

製品含有化学物質のリスク評価
ペルフルオロヘキサンスルホン酸 (PFHxS)
及びその塩

令和 5 年 1 月

独立行政法人製品評価技術基盤機構
経済産業省製造産業局化学物質管理課
厚生労働省医薬・生活衛生局医薬品審査管理課化学物質安全対策室

目 次

| | | |
|----|-----------------------------------|----|
| 1 | | |
| 2 | | |
| 3 | 要 約 | 2 |
| 4 | 1 対象物質のプロファイル | 4 |
| 5 | 2 物理化学的性状 | 6 |
| 6 | 3 使用状況等 | 6 |
| 7 | 3-1 化審法の製造数量、輸入数量の届出情報 | 6 |
| 8 | 3-2 含有製品情報 | 6 |
| 9 | 3-2-1 国内外の消費者製品の PFHxS 含有状況 | 7 |
| 10 | 3-3 室内環境等における濃度 | 17 |
| 11 | 4 有害性評価 | 25 |
| 12 | 5 暴露評価 | 27 |
| 13 | 5-1 暴露シナリオ | 27 |
| 14 | 5-1-1 評価対象とする人の集団 | 27 |
| 15 | 5-1-2 暴露環境と発生源 | 29 |
| 16 | 5-1-3 暴露経路・シナリオの設定 | 30 |
| 17 | 5-2 暴露量推定 | 31 |
| 18 | 5-2-1 居住住宅室内 | 31 |
| 19 | 5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量） | 38 |
| 20 | 6 リスク評価 | 39 |
| 21 | 7 まとめと考察 | 41 |
| 22 | その他の考察 | 41 |
| 23 | 8 参考文献 | 42 |
| 24 | | |

要 約

令和 4 年 6 月のストックホルム条約第 10 回締約国会議にて、ペルフルオロヘキサ
ンスルホン酸とその塩及び関連物質は付属書 A（廃絶）の対象物質に追加されることが
決定された。令和 4 年 11 月には、難分解性かつ高濃縮性に加えて長期毒性も有すると
して、「ペルフルオロ（ヘキサ-1-スルホン酸）（PFHxS）又はその塩、並びに、ペ
ルフルオロ（アルカンスルホン酸）（構造が分枝であって、炭素数が 6 のものに限る。）
又はその塩」（PFHxS 等）を化審法第 2 条第 2 項に規定する第一種特定化学物質に指定
することが適当であると判定された。

本リスク評価での対象物質である PFHxS 等は、POPs 条約締約国会議の下部組織で
ある残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC）のリスクプロファイルをはじめとした
報告書等で、撥水・防汚機能を持つ、アウトドアウェアなどの衣類や屋内外の繊維製品、
スプレー、床ワックス、食品包装等の身の回りの製品中に含有されているとの報告があ
る。なお、本書では PFHxS 等を対象物質とするが、分枝異性体や塩の室内暴露に関す
る十分な情報が得られなかったことから、PFHxS の室内暴露に関する情報を用いて日
本国民の健康影響に関するリスク評価を行った。

対象とする製品等の暴露源は、POPRC のリスクプロファイルをはじめとした報告書
や諸外国で行われているリスク評価書等の情報から、一般の住居等において比較的広範
囲を占めるカーペット等の繊維製品、室内空気及びダストを想定した。

本リスク評価の対象とする人の集団は、日本に居住する成人及び 6 歳以下の子供とし
た。子供に着目して評価したのは、ものを口に含んだり舐めたりするマウジング行動や
ダストを経由した摂取量が成人とは異なるためである。

有害性に関しては、PFHxS の毒性情報収集を行った結果、ラット又はマウスを用い
た亜慢性毒性（経口）試験から POD（Point of Departure）を設定し、化審法のスクリ
ーニング評価手法に倣って有害性評価値の導出を検討した。しかし、血中半減期に大き
な種差がある PFHxS の体内動態に基づく補正に関する情報が得られなかったため、本
リスク評価書では、PFHxS の毒性情報から有害性評価値を導出するのではなく、より
安全側の仮定を置きつつ有害性を評価することとし、ラット等への反復投与毒性の
NOAEL が小さく体内動態の種差が考慮された PFOA 及び PFOS の慢性影響の有害性
評価値（20ng/kg/day）を用いて、PFHxS の有害性評価値とすることとした。

暴露量は、対象とする製品等が使用される又は存在する居住室内環境における 3 種の
暴露シナリオを設定し、それら暴露シナリオに応じた暴露量推定式とその推定式に必要
なパラメータを設定することにより推定した。最終的に、3 種の暴露シナリオごとに推
定した暴露量を足し合わせた 1 日あたりの「推定合計暴露量」を算出した。

1 曝露シナリオ及びパラメータは、対象とする製品等が使用される又は存在する環境や
2 製品等の使用条件等に応じて設定したが、その際、合理的な範囲で曝露量を大きく見積
3 もる厳しい条件とすることとした。そのため、推定合計曝露量は、厳しい条件が重ね合
4 わされた結果となっている。また、各パラメータは、既存文献の調査結果に基づいて設
5 定したが、それら結果の妥当性の確認及び情報が不足しているパラメータについては、
6 NITE 北陸支所にて国内の製品を対象とした試験を行い、その結果も用いた。

7 曝露評価の結果、推定合計曝露量は、成人期で 0.75 ng/kg/day、子供期で 4.0 ng/kg/day
8 となった。居住住宅室内環境において、製品の使用に伴う PFHxS 等の摂取よりも、成
9 人、子供ともに PFHxS 等を含有するダストを摂取することによる経口経路の曝露量の
10 割合が多く、推定合計曝露量の 9 割以上を占める結果となった。

11
12 リスク評価は、推定合計曝露量を有害性評価値で除したハザード比を求め、ハザード
13 比が 1 以上の場合を「リスクが懸念されるレベルにある」、1 未満であれば「リスクが
14 懸念されるレベルにない」とした。

15 本リスク評価では、曝露評価において成人と子供それぞれの推定合計曝露量を算出し
16 ていることから、これら子供から成人までの 70 年で生涯平均化した一日曝露量（70
17 年間の加重平均曝露量）に換算し、慢性影響の有害性評価値と比較した。

18 リスク評価の結果、有害性評価値が 20 ng/kg/day であるのに対して生涯平均化曝露
19 量は 1.04 ng/kg/day となり、ハザード比は 0.052 で 1 を下回った。よって、合理的な
20 範囲で曝露量を大きく見積もる厳しい条件を重ね合わせた結果においても、リスクが懸
21 念されるレベルにないと考えられる。

22
23 PFHxS 等については、近年の国内取扱実績がなく、本書における国内外の製品含有
24 状況の調査においても大部分の製品については、PFHxS 等が検出下限値未満であり、
25 防水コートやズボン等の衣服やアウトドア用繊維製品、カーペット、防水剤等の製品で
26 低濃度での検出であったこと、今後 PFHxS 等が化審法第一種特定化学物質に指定され、
27 それらの物質群を含有する製品の輸入・製造・販売ができなくなることを鑑みると、本
28 書における過去の国外も含めた最大値を用いた曝露評価は安全側の設定であり、消費者
29 製品を経由した PFHxS 等の曝露量は、今後さらに低下していくと考えられる。

30 しかしながら、本リスク評価で対象とした範囲の他にも多様な製品が存在する可能性
31 や製品以外からの曝露も存在することに留意しつつ、PFHxS 関連物質中の不純物、分
32 解等を考慮した場合のリスクと、今後の推移についても、継続的な実態把握とより詳細
33 な情報に基づく評価が必要である。

1 対象物質のプロファイル

ペルフルオロ（ヘキサン-1-スルホン酸）（PFHxS）及びペルフルオロ（アルカン
スルホン酸）（構造が分枝であって、炭素数が6のものに限る。）は化審法における新規
化学物質であり、その一部の塩（ナトリウム塩、カリウム塩又はリチウム塩）は、平成
21年の化審法改正時以降、一般化学物質となっている。令和4年6月の残留性有機汚
染物質に関するストックホルム条約（POPs条約）第10回締結国会議において、ペル
フルオロヘキサンスルホン酸とその塩及び関連物質が付属書A（廃絶）の対象物質に追
加されることが決定された。令和4年11月には、難分解性かつ高濃縮性に加えて長期
毒性も有するとして、「ペルフルオロ（ヘキサン-1-スルホン酸）（PFHxS）又はその
塩、並びに、ペルフルオロ（アルカンスルホン酸）（構造が分枝であって、炭素数が6の
ものに限る。）又はその塩¹⁾（PFHxS等）を化審法に定める第一種特定化学物質に指定
することが適当であると判定された。

POPs条約締結国会議の下部組織である残留性有機汚染物質検討委員会（POPRC）に
よるペルフルオロヘキサンスルホン酸とその塩及び関連物質に関するリスク管理評価
書²⁾において、その対象範囲は次のように定義されている。

- (i) ペルフルオロヘキサンスルホン酸（CAS No. 355-46-4, PFHxS）（分枝した異性体を含む。）
- (ii) その塩
- (iii) C₆F₁₃SO₂-を化学構造の一部に含み、PFHxSに分解される可能性がある物質

ある種のパーフルオロ及びポリフルオロアルキル物質（PFASs）は、環境中および生
物中でペルフルオロヘキサンスルホン酸に分解され得ることから、PFHxS関連物質³⁾と
呼ばれ、POPs条約の付属書A（廃絶）に追加すべきと決議された。

なお、本書ではPFHxS等を対象とするが、分枝異性体や塩の室内暴露に関する十分
な情報が得られなかったことから、PFHxSの室内暴露に関する情報を用いてリスク評
価を行う。

¹⁾ 令和4年度第7回薬事・食品衛生審議会薬事分科会化学物質安全対策部会化学物質
調査会 化学物質審議会第222回審査部会 第229回中央環境審議会環境保健部会化
学物質審査小委員会における、化審法第一種特定化学物質に指定する物質（案）の名
称は次のとおり。

ペルフルオロヘキサンスルホン酸（PFHxS）とその塩

²⁾ United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee
on the work of its fifteenth meeting - Addendum - Risk management evaluation on
perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds,
2019(UNEP/POPS/POPRC.15/7/Add.1)

³⁾ UNEP-POPS-POPRC.15/INF/9

1 PFHxS 等を代表して、PFHxS のプロファイルを表 1-1 に示す。

2

3

表 1-1 PFHxS のプロファイル

| | |
|--|--|
| 評価対象物質 | ペルフルオロ（ヘキサン-1-スルホン酸）（PFHxS） |
| CAS 番号 | 355-46-4 |
| 分子式 | C ₆ HF ₁₃ O ₃ S |
| 構造式 | $\text{CF}_3-(\text{CF}_2)_5-\text{S}(\text{O})_2-\text{OH}$ |
| 別名 | トリデカフルオロヘキサ-1-スルホン酸 Tridecafluorohexane-1-sulfonic acid 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6-tridecafluorohexane-1-sulfonic acid* 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,6-トリデカフルオロヘキサ-1-スルホン酸* |
| (参考 1 : 化審法関連情報) | |
| 既存/新規 | 新規化学物質 |
| (参考 2 : PFHxS の一部の塩に関する化審法関連情報) ¹ | |
| 既存/新規 | 既存化学物質 |
| 化審法：官報公示整理番号及び名称 | 2-2810 (Na, K, Li 塩)** パーフロロアルキル (C = 4 ~ 12) スルホン酸塩 (Na, K, Li) |
| 化学物質安全性点検結果等 (分解性・蓄積性) | — |

