

V-5. 総合暴露評価の具体的算出に関する研究

分担研究者 安藤 正典 武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 教授

1. はじめに

V-1、V-2、V-3、V-4の手順に従って求めたそれぞれ家庭用品からの化学物質の経路から暴露予測量について具体的な居住環境を想定した最終的な暴露量を評価するが、ここではその手順を示す。

室内に持ち込まれる家庭用品は種々の形体、用途によって暴露条件は大きく異なる。したがって、それぞれの家庭用品の利用・使用状況を踏まえて、暴露評価する。

2. 暴露評価における不確実性の変動要因

家庭用品から放散される化学物質の暴露評価とリスクアセスメントを実施するにあたって、表-1に示すいくつかの項目の変動要因について仮定を想定した。

2. 1. 居住環境

居住環境は、表-2に示すように、6畳一間と一戸建て家屋(60m²)を想定した。

表-1 暴露評価、リスク評価における仮定

家庭用品の種類	
住設家具の種類	
家庭用品の利用・使用の状況：時間、回数、頻度、	
居住環境	：面積、体積、換気率
化学物質の種類	：トルエン、スチレン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド
暴露経路	：経気道、経口、経皮
ヒトの滞在時間	：安静、軽作業、重作業
行動パターン	：外出、移動、移動先建築物
対象者	：健常者、子供の呼吸量

表-2 居室の条件および健常人の呼吸量

	居 室	一戸建て
居室面積	6畳間 (10.6 m ²)	3LDK (60 m ²)
居室体積	23.3m ³	132m ³
天井高さ	2.2m	2.2m
換気回数	0.5	0.5

2. 2. ヒトの経気道・経口・経皮暴露における変動要因

(1) 経気道暴露

健常人においては、上記の居住環境を目安

として及び子供の吸入暴露における変動パラメータは適切な情報がない場合には表-3に従って重み付けする。

表-3：吸入暴露の変動パラメータのデフォルト値 (文献番号)

パラメータ	健 常	子 供
空気吸入量 (l/min/kg)	0.220 ^{1),2)}	0.403 ³⁾
吸入暴露時間(hr/d)	(l/hr/50kg)	363 (l/hr/15kg)
体重(kg)	16 ⁴⁾	18 ⁵⁾
	50	15

(2) 経口暴露

健常人および子供が食事および食事に伴う家庭用品の使用を介して化学物質を暴露する場合は、食品中の化学物質の濃度と摂取量を変動パラメータとする。食事以外からの経口暴露（例えば家庭用品に接触後、その手をなめる等による摂取）については、変動パラメータで重み付けする。今回の経口暴露は、飲料水からの暴露のみを評価の対象とした。

(3) 経皮暴露

健常人および子供が家庭用品の接触等を介して化学物質を暴露する場合は、それぞれの家庭用品の使用形態やパターンを考慮して化学物質の量または濃度と接触面積や時間を変動パラメータとする。今回は、情報がないので評価の対象から外した。

2. 3. 暴露経路毎の暴露予測

使用の各暴露情報を基に、2.3.暴露の要因を考慮して経気道、経口及び経皮暴露からの暴露量を予測する。

2. 3. 1. 経気道暴露予測

経気道暴露予測は、以下の式に代入して算出する。

$$= \text{空気中濃度} \times \text{吸入量} \times \text{暴露時間}$$

(1) 空気中濃度

空気中濃度は家庭用品の放散量試験によって取得されたデータを用いる。使用頻度、室内環境、窓の開閉、清掃等、空気中濃度が変動する要因を考慮して、ヒトへの暴露が開始された後の時間加重平均濃度を用いる。

(2) 変動要因

暴露時の作業による吸入量を評価する。適切なデータがない場合、行動パターンを解析し係数を求め、重み付けする。

(3) 暴露時間

用法の使用頻度や期間を考慮する。適切な情報がない場合には行動パターンを係数化する。

(4) 吸入暴露の変動条件の計算

変動要因に合わせて経皮暴露の予測の上限、下限および中央・平均量を算出する。

2. 3. 2. 経口暴露予測

経口暴露予測は健常人と子供とでは大きく異なる。健常人においては、経口暴露の可能性は基本的に無視できる。子供においては、種々の家庭用品を介して、手のひらの皮膚等を介してあるいは衣服を介して間接的に経口的に暴露する可能性が高い等、行動パターンの解析によって係数化して重み付けする。

2. 3. 3. 経皮暴露予測

経皮暴露予測は健常人と子供とでは大きく異なる。健常人は体表面積が大きい、皮膚吸収は少ない。その他、子供特有の行動パターンについて経口暴露の場合と同様に重み付けする。

2. 3. 4. ヒトの行動パターン

上記の暴露経路毎のヒトの行動パターンを検討して予測の要因として計算する。

2. 4. 暴露量予測の計算

前述した経気道暴露、経口暴露および経皮暴露における変動要因を基に暴露量を算出する。暴露量予測としてトルエンを取り上げ、具体的な予測手順と計算例を以下に示した。

2. 4. 1. 家庭用品からの放散性化学物質の選定・放散量評価

(1)の分担課題の情報を利用する。

2. 4. 2. 対象家庭用品の絞り込み・放散量評価・室内濃度予測

(1)の分担課題の情報を利用する。

2. 4. 3. ヒトの行動パターン

ヒトの行動パターンを以下のように具体例として仮定した。

滞在居住空間の条件及び滞在・行動パターンは以下の条件とした。

- 1) 対象者：健常人および子供についてそれぞれの行動パターンを想定した。
- 2) 居住空間：6畳間(23.3 m³)および一戸建て住宅(132 m³)の2種の条件を想定した。

3) 滞在時間：健常人；①24時間滞在、③16時間滞在、⑤8時間滞在

子供；②24時間滞在、④18時間滞在

4) 外出時間：健常人；③8時間外出、⑤16時間外出

子供；④6時間外出

5) 行動：掃除機使用；1または2時間

2. 4. 4. 暴露の変動要因の変更

ヒトの行動パターン及び対象者と使用空間の分布をヒトの行動パターンを考慮した暴露要因の変動パラメータを整理し、重み付けを設定し、最終的な暴露量の算出に反映させる。

3. 経路別暴露量及び個別家庭用品に起因する暴露量の算出

以上の条件を基に、室内空気測定法ガイドライン試験方法に従って得られた直接噴霧、高濃度短期空間噴霧、低濃度長期空間噴霧、残留使用の各暴露情報を基に暴露の要因を考慮して経気道、経口及び経皮暴露からの暴露量を予測した。

VI. 家庭用品中放散性化学物質の総合別リスク評価に関する研究

1. 室内化学物質濃度が呼気へ及ぼす影響調査

武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 安藤 正典

2. リスクアセスメントの概念と安全性評価の作業手順の提案

武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 安藤 正典

3. 家庭用品のリスクアセスメントの手順と各論

武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 安藤 正典

4. 安全性評価（安全性の検証：リスクアセスメント）

武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 安藤 正典

5. 家庭用品中放散性化学物質の具体的総合的リスク評価の例

武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 安藤 正典

VI. 家庭用品中化学物質の総合的リスク評価に関する研究

分担研究者 安藤 正典 武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 教授

上述したⅠ．各種家庭用品からの化学物質の放散の評価に関する研究、Ⅱ．室内空气中化学物質の濃度に対する各種家庭用品の寄与率の評価に関する研究、Ⅲ．室内空气中化学物質の中長期低濃度及び短期高濃度の吸入毒性評価に関する研究、Ⅳ．家庭用品由来化学物質への暴露のシナリオの作成と推計モデルの開発に関する研究を基に、最終的なⅤ．家庭用品中化学物質の総合的リスク評価に関する研究を実施した。この研究を実施することによって、家庭用品による室内空气中化学物質の存在状況と寄与率、リスク評価が示され、放散量の高い家庭用品に対する行政措置としての規制や指針の設定の糸口を見いだすことが可能であり、国民の居住環境からの化学物質の暴露からの安全性を確保することが期待できると考える。

