平成15年農林水産省補助事業
住宅使用地域材性能把握事業

住宅使用地域材性能把握事業
委　員　会　参　考　資　料

欧州協同行動
室内空気質と人へのインパクト
環境と生活の質
報告No.18

建築製品からのＶＯＣ放散評価
無　垢　床　材　（邦訳）

EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION
INDOOR AIR QUALITY & ITS IMPACT ON MAN
Enviroment and Quality of Life
Report No. 18

Evaluation of VOC Emissions from Building Products

Solid Flooring Materials(EUR 17334EN 1997)

平成１６年３月

(財)日本住宅・木材技術センター

欧州協同行動（EUROPEAN COLLABORATIVE ACTION）

室内空気質と人へのインパクト

環境と生活の質

報告 No.18

建築製品からのVOC放散評価

無垢床材

（ECA Report №18　無垢床材について、
委員会参考資料とするために、邦訳した。）

ABSTRACT

ECA-IAQ　1997　建材、無垢床材料からのVOC放散に関する評価、レポート№18、EUR17334、EN.
ルクセンブルク：ヨーロピアン・コミュニティーの公的発行物のためのオフィス

この報告では、人体の健康及び快適性へ及ぼす影響に関する建材からの揮発性有機化合物（VOCs）放散についての一般的な評価手順の根本的な方針を概略的に述べている。既知の情報を用いて、無垢床材から放散されるVOCsに関する評価手順のような単純化されたケースにこれらの方針は適用されてきた。この手順はこれらの材料の分類及びラベリング作業のためのものであり、自発的で統制的な目的に寄与している。またこの手順は次の目的を含む。

(1) 適切な試験片の選別と取り扱い
(2) 小さな試験用測定チャンバーを用いた、各々のVOCsそしてTVOCを放散速度の決定
(3) 室内関連VOC濃度のモデル化
(4) 毒物学的評価
(5) 知覚刺激、匂い又は認識された放散物質の空気質

この手順の中で、異なった要素をどう結びつけるかといった全体的な計画と、建材のラベリングのために得られた情報をどう使うかといった規則について確立されている。

目　　次

要約 ····· 1

第１章　はじめに ····· 2
1.1　背景 ····· 2
1.2　目的 ····· 3
1.3　建材の評価手順 ····· 3
1.4　提案手順に関する制限 ····· 4
1.5　参考文献 ····· 4

第２章　化学物質の放散量測定 ····· 6
2.1　床建材からの VOC 放散の化学的な特性把握のための手順 ····· 6
2.1.1　チャンバーの構造と取り扱い ····· 6
2.1.2　環境パラメータの選択 ····· 7
2.1.3　試験片の収集・取り扱い・準備 ····· 8
2.1.4　チャンバー内空気のサンプリング ····· 9
2.1.5　チャンバー動作制御 ····· 10
2.1.6　試験手順の詳細に関する報告 ····· 10
2.1.7　データ報告・算定 ····· 11
2.2　他材料への応用 ····· 13
2.2.1　液状、糊状製品や合成製品の放散測定 ····· 13
2.2.2　他対象のための放散測定 ····· 14
2.3　材料や製品についての補足情報 ····· 14
2.4　床材からの放散で検知される VOC の等級より頻繁に検知される化合物 ····· 14
2.5　参考文献 ····· 15

第３章　曝露評価 ····· 16
3.1　材料放散と室内 VOC 曝露への他要素のためのシナリオ ····· 16
3.2　VOC 放散シナリオの単純化 ····· 16
3.2.1　合成床システム対単一の材料床カバー ····· 16
3.2.2　放散源の割り当てに関する問題 ····· 17
3.2.3　曝露評価における吸着／脱着過程と化学的な反応の影響 ····· 19
3.2.4　曝露評価における温湿度の影響 ····· 19
3.2.5　曝露評価における空気混合の影響 ····· 19
3.2.6　住居の濃度による多様なミクロ環境における VOCi への曝露の近似 ····· 20
3.2.7　結論 ····· 21
3.3　平衡濃度の算出のための単純化されたモデル ····· 22

3.4　単純化された曝露シナリオの定義 ····· 22
3.5　参考文献 ····· 23

第 4 章　VOC 放散の健康に対する影響の評価 ····· 25
4.1　背景 ····· 25
4.2　個々の VOCs の毒性情報源 ····· 25
4.3　室内濃度における VOCs の相互関連 ····· 25
4.4　床材から放散される個々の VOCs 毒性評価 ····· 26
4.5　参考文献 ····· 33

第 5 章　床材からの放散の知覚評価 ····· 35
5.1　背景 ····· 35
5.2　室内空気への放散を考慮した、
床材のラベリングのための知覚評価の簡易手順 ····· 35
5.2.1　知覚過敏の試験 ····· 35
5.2.2　においもしくは知覚空気質試験 ····· 36
5.2.3　知覚放散試験のための一般要求 ····· 37
5.3　参考文献 ····· 37

第 6 章　床材からの VOC 放散の健康との関係と
快適影響についての評価と分類 ····· 38
6.1　準備手順 ····· 38
6.1.1　放散評価のためのシナリオか単位面積当たりの換気量の決定 ····· 38
6.1.2　建材片のサイズと供給 ····· 40
6.2　試験 24±1 時間後の測定法と評価 ····· 40
6.3　試験 72±3 時間（3d）後の測定法と評価 ····· 41
6.3.1　TVOC 濃度測定法 ····· 41
6.3.2　知覚過敏の測定法 ····· 41
6.4　試験 28±1 日後の測定法と評価 ····· 41
6.4.1　TVOC 濃度測定法 ····· 41
6.4.2　発癌性物質測定法 ····· 41
6.4.3　におい、知覚空気質の試験 ····· 42
6.4.4　個別 VOCs 濃度の測定法 ····· 42
6.5　評価手順の使用と信頼性 ····· 42

APPENDIX ····· 44

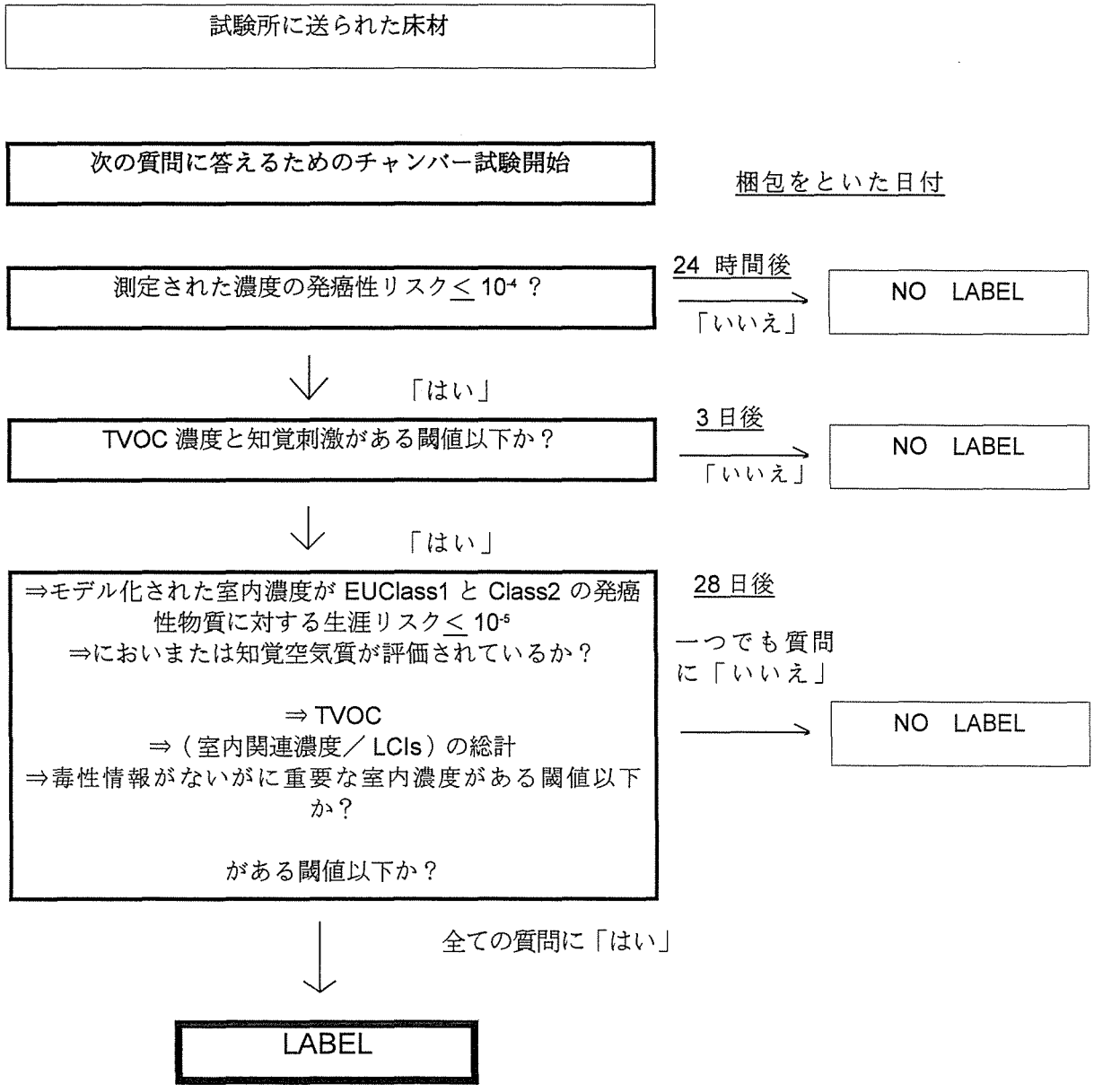
APPENDIX1 ····· 45
APPENDIX2 ····· 52
APPENDIX3 ····· 58
APPENDIX4 ····· 59
APPENDIX5 ····· 60
APPENDIX6 ····· 63
APPENDIX7 ····· 71
APPENDIX8 ····· 74
APPENDIX9 ····· 75
APPENDIX10 ····· 77
APPENDIX11 ····· 80
APPENDIX12 ····· 81

要約

多くの建材が健康や快適性に影響を及ぼす可能性のある揮発性有機化合物（VOCs）を放散している。従って建材はVOC放散に関して評価する必要がある。この必要性とヨーロッパ各国で採用されている様々な建材評価方法への取組みを考慮しながら、ヨーロッパ協同研究委員会（the Steering Committee of the European Collaborative Action "Indoor Air Quality &Its Impact on Man（ECA-IAQ)）はヨーロッパ各国の協力と努力を得て、この問題に取り組むことを決定した。結果としてこの報告は健康や快適性へ及ぼす影響に関して、建材からのVOC放散の評価のための原則を概略的に述べたものである。これらの原則と、既知の情報を用いて床材からの放散というある特別なケースのための評価の手順はできている。この手順は次から構成されている。

・小型チャンバーを用いて個々のVOCsとTVOCの放散速度を特定する。
・放散速度と既知のシナリオを用いて、室内VOC濃度及びTVOC濃度をモデル化する
・室内濃度の毒性評価：現在ある空気質ガイドライン（AQGs)、無作用量（NOELs）やその他の情報が、室内VOC濃度と比較して"lowest concentrations of interest"（LCIs）が定義される。
・放散の知覚的な評価方法：評価パネルが第一に知覚刺激を評価し、続いてにおいあるいは知覚空気質について評価する。

上述されているような様々な試験の手順と健康と快適性にVOC放散が及ぼす影響に関して建材のラベリングのために入手された情報をいかに利用するかという方法を決めるスキームが作成されている。



床材からのVOC放散のための評価／ラベリング手順のスキーム

第１章　はじめに

1.1　背景

健康と室内空気質

近年、居住者の健康と快適性の問題が、一日のうちで多くの時間を過ごす住宅や建物と関連しているという多数の問題が報告されている。これらの問題のケースは通常、シック・ビルディング症候群（SBS）、あるいはビル関連病（BRI）という２つの異なった症状を呈している。SBS に関連したさらに多くの情報を得るためには、このシリーズの前の報告を参照されたい（ECA-IAQ, 1989）。研究によって、これらの問題が引き起こされるのに建材が重要な要因を担っていることが示されている（Gustafsson,1992）。BRI に関しては通常、病気の原因や建物に直接起因している問題の状況を発見することが可能であり、多くの場合、その影響を引き起こしている物質を発見することさえ可能である。SBS の場合、原因と健康や不快性に関係した問題との間に直接的な関係を発見するのは難しい。しかしながら十分な調査に基づいて、建材から発生する空気汚染物質が確認された問題に寄与している理由の少なくともひとつがわかるのは特別なことではない。このように室内空気汚染と建材のような汚染化学物質放散源は BRI と SBS どちらの原因でもあり得ると考えなければならない。

室内空気汚染物質の放散源の制御（EEC,1989）

建材の性質を規制した法令が the Council directive 89/106/EEC により定められた。この内容を概略した報告書では、どの必要条件がどの建築製品にあてはまるのかということや、どの建材の仕様が衛生、健康そして環境という観点から重要であるかということについて規定している(CEC, 1993)。その報告書の中で言及されている１つの必要とされる条件が「居住者と建物使用者のための健康な室内環境」である。この目標を達成するための方法のひとつとして、放散源をうまく制御し、空気中に汚染物質を放散するのを削減あるいは減少させることが挙げられている。

しかしこの報告書によると、実際の放散源を制御するのに不可欠な条件とは、汚染物質と放散を測定するための技術的な仕様を標準化することであるとしている。この標準化された技術的仕様書はまだ発行されていないが、ヨーロッパ標準化委員会(CEN)の技術委員会 264（空気汚染制御）ではこの準備のためにワーキンググループ（WG7）を結成している。

原理的には、「衛生、健康、環境」を守るという非常に重要な条件を満たすためには、ある材料を規制、あるいは禁止することさえ含むかもしれない。代替材料やもっと効率的な方法をあげるとすれば、無影響、少なくとも健康や快適性にほとんど影響を与えない建築製品の促進を進めるということになる。この目的を達成するために、ラベリングシステムが「健康な」建築製品であることを証明するために用いられることだろう。

放散の制御

10 年程前まで、建築製品は健康や快適性の問題の原因として疑われることはほとんどなかった。結果としてそれらは他の点で仕様が決められたり、認証されたが、健康や快適性に対する影響という点では認識されていなかった。しかしより最近の実験では、建材から放散される VOCs による空気汚染は建物居住者の健康や快適性の問題に関わるのではないかということが示されている。一般に、汚染物質を放散しない、あるいは汚染物質が低放散な材料を選びたいと思っている消費者のために役に立つ情報というのは今のところほとんどない。標準化された測定法がないのは別として、このような情報が欠けている理由としては健康や快適性への影響という点で、放散を評価するための標準化された手順が欠如しているということもあげられる。

ここ数年間で建材からの VOCs の放散を測定する技術が発達した（ECA IAQ,1991;Gustafsson and Jonsson, 1991; Wolkoff et al.,1993a; Gunnarsen et al., 1994）。研究の目的として用いられるのは別として（Clausen et al, 1995）、これらの技術はまた、製品の発達や製造における改良のために有益であることが証明された。

しかし、測定技術の精度と居住者の健康と快適性に対して与える影響を評価するために必要とされるデータが不足している。これにはより多くの研究が必要とされる一方で、精度に関しては、評価の目的による。実際のところ建材からの VOC 放散の評価は様々な目的のために必要とされている。たとえば健康と快適性のために必要とされる条件を満たした建材の自発的なラベリングのためであったり、いくつかの詳細な特性から建材の分類や等級付けを行ったりといったことである。代わりに、それは人体の曝露や、ある室内の状況による影響を評価するために用いられることや、仕様を満たしているかどうかの規制のために使用されることがあるかもしれない。自発的性質が薄れ、法的に取り扱われてくると、測定法の精度やデータの使用は次第に厳しく問われるようになるであろう。

低放散建材の開発を推進するためのいくつかの試みが行われている。欧州カーペット製造工場(Gut –Association of Environmentally Friendly Carpets)のグループがVOC放散に関してカーペットを分類するシステムを紹介した(Schröder)。その他に2つのシステムがデンマークとスウェーデンでそれぞれ紹介されている。

もっとも精密なシステムとして、「デンマーク室内気候分類システム」(DICL; Wolkoff et al., 1993b; Wolkoff and Nielsen, 1996) がデンマークで開発された。

DICLは放散されたVOCの濃度が室内において適切なレベル以下に減衰するまでの時間に基づいている。これらのレベルは、毒性情報(居住者の曝露限度)と公開されているにおいの閾値で決められている。通常、においの閾値がラベリングの決定要素となる。このラベリングシステムは、信頼できる文献による標準化されているにおいの閾値のみを用いている。利用できるにおいであることが、閾値が非常に不確実で(文献の値は3桁以上異なるかもしれない) DICLの批判の第一の標的となっている。何ヶ月にも亘った試験期間が要求されることもある(Wolkoff and Nielsen, 1995)。現在ではDICLは、知覚空気質のパネルテストを含んでいない(Wolkoff and Nielsen, 1996)。

スウェーデンでは、「床材からの化学物質放散測定」に関する基準が1993年にスウェーデン国立床材取引協会とスウェーデン国立試験所によって開発された。スウェーデンの方法は定められた状況のもとで得た放散速度のデータを示しているが、現在ではそれには毒性学的な評価は含まれていない。さらに最近、フィンランドでは、自発的な分類システムが政府の支援により導入されている。それは本質的にはデンマークのシステムとは異なっているが、しかしこのレポートの中で示しているガイドラインに従っている(FiSIAQ et al., 1995)。

建材の分類のために明らかに必要であるものと、ヨーロッパの多くの国々で行われている様々な方法を考慮して、ECA-IAQ推進委員会(the ECA - IAQ Steering Committee)は例えば建築製品がラベリングできるように、建材の自発的あるいは規制を行う目的のために使用できるように建材からの放散の基準をヨーロッパの共同の努力で基準化する前段階として作ることとした。それは製造者はそれぞれの国によって異なった標準に合わせなくてはならないという問題をもつということを認識しておかなければならない。経験と必要性がそれぞれの国によって僅かに異なる一方で、建材評価のために必要となる原則には広く共通認識が必要であるからである。評価のために用いられる基準が幅広く受け入れられていることが、製造者が評価基準を満足させる製品を供給しようとする動機づけとなる。

1.2 目的

一般的に適用できる、正確な、全ての用途の全種類の建材についての評価方法はすぐに確立することができない。その方法を進展させるためには時を要するであろう。その間に多くの新しい材料と古い材料までもが健康や快適性に対する影響に関して何の評価もされずに、建築に使用されていく。この状況においては、完全な理解よりも先に、使用可能な知識だけで評価方法に組み立ててしまうことが望ましいと委員会は確信している。未完成だが、それはある場合には適用が許される評価となる。必要な情報が得られたときに、その方法はより一般的に適用できる評価体系へと進展させられるべきであろう。

結果として、このレポートは健康と快適性に影響を及ぼす可能性がある建材からのVOC放散の一般的な評価方法の原理についての概要を述べ、既知の知識を用いてこの原則を単純化されたケースへと当てはめている(このケースについては後で述べる)。

評価方法はVOC放散という観点から、床材を比較、分類、ラベリングを行うことを意図している。その方法は第一に自発的な使用を意図している。それは消費者に化学物質の放散に関する限り健康と知覚的な快適性を害することのない床材についての情報を知らせることにつながる。この情報はここで述べられている評価方法をうまくパスした製品に与えられるラベルによって知らされる。

この報告はまた評価方法の根拠を強くするために必要とされる情報があるいくつかの分野を指摘している。現在、これらの分野では科学的に完璧な解を与えるデータを待つよりも、合理的な近似的解、あるいはこれらの分野のための評価過程の近道について一致を見る方が望ましいと思われる。

1.3 建材の評価手順

健康や快適性に影響を与えることに関して、建材からのVOC放散の評価は5つの主な段階にわけられる。

(1) VOC 放散の化学的な分析のための安価な方法が個々の VOC や TVOC 放散速度のために確立されねばならない。堅い材料からの化学的な放散のための小型チャンバー試験測定はいくつかの目的には許容しうる結果を示しているが、糊状や液体の材料からの放散測定はいまだに大きな受け入れがたい差異を示している。
(2) 評価過程の次の段階は評価目的のために適切な曝露シナリオの定義が必要となる。人々が多くの時間を過ごす室内空間のために、曝露に関する全ての環境的なパラメータ、たとえば居室の広さや容積、種類、そして材料量とあるいはその場所における活動、換気や温度などに対して標準値が必要である。選択された状況にもとづいて、(1) で決定された放散速度、そして生活あるいは活動パターンに基づいて、モデルの居住者の化学物質に対する曝露を評価するために用いられる。比較的複雑な状況のための曝露モデルが提案されたが、非常に単純な状況のためのモデルのみが確認採用された (第 3 章参照)。
(3) 第 3 としては、(2) で評価された化学物質曝露は健康影響があるかどうか、評価されなければならない。この目的のために、適切な毒性学的なデータが収集されなければならない。個々の化学物質、その混合物の影響及び、その推定方法に関しては、限定されたデータしかない。この状況は近似及び安全率を加味しなければならない。現在、床材からの化学物質放散のデータがあるため、提案された毒性学的な評価テストができる可能性がある。そのため、ここで提案している評価方法は床材だけに有効である。しかし、わずかな修正で他の面材料に適用することが可能であろう。
(4) VOC は (1) で利用している現在の化学物質測定技術を用いても検出できないような濃度であっても、人間の知覚に影響を及ぼす。既知の知識を用いても、多くの VOC とそれ以上に混合物の知覚的な影響は濃度測定からは予測することができない。このような影響が室内 VOC 汚染に対する人間の反応の中で重要なことが知られている (Mølhave, 1991)。評価パネルによるテストは知覚空気質を評価するために必要となる。化学的な特徴の方法は広く適用され、一般的に受け入れられており (完全には認められていないが)、有効であるのに対して、建材からの放散の知覚的評価はいまだに議論の的であり、今のところ、一般的に受け入れられている方法はない。特に、知覚的放散測定の実環境における知覚空気質のモデル化は、解決されていない問題である。有効な情報が異なるため、知覚的な評価は 1 章分としてしか取り扱われていないことによってもわかる。化学的評価は放散量測定やモデル化、評価と関連して多くの章で取り扱われている。
(5) 最後に人体の健康と快適性に VOC 放散が影響を及ぼす建材に関して分類するために 1.4 で得られた情報の活用方法についての法則やスキームを作らなければならない。

1.4 提案手順に関する制限

前述したように必要な知識と実際にギャップがあること、そして VOC の室内放散源を制御する緊急の必要性の両方を考慮に入れて、the Steering Committee of the ECA-IAQ によって設立されたワーキンググループが上述した 5 つのにステップに従って VOC 放散の評価のための方法を提案している。提案した評価方法に関しては以下の制限事項がある。

・今回は床材についてのみ触れる
・これらの建材の分類またはラベリングの目的のためのみに用いられる
・単純な曝露シナリオに基いている
・健康への影響を推定するための仮定を単純化する

提案された方法の (1)、(2)、(3)、(4) は 3 つのサブ・グループによって立案されている。一方で幹事グループがサブ・グループをガイドするとともに、手順(5)を決定する。The Steering Committee of the ECA-IAQ は何度もそれぞれの仕事について精査するとともに、手順 (3) と (4) を仕上げるという 2 つのタスクを担っている。

1.5 参考文献

CEC (Commission of the European Communities), 1993. Council Directive 89/106/EEC on construction products: Essential requirement n° 3 "Hygiene, Health and Environment'. Interpretative Doument. Brussels: Directorate-General for Internal Market and Industrial Affairs.

Clausen, G., Pejtersen, J., Saarela, K., Tirkkonen, T., Tähtinen, M., and Dickson D. (eds), 1995. European data base on indoor pollution sources in buildings: Protocol for testing of building materials. Version 1.0, November 28, 1995.

Devos, M., Patte, F., Ronault, J., Laffort, P., and Van Gemert, L.J., 1990. Standardized human olfactory thresholds. New York: IRL Press at Oxford University Press. ISBN 0-19-963146-8.

ECA-IAQ (European Concerted Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man"), 1989. Sick building syndrome □ a practical guide. □ Report No.4, EUR 12294 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

ECA-IAQ, European Concerted Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man", 1991. Guideline for the characterisation of volatile organic compounds emitted from indoor materials and products using small test chambers. Report Nr. 8 (EUR 13593 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

EEC (European Economic Community), 1989. Council Directive 89/106/EEC of 21 December 1988 on the approximation of laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to construction products. O.J. No L 40, 11.02.89, pp.12-25.

FiSIAQ (Finnish Society for Indoor Air Quality and Climate), Finnish Association of Construction Clients RAKLI, Finnish Association of Architects SAFA, Finnish Association of Consulting Firms SKOL, 1995. Classification of indoor climate, construction, and finishing materials. FiSIAQ Publication 5E. Espoo, Finland.

Gunnarsen, L., Nielsen, P.A., Wolkoff, P., 1994. Design and characterisation of the CLIMPAQ chamber for laboratory investigations of materials, pollution and air quality. Indoor Air, 4, 56-62.

Gustafsson, H. and Jonsson, B., 1991. Review of small-scale devices for measuring chemical emission from materials, Report 1991:25, Swedish National Testing and Research Institute.

Gustafsson, H., 1992. Building materials identified as major emission sources for indoor air pollutions-a critical review of case studies. Document D10: 1992, ISBN 91-540-5471-0. Stockholm, Sweden: Swedish Council for Building Research.

Mølhave, L., 1991. Volatile organic compounds, indoor air quality and health. Indoor Air 4: 357-376.

Schröder, E., 1993. GuT-Association for Environmentally Friendly Carpets-A practical example for safeguarding ecological and consumer interests. In: B. Seifert (editor) 'Methods of risk assessment for the indoor environment', Report on a joint NATO/CCMS and ECA-ICQ workshop. Berlin: Institute for Water, Soil and Air Hygiene, pp. 115-118.

Wolkoff, P., Clausen, P.A., Nielsen, P.A. and Gunnarsen, L., 1993a. Documentation of field and laboratory emission cell "FLEC"-Identification of emission processes from carpet, linoleum, paint, and sealant by modelling ". Indoor Air 3, 291-297.

Wolkoff, P. and Nielsen, P.A., 1993b. "Indoor Climate Labelling of Building Materials, Chemical emission testing, modelling and indoor relevant odour thresholds". National Institute of Occupational Health, Copenhagen, Denmark, ISBN: 87-7534-443-2.

Wolkoff, P. and Nielsen, P.A., 1995. Indoor climate labelling of building materials. The experimental approach for a prototype. In: Methods for Characterising Indoor Sources and Sinks, ASTM STP 1287 (B.A. Tichenor, ed.). Philadelphia, U.S.A.: American Society for Testing and Materials.

Wolkoff, P. and Nielsen, P.A., 1996. A new approach for indoor climate labeling of building materials □ emission testing, modeling and comfort evaluation. Atmospheric Environment 30B (15), 2679-2689.

第2章　化学物質の放散量測定

建材から放散されるVOCの特性把握は、放散している物質が他の既知のあるいはVOC放散源として可能性のあるものから隔離されているということが要求される。化学的な特性把握のために必要な隔離は環境チャンバーの中で可能になる。環境的な条件、例えば温度、湿度、供給空気質、供給空気の流量、風速/乱流などが制御できる容器である。放散材料がチャンバー内に設置される、チャンバー内の空気は放散されているVOCを定性、定量するために分析される。定量分析から得られた結果は、測定された濃度から放散速度を算出するモデルの入力値として用いられる。

チャンバーという言葉は大きければ数桁異なる50m³にもなる容積の容器を示し、その幅は広い。しかし、実験で使用されるチャンバーは、小型チャンバーを用いて行われ、おおよそ2m³を超えないチャンバーを指す。

次の2.1ではCEN/TC264/WG7.で現在基準化作業を行っている床材から放散するVOCの化学的な特性把握のための手順を提案している。2.2ではより一般的に適用できる放散測定のために考慮にいれる必要がある他の要素について概略を述べている。2.3ではVOC放散のための有益であると思われるいくつかの追加情報を述べている。2.4と付録5では異なった化学的な等級と床材からの放散においてよく見られる化学物質についての情報を示している。放散速度測定の例は付録6にある。参考文献は2.5に述べる。

2.1　床建材からのVOC放散の化学的な特性把握のための手順

小型チャンバーで放散測定を行う場合のいくつかのガイドラインと方法が公表されている。これらは付録1で精査する。それらが参照しているその目的などの点で異なっている。その測定が、試験手順のすべての（サンプリング、梱包、輸送、試験片の調整、チャンバーのデザインとその構造、試験片のチャンバー内の配置と実験パラメータの制御、チャンバー内空気のサンプリングと分析、データレポートと品質保証/品質管理）などの全ての項目を考慮に入れるかそれともその一部だけについて触れているのかということについてである。それらは詳述する。

すでに発行されたガイドラインや方法はどれも適切に認証されていない。Tichenor, ASTM, ECA-IAQinter-laboratory comparison experiments（ECA-IAQ）によって準備されたガイドラインのみが研究所間の試験によってテストされている。これらの実験結果よりガイダンスが、放散された全ての化学物質の放散測定の正確さと再現性に関して満足できる程度を保証するものではないことがわかる。実験によって放散試験においていくつかの弱点が露呈した一方、そのような限界を克服する方法についての認証が欠けていることがわかった。

次に、Tichenor, the Carpet Policy Dialogue Groupの研究とECA-IAQのガイドラインに大きく基づいた手順についてである。これは室内材料や製品から放散されるVOCの特性把握のためのものである。付け加えれば、前に述べた研究所間の比較実験で得られた経験を含めようとしている。「ガイドライン」と「方法」という言葉は、次にあげられるようないくつかの理由で避けた。

(1) ガイドラインが要求しているより詳細で正確であること

(2)「方法」という単語を用いることで、未だ欠けている認証の度合いを示すこととなる。すなわち不確かさがあるのでいつも十分正しい推奨が得られるわけではない。

手順は放散測定の結果に影響するパラメータを選択する際の推奨値を含んでいる。適当とみなされるところと推奨値と同じところ、それらが基づく根拠、そして不確実性と単純化についても示している。推薦される手順は床材に制限されるものであり、第6章で述べられているようなラベリングと分類を意図したものである。現在の形は複合床システム、塗料／ニスあるいはメンテナンス製品については考慮していない。

2.1.1　チャンバーの構造と取扱い

<u>チャンバーのサイズ</u>

次の手順で述べられている小型チャンバーの容積　2m³

<u>チャンバー材質及び表面処理及びシール材</u>

チャンバーの材質は低放散／低吸収・吸着材でできている。推奨されるのは研磨されたステンレスあるいはガラスである。シールやガスケットなどの露出表面はできる限り小さくし、PTFEのような不活性な材料によって覆われている材料や製品が好ましい。

チャンバーの気密性

チャンバーの気密性は次の式を用いた圧力損失測定計による。

$$LR = ROP \times \ln 2 / t_{1/2} \equiv 0.7 \times ROP / t_{1/2}$$

ここでLR［チャンバーの容積／時間］は漏気率、ROP［(チャンバー内－周囲気圧）／周囲気圧］は相対的正圧、そして$t_{1/2}$［hour］はシールされたチャンバー圧がその初期の値の半分になるまでに要する時間である。$t_{1/2} \geqq 8$min を満たさなければならない。

チャンバー内空気の混合

チャンバーはチャンバー内空気が完全混合するようにデザインされねばならない。完全混合ができ、さらに風速及び乱流が制御できることが望まれる（2.1.2 参照“放散表面の空気速度”)。どの場合においても、適度な空気の混合がチェックされねばならない（2.1.5 参照)。

供給空気とチャンバー内空気質／洗浄

供給する空気とチャンバーは、チャンバーのバックグラウンド値が次の条件を満たすまで清浄化されなければならない。

(1) 試験片から放散されることがわかっている個々の化学物質のバックグラウンド濃度及び試験期間の 28 日後にチャンバー濃度が 5 μ g/m³ 以上である化学物質については、0.5 μ g/m³ より小さいかあるいは検出限界以下でなければならない（それがどんなに大きかったとしても)。例えばヘッドスペース法などにより試験片から放散する主な物質を予備測定する必要がある。

(2) 表 4.1（4.4 参照）に列挙されるような発癌性のある化学物質のバックグラウンド濃度は 0.5 μ g/m³ 以下か、表に指定されている限界濃度の 10%未満であること。

(3) すべてのほかの化学物質のバックグラウンド濃度は 2 μ g/m³ 以下であること（トルエン換算値)。

(4) 全てのバックグラウンド濃度の合計（TVOC；その定義については 2.1.7 を参照）トルエンの応答係数を用いて FID によって求めた値が 10 μ g/m³ 以下であること。

バックグラウンド値は分析手順による。この値がかなり安定しているのであれば、そして平均値とその標準偏差が既知であるなら、チャンバー空気のサンプリングに用いられる吸着剤から減じてよい。

2.1.2　環境パラメータの選択

温度

試験温度は、23 ℃± 0.5 ℃に制御されなければならない（正確に)。

相対湿度

チャンバー試験の間、相対湿度は 45%±5%に保たれねばならない（正確に)。

試料負荷率あるいは単位面積当たりの換気量

換気回数 n[1/h]は清浄空気の換気量[m³/h]をチャンバー容積 V_c[m³]で除したものとして定義されている。試料負荷率 L[m²/m³]は試験片の放散表面積 A[m²]とチャンバー容積 V_c の比率である。単位面積当たりの換気量 qc[m³/m²h]は単位放散表面積あたりの換気量[m³/h]であり、n/L に等しい。