4 独立行政法人製品評価技術基盤機構化学物質総合情報提供システム(NITE-CHRIP) 閲覧日：2022年7月26日

5 *United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fifteenth
6 meeting - Addendum to the risk management evaluation on perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts
7 and PFHxS-related compounds, 2019(UNEP/POPS/POPRC.15/7/Add.1)

8 **ペルフルオロ（ヘキサ-1-スルホン酸）（PFHxS）塩の例

9

¹ PFHxS については新規化学物質となるが、参考として化審法の既存化学物質に該当する PFHxS の塩に関する情報を記載。

1 2 物理化学的性状

2 PFHxS の物理化学的性状について、POPRC のリスク管理評価書¹に記載されている
3 値を、表 2-1 に抜粋した。

4

5

表 2-1 物理化学的性状データ

| 項目 | 数値 | 単位 | 情報源等 [※] |
|----------------------------------|--------------------------------------|-----|---|
| 分子量 | 400.11 | — | |
| 20 °C、101.3 kPa における物理的状態 | PFHxSK の固体白色粉末 | — | ECHA, 2017a で採用されているとおり (企業により提供) |
| 融点/凝固点 | 41 | °C | Kim ら, 2015 |
| 沸点 | 238–239 | °C | Kosswig, 2000 (測定値) |
| 蒸気圧 | 58.9 | Pa | Wang ら, 2011a (COSMOtherm)* |
| 水溶解度 | 1.4(PFHxSK : 20–25 °C) 2.3(非解離) | g/L | Campbell ら, 2009 (測定値) Wang ら, 2011a (COSMOtherm) |
| pKa | -3.45 -3.3±0.5 -5.8±1.3 | — | Wang ら, 2011a (COSMOtherm)* ACD/Percepta 14.2.0 (Classic) ACD/Percepta 14.2.0 (GALAS) |
| 空気 / 水分配係数、 Kaw (log 値) | -2.38 | — | Wang ら, 2011a (COSMOtherm)* |
| n オクタノール / 水分 配係数、Kow (log 値) | 5.17 | — | Wang ら, 2011a (COSMOtherm)* |
| オクタノール / 空気分 配係数、Koa (log 値) | 7.55 | — | Wang ら, 2011a (COSMOtherm)* |
| 有機炭素 / 水分係数 (log 値) (易動性) | 2.05 2.40 2.31 (範囲 : 1.8-2.76) | — | Guelfo & Higgins, 2013 (測定値) D'Agostino & Mabury, 2017 (測定値) Chen ら, 2018 (フィールドベース) |

6

* Wang らによる推定 (2011a) は中性型の PFHxS についてのみ言及している。

7

※POPRC によるリスク管理評価書に記載の引用元、本書の参考文献には記載しない。

8

9 3 使用状況等

10 3-1 化審法の製造数量、輸入数量の届出情報

11 化審法における PFHxS 等の製造数量等の届出情報は確認されず、平成 24 年度から
12 令和 3 年度までの 10 年間の製造・輸入数量の実績 (届出) はない。

13

14 3-2 含有製品情報

15 PFHxS 等は、ペルフルオロアルキル部分 (C_nF_{2n+1}-) の熱的・化学的安定性、疎水性

¹ United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fifteenth meeting - Addendum to the risk management evaluation on perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds, 2019(UNEP/POPS/POPRC.15/7/Add.1)

1 及び疎油性のために、有効な界面活性剤や表面保護剤として使用することができ、ペル
2 フルオロオクタンスルホン酸（PFOS）の代替物の1つとして用いられている。主な用
3 途として、(1) 水成膜泡消火薬剤、(2) 金属メッキ、(3) 織物、革製品および室内装飾
4 品、(4) 研磨剤および洗浄剤、(5) コーティング、含浸／補強剤（湿気、真菌などから
5 の保護用）、(6) 電子機器および半導体の製造が挙げられる¹。

6 化審法に基づく届出における PFHxS 等の製造・輸入数量の実績は、前述のとおりで
7 あり、平成 24 年度以降、製造・輸入数量に関する実績（届出）がないことが確認され
8 ている。

9 世界的な動向としては、POPRC によるリスクプロファイル文書の中で、PFHxS 等の
10 製造に関する公知の情報は乏しいが、歴史的に最大の製造業者である 3M が 2000 年～
11 2002 年に製造を中止していること、一方で 2010 年～2018 年の報告において、イタリ
12 アや中国の一部地域では製造を続けていたことが挙げられている。また、中国湖北省に
13 においてはストックホルム条約により 2009 年に PFOS が制限された後、2011 年までは
14 PFHxS 製造量が増加していたが、2012 年には変化する市場ニーズを踏まえ、製造が中
15 止されたことが報告されている。加えて、PFHxS ベースの織物仕上げ剤の合成は、2012
16 年に在庫の PFHxS を使用して続けられたことも確認されている⁶。

17 3-2-1 国内外の消費者製品の PFHxS 含有状況

18 国内外における消費者製品への PFHxS 等の含有量に関する情報を調査し、文献等
19 で得られた情報を、製品群ごとにまとめて記載した。国内における消費者製品の
20 PFHxS 等の含有状況に関しては、化審法における製造・輸入数量の実績（届出）がな
21 いこともあり、近年では実測値の報告が少ない。また、撥水加工等のされた輸入製品
22 が使用されている可能性も踏まえ、データがある場合は国内の状況に主眼を置きつつ
23 も、国内外の PFHxS 含有製品に関する情報をまとめて考察した。

24 なお、本書に記載する含有情報は、規制等の動向により含有状況が経年推移するこ
25 とを想定し、2002 年に最大の製造業者である 3M が製造を中止したこと、また 2002
26 年以降も製造を続けていた国においても、市場ニーズの変化等から 2012 年に製造を中
27 止した報告例が挙げられていることなどの動向を踏まえ、サンプル調達、測定及び公
28 表の時期(表中においては「測定年」の欄に記載)を確認の上、原則 2012 年以降のもの
29 を対象とした。

¹ POPRC によるリスクプロファイル文書

※同段落中の文は、全て当該文書から引用又は抜粋・編集した。

United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fourteenth meeting - Addendum - Risk profile on perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds, 2018(UNEP/POPS/POPRC.14/6/Add.1)

1

表 3-1 衣料品等の PFHxS 濃度(文献値)

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 濃度範囲(検出値) | 単位 | 文献 |
|-----------------------|-----------|-------------------|-----|-------------|-------------------|------------------------|
| チェコ共和国 | 1981 | フォーム (テキスタイル) | - | 1.09 | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| | 1981 | フォーム (テキスタイル) | - | 1.09 | | |
| | 1981 | ペルシャ絨毯 | - | 3.24 | | |
| | 1981 | 室内装飾材料 (テキスタイル) | - | 2.93 | | |
| | 1981 | 室内装飾材料 (テキスタイル) | - | 0.84 | | |
| | 1981 | 毛布 (テキスタイル) | - | 0.22 | | |
| | 1981 | ココヤシ繊維 (家庭生地) | - | 0.68 | | |
| | 1986 | テーブルクロス (テキスタイル) | - | 0.44 | | |
| | 1996 | テディベアカバー (テキスタイル) | - | 0.44 | | |
| | 1996 | 車のインテリア素材 | - | 0.03 | | |
| | 1996 | 車のインテリア素材 | - | 0.15 | | |
| | 1996 | 車のインテリア素材 | - | 0.48 | | |
| | 2001 | タペストリー | - | 0.51 | | |
| | 2001 | ベッドカバー | - | 0.16 | | |
| | 2003 | フォーム (テキスタイル) | - | 0.41 | | |
| | 2004 | フォーム (テキスタイル) | - | 0.59 | | |
| (ノルウェーで購入) | 2006 | 子ども用スキーパンツ | - | 0.04 | μg/m ² | ECHA (2017) |
| | 2006 | ジャケット | - | 0.02 | | |
| チェコ共和国 | 2008 | カーテン (テキスタイル) | - | 2.18 | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| (ノルウェーで購入) | 2009 | テキスタイル | 0/2 | ND | μg/m ² | Herzke et al. (2012) |
| (ドイツで購入) | 2010 | 手袋 | 3 | <LOQ(0.5) | ng/g | Kotthoff et al. (2015) |
| 中国、ベトナム、ウクライナ、イタリア、台湾 | 2011/2012 | 繊維製品 | 16 | <LOQ(0.01) | μg/m ² | Driezum(2014) |
| インドネシア | 2012 | 子ども用ジャケット | 1 | <LOD(0.090) | μg/m ² | Greenpeace (2012) |
| 中国 | 2012 | 子ども用ジャケット | 2 | <LOD(0.201) | | |

2

3

4

*文献中に明確な記載がない場合、国名には筆頭著者の国籍を、測定年には文献発行年を転記。

1 LOD : limit of detection (検出下限値)、ND : not detectable (不検出)。グレー背景 : 文献調査の対象とした 2012 年以降より古い情報。

2

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 濃度範囲(検出値) | 単位 | 文献 |
|----------------|--------|----------|-----|------------------|-------------------|------------------------|
| 中国 | 2012 | 子ども用パンツ | 1 | <LOD | μg/m ² | Greenpeace (2012) |
| | 2012 | 子ども用ポンチョ | 1 | <LOD | | |
| | 2012 | 女性用ジャケット | 7 | <LOD | | |
| ウクライナ | 2012 | 女性用ジャケット | 1 | <LOD | | |
| ベトナム | 2012 | 女性用ジャケット | 1 | <LOD | | |
| 中国 | 2013 | 防水コート | 2/4 | <LOD-300 | ng/g | |
| バングラデシュ | 2013 | 防水コート | 1 | <LOD | | |
| (オーストリアで購入) | 2013 | 防水コート | 1 | 2.4 | | |
| (ハンガリーで購入) | 2013 | 防水ジャケット | 1 | <LOD | | |
| ベトナム | 2013 | 防水ジャケット | 1 | <LOD | | |
| 中国 (スウェーデンで購入) | 2013 | 防水ズボン | 1 | 2,260 | | |
| 中国 | 2013 | 防水ズボン | 1 | 21.3 | | |
| 中国 | 2013 | 水着 | 3 | <LOD | | |
| チュニジア | 2013 | 水着 | 1 | <LOD | | |
| イタリア | 2013 | 水着 | 1 | <LOD | | |
| (オーストリアで購入) | 2013 | 水着 | 1 | <LOD | | |
| イタリア | 2013 | 防水ジャケット | 1 | <LOD | ng/g | Greenpeace (2014) |
| 中国 | 2013 | 水着 | 1 | <LOD | | |
| (ノルウェーで購入) | 2014 | テーブルクロス | 2 | <LOD | μg/m ² | Blom and Hanssen(2015) |
| | 2014 | 繊維製品 | 2 | <LOD | μg/L | |
| デンマーク | 2014 | 子供用繊維製品 | 4 | <LOD(0.002)-0.01 | μg/m ² | DEPA(2015) |
| | 2014 | 子供用繊維製品 | 2/4 | 0.001-0.005 | | |
| | 2014 | 手袋 | 1/2 | 0.02 | | |