総合的リスク評価は TDI の設定、TDI に対する占有率、リスク評価、Margin of Exposure による安全性の確認、行政対応への提言等の手順に従って評価する。

本課題では、

- VI-1. 室内化学物質濃度が呼気へ及ぼす影響調査
- VI-2. リスクアセスメントの概念と安全性評価の作業手順の提案
- VI-3. 家庭用品のリスクアセスメントの手順と各論
- VI-4. 安全性評価（安全性の検証：リスクアセスメント）
- VI-5. 家庭用品中放散性化学物質の具体的総合リスク評価の例

について検討した。

VI-1. 室内化学物質濃度が呼気へ及ぼす影響調査

分担研究者 安藤正典 武蔵野大学 薬学部

協力研究者 皆川直人、長宗 寧、牧原 大 グリーンブルー株式会社

研究要旨 日常的に接着剤や塗料を使用している作業者の健康影響を評価するため、「木工作業所」の協力を得て、室内外空気中 VOCs 測定と同時に作業所内外での被験者の呼気中 VOCs 濃度測定を行った。なお、VOCs は 126 物質を対象とし、試料採取は加熱脱離用捕集管(4 種類の充填剤)を使用した。室内外空気中の VOCs 濃度は、室内では 33 物質、104mg/m³、屋外では 42 物質、283 μg/m³ が検出され、室内濃度は屋外濃度の約 400 倍を超えていた。なお、室内濃度では脂肪族炭化水素類(90mg/m³)、エステル類(3,800 μg/m³)、テルペン類(3,400 μg/m³)、芳香族炭化水素類(3,200 μg/m³)及びフタル酸エステル類(2,500 μg/m³)の 5 分類が高濃度で検出され、これら 5 分類で全体の 99%を占めた。被験者の暴露前後の呼気中 VOCs 濃度は、各々130 μg/m³、1,200 μg/m³であり、室内に一定時間滞在後に吸引した暴露後の呼気中 VOCs 濃度は暴露前の 10 倍の濃度を示した。そこで、呼気中の VOCs 濃度は周辺空気に依存されるため、屋外濃度と暴露前の VOCs 濃度を比較したところ、屋外濃度の 86%を脂肪族炭化水素類が占めていた。また、暴露前の呼気中からアルコール類(40 μg/m³)とケトン類(24 μg/m³)が検出されたが、特にアルコール類は室内外空気ともに不検出であった。そこで、アルコール類を検討したところ、最も高濃度を示した物質は 2-エチル-1-ヘキサノールであった。同物質濃度は、室内外空気中からはいずれも不検出であり、暴露前はアルコール類の 76%(33.8 μg/m³)を占め、暴露後は 69%(31.1 μg/m³)を占めた。今後は、これらの物質の代謝過程を含め、充分検討する必要がある。また、暴露前後の TVOC 濃度の検討を行ったところ、優位な相関(γ 0.97)が認められ、VOCs 濃度ではテルペン類に優位な相関(γ 0.98)が認められた。

A. 研究目的

現在厚生労働省では、室内空気中化学物質の指針値を定めているが、この指針値は動物実験に基づくデータから導き出したものである。室内空気中化学物質の暴露評価は、今まで収拾した室内濃度を元に暴露評価を実施し、そのリスクの程度を推定してリスクマネジメントとしての指針値に反映させてきた。しかしながら、室内空気中化学物質の暴露と生体内挙動・代

謝・半減期などについては、リスクアセスメントの段階で何ら考慮されていない。このことから、室内空気中化学物質の暴露による暴露量とその毒性影響については、ヒトでの生体内運命の情報を検討した上で評価すべきである。そこで、本研究では高濃度環境下における呼気中化学物質の量を明らかにし、真の暴露量を検討する基礎的情報を得るため、高濃度環境における呼気中濃度を評価した。

家具類等製作する木工作业所では様々な揮発性有機化合物（VOCs：Volatile Organic Compounds）が塗料や接着剤として使用されている。

そこで、作業所の従事者の健康影響を評価するにあたって、特に呼気への VOCs が及ぼす影響を把握するため、作業所内で VOCs 個別濃度と総揮発性有機化合物の実態調査を行う。なお、被験者は作業所内に立入る前に事前に暴露前の呼気試料を採取する。

その後、被験者は作業所内に一定時間滞在し、暴露後の呼気試料を採取する。

B. 研究方法

1. 研究体制

本研究は我が国の居住環境における VOCs の実態調査の一環として、日常 VOCs を塗料や接着剤として使用する「木工作业所」の協力を得て、室内外及び暴露前後の被験者の呼気を採取し VOCs 濃度の実態調査を行った。

2. 採取方法

(1) 測定期間

平成 15 年 4 月

(2) 対象施設

甲府市内の家具類を製作する木工作业所

(3) 対象 VOCs

対象物質は ISO13 分類を基本に選定にしたが、測定手法の異なるアルデヒド類や標準物質を混合する過程で各物質間の安定性に影響を及ぼす酸類を除いた 11 分類 121 物質とした。

さらに、独自に選定した有機溶剤等 5 物質を追加し、最終的に合計 12 分類、126 物質とした。

(4) 採取条件

試料採取は被験者 8 名に対して、被験者一人あたり暴露前後の呼気 2 試料を採取した。

試料採取は、呼気サンプラー(Markes International Ltd. 製 Bio-VOC breath sampler)を使用した。同サンプラーの構造は作業環境測定用の検知管と似通っており、VOCs 捕集管、呼気採取容器及び押込み棒から構成されている。呼気の試料採取は、呼気を最後まで吐き出して再呼吸する前の最終的な呼気を容器内に押し込む。次に、容器の呼気注入口に蓋をして、容器先端に VOCs 捕集管を取り付ける。次に、押込み棒で容器内の採取した呼気空気を捕集管に押込める。VOCs 捕集管は加熱脱離用の充填剤「(CarbotrapB+CarbotrapC) + Carboxen 1000」を詰めた捕集管を使用した。採取後の捕集管は活性炭を入れた容器中に保管し、分析に供するまで冷暗所で保管した。なお、同時に吸引ポンプを使用し、室内外空気の採取を行った。

(5) 試料採取場所

呼気試料の採取は、屋外は室内空気の影響の少ない作業所の風上側で行った。また、室内の呼気試料は木材の加工、塗装作業を行っている 300 m²程度の室内に約 2 時間入室し、その後に呼気サンプラーで暴露後の呼気を採取した。なお、室内空気は被験者と同様に同一時間、同室内で吸引ポンプにより VOCs の試料採取した。屋外空気は室内からの影響を考え外壁から 1m 以上離し、かつ直射日光を遮蔽した場所で室内空気と同様の試料を採取した。

3. 分析方法

(1) 標準物質

標準 126 物質は和光純薬(株)より単品を購入した。液体試薬の濃度調整は分析前に、ISO 分類毎の標準物質を既知量混合後、洗浄後の真空瓶に一定量をシリンジで注入し、既知濃度に希釈調整した。さらに、固体試薬は

