

詳細リスク評価書シリーズ3 トルエン

要約

1. はじめに

本書は、トルエンという化学物質を対象とした詳細リスク評価書である。詳細リスク評価書の対象物質としてトルエンを取り上げた理由は、第一に、その環境排出量が圧倒的に多いことである。これは、多くのトルエンが、溶剤という形で使用されることに起因している。「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」により確立された PRTR (pollutant release and transfer register) 制度に基づき公表された集計結果では、トルエンは 2 年連続で最も環境排出量の多い化学物質であった。第二の理由は、健康被害が発生している懸念があることである。労働環境を対象とした疫学調査において、高濃度で健康被害が出ることが明らかにされており、また、一般環境においても、シックハウス症候群や化学物質過敏症の原因物質として挙げられている。空気中の濃度としては、特に新築時や改修後には、大気中濃度よりも室内濃度の方が高くなる傾向があることが知られており、厚生省(当時)の「シックハウス問題に関する検討会」は、2000 年 6 月、室内濃度に関する指針値を設定した。

本リスク評価書の特徴としては次のような点を挙げる事ができる。

- (1) 暴露評価に関して、大気拡散モデルを介することで、発生源から個人暴露濃度まで結びつけることに成功した。このことにより、対策の効果をシミュレートすることができた。
- (2) リスク評価に関して、「参照値を超える人数」や「生活の質 (quality of life: QOL) の低下量」という指標を使って、健康リスクの大きさを定量的に表現する工夫を行った。
- (3) 有害性に関して、室内濃度指針値の根拠となった論文が出版された 1990 年以降に発表された 20 を越える疫学調査を含めて詳細に検討した。
- (4) 全国レベルの評価とは別に、大気排出量が多く、周辺人口密度が高い事業所の近傍に住む人々を具体的に取り上げて、詳細なリスク評価を行った。

本リスク評価書が対象は以下の通りである。

(1) ヒト健康影響

ヒトに対する健康影響のみをリスク評価のエンドポイントとして扱う。公共水域に排出されたトルエンは、その多くが揮発するため、水域での暴露が主要な暴露経路となる生態系

への影響については非常に小さいと判断し、評価対象とはしなかった。

(2) 日本に住む人

本リスク評価書が扱う地域は日本全体である。日本に住む全人口を 1 つの集団として扱った。ただし、いくつかの事業所の近傍に住む人々については別に取り上げてリスク評価を行った。

(3) 一般環境における暴露

本リスク評価書は、一般環境における非意図的な暴露を対象とする。労働環境における暴露や濫用等の故意の暴露は対象外とした。

(4) 吸入暴露

ヒトへの健康リスクとしては、空气中トルエンの直接的な吸入暴露によるリスクのみを対象とした。

(5) 一次的影響

トルエンの直接的な吸入暴露による健康リスクを評価対象とする。大気中に排出されたトルエンを含む揮発性有機化合物 (volatile organic compound: VOC) 類は、オゾンや浮遊粒子状物質 (suspended particulate matter: SPM) の二次生成に寄与するが、定量的な評価は現段階では困難である。このような間接的な影響は本リスク評価書では扱わなかった。

(6) 日常的な排出

本リスク評価書では、日常的な工場の操業や日々の生活からの環境排出をリスク評価の対象とし、事故によるものや意図的な環境排出は評価対象外とした。

2. 基本的な情報

トルエンは、常温では無色透明な液体であるが、高い揮発性を有しているため、環境中に排出されたトルエンの大部分は、気体として大気に移行する。大気中では引火点が低く、蒸気は低所に滞留して爆発性混合ガスをつくりやすい。

大気中に放出されたトルエンの最も重要な分解プロセスは、ヒドロキシルラジカル (OH ラジカル) との酸化反応である。非常にゆっくりとではあるが、二酸化窒素、酸素、対流圏オゾンによっても酸化され、分解される。しかし、これらの反応速度は、OH ラジカルとの反応に比べると、2桁あるいはそれ以上に小さい。トルエンは太陽光を吸収しないために、直接の光分解も重要な分解経路とはならない。本評価書では、OH ラジカルとの酸化反応に

よる半減期を 10 時間，すなわち，分解速度を 1.925×10^{-5} (1/sec) と仮定した．また，降雨による洗浄による半減期はおよそ 20 年となり，降雨による洗浄の効果は，OH ラジカルによる分解に比べて，無視できるほど小さい．

