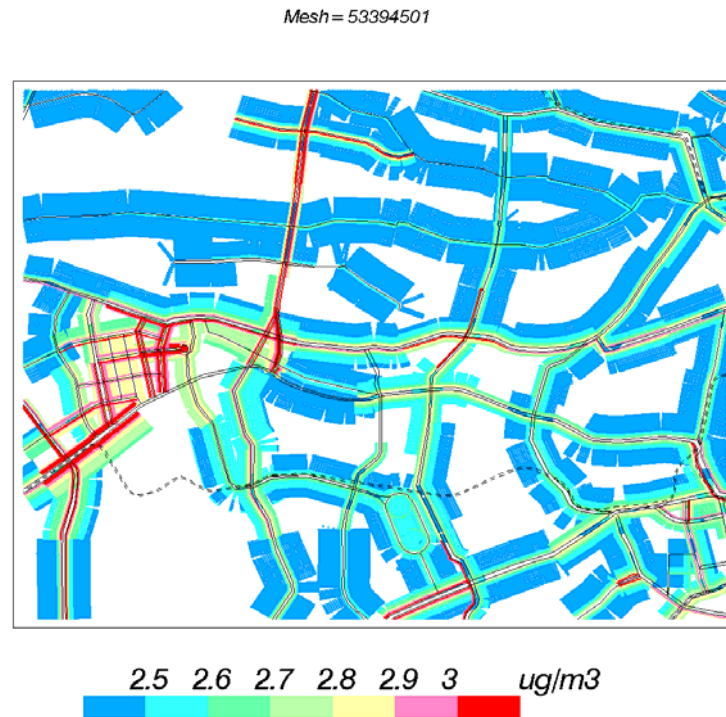


図7 沿道人口偏在指数 ( $f_b$ ) 分布



1  
2  
3  
4

ベンゼン年平均濃度を対象とした東京都内における計算例を図 8 に示す。図中、後背地の空白部は ADMER による計算濃度と BG 値の和（この例では約  $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）を推定濃度とする。



5  
6  
7  
8  
9

図 8 沿道年平均濃度計算結果の例（東京都新宿駅周辺）。図中の点線は高速道路。

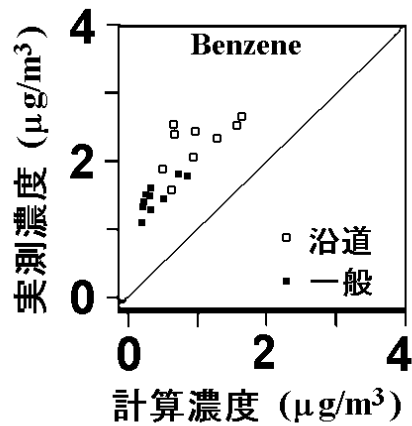
2004 年度の全国ベンゼン濃度モニタリング結果（一般環境・沿道）との比較結果では、両者の間に比例関係はみられるがばらつきが大きい。その主要な原因は、モデルが測定点近くの建物による拡散への影響を直接考慮できないことにあると考えられる。しかし、測定値と計算値を地方別に整理してみると（図 9）、統計ベースではモニタリングと計算の結果がよく対応すること、計算濃度は全体的に約  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  の過小推定になっていることがわかる。この  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  は、前述の ADMER による解析で見いだされたベース濃度に一致する。

沿道モデルの対象とした全国の幹線道路のベンゼン沿道過剰濃度に非線源影響濃度を加えた計算の結果を総合すると以下ようになる。

幹線道路沿道および後背地を合わせて、全国の評価面積は約 31 万  $\text{km}^2$  であり、国土面積の約 80% ほどである。残りの約 20% は 5 km メッシュ内に幹線道路が存在しない山地等である。評価面積のうち幹線道路から 200m 以内の沿道面積は 21% を占め、その他は沿道過剰濃度をゼロと見なす後背地である。沿道 200 m 以内のうちで環境基準を超過している部分の面積比は 0.1% 未満であった。ベンゼン濃度区分による人口分布を図 10 に示す。評価対象人口は島嶼部等の一部を除く

1 12.6 千万人であり，そのうちベンゼン濃度が環境基準を超える区域の人口は約 62 万人と算定され  
 2 た．このうち 5 万人は沿道ではなく，後背地で環境基準を超過する区域の人口である．ただ，後  
 3 背地の濃度は専ら ADMER による 5 km メッシュ平均としての計算結果であり，人口評価もメッシ  
 4 ュ人口として与えられたものなので，精度は高くない．

5



6

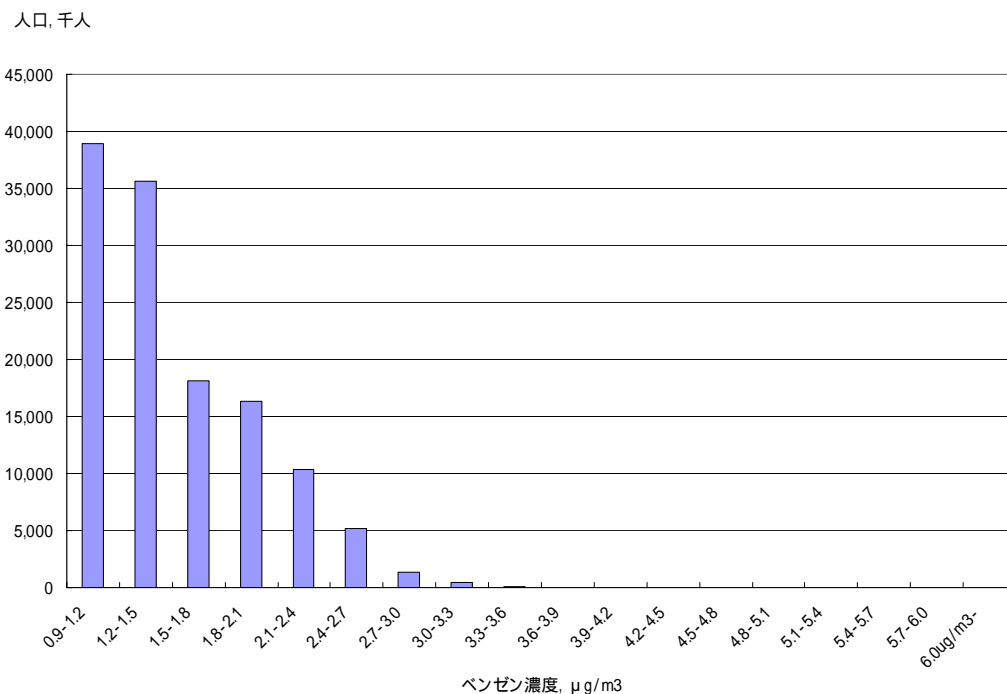
7

図9 モニタリング結果とモデル計算によるベンゼン年平均濃度の比較（地方別平均値）．回帰式  $C_{obs}=0.90C_{cal}+1.27$ ,  $R^2=0.70$

8

9

10



11

12

図10 ベンゼン濃度区分別暴露人口分布

13

14

## 1 8 . 高暴露・高リスク人口の推算

2

3 ここまで、モニタリングデータで検証した拡散モデルを用いて、3 種類の環境中ベンゼン濃度  
4 分布および暴露人口算定を行ってきた。第1番目の広域大気モデルADMERによる解析によって、  
5 全国な暴露状況を把握するとともに、後の2種類のモデルに対するバックグラウンド濃度の算定  
6 にADMERを使えることを示した。2番目の事業所周辺モデルMETI-LISを用いた解析では、ベン  
7 ゼン排出源を有する代表的な工業地域から選定した6地域について、合計で約16万人が環境基準  
8 を超える高濃度に暴露していた(2004年度)ことが推定された。3番目の沿道モデルによる推算  
9 では、沿道の環境基準を超える区域の人口が約62万人となった。

10 これらで考慮されていなかった高濃度暴露について検討を加える。一つは、事業所周辺のうち  
11 既に解析対象としたのは代表的な6地域に過ぎないため、全ての固定排出源を俯瞰した評価を行  
12 う。もう一つは室内高濃度に関する評価である。

### 13 (1) 事業所周辺の総合的評価

14 先に主要6工業地区について、環境基準 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える高濃度暴露人口は合計で約16万人と見  
15 積もられた。これらの6地区の排出源は、大牟田を除けばいずれも臨海工業地区にあり、地区内の  
16 主要排出源は年間排出量が10トンを超える。排出量は大きいですが、立地条件により周辺居住地域へ  
17 の影響が比較的小さく抑制されていると見ることができる。年間排出量が10トンを超えるような  
18 他の6地区でも、立地条件は大牟田を除いたモデル解析5地区と類似している。特に注意すべき地  
19 区として、モデル解析で排出量の大きさに伴い高濃度暴露人口も15万人近くに達した市川地区に  
20 次ぎ、排出量が市川地区の半分を超える新居浜、宇部、大分の3地区について検討した。しかし、  
21 これらの地区では市川地区に比べ人口密度が7分の1から15分の1という状況であること、現実に環  
22 境基準を超える高濃度が実測されたモニタリング局が無いが、あっても高濃度の原因は主として  
23 自動車排出の直接影響と推測される沿道局であること等から、3地区の高濃度( $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )暴露人  
24 口は市川地区との単純な排出量比例による推定より一桁小さい3万人程度と仮に見積もっても、大  
25 きな過誤はないと考えられる。その結果、詳細モデル解析6地区と合わせた主要12地区に対応する  
26 環境基準超過暴露人口は合計約19万人となる。

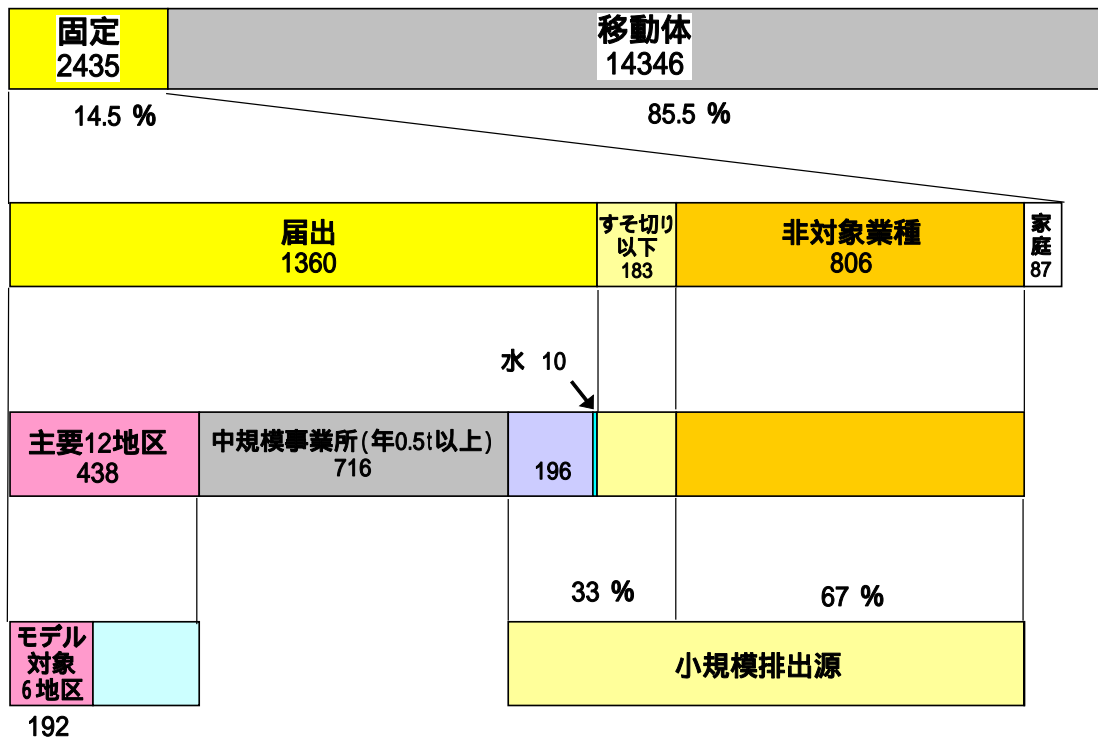


図11 PRTR届出・見積りベンゼン排出量の内訳（単位トン/年，2004年度）

以上の検討対象とした12地区の主要排出源よりも一回り小規模な排出源を，年間排出量0.5トン以上で区切って中規模事業所と位置付けた．排出量の最大は年間10トンとする．排出量合計は716トン，届出排出量の53%である（図11参照）．これらをおおまかにして仮に表7のようなモデルを設定し，METI-LISによる周辺濃度シミュレーションを行った．海岸部に比べると風が弱く汚染物質が滞留しやすいやや内陸の平地を想定し，浦和（さいたま市）の気象条件を選んだ．

表7 METI-LISによる中・大規模モデル事業所

の周辺濃度分布の計算条件

排出時間 8時～20時，年間均等

排出源高さ 5 m，上昇なし

濃度評価高さ 1.5 m

年間気象条件 2002年浦和アメダス（関東平野中央部）

拡散計算の結果から，年間排出量0.5 トンの場合の年平均濃度分布を図12に示す．

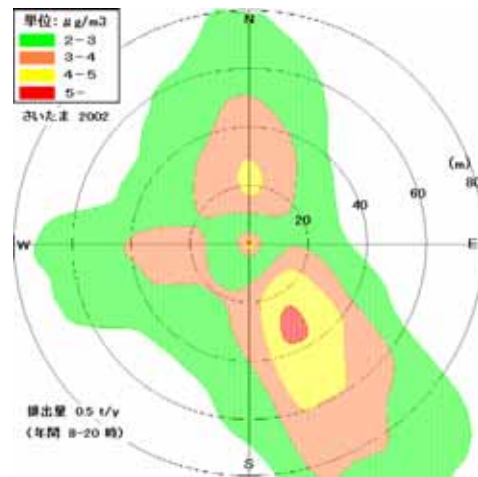


図12 排出量0.5 トン/年のケースの年平均濃度分布

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

ここではベース濃度 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ が計算に含まれていないため、排出源の直接影響が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以内に収まるか超えるかによって環境基準 ( $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) を満たすかどうかを判定することとする。図12によれば、年平均濃度が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を下回るのはおよそ140 m以遠である。同様に、年間排出量10トンでは800 m以遠となる。一般に排出量が多いほど事業所面積、従ってまた排出源から敷地境界までの距離Lが大きいと推定される。年間排出量が下限値の0.5トンに近い事業所では、必ずしも排出源と敷地境界の距離 $L > 140 \text{ m}$ が確保されていないことが推定される。一方、年間排出量の上限10トンの排出源はほぼ例外なく大規模工業地区に存在し、Lが1000 m程度あることを想定しても無理がない。これらを考え合わせると、中規模事業所のうちでも規模の小さな事業所の場合に、環境基準を超える濃度領域が敷地外まで広がっている傾向があると推定された。そのような領域があっても、面積としては一般に $100 \text{ m} \times$  数 $100 \text{ m}$ 程度と見積もられ、そこに都市居住地相当の人口密度 (数千~1万人/ $\text{km}^2$ ) を想定しても居住人口は一つのケース (事業所) 当たり200~300人であり、200程度あるすべての対象事業所にそれを適用する最大限の想定では、全国で5万人程度がその領域に住む可能性がある。

次に、固定発生源のうち、年間排出量0.5トン以下の小規模な排出源について検討する。これに対応する業種はほぼ燃料小売業 (約17,000件) と石油卸売業 (202件) に絞ることができる。燃料小売業とは給油所であり、排出量が0.1トンを超えるのはごく一部である。試算によれば、そのような小規模排出源の周辺濃度は最大でも $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度に過ぎず、環境基準を超えるような高濃度に暴露する周辺居住者がいる可能性は小さく、いるとしても職業的な作業者に限られると推定される。

## (2) 室内高濃度の評価

PRTR排出量推計には、ベンゼンの家庭からの排出推計の対象として「たばこの煙に係る排出量」があり、推計値は87トンとなっている。しかし、これは一般環境大気への影響を評価するために

1 使用可能であるが、喫煙者や受動喫煙者の暴露量やそれによる健康影響を評価するためには使え  
 2 ない。喫煙者本人の健康影響は喫煙自体の健康影響の一環としてとらえるのが適当であろう。一  
 3 方、副流煙による受動喫煙者への影響は、室内と屋外の濃度差という側面から評価に取り組むこ  
 4 とは可能であろう。ただし、社会における全体的な喫煙の影響は経年的に着実に低下している。  
 5 1970年代に男性の喫煙率が80%から70%程度に低下傾向にあったものが、2000年には53.5%、2006  
 6 年には41.3%まで低下しており、女性ではこの間に15%前後で大きな変化とはなっていないものの、  
 7 2006年の喫煙人口は合わせて2733万人と推計された。このような喫煙者の減少に加えて、社会の  
 8 分煙化も進んでいる。このような社会状況から、非喫煙者のたばこ由来ベンゼン暴露もさらに低  
 9 減していると推定できる。

10 喫煙のほか、暖房用等の燃焼器具からのベンゼン排出を推定させる文献が存在する。しかし、  
 11 排出係数を決定できるような十分な資料はない。建材や家具等からベンゼンが発生する可能性も  
 12 指摘されているが、室内濃度に広範囲で長期にわたり大きな影響を与えるほどの量ではないと推  
 13 定される。

14 発生源に拘わらず、室内と屋外の濃度差の観点から、屋外の環境濃度を基礎として屋内にお  
 15 ける暴露評価を行うとすれば、室内・屋外濃度差とそれを決める諸条件に関する相当量の調査デ  
 16 ータを踏まえることが必要である。厚生労働省の傘下では1997年度以降の数年にわたり調査が積  
 17 み重ねられたことが報告されている(表8)。この一連の調査のサンプル数は多いとはいえ年々  
 18 多くても200件程度であり、それらもベンゼン濃度と喫煙状況に関する何らかの明確な基準に従  
 19 って選定された家屋のものとは言い切れないため、そこから全国一般の経年変化を把握すること  
 20 には無理があるものの、少なくとも最近年の統計値では、国内の喫煙傾向と軌を一にするかのよ  
 21 うに、I/O差が $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以内であり、室内濃度も平均では環境基準値を下回っている。

22

23 表8 室内および屋外濃度調査におけるベンゼン濃度の統計値(厚生労働省関係)

年度	対象戸数		サンプル数	最大値	最小値	平均値	中央値
1997	180	室内(I)	322	65.8	0.4	5.9	3.1
		室外(O)	110	45.8	0.4	2.9	1.7
1998	205	室内(I)	197	433.6	0.1	7.2	2.6
		室外(O)	195	45.8	0.0	3.3	2.0
		個人暴露(P)	193	167.8	0.2	6.9	3.3
2001	188	室内(I)	171	46.4	0.0	2.7	1.8
		室外(O)	169	9.3	0.0	1.7	1.3
2002	148	室内(I)	138	32.6	0.0	2.6	1.8
		室外(O)	85	9.1	0.0	1.9	1.6

24

25

26 しかし、環境基準を超える室内濃度に暴露する人口を見積もるためには、沿道や固定排出源の  
 27 影響も含む屋外一般環境濃度から見た人口分布とクロスして、I/O差の分布を与える必要がある。  
 28 そしてI/O差の分布を確定するためには、単に表8に含まれるような多数のサンプルを総合する  
 29 だけでは不十分であり、年々のサンプルの偏りの可能性や経年変化も考慮し、喫煙者のいる家屋

1 の比率，そこでの喫煙形態と室内濃度の関係等，多様なデータを分析する必要がある．しかし，  
2 今回は資料不足のために，環境基準を超える室内濃度に暴露する人口の見積りを見送った．

3

## 4 9．リスク削減対策

5

6 本評価書において評価してきた現状（2004年度）のベンゼン排出実態に伴う暴露に加え，今後  
7 のベンゼン排出量の低減の可能性について収集した情報をまとめて論じる．

8 固定発生源の関係では，2003年度をもって終了した事業者団体による自主管理で大きな排出削  
9 減の成果を挙げたが，その期間に対策漏れあるいは対策が不十分であった残された大排出源に対  
10 する個別自主管理が進められているのが現状である．本評価書で基準年度とした2004年度の段階  
11 では，東京湾岸の人口密集地域に接して排出削減対策が未完了の大排出源が存在したため，その  
12 周辺で15万人近い高暴露人口が推算され，他の主要工業地区も合わせると高暴露人口は19万人程  
13 度と推定された．しかし，既に東京湾岸の該当地区でもモニタリング局の濃度は環境基準を満た  
14 していたことや，個別自主管理がその後も強化されていることを考慮すれば，固定発生源周辺に  
15 おける高暴露人口は今後急速に解消に向かうことが期待できる．ただし，既に自主管理が奏功し  
16 て周辺に環境基準超過地域がなくなった排出源でも，管理と監視が常時継続されなければ成果は  
17 維持されないことに十分な注意が必要である．また，年間排出量が0.5トン以上だが敷地等が比較  
18 的小規模で居住地区が近接している排出源では特に排出量，排出位置，その他排出条件を注意深  
19 く検討する必要がある．

20 現状でベンゼン排出量の85%を占めると推算される移動体の，特にその主体である自動車に関  
21 しては，ベンゼンに的を絞った排出削減対策は打ち出されていないものの，ベンゼンを含む炭化  
22 水素の排出規制は段階的に強化されており，今後もベンゼンの排出量が低減していくことが期待  
23 できる．技術的には，ガソリン・軽油の低硫黄化とあいまった高性能の排ガス後処理装置の開発・  
24 普及により，NO<sub>x</sub>やPMと合わせて炭化水素も大幅な低減が可能と見られている．

25 先に沿道濃度・暴露評価に用いた沿道拡散モデルにより，自動車からのベンゼン排出量が変  
26 化した場合の高暴露人口を推算した．自動車からのベンゼン排出量以外のデータはすべて変化さ  
27 せず，そのまま用いた．排出量を一律に現況の0.5倍～2倍の範囲で変化させた場合，環境基準値3  
28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える人口は図13のように変化する．排出量が現況の2倍程度であった場合，環境基準超  
29 過暴露人口は約1800万人と，現況の30倍ほどの多さであった．ただし，これは過去のいずれかの  
30 時期に遡って現実の暴露状況を推算したものではない．一方，自動車からの排出量が20%削減さ  
31 れた場合には環境基準超過人口は1/5以下の11万7千人に，50%削減では超過人口は1/200の3千人に  
32 まで激減するという結果になった．自動車からのベンゼン排出量の半減はともかく，2割程度の削  
33 減はそう遠くない将来に実現する可能性があると考えられ，その場合に沿道高濃度暴露の改善が  
34 どの程度進むかの見通しをこのモデル推算結果から得ることができる．

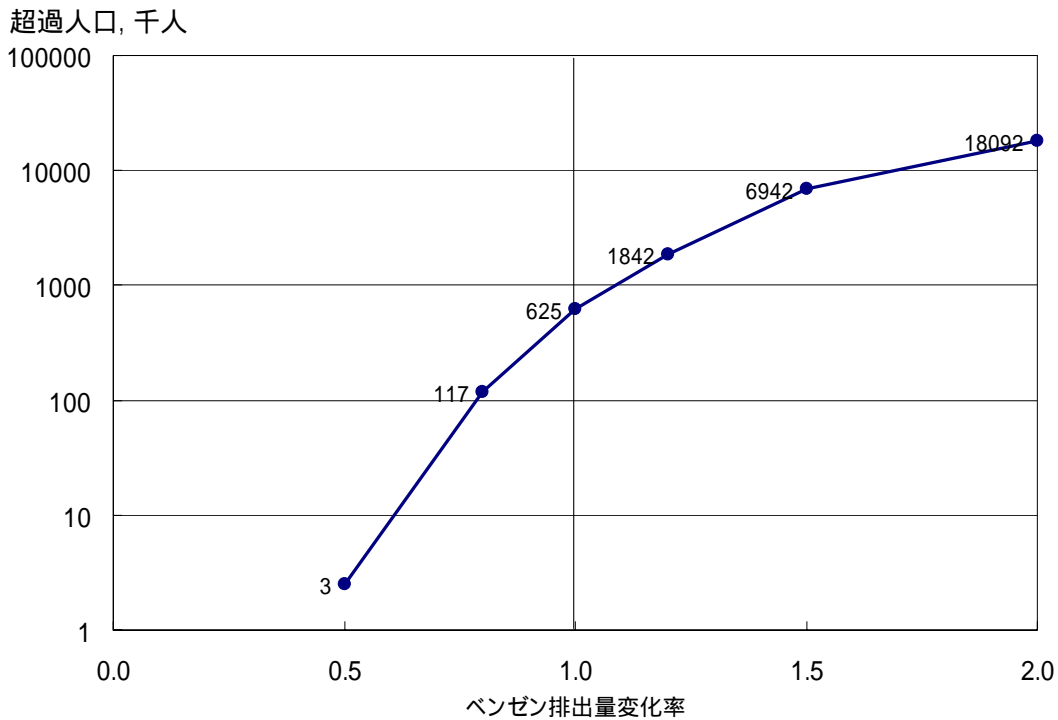


図13 自動車排出量変化と環境基準超過人口の関係

## 10. 結論

本評価書では、ベンゼンの有害性に関して独自にデータの検討を行うことはせず、海外を含めて先行する有害性評価の例を比較検討するにとどめた。ベンゼンのヒト有害性でエンドポイントとなり得る支配的な病変が白血病、またはそのうちの急性骨髄性白血病であることは広く認められている。また、現段階においては、そのリスクの大きさを評価するに足る十分な質と量を備えた情報は Rinsky ら（1987）による Pliofilm コホート疫学調査において他にないという見方はほぼ共通している。そこから得られるリスク指標は、同じ調査結果に基づいてはいてもかなりの幅があるが、ベンゼン生涯暴露発がんリスクレベル  $10^{-5}$  に相当する大気中濃度として、日本の環境基準検討過程における評価結果  $1.4 \sim 3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  は、ほとんど各国における評価値を含んでいる。その点も考慮に入れたうえで、上記の評価結果に当時の日本の環境中ベンゼン濃度実態を勘案して決定された環境基準値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を本評価書におけるリスク評価のための参照値として選定した。

2004 年度を対象とした評価の結果、環境基準値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を超える区域に居住する高暴露人口は、固定排出源周辺の高濃度の影響でかなり大きめに見積もって 24 万人、自動車からの排出の影響を直接受ける幹線道路沿道で 57 万人、都市域の総合的な影響による高濃度で 5 万人、合計 86 万人



1 と推定された。これは非常に大きな数字と受け止められるが、近年の排出削減による濃度実態の  
2 改善状況と、現在も排出削減につながる施策が進行中であることを考えれば、将来はそれほど深  
3 刻ではない。固定発生源に関しては個別自主管理のもとで、問題のある事例の洗い出しと排出削  
4 減の努力が継続されている。排出量の割合においても影響の範囲の点でも最大の課題である自動  
5 車からの排出に関しては、現状ではベンゼン個別の削減施策は存在しないものの、ベンゼンを含  
6 む炭化水素の排ガス規制が段階的に強化されており、技術面でもベンゼンを含む炭化水素の排出  
7 削減の見通しは明るい。この趨勢を踏まえて、沿道モデルにより自動車ベンゼン排出削減を想定  
8 した推算を行ったところ、2割の削減で高暴露人口は1/5以下に、5割の削減では1/200へと効果  
9 的に減ることが予想された。

10 ベンゼンに係わるリスク評価のうえで、当面、残された課題として以下のことが挙げられる。

- 11 (1) ヒト有害性に関するリスク指標の再検討
- 12 (2) 高暴露人口に限定しない総合的なリスク評価
- 13 (3) 暴露評価における不完全さの改善
- 14 (4) 室内・屋外濃度差の考慮

15

16

# 第I章 序論

## 1. 本書の目的と範囲

ベンゼンは、多様な化学工業製品の原料として使用される、最も基礎的な有機化学物質の一つであり、流通量はきわめて大きい。年間の国内生産量と輸入量を合わせると概略500万トンに達する。環境中へのベンゼンの発生源としては、この工業原料としての製造・輸送・貯留過程における漏出のほか、ベンゼンを含有する溶剤や燃料等の石油製品からの蒸発や不完全燃焼によるものがある。特に自動車排ガス中に含まれるベンゼンは沿道の大気環境に影響を与えている。また、タバコの煙に含まれる点にも注意する必要がある。

一方、ベンゼンのヒト健康影響については十分な証拠が挙げられている。疫学研究により、ベンゼン暴露による白血病の発生増加が認められている。そのほか、変異原性の試験では実験動物の細胞に染色体異常を起こすことから、遺伝子傷害性を持つことも疑われているが、日本では前述の白血病との関係を根拠として大気環境基準値 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ が設定されている。

ベンゼンに関する環境の現状について見れば、前述のように大量に流通し、また移動発生源から広範囲に排出されていることの反映として、大気中ではごく普通に検出されるありふれた物質となっている。全国モニタリングによれば、2004（平成16）年度の時点で418地点のうち23地点で環境基準を超えていた（一般環境2，発生源周辺6，沿道15）。2003年度が最終年度であった事業者による第二期自主管理計画の進行によって排出は大幅に減り、環境基準超過地点もここまで減ったが、発がん性の認められた物質がこのような濃度レベルにあることには十分な注意を払い続ける必要がある。他方、水域のモニタリングにおいては問題とすべき濃度は検出されていない。

以上のようなベンゼンの特性と現状環境実態に鑑みて、また、1996（平成8）年5月の大気汚染防止法改正に伴ってベンゼンを含む有害大気汚染物質に対して推進されてきた排出抑制対策の結果を評価して将来を見通すためにも、ベンゼンの詳細リスク評価を行うことには十分大きな意義があると考えられた。ベンゼンの初期リスク評価書（新エネルギー・産業技術総合開発機構ほか、2007）でも詳細なリスク評価が必要な候補物質と位置づけられている。そのために本評価書を作成した。

本評価書では基本的に2004（平成16）年度の状況に関するデータを用いて評価を行い、併せて2001（平成13）年度以降の推移についても遡ってデータを点検した。ベンゼンの排出量や環境実態は年々変化するため、最新のデータを基礎に評価を行っても、それを完成する頃にはまた更に新しい基礎データが提出される。しかし、現状ではベンゼンの排出量は減少傾向にあり、しかも引き続き大きく変動するのではなく、ある程度落ち着いてきていると考えられる。今後そう長くない期間に環境状況が大きく変化し、特に悪化することは考えにくい。

なお、職業暴露、および事故等で発生する可能性のある高濃度に対する急性毒性やそのリスク

1 評価については本評価書では扱わない。また、河川、地下水、海域等の水域における汚染が深刻  
2 な状況にないことから（環境省，2005a），生態影響および食物や飲料水の摂取を通じてのヒト健  
3 康影響については，要所では部分的にふれることがあっても，最終的なリスク評価の対象として  
4 は扱わない。

5

## 6 2．ベンゼンの特性と用途等

7

### 8 2．1．基本特性

9 ベンゼンは常温・常圧で無色透明な液体で，特異な芳香臭を持つ可燃性物質である。分子式は  
10  $C_6H_6$ で，ベンゼン環と呼ばれる構造を持つ。分子量は78.11，融点は5.5，沸点は80.1，比重は  
11 0.87865(20)である。主な物理化学的性質は表 I-1のとおりである（中央環境審議会，1996a）。

12

13 表 I-1 ベンゼンの物理化学的性質 （中央環境審議会，1996a）

14

15 分子量：78.11

16 比重：0.87865(20)

17 融点：5.5

18 沸点：80.1

19 蒸気圧：100 hPa(20)（気中飽和濃度(25)：120,000 ppm）

20 溶解度：水にわずかに溶ける(25で1.8 g/L)，油に易溶

21 換算係数：1 ppm = 3.2 mg/m<sup>3</sup>(20)，1 mg/m<sup>3</sup> = 0.31 ppm(25)

22

23

24 このほか，少し古い資料であるが，ベンゼンの特性，暴露状況，有害性等に関する基本データが  
25 化学物質評価研究機構（1997）によって多数の化学物質とともに公開されている。

26

### 27 2．2．環境中挙動

#### 28 大気中挙動

29 環境中へのベンゼンの排出は，後述するPRTR（化学物質排出移動量届出制度）データにも示さ  
30 れるように，大部分が大気中にガスとして出される。蒸気圧が大きいため，水中や土壌表面に排  
31 出された場合でも一部は大気に移動する。一方，大気中のベンゼンはわずかずつながら雨滴等に  
32 溶け込み除去されると考えられる。

33 しかし，大気からの主な除去過程はOHラジカルとの反応であると考えられる。新エネルギー・  
34 産業技術総合開発機構ほか（2007）が評価用ソフトAopWin（SRC，2004）による結果として述べ  
35 るところでは，ベンゼンとOHラジカルの反応速度定数は $1.23 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/\text{分子}/\text{s}$ （25，測定値）

1 であり，OHラジカル濃度を $5 \times 10^5 \sim 1 \times 10^6$ 分子/cm<sup>3</sup> とすると半減期は7～10日となる．これに比  
2 ベオゾンとの反応性，硝酸ラジカルとの反応性は極めて低い．

3

#### 4 水中挙動

5 PRTRによれば，水域に排出されるベンゼンは大気への排出に比べて2桁小さい．ベンゼンとし  
6 て排出された場合は，水への溶解度がそれほど小さくなく比重が小さいため，大部分が水面上に  
7 浮遊しながら大気中に揮散すると考えられる．水に溶解したベンゼンも徐々に大気に移動すると  
8 考えられる．新エネルギー・産業技術総合開発機構ほか（2007）によれば，水中に残存するベン  
9 ゼンに対しては生分解性が認められている．ただし，嫌氣的条件では好氣的条件下に比べて生分  
10 解を受けにくいとされている．従って，深部の地下水や土壌中に浸透したベンゼンは容易に分解  
11 されないと考えられる．

12

#### 13 2.3. 用途と使用状況

14 2005（平成17）年の国内の生産量は純ベンゼン約4,980千トン，粗製ベンゼン約515千トンであ  
15 り，輸出は約313千トン，輸入は197千トンであった（化学工業日報社，2007）．

16 現代ではベンゼンの大部分は石油化学により生産される．触媒を用いたナフサの接触改質，あ  
17 るいはエチレンプラントにおける熱分解で生成する分解油を原料として，水素化，蒸留分留によ  
18 り抽出される．その他，量的に比率は小さいが石炭化学系のベンゼンがコークス炉ガスから生産  
19 される（松田ら，1999）．

20 ベンゼンは石油化学工業の主要な基礎原料の一つであり，合成樹脂，合成繊維等の生産に用い  
21 られるほか，染料，医薬，農薬等のファインケミカルズ合成の原料となる（図I.1参照）．

22 わが国においては，ベンゼンががん原性物質として報告されていること等により労働安全衛生  
23 法（安衛法）の特定化学物質等障害防止規則（特化則）の特定第二类物質等に指定されて使用等  
24 が規制されており，有機溶剤としての使用はほとんどなくなった．なお，特化則ではベンゼンを1%  
25 （重量比）を超えて含有するものをベンゼンと定義しており，また，安衛法施行令によりベンゼ  
26 ンを含むゴムのりで，その含有するベンゼンの容量が当該ゴムのりの溶剤（希釈剤を含む）の5%  
27 を超えるものは製造が禁止されている（中央環境審議会，1996a）．自動車用ガソリン中のベンゼ  
28 ン濃度（体積比）は従来5%が許容限度とされていたが，2000年1月より1%以下に強化された．

29

30

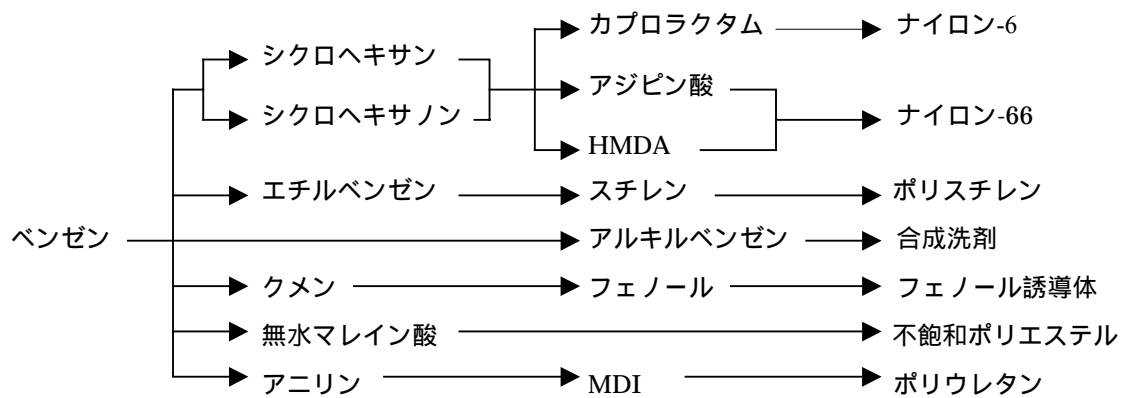


図 I.1 ベンゼン誘導体 (松田ら, 1999)

### 3. 各国のリスク評価

公衆の健康を守る目的でリスク評価情報を発信する非営利組織 Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA, 2006) は、毒性評価データベース ITER (International Toxicity Estimates for Risk database) において、各国機関によるベンゼンのヒトに対するリスク評価の状況を表 I.1 のようにとりまとめている。以下、まず ITER に従って国別に紹介し、さらに国際機関等の評価にもふれる。ただし、ここでは各国・機関のリスク評価の状況を概観するにとどめ、改めて第 II 章で、本リスク評価書におけるリスク評価の基準とする参照濃度等を設定することを目的として各国・国際機関の有害性評価を比較検討する。

1 表 I.1 各国機関によるベンゼンのヒト影響評価. 詳細は本文参照 . (TERA, 2006)

2

		ATSDR	Health Canada	RIVM	U.S.EPA
経口 非発がん	リスク評価の指標	慢性MRL	-	TDI	RfD
	指標値(mg/kg-day)	-	-	-	4E-3
	年	1997	1991	1999	2003
	不確実性係数	-	-	-	300
	影響 種 研究報告	-	-	-	リンパ球減少 ヒト Rothman et al. (1996)
経口 発がん	リスク評価の指標	-	-	CR(暫定)	RSD
	指標値(mg/kg-day)	-	-	3.3E-3	1.8E-4 to 6.7E-4
	年	1997	1991	1999	2000
	分類	-	I	-	A
	対象部位 種 研究報告	-	-	-	血液 ヒト 数件あり
吸入 非発がん	リスク評価の指標	慢性MRL	-	TCA	RfC
	指標値(mg/kg-day)	-	-	-	3E-2
	年	1997	1991	1999	2003
	不確実性係数	-	-	-	300
	影響 種 研究報告	-	-	-	リンパ球減少 ヒト Rothman et al. (1996)
吸入 発がん	リスク評価の指標	-	TC05	CR(吸入)	RSC
	指標値(mg/kg-day)	-	1.5E+1	2E-2	4.5E-3 to 1.3E-3
	年	1997	1991	1999	1998
	分類	-	I	-	A
	対象部位 種 研究報告	-	白血病 ヒト Rinsky et al. (1987)	造血機能 ヒト 複数あり	白血病 ヒト 数件あり

(-): not applicable

3

4

5 3 . 1 . 米国

6 1) 保健福祉省毒性物質・疾病登録局( U.S. Agency for Toxic Substances and Disease Registry ,ATSDR )

7 ATSDRは諸化学物質の毒性プロファイルを作成しており ,ベンゼンに関しては1997年7月に公開  
8 したものがある ( ATSDR, 1997 ) . 非発がんの有害性の指標としては最小リスクレベル ( Minimum  
9 Risk Level , MRL ) を用いており ,吸入暴露について14日間以下の短期で0.05 ppm ( 160 μg/m<sup>3</sup> ) ,  
10 15 ~ 365日の中期で0.004 ppm ( 13 μg/m<sup>3</sup> ) とされたが ,慢性 ( 366日以上 ) については適当なデー  
11 タがないとして数値が導出されなかった . 経口暴露についてはいずれの暴露期間においてもMRL  
12 は示されていない . それ以上のリスク評価は発がんあるいは非発がん性の影響のいずれについて  
13 も行っていない .

14 その後 , ATSDRは2005年9月付でベンゼン毒性プロファイル改訂版のドラフトを公開した  
15 ( ATSDR, 2005 ) . このドラフトでは ,非発がん吸入暴露について ,中国Tianjin ( 天津 ) の靴製造  
16 業労働者におけるBリンパ球減少に関する研究 ( Lanほか , 2004 ) の結果を採用し ,慢性暴露 ( 365  
17 日以上 ) のMRLを0.003 ppm ( 10 μg/m<sup>3</sup> ) とした . なお , 14日間以下の短期では0.009 ppm ( 29 μ  
18 g/m<sup>3</sup> ) , 15 ~ 364日の中期では0.006 ppm ( 19 μg/m<sup>3</sup> ) となったが ,経口暴露については算定して  
19 いない . また , 発がん性データについて検討は行っているが ,発がん影響の評価については ,次  
20 項に述べるEPAのIRISの評価を紹介するにとどまっている .

1

2) 環境保護庁 (United States Environmental Protection Agency, U.S. EPA)

U.S. EPAは統合リスク情報システム (Integrated Risk Information System, IRIS) として情報を公開している。ベンゼンの慢性・非発がん性の影響と、生涯暴露の発がん性に関する評価の最終改訂は2003年4月であった (IRIS, 2003)。

非発がん性の影響の評価指標として、経口の参照用量 (Reference Dose, RfD) と吸入の参照濃度 (Reference Concentration: RfC) が用いられる。問題となる影響はリンパ球の減少で、職業暴露の疫学研究 (Rothman ら, 1996) に基づいてこれらの指標値が算定された。吸入暴露では BMCL (BenchMark Concentration Lower confidence level: BMC の 95 % 信頼下限値) =  $8.2 \text{ mg/m}^3$ , 不確実性係数 UF = 300 より, RfC の値は  $3 \times 10^{-2} \text{ mg/m}^3$  ( $30 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ) とされた。経口 RfD の値は投与量 BMDL (BenchMark Dose Lower confidence level: BMD の 95 % 信頼下限値) =  $1.2 \text{ mg/kg/day}$ , 不確実性係数 UF=300 より  $4 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/day}$  である。

生涯暴露に関する発がん性の評価では、職業暴露におけるベンゼン吸入による白血病の発生を認めた Rinsky ら (1987) の疫学調査ほか複数の研究をもとに、ベンゼンをヒト発がん性あり (カテゴリー A) と位置づけた。リスク指標値は、吸入では濃度 (Risk Specific Concentration: RSC) で、経口では投与量 (Risk Specific Dose: RSD) で与えられる (表 I.1)。吸入暴露では生涯ユニットリスクが  $2.2 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$  より  $7.8 \times 10^{-6} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$  の値が設定され、リスクレベル  $10^{-5}$  に相当する大気中濃度レベルは  $1.3\sim 4.5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  とされている。経口の場合は、吸入量相当から、米国人の標準体重を 70 kg、水摂取量を 2L/day とした場合、飲用水におけるユニットリスクを  $4.4 \times 10^{-7} (\mu\text{g/L})^{-1}$  から  $1.6 \times 10^{-6} (\mu\text{g/L})^{-1}$  の範囲とした。

21

### 22 3.2. カナダ

カナダ環境保護法 (Canadian Environment Protection Act, CEPA) は環境大臣および保健衛生大臣に対し、環境に有害またはヒトの健康を脅かす要素となるような化学物質、化学物質類、排出物、廃棄物等を含む物質を特定した優先物質リストの作成と公表、および特定した物質について評価して有害であるかどうかを判断することを求めている。これに伴ってカナダ保健局 (Health Canada, 1993) ほかベンゼンの評価を行った。

ヒトに対する発がん影響の評価では、U.S. EPA と同様に、職業暴露によるベンゼン吸入の結果として起きる白血病に着目した。有害性評価の根拠として Rinsky ら (1987) による Pliofilm コホートのフォローアップによる死亡率データを用い、TC05 (がんによる死亡リスクが 5 % 増加する濃度) を  $14.7 \text{ mg/m}^3$  とした。これに対応してベンゼンを、ヒトに対して発がん性を有する (毒性に閾値がない - あるレベルの暴露により重大な影響を及ぼす可能性がある) 物質として、グループ I に分類している。

上記の TC05 を 5000 で割り算することにより、 $10^{-5}$  リスクレベルは  $3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$  となる。これは調

1 查対象の実際の濃度範囲における容量-反応曲線から直接求めた値であり、低用量外挿での95%  
2 信頼限界に基づくU.S.EPAの算定方法とは異なる(TERA, 2006)。

3 Health Canadaはベンゼンの発ガン性を重視し、そのリスク評価を行うべきであるとして、非発  
4 がん性のリスクの評価には力をさいていない。

5 なお、Health Canada(1993)はベンゼンの生態系リスクについても評価を行ったが、最も感受性  
6 が高い種であるヒョウガエルの9日間LC50値が3.7 mg/L、種間感度差や実験と現場条件の差を  
7 考慮した生物に対する慢性無影響濃度(No-Observed-Effect Concentration, NOEC)は185 µg/L  
8 であり、カナダで報告されている淡水中のベンゼン最大平均濃度は2 µg/Lと比べて十分大きか  
9 った。また、水生生物として急性の感受性が最も高いニジマスにおける96時間LC50値5.3 mg/L、  
10 補正後の短期影響の閾値530 µg/Lに対し、カナダで報告されている希釈前排水中ベンゼンの最  
11 大平均濃度は65.3 µg/Lであり、有害なレベルとは考えられなかった。同様に、陸生の無脊椎動  
12 物、植物、および実験室における哺乳動物に対しても、ベンゼン暴露による急性影響は大気中濃  
13 度10000 mg/m<sup>3</sup>以上で報告されており、都市で測定された24時間平均濃度の最大値41.9 µg/m<sup>3</sup>  
14 は十分低濃度であり、また、慢性影響についても深刻な状況を示すデータは得られなかった。以  
15 上のことから、ベンゼンは環境に対して有害であるとは考えられない、と評価された。

16

### 17 3.3. オランダ

18 オランダの国立公衆衛生環境研究所(Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM:  
19 National Institute of Public Health and the Environment)がヒトに対する有害性の最大許容リスクレベ  
20 ル(Maximum Permissible Risk, MPR)の再評価を行った(RIVM, 2001)。表I.1にはRIVMの評  
21 価年として1999年が記されているが、これを遡及したものである。

22 ヒトに対する発がん影響は、吸入と経口のそれぞれに数値が算定された。U.S.EPAやHealth  
23 Canadaの場合と同様に、職業暴露における白血病発生に基づき、吸入暴露による発がんリスクCR  
24 (inhal)を20 µg/m<sup>3</sup>とした。この値は生涯過剰発がんリスク10<sup>-4</sup>に相当するものなので、10<sup>-5</sup>リス  
25 クレベルの濃度は2 µg/m<sup>3</sup>となる(TERA, 2006)。経口暴露による発がんリスクCR(oral)は暫定  
26 値としてEPAと同様に吸入暴露からの経路間外挿によって設定された。10<sup>-5</sup>の発がんリスクレベ  
27 ル相当の濃度は0.33 µg/kg/dayとなった。

28 非発がん性の影響に関しては、発がん影響に対して導かれた参照濃度の方がより安全側での評  
29 価となると判断されることから、経口暴露、吸入暴露ともリスク評価は行われていない。

30

31

### 32 3.4. 欧州(EU)

33 EUの環境会議は1996年に環境大気質評価・管理に関して大気質枠組指令(Framework Directive  
34 96/62/EC)を採択した。それによってベンゼンを含む新たな対象物質に対する基準の導入が方向



1 付けられた ( European Commission, 2006 ) . ベンゼン対策は 1998 年の「ベンゼンに関する大気環境  
 2 評価・管理ワーキンググループの委員会意見書」( Position Paper, Council Directive on Ambient Air  
 3 Quality Assessment and Management Working Group on Benzene ) で方針が検討され、2010 年までに  
 4 具体的な規制の実行を指示する指令 ( Second Daughter Directive, 2000/69/EC ) が 2000 年 12 月 13  
 5 日に発効した .

6 水質に関しては、2000 年 9 月に採択された水枠組指令 ( Water Framework Directive 2000/60/EC )  
 7 で、ベンゼンを含む特定の有害化学物質群の水域への排出を 20 年で段階的に停止することとされ  
 8 た .

9 既存物質の評価と管理に関する理事会規則 ( 793/93/EEC ) に従い、ベンゼンのリスク評価はド  
 10 イツの連邦労働安全健康研究所( Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin ,BAuA ,: Federal  
 11 Institute for Occupational Safety and Health , FIOSH ) が担当し、2002 年 5 月に環境、2003 年 3 月に  
 12 ヒトの健康に関するリスク評価書の草稿が作成された . 表 I.2 にリスク評価結果の概要を示す . こ  
 13 こで、リスクレベルは 3 つのレベルで表される .

- 14 i) さらなる情報、および/またはテストを要する .
- 15 ii) 現時点では、これ以上の情報および/またはテストは不要であり、既に適用されている以上のリ  
 16 スク削減対策も必要としない .
- 17 iii) リスク削減の必要がある ; すでに適用されているリスク削減措置も考慮に含められよう .

18 その後、理事会規則 793/93 の枠組に従って、リスク評価結果に対する「毒性・生態毒性及び環  
 19 境に関する化学委員会」( Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment , CSTEE )  
 20 の意見が出され、ヒト健康に関する部分に対しては妥当と評価した .

21

22 表 I.2 ベンゼンのリスク評価結果 ( CSTEE )

対象		結論	コメント
環境	下水処理施設	iii)	
	水環境	iii)	
	大気(ベンゼンの直接影響)	ii)	オゾン、その他の有害なスモッグ生成に関連する
	陸域環境 (Terrestrial compartment)	ii)	
	域(compartment)に特定されな い食物連鎖の影響(二次毒性)	ii)	
ヒト健康	労働者	iii)	吸入と皮膚接触による
	消費者	iii)	吸入が主である。ガソリンによる暴露評価などの必要 性
	環境を経由した非直接的な暴 露	iii)	交通機関からの(ガソリンによる)暴露

23

24

25 3 . 5 . 世界保健機構 ( WHO )

26 WHO の一部門である国際がん研究機関 ( International Agency for Research on Cancer , IARC ) は  
 27 ベンゼンの発がん性評価をおこない、グループ 1 に属する ( ヒトにおける発ガン性の十分な証拠

1 が存在する)と結論づけた(IARC, 1982, 1987)。

2 WHOは飲料水中のベンゼンに対して10 µg/Lのガイドライン値を1984年に勧告した。2003  
3 年のWHOの飲料水中ベンゼンのガイドラインでは100, 10, 1 µg/L(それぞれ生涯発がんリス  
4 ク $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ ,  $10^{-6}$ に対応)とされている(WHO, 2003)。

5 1987年, WHOのヨーロッパ地域事務局に召集された作業グループは, ヒトにおけるベンゼン  
6 の発ガン動態の観点から, 大気質ガイドラインを設定することが出来ないと結論付けた。閾値の  
7 無い平均相対リスクモデルを仮定すると, 大気中ベンゼン濃度1 µg/m<sup>3</sup>生涯暴露における白血病  
8 のリスクは $4 \times 10^{-6}$ と算定された。

9 WHOと国連環境計画(United Nations Environment Program, UNEP)および国際労働機関  
10 (International Labour Organization, ILO)の共同事業である国際化学物質安全性計画(International  
11 Program on Chemical Safety, IPCS)によって「環境保健クライテリア」(Environmental Health Criteria,  
12 EHC, 1993)が作成され, ベンゼンの安全性評価がなされた。ただし, これは担当した専門家た  
13 ちの見解であり, これらの機関としての決定や方針を示すものではない。ヒトへの影響について  
14 は次のようにまとめている。再生不良性貧血に導く骨髄機能の低下が最も頻繁に報告され, 高濃  
15 度暴露でこれらの発病率は高い。ベンゼンは十分に立証されたヒトに対する発がん性物質である。  
16 労働者のベンゼン暴露の疫学研究で骨髄性白血病との因果関係が立証された。タスクグループの  
17 見解によれば, 疫学的検証では, 低濃度のベンゼン暴露の作業所の白血病による死亡率の微小な  
18 増加と, リスクのない状態の人とを識別するには至らない。しかし, 結論として, 発がん物質で  
19 あるため暴露を技術的に可能な限り最低濃度まで制限するとともに, 32 mg/m<sup>3</sup>(10 ppm)以上の  
20 暴露濃度増加を避けなければならず, ベンゼン, ガソリン(燃料油)等のベンゼン含有製品を洗  
21 浄目的で使用してはならないと述べている。

22 最新の(2006年4月)WHOホームページが掲載している大気質ガイドライン第2版(WHO,  
23 2000)の第5.2節:ベンゼンの項では, 長期暴露の影響として血液毒性, 遺伝子毒性, 発がん性  
24 が挙げられている。前二者は職業上で起こりうる高濃度暴露で検知されるものである。発がん性  
25 については既に十分確証されているとして, いくつかのコホート研究にふれたうえで, 中国のコ  
26 ホート研究は未だ使用には不適と判定し, Pliofilmコホートの諸解析を検討してガイドラインを導  
27 いている。大気中濃度1 µg/m<sup>3</sup>に対応する白血病の過剰生涯リスクレベルは $6 \times 10^{-6}$ とされ, 過  
28 剰生涯リスクレベル $10^{-5}$ 相当の濃度は1.7 µg/m<sup>3</sup>となる。

29

#### 30 4. 日本におけるリスク評価と法規制

31

##### 32 4.1. リスク評価と環境基準

33 日本ではこれまでベンゼンに関して, 有害性評価に基づき全国の各種発生源からの国民や国土  
34 への影響評価を伴った総合的なリスク評価の例はない。

1 ベンゼンに係る大気環境基準は1996（平成8）年10月の中央環境審議会答申によって提案され、  
2 翌年2月に告示された。答申の元となったりリスク評価の内容は環境基準専門委員会報告（中央環境  
3 審議会，1996a）にまとめられている。以下に報告の概略をたどる。

4 ベンゼンの発がん性に関しては十分な疫学的証拠があり、急性骨髄性白血病として現れるほ  
5 か、最近ではリンパ組織の腫瘍発生との関連性が報告されている。高濃度暴露では遺伝子障害性が  
6 認められ、長期間暴露では発がん性以外の骨髄造血機能低下がある。ベンゼンと白血病の量 - 反  
7 応関係を求めるにふさわしい事例としてPliofilm製造工場のデータを採用し、暴露推定ではRinsky  
8 ら（1987）は過小評価の可能性があるととしてPaustenbachら（1992）の結果を最も妥当と判断した。  
9 WHO欧州地域事務局が採用した平均相対リスクモデルを用いた計算の結果を中心に、総合的に判  
10 断するとベンゼンに係るユニットリスク（汚染物質が1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 含まれている大気を一生涯を通じ  
11 て人が吸入した場合のがんの発生確率の増加分）は $3 \times 10^{-6} \sim 7 \times 10^{-6}$ と判定された。

12 当時の我が国におけるベンゼンの大気環境濃度は、一般環境では検出限界（ $0.64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）未満  
13  $\sim 34.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で平均値（幾何平均値）は $5.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、工場等の周辺環境では $4.0 \sim 23.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ で平  
14 均値（同上）は $9.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、上述の指針となる値の幅のレベルよりも全体に高い濃度レベル  
15 にあった。

16 中央環境審議会（1996b）は上記の報告に基づき、目標とするリスクレベルを $10^{-5}$ とすると大気  
17 環境基準の設定に当たっての指針となる値を $1 \sim 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と算定する一方、当時の環境濃度の状況  
18 を考慮すると当面の目標としては年平均値で $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下として排出抑制対策を講じていくこと  
19 が適当とした。環境庁はこれを受けて1997年2月4日付けで環境基準を告示し、これが現行の大気  
20 環境基準値となっている。

21  
22 環境省は1997（平成9）年度に開始した化学物質の環境リスク初期評価の一環として、2002年  
23 度にベンゼンの結果をとりまとめた（環境省，2003）。そこでは生態リスクの初期評価が行われ、  
24 ヒトの健康影響に対するリスク評価はおこなわれていない。生態リスクの初期評価は、急性毒性  
25 値および慢性毒性値のそれぞれについて、推定される環境中濃度の95パーセントイル値（Predicted  
26 Environmental Concentration，PEC）と予測無影響濃度（Predicted No Effect Concentration，PNEC）  
27 を比較し、PEC/PNEC比を判定基準として今後の対応を決める。この比が1を超える場合は「詳  
28 細な評価を行う候補と考えられる」とされる。ベンゼンでは慢性毒性値は信頼できるデータが得  
29 られなかったため考慮されず、魚類の急性毒性値から求められた $53 \mu\text{g}/\text{L}$ がPNEC値とされた。  
30 初期評価の結果、淡水域ではPEC/PNEC比は0.08であるが、1998年～2000年の3ヵ年における  
31 検出最大濃度を用いた場合はこの値が0.45となり、「情報収集に努める必要がある」と判定され  
32 た。一方、海水域ではこの比は0.04、1998年～2000年の3ヵ年における検出最大濃度を用いても  
33 0.09で、この時点では「作業の必要は無い」と判定された。

34

1 職業暴露は本詳細リスク評価書の対象外としたが、作業環境における管理濃度（労働安全衛生  
2 法、10 ppm）の見直し検討において考慮されたりリスク評価にふれておく。厚生労働省（2004）の  
3 見直しは、ベンゼンに関して産業衛生学会の評価値（1ppm を過剰発がん生涯リスクレベル  $10^{-3}$ 、  
4 0.1ppm を同  $10^{-4}$  とする）及び ACGIH（American Conference of Governmental Industrial Hygienists）  
5 の許容濃度値（TLV-TWA、0.5 ppm）を考慮して管理濃度の値を従来の 10 ppm から 1 ppm に引き  
6 下げることが適当であるとした。この産業衛生学会（1997）の評価過程では、前述の環境基準値  
7 決定過程（中央環境審議会、1996a）において検討された既存研究に加えて、Yin ら（1987、1989）  
8 の研究に注目しているが、最終的な評価値の選定は環境基準の場合と同様に Paustenbach ら（1992）  
9 の結果と WHO の平均相対リスクモデルを採用したものである。なお、この評価における数値の  
10 細部を示すと、40 年間暴露による過剰死亡リスク  $10^{-3}$  相当濃度は 1.31 ppm ( $4.26 \text{ mg/m}^3$ ) であり、  
11 ユニットリスクとしては  $2.3 \times 10^{-7} (\mu\text{g/m}^3)^{-1}$  となる。前述のように、環境基準の検討においては、  
12 生涯暴露過剰発がんリスクを対象として評価したユニットリスクが  $3 \times 10^{-6} \sim 7 \times 10^{-6}$  とされ、数値  
13 としては 1 桁異なる。

14

15 新エネルギー・産業技術総合開発機構ほか（2007）はベンゼンの初期リスク評価を行い、詳細  
16 なリスク評価が必要な候補物質と位置づけている。

17

#### 18 4.2. その他の法規制

19 日本ではベンゼンに対して、前節に述べた大気環境基準  $3 \mu\text{g/m}^3$ （年平均値）を含め、次のよ  
20 うな法規制がとられている（環境省、2005a 等による）。

21 化学物質排出把握管理促進法：第一種指定化学物質

22 消防法：危険物第四類第一石油類

23 労働基準法：がん原性化学物質，疾病化学物質

24 労働安全衛生法：危険物引火性の物，特定化学物質等第二類物質，名称等を表示すべき有害物，  
25 名称等を通知すべき有害物，管理濃度 1 ppm

26 環境基本法：水質汚濁に係る環境基準 0.01 mg/L

27 地下水の水質汚濁に係る環境基準 0.01 mg/L

28 土壌汚染に係る環境基準 0.01 mg/L（溶出試験検液濃度）

29 大気の汚染に係る環境基準  $0.003 \text{ mg/m}^3$ （年平均値）

30 水道法：水質基準 0.01 mg/L

31 下水道法：水質基準 0.1 mg/L

32 水質汚濁防止法：有害物質，排出基準 0.1 mg/L

33 大気汚染防止法：指定物質，有害大気汚染物質（優先取組物質），環境基準  $0.003 \text{ mg/m}^3$ （年平  
34 均値）

- 1 土壤汚染対策法：特定有害物質，土壤溶出基準 0.01 mg/L
- 2 海洋汚染防止法：有害液体物質 C 類
- 3 船舶安全法：引火性液体類
- 4 航空法：引火性液体
- 5 港則法：引火性液体類
- 6 廃棄物処理法：特別管理産業廃棄物，判定基準 1 mg/L ( 廃液・廃塩基，含有量 )，0.1 mg/L ( 汚  
7 泥等，溶出量 )
- 8 建築物衛生法：水質基準 0.01 mg/L
- 9 高圧ガス保安法：毒性ガス，可燃性ガス

## 第II章 有害性評価の参照値

### 1. はじめに

主要各国・国際機関によるベンゼンのリスク評価の状況を第I章で概観した。そこで取り上げた諸報告は、必ずしも有害性評価と詳細な暴露評価を踏まえた総合的なリスク評価を展開しているわけではなく、有害性評価に重点を置いており、第I章における紹介も有害性評価を概観することが中心となった。

本章では、本リスク評価書においてリスク評価の基準とする参照濃度等を設定することを目的として、改めて日本を含む各国・国際機関の有害性評価を比較検討する。ヒトに対するベンゼンの発がん性については既に明らかであることから、まず発がん性に対する評価についてまとめ、本評価書における発がんリスク評価の指標とする濃度レベルを判定する。その後非発がん性影響に対する評価をまとめる。

### 2. 発がん性評価

ベンゼンの発がん性に関する各国・国際機関の評価の状況を表II.1にまとめた。発がんリスクの評価を行っていない報告は省いた。表に表れている数値等は既に第I章でもふれたとおりである。ここでは各報告がこれらの数値を提示する根拠としている文献等の検討経過をやや詳細に述べる。基本的に各報告の記述を抽出し、そのまま引用する。

表II.1 各国機関によるベンゼンのヒト発がんリスク評価

国・機関	報告等名称	引用文献	採用対象(左の文献と対応)	評価結果
米国 EPA (環境保護庁)	IRIS (Integrated Risk Information System), 2003	Rinskyら(1981, 1987) Crump and Allen (1984) Paustenbachら (1993) Crump(1992, 1994)	Pliofilmコホート白血病 暴露濃度評価 暴露濃度評価 低濃度線形外挿モデル	生涯ユニットリスク:2.2~7.8 $\times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ リスクレベル $10^{-5}$ に相当する大気 中濃度:1.3~4.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
カナダ Health Canada	Priority substances list assessment report, Benzene.,1993	Rinskyら(1987) Crump and Allen (1984)	Pliofilmコホート急性骨髄 性白血病 暴露濃度評価 linear-quadraticモデル	TC05(がんによる死亡リスクが 5%増加する濃度):14.7 $\text{mg}/\text{m}^3$ TERA簡易換算 $10^{-5}$ リスクレベル 相当大気中濃度:3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
オランダ RIVM	Re-evaluation of human- toxicological maximum permissible risk levels, 2001	WHO(2000)等	結果的にWHOに準拠	生涯過剰発がんリスク $10^{-4}$ 相当大 気中濃度:20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ TERA換算 $10^{-5}$ リスクレベル相当 大気中濃度:2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
WHO (世界保健機構)	WHO air quality guidelines - second edition, 2000	Rinskyら(1987) Crump and Allen (1984) Paustenbachら (1993) Crump (1994)	Pliofilmコホート白血病 暴露濃度評価 暴露濃度評価 線形、非線形外挿モデル	生涯ユニットリスク: $6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ $10^{-5}$ リスクレベル相当大気中濃 度: 1.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
日本	中央環境審議会 環境基準専門委 員会報告,1996	Rinskyら(1987) Paustenbachら (1992)	Pliofilmコホート白血病 暴露濃度評価 平均相対リスクモデル	生涯ユニットリスク:3~7 $\times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ リスクレベル $10^{-5}$ に相当する大気 中濃度:1.4~3.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

2

3

## 4 2.1. 米国EPA (IRIS, 2003)

5 ベンゼン暴露によるヒト発がんリスクを評価するための最良のデータとして、Rinskyら(1981,  
6 1987)が示したPliofilm疫学調査を採用した。このコホートは、他の発がん可能性物質との同時暴  
7 露が少ないこと、暴露期間や暴露の程度の幅を広く含んでいることが優れている。このデータを  
8 基にCrump(1992, 1994, 前者は文献不明)が発がんユニットリスクを求めた。ユニットリスク見  
9 積りの差は、モデルの選択に加え、暴露見積りの差と用量-反応モデルの違いによって起きる。

10 現在も進行中である中国のコホートの研究(Yin et al., 1987, 1989, 等)は大きなデータセットを  
11 備え、将来的に低用量暴露における発がんリスクをより良く特徴づける情報をもたらすことが見  
12 込まれるが、現状における使用には問題がある。

13 ユニットリスクを決定するうえで最も重要な要素は低濃度外挿モデルの選択とPliofilm労働者  
14 の暴露見積りである。Crump(1992, 1994)は諸モデルのいろいろな組み合わせによって96種類の  
15 計算を行い、大気中濃度1 ppmに対するユニットリスクとしてかなり大きな幅のある結果を得た。

16 もしsublinear暴露応答モデルの方が尤もらしいと判っていたら、リスク見積りはもっと低い数値  
17 の範囲に落ち着いたであろう。しかし、暴露の用量-反応曲線の形はベンゼンに起因する白血病  
18 の生物学的メカニズムの理解増進なしには考察できない。ベンゼンとその代謝物への暴露によっ  
19 てそれらが毒性および発がん効果を発するメカニズムの理解は未だ確かではない。白血病発現過  
20 程に寄与するベンゼンの毒性には複数の経路が関与しているらしい。環境中の暴露レベルにおけ

1 用量 - 反応曲線の形を決めるには未だ十分な知識が得られていない . 実際 , 最近のデータ( Hayes,  
2 1997, 文献不明 ) によれば , ヒトの発生異常は低濃度暴露で現れ , 毒性代謝物の生成は25 ppm以  
3 上で台地状となるため , 25 ppm以下では用量 - 反応曲線はsupralinearであることが示唆されている .  
4 その場合にも , EPAは線形外挿モデルをデフォルトとして用いることは適切であると考ええる .

5 線形モデルを使用するなら , 発がんユニットリスクの値の範囲は絞られる . 暴露見積りとして  
6 Crump and Allen (1984) を用いるかPaustenbachら (1993) を用いるかによって , 大気中濃度1  $\mu$   
7  $g/m^3$ 当たり (2.2 ~ 7.8)  $\times 10^{-6}$ の間になる .

8

## 9 2 . 2 . カナダ ( Health Canada, 1993 )

10 ベンゼンの毒性は代謝物によると考えられるが , ベンゼンの代謝に関する情報は十分でなく ,  
11 実験動物のデータをヒトに拡張することは不確実性が大きい . 発がん性の定量化に用いられるデ  
12 ータとして最も適切なのはヒトにおける疫学データである . ベンゼンの白血病発現の見積りに適  
13 しているのはRinskyら (1987) のものと考えられる . なお , その文献で扱われた例数は割に少な  
14 いが , 出版されなかった1991年段階の情報では追跡された死亡例が付加されていた .

15 職業的ベンゼン暴露に関係して最も一般的に見られるのは急性の骨髄性白血病であるが , 慢性  
16 のものが急性に変化した場合に急性骨髄性白血病と記録された可能性もある . 慢性と急性の医療  
17 での表現は異なるが , 死亡証明書において両者の状況から死亡原因を区別することは時として困  
18 難であるため , また , Rinskyら (1987) のコホートの9例中の2例のみが慢性および未指定である  
19 ことから , 発現性の定量的評価は急性 , 慢性 , 未指定を合わせた数に基づく見積りも含めて考え  
20 たい . しかし , 慢性および未指定の白血病のバックグラウンドに関するデータは得られなかった  
21 ことと , 最尤推定法が収束しないことから , 発現性見積りは急性骨髄性白血病のみによって求め  
22 る .

23 Pliofilmコホートではこの原因による死亡が4例あったが , 複合骨髄腫は明確にベンゼン暴露と  
24 関連するエンドポイントとして含まれていない .

25 Rinskyら (1987) が調査したコホートの暴露を定量化する試みは他の著者も含めると比較的広  
26 範囲に及ぶものである . しかし , 種々の職種に対する暴露の見積りが著者によってかなり変動し  
27 ている .

28 Paustenbachら (1991) による暴露見積りはCrump and Allen (1984) やRinskyら (1987) が使わな  
29 かった付加情報に基づいているが , critical studyの労働者の暴露を独立に見積もることはできな  
30 かった . 本評価では , 十分なデータが利用できる点からCrump and Allen (1984) の暴露見積りに基づ  
31 いてがん発現性を見積りを行う .

32 ベンゼン暴露による急性骨髄性白血病の過剰年令specific死亡率は生物学的有効総用量の  
33 linear-quadratic関数で表されると仮定された . 生物学的有効総用量は暴露と発症に時間差があると  
34 の仮定に基づく . このことはガンマ密度関数によってモデル化された .



1       ベンゼンへの定常不変の生涯暴露による死亡確率の増加は生存年中央値を75年と仮定し，競合  
2       する死亡原因が存在しないものとして決定された．死亡増加5%に相当する濃度TD<sub>0.05</sub>は14.7  
3       mg/m<sup>3</sup>となる．

4

### 5       2．3．オランダ（RIVM, 2001）

6       Pliofilmコホートが最も徹底して研究されたコホートであり，ベンゼン暴露からのヒト発がんリ  
7       スクを評価するための最良のデータセットとして一般に認められている．

8       オランダ保健審議会によれば，Pliofilmコホートの平均暴露濃度は128 mg/m<sup>3</sup>であった．この数  
9       値を一般人口の連続的生涯暴露量として相当する濃度に変換すると6234 μg/m<sup>3</sup>となる．この数値  
10      は報告書により計算法の違いで微妙に異なるが，ここではこの値を採用した．

11      このコホートの暴露見積りには文献によりかなりの幅がある．Crump (1994) は最新の更新され  
12      たデータを用い，種々のモデルでユニットリスクを計算した．結果は (4.4~7.5) × 10<sup>-6</sup>の範囲にな  
13      った．WHOはこれらの計算に基づき，1995年に幾何平均値として6 × 10<sup>-6</sup>を導き出した（WHO，  
14      2000）．

15      最近の多くの研究では，Pliofilmコホートの見積りよりも大幅に低い濃度レベル，0.3~3.2 mg/m<sup>3</sup>  
16      の職業的ベンゼン暴露のリスクを求めようとしており，多くの研究ではこのようなレベルの暴露  
17      では白血病の増加が実証できないと結論づけている．それに対応してオランダ保健審議会が算定  
18      した一般人口の連続的生涯暴露量として相当する（白血病の増加が実証できない）濃度は35 μ  
19      g/m<sup>3</sup>であった．

20      用量 - 反応関係については，低濃度線形外挿モデルに関して議論が起きている．EUの作業グル  
21      ープによると（EU, 1999），以下のような観察によりPliofilmデータに基づく線形外挿は環境レベル  
22      の低濃度におけるリスクを過大評価する可能性がある．

23      1) WHOのユニットリスク6 × 10<sup>-6</sup>は最近の疫学研究の結果と合致しないように見える．WHOの白  
24      血病（その80%が急性骨髄性白血病）のユニットリスクに基づけば，明らかにもっと多くの非リ  
25      ンパ系白血病が出ていたことになる．

26      2) 職業的暴露レベルの発がん影響は遺伝子毒性メカニズムだけで発現するのではなく，血液およ  
27      び骨髄毒性も関係する可能性がある．Pliofilmコホートの高暴露条件は血液毒性に関係することが  
28      わかった．実験動物の場合，発がん暴露レベルは血液毒性の報告されるレベルより高い．

29      3) ベンゼンは通常と違った遺伝子毒性プロファイルを持ち，実際にはほとんど遺伝子の変異を誘  
30      発しない．通常の*in vivo*暴露条件下ではDNAと直接反応しないらしい．

31      EUの作業グループは，ベンゼンの低濃度暴露における影響は職業的高暴露における影響とは定  
32      量的にも定性的にも異なると結論づけた．正確なリスクの見積りはできないが，リスクの範囲を  
33      決めることは可能であった．WHOのユニットリスクが最高限度と考えられ，一方，最低限度は5  
34      × 10<sup>-8</sup>のオーダーが考えられた．生涯過剰白血病リスク10<sup>-6</sup>は年平均濃度で概略0.2~20 μg/m<sup>3</sup>の

1 範囲になる (EU, 1999) . この最低限度の値を採用する .

2 諸機関の過剰生涯発がんリスクを $10^{-4}$ 相当濃度と比較してみると (単位 :  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) , WHOが17 ,  
3 EU作業グループの最低限が20 , 米国EPAが13 ~ 45等 , 同程度の範囲に収まる .

4

5 2 . 4 . 世界保健機構 (WHO, 2000)

6 ベンゼンは遺伝子毒性を有する発がん物質であり , ヒトおよびマウスに関する最近の*in vivo*の  
7 データは変異原性の可能性を示しているため , 発がんリスク評価のためにはヒト暴露における暴  
8 露期間と濃度の決定が重要である . Pliofilmコホートが最も徹底して研究されている . その対象と  
9 なった施設でのベンゼン以外の物質への暴露は複雑化要因とならない程度であろうが , ベンゼン  
10 暴露見積りにはかなりの幅がある . Crump and Allen (1984) , Rinskyら (1987) , Paustenbachら (1992)  
11 の三つの異なる暴露マトリックスが使用されてきた . 前の二つの間の主な違いは , 早期の1940年  
12 代の暴露見積りがCrump and Allenの方が大きいことである . Paustenbachらの主要な特徴は , 短期  
13 間 , 高レベル暴露 , バックグラウンド濃度 , 経皮吸収を考慮に入れたことで , それによってRinsky  
14 らの計算より3 ~ 5倍の高暴露を見積もった . Crump and Allenと比べると , 職種によっては高く ,  
15 あるいは低くなった .

16 Paxtonら (1994a, b) によるPliofilmコホートの更新によって , データを拡張した回帰分析が行わ  
17 れた . 彼らは三つ全部の暴露マトリックスを用いて , 40年間 $3.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のベンゼン暴露で労働者  
18 1000人当たり0.26 ~ 1.3の過剰発がん見積りを得た .

19 Crump (1994) はPliofilmコホートの更新されたデータと種々のモデルを用いて , ベンゼンのユニ  
20 ットリスクを計算した . コホートを表現するのにmultiplicativeリスクモデルはadditiveリスクモデ  
21 ルよりも良く , また , cumulative暴露はweighted暴露よりも良いことを見いだした . 用量 - 反応関  
22 係は , Crump and Allenの暴露マトリックスを用いたとき本質的に線形になるが , 著者によれば ,  
23 Paustenbachらのものを用いると濃度に依存する非線形が導かれるという . その場合 , quadraticモ  
24 デルが最適であった . しかし , Paustenbachらの暴露マトリックスで濃度依存モデルを用いた場合 ,  
25 他のモデルよりはるかに低いリスク見積りを与える . 濃度依存モデルの使用を支持する生物学的  
26 議論もあるが , データの多くは中間報告的なものであり , 検討を重ねる必要がある .

27 リスク評価値の導出にあたって , 濃度と暴露期間に同等の重みを置くモデルが好ましいと考え  
28 られた . Crump (1994) は , multiplicativeリスクモデルとcumulative暴露モデルを用いた場合の生涯  
29 暴露ユニットリスクを , Paustenbachらの暴露マトリックスでは  $(1.4 \sim 1.5) \times 10^{-5}/\text{ppb}$  , Crump and  
30 Allenの暴露マトリックスでは  $2.4 \times 10^{-5}/\text{ppb}$ と算定した . 表現の単位を換えれば , これらは  $(4.4 \sim$   
31  $7.5) \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ の範囲となる . もしadditiveリスクモデルを使えばリスク見積りは幾分小さく  
32 なったであろう . また , もしPaxtonらによる職業的発がんリスク見積りの際に同様の線形外挿が  
33 行われていたら , 最大限1オーダーほど低いユニットリスクが得られたであろう .