メタノール溶液とし、液体試薬と同様に希釈、気化させて既知濃度に調整した。

(2) 分析条件

試料採取後の捕集管は、内部標準物質（和光純薬製：トルエン d8）を添加した後、加熱脱離法にてガスクロマトグラフ質量分析（以下、GC/MS）計で分析した。分析装置は QP5050A（島津製作所製）、導入装置は ATD400（パーキンエルマー製）、カラムは CP-SIL 5CB（クロムパック製；0.32mm i.d. ×60m、膜厚 1.0 μm）を使用した。

昇温条件は、40°Cで 10 分保持後、140°Cまで 3°C/min で昇温、以後、5°C/min で 200°Cまで昇温して、36 分保持した。200°C～300°Cまでは 10°C/min で昇温して、300°Cで 5 分保持した。キャリアーガスはヘリウムを用い、流量は 1ml/min、スプリット比 1:19 の条件にて SCAN モードで定量した。

C. 研究結果及び考察

1. 検出成分数

表 1 (1),(2)は被験者の室内暴露前後の呼気中 VOCs 濃度及び室内外 VOCs 濃度を示したものである。

暴露前の被験者の呼気からは 57 成分、室内に一定時間滞在した後の暴露後の呼気からは 54 成分の VOCs が検出された。暴露前後の検出成分数は同等であり、いずれも対象 126 物質の 1/2 弱が検出されたことになる。

また、室内空気中の VOCs は 12 分類の内 9 分類の 33 成分、屋外空気中の VOCs は 12 分類の内 8 分類の 42 成分が検出され、屋外の VOCs が室内より多く検出された。

2. 成分濃度

室内外空気中の VOCs の各分類毎の合計濃度と全 VOCs の総和濃度(TVOC)は、図 1 に示した。図 1 から室内空気では 12 分類中 9 分類

で 104mg/m³、屋外空気では 12 分類中 8 分類で 283 μg/m³ を示し、室内濃度は屋外濃度の約 400 倍に達していた。

次に、暴露前後の呼気中の VOCs 濃度は、図 2 に示した。図 2 から暴露前後ではいずれも 12 分類中 7 分類が検出され、特に暴露後の濃度が暴露前より大きく上回った分類は芳香族炭化水素類が約 10 倍、脂肪族炭化水素類が約 40 倍、環状脂肪族が約 30 倍以上であった。つまり、これら 3 分類の VOCs は明らかに室内で使用している接着剤や塗装作業が反映されたものである。

これに対して、テルペン類、アルコール類、ケトン類及びハロゲン化炭化水素類の暴露前後の濃度差は同等、若しくは 2 倍程度に近似しているため、これら 4 分類の VOCs は室内作業からの影響はほとんどないことを意味している。

一方、暴露前後の呼気中の全 VOCs の総和濃度(TVOC)は、各々 130、1,200 μg/m³であり、暴露後の TVOC 濃度が暴露前より約 10 倍高めの濃度を示した。

そこで、室内外空気中の VOCs 濃度と暴露前後の VOCs 濃度を比較すると、

- (1) 室内濃度(104mg/m³)は、屋外濃度(283 μg/m³)の約 400 倍の濃度を示した。
- (2) 室内空気濃度と暴露後の呼気中の VOCs 濃度は各 VOCs 分類の全てで室内濃度が上回った。
- (3) 特徴的な違いは、芳香族炭化水素類は室内が 3,200 μg/m³に対して暴露後は 490 μg/m³で 1/7、脂肪族炭化水素は室内が 90,000 μg/m³に対して暴露後は 420 μg/m³で 1/200、テルペン類は室内が 3,400 μg/m³に対して暴露後は 10 μg/m³で 1/340 の濃度差が見られた。
- (4) エステル類、フタル酸エステル類は暴露後の呼気中では検出されなかった。

3. 暴露前後の呼気中 VOCs、TVOC の相関

図3は暴露前後の呼気中 VOCs 濃度を各分類別の相関図を作成したが、呼気中で一定割合で検出された VOCs 6 分類について作図したものである。

図3からテルペン類は暴露前後で優位な相関(γ 0.98)が認められたものの、他の5分類ではほとんど相関は得られなかった。なお、特異な一例が相関に影響が見られたものの、除外するに足る情報がなかったため、除外ずに評価した。

また、図4は暴露前後の TVOC 濃度の散布図である。図4から両者には極めて優位な相関(γ 0.97)が得られた。

4. 独自選定物質濃度

我国で使用されている5物質の濃度を把握するため、表1(2)の14分類目に独自選定物質濃度を示した。

室内外濃度は室内では全て不検出であり、屋外では $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を示した。また、暴露前後の VOCs 濃度は暴露前が1被験者から Menthol が検出されたが、これは飲食の影響と考えられた。なお、他の被験者はすべて不検出であった。暴露後の VOCs の濃度範囲は $0.0 \sim 83.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、平均濃度は $24.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。なお、暴露濃度は被験者間でばらつきが見られ、被験者の当日の体調、体質、生活習慣及び環境の違い等を物語っているものとする。

5. 呼気中と周辺空気中 VOCs 濃度比較

呼気中の VOCs 濃度は周辺空気に依存されるため、その比較を図5、6に示した。なお、図5、6は屋外空気と暴露前の呼気、室内空気と暴露後の呼気中の ISO 分類別の VOCs と VOCs の総和である TVOC 濃度を比較したものである。

5. 1. 屋外濃度と暴露前

図5から屋外 TVOC 濃度($283 \mu\text{g}/\text{m}^3$)は、暴露前の呼気中の TVOC 濃度($134 \mu\text{g}/\text{m}^3$)と比較して約2倍の濃度を示した。この原因は屋外 TVOC 濃度の64%を占めた脂肪族炭化水素類の濃度差にある。なかでも被験者から不検出であったトリデカン、テトラデカン及びペンタデカンの3物質濃度が各々 34.9 、 76.2 、 $53.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を示し、これら3物質で TVOC 濃度の90%を占めていた。なお、暴露前の呼気中脂肪族炭化水素類の平均濃度は $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と屋外濃度の12%程度であった。

これらの結果から、屋外空気中の脂肪族炭化水素濃度は後述するが、作業所の影響を受けたものと考ええる。

また、特異な濃度を示した物質はアルコール類であった。つまり、屋外濃度では不検出であったが、暴露前の呼気中で平均 $40.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ のアルコール類が検出され、特に 2-Ethyl-1-hexanol は1名の被験者を除いて平均 $32.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ が検出された。

5. 2. 室内濃度と暴露後

図6から室内 TVOC 濃度($104,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$)は、暴露後の呼気中の TVOC 濃度($1,200 \mu\text{g}/\text{m}^3$)と比較して約100倍の濃度を示した。この主要因は前述同様に室内 TVOC 濃度の86%を占めた脂肪族炭化水素類濃度である。なかでも被験者からほとんど検出されていないトリデカン、テトラデカン、ペンタデカン及びヘキサデカンの4物質濃度が各々 $19,000$ 、 $23,000$ 、 $28,000$ 、 $19,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を示し、これら4物質で TVOC 濃度の86%を占めていた。なお、暴露後の呼気中脂肪族炭化水素類の平均濃度は $420 \mu\text{g}/\text{m}^3$ と室内濃度の0.5%程度であり、TVOC 濃度に与える影響はほとんどないとする。