水への意図的な排出は，割合としては非常に小さい．蒸気圧が比較的高いために，水中および土壌中のトルエンは，すみやかに大気へ蒸発する．地下水中および土壌中のトルエンは，微生物の活動によって分解される．トルエンの脂肪親和性は，比較的低いために，水生生物の脂肪組織に濃縮することは少ない．

トルエンは，ベンゼンやキシレンとともに，石油化学用ナフサの改質油，あるいは，ナフサからエチレンを製造する際に併産される分解油から抽出される．自然を起源とするトルエンは，人為起源のものに比べると，ごくわずかである．トルエンの国内生産量は 1,423 千 t (2001 年)，国内での使用量は 1,454 千 t (2001 年) であった．このうちおよそ半分が化学基礎原料として使われ，残りは 20% が溶剤用途，30% がガソリン添加物である．また，ガソリン中トルエンは 5,720 千 t，軽油中トルエンは 10 千 t と推計された．溶剤として使用される 295 千 t の内訳は，塗料・シンナーに 172 千 t，印刷インクに 56 千 t，接着剤に 24 千 t，合成ゴムに 26 千 t，その他に 18 千 t である (図 1)．

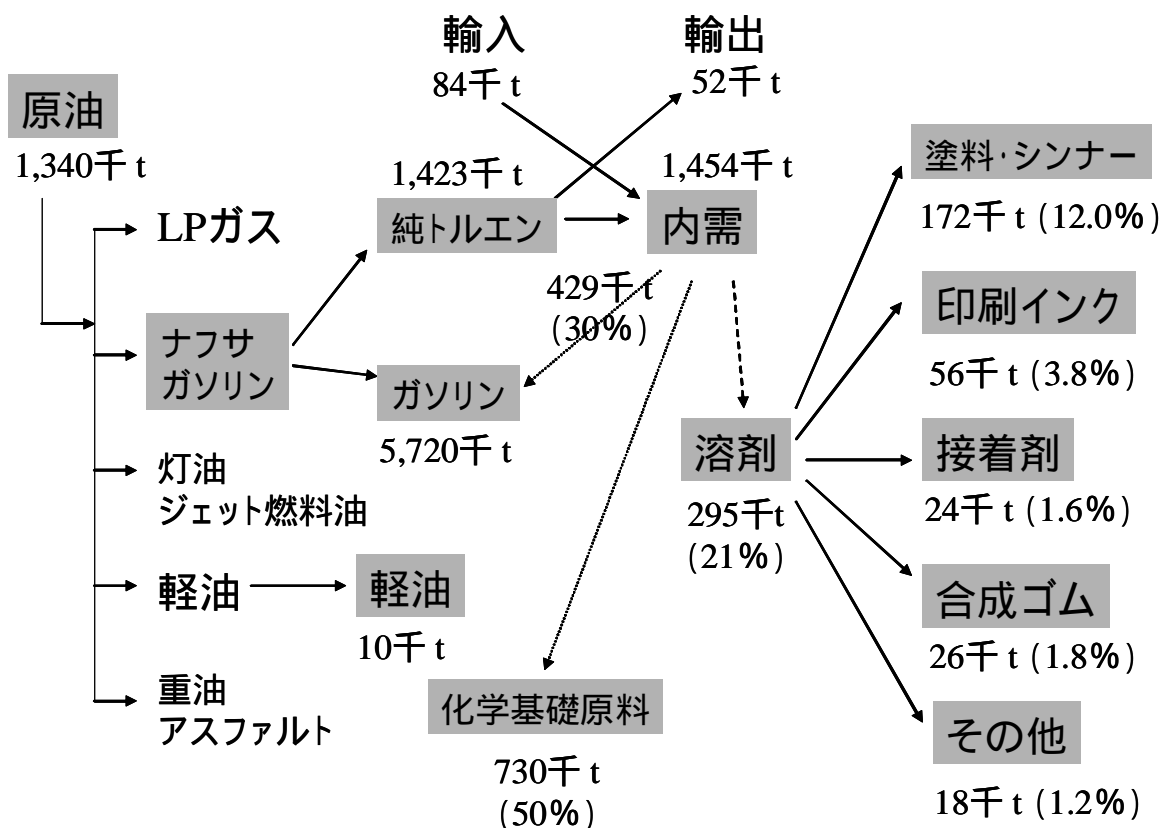


図1 トルエンのマテリアルフロー図(2001年)