34 ガイドラインを決めるに当たっては , 新たなリスク見積りを求めるよりも , Crump (1994) の結

1 果を用いることが決定された．過剰生涯白血病リスクの見積り値の幾何平均は $6 \times 10^{-6}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )<sup>-1</sup>  
2 である．過剰生涯リスク $10^{-5}$ に対応する大気中ベンゼン濃度は $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ である．

3

#### 4 2.5. 日本（中央環境審議会, 1996）

5 日本における代表的なベンゼン有害性評価は，ベンゼンに係る大気環境基準を検討するため，  
6 1996年までに中央環境審議会のもとで行われ（中央環境審議会，1996a），以下のような論点が示  
7 された．

8 ベンゼンと白血病の用量 - 反応関係を求めるにふさわしい事例としてPliofilmデータを採用し  
9 た．暴露推定ではRinskyら（1987）は過小評価の可能性があるとCrump and Allen (1984)，  
10 Paustenbachら（1992）を比較したうえで，後者の結果を最も妥当と判断した．しかし，引き続き  
11 ユニットリスクの検討ではこれに限定せず，3種類の暴露推定を並行して検討対象とした．

12 低濃度外挿に関しては，一般に線形多段階モデルをはじめ各種の数理モデルが使用されている  
13 が，個人別の暴露濃度が不明確な場合に平均暴露を用いることが可能なモデルとして，WHO欧州  
14 地域事務局が採用した平均相対リスクモデルを採用した．このモデルは直線外挿であり，多くの  
15 場合に安全サイド寄りの結果を与えることも考慮した．

16 Paustenbachらの暴露推定に基づき，平均相対リスクモデルを用いてユニットリスクを算出する  
17 と，白血病に関しては $3.4 \times 10^{-6}$ ，急性骨髄性白血病を対象とした場合には $2.6 \times 10^{-6}$ となった．

18 さらに，累積暴露量のランク別に白血病発症者と非発症者の比較を行い，標準化死亡比（SMR）  
19 が有意に高かった高暴露ランクのユニットリスクを算出すると $7.0 \times 10^{-6}$ となった．

20 そのうえで，この時点で参照可能であったWHO欧州地域事務局や米国EPAのユニットリスク評  
21 価結果も考慮して，総合的に判断すると，ベンゼンの発がん性についてのユニットリスクは（3～  
22  $7$ ） $\times 10^{-6}$ の範囲にあるものと推定された．

23 中央環境審議会（1996b）はこれに基づいて，目標とするリスクレベルを $10^{-5}$ とすると大気環境  
24 基準の設定に当たっての指針となる値を $1 \sim 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と述べ，環境濃度の実状を考慮して年平均値  
25  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を大気環境基準値として勧告した．

26

#### 27 2.6. 本評価書における発がんリスク評価の参照値

28 各国・国際機関による最新のベンゼン発がんリスク評価の状況を見てきたが，いずれも同じ  
29 Pliofilmコホートを対象とした疫学調査を基礎として，白血病またはそのうちの急性骨髄性白血病  
30 に限定し，過剰発がんリスクを評価している．同コホートのデータが採用された理由は，米国EPA  
31 の文書（IRIS, 2003，第2.1節参照）が典型的に述べているように，「他の発がん可能性物質との同  
32 時暴露が少ないこと，暴露期間や暴露の程度の幅を広く含んでいること」が挙げられる．とはい  
33 え，同コホートの問題点の一つは，極めて高濃度のベンゼン暴露事例が多数を占めていることで  
34 あり，一般環境レベルの低濃度長期暴露への外挿における不確実性に懸念が残るところであろう．

1 近年，中国の大規模なコホートの研究が進んでおり，それらによって低濃度暴露の発がんリスク  
2 評価がより確実なものとなる可能性にふれた報告書もあるが，いずれも現状では採用できる段階  
3 ではないと判定している．

4 さらに，Pliofilmコホートの暴露評価や低濃度外挿モデルの不確定性に対する考慮の結果，米国  
5 EPAや日本の専門委員会報告ではユニットリスクとして，固定した数値でなく，見積りの範囲を  
6 示すにとどめている．その他の国・機関の報告においても，最終的には安全側に立った一定の数  
7 値を提示している場合でも，検討の過程ではリスクの見積りにかなりの幅があり得ることを認め  
8 ている．

9 本評価書としても，これらの各国・国際機関の検討内容に対して，リスク評価の指標を大きく  
10 塗り替えるような新しい見解を、少なくとも当面は提示できない．よって，ベンゼン生涯暴露発  
11 がんリスクレベル $10^{-5}$ に相当する大気中濃度で表す場合，ある程度の幅を考慮せざるを得ないこと  
12 を前提とし，かつ表II-1を参照するとき，日本の評価結果 $1.4 \sim 3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ は，米国EPAのそれがよ  
13 り多少広い範囲を与えていることを除けば，他のすべての評価値を含んでいることに注目したい．  
14 そのうえで，本評価書におけるリスク評価のために参照すべき主要な数値（以下，参照値という）  
15 として，前記の評価結果に日本の環境中ベンゼン濃度実態を勘案して決定された環境基準値 $3 \mu$   
16  $\text{g}/\text{m}^3$ を選定することは適切であろうと判断する．

17

### 18 3．非発がん性影響評価

19

20 ベンゼンの非発がん性影響については，職業的な高濃度暴露のレベルにおいて広く認められて  
21 いる．日本の環境基準専門委員会報告（中央環境審議会，1996a）は，発がん性以外の毒性として，  
22 慢性毒性について次のように述べている．

23 高濃度ベンゼンの長期間暴露は骨髄毒性（造血器障害）を引き起こす．重症中毒例では，骨髄  
24 造血機能の顕著な低下によりすべての血球成分の減少を示す．すなわちベンゼンの慢性中毒は，  
25 軽度の白血球減少あるいは貧血から再生不良性貧血にいたる連続的な毒性であり，その病態は暴  
26 露量（濃度×時間）と個体の感受性によって決まると考えられる．

27 このほか同報告（中央環境審議会，1996a）は，胎児への影響と免疫毒性について，実験動物に  
28 おける報告があるが十分な説明がされていないとした．結果的に，環境基準の検討にあたっては  
29 発がん性の観点重視され，非発がん性影響は考慮に入れられなかった．

30 諸外国・国際機関の報告においては非発がん性影響の有害性に対する基準がどのように定めら  
31 れているのか，多くは第I章3節の再録になるが，主要なものに絞って以下に羅列する．

32 米国のATSDRは2005年9月付のベンゼン毒性プロファイル改訂版（ドラフト）で，非発がん  
33 吸入暴露について，中国Tianjin（天津）の靴製造業労働者におけるBリンパ球減少に関する研究  
34 （Lanほか，2004）の結果を採用し，慢性暴露のMRL（Minimum Risk Level）を $0.003 \text{ ppm}$ （ $10 \mu$

1 g/m<sup>3</sup>)とした。

2 米国EPAのIRIS ( Integrated Risk Information System ) はベンゼンの慢性・非発がん性影響につい  
3 て2003年4月に最終改訂を行った ( IRIS , 2003 ) . 吸入経路について述べれば , 問題となる影響は  
4 リンパ球の減少で , 職業暴露の疫学研究 ( Rothmanら , 1996 ) に基づいて吸入の参照濃度 ( Reference  
5 Concentration : RfC ) が算定された . BMCL ( BenchMark Concentration Lower confidence level : BMC  
6 の95 %信頼下限値 ) = 8.2 mg/m<sup>3</sup> , 不確実性係数UF = 300として吸入RfCの値は $3 \times 10^{-2}$ mg/m<sup>3</sup> ( 30  $\mu$   
7 g/m<sup>3</sup> ) とされている .

8 カナダではベンゼンの発ガン性を重視してリスク評価を行い , 非発がん性のリスクを別途に評  
9 価してはいない ( Health Canada , 1993 ) . オランダでも , 非発がん性の影響に比べ , 発がん影響に  
10 対して導かれた参照濃度の方がより安全側での評価となるとの判断に従い , 非発がん性影響のリ  
11 スク評価は行われていない ( RIVM , 2001 ) . また , WHO の大気質ガイドライン第2版 ( WHO ,  
12 2000 ) も , ベンゼン長期暴露の非発がん性影響として血液毒性 , 遺伝子毒性を挙げているが , こ  
13 れらは労働環境における高濃度暴露で検知されるものとしての位置づけにとどめている .

14 以上のような国際的な動向を考え合わせ , また , 前節で選定した本評価書におけるリスク評価  
15 のための参照値 $3 \mu$ g/m<sup>3</sup>と比較して厳しい ( より低い ) 濃度値を非発がん性影響の参照値として  
16 採用したリスク評価書が存在しないことを踏まえて , 本評価書では前記の参照値 $3 \mu$ g/m<sup>3</sup>と別に  
17 非発がん性影響に関するリスク評価のための参照濃度は設定しない .

# 第III章 ベンゼンの発生源と排出量

## 1. はじめに

1999（平成11）年7月に「特定化学物質の環境への排出量の把握等および管理の改善の促進に関する法律」いわゆるPRTR法が公布され、2002年度からは本格的に施行された。この制度に基づき2001（平成13）年度から2004（平成16）年度までの5年分の推計結果が既に公表されている（2006年末現在）。ベンゼンは、PRTR法で第一種指定化学物質に指定されているため、基準を満たす事業所は、その環境（大気、土壌、公共用水域）への排出量および事業所敷地内の埋立処分量、移動量（廃棄物としての移動量、下水道への移動量）を届け出ることが義務づけられている。

本評価書では、暴露評価の基礎となる排出量データについては、このPRTR制度で集計、推計されたデータを基本的に用いた。ただし、PRTRデータのすべてが正しいとは限らないので、使用の各場面で妥当性の判定を加えている。対象年度は、この評価を行った時点で公表済みの最新のデータである2004（平成16）年度のものを用いた。過去のデータについては、本章では経年変化が大きい場合の理由等を必要に応じ記載する一方、次の第IV章で経年変化そのものについて論じる。

この排出量データに基づき、詳細な空間解像度でリスク評価を行うため、第V章において、約5km（東西、南北方向にそれぞれ3次メッシュ区画5個分）の解像度をもつ曝露・リスク評価大気拡散モデル（ADMER）を用いて全国の環境濃度分布を推定する。ADMERへの入力のための排出量データは、全国における約5km解像度の排出量分布の形に変換する必要がある。したがって、ここではグリッド排出量分布の推計手法についても記述した。

## 2. 排出量に関する全体的考察

PRTRで推計される排出量は、届出対象事業所からの排出量（届出排出量）とそれ以外（届出外排出量）に大別され、届出外排出量は以下の種類に分類される。

- ・ 対象業種を営む事業者からの排出量のうち従業員者数、取扱量等一定の要件を満たされな  
いたため届出がなされないもの（すそ切り以下排出量）
- ・ 対象業種を営まない事業者からの排出量（非対象業種からの排出量）
- ・ 家庭からの排出量
- ・ 移動体からの排出量

これらの排出量については国が推計を行い、届出排出量の集計結果と併せて公表されている。

表III-1は2002（平成14）年度PRTR調査における大気へのベンゼンの排出量の内訳を示した

1 ものである。届出排出量の割合は少なく、全体の僅か 8.0%でしかない。移動体からの排出が大部  
2 分を占めており全体の 85.5%となっている。

3

4

表III - 1 PRTR全国発生源種類別ベンゼン排出量（2004年度）

	t/year	割合(%)
届出事業所	1,349	8.0
対象業種すそ切り以下	183	1.1
非対象業種	806	4.8
家庭	87	0.5
移動体	14,346	85.5
合計	16,771	100

5

6

7

8 2001年度から2004年度までのベンゼンの排出量推算結果の変遷については第IV章で詳述する  
9 (表IV-2)。全体の排出量は2001年度から2002年度にかけて約1.5倍に大幅に増加し、その後は  
10 減少傾向にある。2002年度の増加は、主として移動体の始動時の排出(コールドスタート)が推  
11 計されるようになった結果であり、実際に排出量が増加したわけではない。その後の減少は主に  
12 届出対象事業所からの排出の減少によるものである。

13 次節からは、発生源種類別の詳細について述べる。

14

### 15 3. 届出対象事業所からの排出量

16

#### 17 3.1. 排出実態

18 PRTR法で届出が義務づけられている事業者は、以下の条件をすべて満たす事業者である。

- 19 ・ 対象事業(製造業を中心に45業種)を営んでいること。
- 20 ・ 各事業所の当該物質の取扱量が1トン(施行開始から2年間は5トン)以上であること。  
21 ただし、ベンゼンは特定第一種指定化学物質(発がん物質)であるため、取扱量が0.5ト  
22 ン以上の事業所が施行開始時から対象である。
- 23 ・ 従業員数が21人以上であること。

24 以上の条件を満たす事業者からの届出排出量の場合、PRTRの対象となっている全物質につい  
25 て、都道府県別、業種別、従業員数別等の様々な集計結果を得ることができる。

#### 26 排出および移動先

27 2004年度の届出事業者からの排出・移動量の合計は、2,158 t/yearであった。そのうち大気への  
28 排出が全体の63%で、排出の大部分を占める。その他の排出先としては、公共用水域が10 t/year  
29 あるが、土壌や埋立ての排出は無く、大気以外は無視できる程小さかった。移動先としては、廃  
30 棄物への移動が全体の37%で、移動の大部分を占め、その他にわずかな下水道への移動が報告さ  
31 れている。

1 都道府県別排出量

2 ベンゼン排出は、全国 47 全ての都道府県の 20,557 事業所から届けられている。最も件数が多  
3 いのが北海道、次いで愛知県、兵庫県である。これは後述のようにガソリンスタンドの数が反映  
4 している。排出量合計では、千葉県、福岡県および山口県からの排出が多く見られた。移動量で  
5 は、排出量が最も大きかった千葉県は移動量も大きい、群馬県や香川県等では排出量は大きく  
6 ないのに移動量が大きい傾向が見られた。逆に福岡県では排出量が大きい移動量は小さかった。

7 業種別排出量

8 表 III-2 は主要業種からの届出件数と排出量について示したものである。排出量と移動量ともに  
9 化学工業が最も大きかった。移動量については、ベンゼンは重要な基礎化学原料であることから  
10 化学工業では大きな割合を占めているが、他の業種では小さく無視できる程度であった。届出件  
11 数が最も多いのは燃料小売業、つまりガソリンスタンドであり、17,037 件と総届出件数の大部分  
12 を占めている。しかしながら、その排出量は全ての事業所を合計しても 183 t/year であり、化学工  
13 業の半分以下である。

14  
15 表III-2 届出排出量（業種別）

	件数	t/year	割合(%)
化学工業	114	481	35.6
石油製品・石炭製品製造業	96	240	17.8
鉄鋼業	17	227	16.8
燃料小売業	17037	183	13.5
石油卸売業	207	47	3.5
パルプ・紙・紙加工品製造業	11	31	2.3
原油・天然ガス鉱業	28	30	2.2
倉庫業	61	26	2.0
医薬品製造業	8	17	1.2
一般機械器具製造業	11	15	1.1
その他	2967	54	4.0
合計	20557	1350	100

16

17

18 3.2. 推計年度間比較

19 届出排出量は、年々減少している。2001 年度から 2003 年度の間は年々大幅に減少し、2004 年  
20 度は微減(ほぼ横ばい)であった。この間、届出事業者が用いる推計方法の変更はされておらず、  
21 PRTR 制度の実施により削減対策が進んだ結果であると推定される(第 IV 章 3.1 節参照)。

22

23 3.3. 排出量分布推計手法

24 届出事業所からの排出量については、個別の事業所の住所、排出量を把握することが出来るた  
25 め、それぞれの事業所からの排出量について入力すべき約 5 km 解像度のグリッドを特定できる。  
26 そこで、届出時に登録される排出事業所の住所から、地理情報システムを用いて各事業所の緯度  
27 経度を求め、該当するグリッドに排出量を割り当てた。



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  
29  
30  
31  
32

#### 4．対象業種を営む事業者からのすそ切り以下の排出量

##### 4．1．排出実態

対象業種を営む事業者からのすそ切り以下の排出量は、常用雇用者数が20人以下であるか、または対象物質の年間取扱量が0.5トン未満である事業者からの対象物質の環境中への排出量を推計したものである。

表 III-3 は、対象業種を営む事業者からのすそ切り以下の排出量について、業種別に示したものである。化学工業と燃料小売業の2業種から排出があり、うち95%は燃料小売業からの排出である。

表III-3 対象業種すそ切り以下排出量（業種別）

	t/year	割合(%)
化学工業	9	5
燃料小売業	174	95
合計	183	100

##### 4．2．推計年度間比較

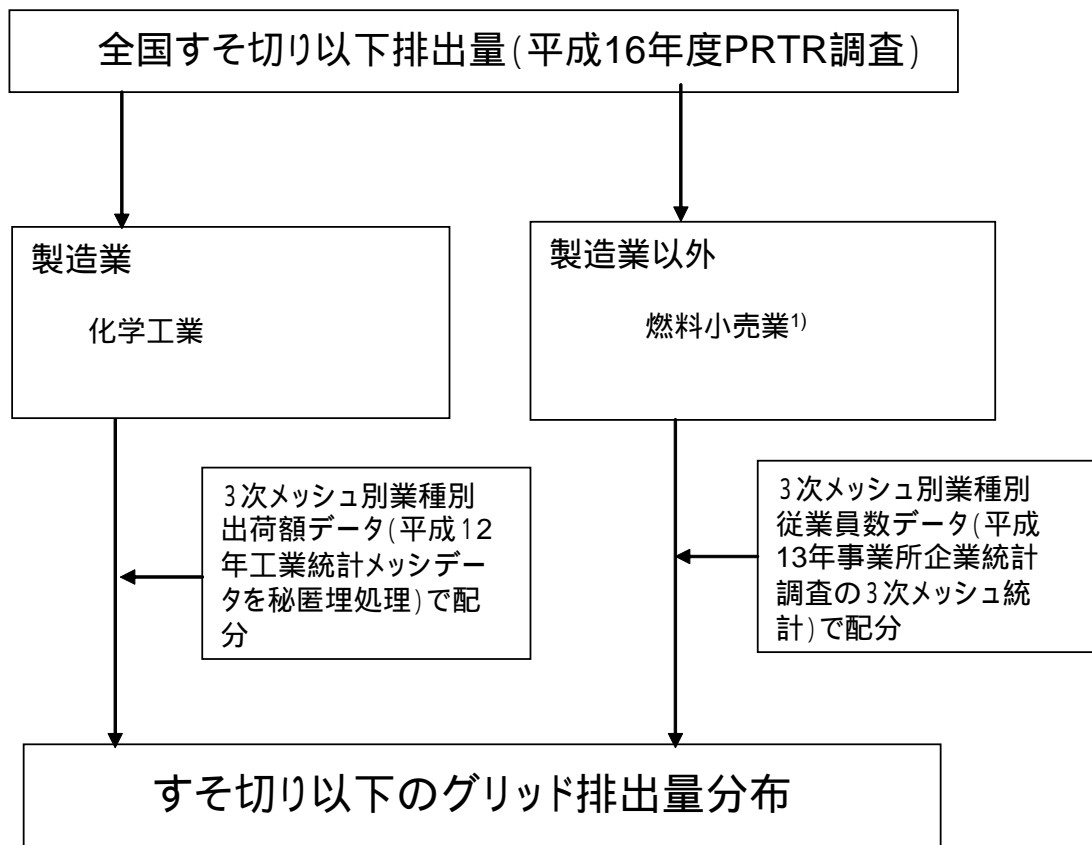
すそ切り以下排出量は2001年度から2002年度にかけて約5分の1に大幅に減少し、その後は徐々に増加傾向にある。2002年度の大幅減少については、推計方法が変更されたことが要因である（第IV章3.2.1節参照）。

##### 4．3．排出量分布推計手法

PRTRの届出外排出量については、届出事業所の場合のように個別の事業所ごとのデータは得られないため、基本的に全国総排出量として業種等の各カテゴリー別に推計が行われており、全国の業種別排出量を何らかの指標で配分することによりグリッド排出量を推計する必要がある。配分に用いる指標は、グリッド間隔よりも詳細な分解能で整備されている統計データの中で、排出実態をなるべく反映できるものを選択して使用する必要がある。当該カテゴリーの場合、工業統計メッシュデータと事業所・企業統計メッシュデータが3次メッシュ（約1x1km）で整備されており、配分指標として適当であると考えられる。

PRTR調査では、都道府県を最小単位として推計して公表されるが、先に述べたように当該カテゴリーの排出量は全国ベースの推計であるので、都道府県別の排出量を推計するために、事業所・企業統計調査の都道府県別業種別事業所数が用いられている。しかしながら、事業所数を配分指標に用いた場合、多くの小規模事業所が存在する大都市部に排出量が集中してしまい、東京等の大都市部で過大推計となってしまう可能性が指摘されている。そこで、本推計では、工業が

1 らの排出については配分指標として工業統計メッシュデータの業種別製品出荷額を用いた。出荷  
 2 額を用いた場合、大都市部への排出量の集中はある程度回避することが可能である。本推計では、  
 3 PRTR 調査で公表されている都道府県別排出量データは用いず、全国の業種別排出量から、上記  
 4 配分指標を用いてグリッド排出量の推計を行った。工業以外の業種からの排出については、事業  
 5 所・企業統計メッシュデータの業種別従業員者数を配分指標として用いた。こちらについても、  
 6 従業員数を指標として用いることで、事業所の規模をある程度考慮したグリッド配分が可能であ  
 7 る。図 III-1 は、当該カテゴリーのグリッド排出量分布を推計する手順を示したものである。  
 8



\* 事業所企業統計調査で割り振る際、対応する業種が小分類されてない場合は、中分類を使って処理している。

1) その他の小売り業 (中分類)

9  
10 図 III-1 すそ切り以下のグリッド排出量推計フロー

11  
12  
13 5. 非対象業種からの排出量

14  
15 5.1. 排出実態

16 対象業種を営まない事業者からの排出量には、小規模の事業者が多く、個々の事業所の化学物  
 17 質の取扱量が少ない業種や、事業活動に伴って化学物質を使用又は排出する場所が事業者の事業  
 18 所外であって一定しないことから対象業種として指定されなかった業種等、非対象業種のみを営

1 　む事業者からの対象化学物質の排出量が該当する．これらの排出量の推計は，対象化学物質の取  
2 　扱の実態を踏まえて主要な排出源を想定し，かかる排出源からの排出が見込まれる対象化学物  
3 　質の量を推計する．ただし，化管法の非対象業種はきわめて広範囲に渡るため，特定の「業種」  
4 　ではなく，非対象業種の事業者が一般的に使用している「製品」に着目して推計が行われている．

5 　ベンゼンの非対象業種からの排出は 806 t/year と推計されている．農薬と汎用エンジンからの排  
6 　出があるが，農薬からの排出は 0.043 %（345 kg/year）と無視できる程度であり，汎用エンジン  
7 　からの排出が大部分を占めている．ここで汎用エンジンとは，コンクリートミキサー，大型コン  
8 　プレッサ，刈払機，チェーンソー，動力脱穀機および発電機が対象とされている．汎用エンジン  
9 　からの排出の内訳としては，刈払機とガソリン発電機からの排出が大部分を占めている．

10

## 11 　5．2．推計年度間比較

12 　非対象業種からの排出量は 2001 年度から 2002 年度にかけて約 5,000 倍に大幅に増えた．これ  
13 　は，2001 年度には推計されていなかった汎用エンジンからの排出が 2002 年度から推計されるよ  
14 　うになったからである．その後はほぼ同じ水準で推移している．

15

## 16 　5．3．排出量分布推計手法

17 　非対象業種からの排出の大部分が汎用エンジンからの排出である．PRTR では前述のすそ切り  
18 　以下排出量と同様に，全国ベースでの推計が行われており，都道府県別排出量については，汎用  
19 　エンジンの用途別に配分指標を用いて推計されている．本推計では，当該カテゴリーからの排出  
20 　量については，公表されている都道府県別排出量を用いて，全産業従業員者数（2001 年度事業所・  
21 　企業統計調査）を用いてグリッド排出量を推計した．

22

## 23 　6．家庭その他からの排出

24

25 　以上に述べた発生源以外からの排出量としては，たばこの煙からの排出が推計されている．2001  
26 　年度では推計されておらずゼロであったが，2002 年度から推計されるようになり，2004 年度の推  
27 　計は 87 t/year であった．

28 　排出量推計は，ここでも全国ベースの推計が行われており，都道府県別排出量については，男  
29 　女の喫煙率の差を考慮し，都道府県別の喫煙人口を用いて推計されている．本推計における当該  
30 　カテゴリーからの排出量分布推計手法としては，公表されている都道府県別排出量を用いて，夜  
31 　間人口（2000 年度国勢調査）で配分することによりグリッド排出量を推計した．

32

## 33 　7．移動体からの排出

34

### 35 　7．1．排出実態

1       ベンゼンの環境への排出の大部分は、移動体からのものである。表 III-4 は、移動体からの排出  
 2 量の内訳を示したものである。移動体の発生源には、自動車からのものとして走行（ホットスタ  
 3 ート）および始動時（コールドスタート）、冷凍機等のサブエンジン、船舶、航空機、鉄道および  
 4 特殊自動車（産業機械、建設機械、農業機械）がある。このうち、自動車からの排出が大部分を  
 5 占めており、すべてのベンゼン排出量の 76%を占める。2002 年度推計からは、走行時の排出に加  
 6 えて始動時の排出についても推計されるようになった（第 IV 章参照）。コールドスタートからの  
 7 排出は走行時の排出に匹敵するほど大きく、全体の 36%を占める。2003 年度からは、燃料蒸発ガ  
 8 ス（DBL, HSL, RL：図 III-2,3 の脚注を参照）からの排出が推計されるようになったが、排出量は  
 9 コールドスタートほど大きくはなく、全体の 2%程度である。

10  
11

表III-4 移動体からの排出量

	t/year	割合(%)
<b>自動車</b>	<b>12337</b>	<b>86</b>
走行	6320	44
コールドスタート	6017	42
<b>サブエンジン</b>	<b>0.917</b>	<b>0.006</b>
クーラー	0.549	0.004
冷凍機	0.368	0.003
<b>燃料蒸発ガス</b>	<b>385</b>	<b>2.68</b>
DBL	308	2.15
HSL	48	0.33
RL	29	0.20
<b>船舶</b>	<b>926</b>	<b>6</b>
貨物・旅客船等	74	0.5
漁港	249	2
プレジャーボート	452	3
排出場所不明(貨物・旅客船等)	151	1.1
<b>航空機</b>	<b>18</b>	<b>0.13</b>
<b>鉄道車両</b>	<b>19</b>	<b>0.13</b>
<b>特殊自動車</b>	<b>657</b>	<b>5</b>
産業機械	516	4
建設機械	98	1
農業機械	43	0.30
<b>合計</b>	<b>14343</b>	<b>100</b>

12  
13

14   7.2. 推計年度間比較

15       移動体の推計方法は、頻繁に見直しが行われており、ベンゼンは移動体からの排出が大部分を  
 16 占めているため、この推計方法の変化が最終的な数字を大きく左右する。次章の表 IV-3 に、PRTR  
 17 による 2001 年度から 2004 年度までの移動体からの排出の推計結果を比較し、推計方法の変化と  
 18 結びつけて説明する。

19

20   7.3. 排出量分布推計手法

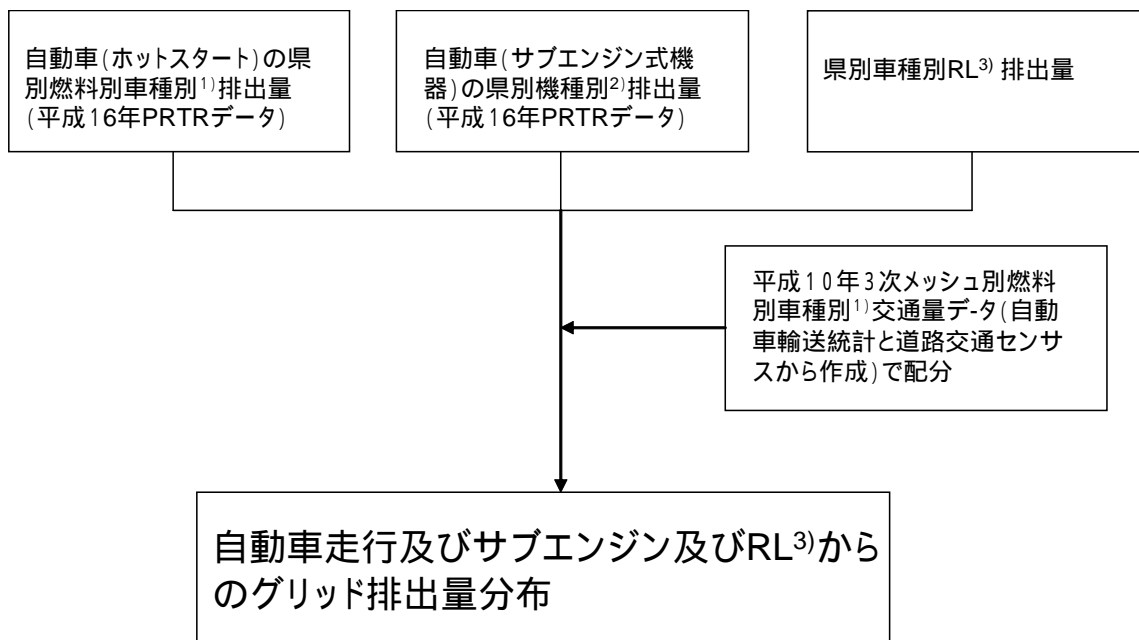
21       移動体からの排出は、すそ切り排出量等と異なり、基本的にボトムアップによる推計もしくは

1 適切な指標による配分が行われており，都道府県レベルの解像度は確保されている．そこで本推  
 2 計では都道府県別の排出量を出発点として，適切な配分指標を用いてグリッド排出量分布を推計  
 3 した．以下に，各発生源について，グリッド排出量分布の推計手順を示す．

4 自動車の走行（ホットスタート）およびサブエンジン

5 自動車の走行に伴う排出は，道路交通センサスや自動車輸送統計を用いて，都道府県別にボト  
 6 ムアップ推計が行われている．グリッド排出量分布推定では，都道府県別の排出量から PRTR の  
 7 推計に用いられているのと同等のデータソースである道路交通センサスと自動車輸送統計からよ  
 8 り高解像度に推計したグリッド別交通量データを用いて，排出量分布を推計した．推計手順は図  
 9 III-2 に示したとおりである．なお，サブエンジンについては，冷凍機とクーラーからの排出量が  
 10 あるが，冷凍機については普通貨物車，クーラーについてはバスの交通量を用いてグリッド配分  
 11 を行った．

12



1) 車種の構成は、二輪車、軽乗用車、乗用車、乗用車、バス、Dバス、軽貨物車、小型貨物車・貨客車、D小型貨物車・貨客車、普通貨物車、D普通貨物車、特殊車、D特殊車（Dはディーゼル，他はガソリン）

2) 冷凍機は、普通貨物車で、クーラーは、バスで配分した

3) Running Lossの略称で燃料タンク中のガソリンが走行に従って高温になり、キャニスタのパージ能力を超えて発生する蒸発ガス

13 車種の構成は、二輪車を除くガソリン車

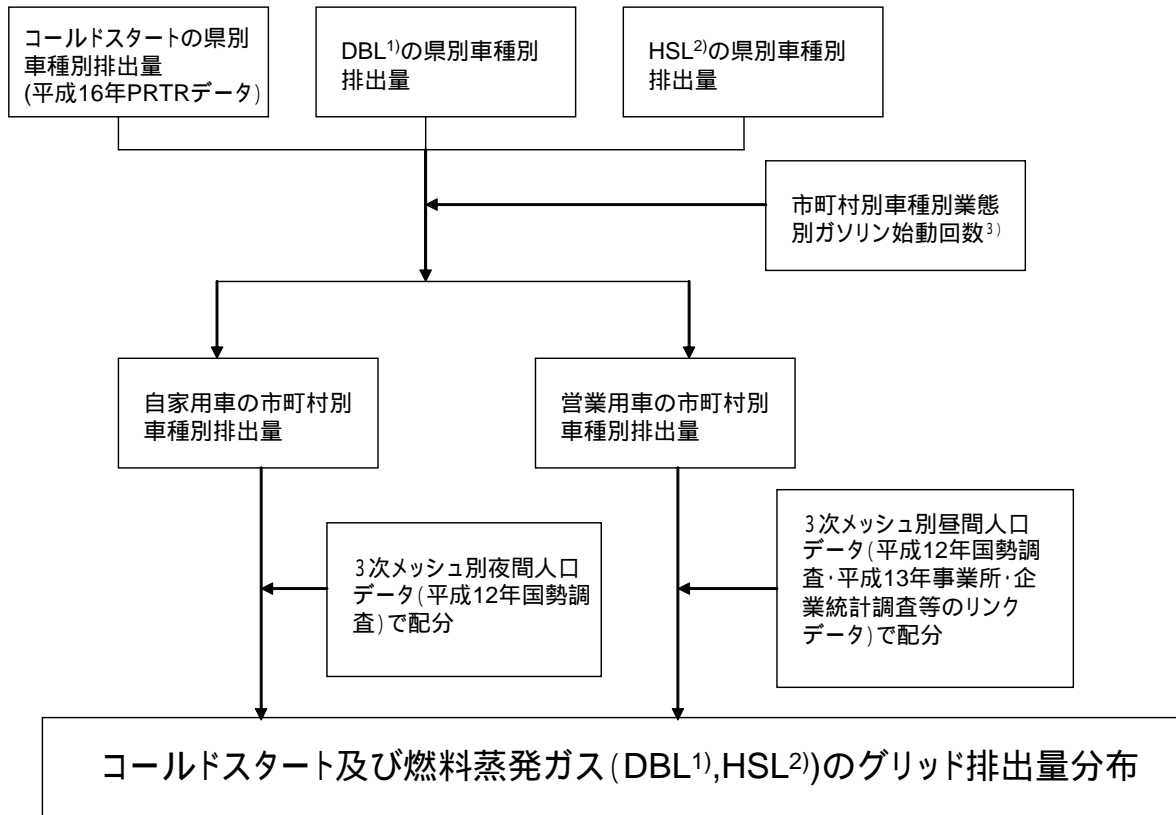
14 図 III - 2 自動車走行，サブエンジンおよび燃料蒸発ガス（RL）のグリッド排出量推計フロー

15

16 自動車の始動時（コールドスタート）

17 始動時の排出についても，走行の場合と同様に自動車保有台数や始動回数，都道府県ごとの気  
 18 温による排出係数の補正等を用いて，詳細なボトムアップ推計が行われている．本推計では，都  
 19 道府県別に推計された排出量を登録台数や平均始動回数等のデータを用いて，まず市町村別の解

1 像度を確保し、それを昼間人口と夜間人口を用いてグリッドに配分した。図 III-3 に推計手順を示  
 2 す。  
 3



- 1) Diurnal Breathing Lossの略称で駐車中に気温の変化等によりガソリンタンクで発生したガソリン蒸気が破過したキャニスタ(吸着装置)から大気に放出されることにより発生する蒸発ガス
- 2) Hot Soak Lossの略称でエンジン停止後1時間以内に吸気管に付着したガソリンが発生する蒸発ガス
- 3) 市町村別業態別の平均始動、登録台数、ガソリン車比率を使って作成したもの

4  
 5 図 III-3 コールドスタートおよび燃料蒸発ガス (DBL, HSL) のグリッド排出量推計フロー

6  
 7 船舶

8 船舶からの排出量は、貨物船、旅客船、漁船、プレジャーボートについて推計が行われており、  
 9 各港（港湾区域内）における排出量が推計されている。本推計では、各港の所在地を国土数値情  
 10 報や GIS による手作業で調査し、グリッドに割り当てた。なお、海上など排出場所が特定できな  
 11 いものがあり、この分の排出量はグリッドに配分できなかったが、全船舶排出量の1%であるので、  
 12 後の計算結果にはほとんど影響を及ぼさないものと考えられる。

13 航空機

14 航空機からの排出についても、各空港における排出量が推計されており、船舶の場合と同様に  
 15 空港の所在地を特定し、グリッドに配分した。

16 鉄道

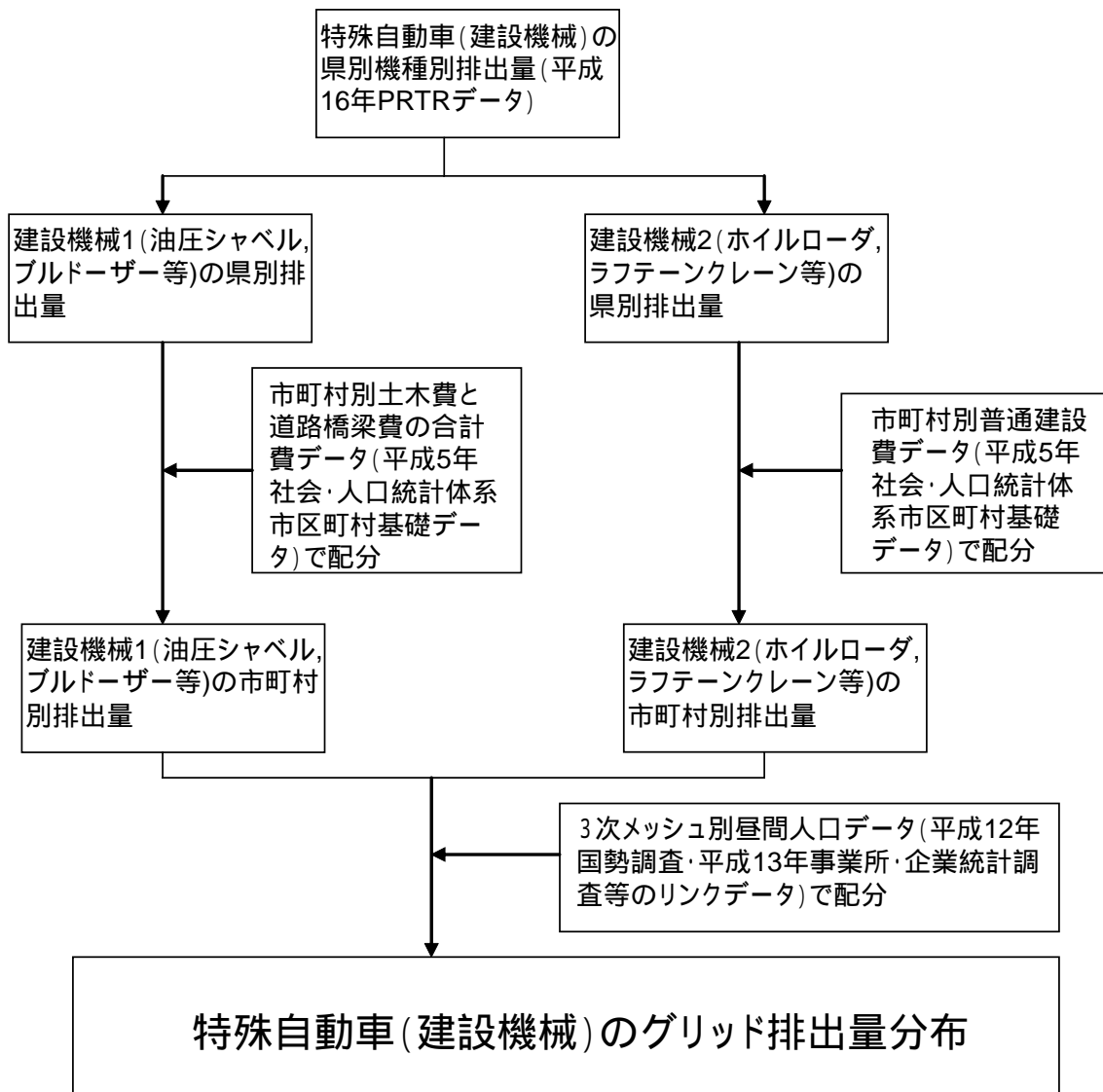
17 鉄道からの排出は、軽油を燃料とする機関車および気動車からの排出が推計されている。これ

1 らは、非電化鉄道で用いられるものであるが、グリッドに配分するための適切な配分指標となる  
 2 データを見つけることができなかった。そのため本推計では、都道府県からグリッドへは夜間人  
 3 口を指標して配分した。したがって、電化区間の多い都市部では実態を反映できていないと思わ  
 4 れるが、また、当該排出量は全排出量の0.1%であり、さらに都市部では非電化区間はほとんどな  
 5 いため、後の計算結果にはほとんど影響を及ぼさないものと考えられる。

6 特殊自動車

7 特殊自動車からの排出は、建設機械（ブルドーザー、油圧ショベル等）、農業機械（トラクタ、  
 8 耕耘機、コンバイン）、産業機械（フォークリフト）について推計されている。本推計では、上記  
 9 3種類の排出を機械種類による用途を考慮した配分指標を用いることにより、グリッド排出量分  
 10 布を推計した。当該排出量の各発生源別の推計手順を図 III-4～III-6 に示す。

11



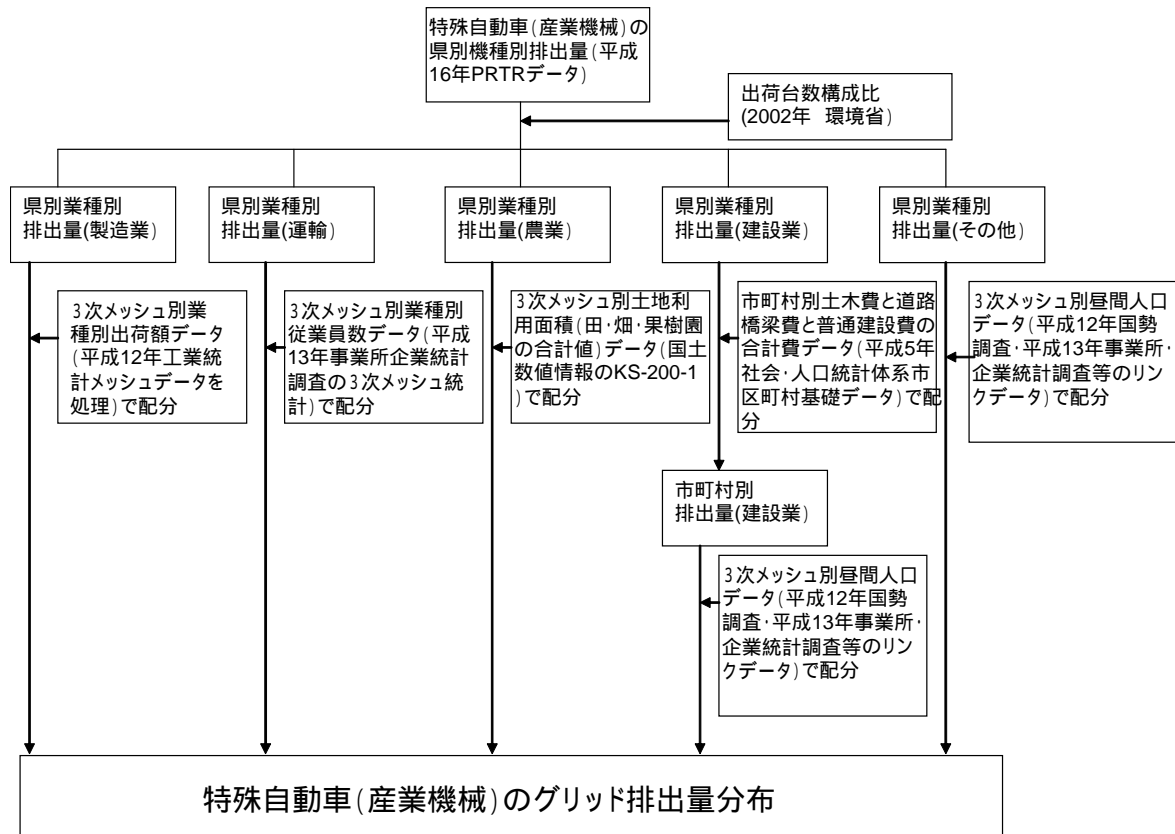
12

13

14

図 III-4 特殊自動車（建設機械）のグリッド排出量推計フロー

1



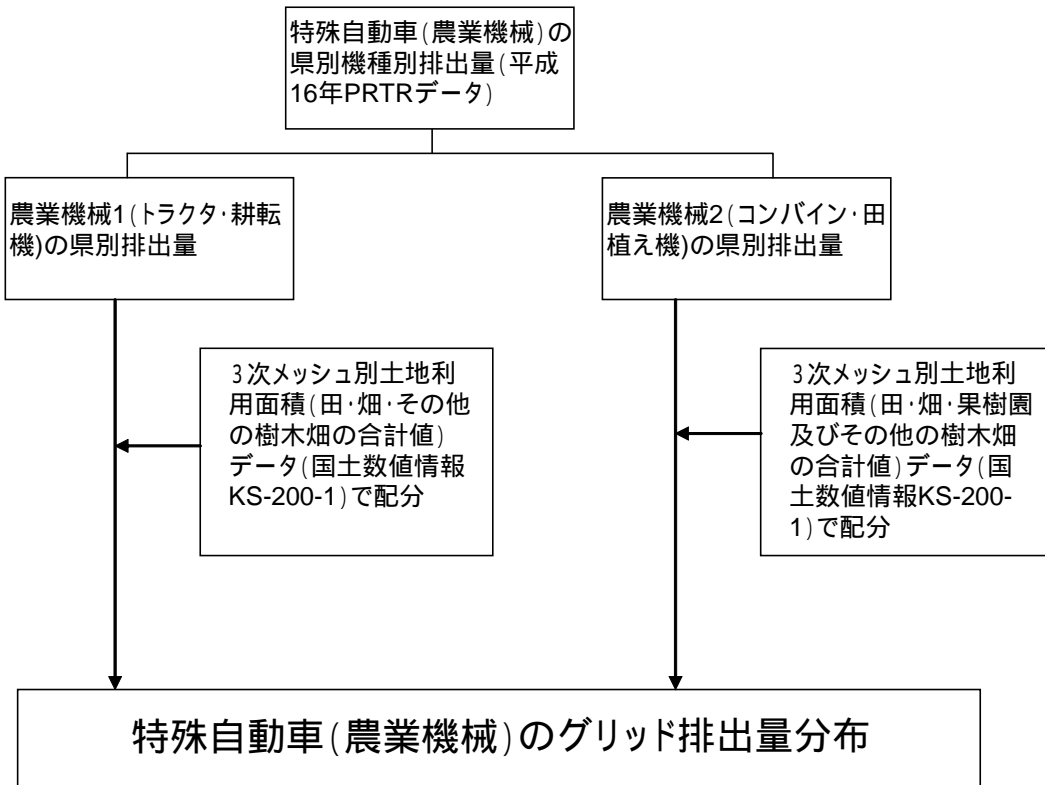
2

3

図 III-5 特殊自動車(産業機械)のグリッド排出量推計フロー

4

5



6



1 図 III-6 特殊自動車（農業機械）のグリッド排出量推計フロー

2  
3 8．地域別排出量および排出量分布

4  
5 後の第 V 章に示す ADMER での広域濃度・暴露シミュレーションの前提として、全国を 11 地  
6 域に分け排出量分布の推定を行った。この 11 地域は、ADMER において初期設定されている領  
7 域分割であり、表 III-5 に示すように日本全国をカバーできるように設定されている。

8 表 III-6 は、排出量の地域別割合と各地域における排出構成について示したものである。地域別  
9 では、関東が全体の 25 %を占めており最も大きく、次いで近畿、九州、東海の順となっており、  
10 人口や産業、それらに起因する交通量が集中している地域からの排出割合が大きい。排出構成を  
11 見ると、移動体からの割合が卓越して大きいことは全国に共通するが、中国と四国では届出事業  
12 所からの排出、北海道では非対象業種からの排出が、全国での割合よりも大きくなっていること  
13 が分かる。関東や近畿では、届出事業所からの排出量自体は大きいですが、それ以上に移動体からの  
14 排出が大きいいため、割合としては小さくなっている。

15 図 III-7～III-17 は、上記 11 地域の排出量分布を ADMER の約 5 km（東西、南北方向にそれぞれ  
16 3 次メッシュ区画 5 個分）解像度で示したものである。これらは、実際にシミュレーションに入  
17 力される排出量データセットとなるが、シミュレーション時の領域境界付近での誤差を最小限に  
18 抑えるため、各地域において評価対象としている都道府県の境界よりも広い範囲に計算領域を取  
19 っている。したがって、評価対象外の都道府県の排出量の一部を意図的に含めてある。

20 ベンゼンの主要な発生源が自動車であることはこれまで述べた通りであるが、排出量分布から  
21 もそれが読みとれる。大都市中心部や交通量の多い街道沿いに排出強度の大きいところが分布し  
22 ている。

23

1 表 III-5 排出量分布の推計対象とした 11 地域 ( ADMER の初期設定範囲に対応 )

名称	範囲	メッシュ数	都道府県
北海道	東経 139° 15' 00" - 145° 56' 15" 北緯 41° 17' 30" - 45° 35' 00"	107 × 103	北海道
東北	東経 139° 07' 30" - 142° 11' 15" 北緯 36° 45' 00" - 41° 37' 30"	49 × 117	青森県,岩手県,宮城県,秋 田県,山形県,福島県
北陸	東経 136° 07' 30" - 139° 56' 15" 北緯 36° 02' 30" - 38° 35' 00"	61 × 61	新潟県,富山県,石川県
関東	東経 138° 18' 45" - 140° 56' 15" 北緯 34° 50' 00" - 37° 12' 30"	42 × 57	茨城県,栃木県,群馬県,埼 玉県,千葉県,東京都,神奈 川県
中部	東経 135° 22' 30" - 139° 11' 15" 北緯 35° 07' 30" - 37° 05' 00"	61 × 47	福井県,山梨県,長野県,岐 阜県
東海	東経 135° 48' 45" - 139° 15' 00" 北緯 33° 40' 00" - 35° 40' 00"	55 × 48	静岡県,愛知県,三重県
近畿	東経 134° 11' 15" - 136° 30' 00" 北緯 33° 22' 30" - 35° 50' 00"	37 × 59	滋賀県,京都府,大阪府,兵 庫県,奈良県,和歌山県
中国	東経 130° 41' 15" - 134° 33' 45" 北緯 33° 40' 00" - 35° 40' 00"	62 × 48	鳥取県,島根県,岡山県,広 島県,山口県
四国	東経 131° 56' 15" - 134° 56' 15" 北緯 32° 37' 30" - 34° 37' 30"	48 × 48	徳島県,香川県,愛媛県,高 知県
九州	東経 128° 15' 00" - 132° 11' 15" 北緯 30° 55' 00" - 34° 17' 30"	63 × 81	福岡県,佐賀県,長崎県,熊 本県,大分県,宮崎県,鹿児 島県
沖縄	東経 122° 48' 45" - 131° 26' 15" 北緯 24° 00' 00" - 27° 57' 30"	138 × 95	沖縄県

2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9

1

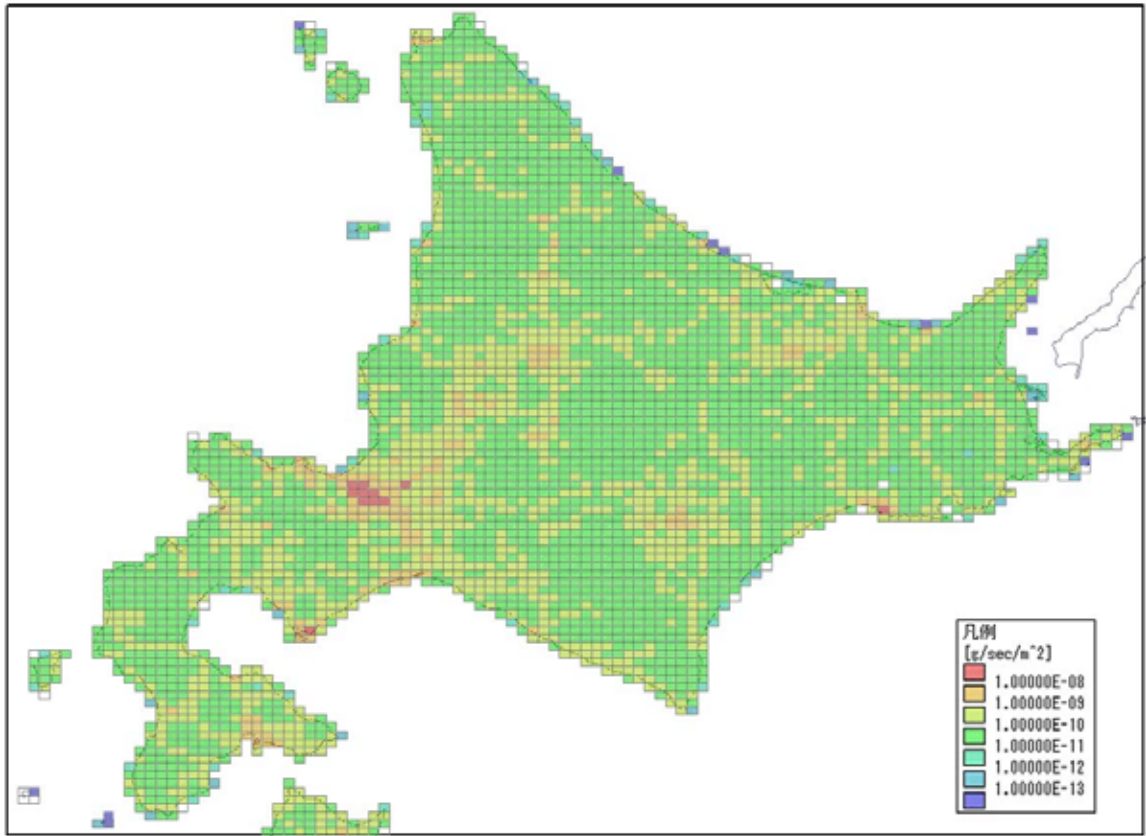
表III-6 排出量の地域別割合と各地域における排出構成

地域 (地域/全国)	北海道 5%	東北 9%	北陸 5%	関東 25%	中部 6%	東海 10%
届出事業所	6.4%	3.5%	7.5%	6.6%	2.5%	5.6%
対象業種すそ切り以下	0.9%	0.9%	1.1%	1.2%	1.0%	1.1%
非対象業種	13.2%	2.3%	3.9%	2.4%	7.6%	4.0%
家庭	0.5%	0.4%	0.4%	0.6%	0.4%	0.5%
移動体	78.9%	88.6%	87.1%	89.2%	88.4%	88.7%
地域 (地域/全国)	近畿 14%	中国 8%	四国 5%	九州 12%	沖縄 1%	全国 100%
届出事業所	5.4%	13.6%	13.5%	8.5%	2.2%	8.4%
対象業種すそ切り以下	1.3%	1.0%	1.1%	1.0%	1.3%	1.1%
非対象業種	4.8%	6.8%	8.5%	6.4%	1.3%	4.9%
家庭	0.6%	0.4%	0.4%	0.4%	0.6%	0.5%
移動体	88.0%	78.3%	76.5%	83.6%	94.6%	84.9%

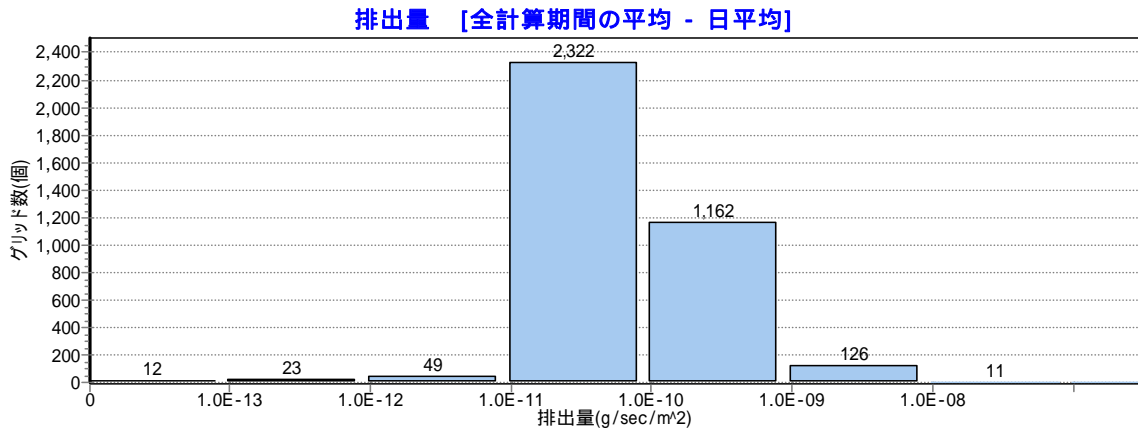
2

3

4

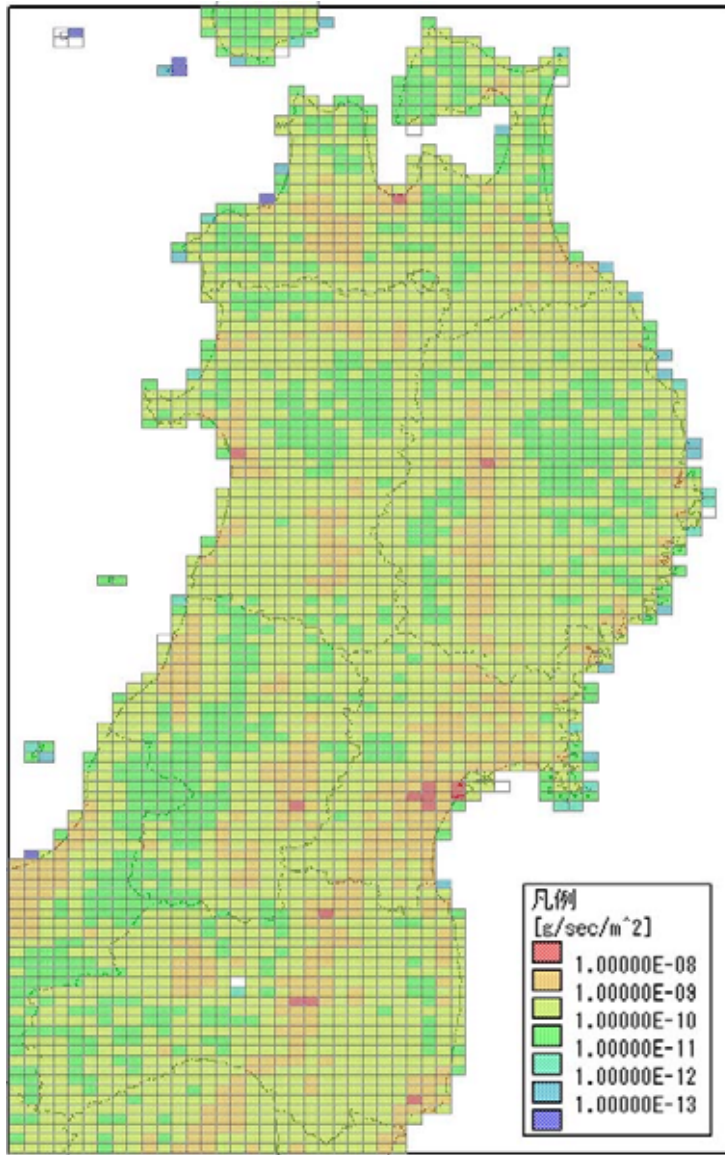


1  
2  
3



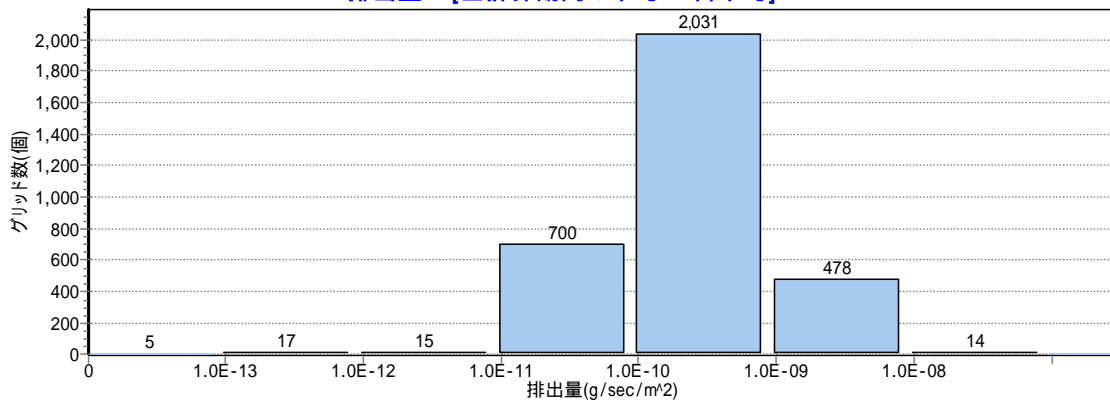
4  
5  
6  
7

図 III-7 排出量分布のマップとヒストグラム (北海道)



1

排出量 [全計算期間の平均 - 日平均]

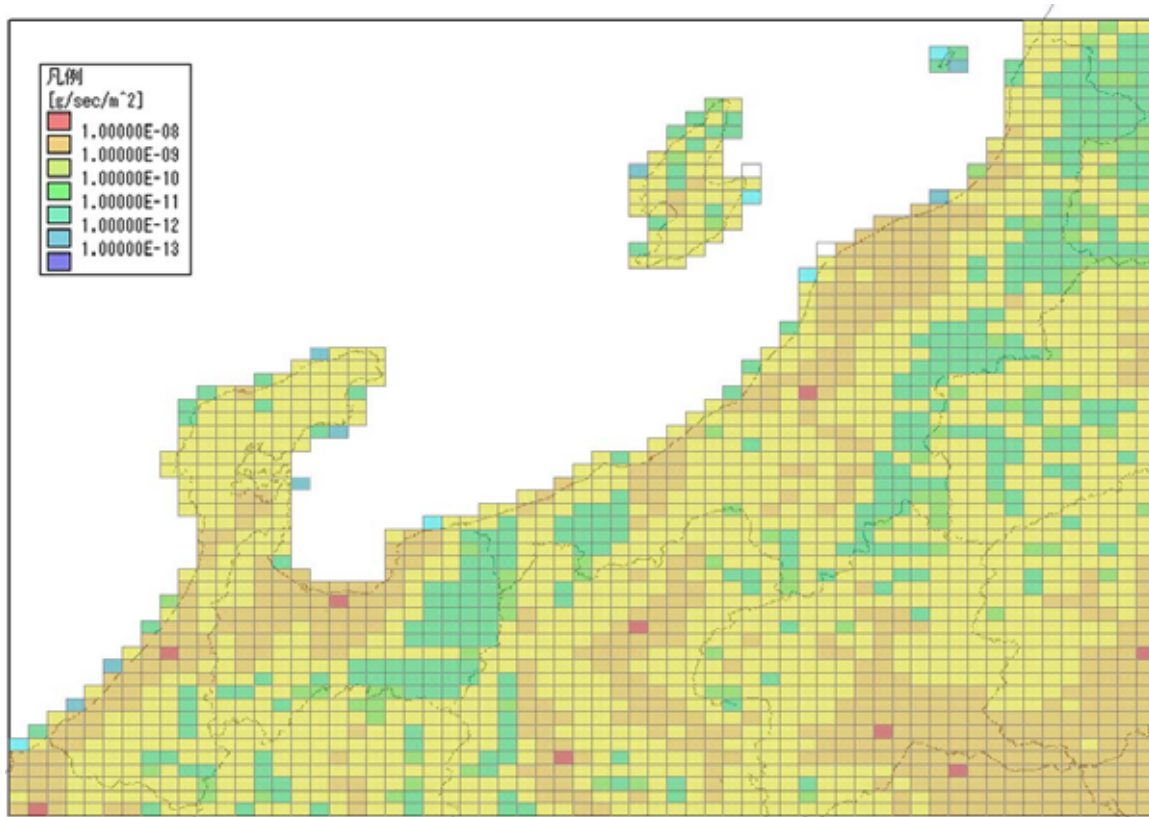


2

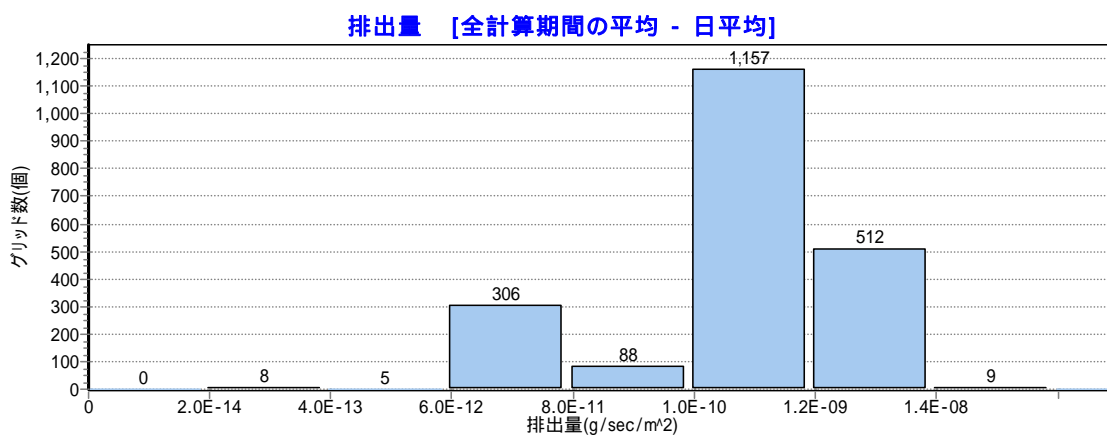
3

図 III-8 排出量分布のマップとヒストグラム (東北)

4

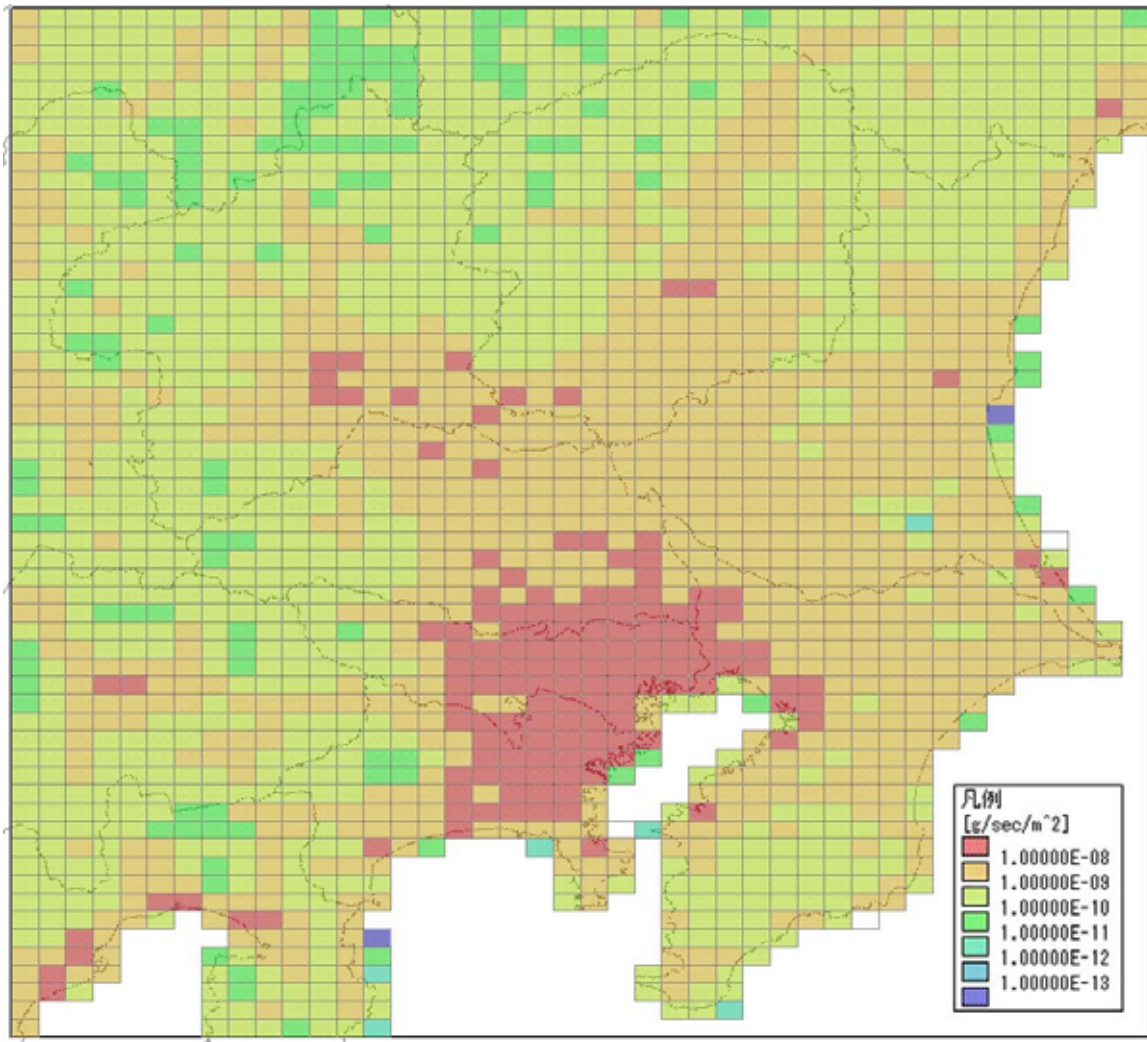


1  
2

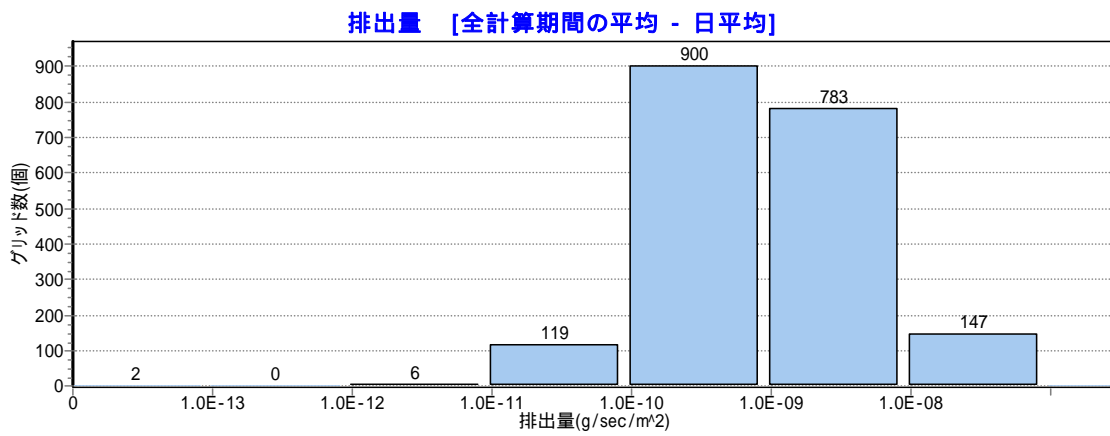


3  
4  
5  
6

図 III-9 排出量分布のマップとヒストグラム (北陸)



1

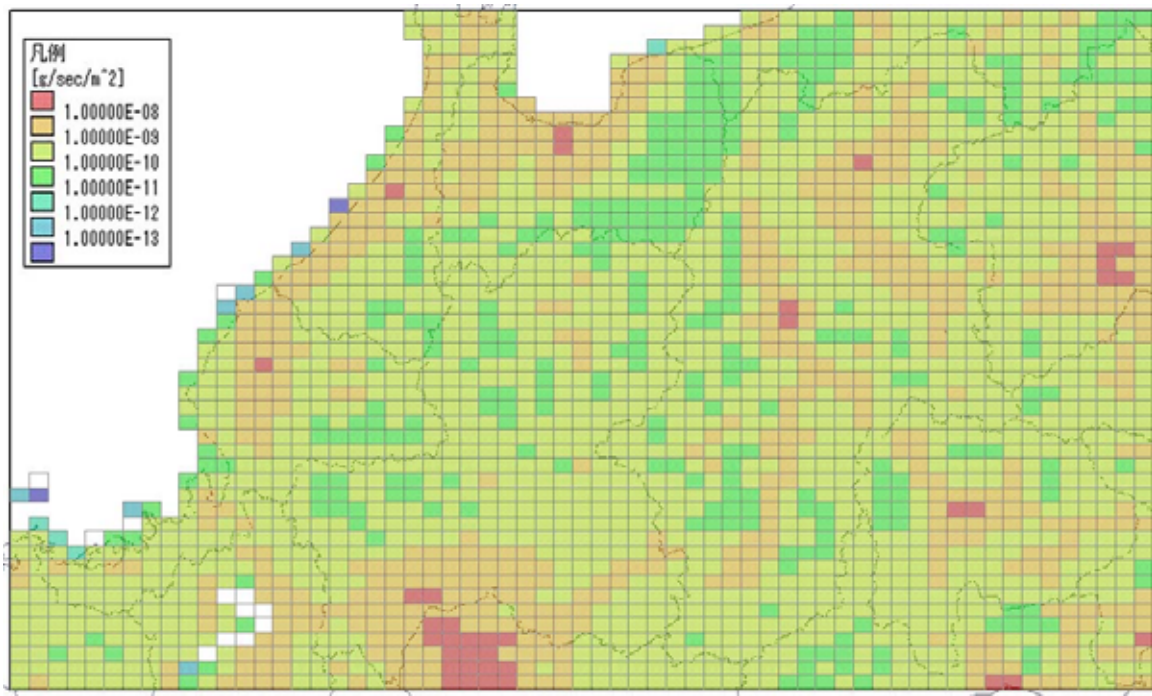


2

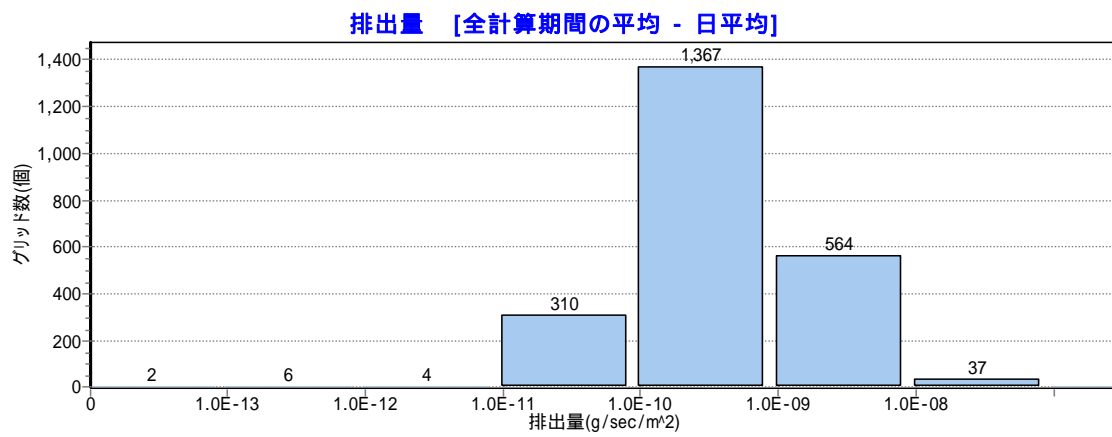
3

図 III-10 排出量分布のマップとヒストグラム (関東)