単位面積当たりの換気量は q_c=n/L=1.25m³/m²h とする。異なる q_c でチャンバーが使用された場合、放散速度に及ぼす影響は無視してもよいと確認する必要がある。

$$\text{換気回数 n［1/h］} = \frac{\text{チャンバー内を通過する清浄空気の大部分の風速［m}^3\text{/h］}}{\text{チャンバー容積 V}_c\text{［m}^3\text{］}}$$

$$\text{試料負荷率 L［m}^2\text{/m}^3\text{］} = \frac{\text{放散表面面積 A［m}^2\text{］}}{\text{試験片＋チャンバー容積 V}_c\text{［m}^3\text{］}}$$

$$\text{単位面積当たりの換気量 q}_c\text{［m}^3\text{/m}^2\text{h］} = \frac{\text{換気回数［m}^3\text{/h］}}{} = \text{n/L} = 1.25\text{［m}^3\text{/m}^2\text{h］}$$

放散表面面積［m^2］

換気回数

放散試験中の換気回数は 0.5 ± 0.015（精度）1/h とする。それ以上の換気回数は、比較的大きな試料負荷率の場合は使用してもよい（上記参照のこと）。

試料負荷率

試料負荷率は $0.4m^2/m^3$ とする。より大きな試料負荷率は大きな換気回数の場合、適用してもよい。

放散表面の風速

表面風速は 0.1-0.3m/s が推奨されている。換気回数、風速、混合などの制御が個々にできないマイクロチャンバーは別途考慮する。

2.1.3　試験片の収集・取扱い・準備

試験片の収集

新床製品から放散される VOC はラベリング／格付けの目的のために使用されるべきである。従って試験片は製造者の製造ラインから直接収集されて、すぐに梱包されるべきである。これは試験所への輸送の間に化学的に変化のない状態の試験片とするためである。収集された材料のサイズはチャンバーへ入れられる試験片の表面積（チャンバーの容積［m^3］×試料負荷率）による。試験片は小口の長さを最小化するために円形か四角形にすべきである。幅の広い織機カーペットのような丸められた製品の場合、最小でも 2 つの試験片が内部層から収集できるような十分な量の材料が準備されるべきである。

床用タイルのような他の製品の場合には、適当なサイズの試験片が 2 つの同一製品片に挟まれるようにし、梱包すべきである。

試験用に収集された材料は、製品の種類・色・寸法など詳細を記した情報用紙を付けられなければならない。それに加えて製造月日と梱包した日付（同じ日付が好ましい。一日以上のずれがあってはいけない）、及びそれぞれの製品番号を報告する。たとえば梱包形態、輸送や開梱以前の保管状態（後述の「輸送と保管」を参照のこと）その日付や気候、また開梱した日付などの、試験片の材歴についての追加情報や詳細も情報用紙に記載されるべきである。

試験片の梱包

試験片は内側、外側両方からの VOCs 透過によって開梱するまでに放散に大きく影響を与えないような方法で梱包されるべきである。ポリエチレンや Tedlar□ によって裏打ちされたアルミニウムによる梱包（光沢のある側面を外にして）は有用である（CPDG, 1991）。この梱包は（例えばはんだなどによって）密封しなければならない。代わりに密封カバーのついた（PTFE でコートされた o リングのような低放散で吸収性の少ない密封材）ステンレス容器は使用可能かもしれない。これらの容器は再利用が可能である。これらのサイズは試験片のサイズや数による。梱包のために用いられる材料（ここに記述された方法により試験される）は TVOC のバックグラウンド放散速度で 0.010 μ g/m^2h 未満のものでなければならない。

試験所での開梱前の輸送と保管

試験片が収集され梱包されると、それは可能な限り迅速に試験設備のある場所に届けられねばならない。試験所で梱包をとく前の輸送と取扱いのために許容される最長期間は 7 日である。空路による試験片の輸送は避けるべきである。もし必要があれば、指定された一定の圧力を保つ圧力容器が使用されるべきである。

輸送と保管の間、温度は通常の室内温度、すなわち 25 ℃を超えるようなことがあってはならない。小さな最高温度計を、輸送の間、不適当な温度状態についての情報を提供するために、梱包内に設置するべきである。同様に VOCs パッシブサンプラーを試験片の可能な汚染についての情報を提供するために試験片の梱包の外側に設置する。もし、このサンプラーに捕集された最も多い化学物質がバックグラウンド濃度を上回っている場合（2.1.1 参照、チャンバー準備／洗浄）、これは試験片の汚染についての追加調査を要する警告サインである。

試験片準備

試験片の全表面が（たとえば合板や PVC タイルの小口、カーペット材料の下面のような）同一の放散速度ではないとしても、通常の曝露表面からの放散（たとえばカーペットの上面のような）のみを測定する。そして他の表面は覆うことが必要となる。例えば、小口からの過度の高い放散を防ぐために低放散で粘着性

験片のサポートとして使用される。マウント装備によって試験片の小口をシールすることができる。このためにステンレスのトレイが推奨される（CPDG, 1991）

試験片の試験前及び、放散測定間の状態

試験をする試験所において試験片の梱包を解くにあたって、試験片はすみやかに準備が行われなければならない（“試験片準備”を参照）。そして試験状態になっているチャンバーに挿入されなければならない（2.1.2 参照）。試験片をチャンバー内に挿入する際の日付や時間は放散試験の開始時間とみなされる。

試験温度や湿度はまた、試験片がチャンバーから取り除かれて調整室に保管されたり、あるいは放散測定の間チャンバー内に配置されている場合、それに対応しなければならない（“サンプリング時間と回数”と題された 2.1.4 参照）。調整室やチャンバー内において放散表面は清浄空気にさらされなければならない（“供給空気質／取扱い”と題された 2.1.1 参照）。他の試験片や材料による異種汚染は絶対に避けなければならない。単位面積当たりの換気量は $qc=1.25m^3/hm^2$（“換気回数と製品負荷”と題された 2.1.2 参照）放散測定の間に、試験片がチャンバーから取り除かれた場合、次の放散測定の最低でも 72 時間前に再挿入されなければならない。

チャンバー内における試験片の位置

試験片は（特にファンが内蔵されている場合は）チャンバー内に放散表面が風速に対して平行になるように配置される。そして空気の流れが放散表面に均等に分布されるように配置される。

2.1.4　チャンバー内空気のサンプリング

チャンバー内空気のサンプリングに関わる要素としては以下のようなものがあげられる。サンプリングの技術と分析手順は含まれていない。これらのためには、VOC 放散試験のための ECA-IAQ ガイドラインの 3 及び 5D が参照される。（ECA-IAQ, 1991）

サンプリング位置

チャンバー内空気のサンプリングは排出される空気の流れから収集される（つまり、チャンバー出口空気）。

サンプリングラインと多岐管

チャンバーとサンプリング器具の間の導管は可能な限り短く、少なくともチャンバーと同じ温度を保たれていなければならない。Multiport Sampling manifold を使うことで複製サンプルが順応性を持つ。気体と接するサンプリングシステムの部分は、不活性な物質によって構成されていなければならない（たとえばステンレスやガラス、Tedlar□）。

サンプリングシステムからの排気は試験片によって放散された危険化学物質を試験所の環境から隔離することを保証する蒸気フードにより排気されねばならない。

サンプル回収

サンプリングと分析のための回収試験は既知で実際的な VOCs 濃度に関して空気をサンプリングすることとし、予測値と分析の結果を比較することによって実行される。測定された空気が有効でない場合、サンプリングチューブは、通常のサンプリング体積と対応した体積の純空気をチューブに流すことにより分析された既知で実際の化合物の総量とともに使用不可能にすることができる。

サンプリング回数

$$t_{s1}=24h \pm 1h;\ /t_{s2}=72h\,(3d) \pm 3h;\ and/t_{s3}=28d \pm 1d$$

放散試験開始後、すなわち、試験片がチャンバーに挿入され、チャンバーが密封された後に、チャンバー内空気のサンプルは何度か収集される。品質確保のために、すくなくとも 2 つのサンプルが収集されなければならない。

サンプリング期間

サンプリング期間（チャンバー内空気のサンプルを収集するのに要する時間）はサンプリング方法及び分析手段によって異なる。対応する要素は次の通りである。

—分析手段の感度によって必要とされる空気体積

—チャンバー換気に関連する許容された捕集サンプル空気流量

通常のサンプリング方法及び分析手段のために、すなわち加熱脱着や GC-FID, GC-MS による分析と組み合わされる固体吸着に基くアクティブサンプリングのために、チャンバー内濃度により、サンプリング時間は典型的に数分から 30 分の間とされる。

溶媒抽出と組み合わされる吸着サンプリングは通常、より大きな体積の空気のサンプリングを必要とする。その結果サンプリング時間は2時間になる。これらのより長いサンプリングの時間のために、総サンプリング時間は上記のように規定されたサンプリング時間 t_{si} になる。

サンプルの空気流量

サンプル空気流量はチャンバー内の空気流量の半分を超えてはならず、サンプリングに使用される吸着物に VOCs の完全に保有されることを保証するに足る程度の低さでなければならない。

放散試験期間

放散試験期間は少なくとも 28 ± 1 日とする（第 6 章を参照のこと）

2.1.5　チャンバー動作制御

温度と相対湿度

温度と相対湿度は適切なセンサーと自動制御装置を使用し、2.1.2 に規定された数値に制御される。温度制御のための熱電対やサーミスター、湿度制御のための露点検知器や、薄いフィルムの蓄電器を含む幾つかの種類のセンサーが使用される。温度や相対湿度制御のために使用されるセンサーは、確立された基準に帰する独立した器具に対して定期的にチェックされなければならない。

換気回数

換気回数 n[1/h]はチャンバー内の空気流量[m^3/h]を測定し、それをチャンバー容積 Vc で除することによって決定される。おのおのの放散測定の前に、空気流量は確立された基準に帰する体積測定の機器とともに制御されなければならない。大切なことは試験が恒常的に内蔵されていない器具によって行われた場合、器具によって注入される後部圧力がチャンバー内流量率を下回ってもよいということに注目することである。この場合、制御測定機器は空気流量に関して平衡状態の値が得られるまで繰り返されなければならない。

チャンバーにおける空気混合率

チャンバー内における空気混合率については Tichenor(1989、付録 2 を参照のこと)により提案されたトレーサーガスの手法に基いて試験されるべきである。この手法により決定される「明白な」チャンバー容積と実際のチャンバー容積との違いが 5%より大きければ許容不可能である。

バックグラウンド濃度

バックグラウンド濃度は各々の実験以前に制御されなければならず、また「供給とチャンバー内空気質と洗浄」と題された 2.1.1 に概略が述べられている状態を満足させねばならない。

チャンバー内の風速／乱流

風速／乱流測定についての研究が乏しいために、予備的な示唆として言えるのはひとつしかない。チャンバー内の風速／乱流は放散表面と非常に近いところで（距離はおおよそ 1cm が適当である）、しかも放散試験片と同じ位置で試験される試験片を用いて測定するべきである。小さなセンサー（STREAMLINE 電気の流れているワイヤー風速計、DANTEC Measurement Technology A/S, Skovlunde, Denmark）が空気の流れの阻害を最低限にするために測定に使用される。試験片の大きさによって、いくつかの測定点が選択される。平均的な風速は、0.1m/s に調整されなければならない。

シンク効果

小型チャンバー内で（2.1.7 参照）濃度測定によって決定された放散速度はチャンバーの内部表面への吸着のために、実際の放散速度より小さくなる可能性がある（付録 2, 2.1.5 参照）

したがって、床材からの放散量を決定するためにチャンバーを用いる前に、チャンバーは付録 2, 2.1.5 に述べられているような既知量の試験用化合物を挿入することによるシンク効果をチェックされなければならない。予想される放散物質と類似した試験用揮発性有機化合物が使用される。放散化合物は 72 時間の間に、チャンバー内に挿入される。この時間の最後において予想される濃度と測定される濃度の誤差は予想値の 20%以上になってしまった場合、シンク効果は類似した揮発性有機化合物か、低揮発性有機化合物にとって大きな意味を持つと考えられる。この場合、たとえば換気回数を増大させる（これは試料負荷率の比例的な増大を必要とする；2.1.2 参照）などしてシンク効果を減じなければ、ここに示されている手順による放散測定のためにこのチャンバーを使用することはできない。

2.1.6　試験手順の詳細に関する報告

この報告は試験対象； 設備と機器； 試験片／試験片の詳述； 実験手順； 議論と結論； そしてQA/QCに関する情報を含む。

試験対象

試験プログラムの目的を詳述する。

設備と機器

チャンバーを詳述（容積、壁面積、シール材）、清浄空気システム、空気サンプリング位置、環境測定と制御、サンプルの収集（もし使用するなら吸着剤を含む）、分析機器（たとえばGC/MS）そして標準的な期間と目盛り定め。

試験材料／試験片の詳述

材料／製品の種類；大きさや試験片の総量；製品の過程；商標名（もし適切なら）；そして試験片の選別過程（たとえばランダムであるなど）を含む試験材料／試験片について詳述する。同様に小口のシーリング、チャンバー内における位置、そして試験片の状態、すなわちサンプルがチャンバーでの28日間にわたって維持されない場合、その期間や環境状態を含む試験片の準備に関しても情報を述べる。

実験手順

サンプリングの手法及び分析技術の詳細と公表された方法についての参考文献を述べる。

品質保証／品質管理

対象物質の品質について詳述し、固守すべき許容標準について議論する。特に次の情報は必要とされる；
—チャンバーの気密性、過圧力や減衰時間 $t_{1/2}$ についての報告などを含む適切なチャンバー操作を制御するための測定の結果
—環境変数の測定と変数制御のために使用される適切なセンサーの動作を立証することを目的とした測定の結果
温度
相対湿度
換気回数（流出メーター測定に加えて SF_6 のような不活性ガスによる希釈測定を用いる）
放散表面の風速
—製造元から試験所への試験片の輸送においての温度測定の結果
—チャンバー動作を制御するための測定の結果

－試験片を配置する前のチャンバーのバックグラウンド：TVOC濃度（その定義に関しては2.1.7を参照）と個々の物質のなかでバックグラウンドのピーク値がもっとも高いものの濃度（トルエン換算）を報告。分析手順から生じた化合物の濃度を分析結果から減じる場合、それらの物質名、検出された平均濃度とそれぞれの標準偏差は報告されねばならない。

－空気混合率：「空気混合率」と題された2.1.5で述べられているとおり「明白な」チャンバー容量と、実際のチャンバー容量の差をパーセントで報告する。

－チャンバーシンク：2.1.5の「シンク効果」によって作用するシンク測定の結果を報告する。試験化合物の名前と予想濃度を示し、各々の試験化合物について予想濃度の割合として試験72時間後の予想濃度と測定濃度の誤差を報告する。

2.1.7　データ報告・算定

化学物質放散試験の最終的な結果は個々の化合物［μ g/m²h］の放散速度であり、VOCの総放散量（TVOC）［mg/m²h］のものである。けれども、放散速度は直接に測定することはできないが、下記のようなモデルを用いて測定したチャンバー内の濃度から計算することはできる。品質を保証された手順の一部として、放散速度だけではなくそれらの計算のために用いられた濃度測定が報告されている。

報告されるべきデータ

次のようなデータが放散評価手順のための入力値として必要とされている。（第4章と第6章を参照）

試験開始後24時間±1時間（試験片をチャンバー内に入れた後）

—全ての化合物濃度［μ g/m³］と放散速度［μ g/m²h］は表4.1においてその表で報告されている検知限界

あるいは限界濃度を超えたチャンバー内濃度を含んでいる。

試験開始後 72 時間± 3 時間

— TVOC 濃度［mg/m³］と放散速度［μ g/m²h］は下記に定義されている通りである。
TVOC は一般的に受け入れられている定義はいまだに存在しない。

この手順の目的のために、次のような定義が ECA-IAQ にのワーキンググループによる準備のもとで、定義が利用可能になるまで採用されている。

TVOC は apolar (OVI type) gas chromatographic (GC) column から溶離された（溶離範囲は n-hexane から n-hexadecane まで）それぞれの検知限界以上のすべての化合物の質量の合計をサンプリングしたチャンバー内の空気体積で除した値である。その質量は FID（燃焼電離検知器）によって検知し、トルエンの FID 反応要素を用いて決定する。トルエンと 2-butoxyethanol (butyl glycol) のためのその検知限界（ノイズレベルの 3 倍）は TVOC の値と共に与えられ、

トルエン　0.5 μ g/m³
2-butoxyethanol (butyl glycol)　0.5 μ g/m³
を満たさなければならない。

定義によって定められている TVOC の値は放散を低く評価する傾向になるだろう。しかし halogenated aliphatic hydrocarbons の大きな量が放散されない限り、あるいは適度に非活性化することのない GC が用いられない限り、その不確かさは一般的に 2 の要素より小さくなるであろう。TVOC の値は上記で定義されてまたそれは個々の化合物のための FID の signal の積分のために用いられるパラメータに依存している。トルエンと 2-butoxyethanol (butyl glycol) の検出限界はこの依存性に影響する。

実験開始後 28 日± 1 日

—チャンバー濃度　5 × q_e/q_c μ g/m³ である全ての化合物のその正体、チャンバー濃度［μ g/m³］と放散速度［μ g/m²h］(4.4 と 6.4.4 参照)。ここで q_c はチャンバー試験の間の単位面積当たりの換気量のことであり（2.1.2 参照)、そして q_e は、第 3 章の 3.4 で議論されているように単純化されたシナリオを特徴とする単位面積当たりの換気量であり、VOC 放散の評価のために用いられる。3 つのシナリオや考慮された単位面積当たりの換気量のために、q_e/q_c は、それぞれのチャンバー濃度　2.5, 5, 10 μ g/m³ である全ての化合物の放散速度を決定される必要のある値、0.5, 1, 2 を仮定している。チャンバー濃度　2.5 μ g/m³ である全ての化合物の放散速度の決定は、3 つ全てのシナリオのために 4.4 と 6.4.4 によって VOC 放散の毒性学的な評価を実行することを許容するということはここですでに注目されてしかるべきである。

化学物質の認識のためには、少なくともひとつのチャンバー内空気サンプルが GC-MS によって分析されるということをしなければならない。

— TVOC 濃度［mg/m³］と放散速度［mg/m²h］

チャンバー濃度

少なくとも二つの空気サンプルが行われ、その回数分析がされるべきである。もし 3 サンプル以下のものが分析されたとしたら、すべての知覚化合物（　5 μ g/m³）の濃度と TVOC の濃度は各々のサンプルの分だけ報告されるべきである。付け加えれば、平均濃度も報告されるべきである。もし 3 サンプル以上が分析されたなら、測定された個々の及び、TVOC 濃度の値のその数、平均、相対標準偏差が報告されるべきである。

放散速度

放散速度は次の容積の平衡式を用いてチャンバー濃度から計算される。

$$V_c \times \frac{dC}{dt} = E \times A - n \times V_c \times C \qquad (2.2)$$

$$E = \left(\frac{dC}{dt} + n \times C \right) \times V_c / A = \left(\frac{dC}{dT} + n \times C \right) / L \qquad (2.3)$$

E［μ g/m²h］　：放散速度　　C［μ g/m³］　：チャンバー濃度
A［m²］　：放散表面積　　V_c［m³］　：チャンバー容積

L［m^2/m^3］：試料負荷率　　n［1/h］　：換気回数

もし、チャンバー内濃度が定常状態になっていたり、その換気回数によって計算した値の単位時間あたりの変化が無視してもよいほどになっていたら、もしその状態が

$$\left| \frac{dC}{dt} \right| << n \times C \qquad (2.4)$$

を満たしていたら、式(2.3)は特にシンプルな形をとる。

$$E = C \times n \times V_c / A = C \times n / L = C \times q_c \qquad (2.5a)$$

q_c［m^3/m^2h］は（p22　3.4で論議されているような放散評価のために選択された曝露シナリオ単位面積当たりの換気量であるq_eから区別された）放散試験の間適用されるような単位面積当たりの換気量である。

(2.4)の関係が保持されなければ、式(2.3)は放散速度の計算のために用いられるべきである。しかし、床建材の放散は一般的に時間と共に減衰する。一方で、チャンバーに材料を入れた後に、チャンバー内の濃度はチャンバーの流量($n \times V_c \times C$)は放散量ER=E × Aと等しくなるまで増加する。

結果として、チャンバー内の濃度は最大値まで増加し、そのあと減少する。実験で示されたのは、この詳述された試験の状態とともに、最大濃度に24時間以前に到達し、そのあと、チャンバー内濃度が減少する。つまりdC/dtは最初の測定の際に負の値になる。この場合、式(2.5a)は放散速度Eを過大評価してしまう。さらに、dC/dtが放散速度に貢献するのはたいてい10%以下である。この寄与は試験の30日後には小さくなるだろう。したがって（エラーとなり得るものが正しい方向へむくため）ワーキンググループはここで提案された評価手順のために式(2.5a)を適用することを決定した。

報告されるべき放散速度Eは式(2.5a)で与えられた試験期間の中で測定されたチャンバー内濃度の平均値｛C｝を挿入して計算することによって求められる。

$$E_i = \{C\}_i \times q_c [\mu g/m^2h] \qquad (2.5)$$

個々の化合物iのためのものであり、

$$E_{TVOC} = \{C\}_{TVOC} \times q_c [\mu g/m^2h] \qquad (2.6)$$

は$\{C\}_{TVOC}$がチャンバー内で測定されたTVOC濃度の平均値であるときのTVOC放散速度のためのものである［mg/m^3］。Eと｛C｝の比例関係のために、放散速度の相対的な標準偏差は濃度の標準偏差と同じ値になっている。

2.2　他材料への応用

2.1で述べられている方法は、床材以外の材料や製品から放散されるVOC試験へ適用できる多くの側面がある。壁装材やカーテンなどの他表面材料への適用においては、試料負荷率と単位当たりの換気量を適用させるだけでよい。構造材のための塗料やラッカー、糊、そしてワックス、あるいは洗浄剤のような液状や糊状材料からの放散測定に関しては修正が必要となる。また、放散測定の対象物が、この提案の対象物とはかけ離れている場合、いくつかの修正が必要となる。この必要とされる修正については次の項で少し取り上げる。

2.2.1　液状、糊状製品や合成製品の放散測定

液状、糊状製品から、現実の生活において（多くは薄膜として構造材料に施工される間、もしくは施工後に）放散が行われている。結果としてこれらは「薄膜源」（“thin film sources”）と呼ばれている。これらの製品のために、放散測定が類似した状況、つまりは薄膜として材料に施工した後で行われるべきである。このことは次のような付加的な配慮を必要とする。

(1) それらの製品を基材へ使用するための手順

放散測定を再現できるものにするため、材料は既知の均一の厚さにした薄膜として、サポート材に施工させる必要がある。試験所内比較実験（ECA-IAQ, 1993; 1995）は普遍的な方法で、効率よく再度結果を出すことはできない、ということを示している。洗浄製品やワックスのような液状製品にはいまだ大きな問題が残っているのに対して、塗料やラッカーのための開発では方法が確立されている。施工後の材料からの放散

測定はこれらの問題について方法を提示できるかもしれないが、その放散物質は薄膜からの放散物質とは異なっているかもしれないという疑問は残る。

(2) 使用されている構造材料の種類

構造材料は液状あるいは糊状材料を吸着、あるいは反応する可能性さえ含んでいる。構造材料の選択は測定の対象によって大きく影響される。ラベリングや分類を目的とするなら通常不活性で、非吸着材が推奨される。しかし、汚染物質濃度や実際の環境における曝露が評価されなければならない場合、問題の環境において製品が施工される材料が、放散試験のために選択されるべきである。

(3) 放散量の時間依存

薄膜源からの放散は通常、材とは異なると考えられる濃度と時間を軸とした曲線となる。初期放散及びチャンバー濃度は材より非常に高濃度であるか、そうでなくても高濃度になる。しかしたいていは急速に減衰する。(たとえば、施工者や施工後数時間や数日の部屋に入居した居住者の曝露を測定するなどの) 放散測定の対象によって、チャンバー内空気のサンプリングのための異なった時間的なプログラムが要求されるであろう。

またサンプリングする空気の体積は時間によって異なる。

(4) 試験片の梱包、輸送、保管

試験片の梱包や輸送は試験所で製品が施工されるのか、それとも遠方の製造元でされるのかによって異なった手順が要求されるであろう。

(5) 合成材料からの放散

床システムのような放散材料 (3.2.1 参照) は異なった層に存在する。これらの放散は分離した層からの放散とは異なっている。これらの合成材料やシステムの試験は、特に試験片準備に関して但し書きを必要とする。

大型チャンバー測定を行った合成材料の小型チャンバー放散測定の有効性に関しては、室内濃度が実測される場合に重要となる。

2.2.2 他対象のための放散測定

この提案において思案された放散測定とは異なった対象の放散測定が可能なものがある。それらを例示すると、(1) 実際の環境における曝露、及びそれらの経時変化の予測のための放散量測定データ (2) 材料や製品の放散あるいは吸着作用を詳述あるいは予測するモデルの有効性がある。特に 2.1 で詳述されている手順に関して、修正されるべきことは、チャンバー内空気がサンプリングされ、分析される時間、放散試験期間、取扱い事や報告事などについてである。

サンプリング回数は収集された化合物のチャンバー内濃度の変化率を考慮に入れなければならない。そしてモデルが使用され試験される場合には、モデル適合の要求を満たさなければならない。

放散試験期間は放散速度や試験対象の時間依存に左右される。一般的には、試験対象が明確に、絶対的に試験期間を決定する。

2.3 材料や製品についての補足情報

VOC 放散に影響する構成物質、(可塑剤のような) 添加剤、不純物についての実用的な明示を与えてくれる特定の商標の材料や製品についての補足情報は、そのままではすぐには有効ではない。これらの情報を補う一番よい方法は、その製品の揮発性有機化合物や他の構成物質 (たとえばフタル酸のような) についての情報を与えてくれるかもしれない製造者へ直接連絡をとることである。けれども製造者は必ずしも、自分たちの製品の中の VOCs の存在を認識していないことがあり、特に製造過程に使用される不純物あるいは溶媒については認識していないことが多い。

可能性のある放散物質についての情報は製品や製造等級について詳述している文献 (たとえば Karsa,1990 and Curwell&March,1986 などを参照) から得ることができる。

デンマーク製造登録 (The Denish Product Register) はまた製品の中の有毒化学物質についての情報も含んでおり、国立居住健康機構 (the National Institute of Occupational Health, Lerso Parkallé 105, Dk-2100 Copenhagen Ø, Denmark) などにも相談できるかもしれない。

2.4 床材からの放散で検知される VOC の等級とより頻繁に検知される化合物

床材からの放散で検知される VOCs の異なった化学的な分類は付録 5 で報告されている。加えて、27 種類の床材から検知された化合物とその放散速度が報告されている (Saarela et al., 1994)。この付録はどの

VOCs がもっとも迅速に床材からの放散評価の組織の中で毒性知覚データを必要としているかということについて示している。公表されているデーター全く不足しているがーそれを集めるために何の試みもされていない。いくつかの TVOC 値に関してはその表の最後に含まれ、言及されている。

有効であれば、CAS ナンバーも付録には含まれている。

2.5 参考文献

ASTM, American Society for Testing and Materials, 1990. Standard guide for small-scale environmental chamber determinations of organic emissions from indoor materials/products. ASTM Designation D 5116-90. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

CPDG, Carpet Policy Dialogue Group, 1991. Test method for determining total volatile organic compound emission factors from carpet under defined test conditions using small environmental chambers. Carpet Policy Dialogue Compendium Report EPA/560/2-91-002, 付録 E. Office of Toxic Substances (TS-778). U.S. Environmental Protection Agency, September 1991.

Curwell, S.R. and March, C.G. (eds.), 1986. Hazardous building materials: a guide to the selection of alternatives. ISBN 0 419 13730 0 and 0 419 13740 8. London: E. & F.N. Spon Ltd.

ECA-IAQ, European Concerted Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man", 1991. Guideline for the characterization of volatile organic compounds emitted from indoor materials and products using small test chambers. Report Nr. 8 (EUR 13593 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

ECA-IAQ, European Collaborative Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man", 1993. Determination of VOCs emitted from indoor materials and products. Interlaboratory comparison of small chamber measurements. Report No. 13 (EUR 15054 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

ECA-IAQ, European Collaborative Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man", 1995. Determination of VOCs emitted from indoor materials and products: 2nd interlaboratory comparison of small chamber measurements. Report Nr. 16 (EUR 16284 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Karsa, R.D. (ed.), 1990. Additives for water based coatings. Special Publication no. 76, ISBN 0□85186- 607-7. Cambridge CB4 4WF: The Royal Society of Chemistry.

Saarela, K., Tirkkonen, T. and Tähtinen, M., 1994. Preliminary data base for material emissions. NKB Committee and Work Reports 1994: 04E, ISBN 951-47-9858-9. Helsinki: Painatuskeskus Oy

Tichenor, B.A., 1989. Indoor air sources; using small environmental test chambers to characterize organic emissions form indoor materials and products. EPA-600 8-89-074, Air and Energy Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.