2001年度のPRTR集計データによると、総排出量は220千tであり、ほとんどが大気への排出である。このうち、対象業種の事業所からの排出量は183千t、非対象業種と家庭からの排出量が21千t、移動発生源からの排出量が16千tであった。ただし、移動発生源からの排出量には、コールドスタート排出量と蒸発ガス排出量が含まれていない。

3. 有害性の評価

2004年8月時点で入手し得る情報によれば、トルエンの有害性評価は、世界保健機関(IPCS 1985, WHO 2000)、国際がん研究機関(IARC 1999)、欧州連合(ECB 2003)、米国(ATSDR 2000, U.S.EPA 1994)、カナダ(Environment Canada & Health Canada 1992)、日本(厚生省 2000, 環境省 2002a, 産業衛生学会 1994)、オランダ(Slooff & Blokzijl 1988)、北欧(Nordic Council of Ministers 2000)において実施されている。

一般環境での主要な暴露経路は、大気からの吸入であり、経口・経皮暴露は限定的であり、重要な暴露経路ではない。吸入されたトルエンはすばやく吸収され、吸収率は安静時でおよそ50%である。経口暴露した場合、かなりの部分が消化器系から吸収される。経皮での吸収率は他の経路に比して小さい。

吸収されたトルエンは血液を通過して様々な組織に分布し、その濃度の違いは組織/血液間の分配係数で表され、脂質が豊富な部位、例えば、脳と脂肪において比較的高くなる。脳の中では、脂質の多い脳幹で濃度が高い。ただし、体内組織の中では比較的脂肪に分布しやすいとは言っても、トルエンは基本的には脂肪親和性が低い物質である。体内に入ったトルエンのほとんどは、肝臓において、主にチトクロームP450(CYP)アイソザイムを触媒として、ベンジルアルコールを生成する。ベンジルアルコールは、アルコール脱水素酵素により、ベンズアルデヒドに代謝され、続いて、アルデヒド脱水素酵素により安息香酸になる。ほとんどの安息香酸は、グリシンと抱合し、馬尿酸になる。吸収されたトルエンのおよそ20%は呼気から排出され、残り80%が肝臓で代謝され尿中に排泄される。

トルエンには遺伝毒性はなく、マウスやラットを用いたがん原性試験では発がん性は認められておらず、ヒトにおいても発がん性を示す証拠は得られていない。トルエンの代謝物のいずれにも発がん性は認められていない。ラットをはじめとする実験動物で見出された様々な毒性影響、特に神経系への影響は、ヒトにおいて急性あるいは慢性暴露によって観察される影響に強く関連しているものと思われる。トルエンについては、長期間、吸入暴露したヒトについての疫学データが豊富に存在し、無毒性量(no observed adverse effect

level: NOAEL) についての情報もある程度存在する。ヒトの吸入慢性暴露では、神経系への影響が最も重要なエンドポイントである。動物やヒトにおいて、脂質が豊富で血液の循環が良い脳などに比較的多く分布することも間接的な証拠となるだろう。ただし、エンドポイントには、自覚されている症状から、自覚症状はないものの何らかの検査においてのみ数値に有意な変化が見られる非自覚症状まで様々である。トルエンへの暴露から毒性影響が現れるまでのメカニズムについてはまだわかっていないことが多いが、毒性影響の原因物質は代謝物ではなく、トルエンそのものであると考えられている。

ヒトに対する吸入慢性暴露による神経系への影響を対象とした疫学調査を詳細にレビューした結果、NOAEL は $75 \sim 120 \text{ mg/m}^3$ ($20 \sim 32 \text{ ppm}$) の範囲に、LOAEL は 150 mg/m^3 (40 ppm) 以上にはっきり分かれることがわかった。したがって、本リスク評価書における NOAEL は Zavalic et al. (1998a) より 120 mg/m^3 とする。

4．排出量の推計

固定発生源からの排出量については、第 1 回 PRTR 集計データを利用する。移動発生源からの排出量については、通常走行時のテールパイプからの排出量は、PRTR の推計データを利用したが、コールドスタート排出量と蒸発ガスによる排出量は独自に推計した。推計排出量は合計でおよそ 267 千 t/year となった。このうち、固定発生源が 77% を占め、残り 23% は移動発生源である。業種別では、出版・印刷・同関連産業とプラスチック製品製造業からの排出量が最も多い。続いて、パルプ・紙・紙加工品製造業、輸送用機械器具製造業、化学工業、ゴム製品製造業の順であった。