3

4

LOD : limit of detection (検出下限値)。

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 濃度範囲(検出値) | 単位 | 文献 |
|-------------|--------|------------------|-----|--------------------|-------------------|------------------------------------|
| (ノルウェーで購入) | 2014 | 再利用可能なオープン用マット | 2 | <LOD(0.10) | µg/m ² | Blom and Hanssen(2015) |
| | 2014 | スキー用グライダー | 2 | <LOD(0.1) | ng/g | |
| | 2014 | アウトドア用品(自転車用潤滑剤) | 1 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | スキー板 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| デンマーク | 2014 | アウトドア用繊維製品 | 1 | <LOD(0.002) | µg/m ² | DEPA(2015) |
| | 2014 | スキーウェア等 | 1/3 | <LOD(0.002)-0.0045 | | |
| | 2014 | レインコート等 | 1/3 | <LOD(0.002)-0.0035 | | |
| (ノルウェーで購入) | 2014 | アウトドア用繊維製品 | 2 | <LOD | ng/g | Nordic Council of Ministers (2017) |
| | 2014 | レインコート等 | 1 | <LOD | | |
| (スウェーデンで購入) | 2015 | 子ども用ダウンジャケット | 1 | <LOD | µg/m ² | |
| | 2015 | 子ども用靴 | 1 | <LOD | | |
| | 2015 | 子ども用防雨ジャケット | 2 | <LOD | | |
| | 2015 | 子ども用ジャケット | 1 | <LOD | | |
| | 2015 | ジャケット | 1 | <LOD | | |
| | 2015 | 防風ジャケット | 1 | <LOD | | |
| (オーストリアで購入) | 2015 | テント | 4 | <LOD | ng/g | Greenpeace (2016) |
| 中国 | 2015 | テント | 4 | <LOD | | |
| | 2015 | 寝袋 | 4 | <LOD | | |
| | 2015 | バックパック | 2 | <LOD | | |
| フィリピン | 2015 | バックパック | 6 | <LOD | | |
| ベトナム | 2015 | バックパック | 6 | <LOD | | |
| ドイツ | 2015 | バックパック | 2 | <LOD | | |
| スイス | 2015 | ロープ | 1 | <LOD | | |
| ベトナム | 2015 | ジャケット | 7 | <LOD-0.90 | | |
| 中国 | 2015 | ジャケット | 6 | <LOD | | |
| (オーストリアで購入) | 2015 | ジャケット | 1 | <LOD | | |
| トルコ | 2015 | ジャケット | 1 | <LOD | | |

LOD : limit of detection (検出下限値)。

1
2
3

| 国名（生産国等） | 測定/購入年 | 対象（製品） | n 数 | 濃度範囲(検出値) | 単位 | 文献 |
|---------------|--------|----------------|------|-------------|------|-----------------------------------|
| バングラデシュ | 2015 | ジャケット | 1 | <LOD | ng/g | Greenpeace (2016) |
| ベトナム | 2015 | ズボン | 6 | <LOD | | |
| トルコ | 2015 | ズボン | 2 | <LOD | | |
| バングラデシュ | 2015 | ズボン | 1 | <LOD | | |
| 中国 | 2015 | ズボン | 2 | <LOD | | |
| (デンマークで購入) | 2015 | ズボン | 1 | <LOD | | |
| (ノルウェーで購入) | 2015 | 子供用繊維製品 | 3 | <LOD | ng/g | Noldic Council oc Ministers(2017) |
| コロンビア | 2015 | 手袋（外側） | 1 | <LOD(0.728) | ng/g | Greenpeace (2016) |
| カナダ、メキシコ、アメリカ | 2017 | アウトドア用繊維製品 | 3/20 | 0.03-2.7 | ng/g | CEC(2017) |
| | 2017 | アウトドア用繊維製品 | 0/2 | <LOD | | |
| | 2017 | アウトドア用繊維製品 | 2/10 | 0.06-0.54 | | |
| | 2017 | スキーウェア等 | 0/6 | <LOD | | |
| | 2017 | レインコート等 | 0/20 | <LOD | | |
| | 2017 | レインコート等 | 0/16 | <LOD | | |
| | 2017 | 寝具 | 0/3 | <LOD(0.04) | | |
| | 2017 | 子供用繊維製品 | 0/4 | <LOD(0.04) | | |
| | 2017 | 子供用繊維製品 | 3/11 | 0.07-1.5 | | |
| | 2017 | 子供用繊維製品(よだれかけ) | 0/29 | <LOD(0.04) | | |
| | 2017 | 手袋 | 1/3 | 0.16-0.16 | | |
| | 2017 | 手袋 | 0/5 | <LOD(0.04) | | |

LOD : limit of detection (検出下限値)。

1
2
3
4
5

1

表 3-2 カーペット等の PFHxS 濃度(文献値)

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 中央値 | 最大値 | 単位 | 文献 |
|------------------|--------|-----------|-------|-----------|-------|-------------------|---|
| チェコ共和国 | 1981 | カーペット | - | | 1.3 | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| | 1986 | 茶色いカーペット | - | | 0.27 | | |
| | 2006 | 緑色のカーペット | - | | 0.45 | | |
| | 2006 | グレーのカーペット | - | | 5.2 | | |
| カナダ | 2008 | カーペット | 10/10 | 134.5 | 2,880 | ng/g | Beesoon et al.(2012) |
| (ノルウェーで購入) | 2009 | カーペット | 1/2 | ND-0.08 | | µg/m ² | Herzke et al. (2012) |
| (ドイツで購入) | 2010 | カーペット | 6 | <LOQ | | µg/m ² | Kotthoff et al. (2015) |
| チェコ共和国 | 2010 | 赤いカーペット | - | | 0.26 | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| エジプト/ベルギー | 2016 | 子ども用カーペット | 0/1 | <LOQ(0.1) | | µg/m ² | Danish Environmental Protection Agency (2016) |
| ベルギー (生産国または輸入国) | 2016 | 子ども用カーペット | 0/1 | <LOQ(0.1) | | | |
| | 2016 | 子ども用カーペット | 0/1 | <LOQ(0.1) | | | |
| 中国/インド | 2016 | 子ども用カーペット | 2/2 | 0.31-0.31 | | | |
| 不明 | 2016 | 子ども用カーペット | 0/1 | <LOQ(0.1) | | | |

2

3

4

5

6

7

*文献中に明確な記載がない場合、国名には筆頭著者の国籍を、測定年には文献の発行年を転記。

グレー背景：文献調査の対象とした 2012 年以降より古い情報。

LOQ：limit of quantification (定量下限値)、ND：not detectable (不検出)

1
2

表 3-3 食品包装¹等の PFHxS 濃度(文献値)

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 濃度範囲(検出値) | 単位 | 文献 |
|-------------------|--------|----------------|-----|-----------|-------------------|-----------------------------------|
| (ノルウェーで購入) | 2009 | 食品接触ボール紙 | 2 | ND | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| (ノルウェーとスウェーデンで購入) | 2009 | 焦げ付き防止製品 | 6 | ND-14.1 | | |
| (ドイツで購入) | 2010 | 紙ベースの食品接触材料 | 33 | <LOQ(0.5) | | |
| (ノルウェーで購入) | 2014 | カップケーキ型 | 1 | <LOD(0.1) | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| | 2014 | サンドイッチ紙 | 1 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | ベーキング紙 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | ポップコーン紙 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 焦げ付き防止カップケーキ型 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 焦げ付き防止シリコン製焼き型 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 食器洗い機用洗剤 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| (ノルウェーで購入) | 2014 | ポップコーン | 2 | <LOD(0.1) | µg/m ² | Herzke et al. (2012) |
| (ノルウェーで購入) | 2014 | 食品接触材料 | 2 | <LOD(0.1) | ng/g | Kotthoff et al. (2015) |
| (ノルウェーで購入) | 2014 | 食品接触材料 | 2 | <LOD(0.1) | µg/m ² | Blom and Hanssen(2015) |
| (スウェーデンで購入) | 2016 | カップケーキの型 | 1 | <LOD | | |
| (スウェーデンで購入) | 2016 | ポップコーン | 4 | <LOD | µg/L | DEPA(2015) |
| | 2016 | 食品接触材料 | 1 | <LOD | µg/m ² | |
| (スウェーデンで購入) | 2016 | 電子レンジ用ポップコーン袋 | 2 | <LOD | ng/g | Noldic Council oc Ministers(2017) |
| | 2016 | 電子レンジ用ポップコーン袋 | 2 | <LOD | | |

3
4
5
6
7

LOD : limit of detection (検出下限値)、ND : not detectable (不検出)

¹ 食品包装については食品衛生法の対象であり、化審法対象外であるが、参考情報として記載。

1

表 3-4 その他の消費者製品の PFHxS 濃度(文献値)

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 濃度範囲(検出値) | 単位 | 文献 |
|------------|-----------|-------------------|-----|----------------|-------------------|---------------------------------|
| チェコ共和国 | 1986 | チップボード (OSBおよび木材) | - | 0.207 | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| | 1991 | 冷蔵庫のゴム断熱材 (EEE) | - | 0.09 | | |
| | 1996 | テレビ | - | 0.115 | | |
| | 2001 | キーボード (EEE) | - | 0.059 | | |
| | 2006 | 紙の断熱材 | - | 0.372 | | |
| スウェーデン* | 2007 | 防水剤 | 6 | 0.9-4.6 | ng/mL | European Chemical Agency (2017) |
| (ノルウェーで購入) | 2009 | ペイント | 3 | ND-0.53 | ng/g | Herzke et al. (2012) |
| | 2009 | プリント回路基板 | 2 | ND-0.06 | | |
| | 2009 | 防水剤 | 5 | ND | µg/L | |
| | 2009 | 革 | 3 | ND-4.81 | µg/m ² | |
| (ドイツで購入) | 2010 | 革 | 13 | <LOQ(0.5)-10.1 | µg/m ² | Kotthoff et al. (2015) |
| | 2010 | 洗剤 | 6 | <LOQ(0.5) | ng/g | |
| | 2010 | スキーワックス | 13 | <LOQ(0.5)-9.3 | | |
| チェコ共和国 | 2010 | パイプ断熱エアロフレックス | - | 1.43 | ng/g | Bečanová et al. (2016) |
| | 2010 | ブローセルローズ断熱材 | - | 0.64 | | |
| | 2010 | スイッチ (EEE) | - | 0.05 | | |
| (ドイツで購入) | 2010 | ナノスプレーと含浸スプレー | 3 | <LOQ(0.5) | ng/g | Kotthoff et al. (2015) |
| | 2010 | 木工用ボンド | 1 | <LOQ(0.5) | | |
| ドイツ* | 2011/2012 | 含浸剤 | 5 | ND | µg/L | Driezum(2014) |
| インドネシア | 2013 | 靴 | 3 | <LOD(1.54) | ng/g | Greenpeace (2013) |
| ベトナム | 2013 | 靴 | 1 | <LOD(0.722) | | |
| イタリア | 2013 | 運動靴 | 2 | <LOD(1.75) | | |
| | 2013 | バレリーナ靴 | 1 | <LOD(0.966) | | |

2

3

*文献中に明確な記載がない場合、国名には筆頭著者の国籍を、測定年には文献発行年を転記。

4

グレー背景：文献調査の対象とした 2012 年以降より古い情報。

5

LOD : limit of detection (検出下限値)、LOQ : limit of quantification (定量下限値)、ND : not detectable (不検出)