第3章　曝露評価

原理的には、建材からのVOC放散の毒性学的な評価においては、個々の曝露評価の放散による経験は個々が放散物質によって経験する曝露評価と、また総曝露量への放散物質の寄与に関する評価を要求する。この評価はVOC濃度（その空間内に使用されている全ての材料の放散速度を含む）に影響する室内空間とその空間で個人が過ごす時間の全ての特徴を考慮に入れた曝露シナリオとモデルに基いていなければならない。

3.1は実際の曝露シナリオの複雑性を強調している。現在のところ、このような複雑なシナリオに基いて作られている曝露評価を許容するような有効なモデルは存在しない。したがって、いくらか徹底的な単純化は3.3と3.4内に詳述され、3.2では、この報告の中で示されている評価手順のために採用されているシンプルな曝露モデルとシナリオへの導入が概略的に述べられている。

3.1　材料放散と室内VOC曝露への他要素のためのシナリオ

図3.1は特定の個人の平均曝露量を測定する時間へ、室内空間において床材から単一の揮発性有機化合物の放散が寄与しているかについての必要不可欠な完全なシナリオのフローチャートを示したものである。図の中で述べられているいくつかの部分に有効な状況と制限された量の情報の複雑性に関しては、建材（特に床材）のラベリングや分類のための曝露シナリオやモデルに到達するために単純化されねばならない。図3.1に示されているシナリオの複雑性は次のような事実から生じている。

－床のVOCiは単に床材に依存しているだけでなく、材料の下地にあるものと材料の仕上材にも依存している

－床は室内のVOCiの唯一の放散源ではない可能性がある

－室内のVOCi濃度は放散に依存しているものだけではなく、床材以外の表面に吸着／脱着の過程や、化学反応に依存している

－VOCiの放散と吸着は温度に依存、あるいは湿度に依存している可能性がある

－室内VOCi濃度は不完全な混合のために均質になっていない可能性がある

－特定の個人のVOCiへの曝露はその特定の部屋のVOCi濃度に依存しているだけでなく、その個人が訪れたすべての他の小さな空間、これはその空間で過ごした時間を含む、VOCi濃度に依存しているかもしれない

明らかに、同一の個人が、数百種類のVOCsへ、また他の人間の健康や快適性に影響を与える可能性のある空気汚染物質へ非常に曝露される可能性がある。個人の曝露のための完全なモデルは有効ではない。なぜならそれらは非常に複雑であり、法外な測定費用で、あまりに多過ぎるデータを要するからである。

3.2　VOC放散シナリオの単純化

3.2.1　合成床システム対単一の材料床カバー

実際の部屋の床からのVOC放散は単一の床カバー材料がより複雑な床システムの最上層である場合の放散とは異なってる可能性がある。VOC放散に関するこれらのシステムと機能とそれらがなし得る役割の異なった層についてもっと理解するために、これは床システムへの導入としての役割を果たしている。また、この報告で着手された床材からの放散の評価のための手順を応用するために最大限の必要性が強調されている。

床システムは異なった機能を持つ層に分類される。

－コーティング層は負荷負担層を保護している

－結合層はコーティング層を次の層に固定している

－平にする層は下層をならす

－水平層は、下層を水平にし、そしていくつかの場合に、コーティング層に適当な水平性を与える

－負荷分布層は非常に圧縮可能で、減成可能なコーティング層の場合、集中負荷を分布させる

－分離層は次の層をスライド可能にする

－断熱層はその隔壁に要求されている包括的な熱抵抗を担っている

－遮音層はコーティング層から床スラブへの振動の直接的な伝達を阻害する

－防水層は防水のための目標値を可能にする

－床スラブは床負荷の総量を担っている

事実上、複合床システムはいくつかの層、あるいは全ての層の異なった結合から成っている。法則的に用

いられる結合はまた、機能的なモデルとも呼ばれている。
－断熱層、及び遮音層を除いた床
－断熱層を持つ床
－遮音層を持つ床
－断熱層と遮音層を持つ床
－防水層と断熱層を持つ床
－床スラブに照明を備えつけた床
－平坦な形式の床

機能的なモデルは、異なった技術的な解決案で実現化されるかもしれない。技術的な解決案は材料の選択を含み、特定の状況下で求められる環境的技術的な要求によって決定されるデザイン条件を明らかにする。それぞれの技術的な解決案によって、異なった組立てになっている。

一般的な技術的解決案は、いくつかの層の位置を準備、あるいは固定することが要求される。現在のところ、技術的解決案のための試験片の準備についてのガイドライン書は存在していない。異なった製造者からつくられた材料がまた関わってくるかもしれない。これらの理由により、この報告で詳述されている評価手順は個々の床材に限定されている。もし、それらがそのように製造されているのなら、それは異なった層によって成る合成床材を含むであろう。例として、製造者に油やニスを施工された木製寄木細工の床は、もしその扱いが VOC 再放散につながる場合、施工中にそういった扱いをされていないものと対照的に、評価手順への対象となり得る。

3.2.2　放散源の割り当てに関する問題

床材以外の部屋の放散源が VOCi 曝露に寄与している可能性がある。他の表面材料；家具や設備；居住者によって室内で使用されたり、持ちこまれたりした製品；隣室との換気；あるいは換気によって供給された外気などが寄与要素として考えられる。ここに詳述されている評価手順のための曝露シナリオは、すべてのこれらの付加的な放散源を無視している。ある程度まで、単純化について、新素材から測定された放散が、しばしば室内の最も有力な放散源であるという事実によって推奨されてきている。これと同じ理由により、隣室との空気交換が VOCi 濃度の実質的な増加にはつながらないと想定されている。なぜなら VOCi の室内への重要な網状の流れはないからである。しかしいくつかの同じ VOCi を放散する新建材（もしくは他の製品）が室内に同時に挿入された場合、放散源である材料をひとつしか考えないと、室内濃度の低評価につながりかねない。**4.4(d)（p.27 参照）で紹介されている安全要素は同様に、これらの低評価について説明している。**

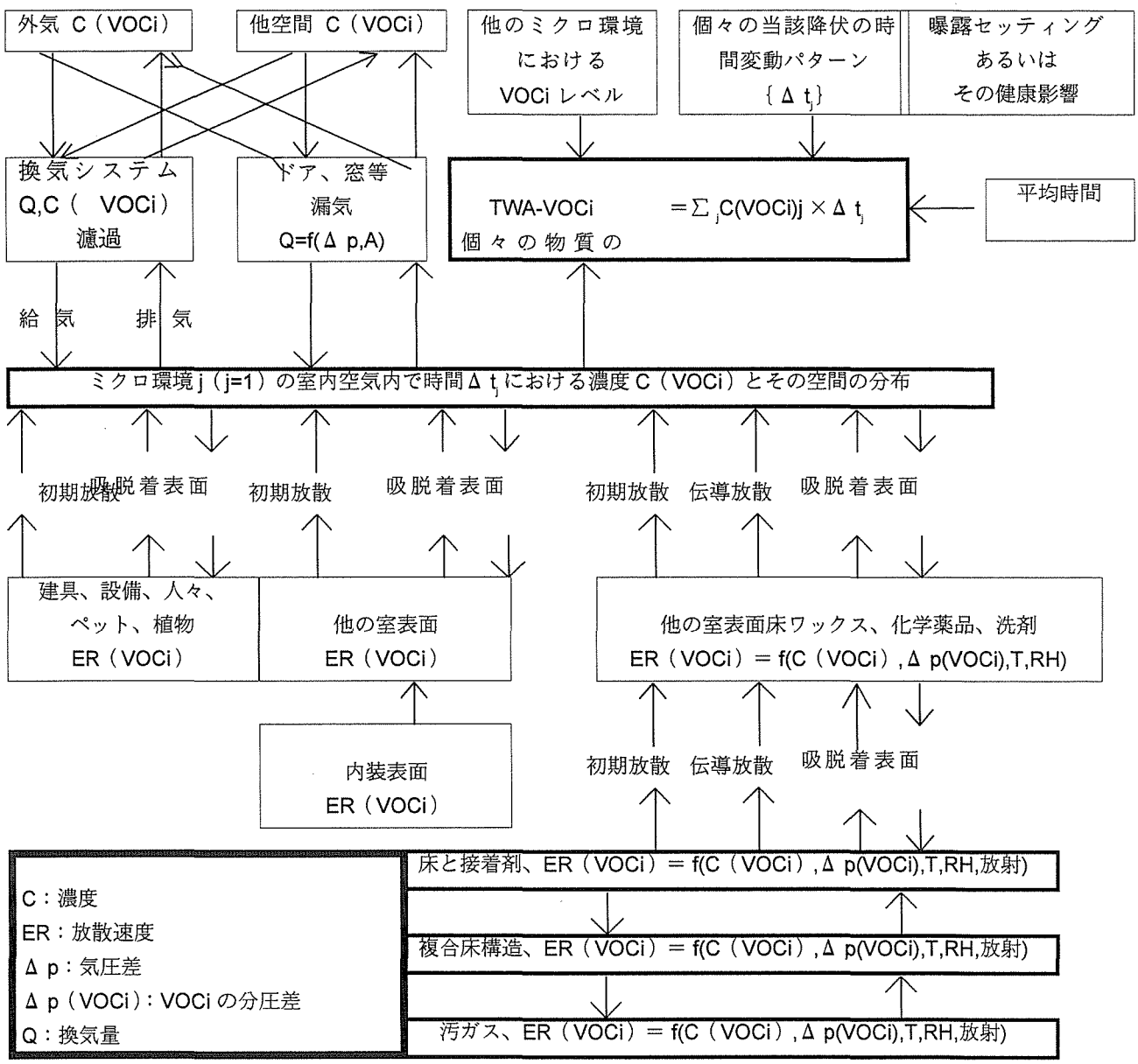


図 3.1 床材から放散される特定の化合物 VOCi の室内濃度と他の放散源と生じる曝露に影響する要素に関するフローチャート

3 .2.3　曝露評価における吸着／脱着過程と化学的な反応の影響

建材から放散される VOCi の室内濃度は、放散量と換気回数だけに依存しているのではなく、吸脱着の過程、あるいは他の室内空気構成物質との化学反応によって影響されている可能性がある。

実際の部屋では床を除いて VOCs を吸着するかもしれない、壁や天井や家具や設備のような多くの表面が存在する。そしてそこから再放散される可能性もある。新床材から放散される VOCi の濃度は最初の放散段階においては室内表面への吸着によって減衰するかもしれないが、その後は二次放散によって増加する可能性がある。これは Zellweger らによって示されている（1995）。既知の知識では、法則を決めることが不可能であることを意味しているが、Zellweger らの研究は、チャンバー内で決定された新素材の放散速度は、室内環境において測定された濃度より高濃度であった最初の数日間において予測された濃度を生み出したということについて示している。二次放散後に予測された VOCi 濃度より高い濃度を測定することになるかもしれない。二次放散が起こる時間と測定濃度と予想濃度の差は幅広く多様である。一般的には吸脱着の過程を無視することは、24 時間後、3 日後のチャンバー実験によって決定された放散速度が使用される場合、実際の室内環境における曝露を高く見積もってしまうことにつながる（第 6 章参照）。けれどもそれは 28 日後に実験された放散速度のチャンバー内測定においては濃度を低く見積もってしまうことにつながるかもしれない。どちらの場合がよいのかを評価するため、また第 4 章で紹介されている方法より、低く見積もることがより高い安全性を保障するかどうか（またそれはどのような場合か）を評価するために、より多くの実験データが必要とされている。

ある状況が、一般的に使用者が平衡濃度に曝露されていない、いくつかのオフィスビルのような現代の空調設備を備えた建築において起こっている。これらの建築においては夜間と週末は換気を切り、省エネすることが習慣となっている。低換気回数の結果として、建材から放散される VOCs の濃度は高くなってきている。たとえば 0.5 1/h の HVAC システムによって提供される換気回数により、増加した濃度を日中のレベルまで低下させるために、スイッチを入れると 4 - 6 時間を要する。この過程は、夜間に汚染空気から室内表面に VOCs が吸着し、日中清浄空気に二次放散されることで、より時間を要することになる。刺激や匂いで知覚される化学物質により、働き始めの最初の数時間における曝露ピーク時の短時間でさえ、その日の残りの時間のための居住者の快適性や生産性に大きな影響を与える。**住宅に比べてオフィスビルでは単位面積当たりの換気量が大きいということと、この評価手順は住宅において生じる単位面積当たりの換気量の小さい範囲に基いているという理由により、この状況はここに詳述されている評価手順によって考慮されていない。**

床材から放散されるいくつかの VOCs のオゾンとの反応は室内濃度を極めて減少させているという実験的な証拠がある。この効果は、チャンバー放散データを使用して決定した場合、反応する VOCs 室内濃度を高く見積もることにつながるのに対して、他の化合物（たとえばアルデヒド類など）の濃度は増加しており、結果として低く見積もってしまう可能性があると報告されている（Weschler et al.,1992）。したがって床材放散物質と結合した室内空気におけるオゾンの高濃度はここに示されている評価手順によって考慮されていない曝露を引き起こす可能性がある。

3.2.4　曝露評価における温湿度の影響

2.1.2 によると放散速度は温度 23 ℃、相対湿度 45 %のときに決定される。付録 2 で概略が述べられている通り、床暖房や日光に当たる部屋の床材は放散量がきわめて増加する高い温度に到達する可能性がある。ここに詳述されている評価手順に使用されている曝露評価は 2.1 において決定されている放散速度に基いて、つまり曝露を低く見積もるような 23 ℃という特定の温度のシナリオに基いている。したがって、**評価手順の確かな結果を伝えるために、次のような警告を付随させるべきである：床暖房や太陽光にさらされる場合には、床材からの高い濃度の VOC 放散につながり、そのようなことを評価のときに考慮に入れられることはないということにつながる。**

付録 2、第 2 章において述べられた概略によると、例外的な場合のみに、相対湿度が VOC 放散量に影響を与えるとある。非常に少ないが観察された例があり、しかしそれによるとその依存性は大変弱く、したがってここに述べられた評価手順においては考慮されていない。

3.2.5　曝露評価における空気混合の影響

室内における床材のある VOC 放散速度 E（2.1.7 参照）があり、吸脱着の過程と化学反応（3.2.3 参照）を無視すると仮定した場合、VOC 濃度とそこから放散差によって引き起こされる曝露は、空気がよく混合されている場合、単位面積あたりの換気量 q に依存し、室内で均一になっている。

実際に、室内は大抵、完全に混合されている区画はない。家具、ゆったりとしたカーペット、そして温度

曲線を展開し、空気の流れに影響する（温度によって制御されている）他の項目は、異なった換気回数と汚染物質濃度をもつ半区域をつくりだすかもしれない。原理的には、室内に滞在している個人は、モデル化された平均的な空気質よりよい空気環境か、悪い環境に曝露されている可能性が高い。

半区域形成はまた全体的な部屋の中の室内空気質にも影響するかもしれない。高い温度にある半区域（壁や暖房やソファーなどによって形成されている）は高濃度の VOC 放散源となる可能性がある。冷たい半区域（薄いカーペットと冷たい床の間や本棚と不十分に隔離された壁の間）は湿気が濃縮され、湿気表面の微生物学的な劣化、そしてあるいは、加水分解につながりかねない。結果として材料や微生物的な環境次第では、微生物学的な VOCs、ホルムアルデヒド、アンモニア、有機汚染化合物の放散が起こりうる。

空気混合はまた、床から天井までの幅の広い温度分布によっても不完全になる。不適切な換気につながる空気拡散域の位置やデザインは、結果として異なった換気回数をもつ水平ゾーンに分割された部屋を形成する。この現象は冷たい空気が、低風速（混合を阻害するための）で床レベルにある、大きな拡散域を通って流れ、温かい空気が空気がたまっている天井に向かって吹き上がる、置換換気を利用した大きくて天上高の高い部屋において、意図的に行われる。完全に混合された呼吸域において測定された換気効率 ε_v が 1.0 なのに対して、不完全な混合になっている部屋では 0.5 − 0.9 に、そして交換換気がよく機能している部屋では 1.0 以上にさえなるかもしれない（ESA-IAQ, 1992）。したがって、不完全な混合を説明するためには、効率的な単位面積当たりの換気量 $q_{eff} = \varepsilon_v \times q$ が使用される。（この q は完全に混合された場合の単位面積当たりの換気量）

ここに提案されている評価手順の目的のために、$\varepsilon_v = 1$ の値を用いる。そしてこの選択は濃度や曝露を決定するための現実的な低単位面積当たりの換気量を採用することによって補われる。

3.2.6　住居の濃度による多様なミクロ環境における VOCi への曝露の近似

大抵、空気汚染物質への曝露は単一のミクロ環境や、単一の部屋の中で生じることはない。なぜなら人々は住居の中の寝室、居間、台所、交通機関；学校；オフィス；あるいは他の労働環境；外といった、異なったミクロ環境で各々の時間の一部を過ごすからである。床材から放散される VOC への曝露の単純で現実的な上級の評価は次のような考慮に基づいている。

オフィス内では、使用者は 1 週間当たり 35 - 40 時間曝露され、そしておおよそ同じくらいの時間の曝露が学校内でも起こると考えられる。これは小学生や中学生では曝露を大きく見積もっているかもしれないが、高校生や大学生では現実的である。大学生は一週間当たり 60 時間まで曝露されている可能性もある。一般的に人々は室内で時間の大半を過ごしている。未就学児や老人や病人は全ての時間、つまり一日当たり 24 時間を家で過ごし、1 週間当たり 168 時間を過ごす計算になる。したがって建材から放散される VOCi に曝露する期間は通常、住宅内に材料が設置されている場合、最大量になる。

床材から放散される VOC 濃度は単位床面積に対する換気回数、あるいは単位面積当たりの換気量（式（2.5）、2.1.7、式（3.1）参照）に反比例する。

合理的に安全な評価は、実際に生じている単位面積当たりの換気量の分配の最低限度における換気回数に基いている。1970 年代前半における発生したエネルギーへの関心の結果として、換気回数が低くなり、最低換気回数についての疑問が国際的に討議された（IEA, 1987）。

人々に健康な空気を供給するために、換気は次の 3 つのような理由で必要である。

－汚染物質とにおいの希釈
－気体の液化を避けるための湿気の削減
－内部の酸化と居住者の新陳代謝のための酸素の供給

これら 3 つの機能はそれぞれ、最低換気回数を要求し、その値は建築の種類、使用者の作業内容、外部気候と暖房設備などによる。

多くの国々で最低換気回数が推奨され、原理的にはこれらの値は評価手順において適切であるべきである。推奨されている最低換気回数は通常、異なった種類の建築においては異なり、国によって多様であるかもしれない。表 3.1 において、異なった建築の種類のための EU 各国の機関や政府によって推奨されている単位面積当たりの換気量の最低値が対照的に示されている。この表が示している通り、汚染物質やにおい（ECA-IAQ, 1992）の源が単一でない場合、しばしば人々には有効であると考えられているために、そして、あるいは住宅はもっとも低い居住者密度であると考えられているために最低単位面積当たりの換気量は住宅において推奨されている。

言及されている理由のために、住宅における全ての時間の曝露を仮定すると、人々を守り、健康的な製品を認識することを目的とした床材からのVOC放散の評価を目標とする場合の安全で単純な曝露評価が可能となるであろう。

VOC放散の評価に関して人々を守り、健康的な製品を認識するという目的のために、住宅において生じる24時間曝露の仮定がなされる。これは安全で単純な評価を与えることを保証している。

4.2や4.4で議論されている通り、最初の濃度のもとでの、個々のVOCsへの曝露は好ましくない健康への影響をもたらすと考えられている。ベンゼンのような発癌性物質は、閾値濃度が決められないために、特別な考慮を要する。PCBsのような物質を除いて、人体において最も多いVOCs物質による新陳代謝の衰えは、比較的短時間の後で、曝露時間ではなくVOC濃度にだけ依存する安定した状態での人体の負担につながる。したがって初期曝露は居住者の8時間に渡る曝露の中で、そして24時間に渡る一般的な住民の曝露の中で平均的になる際の濃度による通常初期濃度として表現される。1週間当たりの曝露時間は住居環境のための安全な評価として168時間に想定されているのに対して、職場での曝露のためには35 - 40時間と想定されている。

表3.1 様々な住宅の種類と国における単位面積当たりの換気量［m^3/m^2h］の推奨最低値

建築や空間の種類	DIY1946 1994	CIBSE guide 1978	French values for new buildings[1]	SCAN-VAC Classified Indoor Climate Systems 1991[2]	NKB No.61E Indoor climate and air quality 1991	National building code of Finland 1987	ASHRAE 62 1989
住宅	1-1.5[3]	–	2.1-3.3	5.8(20)[4] 2.5(8.8)[4]	2.5	1.8(2.5)[5]	0.875[6]
単一オフィス	4	–	2.5	11.5 5	4	3.6	3.6
都市型オフィス	5.8	4.7	1.8	9.7 4.3	3.6	5.4	2.5
会議室	10-20	21.5	9	35 15	12.5	14.5	18
教室	15	–	7.5	35 15	17.6	14.5	14.5
幼稚園	–	–	7.5	35 15	17.6	7.2	–
商業施設	3-12	10.8	4.3	20 9	4.3	7.2	3.6

1) フランスの基準（総排気流量として特定したもの）と部屋の大きさと種類に関して特別な仮定に基いた値
2) 不満足率が10%と20%の2つの分類の空気質の最低値
3) 住宅の床面積（台所や浴室は含まない）に依存
4) 居住者密度が0.05人／m^2で低（中）放散材を想定
5) 天井高が2.5m（部屋の通常の高さのための0.5ach）の部屋の最低値
6) 平均的な天井高2.5mを想定

ここに詳述されている評価手順という目的のために、床材からの**VOC**放散への曝露は典型的な住宅のための(低)単位面積当たりの換気量をもつ空間における放散の結果として生じる**VOC**濃度への一日当たり**24**時間に渡る曝露によって近似されるということになる。

3.2.7 結論

これまでの議論と単純化を踏まえると、床材からのVOC放散は通常時間の経過とともに減衰していくため（2.1.7参照）に建築使用者の健康に関して放散によって引き起こされる曝露の安全で単純な評価というのは、次のようなことに基いていると考えられる。

－ 2.1 によって決定されているような放散速度を使用した平衡状態にある VOCs 濃度の算出
－居住空間のための完全な混合と合理的に最悪な状態にある場合の換気シナリオの想定
－ 24 時間／日、168 時間／週の曝露期間

発癌性であり蓄積した VOCs は建材の中では生じてはならない。ベンゼンや他の発癌性物質が検知された場合、上記のような方法で決定された平衡状態にある濃度への終身曝露は想定され、ユニットリスクアプローチを用いて評価される（4.4 参照）。

3.3　平衡濃度の算出のための単純化されたモデル

上記で概略が述べられているような単純化の結果、放散速度 E［μ g/m²h］、及び部屋の容積 V［m³］の全表面面積を F［m²］、そして換気回数 n［1/h］と共に床材からの VOC 放散の平衡濃度 C［μ g/m³］はこのような式から算出される。

$$C = \frac{E \times F}{n \times V} = E / q \ [\mu g/m^3] \qquad (3.1)$$

q=n × V/F［m³/m²h］は単位床面積当たりの換気回数あるいは単位面積当たりの換気量（2.1.2 参照）。

式（3.1）は空気の完全混合と平衡状態、つまり定常的かあるいはゆっくりとした変化の放散量、濃度あるいはその関係の有効性を想定している（2.1.7 参照）。

$$\left| \frac{1}{E} \times \frac{dE}{dt} \right| << 1 \qquad \left| \frac{1}{C} \times \frac{dC}{dt} \right| << 1$$

総床面積 F の一部 F_1*、F_2*、F_3*……,が放散速度 E_1、E_2、E_3……を持つ異なった種類の床材によって覆われている場合、式（3.1）はより一般的な形式を持つ。

$$C = \frac{1}{q} \sum_m E_m \frac{F_m^*}{F} [\mu g / m^3] \qquad (3.2)$$

ここで、

q　　：（床）単位面積当たりの換気量［m³/m²h］
E_m　　：製品 m、m=1、2、3 ……の放散速度［μ g/m²h］
F_m*/F　　：適用要素あるいは床表面積 F によって除された製品 m の放散表面積
　　室内の全床面積を覆っている材料の場合 F_m*/F=1

式（3.2）はまた他の表面材料 m から放散によって生じる平衡濃度を算出する際にも適用することができる。これは F_m*がたとえば、壁紙や石膏ボードのような材料の放散表面積であった場合である。

3.4　単純化された曝露シナリオの定義

式（3.1）によって算出され、床材からの VOC 放散の毒性学的な評価のための基礎となる平衡濃度は 2 つの変数に依存している。放散速度 E、そして床材が使用されることを想定した場合の単位面積当たりの換気量 q である。

したがって詳述されている評価手順ではミクロ環境や室内、評価のもとでの床材によって完全に覆われているフロア、あるいはミクロ環境や室内で単位面積当たりの換気量によってによって完全に覆われているフロアにおいて曝露が生じることを想定している。評価手順のために採用されている曝露シナリオの定義は、したがって、居住環境において実際に生じている割合で分割した最低限度を反映している単位面積当たりの換気量の定義になる。

欧州内で直面する気候的、文化的相違のために必要換気回数の異なった値が有効化されている。例として、英国で見られるようなより湿度の高い気候は壁の湿気とカビの成長を防ぐために 1.75 × 10⁻²m³/m²h の増加した最低換気回数が必要となる（IEA, 1987）。冷たく穏やかな気候の中でエネルギー消費や費用についての換気の与える異なった影響のために、実際の換気回数は推奨された最低値よりも低くなっているか高くなっていることが考えられる。欧州内の住宅における実際の単位面積当たりの換気量の代表値は比較的冷たい気候で北欧の代表国として考えられているスウェーデンでのみ有効である（Norlén and Andersson, 1993）。ここでは実際、86 %もの核家族住宅で、そして集合住宅のおおよそ 50 %で、換気が推奨された 1.25 m³/m²h（0.35

l/m²h）という必要単位面積当たりの換気量を下回っている。核家族住宅の 40 %よりわずかに多い住宅で、そして集合住宅の 20 %で、換気回数は推奨されている最低値の半分も満たしていない（Norlén and Andersson, 1993）。

《地理的、国家的、地方的、土地的なレベルで支配的な異なったレベルにある防護と同様に気候的条件や生活様式などのありうる相違》のために、欧州連合内では、建材における指令体制 89/106/EEC（EEC, 1989）が本質的に必要な事に関連した性質に関して、等級区分を確立している。この指令への付加条件 I 内で言及されている性質のひとつは、《毒ガスの発散》である。このコンセプトに続いて、異なった気候と換気習慣を持つ地域では、異なった単位面積当たりの換気量あるいはシナリオが式（3.1）によって、床材からの VOC 放散によって引き起こされ、毒性学的な評価（第 4 章と第 6 章参照）のために使用される見込みのある平衡濃度の決定のために使用されるであろう。また同じ単位面積当たりの換気量は床材からの放散の感覚的な評価にも適用されるべきである。

上記のような議論にしたがって、表 3.2 で報告されている通りの VOC 放散の評価のために、それぞれ 3 つの曝露シナリオと 3 つの単位面積当たりの換気量 q_e が挿入されることを決定しなければならない。

表 3.2 VOC 放散の毒性学的、感覚的評価のために使用される
曝露シナリオと単位面積当たりの換気量 q_e

シナリオや等級	単位面積当たりの換気量 ［l/mm²］/［m³/m²h］	換気回数 1) ［1/h］
1	0.175/0.625	0.25
2	0.35/1.25	0.5 2)
3	0.7/2.5	1.0

1）天井高 2.5m　2）デンマーク、フィンランド、スウェーデンにおける最低換気回数

第 5 章、第 6 章に詳述されている評価に適用されるシナリオや単位面積当たりの換気量によって、第 6 章で表示された状況を満たす材料は等級 1, 2 あるいは 3 の材料として表 3.2 で示されている通り、6.5 で討論されている通りように等級付けされる。

VOC 放散速度は 1.25m³/m²h という単位面積当たりの換気量で決定されている（2.1.2）。付録 2 の中で概略が述べられている通り、VOC 放散速度は単位面積当たりの換気量の増加とともに増加している。床材のために、表 3.2 の範囲で 1.25m³/m²h で測定されている放散速度の変動は± 20-25 %を越えないこととして想定されている。この誤りは毒性学的な評価手順が不確定なことと比べれば、無視してもよいとされている。

3.5 参考文献

ASHRAE（American Society of Heating, Refrigerating and Air- conditioning Engineers）, 1989. ASHRAE Standard 62-1989: Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality. Atlanta: ASHTAE Publications Sales Department.

CIBSE（The Chartered Institute of Building Services Engineers）, 1986. CIBSE Guide, Volume A: Design data; Volume B: Installation and equipment data; Volume C: Reference data. London: Chartered Institute of Building Services Engineers.

DIN（Deutsches Institut für Normierung e. V.）, 1994. Richtlinie DIN 1946-6 : Raumlufttechnik □ Teil 6: Lüftung von Wohnungen, Anforderungen, Ausführung, Abnahme（VDI-Lüftungsregelungen）. ［Ventilation and air conditioning □ Part 6: Ventilation for residential buildings □ Requirements, performance, acceptance（VDI Ventilation code of practice）］

ECA-IAQ（European Collaborative Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man"）, 1992. Guidelines for ventilation requirements in buildings. Report Nr. 11, EUR 14449 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

EEC（European Economic Community）, 1989. Council Directive 89/106/EEC of 21 December 1988 on the approximation of laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to construction products. O.J. NoL 40, 11.02.89, pp.12-25.

IEA, 1987. Minimum ventilation rates: International Energy Agency, Energy conservation in buildings and community systems programme, Annex IX.

National Building Code of Finland, 1987. Indoor climate and ventilation of buildings. National Building Code of Finland, part D2. Helsinki: Ministry of the Environment, p. 15.

NKB (Nordic Committee on Building Regulations), 1991. Indoor climate and air quality,. NKB, Indoor Climate Committee, NKB Committee and Work Reports, 1991: 61E

Norlén, U. and Andersson, K. (eds.) 1993. The indoor climate in the Swedish housing stock. Document D10: 1993,ISBN 91-540-5569-5. Stockholm, Sweden: Swedish Council for Building Research.

SCANVAC (Scandinavian Organizations for Ventilation and Air Conditioning), 1991. Classified indoor climate systems. Stockholm: The Swedish Indoor Climate Institute.

Weschler, C.J., Hodgson, A.T. and Wooley, J.D., 1992. Indoor chemistry: ozone, volatile organic compounds, and carpets. Environ. Sci. Technol. 26, 2371-2377.

Zellweger, C., Gehrig, R., Hill, M. and Hofer, P., 1995. VOC emissions from building materials: comparison of chamber emission data with concentrations in real room. *Healthy Buildings '95*, Proc. International Conference on Healthy Buildings in Mild Climate, Vol. 2, pp. 845-850.

第4章　VOC放散の健康に対する影響の評価

4.1　背景

住宅、オフィス、学校といった様々な空間における室内空気汚染（IAP）が人体健康に悪影響を及ぼすとして広く認識されている。IAPは、繊維、微粒子、ラドン、微生物、アレルゲン、揮発性有機化合物（VOCs）、タバコの煙（ETS）及び他の燃焼物質の複合混合物により構成される。これらの汚染物質（さらにこれらの相互作用による生成物）は人体の健康と快適感に様々な形で影響を及ぼすと考えられる。曝露による影響としては、呼吸器への影響；アレルギーや、免疫組織へのその他の影響を引き起こす（NKB, 1993）；肺癌の危険性を高める；生殖への影響；肌や粘膜への刺激；神経系への知覚影響やその他の影響を引き起こす；心臓血管の病気の危険性を高めること（ETSとCO）などが予測される（ECA, 1991）。

建材からの放散に対する曝露に関しては、知覚神経系と同様に、目や鼻、のどの粘膜や肌への重大な影響がある。これらの影響は、多くの内装建材（塗料、着色剤、接着剤など）から放散されるホルムアルデヒドや、アセトンやベンゼン、トルエン、シクロヘキサン、塩化物やほかの溶剤といったVOCsによって引き起こされる。化学物質は、これらによる刺激もしくは、アレルゲン、感染源やその他刺激性物質の影響の増加によって直接粘膜に害を及ぼす。最近の例では、気道刺激に対するグラスファイバーとスチレンの潜在的な相互関連（Mølhave et al., 1986, 1991）やNO_2と細菌・ウイルス感染との相互関連（Kjaergaard et al., 1989, 1991）がある。神経系は、室内にあるいくつかの汚染有機化合物に影響される。それらのうちいくつかはneurotoxic（神経毒）として知られるが、一般的な影響としては職業上での高濃度の曝露によってのみ見られる。これらの化合物には、アセトン、ベンゼン、トルエン、シクロヘキサン、n-ヘキサン、スチレン、塩化物が含まれる。

4.2　個々のVOCsの毒性情報源

建材由来のVOCsのうち混合された状態で毒性を評価されているものは少ない。最も有効な指標はあるひとつの化学物質を人体もしくは実験動物に、健康影響の無い濃度レベル（NOELまたはNOAEL）を明らかにし、次第に数分で死に至る濃度まで上げて曝露させるというような研究から得られるものである。ただしこれはひとつの化学物質に限ったデータであることに注意する必要があり、建材由来と考えられる広範囲のVOCsの、有用な毒性データは極めて少ない。

化学物質の毒性評価には摂取影響と摂取反応の関係をはっきりさせることが求められる。これらは毒性作用または“無作用量”（NOELs）の閾値を明らかにするために用いられる。曝露評価と曝露された人間の過敏性を共に考慮しつつ、閾値は職業許容曝露レベル（OELs）を明らかにすることや空気質のガイドライン（AQGs）、または個々の化学物質の規制値やガイドライン値として用いられる。許容曝露量は通常、一日の曝露時間（OELsでは8時間、AQGsでは24時間）と、一週間に何日曝露するのか（OELsでは5日間、AQGsでは7日間）を考慮し、平均された濃度の閾値で表現される。最も新しいOELsは、NOELsの安全要素か他の類似情報源によって、人体の健康影響に基づいて定められている。

一般の空間においては、非常に限られた室内汚染にのみガイドラインが設けられた（WHO, 1987）。こうしたガイドラインの設定は数年をかけた多くの過程を要した。それまでは、OELsがVOCs室内ガイドライン値の最も有効な当初のモデルとなった。しかし一般生活では、一日24時間毎日曝露し、高齢者から病気の人まで様々な状況を内包するため、安全な要素の追加が求められた（WHO, 1987；Shoaf, 1991；Nielsen et al., 1995, 1996）。

4.3　室内濃度におけるVOCsの相互関連

床材からの放散を扱う場合、複数化学物質の放散が一般的である。しかしながら、相互作用についても考慮するべきである。かなり初期のもので、27の一般的な有機化学物質について同時に存在した場合の毒性の研究がある（Smyth et al., 1969）にもかかわらず、制御された複数の化学物質によって得られた毒性の相互作用に関しては有効なデータが非常に少ない。その結果、ACGIHを含むいくつかの機関が、混合状態での職業許容曝露量の付加的な導入を大まかな指標として採用している。最近では、科学的議論によって、室内にある低濃度で発癌性の無い汚染物の呼吸器系への影響が認められている（Nielsen et al., 1995）。

しかしながら、他に明確な情報が無いため、こうした低レベルでの混合曝露への“付加的な”試みは有意義である。これにより、実用的で、おそらく無理のない保護の程度を明らかにできる（Levy & Lunau, 1990）。混合状態での潜在毒性を明らかにするこの試みによって、それぞれの空気質ガイドライン値、またはそれに代わるものによって分類される個々の化合物の濃度も加えられる。

典型的な室内空気は多くの VOCs を数 μ g/m³ ずつ含んでいる。実験に基づく毒性データがあり、OELs が定められているいくつかの VOCs を考慮して、毒性予測のための様々なモデルが提案されてきている。これらは QSAR モデル（付録 7 参照）や化学物質構成の類似に基づいた“大まかな見積もり”を含む。ひとつの化学物質に対して許容曝露量が有効でないとき、よく似た化学混合物に対して指標が確立されていれば仮の許容曝露量の概算として採用するのは意味があるであろう。

化学物質の毒特性予測として提案された方法の中で、ラット実験により呼吸器系への刺激が発見された（Alarie, 1984）。しかしこのアプローチは、より一般的な毒特性を予見するために使用されるにとどまる。

VOCs の放散評価の有用な方法は、VOCs の総濃度（TVOC）の測定から成る。TVOC は様々な目的にたいしてそれぞれの方法で測定され、結果も違ったものとなる。この報告においては評価方法を提案することを目的として、定義を 2.1.7（p. 11 参照）に示した。TVOC の新しい定義は ECA の専門機関（WG 13）によって現在審議されている。

TVOC の許容最小濃度の基礎となる結果を示すことは不可能であるという世論があるが、健康、快適、エネルギー効率、持続可能性の点からみて、室内の汚染物質を減らすために発生源をコントロールすることが必要であることには意見の一致をみている。また、室内の TVOC レベルは“可能な限り少なく”（ALARA）、非産業用建築では 0.1-0.5mg/m³ を超えるべきではない（Krause et al., 1987, 1991）。この範囲の最低レベルを維持するために、ひとつの建材からの放散濃度は制限されるべきである。実験において、**計算された TVOC 濃度は 3 日後には 5mg/m³ を超えてはならず、28 日後には 0.2mg/m³ 以下でなくてはならない。**このような限界値は低放散建材の生産を促進する。

4.4　床材から放散される個々の VOCs 毒性評価

化学物質曝露による健康被害を評価する場合、長期・短期どちらにおいても曝露された期間が考慮されなければならない。床材からの放散を扱うときには、施工直後の放散（通常このとき曝露された居住者による訴えを生じる）と 1 週間後、1 ヵ月後の放散（建材の継続すると考えられる長期放散の代表とできる）、どちらも考慮しなければならない。