D. 結論

木工作业所内で使用されている接着剤及び塗料中 VOCs の実態濃度を把握し、作業員の健康影響を評価するため、室内外空気や室内に一定時間に滞在した被験者の呼気中 VOCs 濃度の測定を行った。

- (1) 暴露前後における被験者の呼気中の VOCs は、暴露前は 57 物質、暴露後は 54 物質とほぼ同等の VOCs 数が検出された。なお、室内外空気中の VOCs は、室内は 33 物質、屋外は 42 物質と検出数に多少の違いが見られた。
- (2) 室内外空気中で検出された VOCs 濃度は、各々 $104\text{mg}/\text{m}^3$ 、 $283\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、室内濃度は屋外の実に 400 倍の高濃度を示した。
この濃度差の原因は、室内空気中 VOCs 濃度の約 90% を占めた脂肪族炭化水素類濃度 ($90\text{mg}/\text{m}^3$) を代表的に、さらにエステル類 ($3,800\ \mu\text{g}/\text{m}^3$)、テルペン類 ($3,400\ \mu\text{g}/\text{m}^3$)、芳香族炭化水素類 ($3,200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) 及びフタル酸エステル類 ($2,500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) といずれも高濃度であり、これら 5 分類で室内 VOCs 濃度の 99% を占めたことになる。
- (3) 暴露前後の呼気中の VOCs 濃度は、各々 $130\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $1,200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ であり、暴露後は暴露前の約 10 倍の濃度を示した。暴露後の VOCs 濃度は、芳香族炭化水素類 ($490\ \mu\text{g}/\text{m}^3$)、脂肪族炭化水素類 ($420\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) の 2 分類で 76% を占めた。
- (4) 暴露前後の呼気中の VOCs 濃度は、テルペン類に優位な相関 ($\gamma 0.98$) が得られた。また、TVOC も同様に暴露前後で優位な相関 ($\gamma 0.97$) が得られた。
- (5) 呼気中の VOCs 濃度は周辺空気に依存される。そこで、暴露前後と室内外空気の VOCs 濃度の比較を行った。

屋外空気と暴露前の呼気中の VOCs 濃度は、屋外では脂肪族炭化水素類と独自物質類が顕著であり、屋外 VOCs 濃度に占める割合は両者で 86% を占めた。

暴露前の呼気中ではアルコール類 ($40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) とケトン類 ($24\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) が検出されたが、屋外では不検出であった。ここで、特徴的な物質としてアルコール類の 2-エチル-1-ヘキサノールが 8 名中 7 名の被験者で検出された。今後、呼気吸入後の代謝過程を検討する必要がある。また、室内空気と暴露後の呼気中の VOCs 濃度での比較における呼気中の割合は、芳香族炭化水素類で、 $3,200\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $1/7$ 、脂肪族炭化水素類で、 $89,800\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $1/200$ 、テルペン類で、 $3,400\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $1/340$ 、エステル類では、 $3,800\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 及びフタル酸エステル類 $2,500\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ では、不検出であり、これら 5 分類で室内濃度の 99% を占めた。

E. 文献

- 1) Markes International LIMITED, Evaluation of a new device for non-invasive biological monitoring of volatile Organic chemicals (The Bio-VOCs breath sampler), Registered in England No.3414783
- 2) 長宗、皆川、牧原、安藤、室内外の揮発性有機化合物の実態調査(2)、第 44 回大気環境学会年会、660、2003
- 3) 高、長宗、牧原、皆川、安藤、室内空気中総揮発性有機化合物の測定方法とその実態に関する研究、第 62 回日本公衆衛生学会、921(P17-028)、2003
- 4) 牧原、長宗、皆川、高、安藤、室内空気中の TVOC の測定対象物質に関する研究、第 62 回日本公衆衛生学会、922(P17-031)、2003