4



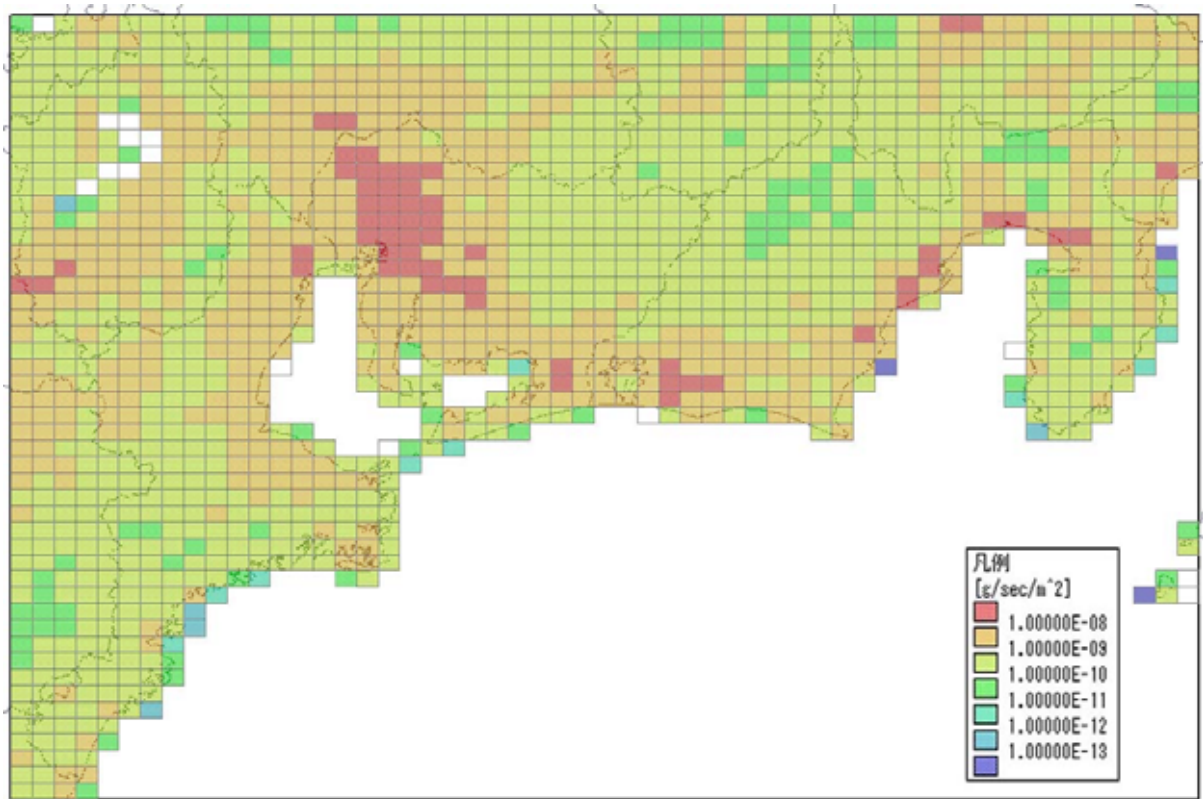
1  
2



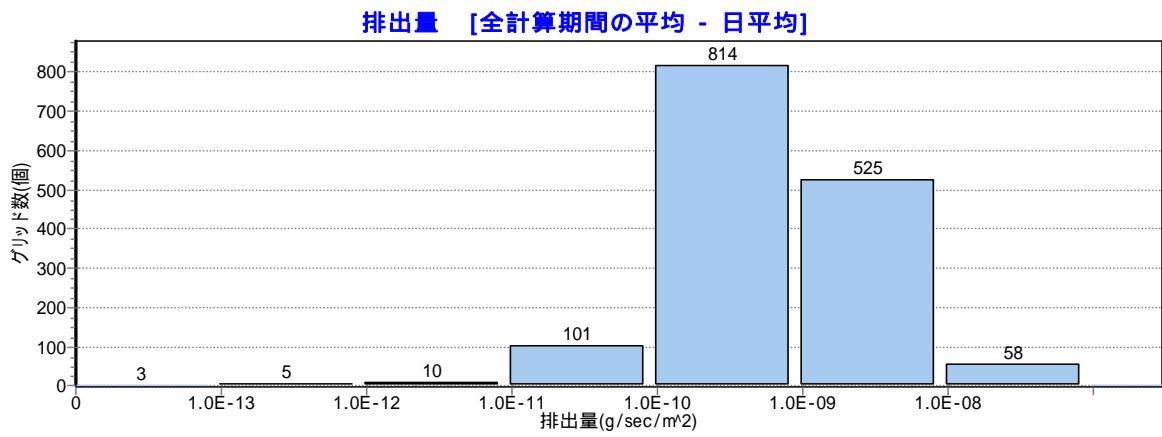
3  
4  
5

図 III-11 排出量分布のマップとヒストグラム (中部)



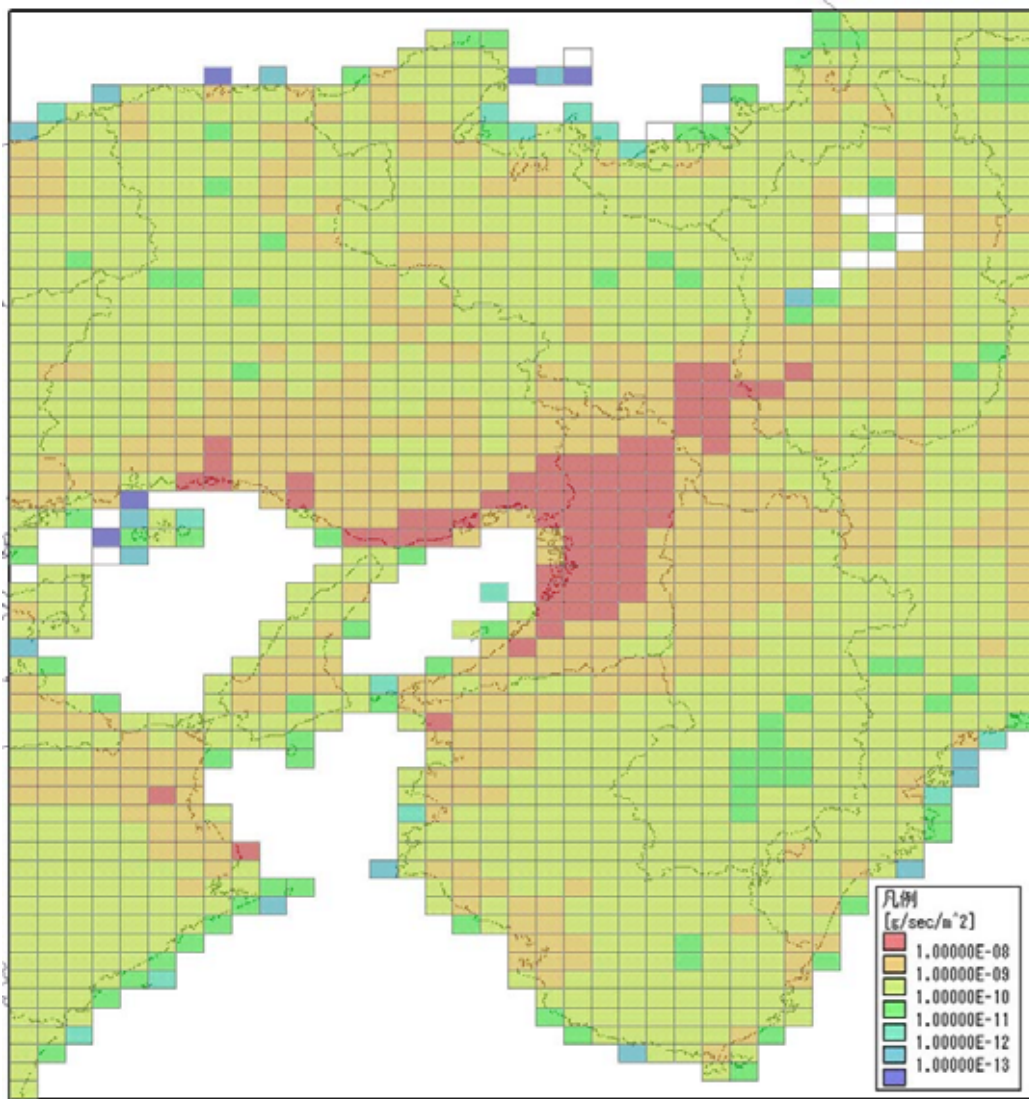


1  
2

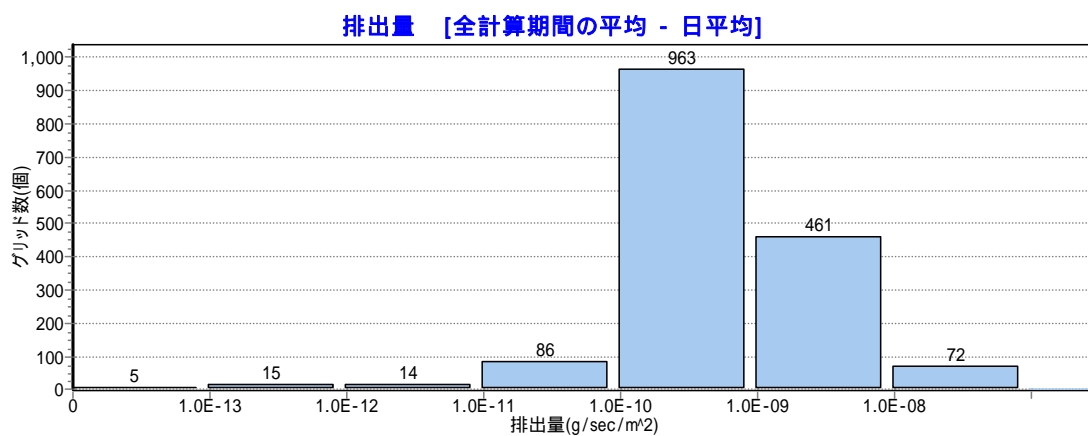


3  
4  
5

図 III-12 排出量分布のマップとヒストグラム (東海)

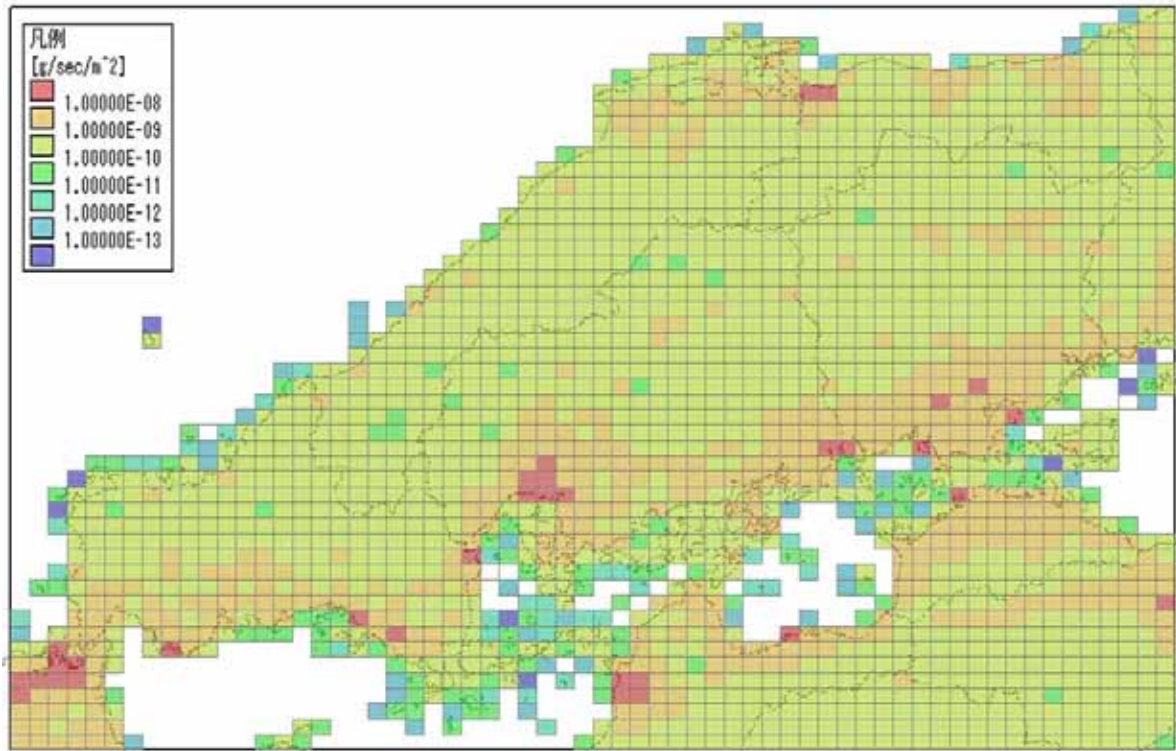


1  
2

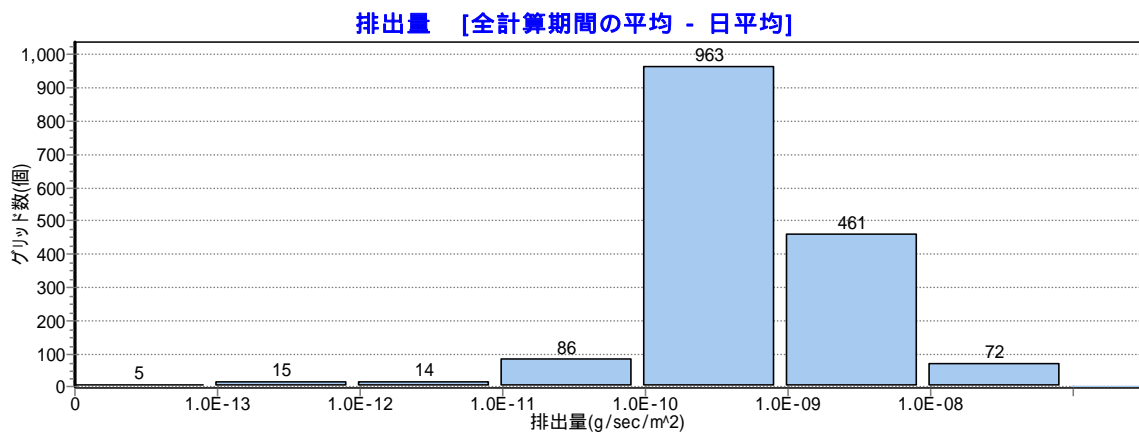


3  
4  
5

図 III-13 排出量分布のマップとヒストグラム (近畿)

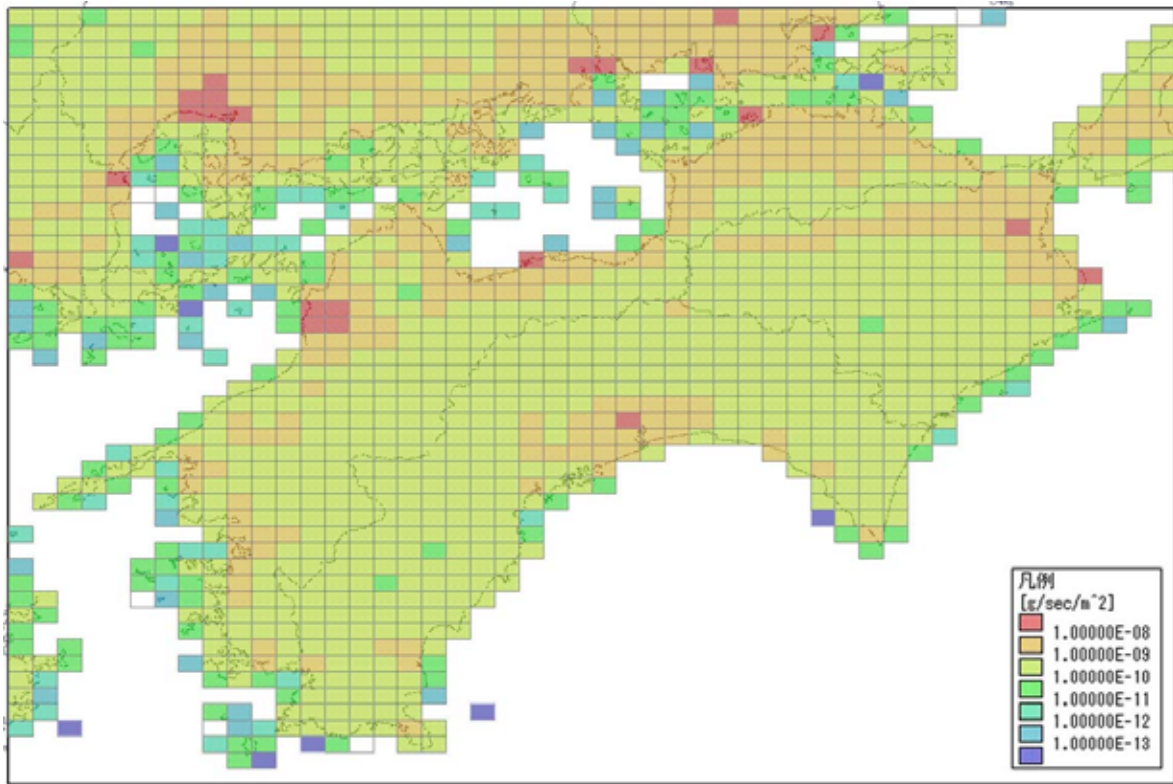


1  
2

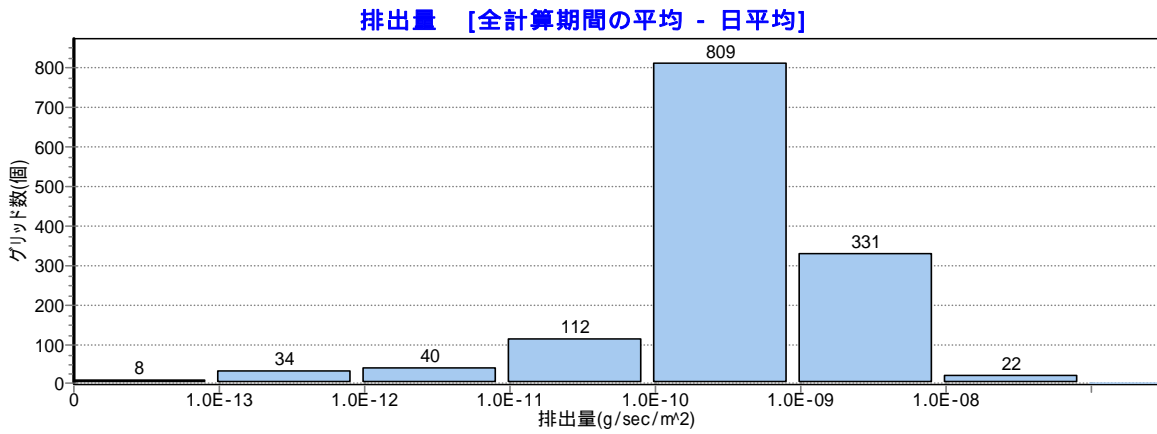


3  
4  
5

図 III-14 排出量分布のマップとヒストグラム (中国)

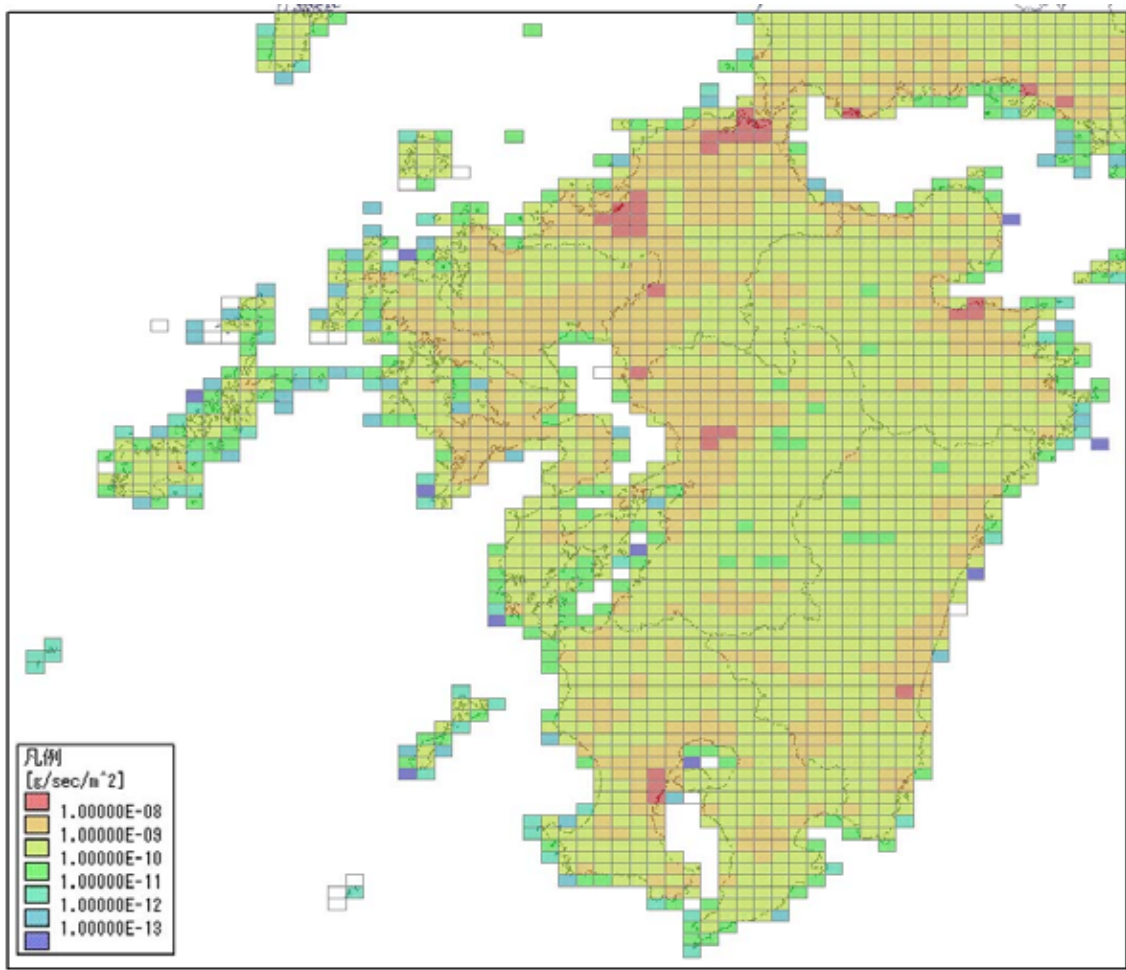


1  
2

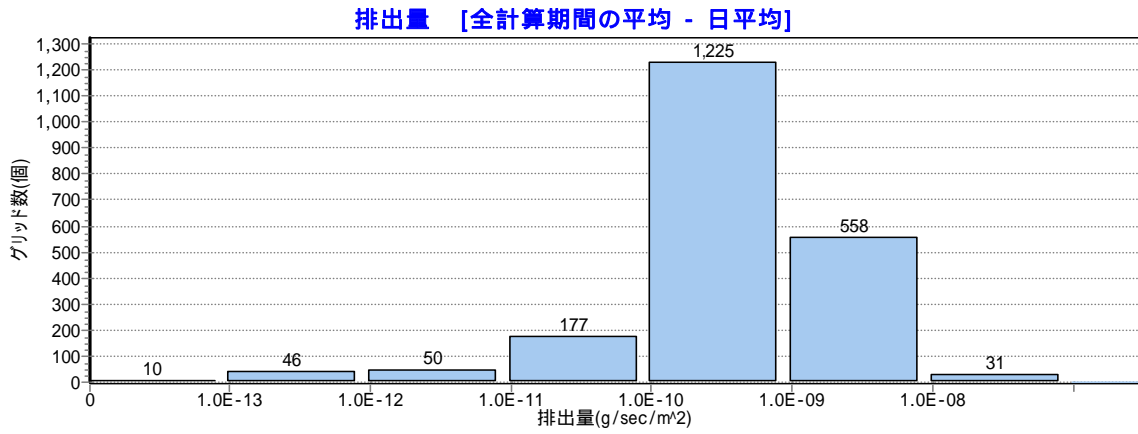


3  
4  
5

図 III-15 排出量分布のマップとヒストグラム (四国)

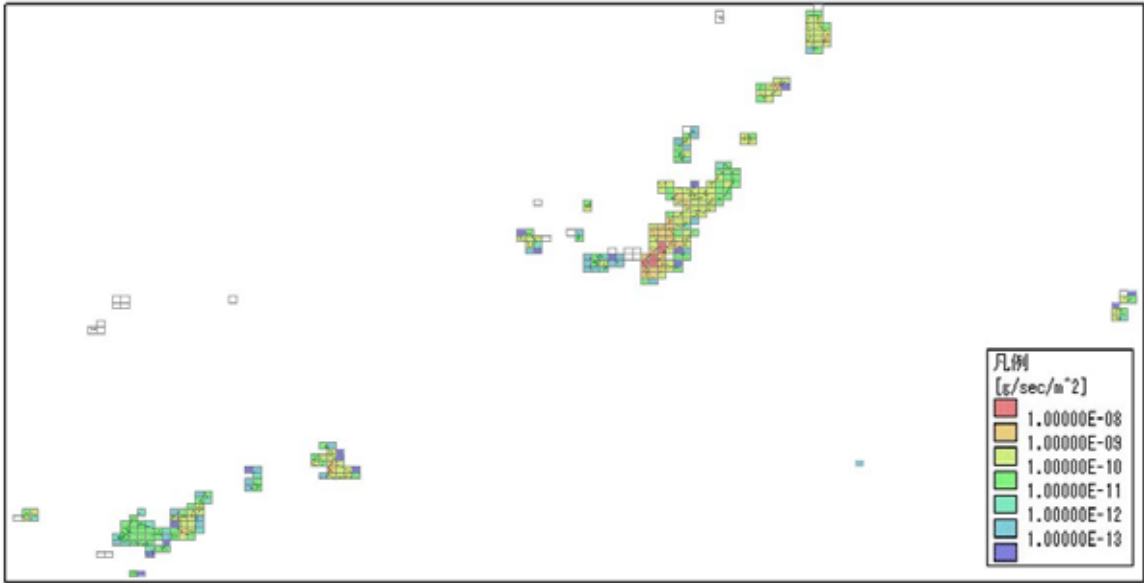


1  
2

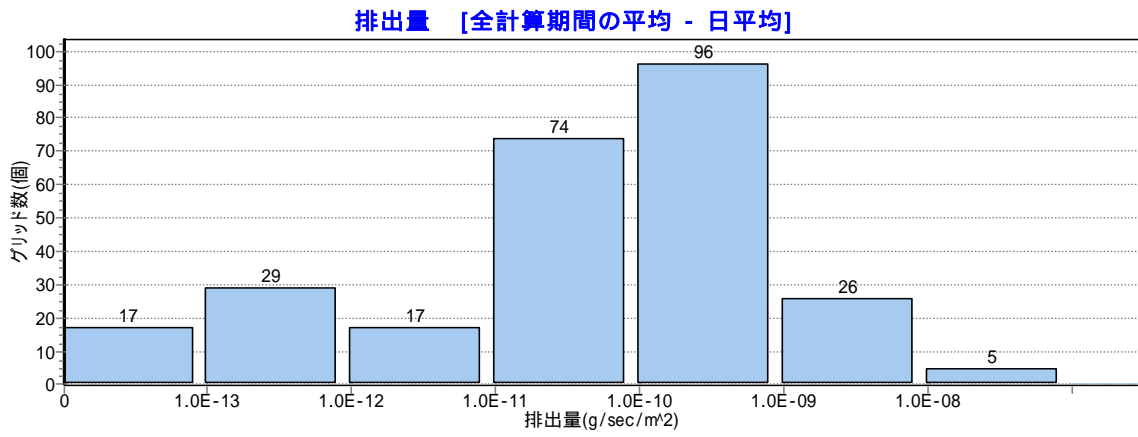


3  
4  
5

図 III-16 排出量分布のマップとヒストグラム (九州)



1  
2



3  
4  
5

図 III-17 排出量分布のマップとヒストグラム (沖縄)

## 第IV章 排出量とモニタリング濃度の推移

### 1. はじめに

全国のベンゼン排出実態について、第III章ではPRTR制度による2004（平成16）年度の排出見積もりデータを検討、整理した。このあとの各章では、この排出量に基づいて環境大気中濃度を推定し、それによって住民の被るリスクを算定する。しかし、もし排出量が年々大きく変化している状況であれば、このリスク算定の効力も一時的なものとなり、それを基礎として現在や将来の見通しを議論することは難しくなる。逆に年々の排出量がほぼ一定であることがわかれば、それに対して今後の削減の必要性等を検討することの意義が明確となる。

1996（平成8）年の大気汚染防止法改正で導入された有害大気汚染物質対策の中で、ベンゼンは対象物質中の代表格とも言え、それ以降急速に排出削減が図られたことはまず見ておく必要がある。問題は、その緊急の削減の時期が終わったあとの動向であり、その基本的状況を知るために2001年度以降のPRTRデータが役立つ。PRTR法に基づく初回調査であった2001（平成13）年度の試算データから、PRTRの本格的施行となった2002（平成14）年度を経て2004（平成16）年度に至る4年間の排出見積り量の推移を追い、その変化の要因を解明する。

また、排出量の変化に対応して、その期間の環境大気中ベンゼン濃度がどのように推移したのを見しておく必要がある。上記のPRTR調査に対応する4年間に重点を置いてモニタリング濃度の推移を調べ、考察する。

### 2. ベンゼン排出量低減の経過

#### 2.1. 事業所における排出量低減

1996（平成8）年の大気汚染防止法改正で有害大気汚染物質対策が織り込まれた。同年9月、当時の環境庁と通商産業省は「事業者による有害大気汚染物質の自主管理の促進のための指針」を策定し、これに応じて事業者団体は自主管理計画（第一期、1997年度～1999年度）を作成して排出の抑制に取り組むこととなった。

ベンゼン排出量は、第一期自主管理計画で基準年とされた1995年の16,466トンに対して40%削減が目標とされたが、1999年度実績では9055トンに低減、45%の削減となった。ただし、この数値には石油連盟算出の移動発生源排出量を含んでいる（環境省、2001）。

2001（平成13）年6月にこの結果を踏まえた指針の改定が行われ、事業者団体はこれを受けて第二期自主管理計画（2001年度～2003年度）を作成した。この計画は1999年を基準年とし、同年の排出量3262トンから、第二期計画最終年度の2003年度に1496トンと54%の削減が目標とされ（環境省、2001）、2003年度実績として858トン、削減率73%が達成された（経済産業省ホ

1 ムページ, 2006).

2 第二期自主管理計画の策定に向けては, 改定指針に基づき, 環境基準達成率の低いベンゼンに  
3 関して, 事業所からの排出が高濃度に寄与している地域を選び, 地域自主管理計画が作成される  
4 こととなった. 表 IV-1 に示す 5 つの地域において基準年 (1999 年) 排出量 1045 トンの 86 %の  
5 削減が目標とされ, 排出低減対策がとられた結果, 2003 年度排出量実績は 5 地域合計で目標をさ  
6 らに約 5 トン下回る 144 トンとなった (経済産業省ホームページ, 2006).

7 このように, 固定発生源からのベンゼン排出は, 1997 年度 ~ 2003 年度の間の二期にわたる自主  
8 管理計画の遂行により, 特に排出の大きかった大手事業所を中心に大幅に削減された. それは第  
9 3 節に示す PRTR 届出排出量の全国集計値にも表れている.

10

11

表 IV-1 ベンゼン地域自主管理計画地区の排出削減経過

12

(環境省, 2001; 経済産業省ホームページ, 2006, 等による)

地域 \ 年度	平成 9	平成 11	平成 13	平成 14	平成 15	
					目標	実績
室蘭地区		123	54	33	24	23
鹿島臨海地区	400.8	211	103	56	60	40
京葉臨海中部地区		379	109	48	43	48
水島臨海地区	274	132	41	34	19	31
大牟田地区	321.8	200	65	30	3	2
5地域合計		1045	372	200	149	144
削減割合 (基準年比)		0%	64%	81%	86%	86%
備考	参考	基準年	基準年の排出量に対する削減率			

13

14

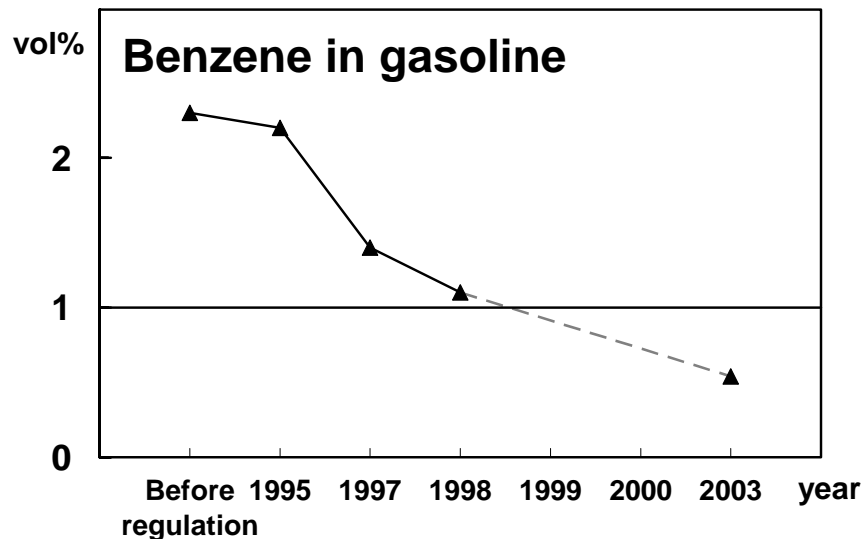
## 15 2.2. 燃料中のベンゼンの低減

16 燃料ガソリン中のベンゼン含有量にふれておく. 従来, ガソリン中のベンゼン許容限度は「5  
17 体積%以下」と定められていた (環境庁告示第64号, 1995年10月) が, 2000年1月より「1体積%  
18 以下」と改正された. 市販のガソリン中のベンゼン比率は, 図VI-1に示すように, 1995年の規制  
19 以前は平均値で2.3体積%であったものが, 年度ごとに低減され, 1998年には平均的に2000年規制  
20 値の1体積%に近くなっていた. ベンゼン含有量を1体積%未満としたガソリンは, 規制に先駆  
21 けて既に1993年12月には発売されていた (出光興産, 2007). 2003年3月のPRTR排出量等算出マ  
22 ニュアルではレギュラーガソリン0.64%, プレミアムガソリンで0.51%となっている (経済産業  
23 省・環境省, 2004). この数値は数年内に大きく変動するものではないと考えられ, 従って, 次  
24 節で述べるPRTR移動体排出量推計値の変化は, このような燃料中ベンゼン含有量の変化やその結  
25 果としての排出係数変化を反映したものではない.

26 ガソリン自動車から排出されるベンゼンは, 燃料中ベンゼンの残存分のほか, ベンゼン以外の  
27 芳香族がエンジン内あるいは触媒で反応して生成するものと考えられる. ガソリン中のベンゼン  
28 および芳香族含有率とベンゼン排出量の関係については次のような知見がある (石油産業活性化  
29 センター, 2000). 11モードではベンゼン・芳香族いずれも含有率が下がれば排気中THCに占  
30 めるベンゼンの割合が減少する傾向がある. しかし10・15モードでは, ガソリン中の芳香族含



1 有率が下がった場合は排気中THCに占めるベンゼンの割合が減少する傾向が見られるけれども、  
2 ベンゼン含有率が下がった場合は車種によって異なる傾向を示す。これを総括すれば、ガソリン  
3 自動車の排気中のベンゼンは燃料中のベンゼンだけでなく、ベンゼン以外の芳香族炭化水素が反  
4 応してベンゼンとして排出されるので、燃料中のベンゼン削減のみではベンゼン排出低減に限界  
5 があることが示唆される。  
6



7  
8  
9 図VI-1 燃料ガソリンのベンゼン含有率の変化。Kajihara et al. (2003) ,  
10 経済産業省・環境省 (2004) による。  
11

### 12 3. PRTR 排出量推算値の変動

13  
14 2001 年度 (第 1 回目) から 2004 年度 (第 4 回目) までの PRTR 届出・推計によるベンゼンの  
15 排出・移動量を表 IV-2 に示す。排出・移動総量の比較では 2001 年度に対し 2002 年度は 47 %の増  
16 加, 2002 年度に対し 2003 年度は 87 %に減少, 2003 年度に対し 2004 年度は 2 %のわずかな増加  
17 となっており, 一方的な増加または現象の傾向は見られない。これは未だ PRTR が現実の排出量  
18 の変動を反映するというよりも, 推計手法の変更による推計値の変化が影響した結果と考えられ  
19 る。以下に排出源種別ごとの推移の内容を述べる。  
20  
21  
22  
23  
24

25 表 IV-2 2001 (平成 13) 年度 ~ 2004 (平成 16) 年度 PRTR の事業所ベンゼン排出・移動量

		2001年度	2002年度	2003年度	2004年度	2002/2001 年度比	2003/2002 年度比	2004/2003 年度比	
排出	届出排出量 (t/year)	大気	2416	1807	1377	1350	75%	76%	98%
		公共用水域	15	21	9	10	141%	43%	114%
		土壌	1未満	0	1未満	1未満	-	-	-
		埋立	1未満	1未満	1未満	0	-	-	-
		計	2432	1828	1386	1360	75%	76%	98%
	届出外排出量 (t/year)	対象業種すそ切り以下	563	115	126	183	20%	110%	145%
		非対象業種	1未満	827	833	806	-	101%	97%
		家庭	0	92	89	87	-	96%	98%
		移動体	9694	16318	14107	14346	168%	86%	102%
		計	10258	17352	15155	15421	169%	87%	102%
排出量(届出・届出外) 合計 (t/year)		12690	19180	16541	16781	151%	86%	101%	
移動	届出移動量 (t/year)	廃棄物移動	829	720	692	795	87%	96%	115%
		下水道への移転	10	3	4	3	29%	125%	88%
		計	839	723	695	798	86%	96%	115%
移動・排出量 合計 (t/year)		13529	19903	17236	17579	147%	87%	102%	

1  
2

### 3. 1. 届出排出量の変化

特定第一種指定化学物質であるベンゼンの場合、年間取扱量が 0.5 トン以上かつ常用雇用者数が 21 人以上の事業者が届出対象となり（図 IV-3 参照）、いずれかがこれに満たない場合には対象業種すそ切り以下排出量として推計対象となる。

届出排出量は、4 年間を通じその 98 %以上を大気への排出が占めている。公共用水域への排出は各年度とも 1 %前後にとどまり、また土壌への排出と埋立ても各年度とも 1 トン未満と無視できる程度で推移している。大気への届出排出量は、2001 年度から 2004 年度にかけてそれぞれ前年度比で 75 %、76 %、98 %と年々減少している。この内容は、届出事業者が用いる推計方法はこの期間変更されていないことから、届出対象固定源の排出削減対策の進展をほぼそのまま反映させたものと推定される。ただ、第二期自主管理計画期間の最終年度であった 2003 年度から翌 2004 年度への変化が 98 %であったことは、計画達成とともに排出削減のための新規施策が減り、届出事業所からの排出量が定常化する傾向にあることを物語っていると考えられる。

大気への排出の届出事業所数は、図 IV-2 に見られるように 2001（平成 13）年以降ほとんど増減はなく、また、そのうち比較的大規模な発生源と考えられる事業所（大気への排出量が 0.5 t/year 以上を目安として設定。一方、届出対象事業所は“年間取扱量”0.5 トン以上であることに注意）の数も 4 年間ほとんど変わらず届出事業所総数の 1.2 %程度であった。一方、排出量においては、年間 0.5 トン以上を大気中に排出する事業所の寄与が大きいものの、大気への排出量全体に対するその比率は 2001 年度（92 %）から 2003 年度（86 %）まで年々低下、2004 年度も鈍いながら減少した。これに対し年間排出量 0.5 トン未満の事業所からの排出量はほとんど変化がなく、総排出量中の寄与率は相対的に高まってきている。

23

## ベンゼン(大気)届出件数と届出排出量

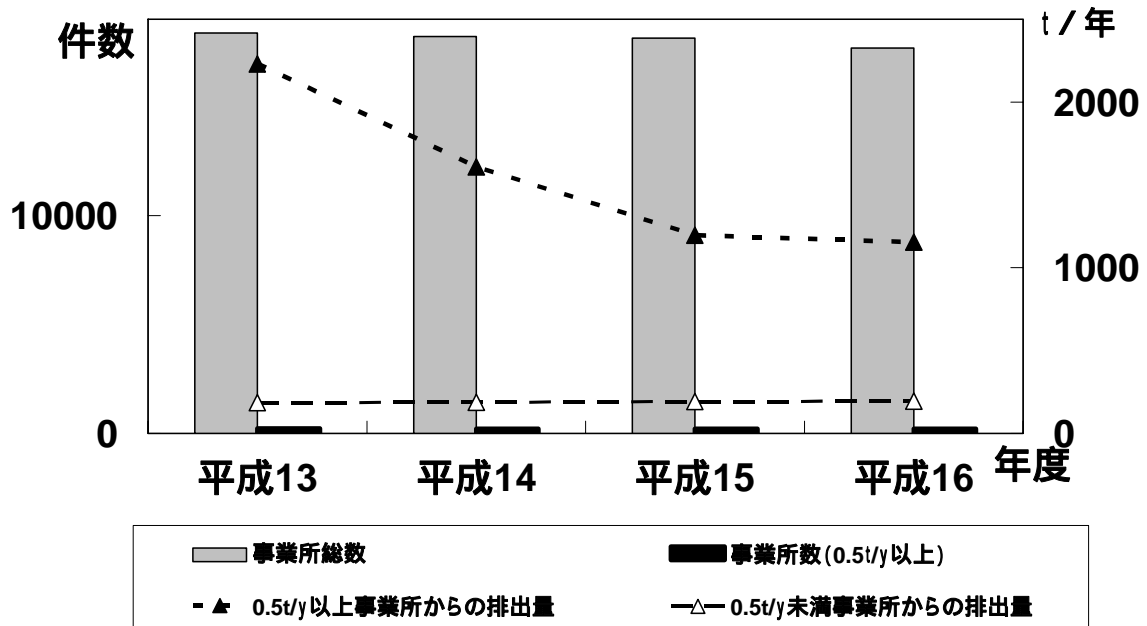


図 IV-2 大気へのベンゼン排出届出件数と届出排出量の推移

### 3.2. 届出外排出量の変化

PRTR で届出外排出量として推計される事項として、対象業種を営む事業者からの排出のうち従業員数・取扱量など一定の要件を満たさないため届出がなされないもの(対象業種すそ切り以下)、対象業種以外の業種を営む事業者からの排出(非対象業種)、家庭からの排出、移動体からの排出がある。これらの2001年度から2004年度までの変化とその要因を考察する。

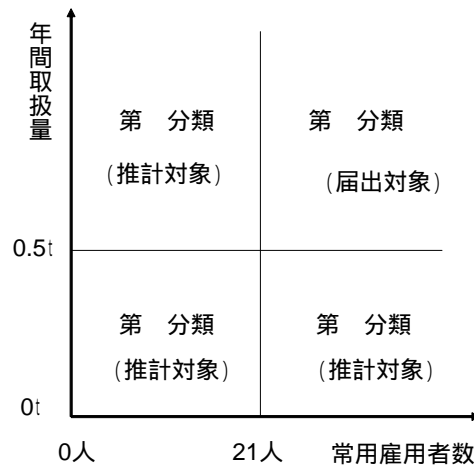
#### 3.2.1 対象業種すそ切り以下

その推計結果は、2001年度では排出量全体に占める比率が4.4%と比較的高かったが、その後は減少したものの、年を追って0.6%、0.8%、1.1%と微増傾向にある。この変化は推計のためのパラメータの扱い方の変更によるものである。やや詳細に過ぎるが以下に説明を加える。

排出量推計では、図 VI-3 の第 分類と第 分類を推計 A、第 分類を推計 B とし、それぞれの推計量を求め合算される。2001年度推計では、A、B それぞれの推計範囲について事業所当たり平均取扱量と事業所化学物質取り扱い比率の二つのパラメータが別々に推計されていた。これに対し2002年度では、これら二つのパラメータと業種ごとに設定される排出係数が推計範囲 A と B に共通した一律のものに変更された。このほか、業種ごと排出係数の変更・追加や事業所数推計の変更等も行われた結果、2001年度の推計では燃料小売業(336301 kg/年)と化学工業(164166 kg/年)が総量の88%を占めていたのに対し、2002年度にはこの二者からの排出が推計総量(114758 kg/年)に占める率は1%程度となった。一方で、一般機械器具製造業、輸送用機械器具製造業、金属製品製造業等の業種で推計排出量が大きくなり、総排出量に占める割合も高くなったが、排

1 出量推計値の総量は 2001 年度から 2002 年度の間で 20 %に減った .

2



3

4

図 IV-3 すそ切り以下の排出量の推計の区分

5

6 2003 年度には推計方法は前年度の手法からさらに変更された . 主要な変更点は , 2002 年度との  
7 整合性が考慮されて A と B ではなく第 分類から第 分類までをまとめて推計するようにパラメ  
8 ーター集計範囲が変更されたことである . 推計の基本的な流れとして , まず物質ごと排出源別の  
9 推計を行う対象排出源が定められ , 各排出源に係る対象業種に関して各々推計される総排出量に  
10 すそ切り以下の割合を乗じることによって排出源ごとのすそ切り以下排出量を求め , これらを合  
11 算し対象業種届出外排出量とするものである . ベンゼンの場合 , 燃料の蒸発と化学製品の製造が  
12 対象排出源とされ , 対象業種は化学工業と燃料小売業の 2 業種である . 排出源別の推計では , 総  
13 排出量推計に対する常時雇用者数 21 人未満であるものの寄与率と , 年間取扱量 0.5 トン (ベンゼ  
14 ンの場合・以下同) 未満である寄与率とが求められ , これらの寄与率を用いて年間取扱量 0.5 ト  
15 ン以上かつ常時雇用者数 21 人未満である事業者からの排出 (E1)と年間取扱量 0.5 トン未満であ  
16 る事業者からの排出 (E2)とに分けて推計が行われ , これらを合算してすそ切り以下事業者からの  
17 排出としている .

18 このほか前年度からの変更として , 推計に用いる業種別・対象化学物質別の事業所当たり平均  
19 排出量算出時の事業所当たりの取扱量データの取扱いが , 従来は前年度単年の調査データによっ  
20 ていたものが , 至近 2 年分の平均を見るようにされ , また排出係数について従来 PRTR パイロッ  
21 ト事業調査結果等をもとに , PRTR 法以前のデータを使用して設定されていたが , 2003 年度から  
22 PRTR 法施行後のデータが使用されるようになった . このような変更がおこなわれたが , 2003 年  
23 度の推計量としては前年度に比較して顕著な差はみられず 10 %の増加にとどまった .

24 2004 年度は基本的に前年度と同じ推計手法が用いられ , 排出量は 2003 年度より 45 %増加して  
25 いるが , 増加の大部分は燃料蒸発ガス (燃料小売業) で , 中でも年間取扱量 0.5 トン未満の事業  
26 者からの排出 (E2) によるものである .

1 いずれにせよ最近の推計からは、対象業種すそ切り以下の大気中濃度への寄与は重要ではない  
2 ことが推定できる。

### 3 4 3.2.2 非対象業種

5 非対象業種からの排出量は、2001 年度に比べ 2002 年度には大幅に増えた。2001 年度において  
6 は農薬（ベンゼンは補助剤として使用される）に係る排出のみが推計されたが、2002 年度からは  
7 それに加え汎用エンジンに係る排出量が推計されるようになったためである。前章に述べたこと  
8 であるが、汎用エンジン機器にはコンクリートミキサ、大型コンプレッサ、刈払機、チェーンソ  
9 ー、動力脱穀機、発電機が含まれる。汎用エンジンからの排出量は、機種別・全国合計の年間仕  
10 事量を求め、これに機種別・仕事量あたりの排出係数を乗じ、これを機種ごとの都道府県への配  
11 分指標を用い配分して求められているが、これは後述の移動体における特殊自動車からの排出量  
12 推計方法と同様な手法である。

13 非対象業種からの排出量推計値は 2002 年以降には大きな変化は見られず、ベンゼン排出量全体  
14 に占める比率は各年度とも 5.0 %程度となっている。

### 15 16 3.2.3 家庭からの排出

17 家庭からの排出も、2001 年度では推計されずゼロであったが、2002 年度からたばこの煙による  
18 排出が新たに推計された。喫煙に伴う排出には、体内に吸引される主流煙と直接環境中に排出さ  
19 れる副流煙が考えられるが、主流煙については体内への残存率など推計に必要なデータが得られ  
20 ていないため、副流煙のみ全量が大気中に排出されるとして推計されている。推計には、たばこ  
21 の銘柄別の全国販売本数、副流煙中対象化学物質のたばこ 1 本あたり生成量、大気中への排出率  
22 （100 %）、都道府県別・男女別・年齢別人口、男女別・年齢別の喫煙率の各データが利用され、  
23 求められた都道府県別排出量を合算して推計された。また、2003 年からは推計に昼間人口比率、  
24 居住地・勤務地別の平均活動時間も考慮されるようになった。2002 年以降の排出量全体に占める  
25 比率は各年度とも 0.5%程度と小さく大きな変動も見られない。

### 26 27 3.2.4 移動体からの排出

28 届出・届出外を含めたすべての環境中ベンゼン排出量のうちで移動体が占める割合は、2001 年  
29 度で 76 %、2001 年以降はおよそ 85 %となっている。2002 年度の排出量推計値が前年比 168 %  
30 と大幅に増加し、これが主な要因となって全体のベンゼンの移動・排出量は約 1.5 倍に増加した  
31 （表 IV-2）。なお、移動体として自動車、二輪車、特殊自動車（産業機械、建設機械、農業機械）、  
32 船舶、鉄道車両、航空機があるが、自動車による寄与が移動体からの排出の多くを占めている（図  
33 IV-4 参照）。

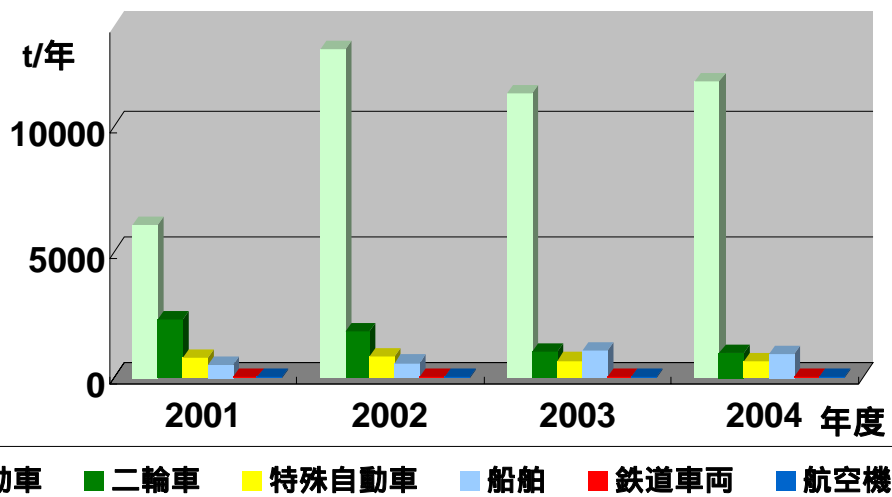


図 IV-4 移動体からのベンゼン排出量の内訳 (PRTR 推算)

表IV-3 PRTRの推計による移動体からのベンゼン排出量の推移

PRTR調査ベンゼン排出量		平成13年度	平成14年度	平成15年度	平成16年度	
移動体からの排出量 (t/year)	自動車	ホットスタート	6073	7814	6274	5416
		コールドスタート増分	0	5246	4630	5991
		サブエンジン機器	0	2	0.95	0.9
		蒸発ガス	0	0	383	357
	二輪車	ホットスタート	2318	1707	970	906
		コールドスタート増分	0	126	29	26
		蒸発ガス	0	0	28	28
	特殊自動車	769	821	671	657	
	船舶	506	575	1072	926	
	鉄道車両	21	20	20	19	
航空機	8	7	13	18		
計	9694	16318	14065	14345		

表 IV-3 は 2001 (平成 13) 年度から 2004 (平成 16) 年度までの移動体からの排出の推計結果を比較したものである。2002 (平成 14) 年度の大幅な排出増加は、届出外排出量推計方法のうちの自動車および二輪車について、走行時の排出 (ホットスタート) に加えて始動時の排出 (コールドスタート) が新たに考慮されるようになったことが大きな要因と考えられる。自動車の排出推計では、新たにサブエンジン式機器からの排出が推計されるようになった他、走行 (ホットスタート) による排出量のうち細街路における走行量設定や触媒の経年劣化を考慮した排出係数の使用等において変更がなされ、2001 年度比で 29 % の増加となった。二輪車では、推計手法が全体的に 2001 年度の方法から変更され、1998 (平成 10) 年、1999 (平成 11) 年からの排ガス規制の結果の考慮、経過年数による使用率低下の考慮により、排出係数が低下し、前年比 74 % に減少した。その後も、2003 (平成 15) 年度から燃料蒸発ガスが推計対象となる等、推計方法の細かな変更が

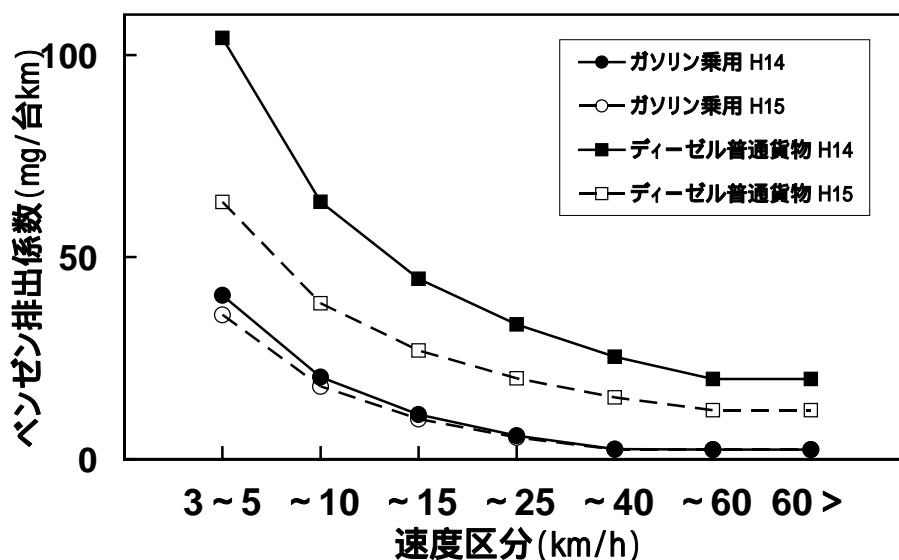
1 なされている。

2 自動車・二輪車以外の移動体としては、特殊自動車、船舶、鉄道、航空機の排出が推計されて  
3 いる。2002 年度には特殊自動車の対象車種や排出係数および都道府県別の配分指標の見直しや、  
4 環境対応型車両導入の影響等が考慮され、また船舶で、利用できるデータが更新・追加されたこ  
5 とに伴う推計フロー変更や排出係数変更等が行われた。しかしこれらの変更による推計値の変化  
6 は、自動車および二輪車の排出量推計手法の変更による影響に比べればごく小さい。

7 2003 年度には、2002 年度推計に対して自動車および二輪車の燃料蒸発ガスの排出が新たに考慮  
8 された。また、船舶に関して、プレジャーボートからの排出が推計に加えられたため、船舶から  
9 の排出量は前年度比 1.86 倍となり、航空機については機種別の THC 排出係数が見直されたこと  
10 により排出量が 4 倍となった。しかし、移動体全体としての排出量は 86%に減少した。この減少  
11 の要因として、自動車や二輪車からの排出量推計が、車種別の THC 排出係数および THC 中ベン  
12 ゼン比率や自動車の触媒劣化補正係数の変更等による排出係数の変化や、その他推計手法の変更  
13 が影響したと考えられる。排出係数の変化の例として、典型的な 2 車種について 2002 年度および  
14 2003 年度の排出係数の変化を図 IV-5 に示すが、ガソリン車よりもむしろディーゼル貨物車の変化  
15 が大きい。このような状況から、PRTR の移動体排出量推計値における 2002 年度から 2003 年度  
16 への減少は、何らかの大幅な低減が見込まれる施策の実施を反映したのではなく、推計に用い  
17 る数値の見直しによるものと言える。

18 2003 年度から 2004 年度にかけては移動体からの排出量に大きな変化は見られない。自動車の  
19 ホットスタートでは THC 排出係数等の見直しが行われ 14 %程度前年度より減少し、コールドス  
20 タートでは THC 排出係数の見直しや気温補正の数式の変更等により前年度より 29 %増加し、自  
21 動車全体では 4.2 %の増加となった。

22



23

24

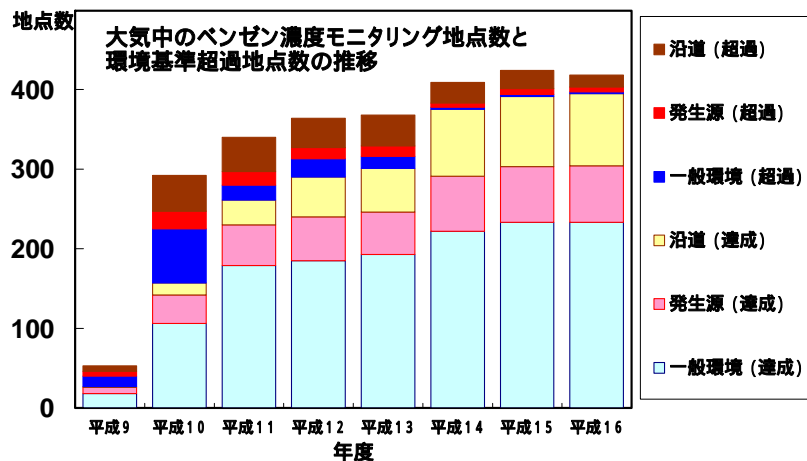
図 IV-5 2002 (H14) 年度と 2003 (H15) 年度のベンゼン排出係数の例

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

#### 4．大気モニタリング結果の推移

有害大気汚染物質中のベンゼン等優先取組物質のモニタリングは、1996（平成 8）年の大気汚染防止法改正を受けて同年 10 月の中央環境審議会（1996b）答申によってベンゼンの大気環境基準値等とともに提案され、1997 年度から国と地方公共団体によって系統的に開始された。ここでは大気モニタリング局の測定結果から、ベンゼンの大気環境中濃度の推移を概観し、前節に示した排出削減がどのように反映しているかを見る。また、このあと第 V 章～第 VII 章の暴露評価において用いるモデルの検証ではこれらの大気モニタリングデータ、特に 2004 年度の結果が使われる。

年間 12 回の測定による有効な年平均値が得られた大気モニタリング地点全体の状況を、環境基準達成状況により区別してその推移を示したのが図 VI-6 である。同じデータを環境基準超過率として示すと図 IV-7 のようになる。測定地点数が一定水準まで増強された 1998（平成 10）年度には、ベンゼン濃度が環境基準を超えていた局は全有効測定局のほぼ半数を占めていたが、特に超過率の高かった沿道局で年々改善が進んだことを中心に、2002（平成 14）年度には有効 409 局のうち超過は 1 割以下（8.3 %）となり、さらに 2004（平成 16）年度には 5.5 %と、全体的には排出低減（第 2 節）の効果が順調に反映していると見ることができる。2004 年度の有効測定局数中の環境基準超過局数は、一般環境局 2/235、発生源周辺局 6/77、沿道局 15/106 であった。



20  
21  
22  
23

図IV-6 ベンゼン濃度モニタリング地点数と環境基準達成状況



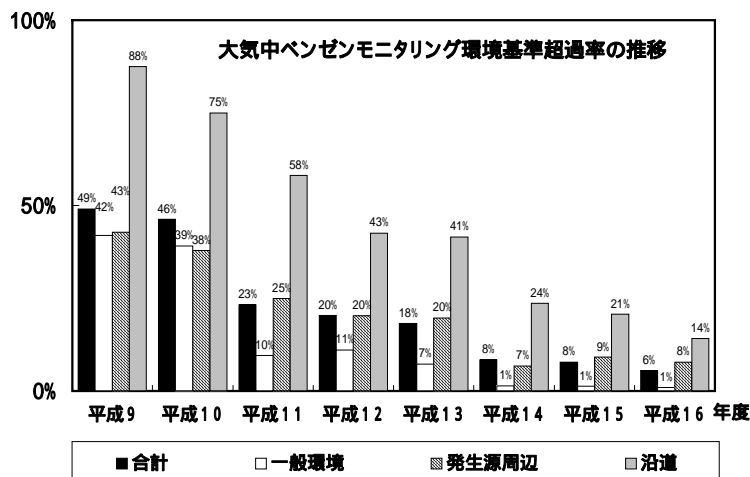


図 IV-7 ベンゼン濃度モニタリング地点の環境基準超過率の推移

発生源周辺局の超過率は、事業者団体の自主管理計画期間、すなわち 1997 (平成 9) ~ 1999 (平成 11) 年度の第一期と 2001 (平成 13) ~ 2003 (平成 15) 年度の第二期の期間中に大幅な低減が進行したことが確認でき、排出削減が明らかに周辺環境改善に反映したといえよう。2002 (平成 14) 年度以降は大きな変化はなく、下げ止まりの様相となっている。一方、沿道局の超過率の低減が 2004 (平成 16) 年度まで年々順調に進行したことは、2000 (平成 12) 年 1 月の燃料ガソリン中ベンゼン 1%規制に先んじた含有量低減の効果ばかりでなく、2005 年の非メタン炭化水素 (NMHC) を含む自動車排出ガス規制強化等を見越した排出制御装置の改善も影響している可能性がある。このようなモニタリング濃度から推測される沿道の排出低減は、前節に述べたように推計手法が年々変化した PRTR データからは全く把握できない。

次に、最近も引き続き環境基準値を超えている局の動向を知るために、2002 (平成 14) 年度以降のモニタリング結果を検討しよう。2004 (平成 16) 年度までの 3 年間にベンゼン濃度年平均値が一度でも環境基準を超えた地点を列挙し、この 3 年間の環境基準超過状況を示したのが表 IV-4 である。超過局数が減少傾向にあり、一貫して環境基準を超えている地点は比較的少ないが、必ずしも改善する一方ではなく新たに超過する局もある。これにはそれらの地域における年々の気象条件の影響や測定日の気象の影響も大きいと推測され、新たな超過が直ちにその周辺における排出量の増加を意味するわけではない。

一般環境局では、年度ごとに異なる局で環境基準を超過しており、複数年度にわたり環境基準を超えた局は存在しない。また、一般環境局における環境基準超過率は 3 年とも 1 % である。

1  
2  
3

表IV-4 2002(平成14)年度以降のベンゼン環境基準超過モニタリング局

	所在地	測定局名	「」は超過した年度 平成14 平成15 平成16	
(一般環境)	神奈川県川崎市川崎区	国設川崎局		
	大阪府堺市	若松台局		
	兵庫県加古川市	加古川局		
	静岡県富士市	鷹岡公民館局		
	千葉県館山市	安房保健所		
	徳島県北島町	北島局		
	神奈川県相模原市	市役所測定局		
	千葉県船橋市	船橋高根台局		
	(沿道)	北海道札幌市中央区	北1条自排局	
		埼玉県戸田市	戸田美女木自排局	
埼玉県川口市		川口市神根測定局		
栃木県小山市		中央町交差点局		
千葉県千葉市中央区		千葉市役所自排局		
千葉県市川市		行徳局		
千葉県松戸市		松戸上本郷局		
千葉県船橋市		船橋日の出局		
東京都世田谷区		八幡山局(環境省)		
東京都世田谷区		八幡山局		
神奈川県川崎市川崎区		池上新田公園前局		
神奈川県大和市		大和市深見台交差点局		
神奈川県横浜市磯子区		磯子区滝頭局		
神奈川県藤沢市		藤沢橋局		
山梨県甲府市		県庁自動車排ガス局		
静岡県浜松市		R-257測定局		
静岡県三島市		自排三島局		
長野県松本市		松本市渚交差点局		
大阪府堺市		中環局		
大阪府四條畷市		国設四條畷局		
大阪府八尾市		太子堂局		
大阪府八尾市		八尾市立病院局		
大阪府大阪市西淀川区		出来島小学校局		
大阪府大阪市北区		梅田新道局		
大阪府東大阪市		公害監視センター局		
大阪府松原市		松原北小学校局		
京都府京都市中京区		自排局大宮局		
京都府宇治市		横島交差点		
徳島県徳島市		自排徳島局		
香川県高松市		栗林公園前測定局		
大分県大分市		自排中央測定局		
大分県大分市		自排宮崎測定局		
大分県日田市		日田玉川交差点		
熊本県熊本市		神水本町局		
熊本県熊本市		下南部郵便局		
熊本県熊本市		保田窪交番		
鹿児島県川内市		川内局		
福岡県北九州市		西本町測定所		
福岡県福岡市博多区		比恵自動車排ガス測定局		
長崎県長崎市		長崎市役所局		
(発生源)		北海道室蘭市	新日鉄体育館測定局	
		千葉県市原市	市原岩崎西局	
		千葉県千葉市中央区	千葉市福正寺局(環境省)	
		千葉県千葉市中央区	末広中学校測定局	
		神奈川県川崎市川崎区	大師健康ランチ局	
		大阪府堺市	浜寺局	
		大阪府堺市浜寺船尾町西	堺市浜寺局	
	兵庫県加古川市	別府局		
	岡山県倉敷市	松江局		
	岡山県倉敷市	塩生局		
	岡山県倉敷市	港湾局大気測定局		
	福岡県大牟田市	七浦局		

4  
5

1 沿道局では、環境基準超過局の比率は、2002 年度以降 24 % , 21 % , 14 % と年々低減し、ま  
2 た、超過局でも 3 年間では全体として濃度低減傾向が基調となっている。これには前述のように  
3 自動車からの排出量の低減の可能性もあるが、3 年程度の間の変化には気象条件の方が大きく影  
4 響する可能性もあり、もう少し長期的な推移を含めて見ないと断定はできない。

5 発生源周辺に分類された測定局における環境基準超過率は 2002 年度以降では 7 % , 9 % , 7 %  
6 と横ばい状態であり、2003 年度までで自主管理計画期間が一旦終了したことを反映しているとも  
7 見ることができる。

8

## 9 5 . まとめ

10

11 この章では、ベンゼンのリスク評価を行うために用いる排出量データの妥当性に関係する一要  
12 素として、最近の排出量の年々変動が大きくないことを確認するために、全国的なベンゼン排出  
13 量に関する諸資料を検討した。また、排出量の変動を間接的に反映する資料として大気中ベンゼ  
14 ン濃度モニタリング結果を検討した。

15 少なくとも大気汚染防止法に有害大気汚染物質対策が盛り込まれた 1996 年以降、ベンゼンの排  
16 出量は急速に削減されてきたが、2002 年頃からはその傾向も一段落したように見られ、排出量の  
17 見積りにおいても大気濃度モニタリング結果においても大幅な変動はないことがわかった。今後  
18 もベンゼンを含む揮発性有機化合物 (VOC) 排出削減対策が推進される状況等があり、ベンゼン  
19 排出量も漸減傾向は続くことが見込まれるものの、数年内にベンゼン排出量が大幅に変化するこ  
20 とはないと考えることができよう。

## 第V章 広域暴露濃度分布の推定

### 1. はじめに

本評価書では、詳細な空間解像度でリスク評価を行うため、全国の環境濃度分布を曝露・リスク評価大気拡散モデル ADMER Ver.2.0 を用いて約 5 km (東西, 南北方向にそれぞれ 3 次メッシュ区画 5 個分) の解像度で推定を行った。また、環境基準濃度を超過している地点については、その要因を調べるため発生源の寄与率を推定した。ADMER (正式名称: 産総研 - 曝露・リスク評価大気拡散モデル (National Institute of Advanced Industrial Science and Technology - Atmospheric Dispersion Model for Exposure and Risk Assessment: AIST-ADMER)) は、化学物質の大気中の濃度を排出量と気象条件から計算するモデルであり、日本全国の任意の地域において、5 x 5km グリッドまたはそれ以下の高い空間解像度で、月平均濃度や年平均濃度を推定することができる。このモデルは、窒素酸化物を対象とした実環境での精度検証が行われており、月平均以上程度の濃度について十分な現況再現性が実証されている (東野他 2003, 2004)。

### 2. シミュレーションに用いたデータおよび計算条件

ADMER を用いて濃度分布の推定を行うには、排出量分布と気象データが必要である。このうち排出量分布のデータと推計手法については第 III 章で説明した。第 III 章で述べたように、排出量は 2004 (平成 16) 年度の PRTR 調査を基本としたものであるため、気象データについても同期間 (2004 年 4 月 ~ 2005 年 3 月) のものを用いてシミュレーションを行った。

計算領域は日本全国を対象としたが、計算容量の制約から一度には計算できないため、ADMER が設定しているデフォルトの領域 (表 III-5) で全国をカバーした。

ADMER では、分解係数、乾性沈着速度、洗浄比、バックグラウンド濃度等、物質固有のパラメータを計算時に設定する必要がある。これらのパラメータの設定値を表 V-1 に示した。バックグラウンド濃度以外の各数値は文献や化学物質データベースを参考に妥当と思われる値を設定した。これらは一般に用いられる値の範囲であり、また、多少の変更があったとしても結果に目立った影響が及ぶものではない。バックグラウンド濃度については、現実の濃度レベルを再現するにはある程度の値を設定する必要があると考えられるが、本章の解析では当面バックグラウンド値をゼロとして計算し、事後に実測環境濃度との比較解析からバックグラウンド濃度レベルに関する考察を行った。

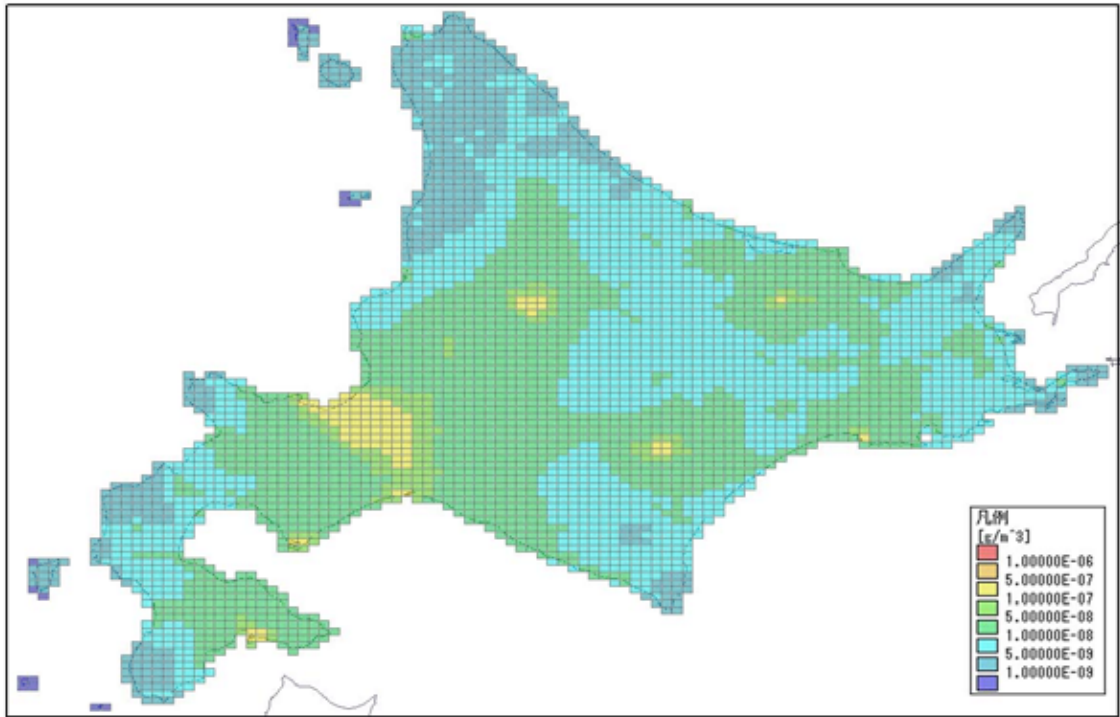
1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11  
12  
13  
14  
15  
16

表 V-1 ADMER によるベンゼン濃度分布推計に用いた計算条件

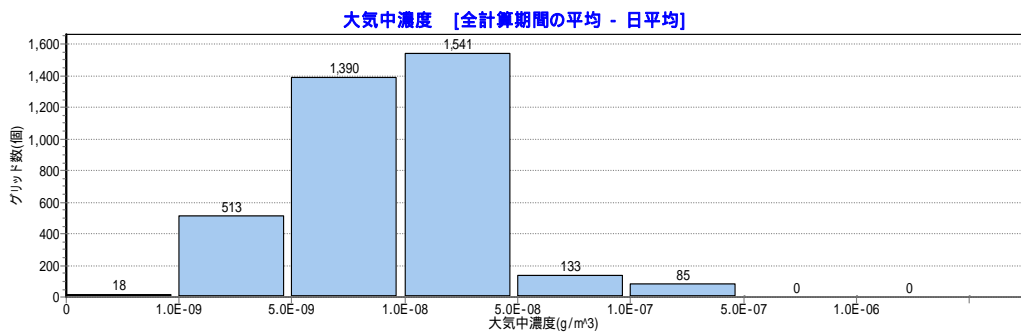
項 目	パラメータ
計算開始年月	2004年4月
計算終了年月	2005年3月
分解係数 <sup>1)</sup> (1/sec)	$6.15 \times 10^{-7}$
洗浄比 <sup>2)</sup> (-)	4.4
乾性沈着速度 <sup>3)</sup> (m/sec)	0.0005
バックグラウンド濃度 (g/m <sup>3</sup> )	0

### 3 . 濃度分布推定結果

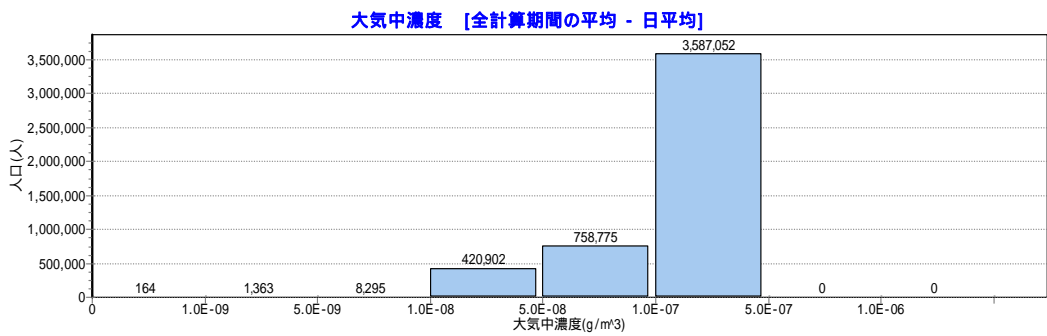
図 V-1 ~ V-11 は ,それぞれ ADMER によって推定した各地域における約 5 km 解像度の濃度分布と暴露人口分布ヒストグラムである .既に述べたとおりベンゼンの主要な発生源は自動車であり ,そのことが濃度分布からも読みとれる .大都市中心部や交通量の多い街道沿いが比較的高濃度の分布となっている .地域別には ,排出密度が高い関東地方の濃度がやはり高くなっており ,その主要部分は自動車の寄与であると考えられる .環境基準の  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を越えたグリッドはなかった .ただし ,次節の現況再現性で示されるように ,計算濃度は実測値よりも低い見積もりとなっているため ,その差をバックグラウンド濃度 (ベース濃度)として底上げすることにより ,現実に環境基準値を超える場所が浮かび上がると考えられる .ちなみに計算濃度で  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を越えたグリッド数とその人口を図の下部に書き込んだが ,関東と近畿で各 1 であった .



