

1 詳細リスク評価書シリーズ7 p-ジクロロベンゼン

3 要約

5 1. 序論

6 p-ジクロロベンゼン（1,4-ジクロロベンゼン；CAS No. 106-46-7，以下文中 pDCB と表記する）
7 は，1915 年にアメリカで最初に市販品として生産された（IARC 1982）。pDCB はその有用性が
8 ら防虫・消臭剤としての利用の歴史は長く，また，工業的には有機合成の原料などとして使用さ
9 れている。

10 室内の空気に存在する pDCB は，主に，家庭等で衣料用防虫剤や消臭剤として利用されるもの
11 に由来している。そういった用途での pDCB の利用は，ある程度の空気中濃度を形成しリスクの
12 懸念を生じる一方で，防虫効果や消臭効果といった便益をもたらしている。このリスク評価では，
13 pDCB の中心的な用途が衣料用防虫剤としての使用であることから，室内空気の吸入による暴露
14 に主に着目し，その上で，暴露と有害性に関する知見を整理・解析することによって，現状での
15 使用実態におけるリスクの大きさを見積もることを第一の目的として開始された。また，仮に有
16 意なリスクがあるという結果になった場合に，上記のような特徴，すなわち，リスクと便益のト
17 レードオフを踏まえてどのように行動すべきかの示唆を与えることが本リスク評価の第二の目的
18 であった。第一の目的であるリスクの見積もりにおいては，動物で観察された有害性のヒトへの
19 適用性を吟味すること，短期モニタリングデータから中長期暴露濃度の分布を推定することを特
20 徴とした解析を行った。

21 pDCBは，昇華性を有する白色結晶で，独特の刺激臭がある（Merck 2001）。Amoore & Hautala
22 （1983）によれば，pDCBは空気中濃度 1 mg/m³，水中濃度 0.011 mg/Lで，ほとんどのヒトが臭気
23 を感知できるとされている。pDCBの自然発生源は知られていない（ATSDR 1998）。

24 表1に日本における pDCB の生産・輸入量および用途別使用量を示す。pDCB は室温で固体で
25 あるが昇華性があるため，衣料用防虫剤またはトイレの消臭・防臭剤（以下，消臭剤と記す）と
26 して，家庭や公共施設において多用されている。防虫・消臭剤の需要先と使用量を表2にまとめ
27 た。需要先の区分は，一般家庭用および業務用である。業務用防虫・消臭剤の主な使用場所は，
28 クリーニング業，ホテル，オフィス，学校などのトイレなどである。

30 表1 日本における pDCB の生産量・輸出入量および用途別使用量（単位：t）

年度	生産量等			用途別使用量	
	国内	輸入	輸出	防虫・消臭剤	工業原料
1979 ¹⁾	27,500	-	-	-	-
1998 ¹⁾	36,500	7,500	-	21,000	23,000
1999 ¹⁾	35,100	8,900	-	20,000	24,000
2000 ¹⁾	39,500	8,500	-	20,000	28,000

2001 ²⁾	32,500	7,500	0	20,000	20,000 ⁴⁾
2002 ³⁾	-	-	-	18,000	-

- 1 1) 出典：日本繊維製品防虫剤工業会
2 2) 出典：製品評価技術基盤機構（2003）
3 3) 出典：経済産業省，環境省（2004）
4 4) うち樹脂原料が 18,000 t ，その他の原料（農薬，樹脂添加剤）が 2,000 t
5 - ：データなし
6

7 表2 防虫・防臭剤の需要先と使用量の推計値（単位：t）

年	防虫剤		消臭剤		合計	出典
	家庭用	業務用	家庭用	業務用		
1997	17,010	1,890	1,050	1,050	21,000	環境庁（1999）
1998	17,010	1,890	1,050	1,050	21,000	環境庁（2000）
1999	16,200	1,800	1,000	1,000	20,000	経済産業省，環境省（2001）
2000	16,200	1,800	1,800	200	20,000	経済産業省，環境省（2002）
2001	18,000		2,000		20,000	経済産業省，環境省（2003）
2002	17,100		900		18,000	経済産業省，環境省（2004a）