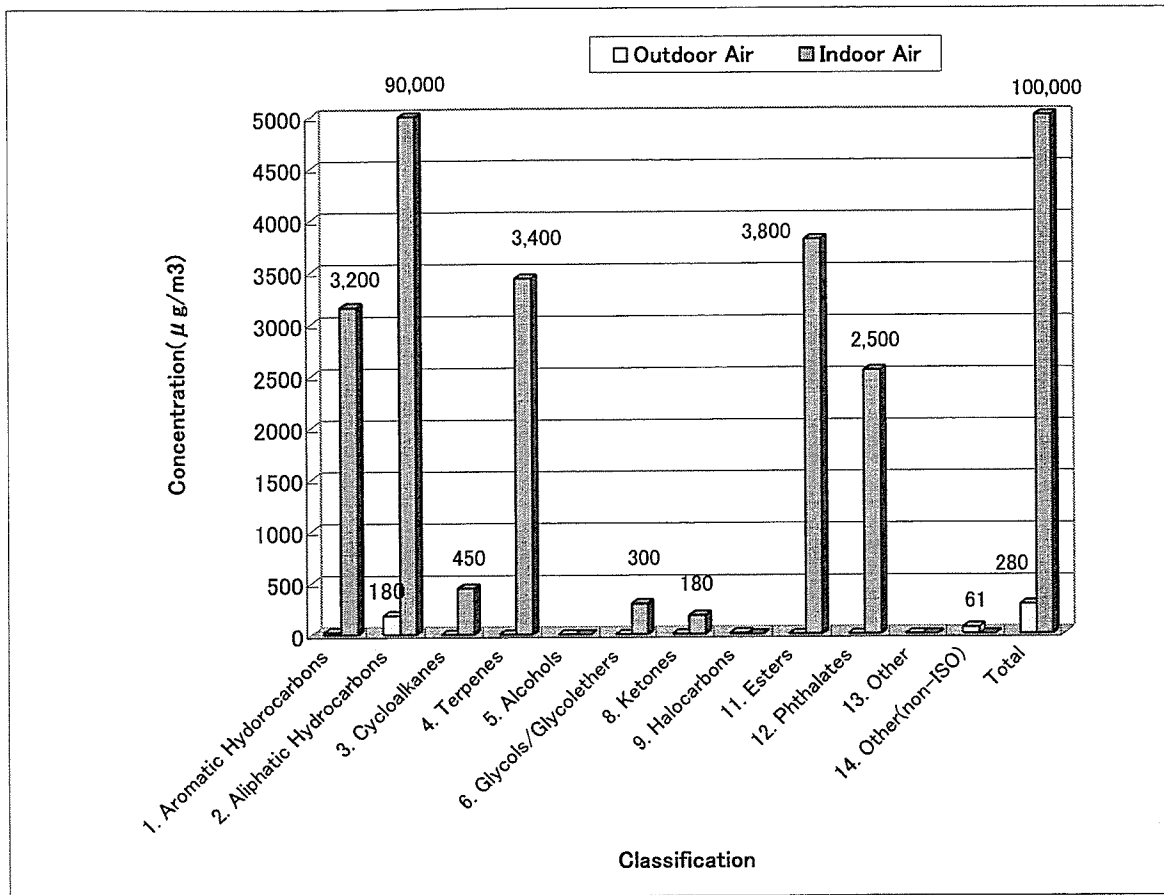


Fig. 1 Relation of VOCs Concentration in Indoor and Outdoor Air

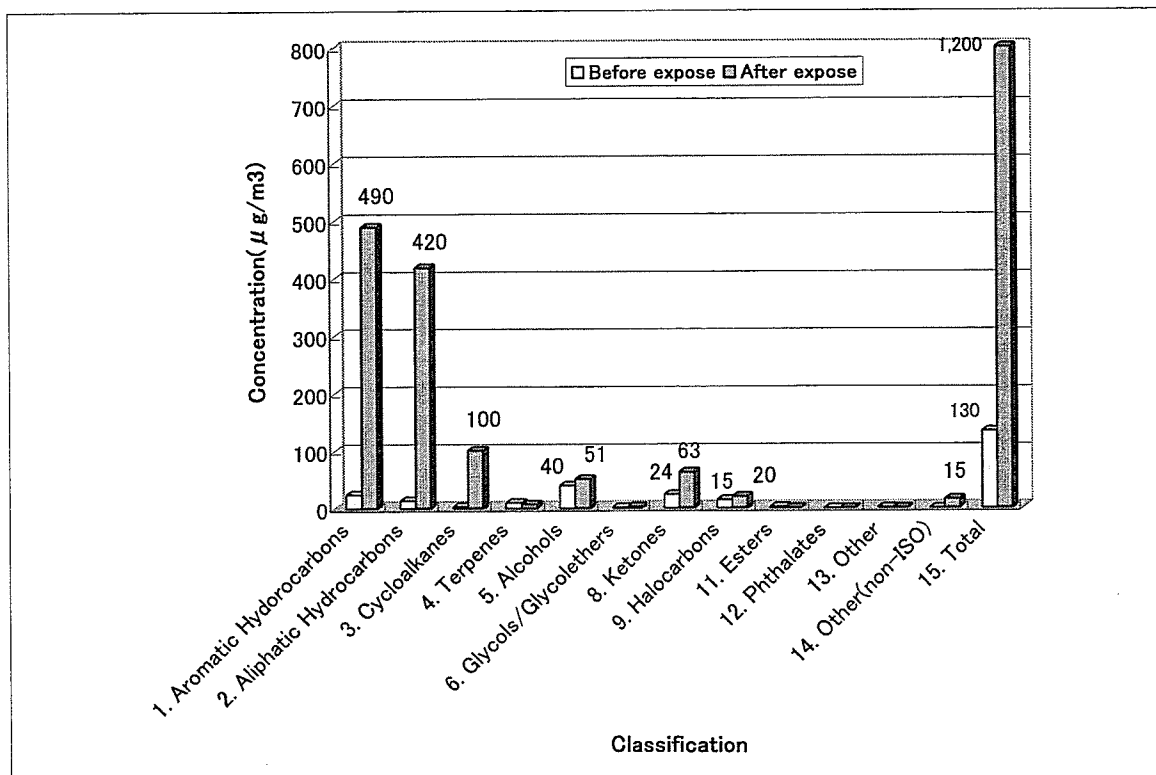


Fig. 2 Relation of VOCs Concentration in Before and After Expose Air

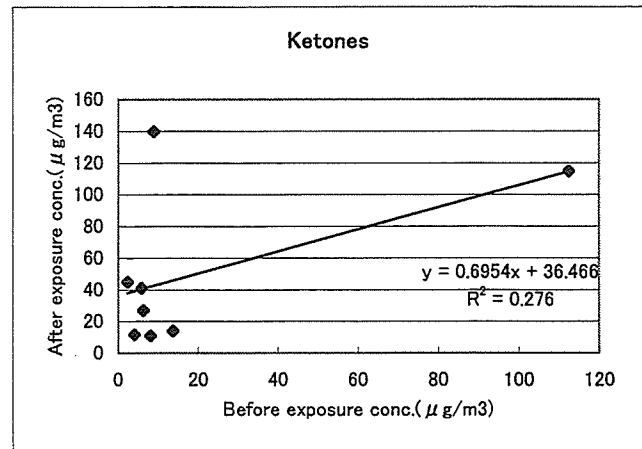
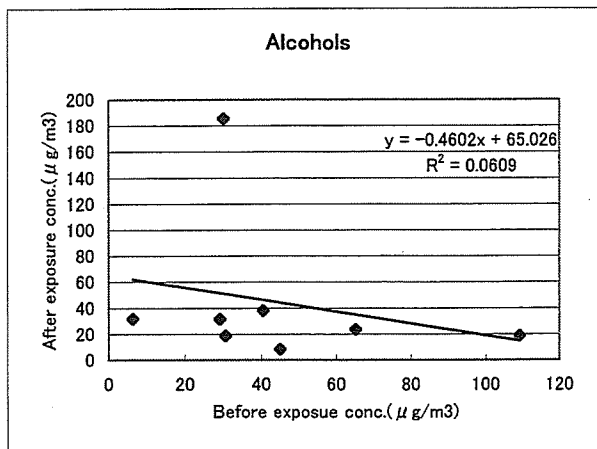
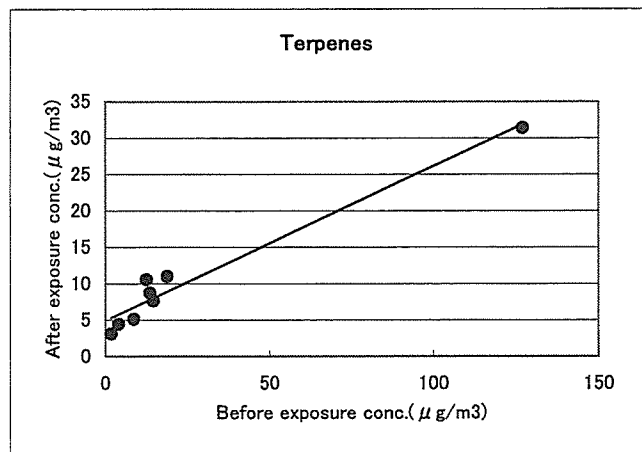
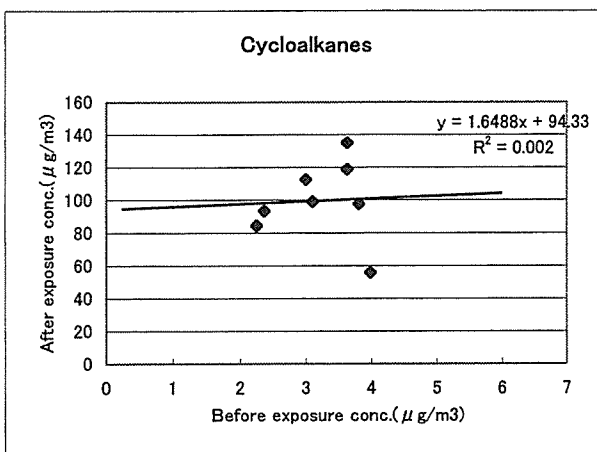
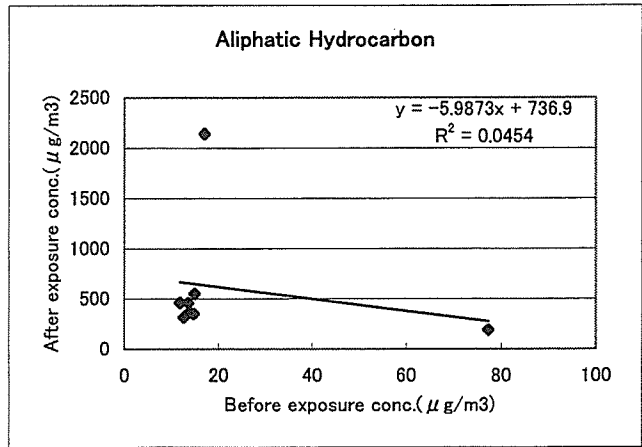
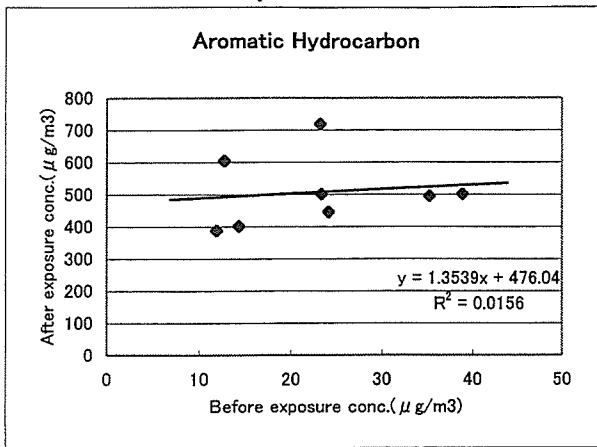