1  
2



3



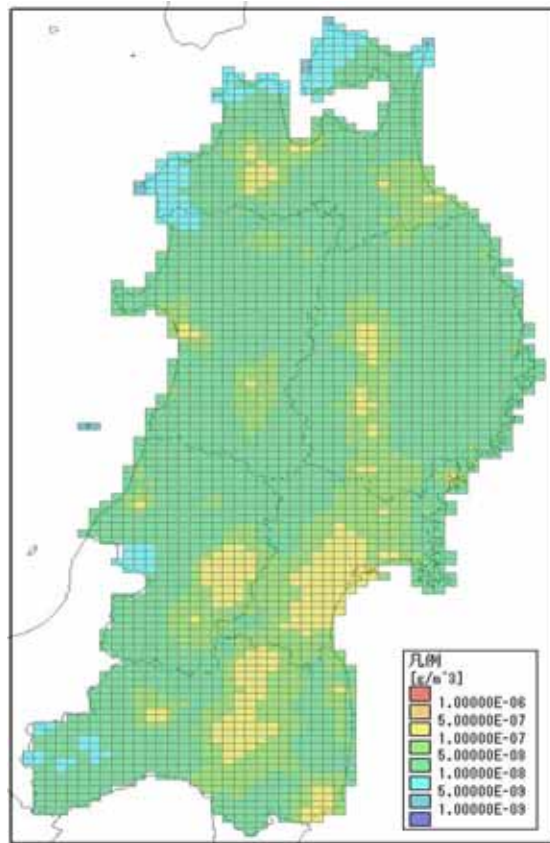
4

5 最大濃度 : 0.49  $\mu\text{g}/\text{m}^3$       2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個      2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

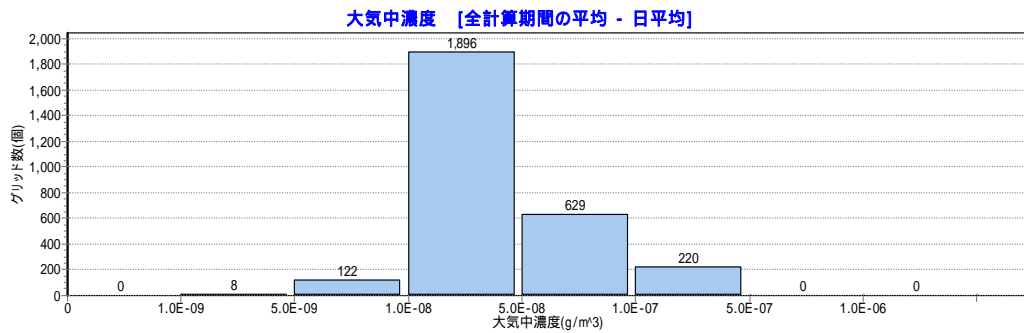
6

7 図 V-1 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (北海道)

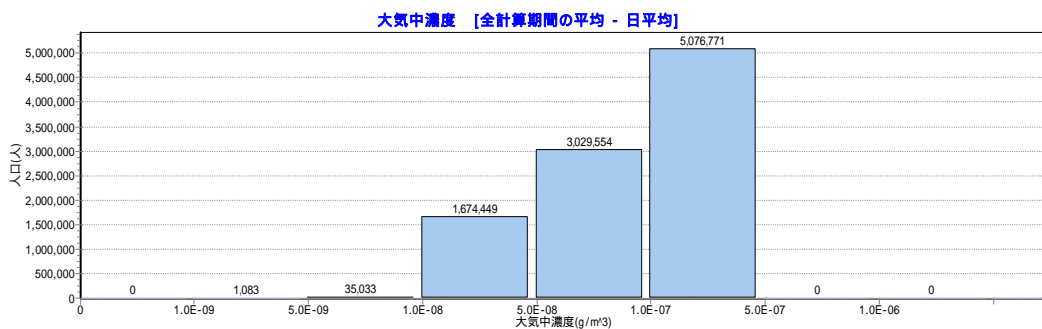
8



1



2



3

4

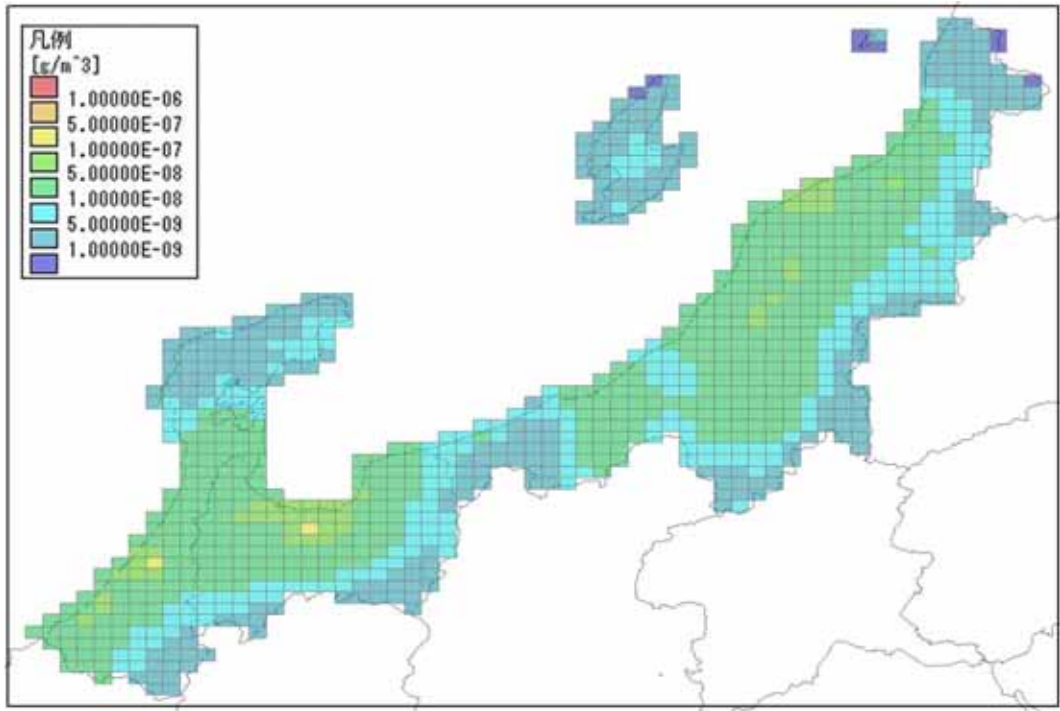
最大濃度 : 0.401  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

5

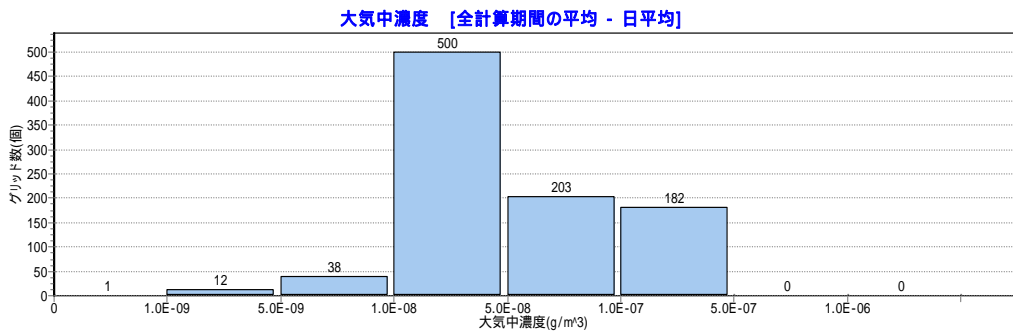
6

図V-2 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (東北)

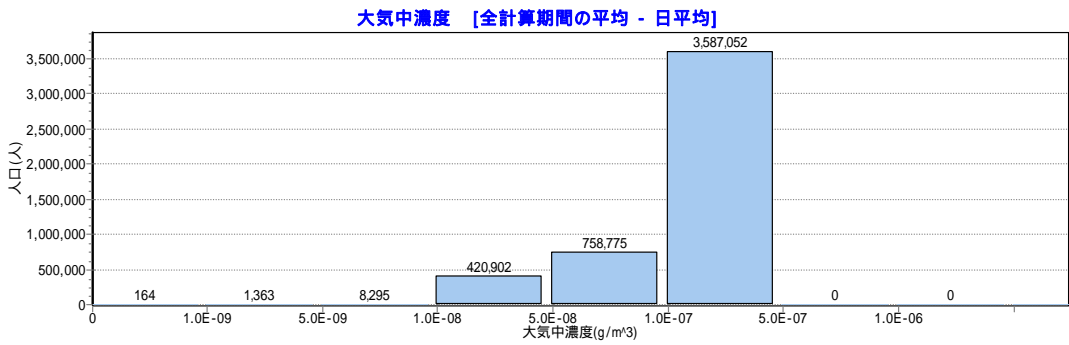
7



1



2



3

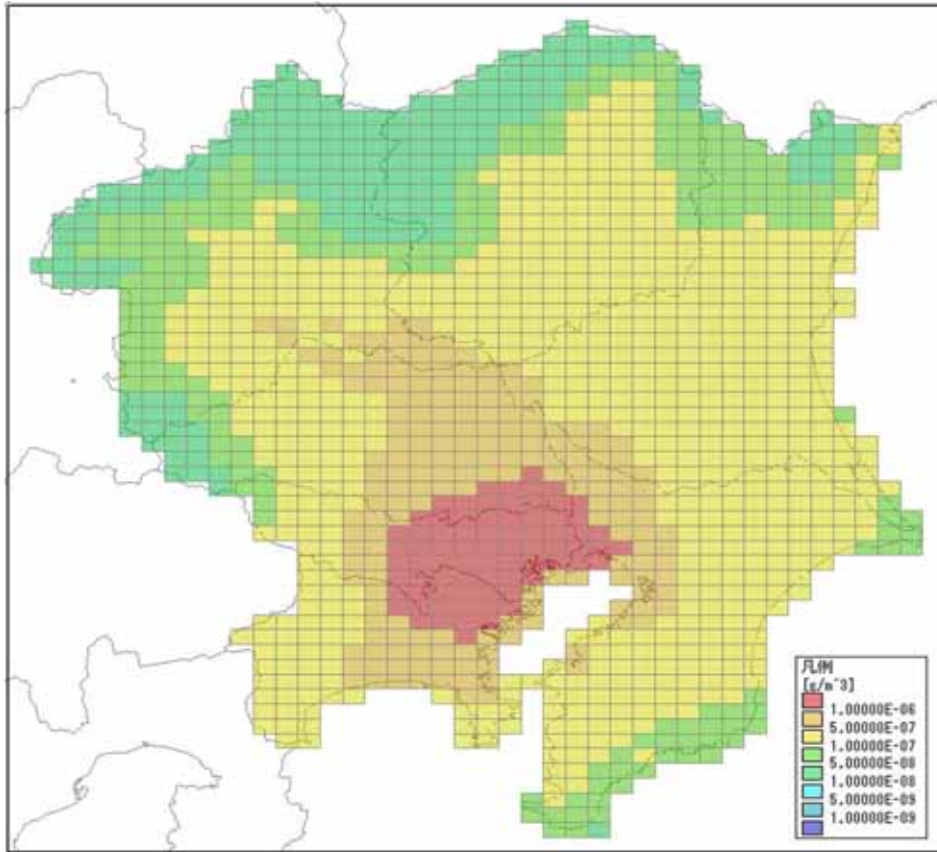
4 最大濃度 : 0.46  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

5

6 図 V-3 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (北陸)

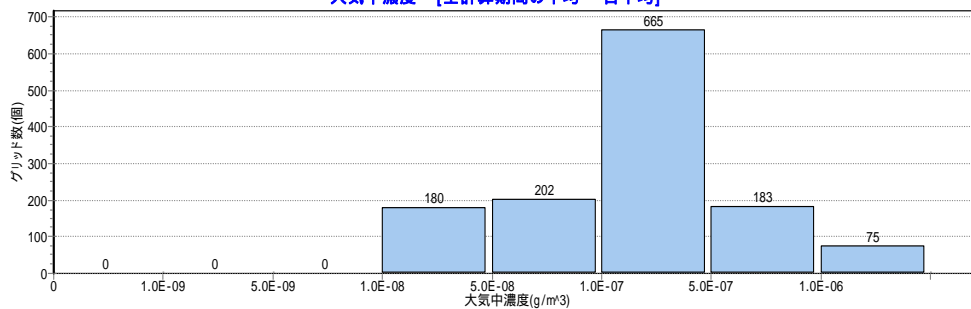
7





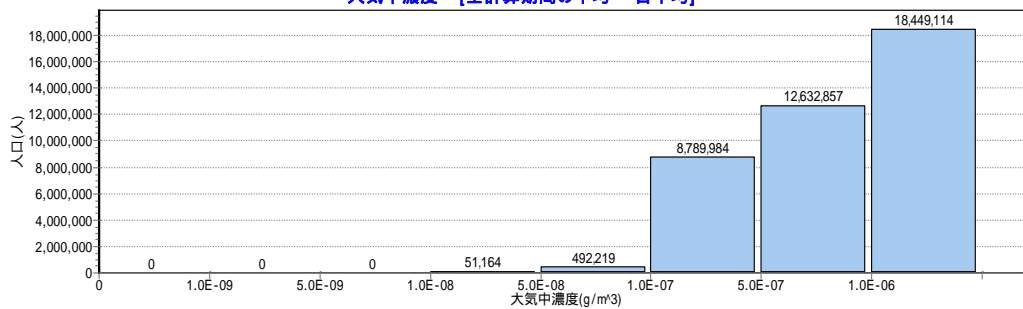
1

大気中濃度 [全計算期間の平均 - 日平均]



2

大気中濃度 [全計算期間の平均 - 日平均]



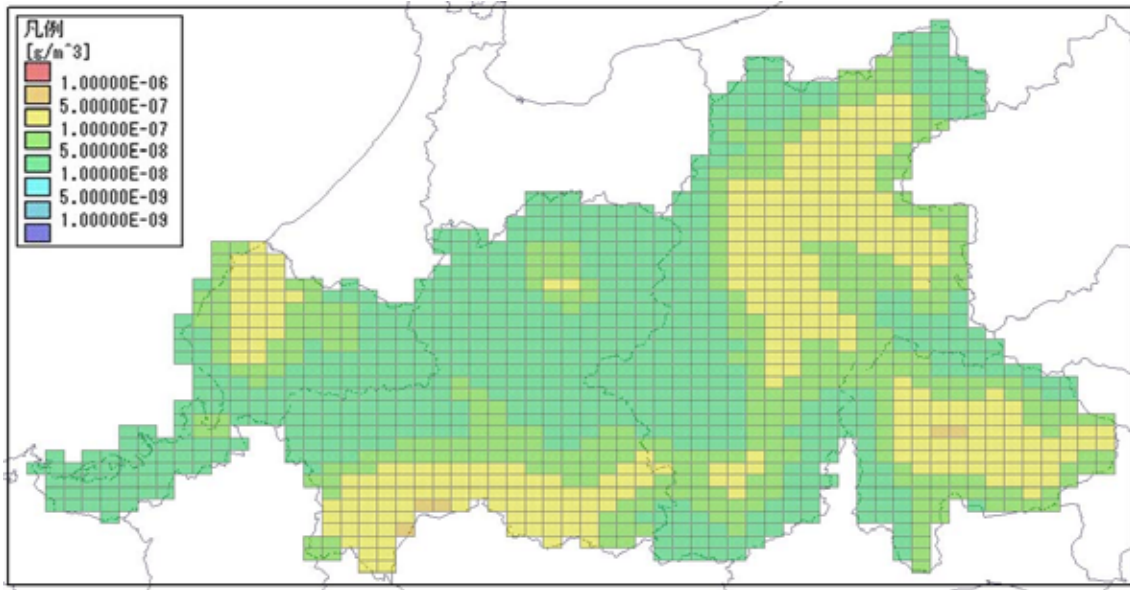
3

4 最大濃度 : 2.13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 1 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 130,739 人

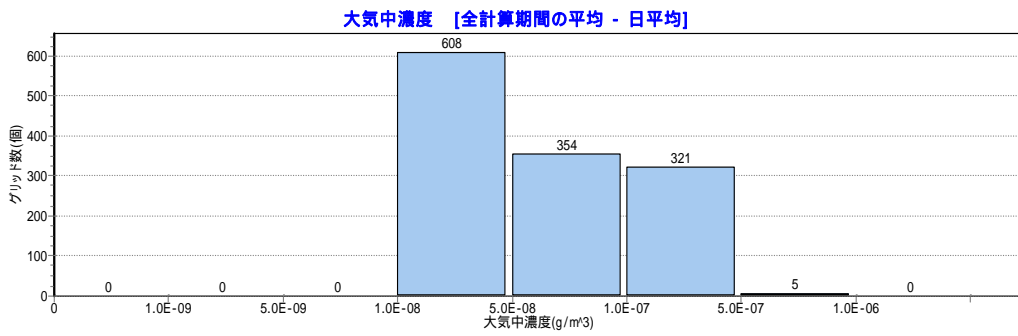
5

6 図 V-4 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (関東)

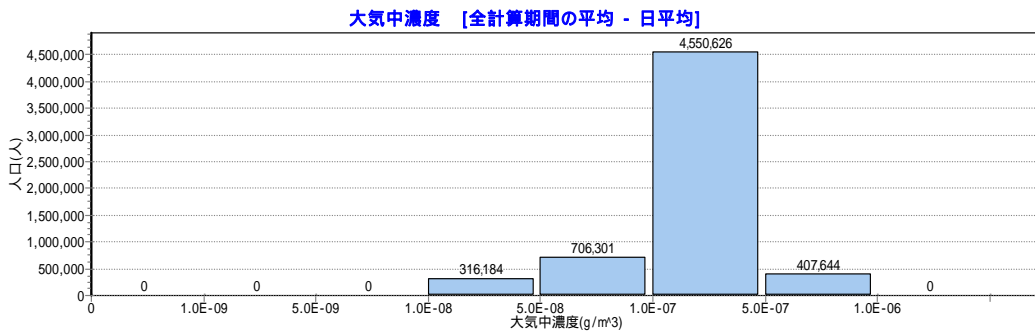
7



1



2



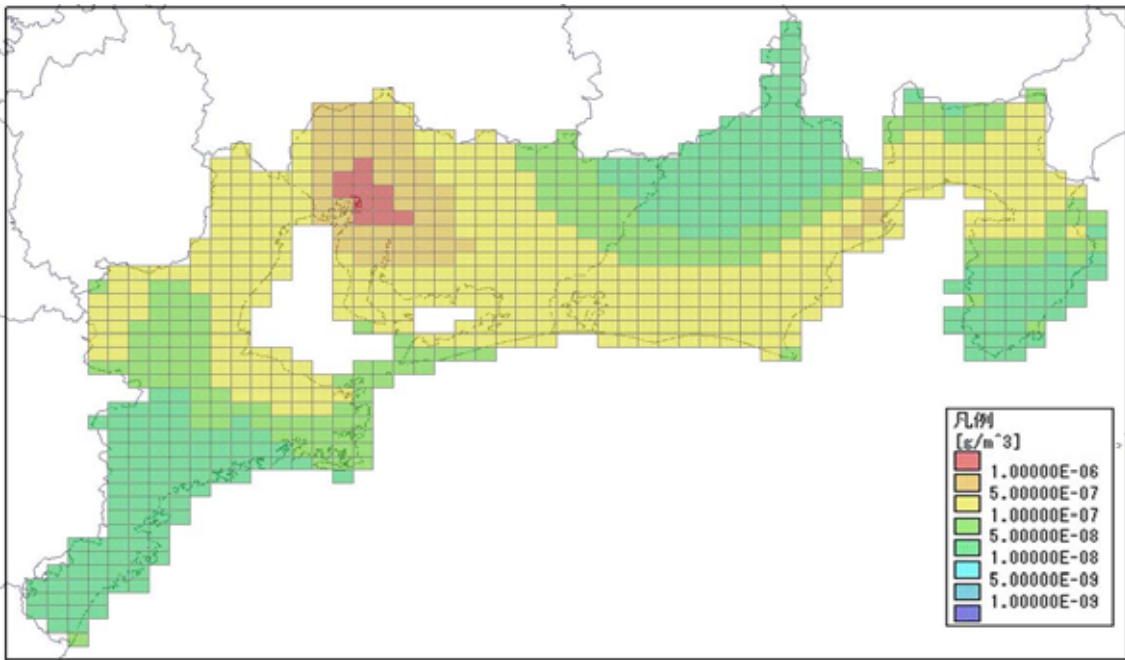
3

4 最大濃度 : 0.58 μg/m<sup>3</sup>    2 μg/m<sup>3</sup> 以上のグリッド数 : 0 個    2 μg/m<sup>3</sup> 以上の人口 : 0 人

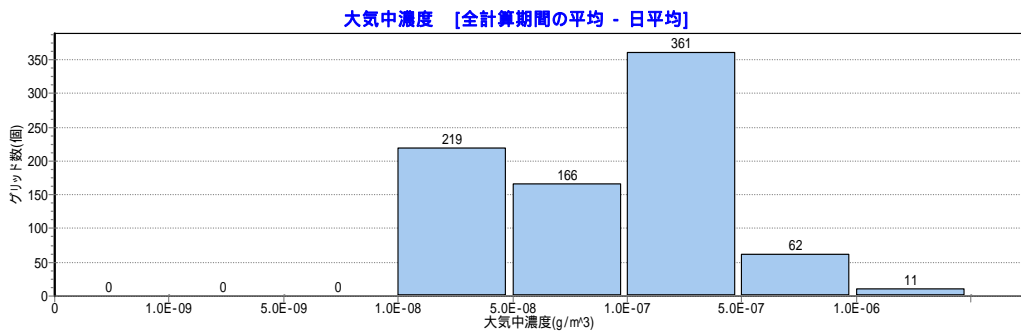
5

6 図 V-5 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (中部)

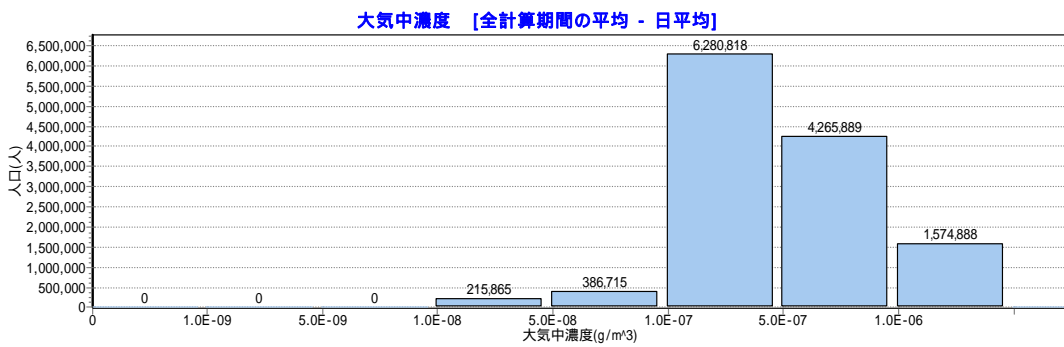
7



1  
2



3



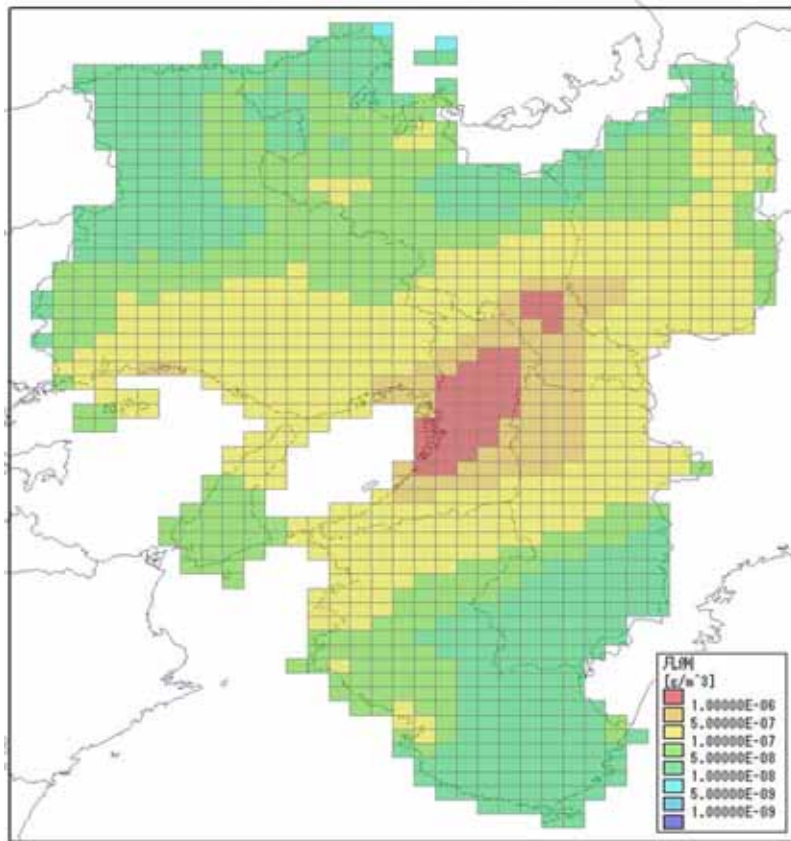
4

5 最大濃度 : 1.37  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

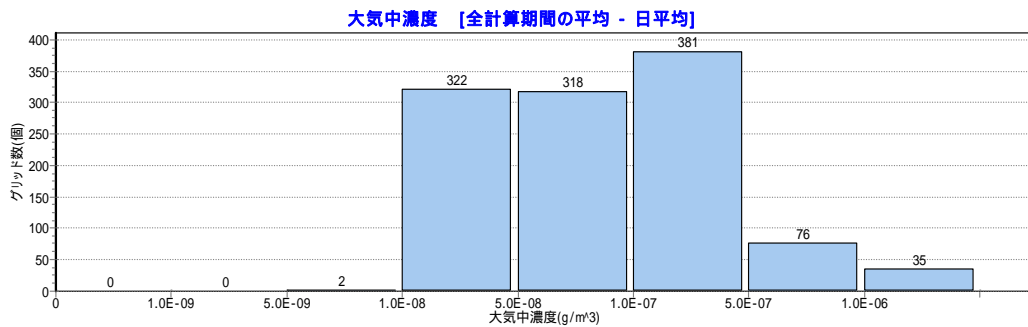
6

7 図 V-6 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (東海)

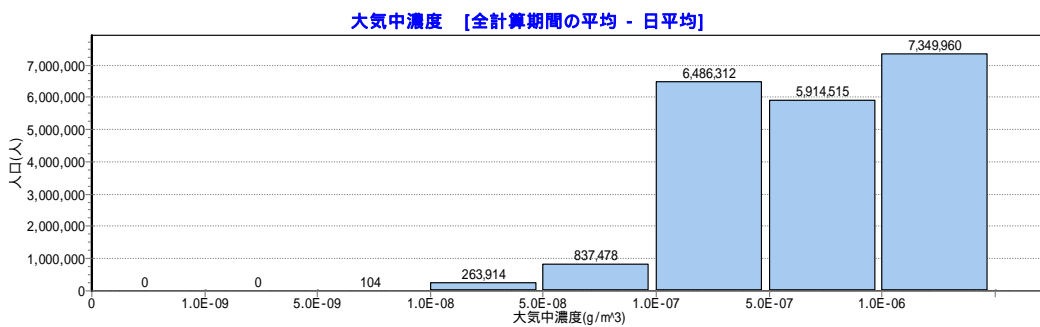
8



1



2



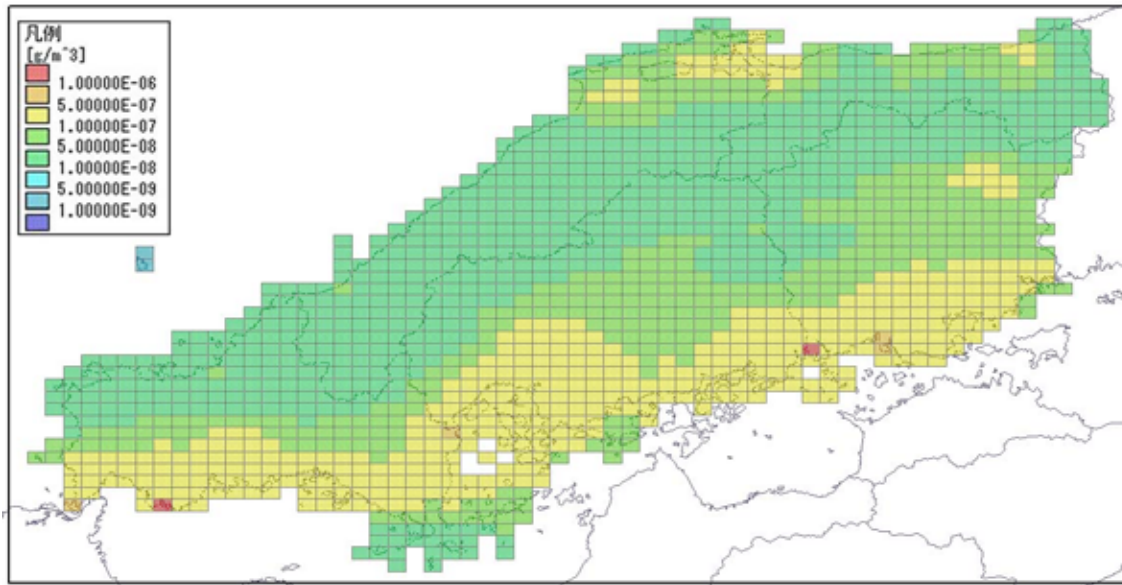
3

4 最大濃度：2.09  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数：1個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口：244,471人

5

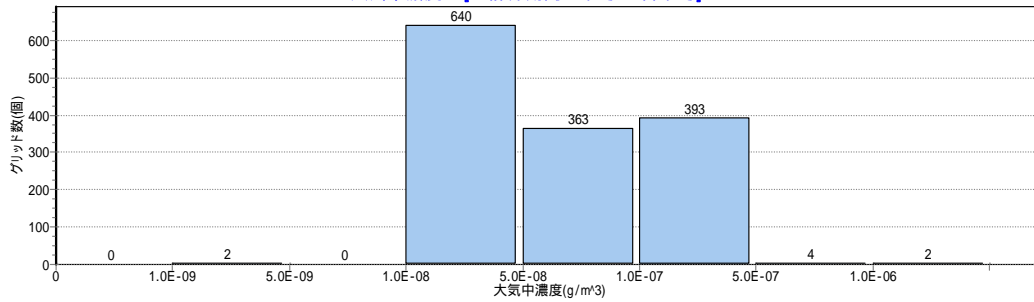
6 図 V-7 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム（近畿）

7



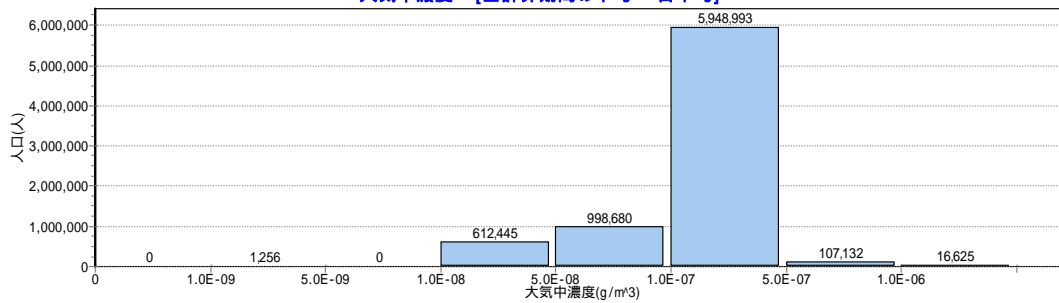
1

大気中濃度 [全計算期間の平均 - 日平均]



2

大気中濃度 [全計算期間の平均 - 日平均]



3

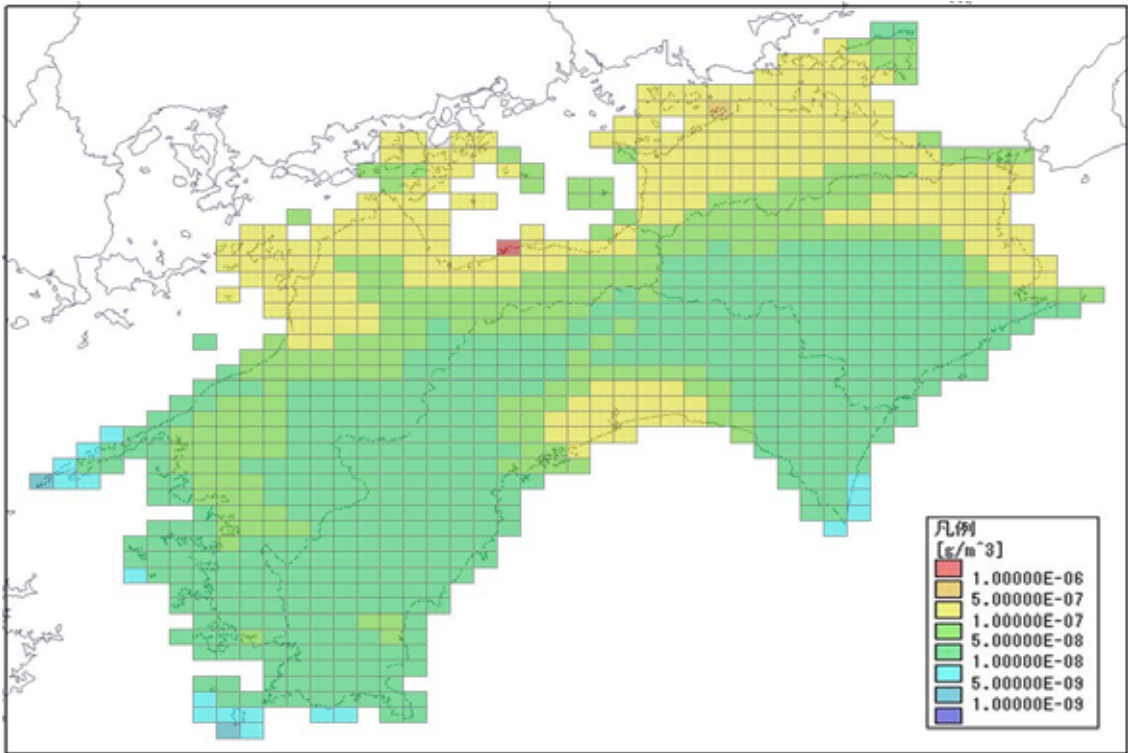
4

5 最大濃度 : 1.01  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

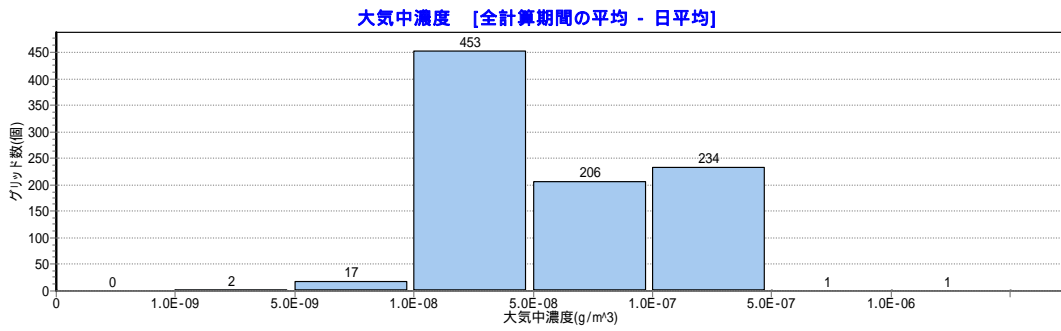
6

7 図 V-8 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (中国)

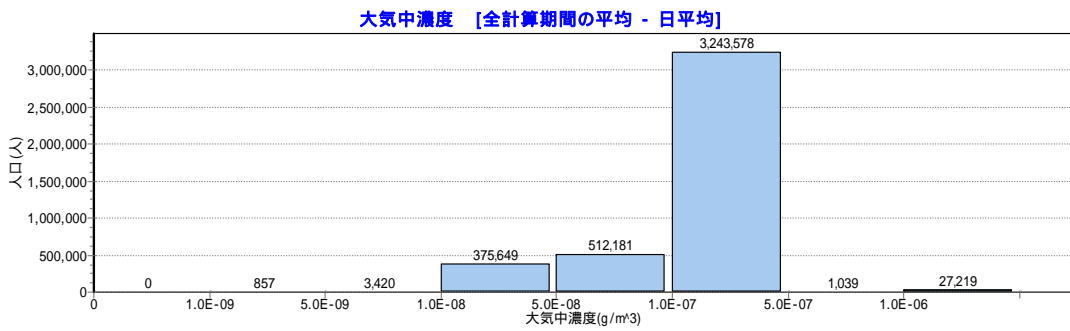
8



1



2



3

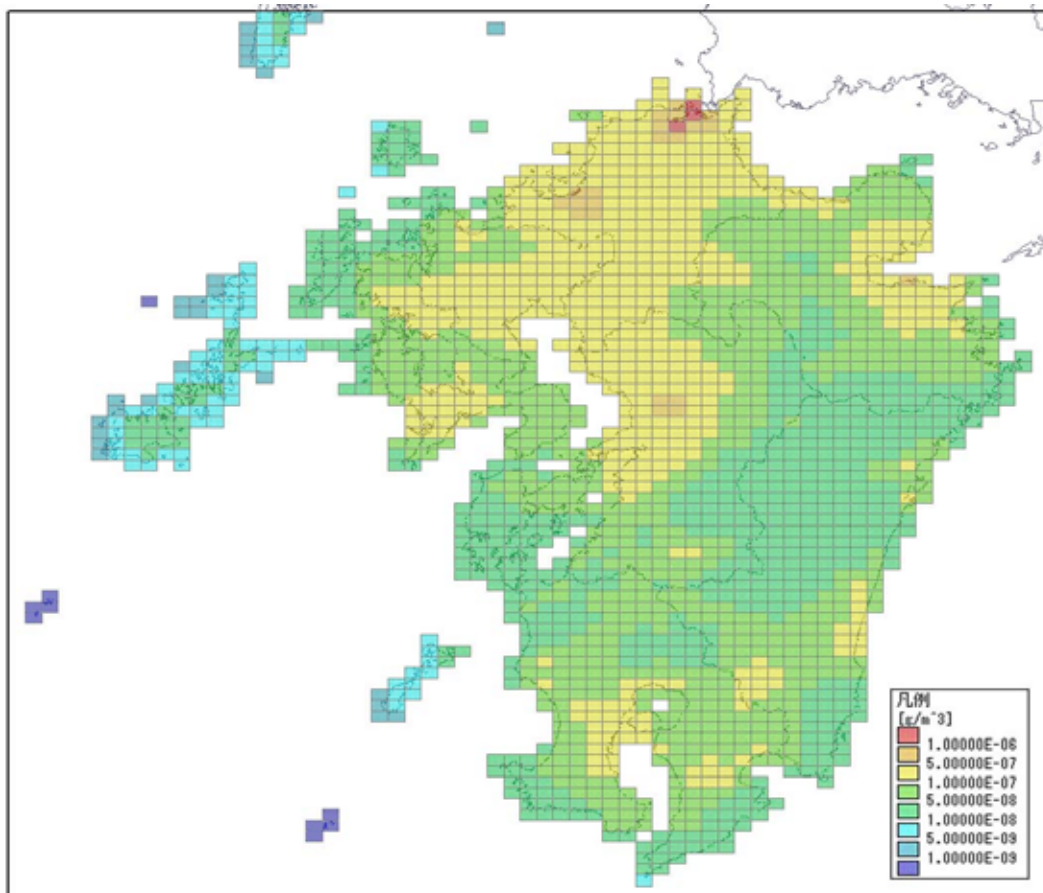
4

5 最大濃度 : 1.24  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

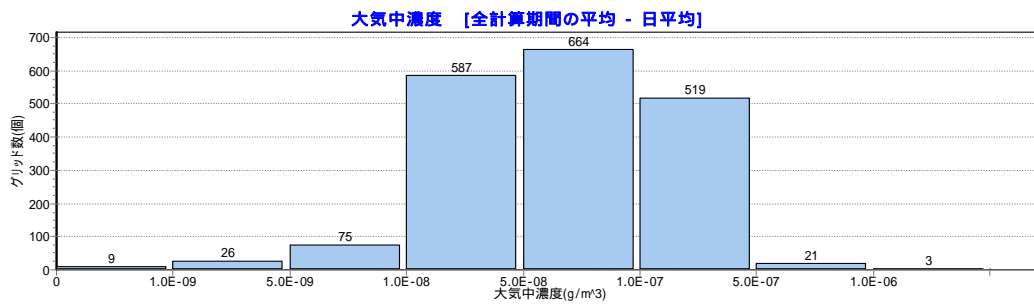
6

7 図 V-9 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (四国)

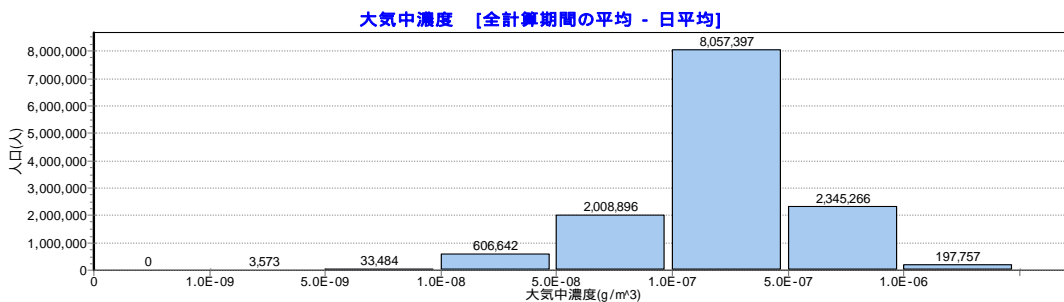
8



1



2



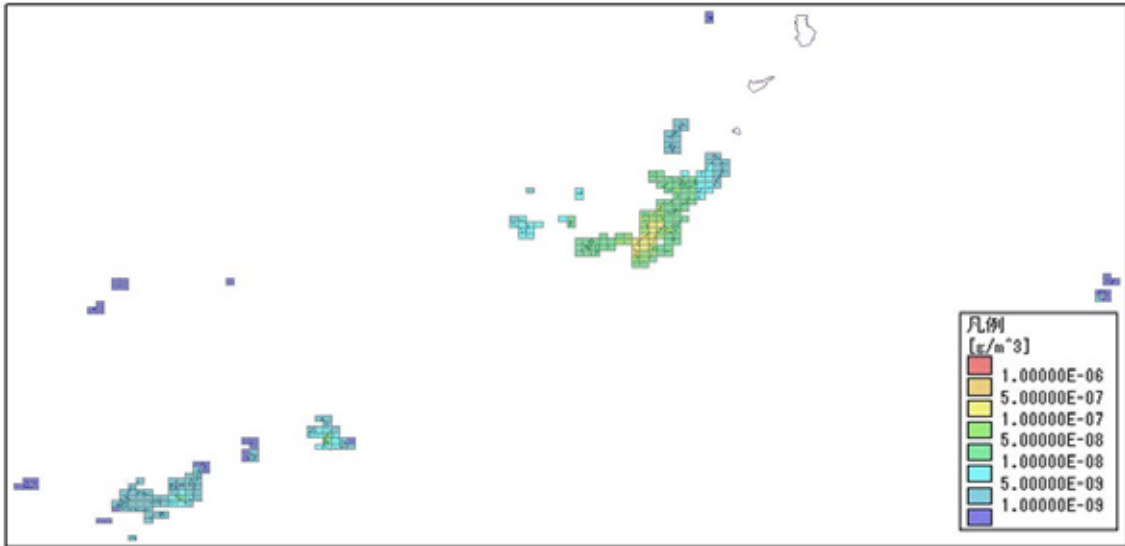
3

4 最大濃度 : 1.75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

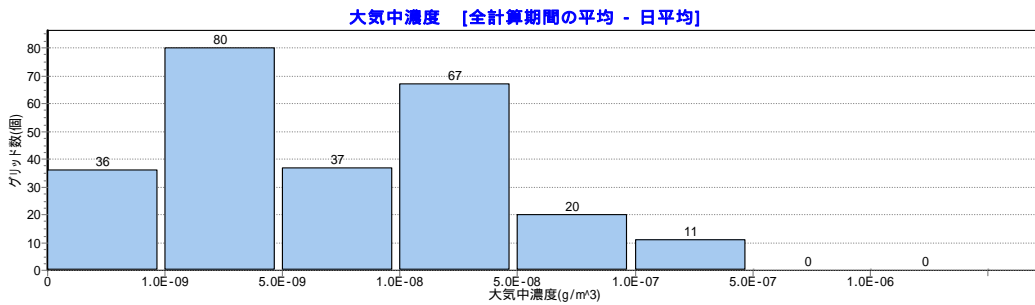
5

6 図 V-10 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (九州)

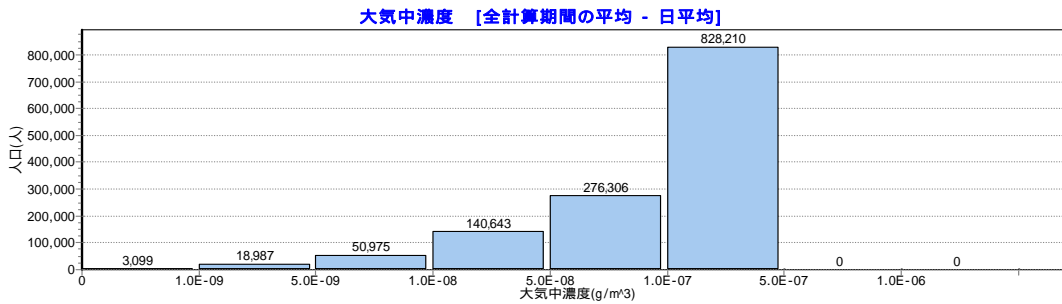
7



1  
2



3



4

5 最大濃度 : 0.235  $\mu\text{g}/\text{m}^3$     2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上のグリッド数 : 0 個    2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の人口 : 0 人

6

7 図 V-11 ADMER で推定した濃度分布と暴露人口分布のマップとヒストグラム (沖縄)

8

9



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

#### 4．現況再現性

ADMER による濃度推定結果を、2004（平成 16）年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果（環境省、2005c）と比較することにより、現況再現性の評価を行った。ベンゼンを測定している局は全国で 451 局あり、その内訳は一般環境が 257 局、発生源周辺が 79 局、沿道が 115 局である。このうち年 12 回測定されている局は 418 局であり、その内訳は一般環境が 235 局、発生源周辺が 77 局、沿道が 106 局である。本節の現況再現性評価では、計算値と実測値の年平均値について比較を行うが、測定回数の少ない局のデータから導出された年平均値は、代表性に問題があると考えられるため、年 12 回測定されたモニタリング局のデータのみを取り扱うこととした。

図 V-12 と図 V-13 は、関東地方におけるベンゼンの大気中濃度について、実測値と計算値を年平均で比較したものである。両図は同一データをプロットしたものであるが、図 V-12 では測定局の種別（一般環境、発生源周辺および沿道）によりプロットの記号を変えたものであり、図 V-13 は都道府県別の記号で示したものである。計算値は、全般的には実測値をよく再現しているが、実測値より過小気味である。実測値は全体的に計算値より  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度高くなっている。測定局の種別に注目すると、一般環境局では計算値は実測値にほぼ対応している。発生源周辺や沿道では実測値の高いところがあるものの、対応する計算値はそれほど高い値になっていない。都道府県別に見ると、東京都等の大都市部では実測値と計算値ともに高い値を示しており、計算結果は実測値をよく反映していると言えるが、茨城、群馬、栃木の北関東の測定局や東京都檜原局等では実測値が  $1 \sim 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度であるのに対し、計算では  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以下の値となる。

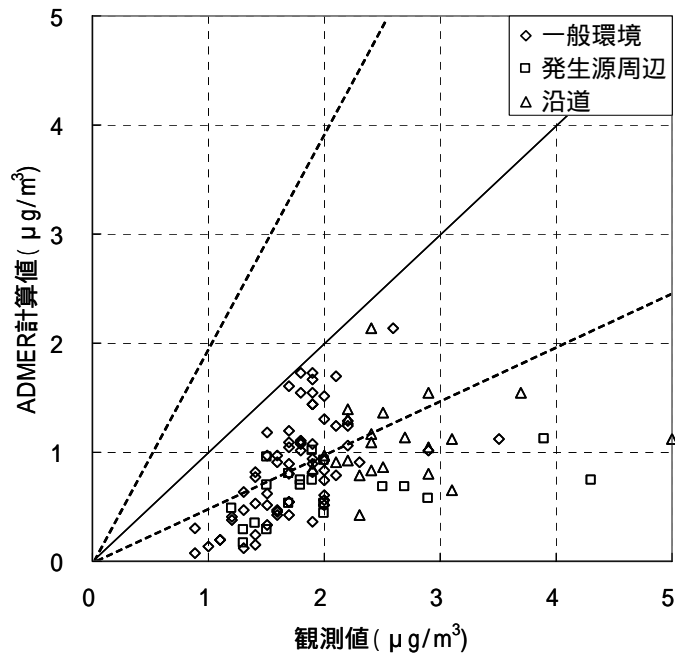


図 V-12 関東地方のベンゼン大気中濃度比較（年平均値，測定局種類別）

1  
2  
3  
4

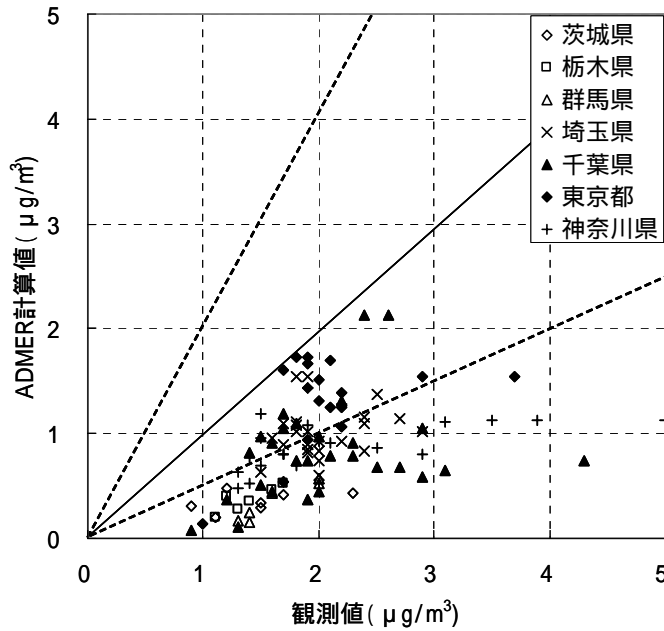
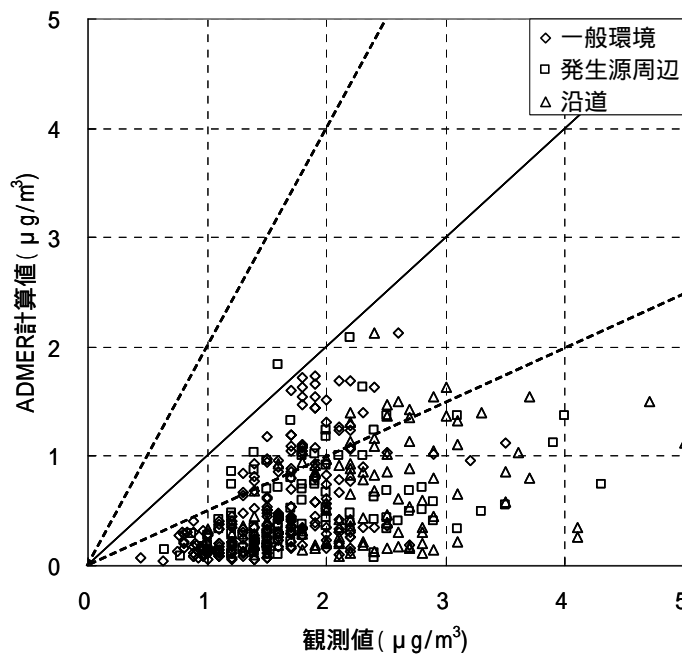


図 V-13 関東地方のベンゼン大気中濃度比較（年平均値，都道府県別）

5  
6  
7  
8  
9

関東地方に対する図 V-12 と図 V-13 と同様に，全国の測定局について測定局種別と地域別（三

1 大都市圏とその他の地域)にそれぞれプロットしたものが図 V-14 と図 V-15 である。多くのプロ  
 2 ットが重なり合って少々見にくくなっているが、関東地方と同様の傾向が見られる。すなわち、  
 3 全体的な濃度分布の傾向はモデル計算結果に反映されているが、発生源周辺や沿道の局での再現  
 4 性が悪く、また、一般局でも  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度の過小評価がみられる。地域別に見ると、三大都市圏  
 5 での再現性は比較的良いが、それ以外の地域では過小傾向にあり、実測値が  $1 \sim 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  のあた  
 6 りに対して計算結果が  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以下となるプロットが集中している。これは北関東等での結果  
 7 と一致しており、郊外都市での共通した傾向であると考えられる。  
 8



9  
 10  
 11

図 V-14 全国のベンゼン大気中濃度比較 (年平均値, 測定局種類別)

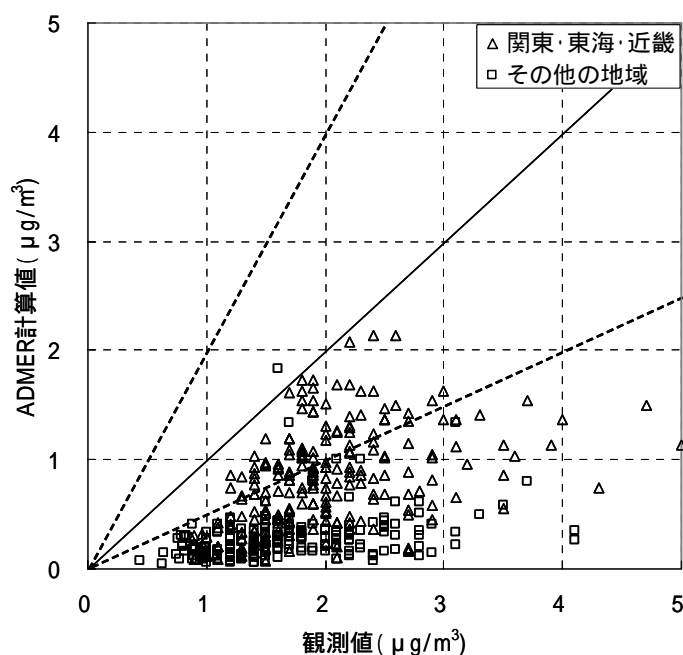


図 V-15 全国のベンゼン大気中濃度比較（年平均値，地域別）

以上のように，全般的には濃度分布の再現性は確保されているものの，過小評価傾向が強い結果となっている．以下にその要因について考察する．

#### (1) 沿道および発生源周辺での過小評価

シミュレーションに用いた ADMER は，関東全体のような広域での濃度分布推定を目的に開発されたものであり，約 5km グリッドで平均化された濃度を推定するモデルである．すなわち，一般環境濃度の推定を目的としたモデルであるので，沿道や固定発生源周辺での評価は当初設計の想定範囲外である．このため，このような場所の測定局に対しては，計算値は実測値より当然低くなる．

#### (2) 郊外都市での過小評価

郊外地域についても，沿道や発生源周辺の場合と同様に ADMER の空間解像度の影響が顕在化する．ベンゼンの場合は有害大気汚染物質の中では比較的高密度な測定局配置がなされているとはいえ，それが集中する都市部でも一般に 5km 間隔より密度は低い．多くの場合，1つのグリッドの計算値に対して比較検証に利用できる測定地点はグリッド内の 1点のみである．それでは測定値がグリッドの平均濃度を代表するものとは必ずしも言えない．

大都市部では，グリッド内が概ね都市化されていることが多く，グリッド内の濃度実態は比較的一様であり，また実測濃度も単一のモデルグリッド内に複数の測定局のデータが存在する場合もあり，グリッド平均濃度に近いものが得られる可能性もある．しかし，一般測定局は市役所や

1 保健所等に設置されることが多いが、この種の施設は都市の中心部に立地していることが多く、  
2 道路からの距離も遠くはないため、そこで測定された濃度は郊外地域を含む約 5km グリッドで評  
3 価される空間平均濃度と比較して高くなる傾向がある。

#### 4 (3) 一般環境における $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度の過小評価

5 周辺に発生源のない清浄地域でも、モニタリング調査で年平均  $0.5 \sim 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  のベンゼン濃度が  
6 観測されており、バックグラウンドとしてこの程度の濃度が環境中に存在することが示唆される。  
7 モデルのバックグラウンド濃度設定をゼロとした濃度計算では、このような実態が未考慮である。

8 また、比較的都市化した地域の一般環境も含めて、全般にモデル計算値には  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度の過  
9 小評価が見られる（図 V-15 等を参照）。

10 これには、以下に述べるようなことが要因として考えられる。まず、ADMER はモデルの構造  
11 上、移流・拡散時間を 4 時間で打ち切っているため、それ以上の移流・拡散による環境濃度への  
12 寄与分は過小となる。ADMER の設計思想では、このように考慮できない長時間・長距離拡散の  
13 結果をバックグラウンド濃度値の設定で対応するようになっているが、本章に示した濃度計算で  
14 は、差し当たりバックグラウンド設定をゼロとしたため、いわば予見された計算値過小であり、  
15 逆にこの過小の幅こそが適正なバックグラウンド濃度と位置付けることができる。仮にモデル計  
16 算結果に一律のバックグラウンド濃度  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を加えた場合、図 V-15 等のモデル計算値（縦軸  
17 方向）に  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  のゲタを履かせた形となり、実測と計算結果の良好な一致度が得られる。

18 なお、バックグラウンド濃度の要因として、ADMER の設計上の限界から派生する部分のほか、  
19 入力発生源の見積り不足も考えられる。内燃機関以外での燃焼による発生源等、PRTR で推計さ  
20 れていない発生源が存在することも考えられるが、場所に依らず一律に過小となっている実態か  
21 らは、どこにでもある発生源の過小推計の可能性が最も考えられる。ベンゼンの場合、自動車に  
22 関わる排出量である走行時の排出係数やコールドスタートの排出係数、それに乗ずる交通量や始  
23 動回数等の推計値が実際よりも過小である可能性が考えられるであろう。なお、 $\text{NO}_x$  を用いた  
24 ADMER の検証の際に指摘された過小要因として、高所の大発生源が遠方まで与える影響の過小  
25 評価があったが、 $\text{NO}_x$  の場合の火力発電所高煙源のような発生源はベンゼンの場合に考えにくい  
26 ので、ここでは考慮する必要はないであろう。

27

#### 28 5. 環境基準超過地点における発生源寄与率

29

30 ベンゼンは、1996 年の中央環境審議会答申を受けた大気汚染防止法の改正により、年平均値  $3$   
31  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  の環境基準値が定められた。その後、第 IV 章に示したようにガソリン中含有率の削減や事  
32 業者による自主管理の促進により環境中濃度は年々低下しているが、2004 年度のモニタリング調  
33 査結果でも 23 地点で基準値を超えている。これらの地域での超過の要因は様々であるため、今後  
34 の対策のためにはその要因を分析する必要がある。そこで、基準値超過地点について発生源寄与  
35 率の推定を行った。

1 表 V-2 は、環境基準値である  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を超過した測定局の所在地と実測値および計算値（とも  
2 に年平均値）を示したものである。地域別では、関東地方、近畿地方、及び九州地方に集中して  
3 いる。測定局種類別では、沿道が大部分を占めており、15 局となっている。発生源周辺では 6 局、  
4 一般環境では 2 局で超過していた。各地点の濃度について、実測値と計算値を比較してみる。表  
5 V-2 および既出の図 V-14 で実測値が  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  以上の部分等を見ると、高い実測値が出ていても計  
6 算値はそれほど大きな値とならず、ほとんどの地点で過小となっている。これは、環境基準超過  
7 局のほとんどが一般環境ではなく沿道や発生源周辺局であり、これらの場所で過小評価になる理  
8 由については、前節で述べたとおりである。環境基準超過地点での濃度をより正確に再現するに  
9 は、ADMER ではなく事業所近傍を対象とした点源モデル（第 VI 章）や、道路近傍を対象とした  
10 線源モデル（第 VII 章）の検討に待つべきである。しかしながら、ADMER は広範囲でのシミュ  
11 レーションが可能であること、全ての種類の発生源が考慮できること、発生源別の寄与率を求め  
12 ることが容易であること等、利用メリットが大きい。また、今回のように濃度の絶対値自体は合  
13 致しない場合でも、以下に示すようにモデルにより推定された発生源寄与率から、発生源寄与の  
14 傾向を定性的に知ることができる。

15

16 表 V-2 環境基準超過測定局の所在地、年平均実測値と計算値

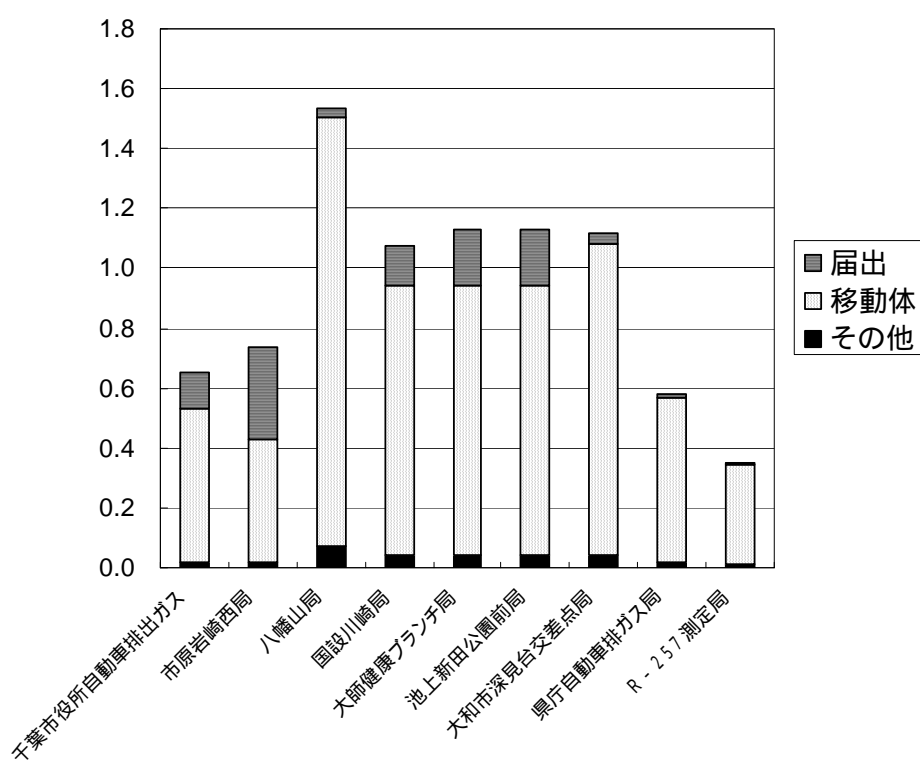
所在地	測定局名	種別	実測値	計算値
千葉県千葉市中央区	千葉市役所自動車排出ガス	沿道	3.1	0.65
千葉県市原市	市原岩崎西局	発生源周辺	4.3	0.75
東京都世田谷区	八幡山局	沿道	3.7	1.54
神奈川県川崎市川崎区	国設川崎局	一般環境	3.5	1.07
神奈川県川崎市川崎区	大師健康ランチ局	発生源周辺	3.9	1.07
神奈川県川崎市川崎区	池上新田公園前局	沿道	5.0	1.07
神奈川県大和市	大和市深見台交差点局	沿道	3.1	1.11
山梨県甲府市	県庁自動車排ガス測定局	沿道	3.5	0.58
静岡県浜松市	R - 257 測定局	沿道	3.5	0.35
京都府京都市中京区	自排局大宮局	沿道	3.5	0.86
大阪府堺市	若松台局	一般環境	3.2	0.96
大阪府堺市浜寺船尾町西	堺市浜寺局	発生源周辺	3.1	1.37
大阪府堺市	浜寺局	発生源周辺	4.0	1.37
大阪府堺市	中環局	沿道	4.7	1.51
大阪府四條畷市	国設四條畷局	沿道	3.6	1.04
大阪府八尾市	太子堂局	沿道	3.3	1.41
岡山県倉敷市	松江局	発生源周辺	3.3	0.49
福岡県北九州市	西本町測定所	沿道	3.1	1.25
福岡県大牟田市	七浦局	発生源周辺	3.1	0.33
福岡県福岡市博多区	比恵自動車排ガス測定局	沿道	3.7	0.76
長崎県長崎市	長崎市役所局	沿道	3.1	0.22
大分県大分市	自動車排出ガス中央測定局	沿道	4.1	0.34
大分県大分市	自動車排出ガス宮崎測定局	沿道	4.1	0.26

17

18 大阪府堺市の浜寺局は、堺市設置（上図の堺市浜寺局）と環境省設置（浜寺局）の 2 つがある  
19 が、位置はほぼ同じである。

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10  
11

図 V-16 ~ V-18 は環境基準超過測定局での発生源別寄与率を示したものである。移動体の寄与が大きいことは全体に共通しており、特に沿道局ではその傾向が強い。また、発生源周辺の測定局ではやはり届出事業所からの寄与が大きくなっている。ただし、北九州市の西本町測定所については、沿道局であるが届出事業所からの寄与が大きかった。近傍に大きな発生源（新日鐵八幡製鉄所）が存在するからである。ここは少なくともベンゼンに関してはむしろ発生源周辺局に分類されてよい。その他の発生源には、対象業種すそ切り以下、非対象業種、家庭が含まれるが、これらの寄与は合わせても小さい。図 V-19 ~ V-21 は移動体の寄与の内訳を示したものである。全般に自動車（走行 + コールドスタート）と二輪車が寄与の大部分を占めており、船舶等その他の移動体からの寄与は 2 割以下程度という点が似通っている。



12  
13  
14  
15

図 V-16 環境基準超過測定局における発生源寄与率（千葉～静岡）

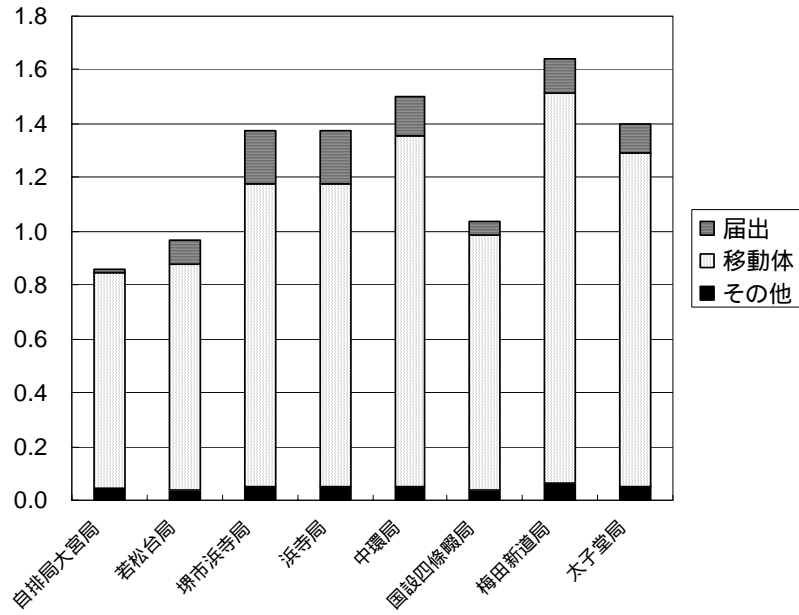


図 V-17 環境基準超過測定局における発生源寄与率（京都～大阪）

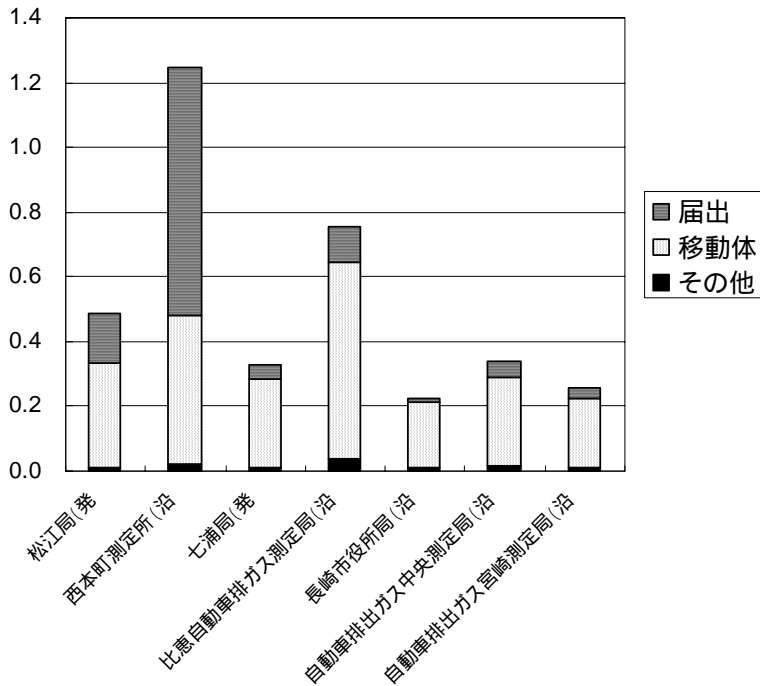


図 V-18 環境基準超過測定局における発生源寄与率（岡山～大分）

1  
2  
3  
4

5  
6  
7  
8



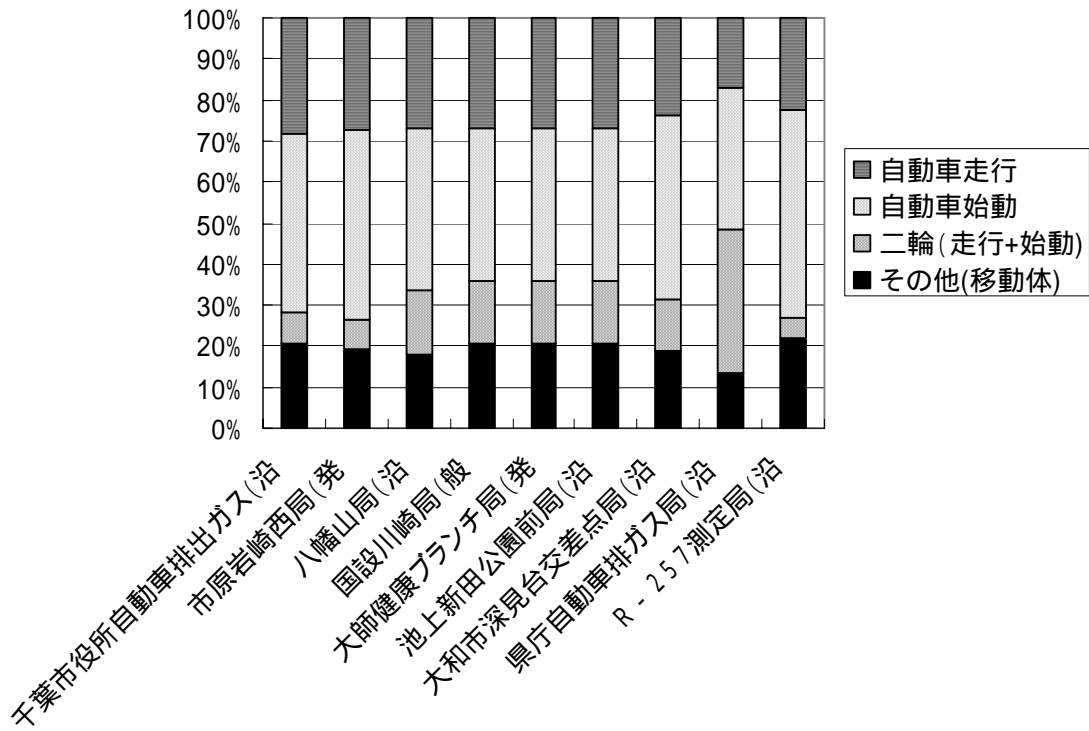


図 V-19 移動体の発生源寄与率の内訳 (千葉～静岡)

1  
2  
3  
4

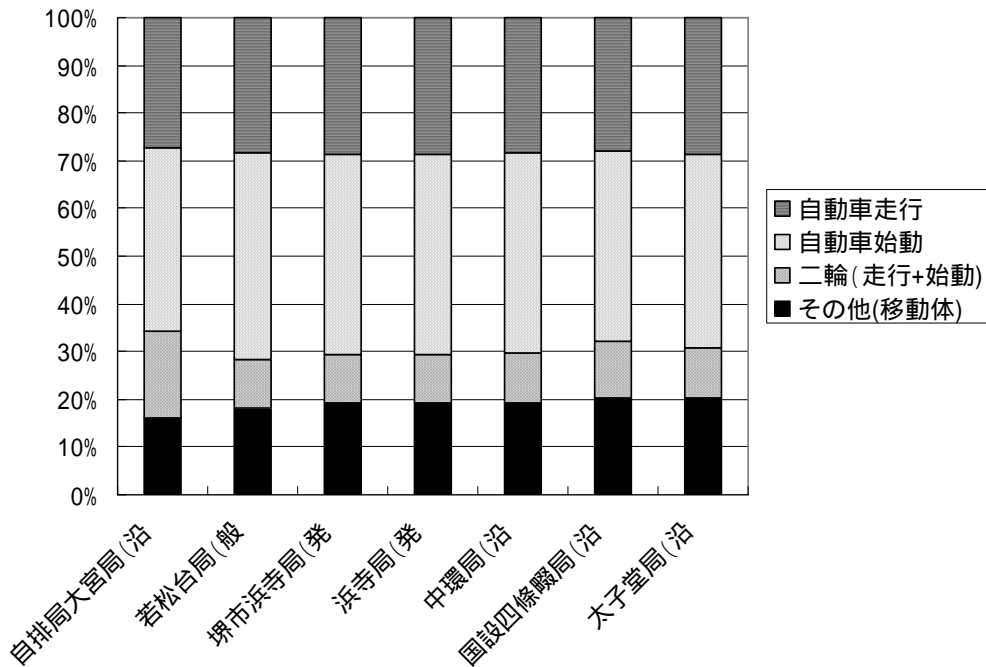


図 V-20 移動体の発生源寄与率の内訳 (京都～大阪)

5  
6  
7  
8

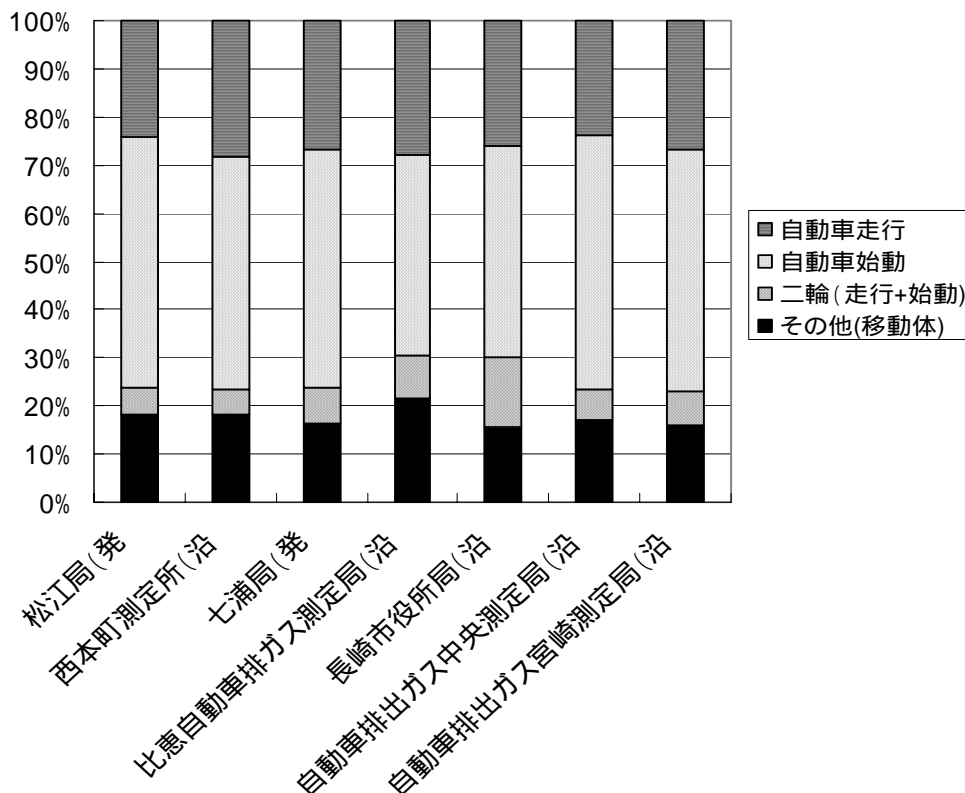


図 V-21 移動体の発生源寄与率の内訳（岡山～大分）

ADMER によって見積もった環境基準超過地点の発生源寄与率を示したが、そもそも計算値が実測値と合致していないという問題があるため、これらは必ずしも実態を反映していない可能性が残る。この問題に関しては、以下のような考察が成り立つであろう。

まず、超過局の大部分を占める沿道局は道路端から数m～数十m以内に設置されており、文字通り自動車からの寄与を知ることを目的としている。これらの局では実際に移動体の寄与の大きい結果が得られたが、現実にはここで計算した寄与率よりもさらに移動体（自動車）の寄与が大きいと考えるのが妥当である。すなわち、ADMER の計算値と実測値との差は何よりも発生源である道路に近いために生じるものであり、この差に相当する寄与率の上積みは近傍の道路を通行する移動体に帰せられる。一般環境局についても、5×5km 空間の中に市街地や山林が含まれる場合を考えれば、測定局は一般環境とどういうものの市街地の道路の近くに偏した位置に設置されていると考えられ、やはり地域の平均よりは付近の道路の影響が大きいと考えてよいだろう。

発生源周辺局についても、寄与率算定では届出事業所からの寄与が比較的大きい結果となったが、沿道局の場合の道路に代わり、測定局近傍に立地する大きな固定源の寄与が ADMER の計算での寄与よりもさらに大きいことがうかがえる。ただし、発生源周辺局でも付近に交通量の大きい道路が併存することも考えられ、固定源だけでなく移動体の寄与分の方を大きく修正すべき場合もあるかも知れない。したがって、発生源周辺については事業所近傍モデルにより対象エリア

1 を絞ったローカルな評価（第 VI 章）の役割が大きい。

2

3 6.まとめ

4

5 本章では、曝露・リスク評価大気拡散モデル ADMER を用いて、約 5 km の解像度で全国環境  
6 濃度分布の推算を行った。また、環境基準濃度を超過している地点については、その要因を調べ  
7 るため発生源の寄与率を推定した。ADMER の機能を利用して、得られた濃度分布と人口データ  
8 から濃度レベル別暴露人口のヒストグラムも求めたが、これには沿道高濃度の影響が加味されて  
9 いないため、ここでは立ち入った議論はせず、第 VII 章で ADMER の結果をも踏まえた沿道暴露  
10 評価と合わせて論じることとする。

11 本章で得られた結果をまとめると以下のようなになる。

12 (1) 計算により推定された濃度分布は、排出実態をほぼ反映したのとなっており、交通量を反  
13 映して都市部の濃度が高く、それに大きな固定源が重なった分布となった。

14 (2) 計算結果の現況再現性を調査したところ、全体的な濃度分布は実態をよく反映したものとな  
15 っていたが、全般的に過小評価がみられた。この原因としては、沿道や発生源周辺は ADMER  
16 の適用範囲外であること、 $0.5 \sim 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  程度はバックグラウンド濃度として存在すること等  
17 があげられる。全国一律に、既知のベンゼン発生源からの濃度計算結果にバックグラウンド  
18 濃度（ベース濃度） $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  のゲタを履かせた場合にモニタリング実測濃度との良好な一致  
19 が得られるので、次章以降の濃度評価・暴露評価においてはこれをベース濃度としてモデル  
20 計算濃度に加えたものを用いる。ちなみに ADMER の計算濃度にベース濃度  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を加  
21 えた場合に、メッシュ濃度が環境基準値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を超えるのは、第 3 節で述べた関東と近畿  
22 の各 1 メッシュである。

23 (3) 環境基準濃度超過地点における発生源寄与率を推定した結果、ほとんどの地点で移動体（自  
24 動車）による寄与が大きかった。また、発生源周辺局では固定発生源の寄与が大きいところ  
25 が見られた。

26

27 本章で得られた以上の広域解析結果から、次章に行う地域を限定した詳細な解析の方針を以下  
28 に示す。

29 (1) 排出量の大きい固定発生源（届出事業所）の周辺について、詳細な解析を行うべきである。

30 必ずしも固定発生源周辺の的確な場所に測定局が設置されていない場合も考えられるため、  
31 モニタリング調査だけでは汚染の実態を十分把握できていない可能性がある。

32 (2) 環境基準濃度を超過している測定局周辺については、基本的に詳細な解析を行うことが望ま

33 しい。発生源周辺局については、広域での解析結果からも近傍の固定発生源の影響が大きい

34 ことが予想されるが、交通量の大きい付近の道路の寄与が大きい場合も想定されるため、そ

- 1       種の測定局周辺については詳細な解析を行うべきである．
- 2   (3) 沿道局に関しては，船橋日の出局を除き，自動車による寄与がほとんどであると考えられる．
- 3       したがって，環境基準濃度超過の要因を調査するという目的であれば，沿道についてはその
- 4       主要な寄与は自動車であると考えて良く，あえて詳細な解析を実施する必要はない．
- 5   (4) 固定発生源周辺の解析を実施する場合，事業所近傍モデルにより計算された主要な固定発生源
- 6       の寄与分以外については，移動体からの寄与とみなして良いだろう．広域での解析からそ
- 7       他の発生源の寄与は全地点において非常に小さいことがわかっており，さらに，その他に
- 8       分類される発生源には特定の地域に集中して存在するようなものはなく，測定局近傍にその
- 9       他の発生源が存在しその影響が大きいような状況は考えにくいからである．
- 10

## 第VI章 事業所周辺濃度解析

### 1．はじめに

前章では ADMER を用いて全国の年平均ベンゼン濃度分布を算定したが、その濃度は一辺約 5km の格子で空間的に平均された濃度であり、工業地域や沿道の発生源近傍には局所的にもっと高濃度の区域が存在し得る。そのような高濃度区域の状況を把握することは重要である。国と自治体による有害大気汚染物質モニタリングでは、「発生源周辺」に分類される測定局でも継続的な調査が行われているが（第 IV 章参照）、これらの設置場所は工業地域周辺ではあっても必ずしもベンゼン発生源ではない。また、測定ではその地点の濃度が把握されるだけであって、面的な濃度分布の把握ができない。測定局よりも高濃度の領域が存在するかどうか、存在するならその場所や濃度レベル、を知るためにモデルシミュレーションが重要な手段となる。本章では主要な高排出量事業所周辺を選定し、発生源近傍用の拡散モデル METI-LIS による年平均濃度分布シミュレーションを行う。沿道については次章で解析する。

METI-LIS を用いた主要工業地域周辺ベンゼン濃度分布の評価については、2002 年度モニタリング結果に対してファクター 2 以内の精度で良好な信頼性を有することが確認されている（吉門ほか、2006）が、本章で選定する解析対象地区における 2004 年度を対象としたシミュレーション結果についても、改めてモニタリング結果による検証を行う。

### 2．解析対象区域の選定

METI-LIS による解析を行う対象区域の選定基礎として、2004（平成 16）年度 PRTR データに基づく大気排出量が多い地区、および同年度における有害大気汚染物質モニタリングで年平均ベンゼン濃度（年 12 回以上の測定による）が環境基準を超過した地区を表 VI-1 に整理した。

ただし、表の No.1～5 に掲げた 5 地区：室蘭、鹿島、市原、水島、大牟田は 1997（平成 9）年度から 2003 年度まで二期にわたり地域自主管理計画が実施された地区であり、2004 年度の PRTR 届出排出量には削減対策が反映している。2004 年度における高排出量事業所の周辺地区としては、排出量の多い順に、市川、新居浜、宇部等の地区に注目する必要があるかと考えられる。

1 表VI-1 年平均ベンゼン濃度が環境基準を超える地域等の整理（2004年度）

番号	地区(市区町村)	地域 自主管理	PRTR届出 <sup>*1</sup> (kg/年)		環境基準超過局数		
					発生源周辺	一般環境	沿道
1	北海道室蘭市		19000	23000			
2	茨城県鹿嶋市(鹿島郡)		14000	33000			
3	千葉県市原市		14000	23170	1		
4	岡山県倉敷市(水島)		13000	21050	1		
5	福岡県大牟田市		1400	2060	1		
6	千葉県市川市		82000	82730			
7	愛媛県新居浜市		71000	71000			
8	山口県宇部市		49000	62000			
9	大分県大分市		32000	43100			2
10	大阪府堺市		15000	19730	2 <sup>*2</sup>	1	1
11	神奈川県川崎市川崎区		14000	43070	1	1	1
12	千葉県千葉市中央区		9800	14100			1
13	京都府京都市中京区		-	-			1
14	山梨県甲府市		-	-			1
15	神奈川県大和市		-	-			1
16	静岡県浜松市		-	-			1
17	大阪府四條畷市		-	-			1
18	大阪府八尾市		-	-			1
19	長崎県長崎市		-	-			1
20	東京都世田谷区		-	-			1
21	福岡県福岡市博多区		-	-			1
22	福岡県北九州市八幡東区		-	-			1

\*1) PRTR届出排出量(大気): 地区内最大排出点源, 地区内の500kg/年以上の点源合計.