8

9 2. 有害性評価

10 pDCB の総合的な有害性評価としては，EU（2004），ATSDR（2004），US EPA（2003），RIVM
11 （2001），NICNAS（2000），厚生省（2000），ATSDR（1998），日本産業衛生学会（1998），
12 家庭用品専門家会議（1997），US EPA（1996），WHO/IPCS（1991）で実施されている．また，
13 発がん性の定性的な評価としては，NTP（2005）と IARC（1999）がある．

14 本評価書では，pDCB の主たる暴露経路として吸入暴露を想定しているが，経口暴露を含めて
15 総合的な有害性評価の情報を整理し，リスク評価に用いる慢性吸入の有害性についての CRM の
16 参照値の決定根拠に関する見解をまとめた．

17 pDCB の慢性暴露での毒性のエンドポイントは肝毒性であった．肝毒性は経口および吸入の両
18 暴露経路によって実験動物に出現し，肝臓の逸脱酵素の増加と病理組織学的変化を伴う肝重量の
19 増加がみられた．

20 慢性吸入の試験結果を詳細に検討した結果，参照値の根拠とする有害性試験は，質が高く，適
21 正に実施されたマウスの 2 年間試験を用いることにした．この試験でみられたマウスの肝臓の非
22 腫瘍性変化をエンドポイントとし，NOAELとしては，試験結果としての 75ppm を 1 日 24 時間の
23 連続暴露で等価な濃度に換算して 80 mg/m³を導いた．

24 他のエンドポイントに関する見解は以下のようなものである．

25 ラットの雌の嗅上皮のエオジン好性変化は，中等度と重度の出現頻度の合計が増加したが，対
26 照でも出現する変化で，最終剖検時の対照群全例に出現した．鼻腔の化生は，嗅上皮のエオジン
27 好性変化との関連性はないと判断されたため，明らかな毒性影響ではないとした．

28 pDCB の発がん性については，げっ歯類の発がん性試験で腫瘍発生率の増加が観察された．一

1 つは、ラット雄でみられた腎腫瘍発生率の増加であり、もう一つは、マウスでみられた肝腫瘍発生率の増加である。しかし、以下の理由から、これらの結果をヒトに適用するのは不適切だと考えた。

4 ラット雄にみられた腎腫瘍発生率増加は、 $\alpha_2\mu$ -グロブリンの関連反応による特異的な現象で、ヒトに関連しない発がんともみなすことができる。この判断は各評価書で一致していた。

6 マウスの肝腫瘍発生率増加の機序については、pDCB はマウスの肝細胞に細胞分裂を伴う細胞増殖を誘導するが、pDCB は非遺伝毒性物質と判断できるので閾値的な反応であると考えられた。ちなみに、大多数の既存の有害性評価においては、マウスの肝腫瘍には閾値があるという見解を示している。試験で用いられたマウス (B6C3F1, BDF1) は肝細胞腺腫と癌腫の高自然発生系統であった。その上、pDCB の肝臓での代謝には大きな種差があることなどから、マウスはヒトに比べて格段に高感受性の種であると言える。結果として、マウスで観察された肝腫瘍の結果は、ヒトにおける肝腫瘍の発生の評価には適用できないとした。

13

14 3. pDCB の環境中排出

15 PRTR 調査結果によると、pDCB は大気へ排出されるものがほとんどであり、それらのほとんどは家庭での防虫・消臭剤の使用における排出 (2002 年度において、18,000 t・届出外排出量) であった。家庭での防虫・消臭剤の使用における排出については、PRTR 調査における、都道府県別の排出量推定結果を示した。また、家庭における防虫剤使用の実態、pDCB 製防虫剤のメーカー推奨使用量等についてもあわせてまとめた。全体の 90% 以上の家庭で防虫剤を使用していたが、そのうち、防虫剤使用家庭のうち pDCB 製剤を利用する割合としては 40~50% であった。