移動発生源からのコールドスタート排出量と蒸発ガス排出量は、JCAP (Japan Clean Air Program) が推計した炭化水素総排出量をもとに、通常走行時のトルエン排出量とコールドスタート時および蒸発ガスの排出量の比率を求めることによって推計した。この結果、自動車と二輪車からの総排出量の 7 割以上をコールドスタート排出量と蒸発ガス排出量が占めることになった。

総排出量を、諸外国と比較すると、固定発生源の比率が高く、移動発生源の比率が低い。人口や GDP あたりの排出量は、北米と比較すると少ないが、面積あたりで比較すると、日本は 5 ~ 50 倍大きくなる。

5．暴露濃度の推計

個人暴露濃度の年間平均値は、大気中濃度の年間平均値と室内空气中濃度の年間平均値

を、室内室外生活時間比率で加重平均したものであると考えた。室内室外生活時間比率は、室内 9 割、室外 1 割とした。また、室内空気中濃度は、大気中濃度と室内発生源寄与濃度の和であると仮定した。その結果、個人暴露濃度 = $0.9 \times$ 室内発生源寄与濃度 + $1.0 \times$ 大気中濃度、となった。大気中濃度については、日本全国を 5km メッシュに分けてそれぞれの平均大気中濃度を推測する「広域大気濃度」の分布の推計と、5 つの高排出高人口密度事業所の周辺 9km \times 9km について 1km メッシュの平均大気中濃度を推測する「高排出工人口密度事業所周辺の大気中濃度」の分布の推計を行った。

広域大気中濃度

推計した大気排出量を 5km グリッドへ配分し、これらをインプットデータとして、AIST-ADMER (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) を用いて、日本全国の広域大気中濃度分布の推計を行った。計算は 2001 年 1 月 1 日 ~ 12 月 31 日で行い、各 5km グリッドにおける年間平均値を求めた結果、最大値 67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、平均値 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、中央値 0.35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ となった。東京都と千葉県において、いくつかの地点において実測値の年間平均値が入手できたため、予測値と実測値の比較を行った。東京都では、散布図は 45 度線の近くに集まり、予測値は実測値をよく再現していた。ただ、低濃度領域で過小評価、高濃度領域で過大評価の傾向があった。千葉県では、東京に比較してトルエン濃度は全体的に低く、すべての地点において、予測値は実測値を下回っていた。

高排出高人口密度事業所周辺の大気中濃度

2001 年度の PRTR 届出大気排出量の上位 20 事業所について、周辺 1km \times 1km の人口密度と大気排出量を掛け合わせた数値の大きい順に 5 つの事業所を選択し、これらを高排出高人口密度事業所と定義した。METI-LIS (経済産業省 - 低煙源工場拡散モデル: Ministry of Economy, Trade and Industry-Low rise Industrial Source dispersion) (Ver.2.01) を用いて、各事業所の周辺 9km \times 9km の大気中濃度を 100m ごとに推計した。

沿道の大気中濃度

沿道に住む人々が特に高濃度のトルエンに暴露されているならば、一般環境とは別に取り上げて、沿道住民の暴露評価を行う必要がある。本リスク評価書では、次の 4 つの事実に基づいて、沿道を特別に取り上げる必要はないと考えた。

- (1) 全体の排出に占める自動車からの排出量は 23% と比較的小さい。
- (2) AIST-ADMER による広域濃度分布によって、自排局である八幡山のデータをうまく再現できた。もし、沿道濃度への自動車からの寄与が有意に大きいならば、自排局における実測値は、広域濃度評価による予測値を大きく上回ることが予想される。

- (3) モニタリングデータにおいて、自排局における測定値が一般局と比べて高いわけではない。
- (4) 自動車排出ガスを主な発生源とする 1,3-ブタジエンやベンゼンとの相関が小さい。