いくつもの多くの健康影響は、急性症状を引き起こすひとつの曝露とは関係ないが、慢性の、危険なレベルに達する毒物の生物濃縮や、最終的に慢性症状を誘発する急性症状の発現の原因となる、繰り返し曝露することなどにより引き起こされる。

ここで提案された評価法を確立することを目的として、VOCs を次のグループに分類した：

(a) 発癌性物質として知られている、もしくは疑われているもの－人間に対する化学物質の発癌性は人体の研究または動物実験により明らかにすることが出来る。そうした評価結果から、化学物質は異なる構成によって人体への異なる潜在的リスクを示す様々なグループに分類される。こうした分類基準は普遍的な合意が未だに無く、このことから E.U., IARC, U.S.EPA などによる異なる分類案が確立されるに至っている。

発癌性物質への曝露と関連する癌の危険性は U.S.EPA や WHO によって提案された”ユニットリスク”を用いて定量できる（1987）。ユニットリスクは生涯を通してひとつの物質を単位濃度（1 μ g/m³）曝露したときに生じる過度の危険性として定義される。生涯ユニットリスク（LUR）の正確な概算は不確かであるにも関わらず、LURs は少なくとも危険性の比較的定量的な評価ができるため公衆の健康について評価する際に役立つ。

ここで提案された評価法を確立することを目的として、発癌性物質を 3 つに分類している EU の提案（EU, 1994; 付録 8 参照）を用いる適当性について考えたい。1 と 2 に分類される物質に対しては、ユニットリスクの概念は適用される。この作業に関連すると考えられる 1 と 2 に分類される物質は、VOC 放散において潜在的に存在している。それらを表 4.1 に示す。

表 4.1　Council Directive 67/548/EEC の Annex Ⅰにて 1 または 2 に分類され床材からの放散に潜在的に含まれる VOC

物質	EU 分類 (1)	1 μ g/m³ あたりの LUR (2)	生涯吸入限界濃度［μ g/m³］	
			10^{-4} (3)	10^{-5} (4)
benzene	1	4×10^{-6}	25	2.5
vinylchloride	1	1×10^{-6}	100	10

(1) 分類の意義については付録 8 参照 (2) 1 μ g/m³ あたりの生涯吸入ユニットリスク出典：EPA's Integrated Risk Information System（IRIS）または WHO（1987）(3) 式（4.1）を用いた LUR から：限界濃度＝ 10^{-4}/LUR (4) 式（4.1）を用いた LUR から：限界濃度＝ 10^{-5}/LUR

発癌性化合物－表 4.1 に挙げたような VOC_{ci} －を放散する建材は、例え以下を満たしていても使用されない。

(1) 癌の危険を生じる予測濃度 C_{ci} (24h) に至る、試験開始 24 時間後に定義される放散速度（シナリオまたは表 3.2（第 3 章 3.4、第 6 章参照）から選択される単位面積あたりの換気量条件に従う）

$$LUR\ (C_{ci}\ (24h)) > 10^{-4} \qquad (4.1)$$

これは 3 日後の放散が評価される知覚試験パネルの構成を保護するための条件である（5.3.1 参照）。

(2) 上記の条件下にて癌の危険を生じる予測濃度 C_{ci} (28d) に至る、試験開始 28 日後に定義される放散速度

$$LUR\ (C_{ci}\ (28d)) > 10^{-5} \qquad (4.2)$$

これは一般社会を保護するための条件である。

濃度限界（C_{ci} (24h) と C_{ci} (28d) を上回ってはならない）は、表 4.1 の 4, 5 列にそれぞれ示してある。

近年発癌性物質のための空気質基準に対するどちらか一方の試みが提案されている（Maynard et al., 1995)。この試みの中で、基準は最も可能性のある毒物学的かつ機械学的知識を用いて、また安全要素の適用によって定める事ができる。しかしながら現在では、この手順に対して不十分なデータしか適用できない。

分類 3 の発癌性物質については後に d) にて取り扱う。

(b) 生殖

毒性（生殖影響を潜在する化学物質）は、危険毒性を評価する際に特に考慮される。一般的に、許容され得る放散の限界を定めるときこれらの影響は考慮される。ここで提案される評価手順の評価のために、生殖影響のある（疑われる）化合物は後に d) に示すような追加安全要素を用いて扱う。

(c) 大変低い濃度であっても特に毒性が知られている化学物質か VOCs（例えば過敏性物質）

室内の建材からの放散においてこれらの化学物質の存在は、室内環境においてとても低い濃度であっても危険があるとして特に考慮される。しかし、差し当ってワーキンググループはこうした化学物質を含む床材からの放散について考慮しない。

(d) 国内・国際委員会に査定されている VOCs と、これらへの空気質ガイドライン（AQGs）または閾値制限値（TLVs™）といった職業許容曝露量（OELs）が制定されている。これらの値は “対象の最低濃度”（LCIs）として用いられ、すなわちそれを超える最低濃度の室内空気汚染でも、最も専門的な判断によると、人体になんらかの影響があると考えられる。

ある VOC に対して定められた AQG において、LCI は基本的に AQG と同じ値として定められる。AQGs が、定めた組織、または影響、汚染を考慮する対象、または対象とする期間（例えば 30 分と 24 時間など）等が異なっていた場合、最も低い値が採用される。

残念なことに、さらに多くの化合物に対して考慮が可能であるにも関わらず AQGs はごくわずかの VOCs にしか定められておらず、OELs は様々な専門家や組織によって定められている。こうしたことから、LCIs は以下の様に OELs と区別される。

デンマーク（DK; Arbejdstilsynet, 1994)、ドイツ（D; DFG, 1995)、英国（UK; HSE, 1995）の国立専門機関、そして米国産業衛生専門家会議（ACGIH, 1995）によって定められた OELs は比較され、それぞれの化合物において最も低い値が採用されている。採用された OELs は、室内と職場環境（4.2 に概要が示してある、異なる発生源からの同じ VOC への同時曝露が起こるような）で曝露された人における曝露状況の違いを考慮した安全要素（SF）によって分類される。この安全要素は以下の様に定められる。

- SF ＝一般化合物については 100
- SF ＝催奇形成物質または reprotoxic 化合物と、EC 分類（EU, 1994）によると分類 3 の発癌性物質については 1000

LCI は OEL/SF 値を有効数字一桁として表される。これは以下に拠っている。

（i）LCI アプローチの近似特性と、より重要なこととして、

（ii）健康建材製品（可能な限り VOC 放散を抑えた建材）の是認の意図がある。これは VOCs の潜在的影響、特に相互作用についての知識に未だ限界があることから、正当であることを示している。

表 4.2 に LCI 値の結果一覧を示す。加えて、表の 5 列目にある AQG-と OEL/SF-の値は AQG、OELs の出典（6 列目）により分類される。

LCI 値は AQGs または OELs の設定として用いられる場合に限り臭いの閾値を反映する。においは単独の知覚評価に含まれる（第 5 章参照)。

(e) より上のクラスに分類できない放散 VOCs は、“毒性が知られていない” ものとされ、人体健康への危険が評価出来ない。しかしながら、最近低放散製品が国立または国際的な委員会によってまだ評価されていない化学物質（Texanol™ など）を含んでいるかもしれないとされ、毒性データ、評価、AQGs の推奨が公

開文献（例えばNielsen et al., 1996）に発表されている。こうした場合、それが妥当と見なされれば、推奨AQGsが10の追加安全要素を用いたLCIsとして適用される。

さらに、いくつかの“評価出来ない”化合物に対して、LCI値は表4.2に示される化学分類と族をベースとした類似化学物質を用いたとされる。それが妥当と考えられる場合、化合物の族（大抵は同族）のAQGかOELに分類される現在の最低のLCIは、AQGかOELに有効でない族に割り当てられる。これらのLCIsは表4.3を参照しつつ表4.2に示す。表4.3では、類似化学物質によって設定されたLCI値の選択の理論的根拠が示されている。

d）より下且つe）より上であることから定義される重要物質の中で最も低い濃度（LCI）の値は、第6章に著す評価手順にのみ用いられる。（室内）空気質ガイドラインのために用いる予定はない。

表4.2 床材から放散が確認されたVOCsの“対象の最低濃度”（LCIs）
“参照”列のアルファベットは表4.3の説明を参照のこと

この表のLCI値は第6章に示す評価手順にのみ使用される予定である。（室内）空気質ガイドラインの代用値ではない。

化学物質	CAS No.	LCI［μ g/m³］	表4.3を参照	AQGまたはOEL/SF［μ g/m³］	出典
芳香族炭化水素					
トルエン	108-88-3	1000[1)]		1000[1)]	WHO
エチルベンゼン	100-41-4	1000		1000	DK
キシレン	1330-20-7	1000		1500	DK
p-キシレン	106-42-3	1000		1500	DK
m-キシレン	108-38-3	1000		1500	DK
o-キシレン	95-47-6	1000		1500	DK
イソプロピルベンゼン（クメン）	98-82-8	1000		1200	DK, UK
n-プロピルベンゼン	103-65-1	1000	a		
1-プロピルベンゼン	637-50-3	1000	b		
トリメチルベンゼン		1000	a		
1,3,5-トリメチルベンゼン	108-67-8	1000		1200	DK, UK
1,2,4-トリメチルベンゼン	95-63-6	1000		1200	DK, UK
1,2,3-トリメチルベンゼン	526-73-8	1000		1200	DK, UK
2-エチルトルエン	611-14-3	2000		2170	DK
1-メチル-2-プロピルベンゼン	1074-17-5	1000	a		
1-メチル-3-プロピルベンゼン	1074-43-7	1000	a		
1,2,4,5-テトラメチルベンゼン	95-93-2	1000	a		
n-ブチルベンゼン	104-51-8	1000	a		
1,3-ジイソブチルベンゼン	99-62-7	1000	a		
1,4-ジイソブチルベンゼン	100-18-5	1000	a		
2-フェニルオクタン	777-22-0	1000	a		
5-フェニルデカン	4537-11-5	1000	a		
5-フェニルウンデカン	4537-15-9	1000	a		
4-フェニルシクロヘキサン（4-PCH）	31017-40-0	800	c		

[1)] WHO（1987）、p.26の知覚影響または過敏反応をもとにしたガイドライン値

化学物質	CAS No.	LCI［μ g/m³］	表4.3を参照	AQGまたはOEL/SF［μ g/m³］	出典
芳香族炭化水素（続き）					
スチレン	100-42-5	70[1)]		70[1)]	WHO
エチルベンゼン	536-74-3	800	c		
a-メチルスチレン	98-83-9	1000		1200	DK

o-メチルスチレン	611-15-4	1000		1200	DK
m.p.-メチルスチレン m: p:	100-80-1 622-97-9	1000		1200	DK
ナフタレン	91-20-3	500		500	DK, UK
飽和脂肪族炭化水素					
2-メチルブタン	78-78-4	10000		15000	DK
n-ペンタン	109-66-0	10000		15000	DK
3-メチルペンタン	96-14-0	7000		7000	D, DK
n-ヘキサン	110-54-3	700		700	UK
2-メチルヘキサン	591-76-4	8000		8200	DK
3-メチルヘキサン	589-34-4	8000		8200	DK
n-ヘプタン	142-82-5	8000		8200	DK
n-オクタン	111-65-9	9000		9350	DK
C9 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
2-メチルオクタン	3221-61-2	10000	d	12000	UK
3-メチルオクタン	2216-33-3	10000	d	12000	UK
n-ノナン	111-84-2	10000		10500	DK
C10 ヒドロカーボン		3000[2)]		3500[2)]	DK
3,5-ジメチルオクタン	15869-93-9	3000		3500	DK
2-メチルノナン	871-83-0	3000		3500	DK
n-デカン	124-18-5	2000		2500	DK
C11 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
2,4,6-トリメチルオクタン	62016-37-9	10000	d	12000	UK
4-メチルデカン	2847-72-5	10000	d	12000	UK
n-ウンデカン	1120-21-4	10000	d	12000	UK
C12 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
イソドデカン	112-40-3	10000	d	12000	UK
2,2,4,6,6-ペンタメチルヘプタン	30586-18-6	10000	d	12000	UK
n-ドデカン	112-40-3	10000	d	12000	UK
C13 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
4,5-ジエチルノナン		10000	d	12000	UK
n-トリデカン	629-50-5	10000	d	12000	UK
n-テトラデカン	64036-86-3	10000	d	12000	UK
n-ペンタデカン	629-62-9	10000	d	12000	UK
C16 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
n-ヘキサデカン	544-76-3	10000	d	12000	UK
C17 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
n-ヘプタデカン	629-78-7	10000	d	12000	UK
C18 ヒドロカーボン		10000	d	12000	UK
n-オクタデカン	593-45-3	10000	d	12000	UK
n-エイコサン C20	112-95-8	10000	d	12000	UK
2,6,10,14-テトラメチルヘキサデカン（フィタン）	638-36-8	10000	d	12000	UK
プリスタン	1921-70	10000	d	12000	UK

[1)] WHO（1987）、p.26 の知覚影響または過敏反応をもとにしたガイドライン値
[2)] n-デカンを除く

化学物質	CAS No.	LCI［μ g/m³］	表 4.3 を参照	AQG または OEL/SF［μ g/m³］	出典
不飽和/環状脂肪族炭化水素					
シクロヘキサン	100-82-7	3000		3400	UK
メチルシクロヘキサン	108-87-2	8000		8050	DK
シクロヘキサン,1,4-ジメチル	70688-47-0	8000		8000	UK

1-メチル 4-メチル エチルシクロヘキサン	cis: 6069-98-3 trans: 1678-82-6	8000		8000	UK
テルペン類					
3-カレン	13466-78-9	1000	e		
カンフェーン	79-92-5	1000	e		
α-ピネン	80-56-8	1000	e		
β-ピネン	18172-67-3	1000	e		
リモネン	138-86-3	1000	e		
ロンギフォレン	475-20-7	1000	e		
カリオフィレン-trans	13877-93-5	1000	e		
a-セドレン	469-61-4	1000	e		
ターペンタイン	9005-50-7	1000		1400	DK
脂肪族アルコール					
1-プロパノール	71-23-8	5000		5000	DK, UK
2-プロパノール	67-63-0	4000		4900	DK
Tert-ブタノール,2-メチル-2-プロパノール	75-65-0	1000		1500	DK, UK
2-メチル-1-プロパノール	78-83-1	1000		1500	DK, UK
1-ブタノール	71-36-3	1000		1500	DK, UK
1-ペンタノール	71-41-0	3000		3600	DK
1-ヘキサノール	111-27-3	1000	f		
シクロヘキサノール	108-93-0	2000		2000	D, DK, UK
2-エチル-1-ヘキサノール	104-76-7	1000	f		
1-オクタノール	111-87-5	1000	f		
2,2,4-トリメチル-1,3-ペンタンジオール,モノイソブチレート（Texanol□）	25265-77-4	1000	g		
芳香族アルコール					
フェノール	108-95-2	400		400	DK
BHT（2,6-ジテルトブチル-4-メチルフェノール）	128-37-0	400	h		
グリコール・グリコールエーテル					
プロピレングリコール	57-55-6	4000		4700	UK
2-メトキシエタノール	109-86-4	10		15[3)]	D
ジメトキシメタン	109-87-5	30000		31000	D, DK, UK
ジメトキシエタン	110-71-4	1000	i		
2-エトキシエタノール（エチルグリコール）	110-80-5	10		18[3)]	USA
2-ブトキシエタノール（ブチルグリコール）	111-76-2	1000		1000	D
ジエチレングリコール-n-モノブチル-エーテル;2-（2-ブトキシエトキシ）-エタノール	112-34-5	1000		1000	D

[3)] 化合物の生殖毒性が疑われることから安全要素 SF=1000 が OEL に適用される。

化学物質	CAS No.	LCI［μ g/m³］	表 4.3 を参照	AQG または OEL/SF［μ g/m³］	出典
アルデヒド類					
ホルムアルデヒド	50-00-0	10[4)]		10[4)]	WHO
アセトアルデヒド	75-07-0	40		45[5)]	DK
プロパナール	123-38-6	400	j		
ブタナール	123-72-8	400	j		
ペンタナール	110-62-3	400	j		
ヘキサナール	66-25-1	400	j		

ヘプタナール	111-71-7	400	j		
2-エチルヘキサナール	123-05-7	400	j		
オクタナール	124-13-0	400	j		
ノナナール	124-19-6	400	j		
デカナール	112-31-2	400	j		
2-ブテナール（クロトンアルデヒド）	123-73-9	60		60	DK
2-ペンテナール	1576-87-0	60	k		
2-ヘプテナール cis: trans:	57266-861 18829-55-5	60	k		
2-ノネナール（trans）	188-29-56	60	k		
2-デセナール（cis）	2497-25-8	60	k		
2-ウンデセナール	1337-83-3	60	k		
2-フランカルボクスアルデヒド、furfral	98-01-1	79		79	DK
ケトン類					
アセトン	67-64-1	6000		6000	DK
2-ブタノン（メチルエチルケトン）	78-93-3	1000		1450	DK
3-メチル-2-ブタノン	563-80-4	1000	l		
4-メチル-2-ペンタノン	108-10-1	1000	l		
シクロペンタノン	120-92-3	900		900	DK
シクロヘキサノン	108-94-1	1000		1000	D, DK, UK
2-メチルシクロペンタノン	1120-72-5	900	m		
2-メチルシクロヘキサノン	583-60-8	2000		2300	D, DK, UK
酸					
酢酸	64-19-7	250		250	D, DK, UK
プロピオン酸	79-09-4	300		300	D, DK, UK
イソブチル酸	79-31-2	300	n		
ブチル酸	107-92-6	300	n		
2,2-ジメチルプロパン酸	75-98-9	300	n		
ペンタン酸	109-52-4	300	n		
ヘキサン酸	142-62-1	300	n		
ヘプタン酸	111-14-8	300	n		
オクタン酸	124-07-2	300	n		
ヘキサデカノン酸	57-10-3	300	n		

[4] WHO によって過敏グループに対する新しい空気質ガイドラインとして考えられている値は、呼吸器系癌の危険性をも考慮に入れている。

[5] 第 3 発がん性物質に分類されることから安全要素 SF=1000 が OEL に適用される。

化学物質	CAS No.	LCI［μ g/m³］	表 4.3 を参照	AQG または OEL/SF［μ g/m³］	出典
塩化炭化水素					
ジクロロメタン	75-09-2	400		430[6]	WHO
カーボンテトラクロライド	56-23-5	10		13[5]	DK, UK
1,2-ジクロロエタン	107-06-2	700		700	WHO
トリクロロエタン	79-01-6	50		55[5]	DK
テトラクロロエタン	127-18-4	70		70[5]	DK
1,4-ジクロロベンゼン	106-46-7	600		600	ACGIH
エステル類					
メチルホルメート	107-31-3	2000		2500	D, DK, UK
エチルアセテート	141-78-6	5000		5100	DK
ビニルアセテート	108-05-4	300		300	DK, UK
イソプロピルアセテート	108-21-4	6000		6250	DK
プロピルアセテート	109-60-4	6000		6250	DK
ブチルホルメート	592-84-7	2000	o		

メタクリリック酸メチルエステル	80-62-6	2000		2050	DK
イソブチルアセテート	110-19-0	7000		7000	UK
ブチルアセテート	123-86-4	7000		7100	DK, UK
2-メトキシエチルアセテート	110-49-6	20		24[3]	UK
2-エトキシエチルアセテート	111-15-9	20		24[3]	DK
2-エチルヘキシルアセテート	103-09-3	200		270	DK
1,6-オクタジエン-3-ol,-3,7-ジメチルアセテート	115-95-7	300	p		
フタル酸類					
ジメチルフタレート	131-11-3	30		30	DK
ジブチルフタレート	84-74-2	30		30	DK
アルキルフタレート（飽和）		30	q		
その他					
1,4-ジオキサン	123-91-1	30		36[5]	DK
N-メチル-2-ピロリドン	872-50-4	800		800	D
カプロラクタン	105-60-2	50		50	D
インデン	95-13-6	450		450	DK, UK

[3] 化合物の生殖毒性が疑われることから安全要素 SF=1000 が OEL に適用される。
[4] 第 3 発がん性物質に分類されることから安全要素 SF=1000 が OEL に適用される。
[5] WHO によって週平均濃度に対する新しい空気質ガイドラインとして考えられている値である。

表 4.3 AQG や OELs が確立されていない VOCs が LCIs に属する理論的根拠

表 4.2 の 第 4 列における参照	LCI 値に属する理論的根拠
a	LCI 値は、AQG や OEL が定義されていない全ての飽和アルキルベンゼンに属する。値は、毒性を基礎とした AQG や OEL によって与えられた分類の最低 LCI と等しく設定する。
b	化合物はその毒性に関連してメチルスチレンと同じとする。
c	化合物はその毒性に関連してスチレンと同じとする。LCI 値はさらに、WHO によって定義されたスチレンの AQG を基盤とした毒性を設定する（1987）。
d	飽和ヒドロカーボンの OEL 値を基礎とする（HSE, 1995, p.9 参照）。
e	LCI 値は全てのテルペン類に属する。値はデンマークにて確立された turpentine の OEL によって与えられる。
f	LCI 値は OEL が定義されていない全ての飽和脂肪族アルコールに属する。値は OEL によって与えられるこの分類（ブタノールイソマー）の最低 LCI と等しく設定する。
g	テキサノールの試験的な室内放散限界は Nielsen らによって概算されている（1996）。
h	フェノールの LCI 値は OEL が定義されていない全ての飽和アルキルフェノールに属する。
i	LCI 値は OEL が定義されていないグループの全ての化合物に属する。値は生殖毒性物質ではない分類の最低 LCI 値と同じとする。
j	LCI 値は AQG や OEL が定義されていない全ての飽和脂肪族アルデヒド類に属する。不明確要素 UF=100 であっても、値はアセトアルデヒドの OEL によって与えられる。
k	LCI 値は OEL が定義されていない全ての 2-不飽和脂肪族アルデヒド類に属する。値は 2-ブタノールの LCI と同じとする。
l	2-ブタノンと同じく、このグループの最低 LCI である。
m	シクロペンタノンと同じく、このグループの最低 LCI である。
n	プロパン酸と同じ。
o	LCI 値は OEL の定義されていない全ての飽和アルキルホルメートに属する。値はメチルホルメートの LCI と同じであるとする。
p	LCI 値は OEL が定義されていない全ての不飽和アルキルアセテートに属する。値はビニルアセテートの LCI と同じとする。
q	LCI 値は OEL の定義されていない全ての飽和アルキルフタレートに属する。値はジメチル/ジブチルフタレートの LCI と同じとする。

4.5 参考文献

ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists), 1995. 1995-1996; Threshold Limit Values (TLVs™) for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices (BEIs™). ISBN 1-882417-110-9. Cincinnati, Ohio: American Conference of Governmental Industrial Hygienists Inc.
Alarie, Y., 1984. Establishing threshold limit values for airborne sensory irritants from an animal model and the mechanisms of olfaction of sensory irritants. Adv. Environ. Toxicol. 8, 153-164.

Arbejdstilsynet, 1994. Gr□nsev□rdier for stoffer og materialer. At-anvisning Nr. 3.1.0.2, July 1994.

DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft), 1995. Maximale Arbetsplatzkonzentrationen und Biologische Arbeitsstofftoleranzwerte 1995. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Mitteilung 31, ISBN 3-527-27569-X. Weinheim (D) : VCH Verlagsgesellschaft mbH.

ECA (European Concerted Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man"), 1991. Effects of indoor air pollution on human health. Report No. 10, EUR 14086 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

EU (European Union), 1994. Substances classified in Annex I of Council Directive 67/548/EEC, including all substances up to the 21st Adaptation to Technical Progress, O. J. L381, Vol. 37, 31.12.1994.

Harving, H., Dahl, R., and Mølhave, L. 1991. Lung fuction and bronchial reactivity in asthmatics during exposure to volatile organic compounds. Am. Rev. Respir. Dis. 143:751-754.

HSE (Health & Safety Executive), 1995. Occupational exposure limits 1995. Document EH40/95, ISBN 071760876X. Sudbury, Suffolk CO 106FS: HSE Books (PO Box 1999)

Kjaergaard, S.K., Mølhave, L. and Pedersen, O.F, 1991. Human reactions to a mixture of indoor air volatile organic compounds. Atmosph. Enmironm. 25a:1417-1426.

Krause, C., Mailahn, W., Nagel, R., Schulz, C. Seifert, B. and Ullrich, D., 1987. Occurence of volatile organic compounds in the air of 500 homes in the Federal Republic of Germany. In: Seifert B., Esdorn H., Fischer M., Rüden H. and Wegner J. *Indoor Air '87. Proceedings of the 4th International Conference on Indoor Air Quality and Climate.* Berlin, 17-21 August, vol. 1, pp.102-106.

Krause C., Chutsch, M., Henke, M., Huber, M., Kliem, C., Leiske, W. Mailahn W., Schulz, C., Schwarz, E., Seifert, B. and Ullrich, D., 1991. Umwelt-Survey, Band IIIc, Wohn-Innenraum: Raumluft. Deskription flüchtiger organischer Verbindungen in der Raumluft der Bundesrepublik Deutschland 1985-86. WaBoLu-Hefte 4/1991. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, 278 S. ISBN 3-89234-104-3

Levy, L.S. and Lunau, F.W., 1990. Occupational limits for mixtures. In: Indoor Air Quality and Ventilation. Lunau F.W. and Reynolds G. L. (eds). London: Selpher Ltd., pp. 15-21.

Maynard, R.L., Cameron, K.M., Fielder, R., McDonald, A. and Wadge, A., 1995. Setting air quality standards for carcinogens: an alternative to mathematical quantitative risk assessment □ discussion paper. Human and Experimental Toxicology 14, 175-186.

Mølhave, L. (1991). Volatile organic compounds, indoor air quality and health. Indoor Air 1, 357-376.

Mølhave, L., Bach, B., and Pedersen, O.F, 1986. Human reactions to low concentrations of volatile organic compounds. Environm. Internat. 12: 167-175.

Mølhave, L., Jensen, J.G. and Larsen, S., 1991. Subjective reactions to volatile organic compounds as air pollutants. Atmosph. Environm. 25a: 1283-1293.

Nielsen, G. D., Alarie, Y., Poulsen, O.M., Nexø, B.A., 1995. Possible mechanisms for the respiratory tract effects of noncarcinogenic indoor-climate pollutants and bases for their risk assessment. Scand. J. Work Environ. Health 21, 165-178

Nielsen, G.D., Frimann Hansen, L., Hammer, M., Vejrup, K.V., Wolkoff, P., 1996. Chemical and biological evaluation of building material emissions I. A screening procedure based on closed emission systems. Indoor Air, accepted for publication.

NKB (Nordic Committee on Building Regulations), 1993. Allergy Hypersensitivity and Chemical Substances-Summary and Conclusions-NKB Committee and Work Reports 1993: 01E, ISBN 951-47-8197-X. Helsinki: Painatuskeskus Oy.

Shoaf, C.R., 1991. Current assessment practices for noncancer end points. Environ. Health Perspect. 95, 111-119

Smyth, H.F. jr., Weil, C.S., West, J.S. and Carpenter, C.P., 1969. An exploration of joint toxic action: twenty-seven industrial chemicals intubated in rats in all possible pairs. Toxicol. Appl. Pharmacol., 14, 340-347.

WHO (World Health Organization), 1987. Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

第5章　床材からの放散の知覚評価

5.1　背景

化学分析では化学物質がどのように知覚されるかを予測することができないため、被験者実験は空気質の知覚影響を測定する上で不可欠な方法である。さらに、違うタイプの知覚曝露の影響をまとめるためには、定性的な化学的方法は一般的に不適当または不十分である。現在のところ知覚法は知覚空気質の評価法にとどまっている。

最終的に建材からの放散の知覚評価は、実験評価や実際の建築において建材を使用した知覚空気質結果から予測されるものとなることを目指している。こうした予測と確立されているガイドラインや指針値を比べることは、ラベリングや建材のクラス分けの基準を与えるであろう。

しかし、モデルは実際の生活曝露（一般的にいくつかの放散源がある）での人間の反応を予測することを求められている。これらのモデルが求めるものを以下に例示する。

・ミクロスケール設定における知覚源の特定の、フルスケールでの、実際の環境下における室内空気質の知覚特定への変換
・一次直線の関係ではないと考えられる知覚反応と汚染空気濃度の関係の予測
・それぞれの因子を個々に評価できる測定法を用いた、放散源の組み合わせによる放散の知覚認識の予測
・実験室における被験者の反応を用いた、実際の建物における居住者の反応の予測

現在、これらの目的を全て満たす有効なモデルは存在しない。一部のケースのみにおいて実験評価は実際の環境での知覚空気質のための建材からの放散の概算に利用できる。そうしたケースの一例として、他の点で制限されない環境において施工直後数日間の床建材からの放散で、放散が多く顕著な場合がある。

上記と同様にごく一部のケースにおいて、実験室条件における建材放散の知覚測定と認識される室内空気質のガイドライン値との比較は、建材のラベリングや分類に適切な基準を与えると考えられる。

こうした理由から、現在建材からの放散の知覚影響に対するガイドラインや指針値は無い。さらに難しい要因は、いくつかのアプローチが論文においてなされ、知覚空気質の研究に実際用いられた（例えばBerglund and Lindvall, 1979; VDI, 1986; Fanger, 1988; Gunnarsen et al., 1994, Knudsen et al., 1996）。他の論文が広範囲の知覚を測定しようとしたのに対して、いくつかはにおいの測定をベースにしたが、この研究は主流とならなかった。

空気質による不快は知覚情報だけではなく精神的な、社会的な価値にも拠っている。不快感の信頼できる測定は、要因が多いことなどからなかなか無い。しかし確実な仮定として、においの強さの知覚はにおいの不快を感じる主な原因のひとつであるとしている。

化学物質放散の知覚影響に配慮した内装建材の一般的なラベリング方法の指示ではなく、上記の問題と、関連する未解決な問題に対して全て解答が得られてはいない事実を考慮してECA運営委員会はこれらの問題の処置と解決を目指してそれぞれのワーキンググループを設立することとした。

この報告では、簡易なラベリング手順の提案をするために床材からの放散の知覚評価に対して仮の、簡単なアプローチをする。

5.2　室内空気への放散を考慮した、床材のラベリングのための知覚評価の簡易手順

簡易手順は2つのステップにより成り立っている。

5.2.1　知覚過敏の試験

この報告において提案された評価手順の目的は、“健康な”床材を見分けることである。これらの建材による室内への放散は知覚刺激を感じるほどの濃度に達するべきではない。しかしながら過敏症を含む汚染における敏感性は差が大きいため、この要求を無条件に満足することは不可能であり、建材からの放散によって知覚刺激を感じる人が最も多い範囲が条件として指定されることが必要である。

知覚放散基準とその測定法基準の欠点を考慮して、ここで提案された評価基準は、室内空気汚染源は知覚刺激を感じる建物居住者が最大で10%を超えてはならないという、世界保健機構（1989）特殊任務グループの勧告に基づいていることから適当であると見なしている。

それゆえ、

⇒建材放散によって知覚刺激を感じると評価した被験者が全体の10%を超えない（例えば10-15人の被験者中1人を超えない）場合に限り、その建材はここで提案された手順に基づいてラベリングされるに適当である。

化学物質放散は通常新建材が最も高く、時間と共に減衰すること、また建材に曝露された人々は刺激から保護されるべきであることから、知覚刺激試験は試験手順の中で出来るだけ早く行われるべきである。しかし、なおかつ被験者は発癌性化合物（4.4 と 6.2 参照）の吸入から防がれるべきである。
このことから、
⇒知覚試験は試験 3 日目（試験チャンバーに試験片を入れてから 3 日後）に行われなくてはならない。
さらに要求されるのは、
⇒建材は試験チャンバーを通る空気は清浄空気で、化学放散の評価（第 6 章参照）において選ばれたと同様に表 3.2（3.4 参照）に示された単位面積あたりの換気量 q_e[m³/m²h]に相当しなくてはならない。
試験条件は低－中換気量とする予定である。においの知覚とは逆に、知覚刺激の認識は曝露時間と共に増加する。この増加は短時間曝露されただけの被験者によって露見することは難しい。チャンバー法の詳細については 5.2.3 を参照のこと。
⇒評価法とその結果は、バックグラウンド空気条件の見かけの割合、方法の手順と品質保証評価と同様に表さなくてはならない。
現在、当局または機関において科学的に正しい試験デザインの選択、測定法の選択、計算手順、内部個々の変動の識別、再生可能性と有効性、方法論と結果の質保証のためにラベルの設立且つあるいは許可を予定している。

5.2.2　においもしくは知覚空気質試験
5.1 に概要を示したように、特色付けられたにおいと、あるいは建材からの放散により生じる知覚空気質に対する一般的な合意または標準的な方法はなく、またこれらの放散の知覚影響に対するガイドラインや限界値も無い。

さらに知覚刺激と対照的に、においと空気質は、何人かに不快感を引き起こしているのと同時に、他の人にとっては中立の、または一様な快適と感じる。そのため、これらの知覚特性の単なる露見に基づいたラベリングによって建材を排除するのは適当と考えられない。

一方、強く長期間に亘るにおいはほとんどの人にとって耐えられないと考えられ、においのする放散の存在とあるいは強さは床材の選択において使用者のひとつの重要な論点となる。
このことから、
⇒ここで示された建材放散の評価手順は試験 28 日目（試験チャンバーに試験片を入れてから 28 日後）に行う、においと知覚空気質の知覚試験を含むべきである。この試験結果によって使用者は、においの検出可能性、知覚されるにおいの強さ、知覚空気質または等価の量によって不満足と感じた被験者の割合を考慮した異なる建材からの放散を比較、または建材を評価することができる。

しかし現在、
⇒当局または機関によって文献において示され、実際に建材からの放散によるにおいとあるいは知覚空気質の研究に使用されている中から、適当な試験法を選択して規定するためにラベルの設立、あるいは許可が予定されている。

さらに、
⇒建材は試験チャンバーまたは試験片を容れる他の機材を通る空気は清浄空気で、化学放散の評価（第 6 章参照）において選ばれたと同様に表 3.2（3.4 参照）に示された単位面積あたりの換気量 q_e[m³/m² h]に相当しなくてはならない。
⇒評価法とその結果は、バックグラウンド空気条件の見かけの割合、方法の手順と品質保証評価と同様に表されなくてはならない。

現在、当局または機関において科学的に正しい試験デザインの選択、測定法の選択、計算手順、内部個々の変動の識別、再生可能性と有効性、方法論と結果の質保証のためにラベルの設立、あるいは許可を予定している。

5.2.3　知覚放散試験のための一般要求
最低空気流量と試験片面積：知覚（刺激、においまたは知覚空気質）試験において、それぞれの被験者はチャンバー空気のほぼ 0.91 1/s または 3.2m³/h の最低流量に曝露しなければならない。この要求は以下によって与えられる床材試験片の最低放散表面積 A をもたらす。

$$A=3.2[m^3/h]/q_e[m^3/m^2\ h] \qquad (5.1)$$

試験チャンバーを通る全体の空気流量評価はある被験者に伝えられる。

式（5.1）によって算出される床材試験片の最低表面積の値は、床材放散の評価のために選ばれた単位面積あたりの換気量 q の 3 つの値における値が表 5.1 に示されている。

表 5.1 表 3.2 に示された 3 つの単位面積当たりの換気量 q_e と
知覚試験に求められる試験片の相当最低表面積 A

局所換気量 q_e[m³/m² h]	0.625	1.25	2.50
試験片最低表面積[m²]	5.1	2.6	1.3

表は知覚測定に対して最も低い局所換気量の場合のものを示しており、チャンバーサイズは小型チャンバー（2.1.1 に定められているような）の上限の場合である。

試験チャンバーの清潔：化学測定においてチャンバー表面に汚染物質が吸着・再放散してはいけないことは重要であり、この要求は知覚測定の場合は同様以上に重要である。また、チャンバーは全ての試験前に洗浄され、清潔であることを確認しなければならない。低放散建材は高放散建材よりも先に試験を行うことを含む適当な試験順序は清浄手順において要求される厳密さを低減できる。

ブランク：手順の制御を確実にし、バックグラウンド空気の見かけの割合を示せるように、評価手順におけるブランク曝露（approx.30%）の使用が要求される。ブランクはそれぞれの試験開始前にバックグラウンドを確認する必要はない。

周囲環境：知覚試験においては、よく換気された低臭の試験室であることが必要である。同様の要求は被験者が評価の間に過ごす前室にも当てはまる。

曝露設備：被験者に汚染空気のみを吸引させるために、試験チャンバーから排出された空気は一定の曝露流量であるべきである。閉鎖環境からの空気は、深い吸入中汚染空気を希釈するべきではない。ある 0.91 1/s（3.2m³/h）の曝露流量は最低要求と考えられている。

被験者： 10-15 人の被験者のうち被験者は 10 人より少なくないことが求められる。

5.3 参考文献

Berglund, B., Lindvall. T., 1979. Olfactory evaluation of indoor air quality. In: Fanger and Valbjørn (Eds.), Indoor Climate, Danish Building Research Institute, Copenhagen, pp.141-157.