Fig.3 Relation of VOCs concentration in breathing on before and after exposure indoor air

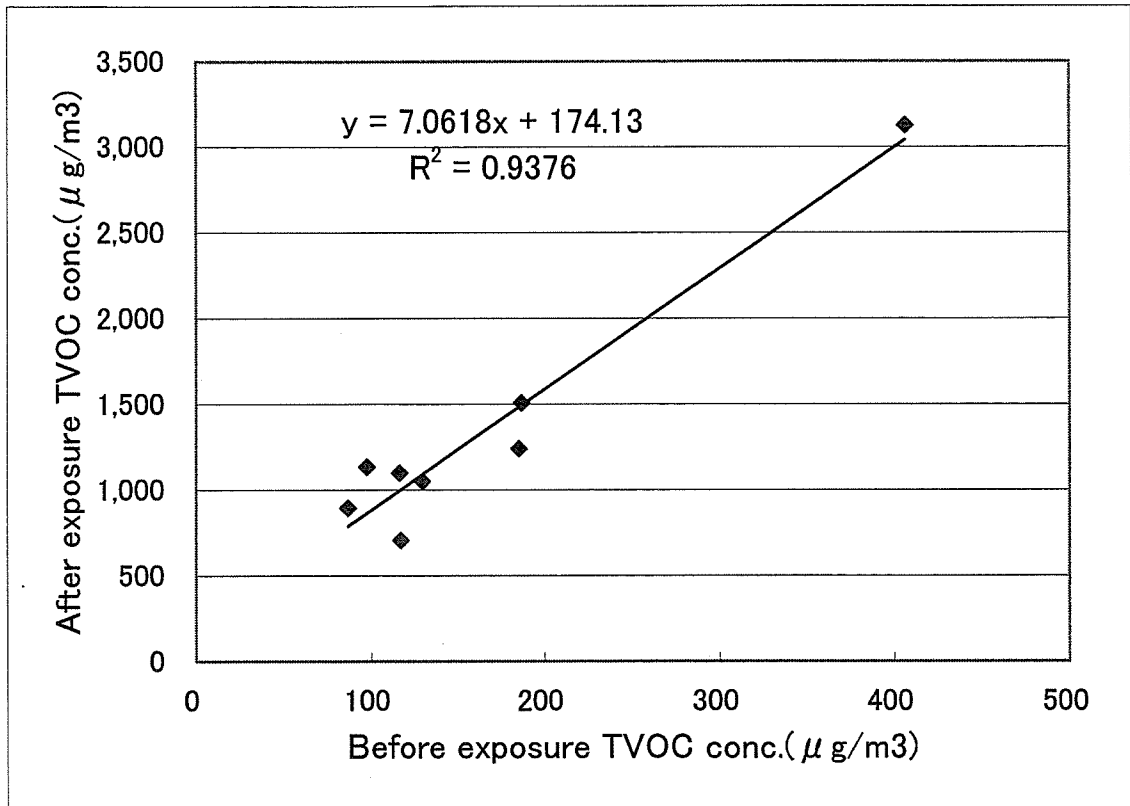


Fig.4 Relation of TVOC concentration in breathing on before and after exposure indoor air