室内発生源寄与濃度

室内発生源寄与濃度の年間平均値の家庭間変動のデータは存在しないために、厚生省の1998年度の全国測定データにおける室内空気中濃度から大気中濃度を引いて求めた室内発生源寄与濃度の1日平均値の家庭間変動の大きさから、1つの家庭における室内発生源寄与濃度の日間変動の大きさを引いて求めることにした。厚生省のデータでは、およそ1割の家庭で室内発生源寄与濃度がゼロかマイナスになっていたため、それらの家庭では室内発生量がゼロであると仮定した。残り9割の家庭の室内発生源寄与濃度を対数正規分布とすると、幾何平均値 (geometric mean: GM) は $15.72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、幾何標準偏差 (geometric standard deviation: GSD) は 5.17 となった。1つの家庭における室内発生源寄与濃度の日間変動は、1時間あたりの換気回数の1日平均値の日間変動(通年)と1日あたりトルエン放散量の日間変動(通年)からなるが、前者は20倍の幅を持つ対数正規分布、後者は分布がないものと仮定した。換気回数と室内発生源寄与濃度の年間平均値が独立であるとする、分散の加法性より、室内発生源寄与濃度の年間平均値の家庭間変動の大きさ、すなわち GSD は 4.28 となった。

6. 定量的なリスク評価

本リスク評価書では、トルエン暴露による健康リスクの大きさを表す指標として、「参照値を超える人数」と「QOLの低下量」を用いた。前者の方法は、暴露濃度と参照値を比較する一般的な方法をベースに、暴露濃度に分布を持たせるという拡張を行ったものである。他方、後者の方法は、様々なリスクと定量的な比較が可能であるという特徴を持つものの、これまでのリスク評価の実務や研究においては行われたことがなく、方法論の提案という側面が強いため、結果として得られた数値の信頼性はあまり高くないと考えられる。これらの分析の結果、次のようなことがわかった。

6.1 参照値を超える人数を指標としたリスク評価

参照値

参照値として2つの値を設定した。参照値(1)は $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ とした。この値は、現在の日本の室内濃度指針値であるとともに、シックハウス症候群や化学物質過敏症に関する不確実性に配慮した予防的な値であると位置付けた。シックハウス症候群や化学物質過敏症は、感受性の高い人に対して通常の毒性影響よりも低い濃度で発現するという懸念があり、そ

の作用機序や用量反応関係が極めて不確実である現状に配慮して、感受性の個人差を担保するための通常の不確実性係数 10 に、さらに 10 の不確実性係数を追加したものである。すなわち、次に述べる参照値(2)の 10 分の 1 に相当する。

参照値(2)は、Zavalic et al. (1998a)で得られた NOAEL 32ppm (120 mg/m³) を一般環境に変換した上で、感受性の個人差を考慮した不確実性係数 10 を適用して算出した 2,900 μg/m³とした。現在の室内濃度指針値が基礎としている Foo et al. (1990) も含めた疫学調査を精査した結果、Zavalic et al. (1998a) における NOAEL(32 ppm)が、Foo et al. (1990) の LOAEL から推測された NOAEL (LOAEL の 1/10 に相当する 8.8 ppm) よりも信頼性が高いと判断した。

広域大気濃度評価に基づいた推計

日本全国で室内発生源寄与分のみで 260 万人 (全人口の 2%に相当) が参照値(1)を超過していると推計された。これに対して、大気寄与分によって追加的に超過する人数は 21 万人であった。また、室内発生源寄与分のみで参照値(2)を超過する人数は 14,000 人であり、大気寄与分によって追加的に超過する人数は 120 人程度であった。結果は表 1 にまとめた。

表 1 日本全国で個人暴露濃度が 2 つの参照値を超える人数

	参照値 (1): 260 μg/m ³		参照値 (2): 2,900 μg/m ³	
	人数 (人)	割合	人数 (人)	割合
室内発生源寄与分	2,600,000	2.0%	14,000	0.011%
移動発生源と低排出固定発生源寄与分	100,000	0.079%	86	0.000%
高排出事業所寄与分	110,000	0.087%	36	0.000%

注：高排出事業所とは、トルエンを年間 30 t 以上排出している事業所を指す。

事業所近傍大気中濃度評価に基づいた推計

5 つの高排出高人口密度事業所について、近傍住民の個人暴露濃度の分布を詳細に評価した。参照値を超える人数が最も多かった事業所 (02) では、事業所周辺において、当該事業所からの大気排出量のみでおよそ 15,000 人が参照値(1)を超えることが分かった。ただし、参照値(2)を超える人はゼロであった。他方、事業所(04)では、当該事業所からの大気排出量のみで参照値(1)を超える人はほとんどいなかった。