Fanger, P.O., 1988. Introduction of the olf and the decipol units to quantity air pollution perceived by humans indoors and outdoors. Energy and Buildings 12, 1-6.

Gunnarsen, H.N., Clausen, G., Fanger, P.O., 1997. Sensory characterization of emissions from materials. Indoor Air, in press.

VDI (Verein Deutscher Ingenieure), 1986. Olfactometry; Odour threshold determination; Fundamentals. VDI-Richtlinie 3881, Blatt 1, Düsseldorf.

WHO (World Health Organization), 1989. Indoor air quality: Organic pollutants. EURO Reports and Studies No. 111. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, p.38.

第6章　床材からのVOC放散の健康との関係と快適影響についての評価と分類

6.1-6.4にかけて、健康と快適影響を考慮して床材からのVOCs放散の評価手順の概要について述べる。評価は、次を基盤としている：
—2.1：放散速度の試験方法
—3.4：簡単な放散のシナリオ
—3.3：TVOC濃度と放散のシナリオによる個別のVOCs結果、放散速度と平衡濃度の簡単な計算モデルについて
—4.3：TVOC濃度の評価基準
—4.4：個別VOCsと、それらの濃度の発癌性（項目（a））やほかの影響（項目（d)、(e)）との関係の評価
—5.2：床材からの放散の知覚評価の簡単な手順

評価手順に予定されている、VOC放散を考慮した床材の分類と、またはラベリングの使用が比較されている。使用と潜在的使用者については6.5において論じている。ここで述べられている評価手順を順調に通過した製品は、関連した情報と共に確実にラベルされる。

評価手順は図6.1に図解されており、次の手順で構成されている。

6.1　準備手順

次の準備手順が要求される：

6.1.1　放散評価のためのシナリオか単位面積あたりの換気量の決定

提案された評価手順は発癌性評価と知覚評価を一緒にしている。どちらの評価も単位面積あたりの換気量qeに特徴付けられる3つの放散シナリオのひとつに拠っている（3.4参照)。次に示す理由から、評価に使われるシナリオは評価手順を始める前に選ばれなくてはならない。

発癌性評価は、一般的に単位面積あたりの換気量 $q_c = 1.25 m^3/m^2h$ において実行される放散VOCsの濃度測定法を基礎としている（2.1.2参照)。これらの濃度は、簡単なモデルを用いて、放散のシナリオまたは評価のために選ばれた単位面積あたりの換気量において予期される濃度に変換することが出来る（後に“放散濃度”とよばれる)。実際、測定されたチャンバー濃度の放散濃度への変換は2つのステップでできる。
（ｉ）チャンバー濃度を放散速度Eに変換（式2.5、および2.1.7参照）

$$E=\{C\} \times q_c \ [\mu g/m^2h]$$

{C}は少なくともふたつの測定法によるチャンバー濃度の平均。

（ii）放散速度を放散濃度Cに変換（式3.1、および3.3参照）

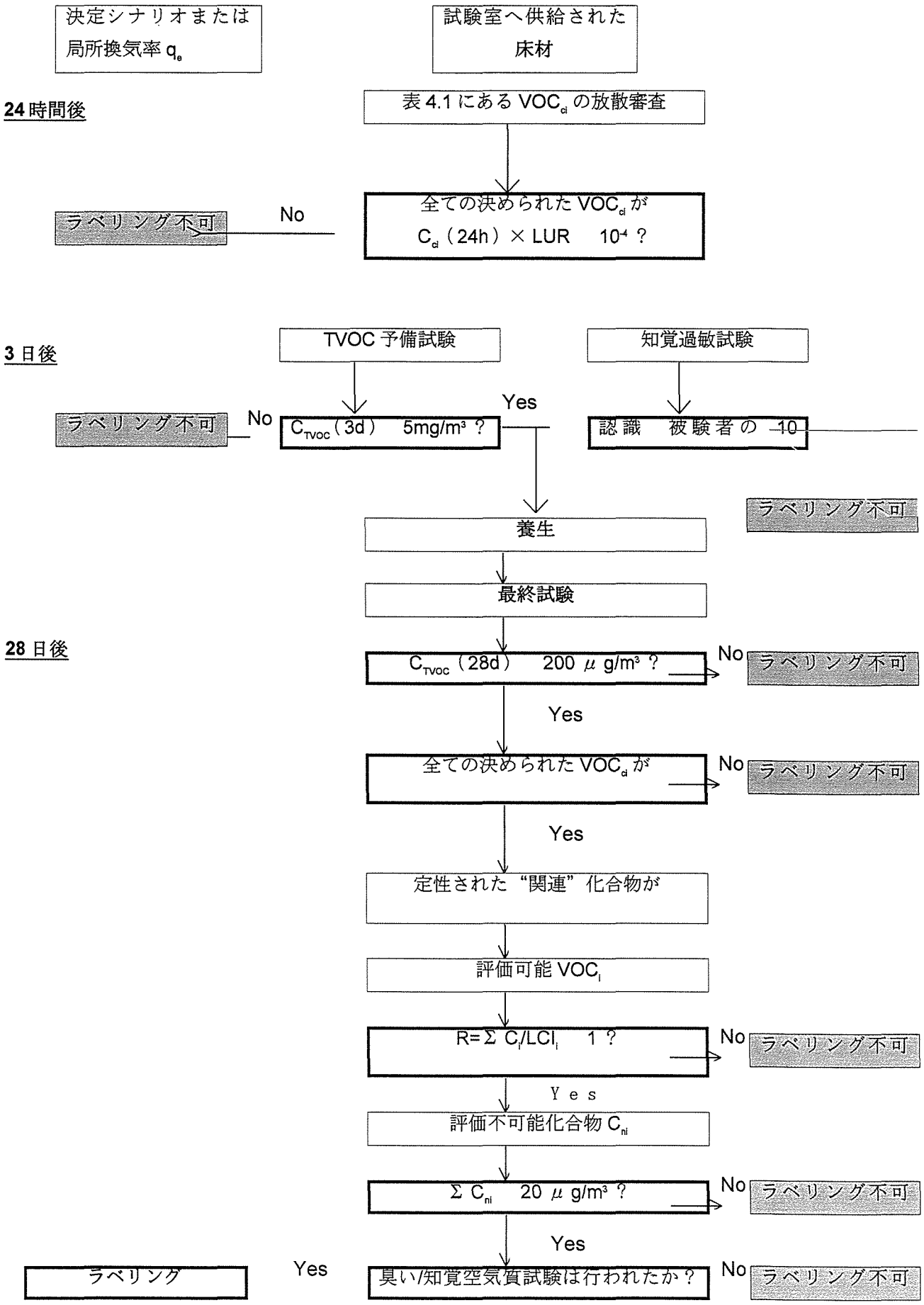


図 6.1　試験、評価と床材のラベリング手順フローチャート

測定されたチャンバー平均濃度は簡単な式で放散濃度 C との関係があらわせる。

$$C=\{C\} \times q_c/q_e \text{ または } \{C\}=C \times q_e/q_c \quad (6.1)$$

表 6.1 は 3 つの単位面積あたりの換気量 q_e シナリオを繰り返しており、チャンバーと放散濃度に関連した要因 q_e/q_c を示してある。評価手順には全ての VOCs の 5μg/m³ 以上の放散濃度で定性・定量されることが必要である（6.4.4 参照）。相当するチャンバー濃度は式（6.1）に従う評価手順によって選ばれるシナリオによる。

表 6.1 建材評価のための 3 つのシナリオとそれぞれの実験的モデリングパラメータ

シナリオ	1	2	3
単位面積あたりの換気量 q_e［m³/m²h］	0.625	1.25	2.50
天井高 2.5m の部屋での換気回数（一時間あたりの換気量）	0.25	0.5	1
式（6.1）に従うチャンバーと放散濃度関連要素 q_e/q_c	0.5	1	2
6.4.4 に従う適切な放散濃度に相当する VOCs の最小チャンバー濃度［μ g/m³］	2.5	5	10
知覚測定のための試験片最小表面積［m²］	5.1	2.6	1.3

建材放散の知覚評価に使われるシナリオか単位面積あたりの換気量 q_e は評価手順を始める前に選ばれなくてはならない。知覚の VOC 濃度か各自の q_e に対する依存のための一般的な良いモデルが無いので、これは必要である（5.1 参照）。加えて原理的に、知覚測定は建材の放散評価の際に選択された単位面積あたりの換気量において行われなければならない。しかしながら、高い単位面積あたりの換気量 q_e で測定された建材放散の知覚は、少ないか少なくとも低い q_e のときよりも強くないことは予想される。加えて、低い単位面積あたりの換気量において行われた知覚評価の結果は高い単位面積あたりの換気量における評価よりも有効である。

6.1.2 建材片のサイズと供給

加工された新しい床材で試験に必要な量は、試験を行う試験所に製造者によって供給される。この量は試験所に指定されるか、試験の間設定される単位面積あたりの換気量（上記参照）、チャンバーのサイズ、高い試料負荷やチャンバーを通る空気流量を必要とする試験チャンバーの容量特性などによって決まる（2.1.5 “シンク効果”参照）。加えて、知覚試験では試験チャンバーの中の最小流量は、試験片の最小表面積を伴っていることが求められる（5.2.3 参照）。最小表面積は表 6.1 に含まれている。

サンプルの選択・梱包・輸送方法については 2.1.3 に示した。評価手順に従うには、建材は国やヨーロッパの現在の規則にのっとって提出されなければならない（たとえば防火に関連する規則など）。

当分、無垢の表面床材だけはすなわち製造過程で床に表面加工している場合を除いて全ての床システムの下にある層か表面にどんな処置をされていても考慮しないとする（3.2.1 参照）。

2.1 に示した手順に従うと、サンプルを開けて、すぐに試験チャンバーにいれて測定を開始する。最初の 24 時間は試験片を条件下において安定させる。

6.2 試験 24 ± 1 時間後の測定法と評価

4.4 項目 a）の概要から、24 ± 1 時間、チャンバー空気のサンプルは発癌性があるかどうかを分析する。これは、最初の知覚評価の間被験者を保護するために用いられる（6.3.2 参照）。この提案の文においては表 4.1 に示した発癌性物質を VOC_{ci} とあらわす。原則として、発癌性物質は避けられるべきである。発癌性物質 VOC_{ci} が発見された時は、放散速度 E_{ci}（24h）は 2.1.7 にしたがって決定される。知覚試験（6.1.1 参照）の際の放散速度 E_{ci}（24a）と単位面積あたりの換気量 q_e から予測される濃度 C_{ci}（24h）は式（3.1）から求められる（3.3 参照）。

$$C_{ci}(24h)=E_{ci}(24a)/q_e \quad (6.2)$$

濃度 C_{ci}（24h）［μg/m³］は以下の条件を満たさなければならない：

$$C_{ci}(24h) \times LUR \quad 10^{-4} \quad (6.3)$$

LUR は表 4.1 の 3 列に示した生涯ユニットリスクである。

C_{ci}（24h）を上回ってはいけない限界濃度は表 4.1 の 4 列にある。条件（6.2）を満たさないレベルでの発癌性物質 VOC_{ci} を放散する製品はそれ以上試験されずラベルからはずされる。

6.3　試験 72 ± 3 時間（3d）後の測定法と評価

6.3.1　TVOC 濃度測定法

TVOC の試験チャンバー濃度は 2.1.7 に示された手順によって測定され、放散速度 E_{TVOC}（3d）は 2.1.7 の式（2.6）によって計算される。この放散速度と式（3.1）（3.4 参照）を用いて濃度 C_{TVOC}（3d）は式（6.4）で求められる。

$$C_{TVOC}\ (3d)\ [\mu\ g/m^3] = E_{TVOC}\ (3d)\ [\mu\ g/m^2h]\ /qe\ [m^3/m^2h] \quad (6.4)$$

q_e が選択されたシナリオの局所換気量である場合（3.4 および 6.1.1 参照）、濃度 C_{TVOC}（3d）が条件を満たしていれば（4.3 参照）試験は続けられる。

$$C_{TVOC}\ (3d) \quad 5mg/m^3 \quad (6.5)$$

満たしていない場合、それ以上測定せずラベリングからはずされる。

6.3.2　知覚過敏の測定法

5.2.1 に従い、10-15 人以上の被験者が、適切な大きさの試料片を容れ、単位面積あたりの換気量 q_e [m^3/m^2h] で換気された（5.2.1、6.1.1 に示したような）試験チャンバーの空気に曝露する。チャンバー空気は各被験者に、流量が少なくとも 0.91 1/s（3.2m^3/h）で供給される。上記の単位面積あたりの換気量と最低空気流量は表 5.1 や表 6.1 に示した最低試料表面積を必要とする。

もし、以下の条件の場合：

知覚過敏を感知した被験者が 10%以下（6.6）

すなわち 10-15 人中 1 人以下の場合、試験は続けられる。そうでなければその建材は、それ以上試験は続けられずラベリングからはずされる。

6.4　試験 28 ± 1 日後の測定法と評価

6.4.1　TVOC 濃度測定法

試験チャンバー TVOC 濃度は測定され、TVOC 放散速度 E_{TVOC}（28d）は 6.3.1 に概要を示したと同様に算出される。さらに、放散速度 E_{TVOC}（28d）、単位面積あたりの換気量 q_e（6.1.1 参照）、式（3.1）を用いて、濃度 C_{TVOC}（28d）は算出される。C_{TVOC}（28d）が条件を満たす（4.3 参照）か、

$$C_{TVOC}\ (28d) \quad 200\ \mu\ g/m^3 \quad (6.7)$$

条件（6.7）を満たすとき、試験は続けられる。そうでなければラベリングからはずされる。

6.4.2　発癌性物質測定法

試験チャンバー空気は再度発癌性物質 VOC_{ci}（すなわち表 4.1 の物質）の有無について分析され、それらの放散速度 E_{ci}（28d）は 2.1.7 に示したように決定される。放散速度 E_{ci}（28d）と単位面積あたりの換気量 q_e（6.1.1 参照）によって予測される濃度 C_{ci}（28d）は以下の条件をいたしていなければならない：

$$LUR \times C_{ci}\ (28d) \quad 10^{-5} \quad (6.8)$$

濃度 C_{ci}（24h）[μg/m^3] は以下の条件を満たさなければならない：

$$\{C_{ci}\}\ (28d) \times q_e/q_e \times LUR \quad 10^{-5} \quad (6.9)$$

LUR は表 4.1 の 3 列に示した生涯単位リスクである。

C_{ci}（28d）を上回ってはいけない限界濃度は表 4.1 の 5 列にある。条件（6.10）を満たさないレベルでの発癌性物質 VOC_{ci} を放散する製品はそれ以上試験されずラベルからはずされる。

6.4.3　におい、知覚空気質の試験

5.2.2 および 5.2.3 に従い、においもしくは試験チャンバーの知覚空気質試験は行われなければならない。この試験の結果は消費者にとって異なる建材からの放散比較、または建材の階級分け、測定された知覚に関して（たとえばにおい探知性、知覚においの強さ、知覚空気質または同等量における被験者の不満足者率など）有用に報告されなければならない。

6.4.4　個別 VOCs 濃度の測定法

個々の VOCs の定性　条件（6.7）、（6.8/9）を満たしている製品にとって、それらの放散濃度 C_i（28d）が以下の条件を満たしているとき、個々の VOCs（VOC_i）が定性・定量される。

$$C_i\ (28d) = Ei\ (28d)\ /q_e \quad 5\ \mu\ g/m^3 \quad (6.10)$$

E_i（28d）はチャンバー試験によって決定される放散速度であり、q_e は評価手順に適応する単位面積あたりの換気量である（式（3.1）参照）。条件（6.10）は“対象最低濃度”（LCIs）（表 4.2 参照）の最小値が条件（6.10）の限界濃度の 2 倍である事実により正当化される。その結果、この濃度レベルにおいては個々の化合物に影響のないことが期待される。

式（6.1）に従うと、条件（6.10）は以下の条件と同等である。

$$\{C_i\}\ (28d) \quad 5 \times q_e\ /q_c\ \mu\ g/m^3 \quad (6.11)$$

ここで $\{C_i\}$（28d）は少なくともふたつの測定法による 28 日後の VOC_{ci} チャンバー濃度の平均であり、q_e/q_c は表 6.1 に与えられている放散濃度と要素チャンバーである。条件（6.10）と（6.11）を満たす化合物は発癌性評価に関して“適切な”化合物とされる。

適切な化合物 VOC_{ci} の発癌性評価は 28 日後に測定された放散において、4.4 によって定義され表 4.2 に示されている（すなわち以下のように算出される割合）“対象最低濃度”（LCIs）の放散濃度と比較されてなされる。

$$R_i = C_i/LCI_i$$

表 4.2 に報告されている LCI 値において VOCs は“評価可能”とされる。VOC_i は、R_i が値 1 を超えない限り影響はないとされる。1 以上の適切な化合物は、影響の付加は 4.3 に説明されるように評価され、以下のとき決められる。

$$R = \Sigma\ R_i = \Sigma\ C_i/LCI_i \quad 1 \quad (6.12)$$

R は評価可能な放散化合物の“危険指標”を表す。

LCI が存在しない適切な VOCs は“評価不可能”な化合物 VOC_{ni} と考えられる。これらの化合物の濃度合計 C_{ni} は総 VOC 濃度に対してほとんど寄与しないべきである。すなわち

$$\Sigma\ C_{ni} \quad 20\ \mu\ g/m^3 \quad (6.13)$$

条件（6.13）が満たされないとき、それらの VOC 放散による危険が評価できないため、試験建材はラベリングされない。

条件（6.13）が満たされているとき、試験建材は評価手順を順調に通過し、質ラベルが許される。

6.5　評価手順の使用と信頼性

この報告は建材からの VOC 放散の健康と快適の評価手順原理に関するものである。報告は、そうした手順に求められる現在の有効な知識を総じて含む。有効な知識のギャップを考慮して、現在の形での評価手順は床材にのみ直接有効である（2.2、3.2.1 参照）。

この報告では幅広いレベル（地区、国、ヨーロッパ）においてまたは労働組合に対して基本体を提供し、指導や品質証明またはラベリングシステムの確立のツールを提供する。これらは建築設計者や施工者、オーナーなど床材を使用するひとびとにとって、その VOC 放散によって健康や快適に問題を生じることのない製品の選択の助け（有用な知識として）になる。提案された手順は、健康で快適な製品の発展において床材生産者の助けともなる。

この報告において提案された手順は予備規範的な性格を持ち、加えて品質証明またはラベリングを直接評

価しうる最後のものではない。通常床材の品質証明やラベリングに関わる典拠やその他の母体はこの報告には確立されていない、またはのっていないラベリング手順のいくつかの要素に決められなければならない。これらの要素は、公共の健康理念やニーズ、ターゲットとする使用者の要求に見合ったラベルでなくてはならない国や地区の文化的または風土的特徴のような問題に照らして決定されることが必要である。

品質証明またはラベリングの典拠の確立はこの報告で提案された手順にのっとっており、以下の点によって特に決められなければならない。

放散シナリオまたは単位面積あたりの換気量

提案された手順は2つの可能性がある。

(a) 品質証明またはラベルを確立する典拠や母体は、提案された手順によって示された3つの選択肢からひとつのシナリオまたは単位面積あたりの換気量を選ぶ。典拠または母体がラベルされた建材だけが明確に情報の記されている適用品として使用されることを要求または推奨場合、評価は指示された単位面積あたりの換気量において行われなければならない。

(b) 品質証明またはラベルを確立する典拠や母体は、3つの放散シナリオまたは単位面積あたりの換気量に相当する3つの品質分類を示す。典拠はひとつかふたつ、または3つ全ての分類に従って、それらの権限の届く地域または国においてラベリングされた建材のみを情報の記された適用品として使用することを要求または推奨する。この場合、通常ラベルに適合した建材の製造者はその建材評価にどの単位面積あたりの換気量を使用するかが決定される。

におい、知覚空気質の試験法

文献に示されていて、実際に建材放散のにおいや知覚空気質の研究に使用されている、この報告において5.2.2や5.2.3に示されているような条件を満足する中から適格な試験方法を選ぶことは、品質証明またはラベルを確立する典拠や母体の責任である。典拠や母体は試験の結果を同様の試験を通過した異なる建材と比較することを可能にするにはどうすればよいかを決定しなくてはならない。

品質証明またはラベリングの中身の情報

提案された手順を通過した建材は(選択された放散シナリオ条件下において)次の特性を持っている：(a) 健康に影響を及ぼすと考えられる建材から放散されたVOCsの示唆はない。(b) 建材からの気体の放散はほとんどの人にとって知覚過敏をおこさない。(c) 建材放散のにおいまたは知覚空気質は試験され、建材は同様の試験を通過したほかの建材と、これらの特性について比較することができる。

関連する公の場に情報を伝える表示、テキストまたはその他の図解方法を決定することは、提案された手順をもとにした品質証明またはラベルを確立する典拠や母体の責任である。

APPENDIX

Appendix1

試験チャンバー内の放散に影響する実験変数に関する現在の試験方法とガイドラインについての調査

1. 目的と見解

この調査をする目的は、室内建材からの VOC 放散の特徴づけのための確立されたチャンバー方法について放散に影響する実験変数や媒介変数のための規則を考察し、確立する程度にまで強調することである。この調査では部分的に小チャンバーの数やその特徴、使用についての早期再考に基いている（Gustafsson and Jonsson,1991）。

この調査は次のようなことに焦点を当てている：

－チャンバー内の放散に影響する変数

－例えば特定の空気質に至る方法などの技術的な取り決めに関する例ではなく放散測定の一般的な性能基準

この調査は次のようなことをサポートしていない：

－例えば試験片の面積やセンサーの位置などのチャンバーの容積や形に依存しているチャンバーの大きさや性能

－頭部などの選別技術

－分析手順などの正確さ

－ Good Laboratory Practice（GLP）に関連する共通語で書かれた手順

2. 再考された方法とガイドライン

この再考は次のような試験方法とガイドラインに基づいている。

室内空気質源；室内材料や製品からの有機放散物質を特徴づけするための小環境試験チャンバー（Tichenor 1989 参照）；“US EPA”

小試験チャンバーを用いた室内材料や製品から放散される揮発性有機化合物の特徴づけに関するガイドライン（ECA 1991 参照）；“ECA VOC”

室内材料／製品からの有機放散物質の小規模環境チャンバーによる決定のためのガイドライン（ASTM 1990 参照）；“ASTM”

チャンバー方法；建材；揮発性有機化合物の放散、Nordtest Method NT Build 358（Nordtest 1990 参照）：“Nordtest Chamber” 実測と実験室用セル；建材：揮発性有機化合物の放散。認可のために提案された Draft Nordtest Method（Nordtest 1993 参照）：“Nordtest FLEC”

小試験チャンバーを用いた定義付けされた試験状態のもとでのカーペットからの TVOC 放散速度を決定するための基準試験方法、Carpet Policy Dialogue Group（CPDG 1991）：“CPDG”

木材ベースパネルからのホルムアルデヒド放散：試験チャンバー内の平衡濃度の決定のためのガイドライン（ECA 1989）：ECA Formaldehyde”

問題のパラグラフの数と共に再考された報告（既に述べられている）の省略は参照として使用されている。

試験方法は自然とガイドラインよりも正確になっている。主参照として使用されている“US EPA”から幾つかの推奨が生じている。一方後の記録文書から類似した推奨が手順をより正確に述べるために使用されている。同じ文書の中で 2 回以上要求／推奨が与えられる場合、参照はもっとも正確な詳述になる。

3. ガイドラインに反映されるいくつかの変数に関する一般的なコメント

3.1 チャンバー構築に使用される材料に関する要求事項

すべての記録文書において仮定されたチャンバーとサンプリングシステムは不活性な内部表面をもつ。

3.2 チャンバー内容積

環境試験チャンバーは建材と消費者製品の多様な種類のサンプル試験を可能とするように設計される。チャンバーは mL からいくつかの m^3 までのサイズをとる。mL から m^3 まで 6 段階もの容積でおのおの異なった 2 種類の換気されたチャンバーの間での比較が実行される（Hoetjer and Koerts, 1986）

3.3 温度と相対湿度

温度と相対湿度は通常、養生と試験の間同じ値でなければならない。バックグラウンド測定は通常試験気候において行われる。

気候（23 ℃、50 % RH）の国際的な基準、“ISO 554”養生、そして、あるいは試験のための基準状態はもっとも基準的な方法のために言及されている。この基準はしばしばポリマー、木製品、他の材料に使用される。

3.4 試験片の管理／調整

通常試験片は試験前に試験で使用されるのと同じ環境的な条件に対応して調整されねばならない。最低でも十分な時間は放散物質を試験状態に一定にさせるために必要とされる。特別なケアはまた他の材料とともに管理されている材料を試験する際に必要となってくる。“ECA VOC”は他の材料から放散される VOC の吸着を避けるため、アルミホイルにこれらのカテゴリーに属する材料を包むことを推奨している。

3.5 試料負荷率

全ての記録文書において、試料負荷率はシールされた端部を除いた試験片の曝露表面を使用して計算されている。シールされた端部は通常、端部からの放散が試験片の大きな表面によって異なる可能性がある場合に適用される。

“Nordtest Chamber”において、モデルルームは多様な種類の材料の試料負荷率の決定のために用いられる。モデルルーム（2.2 × 3.2 ×高さ 2.4m ＝ 17m³）は欧州の数カ国での最小サイズの部屋に関する要求事項に一致している（10）

3.6 チャンバー内空気混合

ある有機化合物の蒸発質量は材料の表面から次のような式で表される表面上を流れる空気量に変換される。

$$E=k_m(C_s-C_a)$$

E ＝放散量
k_m ＝相互変換質量
C_s ＝材料の表面における濃度
C_a ＝表面上における濃度

このようにして、この放散量は表面における VOC 濃度の差異や表面上空気の差異に比例する。相互変換質量は検査された境界層の厚さのある化合物のための相互拡散の機能である。これは次々に材料の表面上の境界層における乱気流そしてあるいは放散表面上の空気流速のレベルに依存している。したがってチャンバー内空気混合と放散表面の空気流速が放散量に影響する可能性がある。

3.7 空気サンプリング

“CPDG”の方法（パラグラフ 10.4）及び“Nordtest FLEC”（8.4.2）の中で、試験開始後（24 時間）の空気をサンプルする時間は定義されている。サンプリング時間に関してはガイドラインはそれほど特殊ではない。多様な規則と推奨が“US EPA”（パラグラフ 5D）、“ECA VOC”（5D）、“Nordtest Chamber”（6.4）、“ECA Formaldehyde”（4.5）の中で与えられている。同様に放散の経時変化を含んでいる。

4. 試験チャンバー内の放散に影響する実験変数に関する放散試験方法とガイドラインについての調査

この調査の主題目は“草稿のための規則と欧州基準、IR, CEN/CENELEC, Ed.1991-09 のプレゼンテーション”によって計画されている。この中にはチャンバー内の放散に影響する変数をカバーしていないいくつかの題目も含まれている。

4.1 展望

4.2 規範参照

4.3 定義

4.4 材料のサンプリング

“新材料は通常の方法で製造され、取り扱われるべきである。そしてもし可能であれば、未開封の標準的な梱包で輸送されるべきである。サンプルは製造後すぐに梱包され、実験室に送られるべきである。”（Nordtest FLEC, 3）

“採取、管理、輸送の間、温湿度は室内の通常レベルで保たれ、そして材料の表面は化学的汚染やその他の汚染から完全に保護されるべきである。ほとんどの材料にとって、これはアルミホイルやポリエチレンバッグに各々の試験片を包むことによって可能となる。各々の試験片はばらばらに輸送され、梱包されるべきである。”（Nordtest FLEC, 3）

“…材料は、製造者の製造ラインから直接に採取され、すぐに梱包されなければならない。”（CPDG, 6.2.1）

“ポリエチレンあるいはTedlarと組み合わされたアルミ梱包（外側が輝面）…”（CPDG, 6.3）
“梱包材料におけるサンプルバックグラウンド、…は一貫してTVOCのバックグラウンド放散速度が0/010mg/m²’ hrでなければならない。”（CPDG, 6.3）

4.5 試験原理

4.6 機構

4.6.1 チャンバー壁材料

“非吸着で…滑らかな内部表面”（US EPA, 2A）
“磨かれたステンレス鋼”（Nordtest Chamber, 6.2）
“…ステンレス鋼（DIN17 440/x5CrNiMo17 13/AISI316）”、“内部表面…は施盤製で手で磨かれたもの”（Nordtest FLEC5）
“シーリング材は耐性温度が100℃に達する無放散シリコンゴム”（Noedtest FLEC, 5）
“表面はヘキサノール、トルエン、シクロヘキサン、デカンを含む、VOCsの典型的な混合における回復率が混合濃度が40mg/m³(10mg/m³)の時に95％以上である十分に化学的に不活性なものでなければならない。”（CPDG,5.1）
“ステンレス鋼（砂吹き付け、及び電気研磨された）”（ECA　Formaldehyde, 2.3）

4.6.2 空気サンプリングポートの位置

“チャンバー内の個々のサンプリングポートが使用可能であるが、排気口（例えばチャンバー出口など）は通常サンプリングポイントとして使用される。”（ASTM, 6.2）
“…出口でのサンプリングは特に効果的である…”（ECA VOC, 2A）
“チャンバーとサンプリング器具との間の導管は、できる限り短く、そして少なくとも試験チャンバーと同じ温度で保たれているべきである。”（ECA VOC, 3A）
“サンプルポートはチャンバー内の空気の流れに、悪い影響を与えないような方法で、チャンバー内の空気排気口へ設置されねばならない。”（CPDG, 5.7）
“空気サンプルは吸着によるロスを最小化するためにできる限りチャンバーに近く、チャンバーの空気排気管内で採取されるべきである。”（ECA Formaldehyde, 4.3）