\*2) 堺市で環境基準を超える発生源周辺2局はほぼ同地点である.

2  
3  
4 しかし、排出量と併せて周辺モニタリング局における実測濃度も考慮に加えたい。もちろんモ  
5 ニタリング局は必ずしも個別発生源の影響が最も大きい場所をねらって配置されてはいないので、  
6 たとえ地区内に環境基準を超える局（超過局）がなくても高濃度エリアが存在する可能性はある  
7 が、本章では超過局の存在する地区を優先的に選択することとする。その理由は、実測において  
8 も高濃度のデータが存在する方がモデルの検証が行い易い一方、ここで選択した地区のリスク評  
9 価結果をそれ以外の地区にも敷衍して総合判定することは可能だからである。以上のことを考慮  
10 して、表VI-1に掲げた地区から次のようにモデル評価の対象地区を選定する。

11 1) モニタリング結果においてベンゼン濃度が環境基準値を超えた23局のうち、「発生源周辺」  
12 に分類されるのは5地区6局であり、そのうち3局は上述の地域自主管理実施地区である市原、水島  
13 （倉敷）、大牟田地区に位置する。これらの地区では大幅な排出量低減施策が一旦完了した時期  
14 であるにもかかわらず、周辺に環境基準超過局が存在することについて、ベンゼン拡散状況をモ  
15 デルにより推算することは意義がある。従って、まずこれらの3地区を選定する。

16 2) 「発生源周辺」に分類され環境基準超過局は残り3局であり、それらは堺と川崎地区にある。  
17 また、これらの2地区では「一般環境」および「沿道」に分類された測定局でも環境基準を超える  
18 局がある。よって、これらの2地区もモデル評価対象地区とする。

19 3) それ以外の環境基準超過局はすべて沿道局であり、その中でも工業地域におけるベンゼン排  
20 出の影響がかなり大きい局が含まれている可能性はあるが、沿道評価は次章にゆずることとする。

1 ここでは，1)と2)項で選定した工業地域5地区に加え，PRTR届出排出量の面から最大となる  
2 市川地区を選定する．

3 選定の結果を総括すると，事業所周辺高濃度に関する解析対象は市原，水島，大牟田，川崎，  
4 堺，市川地区の計6地区となる．

5

### 6 3．事業所周辺モデルの計算条件

7

8 前節で選定した地区の年平均濃度分布シミュレーションを行うにあたっての諸条件を以下のよ  
9 うに設定する．

10 (1) 解析対象区域は主要点源をほぼ中心にすえ，概ね一辺10 kmの正方形に近い矩形とする．

11 (2) 主要点源以外に，対象区域内の年間排出量0.5 トン(57 g/h)以上の点源を考慮する．

12 (3) 点源に関する詳細情報が得られないため，排出位置は原則として地図上で識別される工場等敷  
13 地の中央部，高さ10 mと仮定し，建屋は考慮しない．識別可能な広さの工場等敷地を有しない事  
14 業所があれば高さを地上付近とすることも検討する必要があるが，該当する事業所はない．

15 (4) 排出量としてPRTRの「大気への排出」の値を使用し，年間を通じ24時間均等に排出されるも  
16 のと仮定する．

17 (5) 濃度計算点は等間隔メッシュ状に東西および南北方向ともに100点，計1万点を設定する．また，  
18 濃度計算メッシュ以外に実測データの存在する測定局位置の濃度も計算する．濃度評価高さは地  
19 上1.5 mとする．

20 (6) 広域モデルADMERを用いて，METI-LISの対象とする点源の排出量のみを除いて算定される濃  
21 度(第V章の解析から判定されたベース濃度 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を含む)を本章におけるバックグラウンド濃  
22 度とし，METI-LISによる計算濃度にバックグラウンド濃度を加算した数値を評価に用いる．測定  
23 局における実測濃度データとの対比においてもこの値を用いる．

24 (7) 気象条件として2004年度(2004年4月1日～2005年3月31日)のAMeDAS観測データを用いる．

25 (8) 背景地図には国土地理院発行の2万5千分の1地形図を用いる．各解析地区に対して使用した  
26 AMeDAS測定局と地形図を表VI-2に示す．

27

28

1

表 VI-2 使用した AMeDAS 測定局と地形図

地区	AMeDAS局	国土地理院1/25000地形図 (2次地域区画コード)			
市原	千葉	五井	姉崎	-	-
		534020	534010		
水島	倉敷	玉島	茶屋町	水島港	下津井
		513365	513366	513355	513356
大牟田	大牟田	大牟田	関町	荒尾	玉名
		493043	493044	493033	493034
川崎	横浜	川崎	東京国際空港	横浜東部	東扇島
		533925	533926	533915	533916
堺	堺	大阪西南部	堺	-	-
		513573	513563		
市川	船橋	船橋	浦安	-	-
		533947	533937		

2

3

## 4 4 . 事業所周辺地区の濃度計算結果

5

6 第2節に選定した6地区について、METI-LISによって求めた年平均濃度分布を図VI-1～VI-6に示  
7 す。付表として、測定局における実測濃度および同位置の計算濃度を示した。計算濃度はADMER  
8 により計算された当該地区のバックグラウンド濃度を含んでいて、赤から黄色の領域までが環境  
9 基準超過を示す。

10

## 11 4 . 1 . 市原地区

12 モデル計算で環境基準を超える領域は工場区域に限られている。

13 ただし、工場敷地に隣接する区域の測定局で実測濃度は環境基準を超えており(岩崎西, 4.3  $\mu$   
14  $g/m^3$ )、モデルでは表現できていない。この測定局はきわめて交通量の多い幹線道路(国道16号)  
15 に近いが、本章のモデル計算では沿道の排出影響はバックグラウンド濃度としてADMERの5 km  
16 メッシュに配分され、沿道の直接影響が考慮されないために計算結果が低くなっている。他の測  
17 定局に対するモデルの誤差はきわめて小さい。また、岩崎西測定局は工場区域にもかなり近いが、  
18 モデルにおける排出源位置の設定が正確ではなく敷地中央に想定されている等の不完全さも誤差  
19 の要因として推定される。正確な排出位置を設定してのモデル検討が望まれる。

20 岩崎西測定局の周辺は人口密集地域ではないとはいえ、環境基準を超える区域の居住人口の存  
21 在が推定される。ここではそれが正確に評価できず、次章の沿道評価においてのみ考慮されるこ  
22 とになる。実測される高濃度の今後の推移にも注意する必要がある。

23

## 24 4 . 2 . 水島地区

25 モデル計算で環境基準を超える領域は工場地域に限られている。しかし、工場地域から離れた  
26 一まわり外側の地域の測定局(乙島)を除き、3測定局の実測濃度は計算濃度よりもかなり高く、  
27 差は1  $\mu g/m^3$ 以上に及ぶ。最も工業地域に近い松江測定局で特に差が大きい(1.6  $\mu g/m^3$ )ことか  
28 ら、工業地域における排出量の過小見積りの可能性も考えられる。その場合、環境基準を超える



1 濃度範囲は松江局の北まで広がっていることになる。しかし松江局周辺は工業地域と居住地域の  
2 移行部であり、居住地区で環境基準を超える濃度区域に入るのはせいぜい1~2 km<sup>2</sup>程度であろう。  
3 一方、工業地域から離れた春日測定局は市街地に、また塩生測定局は国道の沿道に存在するため、  
4 モデルで十分に考慮できない自動車の直接影響が差を生んでいることが考えられる。

5

#### 6 4.3. 大牟田地区

7 モデル計算では、環境基準を超える領域は発生源周辺のごくわずかな範囲に限られ、居住地域  
8 には広がっていない。地区内の3測定局ではいずれも実測濃度が計算濃度を上回っており、そのう  
9 ち1局ではわずかながら環境基準を超えている(3.1 μg/m<sup>3</sup>)。この測定局(七浦)は交通量の多  
10 い幹線道路に面しているわけではない。従って計算の過小評価の要因として、工業地域内に未把  
11 握の排出量が存在する可能性がある。この誤差については次の第5節で検討を加える。

12

#### 13 4.4. 川崎地区

14 モデル計算で、環境基準を超える領域は臨海部の工場地域に収まっており、各測定局の地点の  
15 計算濃度は環境基準を超えない。しかし、工場地域と市街地の境界部に当たる池上公園前(5.0 μ  
16 g/m<sup>3</sup>)、大師健康ランチ(3.9 μg/m<sup>3</sup>)では実測濃度が環境基準を超えている。この原因は特定  
17 できないが、大きな要因として交通量の多い都市域であることによる自動車から測定局への直接  
18 影響がモデルで考慮されていないことが挙げられる。また、年平均濃度算出の基礎となる年間の  
19 測定値のうち、少数の測定値が何らかの原因によって特異な高濃度であったために平均値が高く  
20 なる場合があり、そのようなケースでは個々の測定値を吟味する必要がある。川崎地区の高濃度  
21 について、その面から次節で検討を加える。

22

#### 23 4.5. 堺地区

24 計算区域内には2つの実測地点が存在し、そのうち1地点(浜寺)は環境省と自治体の双方が測  
25 定を行っている。ただし測定日は異なり、年平均値もそれぞれ4.0 μg/m<sup>3</sup>、3.1 μg/m<sup>3</sup>と異なるが、  
26 いずれも環境基準を超過している。他の1地点も環境基準すれすれの値である。計算濃度ではどち  
27 らの地点もやや過少な評価となっており環境基準以下の濃度である。モデル計算では領域全体が2  
28 μg/m<sup>3</sup>以上となっているものの、環境基準を超える高濃度が見られるのは主要発生源の寄与が大  
29 さい工場地域内とごくわずかな居住区域を含む臨海部に収まっている。実測濃度と計算結果の差  
30 は、浜寺測定局(自治体データ)は1.5 μg/m<sup>3</sup>とやや大きめであるが、他の2局では0.6~0.7 μg/m<sup>3</sup>  
31 でまずまずの一致度となっている。

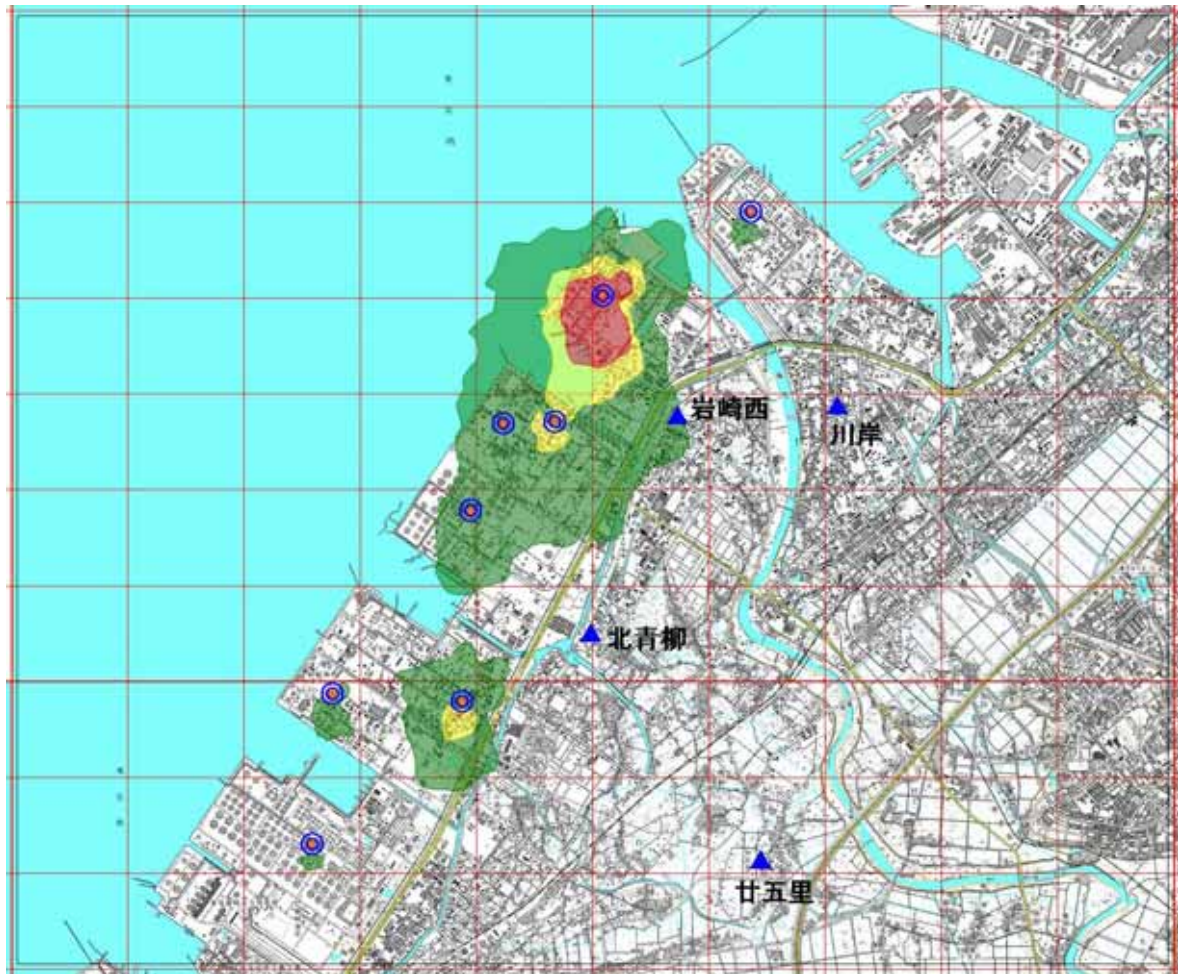
32

#### 33 4.6. 市川地区

34 モデル計算で環境基準を超える領域は、臨海部の工場地域のほか、湾岸に沿った幹線道や鉄道

1 を越えた内陸側にまで一部が広がり，居住地域をも含んでいる．居住地域の最高濃度は約6.3  $\mu$   
2  $g/m^3$ である．しかし，実測濃度は何れの測定局も環境基準を満たしている．全体としてこの地区  
3 では計算濃度が実測濃度よりも高い傾向がうかがわれ，その要因としては排出量の過大見積り，  
4 メッシュで平均化されるADMERのバックグラウンド濃度では表現されないメッシュ内の濃淡等  
5 の影響が考えられる．  
6

1



2

3

地区	地点	年平均濃度(単位; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
		実測値	計算値(内BG)
市原	廿五里	1.5	1.5 (1.392)
	北青柳	1.8	1.8 (1.488)
	川岸	1.9	1.6 (1.488)
	岩崎西	4.3	2.2 (1.488)

凡例: 単位 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

- 2 - 3
- 3 - 4
- 4 -

4

5

6 図VI-1 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(市原地区, 2004年度)。モデルに入力した発  
 7 生源を , モニタリング局を で示した。赤色の方眼は第3次地域区画(南北方向30秒ごと,  
 8 東西方向45秒ごとで大略1km×1kmに相当)。

9

1



2

3

地区	地点	年平均濃度(単位; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
		実測値	計算値(内BG)
水島	春日	2.5	1.3 (1.156)
	松江	3.3	1.7 (1.368)
	塩生	2.4	1.4 (1.296)
	乙島東幼稚園	1.8	1.4 (1.288)

凡例: 単位 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

- 2 - 3
- 3 - 4
- 4 -

4

5

6 図VI-2 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(水島地区, 2004年度)。モデルに入力した発  
 7 生源を , モニタリング局を で示した。赤色の方眼は第3次地域区画(南北方向30秒ごと,  
 8 東西方向45秒ごとで大略1km×1kmに相当)。

9

1



2

3

地区	地点	年平均濃度(単位; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
		実測値	計算値(内BG)
大牟田	国設大牟田	2.1	1.4 (1.298)
	明治	2.5	1.4 (1.298)
	七浦	3.1	1.5 (1.298)

凡例: 単位 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

2 - 3

3 - 4

4 -

4

5

6 図 -3 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(大牟田地区, 2004年度)。モデルに入力した  
 7 発生源を , モニタリング局を で示した。赤色の方眼は第3次地域区画(南北方向30秒ごと,  
 8 東西方向45秒ごとで大略1km×1kmに相当)。

9

1



2

3

地区	地点	年平均濃度(単位; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	
		実測値	計算値(内BG)
川崎	池上新田公園前	5.0	2.3 (1.914)
	大師健康ランチ	3.9	2.1 (1.914)
	国設川崎	3.5	2.1 (1.914)
	鶴見区潮田交流プラザ	2.0	1.9 (1.696)

凡例: 単位 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

- 2 - 3
- 3 - 4
- 4 -

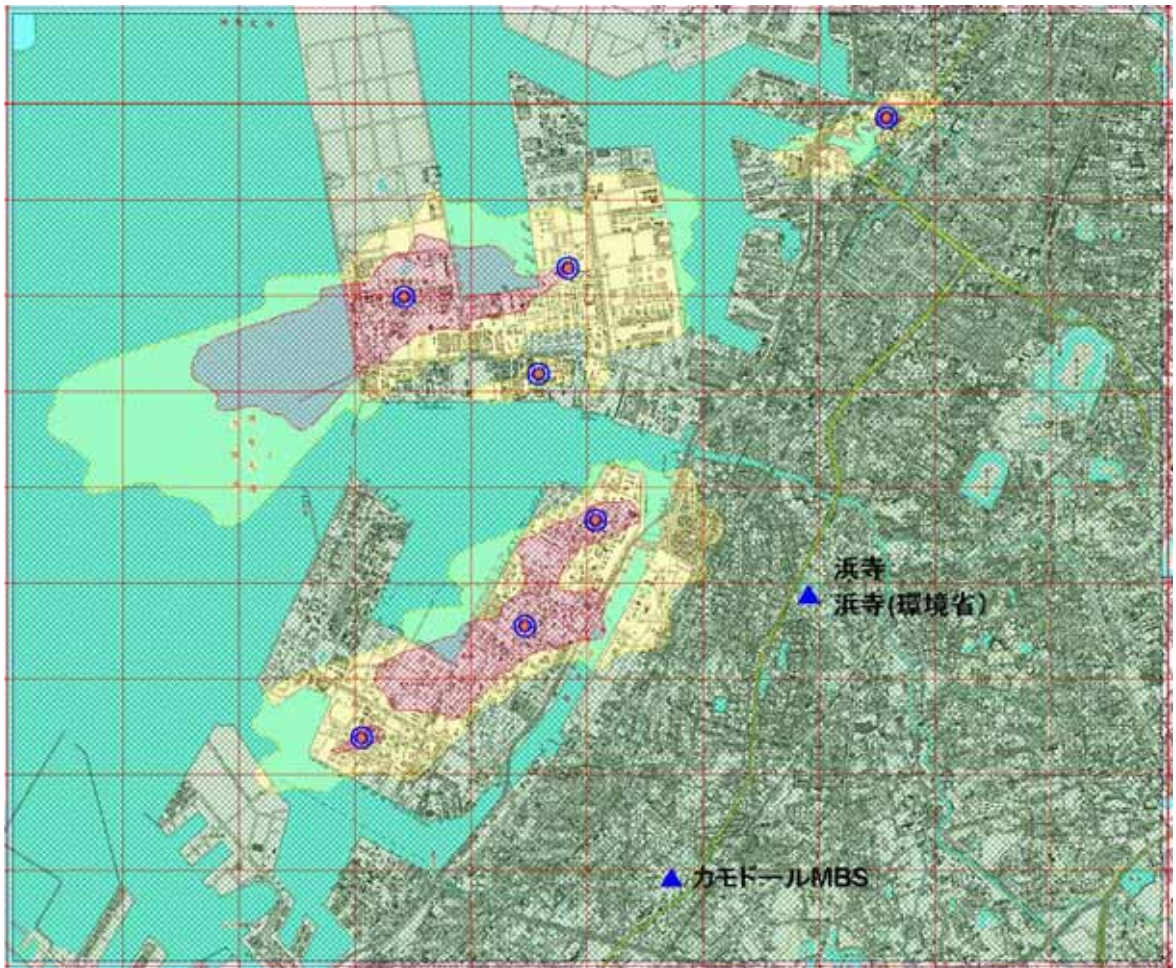
4

5

6 図 -4 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(川崎地区, 2004年度)。モデルに入力した発  
 7 生源を , モニタリング局を で示した。赤色の方眼は第3次地域区画(南北方向30秒ごと,  
 8 東西方向45秒ごとで大略1km×1kmに相当)。

9

1



2  
3

地区	地点	年平均濃度(単位; µg/m <sup>3</sup> )		凡例: 単位 [µg/m <sup>3</sup> ]
		実測値	予測値(内BG)	
堺	浜寺	4.0	2.5 (2.270)	<div style="display: flex; flex-direction: column; align-items: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: green; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: yellow; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: red;"></div> </div> 2 - 3 3 - 4 4 -
	浜寺(環境省測定)	3.1	2.5 (2.270)	
	カモドールMBS	3.0	2.3 (2.270)	

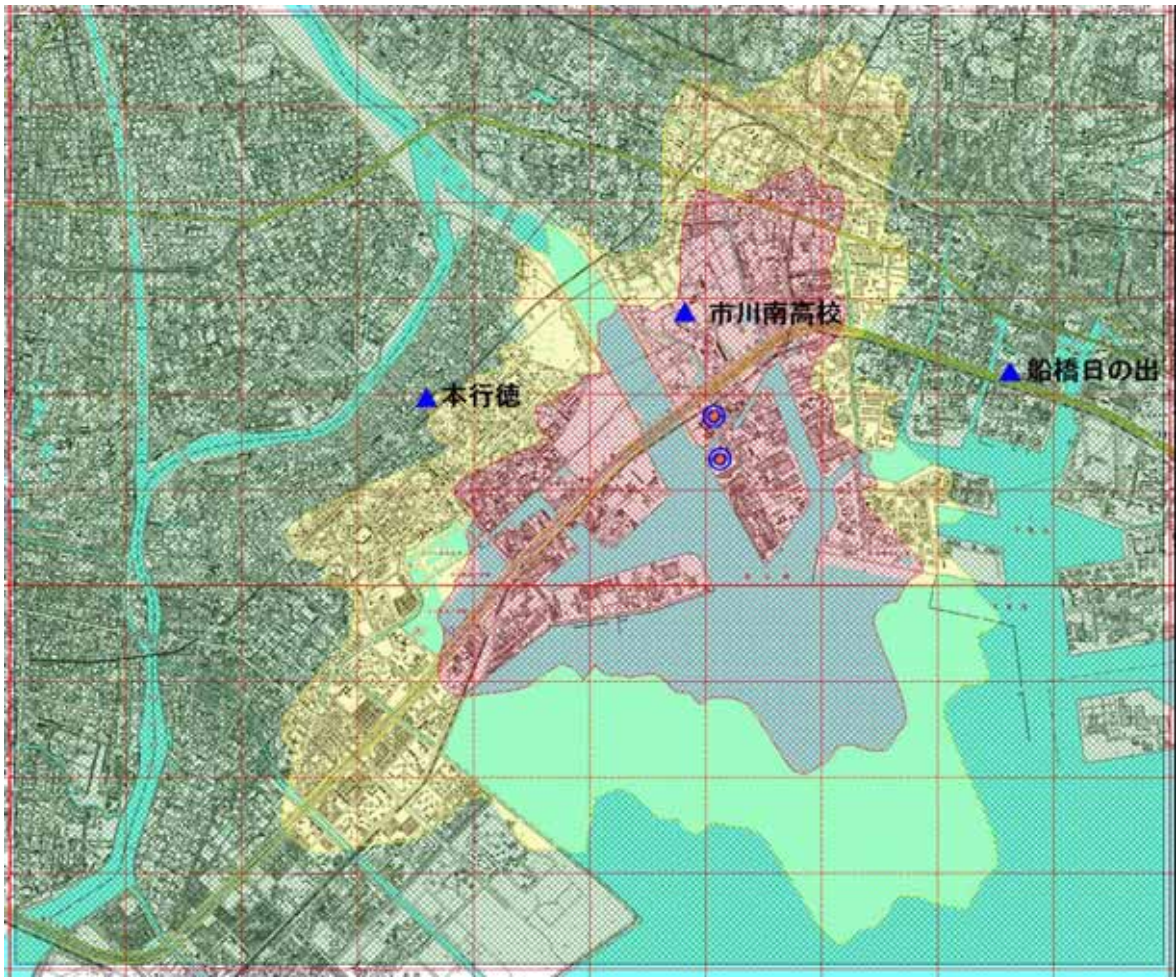
4

5

6 図 -5 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(堺地区, 2004年度)。モデルに入力した発生  
 7 源を , モニタリング局を で示した。赤色の方眼は第3次地域区画(南北方向30秒ごと, 東  
 8 西方向45秒ごとで大略1km × 1kmに相当)。

9

1



2

3

地区	地点	年平均濃度(単位; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		凡例: 単位 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
		実測値	計算値(内BG)	
市川	本行徳	2.2	3.0 (2.090)	<div style="display: flex; flex-direction: column; align-items: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: green; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: yellow; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: red;"></div> </div>
	市川南高校	2.6	4.6 (1.916)	
	船橋日の出	2.4	2.4 (1.916)	

4

5

6 図 -6 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(市川地区, 2004年度)。モデルに入力した発  
 7 生源を , モニタリング局を で示した。赤色の方眼は第3次地域区画(南北方向30秒ごと,  
 8 東西方向45秒ごとで大略1km×1kmに相当)。

9

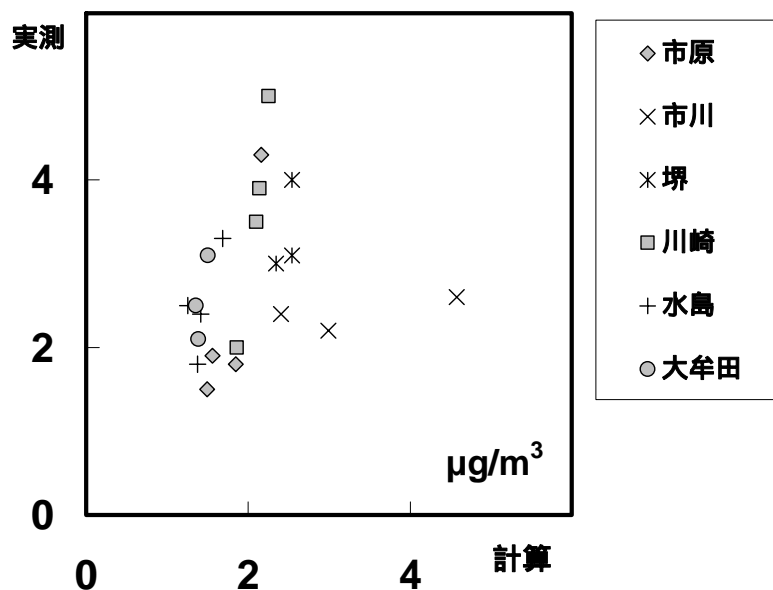


1 5 . モデル計算結果の検討

2

3 5 . 1 . モデル計算濃度と実測濃度の比較

4 第4節に濃度解析結果を示した事業所周辺6地区について、測定局位置のモデル計算濃度と実測  
5 濃度の対比を図 -7に示す。モデル計算濃度は、対象とした点源（年間排出量500kg以上）影響の  
6 METI-LISによる評価にADMERによって算定したバックグラウンド濃度を加えた結果である。



7

8 図 -7 モデル計算濃度と実測濃度の比較 (2004年度).

9

10 図 -7の結果は以下のようにまとめることができる。

11 1) 市川地区を除く5地区すべてで、実測濃度が環境基準を超える高濃度区域の濃度がモデル計算  
12 では十分に表現されていない。前節で個々の地区について検討したように、測定局が幹線道路の  
13 近傍あるいは都市化した区域に存在する場合に、自動車の排出の直接影響がモデルでは考慮され  
14 ず、メッシュで平均化されたバックグラウンドとして付加されることが主要な原因と考えられる。  
15 しかし、モデルの主要対象である点源の排出量が過小評価である可能性、また、実測濃度が真の  
16 年平均濃度ではないことから来る誤差（実測が過大）の可能性もあり得る。これらの可能性につ  
17 いて、第5.2節以降で若干の検討を加える。

18 また、排出源の位置や排出形態を現実の具体的なデータとして与えることができれば改善され  
19 る余地がある。

20 その半面、排出源の存在する工業地域から比較的遠く離れ、環境基準を満たしている地域の実  
21 測濃度はモデル計算でもかなり良く表現されていると言える。

22 2) 市川地区では、他の地区と異なり、実測濃度が環境基準を満たすにも関わらず、計算濃度が  
23 過大となっている地点がある。この差異の要因としては、点源の排出量見積りが過大である、排

1 出高さその他の排出形態がモデルの仮定と大きく異なる，測定局位置のバックグラウンド濃度が  
2 ADMERのメッシュで平均化された値より低い，等の可能性が考えられる．

3 3)しかし，1)，2)に述べたような誤差はあるものの，計算結果は全般的には実測濃度の傾向  
4 を再現し得ていると言えよう．続いて若干の補助的な検討を行う．

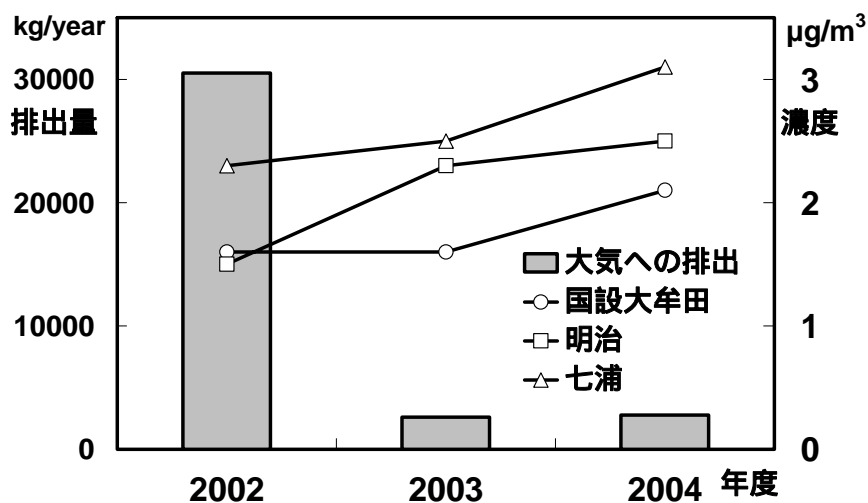
5

## 6 5.2.ベンゼン排出量の検討

7 実測による高濃度がモデル計算では表現されない理由として，排出量（PRTR届出）の過小見積  
8 りが懸念されるケースの好例が大牟田地区である．同地区内の測定局中で唯一環境基準を超える  
9 年平均濃度が実測された七浦は市街中心部からはある程度離れており，交通量の多い幹線道路に  
10 面しているわけでもないで，自動車からの排出の直接影響は大きくない．高濃度の原因は主と  
11 して七浦地域の北側に隣接する事業所のベンゼン排出源に求められる．

12 2002年度から2004年度の大牟田市内の事業所からのPRTR届出大気排出量と，地区内測定局の年  
13 平均濃度の年々変動の状況を図-8に示す．届出排出量は2003年度に前年の10分の1程度に大幅に  
14 減少したにもかかわらず，大気中濃度はいずれの測定局においても上昇傾向を示している．濃度  
15 モニタリング結果からは，2003年度以降も現実の排出量は低減していないことが推測される．

16



17

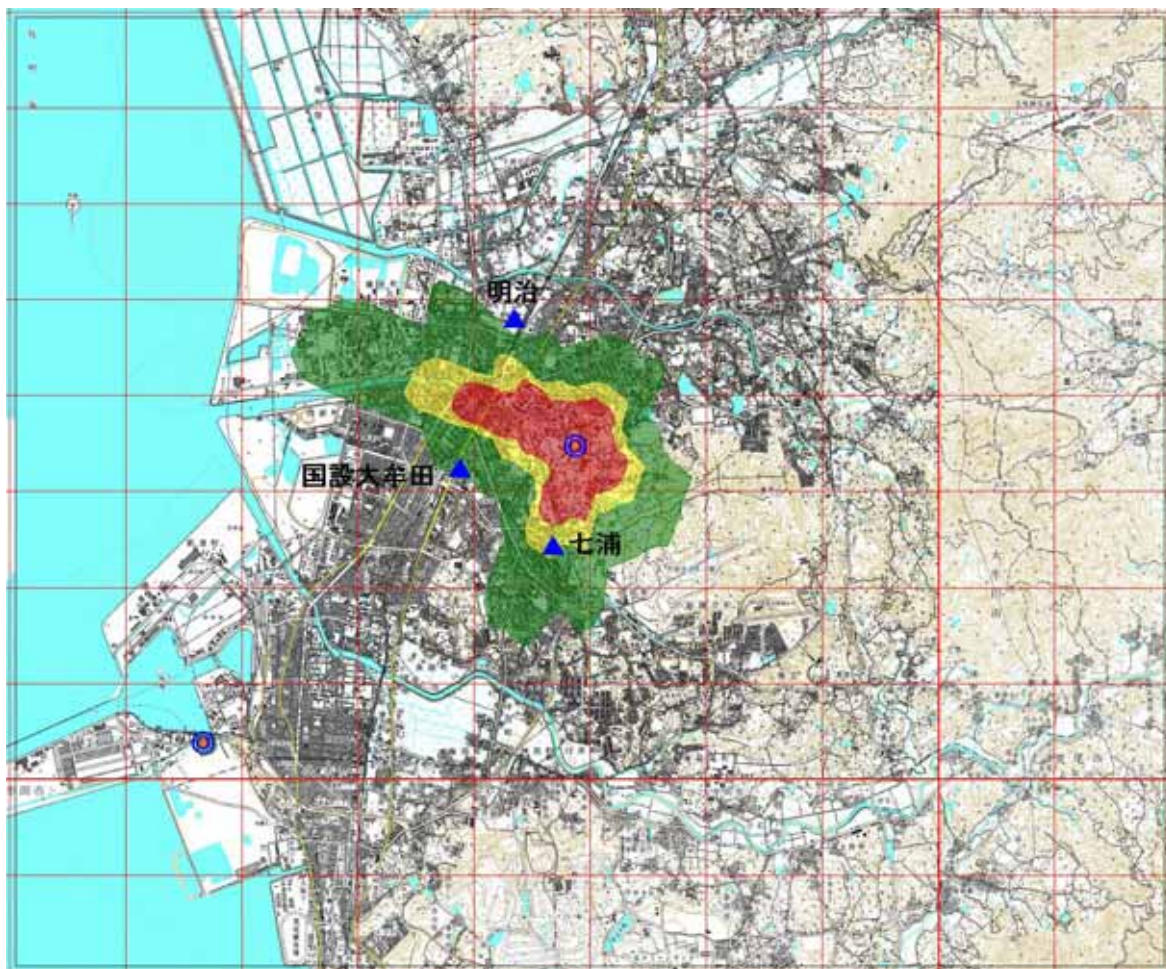
18 図-9 大牟田地区のPRTR届出ベンゼン排出量と環境中濃度の変動．

19

20 そこで，モデル上の仮定として，図-3の計算領域の中央付近に位置する事業所からの排出量  
21 をPRTR届出の10倍，14000kg/年に設定して濃度を試算してみた．図-9に結果の濃度分布を示す．  
22 この結果では七浦局の実測された高濃度がほぼ再現されるばかりでなく，他の測定局に関しても  
23 実測に近い計算濃度が得られることがわかる．このことから，大牟田地区の届出状況に反映され  
24 ている2003年度以降の大幅な排出低減対策は実効がそれほどではない疑いが持たれる．

25 なお，言うまでもなく，計算濃度が実測濃度に比べて低いことに関して，必ずしもすべての原

- 1 因が届出排出量の過小評価の一点に帰するわけではなく，多少とも誤差に影響を及ぼす要因は他  
 2 にも幾つか挙げ得ることは既に述べたとおりである．  
 3



4  
5

地区	地点	年平均濃度(単位; $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		凡例: 単位 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
		実測値	計算値(内BG)	
大牟田	国設大牟田	2.1	2.0 (1.298)	<div style="display: flex; flex-direction: column; align-items: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: green; margin-bottom: 5px;"></div> 2-3           <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: yellow; margin-bottom: 5px;"></div> 3-4           <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: red;"></div> 4-         </div>
	明治	2.5	1.9 (1.298)	
	七浦	3.1	3.3 (1.298)	

6

7 図 -9 METI-LISモデルによるベンゼン濃度分布(大牟田地区, 図VI-3に対し  
 8 排出量の想定変更後) .

9

### 10 5.3. 実測濃度の検討

11 図 -7に比較した実測および計算濃度はいずれも年平均値であるが，厳密には実測濃度の方は  
 12 年間に12回(またはそれ以上の回数)の24時間連続測定値の平均値である．このため，年間の測  
 13 定日の1, 2回にでも何らかの特殊な原因により短期的な高濃度が現れた場合，実際にはそれほど  
 14 頻繁に高濃度が出現しなくても，その高い値を取り込んだ年平均値は妥当な評価よりも高くなる  
 15 可能性がある．

1 市原地区と川崎地区のモデル計算領域内の測定局における年間の濃度変動をそれぞれ図 -10 ,  
 2 図 -11に示す . 市原地区では岩崎西局における11月および12月分の2回 , 川崎地区では池上新田  
 3 公園前局と大師健康ランチ局における9月の測定値が極めて高濃度となっていた( 図中 で囲ん  
 4 だデータ ) . このような高濃度が年間を通じて12日に1回程度の割合で起きているとすれば , 年平  
 5 均濃度の算出に際してこれらの値を含めるのが妥当と言える . しかし , もし12日に1回程度よりも  
 6 かなり頻度の小さい特異な現象であるなら , 年平均濃度の算出ではこれらの高い値は除外した方  
 7 がよい . 今 , このような高濃度の発生頻度や発生原因に関する資料はないので , 平均操作から除  
 8 外すべきか否かを断定はできないが , 仮にこれらのデータを除外した平均濃度を求めると , 岩崎  
 9 西局では4.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ から3.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  , 池上新田公園前局では5.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ から4.0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  , 大師健康ブ  
 10 ランチ局では3.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ から3.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ へと補正されることになる .  
 11

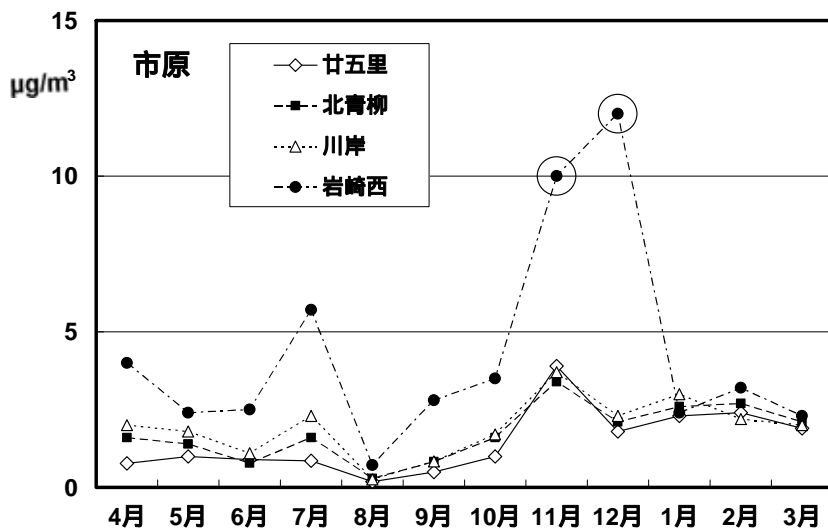


図 -10 市原地区の月別実測濃度 (2004年度) .

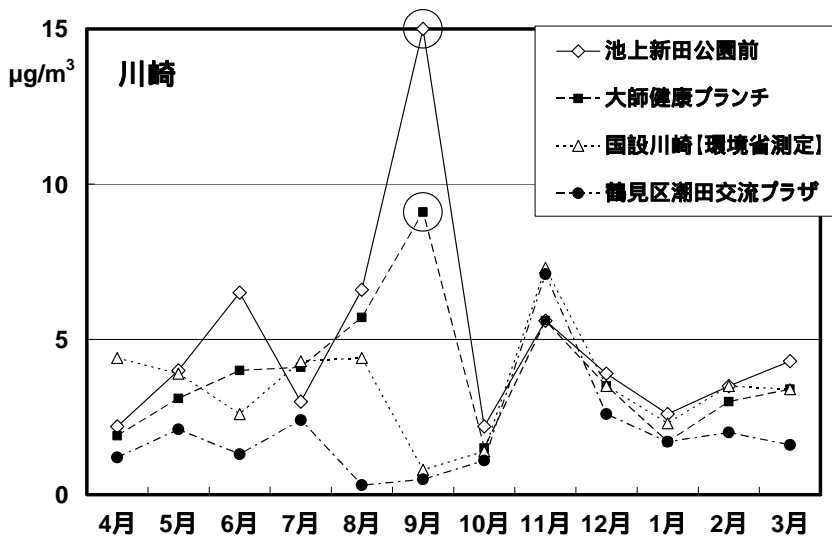


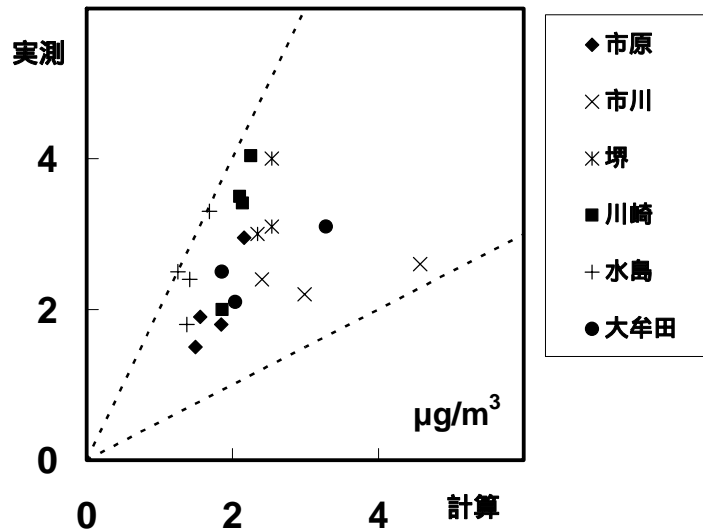
図 -10 川崎地区の月別実測濃度 (2004年度) .

1

2 5.4. モデル計算結果の再評価

3 モデル計算濃度と実測濃度の比較(第5.1節, 図VI-7)に, 大牟田地区の排出量の仮想的補正(第  
4 5.2節), および市原地区・川崎地区の実測値の検討(第5.3節)の結果を加味した結果を図 -11に  
5 示す.

6 対象地区のすべての測定局地点で, 計算濃度は実測濃度に対し1/2~2倍の範囲に収まる. 仮想的  
7 に行った発生源と実測値の補正がそれほど無理のないものであったことが示唆される.



8

9 図 -11 モデル計算濃度と実測濃度の比較(再評価).

9

10

11

12 6. 事業所周辺における高濃度暴露の評価

13

14 6.1. 高濃度暴露の算定方法

15

16

17

18

19

20

21

22

23

24

事業所周辺モデルMETI-LISを用いて2004年度のベンゼン濃度分布推算を行った6地区について, 下記の人口分布資料を参照して環境基準値3.0 µg/m³を超える居住地域人口, 濃度ランク別メッシュ数分布および人口分布を求めた.

METI-LISで濃度計算をおこなう際, 計算領域における計算点の配置を東西および南北方向に等間隔に各100点, 計1万点とした(第3節). その際, これらの計算点は2000(平成12)年度国勢調査に基づく100mメッシュ人口推計データ(株式会社JPS, 2006)のメッシュ配分と合致するように配慮してあった. すなわち, 人口が約100m×100mのメッシュ単位として推計されているのに対し, 濃度はそのメッシュの中央部で計算するという位置関係である.

上述の人口データベース(株式会社JPS, 2006)は, 第3次地域区画を東西・南北それぞれ2等分した500m×500mの4次メッシュ毎に集計された総務省統計局による「平成12年国勢調査地域メ

1 「ツシュ統計」の統計データをもとに、個人電話帳データベースを100m×100mのメッシュ毎に集  
 2 計し、電話帳非掲載分の補正を行い、この集計値の比に従って統計値が配分（この手法は伊藤忠  
 3 テクノサイエンス株式会社が特許出願中）したものである。そのことによって実際の住宅の密集  
 4 度合いを反映する努力がされており、一定水準の精度を期待できる推計データと言えよう。

5

6 6.2. 高濃度暴露の推計結果

7 大気環境基準を超えるメッシュ数と計算対象メッシュ1万点中に占める比率、およびそれらに暴  
 8 露される人口と当該地区（計算領域）における人口総数に占める比率を地区別に示したのが表  
 9 -3である。また、各地区の濃度ランクごとのメッシュ数分布および人口分布を図 -12～ -17に示  
 10 した。以下に各地区の概況を述べる。

11

12 表 -3 ベンゼン濃度が大気環境基準を超えるメッシュ数および居住人口

対象地区	メッシュ数, 比率(%)	人口, 比率(%)
市原	123 (1.2)	0 (0.0)
水島	307 (3.1)	0 (0.0)
大牟田	3 (0.0)	0 (0.0)
大牟田(想定)	206 (2.1)	4875 (3.5)
川崎	474 (4.7)	17 (0.0)
堺	1531 (15.3)	5044 (1.2)
市川	3413 (34.1)	149100 (19.2)

13

14 メッシュ数には工業地域や海上のメッシュも含む。大牟田（想定）は

15 第5.2節の想定排出量による結果。

16

17

18 (1) 市原地区

19 モデル領域のメッシュの1%余りで環境基準を超えるが、それらは居住地域ではないため、環境  
 20 基準を超える濃度の暴露人口は0である。ただし、実測濃度では計算濃度よりも高濃度の地点も存  
 21 在していたため、沿道における自動車排出の直接影響を考慮するなら若干の補正が課題として残  
 22 る。

23 (2) 水島地区

24 環境基準を超えるメッシュはモデル領域の3%程度であるが、その居住人口は市原地区と同様、  
 25 0である。しかし、実測濃度はいずれの地点でも計算濃度より高いことから、実態は計算で求めら  
 26 れたよりも高濃度暴露集団が多くなることが考えられる。群小・未把握の排出源の解明や、パッ  
 27 クグラウンド濃度に含まれる自動車排出影響の直接考慮が課題として残る。

28 (3) 大牟田地区

29 第5.2節で排出量の妥当性を検討したが、PRTR届出排出量は過小である可能性が大きく、想定  
 30 した補正值の方が実測濃度とよく合致することから、図VI-14には想定排出量からの計算による分

1 布を示した。この結果では、事業所周辺の約5千人、モデル領域の人口の3.5%が環境基準を超え  
2 る濃度に暴露される。

#### 3 (4) 川崎地区

4 この地区は人口密度も高い工業地域であることに加え、道路交通も集中するため、本章で主対  
5 象とする点源以外の排出源に由来するバックグラウンド濃度も高い。しかし点源の影響による高  
6 濃度域は居住地域とは一応分離されており(図VI-4参照)、環境基準を超える濃度に暴露される  
7 人口はごく少数である。実測濃度では、測定局の配置から特に自動車の寄与による高濃度が懸念  
8 されるが、その側面での暴露評価は第VII章の対象となっている。

#### 9 (5) 堺地区

10 本章で評価対象として選定した6地区の中ではバックグラウンド濃度が最も高く、その影響も受  
11 けてモデル領域の15%のメッシュで環境基準を超える。そのうちの居住地域に相当するメッシュ  
12 の人口は5千人余りとなる。なお、排出源近傍の高濃度区域に対し、人口分布データでは100mメ  
13 ッシュに数人以下の人口が割り振られている場合があるが、人口割り振り手法による結果であり、  
14 居住人口と見なすことは必ずしも妥当ではないと考えられる。

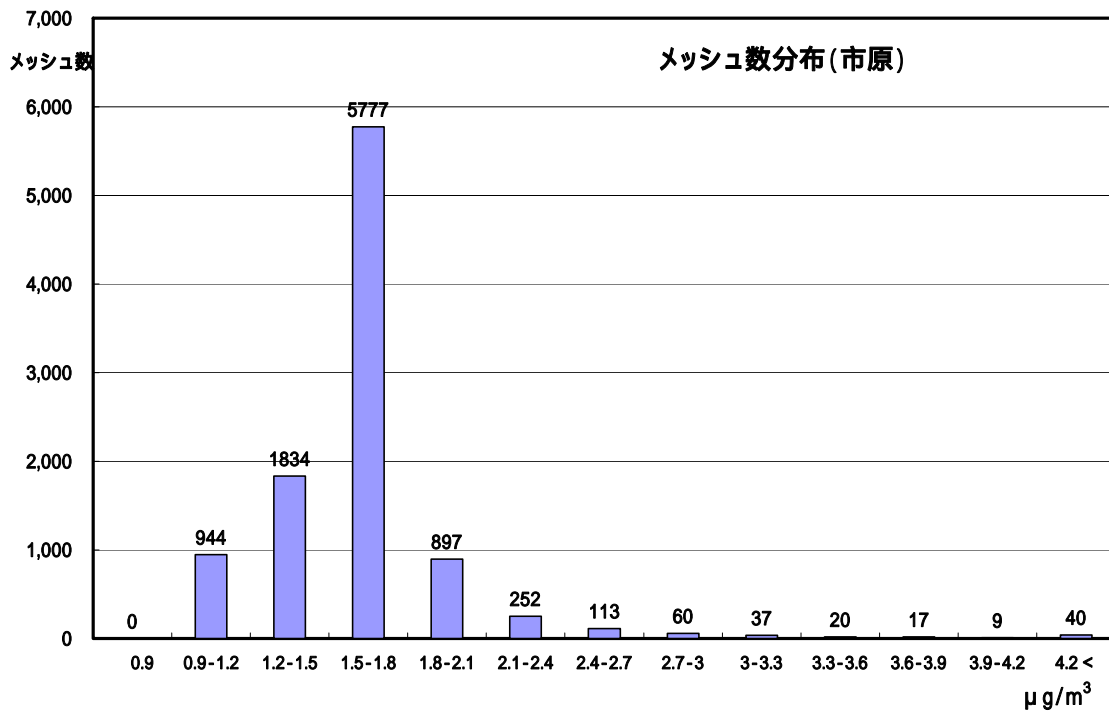
15 この地区でも、川崎地区と同様に、点源の直接寄与による高濃度暴露の評価とは別に、本章で  
16 はバックグラウンド濃度を含めている自動車の寄与(第VII章)の評価が重要であろう。

#### 17 (6) 市川地区

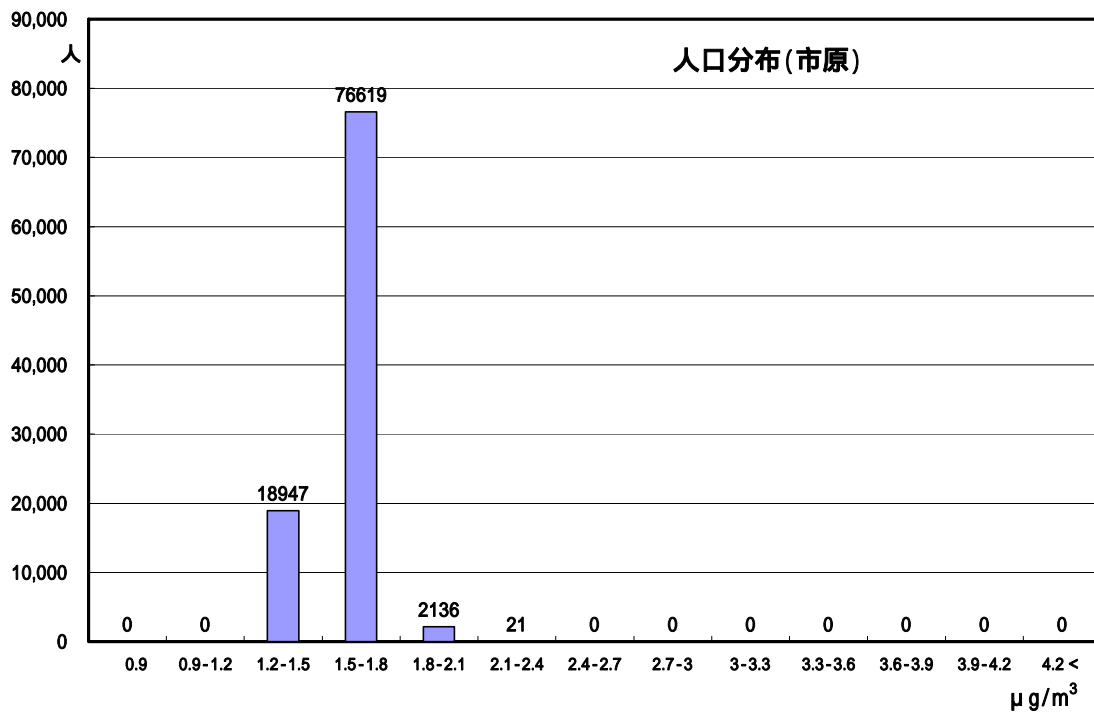
18 この地区でも自動車の影響を主体とするバックグラウンド濃度が高めであるが、その上にPRTR  
19 届出排出量として最大の排出源(表VI-1参照)が存在する。モデル領域内のメッシュ数の約3分の  
20 1が環境基準を超過し、領域人口の2割弱、約15万人がその区域に居住する結果となった。ただ、  
21 この地区では実測濃度が計算値より低い傾向があったので、この高濃度暴露人口の見積りはやや  
22 過大である可能性がある。

23

1



2



3

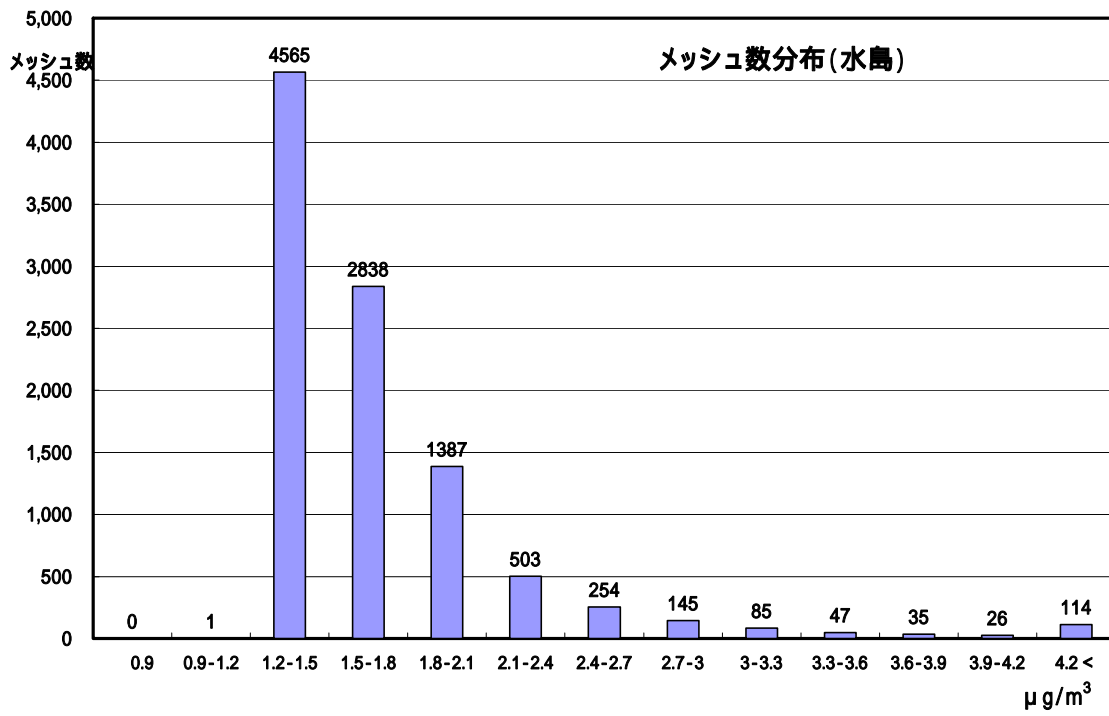
4

図 -12 市原地区の年間平均濃度ランク別メッシュ数分布と人口分布 .

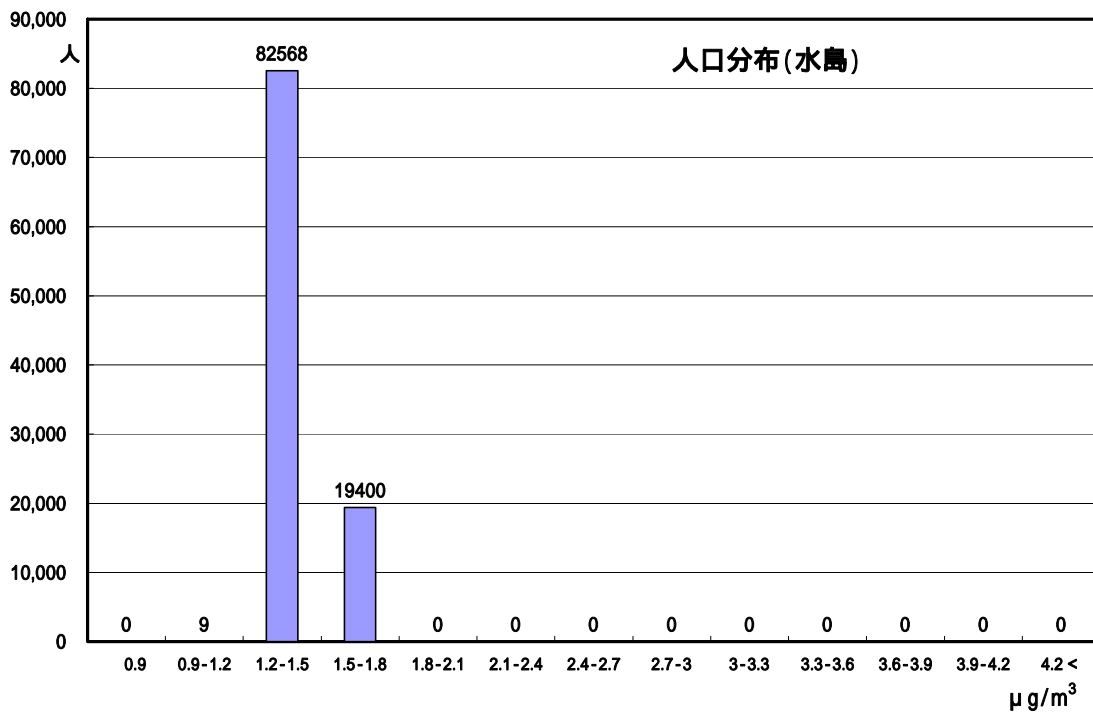
5



1



2



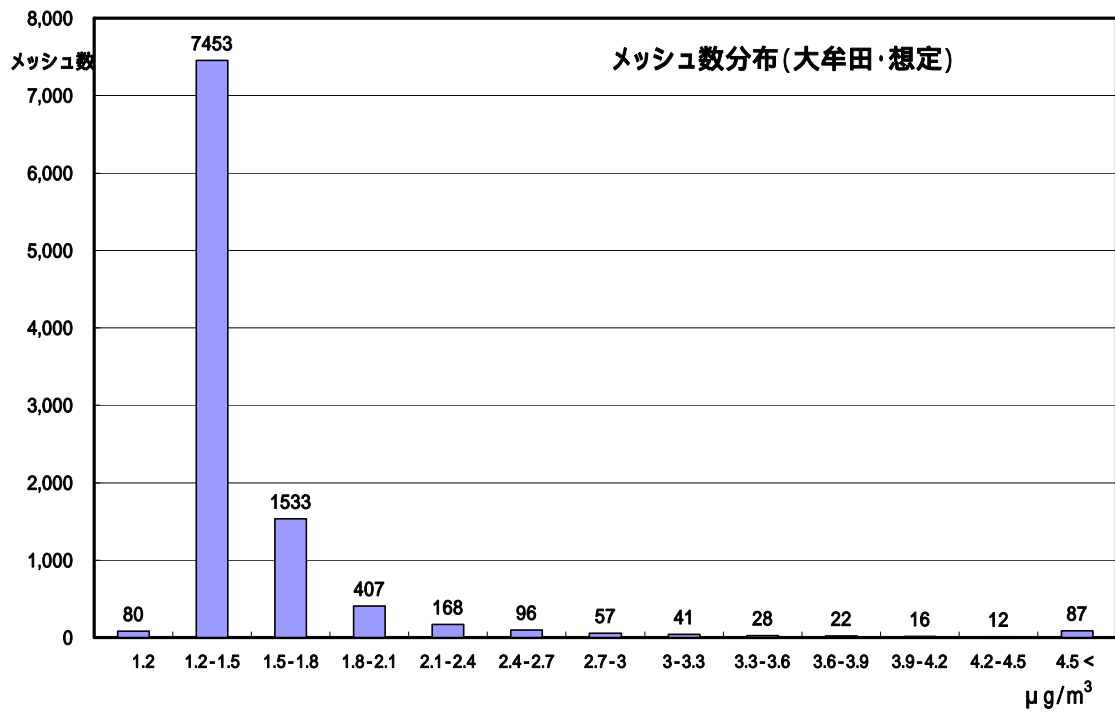
3

4

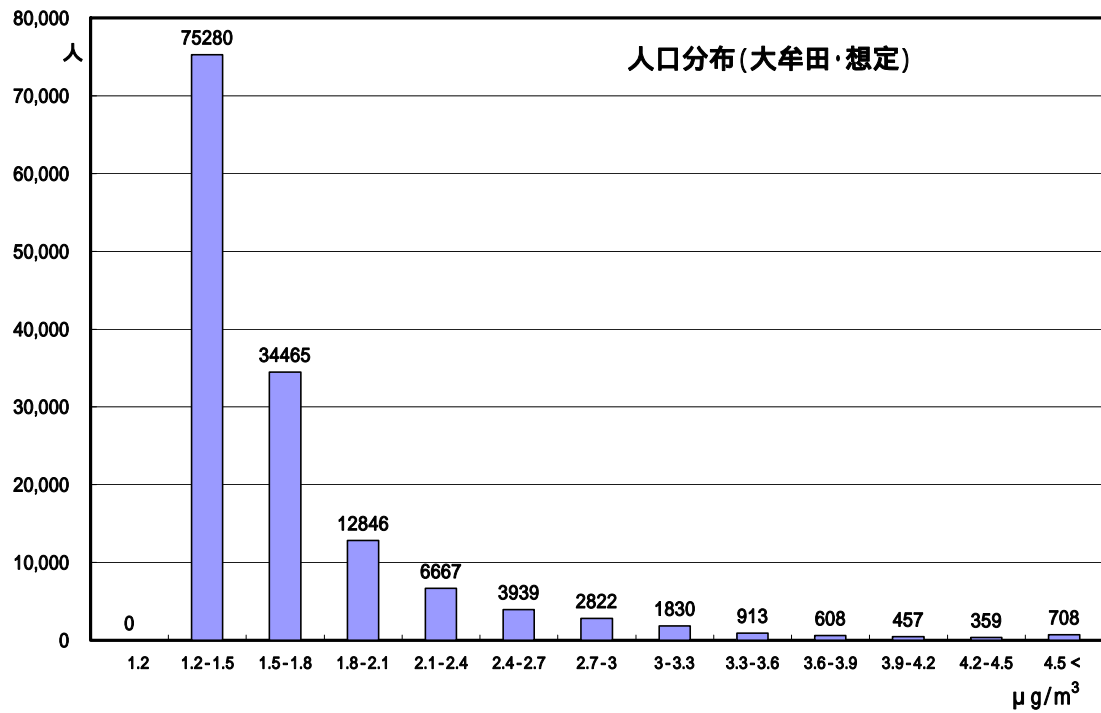
図 -13 水島地区年間平均濃度ランク別メッシュ数分布と人口分布 .