広域大気中濃度評価に基づいた推計と同様に、室内発生源寄与分と当該事業所を除いた大気寄与分を所与として、当該事業所からの大気寄与分によって追加的に参照値を超過する人数を計算すると、事業所(02)において、追加的に参照値(1)を超える人数はおよそ 23,000 人に上ることが分かった。ほかに、事業所(01)で 4,400 人、事業所(03)で 10,000 人、事業

所(04)で 1,400 人，事業所(5)で 7,200 人であった．参照値(2)を超える人はどの事業所周辺でもほとんどいなかった．

6.2 QOL の低下量を指標としたリスク評価

暴露量の削減効果を定量的に表現し，トルエンもしくは他の化学物質における対策と比較可能な形で表現するためには，QOL を用いた健康リスクの定量的評価が必須であると考え，トルエン暴露による QOL 低下量の推計方法を独自に考案した．まず，Ukai et al.(1993) の疫学データを利用して，いくつかの自覚症状についての用量反応関数を導出した．個人暴露濃度分布と，いくつかの健康状態（自覚症状の組み合わせ）に付与した QOL 値を代入することによって，日本に住む人々のトルエン暴露による健康リスクを「年間 QOL 低下量」および「年間 1 人あたり QOL 低下量」として表現した（表 2）．「QOL 低下量」は，質調整生存年数（quality adjusted life-year: QALY）の損失量と言い換えることができる．単位は年である．

表 2 広域大気中濃度評価と高排出事業所周辺大気中濃度評価を組み合わせた場合の各健康状態の人数の増加分と年間 QOL 総低下量

	人数[人]			QOL低下量[year]			合計
	健康状態5	健康状態4	健康状態2	健康状態5	健康状態4	健康状態2	
室内発生源寄与分	266	155	1,339	35	17	107	159
移動発生源と低排出固定発生源寄与分	41	31	236	5	3	19	28
高排出事業所寄与分	17	10	87	2	1	7	10
合計	324	196	1,662	42	22	133	197

健康状態 2：「手足の筋力が弱くなった」＋「耳が聞こえにくい」＋「物事に集中できない」

健康状態 4：「手足の筋力が弱くなった」＋「耳が聞こえにくい」＋「物事に集中できない」＋
「臭いがわかりにくい」＋「喉の調子がおかしい」

健康状態 5：「手足の筋力が弱くなった」＋「耳が聞こえにくい」＋「物事に集中できない」＋
「臭いがわかりにくい」＋「喉の調子がおかしい」＋「言葉がしゃべりにくい」

注：高排出事業所とは，トルエンを年間 30t 以上排出している事業所を指す．

室内発生源寄与分への暴露のみによる QOL 低下量は，年間 159（年）であり，全国平均で 1 人あたり年間 1.3×10^{-6} （年）となった．これに，大気寄与分による暴露が加わると，QOL 低下量は年間 197（年）となり，全国平均で 1 人あたり年間 1.6×10^{-6} （年）となった．

5 つの高排出高人口密度事業所周辺については，1 人あたり平均 QOL 低下量は， $3.5 \sim 5.3 \times 10^{-6}$ （年）となり，全国平均値の 2～3 倍となった．5 つ事業所すべてにおいて，室内発生源寄与分への暴露による QOL 低下量よりも，室内発生源寄与分への暴露に大気寄与分へ

の暴露を上乗せして追加的にもたらされる QOL 低下量の方が大きかった。QOL 低下量が最も大きかったのは、事業所(02)であり、全国平均の 3.3 倍であった。このうち 4 分の 3 が大気寄与分への暴露によって追加的にもたらされた QOL 低下量である。

事業所周辺ではさらに高濃度のトルエンに暴露していることが考えられるため、高排出高人口密度事業所周辺に住む人々の QOL 低下量の地理的分布を調べた。大気寄与分への暴露のみによって、年間 1.0×10^{-5} (年) を超える QOL 低下量を被っている面積は、事業所周辺のごくわずかであり、人数も限られている。しかし、室内発生源寄与分と大気寄与分を合わせると、全ての事業所において、およそ 5,000 人(事業所(01)) ~ 40,000 人(事業所(02)) の周辺住民が、年間 1.0×10^{-5} (年) を超える QOL 低下量を被っていることがわかった。ただし、年間 1.0×10^{-4} (年) を超える住民はほとんどいなかった。なお、年間 1.0×10^{-5} (年) の QOL 低下量は、およそ参照値(1) (現在の室内濃度指針値レベル) の暴露に相当し、年間 1.0×10^{-4} (年) の QOL 低下量は、およそ参照値(2)の暴露に相当する。