21 局所的な排出と考えられる事業所からの排出については、pDCB の製造過程、樹脂原料の製造過程、それらのうち pDCB の排出に関与する過程をまとめた。

23 PRTR 調査結果に報告されている各工場からの排出量の報告値を示した。pDCB 排出の届出があった事業所を業種別にみると、化学工業をはじめとする製造業がほとんどであった。2002 年度における、PRTR 届出排出量は 81 t (排出先は 99% 以上が大気)、PRTR 届出移動量は 111 t であった。

27

28 4. 室内空気中濃度

29 pDCB の室内濃度について、既存文献の数値を整理した。測定は全国で、様々な規模で行われており、濃度は調査によって大きくばらついていて、室内濃度の算術平均値は 50~350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度、中央値は 3~25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 程度であった。測定された季節、住宅のスタイル (戸建か集合か)、住宅の構造などによる違いはみられなかった。防虫剤などの使用の有無によっても整理したが、アンケートで「pDCB 製防虫剤を使用している」と回答した群の平均濃度が、そうでない群の濃度を下回っていることもあった。

35 住宅以外の室内濃度については、職場と学校について整理した。サンプル数としては少数であ

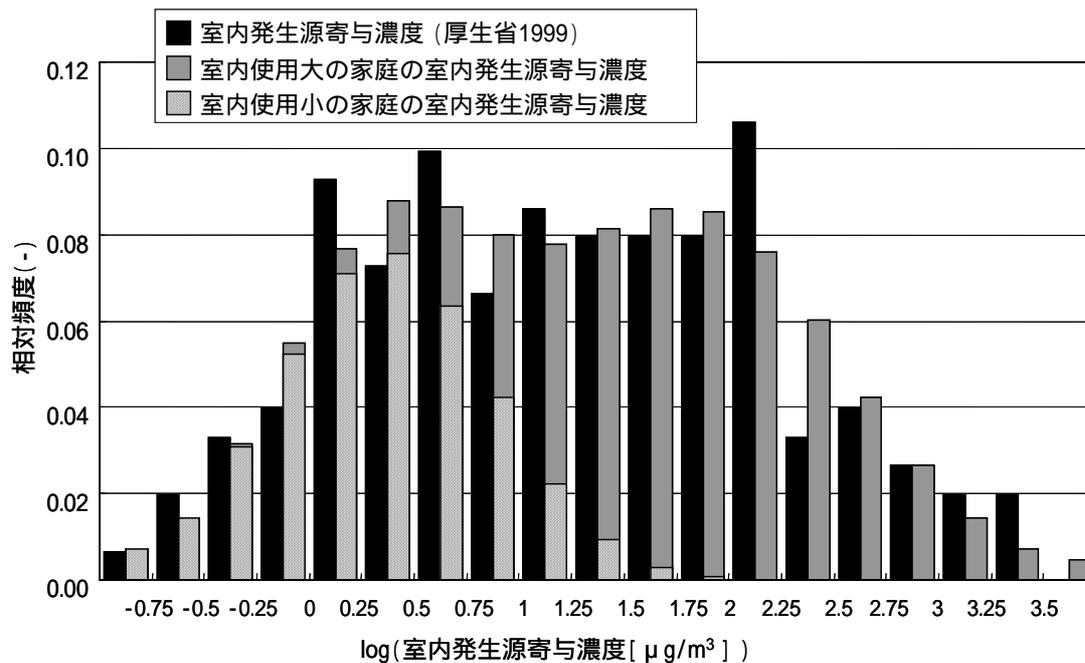
1 った。

2 個人暴露濃度（量）調査の結果について、既存文献より数値（血液や尿における pDCB 濃度お
3 よび主たる代謝物である 2,5-ジクロロフェノールの尿中濃度）を整理した。サンプルに代表性が
4 乏しいこと、pDCB への暴露濃度には大きな個人差があることを考えると、暴露実態を理解する
5 上での、データの有効性は限定的であった。