5

1



2



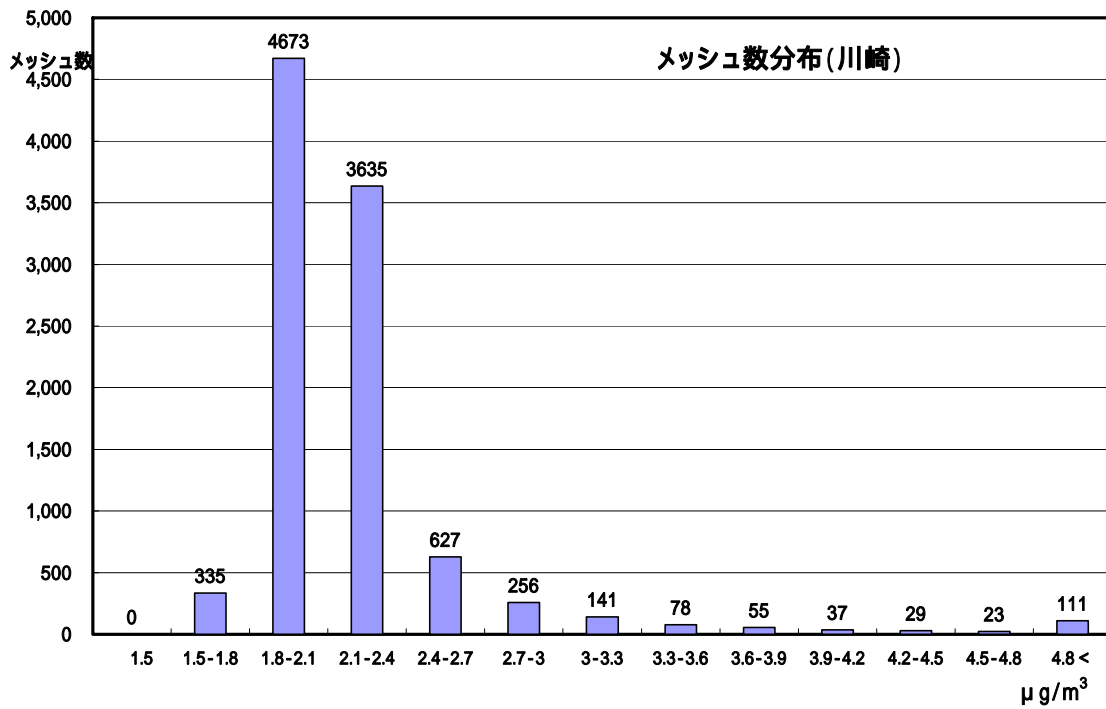
3

4

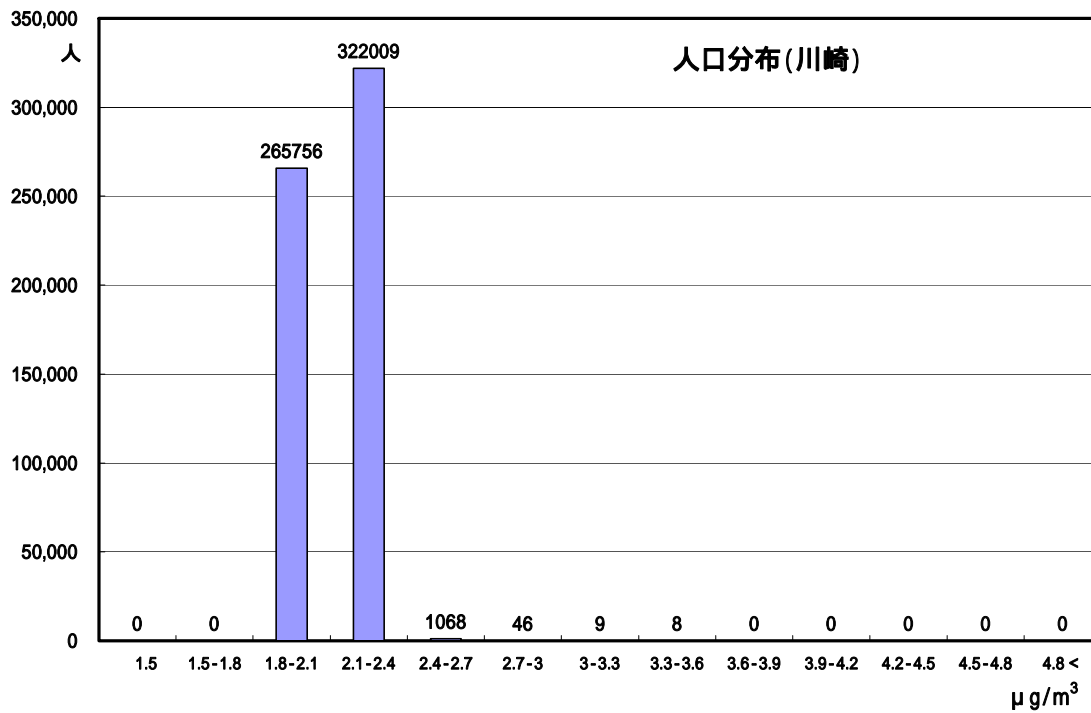
5

図 -14 大牟田地区年間平均濃度ランク別メッシュ数分

1



2



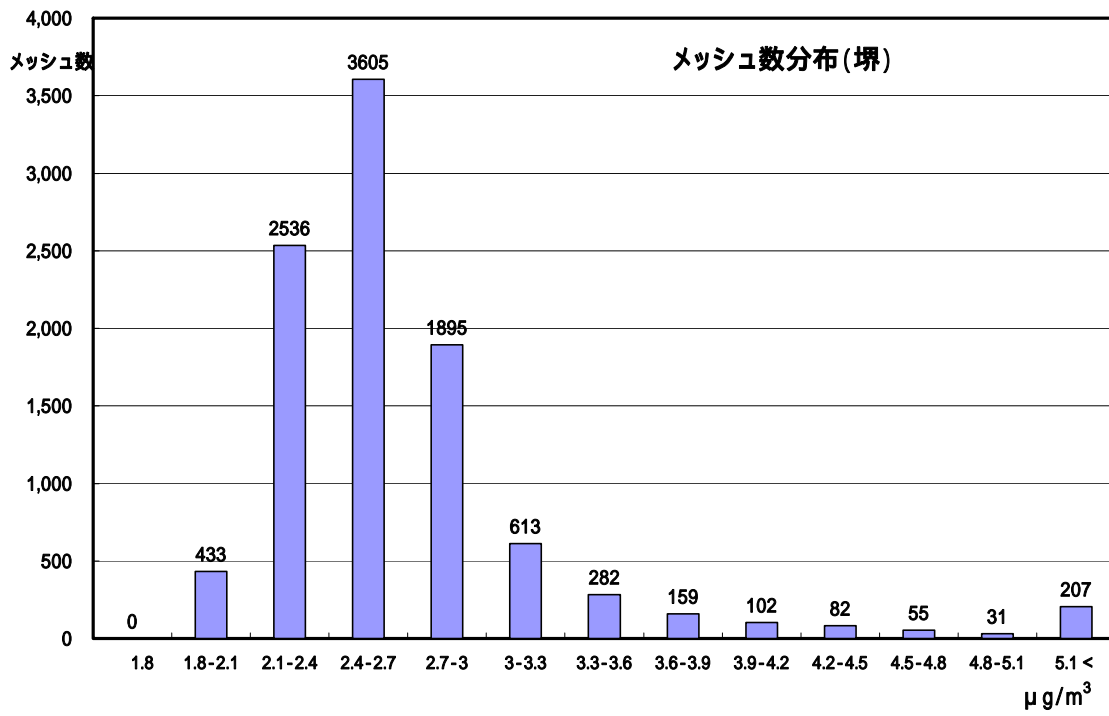
3

4

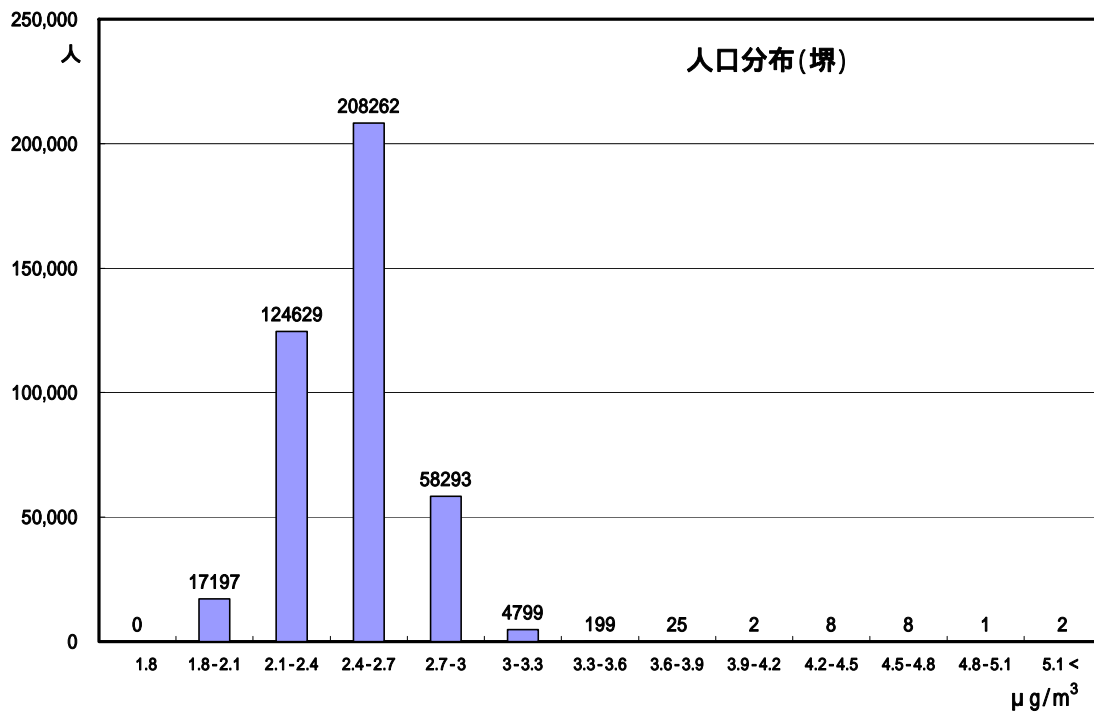
図 -15 川崎地区年間平均濃度ランク別メッシュ数分布と人口分布 .

5

1



2



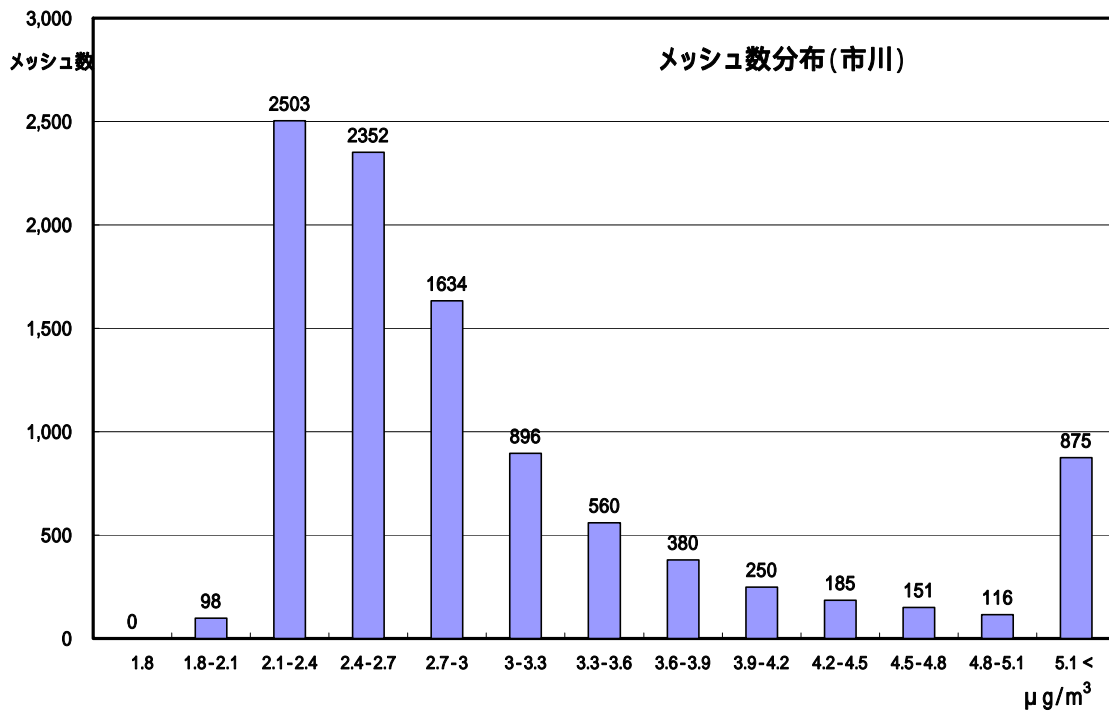
3

4

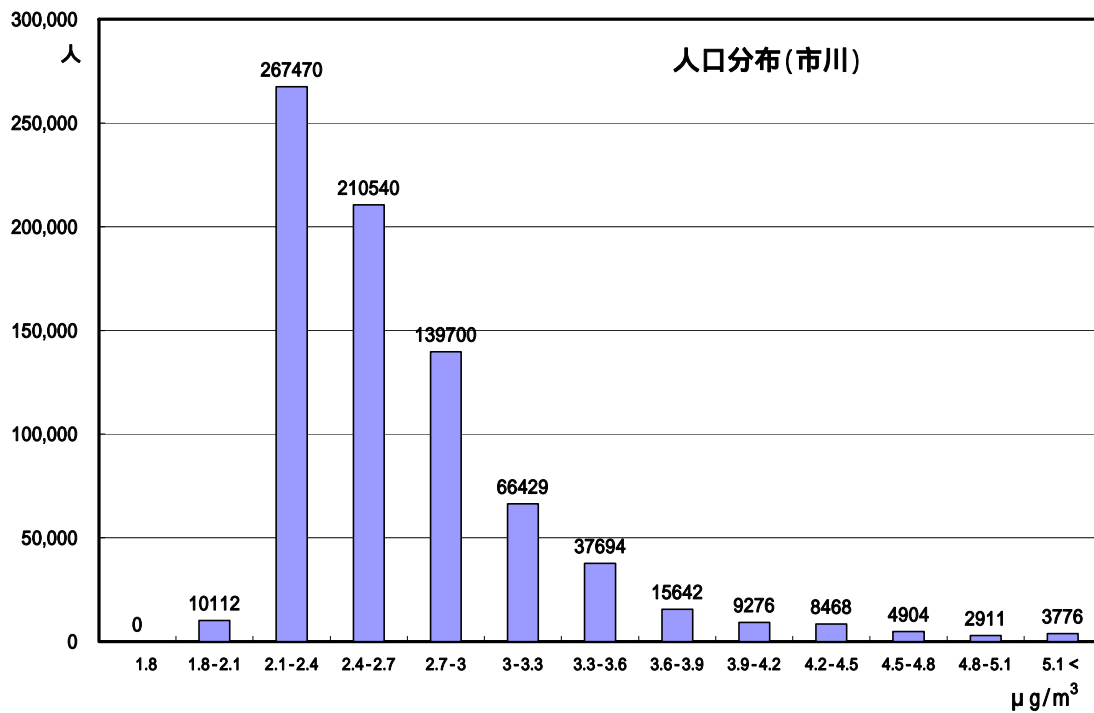
5

図 -16 堺地区年間平均濃度ランク別メッシュ数分布と人口分布 .

1



2



3

4

図 -17 市川地区年間平均濃度ランク別メッシュ数分布と人口分布 .

5

1 7.まとめ

2

3 発生源近傍用の大気拡散モデルMETI-LISを用いて、地域自主管理計画実施地区、排出量の大き  
4 い事業所周辺、および発生源周辺や一般環境に類別されたモニタリング局で環境基準を超えた局  
5 がある工業地域周辺の計6地区について濃度分布の推算を行った。

6 事業所周辺の濃度推算には正確な排出条件(位置,高さ,排出形態等)を与える必要があるが、  
7 この場合はそれらのデータが得られず、単純一律の仮定に従った。そのため、事業所周辺の居住  
8 地域における濃度の計算結果は厳密な意味での検証には適さないが、6地区を合わせた計算濃度と  
9 実測濃度の対応状況は概ね良好であった。そこで、モデルによる推算濃度分布を基礎とし、人口  
10 分布メッシュ推計データを結合して、濃度区分別人口を求めた結果、環境基準を超える高濃度に  
11 暴露する居住人口は6地区の合計で約16万人となった。このうちの約15万人は東京区部の人口密集  
12 地域と接続する市川地区の見積りである。

13 ただし、モデル推算濃度は全般に実測濃度よりも低めである。実測濃度には測定局が直面する  
14 沿道の自動車からの排出の直接影響が、メッシュで平均化されたバックグラウンド濃度としての  
15 見積りよりも大きく加わっていると見込まれる。そのような沿道高濃度の見積りは次の第VII章で  
16 行うが、本章で推算した点源の影響と沿道高濃度を区分して評価することとなり、これらの相乗  
17 効果による高濃度が評価漏れとなることは今後課題を残す。

## 第VII章 沿道暴露解析

### 1. はじめに

ベンゼン発生源として、現状では自動車が大割合を占める（第III章）。概して沿道の濃度は一般環境に比べて高く、交通量の多い沿道では環境基準値を超えるところがある（第IV章）。2004年度のモニタリング調査の結果では、有効測定局数中の環境基準超過局数は、一般環境局2/235、発生源周辺局6/77、沿道局15/106であった。改善されてきたとはいえ、沿道において相対的に高い比率で環境基準を超えている。これらの多くは当然ながら自動車の寄与が大きいと推測される。そのような、一般環境に対する沿道の過剰濃度への暴露状況を評価するために、沿道拡散モデルを用いた解析を行う。

用いるモデルは、線積分プルームモデルを基礎とした線源拡散モデルであるが、それだけでなく、沿道の局所的な人口分布傾向の調査に基づき、沿道過剰濃度に暴露される沿道人口を推算する機能を付加し、濃度レベル別人口等も推算する。これらの機能を統合し、本章のために構築したモデルを以下では簡略に「沿道モデル」と呼ぶ。

### 2. 沿道暴露の評価方法

#### 2.1. 沿道暴露評価のためのモデル構成

一般環境におけるベンゼン暴露の概要は、既に第V章のADMERを用いた解析により評価した。その際のADMERによる濃度算定には自動車からのベンゼン排出も反映されている。しかし、ADMERの計算濃度は約5km四方のメッシュ内の平均濃度であり、詳しく見れば、自動車走行による排出の影響を強く受ける沿道の濃度はメッシュ平均濃度よりもかなり高い可能性があり、他方、道路から離れた後背地の濃度は平均よりも低いと推測できる。

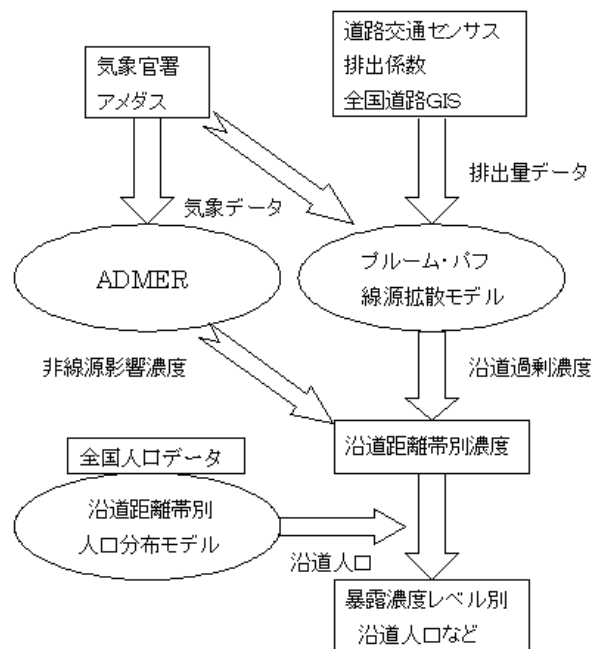
本章で用いる沿道モデルは、プルーム・パフ線源拡散モデル、ADMER、沿道人口モデルの組み合わせである（図VII-1参照）。濃度計算では、まず自動車走行による排出のみによる沿道濃度をプルーム・パフ線源拡散モデルにより計算する。これを、線源以外の排出源の影響による濃度に対する「沿道過剰濃度」と表現する。年間気象データによる計算結果の重合により、沿道過剰濃度の年平均値が得られる。ただし、沿道過剰濃度を評価する必要があるのは幹線道路をはさむ両側、各200mまでの範囲であると仮定する。細街路における排出の影響は非線源影響濃度に含め、当該メッシュの線源排出量のみを除外したADMERの計算により求められる。

以上の濃度評価の手順を数式で区分して表現すると、環境濃度 $C_{env}$ は次のように表される。

$$C_{env} = C_{car,line} + (C_{car,area} - C_{car,in}) + C_{other,area} + BG \quad (2.1)$$

ここで、

1  $C_{car,line}$  : 線源モデルによるメッシュ内の線源からの寄与濃度  
 2  $C_{car,area}$  : ADMERによる広域の全道路からの寄与濃度  
 3  $C_{other,area}$  : ADMERによる広域の自動車以外の発生源からの寄与濃度  
 4  $C_{car,in}$  : ADMERによる当該メッシュからの幹線道路寄与濃度  
 5 BG : 地域外あるいは対象発生源以外の発生源を起源とするバックグラウンド濃度  
 6 である。右辺第1項のみが線源モデルで計算され、第2、第3項への寄与排出量が ADMER への  
 7 入力データとなる。BG は、第V章における検討の結果、全国的に  $1 \mu g/m^3$  とされたが、本章に  
 8 おいても改めて沿道モデルの検証の過程で検討する。  
 9



10  
 11 図VII-1 沿道暴露評価のプロセス

12  
 13 線源拡散モデルを用いた計算では、幹線道路の両側200 m圏内濃度分布を求める。これは沿道過  
 14 剰濃度であるので、ADMERから得られる非線源影響濃度を加えて実濃度とする。一方、200 mま  
 15 での各距離帯に居住する人口は後述する沿道距離帯別人口分布モデルにより与えられる。これら  
 16 の濃度と人口を積算すれば濃度レベル別沿道人口ヒストグラム等が得られる。

17  
 18 2.2. 線源拡散モデル

19 自動車排ガスに含まれる物質の沿道における拡散は、高架等の道路構造や沿道建物の多様な配  
 20 列等の影響を受け、本来きわめて複雑である。地区ごとの道路と沿道建物の個別具体的な配置デ  
 21 ータをモデルに設定して詳細な気流と拡散を計算する手法は存在するが(例えば吉川ほか, 2003),  
 22 膨大な入力データと計算量を必要とするため、広域を対象として使用することは現実的ではない。



1 そのため、ここでは従来広く用いられてきたブルーム・パフ式の線積分形である線源拡散モデル  
 2 を用いる。ブルーム・パフモデルは平坦な地形を想定したものであり、沿道に高層ビルが立ち並  
 3 ぶ都市に適用した場合、ビル列にはさまれた道路空間（ストリートキャニオンと呼ばれる）の高  
 4 濃度化傾向や沿道ビルの裏側低層の低濃度化傾向を考慮することはできない。しかし、道路空間  
 5 の高濃度に沿道居住人口が常時直接暴露すると想定する必要はないので、ひとまずブルーム・パ  
 6 フモデルを適用してみることにする。そして、モデル計算結果を沿道モニタリング局の実測デー  
 7 タに照らして総合的に検証し、概略的な近似として使用可能かどうかを確認する。

8 使用する線源拡散モデルの計算式ほか、具体的な構造について以下に述べる。

9 (1) 基本式

10 ひとつの線源からの月別・時間帯別平均寄与濃度は、次式による。

$$\overline{C_{mt}} = \sum_s \sum_{wd} \sum_{ws} \rho_w \cdot C_{plume} + \sum_s \rho_c \cdot C_{puff}$$

11 ここで、 $\overline{C_{mt}}$  : 月 t 時間帯平均寄与濃度 ( $m^3 / m^3, g/m^3$ )

$s$  : 安定度階級,  $wd, ws$  : 有風時風向風速階級

$\rho_w$  : 有風時の安定度・風向 風速階級別出現頻度

$\rho_c$  : 無風時の安定度別出現 頻度

$C_{plume}$  : 安定度・風向風速階級 別積分ブルーム濃度

$C_{puff}$  : 安定度階級別積分パフ 濃度

12

13 積分ブルーム濃度は、以下のように点源ブルーム濃度を有限線源について数値積分して求める。

$$C_{plume} = \int_0^L \frac{q}{2\pi\sigma'_y \sigma'_z} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y'^2}\right) \cdot F dl$$

$$F = \exp\left\{-\frac{(z - He)^2}{2\sigma_z'^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(z + He)^2}{2\sigma_z'^2}\right\}$$

14 ここで、 $q$  : 線源強度 ( $m^3 / m^3, g / m^3$ ),  $L$  : 線源延長 ( $m$ ),  $l$  : 線源上の点  
 $x, y$  :  $l$  における点源からの風 下距離 ( $x$ ), 横風距離 ( $y$ ) ( $m$ )

$\sigma'_y, \sigma'_z$  : 横方向、鉛直方向の修正拡散幅 ( $m$ )

$$\sigma'_y = \sigma_y + \sigma_{y0}, \sigma'_z = \sigma_z + \sigma_{z0}$$

15 線源積分パフ濃度は、定常放出点源からの時間積分パフ濃度解析解  $C_p(x,y)$  を以下のように有限線  
 16 源について数値積分して求める。

17

$$C_{puff} = \int_0^L q \cdot c_p(x, y) dl$$

$$c_p(x, y) = \frac{1}{\pi^{3/2} \alpha^2 \gamma} (A_1 + A_2)$$

$$A_1 = \frac{1}{2p_1} [1 - \exp(-\frac{p_1}{t_0^2})], A_2 = \frac{1}{2p_2} [1 - \exp(-\frac{p_2}{t_0^2})]$$

$$p_1 = \frac{1}{2} [\frac{x^2 + y^2}{\alpha^2} + \frac{(z - He)^2}{\gamma^2}], p_2 = \frac{1}{2} [\frac{x^2 + y^2}{\alpha^2} + \frac{(z + He)^2}{\gamma^2}]$$

ここで、 $c_p(x, y)$ :線源上の点 $l$ からの正規化時間積分パフ濃度

$\alpha$ は $\sigma_x = \sigma_y = \alpha t$ で近似したときのパラメータ ( $t$ は経過時間)

$\gamma$ は $\sigma_z = \gamma t$ で近似したときのパラメータ

$t_0$ :初期拡散幅 $\sigma_{x0}, \sigma_{y0}, \sigma_{z0}$ に対応する経過時間(s),  $t_0 = \max(\sigma_{y0} / \alpha, \sigma_{z0} / \gamma)$

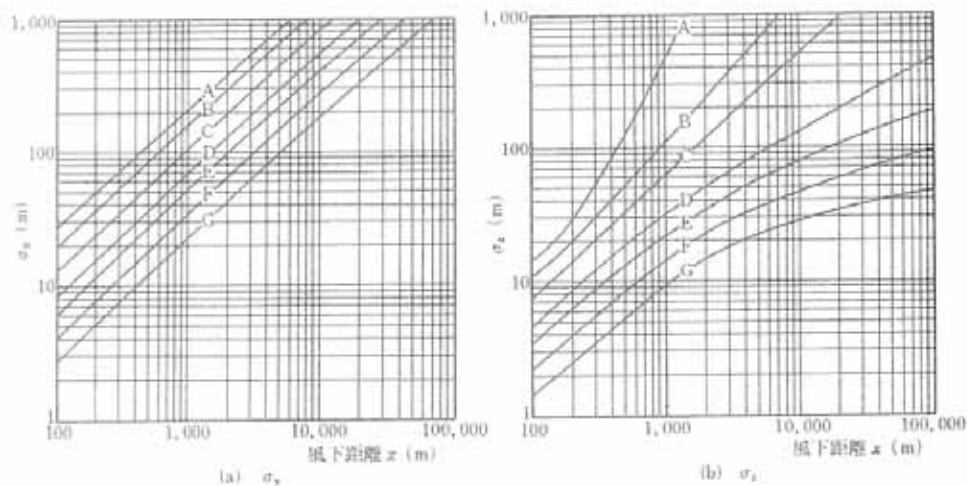
2

3 (2) プルーム式における拡散幅

4 線源モデルでは、プルーム式における拡散幅を以下の2方式で設定できる。

5 a. Pasquill-Gifford の拡散幅線図

6 図 VII-2 に示す  $y, z$  で、地表面粗度 3cm 程度の平坦地における拡散幅とされている。



7

8

9

図 VII-2 Pasquill-Gifford の拡散幅

(窒素酸化物総量規制マニュアル[新版], 公害研究対策センター, 2000)

10

11

12 b. Smith による鉛直拡散幅

13 Smith は、地表面粗度によって拡散幅が変化することに着目して、 $z_0=1, 10, 100$  cm における鉛

14 直拡散幅を推奨している (Pasquill & Smith, 1983)。表 VII-1 は、風下距離  $x$  における鉛直拡散幅を

15 決めるパラメータ  $a, s$  の変化を示す。そこで、対象地域の粗度に応じて、パラメータを対数線型

16 内挿して用いる。なお、 $y$  は Pasquill-Gifford の線図を用いる。

17

1

表 VII-1 Smith の  $z_0$  をパラメータとする拡散幅

$z_0$	$z=ax^s$					
	A			s		
	1cm	10cm	100cm	1cm	10cm	100cm
A	0.102	0.14	0.19	0.94	0.9	0.83
B	0.062	0.08	0.11	0.89	0.85	0.77
C	0.043	0.056	0.077	0.85	0.8	0.72
D	0.029	0.038	0.05	0.81	0.76	0.68
E	0.017	0.023	0.031	0.78	0.73	0.65
F	0.009	0.012	0.017	0.72	0.67	0.58

2

3 粗度を推定する方法としては、近藤（1994）による地域平均の粗度推定モデルを用いる。この  
4 モデルは、国土数値情報の土地利用データを用いて、以下の回帰モデルで表現されている。

$$5 \quad Z_0 = 0.4 \cdot A + 1.25 \cdot B + 2.0 \cdot C + 1.1 \cdot D - 0.3 \quad (\text{m})$$

6 ここで、A～D は面積率で、

7 A：田，その他の農用地，荒地，幹線交通用地，その他の用地，河川地及び湖沼，海浜，海  
8 水域，ゴルフ場

9 B：森林

10 C：建物密集地

11 D：独立建物用地

12 のように区分されるが、現在は C, D が一本化されているので、「建物用地」の半々を C, D に振り  
13 分ける。モデルでは、水面・河川地の面積率が 90% を超える場合は  $z_0=0.001\text{m}$ ，田，畑，荒地，  
14 その他の用地，河川地の面積率が 90% を超える場合は 0.05m にする例外処理が含まれる。沿道モ  
15 デルに全国の 5km メッシュ別  $z_0$  推定値を内蔵する。

16

### 17 (3) パフ式における拡散パラメータ

18 パフ式における拡散パラメータ  $\sigma_z$  は、Turner 線図を基本とする窒素酸化物総量規制マニュアル  
19 の推定値を用いる。

20

安定度	A	B	C	D	E	F
	0.948	0.781	0.635	0.470	0.439	0.439
	1.569	0.474	0.208	0.113	0.067	0.048

24

### 25 (4) プルーム式における風速

26 沿道モデルでは、ADMER 気象モデルで生成される 5 km メッシュ毎の気象出現頻度を用いる。  
27 ADMER ではこの気象区分にあたって AMeDAS 観測値から地上 50m での風速を推定して用いて  
28 いる。従って、そこでの区分別代表風速をそのまま適用することは不適當であり、風速を評価す  
29 る高度  $Z_c$  を指定して修正する方法をとっている。この場合、メッシュの粗度を考慮するか否かに

1 より2つの修正式を用意している。

2 1) 粗度を考慮しない場合

3 有風時風速区分は、0.5～1.0 m/s (代表風速 0.75 m/s)、1.0～3.0 m/s (2.0m/s)、3.0～5.0 m/s (4.0  
4 m/s)、5.0～8.0 m/s (6.5 m/s)、8.0 m/s～(9.0 m/s)である。それぞれの代表風速を安定度に応じた  
5 べき指数で修正する。

$$6 \quad U(Zc)=U_{50} \cdot (Zc/50)^p$$

7 ここで、 $p$  は、窒素酸化物総量規制マニュアルに従って、0.1 (A)、0.15 (B)、0.20 (C)、0.25 (D)、  
8 0.25 (E)、0.30 (F) とする。

9 2) 粗度を考慮する場合

10 地上50mの風速を推定する際には、上記の逆の手順に従っている。従って、AMeDASの通常の  
11 測定高度10mへの修正をまず上記の手順に従う。そのうえで、都市域におけるべき指数は、上記  
12 のべき指数の1.5倍程度とされていることから(窒素酸化物総量規制マニュアル)、都市域の粗  
13 度を1.0m、田園地域の粗度を0.01mと判断して以下の修正式を用いる。

$$14 \quad U_{10}=U_{50} \cdot (10/50)^p$$

$$15 \quad U(Zc)=U_{10} \cdot (Zc/10)^{p'}$$

$$16 \quad p'=p[1+0.5 \cdot (\log(z_0)-\log(0.01))/(\log(1.0)-\log(0.01))]$$

17

### 18 2.3. 沿道距離帯別人口分布モデル

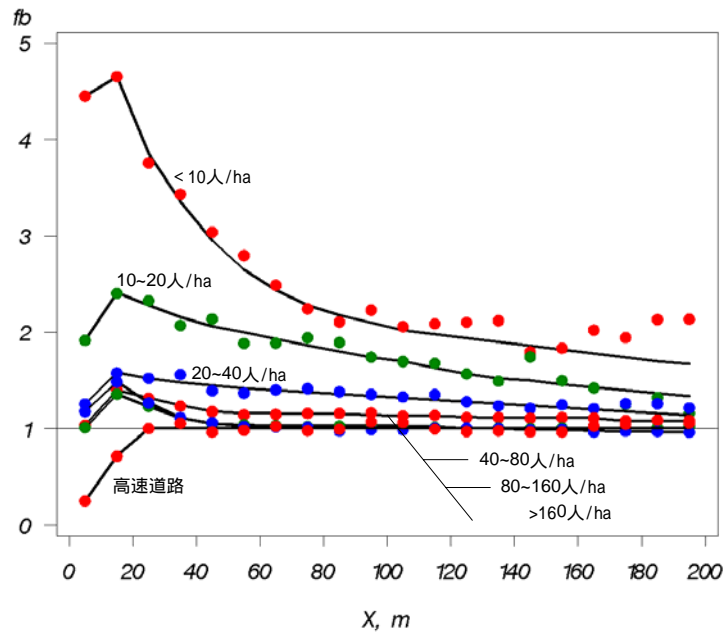
19 前述のとおり、沿道過剰濃度を算定する範囲は道路から200mまでの範囲とし、ここでは非線  
20 源影響としてADMERにより計算される5kmメッシュ平均濃度を加算する。それ以上離れた後背  
21 地の濃度はADMERの5kmメッシュ平均濃度をもって推定値とする。それぞれの濃度に暴露され  
22 る集団の人口は、3次メッシュ人口(2000年)を用い、沿道では道路からの距離に応じた人口偏  
23 在指数で補正して推計する。

24 ここで用いる偏在指数 $f_b$ は、東京都内の幹線道路沿道の用途別建物分布の解析により得られた  
25 ものであり、図VII-3、表VII-2に示すように3次メッシュの人口密度により異なる分布を示す。  
26 1ha当たり40人以上のように人口密度の高い地域では、幹線道路から20m程度の距離に若干の  
27 人口集中が見られるものの、それ以外の区域では一様に密集し、全体の平均値と大差のない分布  
28 である。それが10～20人/ha程度の地域になると、幹線道路沿いで平均人口密度の2倍を超える  
29 密集状態となっており、道路からの距離とともに低下して200m程度でほぼ平均に近づく。さら  
30 に人口密度の低い地域では、人口のかなりの割合が沿道に集中している。この場合、道路から200  
31 mの距離帯でもメッシュ平均の人口密度までは下がりきっていない。

32 この結果として、人口密度のごく低いメッシュでは、メッシュ内幹線道路延長が長い場合、沿  
33 道人口がメッシュ人口を上回るという不合理が起きる場合がある。このようなメッシュは、一般  
34 的にベンゼン濃度のごく低いので、評価に大きな影響がないと考えられることから、後背地人口

1 をゼロとし、沿道人口をメッシュ人口に整合するように比例的に修正することで対処する。

2



3

4

図 VII - 3 沿道人口偏在指数分布

5

6

表 VII-2 沿道人口偏在指数 fb 値

距離帯(m)	高速道路	一般道路						
		<10 P/ha	10-20 P/ha	20-40 P/ha	40-80 P/ha	80-160 P/ha	160 P/ha-	
0 - 10	0.25	4.45	1.92	1.26	1.04	1.01	1.18	
10 - 20	0.72	4.65	2.41	1.58	1.40	1.36	1.49	
20 - 30	1.00	3.85	2.28	1.52	1.32	1.23	1.27	
30 - 40	1.00	3.35	2.16	1.48	1.24	1.11	1.11	
40 - 50	1.00	2.95	2.06	1.45	1.18	1.05	1.06	
50 - 60	1.00	2.65	2.00	1.42	1.16	1.04	1.02	
60 - 70	1.00	2.44	1.93	1.40	1.16	1.03	1.02	
70 - 80	1.00	2.28	1.86	1.38	1.15	1.03	1.02	
80 - 90	1.00	2.18	1.80	1.36	1.15	1.03	1.00	
90 - 100	1.00	2.10	1.74	1.34	1.14	1.03	1.00	
100 - 110	1.00	2.02	1.70	1.32	1.13	1.03	1.00	
110 - 120	1.00	1.98	1.63	1.30	1.13	1.02	1.00	
120 - 130	1.00	1.94	1.57	1.28	1.12	1.00	1.00	
130 - 140	1.00	1.90	1.52	1.26	1.11	1.00	1.00	
140 - 150	1.00	1.86	1.50	1.24	1.11	1.00	0.99	
150 - 160	1.00	1.82	1.46	1.22	1.11	1.00	0.99	
160 - 170	1.00	1.78	1.43	1.20	1.11	1.00	0.98	
170 - 180	1.00	1.74	1.40	1.18	1.08	1.00	0.97	
180 - 190	1.00	1.70	1.37	1.16	1.08	1.00	0.97	
190 - 200	1.00	1.67	1.34	1.14	1.08	1.00	0.96	
平均	0.95	2.47	1.75	1.32	1.15	1.05	1.05	
サンプリング距離(km)	202.4	245.9	102.0	212.9	429.3	801.0	378.9	

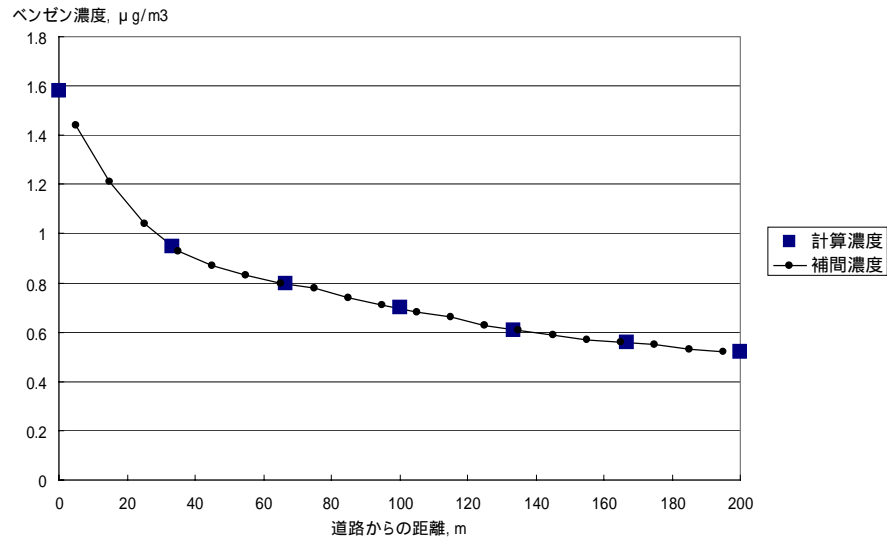
7 注1. サンプリング距離は、解析を行った沿道の延長(上下側計)を示す。

8

9 沿道濃度計算では、道路延長 1000 m を超えない間隔(平均 800 m, 第 4.1 節参照)で濃度計算

1 点を設定し、路線と直角な断面の 200 m 範囲で 7 点 (道路端, 33, 67, 100, 133, 167, 200 m) の年平均  
2 均濃度を推定した。さらに、この結果からスプライン補間により 10m 毎 20 点 (5, 15, 25, …, 185,  
3 195 m) の濃度を推定し、10 m 帯の人口推定値とあわせて濃度区分別暴露人口を推計した (図 VII-4  
4 参照)。

5



6

7 図 VII-4 沿道濃度の計算と補間の例

8

#### 9 2.4. ベンゼン排出量、その他の計算条件

10 路線ごとの自動車ベンゼン排出量は PRTR データとは別個に算出した。1999 年度道路交通セン  
11 サス一般交通量調査およびその後の変化に基づいて、道路区間毎に暖機後の排気管排出量、ラン  
12 ニング蒸発排出量を推計した。

13 コールドスタート排出や、ダイアーナルブリージング蒸発排出、ホットソーク蒸発排出につい  
14 ては、メッシュ別に排出量を推計し、非線源影響を算定する ADMER への入力データとした。

15 これらの使用に当たっては、PRTR 制度に基づき推計されている 2004 年度自動車ベンゼン排出  
16 量をコントロールトータルとして、道路区間ごとあるいはメッシュ別の月別時刻別排出量分布を  
17 推計した。自動車ベンゼン排出量の推計と使用の詳細については第 3 節で扱う。

18 非線源影響濃度に寄与する工場等の点源、特定区域で使われる機械や特殊自動車、群小発生源  
19 に対応する面源については、2004 年度排出量を ADMER のメッシュに割り振った。

20 ADMER を用いた計算における諸係数の設定は、ベンゼンの分解係数  $6.15 \times 10^{-7}$  1/sec (SRC  
21 PhysProp Database)、洗浄比 4.4 (SRC PhysProp Database の無次元ヘンリ定数から算出)、乾性沈  
22 着速度 0.0005 m/s (Ole H., et al., 1995) とした。

23 気象条件については、2004 年 4 月～2005 年 3 月の気象官署・アメダス観測結果を ADMER の気  
24 象モデルに入力して月別気象データを作成した。

25

3 . 自動車ベンゼン排出量の推計

3 . 1 . 推計の概要

PRTR 制度に基づく届出外発生源からの有害化学物質排出量推計のひとつとして「自動車」および「二輪車」による 2004 年度ベンゼン排出量が公表されており、現在のところ最も確かな推計であると考えられることから、この推計値を自動車ベンゼン排出量として採用した（環境省、2006c）。ただし、PRTR 報告では排出量の地域分布や季節変動が不明であるため、個別の道路への配分等については独自の作業を行った。主要な排出サイクルに分けた PRTR 推計排出量を表 VII-3 に示す。この表で「暖機後」はエンジン系が暖まってからの排出量である。「コールド・スタート」は冷機状態から運転するときの排出増分を意味する。その他、DBL,HSL,RL はガソリンの蒸発による排出である。ベンゼン排出量は、総炭化水素（THC）排出量に THC 中のベンゼン含有率を乗じて得られている。

表 VII-3 PRTR における 2004 年度自動車ベンゼン全国排出量推計結果

		乗用車	バス	小型貨物車	普通貨物車	二輪車	計
THC(t/y)	幹線・暖機後	22,075	4,001	26,832	101,565		
	細街路・暖機後	18,897	653	21,188	6,872		
	全道路・暖機後	40,972	4,654	48,020	108,437	34,040	236,123
	コールドスタート	126,315	112	41,940	2,526	3,282	174,175
	DBL	20,906	1	3,017	144		24,068
	HSL	3,910	0	1,097	33		5,040
	RL	5,574	0	1,011	21		6,606
	DBL+HSL+RL	30,390	1	5,125	198	2,843	38,557
	合計	197,677	4,767	95,085	111,161	40,165	448,855
Benzene(t/y)	幹線・暖機後	1,082	45	1,092	1,158		
	細街路・暖機後	942	7	1,001	79		
	全道路・暖機後	2,024	52	2,093	1,237	905	6,311
	コールドスタート	4,421	3	1,459	73	26	5,981
	DBL	209	0	30	1		241
	HSL	39	0	11	0		50
	RL	56	0	10	0		66
	DBL+HSL+RL	304	0	51	2	28	357
	合計	6,749	55	3,603	1,312	931	12,650

DBL: Diurnal Breathing Loss ( 駐車中の気温変動による呼吸ロス )

HSL: Hot Soak Loss ( エンジンオフ直後の蒸発排出 )

RL: Running Loss ( 走行中のガソリンタンク温度上昇による蒸発排出 )

コールドスタート: コールドスタートによる排出増分

3 . 2 . 道路区間別・メッシュ別排出量配分方法

( 1 ) 自動車走行量

自動車ベンゼン排出は幹線道路区間および細街路から排出される。推計において重要な自動車

1 走行量に関して、PRTR 推計では、自動車輸送統計調査年報（国土交通省，2006）による車種別  
 2 走行量を全国走行量としており、本章でもそれに従った。また、幹線道路の道路区間別自動車交  
 3 通量としては、1999（平成 11）年度の道路交通センサス一般交通量調査（国土交通省）があるの  
 4 で、自動車輸送統計による 1999 年度から平成 2004 年度にかけての変化率を車種別に 7 地域（北  
 5 海道，東北・北陸・中部，関東，近畿，中国，四国，九州）および 6 都府県（東京都，神奈川県，  
 6 愛知県，大阪府，兵庫県，福岡県）別に求め、年次補正して用いることとした。自動車輸送統計  
 7 による自動車走行量と幹線道路の一般交通量調査から積み上げた自動車走行量の差分は、細街路  
 8 走行量とみられるので、車種別に 9 地域および 6 都府県別に整理し、さらに人口（2000 年）  
 9 で市町村および ADMER の 5 km メッシュに配分した。二輪車の走行量は道路交通センサスで幹線  
 10 道路については把握されているが、細街路については不明であるため、小型貨物車と同じ細街路  
 11 分担率を想定した。全道路および幹線道路の全国走行量を表 VII-4，表 VII-5 に示す。なお、幹線  
 12 道路の一般交通量調査で欠けている区間の夜間交通量については、同一都道府県の 24 時間交通量  
 13 調査結果から類似する道路種類の平均昼夜率で補足した。また、ピーク時以外の時間帯の旅行速  
 14 度は、時間交通量を変数とする回帰モデルで推定した。

15  
16

表 VII-4 車種別全国自動車走行量（2004 年度）

運輸局	(千 km/年)					二輪車
	乗用車	バス	小型貨物車	普通貨物車	計	
北海道	24,918,173	477,513	5,761,059	6,042,154	37,198,899	243,326
東北・北陸・中部	125,379,422	1,408,992	45,434,218	27,742,754	199,965,386	1,323,554
関東	93,421,547	852,951	21,786,489	17,549,206	133,610,192	1,102,499
近畿	23,812,405	307,453	7,631,331	4,679,332	36,430,521	798,629
中国	37,794,375	515,417	11,417,834	7,638,204	57,365,830	732,776
四国	18,085,036	208,964	6,935,452	3,726,639	28,956,091	581,355
九州	47,611,221	658,080	15,679,388	7,117,747	71,066,436	1,083,924
東京都	28,920,576	592,318	7,453,530	4,560,954	41,527,378	1,017,350
神奈川県	24,092,709	377,705	4,842,486	3,847,466	33,160,366	675,545
愛知県	35,711,595	295,518	8,488,254	6,809,780	51,305,147	265,626
大阪府	24,546,553	401,154	7,621,404	5,922,688	38,491,799	734,808
兵庫県	26,581,449	249,197	6,674,145	4,930,865	38,435,656	431,518
福岡県	21,964,568	320,062	6,457,340	4,328,197	33,070,167	384,038
全国	532,839,629	6,665,325	156,182,930	104,895,985	800,583,870	9,374,946

17 (自動車輸送統計年報に基づき作成)

18



1  
2

表 VII-5 幹線道路車種別走行量 (2004 年度)

C. 道路交通センサス一般交通量調査(休日120日仮定) 2004 (千 km/年)

地域	乗用車	バス	小型貨物車	普通貨物車	計	二輪車
北海道	19,055,699	471,703	4,292,562	4,363,124	28,183,089	243,958
東北・北陸・中部	99,657,241	1,731,709	28,818,788	25,544,270	155,752,009	1,325,253
関東	69,173,908	958,589	12,484,183	13,604,008	96,220,688	1,103,973
近畿	19,227,853	318,090	4,434,830	4,511,852	28,492,625	798,326
中国	33,203,074	463,217	7,262,074	6,814,228	47,742,594	732,081
四国	15,345,647	203,316	4,710,686	2,213,869	22,473,518	580,297
九州	38,226,194	584,898	9,536,643	5,044,142	53,391,877	1,083,230
東京都	14,225,119	306,136	3,604,945	3,144,995	21,281,195	1,016,193
神奈川県	14,212,890	253,731	2,789,323	3,155,917	20,411,860	675,799
愛知県	18,367,091	213,322	3,917,817	4,250,159	26,748,389	266,288
大阪府	15,196,477	211,950	3,569,803	3,212,658	22,190,888	734,082
兵庫県	15,186,960	254,147	3,189,310	3,683,922	22,314,339	430,955
福岡県	14,527,404	229,113	3,172,262	2,444,749	20,373,529	384,221
全国	385,605,559	6,199,921	91,783,227	81,987,894	565,576,600	9,374,654

3

4 (2) 暖機後の排出量

5 暖機後の THC 排気管排出係数は、PRTR 推計で採用された推定値を用いた。表 VII-6 は、旅行  
6 速度区分別の四輪車排出係数である。二輪車について、車種・規制区分の構成比で平均化した THC  
7 排出係数を表 VII-7 に示す。幹線道路区間については、平日・休日別に車種別時間交通量・旅行  
8 速度から THC 排出量を推計した。細街路については、当該都道府県の一般都道府県道路の時刻別  
9 旅行速度分布と同じ速度分布をとることを想定して排出量を算出した。

10

11 表 VII-6 四輪車の暖機後排気管 THC 排出係数 (車種別ガソリン・ディーゼル別)

km/h	乗用車		バス		小型貨物車		普通貨物車	
	G	D	D	G	D	G	D	
3~5	0.539	0.375	2.652	1.804	0.892	3.320	4.711	
5~10	0.276	0.211	1.628	1.006	0.532	1.928	2.839	
10~15	0.154	0.140	1.146	0.639	0.365	1.288	1.969	
15~25	0.087	0.104	0.860	0.432	0.267	0.924	1.463	
25~40	0.043	0.087	0.657	0.297	0.201	0.680	1.119	
40~60	0.039	0.081	0.521	0.219	0.163	0.536	0.896	
60~80	0.038	0.077	0.470	0.176	0.143	0.460	0.805	
内部比	0.927	0.073	1.000	0.660	0.340	0.012	0.988	

12

(PRTR 報告書から作成)

13

14 表 VII-7 二輪車の旅行速度区分別 THC 排出係数

道路	旅行速度区分別 THC 排出係数 (g/km)						
	15~20	20~25	25~30	30~40	40~50	50~60	60~80
一般道路	2.75	2.39	2.19	2.02	2.05	1.99	1.90
高速道路	2.79	2.40	2.14	1.84	1.56	1.33	1.06

15

(PRTR 報告書から作成)

1 (3) コールドスタート排出量

2 コールドスタート排出量は、暖機後排出量に対するエンジンスタート時の排出増分であり、前  
 3 回エンジンを停止してからの経過時間（ソーク時間）が長いほど排出量が増す。PRTR 排出推計  
 4 で用いられた12時間以上のソーク時間における1回あたりの排出係数とソーク時間による補正係  
 5 数を表 VII-8、表 VII-9 に示す。1台あたりの排出量は次式で表される。ここで、 $s$  はソーク時間  
 6 別スタート毎の和を表す。

7

8 コールドスタート排出量 (g/日) =  $s$  冷始動時排出増分原単位 (g/回)

9 × ソーク時間補正係数 × 気温補正係数

10 × ソーク時間別スタート回数 (回/日) (3.1)

11

12 ソーク時間別スタート回数は、JCAP (Japan Clean Air Program) における調査 (石油産業活性化  
 13 センター、1998) により、車種別・自営別・時刻別に推計されている。市町村別のコールドスタ  
 14 ート排出量は、車種別・自営別登録台数を上式に乗じて得られる。全国の各市町村について推計  
 15 するためには、気温補正係数を月別時刻別に求める必要があり、本調査では、県庁所在地に近い  
 16 気象官署の毎時気温データを用いて補正係数を求めた。気温補正パラメータは、PRTR推計と同様で  
 17 ある。

18 メッシュ別のコールドスタート排出量は、乗用車・バスはメッシュ人口により、貨物車は事業  
 19 所従業者数により市町村別値を配分した。

20

21 表 VII-8 コールドスタート排出係数 (冷始動時 暖機後)

22 四輪車

車種	THC 排出係数 (g/回)			
	ガソリン車		ディーゼル車	
	冷始動時	暖機後	冷始動時	暖機後
軽乗用車	2.16	0.2	-	-
乗用車	2.22	0.23	0.43	0.54
バス	2.89	0.4	8.96	6.41
軽貨物車	2.99	0.27	-	-
小型貨物車	2.75	0.39	6.56	4.76
普通貨物車	3.12	0.48	9.02	6.46
特種用途車	3.7	0.84	8.48	6.08

23

24 二輪車

車種	THC 排出係数 (g/回)		構成比		平均排出係数 (g/回)
	未規制	規制対応	未規制	規制対応	
小型二輪	0.62	1.64	0.540	0.460	1.09
軽二輪	0.22	1.07	0.400	0.600	0.73
原付二種	0.18	0.22	0.430	0.570	0.20
原付一種	1.67	1.79	0.370	0.630	1.75

25

(PRTR 報告書から作成)

1  
2

表 VII-9 ソーク時間補正係数

ソーク時間(h)	ガソリン車	ディーゼル車
0	0.000	0.000
1	0.558	0.111
2	0.622	0.277
3	0.689	0.311
4	0.780	0.344
5	0.835	0.378
6	0.890	0.411
7	0.908	0.510
8	0.927	0.608
9	0.945	0.706
10	0.963	0.804
11	0.982	0.902
12	1.000	1.000

( PRTR 報告書 )

3  
4

5 ( 4 ) DBL 排出量

6 駐車中の自動車の燃料タンクから気温変動に伴う呼吸作用により排出される THC 排出量は、  
7 PRTR 推計と同様の方法で推計した。ただし、本章では、気候の異なる地域間の違いを把握する  
8 ために、県庁所在地近くの気象官署の毎時気温データを用いた。また、PRTR 推計ではガソリン  
9 の RVP ( Reid Vapor Pressure ) として全国平均の季節変化を想定しているが、本章では毎月の平均  
10 気温により市販されているガソリンの RVP を推定する回帰モデルを作成して用いた。

11 ガソリンタンク内で発生する蒸発ガス量の基本式は次式で与える。

12

13 蒸発ガス発生量  $E_v(g) = V \times A \times \exp(B \times RVP) \times [\exp(C \times T_2) - \exp(C \times T_1)]$  (4.1)

14

15  $V_m$ : タンク空隙容量 ( gal, 1 gal=3.785 L )

16

RVP: Reid 蒸気圧 ( PSI )

17

本調査では、石油連盟調査の月別平均 RVP を用いる ( 1PSI=6.895kPa )。

18

T1: 初期燃料温度 ( F' )

19

T2: 最終燃料温度 ( F' ) T1, T2 は気温と同じとする。

20

$A=0.00817, B=0.2357, C=0.0409$

21

$V_m = 0.3 \times 1.18 \times V_0$

22

$V_0$ : 公称タンク容量, 1.18: 公称容量に対する実容量係数, 0.3: 平均空隙率

23

( JCAP 技術報告書 1-5-2 大気モデル (2) 自動車排出ガス推計モデルの開発, 平成 11 年 10 月 )

24

25 ここで、RVP は都道府県別の月別平均気温から次式で推定した。

26

$RVP = 86.42 - 0.23T_{now} - 0.42T_{next}$  (kPa) (  $T_{now}$ : 当月平均気温,  $T_{next}$ : 翌月平均気温 ) (4.2)

1 上式は、京浜地域の2000年度月別出荷実績と気温の関係から回帰分析により推定した( $R^2=0.95$ )。  
 2 発生した蒸発ガスはキャニスターに吸着されて大気中への排出が防止されるが、キャニスター  
 3 吸着容量を超えると破過が生じ、大気中に排出される。車種別の平均キャニスター容量・タンク  
 4 容量はPRTR推計に従い表VII-10のとおりとした。

6 表 VII-10 車種別キャニスター・タンク容量代表値

車種	キャニスター容量(g)		タンク容量(L)
	未対策車	対策車	
普通乗用	16.8	51.7	70
小型乗用	16.5	51.0	67
普通バス	15.0	50.0	70
小型バス	18.9	51.2	65
普通貨物	15.0	50.0	70
小型貨物	18.9	51.2	65
特種	16.9	50.6	68
軽乗用	6.5	34.9	31
軽貨物	4.6	43.3	40
小型二輪	0.0	0.0	18.1
軽二輪	0.0	0.0	9.4
原二	0.0	0.0	6.4
原一	0.0	0.0	5.6

7  
 8 DBLは気温変動量に依存するので、県庁所在地に近い気象官署の毎時気温を用いてDBLの排  
 9 出を時間を追って推定した。時刻tにおける蒸発速度は時刻t-1,tの気温を用いて(4.1)式より  
 10 求められる。ソーク時間nに対応する累積蒸発量は、

$$12 \quad TEv(T, n) = \sum_{i=0}^{n-1} Ev(T-i) \quad (4.3)$$

14 時刻Tにおける、ソーク時間nの車両からの大気放出量Ea(n)は、次式による。

$$16 \quad Ea(T, n) = E_0 \quad \text{at} \quad TEv(T, n) \leq CV \quad \text{破過前} \quad CV: \text{キャニスター容量} \quad (4.4)$$

$$17 \quad Ea(T, n) = Ev(T) \quad \text{at} \quad TEv(T, n) > CV \quad \text{破過後}$$

19 ここで、E<sub>0</sub>はキャニスターが破過していなくとも生じる微量のリークで、JCAPに従い0.04(g/h/  
 20 台)とした。

21 ソーク時間頻度分布は、JCAPの自動車利用実態調査により得られており、これをF(n)とする。

$$23 \quad F = \sum_{n=1}^{N(\text{hr})} F(n) \quad :$$

24 保有台数のうち駐車している割合、Nは十分長い時間でJCAPでは336時間まで  
 25 調べられている。また、F(n)はソーク時間別確率であり、1日のうちの時刻によ  
 26 って異なる分布をし、車種・自家用/営業用によっても異なる。

1

2 以上より，保有車両 1 台当たりの時刻 T における確率平均排出量は，

3  $Ea(T) = \sum_{n=0}^N F(n) \cdot Ea(T, n)$ ,  $n=0$  to  $N$

4 で求められ，履歴を考慮した毎時刻の計算により 1 台あたりの排出総量が求められる．

5 以上の 1 台あたりの年間排出変動計算は，都道府県別・車種別・自家用/営業用別に行った．二  
6 輪車のソーク時間頻度分布は得られていないため，軽乗用車のパターンを当てはめた．(4.4) 式  
7 による排出量に市区町村別車種別自動車保有台数を乗じて市区町村別 DBL 排出量を求めた．

8

9 ( 5 ) HSL 排出量

10 エンジン停止後に排出される HSL 排出については，JCAP による排出原単位およびエンジン停  
11 止回数資料 ( 表 VII-11 ， 表 VII-12 ) を用いて推計した．

12

13

表 VII-11 HSL 排出係数

車種		HSL(g/回)
ガソリン車	全車種	0.068
二輪車	小型	2.559
	軽二輪	0.597
	原二	0.234
	原一	0.165

( JCAP 資料 )

14

15

16

表 VII-12 車種別エンジン停止回数

車種		停止回数(回/日)
普通乗用車	自家用	2.23
	営業用	3.00
小型乗用車	自家用	2.74
	営業用	3.88
普通乗合車	自家用	2.61
	営業用	3.32
小型乗合車	自家用	2.56
	営業用	3.30
普通貨物車	自家用	2.59
	営業用	4.84
小型貨物車	自家用	3.80
	営業用	4.15
特種自動車	自家用	3.06
	営業用	3.26
軽乗用	自家用	4.07
軽貨物	自家用	3.83
	営業用	3.89
小型二輪		1.22
軽二輪		1.45
原付二種		1.73
原付一種		1.75

( JCAP 資料および環境省資料 )

17

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

( 6 ) RL 排出量

四輪車の RL 排出量は，CORINAIR ( EEA,2000 ) のモデルを用いて推計した．  
 キャニスターを装着した走行ガソリン車両 1 台あたりの RL 排出係数は，次式で表される．

$$RL=0.01 \cdot \exp (-5.967 + 0.04259 RVP + 0.1773 ta) \quad (\text{g/km}) \quad (6.1)$$

ta: 気温 ( )

RVP: リード蒸気圧 ( kPa ) (2.3)式により推定

( 7 ) ベンゼン含有率

ベンゼン排出量は，THC 排出量にベンゼン含有率を乗じて求められるので，表 VII-13 に示す PRTR 推計と同様の比率を用いた．

表 VII-13 排出 THC 中ベンゼン含有率

		(%)				
		二輪車	乗用車	バス	小型貨物車	普通貨物車
ホットスタート	ガソリン車	2.7	5.3		5.3	
	ディーゼル車		1.6	1.1	1.3	1.1
コールドスタート	ガソリン車	0.8	3.5		3.5	
	ディーゼル車		2.2	2.2	2.2	2.2
DBL, RL, HSL	ガソリン車	1.0	1.0		1.0	

( PRTR 資料から作成 )

3 . 3 . THC およびベンゼンの排出量比較

以上の手順で推計され，幹線道路線源，細街路面源に配分された自動車 THC,ベンゼン排出量を  
 集計して表 VII-13 にまとめる．ここで推計された排出量に対する表 VII-3 の PRTR 排出量推計値  
 の比は表 VII-14 のとおりであり，ベンゼンの合計排出量では両者はきわめて近いが内訳では相違  
 する点があるので，本推計値に表 VII-14 の係数を乗じて補正することとした．

1  
2

表 VII-13 本調査による線源・面源に配分された THC, ベンゼン排出量集計結果

		(t/年)					
		乗用車	バス	小型貨物車	普通貨物車	二輪車	計
THC(t/y)	幹線・暖機後	20,876	3,851	23,374	83,175	19,392	150,668
	細街路・暖機後	9,612	370	18,990	27,599	14,444	71,015
	全道路・暖機後	30,488	4,221	42,364	110,774	33,836	221,683
	コールドスタート	121,969	358	53,985	7,946	3,201	187,459
	DBL	47,158	2	9,404	511	6,065	63,140
	HSL	3,471	0	1,152	40	6,720	11,383
	RL	5,015		998	0	768	6,781
	DBL+HSL+RL	55,644	2	11,554	551	13,553	81,304
	合計	208,101	4,581	107,903	119,271	50,590	490,446
Benzene(t/y)	幹線・暖機後	1,012	42	992	940	524	3,510
	細街路・暖機後	470	4	813	312	390	1,989
	全道路・暖機後	1,482	46	1,805	1,252	914	5,499
	コールドスタート	4,269	8	1,832	199	26	6,334
	DBL	472	0	94	5	61	632
	HSL	35	0	12	0	67	114
	RL	50		10		8	68
	DBL+HSL+RL	557	0	116	5	136	814
	合計	6,308	54	3,753	1,456	1,076	12,647

3  
4  
5

表 VII-14 本調査排出量に乗じる補正係数

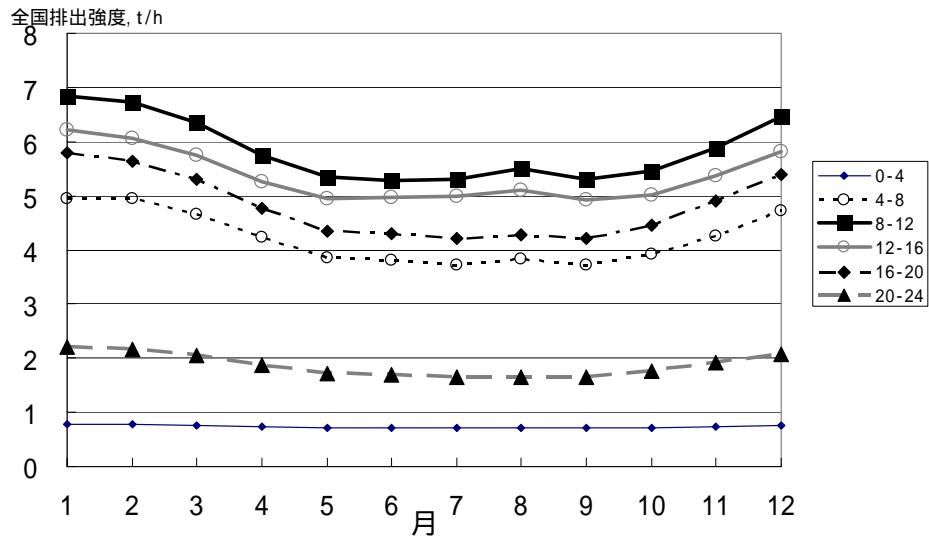
		乗用車	バス	小型貨物車	普通貨物車	二輪車	計
THC(t/y)	幹線・暖機後	1.057	1.039	1.148	1.221		
	細街路・暖機後	1.966	1.765	1.116	0.249		
	全道路・暖機後	1.344	1.103	1.134	0.979	1.006	1.065
	コールドスタート	1.036	0.313	0.777	0.318	1.025	0.929
	DBL	0.443	0.500	0.321	0.282		0.422
	HSL	1.126		0.952	0.825		1.081
	RL	1.111		1.013			1.099
	DBL+HSL+RL	0.546	0.500	0.444	0.359	0.222	0.474
	合計	0.950	1.041	0.881	0.932	0.794	0.915
Benzene(t/y)	幹線・暖機後	1.069	1.073	1.100	1.232		
	細街路・暖機後	2.005	1.838	1.232	0.252		
	全道路・暖機後	1.366	1.139	1.159	0.988	0.990	1.148
	コールドスタート	1.036	0.323	0.796	0.368	1.000	0.944
	DBL	0.443		0.321	0.288		0.422
	HSL	1.117		0.914			1.072
	RL	1.115		1.011			1.101
	DBL+HSL+RL	0.546	1.000	0.442	0.396	0.219	0.439
	合計	1.070	1.019	0.960	0.901	0.865	1.000

6  
7  
8

1 3.4. 自動車ベンゼン排出特性

2 以上の手順により推計された補正済み排出量の月変化を図 VII-5 に整理して示す。冬季の低い  
3 気温におけるコールドスタート排出増加等により排出量に季節変動が生じている。最も排出量の  
4 多い1月について、メッシュ単位で集計したベンゼン排出量(日平均)の分布を図 VII-6 に示す。

5



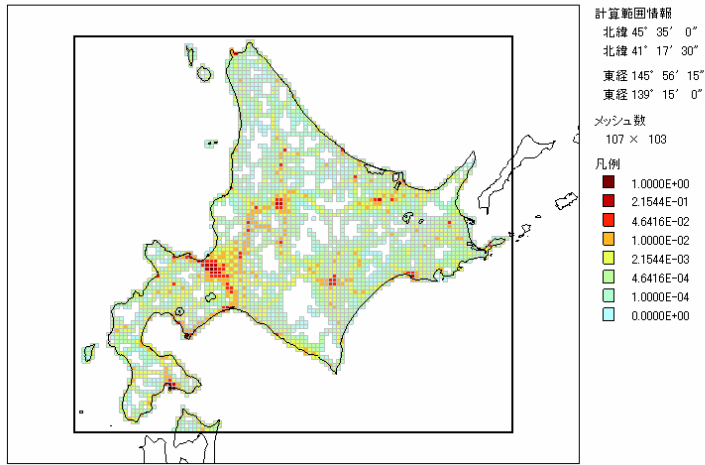
6

7

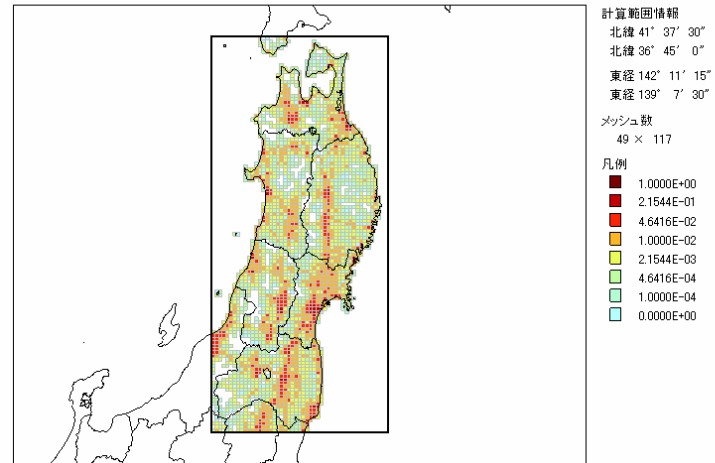
図 VII-5 自動車ベンゼン排出量の月変化(時間帯別の全国平均排出強度)



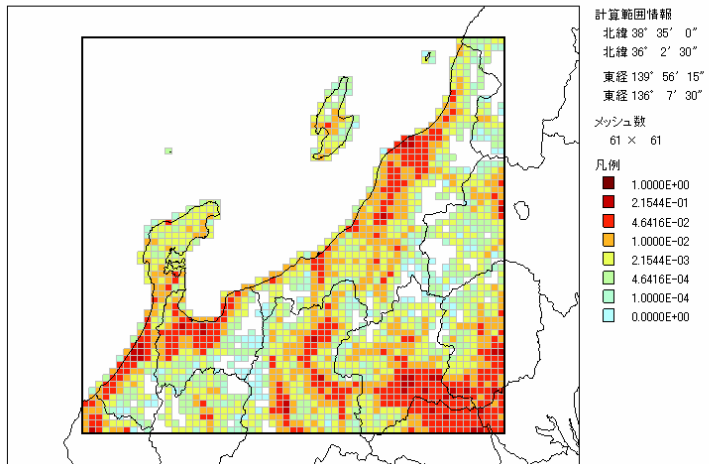
グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20040101"



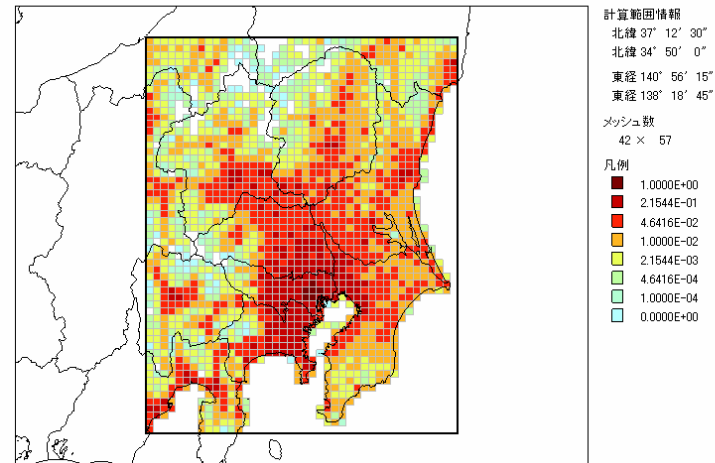
グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20040201"



グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20040301"



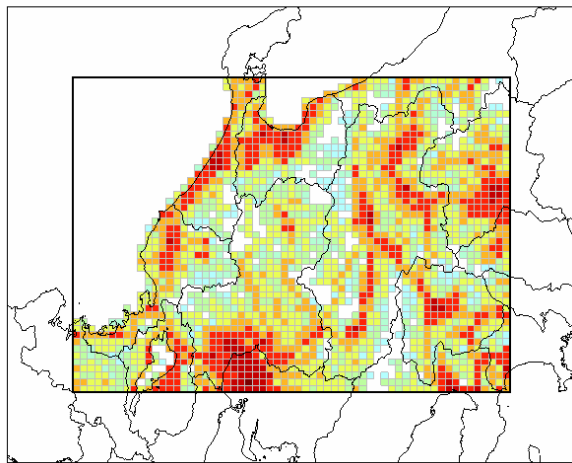
グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20040401"



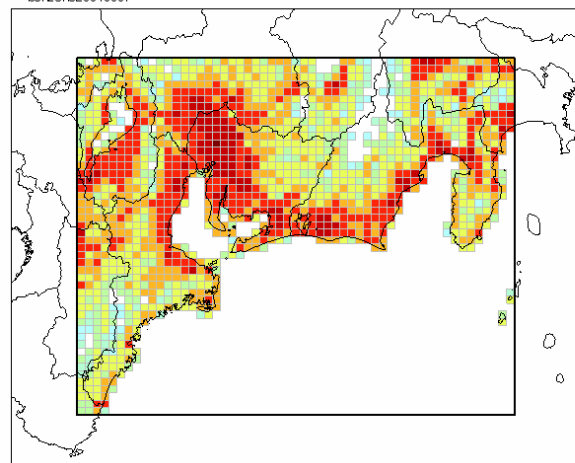
1  
2  
3

図 VII-6 ( 1 ) 自動車ベンゼン排出量分布 (g/s)( 1月の平均排出強度)

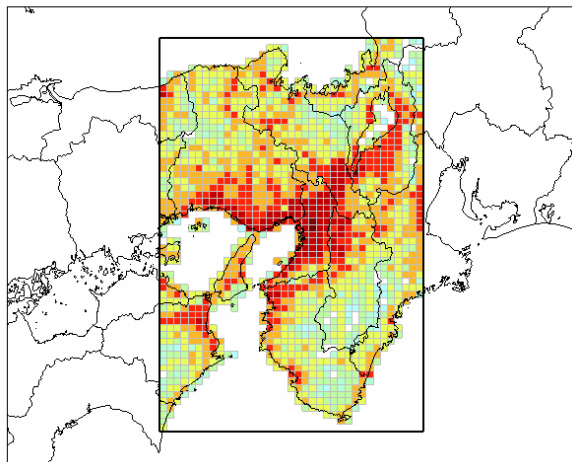
グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"berzene20040501"



グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"berzene20040601"



グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"berzene20040701"



グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"berzene20040801"

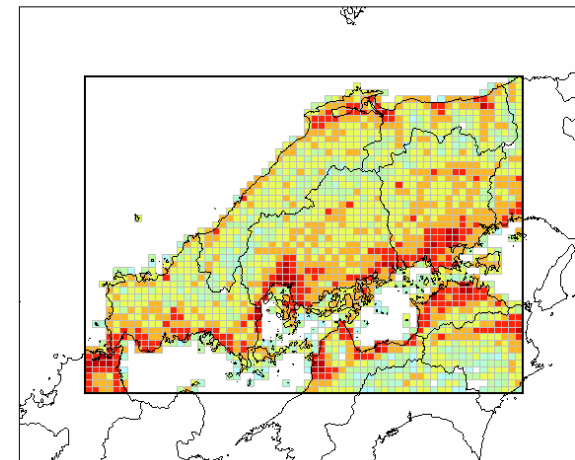
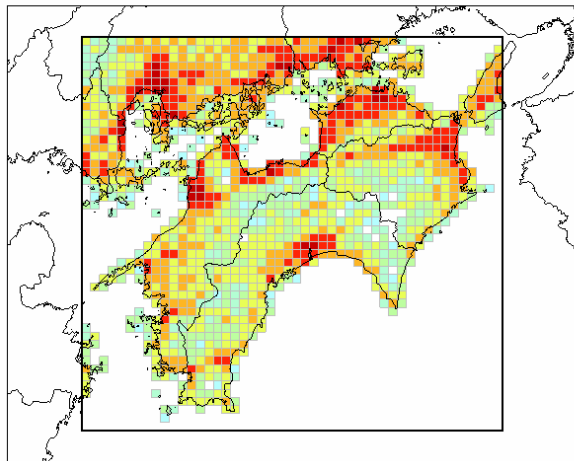


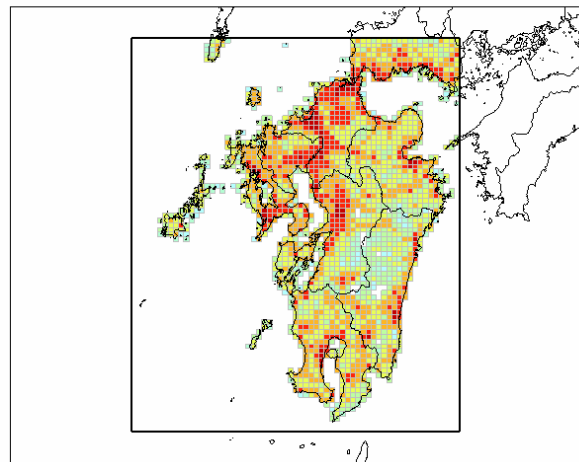
図 VII-6 ( 2 ) 自動車ベンゼン排出量分布 (g/s)( 1月の平均排出強度)

1  
2  
3  
4

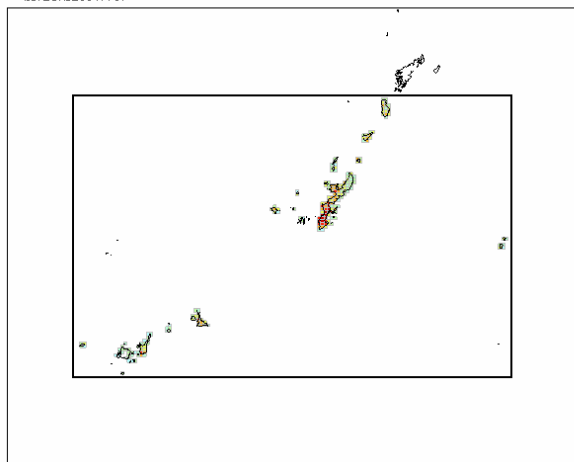
グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20040801"



グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20041001"



グリッド排出量 (benzene) 時間帯: 日平均  
"benzene20041101"



1  
2  
3

図 VII-6 ( 3 ) 自動車ベンゼン排出量分布 (g/s)( 1月の平均排出強度)

1 4．沿道モデルの検証

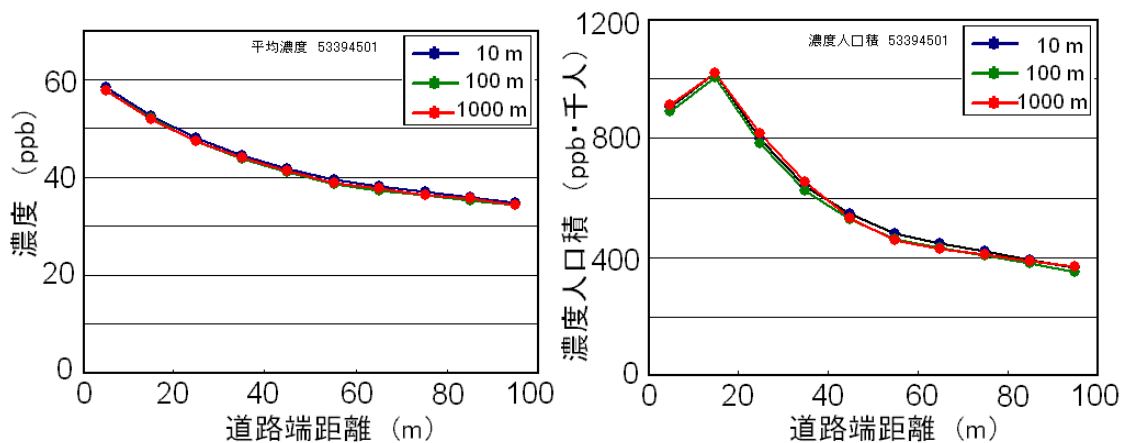
2

3 4．1．濃度計算の設定と結果の表示例

4 作成した沿道モデル（第2節）とベンゼン排出量データ（第3節）を用いて、まず東京都域を  
5 対象として試験的な計算を行った。

6 計算点、すなわち道路に直角な断面の距離帯別濃度を計算するポイントを、道路に沿った方向  
7 にどのような間隔で設定すべきかを検討した。一本の路線でも交差点が存在するごとに走行量、  
8 平均走行速度が変わり、また、信号による停止・発進の影響もあり、排出量が変わる。さらに、  
9 路線の屈曲があれば一風向に関する拡散方向が変わるため直角断面濃度分布が変わる。従って精  
10 密を期するなら計算ポイントは路線に沿って100 m程度ごとに設ける必要があるように思われる  
11 が、全国を対象としてそのような設定で濃度計算を行うことは現実的ではない。また、現実には  
12 排出量データがそれほど短区間ごとには整備されていない。