QOL 低下量の推計において、今後の優先的な研究課題として次のようなものがある。

- (1) トルエンのような発がん性を持たない化学物質に関しては、個人レベルでは閾値を持つと考えられているが、本リスク評価書で行ったように、用量反応関数を低濃度領域へ外挿して、集団では閾値なしとする解析の是非に関して議論を深める必要がある。
- (2) QOL 低下量と死亡リスクの関係について議論を整理する必要がある。これは、QOL の獲得量、すなわち QALY を効果の指標とした費用効果分析の結果を解釈する場合や、既存の費用効果分析の結果と比較する場合にも役に立つ。

7. リスク削減対策

トルエンには現在、強制力のある環境基準値や排出基準値はないものの、シックハウス症候群への関心の高まりや、PRTR 法の施行などを受けて、事業所レベルあるいは製品レベルで、産業界の自主的な排出削減対策が進んでいる。事業所における排出削減対策には、大きく分けてエンドオブパイプ対策と工程内対策がある。工程内対策には、代替物質への転換や、溶剤そのものを使わない製法への転換などがある。本評価書では、エンドオブパイプ対策による排出削減対策の費用効果分析を行った。

エンドオブパイプ対策としては、トルエンの物性などから考えて、活性炭等による吸着と焼却が効果的である。活性炭等による吸着のメリットは回収・再利用できることであるが、そのためには比較的高濃度のトルエンが単体で排出されている必要がある。しかし、現在、大きな事業所においては、濃度の高い排出口での対策が進み、排出削減対策の対象

が、濃度が薄く、処理ガス量の多いところに移ってきている。焼却処理には、直接燃焼方式、蓄熱燃焼方式、触媒燃焼方式がある。

蓄熱燃焼方式は、耐熱性・蓄熱性を有する固定層を媒体とした受放熱によって、高い熱回収効率（85%～95%）が得られると同時に、高温（800～1,000℃）で、大気汚染物質をほぼ完全に酸化する。トルエンの場合、1,500 mg/m³（400 ppm）程度で自燃運転が可能となり、補助燃料が不要となる。トルエンの除去技術としては、最近蓄積燃焼方式が中心になっている。その中でも主流であるロータリーバルブ式について、1t 排出削減費用を推計した（表3）。処理ガス量が大きいほど単価は安くなる。

表3 ロータリーバルブ式蓄熱燃焼法式の1t 排出削減費用の計算

濃度	処理ガス量 [m ³ N/h]	7,500	26,000	51,000	100,000
	装置価格 [万円]	4,000	5,000	7,000	10,000
	維持管理費 [万円/year]	580	934	1,528	3,202
	1年あたり費用[万円]	915	1,353	2,114	4,040
1,500[mg/m ³ N] (400 ppm) (自燃濃度)	処理対象トルエン量[t] (分解率99%以上)	92	319	625	1,226
	1t削減費用[万円]	10	4	3	3

「有害大気汚染物質の自主管理計画」において実施された11種類の大気汚染物質（確からしさには差があるものの、全て発がん性が指摘されている物質である）の1t 排出削減費用は、7年間平均で35万円（物質ごとには、21～130万円）であった。また、その中でも、同じ芳香族炭化水素の発がん性物質であるベンゼンの1t 排出削減費用は平均29万円であった。トルエンの毒性はこれよりも弱いと考えられていることから、トルエンの排出を1t 削減するのに20万円以上かかる対策の優先順位は低いと言えるだろう。

次に、QOLを用いた費用効果分析を行った。蓄熱燃焼法を用いて、PRTR届出事業所からのトルエン排出量を一律10%削減されたときの費用対効果を推計した2001年度のPRTR届出事業所からのトルエン大気排出量の10%は13,167tである。効果の指標は、トルエン暴露が減ることにより、神経系への影響が軽減されることで獲得できるQOLの量、すなわちQALYを用いた。対策前と対策後で推計したQOL低下量の差をとると、QALY獲得量が計算でき、年間1.6(year)となった（表4）。

表4 事業所からの10%の排出削減によって獲得されるQALY(year)

	健康状態5	健康状態4	健康状態2	合計
対策前	44	22	135	200
対策(10%削減)後	43	21	134	198
削減量	0.33	0.18	1.1	1.6