6

| 国名 (生産国等) | 測定/購入年 | 対象 (製品) | n 数 | 濃度範囲 (検出値) | 単位 | 文献 |
|---------------|--------|--------------------------|-----|-------------|-------------------|------------------------------------|
| (ノルウェーで購入) | 2014 | スキーワックス | 1 | <LOD(0.1) | ng/g | Blom and Hanssen(2015) |
| | 2014 | 調理器具 | 6 | <LOD(0.1) | μg/m ² | |
| | 2014 | デンタル用品 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 靴 | 2 | <LOD(0.1) | μg/L | |
| | 2014 | 洗剤(食器洗い用) | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 布製品用防水処理剤 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 靴用防水処理剤 | 2 | <LOD(0.1) | | |
| | 2014 | 車用ワックス | 2 | <LOD(0.1) | | |
| ルーマニア | 2015 | 靴 | 6 | <LOD(0.676) | ng/g | Greenpeace (2016) |
| ベトナム | 2015 | 靴 | 4 | <LOD(1.05) | | |
| 中国 | 2015 | 靴 | 5 | <LOD(1.34) | | |
| (スウェーデンで購入) | 2015 | 靴 | 1 | <LOD | ng/g | Nordic Council of Ministers (2017) |
| | 2015 | 子供用靴 | 1 | <LOD | | |
| | 2015 | 男性用靴 | 1 | <LOD | μg/m ² | |
| 中国 | 2015 | 繊維仕上げ剤(C6 telomer based) | 1 | ND | mg/L | Huang et al. (2015) |
| | 2015 | 繊維仕上げ剤(PFBS based) | 1 | ND | | |
| | 2015 | 防水剤 (PFBS(C4)-based) | 1 | ND | | |
| | 2015 | 防水剤 (PFHxS(C6)-based) | 1 | 2.6 | | |
| (スウェーデンで購入) | 2016 | 食洗機用乾燥仕上げ剤 | 2 | <LOD | μg/m ² | Nordic Council of Ministers (2017) |
| | 2016 | 洗剤(食洗機用) | 2 | <LOD | | |
| | 2016 | 布・革製品用防水処理剤 | 3 | <LOD | | |
| | 2016 | 防水スプレー | 5 | <LOD | | |
| | 2016 | 床ワックス | 2 | <LOD | | |
| | 2016 | 家具用ワックス | 2 | <LOD | | |
| | 2016 | 靴用防水処理剤 | 2 | <LOD | | |
| | 2016 | 靴用ワックス | 2 | <LOD | | |
| | 2016 | 車用ワックス | 4 | <LOD | | |
| カナダ、メキシコ、アメリカ | 2017 | 防災/難燃用品 | 4 | <LOD(0.01) | ng/g | CEC(2017) |

1
2

LOD : limit of detection (検出下限値)

1 アウトドア及び防水用途を中心とした繊維製品(子供用を含む)について、収集した最
2 近の文献情報における含有 PFHxS の濃度は、2013 年にスウェーデンで購入された中
3 国製の防水ズボン(n = 2)の 2,260 ng/g が最も高かった。

4 カーペット類については、2012 年以降において PFHxS が検出された報告は中国/
5 インドの 1 報 (最大値 0.31 µg/m²) のみであったため、それ以前の調査も参考としたと
6 ころ、報告例のうちほとんどが数 ng/g 以下の低濃度か未検出であったが、2008 年に購
7 入・収集したカナダのサンプル (中央値 : 135.4 ng/g、最大値 : 2,880 ng/g) が最も高い
8 報告値であった。なお、同サンプルは 15 年間撥水処理剤で処理されたもので、表 3-7
9 にて後述のとおり、同家庭におけるダストの濃度減少 (2007/2008 : 2,780 ng/g、2012 :
10 253 ng/g) が確認されている。

11 食品包装等については、2012 年以降の調査においてはいずれも検出下限値未満であ
12 り、2009 年にノルウェー及びスウェーデンで購入された焦げ付き防止製品(n = 6)から
13 最大 14.1 ng/g の PFHxS が検出された。

14 デンタル用品やワックス等のその他の消費者製品については、2012 年以降において
15 PFHxS が検出された報告は 2015 年に中国で購入された防水剤についての 1 報(n = 1、
16 2.6 mg/L)のみであった。

17
18 国内流通製品に対する、国による PFHxS 含有の確認結果を、以下に記す。

19 ◆ 環境省(2018)

20 2018 年度に環境省 (委託先 : みずほ情報総研) が実施した「化学物質のフロー及び
21 ストックに関する情報収集・検討業務」の事業の中で、製品中の PFHxS が分析され
22 ている。その結果、下地処理剤・撥水剤、自動車用つや出し液体コーティング剤、ボ
23 ール型投てき消火用具、エアゾール式簡易消火用具、撥水エプロン、防汚加工作業
24 着、靴、耐熱付着防止用 PTFE テープ、耐熱 PTFE テープのいずれの製品 (n=2) か
25 らも検出が確認されなかった (<2 ng/g)。

26 なお、当該調査は環境経由の影響を確認するための情報収集が主な目的である。分
27 析の対象製品は、屋外での使用という観点も考慮し選定されたものであり、用途は、
28 建築用、自動車用、医療等の作業用のものが中心である。消火剤のボール型投てき消
29 火用具は家庭用であるが、普及率及び使用頻度は低いと考えられる。

30 したがって、当該調査の結果は、含有製品種及び濃度レベルの参考に留める。

31
32 ◆ NITE(2022)

33 NITE は、文献調査による国内外の製品における PFHxS 含有状況を踏まえ、含有の
34 報告のある製品群の中で、消費者への暴露の可能性及び寄与が高いと思われる一部の製
35 品について、国内流通製品の含有状況を確認した。

36 対象とする製品は、消費者購買情報¹、大手販売サイトの公開情報を参考に、撥水・防
37 汚等の機能や、成分情報にフッ素撥水剤等の記載の有無なども確認の上、選定した。

¹ ウレコン <https://urecon.jp/>

全国のドラッグストア、スーパーマーケットなどの消費者購買情報【ID-POS データ】を統計化した全国のべ 5,000 万人規模のデータベース

対象製品のうち、家庭用カーペット、乳幼児用よだれかけ、ポップコーンバッグ、床ワックス、家具用ワックス、衣料用撥水処理剤について、PFHxS の含有を確認した結果、いずれの製品についても検出下限値未満であった。

表 3-5 NITE における国内流通製品の含有状況調査結果

| 対象製品 | n 数 | 濃度範囲 | 単位 |
|-----------|-----|------------|-------|
| 家庭用カーペット | 1 | <LOD(0.17) | ng/g |
| 乳幼児用よだれかけ | 1 | <LOD(0.17) | ng/g |
| ポップコーンバッグ | 1 | <LOD(0.18) | ng/g |
| 床ワックス | 1 | <LOD(1.8) | ng/mL |
| 家具用ワックス | 1 | <LOD(1.8) | ng/mL |
| 衣料用撥水処理剤 | 4 | <LOD(1.8) | ng/mL |

3-3 室内環境等における濃度

PFHxS 等は前述のとおり、その機能から多くの消費者製品としての用途があり、近年の国内での製造・輸入実績は確認できないものの、居住住宅室内環境下において暴露の懸念がある。

本節では、国内外における居住住宅室内の空气中濃度、ダスト¹中濃度、製品からの溶出濃度等に関する情報をまとめた。なお、本書に記載する含有情報の範囲は、製品含有情報と同じく、原則 2012 年以降のものが対象であるが、データが得られない場合は、それ以前のデータも考慮した。

(1) 居住住居室内の空气中濃度

PFHxS 等の室内空气中濃度については、国内外において得られた近年の報告は限られていた。PFHxS の物理化学的性状（沸点：238℃、蒸気圧：58.9Pa）から、PFHxS は空气中に揮発しにくく、また及び近年の業界の撤退動向から、調査の対象とする研究数が減少した可能性も考えられる。

よって、参考までに測定年が 2005 年から 2009 年と古い報告も含めた居住住宅室内の空气中 PFHxS 濃度の調査結果を、表 3-6 に示す。

表 3-6 居住住宅室内空气中の PFHxS 濃度（文献値）(pg/m³)

| 国名 | 測定/採取年 | 対象 | n 数 | 中央値 | 最大値 | 文献 |
|-------|-----------|------------|-----|----------|------|---|
| ノルウェー | 2005 | 室内空気 | 4 | | <4.1 | Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2018) |
| イギリス | 2008-2009 | 室内空気（オフィス） | - | 84.0 | 330 | Posner et al. (2013) |
| | 2008-2009 | 室内空気（家庭） | - | 23.0 | 220 | |
| 中国 | 2015 | 室内空気（家庭） | 22 | 平均値:23.4 | 65.3 | Yao(2018) |
| | 2015 | 室内空気（ホテル） | 18 | 平均値:11.9 | 40.9 | |

¹ 繊維ぼこりやその他粒子のことであり、髪の毛や皮膚片、食品カス等の固形物は含まれない。

1 グレー背景：文献調査の対象とした 2012 年以降より古い情報。

2 日本国内の居住住宅等の室内空气中 PFHxS 濃度は調査範囲内では得られなかった。
3 国外では、2015 年の中国における家庭(n = 22)の最大値が 65.3 pg/m³ (平均値：23.4
4 pg/m³) であり、その他 2008～2009 年のイギリスにおける室内空気最大値が 220～
5 330 pg/m³ (中央値：23～84 pg/m³) との報告がある。

6 7 8 **(2)居住住宅室内のダスト中濃度**

9 日本国内の居住住宅室内等のダスト中の PFHxS 濃度を確認したところ、勝又ら
10 (2006)による 5.5 ng/g(最大値、中央値は 3.0 ng/g)、Eriksson and Kärrman (2015)によ
11 る 1.38 ng/g(最大値、中央値は 0.76 ng/g、2013-2014 年採取)の報告があり、報告例は
12 限られるものの、近年においてもその濃度レベルは低いことが確認された。

13 そこで、情報収集の対象範囲外である 2011 年以前のデータ (表 3-7 のグレー背景部
14 分) も併せ、国内外における居住住宅室内のダスト濃度の報告値を確認した。その結果
15 を表 3-7 に示す。

16

1

表 3-7 ハウスダスト中の PFHxS 濃度(文献値)(ng/g-ダスト)

| 国名 | 測定/採取年 | 対象 | n 数 | 中央値 | 最大値 | 文献 |
|-----------------------|-----------|----------------|-----|----------|--------|------------------------------|
| アメリカ | 2000/2001 | ダスト (家庭と保育園) | 112 | 45.5 | 35,700 | Strynar and Lindstrom (2008) |
| カナダ | 2002/2003 | ダスト (家庭) | 67 | 23 | 4,305 | ECHA (2019) |
| アメリカ、イギリス、オーストラリア、ドイツ | 2004 | ダスト (家庭) | 39 | 185.5 | 43,765 | Kato et al. (2009) |
| 日本 | 2006以前 | ダスト (家庭) | 20 | 3.0 | 5.5 | 勝又(2006) |
| カナダ | 2007/08 | ダスト (家庭) | 1 | | 2,780 | Beesoon(2012) |
| ノルウェー | 2007/08 | ダスト (オフィス) | 1 | | 27.8 | Huber et al. (2011) |
| | 2007/08 | ダスト (カーペット) | 1 | | 0.5 | |
| | 2007/08 | ダスト (家庭: リビング) | 7 | 1.4 | 3.1 | |
| | 2007/08 | ダスト (ストレージ) | 1 | | 1,814 | |
| | 2007/08 | ダスト (ソファ) | 1 | | 1.7 | |
| | 2007/08 | ダスト (家庭: 寝室) | 1 | | 2.1 | |
| イギリス | 2007/09 | ダスト(自動車) | 20 | 180 | 2,400 | Goosey and Harrad (2011) |
| | 2007/09 | ダスト(教室) | 42 | 700 | 34,000 | |
| | 2007/09 | ダスト (家庭) | 45 | 210 | 6,100 | |
| | 2007/09 | ダスト (オフィス) | 20 | 170 | 5,700 | |
| オーストラリア | 2007/09 | ダスト (家庭) | 20 | 180 | 1,100 | |
| カナダ | 2007/09 | ダスト (家庭) | 19 | 120 | 850 | |
| フランス | 2007/09 | ダスト (家庭) | 10 | 77 | 320 | |
| ドイツ | 2007/09 | ダスト (家庭) | 10 | 150 | 790 | |
| カザフスタン | 2007/09 | ダスト (家庭) | 9 | 120 | 100 | |
| タイ | 2007/09 | ダスト (家庭) | 20 | 16 | 84 | |
| アメリカ | 2007/09 | ダスト (家庭) | 10 | 240 | 560 | |
| カナダ | 2008 | ダスト (家庭) | 18 | 平均値: 140 | 1,300 | ECHA (2019) |
| ノルウェー | 2008 | ダスト (家庭) | 41 | 平均値: 8.4 | 142 | |