4.6.3 チャンバー内空気の緊密さ

“リークはチェックされねばならない。例えば、圧力ドロップ測定や、時折給気・排気ポートで同時に空気流率を測定するなどして…”（ECA VOC, 2A）
“リークによる未制御な換気は制御された換気の1％以下でなければならない。”（ECA VOC, 2B）
“チャンバーは大気圧と比較してわずかに正圧のもとで、制御されねばならない（1インチの水圧未満）。”（CPDG, 5.6）
“空気漏れは1000Paの過圧力が使用される際、1分当たりの気候チャンバー容積の0.001％未満でなければならない。”（Nordtest Chamber, 6.2）
“トレーサーガス希釈によって決定されるリークによる換気回数は換気回数の1％以下であるか、…1000Paの過圧力において密封されたチャンバーからのリークが1分当たり10-4チャンバー容積である場合。”（ECA Formaldehyde, 4.2）

4.6.4 チャンバー内空気混合の決定

“チャンバーはチャンバー内空気の十分な混合を確保できるように設計されるべきである。チャンバー内空気が十分に混合されているかどうかを決定するためのアプローチとして、一定濃度にある給気空気と共に(例えばSF6のような）トレーサーガスを混合することである。それからチャンバー内濃度と時間を軸としてプロットした図と完全に混合したチャンバーの理論的なカーブを比較する…”（US EPA, 2A）
“測定されたデータが理論的なカーブと接近している場合、チャンバーはよく混合されている。測定されたデータが理論的なカーブを上回っている場合、小範囲の流れが生じており、空気はあまり混合されていない。小範囲での流れはおそらく空気の給気口そしてあるいは排気口の配置が悪いことによって生じているのであろう。測定されたデータが理論的なカーブを下回っている場合、少量のトレーサーガスがチャンバー表面に吸着している可能性があるか、チャンバーが漏れているか、不完全な混合が生じているかである。十分な混合を決定するための試験は空チャンバー内でだけでなく、チャンバー内のサンプルの配置が不十分な混合とならにようにするために、試験されるサンプルの種類の不活性な物質と共に行われるべきである。”（US EPA, 2A）
“混合についての量的なガイダンスは有効ではない。一つの方法としては容積（V）を変数として用いた理論的なカーブに、測定されたデータを無理やりすることが考えられるだろう。それから実際のチャンバー容

積とカーブの具合に基づいた明らかなチャンバー容積を比較するという方法もある。その差が 10 %より大きければ、許容不可と考えられる。”（US EPA, 2A）
“十分な混合を決定する試験は、空チャンバーの中だけでなく、試験されるサンプルの種類の不活性なサポートと共に行われる…”（ECA VOC, 2A）
“表面空気流速が一定あるいは、気化限界を避けるために十分な値に保たれている場合、換気回数を変えた時の影響は濃度に関してだけである。”（ECA VOC, 2A）
“チャンバー内の空気はよく混合され、理論的な理想混合モデルの 5 %以内でなければならない。”（CPDG, 5.7）“得られたホルムアルデヒド濃度（4 つの異なった値の L/n において）の逆数と採用された n/L の値を軸としてプロットする：よく混合されたチャンバー内では直線となる。”（ECA Formaldehyde, 5.4）

4.7 試験片の準備
“試験片は詰め込まれるすぐ前に準備される。”（CPDG, 8.1.2.0）
“基質領域± 1.0 %（正確に）”

4.7.1 固体サンプルの端部のシーリング
“端部からの放散は通常の曝露表面とかなり異なる。端部はシールされるべきである。”（ECA VOC, 5C）
“低放散で自己粘着性のあるアルミニウムテープ…（例えば Tesametal 4501）”（Nordtest Chamber, 6.2）
“自己粘着性のあるアルミニウムを適用した（ボードの）端部シーリングか、2 成分の低溶媒含有量のポリウレタンラッカーの二層のために…”（ECA Formaldehyde, 5.4）

4.7.2 半固体材料／“湿式”材料
湿式材料のために“アルミニウムやガラスサポートはコーティングされなければならない…”
“低揮発性の液体は小さく開いた直立して配置されているバイアルの中に注入され…”（ECA VOC, 5B）
“湿式材料はステンレス鋼のクリーンシートに適用され…”（Nordtest Chamber, 6.3）
“半固体あるいはごつごつした材料はガラスディスクを適用するか、ペトリ皿（例えば Anumbra1042/15）で調節されることが可能である…”（Nordtest FLEC, 5）

4.8 調整
4.8.1 試験前の試験片齢
“一度サンプルが採取され梱包されると、試験設備 ASAP に、採取後最長でも 36 時間の輸送時間内に到着せねばならない。それから梱包された状態のまま、試験前の最大 48 時間の間、環境的に制御された内部空間で管理されねばならない。サンプルは試験されるまで、シールされたままである。”（CPDG, 6.4）

4.8.2 気候的な状態／製品管理
“理想的にサンプルは試験に至るまでのその完全なライフサイクルに渡って調整されなければならない。もしそれが不可能なら、放散を試験状態に平衡させるのに十分な時間調整しなければならない。”（US EPA, 5C）
“…他の材料と共に使用し、管理している材料は、他材料からの吸着した有機化合物を持っていることになる。後の試験のためにサンプルを保存するよい方法は、アルミホイルにそれを包むことである。”（ECA VOC, 5C）
“調整はチャンバー試験に使用されるのと同じ環境媒介変数（温度、湿度、換気回数と製品負荷）の元で行われるべきである。もしこれが不可能なら、環境媒介変数の調整は詳細に報告されるべきである。”（ASTM, 8.3.4）
“調整室においてサンプルは測定前及び測定中は 23 ℃± 2 ℃、50 %± 5 %の温湿度の元で管理されねばならない。”（Nordtest FLEC, 7.2）
“梱包していないサンプルは調整室において、試験表面が空気に曝露されるように管理されねばならない。空気中の不純物の濃度はできる限り低くしなければならない。”（Nordtest FLEC, 7.2）
“試験後、製品は再梱包され、環境的に調整された内部環境で、6 ヶ月の間管理されるべきである。試験片の梱包は気密性にすぐれ、そして元々の梱包に要求されている通りに VOC が無放散でなければならない。”（CPDG, 6.5）

4.9 試験手順
4.9.1 器具の洗浄
“アルカリ性洗剤で内部表面をごしごし洗い、完全に水道水ですすぐ。最後のすすぎとしてイオンを除去した水を用いる。それからチャンバーは乾かされ、試験状態で清浄化される。”（US EPA, 5C）
“Extran MA-01（Merkt Art.7555）が 1-2 %の濃度になっているイオン除去水と共に試験チャンバーをスポンジ洗いして、2 時間放置する。それからイオン除去水で 3 度洗浄し、清浄な布で拭く。この後、チャンバー

は密封され、給気口から清浄な空気によって換気する。”（Nordtest Chamber, 6.4）
“内部表面を希薄したアルカリ性の洗剤と純水で洗う。それから内部表面をエタノールで洗う。チャンバーを少なくとも 1 時間 100 ℃のオーブンに入れるかあるいは、75 ℃ 50mBar の真空オーブンに入れる。”（Nordtest FLEC, 8.1）
“チャンバー内のホルムアルデヒドのバックグラウンド濃度が 12mg/m³ より高い場合、適切な洗浄手順が採用されねばならない。”（ECA Formaldehyde, 5.4）

4.9.2 供給空気質
“要求された空気の純度はまた評価されるべきサンプルの種類に基いて決定されなければならない。”（US EPA, 2A）
“加湿に使用される水は阻害有機材料を含んではならない。（US EPA, 2A）
“イオン除去された水（あるいは HPLC grade の蒸留された水）”（US EPA, 2A）
“供給空気は高いレベルの清浄さで、例えばガスボトルからの合成空気（0.1ppm 未満の炭化水素を含む）かそれと同等くらいの…”（Nordtest FLEC, 8.2.1）
“清浄化された空気は（CPDG 9.4 で定義されているような）2mg/m³ より高濃度な TVOC に寄与するバックグラウンドであってはならない。
“チャンバーに供給する空気は 6mg/m³（5ppb）より高いレベルのホルムアルデヒドを含んではならない…”（ECA Formaldehyde, 2.5）

4.9.3 バックグラウンド測定
“チャンバーバックグラウンドのサンプルは清浄空気システムかあるいは空のチャンバーあるいは両方からの有機化合物の寄与をはかるために採取する。”（ASTM, 8.3.2）
“コーティングされていないサポートはその有機化合物の量を決定するためのバックグラウンド試験中、チャンバー内に設置すべきである。”（ECA VOC, 2A）
“チャンバーについて行われるチャンバーバックグラウンド濃度が 12mg/m³ より高濃度である場合、適切な洗浄手順が採用されねばならない。”（ECA Formaldehyde, 2.5）

4.9.4 チャンバー内の試験片の”設置とサポート
“空気の流れる方向に平行”（ECA Formaldehyde, 2.2）
“試験片が…集中しており、供給空気の流れを阻害しない。”（CPDG, 8.1.2）
“試験片をサポートするために、ステンレス鋼のラックが推奨される。”（Nordtes Chamber, 6.1）
“ステンレス鋼プレート…設備は試験片の端部をシールする能力がなければならない”（CPDG, 7.1）

4.9.5 空気の流速
“相対的に高い空気の流速を用いる。”（US EPA, 2A）
“空気の流速が測定されるポイントでは、できる限り、サンプル表面に近く、おおよそ中心にあるべきである。”（ECA VOC, 2A）
“試験中、空気の流れは試験片表面全体に渡って均等に分布される。”（Nordtest FLEC, 4）
“0.3 ± 0.1m/sec の空気流速…負荷チャンバーの中心に最も近く、同時に 0.1m/sec の最低流速…全てのほかの測定ポイントにおいて…”（ECA Formaldehyde, 2.2）

4.9.6 試験片についての放散測定の時間
“試験開始（time=0）はチャンバーの扉が閉められた時とする。”（US EPA, 5C）…“放散測定調整期間開始後 28 ± 2 日…”（Nordtest FLEC, 8.4）

4.9.7 温度
“23 ℃”（US EPA, 4E）
“23 ℃”（US EPA, 1B）
“23 ℃± 0.2 ℃”（Nordtest Chamber, 6.1）
“23 ℃± 1 ℃”（Nordtest FLEC, 8.2）
“23 ℃± 1.0 ℃”（精密標準偏差）（CPDG, 5.5）
“± 0.5 ℃”（正確に）（CPDG, 11.3.2）
“23 ℃± 0.5 ℃”（精密標準偏差）（ECA Formaldehyde, 3.1）
“コールドスポット（そして凝縮）…は避けられるべき”（ECA VOC, 2A）

4.9.8 相対湿度

“45 %± 5 %”（US EPA, 4E）
“45 ± 3 %（正確に）、± 10 %（正確に）”（ECA VOC, 4E）
“45 ± 3 % RH”（Nordtest Chamber, 6.4）
“45 ± 3 % RH”（Nordtest FLEC, 8.2.1）
“50 ± 5 %（標準偏差）相対湿度”（CPDG, 8.1.3）
“± 5.0 % RH、正確に”（要求事項）（CPDG, 11.3.2）
“± 10.0 % RH、正確に”（例）（ASTM、表 3）
“45 ± 3 % RH”（ECA Formaldehyde, 3.2）
“チャンバー内の初期変動は製品を設置した後、(1) 相違している湿度の外気入り口 (2) 試験される製品からの湿気の影響の結果として観察されている。(これらの変動は記録されるべきである)”（CPDG, 5.5）
“許容可能な誤差のレベルとは ETC（環境試験チャンバー）供給空気内で測定された 24 時間にわたる 12 の測定に基いた平均的な相対標準偏差 5 %である。”（CPDG, 5.5）
“加湿する段階の前に、流れが制御され／測定される場合、水蒸気のために体積が増加したことによる可能性としてあり得る訂正は考慮されねばならない。”（ECA VOC, 2B）
“試験状態の元でのチャンバー内では水の液化は生じてはならない。”（ECA Formaldehyde, 2.2）

4.9.9 換気回数
“10hr-1”（US EPA, 4E）
“0.5 もしくは 1.0hr-1”（ECA VOC, 2A）
“表面空気流速は一定で保っているかあるいは気化限界となるのを避けるのに十分な流速を保っている。換気回数を変化させることによる影響は、濃度に関してだけである。”ECA VOC, 2A”
“0.50 ± 0.013h-1”（Nordtest Chamber, 6.4）“供給空気は単位時間当たり、1.00 ± 0.05（精密標準偏差）の空気変化率を保っていなければならない。換気回数の精密さはトレーサーガスの適用のための ASTM, method741 で示されているものと類似した手順を用いて確立されねばならない。相対誤差は 10 %未満でなければならない。”（CPDG, 5.4）
“± 2.0 %、正確に”（例）（ASTM、表 3）
“± 5 %、正確に”（要求事項）（CPDG, 11.3.2）
“換気回数 n=1 ± 0.03 単位時間当たりのチャンバー容積”…“いかなる場合でも、換気回数は± 3 %以上の変動があってはならない。”（ECA Formaldehyde, 3.3）

4.9.10 試料負荷率
“試験片の表面積はモデルルーム内のように、体積率 0.414（試料負荷率、m^2/m^3）と同じ面積のチャンバー内空気に曝露されねばならない。”（Nordtest Chamber, 6.1）
“試料負荷率（L, m^2/m^3）、つまりチャンバー容積（m^3）に対する試験片の表面積（m^2）が L ＝ 1 にならなければならない。サンプル準備を簡易化するために、L/n=1 が保たれている状態、つまり換気回数 n が適当に調節されている状態において、L=1 の値から偏差± 10 %までが許容される。”（ECA Formaldehyde, 3.4）

4.9.11 試験結果に関する報告

5. 参考文献

ASTM（1990）. Standard Guide for Small-scale Environmental Chamber Determinations of Organic Emissions from Indoor Materials/Products. ASTM Designation D 5116. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

CPDG, Carpet Policy Dialogue Group（1991）. Test Method for Determining Total Volatile Organic Compound Emission Factors from Carpet Under Defined Test Conditions using Small Environmental Chambers. Carpet Policy Dialogue Compendium Report EPA/560/2-91-002, Appendix E. Office of Toxic Substances（TS-778）, U.S. Environmental Protection Agency, September 1991.

ECA, European Concerted Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man"（1989）. Formaldehyde emissions from wood based materials: guideline for the establishment of steady state concentrations in test chambers. Report No.2（EUR 12196 EN）. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

ECA, European Concerted Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man"（1991）. Guideline for the characterization of volatile organic compounds emitted from indoor materials and products using small test

chambers. Report Nr. 8 (EUR 13593 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

Gustafsson, H. (1988). Proposal of a European Reference Room for Testing Formaldehyde and Other Indoor Air Pollutants. WKI-Bericht Nr. 19; Braunschweig: Frauenhofer Institut für Holzforschung.

Gustafsson, H. and Jonsson, B. (1991). Review of Small-scale Devices for Measuring Chemical Emission from Materials, Report 1991:25, Swedish National Testing and Research-Institute.

Hoetjer, J.J. and Koerts, F. (1986); A Model For formaldehyde release for particle-board.

ACS Symposium Series 316, Formaldehyde Release from Wood Products, Washington DC: American Chemical Society, pp. 125-144.

Nordtest (1990). Building Materials: Emission of Volatile Compounds, Chamber Method. Nordtest Method NT Build 358, Approved 1990-06. Esbo, Finland: Nordtest

Nordtest (1993). Building materials: Emission of Volatile Compounds-Field and Laboratory Emission Cell, Draft Nordtest method 93-10-13. Esbo, Finland: Nordtest

Tichenor, B.A. (1989). Indoor air sources; using small environmental test chambers to characterize organic emissions from indoor materials and products, EPA-600 8-89-074, Air and Energy Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, 1989.

Appendix2

化学物質放散測定のためのパラメータ／手順の選択に関する理論
（参考文献として2参照）
1. チャンバーの構造と操作
チャンバーの大きさ　試験片が縮小されるため、より小さなチャンバーが傾向的に高い標準偏差を示すという例外を除いて、一般に、チャンバーの大きさが放散測定の結果に影響するという結果は示されていない（ECA, 1991）。この影響は、試験片の数を増やすことによって打ち消される。原理的には、使用されるチャンバーは大きく、人間が歩けるサイズのものから、マイクロチャンバーチャンバーまで幅広い。

チャンバーと操作がより安価で、スペースを要しないという理由のため、2m³程度の容積の小チャンバーが好まれる傾向にあるのは明らかである。いくつかのチャンバーと同時にこれは動作をより一層容易にする。

壁材と取り扱い、シーリング　壁材は低吸着作用のあるものでなければならない。表面材料、ガラス、テフロン、及び磨かれたステンレス鋼が使用される。

この、吸着を最小化するための選択にも関わらず、チャンバー壁面における吸着が放散測定に大きく影響するということが実験によって示されている（ECA, 1993）。多様性を考慮すると試験が放散測定における壁吸着の考えられ得る影響を評価するために使用されねばならない。

チャンバー容積を減らすことはその比率と表面材料をもとのままとすると、壁表面積体容積の比率を増加させ、全体的な流れをみなすとチャンバー壁面における吸着に寄与する可能性もあるということは注目されるべきである。しかし式は、

内部チャンバー表面への流出する空気とチャンバーからの流出の割合
$= k_{ad} \times A_{cs}/(n \times V_c)$
k_{ad}=平衡吸着率、A_{cs}=内部チャンバー表面積、n=換気回数、V_c=チャンバー容積

チャンバー壁表面積対容積の比率が増加することによって、吸着における増加は、換気回数nを比例的に増加させることによって釣り合いをとることが提案される。重要な相関関係が小チャンバー内における吸着と、壁表面積／容積の割合の間に存在する（ECA, 1993）。

チャンバー密封性　チャンバー密封性は圧力ドロップ測定によってチェックされる。シールされたチャンバー内で過圧力が初期値の半分に減少する間、$t_{1/2}$（時間）を測定することはチャンバーの密封性をチェックするのに容易な方法である。特定のリークのために、リーク率LR（単位時間当たりのチャンバー容積）は相対過圧力ROP（（チャンバー－周囲を取り巻く圧力）／周囲を取り巻く圧力）に比例する。これは以下の式によって決定される。

$$LR=ROP \times \ln 2/t_{1/2}=0.7 \times ROP/t_{1/2}$$

相対過圧力ROP=10^{-3}（100Paの過圧力に相当する）におけるリーク率が単位時間当たりのチャンバー容積$5 \cdot 10^{-3}$であり、それから$t_{1/2}$は0.139h(~8min)である。$t_{1/2}$は任意のリークで特徴がある。$t_{1/2}$　8分で0.5achの換気量における供給空気の流れの1%　のリーク率と（2.1.2“換気量”）、そして100Paの典型的なチャンバー過圧力に相当している。$t_{1/2}$　8分はまたECAガイドライン（ECA,1991）及び、Nordtest Method(Nordtest, 1990, Appendix1, 6.3参照)における要求事項に適合される。

チャンバー空気混合　チャンバーはチャンバー空気の完全な混合を保証するべく設計されねばならない。一般には十分なチャンバー空気混合を保証するチャンバー設計に関するガイドラインは存在しない。最近、2つの小型チャンバーのための設計が提案された（Gunnarsen et al; Zhang and Haghightat, 1994）。放散試験表面の調節可能な空気流速の他にその設計は完全な混合と同時に薄い空気の流れをつくりだすべく意図されている（以下の“表面空気流速”参照）。そのデザインは低速(軸上)混合ファンとそして／あるいはマルチポート入口と出口拡散を結合させる。最近、チャンバーの異なった種類－小型セルFLEC（Wolkoff et al., 1993）－不完全なチャンバー空気の混合であるけれども再生可能であるように設計された。このデザインは、けれども換気回数の独立した制御と、表面空気流速の制御をどちらも許容しない。

供給とチャンバー空気質／洗浄　放散試験前に、測定は供給空気内及び試験チャンバーの空気内（試験中に

使用された全てのサポート材を含む）におけるVOC濃度によって構成されなければならない。これらのバックグラウンド濃度はQA限界を越える放散の確定の妨げにならない低濃度でなければならない。評価手順（4参照）に関して、次のバックグラウンド濃度限界が要求される。

(1) 試験28日後のチャンバー濃度 5 μ g/m³ を生じる試験片から放散される個々の化合物のバックグラウンド濃度は0.5 μ g/m³ より小さくなければならない。あるいは検知限界（どんなに大きくても）より下でなければならない。これは上部分析によって試験材料放散の主要成分の予備知識を必要とする。試験材料の個々のサンプルはこの目的のために必要とされる。一般的には、試験の3日後、これらの化合物がチャンバー濃度　15mg/m³ とならなければならない。

(2) 表4.2に含まれる（4.2参照）全ての化合物のバックグラウンド濃度は、それがどんなに小さくとも0.5 μ g/m³、あるいは表の中で特定されている限界濃度の10％より小さくならなければならない。

(3) 全ての化合物のバックグラウンド濃度トルエン換算で2 μ g/m³ より小さくなければならない。

(4) トルエンの反応要素を適応させたFIDによって決定される全バックグランド化合物の濃度の総計（TVOC；2, 2.1.7の定義参照）は10 μ g/m³ より小さくならなければならない。

必要があれば、供給空気とチャンバーは清浄化しなければならない。供給空気は適当なサイズのチャコールフィルターを通過させることによって清浄化する。小型チャンバーの供給空気のための清浄機器は同様に販売されている。適当な洗浄手順としては内部表面を合成洗剤で洗い、純水及びイオン除去水ですすぎ、清浄空気で清める（Appendix1, 4.9.1参照）。

チャンバー内空気サンプルの分析は分析手順から、例えばチャンバー内空気サンプリングに使用される吸収剤などから生じる化合物の寄与をも含んできる可能性がある。一般的に、これらの種類のバックグラウンド化合物は、再現できる量の中に存在し、チャンバー内空気汚染に依存しない。バックグラウンド濃度が定期的に決定され、そして平均値と標準偏差が既知ならば、バックグラウンドを減じることが適用される。

2. 環境パラメータの選択

温度　温度は蒸気圧とVOCsの拡散係数に影響を与え、したがって放散に影響を与えるということになる。それは同様に材料内での化学反応に影響し、VOC放散へとつながる。温度は全室内材料及び製品からのVOCs放散量に大きな影響を与える。この関係は温度を上昇させることによりVOC濃度が高くなるといういくつかのベイクアウト研究によって示されている（Girman, 1989）。

室内温度は一般的におおよそ17℃から28℃の間に保たれるにも関わらず、太陽放射と床暖房による高い温度は床材に例外的な状態をもたらす。たとえば、コンクリートの裂け目とカーペットの間の境界面において、床暖房は50℃から60℃の温度を形成する。この相互依存のために、温度と床材からの放散の関係は、特に興味深い。温度が上昇するとき、全ての放散に寄与する可能性のあるもの、つまり材料内での拡散、脱着、蒸発そして化学反応などのプロセスが早められるために放散も同様に増す可能性が生じる。試験中に観察されたVOC放散の増加に関してはAppendix 3で報告されている。上昇した温度において、PVC床、カーペット、水性塗料からの放散のほぼ比例的な増加が（Van der Wal, 1994）によって観察されている。放散は23℃から25℃の間で、2-2.5倍、23℃から50℃の間で10-12.5倍に増加する。

Sollinger（1992）とSollinger and Levsen（1993）は静電状態の元で裏打ちされたSBRと共に織物カーペットから放散されるVOCsの平衡濃度の多様性を調査している。20℃から50.5℃に温度が上昇するとき、平衡濃度におい観察された増加は1.6-8.7倍（沸点と個々のVOCsの極性による）、そしておそらく主にジイソオクチルフタレートの加水分解によって生じる2-エチルヘキサノールでは16倍に増加する。上昇した温度においての放散の増加はしばしば、しかしいつもというわけではないが、より急速な経時放散減衰を付随する。後者についてはたとえばカーペットからの4-PCの放散などが観察されている（Van der Wal, 1994）。

温度が床材からの放散に影響を与えるという証拠にも関わらず、提案されている方法（床材のラベリングを目的とする放散評価）の目的のため、そして簡易化のために放散試験は一定の温度において行われる。23℃の温度が設定され、全ての関連ガイドライン及び関連基準において提案されている（Appendix1, 4.9.7参照）。

相対湿度　一般的には、建材からのVOC放散における相対湿度の影響は、相対湿度が0％から45％の間では小さくなっている。Sollinger and Levsen（1993）はSBRで裏打ちされた織物カーペットからの異なった22種類のVOC放散において個々の物質による大きな違いを見つけることができなかった。ただアニリンだけが放散において小さな増加（30％）を示し、これはSBR加硫触媒の加水分解分離が寄与していると思われる。

現存する放散試験のためのガイドラインや基準は、相対湿度 45 %から 50 %の間を推奨し、規定している（Appendix1, 4.9.8 参照）。

換気回数と製品負荷－局所換気量の比率　換気回数［1/h］はチャンバーへの清浄空気の流入率をチャンバー容積 Vc で除したものとして定義されている。換気回数は室内環境で生じる希釈やフラッシングの量を反映している。製品負荷あるいは試料負荷率 L は試験片の放散表面積 A とチャンバー容積 Vc の比率である。この変数により試験チャンバー内での製品の使用を実際の（原寸の）環境における同じ製品の通常の使用パターンに対応させることが許容される。この比率 n/L, nVc/A は単位面積当たりの換気量 qc、つまり n,Vc と放散表面積 A の比率あるいは単位放散表面積当たりの換気回数である。

換気回数と製品負荷はチャンバー内濃度に大きな影響を与える（ECA, 1991）。任意の放散速度 E において、他の状態が一定の状態にあるとき、化合物のチャンバー内濃度は放散表面積あるいは試料負荷率 L に比例し、換気回数 n に反比例する。ほとんどの場合、両方の量の同時変化はそれらの比率、つまり単位面積当たりの換気量 qc が変化しなければ、チャンバー内濃度を変化させることはない。負荷率が変えられた場合、端部の影響に特別な注意を払わなければならないということに注目すべきである（2.1.3、“サンプル準備”参照）

化合物のチャンバー内の濃度はその放散量に影響を与える可能性がある（Myers, 1985; Matthews et al.,1987; Reponen et al., 1991; Clausen et al., 1993）。一定の温度下では相対湿度と表面空気流速（下記参照）、放散速度は、チャンバー濃度が減衰するにつれて、そして単位面積当たりの換気量が増加するにつれて、増加する。無垢床材にとって放散量におけるチャンバー内濃度の影響はあまり評価されない。Sollinger（1992）による測定は、SBR で裏打ちされたカーペットから放散された 2,2,6,6-テトラメチル-4-メチルデンヘプタンは単位面積当たりの換気量を 1.125 から 2.25 に倍にした場合の一定の放散速度の元で予想される増加量と比較して 14 %の増加を示した。したがって、次の仮定は合理的に安全であると思われる。$qc=1.25m^3/m^2h$ の元で測定された放散速度は床材放散の毒物学的評価のために採用されている $0.63\text{-}2.5m^3/m^2h$ の幅で単位面積当たりの換気量が変えられた場合、± 20-25 %よりも大きな変動をすることはないだろうということである（表 3.2, 3.4 参照）。この量は、VOC 放散の毒物学的な評価をみなした他のもっと大きな不確実性に関してみれば、許容範囲である。

換気回数　現存しているガイドラインは 0.5 かあるいは 1 1/h の値を提案している（Appendix1, 4.9.9 参照）。

試料負荷率　試料負荷率 L=0.4 はここで推奨されている。この値は Nordtest（1990）によって提案された床材のための試料負荷率に対応している。より大きな試験片には、測定された VOC 濃度と推論された放散速度における端部、不均一性、そしてチャンバー壁の吸着作用の影響を削減することが推奨されている。

放散表面の風速　ほとんどの材料からの VOC 放散は放散表面上方の境界層の濃度勾配に帰着する。境界層の厚さは乱流や風速が大きければ大きいほどより薄く、濃度勾配は大きくなる（ASTM, 1990; Tichenor et al., 1993）。したがって境界層を通しての蒸発（拡散）気体変換は、空気移動によって影響される。放散は濃度勾配が放散材料に変化するまで乱流あるいは風速を増加させると共に増加する。液体フィルムの蒸発の場合（Clausen, 1993）、乱流あるいは表面風速のレベルは放散量に関して特に重要な影響を及ぼす。一方、放散が完全に放散材料内で濃度勾配によって制御されている場合、Sollinger（1992）によって行われた実験により確かめられた通り、表面風速は放散量に何の影響も及ぼさない

表面風速について、そして小型チャンバー内で制御することができる表面風速、あるいは乱流のレベルの実質的な範囲について放散量の依存性を扱った有効な実験データがいくつかある。その大きな難しさは表面風速の測定にある。風速計自身が乱流を形成してしまうので、測定は特に空気が荒く動乱している場合難しくなる。したがって放散表面の薄い空気の流れをつくるチャンバーデザインの使用が、表面風速とその放散に対する影響のよりよい制御のためにおそらくは許容されるだろう（上記“チャンバー設計”参照）。

放散測定にとって、可能な限り表面風速は室内環境の中で実際に生じる風速と一致しているべきであり、快適性の求めるものと矛盾しない値を超えることがあってはならない。10cm/s（0.1m/s）の値が小チャンバー測定の適切な表面風速として提案されている（Girman, 1993）。

3. 試験材料／試験片の採取、取り扱い、準備

サンプルの採取　不均一材料に関しての付加事項は不均一の程度の見積もりが許容されるかどうかということを必要とするということである。この問題はいくつか再考されたガイドラインやメソッドの中では扱われ

ていない。それは試験片が小さければ小さいほど（つまり一般的に試験チャンバーが小さければ小さいほど）より重要となってくる。試験的な指示としては、“不十分な均質さの材料にとって、少なくとも材料のN_1片が生産在庫から採取されなければならない。材料がタイルのように生産された場合、N_1はN_xタイルの総量からランダムに選別されたタイルの数である。丸みを帯びた材料にとって、サンプル片の中での距離はN_2mより小さくてはならない。N_1とN_2は床材の多様な種類のために異なっていなければならない。”N_1, N_2とN_xは指定されなければならない数である。

この項の残りの事項についてはコメントなし

4. チャンバー内空気サンプリング
付加コメントなし。

5. チャンバー動作制御
温度と相対湿度：コメントなし

換気回数：空気流量の正しい測定は、測定中の間違いが、計算された放散速度の比例的な間違いへとつながるため、式（2.3）（2.1.7 参照）によって重要である。

チャンバー内の空気混合率　チャンバー内空気の不完全な混合は、放散量を決定する際の間違いにつながる可能性がある。空気混合率はチャンバーのデザインと、チャンバー内のファンの運転に左右される。運転中のファンはチャンバー内の風速に影響する（2、上記“放散表面の風速”参照）ために、ファンの使用は完全な混合を達成する中で制限されている。

混合の量的な評価に関する一般的に許容されている方法は有効ではない。Tichenor（1989）は供給空気が一定濃度及び流速、チャンバー出口において経時測定される濃度において不活性なトレーサーガス（例えばSF_6のような）と混合されることを提案している。それからチャンバー内濃度と時間を軸としてプロットした図は、完全に混合されたチャンバーの理論的なカーブと比較されるべきである。測定されたデータが理論的なカーブと接近している場合、そのチャンバーはよく混合されているとみなされる。測定されたデータが理論カーブを上回っている場合、チャンバー内空気があまりよく混合されていない結果として、小範囲での流れが生じている。おそらくは空気入口／出口のポートの配置が悪いせいでその小範囲での流れが生じている。測定されたデータが理論カーブを下回っている場合、チャンバーはリークしている可能性がある（けれども 1、“チャンバーの密封性”参照）か、あるいは不完全な混合が生じている可能性がある。混合が十分であるかどうかを決定するための試験は、(1) 空のチャンバー内で、そして (2) チャンバー内でサンプル代替物質を用いて行われるべきである。これはサンプルがチャンバー内に設置された場合に、不十分な混合が起こらないということを保証するためである。

トレーサーガスの濃度と時間を軸としたプロットが、理論的に予想されるカーブからそれている場合、測定されたデータはチャンバー容積（Vc）を変数として用いた理論的なカーブに強制的にする。それから実際のチャンバー容積と理論的に予想されるカーブと合う測定された濃度データの明らかなチャンバー容積とを比較する必要がある。実際と明らかな容積の違いは、実際と完全な混合状態の間の偏差の測定として捉える可能性がある。Tichenor（1989）は 10 %以上の違いは許容不可であるが、一方で、the Carpet Dialogue Group（CPDG,1991;同様に Appendix1 参照）によって 5 %以上の違いは許容不可と考えられている。

バックグラウンド濃度：コメントなし

チャンバー内の風速／乱流：風速／乱流はファンの速度を調節することにより制御可能である。

シンク効果：チャンバー壁、サポート、センサーあるいはファンの表面のようなチャンバー内での表面は滑らかで、ガラスやステンレス鋼のような不活性な材料で構成されているけれども、それらは放散された化合物のチャンバー内の濃度を減らすシンクとして作用してしまう可能性いまだに存在している。チャンバー内濃度から計算された（2.1.7 参照）放散速度は、したがって実際の放散速度より小さくなっている。シンク効果の大きさは 1、“チャンバー材質及び表面処理及びシール材”の中での（式（2.1）参照）チャンバーの内部表面積（一定吸着率へ比例する、そして表面積に比例する）とチャンバーからの空気流出量（換気回数とチャンバー容積に比例する）に対する空気流量の比率である。それは同様にチャンバー内での空気の流れるパターンに依存している。一般的に、揮発性が低ければ低いほど、あるいは化合物の沸点が高ければ高いほど、シンク効果がより断言される（つまり一定吸着率は高くなる）。

シンク効果をそれと認識し、例えば、パーミエーションチューブや拡散バイアルのような既知の放散量の放散源を用いるなどして、既知の試験化合物をチャンバーに挿入することによって、そして測定された濃度と時間のカーブをシンクなしの理論予想カーブと比較することによって量を把握することは可能である（Tichenor et al., 1991; ECA, 1993）。試験放散源の放散量は通常重さによって決定される（ロスをはかる）。チャンバー濃度に関するシンク効果の影響、つまり測定された理論予想濃度との相対誤差は時間と共に減少していく（De Bortoli et al., 1996）。

チャンバーシンクについての実験的なデータは有効である。上記に言及されている方法を用いて、48 時間後の 450 l ガラスチャンバーでは、予想濃度と測定濃度の相対誤差があり、n-デカン、n-ドデカン、ブトキシエタノール、エチルヘキサノールでは 10 %から 20 %の間、1,4 ジクロロベンゼンでは 30%以上の誤差が見られた（Colombo et al., 1993; De Bortoli et al., 1996）。実験室内比較実験（ECA, 1993）では、48 時間後、n-デカンでは測定濃度と予想濃度の誤差は 0-80%の範囲で見られた。試験 72 時間後の（2.1.4、“サンプル回数”参照）チャンバー内濃度に基く放散量を決定することは、実質的な誤差によって影響される可能性があるこれらのデータから計算される可能性がある。

6. 参考文献

ASTM, American Society for Testing and Materials, 1990. Standard guide for small-scale environmental chamber determinations of organic emissions from indoor materials/products. ASTM Designation D 5116-90. Philadelphia, PA: American Society for Testing and Materials.