6 次に、居間などの「居室」濃度に着目し、「居住環境内における揮発性有機化合物の全国実態
7 調査」（厚生省 1999）の生データの解析を行った。この解析の結果より、pDCBの室内使用があ
8 る家庭群の割合は0.9、室内使用のない家庭群のそれは0.1と判断された。さらに、室内発生源寄
9 与濃度（[室内濃度] - [屋外濃度]）のヒストグラムより、室内使用がある家庭を「室内使用
10 大の家庭」と「室内使用小の家庭」とに分けることが妥当であると考えられた（構成比率はそれ
11 ぞれ 0.61 : 0.39）。それぞれの集団の分布が対数正規分布に従うと仮定し、最も適合する分布に
12 ついて幾何平均（GM）と幾何標準偏差（GSD）をそれぞれ求めた。このように「室内使用大の家
13 庭」、「室内使用小の家庭」、「室内使用なしの家庭」の3群において、それぞれ「居室」にお
14 ける室内発生源寄与濃度の分布を求めることができた（図1。GMはそれぞれ、60.7, 2.1, 0 [μ
15 g/m^3]。GSDはそれぞれ 5.1, 3.2, 1。それぞれの家庭群の構成比率は 0.55, 0.35, 0.10）。これよ
16 り、寝室濃度も分布を仮定し、自宅内の滞在時間を考慮して室内発生源寄与濃度の自宅内平均値
17 の分布を推定した。表3に、ここで推定した「室内使用大の家庭」、「室内使用小の家庭」にお
18 ける室内発生源寄与濃度の自宅内平均値の分布のパラメータを示す。この濃度に屋外濃度を上乘
19 せして室内濃度とするものとした。

20 さらに、簡単な定常モデルを仮定して、室内濃度を予測することを試みた。妥当と思われるパ
21 ラメータセットにより室内濃度を計算した。この計算結果は、実測調査から得られた濃度分布か
22 ら求めた平均値と比較すると、「居室」で3倍程度、寝室濃度と比較しても1.5倍程度大きくな
23 った。この理由についても考察した。

24 なお、「居住環境内における揮発性有機化合物の全国実態調査」（厚生省 1999）の個人暴露濃
25 度の結果についても解析したが、室内濃度と個人暴露濃度の関係については明らかにできなかつ
26 た。よって、どのような場合に高濃度となるかという因果関係を明らかにするには情報不足と考
27 えられ、リスク削減対策に資する解析ができないと判断されたため、個人暴露濃度の分布をリス
28 ク評価には用いないこととした。



1
2 図1 厚生省（1999）のデータによる，pDCBの「居室」の室内発生源寄与濃度（＝[室内濃度]
3 - [屋外濃度]）のヒストグラムを「室内使用大の家庭」と「室内使用小の家庭」のそ
4 れぞれの寄与とみなして，それぞれの分布でフィッティングさせた結果
5 1）表IV-20で求めた分布より．推定方法は本文参照．

6
7 表3 生活時間パターンごとの室内発生源寄与濃度の自宅内平均値の分布のパラメータ¹⁾

pDCB 室内使用のタイプ 生活時間パターン	室内使用大の家庭		室内使用小の家庭	
	GM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	GSD	GM ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	GSD
主婦，幼児，老人等	83.8	5.18	2.6	3.26
勤労者と学生	94.6	5.24	3.3	3.32

8 1) 室内発生源寄与濃度の自宅内平均値が対数正規分布に従うと仮定した場合の，各分布のパラ
9 メータ．

10
11 5. 環境中濃度

12 pDCBの大気中濃度のレベルは0.1～数 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の報告値のものがほとんどであった．