グレー背景：文献調査の対象とした 2012 年以降より古い情報。

2

3

4

| 国名 | 測定/採取年 | 対象 | n 数 | 中央値 | 最大値 | 文献 |
|---------|-----------|----------------|-----|---------|------------|----------------------------|
| アメリカ | 2008 | ダスト (家庭) | 39 | 16 | 1,000 | Knobeloch(2012) |
| ベルギー | 2008 | ダスト (オフィス) | 10 | 0.2 | 95%ile:5.1 | D'Hollander et al. (2010) |
| | 2008 | ダスト (家庭) | 45 | 0.1 | 70 | |
| スペイン | 2009 | ダスト (家庭) | 10 | - | 1.0 | Eriksson and Kärman (2015) |
| スペイン | 2009 | ダスト (家庭) | 10 | 平均値:1.1 | 5.3 | Jogsten(2012) |
| アメリカ | 2009 | ダスト (家庭) | 30 | - | 430 | Fraser(2013) |
| | 2009 | ダスト(オフィス) | 31 | - | 18.5 | |
| | 2009 | ダスト(自動車) | 13 | - | 108 | |
| ノルウェー | 2011 | ダスト (家庭及びオフィス) | 8 | 1.4 | 30 | ECHA (2017) |
| カナダ | 2012 | ダスト (家庭) | 1 | | 253 | Beesoon(2012) |
| チェコ共和国 | 2013 | ダスト (家庭) | 16 | 2.0 | 9.3 | Karaskova(2016) |
| カナダ | 2013 | ダスト (家庭) | 20 | 1.9 | 12 | |
| アメリカ | 2013 | ダスト (家庭) | 20 | 8.7 | 84 | |
| フェロー諸島 | 2013/2014 | ダスト (家庭) | 10 | 0.37 | 11.1 | Eriksson and Kärman (2015) |
| ギリシャ | 2013/2014 | ダスト (家庭) | 7 | - | 11.3 | |
| 日本 | 2013/2014 | ダスト (家庭) | 5 | 0.76 | 1.38 | |
| スウェーデン | 2013/2014 | ダスト (家庭) | 10 | - | 3.6 | |
| カナダ | 2013/2014 | ダスト (家庭) | 10 | 3.8 | 472 | |
| オーストラリア | 2013/2014 | ダスト (家庭) | 10 | 4.3 | 607 | |
| 中国 | 2015 | ダスト (ホテル) | 11 | - | 7.0 | |
| | 2015 | ダスト (家庭) | 18 | - | 18 | |
| ノルウェー | 2015 | ダスト (家庭) | 36 | ND | | NILU(2015) |

グレー背景：文献調査の対象とした 2012 年以降より古い情報。

ND：not detectable（不検出）

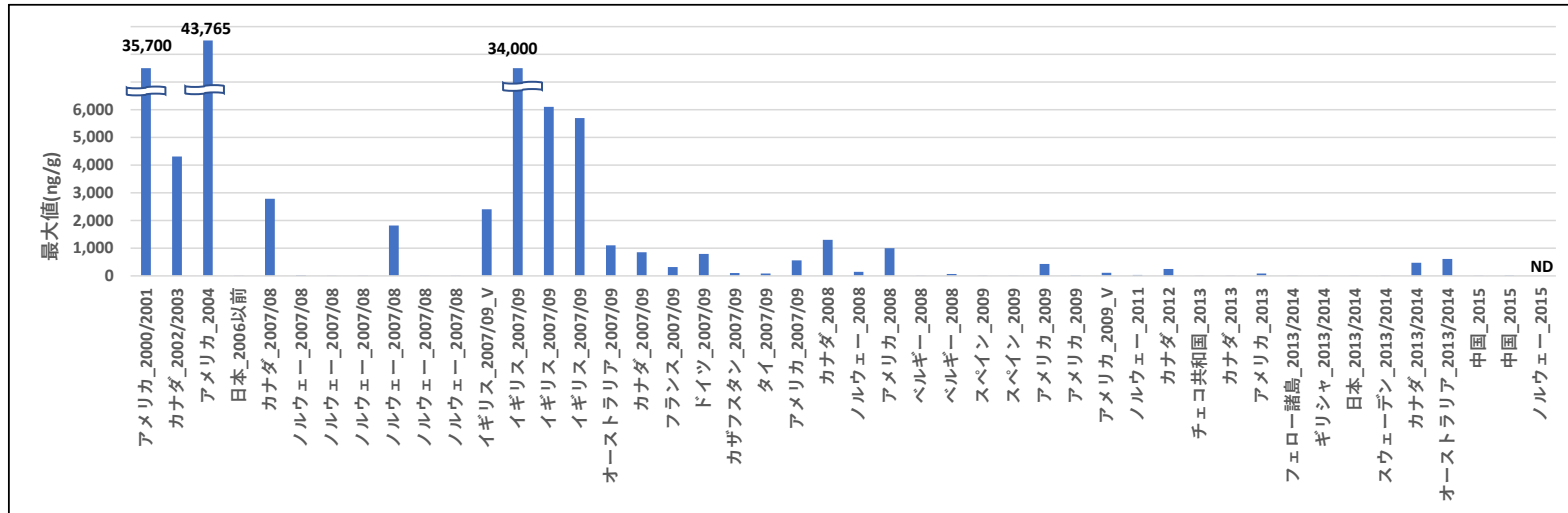
1
2
3

1 また、図 3-1 に、全ての収集データを測定年ごとに並べたグラフ（上段：最大値、下
2 段：中央値）を示す。

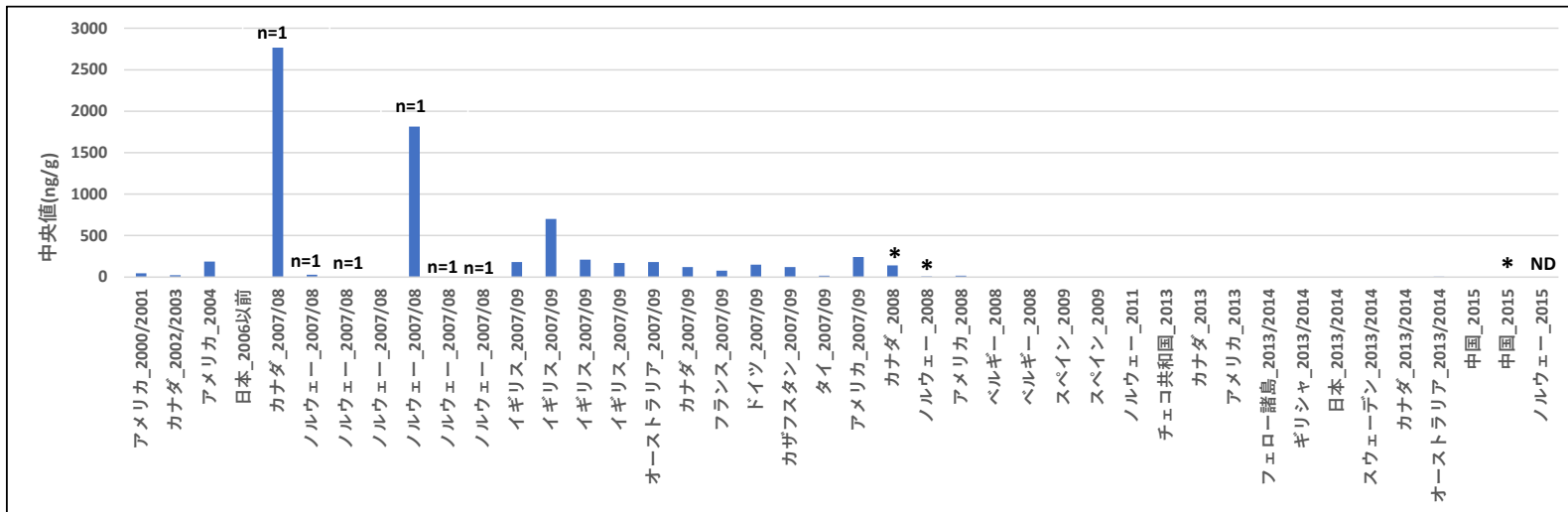
3 図 3-1 を見ると、ダスト濃度は、2009 年頃までは散発的に高濃度（数千～数万 ng/g）
4 で検出されることがあるものの、2012 年以降については、低濃度（数百 ng/g 以下）で
5 ほぼ横ばいであるようにもみえる。これは、情報収集範囲の根拠でもある、2002 年に
6 おける最大の製造業者である 3M の製造中止や 2009 年の PFOS の制限、その後の市場
7 ニーズの変化等などの動向が、室内中の製品やダストの濃度の変動及び近年の減少につ
8 ながっている可能性を示唆するものと考えられる。また、自動車室内のダスト濃度は報
9 告数が限られているが、居住住居室内の濃度と同等もしくは低いレベルと考えられるも
10 のであった。

11 したがって、本リスク評価において採用するダスト濃度は、2012 年以降の期間にお
12 ける国外を含むデータを対象とする。その範囲内で最も高い室内ダストの報告値は、
13 2013/2014 年のオーストラリアのハウスダスト(n = 10)の最大値 607 ng/g であった。

1



2



3

*文献中に中央値の記載がない場合、平均値を転記。また、中央値・平均値の記載のない文献はグラフから除いた。

4

図 3-1 国内外の文献値の経年比較（室内ダスト中濃度の最大値（上段）及び中央値（下段））

1 **(3)製品からの溶出**

2 PFHxS 等の消費者製品からの溶出については、国内における近年の文献は得られな
3 かった。国外においては、繊維製品等に関する報告がある。

4 2017年に北米で購入された137の子供用を含む衣料品を対象に、PFASsの含有(WP1)、
5 洗濯を想定した溶出(WP2)、人工唾液への溶出(WP3a)¹及び人工汗液への溶出(WP3b)²
6 の可能性が評価された。

7 WP1の結果は表3-1に記載しており、WP2については、環境への排出となるため本
8 書では触れない。WP3a及びWP3bにおけるPFHxSの溶出結果について表3-8及び表
9 3-9に示す。

11 **表 3-8 国外の繊維製品から人工唾液への溶出濃度(CEC,2017)**

| 対象 | 濃度 (ng/g-製品) |
|---------------------------------------|-----------------|
| Baby bib CEC_008 | <LOD |
| Baby bib CEC_009 | <LOD |
| Children's rainsuit CEC_035 | <LOD |
| Waterproof changing table mat CEC_044 | <LOD |