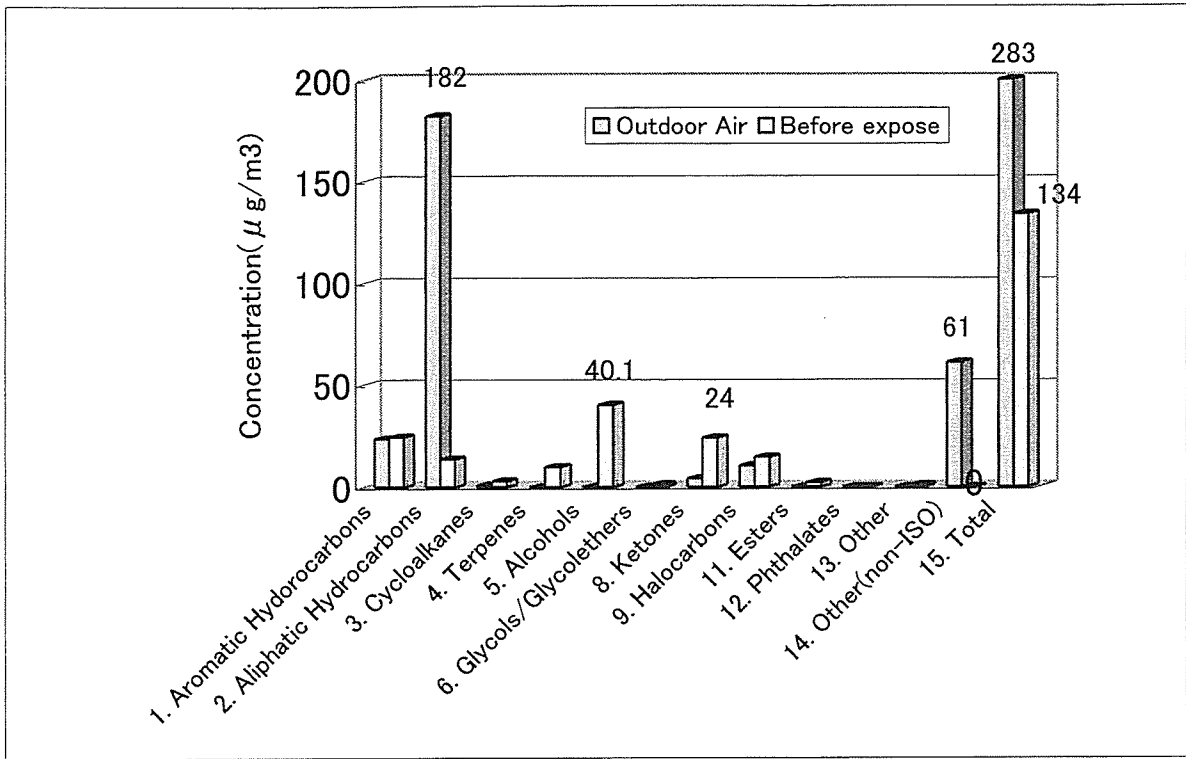


Fig.5 Relation of VOCs Concentration in Outdoor and Before Expose Air

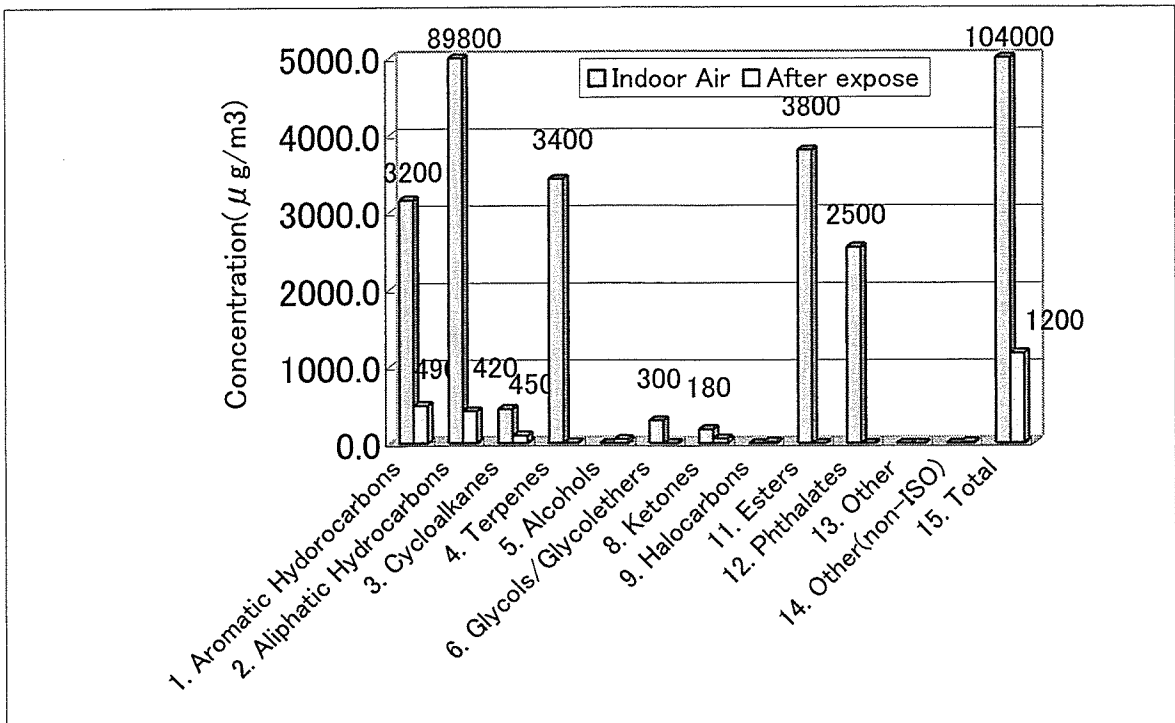


Fig.6 Relation of VOCs Concentration in Indoor and After Expose Air

VI-2. リスクアセスメントの概念と安全性評価の作業手順の提案

分担研究者 安藤 正典 武蔵野大学 薬学部 薬学研究所 環境化学研究室 教授

1. はじめに

我々の周辺環境では化学物質であふれ、これら化学物質によって国民は絶えず脅かされている。このことから、化学物質から国民の安全性を担保する手法としてリスクアセスメントを実施することが国際社会で求められている。この考え方は、家庭用品から放散される化学物質についても同様で、リスクアセスメントの考え方を導入して、消費者に対して安全性を確保する必要性が生じてきた。そこで、厚生労働省では平成9年から室内空气中化学物質の検討委員会を設置し、この中で13種の化学物質に対し指針値を設定してきた。これに続く行政施策としては、国土交通省が建築資機材に対する低減化施策を打ち出したが、室内空気中の化学物質濃度の明確な低減化はできなかった。さらに同省は究極の方策として建築基準法を改正し、室内空气中化学物質の低減化を企てた。しかしながら、室内空気中には建築資機材の他、家庭用品による放散物質の放散が大きく、その対策が必要となってきた。しかしながら家庭用品からの放散の実態と居住者に対するリスク評価がなされたことはなく、早急な実態把握の必要性が明らかとなった。ここに提案する家庭用品のリスク評価の考え方は、こうした家庭用品の科学性の乏しい状況において、家庭用品による化学物質の放散をいかに評価し、安全性を担保するか、またその施策を実施するに当たっての根拠を明らかにすることを目的としたものである。

この研究は、他の研究課題とは異なり、内外の情報をもとに家庭用品の考え方を構築したものである。厚生労働科学研究との異なる形式で記述する。

2. 家庭用品製造に関わる有用性とヒトへの安全性

家庭用品では、その製造過程あるいは使用・利用に伴う利便性などのために多くの化学物質が利用されている。しかしながら、建築物の高気密・高断熱の技術が格段に進歩したことにより、室内に放散される化学物質が拡散して低濃度化せず、長期間高濃度を維持する状況が生まれた。その結果、1980年代以降、シックハウス症候群や化学物質過敏症で代表される室内空気暴露によると考えられる疾病が引き起こされ、その患者数に減少傾向は見られていない。また、その対策についても、国土交通省を中心としていくつかの施策が打ち出されてきたが、建築資機材中の化学物質の低減化には限界があることが認識され、昨年には建築基準法を改正して新築においては24時間強制換気システムの導入が義務付けされた。その結果、建築資機材に伴う化学物質の放散に対する低減化は対策が機能してきたと見ることができた。しかしながら、室内空間には、もう一つの発生源である家庭用品があり、しかも家庭用品は使用の状況によっては化学物質の放散量が大きく異なることが考えられた。すなわち、家庭用品はその有用性あるいは利便性の観点から排除することはできないことから、利用や使用に伴う化学物質の放散状況を詳細に把握し、その環境でのヒトへの暴露を評価し、リスクを低減させるための手法を提案していくことが重要であると考えられる。このように日常的できわめて身近の利用の仕方が変化してきたにもかかわらず、使用環境で暴露する時間、頻度あるいは濃度などの暴露状況を考慮した安全性評価手法の在り方については今まで見直されてこなかった。このことから、家

庭用品に使用あるいは利用されている化学物質の毒性情報と暴露情報から、家庭用品の使用・利用に伴った新たな安全性に関する考え方の構築が必要になってきた。そのため、ヒトが居住環境で家庭用品を使用・利用した場合の化学物質の暴露予測とその暴露に対する安全性評価を行って、国民に対して安全性を担保することが求められる社会状況となってきた。

3. リスクアセスメント

最近における化学物質の暴露による健康影響を防御するには、基準値等の設定とその遵守のための施策が求められる。その基準値設定等は、リスクアセスメントの考え方に従って評価することが国際的にほぼ確立されている。我国もこの考え方に従って用量－反応評価や暴露評価によって安全性評価を行い、これを基にして多くの基準値やガイドライン値が設定されてきている。特に、環境汚染化学物質は、ヒトの生活において不必要で且つ、慢性的な健康への影響を及ぼす可能性を有することから、慢性的暴露における健康影響を指標に安全量が設定され、この考え方の下で食品へ混入する化学物質の基準や環境基準、排出基準あるいは水道

水質基準などが示されている。

3. 1. リスクアセスメントの概要

化学物質のヒトに対する安全性は、図1に示すように、リスクアセスメントの考え方に従って設定されている。その内容は、

- 1.対象化学物質（本項では家庭用品から放散される化学物質）を抽出するリスクコミュニケーション
- 2.対象化学物質の動物試験による無影響量（NOAEL）と不確実性から耐容量（TDI）を算定する用量－反応評価
- 3.ヒトが暴露する可能性を総合的に推定する暴露評価
- 4.推定した暴露量と安全量（TDI）を比較して暴露の程度、余裕（マーキング）から安全性の判定のステップでの各段階の情報の整理と推定によってリスクアセスメントを実施する。

リスクアセスメントの結果を踏まえて、安全性を担保する何らかの行政的な施策を施す必要性の有無や技術的可能性、施策の実施による波及効果等を検討するリスクマネジメントの段階に進んで基準値は設定される。