13 そのため、予め10 m、100 m、1000 m間隔の3種類の異なる計算点密度で計算し、得られる直  
14 角断面濃度分布および濃度人口積の分布を比較してみた。その結果、いずれの間隔をとっても差  
15 は僅少であることが確認できた。例として、ある5 kmメッシュで平均した断面内分布の比較を図  
16 VII-7に示す。従って、計算点密度は全国的に1000 m間隔を採用した。ただし間隔1000 mは最長  
17 のケースであり、1000 mを基本としても路線長が有限であるために実際にはそれより短く、平均  
18 的には800 m程度となる。



19

20 図 VII-7 計算点間隔別のメッシュ平均断面濃度および濃度人口積の分布例。

21 ただし、濃度はベンゼンではなく仮想的な排出量による計算結果。

22 (東京新宿駅周辺、メッシュコード：53394501)

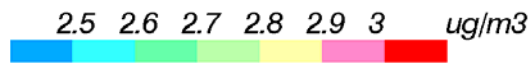
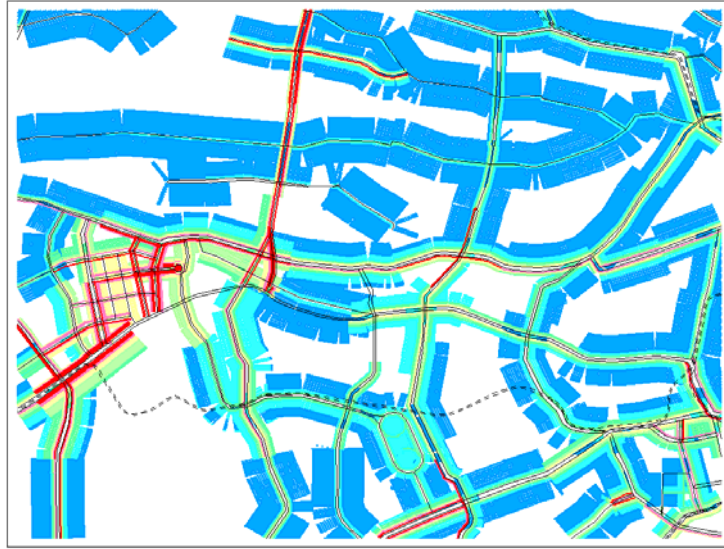
23

24 ベンゼン年平均濃度を対象とした東京都内における計算例を図 VII-8 に示す。濃度評価におい  
25 て、計算濃度（線源寄与による沿道過剰濃度，その他発生源寄与濃度）の他にバックグラウンド  
26 濃度 BG として  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を加えている（第 4.2 節参照）。交差している道路沿道において重複して

- 1 評価することを避けるため，一つの地点の評価は最も近い道路に対してのみ行うものとした．高
- 2 速道路は，発生源としては対象としたが沿道濃度推定は行わなかった．これは，道路構造等の沿
- 3 道評価を行うために重要な情報が得られないためである．高速道路を発生源として計算する際に
- 4 は道路高 10m の高架道路として扱った．
- 5 線源モデルにおいて重要なパラメータである直方向の初期拡散幅  $z_0$  は 1.0 m とし，風下に向
- 6 かったの  $z$  増大は Smith の手法で地表面粗度により異なる値をとるようにした．また，風速評
- 7 価高度は 2 m とした（第 2.2 節参照）．

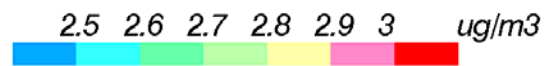
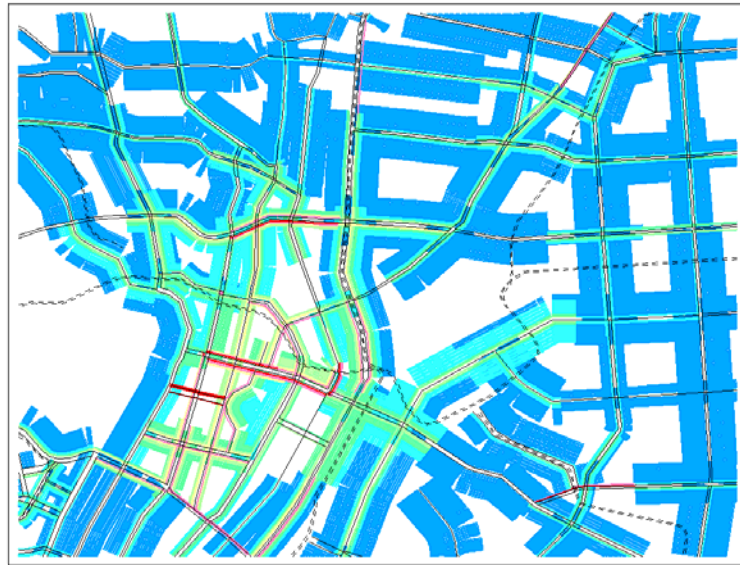
1

Mesh = 53394501



2

Mesh = 53394600



3

4

図 VII-8 沿道年平均濃度計算結果の例

5 上：東京都新宿駅周辺，下：東京駅周辺．計算点断面を含む区間における距離 200 m まで 10 m 帯

6 毎の濃度を示す．200 m 未満であっても他の道路の方が近い場合は評価対象外とした．図中，後

7 背地の空白部は ADMER による計算濃度と BG 値の和（上図では 2.5，下図では 2.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ）を推

8 定濃度とする．図中の点線は高速道路．

9

1 4.2. ベンゼン計算濃度の再現性検証

2 環境省がとりまとめた 2004 年度の全国ベンゼン濃度モニタリング結果（環境省，2006b）のう  
3 ち，有効測定が年間 12 回以上の地点（一般環境・沿道）を対象として，沿道モデルにより濃度再  
4 現計算を行った．計算にあたっては，サンプリング地点の地理情報を調べ，常時監視測定局でサ  
5 ンプリングを行っている場合は測定局の属性情報を参照した．

6 計算濃度と測定値の比較結果を図 VII-9 に示す．両者の間に比例関係はみられるが，ばらつき  
7 が大きい．この原因としては，計算モデルが測定点近くの建物による拡散への影響を直接考慮で  
8 きない等のモデルの制約による部分と，測定値がわずか年間 12 回，毎月 1 回 24 時間のサンプリ  
9 ングによる年平均値であるための不正確さによる部分の両方があると考えられる．

10

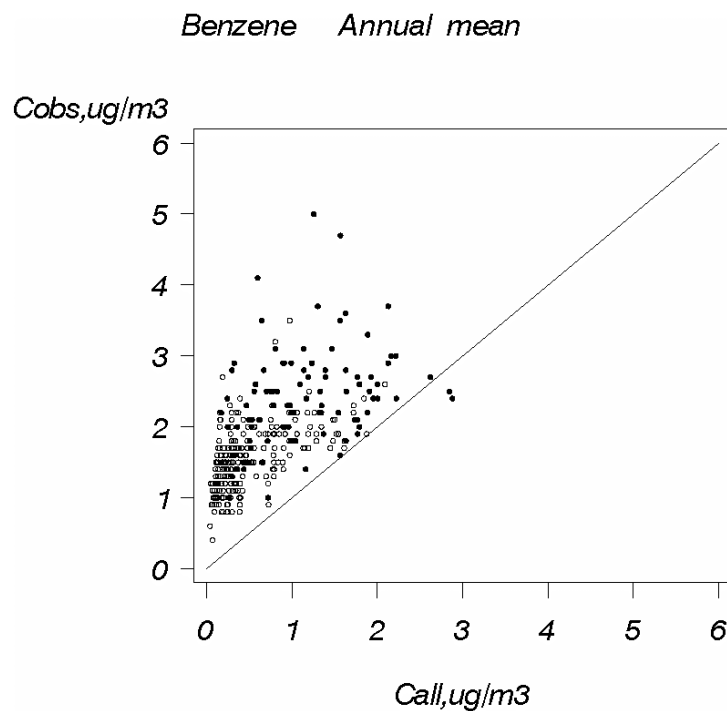
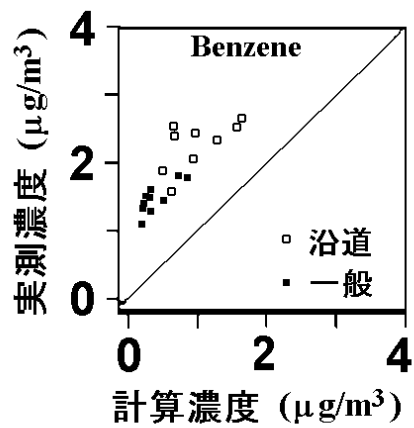


図 VII-9 モニタリング結果とモデル計算によるベンゼン年平均濃度の地点別比較  
（Cobs:実測濃度， Call: 計算濃度， 一般環境， 沿道）

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7  
8  
9  
10

そこで、測定値と計算値を地域別に整理してみた。その結果を図 VII-10 に図示する。また、数値の詳細を表 VII-15 に示す。これらから、統計ベースではモニタリングと計算の結果がよく対応すること、計算濃度は全体的に約  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  の過小推定になっていることがわかる。以上の結果から、第 2.1 節 (2.1) 式中のバックグラウンド濃度 BG として  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を設定することが望ましいと考えられる。モニタリングによる全国最低濃度は約  $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  である(図 VII-9 参照)ため、そのような低濃度地域に対しても一律に BG を  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  とすることは矛盾しているが、本解析の主要な目的が環境基準を超過した高濃度地点の評価であることに配慮すれば、BG を  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  とすることが妥当と考えられる。



11  
12  
13  
14  
15

図 VII-10 モニタリング結果とモデル計算によるベンゼン年平均濃度の比較 (地域別平均値)  
回帰式  $C_{obs}=0.90C_{all}+1.27, R^2=0.70$



1  
2

表 VII-15 ベンゼンモニタリング結果と計算濃度の地域別平均値比較 (  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  )

		地点数	Cobs	Ctotal	Ccar	Cother
一般環境	北海道	10	1.51	0.24	0.18	0.06
	東北	20	1.15	0.18	0.15	0.03
	北陸	8	1.36	0.22	0.19	0.04
	関東	55	1.79	0.85	0.71	0.14
	中部	12	1.50	0.29	0.26	0.03
	東海	20	1.48	0.51	0.43	0.08
	近畿	36	1.79	0.72	0.62	0.10
	中国	16	1.61	0.30	0.23	0.07
	四国	13	1.45	0.23	0.19	0.05
	九州・沖縄	21	1.30	0.32	0.27	0.05
	計	211	1.57	0.51	0.43	0.08
沿道	北海道	2	1.85	0.47	0.41	0.06
	東北	8	1.59	0.61	0.59	0.02
	北陸	4	1.88	0.47	0.44	0.04
	関東	22	2.65	1.62	1.42	0.20
	中部	5	2.40	0.67	0.62	0.05
	東海	8	2.06	0.95	0.86	0.09
	近畿	25	2.56	1.57	1.42	0.15
	中国	5	2.44	0.98	0.94	0.05
	四国	3	2.33	1.29	1.24	0.05
	九州・沖縄	16	2.53	0.65	0.59	0.06
	計	98	2.39	1.15	1.04	0.11
計	北海道	12	1.57	0.28	0.22	0.06
	東北	28	1.27	0.30	0.28	0.02
	北陸	12	1.53	0.31	0.27	0.04
	関東	77	2.03	1.07	0.91	0.16
	中部	17	1.76	0.40	0.37	0.04
	東海	28	1.64	0.64	0.55	0.08
	近畿	61	2.11	1.07	0.95	0.12
	中国	21	1.80	0.46	0.40	0.06
	四国	16	1.61	0.43	0.38	0.05
	九州・沖縄	37	1.84	0.46	0.41	0.05
	計	309	1.83	0.72	0.63	0.09

3  
4  
5  
6  
7  
8  
9

注 1 . 沖縄は一般環境・沿道各 1 地点と少数のため、九州と合算した

2 . Ctotal は全重合計算濃度 , Ccar は自動車寄与濃度 , Cother は自動車以外の寄与濃度である

10  
11  
12

5 . 全国沿道濃度および暴露評価

5 . 1 . 全国評価の対象

全国の沿道濃度・暴露評価において、発生源として対象とした道路の延長を表 VII-16 に示す。  
また、濃度推定を行った沿道の計算点断面数を表 VII-17 に示す。

1  
2

表 VII-16 都道府県別道路種類別対象道路延長 (km)

都道府県	高速自動車国道	都市高速道路	一般国道	主要地方道	主要地方道(指定市市道)	一般都道府県道	指定市一般市道	計
北海道	824		12,773	8,923	117	14,267	7	36,912
青森県	149		2,634	2,357		2,383		7,522
岩手県	516		3,414	2,678		3,161		9,769
宮城県	316		2,302	2,275	24	2,172		7,089
秋田県	263		2,591	2,489		2,233		7,576
山形県	148		2,198	2,309		2,706		7,361
福島県	616		3,959	3,659		4,308		12,542
茨城県	280		2,162	3,200		3,324		8,966
栃木県	231		1,838	2,617		2,873		7,560
群馬県	292		1,828	2,484		2,455		7,060
埼玉県	304	53	1,694	2,529		2,438		7,019
千葉県	249	18	2,297	2,739		2,344	117	7,764
東京都	100	326	643	1,825		2,314		5,208
神奈川県	166	126	1,399	1,442	160	1,152	252	4,698
新潟県	737		4,023	3,819		5,279		13,858
富山県	221		970	2,091		2,209		5,491
石川県	134		1,220	1,893		1,882		5,129
福井県	196		1,502	1,122		1,882		4,702
山梨県	243		1,160	1,223		1,442		4,069
長野県	623		3,394	3,125		4,413		11,556
岐阜県	334		3,068	2,802		3,237		9,442
静岡県	377		2,507	2,810		3,433		9,127
愛知県	368	70	2,564	2,933	101	4,957	96	11,090
三重県	220		2,363	2,229		3,090		7,903
滋賀県	239		1,324	1,276		2,277		5,116
京都府	131		1,727	2,062	109	2,151	155	6,334
大阪府	269	292	1,272	1,847	185	1,258	56	5,179
兵庫県	553	170	2,928	3,538	82	4,703	353	12,327
奈良県	36		1,668	1,211		1,332		4,248
和歌山県	47		1,993	1,736		1,820		5,596
鳥取県	58		1,077	1,397		1,793		4,326
島根県	118		1,848	2,261		2,592		6,818
岡山県	611		1,988	2,954		4,055		9,608
広島県	633	11	2,848	3,075		3,906	83	10,557
山口県	465		2,247	2,426		2,948		8,087
徳島県	148		1,379	1,602		1,791		4,921
香川県	108		743	1,358		1,723		3,932
愛媛県	235		2,126	2,164		3,506		8,032
高知県	107		2,043	2,082		1,995		6,228
福岡県	333	157	2,176	3,167	16	3,627	232	9,708
佐賀県	174		1,218	1,095		1,385		3,872
長崎県	74		1,897	1,578		1,532		5,081
熊本県	269		2,487	2,359		3,519		8,634
大分県	218		1,985	1,923		2,893		7,019
宮崎県	188		2,309	1,921		2,045		6,464
鹿児島県	134		2,529	3,162		3,833		9,658
沖縄県	118		916	783		1,185		3,001
計	13175	1,224	107,232	112,553	794	137,826	1,351	374,155

(上り下り延べ延長)

3  
4

1  
2

表 VII-17 都道府県別道路種類別計算点断面数

都道府県	一般国道	主要地方道	主要地方道 (指定市市道)	一般都道府県道	指定市一般市道	一般道計
北海道	15,315	10,772	154	17,507	10	43,758
青森県	3,223	2,828		3,032		9,083
岩手県	4,162	3,218		3,895		11,275
宮城県	2,878	2,850	32	2,716		8,476
秋田県	3,156	3,045		2,780		8,981
山形県	2,692	2,820		3,404		8,916
福島県	4,813	4,477		5,400		14,690
茨城県	2,627	3,935		4,159		10,721
栃木県	2,242	3,191		3,643		9,076
群馬県	2,246	3,129		3,180		8,555
埼玉県	2,149	3,157		3,243		8,549
千葉県	2,819	3,330		3,027	161	9,337
東京都	882	2,446		3,087		6,415
神奈川県	1,796	1,858	209	1,510	343	5,716
新潟県	4,903	4,641		6,778		16,322
富山県	1,197	2,582		2,888		6,667
石川県	1,506	2,336		2,437		6,279
福井県	1,891	1,357		2,398		5,646
山梨県	1,417	1,548		1,818		4,783
長野県	4,199	3,867		5,518		13,584
岐阜県	3,739	3,417		4,054		11,210
静岡県	3,173	3,456		4,362		10,991
愛知県	3,326	3,787	155	6,466	150	13,884
三重県	2,932	2,742		3,915		9,589
滋賀県	1,646	1,601		2,974		6,221
京都府	2,161	2,641	158	2,910	247	8,117
大阪府	1,713	2,448	248	1,723	86	6,218
兵庫県	3,691	4,422	122	6,185	503	14,923
奈良県	2,098	1,554		1,731		5,383
和歌山県	2,428	2,165		2,360		6,953
鳥取県	1,358	1,680		2,325		5,363
島根県	2,272	2,809		3,266		8,347
岡山県	2,485	3,643		5,083		11,211
広島県	3,539	3,777		4,905	130	12,351
山口県	2,832	2,990		3,762		9,584
徳島県	1,682	1,964		2,314		5,960
香川県	969	1,759		2,259		4,987
愛媛県	2,631	2,678		4,326		9,635
高知県	2,497	2,535		2,560		7,592
福岡県	2,751	3,998	20	4,763	332	11,864
佐賀県	1,525	1,362		1,804		4,691
長崎県	2,364	1,954		1,875		6,193
熊本県	3,021	2,891		4,298		10,210
大分県	2,410	2,287		3,592		8,289
宮崎県	2,844	2,286		2,561		7,691
鹿児島県	3,058	3,778		4,683		11,519
沖縄県	1,176	1,005		1,540		3,721
計	132,434	139,016	1,098	175,016	1,962	449,526

(上り下り延べ断面数)

3  
4

1 5.2. 濃度および暴露の現状の推計結果

2 2004年度について、沿道モデルの対象とした全国の幹線道路のベンゼン沿道過剰濃度に非線源  
3 影響濃度を加えた計算の結果を総合して以下を得た。

4 (1) ベンゼン濃度区分別面積

5 幹線道路沿道および後背地を合わせて、全国の評価面積は約31万km<sup>2</sup>であり、国土面積の約  
6 80%ほどである。残りの約20%は5kmメッシュ内に幹線道路が存在しない山地等である。評価  
7 面積のうち幹線道路から200m以内の沿道面積は21%を占め、その他は沿道過剰濃度をゼロと見  
8 なす後背地である。

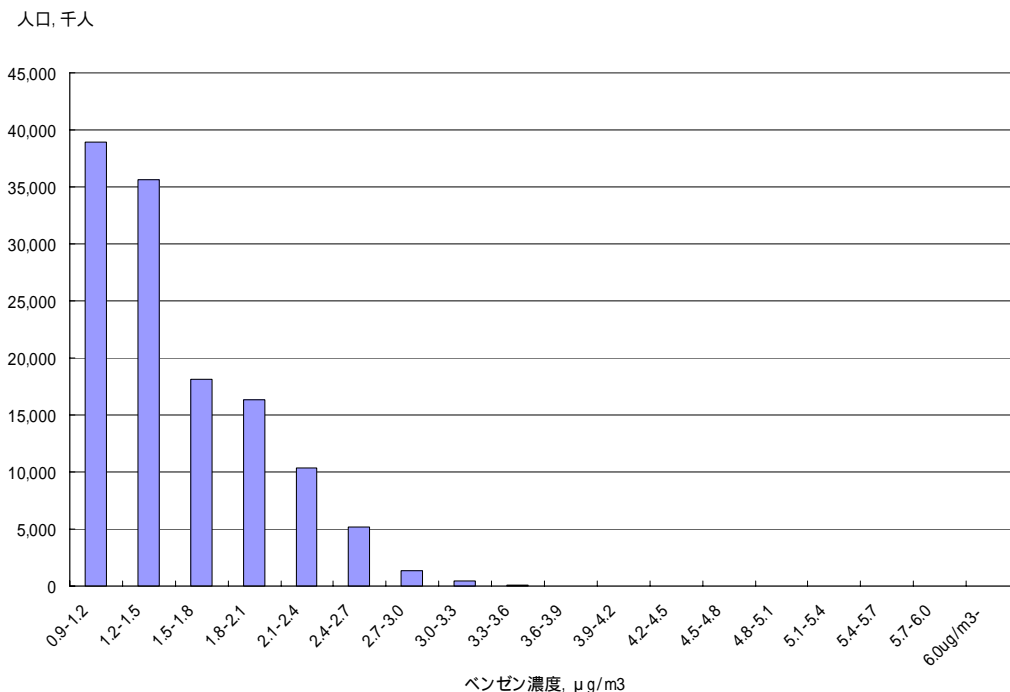
9 沿道200m以内のうちで環境基準を超過している部分の面積比は0.1%未満である。

10 (2) ベンゼン濃度区分別人口

11 評価対象人口は島嶼部等の一部を除く12.6千万人であり、そのうち100m以内の沿道人口は約  
12 5千万人、200m以内の沿道人口は8.5千万人である。

13 ベンゼン濃度区分による人口分布を図VII-11に示す。ベンゼン濃度が環境基準を超える区域の  
14 人口は約62万人と算定された(表VII-19)。このうち、沿道200m以内の人口が57万人、後背地  
15 で環境基準を超過する区域の人口が5万人である。ただ、後背地の濃度は専らADMERによる5km  
16 メッシュ平均としての計算結果であり、人口評価もメッシュ人口として与えられたものなので、  
17 精度は高くない。

18



19

20

21

22

図 VII-11 ベンゼン濃度区分別暴露人口分布

1 沿道における環境基準超過人口を道路種類別にみると、表 VII-18 のように一般国道沿道で 24  
2 万人と最も多くなっている。

3

4 表 VII-18 道路種類別ベンゼン環境基準達成・超過区分別沿道人口

人口(千人)

	環境基準以下	環境基準超過	計
一般国道	24,734	242	24,975
主要地方道	27,490	169	27,659
主要地方道(指定市市道)	1344	37	1382
一般都道府県道	29,054	108	29,162
一般市道	1726	18	1744
計	84,348	574	84,922

5

1

2

表 VII-19 距離帯別ベンゼン濃度区分別暴露人口（全国，千人）

距離帯(m)	0.9-1.2	1.2-1.5	1.5-1.8	1.8-2.1	2.1-2.4	2.4-2.7	2.7-3.0	3.0-3.3	3.3-3.6	3.6-3.9	3.9-4.2	4.2-4.5	4.5-4.8	4.8-5.1	5.1-5.4	5.4-5.7	5.7-6.0	6.0ug/m3-	環境基準以下	環境基準超過	計
0-10	1414.3	1687.3	843.2	504.6	434.8	313.8	166.8	92.5	40.8	13.7	5.5	1.6	1	0.6	0.3	.	.	0.3	5364.8	156.3	5521.1
10-20	1818.7	1986.6	944.2	632.5	549.5	375.6	175.3	86.9	27.3	7.3	2.5	1.6	0.2	0.1	0.2	0.1	.	.	6482.4	126.3	6608.7
20-30	1787.6	1753.4	795.5	583.1	473.1	293.5	137.7	50.6	13.6	3.3	0.9	0.4	0.2	0.1	.	.	.	.	5823.9	69	5892.9
30-40	1751	1576.9	688.9	533.8	420.4	230	105.6	32.1	7.3	1.2	0.4	0.1	0	.	.	.	.	.	5306.6	41.2	5347.8
40-50	1673.3	1446.6	622.8	495	390.1	199.2	85.6	25.3	2.9	0.4	0.3	0	0	.	.	0	.	.	4912.5	29	4941.5
50-60	1585	1364.1	591.5	480.1	375.7	186.2	74.8	20.5	1.3	0.4	0.1	0	0	.	.	.	.	0	4657.4	22.2	4679.6
60-70	1508.5	1306.2	569.4	468.7	365.8	178.4	66.1	18.2	0.9	0.1	0	0	0	.	.	.	.	0	4463.1	19.3	4482.4
70-80	1447.4	1252.9	549.7	462.4	353.1	168.8	60.2	15.7	0.9	0	0	0	0	.	.	.	.	0	4294.3	16.7	4311
80-90	1412.6	1205.9	532.5	452.5	345	160.8	54.2	12.9	0.4	0.1	0	0	0	.	.	.	.	0	4163.6	13.4	4177.1
90-100	1380.3	1158.7	516	442.2	332.3	155.4	48.9	10.5	0.3	0.1	0	0	0	.	.	.	.	0	4033.9	10.9	4044.8
100-110	1348	1111.8	500.3	433.9	321	150.3	43.1	9.1	0.2	0.1	0	0	0	.	.	.	0	.	3908.5	9.4	3917.9
110-120	1319.2	1071.4	485.4	423.4	308.8	142.2	38	8.2	0.2	0.1	0	.	0	.	0	.	.	.	3788.4	8.5	3796.9
120-130	1285.9	1029.3	468.4	407.9	293.4	135.6	34.4	6.7	0.1	0.1	0	0	0	0	.	.	.	.	3654.9	6.9	3661.8
130-140	1253.1	990.1	453.7	397.6	283	130.3	31.2	6.1	0.1	0.1	0	0	0	.	.	.	.	.	3539	6.3	3545.3
140-150	1227.7	958.8	440.6	389.6	273.1	124.2	28.1	5.8	0.1	0.1	0	.	0	0	.	.	.	.	3442.1	6	3448
150-160	1195.4	927.6	427.3	381.4	263.7	121.4	24.2	5.3	0.1	0.1	0	.	0	.	.	0	.	.	3341.1	5.5	3346.5
160-170	1164.4	896.8	416.5	371.1	254.8	116.3	22.5	4.8	0.1	0.1	0	.	0	.	.	.	0	.	3242.3	5	3247.4
170-180	1131	859	400.2	358.1	246.6	110.2	20.9	4.3	0.1	0.1	0	.	0	.	.	.	.	0	3126.1	4.4	3130.6
180-190	1101.3	831.1	387.4	349.5	239.3	107.2	19	4.3	0	0.1	0	0	0	.	.	.	.	0	3034.9	4.4	3039.2
190-200	1073.2	802.8	377.1	339.8	230.1	105.1	17.1	4	0	0.1	0	0	0	.	.	.	0	.	2945.2	4	2949.2
沿道計	27878	24217	11011	8907	6754	3505	1254	424	97	28	10	4	1	1	1	0	0	0	83525	565	84090
後背地	10500	11218	7082	7384	3599	1642	63	51	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	41488	51	41539
計	38378	35435	18092	16292	10353	5147	1317	475	97	28	10	4	2	1	1	0	0	0	125013	616	125629

3

1 (3) 都道府県別の状況

2 環境基準を超過する区域の面積と人口を都道府県別に見ると、図VII-12に示すように千葉県、  
3 東京都、大阪府の大きさが目立ち、埼玉県、京都府、福岡県等がそれに次ぐが、トップ3都府県と  
4 は格差がある。沿道距離帯別ベンゼン暴露人口分布を示した図VII-13に見られるように、東京都  
5 の場合はどの距離帯でも2.1~2.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ が最頻値である。図は省くが、大阪府の分布も東京都と  
6 類似している。それに比べ、千葉県では全体にかなり低濃度であるにも拘わらず、3.0~3.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
7 の前後に一つのピークがあるために図VII-12の中で目立つ結果となっている。これは、千葉県内  
8 の1メッシュで固定発生源の寄与1.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を含めてメッシュ平均濃度が3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えるため  
9 である。当該メッシュの主要区域の状況は第VI章の事業所周辺濃度解析で検討されている。

10

11 6.まとめ

12

13 沿道モデルを用いて幹線道路の両側 200 m の範囲の年平均(2004年度)ベンゼン濃度と居住者  
14 の暴露状況を推算し、全国にわたって集計した。沿道モデルの主要要素とした線源拡散モデルで  
15 は沿道建物の影響や高架等の道路構造を考慮に入れていない。また、沿道人口モデルは東京都を  
16 モデルとしてメッシュ人口密度別に沿道への人口集中度を統計処理して得られたものであり、こ  
17 れを全国に適用した場合の精度については必ずしも保証がないうえ、厳密には線源拡散モデルか  
18 ら得られる濃度とは異なる建物内濃度を見積もって沿道人口の暴露を推算すべきであるが未対応  
19 である。本章で得られた沿道暴露推算結果はこれらの不十分さを含んでいることを念頭に置く必  
20 要がある。なお、室内濃度に関しては第VIII章4節で若干の検討を行う。

21 とはいえ、年平均で環境基準を超える濃度に暴露される沿道人口が約62万人であり、その大半  
22 が東京と大阪の大都市域に集中しているという推算結果は、オーダー的に全く信頼の置けない数  
23 値ではなく、現状の概要を示すものと考えてよいであろう。そしてこの数値は、第VI章で得られ  
24 た工業地域の点源周辺における環境基準超過人口見積り結果24万人に比べてかなり大きく、  
25 PRTR届出・見積り排出量の85%が移動体起源であったことを反映した妥当な数字と言えよう。

26

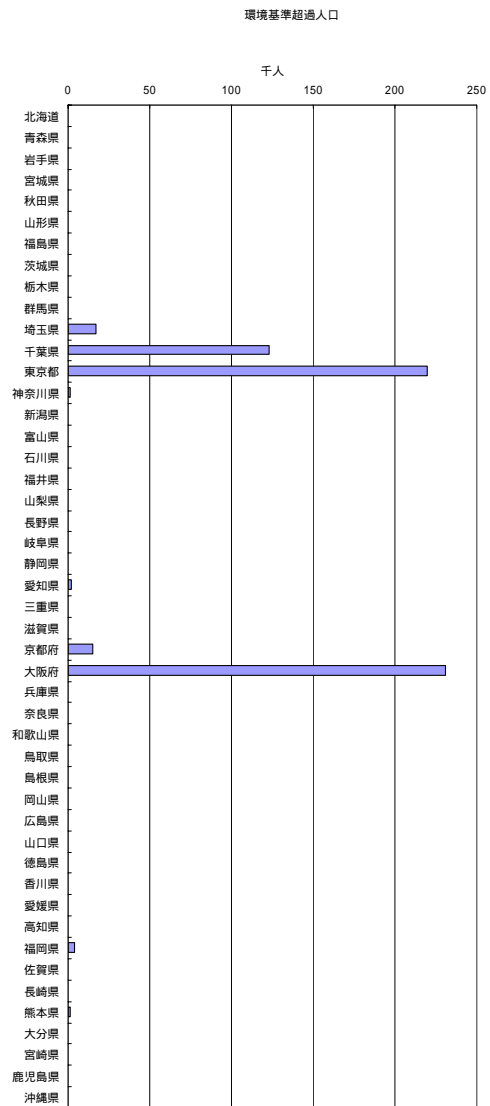
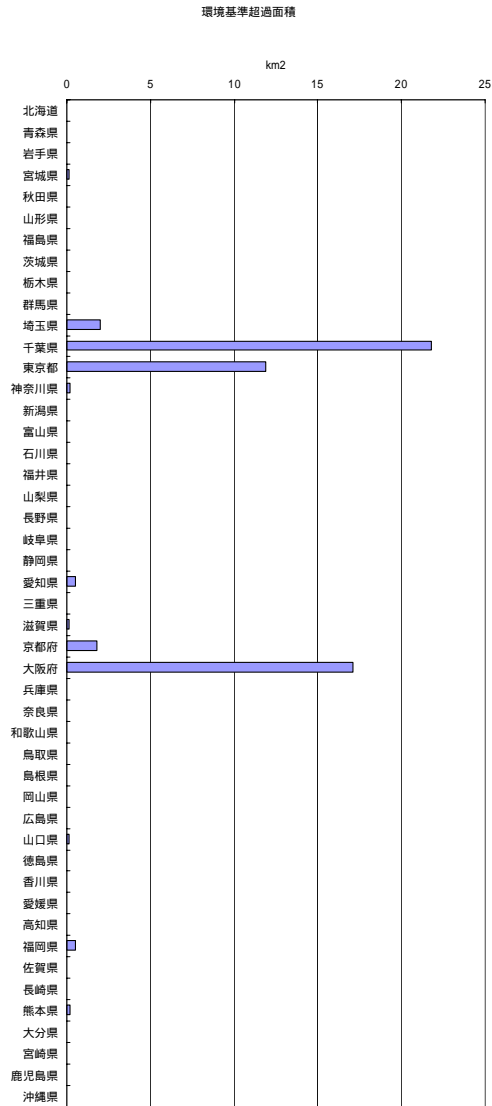
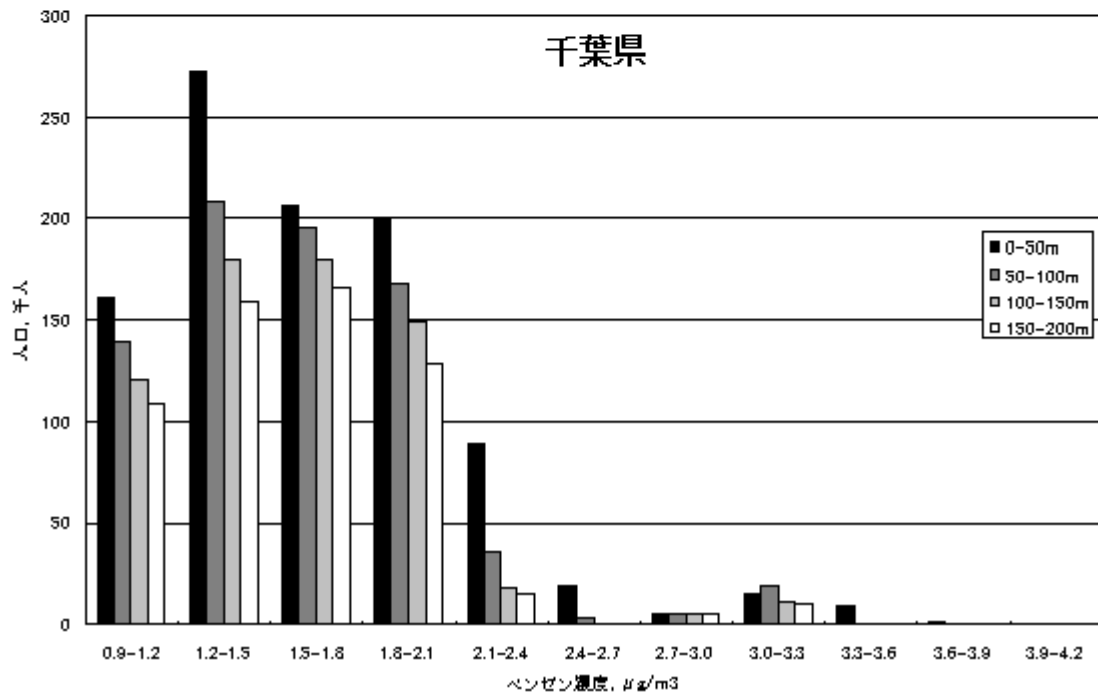
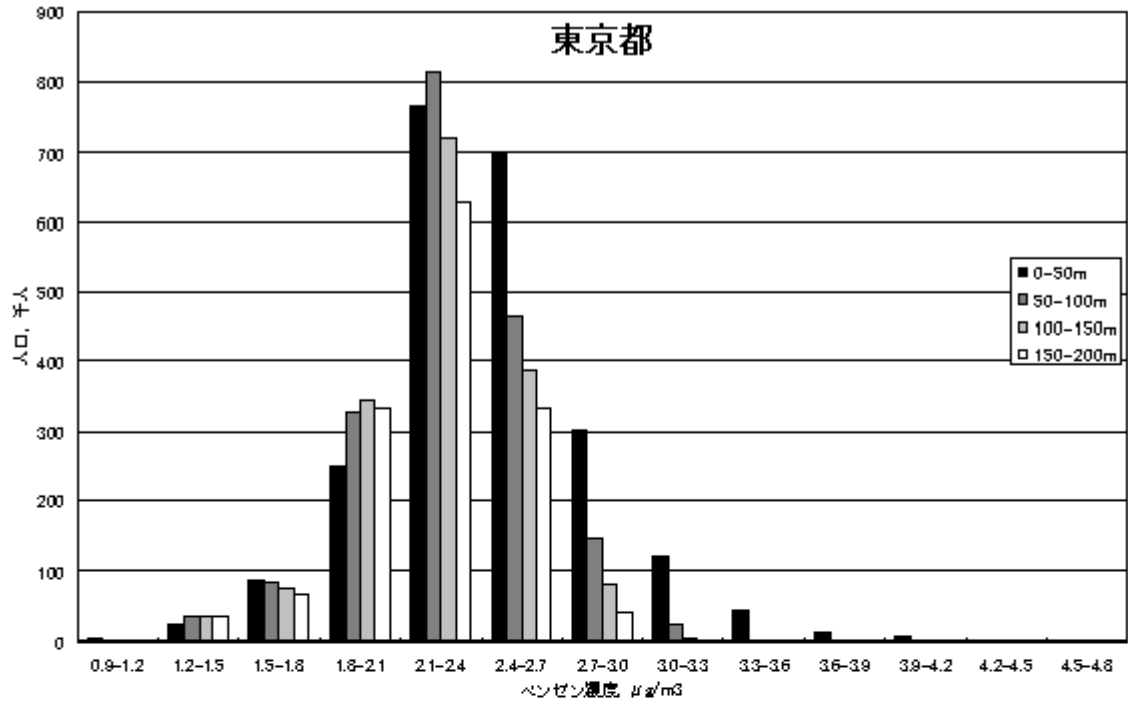


図 VII-12 都道府県別ベンゼン環境基準値超過面積・人口

1  
2  
3





1  
2  
3  
4  
5  
6

図 VII-13 東京都・千葉県における距離帯別・ベンゼン濃度区分別人口分布

# 第VIII章 高暴露・高リスク人口の推算

## 1. 広域大気モデルからの試算

第V章において、緯経度法に基づく約5 kmのメッシュ区分による全国のベンゼン濃度分布、および濃度レベル別暴露人口を、広域大気モデルADMERを用いて評価した。そこで得られた暴露のヒストグラムを全国集計すると表VIII-1となる。この場合、環境基準に照らせば、超過人口は約37万5千人となった。しかし、メッシュ内の濃度の濃淡を考慮すれば環境基準超過人口や、さらに高い濃度レベルに暴露する人口の数値は大きく変化する。次節以降でその評価を行うので、ADMER単独の評価結果への言及は以上にとどめる。

表VIII-1 5 kmのメッシュ区分による全国の高濃度メッシュ・暴露人口（2004年度）

地方*	メッシュ平均濃度			
	2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		> 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
	メッシュ数	人口	メッシュ数	人口
関東	74	18,318,375	1	130,739
東海	11	1,574,888	0	0
近畿	34	7,105,489	1	244,471
中国	2	16,625	0	0
四国	1	27,219	0	0
九州	3	197,757	0	0

\*) メッシュ数がゼロの地方は省く。

## 2. 固定発生源近傍

### 2.1. 主要12工業地区

第VI章で工業地区周辺の6地域に対して排出源近傍用大気モデルMETI-LISを適用し、局所的なベンゼン濃度および暴露人口の解析を行った。その高濃度暴露人口推算結果を表VIII-2にまとめた。環境基準3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える高濃度暴露人口は6地区の合計で約16万人と見積もられた。

モデル解析の対象とした6地区の排出源は、大牟田を除けばいずれも臨海工業地区にあり、地区内の主要排出源は年間排出量が10トンを超える。排出量は大きいですが、立地条件により周辺居住地域への影響が比較的小さく抑制されていると見ることができる。

年間排出量が10トンを超えるような12地区（第VI章、表VI-1参照）の大多数において、立地条件は大牟田を除いたモデル解析5地区と類似している。表VI-1の12地区合計排出量は届出排出量の32%、約438トンであり（図VIII-1参照）、内訳はモデル解析6地区の合計192トンに対し、残りの6地区の合計が246トンとむしろ大きい。ただ、モデル解析の対象からは省いたが、自主管理推進地区であった室蘭と鹿嶋については排出削減も進んでおり、市原や水島と同様に事業所由来の高濃

1 度暴露人口は無視できる程度と考えてよいであろう。注意すべき地区としては、モデル解析で排  
2 出量の大きさに伴い高濃度暴露人口も15万人近くに達した市川地区に次ぎ、排出量が市川地区の  
3 半分を超える新居浜、宇部、大分の3地区が挙げられよう。

4 これらの3地区と市川地区の間で、仮に排出量と暴露人口に比例関係が成り立つとすると、3地  
5 区の高濃度( $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )暴露人口は、新居浜128千人、宇部112千人、大分78千人となる。しかし、  
6 各地区の人口密度について考えると、市川地区は東京都区部と接続した密集地域であって、市川  
7 市域の平均ではあるが約8200人/ $\text{km}^2$ であるのに対し、新居浜は市域平均で約540人/ $\text{km}^2$ で全市人口  
8 でも128千人に満たない。宇部市域の平均人口密度も約620人/ $\text{km}^2$ 、大分市でも約1230人/ $\text{km}^2$ にす  
9 ぎず、市川地区の7分の1から15分の1という状況である。

10 また、新居浜と宇部では現実に環境基準を超える高濃度が実測されたモニタリング局が無いし、  
11 大分では二つの沿道局で超えてはいるが、その原因は主として自動車排出の直接影響と推測され  
12 る(図V-18参照)。

13 これらのことを考え合わせると、3地区の高濃度( $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )暴露人口は前記の合計318千人よ  
14 り一桁小さい3万人程度と仮に見積もっても、大きな過誤はないと考えられる。

15 その結果、表VI-1の主要12地区に対応する環境基準超過暴露人口は、モデル解析6地区の約16万  
16 人と合わせ、合計約19万人となる(表VIII-2の最下行)。

17

18 表VIII-2 METI-LISにより評価した6地区の高濃度( $>3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )暴露人口

19

20	地区	主要点源合計排出量 (t/y)	高濃度暴露人口 (人)
21	市原	23	0
22	水島	21	0
23	大牟田	2 (想定15)	4875
24	市川	83	149100
25	堺	20	5044
26	川崎	43	17
27	6地区合計	192 (想定205)	159036
28	12地区合計	438	190000 (概略推定)

29

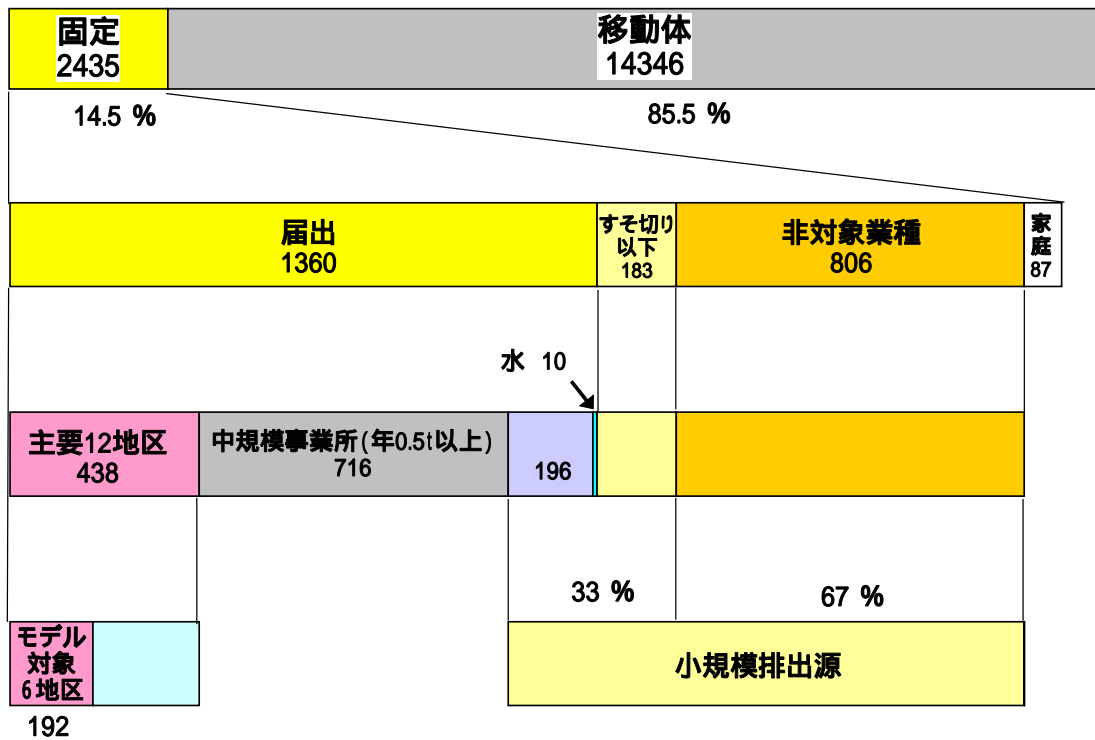
30 (排出量は表VI-1から、高濃度暴露人口は表 -3から再録。

31

大牟田の想定排出量は第VI章5.2節による。)

32

33



図VIII-1 PRTR届出・見積りベンゼン排出量の内訳（単位トン/年，2004年度）

## 2.2. 中規模事業所

前節2.1における検討対象よりも一回り小規模な排出源まで含め、年間排出量0.5トン以上で区切っても、それらを有する事業所は全国で200余り、届出対象事業所総数の上位1.2%程度でしかなく（第IV章3.1節）、それはある程度の規模を有する事業所と判断できよう。その排出量合計は約1154トンとなり、届出排出量の85%、固定源からの排出のほぼ半分に相当する。前節2.1の対象事業所分を差し引けば716トン、届出排出量の53%である（図VIII-1参照）。これらに至っては、それぞれの地域内における事業所と周辺居住地の人口分布の地理的な配置関係について整理することはほとんど不可能と言ってよく、一律の条件を仮定することは妥当性に欠けると考えられる。しかしながら、それらを大づかみにして仮に次のようなモデルを考える。

### （1）モデルの想定

ここで対象とする事業所の排出量は、最小が年間0.5トンであり、最大は前節2.1で目安とした年間10トンである。この二つに中間の2トンを加えた三つの条件により周辺の濃度分布を計算してみる。計算条件は表VIII-3のように想定する。立地条件として、海岸部に比べると風が弱く汚染物質が滞留しやすいやや内陸の平地を想定し、浦和（さいたま市）の気象条件を選んだ。

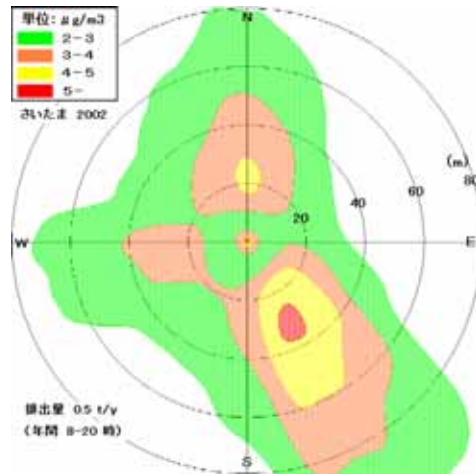
表VIII-3 METI-LISによる中・大規模モデル事業所の  
の周辺濃度分布の計算条件

排出量	0.5 トン/年 , 2 トン/年 , 10 トン/年
排出時間	8時～20時, 年間均等
排出源高さ	5 m, 上昇なし
濃度評価高さ	1.5 m
年間気象条件	2002年浦和アメダス(関東平野中央部)

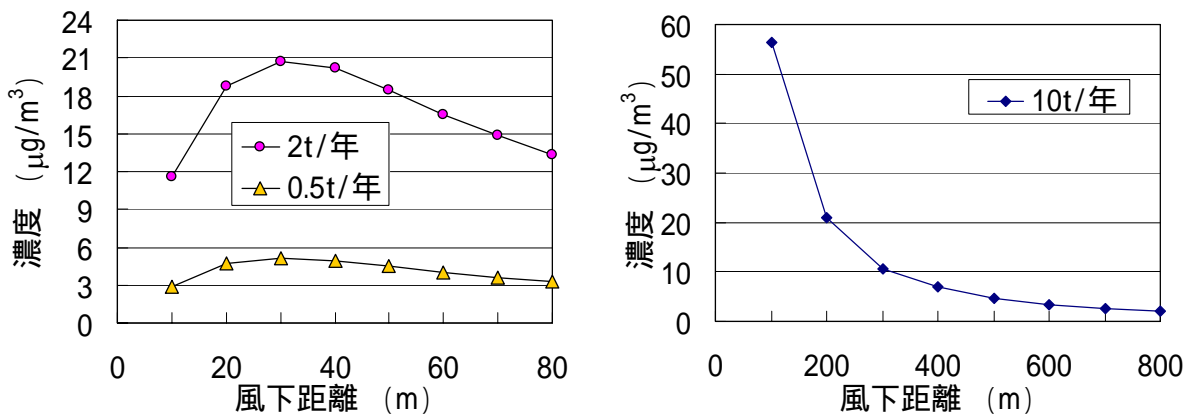
(2) 年平均濃度分布

拡散計算の結果から, 排出量0.5 トン/年のケースの年平均濃度分布を図VIII-2に示す.

各ケースの排出源からの距離と濃度(排出源を中心とする円周上で最も高い濃度)の関係を示したのが図VIII-3である.



図VIII-2 排出量0.5 トン/年のケースの年平均濃度分布



図VIII-3 モデル事業所の排出源からの距離と同距離上最大濃度の関係

1

2 他の条件が同じで上昇がないため、実は排出強度と濃度は比例している。従って、排出強度が  
3 どのような値であっても、他の条件が表VIII-3と同じである限り、図VIII-3を参考にして解が得ら  
4 れる。既にADMERによる解析で明らかにしたとおり、ベンゼンの場合、近傍の排出源の直接の影  
5 響を受けない遠隔地でも一般に約 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のバックグラウンド濃度がある。その他にも現実には  
6 近傍を通行する移動源の影響等があるが、ここでは仮に環境基準値 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とバックグラウンド  
7 濃度 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ の差を埋める分として、排出源の直接影響が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以内に収まるか超えるかを判  
8 定基準と見なし、図VIII-3の内容を検討する。

9 排出量0.5トンの場合には、年平均濃度が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を下回るのはおよそ140 m以遠である。2トン  
10 では300 m以遠、10トンでは800 m以遠となる。年平均濃度が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を下回る距離は排出量によ  
11 って図VIII-4の実線のように変化する。

### 12 (3) 敷地境界濃度との関係

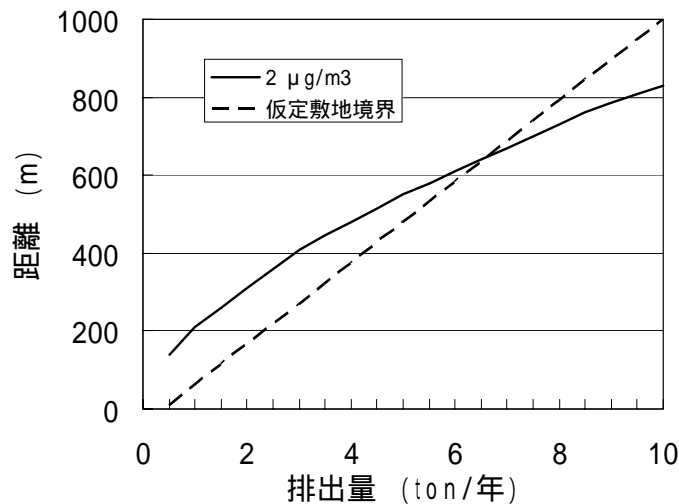
13 一般に排出量が多いほど事業所面積、従ってまた排出源から敷地境界までの距離 $L$ が大きい  
14 であろうと推定する。まず年間排出量の下限である0.5トンの事業所は仮に $L$ が10 mとしてみる。こ  
15 の仮定は、排出量をもっと少ない一般の給油所等にも該当する小さな値である。一方、年間排出  
16 量の上限10トンの排出源はほぼ例外なく大規模工業地区に存在するので、 $L$ を1000 mと仮定する。  
17 そして簡単のため、これらの間では比例関係が成り立つと仮定する。仮定された敷地境界距離 $L$   
18 は図VIII-4の破線のようになる。

19 濃度が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を下回る距離と比べてみると、排出量の大きな事業所ではバックグラウンド濃  
20 度を加えても敷地境界濃度が環境基準を超える可能性は小さいと思われる。しかもこのモデルの  
21 想定では排出が昼間中心の12時間としたが、大きな事業所ほど24時間操業のケースが多く、同じ  
22 年間排出量でも昼夜の風向変化により拡散方向がばらつく。またモデルの排出高さは5 mとしてい  
23 るが、大きな事業所ほどプラントや貯蔵タンクの規模も大きく排出高さが5 mより高い傾向がある  
24 と推測される。これらのことは敷地境界濃度がさらに低くなる傾向をもたらす。

25 一方、このクラスの排出源のうちでも中規模以下の排出量を持つ事業所では、濃度が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
26 を上回る領域が敷地外まで広がっている傾向がありそうで、バックグラウンド濃度を合わせると  
27 概ね敷地境界から100 m程度までで環境基準を超えると推定される。しかし、図VIII-2に見られた  
28 ように、一般に排出源の周囲の高濃度領域は特定の一、二の風向の風下側に偏して出現するため、  
29 年平均値が $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える面積としては100 m×数100 m程度と見積もられる。そこに都市居住  
30 地域相当の人口密度(数千~1万人/ $\text{km}^2$ )を想定すれば、その居住人口は一つのケース(事業所)  
31 当たり200~300人となることから、可能性としては考えられる。対象事業所数が200程度であること  
32 を考えれば、全国で5万人程度がその領域に住む可能性がある。

33 しかし、以上のモデル計算はかなり最悪の条件に近い敷地と排出位置の想定、敷地外を居住地  
34 とした人口見積りにより行ったものである。本節2.2の最初に述べたように、年間排出量0.5トン以

1 上の事業所はかなりの規模を有する事業所であり，実際には排出源から敷地境界までの距離（L）  
 2 が10 mというようなケースは少ないであろう．もし図VIII-4において，排出量が下限値0.5トン/年  
 3 の事業所でL = 150mないし200 mと仮定するなら，実線が破線を超えるケースはほとんど存在しな  
 4 いことになる．



5  
 6 図VIII-4 年平均濃度が2 µg/m<sup>3</sup>を下回る最大距離と敷地境界（仮定による）の関係．

7  
 8 2.3. 小規模排出源

9 次に，固定発生源のうち，年間排出量0.5トン以下の小さな排出源について検討する．

10 ベンゼン排出・移動で届出のあった対象業種（第三章，表III-2）の業種別合計排出量において  
 11 は，化学工業，石油石炭製品製造業，鉄工業が上位を占め，これらを合計すると届出排出量全体  
 12 の70%，届出件数では227となるが，これらに含まれる事業所の大部分は第2.1節で扱った大規模  
 13 工業地域に立地しているか，少なくとも第2.2節で扱った中規模事業所に含まれると推測できよう．

14 これらの3業種を除くと，主な業種は100件以上の大気排出届出があった燃料小売業（約17,000  
 15 件）と石油卸売業（202件）に絞ることができる．この2業種で合計排出量の17%，前記の3業種と  
 16 合わせると87%に達する．小規模な排出源の全国における暴露影響を考えるうえでは，これら2  
 17 業種のうちでも特に燃料小売業に対して検討を加えればほぼ十分と考えられる．ここで小規模と  
 18 呼ぶのは，年間排出量0.5トン以下の届出事業所，対象業種のすそ切り以下事業所（年間取扱い量  
 19 0.5トン未満），非対象業種の排出である（図VIII-1参照．図では水域への排出もいずれ気化する  
 20 ものと見なし，ここに含めた）．しかし，小規模の約67%は非対象業種で，その実体は第三章5  
 21 節，第四章3.2.2節に述べたように農薬や汎用エンジンである．

22 燃料小売業とは給油所であり，約17,000件の届出があるが，排出量が0.1トンを超えるのはごく  
 23 一部で，年間排出量10 kgから100 kgが5180件，約30%，残りは10 kg以下である．年間排出量が100  
 24 kgの場合の周辺濃度を推算する代わりに，前節2.2のモデル計算結果を準用すれば（図VIII-3参照），  
 25 排出量0.5トンの場合の5分の1であるので，地上濃度は最大でも1 µg/m<sup>3</sup>程度に過ぎない．

1 結局，このような小規模排出源では，非対象業種からの排出とともに，環境基準を超えるよう  
2 な高濃度に暴露する周辺居住者がいる可能性は小さく，いるとすれば職業的な作業者である．こ  
3 れらのベンゼン排出は点源よりも面源と見なす方が妥当とも考えられ，既にその影響は広域大気  
4 モデルADMERによる暴露評価に含められており，そこで検討済みと見なしてよいであろう．なお，  
5 本章の第1節ではADMERによる検討結果に深く立ち入らなかったが，それはADMERの計算結果  
6 が沿道モデル（第VII章）のバックグラウンド濃度として組み込まれているため，次の第3節での  
7 検討に反映されるからである．

#### 8 9 2.4. 固定発生源近傍の高濃度暴露評価のまとめ

10 以上のようなことから，極めて概括的な見積りではあるが，固定発生源近傍における高濃度暴  
11 露の評価は次のようになる．

12 大規模工業地区で合計ベンゼン排出量が年間10トン規模以上の地区に，1997～2003年度の地域  
13 自主管理によりこれをクリアした地区を含めた12地区の周辺では，2004年度に環境基準値 $3 \mu$   
14  $g/m^3$ を超えるベンゼンに暴露した居住人口は19万人程度と見積もられた．

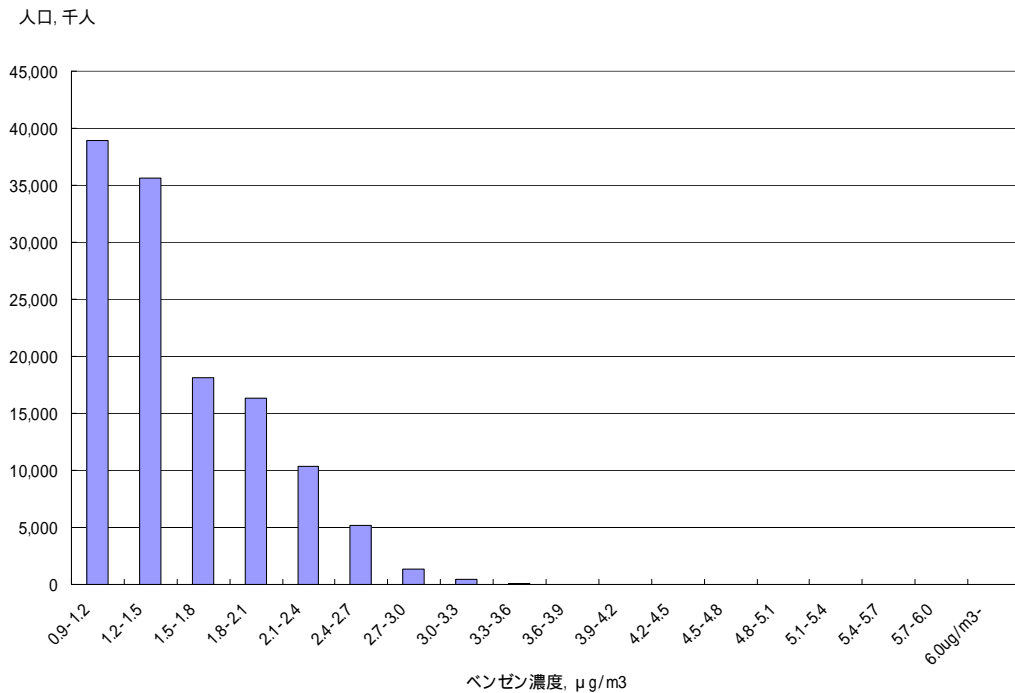
15 それより一回り規模の小さい，ベンゼン排出量が年間0.5トン以上10トン未満の工業地区または  
16 事業所の場合は，排出源から敷地境界までの距離 $L$ が最低限でも150～200 m，さらに規模に応じて  
17 1 km程度までであるなら，そのすぐ外側が居住地域であっても， $3 \mu g/m^3$ を超えるベンゼンへの  
18 暴露の可能性は小さい．しかし，排出量が下限値の0.5トン/年の場合に $L$ が10 m程度なら，排出源  
19 規模に比例して $L$ が大きくなると仮定しても，相対的に規模の小さい事業所では敷地境界の外側  
20 100m程度の範囲で $3 \mu g/m^3$ を超える．仮にそのような事業所のすべてで，想定された狭い敷地，  
21 敷地境界に接した平均的な都市の人口密度の居住地域を有するとすれば， $3 \mu g/m^3$ を超えるベン  
22 ゼンに暴露する居住人口は5万人程度と見積もられるが，これは最大限の想定と言ってよいであ  
23 る．

24 排出量が0.5トン/年未満の小規模な事業所では，点源として周辺高濃度に配慮する必要もほとん  
25 どなく，面源としてバックグラウンド濃度への寄与を考えるだけで十分である．

#### 26 27 3. 沿道

28  
29 第VII章で沿道モデルから得られた沿道暴露人口の推算結果のまとめを図VIII-5として再録す  
30 る．図では詳細な数値が確認できないが，ベンゼン濃度が環境基準を超える区域の人口は約62万  
31 人であった．沿道モデルはADMERで計算されるメッシュ平均濃度を基礎として沿道超過暴露濃  
32 度を加算する仕組みであり，62万人には沿道超過暴露とは無関係な，メッシュ濃度の高いメッシ  
33 ュの人口がそっくり含まれている．それを除いた沿道の高濃度暴露人口は57万人である．





VIII-5 ベンゼン濃度区分別暴露人口分布

4 . 室内

PRTR排出量推計には、家庭からの排出推計の対象として「たばこの煙に係る排出量」がある。推計値は87トン(たばこ1本当たり発生量297 µg×全国の年間販売本数2926億本)となっている。この排出量はすべて副流煙として算定されており、喫煙者の吸入暴露量に関する見積りではない。また、2004年度段階で排出推計の内容は家庭のみでなく、勤務地等における喫煙も考慮に加え、昼間人口と夜間人口に配分したものとなっている。従って、PRTR推計による排出量は、排出されたベンゼンの一般環境大気への影響を評価するために使用可能であり、本評価書においても第V章のADMERを用いた広域濃度分布の計算基礎に含められ、さらにその結果が第VI章と第VII章のモデル計算におけるバックグラウンド濃度に引き継がれている。その半面、PRTR推計による排出量は喫煙者や受動喫煙者の暴露量やそれによる健康影響を評価するためには役立たない。もしそれらの評価に役立てるとすれば、排出量推算結果ではなく、たばこ1本当たりの排出量に関するデータまでさかのぼらねばならない。

たばこ1本当たりの排出量と喫煙者や受動喫煙者の暴露量も直接的に関係付けることはできない。まず、喫煙者本人の健康影響は喫煙自体の健康影響の一環としてとらえるのが適当であろう。一方、副流煙による受動喫煙者への影響は、一般環境を通しての部分は既に前章までの濃度および暴露評価に含まれており、これに加えて必要なのは室内と屋外の濃度差という側面からの評価であろう。

#### 1 4.1. 喫煙の影響

2 喫煙と健康の関係については言うまでもなく、既に多くのことが発信されている。喫煙の発がん  
3 影響として最も顕著なのは喉頭がん、肺がんである（国立がんセンター、2003）。1966～1982  
4 年の古い統計であるが、非喫煙男性の肺がんによる年齢標準化死亡率24.1（人口10万対）に対し  
5 て、毎日喫煙男性のそれは107.3と4.45倍の高率であり、明瞭な喫煙影響が確認できる。しかし、  
6 喫煙影響のうち、特にそれに伴うベンゼン吸入の影響を取り出して、肺がんあるいはその他の健  
7 康影響を定量的に評価することは困難であり、その種の研究・調査は知られていない。ちなみに、  
8 本評価書第I章で概観した既存リスク評価から、ベンゼンによるヒト健康影響のエンドポイント  
9 としてとらえるのが適切と考えられた白血病について、上記資料（国立がんセンター、2003）で  
10 は非喫煙者の年齢標準化死亡率6.0に対して毎日喫煙者では6.4となっており、喫煙影響が肺がんほ  
11 ど明瞭には表れていない。

12 国立医薬品食品衛生研究所（2003）は、1997年から2002年に至る室内と屋外のベンゼン濃度調  
13 査結果と発がんユニットリスク（ $7.5 \times 10^{-6}$ を採用）から、ベンゼンによる喫煙者の生涯発がんリ  
14 スクが $2.3 \times 10^{-4}$ （算出方法の詳細は不明）となり、喫煙者のいない家屋の非喫煙者の $3.0 \times 10^{-5}$ に比  
15 べて極めて高いと推定している。また、非喫煙者が喫煙家族のいる家屋に居住する場合、間接禁  
16 煙によって喫煙者の1/2程度のリスクとなることを推定している。

17 一方、社会における全体的な喫煙の影響は経年的に着実に低下している。1970年代に男性の喫  
18 煙率が80%から70%程度に低下傾向にあったものが、2000年には53.5%、2006年には41.3%まで低  
19 下しており、女性ではこの間に15%前後で大きな変化とはなっていないものの、2006年の喫煙人  
20 口は合わせて2733万人と推計された（日本たばこ産業、2006）。このような喫煙者の減少に加え  
21 て、社会の分煙化も進んでいる。2003年5月に「健康増進法」が施行され、受動喫煙の防止が努力  
22 義務化されたのに伴い、厚生労働省は職場における喫煙対策のためのガイドラインを策定した。  
23 このような社会状況から、非喫煙者のたばこ由来ベンゼン暴露もさらに低減していると推定でき  
24 る。

25

#### 26 4.2. ベンゼンの室内発生源

27 屋外と比較して室内のベンゼン濃度が上昇する要因は、室内喫煙その他いくつか指摘されてい  
28 る。

##### 29 (1) 喫煙

30 既に述べたように、喫煙によるベンゼン排出が室内濃度を上昇させる。

##### 31 (2) 室内燃焼器具

32 暖房用等の燃焼器具からのベンゼン排出について、以下のように排出を推定させる文献は存在  
33 するが、排出係数を決定できるような十分な資料はない。

34 野崎（2003）は、開放型の燃焼器具を使用した場合のVOC濃度の上昇について実験を行った。

1 内壁がステンレス製の実験室（気積4.977m<sup>3</sup>）で，換気回数を0.067または1.3回/hとして9種類の反  
 2 射式・対流式石油ストーブおよびファンヒータの燃焼実験を行った結果，約半数の機種でベンゼ  
 3 ン濃度が100～200 μg/m<sup>3</sup>に達したことが示されている．使用時間や換気率等の条件が各家庭によ  
 4 り異なるため一概には言えないが，開放型燃焼器具は室内ベンゼン高濃度の要因の一つであるこ  
 5 とは間違いなさそうである．

6 丸山ら（2003）は2001年7月～2003年3月の夏期および冬期に新潟県内の一般木造住宅を対象に  
 7 室内VOC濃度調査を行った．調査対象は夏期43軒（室内62ヶ所，屋外43ヶ所），冬期55軒（室内  
 8 71ヶ所，屋外49ヶ所）の住宅で，このうち8ヶ所（6％）で喫煙があった．調査結果のうちベンゼ  
 9 ン濃度を表VIII-4に示す．全体の室内・屋外濃度I/O比は1.7と室内の方が高いこと，期別の室内濃  
 10 度は夏より冬の方が高い傾向にあること，特にストーブを焚く場合に高いことがわかる．表には  
 11 ないが，開放型ストーブを使用する室内ではベンゼンだけではなく他の芳香族炭化水素類，脂肪  
 12 族炭化水素類，TVOCの濃度も高い．

13

14

表VIII-4 夏期と冬期のベンゼン濃度比較（丸山ら，2003）

	室内濃度			屋外濃度	
平均濃度(μg/m <sup>3</sup> )	1.4			0.8	
濃度範囲(μg/m <sup>3</sup> )	<0.6～51.3			<0.6～1.9	
検体数	127			92	
I/O比	1.7				
条件 (室内)	夏期	冬期			-
		開放型 ストーブ	FF式 ストーブ	エアコン その他	
平均濃度(μg/m <sup>3</sup> )	1.1	2.3	2.8	1.3	

15

16

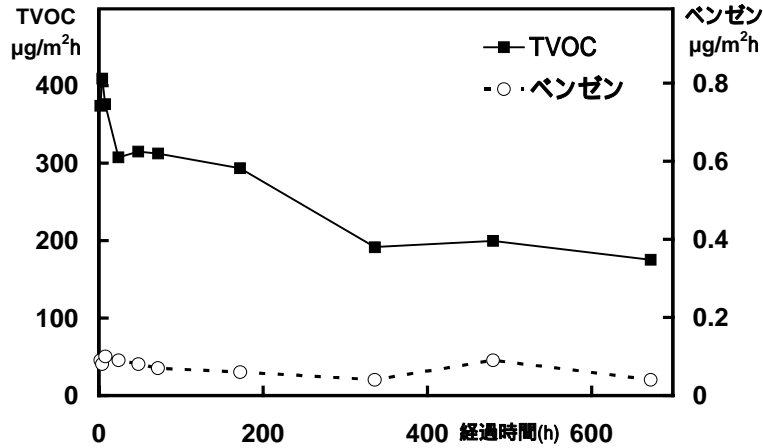
17 (3) 室内機器・家具等

18 建材や家具等からベンゼンが発生する可能性も指摘されている．

19 野崎（2002，2003）は前述の開放型暖房器具と並行して，衣類，塗料，家具（2002年度），家電  
 20 製品，事務機器，塗料および接着剤（2003年度）について化学物質発生量を測定した．このうち，  
 21 事務機器について，レーザープリンタを150分稼動した際のチャンバー内のベンゼン濃度が36～40  
 22 μg/m<sup>3</sup>（初期濃度約20 μg/m<sup>3</sup>），コピー機を80-90分稼動させた際に80～90 μg/m<sup>3</sup>（初期濃度約55  
 23 μg/m<sup>3</sup>）が報告されている．

24 脇坂ら（2005）はJIS A1901-2003（小型チャンバー法）に準拠して合板からのカルボニル化合物  
 25 3成分およびVOCs 37成分に関する測定を行った．TVOCとベンゼンの放散速度の経時変化を図  
 26 VIII-6に示す．TVOCの減衰に比較して，ベンゼンでは値も小さく減衰も目立たないが0.04～0.09  
 27 μg/m<sup>2</sup>hで推移している．

28



図VIII-6 合板からのTVOCとベンゼンの放散速度

家具に起因するベンゼン排出に関する事例としては、北海道立林産試験場での測定例を株式会社いさみやが自社ホームページに掲載している。大型ステンレスチャンバー内に家具を設置し、換気回数を0.5回/hと設定してホルムアルデヒドとVOC等を測定したもので、ベンゼン濃度はプラントのチャンバーでの $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ に対して家具を入れた状態では $3.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。試験日等は明示されていない。このケースの測定対象は家具1例のみで製造後の期間等のデータもなく、従って家具類一般でこうした濃度上昇があるとはいえないが、今後も調査例を増して発生強度や機構を検討する意義があると考えられる。

この他、神奈川県衛生研究所(2005)は家庭用接着剤からの検出を報告している。市販の接着剤30検体が測定され、そのうち3検体についてGC-MSのライブラリから推定して濃度は定量されていないがベンゼンが含まれるとされた。製品の組成表示にはなくても微量に含まれているベンゼンが室内における放出源となる可能性がある。

#### 4.3. ベンゼンの室内濃度

厚生労働省(1999)が発表した居住環境中揮発性有機化合物についての1997~1998年度全国実態調査の結果によると(表VIII-5参照)、ベンゼンの室内・屋外濃度比(I/O比)は平均値で2.2であった。また、1998年度の調査で測定された個人暴露濃度の室内濃度との比(P/I比)は1.0であり、室内濃度と個人暴露濃度には高い相関(0.905, 例数193)が認められた。第4.1節でふれた国立医薬品食品衛生研究所(2003)の喫煙影響に関する解析は、上記調査に加え、引き続き4年間にわたり実施された同様の調査の結果を用いている。そのことからわかるように、これらの調査における室内高濃度は主として喫煙によるものと考えられる。しかし、暖房用燃焼機器の影響も使用時には無視できないと考えられる。

室内排出による高濃度のとらえ方としては、室内と屋外の濃度の差(I/O差)に意味があるのであり、I/O比が2程度であるという算定に従って一般的に室内濃度が室外の2倍程度になると考え

1 るべきではないであろう。屋外濃度が高い場合、室内濃度は外気の影響も受けて上昇し、室内排  
 2 出の寄与の割合は相対的に低下するし、逆に屋外濃度が低ければ室内濃度に対して室内排出の寄  
 3 与が支配的になるであろう。近年の実態としては、屋外の一般環境濃度が低減傾向にあるのと同  
 4 時に、喫煙率の低下傾向や分煙化・禁煙場所の増加等により室内排出も低減が進んでいることが  
 5 推測される。それを I/O 比で議論することは本節の目的にそぐわない。注目したいのは I/O 差であ  
 6 る。

7 しかし、最も広範で充実した室内・屋外濃度調査資料と考えられる上述の厚生労働省（1999）  
 8 調査とそれを引き継いだ調査のまとめ（安藤，2003）においても（表 VIII-5），I/O 差の分布等に  
 9 関する掘り下げた解析は示されていない。サンプル数が多いとはいえ調査対象家屋は年々多くて  
 10 も 200 件程度であり、それらもベンゼン濃度と喫煙状況に関する何らかの明確な基準に従って選  
 11 定された家屋のものとは言い切れなため、年々の結果の特徴や経年変化に対する意味付けも困  
 12 難と考えられる。従って、表 VIII-5 から全国一般の経年変化を把握することには無理があるが、  
 13 ただ、少なくとも最近年の統計値では、国内の喫煙傾向と軌を一にするかのように、I/O 差が  $1 \mu$   
 14  $g/m^3$  以内であり、室内濃度も平均では環境基準値を下回っている。

15

16 表 VIII-5 室内および屋外濃度調査におけるベンゼン濃度の統計値（厚生労働省関係）

年度	対象戸数		サンプル数	最大値	最小値	平均値	中央値
1997	180	室内(I)	322	65.8	0.4	5.9	3.1
		室外(O)	110	45.8	0.4	2.9	1.7
1998	205	室内(I)	197	433.6	0.1	7.2	2.6
		室外(O)	195	45.8	0.0	3.3	2.0
		個人暴露(P)	193	167.8	0.2	6.9	3.3
2001	188	室内(I)	171	46.4	0.0	2.7	1.8
		室外(O)	169	9.3	0.0	1.7	1.3
2002	148	室内(I)	138	32.6	0.0	2.6	1.8
		室外(O)	85	9.1	0.0	1.9	1.6

17

18

19 環境基準を超える室内濃度に暴露する人口を見積もるためには、沿道や固定排出源の影響も含  
 20 む屋外一般環境濃度から見た人口分布とクロスして I/O 差の分布を与える必要がある。そして I/O  
 21 差の分布を確定するためには、単に表 VIII-5 に含まれるような多数のサンプルを総合するだけで  
 22 は不十分であり、年々のサンプルの偏りの可能性や経年変化も考慮し、喫煙者のいる家屋の比率、  
 23 そこでの喫煙形態と室内濃度の関係等、多様なデータを分析する必要がある。しかし、今回は資  
 24 料不足のために、環境基準を超える室内濃度に暴露する人口の見積りを見送った。

25

1 5 . 高リスク人口の評価のまとめ

2

3 年平均濃度におけるベンゼン環境基準値 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超える高濃度に暴露する人口を見積もった  
4 結果 ,

5 (1) 固定発生源近傍の高濃度地域における該当人口は , 第2.4節にまとめたように最大限で24万人  
6 程度となった .