12 *当該調査で測定対象となった製品の平均重量比を用いて換算。

13 LOD : limit of detection (検出下限値)

15 **表 3-9 国外の繊維製品から人工汗液への溶出濃度(CEC,2017)**

| 対象 | 濃度 (ng/g-製品) | 濃度* (ng/cm ² -製 品) | 含有濃度 (ng/g-製 品) |
|---|-----------------|-------------------------------------|-----------------------|
| Adult outdoor jacket CEC_006 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Cycling gloves CEC_018 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Children's outdoor jacket CEC_036 | <LOD | <LOD | 0.07 |
| Adult outdoor jacket, Gore-Tex CEC_050 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Children's outdoor jacket CEC_069 | 0.03 | 0.00081 | 1.5 |
| Waterproof trousers CEC_078 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Waterproof trousers CEC_080 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Children's gloves CEC_096 | <LOD | <LOD | 0.02 |
| Waterproof trousers CEC_125 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Winter gloves CEC_138 | <LOD | <LOD | <LOD |
| Adult outdoor jacket, Gore-Tex CEC_149 | <LOD | <LOD | <LOD |

16 *当該調査で測定対象となった製品の平均重量比を用いて換算。

17 LOD : limit of detection (検出下限値)

18
19 国外の繊維製品からのPFHxS溶出濃度は、CECの調査(2017)によると、人工唾液を
20 用いた試験(n = 4)ではいずれのサンプルからも溶出は確認されず、人工汗液を用いた

1 英国のハーネスに関する規格に従い調整された人工唾液を用い、37 °C、回転数約
30~40 rpm で1時間攪拌後の唾液への溶出量を分析。

2 英国の規格(BS EN 1811)に従い調整された人工汗液を用い、37 °C、回転数約30~
40 rpm で1時間攪拌後の汗液への溶出量を分析。

- 1 試験(n = 1/11)では、子供用アウトドアジャケットからの溶出 (0.03 ng/g-製品) が確認
- 2 された。
- 3

1 4 有害性評価

2 有害性情報に関しては、残留性有機汚染物質検討委員会 (POPRC15) において PFHxS の
3 廃絶対象物質 (付属書 A) への追加を締約国会議 (COP) に勧告することが決まった段階
4 で、毒性情報を収集・整理するための調査を行い¹、その後も可能な限り情報収集を行
5 った。また、入手した有害性情報を精査し、定量的評価 (有害性評価値の導出) を行
6 った。

7 その結果、定量的評価が可能であったのは、ラット又はマウスを用いた亜慢性毒性
8 (経口) 試験だけであったため、各試験結果から判断した POD を基点に、化審法のス
9 クリーニング評価手法に基づき有害性評価値を導出した²³⁴。しかし、導出した有害性
10 評価値では、PFHxS のようにヒトと実験動物で血中半減期が大きく異なる物質⁵につい
11 ては種差の不確実係数 10 のみでは十分な補正を行えないと考えられた。この体内動態
12 に基づく種差や、血中濃度から摂取量への変換については、米国環境庁 (U. S. EPA) や欧
13 州食品安全機関 (EFSA) 等が PFHxS と類似化合物である PFOS や PFOA 等について PBPK モ
14 デルを用いた補正を行っているが、PFHxS 単体に対しては両機関のような国際機関が
15 PBPK モデルを用いて長期曝露に対する有害性評価値を設定した情報は得られなかつ
16 た。

17
18

1 調査実施期間は令和 2 年 12 月 28 日～令和 3 年 3 月 25 日

2 ラットを用いた反復投与毒性試験と生殖発生毒性スクリーニング試験の併合試験
(Butenhoff et al., 2009) : 3 mg/kg/day 以上の雄でみられた赤血球数、ヘマトクリ
ット値の減少、小葉中心性肝細胞肥大、甲状腺濾胞細胞の肥大及び過形成に基づき
設定した NOAEL 1 mg/kg/day を POD とした。不確実係数については、化審法のス
クリーニング評価手法について【改訂第 2 版】(厚生労働省、経済産業省、環境省、
2019) を参照し、不確実係数積 600 (種間差 (10)、個体差 (10)、試験期間 (6)) を適
用し、毒性評価値として 1.7 μ g/kg/day を算出した。

3 マウスを用いた反復投与毒性試験と生殖発生毒性スクリーニング試験の併合試験
(Chang et al., 2018) : 3 mg/kg/day の雄でみられた肝臓における脂肪滴、単細胞壊
死、血清コレステロール減少、総ビリルビン減少、ALP 増加、雌でみられた肝細胞
の空胞化に基づき設定した NOAEL 1 mg/kg/day を POD とした。不確実係数につい
ては、化審法の評価手法を参照し、不確実係数積 600 (種間差 (10)、個体差 (10)、
試験期間 (6)) を適用し、毒性評価値として 1.7 μ g/kg/day を算出した。

4 ラットを用いた 28 日間反復投与毒性試験 (NTP, 2019) : 2.5 mg/kg/day 以上の雄で
みられたトリグリセリドの減少、コレステロールの減少、肝細胞肥大に基づき設定
した NOAEL 1.25 mg/kg/day を POD とした。不確実係数については、化審法の評
価手法を参照し、不確実係数積 600 (種間差 (10)、個体差 (10)、試験期間 (6)) を適
用し、毒性評価値として 2.1 μ g/kg/day を算出した。

5 PFHxS の血中半減期については、それぞれラット (雄 : 29.1 日雌 : 1.64 日又は
雄 : 15~18 日雌 : 2 日)、マウス (雄 : 28~31 日、雌 : 25~27 日)、サル (雄 : 87
日、雌 : 114 日)、ヒト (平均 7.3 年(幾何平均 : 8.5 年) 又は、5.3 年) という報告
がある (Sundstrom et al., 2012、Huang et al., 2019、Olsen et al., 2017、Li et
al., 2018)。

1 以上をふまえ、PFHxS の毒性情報から有害性評価値を導出するのではなく、PFHxS は
2 PFOA に比べてよりラット等への反復投与毒性の NOAEL が大きい点¹ に着目し、より安
3 全側の仮定を置きつつ有害性を評価することとした。化審法において PFOA を評価した
4 2019 年には、当時の国際機関でもっとも安全側評価値であった米国 EPA における PFOA
5 と PFOS の評価値（2016 年）（どちらも 20ng/kg/day）を参考とした経緯があることか
6 ら、本リスク評価書では PFOA 及び PFOS の慢性影響の有害性評価値としての
7 20ng/kg/day²を PFHxS の有害性評価値とすることとした。
8

-
- 1 ラットを用いた PFOA の 28 日間反復投与毒性試験（NTP, 2019）が上記 4 の PFHxS を用いた試験と同様の試験条件で実施されている。PFHxS 投与試験と同様の毒性影響：トリグリセリドの減少、コレステロールの減少、肝細胞肥大が最低用量の 0.625 mg/kg/day 以上から認められた（LOAEL：0.625 mg/kg/day）。その他、酵素活性の誘導や甲状腺ホルモンレベルの減少などの用量依存性は PFHxS より一桁程度強いことが示されている。
- 2 PFOA の慢性影響の有害性評価値については、令和元年度第 3 回薬事・食品衛生審議会化学物質安全対策部会 参考資料 6 製品含有化学物質のリスク評価 ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び PFOA 関連物質参照

1 5 暴露評価

2 暴露評価では、設定した暴露シナリオに沿って人への暴露量を推定する。本暴露評価
3 では、製品の使用状況や設置状況には、個人差や使用環境の違いなどによって大きな差
4 が生じる可能性があるため、日本国内で考えられる厳しい条件を重ね合わせたワースト
5 シナリオを用いて十分な安全を見込んだ推定を行うこととする。

6 ただし、条件（パラメータ）の設定に当たっては、複数の情報が得られる場合、単純
7 に最も厳しいデータとはせず、精査をしたうえで選択する。

8 なお、非常識な使用や事件・事故につながるような通常使用¹以外の使用については対
9 象外とする。

10

11 5-1 暴露シナリオ

12 5-1-1 評価対象とする人の集団

13 本暴露評価・リスク評価の対象とする人の集団は、一般住宅に居住する成人と子供と
14 する。子供も対象とするのは、子供の乳幼児期においてもものを口に含んだり舐めたりす
15 るマウジング行動があることや、ダスト等の摂取量が成人よりも多くなることが想定さ
16 れるためである。なお、本リスク評価においては 3-2-1 国内外の消費者製品の PFHxS
17 含有状況より、マウジングが想定されるよだれかけ等の製品からの検出が確認されなかつ
18 ったことから、マウジングについては暴露シナリオ（暴露評価）の対象外とする。

19 本リスク評価において、他の暴露・リスク評価²で採用されている年数と同様に、人の
20 生涯年数を 70 年間、うち子供期を 6 歳までの 6 年間と設定する。そのため、子供に関
21 する暴露係数の設定においては、6 歳児までの分布を考慮する。

22 以下に、成人と子供に関する暴露評価に共通で用いる係数とその設定根拠を示す。

23

24 (1) 体重

25 本リスク評価に用いる成人の体重は 50 kgとする。この値は、化審法における優先評
26 価化学物質に関するリスク評価において使用されている値である³。

27

28 本評価で用いる子どもの体重は、厚生労働省の「国民健康・栄養調査」⁴の平成 27 年
29 の結果から、1 歳～6 歳児の体重男女別の体重を単純平均した 15.2 kgとする。この値

¹ 通常使用には予見可能な誤使用を含む。

² 「環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部（2011）PFOS 含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項」における PFOS を含有する残さの排出目標の検討において、生涯平均一日土壌摂取量を考慮しており、その中で子供の期間を 6 年、大人の期間を 64 年、生涯年数を 70 年としている。

³ 厚生労働省・経済産業省・環境省、化審法における優先評価化学物質に関するリスク評価の技術ガイダンス、2014
http://www.meti.go.jp/policy/chemical_management/kasinhou/information/ra_140_6_tech_guidance.html

⁴ 厚生労働省、国民健康・栄養調査
http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/kenkou_eiyou_chousa.html

1 は、同調査の3～4歳児の平均体重（15.2 kg）と同値である。また、厚生労働省の「一
2 般用医薬品及び医薬部外品としての殺虫剤の室内使用時のリスク評価方法ガイドライ
3 ン（案）」¹においても、小児のデフォルト値として15 kg（3歳児）が採用されている。

4

5 (2)呼吸量

6 本リスク評価に用いる成人の呼吸量は20 m³/dayとする。この値は、化審法における
7 優先評価化学物質に関するリスク評価において使用されている値である。

8

9 子供の呼吸量については、独立行政法人放射線医学総合研究所による空気中に存在す
10 る放射性物質から受ける放射線量の計算の例²において、国際放射線防護委員会
11 （Publication 71）の情報より、1歳児で5.16 m³/day、5歳児で8.72 m³とされている。
12 また、日本の子供の情報として、Kawahara ら³は、5～6歳の児童の10人を対象に平
13 均1日吸入速度を測定した結果、呼吸量を8.3 ± 1.4 m³/dayと推定している。この値
14 は、国際放射線防護委員会（Publication 71）とほぼ一致している。

15 したがって、本評価で用いる子供の呼吸量は、国際放射線防護委員会（Publication 71）
16 の5歳児の値である8.72 m³/dayを採用する。

17 本リスク評価書で対象としている子供の期間は6歳までであり、1歳～6歳児の平均
18 体重（3歳児の平均値に相当）を採用し、呼吸量には平均より大きな5歳児の値を採用
19 することは、若干安全側の設定であると考えられる。

20

21 (3)ダスト摂取量

22 室内における消費者製品由来の化学物質の暴露は、製品の一部のダスト化や、放散し
23 た成分がダストへ吸着し、それを子供などが摂取することの寄与が大きいと考えられて
24 いることから、成人及び子供に関する1日当たりのダスト摂取量について調査した。

25 調査の結果、以下の情報が得られた。

26

27 a) 100 mg/day（子供）、60 mg/day（成人）

28 米国 EPA 暴露係数ハンドブック（EPA-EFH）⁴におけるダスト摂取量の推奨値

29 b) 100 mg/day（子供）、50 mg/day（成人）

30 オランダ RIVM の報告書⁵におけるハウスダスト摂取量の保守的な推奨値

31 c) 100 mg/day（子供）、50 mg/day（成人）

¹ 厚生労働省医薬食品局審査管理課. (2007). 意見募集案件（平成19年11月28日）、
一般用医薬品及び医薬部外品としての殺虫剤の室内使用時のリスク評価方法ガイドラ
イン（案）

² 独立行政法人放射線医学総合研究所、放射線被ばくに関する基礎知識、第6報、
2011年更新 http://www.nirs.qst.go.jp/data/pdf/i14_j6.pdf

³ Junko Kawahara et al., Estimation of daily inhalation rate in preschool children
using a tri-axial accelerometer: A pilot study, *Science of The Total Environment*,
409, 2011, pp.3073-3077

⁴ U.S. EPA. (2017). Update for Chapter 5 of Exposure Factors Handbook *Soil and
Dust Ingestion. EPA/600/R-17/384F*

⁵ RIVM. (2008). Exposure to chemicals via house dust. *RIVM Report 609021064*.