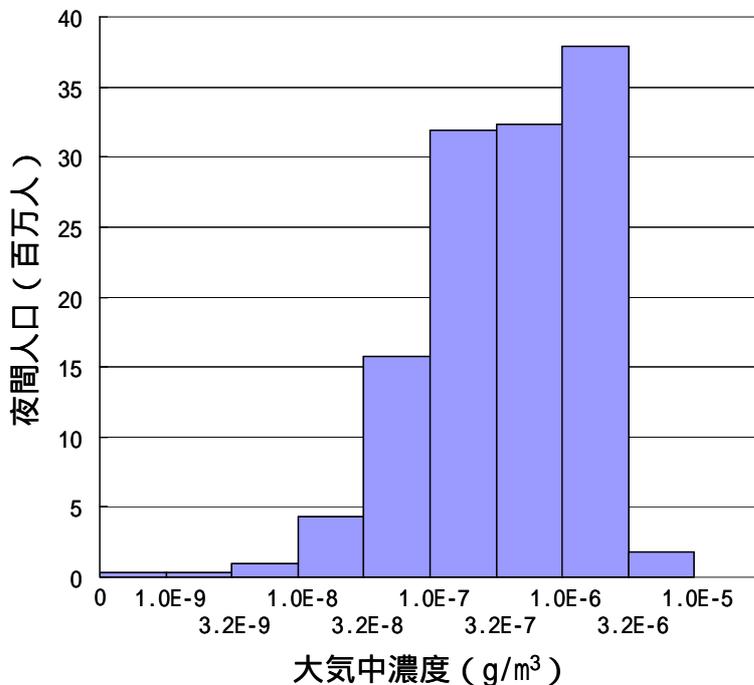
13 次に，大気中濃度について，モデルによる予測を行った．日本全国の5 kmメッシュ内の平均濃
14 度予測にはAIST-ADMERを，事業所周辺についてはMETI-LISを用いて予測した．

15 AIST-ADMERによる予測値は，実測値と同じオーダーである0.1～数 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ の範囲に収まってい
16 たものの，実測と推定との相関は必ずしもよくなかった．しかしながら，本モデルを用いて大気
17 中濃度を予測し，その結果を本書第VI章において暴露評価に用いるものとした．暴露評価に使用
18 できると判断した根拠は，pDCBの場合，第IV章で述べるように，大気中濃度に比べて室内濃度の
19 方が顕著に高いため，大気中濃度の予測誤差は暴露評価全体に大きな影響を及ぼさないと考えら
20 れたためである．

21 2002年の防虫・消臭剤の全国出荷量および2002年度のPRTR届出排出量をインプットデータと
22 してAIST-ADMERによる予測を行った．最高濃度のメッシュが得られた地域は関東であり，その

1 濃度は約 $4.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった。地方ごとの全体の平均濃度で $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えたところはなかった。
 2 2002年PRTR調査で大気への排出量の届出があった事業所の存在する5 kmメッシュにおいても、
 3 届出事業所のないメッシュの濃度と同等であった。図2に、pDCBの大気中濃度およびそれぞれの
 4 濃度の暴露人口について、AIST-ADMERにより予測した結果を示す。日本全国における大気中濃
 5 度の予測値は、中央値は $0.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、算術平均値は $0.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ であった（いずれも人口重み付け
 6 後）。

7 METI-LISによる予測の結果は、実測値の傾向とよく一致した。PRTR調査により最も排出量の
 8 大きかった事業所周辺について、濃度を予測した。その結果、工場敷地境界より外側の濃度は、
 9 年平均値として10～数十 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ と得られた。また、この結果より、第VI章における暴露評価にお
 10 いては、pDCB排出のある事業所（工場）周辺の住民の暴露量を別に見積もる必要はないと判断し
 11 た。