健康状態 2:「手足の筋力が弱くなった」+「耳が聞こえにくい」+「物事に集中できない」

健康状態 4:「手足の筋力が弱くなった」+「耳が聞こえにくい」+「物事に集中できない」+「臭いがわかりにくい」+「喉の調子がおかしい」

健康状態 5:「手足の筋力が弱くなった」+「耳が聞こえにくい」+「物事に集中できない」+「臭いがわかりにくい」+「喉の調子がおかしい」+「言葉がしゃべりにくい」

蓄熱燃焼方式による 1 t 排出削減費用が、処理ガス量の違いによって、3.3 万円（処理ガス量 10 万 m³N/h）～10 万円（処理ガス量 7,500 m³N/h）であることから、総費用はおよそ 4.3～13 億円となる。QALY を 1 年獲得するための費用は、2.7 億円（処理ガス量 10 万 m³N/h）～8.1 億円（処理ガス量 7,500 m³N/h）となる。

これまでに計算された化学物質対策の「1 年余命延長費用（cost per life-year saved: CPLYs）」と比較すると、処理ガス量の小さい（7,500 m³N/h）場合は、過去の最も高価であった対策と比較してもその数倍となり、費用をかけ過ぎていることがわかる。他方、処理ガス量が大きい（100,000 m³N/h）場合は、それでも高価ではあるものの、過去に実施された各種化学物質対策の範囲からは大きく外れていないことがわかった。

8．リスク管理への提言

本リスク評価書におけるリスク管理への提言は、「参照値を超える人数」を用いた定量的リスク評価の結果に基づく。「QOL の低下量」については、今後同様な方法で、トルエン以外の化学物質への暴露による QOL 低下量が計算されるようになれば、総量あるいは 1 人あたりの量を指標として、リスクの大きさを相互に比較することができるだろう。

2 つの参照値を超えた場合のリスク管理のあり方として、次のような管理原則を提案する。暴露濃度が参照値(2)を超える場合は、実体としての被害が出る可能性を否定できないことから、緊急に対策を行うべきである。これに対して、参照値(1)を超える場合は、予防的に対策を行うことが望ましいが、公共空間であるか私的空間であるか、対策費用がどのくらいかかるかなどを考慮して、総合的に判断すべきである。公共施設の室内空气中濃度や大気中濃度の場合は、対策が実施されることが望ましい。これに対して、一般家庭の室内空气中濃度の場合は、居住者自身の判断が尊重されてよいだろう。

このようなリスク管理指針に基づけば、本リスク評価書におけるリスク評価の結果から

以下のような提言ができる。

室内発生源寄与分のみで日本に住む全人口のおよそ 0.01% (14,000 人) が参照値(2)を超えていると予想された。これらの家屋では緊急に対策を実施すべきである。特殊な悪条件が重なった場合であると考えられることから、新築や改修の直後かどうか、換気が悪いかどうか等の該当条件の洗い出しと注意の喚起が必要である。事業所からの排出によって参照値(2)を超える人口はほとんど存在しないので、事業所における緊急対策の必要はない。

参照値(1)を超える人数は、室内発生源寄与濃度のみで日本に住む全人口のおよそ 2% (260 万人) と予想された。これらの家屋においては、対策を実施することが望まれるが、あくまで予防的なものであり、対策費用に無理のない範囲内でのよいと思われる。ただし、公共的な室内空間であるならば、参照値(1)レベルまで低減すべきである。空気清浄機を設置したり、換気回数を増やしたりする濃度低減対策とともに、排出量そのものを削減する発生源対策も有効である。そのためには、室内におけるトルエンの発生源の特定、発生源からの排出速度の定量的評価、個別の発生源対策の費用対効果による優先順位付けなどが必要である。

大気寄与分によって追加的に参照値(1)を超える人数はおよそ 0.17% (21 万人)であった。大気は公共的な空間であるので、この場合も排出削減対策を実施すべきである。しかし、事業所近傍大気中濃度評価の結果などを踏まえると、移動発生源や低排出量の事業所における対策は必ずしも必要でなく、排出量が多く、周辺の人口密度が高い事業所での排出削減対策を行えば十分であると考えられる。2004 年の大気汚染防止法の改正により導入された VOC の排出濃度規制によって、VOC 排出量の多い事業所からのトルエン排出量が削減されることも考慮に入れるべきである。対策を行う事業所においては、事業者がリスク評価を自主的に行い、その結果に基づいて、費用対効果の優れた対策オプションから実施していくというアプローチが望ましい。