1 厚生労働科学研究報告書¹で採用されているハウスダスト摂取量

2 d) 50 mg/day (成人)

3 AIST-ICET²で採用されているハウスダスト摂取量

4
5 a) の EPA-EFH では、室内のダストのみの摂取量の推奨値のうち、一般市民の中心
6 的な代表値については、生後 6 ヶ月までを 20 mg/day、6 ヶ月～1 歳を 40 mg/day、1
7 歳～2 歳を 50 mg/day、2 歳～12 歳を 30 mg/day、12 歳から成人を 20 mg/day とし
8 ている。また、上限(95%ile)値を、生後 6 ヶ月までの幼児を 60 mg/day、6 ヶ月～12 歳を
9 100 mg/day、12 歳から成人を 60 mg/day としている。

10 b) の RIVM の報告書では、ハウスダストの摂取量について、各国で使用されている
11 摂取量についてレビューを行った結果、保守的かつ現実的な推定摂取量として、子供を
12 100 mg/day、成人を 50 mg/day としている。

13 c) の報告書及び d) のツールでは、日本人の暴露及びリスクを評価するための値であ
14 るが、共に b) の RIVM の報告書が参照されている。

15
16 以上より、a) は 12 歳までの子供のダスト摂取量の上限値が 100 mg/day、成人では
17 60 mg/day とされており、b) 、c) は子供で 100 mg/day、b) 、c) 、d) は成人で 50 mg/day
18 である。これらの値は、基本的には居住住宅内において子供が動きまわったり人の行動
19 に伴いダストが浮遊したりする環境を想定したダストの摂取量である。

20 本リスク評価で用いるダスト摂取量は、子供 100 mg/day、成人については a) から d)
21 のうち最も多い 60 mg/dayを採用した。

23 5-1-2 暴露環境と発生源

24 3 章に記載した含有製品情報等を踏まえると、国内の居住住宅室内において PFHxS
25 等を含む製品の使用に伴う又はそれに起因するダスト等から PFHxS 等に暴露する
26 可能性が考えられる。

27 自動車室内では、子供及び成人は乗車中常にシートにベルトで固定され着座している
28 ため、ダストの浮遊や接触の頻度は居住住宅内よりも少ないと考えられる。また、車室
29 内空気濃度は得られなかったが、自動車室内のダスト濃度のデータは、その数は限られ
30 るがいくつか得られ、表 3-7 及び 図 3-1 のとおり、その濃度が居住住宅室内のダスト
31 を上回る傾向はみられなかった。これらのことから、一日の滞在場所として自動車室内
32 のシナリオを別途設けることが、より安全側となるとは考えられなかった。

33 よって、本書では、一日の全ての時間を居住住宅室内で過ごすとは仮定し、暴露および
34 リスク評価を行うこととする。居住住宅室内及び身の回りの製品における PFHxS 等含
35 有製品のイメージを図 5-1 に示す。

¹ 厚生労働科学研究費補助金化学物質リスク研究事業、室内環境における準揮発性有機化合物の多経路曝露評価に関する研究、平成 24-26 年度総合研究報告書、平成 27 年 3 月

² AIST-ICET、住宅・世帯・人データベース説明資料、2016
(※説明資料は、ツールに同梱されている。)

1
2 3-2 の含有製品と濃度の確認において、PFHxS を含有する製品種、検出率及び含有濃
3 度は大部分が検出下限値未満又は数 ng/g 以下の低濃度であった。したがって、本リス
4 ク評価で着目する暴露源となる製品群としては、室内で多くの面積を占有し、接触頻度
5 及び接触面積が大きいと考えられるカーペットを主たるものとし、居住住宅の室内空気
6 及びダストに関しては国内外のモニタリング情報を参考として、暴露評価を行うことと
7 する。



21 図 5-1 居住住居室内及び身の回りの製品における PFHxS 含有製品イメージ

23 5-1-3 暴露経路・シナリオの設定

24 PFHxS 等は、ガス態として空気中に存在する可能性は低いと考えられ、モニタリン
25 グ情報においても、居住住宅室内の空気中の濃度の報告は限られたものしか得られなか
26 った。しかしながら、国外での空気中濃度の報告は少ないながら存在することから、本
27 評価では、ガス態としての吸入経路の暴露も存在すると仮定する。

28 一方で、ダスト中では、得られた国外の居住住宅の調査において PFHxS が検出され
29 ている。本評価では、PFHxS 等が居住住宅室内（自動車室内は前述のとおり居住住居
30 室内で代表する。）においてダストに吸着又は図 5-1 で示された含有製品の一部が粒子
31 化し、空気中に浮遊又は手や体に付着した後非意図的に経口摂取されると仮定し、暴露
32 量を推定する。

33 すなわち、ダストについては、暴露経路を吸入と経口に区別して考えることができる
34 が、ダストの組成や粒径分布等を仮定することが難しいことから、吸入摂取は考慮せず、
35 すべて経口摂取として評価することとする。

36 経皮経路の暴露では、製品から皮膚表面への移行量（又は率）に体内への吸収率を考
37 慮する方法、皮膚表面から体内への吸収速度を推定して皮膚経由の暴露量を想定する等
38 の複数の方法があるが、本評価では、体内への吸収率を考慮しつつ皮膚表面上の水相（汗）
39 に溶出した PFHxS 等が皮膚を介して吸収されると仮定して推定を行う。

1 以下に、居住住宅室内において考えられる経路毎の暴露シナリオを示す。

3 ◆ 居住住宅室内で想定される暴露シナリオ

4 3章に示したように、居住住宅室内の複数の製品に PFHxS が含有されているとの報
5 告がある。その中には、消費者の身近でかつ高頻度で直接暴露する可能性がある製品も
6 含まれている。しかし、現状では、PFHxS 等が含有されている製品の普及率や設置状
7 況は不明である。そのため、居住住宅室内においては、暴露量推定用のパラメータとし
8 て3章に示したモニタリング情報等を用い、室内で最も暴露量が多くなると考えられる
9 行動を代表とした暴露シナリオを設定して評価を行う。

11 居住住宅室内の暴露評価では、3章で得られた PFHxS 等含有製品情報と、居住住宅
12 室内で想定される行動を踏まえ、暴露シナリオとして以下の3種類を設定する。なお、
13 図 5-1 で示された含有製品のうち、食品用包装紙・容器は化審法対象外であるため、暴
14 露評価の対象外とする。また、文献調査における検出状況から、床用ワックスで処理さ
15 れた床や洗浄剤からの経皮暴露の可能性はほとんど考えられないため、暴露シナリオと
16 して考慮しないこととする。

- 17
- 18 i. 居住住宅室内の空气中 PFHxS 等の吸入経路の暴露
- 19 ii. 居住住宅室内でダストを非意図的に摂取することによる経口経路の暴露
- 20 iii. 居住住宅室内に存在する PFHxS 等含有カーペットに触れることによる経皮経路
21 の暴露
- 22

23 5-2 暴露量推定

24 本節では、設定された暴露シナリオに沿った推定式を用いて、各パラメータにデータ
25 を代入し暴露量を算出する。

26 暴露環境及び摂取経路ごとの推定暴露量を求めた後、成人と子供の別に合計し、それ
27 ぞれの合計推定暴露量を求め（5-3）、リスク評価に用いる（6章）。

29 5-2-1 居住住宅室内

30 i : 居住住宅室内の空气中 PFHxS 等の吸入経路の暴露

31 (1) 推定方法と暴露量

32 ここでは、居住住宅室内滞在時間において、室内空气中に存在する PFHxS 等を吸入
33 すると仮定し、その暴露量を推定する。

34 推定暴露量は、以下の式 5-1 を用いて算出した。

$$36 \quad \text{吸入暴露量} = \frac{\text{居住住宅室内空气中濃度}(\text{ng}/\text{m}^3) \times \text{滞在時間比率} \times \text{呼吸量}(\text{m}^3/\text{day})}{\text{体重}(\text{kg})}$$

37 式 5-1

式 5-1 に代入するパラメータを表 5-1 に示す。

表 5-1 居住住宅室内の空气中 PFHxS 等の吸入経路の暴露推定に係るパラメータ

| 項目 | 成人 | 子供 | 設定経緯の参照先 |
|----------------------------------|--------|------|---------------------------|
| 居住住宅室内空气中濃度 (ng/m ³) | 0.0653 | | 本節 (2) |
| 滞在時間比率 (無次元) | 1 | | 24 (hr/day) / 24 (hr/day) |
| 居住住宅室内滞在時間 (hr/day) | 24 | | 5-1-2 |
| 呼吸量 (m ³ /day) | 20 | 8.72 | 5-1-1 (2) |
| 体重 (kg) | 50 | 15.2 | 5-1-1 (1) |

以上から、居住住宅室内空气中の PFHxS 等の吸入経路の推定暴露量は、成人が 0.026 ng/kg/day、子供が 0.037 ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

以下に、表 5-1 に示した居住住宅室内の空气中濃度の設定根拠を示す。

■ 居住住宅室内の空气中濃度

国内外における居住住宅室内の空气中濃度のモニタリング情報は限られており、近年では、2015 年の中国における家庭(n = 22)の最大値が 65.3 pg/m³ (平均値 : 23.4 pg/m³) であり、その他 2008~2009 年のイギリスにおける室内空気 of 最大値が 220~330 pg/m³ (中央値 : 23~84 pg/m³) との報告がある。(表 3-6)