12 図2 AIST-ADMERの出力結果：pDCBの大気中濃度およびそれぞれの濃度の暴露人口（日本全
 13 国の5 kmメッシュごとの平均濃度に、当該メッシュの夜間人口で重み付けをして得た頻
 14 度分布）。中央値 $0.42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、算術平均値 $0.79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。
 15
 16

17 6. 暴露評価，リスク評価

18 ヒトに対するpDCBの暴露評価を、室内濃度，屋外濃度に基づいて、それぞれの生活時間を考慮
 19 することによって行った。暴露集団は、生活時間パターンについては「主婦，幼児，老人等」，
 20 「勤労者と学生」の2群，室内使用のタイプについては「室内使用大の家庭」，「室内使用小の
 21 家庭」，「室内使用なしの家庭」の3群，全部で6つの群に分類した。室内発生源寄与濃度の自
 22 宅内平均値の分布のパラメータを、第IV章で求めたものから、年平均値の分布を表現できるよ
 23 うに、さらに置き換えた（表4）。この分布，および第V章で求めた屋外濃度を用いて吸入暴露濃

1 度を，上記の 6 つの群について推定し，暴露濃度が参照値を超過する割合をそれぞれ求めるもの
 2 とした．参照値は，第II章で行った有害性評価の結果，妥当と判断されたNOAEL（マウスの慢性
 3 （2年間）吸入暴露試験，エンドポイントは肝臓の非腫瘍性変化）80 mg/m³を，不確実性係数 100
 4 で除して得た 800 μg/m³とした．

5 暴露濃度が参照値 800 μg/m³を超える割合は，最も割合の高い暴露集団（「室内使用大の家庭」
 6 における主婦，幼児，老人等の群）で 5.4%であった（表 5）．また，その割合は全人口に対して
 7 2.4%と計算され，その内訳は，「室内使用大の家庭」に居住する「主婦，幼児，老人等」の群に
 8 属する人，「勤労者と学生」の群に属する人で半々であった（表 6）．これらに該当する人は，
 9 室内のpDCB濃度を低減する行動をとることが必要である．

10 その行動が必要となる基準についても，第IV章で取り上げたワンボックスモデルの結果を元に
 11 示した（図 3）．たとえば，床面積 70 m²のマンションで，300 Lの引出しにメーカー推奨使用量
 12 のpDCB製防虫剤を使用する場合は，換気回数が一年を通じた平均値で 1 時間当たり 0.5 回は確保
 13 されていることが必要となる．

14

15 表 4 暴露集団ごとの室内発生源寄与濃度（自宅内平均値）の分布のパラメータ

pDCB 室内使用のタイプ （全体に対する比率） 生活時間パターン		室内使用大 （0.55）	室内使用小 （0.35）	室内使用なし （0.10）
主婦，幼児，老人等	GM(μg/m ³)	83.8	2.6	0
	GSD*	4.21	2.39	-
勤労者と学生	GM(μg/m ³)	94.6	3.3	0
	GSD*	4.27	2.45	-