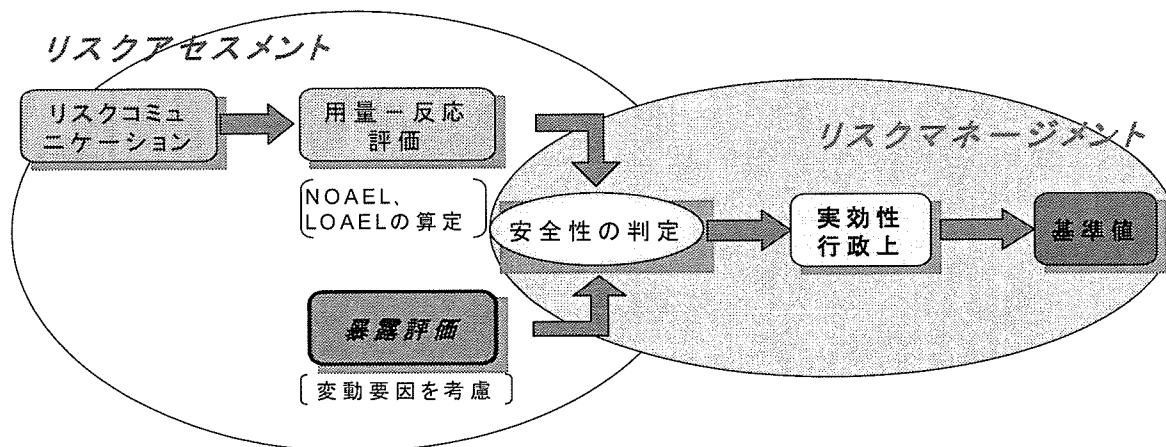


図1 リスクアセスメントの概念

3. 2. リスクアセスメントの手法

家庭用品中放散性化学物質のリスクアセスメントは、今までの情報を下に、問題とされる化学物質の中から種々の媒体によって暴露される可能性のある化学物質を抽出するリスクコミュ

ニケーションから始まるが、この段階は家庭用品から放散あるいは接触等による付着される化学物質に限定されると考えられる。対象化学物質に対しては用量－反応および暴露評価試験が実施される。これらの評価を基に安全性の判定

がなされるが、最近では安全性を数値化する評価あるいは安全性の検証・Margin of Exposure の考え方も取り入れられている。その概要は以下手順で実施される。

3. 2. 1. 用量－反応評価

用量－反応評価は、動物や人における用量－

反応の関係を示した毒性試験データの収集の段階、それらデータを基に NOAEL や LOAEL などの閾値の設定の段階、さらに種差、個体差と薬物動態学や吸収・分布・排泄などの情報を加味して不確実係数(UF) 算定の段階、閾値を不確実係数で除して TDI を求める段階に分かれる。

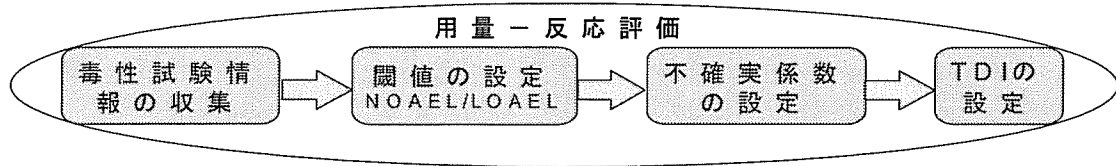


図2 用量－反応評価の概念

(1) 毒性試験情報の収集

対象化学物質に対して、(1)一般毒性試験、(2)局所刺激性試験、(3)生殖発生毒性試験、(4)変異原性試験、(5)遺伝毒性試験、(6)がん原性試験、(7)アレルギー性試験、(8)遅延性神経毒性試験、(9)魚毒性試験、(10)その他等のうち、閾値の設定のための用量－反応関係が認められた情報を収集する。

(2) 閾値の設定

上記(1)～(10)の毒性試験の用量－反応関係データから NOAEL あるいは LOAEL を算出する。

(3) 不確実係数の設定

毒性試験データの情報の質や薬物動態学的評価、吸収、分布、排泄試験と動物とヒトとの種差および個体差から不確実係数を設

定する。

(4) TDI 値の設定

最終段階として閾値設定から求める NOAEL、LOAEL を不確実係数で割って TDI を算出する。

3. 2. 2. 暴露評価

暴露評価は、家庭用品の用途や設置などによってその利用・使用の仕方は異なる。したがって、これら家庭用品からの放散の特性と用途を吟味し、それに従った類別化の段階、暴露評価試験の段階、暴露変動要因の評価の段階、経路別暴露量の算定の段階、さらに暴露の変動要因を考慮した総合暴露量の算出段階の手順を実施する。

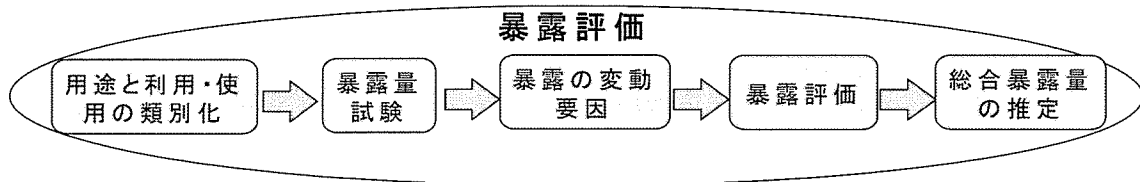


図3 暴露評価の概念

(1) 利用・使用の類別化

暴露量試験を実施するに当たり、用途や利用・使用を類別化してサンプリング方法を設

定する。

(2) 暴露の要因

家庭用品による暴露は放散性化学物質に

よる経気道暴露の他、家庭用品との接触や付着などによるヒトへの経皮あるいは経口暴露を考慮しなければならない。したがって家庭用品中放散性接触付着性化学物質の物理化学的性質、用法、室内空間、暴露頻度・期間、挙動等の要因と対象者による暴露経路と暴露量の変動を把握して重み付けする。

(3) 暴露評価試験

利用・使用の状況にあわせて暴露評価試験を実施する。その他、利用・使用の条件によっては、室内空気ばかりでなく、床面、壁面での存在量を試験して求める。

(4) 経路別暴露予測

暴露評価試験で得た室内濃度、揮発性の沈降による床面、壁面等の濃度、残留量データ・接触・付着の程度による経皮的あるいは経口的暴露量とヒトの行動パターンによる暴露変動要因から経気道、経皮及び経口暴露量を算出する。

(5) 総合暴露量の推定

最終段階として健常者と弱者としての子供や老人におけるそれぞれの家庭用品の係わり合いを係数化して分けて変動要因を重み付けによる総合暴露量を推定する。

3. 2. 3. 安全性の判定

用量－反応評価から求めた TDI と総合・個別家庭用品由来化学物質の暴露量の推定値を比較して、TDI に対する暴露量の程度からそれぞれの家庭用品に由来する化学物質暴露の占有率を推定し、安全性を評価する。一方、用量－反応評価における不確実性を排除した本来の生物影響指標としての NOAEL を基に上記総合・個別家庭用品由来化学物質の暴露量の推定値がどのくらいの程度であるかを Margin of Exposure を求め、安全性を検証してリスクアセスメントが完了する。

これら占有率と Margin of Exposure の値を基に行政的施策を推進するリスクマネジメントの段階に進む。