Clausen, P.A., Lauersen, B., Wolkoff, P., Rasmusen, E. and Nielsen, P.A., 1993. Emission of volatile organic compounds from a vinyl floor covering. In: Nagda, N.L. (eds) Modelling of Indoor Air Quality and Exposure. ASTM STP 1205, Philadelphia: American Society for Testing and Materials, pp. 3-13.

Clausen, P.A., 1993. Emission of volatile and semi-volatile organic compounds from waterborne paints □ The effect of the film thickness. Indoor Air 3, 269-275.

Colombo, A., De Bortoli, M., Knöppel, H., Pecchio, E. and Vissers, H., 1993. Adsorption of selected volatile organic compounds on indoor surfaces. Indoor Air 3, 276-282.

CPDG, Carpet Policy Dialogue Group, 1991. Test method for determining total volatile organic compound emission factors from carpet under defined test conditions using small environmental chambers. Carpet Policy Dialogue Compendium Report EPA/560/2-91-002, Appendix E. Office of Toxic Substances (TS-778). U.S. Environmental Protection Agency, September 1991.

De Bortoli, M., Knöppel, H., Colombo, A., Kephalopoulos S., 1996. Attempting to characterize the sink effect of a small stainless steel test chamber. *Characterizing Sources of Indoor Air Pollution and Related Sink Effects, ASTM STP 1287*. Bruce A. Tichenor, Ed., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 307-320.

ECA, European Concerted Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man", 1991. Guideline for the characterization of volatile organic compounds emitted from indoor materials and products using small test chambers. Report Nr. 8 (EUR 13593 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

ECA, European Collaborative Action "Indoor Air Quality and Its Impact on Man", 1993. Determination of VOCs emitted from indoor materials and products. Interlaboratory comparison of small chamber measurements. Report No. 13 (EUR 15054 EN). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Girman, J.R., 1993. Simple modelling to determine approprite operating conditions for emission testing in small chambers. In: Nagda, N.L. (ed) Modelling of Indoor Air Quality and Exposure, ASTM STP 1205. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 145-148.

Gunnarsen, L., Nielsen, P.A., Wolkoff, P., 1994. Design and characterization of the CLIMPAQ, chamber for laboratory investigations of materials, pollution and air quality. Indoor Air, 4, 56-62.

Matthews, T.G., Hawthorne, A.R., and Thompson, C.V., 1987. Formaldehyde sorption and desorption characteristics of gypsum wallboard. Environmental Science Technology 21, 629-634.

Myers, G.E., 1985. The effects of temperature and humidity on formaldehyde emissions from UF- bonded boards: a literature critique. Forest Products Journal 35, 20-31.

Nordtest, 1990. Building materials: emission of volatile compounds, chamber method. NT Build 358. Nordtest, Postbox, Esbo, Finland.

Reponen, T., Raunemaa, T., Savolainen, T., and Kalliokoski, P., 1991. The effect of material ageing and season on formaldehyde levels in different ventilation systems. Environment International 17, 349-355.
Sollinger, S., 1992. Methoden und Verfahren zur Charakterisierung der Emmisionen aus Innenraummaterialien. Dissertation. University of Hannover, pp. 92-97.

Sollinger, S., and Levsen, K., 1993. Investigation of indoor air pollution sources in climate chambers: emissions from textile floor coverings. In: Mohr, U. et al. (eds), Advances in Controlled Clinical Inhalation Studies, Heidelberg: Springer-Verlag.

Tichnor, B.A., 1989. Indoor air sources; using small environmental test chambers to characterize organic emissions from indoor materials and products. EPA-600 8-89-074, Air and Energy Engineering Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.

Tichnor, B.A., Guo, Z., Dunn, J.E., Sparks, L.E. and Mason, M.A., 1991. The interaction of vapour phase organic compounds with indoor sinks. Indoor Air 1, 23-35.

Tichnor, B.A., Guo, Z., and Sparks, L.E., 1993. Fundamental mass transfer models for indoor air pollution sources. Indoor Air 3, 263-268.

Van der Wal, J.F., 1994. Private communication.

Wolkoff, P., Clausen, P.A., Nielsen, P.A. and Gunnarsen, L., 1993. Documentation of field and laboratory emission cell "FLEC"- Identification of emission processes from carpet, lineoleum, paint, and sealant by modelling". Indoor Air 3, 291-297.

Zhang, Y. and Haghighat, F., 1994. A small velocity-controlled test chamber for sources characterization. Paper presented at the ASTM Symposium on Methods for Characterizing Indoor Sources and Sinks, September 25-28, Washington, DC.

Appendix3

室温の範囲での、そして **29.4** ℃の床仕上げ材の暴露表面温度における床暖房オフでのコンクリートの裂け目と多様な床仕上げ材（床暖房がオフ時）の間の境界面における温度

床仕上げ材		裂け目／仕上げ材の境界面温度［**°C**］ 空気温度が次のような時の			
種類	厚さ［インチ］	**16°C**	**18.3°C**	**20.6°C**	**22.8°C**
リノリウム	0.15	31.7	31.1	31.1	30.6
カーペット	0.4	50.0	46.7	43.3	
カーペット+下敷き	0.7	63.3	57.8	51.7	46.1
木製ブロック	1.0	50.6	46.7	43.3	39.4
コルクタイル	0.5	41.1	38.9	37.2	35.0
コルクタイル+新カーペット	0.9	61.7	56.1	51.1	45.6
熱可塑性タイル	0.13	30.6	30.0	30.0	30.0
熱可塑性タイル+新カーペット	0.53	51.1	47.2	43.9	40.0

(1) U.K. Electricity Council "Electric Floor Warming Design Manual" から適合

(2) 最大許容床表面温度。断熱建築、あるいは穏やかな気候では、床表面は 29.4℃ より低い値になる。

Appendix4

多様な材料からの有機化合物の放散の温度における増加

Reference	材料	放散化合物	温度範囲 [℃]	放散比率	観察された放散増加の種類
Myers,1985 (1)	パーティクルボード合板	ホルムアルデヒド	23-40 23-50	5.2 12.5	指数的 (2) （B=8930）
Gehrig et al. 1994	ポリスチレン	スチレン エチルベンゼン TVOC	23-40 23-40 23-40	3.4 3.7 3.2	指数的 (2)
Van der Wal, 1994	PVC 床 カーペット 水性塗料	2-エチルヘキサノール アルカン C_8-C_{14} トルエン トリメチルベンゼン 4-PC (3) テキサノール（2isom） ブチルジグリコール	23-30 23-50 23-30 23-30 23-30 23-30 23-30 23-30	~2 10 2-2.5 2-2.5 2-2.5 2.5 2-2.5 2-2.5	1 次的 （-9%/℃） 1 次的 1 次的（10-15%/℃）
Sollinger, (6) 1992	SBR で裏打ちされたカーペット	スチレン 1.3.5-TMB (5) 1.3-ジエチルベンゼン n-ドデカン n-トリデカン n-テトラデカン ヘキサノール アニリン 2-エチルヘキサノール ベンゾチアゾール BHT (4)	23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5 23-50.5	1.6 (6) 2.1 2.5 5.6 5.7 7.7 2.6 5.5 16.1 7.4 8.7	特定されていない

(1) 公表されている結果の Meta-analysis。より広範囲な温度をカバーした推論された指数関係
(2) 放散増加はほぼ式 $E(T_1)/E(T_2)=\exp.[-B(1/T_1-1/T_2)]$、° K における T_1,T_2 に従う
(3) 4-PC=4-フェニルシクロヘキサン
(4) BHT=2.6-ジ-テート.ブチル-4-メチル-フェノール
(5) 1.3.5-TMB=1.3.5-トリメチルベンゼン
(6) 放散の比率の代わりに、この公表の中では、平衡濃度の比率が静電的な実験において決定されている。

Appendix5

床材から放散される化合物の分類と 27 の床材から放散される化合物の放散速度（Saarela et al. 1994）

N*＝ 27 の建材放散の発生数

放散化学物質	CAS No.	放散速度		N*
		平均［μ g/m²h］	最大［μ g/m²h］	
芳香族炭化水素				
ベンゼン	71-43-2	1	3	3
トルエン	108-88-3	20	170	17
エチルベンゼン	100-41-4	8	45	12
キシレン	1330-20-7	25	34	3
m, p-キシレン	106-42-3	19	123	9
o-キシレン	95-47-6	9	48	8
イソプロピルベンゼン	98-82-8	6	10	3
n-プロピルベンゼン	103-65-1	9	23	8
1-プロピルベンゼン	637-50-3	4	6	4
1,3,5-トリメチルベンゼン	108-67-8	10	35	4
1,2,4-トリメチルベンゼン	95-63-6	20	98	9
1,2,3-トリメチルベンゼン	526-73-8	13	28	4
1,2,4,5-テトラメチルベンゼン	95-93-2	1	5	
n-ブチルベンゼン	104-51-8	1	4	
1,3-ジイソブチルベンゼン	99-62-7		53	1
1,4-ジイソブチルベンゼン	100-18-5		28	1
4-フェニルシクロヘキサン	31017-40-0		190	1
スチレン	100-42-5	6	20	5
エチルベンゼン	536-74-3	3	4	3
a-メチルスチレン	98-83-9	8	16	5
ナフタレン	91-20-3	14	19	2
飽和脂肪族炭化水素				
3-メチルペンタン	96-14-0	8	10	2
n-ヘキサン	110-54-3	4	6	5
n-オクタン	111-65-9	16	41	3
C9 ヒドロカーボン		3	4	
n-ノナン	111-84-2	16	355	3
C10 ヒドロカーボン		20	135	
3,5-ジメチルオクタン	15869-93-9		1	1
n-デカン	124-18-5	104	514	9
C11 ヒドロカーボン		15	78	
4-メチルデカン	2847-72-5		3	1
n-ウンデカン	1120-21-4	43	269	11
C12 ヒドロカーボン		9	20	
2,2,4,6,6-ペンタメチルヘプタン	30586-18-6	60	104	4
n-ドデカン	112-40-3	39	99	7
C13 ヒドロカーボン		16	38	
n-トリデカン	629-50-5	43	69	4
n-テトラデカン	64036-86-3	34	143	10
n-ペンタデカン	629-62-9	30	123	5
n-ヘキサデカン	544-76-3	11	25	4
オクタデカン	593-45-3		51	1
n-オクタデカン	593-45-3		5	1

放散化学物質	CAS No.	放散速度		N*
		平均［μ g/m²h］	最大［μ g/m²h］	
トリデカン	2437-56-1	44	75	3
不飽和／環状脂肪族炭化水素				
1,3,5,7-シクロオクタテトラエン	629-20-9		53	1
テルペン類				
3-カレン	13466-78-9	21	94	7
カンフェーン	79-92-5		4	1
α－ピネン	80-56-8	14	29	9
リモネン	138-86-3	13	51	6
ロンギフォレン	475-20-7		48	1
カリオフィレン	87-44-5		16	1
脂肪族アルコール				
1-プロパノール	71-23-8		6	1
2-プロパノール	67-63-0		33	1
1,2-プロパンジオール	57-55-6	151	891	8
1-ブタノール	71-36-3	16	60	10
1-ペンタノール	71-41-0		13	1
1-ヘキサノール	111-27-3		18	1
シクロヘキサノール	108-93-0	10	15	2
2-エチル-1-ヘキサノール	104-76-7	121	268	11
1-オクタノール	111-87-5	14	31	4
芳香族アルコール				
フェノール	108-95-2	143	400	4
BHT（2,6-ジテルトブチル-4-メチルフェノール）	128-37-0	14	26	2
グリコール・グリコールエーテル				
2-メトキシエタノール	109-86-4		56	1
プロピレングリコール	57-55-6	151	891	8
2-エトキシエタノール	110-80-5	6	13	6
2-ブトキシエタノール（ブチルグリコール）	111-76-2	151	666	10
アルデヒド類				
ホルムアルデヒド	50-00-0	11	25	13
アセトアルデヒド	75-07-0	10	29	12
ペンタナール	110-62-3	43	181	6
ヘキサナール	66-25-1	36	189	9
ヘプタナール	111-71-7		13	1
オクタナール	124-13-0		9	1
ノナナール	124-19-6	8	39	
2-ブテナール	123-73-9		74	1
ベンズアルデヒド	100-52-7	40	64	3
2-フランカルボクスアルデヒド	98-01-1		8	1
ケトン類				
アセトン	67-64-1	14	31	8
シクロペンタノン	120-92-3		31	1
2-メチルシクロペンタノン	1120-72-5	264	626	4
酸				
プロピオン酸	79-09-4	33	113	
イソブチル酸	79-31-2		26	1
2,2-ジメチルプロパン酸	75-98-9		1	1

放散化学物質	CAS No.	放散速度		N*
		平均［μ g/m²h］	最大［μ g/m²h］	
ヘキサデカノン酸	57-10-3		5	1
塩化炭化水素				
テトラクロロエタン	127-18-4	57	86	2
エステル類				
エチルアセテート	141-78-6		14	1
プロピルアセテート	109-60-4		1	1
メタクリリック酸メチルエステル	80-62-6	255	509	2
TxiB（2,2,4-トリメチル-1,3-ペンタンジオール,ジイソブチレート）	6846-50-0	363	1431	7
その他				
TVOC（試験 4 週間後）		364(1)	1118(1)	30
TVOC（試験 26 週間後）		130(1)	573(1)	30

（1）30 のビニルフローリング放散速度［μ g/m²h］は Gustafsson, H.と Jonsson, B.によって 1993 年に報告されたものである。Trade standards for testing chemical emissions from building materials. Part Ⅰ：Measurements of flooring materials, Proc. Indoor Air ’ 93, Vol.2, pp.437-443, Helsinki, Finland.

参考文献

Saarela, K., Trikkonen, T. and Tähtinen, M., 1994. Preliminary data base for material emissions. NKB Committee and Work Reports 1994: 04E, ISBN 951-47-9858-9. Helsinki: Painatuskeskus Oy

Appendix6

床材からの VOC 放散測定例（Saarela et al., 1994）と第 6 章に示した手順に従った毒性評価

緩衝ビニル 3.9mm						
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］				LCI［μ g/m³］
		3 日後	14 日後	28 日後*	56 日後	
ヘキサナール	110-54-3	0	4	4	4	400
1-ブタノール	71-36-3	11	10	8	5	1000
1,2-ジメチルシクロペンタン	2452-99-5	2	0	0	0	
2-エトキシエタノール	110-80-5	9	7	6	4	10
メチルシクロヘキサン	75-07-0	5	1	1	0	
トルエン	108-88-3	3	14	11	4	1000
3-メチレンヘプタン	1632-16-2	3	2	2	2	
キシレン	1330-20-7	0	3	2	1	
シクロヘキサノン	108-94-1	121	127	124	119	1000
2-エトキシエチルアセテート	110-80-5	24	19	17	13	20
ベンズアルデヒド	100-52-7	0	2	2	2	
フェノール	108-95-2	29	31	31	31	400
N-メチル-2-ピロリジノン	872-50-4	21	4	4	3	800
ベンジルアルコール	100-51-6	4	4	4	4	
2-エチル-1-ヘキサノール	104-76-7	76	71	70	68	1000
2-プロペン酸,6-メチルヘプチレスター	54774-91-3	1	0	0	1	
4-メチル-4-フェニル-2-ペンタン	7403-42-1	0	0	0	0	
ベンゼン、1,1-ジメチルノニル	55191-25-8	3	2	2	2	
5-メチルフェニル-2-ヘキサノン	14128-61-1	2	3	3	2	
ベンゼン、1,1-ジメチルデシル	27854-40-6	5	0	0	0	
ベンゼン、1,1-ジメチルテトラデシル	29138-94-1	3	0	0	0	
ベンゼン、1,1,4,6,6-ペンタメチルヘプチル	55134-07-1	0	2	1	0	
TVOC		**361**	343	**331**	311	

*一次補間法により算出：E(28d)=E(14d) − 0.33［E(14d) − E(56d)］

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_c［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_c［mg/m³］	5mg/m³	0.578	0.289	0.144
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_c［μg/m³］	200μg/m³	**530**	**265**	132
R={Σ(E_i/LCI_i)}/q_c	1	**2.84**	**1.41**	0.45
Σ E_{ni}(30d)/ q_c［μg/m³］	20μg/m³	11.2	0	0
結果		ラベル無し	ラベル無し	ラベリング

この製品は最も高い局所換気量に対してのみ毒性評価手順の条件を満たす

緩衝ビニル 2.5mm						
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］				LCI［μ g/m³］
		3 日後	14 日後	28 日後*	56 日後	
ベンゼン	71-43-2	2	2	2	1	
ジクロロメタン	75-09-2	17	0	0	0	
ヘキサン	110-54-3	1	0	0	1	
1-ブタノール	71-36-3	9	3	3	2	
メチルシクロヘキサン	108-87-2	4	1	1	0	
トルエン	108-88-3	5	12	9	3	1000
2-エチオキシエチルアセテート	111-15-9	24	7	5	0	20
シクロヘキサノン	108-94-1	159	77	74	69	1000
o-キシレン	95-47-6	0	2	1	0	
ベンズアルデヒド	100-52-7	3	2	2	1	
1,3,5-トリメチルベンゼン	108-67-8	1	0	0	1	
オクタノール	124-13-0	0	0	0	1	
ベンゼン、ペンタデシル	2131-18-2	0	0	1	3	
ベンジルアルコール	100-51-6	0	1	1	2	
2-エチル-1-ヘキサノール	104-76-7	28	15	15	16	1000
ノナナール	124-19-6	0	0	1	2	
デカナール	112-31-2	0	0	1	2	
2-プロペン酸,6-メチルヘプチレスター	54774-91-3	1	0	0	1	
ベンゼン、1,1-ジメチルドデシル	27854-41-7	4	0	0	1	
ベンゼン、1,1-ジメチルブチル	1985-57-5	0	1	1	2	
ベンゼン、1,1-ジメチルデシル	27854-40-6	3	0	1	2	
5-メチルフェニル-2-ヘキサノン	14128-61-1	5	3	3	2	
ベンゼン、1,1-ジメチルノニル	55191-25-8	3	0	1	3	
ベンゼン、1,1-ジメチルテトラデシル	29138-94-1	0	1	1	2	
ベンゼン、1,1,4,6,6-ペンタメチルヘプチル	55134-07-1	0	0	2	7	
TVOC		**322**	179	**181**	183	

*一次補間法により算出：E(28d)=E(14d) − 0.33［E(14d) − E(56d)］

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_c［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_c［mg/m³］	5mg/m³	0.515	0.258	1.129
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_c［μg/m³］	200μg/m³	**290**	145	72
ベンゼンのための条件（6.10）	$< 10^{-5}$	**1.3×10^{-5}**	6.4×10^{-6}	3.2×10^{-6}
$R=\{\Sigma (E_i/LCI_i)\}/q_c$	1	0.56	0.08	0.04
ΣE_{ni}(30d)/ q_c［μg/m³］	20μg/m³	0	0	0
結果		ラベル無し	ラベリング	ラベリング

この製品は局所換気量の高い 2 つに対してのみ毒性評価手順の条件を満たす

床ワックス（プレハブブナ材寄木床）						
化学物質名	CAS No.	放散速度［μg/m²h］				LCI［μg/m³］
		3 日後	14 日後	28 日後*	42 日後	
ヘキサン	110-54-3	5	3	3	3	
ヘプタン	142-82-5	2	1	1	1	
トルエン	108-88-3	17	17	18	19	1000
ヘキサナール	66-25-1	9	5	4	3	400
エチルベンゼン	100-41-4	12	5	3	1	
p-キシレン	106-42-3	19	16	11	7	1000
スチレン	100-42-5	24	1	0	0	
o-キシレン	95-47-6	17	5	4	2	1000
ノナン	111-84-2	244	18	8	1	10000
α-ピネン	80-56-8	7889	2940	1583	227	1000
プロピルベンゼン	103-65-1	188	31	16	2	1000
カンフェーン	79-92-5	433	109	58	7	1000
β-ピネン	127-91-3	3861	1288	699	111	1000
トリメチルベンゼン		323	72	43	14	1000
デカン	124-18-5	1345	209	112	15	2000
リモネン	138-86-3	2108	322	179	36	1000
ジメチルノナン		143	26	14	5	10000
5-メチルデカン	13151-35-4	141	25	15	7	10000
2-メチルデカン	6975-98-0	216	35	16	2	10000
4-メチルデカン	2847-72-5	299	36	17	2	10000
3-メチルデカン	13151-34-3	473	42	23	8	10000
テルピノレン	586-62-9	156	20	10	3	1000
ウンデカン	1120-21-4	1265	142	78	30	10000
α-テルピネオール	10482-56-1	443	32	16	4	-
α-クベニーン	17699-14-8	70	10	5	2	1000
ロンギピネン	5989-08-2	84	13	7	3	1000
イランゲン	14912-44-8	96	9	6	3	1000
ユニペン	475-20-7	681	111	64	29	1000
カリオフィレン	87-44-5	635	86	44	13	1000
TVOC		**27628**	6604	**3677**	750	

*一次補間法により算出：E(28d)=E(14d) − 0.5［E(14d) − E(42d)］

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_r［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_r［mg/m³］	5mg/m³	**44.20**	**22.10**	**11.05**
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_r［μ g/m³］	200μg/m³	**5883**	**2942**	**1471**
R={Σ(E_i/LCI_i)}/q_r	1	**4.53**	**2.26**	**1.12**
Σ E_{ni}(30d)/ q_r［μg/m³］	20μg/m³	**25.6**	12.8	6.4
結果		ラベル無し	ラベル無し	ラベル無し

この製品は毒性評価手順の条件を満たさない

床オイル（プレハブブナ材寄木床）						
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］				LCI［μ g/m³］
		3 日後	14 日後	28 日後*	42 日後	
ペンタナール	110-62-3	38	9	8	6	400
ヘプタン	142-82-5	10	2	2	3	
1-ペンタノール	71-41-0	11	2	2	3	
トルエン	108-88-3	9	16	11	6	1000
ヘキサナール	66-25-1	171	37	20	3	400
オクタン	111-65-9	14	3	3	3	
エチルベンゼン	100-41-4	25	5	5	5	1000
p-キシレン	106-42-3	80	14	19	23	1000
m-キシレン		26	1		0	
o-キシレン	95-47-6	41	8	7	6	1000
ノナン	111-84-2	185	23	16	8	10000
エチルメチルシクロヘキサン	696-29-7	100	10	5	0	800
3-メチルノナン	5911-04-6	84	25	18	11	3000
プロピルベンゼン	103-65-1	84	26	19	11	1000
エチルメチルベンゼン		75	36	30	23	1000
トリメチルベンゼン		215	58	46	34	1000
デカン	124-18-5	542	195	137	78	2000
2,6-ジメチルノナン	17302-28-2	180	127	85	42	10000
メチルプロピルベンゼン		416	20	18	15	1000
エチルジメチルベンゼン		28	21	19	16	1000
5-メチルデカン	13151-35-4	31	19	18	16	10000
3-メチルデカン	13151-34-3	52	26	26	26	10000
ノナノール	124-19-6	10	12	14	15	400
ウンデカン	1120-21-4	465	136	118	100	10000
ドデカン	112-40-3	32	10	11	12	10000
TVOC		**6765**	2761	**1866**	971	

*一次補間法により算出：E(30d)=E(14d) − 0.5［E(14d) − E(42d)］

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_c［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_c［mg/m³］	5mg/m³	**10.82**	**5.41**	**2.71**
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_c［μg/m³］	200 μ g/m³	**2986**	**1493**	**746**
R={Σ(E_i/LCI_i)}/q_c	1	0.62	0.30	0.14
Σ E_{ni}(30d)/ q_c［μg/m³］	20 μ g/m³	0	0	0
結果		ラベル無し	ラベル無し	ラベル無し

この製品は毒性評価手順の条件を満たさない

乾スプルース材合板（北欧木材事業）					
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］			LCI［μg/m³］
		3 日後	13 日後	28 日後	
ヘキサン	110-54-3	4	4	1	
ペンタナール	110-62-3	7	3	3	
トルエン	108-88-3	6	3	7	1000
ヘキサナール	66-25-1	18	8	8	400
ベンゼン,1,4-ジメチル	106-42-3		3	2	
スチレン	100-42-5	6	5	4	70
α-ピネン	80-56-8	66	23	15	1000
2-β-ピネン	127-91-3	26	9	5	1000
デカン	124-18-5	13	4		
d3-カレン	13466-78-9	8	3	3	
リモネン	138-86-3	22	7	5	1000
TVOC		**226**	94	**72**	

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_r［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_r［mg/m³］	5mg/m³	0.36	0.18	0.09
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_r［μ g/m³］	200 μ g/m³	115	58	29
R={Σ(E_i/LCI_i)}/q_r	1	0.175	0.034	0.006
Σ E_{ni}(30d)/ q_r［μg/m³］	20 μ g/m³	0	0	0
結果		ラベリング	ラベリング	ラベリング

乾カバ材合板（北欧木材事業）					
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］			LCI［μ g/m³］
		3 日後	13 日後	28 日後	
ヘキサン	110-54-3	3	3	0	
ペンタナール	110-62-3	8	4	6	400
1-ペンタノール	71-41-0	9	4	6	3000
ベンゼン,メチル-	108-88-3	9	4	3	
ヘキサナール	66-25-1	23	12	21	400
スチレン	100-42-5	3	2	2	
TVOC		**104**	36	**47**	

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_r［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_r［mg/m³］	5mg/m³	0.166	0.083	0.042
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_r［μ g/m³］	200 μ g/m³	75	38	19
R={Σ(E_i/LCI_i)}/q_r	1	0.11	0.042	0.021
Σ E_{ni}(30d)/ q_r［μg/m³］	20 μ g/m³	0	0	0
結果		ラベリング	ラベリング	ラベリング

この製品は毒性評価手順の条件を満たす

乾パイン材合板（北欧木材事業）					
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］			LCI［μ g/m³］
		3日後	13日後	28日後	
ヘキサン	110-54-3	3	4	2	
ペンタナール	110-62-3	10	2	2	
トルエン	108-88-3	4			
1-ペンタノール	71-41-0	3			
トルエン	108-88-3	5			
ヘキサナール	66-25-1	34	6	6	400
α-ピネン	80-56-8	125	39	17	1000
カンフェーン	79-92-5	3			
2-β-ピネン	127-91-3	47	15	7	1000
β-ミルセン	123-35-3	4			
2,2,4,6,6-ペンタメチルヘプタン	30586-18-6	16			
3-カレン	13466-78-9	24	9	6	1000
dl-リモネン	138-86-3	48	16	10	1000
TVOC		**361**	158	**69**	

第6章の手順に従った試験28日後のVOC放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_c［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
$TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_c$［mg/m³］	5mg/m³	0.528	0.289	0.144
$TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_c$［μ g/m³］	200 μ g/m³	110	55	28
$R=\{\Sigma(E_i/LCI_i)\}/q_c$	1	0.088	0.027	0.007
$\Sigma E_{ni}(30d)/q_c$［μg/m³］	20 μ g/m³	0	0	0
結果		ラベリング	ラベリング	ラベリング

この製品は毒性評価手順の条件を満たす

ニス塗装オーク材合板（北欧木材事業）					
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］			LCI［μ g/m³］
		3 日後	13 日後	28 日後	
ヘキサン	110-54-3	2	3	1	
ベンゼン	71-43-2	3	2	2	
ベンゼン,メチル-	108-88-3	5	5	9	1000
シジュロヘキサノン	108-94-1	4	2		
スチレン	100-42-5	3	2	1	
ベンズアルデヒド	100-52-7	8	3	1	
α-ピネン	80-56-8	25	13	6	1000
β-ピネン	18172-67-3	13	8	4	1000
3-カレン	13466-78-9	3	2	1	
di-リモネン	138-86-3	4	4	2	
TVOC		**104**	85	**76**	

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_c［m³/m²h］		
		0.625	**1.25**	**2.50**
$TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_c$［mg/m³］	5mg/m³	0.166	0.083	0.042
$TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_c$［μ g/m³］	200 μ g/m³	122	61	30
$R=\{\Sigma(E_i/LCI_i)\}/q_c$	1	0.030	0.007	0
$\Sigma E_{ni}(30d)/q_c$［μg/m³］	20 μ g/m³	0	0	0
結果		ラベリング	ラベリング	ラベリング

この製品は毒性評価手順の条件を満たす

天然ワックス・植物油混合塗装パイン床材				
化学物質名	CAS No.	放散速度［μ g/m²h］		LCI［μ g/m³］
		3 日後	28 日後*	
ペンタナール	110-62-3	14	13	400
1-ヘプタン	592-76-7	2	1	
ヘプタン	142-82-5	3	1	
1-ペンタノール	71-41-0	3	3	
ベンゼン,メチル-	108-88-3	1	4	1000
ヘキサナール	66-25-1	34	37	400
酢酸、ブチルエステル	123-86-4	0	1	
オクタン	111-65-9	2	2	
ベンゼン,エチル-	100-41-4	0	0	
ペンタン酸	109-52-4	2	0	
1,3-ジメチルベンゼン	108-38-3	0	1	
2-ヘンプタノン	110-43-0	1	1	
ヘプタタール	111-71-7	3	3	
α-ピネン	80-56-8	1499	1371	1000
カンフェーン	79-92-5	25	27	1000
ヘキサン酸	142-62-1	6	2	
ベンゼン,1-メチル-3-(1-メチルエチル)-	535-77-3	5	6	1000
サビネン	3387-41-5	2	2	
β-ピネン	18172-67-3	132	139	1000

β-ミルセン	123-35-3	16	17	1000
1,3,5-トリメチルベンゼン	108-67-8	0	0	
デカン	124-18-5	7	11	2000
3-カレン	13466-78-9	388	375	1000
ベンゼン,1-メチル-4-(1-メチルエチル)-		6	7	1000
ノナン,2,6-ジメチル-	17302-28-2	4	3	
dl-リモネン	138-86-3	67	75	1000
γ-テルピネン	99-85-4	5	3	
デカン,5-メチル	13151-35-4	6	3	
デカン,4-メチル	138-86-3	6	4	1000
デカン,2-メチル	6975-98-0	14	8	1000
デカン,3-メチル	13151-34-3	11	7	1000
ベンゼン,メチル(1-メチルエチル)-	26444-18-8	2	2	
ノナナール	124-19-6	9	8	400
α-テルピノレン	586-62-9	9	6	1000
ウンデカン	1120-21-4	77	43	10000
3,6-ジメチルデカン		4	2	
ウンデカン,5-メチル	1632-70-8	17	9	10000
ウンデカン,4-メチル	2980-69-0	14	9	10000
ウンデカン,2-メチル	7045-71-8	14	9	10000
ウンデカン,3-メチル	1002-43-3	11	6	10000
デカナール	112-31-2	6	5	400
ドデカン	112-40-3	71	43	10000
トリデカン	629-50-5	7	4	10000
TVOC		**2852**	2408	

第 6 章の手順に従った試験 28 日後の VOC 放散毒性評価

評価のための量	満たされるべき条件	局所換気量 q_e [m^3/m^2h]		
		0.625	**1.25**	**2.50**
TVOC(3d)=E_{TVOC}(3d)/q_e [mg/m³]	5mg/m³	4.48	2.26	1.13
TVOC(30d)=E_{TVOC}(28d)/q_e [μg/m³]	200 μg/m³	**3822**	**1926**	**963.2**
R={Σ(E_i/LCI_i)}/q_e	1	**3.53**	**1.74**	0.85
Σ E_{ni}(30d)/ q_e [μg/m³]	20 μg/m³	0	0	0
結果		ラベル無し	ラベル無し	ラベル無し

この製品は毒性評価手順の条件を満たさない

Appendix7

化学物質の生物学的活動の放散に対する QSAR の適用：鼻の刺激を例にあげる

しばしば、与えられた組織における、または有機体に対して、化合物のある列の生物学的活動とそれらの構造との間に量的関係を構築することができる。そうした関係、数学的形式は“量的構築—活動関係”(QSAR) として知られる。この定義は通常化学構造の指標だけでなく化合物の列の物理学的、または化学的特性と関連して述べられる。気圧が化学構造の指標でなくとも、化合物の気圧は生物学的活動を示すためにひとつの特性として用いられる。