16 *年平均値の分布の大きさ

17

18 表 5 暴露集団ごとに区分した各群において，暴露濃度が参照値 800 μg/m³を超過する割合（屋外
 19 濃度 0.42 μg/m³のとき）

	室内使用大	室内使用小	室内使用なし
主婦，幼児，老人等	5.42%	0.00%	0.00%
勤労者と学生	3.67%	0.00%	0.00%

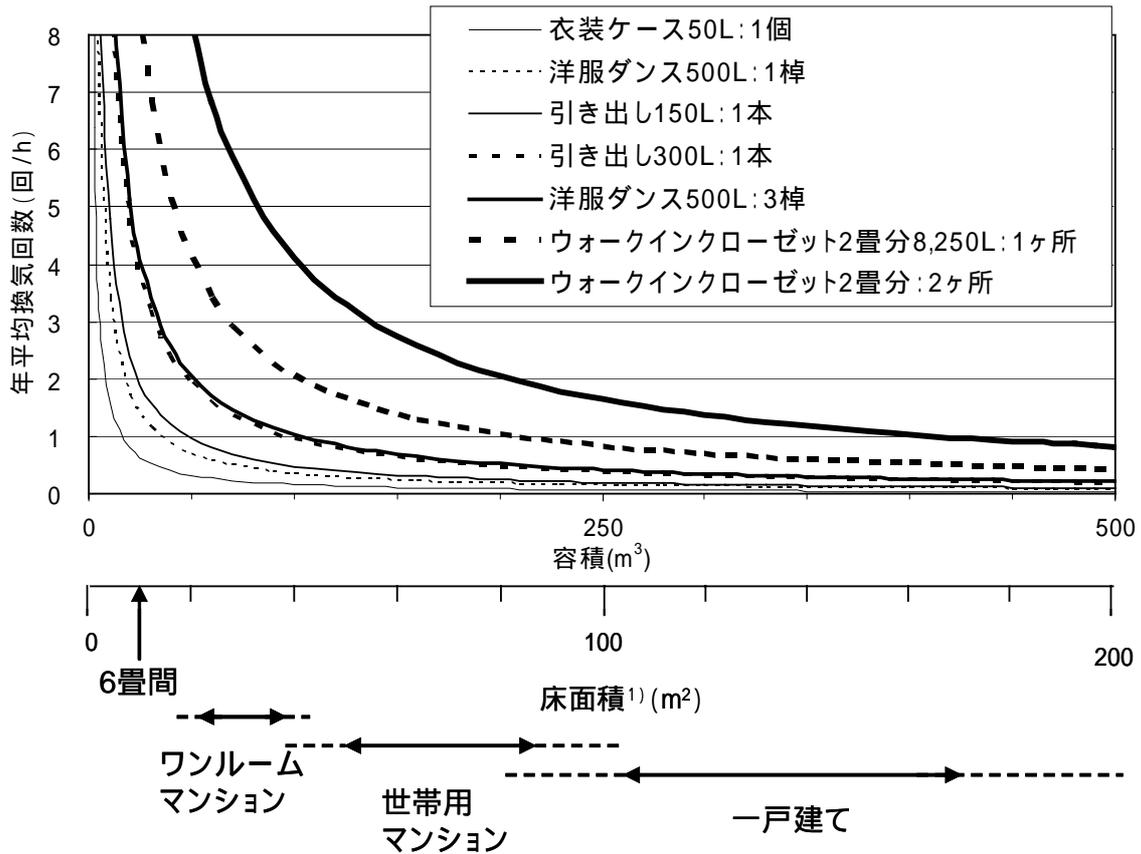
20

21 表 6 暴露濃度が参照値 800 μg/m³を超過する人の該当する室内使用のタイプ，および生活時間パ
 22 ターン（屋外濃度 0.42 μg/m³のとき）

	室内使用大	室内使用小	室内使用なし
主婦，幼児，老人等	53.7%	0.0%	0.0%
勤労者と学生	46.3%	0.0%	0.0%

23 注）参照値 800 μg/m³を超過する人の割合は総人口の 2.4%である．

24



1
2 図3 pDCB製防虫剤を使用する種々の衣装収納がある場合の、1部屋当たりもしくは1家屋当
3 4 5 6 7 8 9 10
たりの容積と、主婦・幼児・老人等のような生活時間パターンを持つ人がその家屋に居住
する場合、それらの人の暴露濃度が参照値 $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えないために必要な換気回数と
の関係(この線より下に当てはまる場合、暴露濃度が $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ を超えることを意味する)。
なお、pDCB製剤使用の各シナリオに対応する防虫剤の使用量については、表VI-10に示
した。

1) 床面積は、家屋容積より天井高を 2.5 m と仮定して計算した。また、一般に対応すると考え
られる家屋の形態についても参考のために示した。