7 (2) 全国の幹線道路の沿道における該当人口は , 第3節にまとめたように57万人程度となった . な  
8 お , 非幹線道路では交通量が少ないため , 自動車からの排出により沿道濃度が環境基準値を超え  
9 ることはまれである .

10 (3) 室内濃度は屋外の一般環境大気濃度よりも高いのが普通であり , その主要な原因は喫煙による  
11 室内排出であるが , 暖房用燃焼機器の影響も無視できない . しかし , 屋外濃度が環境基準を満た  
12 す地域にあって , 環境基準を超える室内濃度に暴露する人口を見積もるためには , 喫煙者のいる  
13 家屋の比率 , そこでの喫煙形態と室内濃度の関係 , 燃焼機器使用状況その他の多様なデータが必  
14 要であるが , 今回は資料不足のためにこの人口見積りを見送った .

## 第IX章 リスク削減対策

### 1. ベンゼン排出対策の概略経過

ベンゼンの発がん性については、国際がん研究機関( International Agency for Research on Cancer , IARC )が1982年以降グループ1 ( ヒトにおける発ガン性の十分な証拠が存在する ) に分類していたように、かなり古くから認定されていたが、各国でリスク評価と結びついた対策がとられるようになったのは1990年代後半といえる。日本の場合は1996 ( 平成8 ) 年10月の中央環境審議会答申を機に環境基準が設定され ( 以上、第I章参照 )、これと並行して1997年度からベンゼンを含む有害大気汚染物質の自主管理が関係業界で開始された。

ベンゼンの自主管理は、有害大気汚染物質のうちの自主管理対象物質( 12物質 )の一つとして、排出に関係する事業者団体によってそれぞれ排出量削減目標を設定して推進された。また、これと並行して、多数の大規模事業所が立地する室蘭等の5つの地域自主管理が推進された。特に地域自主管理では、第IV章 ( 表IV-1 ) に示したように急速な排出削減の進展が数値として示された。

これらの自主管理計画の達成状況について、2005年に経済産業省および環境省はその成果を評価し、事業者団体および地域に依拠した従来の体制から個別事業所ごとの自主管理に移行することを決めた ( 中央環境審議会大気環境部会、2005a )。地域自主管理の進展の結果、この段階では排出量においてそれ以外の地区の事業所が目立っており、それらの事業所が引き続き個別自主管理の重点対象となった。

しかし、従来の二期にわたる自主管理 ( 1997 ~ 2003年度 ) で達成された排出削減の成果もいわば理論上の数字であって、一旦抑制目標が達成された後でも、もし排出対策装置の順調な稼働が継続されなければ環境改善の成果にはつながらない。

一方、PRTR届出・推算によるベンゼン排出量の85%を占める移動体、中でも自動車の排出削減では、燃料ガソリン中のベンゼン含有率が2000年に1体積%未満に規制( 第IV章2.2節 )されて以降、その面での進展はない。さらに含有率を低下させても、排気中のベンゼンは減らないとされている。燃料中にベンゼンを含まないディーゼル車の排気にも、ガソリン車の排気と同等またはそれ以上のベンゼンが含まれること ( 図IV-5参照 ) から、それはうかがえる。その他、移動体排出に関連するものとして、ペーパーリターンの普及等が挙げられる。

本章では、具体的な排出削減対策の実際と今後の見通しについて資料を収集し、その結果をとりまとめた。

### 2. 固定発生源の排出対策と将来見通し

PRTR制度届出・推計に基づき、固定発生源を業種別に見れば ( 表III-2 )、届出排出量の70%が

1 化学工業，石油石炭製品製造業，鉄工業の3種類に含まれ，その届出件数は合わせて227件であっ  
 2 た．また，排出規模の側面から見れば，年間排出量0.5トン以上の届出件数は全国で211件で，そ  
 3 の合計は届出排出量の85%を占める（第VIII章2.2節）．この業種別と一定規模以上の両側面の対  
 4 象事業所がほとんど一致するとは言えないまでも，ここから固定発生源からの排出の主要形態が  
 5 想定できよう．

6 これらの中～大規模事業所のほぼすべてが1997～2003年度の自主管理期間に排出削減対策を行  
 7 い，あるいはその後も施策を強化しているものと推定される．具体的な施策内容に関する資料と  
 8 して，2001年に事業者団体から産業構造審議会（2001）に提出された計画書がある．これは第一  
 9 期自主管理の結果を総括し，第二期の計画概要を説明したものである．この中で，日本化学工業  
 10 協会はベンゼンに関する排出対策例として表IX-1を示し，今後もこの事例を参考にして取組を進  
 11 めてゆく，としている．現在実施されている個別自主管理においても，未対策施設に対する新た  
 12 な排出削減施策としては同様の手法が採られているであろう．

13

14 表IX-1 日本化学工業協会のまとめによる排出削減施策（産業構造審議会，2001）

ベンゼン排出削減に寄与した2000年度実施対策例		
	対策内容	削減量(t/y)
1	排ガス直接燃焼設備の設置	115
2	タンクのIFR化	94
3	排水中のベンゼン回収設備の設置	70
4	エチルベンゼンの製法転換	63
5	運転の改善(排ガスの削減)	47
6	タンクベントガスの吸着設備の設置	32
7	ベンゼン回収設備の設置	25
8	コンデンサーの設置	22

(削減量20 t/y以上のものを示した。)

15

16

17 同じ資料の中で，石油連盟は排出削減施策として以下のものを挙げている．

- 18 (1) ベンゼン含有油種の貯蔵に関して，浮き屋根式タンクの導入，利用促進．  
 19 (2) ベンゼン施設の出荷施設として，ローリーや貨車施設の使用停止，船出荷の対策検討．  
 20 (3) ガソリン中ベンゼン含有量を1vol%以下にしたことによるガソリン施設からの排出低減．  
 21 (4) ガソリン施設のベイパー排出抑制をさらにきめ細かく進める．

22 以上のうち，(1) と (3) は第一期でほぼ完了した．(4) に関連する付随参考資料として，その時点  
 23 での給油所タンクのベイパー排出未対策が64%とされている．また，自動車への給油時の排出量  
 24 は，1995年の対ガソリン容積比で約0.009 (kg/kL) とされ，同年の全国販売量約5163万kLから計  
 25 算すれば排出量は466トンと例示されている．その後ベンゼン濃度比が8/22に低下したことから，  
 26 排出係数は（現在も）約0.003 kg/kLとされる．

27 日本鉄鋼連盟の2001年の計画では，第一期におけるコークス炉のドアからのガス漏れを抑制す  
 28 る種々の努力を継続するほか，他のベンゼン含有物質関連設備への対策を追加するとしている．



1 主要な三つの事業者団体のとりまとめによる排出削減計画からは、第二期自主管理計画以降の  
2 ベンゼン排出抑制施策として、既に大幅な排出削減を見込める方策は出し尽くした観があり、今  
3 後に見込めるのは「積み残し」の未対策施設への対策追加、あるいは主要でないベンゼン関連施  
4 設にも何らかの手を打つことによる自主管理の完遂を目指していることがうかがえる。そして、  
5 前節に述べたように、第二期計画終了後の2005年に排出削減結果と周辺濃度実態の関係が評価さ  
6 れたうえで、経済産業省および環境省により個別事業所ごとの自主管理への移行方針が出された。

7 本評価書第VI章の解析によっても、事業所周辺の高濃度に関しては、地域自主管理から漏れた  
8 少数の事業所における排出対策の遅れが数万人～十数万人の高濃度暴露人口を発生させているこ  
9 とを除けば、新たな抜本的な対策を要するというよりも既成の施策の積み重ねによる環境基準の  
10 達成が見込める状況にあると言える。また、評価対象時期（2004年度）に多数の高濃度暴露人口  
11 の存在が推算された事業所においても、その後も継続して排出対策が進められており、また、2004  
12 年度においてさえ周辺モニタリング結果ではモデル推算結果ほどの高濃度が測定されていないこ  
13 とから、政策に係わるような施策を検討する必要はないと考えられる。

14 しかし、第VIII章2.2節で年間排出量が0.5～10トンの事業所を中規模事業所と規定し、周辺濃度  
15 と暴露の概略評価を行った結果では、最大限に見積もって5万人程度が高暴露人口に相当する可能  
16 性があった。これらの内、特に比較的小規模で居住地区が近接している排出源については、排出  
17 削減、排出高さの引き上げ、排出場所の移動等のきめ細かな対策がとられる必要がある。

18 なお、上記資料の他、具体的な排出削減施策内容に関する調査の例が経済産業省・産業環境管  
19 理協会（2003，2004）に見られる。そこでは有害大気汚染物質の除去・回収技術の分類として、  
20 (1) 吸着法、(2) 焼却・加熱炉、(3) 触媒酸化法、(4) 水・酸・アルカリによる吸収、(5) 冷却・凝  
21 縮、(6) 油等による吸収、が具体的に説明されているが、このうちベンゼンには (1)～(3) と (6) が  
22 対象施設・装置の状況に応じて適用されていると考えられる。

### 24 3．自動車からの排出対策の今後

#### 26 3．1．排出規制の強化

27 PRTR制度によるベンゼン届出・推算排出量の85％を占める移動体からの排出の主体は自動車で  
28 ある。沿道モニタリング局のうちでベンゼン濃度が環境基準を超える局の数は減ったとはいえ、  
29 2004年度でも14％に達しており（図IV-7）、そのような沿道高濃度（ $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上）地帯に居住  
30 する人口はモデル推算で57万人にのぼると見積もられた（第VII章5.2節）。

31 しかし自動車からの排出に対して、燃料ガソリン中含有量の1 vol%規制（2000年）以降、ベン  
32 ゼンについての個別具体的な規制は進められていない。燃料ガソリン中ベンゼン含有量をさらに  
33 削減することはリスク・ベネフィットの観点から効率的ではないと言われ、今後の選択肢にのぼ  
34 ってはいない。原油の分留により生成される粗製ガソリン（ナフサ）は、そのままではオクタン

1 価が低いため、接触改質というプロセスで芳香族を強化して燃料ガソリンを製造する。そこから  
2 ベンゼンを1 vol%以下まで除去するには溶剤抽出法（前節に挙げた油等による吸収に相当）が用  
3 いられる。第1節でもふれたように、燃料中のベンゼンをさらに低減したとしても、燃焼によるベ  
4 ンゼン生成があるため排ガス中のベンゼン濃度は一定レベル以下に低下させることはできない  
5 （例えば、須山ほか、2001）。排ガス中の濃度低減のためには、エンジンの性能や排ガス処理装  
6 置の改良等が必要である。

7 現在、自動車排ガスに含まれる物質では、一酸化炭素、窒素酸化物、粒子状物質と並んで炭  
8 化水素という形での排出規制があり、ベンゼンはその一成分である。ベンゼンに的を絞った排出  
9 規制はない。従って、今後、交通量の変動等の経済的要素、渋滞やアイドリングの解消対策、気  
10 象条件の年々変動等の外的要因による変化は起こり得るものの、ベンゼンの沿道高濃度の改善に  
11 つながる本質的な対策は進んでいないことになる。しかし、炭化水素の排出抑制技術が向上すれ  
12 ば、それに比例する形でベンゼンの排出量も低減することが期待される。ベンゼンの沿道高濃度  
13 の現状にもかかわらず今後が楽観視されている主要な理由もそこにあると考えられる。

14 PRTRの届出外排出量推計のうち、自動車からの排出に関しては、まず車種別・旅行速度区分別  
15 に全炭化水素（THC）排出係数が排気ガス浄化用触媒の経年劣化を考慮して設定され、次に  
16 THC に対する組成比に基づき対象 11 化学物質の排出量が求められる（図 IV-5 の例参照）。自動車  
17 のホットスタートにおけるベンゼン比率はガソリン・LPG 車で 5.3%、ディーゼル車では車種別に  
18 1.6%（乗用車）、1.3%（小型貨物自動車）、1.1%（バス、普通貨物車、特種用途車）とされている。  
19 この他にコールドスタート時の増分、サブエンジン機器からの排出、また、排ガスとは別に燃料  
20 蒸発ガス（ダイアーナルブリージングロス；DBL、ホットソークロス；HSL、ランニングロス；  
21 RL）が推計されている。しかし、平成 16 年度の推計において自動車からのベンゼン排出の 97%  
22 を占めるホットスタートとコールドスタートによる排出を削減することが重要である。

23 炭化水素排出規制の現状を表 IX-2 に掲げた。2007 年以降の日程にのぼっている規制強化は、従  
24 来規制の甘かった軽トラック、二輪車等である（国土交通省、2005）。他の車種も含めた、さらに  
25 将来の排出抑制の展望について次節 3.2 でふれる。

1  
2

表 IX-2 現段階の炭化水素排出規制（国土交通省自動車交通局，2007）

○新車の自動車排出ガス規制値

種別	新短期規制					新長期規制				備考		
	試験モード	成分	規制年	規制値	試験モード	成分	規制年	規制値				
ガソリン・LPG車	乗用車	10・15モード(g/km)	CO	平成12年	1.27(0.67)	コンバインモード(g/km)※3	CO	平成17年	1.92(1.15)			
			HC	平成12年	0.17(0.08)		NMHC	平成17年	0.08(0.05)			
			NOx	平成12年	0.17(0.08)		NOx	平成17年	0.08(0.05)			
		11モード(g/test)	CO	平成12年	31.1(19.0)		コンバインモード(g/km)	CO	平成19年		6.67(4.02)	
			HC	平成12年	4.42(2.20)			NMHC	平成19年		0.08(0.05)	
			NOx	平成12年	2.50(1.40)			NOx	平成19年		0.08(0.05)	
	トラック・バス	軽自動車	10・15モード(g/km)	CO	平成14年	5.11(3.30)	コンバインモード(g/km)	CO	平成17年		1.92(1.15)	
				HC	平成14年	0.25(0.13)		NMHC	平成17年		0.08(0.05)	
				NOx	平成14年	0.25(0.13)		NOx	平成17年		0.08(0.05)	
			11モード(g/test)	CO	平成14年	58.9(38.0)		コンバインモード(g/km)	CO		平成17年	4.08(2.55)
				HC	平成14年	6.40(3.50)			NMHC		平成17年	0.08(0.05)
				NOx	平成14年	3.63(2.20)			NOx		平成17年	0.10(0.07)
		軽量車(GVW≤1.7t)	10・15モード(g/km)	CO	平成12年	1.27(0.67)	コンバインモード(g/km)	CO	平成17年		1.92(1.15)	
				HC	平成12年	0.17(0.08)		NMHC	平成17年		0.08(0.05)	
				NOx	平成12年	0.17(0.08)		NOx	平成17年		0.08(0.05)	
			11モード(g/test)	CO	平成12年	31.1(19.0)		コンバインモード(g/km)	CO		平成17年	4.08(2.55)
				HC	平成12年	4.42(2.20)			NMHC		平成17年	0.08(0.05)
				NOx	平成12年	2.50(1.40)			NOx		平成17年	0.10(0.07)
	中量車(1.7t<GVW≤3.5t)	10・15モード(g/km)	CO	平成13年	3.36(2.10)	コンバインモード(g/km)	CO	平成17年	21.3(16.0)			
			HC	平成13年	0.17(0.08)		NMHC	平成17年	0.31(0.23)			
NOx			平成13年	0.25(0.13)	NOx		平成17年	0.9(0.7)				
11モード(g/test)		CO	平成13年	38.5(24.0)	コンバインモード(g/km)		CO	平成17年	0.84(0.63)			
		HC	平成13年	4.42(2.20)			NMHC	平成17年	0.032(0.024)			
		NOx	平成13年	2.78(1.60)			NOx	平成17年	0.19(0.14)			
重量車(3.5t<GVW)	G13モード(g/kWh)	CO	平成13年	26.0(16.0)	JE05モード(g/kWh)	CO	平成17年	0.84(0.63)				
		HC	平成13年	0.99(0.58)		NMHC	平成17年	0.032(0.024)				
		NOx	平成13年	2.03(1.40)		NOx	平成17年	0.19(0.14)				
	10・15モード(g/km)	CO	平成14年	0.98(0.63)		コンバインモード(g/km)	CO	平成17年	0.84(0.63)			
		HC	平成14年	0.24(0.12)			NMHC	平成17年	0.032(0.024)			
		NOx	平成14年	0.43(0.28)			NOx	平成17年	0.19(0.14)			
PM	小型	平成14年	0.11(0.052)	PM	小型		平成17年	0.017(0.013)				
	中型	平成14年	0.45(0.30)		中型		平成17年	0.019(0.014)				
	PM	平成14年	0.11(0.056)		PM		平成17年	0.017(0.013)				
ディーゼル車	乗用車	10・15モード(g/km)	CO	平成14年	0.98(0.63)	コンバインモード(g/km)	CO	平成17年	0.84(0.63)			
			HC	平成14年	0.24(0.12)		NMHC	平成17年	0.032(0.024)			
			NOx	平成14年	0.43(0.28)		NOx	平成17年	0.19(0.14)			
			PM	平成14年	0.11(0.052)		PM	平成17年	0.017(0.013)			
			PM	平成14年	0.11(0.056)		PM	平成17年	0.019(0.014)			
			PM	平成14年	0.11(0.056)		PM	平成17年	0.019(0.014)			
		トラック・バス	10・15モード(g/km)	CO	平成14年	0.98(0.63)	コンバインモード(g/km)	CO	平成17年	0.84(0.63)		
				HC	平成14年	0.24(0.12)		NMHC	平成17年	0.032(0.024)		
				NOx	平成14年	0.43(0.28)		NOx	平成17年	0.19(0.14)		
			10・15モード(g/km)	CO	平成15年	0.98(0.63)		コンバインモード(g/km)	CO	平成17年	2.95(2.22)	
				HC	平成15年	0.24(0.12)			NMHC	平成17年	0.23(0.17)	
				NOx	平成15年	0.68(0.49)			NOx	平成17年	2.7(2.0)	
	重量車(3.5t<GVW)	D13モード(g/kWh)	CO	平成15, 16年	3.46(2.22)	JE05モード(g/kWh)	CO	平成17年	2.95(2.22)			
			HC	平成15, 16年	1.47(0.87)		NMHC	平成17年	0.23(0.17)			
			NOx	平成15, 16年	4.22(3.38)		NOx	平成17年	2.7(2.0)			
		PM	PM	平成15, 16年	0.35(0.18)		PM	PM	平成17年	0.036(0.027)		
			PM	平成15, 16年	0.35(0.18)			PM	平成17年	0.036(0.027)		
			PM	平成15, 16年	0.35(0.18)			PM	平成17年	0.036(0.027)		

※1 CO：一酸化炭素、HC：炭化水素、NMHC：非メタン炭化水素、NOx：窒素酸化物、PM：粒子状物質  
 ※2 規制値 1.27(0.67)とは、1台あたりの上限値 1.27、型式あたりの平均値 0.67 を示す。  
 ※3 コンバインモードとは、10・15モードと11モードを合わせたもので、GVW(車両総重量)3500kg以下のものについて平成17年(2005年)から、11モードの測定値に0.12を乗じた値と10・15モードの測定値に0.88を乗じた値との和で算出される値。  
 ※4 ディーゼル車トラック・バスの重量車のうち、車両総重量2.5t<GVW≤12tについては平成15年10月1日から、車両重量12t<GVWについては平成16年10月1日から適用される。

3  
4

表IX-2 (つづき)

種別		現行規制				次期規制				備考
		試験モード	成分	規制年	規制値	試験モード	成分	規制年	規制値	
二輪車	第一種原動機付自転車 4サイクル	二輪車 (g/km)	CO	平成10年	(13.0)	二輪車 (g/km)	CO	平成18年	(2.0)	18年、19年からの二輪車の試験モードは常時モードに変更。
			HC	平成10年	(2.00)		HC	平成18年	(0.50)	
			NOx	平成10年	(0.30)		NOx	平成18年	(0.15)	
		二輪車 (g/km)	CO	平成10年	(8.00)		CO	平成19年	(2.0)	
			HC	平成10年	(3.00)		HC	平成19年	(0.50)	
			NOx	平成10年	(0.10)		NOx	平成19年	(0.15)	
	第二種原動機付自転車 4サイクル	二輪車 (g/km)	CO	平成11年	(13.0)	二輪車 (g/km)	CO	平成19年	(2.0)	
			HC	平成11年	(2.00)		HC	平成19年	(0.50)	
			NOx	平成11年	(0.30)		NOx	平成19年	(0.15)	
		二輪車 (g/km)	CO	平成11年	(8.00)		CO	平成19年	(2.0)	
			HC	平成11年	(3.00)		HC	平成19年	(0.50)	
			NOx	平成11年	(0.10)		NOx	平成19年	(0.15)	
	軽二輪自動車 4サイクル	二輪車 (g/km)	CO	平成10年	(13.0)	二輪車 (g/km)	CO	平成18年	(2.0)	
			HC	平成10年	(2.00)		HC	平成18年	(0.30)	
			NOx	平成10年	(0.30)		NOx	平成18年	(0.15)	
		二輪車 (g/km)	CO	平成10年	(8.00)		CO	平成19年	2.7(2.0)	
			HC	平成10年	(3.00)		HC	平成19年	0.40(0.30)	
			NOx	平成10年	(0.10)		NOx	平成19年	0.20(0.15)	
小型二輪自動車 4サイクル	二輪車 (g/km)	CO	平成11年	20.0(13.0)	二輪車 (g/km)	CO	平成19年	6.50(5.00)		
		HC	平成11年	2.93(2.00)		HC	平成19年	1.33(1.00)		
		NOx	平成11年	0.51(0.30)		NOx	平成19年	7.98(6.00)		
	二輪車 (g/km)	CO	平成11年	14.4(8.00)		CO	平成19年	6.50(5.00)		
		HC	平成11年	5.26(3.00)		HC	平成19年	0.93(0.70)		
		NOx	平成11年	0.14(0.10)		NOx	平成19年	5.32(4.00)		
ディーゼル特殊自動車	定格出力 19kW以上 37kW 未満のもの	8モード (g/kWh)	CO	平成15年	6.50(5.00)	8モード (g/kWh)	CO	平成19年	6.50(5.00)	
			HC	平成15年	1.95(1.50)		HC	平成19年	1.33(1.00)	
			NOx	平成15年	10.40(8.00)		NOx	平成19年	7.98(6.00)	
			PM	平成15年	1.04(0.80)		PM	平成19年	0.53(0.40)	
	定格出力 37kW以上 56kW 未満のもの	8モード (g/kWh)	CO	平成15年	6.50(5.00)	8モード (g/kWh)	CO	平成20年	6.50(5.00)	
			HC	平成15年	1.69(1.30)		HC	平成20年	0.93(0.70)	
			NOx	平成15年	9.10(7.00)		NOx	平成20年	5.32(4.00)	
			PM	平成15年	0.52(0.40)		PM	平成20年	0.40(0.30)	
	定格出力 56kW以上 75kW 未満のもの	8モード (g/kWh)	CO	平成15年	6.50(5.00)	8モード (g/kWh)	CO	平成20年	6.50(5.00)	
			HC	平成15年	1.69(1.30)		HC	平成20年	0.93(0.70)	
			NOx	平成15年	9.10(7.00)		NOx	平成20年	5.32(4.00)	
			PM	平成15年	0.52(0.40)		PM	平成20年	0.33(0.25)	
	定格出力 75kW以上 130kW 未満のもの	8モード (g/kWh)	CO	平成15年	6.50(5.00)	8モード (g/kWh)	CO	平成19年	6.50(5.00)	
			HC	平成15年	1.30(1.00)		HC	平成19年	0.53(0.40)	
			NOx	平成15年	7.8(6.00)		NOx	平成19年	4.79(3.60)	
			PM	平成15年	0.39(0.30)		PM	平成19年	0.27(0.20)	
	定格出力 130kW以上 560kW 未満のもの	8モード (g/kWh)	CO	平成15年	4.55(3.50)	8モード (g/kWh)	CO	平成18年	4.55(3.50)	
			HC	平成15年	1.30(1.00)		HC	平成18年	0.53(0.40)	
			NOx	平成15年	7.80(6.00)		NOx	平成18年	4.79(3.60)	
			PM	平成15年	0.26(0.20)		PM	平成18年	0.23(0.17)	
ガソリン・LPG特殊自動車	定格出力 19kW以上 560kW 未満のもの				7モード (g/kWh)	CO	平成19年	26.6(20.0)		
						HC	平成19年	0.80(0.60)		
						NOx	平成19年	0.80(0.60)		

※1 CO:一酸化炭素、HC:炭化水素、NMHC:非メタン炭化水素、NOx:窒素酸化物、PM:粒子状物質

※2 規制値 20.0(13.0)とは、1台あたりの上限值 20.0、型式あたりの平均値 13.0 を示す。

2

3

4 3.2. 排出抑制技術

5 自動車排出するベンゼンを対象として、それ自体の低減を掲げた施策は現在推進されてい  
6 ないが、ベンゼンを含む炭化水素の排出抑制が進められていることを前節で述べた。規制の強化と  
7 歩調を合わせて、さらに将来を展望した排出抑制技術の開発、適用が企画されている。

8 公表された公的研究の例では、2000～2004年度に交通安全環境研究所(野田ほか、2004)が自動  
9 車からの未規制物質排出実態、発生機構、計測手法、排出抑制技術等の観点から研究を行い、デ  
10 ィーゼルエンジンとガソリンエンジン車について、排気の後処理装置がベンゼン低減に関わる影

1 響について検討している。

## 2 ( 1 ) ディーゼルエンジン車のベンゼン排出低減技術

3 野田ほか(2004)の研究では、ベンゼンに係るディーゼル車の排出低減対策として酸化触  
4 媒装置について検討した。ディーゼル車では燃焼生成物としてのアルデヒド類や VOC はガソリン  
5 車より少ないものの、排気後処理装置の装備は研究の時点ではまだ一般的でなく、ガソリン車が  
6 浄化能力の極めて高い三元触媒装置を装備するようになっているのに比べると、影響が無視でき  
7 ないと述べている。

8 実験車両は A,B,C の 3 車で、各車の排ガス対策装備は A 車がコモンレール式燃料噴射、酸化触  
9 媒、排ガス再循環装置 (EGR)、B 車がコモンレール式燃料噴射、連続再生式 DPF (ディーゼル粒  
10 子フィルター)装置、EGR、C 車は分配型燃料ポンプ、EGR である。A 車と B 車は平成 15 年(2003  
11 年)式で平成 15 年規制(新短期規制)に、C 車は平成 10 年式で平成 10 年規制(長期規制)に適  
12 合した車両である。

13 A 車に対して、標準装着の触媒(サルフェート生成防止のため酸化力が弱められている)、ダミ  
14 ーの触媒(触媒無し状態で背圧を標準状態に近くするため取り付け運転される)、特注の強酸  
15 化触媒取り付けの 3 通りで計測が行われた。標準装着の触媒を装着した測定ではダミー触媒の場  
16 合とベンゼン濃度に大きな差は無く、あまり効果は見られなかった。これに対し特注の強酸化触  
17 媒装着の計測ではいずれの条件でもベンゼンは大きく減少し、JE05(ホットスタート)と渋滞モ  
18 ードにおいて定量下限値を下回った。JE05(コールドスタート)でも大きな低減が見られ、酸化  
19 力の強い触媒を用いた場合に触媒温度の上がりにくい走行条件でもベンゼンは大きく削減される  
20 ことが示された。

21 DPF 装置が装着された B 車に関しては、走行モードによらずベンゼン濃度は定量下限値以下と  
22 なり、DPF 装置に使われている酸化触媒が効果的にベンゼンを含む VOC を低減していることが  
23 判明した。

24 排気後処理装置を装備しない C 車に関しては、後付の DPF 装置の有無による違いが実験された。  
25 この車両において JE05(ホットスタート)の DPF 装着および非装着、JE05(コールドスタート)  
26 の DPF 装着時においてベンゼンの定量下限値を下回り、かついずれの走行モードにおいても DPF  
27 装着によるベンゼンの低減効果が認められた。

28 同じ新短期規制に適合している A 車と B 車であっても排ガス中のベンゼンに関してはかなりの  
29 格差があったが、いずれにせよ排ガス後処理することによりベンゼン排出量が 1/2 程度以下に低  
30 減させ得ることが示された。

## 31 ( 2 ) ガソリンエンジン車のベンゼン排出低減技術

32 前記と同じ野田らの研究で、テストベンチ上に設置された 1 台のガソリンエンジン(4 サイク  
33 ル直列 4 気筒、SOHC、2156cc)に対し各種の触媒を使用しベンゼンその他の排出低減効果を調べ  
34 る実験が行われた。なお、用いられたガソリン(密度 733.33 g/L)の含有ベンゼンは 2.9333 g/L に

1 調査されていた。実験に用意された触媒は、従来型の三元触媒（触媒 A）、酸化力強化型三元触媒  
2 （触媒 B）、NO<sub>x</sub> 選択還元触媒（触媒 C）、NO<sub>x</sub> 吸蔵還元触媒（触媒 D）の 4 種類であった。10・  
3 15 モードによる測定でベンゼン排出量の低減率が最大となったのは触媒 D で、触媒通過前のベン  
4 ゼン量の約 65% が削減された。いずれの触媒でも 2 割（触媒 A）～5 割（触媒 C）のベンゼン削  
5 減効果は認められた。

### 6 （3）排ガス後処理装置が要求する燃料性状

7 上に述べたように、強酸化触媒やDPF装置等による排ガスの後処理技術によって、NO<sub>x</sub>、HC、  
8 CO、PM等の多様な物質の低減とともにベンゼン排出も低減できる可能性がある。ただし、これ  
9 らの排ガス後処理装置の効果は燃料中の硫黄分の性状に支配される。

10 総合資源エネルギー調査会（2003）の「今後の自動車用燃料品質のあり方について（第二次答  
11 申）」によれば、ディーゼル自動車からの排出ガスの大幅な低減のためには、エンジンにおける燃  
12 焼制御の改善のみでは限界があり、後処理装置の導入が不可欠であるとしつつ、DPF 装置や吸蔵  
13 型 NO<sub>x</sub> 還元触媒を使用する場合、これらに使用されている触媒は硫黄化合物により被毒しやす  
14 いことから、軽油中の硫黄分が高い場合は十分に機能しないため、ディーゼル排出汚染物質の更  
15 なる削減には硫黄分の一層の低減が必要と指摘した。なお、硫黄分の一層の低減は酸化触媒の被  
16 毒を抑え、その耐久性を向上させるほか、排出 PM 中のサルフェート（硫酸塩）が減少する等の  
17 効果が得られる。

18 日本ではガソリン・軽油等の石油製品の品質に関して、1996 年までは主要な石油精製事業者の  
19 自主的な取組により良好に維持されてきたが、同年の石油製品輸入自由化を契機に「揮発油等の  
20 品質の確保等に関する法律（品質確保法）」による規制が取り入れられた。それに従い、軽油の硫  
21 黄分は 1997 年に 2,000 ppm 以下から 500 ppm 以下に低減された後、2000 年の石油審議会石油製  
22 品品質専門委員会報告及び中央環境審議会第四次答申において、2004 年末までに 50ppm 以下へ  
23 の低減が提示された。実際には 2003 年頃からこの基準を満たす軽油が販売されている。そして、  
24 この硫黄分含有量を前提として、2005 年末までに達成すべきディーゼル自動車排出ガスの新長期  
25 目標が定められた。さらに 2003 年には（総合資源エネルギー調査会、2003）、欧米における動向  
26 も踏まえ、2007 年を目標に硫黄分 10 ppm 以下のサルファフリー軽油への前面転換方針が提示さ  
27 れた。

28 ガソリン中の硫黄分についても、燃費向上技術の一つであるリーンバーンエンジン（希薄燃焼  
29 方式エンジン）搭載車に装着されている NO<sub>x</sub> 還元触媒を被毒させ、また三元触媒に対しても悪  
30 影響を与える。このことから、ガソリンについても軽油と同様のサルファフリー化を行うことで  
31 燃費の向上と合わせ排出汚染物質の低減を行うことが期待され、2008 年には前面実施を図る方針  
32 が提示された。石油連盟（2005）によれば、2005 年 1 月より沖縄・離島を除く全国でサルファフ  
33 リー（10 ppm 以下）のガソリン・軽油が出荷開始された。これによって今後、低硫黄燃料で高い  
34 性能を発揮する排ガス後処理装置の開発・普及が見込まれ、また、高度のエンジン制御技術等も

1 可能になると言われている。

#### 2 (4)まとめ - 自動車排出ベンゼン低減の展望

3 上記のように、低硫黄燃料によって効果が期待できる排ガス処理装置により、ベンゼン排出も  
4 従来型の後処理装置に比較して大幅に低減できる可能性が実験的に示されている。

5 自動車排ガスの炭化水素規制については既にふれた(第3.1節)が、むしろ自動車排ガス関連  
6 の問題としては先行してきた窒素酸化物( $\text{NO}_x$ )と粒子(PM)の規制も無関係ではない。1992  
7 年公布・施行の「自動車から排出される窒素酸化物の特定地域における総量の削減等に関する特  
8 別措置法」(自動車 $\text{NO}_x$ 法)が2001年に自動車 $\text{NO}_x$ ・PM法として改正(2002年10月施行)さ  
9 れ、8都道府県で規制が実施されている。この法律では、対策地域において2010年度までに二酸  
10 化窒素( $\text{NO}_2$ )に係る大気環境基準をおおむね達成すること、および2010年度までに自動車排出  
11 粒子状物質の総量が相当程度削減されることにより浮遊粒子状物質(SPM)に係る大気環境基準  
12 をおおむね達成することが目標とされている。また、東京都・埼玉県・千葉県・神奈川県の1都  
13 3県で、PMの排出基準を満たさないディーゼル車(乗用車を除く)の運行を禁止する内容の条例  
14 が2003年10月に施行され、さらに東京都と神奈川県では2006年4月より二段階目の規制が実施  
15 されている。

16 これらの $\text{NO}_x$ ・PM法規制やディーゼル車規制の条例は、直接的にベンゼン排出量を規制する  
17 ものではないが、 $\text{NO}_x$ ・PMに対する排出基準に適合するために新型の触媒等を用いた排気ガス後  
18 処理装置の開発・普及が促進される。自動車 $\text{NO}_x$ ・PM法の対策地域内において車種規制の対象  
19 となっている自動車の排出基準適合率は、2004年度末の55.1%から目標年度である2010年度に  
20 は99.5%になるとの推計がある(中央環境審議会大気環境部会、2005b)。これに伴ってベンゼン  
21 についてもかなり大幅な排出低減が期待される状況となっている。

22

#### 23 4. 自動車排出低減時の効果予測

24

25 自動車から排出される炭化水素の低減見通しに伴ってベンゼン排出量が低減する可能性に関し  
26 て前節にまとめた。炭化水素に対する排出抑制策が進展しつつあることから、ベンゼンの低減に  
27 ついても当然推測される状況であり、たとえ徐々にではあっても沿道高濃度の改善も進む趨勢に  
28 あると考えることができよう。ただ、その具体的な低減率や時期等について、現段階では明確な  
29 目標が示されてはいない。

30 そのため、本評価書では自動車からのベンゼン排出量の総体に対して、仮想的な何段階かの削  
31 減を行った場合の沿道高濃度暴露人口を予測することとした。予測には第VII章で用いた沿道モデ  
32 ルを用いた。計算条件として、自動車からのベンゼン排出量以外のデータはすべて第VII章で用い  
33 たものを変化させず、そのまま用いた。

34 自動車ベンゼン排出量を現況の0.5倍～2倍の範囲で変化させた場合、それぞれの排出量に対応

1 して算定される濃度分布と、各濃度域に居住する人口を求め、濃度に対する面積・人口累積度数  
2 分布で示したのが図IX-1である。面積(上段の図の縦軸)は、国土をおおう5 kmメッシュ(ADMER  
3 のメッシュ)のうち幹線道路が存在するメッシュの合計面積31万5千km<sup>2</sup>が上限となっている。想  
4 定した範囲で排出量を変化させても、いずれの場合もバックグラウンド濃度である1 μg/m<sup>3</sup>に近  
5 い部分の面積が広範囲に及んでいる。環境基準を超える部分の面積は国土のごく一部である。

6 しかし、その面積に分布する居住人口(下段の図の縦軸)で見ると、想定した排出量の変化に  
7 よって濃度レベル別暴露人口にかなりの差異が現れている。最も極端な差の出る2 μg/m<sup>3</sup>のあた  
8 りに注目すると次のようになっている。自動車からの排出が2004年度現況の0.5倍とした場合には  
9 2 μg/m<sup>3</sup>を超えるベンゼンに暴露する人口はほとんど存在しないのに対し、排出が現況の2倍とし  
10 た場合には約5千万人がそれ以上の濃度に暴露することとなる。

11 さて、環境基準値3 μg/m<sup>3</sup>を超える人口はどうであろうか。下段の図の中央部に3 μg/m<sup>3</sup>の線  
12 があるが、どの想定排出量でもこの線上の上部を横切っていて必ずしも明瞭に読みとれない。そ  
13 こで、その内容を図IX-2に描き直した。これから次のことがわかる。

14 排出量が現況の2倍程度であった場合、環境基準超過暴露人口は約1800万人と、現況の30倍ほど  
15 の多さであった。ただし、これは自動車からの排出に限った算定であって、過去のいずれかの時  
16 期に遡って現実の暴露状況を推算したものではないことに注意する必要がある。一方、自動車か  
17 らの排出量が20%削減された場合には環境基準超過人口は1/5以下の11万7千人に、50%削減では  
18 超過人口は1/200の3千人にまで激減するという結果になった。

19 自動車からのベンゼン排出量の半減はともかく、2割程度の削減はそう遠くない将来に実現す  
20 る可能性があると考えられ、その場合に沿道高濃度暴露の改善がどの程度進むかの見通しをこの  
21 モデル推算結果から得ることができる。



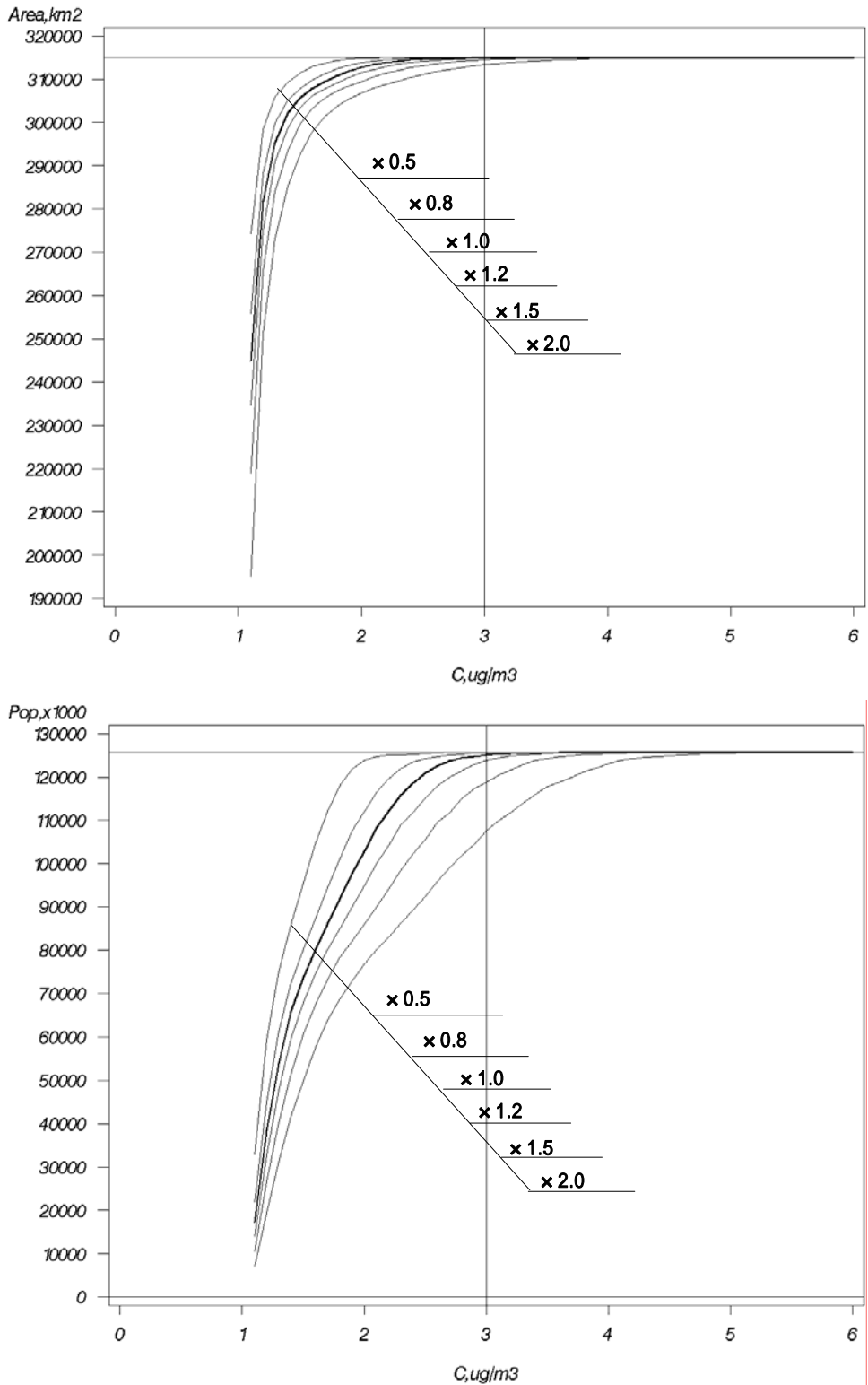


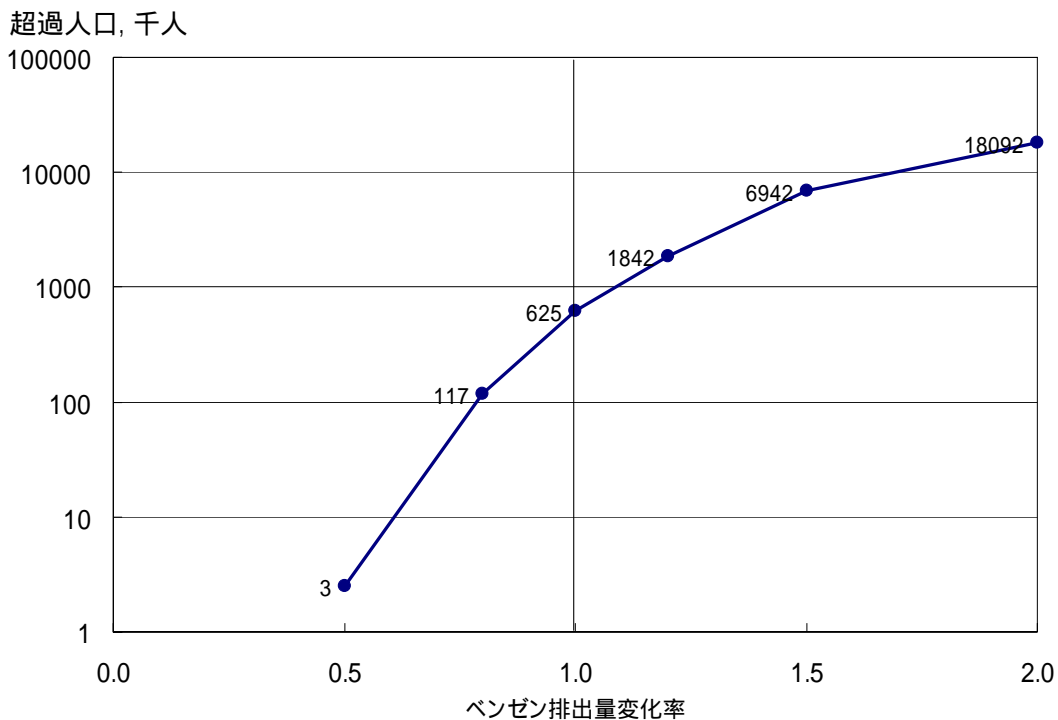
図 IX-2 自動車ベンゼン排出量変化に伴う暴露分布の変化

(上図：面積累積度数分布，下図：人口累積度数分布．

2004 年の自動車ベンゼン排出量に対する想定変化率

0.5, 0.8, 1.2, 1.5, 2.0 倍時の全国評価)

1  
2  
3  
4  
5  
6  
7



図IX-1 自動車排出量変化と環境基準超過人口の関係

5 . 今後のベンゼンのリスク削減に関するまとめ

日本の環境中ベンゼン濃度の現状評価（第IV章～第VII章）を基礎として、第VIII章では環境基準値を超える濃度への暴露人口（高暴露人口）の推定をもって不十分ながらリスク評価とした。そして本章では今後のベンゼン排出量の低減の可能性に関連する情報を収集し、論じた。

固定発生源の関係では、2003年度をもって終了した事業者団体による自主管理で大きな排出削減の成果を挙げたが、その期間に対策漏れあるいは対策が不十分であった残された大排出源に対する個別自主管理が進められているのが現状である。本評価書で基準年度とした2004年度の段階では、東京湾岸の人口密集地域に接して排出削減対策が未完了の大排出源が存在したため、その周辺で15万人近い高暴露人口が推算され、他の主要工業地区も合わせると高暴露人口は19万人程度と推定された。しかし、既に東京湾岸の該当地区でもモニタリング局の濃度は環境基準を満たしていたことや、個別自主管理がその後も強化されていることを考慮すれば、固定発生源周辺における高暴露人口は今後急速に解消に向かうことが期待できる。ただし、既に自主管理が奏功して周辺に環境基準超過地域がなくなった排出源でも、管理と監視が常時継続されなければ成果は維持されないことに十分な注意が必要である。また、年間排出量が0.5トン以上だが敷地等が比較的小規模で居住地区が近接している排出源では特に排出量、排出位置、その他排出条件を注意深く検討する必要がある。

1 現状でベンゼン排出量の85%を占めると推算される移動体の、特にその主体である自動車に関  
2 しては、ベンゼンに的を絞った排出削減対策は打ち出されていないものの、ベンゼンを含む炭化  
3 水素の排出規制は段階的に強化されており、今後もベンゼンの排出量が低減していくことが期待  
4 できる。技術的には、ガソリン・軽油の低硫黄化とあいまった高性能の排ガス後処理装置の開発・  
5 普及により、NO<sub>x</sub>やPMと合わせて炭化水素も大幅な低減が可能と見られている。

6 第VII章での沿道濃度・暴露評価に用いた沿道拡散モデルにより、自動車からのベンゼン排出量  
7 が仮想的に一律に低減した場合の高暴露人口を推算した結果、2割の排出削減で現状の62万人から  
8 1/5以下に、5割の削減では1/200に、効果的に減ることが見込まれた。

9

10

## 第X章 結論

### 1. 暴露評価のまとめ

ベンゼンの環境中への排出先は大部分が大気であり、ごく一部が水域として届け出られているが、これも短時間のうちに大気に揮発するものと考えてよい。

#### 固定排出源周辺

排出量の約 15% が固定源に起因するものであり、本評価書ではそれらの排出源に伴う周辺地域の濃度状況について、2004 年度 PRTR 届出・推算排出量に基づき、発生源近傍用拡散モデル METI-LIS によって評価した。年間排出量が 10 トンを超えるような大排出源を有する工業地域(地域自主管理の結果、届出排出量が削減された地区を含む) 6 地区については、第 VI 章で詳細な濃度分布の計算をもとに環境基準値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を超える暴露人口(以下で高濃度、高暴露と表現する)を求めた。そこで対象とした工業地域のほとんどは大規模な臨海工業地域であったのに対して、年間排出量 10 トン以下の排出源については、0.5 トンを境に中規模と小規模に区分することができた(第 VIII 章)。これらの固定発生源周辺の高暴露の状況は以下のようにまとめられる。

(1) 大規模排出源に関しては、1997～2003 年度に実施された二期にわたる事業者団体および地域自主管理期間の排出削減施策の効果が反映し、隣接居住地域への高濃度域の広がりは一時的に限定されている。しかし、一部の対策漏れあるいは対策が不十分であった残された大排出源で、大都市域の高密度人口地域に隣接するケースでは、1 件で十数万人の高暴露が推定された。これらのケースでも個別の自主管理による排出削減が進められ、改善が進んでいることが推定される。その反面、排出削減目標が達成されて周辺居住地域に高濃度域がなくなった地域でも、自主管理と監視が継続されなければ環境は維持されないことに注意する必要がある。2004 年度の高暴露人口推算結果の合計は 19 万人であった。

(2) 中規模排出源の場合、排出量と事業所敷地面積の関係に依存するが、排出量が比較的小さい場合でも敷地境界距離がある程度大きくないと高濃度域が敷地外に及び可能性が大きい。該当する事業所 200 程度のすべてで敷地境界外が都市住宅街と仮定する等の最大限の見積りをすれば、高暴露人口は 5 万人程度となる。

(3) 年間排出量が 0.5 トン以下の小規模排出源の場合は、現実には 0.1 トン以下が大部分であり、その場合、高濃度域が広がっている可能性は小さい。

#### 自動車からの排出による沿道暴露

自動車を主体とする移動体からの排出が、全国のベンゼン排出量の約 85% を占めると見積もられる。自動車からの排出の影響を受ける沿道濃度を、線源プルーム式を用いた沿道拡散モデルと沿道人口分布モデルによって評価した(第 VII 章)。幹線道路からの排出の直接影響を除いたバックグラウンド濃度については、広域拡散モデル ADMER による 5 km メッシュ平均濃度(第 V 章)

1 を加算することにより考慮した。その結果、幹線道路の両側 200 m の範囲における高暴露人口は  
2 約 57 万人、バックグラウンド濃度（細街路の影響を含む）だけで環境基準を超えるメッシュの人  
3 口を加えると約 62 万人となった。

#### 4 室内高濃度

5 室内では、喫煙や石油燃焼機器からの排出の影響により、一般に屋外大気よりもベンゼン濃度  
6 が高いことがわかっている。しかし、喫煙率のかなり急激な低下や分煙環境の整備、またおそらく  
7 電力による冷暖房装置の普及の影響等もあって、近年は室内・屋外濃度差に縮小傾向が見ら  
8 れる（第 VIII 章）。それでも可能であれば、屋外の環境大気を対象とした濃度評価結果に室内・  
9 屋外濃度差を加えた高暴露人口評価を行うことが望ましいのは事実である。しかし、そのために  
10 必要な室内・屋外濃度差の頻度分布やその室内排出源との関係に関する詳細データは極めて不足  
11 している。そのため、本評価書においては屋外の環境大気におけるベンゼン濃度を基礎とした暴  
12 露評価を行うにとどまった。

13

#### 14 2. 日本人の健康リスクに関するまとめ

15

16 本評価書では、ベンゼンの有害性に関して独自にデータの検討を行うことはせず、海外を含め  
17 て先行する有害性評価の例を比較検討するにとどめた。ベンゼンのヒト有害性でエンドポイント  
18 となり得る支配的な病変が白血病、またはそのうちの急性骨髄性白血病であることは広く認めら  
19 れている。また、現段階においては、そのリスクの大きさを評価するに足る十分な質と量を備え  
20 た情報は Rinsky ら（1987）による Pliofilm コホート疫学調査において他にないという見方はほぼ  
21 共通している。そこから得られるリスク指標は、同じ調査結果に基づいてはいてもかなりの幅が  
22 あるが、ベンゼン生涯暴露発がんリスクレベル  $10^{-5}$  に相当する大気中濃度として、日本の環境基  
23 準検討過程における評価結果  $1.4 \sim 3.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  は、ほとんど各国における評価値を含んでいる。そ  
24 の点も考慮に入れたうえで、上記の評価結果に当時の日本の環境中ベンゼン濃度実態を勘案して  
25 決定された環境基準値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を本評価書におけるリスク評価のための参照値として選定した。  
26 具体的には、既に評価基準として用いているとおり、環境基準値  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  を超える区域の居住人  
27 口（高暴露人口）を推定することにより環境中ベンゼンが日本人の健康に及ぼすリスクの大きさ  
28 を評価してきた。

29 2004 年度を対象とした評価の結果、全国の高暴露人口は、前節にまとめたように固定排出源周  
30 辺の高濃度の影響でかなり大きめに見積もって 24 万人、自動車からの排出の影響を直接受ける幹  
31 線道路沿道で 57 万人、都市域の総合的な影響による高濃度で 5 万人、合計 86 万人と推定された。  
32 これは非常に大きな数字と受け止められるが、近年の排出削減による濃度実態の改善状況と、現  
33 在も排出削減につながる施策が進行中であることを考えれば、将来はそれほど深刻ではない。固  
34 定発生源に関しては個別自主管理のもとで、問題のある事例の洗い出しと排出削減の努力が継続

1 されている。排出量の割合においても影響の範囲の点でも最大の課題である自動車からの排出に  
2 関しては、現状ではベンゼン個別の削減施策は存在しないものの、ベンゼンを含む炭化水素の排  
3 ガス規制が段階的に強化されている。これと並行して、技術面でも、NO<sub>x</sub>・PM 排出規制の強化に  
4 耐える排ガス処理装置の開発とその性能を保障する燃料の低硫黄化が推進されているが、この技  
5 術がベンゼンを含む炭化水素の排出削減にも大きな効果を発揮することが見込まれている。この  
6 趨勢を踏まえて、沿道モデルにより自動車ベンゼン排出削減を想定した推算を行ったところ、2  
7 割の削減で高暴露人口は 1/5 以下に、5 割の削減では 1/200 へと効果的に減ることが予想された。

8

### 9 3. 残された課題

10

#### 11 (1) ヒト有害性に関するリスク指標の再検討

12 有害性評価に関して従来の最も有力な根拠情報である Pliofilm コホート疫学調査は決して万全  
13 ではなく、低濃度域の事例の不足や、日本に適用する場合にあっては人種差に関する情報不足が  
14 指摘されており、今後の研究により根本的な見直しを行う機会が来れば、それを織り込むことは  
15 重要である。

#### 16 (2) 高暴露人口に限定しない総合的なリスク評価

17 本評価書では環境基準を超える高暴露人口の算定のみによってリスクの大きさを評価するにと  
18 どまったが、濃度分布や濃度レベル別人口も算定されているのであるから、低リスク人口まで含  
19 めた発がん人口によるリスク評価にまで進めることは可能である。

#### 20 (3) 暴露評価における不完全さの改善

21 本評価書では、固定排出源周辺の高濃度評価の際には域内の沿道高濃度の詳細な分布が考慮さ  
22 れておらず、自動車の排出の影響も ADMER の 5 km メッシュ平均値でしか考慮されていない。他  
23 方、沿道高濃度の評価の際には固定発生源周辺の高濃度が ADMER の 5 km メッシュ平均値でしか  
24 考慮されていない。メッシュ内部の濃度ムラを細かく評価すれば、両者の高濃度部分の重なり  
25 によって高暴露人口がもう少し増加する。

#### 26 (4) 室内・屋外濃度差の考慮

27 前述のように、室内排出源の寄与は減少する趨勢にあるが、一般に室内濃度が屋外濃度よりも  
28 高めの濃度差は広く存在することと推測され、さらに資料を収集して暴露評価に反映させる必要  
29 がある。

1 参考文献

- 2
- 3 ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (1997). Toxicological profile for benzene.  
4 Final.
- 5 ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) (2005). Toxicological profile for benzene.  
6 Draft. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp3.pdf> ( 2007/04アクセス ) .
- 7 Crump, K.S. (1994) Risk of benzene-induced leukemia: a sensitivity analysis of the Pliofilm cohort with  
8 additional follow-up and new exposure estimates. *Journal of Toxicology and Environmental Health*  
9 42:219-242.
- 10 Crump, KS; Allen, BC. (1984). Quantitative estimates of risk of leukemia from occupational exposure to  
11 benzene. Prepared for the Occupational Safety and Health Administration by Science Research  
12 Systems, Inc., Ruston, LA. Unpublished ( IRIS , 2003から引用 ) .
- 13 EEA (European Environment Agency) (2000). *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook*.  
14 [http://reports.eea.eu.int/technical\\_report\\_2001\\_3/en](http://reports.eea.eu.int/technical_report_2001_3/en). ( 2007/04 以前に掲載終了 ) .
- 15 European Commission (2006). <http://europa.eu.int/comm/environment/air/ambient.htm> ( 2007/04アクセ  
16 ス ) .
- 17 EU, Commission of European Communities, Council Directive on Ambient Air Quality Assessment and  
18 Management (1999). Benzene risk assessment - Chapter 2. ( RIVM, 2001から引用 )
- 19 F.Pasquill and F.B.Smith (1983). *Atmospheric Diffusion, study of dispersion of windborne material from*  
20 *industrial and other sources, Third Edition*. Ellis Horwood Ltd., Chichester, West Sussex, England.
- 21 Health Canada (1993). Priority substances list assessment report, Benzene.
- 22 IARC (International Agency for Research on Cancer) (1982). *IARC Summaries & Evaluations, Vol. 29*  
23 *Benzene*. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol29/benzene.html> ( 2007/04アクセス ) .
- 24 IARC (International Agency for Research on Cancer) (1987). *IARC Summaries & Evaluations,*  
25 *Supplement 7*. <http://www.inchem.org/documents/iarc/suppl7/benzene.html> ( 2007/04アクセス ) .
- 26 IPCS (International Program on Chemical Safety) (1993). *Environmental Health Criteria 150, Benzene*.  
27 <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc150.htm> ( 2007/04アクセス ) .
- 28 IRIS (Integrated Risk Information System) (2003). Benzene. <http://www.epa.gov/iris/subst/0276.htm>  
29 ( 2007/04アクセス ) .
- 30 Kajihara, Hideo, Akihiro Fushimi and Junko Nakanishi (2003). Verification of the effect on risk due to  
31 reduction of benzene discharge. *Chemosphere* 53:285-290.
- 32 Lan, Q., L. Zhang, G. Li, R. Vermeulen, R.S. Weinberg, M. Dosemeci, S.M. Rappaport, M. Shen, B.P. Alter,  
33 Y. Wu, W. Kopp, S. Waidyanatha, C. Rabkin, W. Guo, S. Chanock, R.B. Hayes, M. Linet, S. Kim, S.  
34 Yin, N. Rothman, and M.T. Smith (2004). Hematotoxicity in workers exposed to low levels of  
35 benzene. *Science* 306:1774-1776.
- 36 Paustenbach, D.J., P.S. Price, W. Ollison, J.D. Jernigan, R.D. Bass, C. Blank, and H.D.A. Peterson (1992).  
37 Reevaluation of benzene exposure for the Pliofilm (rubber worker) cohort (1936~1976). *Journal of*

1 Toxicology and Environmental Health 36:177-231 (中央環境審議会, 1996aから引用) .  
2 Paustenbach, D.J., R.D. Bass, and P.S. Price (1993) Benzene toxicity and risk assessment, 1972-1992:  
3 implications for future regulation. Environ Health Perspect 101 (Suppl 6):177-200. (IRIS, 2003から  
4 引用) .  
5 Paxton, M.B., et al. (1994a) Leukaemia risk associated with benzene exposure in the pliofilm cohort: I.  
6 Mortality update and exposure distribution. Risk Analysis 14:147-154. (WHO, 2000から引用) .  
7 Paxton, M.B., et al. (1994b) Leukaemia risk associated with benzene exposure in the pliofilm cohort: II.  
8 Risk estimates. Risk Analysis 14:155-161. (WHO, 2000から引用) .  
9 Rinsky, R.A., R.J. Young, and A.B. Smith (1981). Leukemia in benzene workers. American Journal of  
10 Industrial Medicine 2:217-245 (IRIS, 2003から引用).  
11 Rinsky, R.A., A.B. Smith, R. Hornung, T.G. Filloon, R.J. Young, A.H. Okun, and P.J. Landrigan (1987).  
12 Benzene and leukemia - An epidemiologic risk assessment. The New England Journal of Medicine  
13 316:1044-1050 (Health Canada, 1993から引用).  
14 RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu : National Institute of Public Health and the  
15 Environment, Holland) (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk  
16 levels. RIVM report 711701 025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf> (2007/04  
17 アクセス) .  
18 Rothman, N., G.L. Li, M. Dosemeci, W.E. Bechtold, G.E. Marti, Y.Z. Wang, M. Linet, L.Q. Xi, W. Lu, M.T.  
19 Smith, N. Titenko-Holland, L.P. Zhang, W. Blot, S.N. Yin, and R.B. Hayes (1996). Hematotoxicity  
20 among Chinese workers heavily exposed to benzene. American Journal of Industrial Medicine  
21 29:236-246 (IRIS, 2003から引用).  
22 SRC (Syracuse Research Corporation) (2004). AopWin Estimation Software, ver. 1.90, North Syracuse,  
23 NY.  
24 TERA (Toxicology Excellence for Risk Assessment) (2006). <http://www.tera.org/> (2007/04アクセス) .  
25 WHO (World Health Organization) (2003) Benzene in drinking-water, WHO/SDE/WSH/03.04/24 .  
26 WHO (World Health Organization) (2000) WHO air quality guidelines - second edition.  
27 [http://www.euro.who.int/air/activities/20050223\\_4](http://www.euro.who.int/air/activities/20050223_4) (2007/04アクセス) .  
28 Yin, S-N, Li G-L, Tain FD, et al. (1987). Leukemia in benzene workers: a retrospective cohort study.  
29 British Journal of Industrial Medicine 44:124-128 (日本産業衛生学会, 1997から引用)  
30 Yin, S-N, Li G-L, Tain FD, et al. (1989). A retrospective cohort study of leukemia and other cancers in  
31 benzene workers. Environmental Health Perspectives 82:207-213. (日本産業衛生学会, 1997から引  
32 用)  
33  
34 安藤正典 (2003) . 化学物質過敏症等室内空气中化学物質に係わる疾病と総化学物質の存在量の  
35 検討と要因解明に関する研究 厚生科学研究研究費補助金健康化学総合研究事業平成14年度  
36 総括・分担研究報告書 厚生労働科学研究成果データベース閲覧システム



- 1 <http://mhlw-grants.niph.go.jp/index.html> (2007/04アクセス) .
- 2 出光興産 (2007) . 社史ホームページ . <http://www.idemitsu.co.jp/company/manage/history/11.html>
- 3 (2007/04 アクセス) .
- 4 化学工業日報社 (2007) . 15107の化学商品 .
- 5 株式会社 J P S . 平成12年国勢調査 100mメッシュ推計データ .
- 6 <http://www.jps-net.com/database/statistics/100m.html> (2007/04アクセス) .
- 7 株式会社 J P S . 「平成12年国勢調査100mメッシュ推計データ」解説書 第1.2版 2006年3月16
- 8 日発行 .
- 9 株式会社いさみやホームページ .VOC測定結果[http://www.isam-net.co.jp/ISAMIYA\\_largechamber.pdf](http://www.isam-net.co.jp/ISAMIYA_largechamber.pdf)
- 10 (2007/04アクセス) .
- 11 環境GIS (独立行政法人国立環境研究所) ホームページ . 有害大気汚染物質マップ .
- 12 <http://www-gis.nies.go.jp/air/yuugaimonitoring/> (2007/04アクセス) .
- 13 環境省 . 窒素酸化物総量規制マニュアル[新版] . 公害研究対策センター .
- 14 環境省 (2001) 報道発表資料 (2001年12月19日) 「有害大気汚染物質に関する自主管理計画の
- 15 評価について」 <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=3052> (2007/04 アクセス) .
- 16 同上添付資料「別紙1 有害大気汚染物質対策自主管理策定状況」
- 17 [http://www.env.go.jp/press/file\\_view.php?serial=3126&hou\\_id=3052](http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=3126&hou_id=3052) (2007/04 アクセス) .
- 18 環境省 (2003) . 化学物質の環境リスク評価 第2巻 .
- 19 <http://www.env.go.jp/chemi/report/h15-01/pdf/chap01/02-3/60.pdf> (2007/04アクセス) .
- 20 環境省 (2005a) . 化学物質ファクトシート 2004年度版 .
- 21 環境省 (2005b) . 自主管理計画に基づく有害大気汚染物質対策の評価等について (2005年6月
- 22 15日) <http://www.env.go.jp/air/osen/law/jishu050615.pdf> (2007/04 アクセス) .
- 23 環境省 (2005c) . 平成16年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果に
- 24 ついて . [http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h16/index.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h16/index.html) (2007/04 アクセス) .
- 25 環境省 (2006a) . PRTR インフォメーション広場 <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html> , 集
- 26 計結果・データ <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/index.html> , 届出外推計資料
- 27 [http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegai\\_siryō.html](http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegai_siryō.html) (以上2007/04アクセス) .
- 28 環境省 (2006b) . 平成16年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果
- 29 について (資料編) . [http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon\\_h16/data.html](http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/mon_h16/data.html) (2007/04アクセ
- 30 ス) .
- 31 環境省 (2006c) . 平成16年度届出外排出量推計方法の詳細
- 32 <http://www.env.go.jp/chemi/prtr/result/todokedegaiH16/syosai.html> (2007/04アクセス) .
- 33 環境省 (2006d) . 有害大気汚染物質モニタリング調査結果
- 34 <http://www.env.go.jp/air/osen/monitoring/index.html> (2007/04アクセス) .

- 1 経済産業省製造産業局化学物質管理課・財団法人化学物質評価研究機構（1997）．化学物質ハザ  
2 ード・データ集．第一法規出版．または[http://qsar.cerij.or.jp/SHEET/F96\\_01.pdf](http://qsar.cerij.or.jp/SHEET/F96_01.pdf)（2007/04ア  
3 セス）．
- 4 経済産業省製造産業局化学物質管理課 環境省環境保健部環境安全課．  
5 平成13年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の概要（平成15年3月）．  
6 平成13年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の詳細（平成15年3月）．  
7 平成14年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の概要（平成16年3月）．  
8 平成14年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の詳細（平成16年3月）．  
9 平成15年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の概要（平成17年3月）．  
10 平成15年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の詳細（平成17年3月）．  
11 平成16年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の概要（平成18年3月）．  
12 平成16年度 P R T R届出外排出量の推計方法等の詳細（平成18年3月）．
- 13 経済産業省・環境省（2004）．P R T R排出量等算出マニュアル第3版（平成16年1月，平成  
14 17年3月31日訂正）．資料編「4．排出量の把握等に役立つデータ」
- 15 経済産業省・産業環境管理協会（2003）．有害大気汚染物質対策の経済性評価報告書．  
16 [http://www.safe.nite.go.jp/airpollution/pdf/cor08\\_FY14all.pdf](http://www.safe.nite.go.jp/airpollution/pdf/cor08_FY14all.pdf)（2007/04アクセス）
- 17 経済産業省・産業環境管理協会（2004）．有害大気汚染物質対策の経済性評価報告書．  
18 [http://www.safe.nite.go.jp/airpollution/pdf/h15/01\\_all.pdf](http://www.safe.nite.go.jp/airpollution/pdf/h15/01_all.pdf)（2007/04アクセス）
- 19 経済産業省ホームページ（2006）．化学物質管理政策「有害大気汚染物質自主管理計画のフォロ  
20 ーアップ」  
21 [http://www.meti.go.jp/policy/chemical\\_management/03kanri/d4.htm](http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/03kanri/d4.htm)（2007/04アクセス）．
- 22 厚生労働省（1999）．報道発表資料「居住環境中の揮発性有機化合物の全国実態調査について」  
23 平成11年12月14日．[http://www1.mhlw.go.jp/houdou/1112/h1214-1\\_13.html](http://www1.mhlw.go.jp/houdou/1112/h1214-1_13.html)（2007/04アクセス）．
- 24 厚生労働省（2004）．管理濃度等検討会報告書．<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2004/08/s0809-1.html>  
25 （2007/04アクセス）．
- 26 国土交通省（2005）．二輪車の排出ガス基準を強化しました．  
27 [http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha05/09/090829\\_.html](http://www.mlit.go.jp/kisha/kisha05/09/090829_.html)（2007/04アクセス）
- 28 国土交通省（2006）．自動車輸送統計調査年報 平成16年度．  
29 <http://toukei.mlit.go.jp/search/pdf/06/06200400a00000.pdf>（2007/04アクセス）．
- 30 国土交通省自動車交通局（2007）自動車排出ガス規制（新車）．  
31 <http://www.mlit.go.jp/jidosha/sesaku/environment/osen/osen.htm>（2007/04アクセス）
- 32 国立医薬品食品衛生研究所（2003）．大気中多種化学物質暴露による疾病発生要因解明と寄与率評  
33 価に関する研究 平成15年度 環境保全研究発表会における発表課題のダイジェスト．  
34 <http://www.env.go.jp/policy/digest/h15/digest01.html>（2007/04アクセス）．

- 1 国立がんセンター (2003). がんの統計'03 .  
2 [http://ganjoho.ncc.go.jp/pub/statistics/cancer\\_statistics/cancer\\_statistics2003/](http://ganjoho.ncc.go.jp/pub/statistics/cancer_statistics/cancer_statistics2003/) (2007/04アクセス) .  
3 近藤純正 (1994). 水環境の気象学 . 朝倉書店 東京 .  
4 産業構造審議会 (2001) . 有害大気汚染物質に関する自主管理計画 (案) , 化学・バイオ部会リ  
5 スク管理小委員会有害大気汚染物質対策WG資料3 , 平成13年10月12日 .  
6 新エネルギー・産業技術総合開発機構 (2007 . 未公表資料) . 化学物質の初期リスク評価書「ベン  
7 ゼン」 .  
8 財団法人石油産業活性化センター (1998) . JCAP ( Japan Clean Air Program ) 自動車の使用実態調  
9 査報告書 平成 10 年 3 月 .  
10 財団法人石油産業活性化センター J C A P 推進室 (2000) JCAP 技術報告書 1 - 2 ガソリン車  
11 における既存車と既存燃料が排出ガスに与える影響の研究 .  
12 須山芳明 , 吉田克彦 , 鷲山享志 , 鈴木正明 (2001) 自動車から排出されるベンゼン等の有害大気  
13 汚染物質の挙動とその低減化に関する研究 , 神奈川県環境科学センター研究報告24100-101 .  
14 石油連盟ホームページ (2005) 自動車燃料 ( ガソリン , 軽油 ) のサルファーフリー化による効果 ,  
15 [http://www.paj.gr.jp/from\\_chairman/data/file/2005/20050316.pdf](http://www.paj.gr.jp/from_chairman/data/file/2005/20050316.pdf) (2007/04 アクセス)  
16 総合資源エネルギー調査会 (2003) 今後の自動車用燃料品質のあり方について ( 第二次答申 ) , 石  
17 油分科会石油部会石油製品品質小委員会 , 2003 年 8 月 .  
18 総務省 統計局ホームページ 平成12年度国勢調査の概要 .  
19 <http://www.stat.go.jp/data/kokusei/2000/gaiyou.htm> (2007/04アクセス) .  
20 中央環境審議会 (1996a) . ベンゼンに係る環境基準専門委員会報告 .  
21 中央環境審議会 (1996b) . 今後の有害大気汚染物質対策のあり方について ( 第二次答申 ) .  
22 中央環境審議会大気環境部会 (2005a) . 自主管理計画に基づく有害大気汚染物質対策の評価等に  
23 ついて , 有害大気汚染物質排出抑制専門委員会 , 平成17年6月15日 .  
24 <http://www.env.go.jp/air/osenv/law/jishu050615.pdf> (2007/04アクセス) .  
25 中央環境審議会大気環境部会 (2005b) 今後の自動車排出ガス総合対策中間報告 , 自動車排出ガス  
26 総合対策小委員会 (2005年12月) .  
27 仲野富美 , 長谷川一夫 , 辻清美 , 伏脇裕一 (2005) . 家庭用接着剤中の揮発性有機化合物の分析 .  
28 神奈川県衛生研究所研究報告No.35 .  
29 [http://www.eiken.pref.kanagawa.jp/004\\_chousa/04\\_research/files/35\\_HTML/no5/no5.htm](http://www.eiken.pref.kanagawa.jp/004_chousa/04_research/files/35_HTML/no5/no5.htm) (2007/04ア  
30 クセス) .  
31 日本産業衛生学会 (1997) . 発がん物質の過剰発がん生涯リスクレベルに対応する評価暫定値  
32 (1997) の評価理由 . 産業衛生学会誌 39:162-168 .  
33 日本たばこ産業株式会社 (2006) . ニュースリリース2006年「全国たばこ喫煙者率調査」 .  
34 <http://www.jti.co.jp/News/06/NR20061122/20061122.html> (2007/04アクセス) .

- 1 野崎淳夫 (2002). 生活用品, 対策品からの化学物質の発生と除去特性に関する研究 (課題番号  
2 H13 - 生活 - 018) 第2編 - 生活用品からの化学物質の発生に関する研究 平成13年度厚生労  
3 働科学研究費補助金 食品・化学物質安全総合研究事業研究成果報告書 . pp.2.1-1 - 2.5-13 .  
4 野崎淳夫 (2003). 生活用品, 対策品からの化学物質の発生と除去特性に関する研究 (課題番号  
5 H13 - 生活 - 018) 第2編 - 生活用品からの化学物質の発生に関する研究 平成14年度厚生労  
6 働科学研究費補助金 食品・化学物質安全総合研究事業研究成果報告書 . pp.45-137 .  
7 野田明, 阪本高志, 山本敏朗, 堀重雄, 佐藤辰二 (2004) 交通安全環境研究所平成 15 年度受託研  
8 究成果集「自動車から排出される未規制有害物質の実態解明と排出抑制技術に関する研究」  
9 <http://www.ntsel.go.jp/jutaku/15files/02.pdf> (2007/04 アクセス)  
10 野田明, 阪本高志, 山本敏郎, 堀重雄, 佐藤辰二 (2005). 国土交通省 独立行政法人 交通安  
11 全環境研究所 平成 15 年度受託研究成果集「自動車から排出される未規制有害物質の実態解  
12 明と排出抑制技術に関する研究」 <http://www.ntsel.go.jp/jutaku/15files/02.pdf> (2007/04 アクセ  
13 ス) .  
14 東野晴行, 北林興二, 井上和也, 三田和哲, 米澤義堯 (2003). 曝露・リスク評価大気拡散モデル  
15 (ADMER) の開発 . 大気環境学会誌 38:100-115 .  
16 東野晴行, 井上和也, 三田和哲, 篠崎裕哉, 吉門洋 (2004). 曝露・リスク評価大気拡散モデル  
17 (ADMER) 全国版の開発と検証 . 環境管理 40: 58-66 .  
18 PRTR 届出排出量 (平成 18 年 3 月開示) ; 本紙, 別紙, 他業種ファイル (平成 13 年度分, 平成  
19 14 年度分, 平成 15 年度分, 平成 16 年度分) , 経済産業省 PRTR データ分析システム「けん  
20 さくん」 Ver.1.0.3.0 を解析に使用 .  
21 松田治和, 野村正勝, 池田功, 馬場章夫, 野村良紀 (1999) . 有機工業化学第2版, 丸善 東京 .  
22 丸山浩一, 横尾保子, 酒井洋 (2003) . 一般住宅における室内空気中の揮発性有機化合物による  
23 汚染実態とその要因について . 新潟県保健環境科学研究所年報18:66-73 .  
24 吉門洋, 東野晴行, 高井淳, 米沢義堯, 有害大気汚染曝露評価作業グループ (2006) . 有害大気  
25 汚染物質高排出地域のモデル解析 . 大気環境学会誌 41:164-174 .  
26 吉川康雄, 林誠司, 平井洋, 上原清 (2003) . 都市内幹線道路を対象とした沿道大気質予測シミ  
27 ュレーションモデルの構築 (I) - シミュレーションモデルの概要と検証 - . 大気環境学会誌  
28 38:269-286 .  
29 脇坂政幸, 古賀賢一 (2005) . 内装材, 造作材, 家具部材などから揮発されるVOCs の評価に関  
30 する研究 - 40物質の定量とHeijeter式による濃度相関性の確認 - . 福岡県工業技術センター研  
31 究報告No.15 .