その関係の数学的本質は変形できる：あるひとつの特別な形は一次重回帰線（MLRE）である。

$$\log SP = c + x \times X + y \times Y + z \times Z + \cdots\cdots \quad (1)$$

ここで SP は化合物の列の相対的生物学的反応である：X,Y,Z・・・は構造の、または化学・物理特性で、説明の変数、または単なる記述子として知られる。係数 c,x,y,z,・・は、一次重回帰分析（MLRA）の良く知られた手順により解かれる。既知の値の設定は X, Y, Z,・・・の相当値に合わせる。一度これらの定数を定めると、特性 X,Y,Z・・・が知られていれば、log SP の値は用いた列以外の化合物に対して予測できる。式（1）において、特別なケースにおいてすべての項を満たしていなくても、t-試験のような統計手順がどの項を保持するか、省略するかの決定に用いられる。

量的構築－活動関係として用いられるある特別な MLRE は、以下の形をとる。

$$\log SP = c + r \times R_2 + s \times \pi_2^H + a \times \Sigma \alpha_2^H + b \times \Sigma \beta_2^H + 1 \times \log L^{16} \quad (2)$$

ここで SP は列の特性である。この場合、SP は鼻の刺激の閾値［ppm］で、NRT として示される。化合物の特徴は以下の通りで：[1,2]R_2 は化合物作用指標の情報から単純に定義することができる過剰モル作用である。P_2^H は化合物両極性／分極率、Sa_2^H は全般的なまたは有効な酸性水素結合、Sb_2^H は全般的なまたは有効なアルカリ性水素結合である。log L^{16} は、298K でのヘキサデカンの気体—液体分配係数である L^{16} によって定義される指標[3]である。式（2）にある全ての指標は揮発性有機化合物（VOCs）に対してガス－液クロマトグラフィを基礎とした標準手順によって実験的に決定されうる。有効でない、または扱うのが難しい VOCs にとって、指標は他の化合物との共通点によって評価することが出来る。[1,2,4]式（2）は多数の物理化学手順に適用される。；一例として QSAR 適用を挙げる。Cometto-Muniz と Cain は、被験者として anosmic な人間を用いて、VOCs の鼻の刺激閾値（NPT）を定義した。表 1 において、化合物研究として log 1/NPT 値が NPT［ppm］と共に与えられる。1/NPT より値が大きければ大きいほどより影響力のある VOC であることから、log 1/NPT は log NPT よりも使用される。表 1 の全ての VOCs は“無反応”であり、神経との相互作用と伝達に影響力を及ぼし、生物学的側面の構成への反応または生成物の破壊には影響を及ぼさない。式（2）が 31 log 1/NPT 値の設定に適用されるとき、R_2 記述子は 4 %レベルしか意味をなさず、そのため使われない。残った 4 つの記述子は次式を与える。

$$\log 1/NPT = -8.670 + 2.396\,\pi_2^H + 3.636\,\Sigma\alpha_2^H + 1.352\,\Sigma\beta_2^H + 0.873 \log L^{16} \quad (3)$$

0.382　0.627　0.560　0.429　0.037

n=31　p=0 × 0.9786　sd=0 × 0.26　F=147

ここで、n はデータポイント（VOCs）の数、p は相関係数、sd は log 1/NPT において全般的な標準偏差、F は F-統計値である。t-試験は式（2）の全ての項 99.6 %レベルを超えるほどに重要である。式（3）によって算出された log 1/NPT 値は 31VOCs の記述子と共に表 1 に示されている。算出、または予測された値の標準偏差は 0.26log 単位であり、そのため式（3）は Cometto-Muniz と Cain の NPT データの良い表現と見なすことが出来る。式（2）において係数の sd 値は係数より小さくなる。

式 (3) の予測力は“省く”として知られる技術によって評価されうる。この方法を用いて、log 1/NPT の 31 回帰は式（3）の記述子に反し、毎回 VOCs のひとつを省く。それぞれの回帰では、概算された log 1/NPT の値は省かれた VOC のために算出される。このことは、31 の算出された値と、表 1 に示された 31 の実験値との比較を可能にする。ふたつの設定間の標準偏差（n-1）は 0.24 log 単位であり、式（3）における標準の 0.26 とほぼ同じである。その結果式（3）によって、大体 0.3 log 単位以内で、実情の目的に適う数多く

の無反応 VOC の log 1/NPT 値を算出することが出来る。一般的な式（1）のひとつの利点は、全面的に適用して示されることである。すなわち、無反応の VOC にとって式は化合物のトレーニングセット（表 1）に含まれない化学物質タイプの NPT 値を概算するのに用いられる。当然、トレーニングセットの限界（もしくはおそらく単に極限）以内の記述子値によって VOC 概算を制限することには注意が必要であるが、多くの他の VOC に対する NPT 値を概算することが出来るようになることからこの制限は無いに等しい。

実際に式（3）のような式が用いられるのは、VOCs 潜在力の様々な測定が（対数軸において）比例の関係にあるという報告によっている。Cometto-Muniz と Cain は、前述した、ひとの鼻の刺激閾は Alarie のマウス生体分析と比例する（後者はマウスの呼吸器系刺激上部と関連する[8]）ことを示しており、近年 Schaper[9] は、現在標準試験手順として用いられている[10]、マウス生体分析による log RD_{50} 値は VOCs の log TLV としての ACGIH 閾値[11] と比例関係にあるという Alarie[8] の報告を制限している。その結果、現在式（2）に基づく QSAR はこれら潜在力の測定のひとつによって明らかにされ、式（3）は（ｉ）式（2）に基づく QSARs は潜在力の他の測定によって与えられる、（ii）式（3）による VOC 潜在力の概算（log NPT 値として表される）は、直ちにマウス生体分析の log RD_{50} 値もしくは log TLV 値として変換される、の 2 点に従うことが示される。

表1 VOCs 記述子と算出[a]に使用される log1/NPT 値

化合物	R_2	p_2^H	Sa_2^H	Sb_2^H	$logL^{16}$	obs	calc[b]
メタノール	0.28	0.44	0.43	0.47	0.970	-4.53	-4.57
エタノール	0.25	0.42	0.37	0.48	1.485	-3.91	-4.37
プロパン-1-ol	0.24	0.42	0.37	0.48	2.031	-3.49	-3.90
プロパン-2-ol	0.21	0.36	0.33	0.56	1.764	-4.26	-4.31
ブタン-1-ol	0.22	0.42	0.37	0.48	2.601	-3.20	-3.40
ブタン-2-ol	0.22	0.36	0.33	0.56	2.338	-3.76	-3.81
t-ブタノール	0.18	0.30	0.31	0.60	1.963	-4.52	-4.30
ペンタン-1-ol	0.22	0.42	0.37	0.48	3.106	-3.21	-2.96
ヘキサン-1-ol	0.21	0.42	0.37	0.48	3.610	-2.62	-2.52
ヘプタン-1-ol	0.21	0.42	0.37	0.48	4.115	-2.32	-2.08
ヘプタン-4-ol	0.18	0.36	0.33	0.56	3.850	-2.53	-2.49
オクタン-1-ol	0.20	0.42	0.37	0.48	4.619	-1.99	-1.64
メチルアセテート	0.14	0.64	0.00	0.45	1.911	-5.05	-4.86
エチルセテート	0.11	0.62	0.00	0.45	2.314	-4.83	-4.56
プロピルアセテート	0.09	0.60	0.00	0.45	2.819	-4.24	-4.17
ブチルアセテート	0.07	0.60	0.00	0.45	3.353	-3.56	-3.70
ペンチルアセテート	0.07	0.60	0.00	0.45	3.844	-3.22	-3.27
ヘキシルアセテート	0.06	0.60	0.00	0.45	4.351	-2.80	-2.83
ヘプチルアセテート	0.05	0.60	0.00	0.45	4.865	-2.49	-2.38
オクチルアセテート	0.03	0.60	0.00	0.45	5.364	-1.95	-1.94
デシルアセテート	0.03	0.60	0.00	0.45	6.373	-0.70	-1.06
ドデックアセテート	0.01	0.60	0.00	0.45	7.381	-0.10	-0.18
プロパノン	0.18	0.70	0.04	0.49	1.696	-5.12	-4.71
ペンタン-2-one	0.14	0.68	0.00	0.51	2.755	-3.47	-3.95
ノナン-2-one	0.12	0.68	0.00	0.51	4.735	-2.53	-2.22
オクト-1-yne	0.16	0.23	0.12	0.10	3.521	-4.49	-4.48
トルエン	0.60	0.52	0.00	0.14	3.325	-4.47	-4.33
エチルベンゼン	0.61	0.51	0.00	0.15	3.778	-4.00	-3.95
プロピルベンゼン	0.60	0.50	0.00	0.15	4.230	-3.17	-3.58
クロロベンゼン	0.72	0.65	0.00	0.07	3.657	-4.02	-3.83
ピリジン	0.63	0.84	0.00	0.52	3.022	-3.11	-3.32

a 参考文献1と2からの記述子値と、参考文献5-7による log1/NPT 値
b 式3より

参考文献

1. M.H.Abraham, Chem. Soc. Revs., 22（1993）73.
2. M.H.Abraham, Pure Appl. Chem., 65（1993）2503.
3. M.H.Abraham, P.L. Grellier and R.A. Mcgill, J. Chem. Soc. Perkin Trans 2,（1987）797.
4. P.Havelec and J.G.K. Sevik, J. Chromatogr. A, 677（1994）319.
5. J.E. Cometto-Muniz and W.S. Cain, Physiol. Behav., 48（1990）719.
6. J.E. Cometto-Muniz and W.S. Cain, Pharmacol. Biochem. Behav., 39（1991）983.
7. J.E. Cometto-Muniz and W.S. Cain, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 55（1994）811.
8. Y. Alarie, CRC Crit. Rev. Toxicol., 2（1973）488.
10. ASTM Designation E 981-84, ASTM, Philadelphia, 1984.
11. ACGIH: Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, 6th rev, ed., ACGIH, Cincinnati, OH, 1991

Appendix8

発癌性物質の分類

1. EU-ヨーロッパ連合

分類 1

人体に対して発癌性が知られている物質

ある物質への人体曝露と癌の成長との間の関係を明らかにする充分な根拠がある。

分類 2

人体に発癌性があるかもしれないという疑いのある物質

一般的に、適当に長期に亘る動物実験や、(ii) その他の関連情報によってある物質への人体曝露が癌の成長をもたらすという確固たる仮定の充分な根拠がある。

分類 3

満足のいく評価のための有効な情報が充分でない場合、人体への発癌影響の可能性が心配される物質

適当な動物実験から得られたいくつかの根拠があるが、分類 2 に当てるには不十分な物質。

2. IARC-国際がん研究機関

グループ 1-人体に発癌性のある要因（混在）

曝露によって人体に発癌性をもたらす曝露状況

この分類は人体に対する発癌性の**充分な根拠**がある場合に用いられる。

人体影響への根拠は充分ではないが、動物実験において発癌性の**充分な根拠**があり、曝露された人体においてある要因（混在）が発癌性の関連機構に作用する強い根拠がある場合、その要因（混在）はここに分類される。

グループ 2

この分類は、他端では人体のデータは無いが実験動物における発癌性の根拠があるものと同様に、一端において、人体への発癌性の根拠の度合いはほぼ満足されるような要因、混在、曝露状況を含む。要因、混在、曝露状況は、実験による発癌性の根拠やその他の関連データに基づいて 2A（人体に対する発癌性）かまたは 2B（人体に対する発癌の可能性）のどちらかに割り当てられる。

グループ 2A-人体に発癌性のある要因（混在）

曝露によっておそらく人体に発癌性をもたらす曝露状況

この分類は実験動物において発癌性の**限られた根拠**がある場合に用いられる。いくつかの場合において、人体に対する発癌性の**不十分な根拠**があり、実験動物における発癌性の**十分な根拠**があり、さらに発癌性が人体に作用する機構によって仲介されるという強い根拠がある場合、ある要因（混在）はこのグループに分類される。要因、混在または曝露状況は単に人体への発癌性と、人体への発癌性の**充分なまたは限られた根拠**に基づいてこのグループに分類される。

グループ 2B-人体に発癌性がある可能性がある要因（混在）

曝露によっておそらく人体に発癌性をもたらす曝露状況

この分類は、人体に対する発癌性の**限られた根拠**があり、実験動物における発癌性の**充分な根拠**よりも不十分である要因、混在、曝露状況に用いられる。いくつかの場合において、人体に対する発癌性の根拠は不十分だが、その他の関連データに支えられた根拠と共に実験動物における発癌性の限られた根拠が存在する、ある要因、混在、または曝露状況はこのグループに割り当てられる。

グループ 3-人体への発癌性によって分類できない要因（混在または曝露状況）

この分類は、発癌性の根拠が人体において不十分な、実験動物において不十分または限られている、要因、混在、曝露状況にとってほぼ共通に用いられる。

実験動物において発癌性のメカニズムが人体には作用しないことが明らかな場合、発癌性の根拠が人体に対して不十分だが実験動物において充分である要因（混在）はこのグループに分類される。

他のグループに分類されない要因、混在、曝露状況はこのグループに分類される。

Appendix9

記号、略語表

A	試験片または室内の建材の放散表面積
A_{cs}	試験チャンバーの内装表面積
ACGIH	米国産業衛生専門家会議
b.p.	沸点
c, C	室内またはチャンバー内 VOC 濃度
C_{ci}	表 4.1 に含まれている発癌性 VOC_{ci} 濃度
C_i	化合物 i の濃度
C_i(28d)	試験 28 日後の試験チャンバー内 i 濃度
C_{TVOC}	TVOC 濃度（定義については 2.1.7 参照）
$\{C\}_i$	与えられた試験時間で測定された試験チャンバー VOC_i 濃度の平均
$\{C\}_{TVOC}$	与えられた試験時間で測定された TVOC 濃度の平均
COPD	慢性閉塞性肺疾患
DPF	偏差実行要因
E	不特定 VOC の単位面積単位時間あたり放散速度［μ g/m²h］
E_i	VOC_i または X_i 放散速度［μ g/m²h］
E_i(28d)	試験 28 日後の VOC_i 放散速度［μ g/m²h］
E_{TVOC}	ひとつの VOC 濃度の代わりに TVOC を用いて算出された放散速度［mg/m²h］
ECA-IAQ	欧州共同行動“室内空気質と人へのインパクト”
ER	放散量［μ g/h］
ETS	環境タバコ煙
FID	水素炎イオン化検出器
F	室内床面積
F_m*/F	範囲要素：室の床面積によって除した室内製品 m の放散表面積；床材の場合 F_m*/F=1
GC	ガスクロマトグラフ
H	室高さ［m］
IAQ	室内空気質
IAS	室内空気科学
K_{ad}	試験チャンバー内部表面への化合物吸着率［m/h］
L	試料負荷率［m²/m³］=試験片の放散表面積 A［m²］をチャンバー容積 V［m³］で除したもの
LCI	対象最小濃度（4.4（d）参照）
LR	試験チャンバーの漏れ率を時間当たりチャンバー容積として表したもの［h⁻¹］
LUR	生涯ユニットリスク
MAK	ppm または mg/m³ で測定される曝露許容濃度
MS	質量分析計
n	時間当たりの室内または試験チャンバー内換気回数［h⁻¹］
NOEL	健康影響の無い濃度レベル（無作用量）
OEL	ppm または mg/m³ で表される（MAK や TLV といった）職業上の許容曝露量
OEL_i	化合物 i の OEL
PPD	不満足者率
Q	換気量［1/s］
q	単位面積あたりの換気量［m³/m²h］、すなわち単位放散表面積［m²］あたりの換気量［m³/h］
q_c	試験チャンバーの単位面積あたりの換気量（q_c =1.25 m³/m²h）
q_e	VOC 放散評価に用いられる単位面積あたりの換気量［m³/m²h］、すなわち放散速度（6.1.1 参照）から算出される‘放散濃度’（付録 10 参照）
QSAR	量的構築―活動関係
R	概算された建材放散の健康危険指標
ROP	（チャンバー－外気圧）／外気圧
SF	安全要素、すなわち LCI 値の概算にある OEL を用いた場合、暴露の相違や危険人口を考慮する ために、OEL はこの要素によって分類される。
SVOC	半揮発性有機化合物
$t_{1/2}$	正圧で密閉された試験チャンバーにおいて初期値の半分に減衰するまでにかかった時間

t_s	チャンバー空気サンプルが分析される試験チャンバーに試験建材が入れられてからの時間
TLV™	ppm または mg/m³ で表される職場気中濃度の閾値
TVOC	総揮発性有機化合物
TWA	加重平均時間（曝露/濃度）
V_c	試験チャンバー容積
VOC(s)	揮発性有機化合物（一般）
VOC_{ci}	表 4.1 に含まれる発癌性 VOC
VOC_i	個々の VOC
VOC_{ni}	有効な LCI のない‘曝露濃度’（付録 10 参照）　5μg/m³ である個々の VOC

Appendix10

用語集

Absorption　吸収：1.一般的に：ある物質（吸収性の物質）が吸収され、溶解する性質を持つ均質な混合物の構成物と共にガスや気体（the abosorbate）の分子を保持している物理的な過程。化学反応は吸収を伴ったり、吸収に続いて起こったりする。この文字の場合、過程は非可逆性である。
2.目や肌の接触を通しての毒作用物の吸い上げ。
Additivity of effects　影響の積算：独立変数のレベル変化の影響が、A：他の独立変数のレベルに影響されないとき、B：他の独立変数のレベルに影響されるときも同様に、存在する状態。この定義は2つ以上の独立変数の場合も適用できる。積算の特性は、測定された値と独立変数が表されているスケールに拠るということが重要である。
Adsorption　吸着：ガスや気体の分子が、それらが固体表面に非常に希薄な（単、あるいはマルチ分子）層に接触して付着する物理的な過程。
Air exchange rate　換気回数：室内空間あるいは室内の空気が新鮮（外気あるいは取り扱われた室内）空気によって新しく変わる単位時間当たりの回数。
Antagonism　反作用：2、またはそれ以上の、影響を及ぼす物質の与えられた濃度に同時に曝露した場合、同じ濃度のそれぞれ個別の物質に曝露した影響の合計よりも小さくなる。相互作用の反意語（additivity 参照）。
Annoyance　不快：室内空気科学（IAS）において、環境負荷と関連した可能性のある気分状態を表す。問題の、刺激のある、または不快にする環境曝露は、IAS の参照にある。
Biocides　生物破壊剤：植物、菌、細菌、虫の存在または活動量を減らすまたは除去する（除草剤）、（除菌剤）、（殺虫剤）に含まれる化学物質または調合剤。
Building material　建材：構造の中で使用される、煉瓦、コンクリート、金属あるいは材木のようなそれとわかる材料。
Climate chamber　気候チャンバー：IAS ではひとつ、あるいはより多くの制御された空気状態あるいは要素を持つ部屋。気候チャンバーは IAS において人間あるいは動物の曝露実験あるいは、放散源の特定のために頻繁に使用される。
Comfort　快適：(1) 最適で健康な状態、つまり全ての関連相対変数を考え合わせた上で人間の、身体的に最適で、精神的に幸福な状態。(2) 苛立ちから解放されている状態。
Common chemical sense　共通化学知覚：n を含む知覚の設定。肌、目、顔、鼻・口の空洞の一部におけるノン・ミエリン神経過敏。ほとんどが顔の肌、目、鼻、口の粘膜において感じられる。これらの神経過敏は大抵、化学的または物理的刺激として現れる。刺激は一般的にかゆみ、乾燥感または痛みとして感じられる。
Conditioning(environmental)　調整：試験に先んじて、特定された時間の間、温度、湿度、供給空気質、換気回数、空気流速の特定状況下で試験片が管理されねばならない。
Decipol　デシポル：知覚空気質のユニット（2.3.1 参照）
Emission factor　放散速度：任意の放散源から発される（放散される）空気汚染物質の単位時間、単位表面積当たりの量。
Emission rate　放散量：任意の放散源から発される（放散される）単位時間当たりの空気汚染物質量。
Environmental tabaco smoke(ETS)　環境タバコ煙：喫煙者から発散され、非喫煙者が曝露するシガレットまたはタバコの副流煙（受動喫煙）。
Exposure　曝露：空気環境から問題の有機体によって受け取る測定可能な分量に帰する測定可能な環境要素。
Exposure concentration　曝露濃度：曝露シナリオあるいは VOC 放散の評価のために選別された（3.3 と 6.1.1 の中の式（3.1）参照）局所換気量を用いた放散速度から予測される VOC 濃度。
Guideline value　ガイドライン値：環境的衛生学の中で、推奨される閾値のレベルあるいは健康を保つのに有害で有毒な作用物の濃度。
Health　健康：1.一般的に：完全に身体的、精神的そして社会的に幸福で、病気や欠陥が全くない（WHO）。2.医学的に：病気や異常性（1）の証拠がない生物の最適な機能の状態。3.IAS ないでは：年齢、性別等のような関連した相互要素を考慮しても完全に身体的、精神的、社会的に幸福である状態。
Indoor air quality(IAQ)　室内空気質：人間に影響のある室内空気中全ての特色の全体的効果。主に空気環境によって、特に室内空気汚染物質の存在によって決定される。けれども他の室内環境構成要素は例えば温熱環境などの室内空気質の知覚と相互に影響し合う可能性がある。
Indoor climate　室内気候：居住者の健康や、快適性そして IAQ 知覚に影響を与える可能性のある室内環境

の物理的な属性（例えば温度、湿度、空気の挙動、そして換気回数、化学線（作用）のそして放射特性）の全体的効果。特にこの報告の文脈：温度、湿度、空気挙動、そして換気回数、が興味深い物理的な属性である。

Labelling　ラベリング：その性質の一つ、あるいはいくつかが定義された品質に達しているかどうか証明され、あるいは保証された材料や製品への視覚的サインあるいは表示での割り当て。

Lowest concentration of interest(LCI)　対象最低濃度：この報告において、最高の専門家の判断によって室内環境において人体に影響を及ぼすとされた汚染物質の最低濃度。

Leak　リーク、漏れ：流体の流れる量が独立している壁に存在する圧力差、濃度差の状況下で、壁の一方から一方へ液体やガスが通過してしまうような囲いをされたもの壁にある穴やボイド。

Lifetime(ingalatory)unit risk(LUR)　生涯ユニットリスク：発癌性空気汚染［mg/m³］に生涯曝露後、発癌する危険；LURs は米国環境保護庁によって設立された。

Loading factor　試料負荷率：放散（吸着）表面積あるいは放散源の（シンク）材料と放散された汚染物質が放たれている部屋あるいは試験チャンバーの容積の比率で、単位は［m²/m³］，［ml/m³］，［g/m³］。

Material　材料：消費者製品の製造のために用いられる物理的化学的物質。

No-observed-adverse-effect level(NOAEL)　無毒量：NOAEL は、曝露されたグループと制御されたグループ間の有害影響の頻度またはひどさにおいて、動的な、または生物学的なかなりの増加がある化学物質の放散量［mg/kg body weight/day］に関係する。変化の少ない重大な影響はこのレベルにおいて明らかであるが、有害であるとは考えられない。

No-observed-effect level(NOEL)　無作用量：NOEL は、曝露されたグループと制御されたグループ間の有害影響の頻度またはひどさにおいて、固定されていない、または生物学的なかなりの増加がある化学物質の放散量［mg/kg body weight/day］に関係する。

Occupational exposure limit(OEL)　職業上の許容曝露量：勤務者が曝露するであろう化学物質の最大濃度で、一般的に 8 時間を超える加重平均時間（TWA）、または短期間の限界値として決定される。

Olf　：生物排出物またはその他の室内空気汚染物による知覚放散量の単位。Olf は、温熱的中立かつ非汚染空気によって 10 s^{-1} で換気された状態で、標準座位の人体からの放散による知覚空気汚染として定義される。

Potentiation　潜在力：他から受ける影響の機能強化によって、双方を同時に受ける影響はそれぞれ単独の影響の和よりも大きくなる。

Quantitative structure-activity relationship(QSAR)　量的構築一活動関係：構築特性または化学物質の要素による物理化学特性の予測、または物理化学特性と構築特性・要素の双方による生物学的活動の予測を可能にする数学的モデル。

Safety factor　安全要素：OEL に含まれる毒性情報が室内環境において人体保護のために使用される場合、OEL はこの要素によって分類される。仕事環境と比較して、室内環境において異なる曝露条件と汚染を考慮した要素。

Semi-volatile organic compound(SVOC)　半揮発性有機化合物：沸点が 260 ℃-280 ℃より高い有機化合物。

Sensory panel　知覚被験者：刺激への敏感性、信頼性を基盤に選択される個人のグループ、またはそれらの知覚は、いくつかのもっと多くの母集団の知覚によって判断される。

Sink effect　シンク効果：試験チャンバーの内部表面における空気汚染物質の吸収・吸着。

Small chambers/large chambers　小型チャンバー／大型チャンバー：この報告では小型チャンバーは、容積　2m³ のチャンバーとして定義され、この限度より大きいチャンバーは大型チャンバーとして定義されている。しかし実際には、大型チャンバーは歩き回れるタイプで容積　11m³ のチャンバーのことである。

Sorption　吸収・吸着：吸収・吸着に至る過程。

Standard　標準：概括的には、比較の基本として使用され、しばしば参考文献のユニットとして用いられる。

Steady state concentration　平衡濃度：空気への放散量と空気から除去される量のバランスによって経時的に変化しない（試験チャンバー）空気の中での化合物の濃度。

Synergism　相互作用：antagonism の反意語。

Test material　試験材料：試験される製品あるいはそれについて整除できるもの：ここでは、そこから実験室で、試験片へと整除され、この報告の中で詳述されている化学的知覚的な試験のために準備される無垢床材。

Test specimen　試験片：試験材料の一部で試験されるもの。ここでは VOC、知覚放散試験に用いられている。

Toxicology　毒物学：生きている有機体の中の毒性、そして検出の中での効果に関する研究。これは同様に他の点では無害であるが、ある状況下では毒となることが証明されている物質を含む。毒物学の基本的な仮定は、毒の分量（有機体によって吸収された合計）、影響されている位置の濃度、そして結果として起こる影響の間の関係である。

Total volatile organic compounds(TVOC)　総揮発性有機化合物：ACGHI によって出されている職場環境に

おける化学物質、物理作用物の最高空気濃度。
Threshold limit value(TLV□)　閾値制限値：ACGHI によって出されている職場環境における物理的因子と化学物質の最低気中濃度。
Validation　有効化：特定された実行基準を実証する過程。
Ventilation　換気：1.ある空間に、自然な方法あるいは、機械的な方法で空気を供給し、排気する過程。2.居住者の需要に十分な空気を閉じられた空間へ供給すること、あるいはそのプロセス。
Ventilation efficency　換気効率：平衡状態で、あるいは一時的な性質で室内で発生する汚染物質を取り除くための、機械的（あるいは自然な）換気システムの能力を詳述する量。相対換気効率、絶対換気効率。
Volatile organic compounds(VOCs)　揮発性有機化合物：この報告では、n-ヘキサンと n-ヘキサデカンを含む、それらの間でガスクロマトグラフィーのコラムにおいて溶離している有機化合物。

Appendix11

ワーキング・グループ 10 の補助グループメンバー

ワーキング・グループ 10A －放散測定

Olav Bjørseth, Institutt for Organisajons-og Arbeidslivsfag, Trondheim, Norway
Robert Gehrig, Materialprüfungs-und Forschungsanstalt, Dübendorf, Switzerland
Hans Gustafsson, SP, Swedish National Testing&Research Inst., Borås, Sweden
Antonius Kettrup, GSF, Institut für Ökologische Chemie, Oberschleissheim, Neuherberg, Germany
Séverine Kirchner, C.S.T.B., Marne la Vallee Cedex, France
Helmut Knöppel (co-ordinator), European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Varese, Italy
Heinz Rothweiler, Umwelt und Gesundheit, Stadt Kloten, Switzerland
Kristina Saarela, Technical Research Centre of Finland, VTT, Finland
Peder Wolkoff, Arbeijdsmiljøinstituttet, Copenhagen, Denmark
Jan F. van der Wal, TNO, Department of Indoor Environment, Delft, The Netherlands

ワーキング・グループ 10B －人体影響評価

Michael H. Abraham, University College London, Chemistry Dept, London, U.K.
Jan Bakke, Arbeidstilsynet 3. district, Gjøvik, Norway
Birgitta Berglund, Dept. of Psychology, Stockholm University, Stockholm, Sweden
Philomena Bluyssen, TNO, Dept. of Indoor Environment, Delft, The Netherlands
Geo Clausen, The Indoor Climate Group, Lyngby, Denmark
Klea Katsouyanni, Dept. of Epidemiology, Goudi, Athens, Greece
Gerhard Kobal, Inst. Für Pharmakologie der Universität Erlangen-Nürnberg, Germany
Leonard Levy, University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham, U.K.
Thomas Lindvall, Karolinska Institute, Stockholm, Sweden
Marco Maroni (co-ordinator), Institute of Occupational Medicine, Aarhus, Denmark
Gerhard Winneke, University of Düsseldorf, Düsseldorf, Germany

ワーキング・グループ 10C

Philomena Bluyssen, TNO, Dept. of Indoor Environment, Delft, The Netherlands
Sten Dueholm, Dronningens Tvægade, Copenhagen, The Netherlands
Manfred Fischer (co-ordinator), Umweltbundesamt, Berlin, Germany
Matti Jantunen, National Public Health Institute, Kuopio, Finland
Helmut Knöppel, European Commission, Joint Research Centre, Ispra, Varese, Italy
Jean-Claude Loewenstein, Electricité de France, Chatou Cedex, France
Bjørn Lundgren, SP, Swedish National Testing&Research Inst., Borås, Sweden
Luisa Morfini, C.N.R., S. Giuliano Milanese, Milan, Italy
Peter A. Nielsen, Statens Byggeforskningsinstitut, Hørsholm, Denmark
Silva Piardi, Politecnico di Milano, Milan, Italy

Appendix12

ECA-IAQ 委員会メンバー

AUSTRIA
Andrea SCHEIDL, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien
Aleksander ZILBERSZAC, Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Wien

BELGIUM
Filip BEIRENS, EHDAC, I.H.E.-Epidemiology Unit, Brussels
Peter WOUTERS, Belgian Building Research Institute, Brussels

DENMARK
P. Ole FANGER, Laboratoriet for Varme-og Klimateknik, Denmarks Tekniske Hojskole, Lyngby
Lars MØLHAVE (vice chairman), Institute of Environmental & Occupational Medicine, Aarhus Universitet, Aarhus

FINLAND
Matti J. JANTUNEN, Division of Environmental Health, National Public Health Institute, Kuopio
Asko KUKKONEN, Ministry of the Environment, Physical Planning and Building Dept., Helsinki

FRANCE
Joëlle CARMES, Ministére de la Santé et de l'Action Humanitaire, Direction Generale de la Santé, Paris
Yvon LE MOULLEC, Laboratoire d'Hygiene de la Ville de Paris, Paris
Claude MOLINA, Association d'aide aux Insuffisants Respiratoires de la Région Auvergne, Clermont Ferrand

GERMANY
Antonius KETTRUP, GSF-Forschungszentrum Umwelt und Gesundheit m.b.H., Institut für Ökologische Chemie, Oberschleissheim
Bernd SEIFERT (chirman), Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Berlin

GREECE
Panayotis SISKOS, Laboratory of Analytical Chemistry, University of Athens, Athens
Matheos SANTAMOURIS, Department of Applied Physics, University of Athens, Athens

IRELAND
James P. McLAUGHLIN, Department of Physics, University College, Belfield, Dublin
Patrick A. WRIGHT, EOLAS, Glasnevin, Dublin

ITALY
Marco MARONI, Centro Internazionale per la Sicurezza degliAntiparassitari, Bust Garolfo
Antonio REGGIANI, Istituto Superiore di Sanità, Laboratorio Igiene Ambientale, Roma

THE NETHERLANDS
Anton P.M.BLOM, Ministry of Housing, Physical Planning&Environment, Air Pollution Department, Leidschendam
Bert BRUNEKREEF, Department of Epidemiology&Public Health, Agricultural University, Wageningen

NORWAY
Jan HONGSLO, Department of Environmental Medicine, National Institute of Public Health, Oslo Sten Olaf HANSSEN, Institutt for Klima- og kuldeteknikk, Trondheim

PORTUGAL
Edoardo DE OLIVEIRA FERNANDES, Departamento de Engenharia Mecânica, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto

SWEDEN

Brigitta BERGLUND, Department of Psychology, University of Stockholm, Stockholm
Thomas LINDVALL, Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institute, Stockholm
Björn LUNDGREN, Swedish National Testing and Research Institute, Borås

SWITZELAND
Heintz ROTHWEILER, Stadt Kloten, Umwelt und Gesundheit, Kloten
Hans-Urs WANNER, Institut für Hygiene und Arbeitsphysiologie der ETH, Zürich
UNITED KINGDOM
Paul T.HARRISON, MRC institute for Environment&Health, University of Leicester, Leicester
Linda SMITH, Department of the Environment, Toxic Substances Division, London

WORLD HEALTH ORGANIZATION
Michal KRZYZANOWSKI, WHO-European Centre, Environment and Health, Bilthoven

EUROPEAN COMMISSION
Maurizio DE BORTOLI (secretary), Joint Research Centre, Environment Institute, Ispra, (Varese)
Helmut KNÖPPEL, Joint Research Centre, Environment