本リスク評価で居住住宅室内の空气中濃度として用いる値は、近年の報告における最大値である、65.3 pg/m³(0.0653 ng/m³)とする。

なお、本評価の時間軸としては、子供期及び成人期を合わせた一生涯の慢性影響が対象であり、防水スプレーなど一時的な使用となる製品については対象としなかった。スプレー製品はその噴射物の粒径により、別途吸入による呼吸困難のリスクがあり、国内機関による注意喚起¹や業界自主基準による警告表示²がされている。よって室内での使用や使用時の吸入の可能性は低いと考えられるが、化学物質への暴露の観点でも呼吸器近傍での使用については注意が必要である。

ii : 居住住宅室内のダストを非意図的に摂取することによる経口経路の暴露

(1)推定方法と暴露量

本リスク評価では、室内の製品から放散した PFHxS 等が吸着又は製品からの剥離等で粒子化したダストの全量を経口経路で摂取すると仮定し、その暴露量を推定する。

推定暴露量は、以下の式 5-2 を用いて算出した。

¹ 防水スプレーを吸い込む事故に注意しましょう！(日本中毒情報センター,2020)
<https://www.j-poison-ic.jp/wordpress/wp-content/uploads/Waterproof-spray202006.pdf>

² ちょっと注目『防水スプレーの吸引事故に注意！』(化学製品 PL 相談センター,2017)
<https://www.nikkakyo.org/system/files/chumoku244.pdf>

1
2 経口暴露量

3
$$= \frac{\text{単位ダスト中濃度 (ng/g)} \times \text{1日当たりのダスト摂取量 (g/day)} \times \text{滞在時間比率}}{\text{体重 (kg)}}$$

4
5
6
7 式 5-2

式 5-2 に代入するパラメータを表 5-2 に示す。

8
9
10
11
12 表 5-2 居住住宅室内のダストの非意図的経口暴露量推定に係るパラメータ

| 項目 | 成人 | 子供 | 設定経緯の参照先 |
|-----------------------|------|------|---------------------------|
| 居住住宅室内単位ダスト中濃度 (ng/g) | 607 | | 本節 (2) |
| 滞在時間比率 (無次元) | 1 | | 24 (hr/day) / 24 (hr/day) |
| 居住住宅室内滞在時間 (hr/day) | 24 | | 5-1-2 |
| 1日当たりのダスト摂取量 (g/day) | 0.06 | 0.10 | 5-1-1 (3) |
| 体重 (kg) | 50 | 15.2 | 5-1-1 (1) |

13
14
15
16 以上から、居住住宅室内のダストに吸着した PFHxS 等の非意図的経口推定暴露量は、
17 成人が 0.73 ng/kg/day、子供が 4.0 ng/kg/day となった。

18
19
20
21
22 (2)パラメータの設定根拠

23 以下に、表 5-2 に示した居住住宅室内のダスト中濃度の設定根拠を示す。

24
25
26
27
28
29
30
31
32
33 ■ 居住住宅室内ダスト中の PFHxS 等濃度

ダストの非意図的摂取による PFHxS 等の暴露量を推定するため、国内の居住住宅室内で採取されたダスト中の濃度等について調査した結果、勝又ら(2006)による 5.5 ng/g(n = 20 の最大値、中央値は 3.0 ng/g)の報告があったが、情報収集の対象とする測定年 2012 年以降よりも前のものであった。また、収集した室内ダスト濃度の経年変化(図 3-1)を見ると、ダスト濃度の最大値、中央値ともに、2009 年頃までは散発的に高濃度(数千~数万 ng/g)で検出されることがあるものの、2012 年以降については、低濃度(数百 ng/g 以下)でほぼ横ばいの傾向が見られた。

したがって、本リスク評価で用いるダスト濃度は、2012 年以降の期間における国外を含むデータを対象とし、その範囲内で最も高い室内ダストの報告値である、2013-2014 年のオーストラリア (n = 10)の最大値 607 ng/g とする。

本評価では、調査で得られた 2012 年以降の濃度データの最大値である 607 ng/g(Eriksson and Kärrman,2015)を採用した。同報告の中央値は 4.3 ng/g であり、2012 年以降の報告で得られた濃度の中央値の平均は、34.4 ng/g であった。

室内のダスト中濃度の値として 607 ng/g を採用することは、中央値レベルと比較して 20~140 倍程度暴露量を大きく見積もる設定となっている可能性がある。

iii :居住住宅室内に存在する PFHxS 等含有カーペットに触れることによる経皮経路の暴露

(1)推定方法と暴露量

本評価では、室内の滞在時に、カーペットに含有する PFHxS 等が汗を介して着衣に覆われていない皮膚に暴露すると仮定し、経皮経路の暴露量を推定する。皮膚に接触する PFHxS 等含有製品としては、アウトドアウェア等も挙げられるが、通常撥水加工は服の外側に処理され、皮膚との接触の機会は、手が衣類の外側に触れる、手袋を着用したまま顔を拭く等に限られる(デンマーク EPA,2015)ため、室内における接触面積及び接触頻度を考慮した結果、カーペット類を主たる製品として設定することとした。

推定暴露量は、以下の式 5-3 を用いて算出した。

経皮暴露量

$$= \frac{\text{皮膚接触面積}(\text{cm}^2/\text{day}) \times \text{水相厚}(\text{cm}) \times \text{水相中濃度}(\text{ng}/\text{cm}^3) \times \text{滞在時間比率} \times \text{体内吸収率}}{\text{体重}(\text{kg})}$$

式 5-3

式 5-3 に代入するパラメータを表 5-3 に示す。

表 5-3 PFHxS 等含有カーペットからの経皮暴露量推定に係るパラメータ

| 項目 | 成人 | 子供 | 設定経緯の参照先 |
|----------------------------------|---------|-------|-------------|
| 皮膚接触表面積 (cm ² /day) | 3,065 | 1,345 | 本節 (2) |
| 水相 (汗) 厚さ (cm) | 0.01 | | 本節 (2) |
| 水相 (汗) 中濃度 (ng/cm ³) | 0.00093 | | 本節 (2) |
| 滞在時間比率 (無次元) | 1 | | 24 (hr/day) |
| 室内滞在時間 (hr/day) | 24 | | 5-1-2 |
| 体内吸収率 (無次元) | 0.02 | | 本節 (2) |
| 体重 (kg) | 50 | 15.2 | 5-1-1 (1) |

以上から、PFHxS 等含有カーペットに皮膚が触れることによる経皮経路の推定暴露量は、成人で 1.1×10^{-5} ng/kg/day、子供で 1.6×10^{-5} ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

以下に、表 5-3 に示した居住住宅室内の PFHxS 等含有カーペットに皮膚が触れることによる経皮経路の暴露量推定に使用したパラメータの設定根拠を示す。具体的には、カーペットとの 1 日当たりの皮膚接触表面積、皮膚表面上の水相 (汗) 中の PFHxS 等濃度と水相 (汗) 厚さ、体内への吸収率である。

■ 暴露に関与する 1 日当たりの皮膚表面積

カーペットと接触する皮膚表面積に関して、室内滞在中のカーペットへの接触についての情報は得られなかったが、これまでの POPs 規制対象物質に関し、自動車ファブリック (シート) やソファへの接触面積が求められているため、それらを準用した。

- 1 a) 成人：1,918 cm² (体重：60 kg)
2 乳児：333 cm² (体重：5.8 kg)
3 幼児：606 cm² (体重：12.9 kg)
4 NICNAS-HBCD の採用値
5 b) 成人：3,065 cm² (体重：50 kg、身長：160 cm)
6 子供：1,345 cm² (体重：15.2 kg、身長：100 cm)
7 NITE-decaBDE での採用値 (藏澄ら¹の推定式から求めた体表面積に接触率を乗
8 じた推定値)

9
10 a) の NICNAS-HBCD では、オーストラリアの成人 (体重 60 kg) の大腿部及び胴体
11 の合計表面積の 25%が自動車ファブリックと接触すると仮定し、暴露に關与する 1 日
12 当たりの皮膚表面積を 1,918 cm²と設定している。子供の皮膚表面積は、成人の表面積
13 に大人と子供の体重比を 3/4 乗したものを掛けることで、乳児 (体重 5.8 kg) を 333
14 cm²、幼児 (体重 12.6 kg) を 606 cm²としている。

15 b) 藏澄らの推定式は、日本人の成人 45 名の測定結果に基づく経験式 (推定式) であ
16 り、身長と体重及び性別により全体表面積及び部位別の体表面積を推定することができ
17 る。b)の値は、5-1-1 (1) の成人及び子供の体重から推定される性別と身長を仮定して
18 求めた各体表面積にソファへの接触率 (1/4 (頭、首、上腕、太もも、脚、足) 及び 1/2
19 (耳、二の腕、手) と仮定) を乗じた推定値である。

20 本リスク評価で用いる 1 日当たりのカーペットへの接触皮膚表面積は、日本人の推定
21 値であり、a) と比較し 1.5~2 倍多く見積もられている、b)の 3,065 cm² (成人)、1,345
22 cm² (子供) とする。

23
24 【日本人の接触表面積算出について】

25 藏澄らの推定式は、身長と体重及び性別により全体及び部位別の体表面積を推定する
26 ことができる。本リスク評価で用いている成人の体重は 50 kg であるが、身長及び性別
27 は設定していない。そのため、厚生労働省の平成 27 年国民栄養調査²の結果から、平均
28 体重が 50 kg の場合、平均身長がどのくらいになるかを性別別で確認した。その結果、
29 男性の場合、平均体重が 50 kg 付近になるのは、13~14 歳で 47.6~51.2 kg であり、
30 その年齢の平均身長は、159.3~164.3 cm であった。また、女性では、平均体重が 50 kg
31 付近になるのは、15~19 歳において 48.1~53.4 kg であり、その年齢の平均身長は、
32 155.9~158.8 cm であった。よって、男女ともに体重 50 kg の身長は、160 cm 付近で
33 あると考えられることから、体重 50 kg の成人の身長を男女ともに 160 cm と仮定した。

34 なお、藏澄らの式による体表面積の推定においては、男女別に係数等が異なっている
35 ことから、ここでは、男女別に体表面積を推定した後、その値を平均することとした。

36 また、子供については、成人と同様に藏澄らの式が適応できると仮定し、同様の確認
37 を行ったところ、平均体重が 15.2 kg 付近になるのは、男女とも 3~4 歳 (14.1~16.6

¹ 藏澄美仁, 堀越哲美, 土川忠浩, & 松原斎樹. (1994). 日本人の体表面積に関する研究. *日本生気象学会雑誌*, 31(1), 5-29.

² 厚生労働省、平成 27 年国民健康・栄養調査報告、平成 29 年 3 月

1 kg) であり、その年齢の平均身長は 96.7~103.2 cm であった。以上から、成人と同様
 2 に、子供の身長を男女ともに 100 cm と仮定し、藏澄らの式から体表面積を男女別に算
 3 出後平均した。

4 成人、子供の部位別体表面積を表 5-4 に示す。

5
6

表 5-4 全身体表面積及び部位別体表面積 (単位 : cm²)

| | 成人男性 | 成人女性 | 成人 | 子供男児 | 子供女児 | 子供 |
|----------|--------|--------|---------------|-------|-------|--------------|
| 体表面積(全身) | 15,027 | 15,188 | 15,108 | 6,659 | 6,602 | 6,630 |
| 頭 | 1,067 | 1,109 | 1,088 | 486 | 469 | 477 |
| 耳 | 90 | 76 | 83 | 33 | 40 | 36 |
| 首 | 556 | 456 | 506 | 200 | 244 | 222 |
| 胸 | 932 | 972 | 952 | 426 | 409 | 418 |
| 腹部 | 947 | 790 | 868 | 346 | 416 | 381 |
| 背中 | 1,082 | 1,124 | 1,103 | 493 | 475 | 484 |
| 腰 | 466 | 349 | 408 | 153 | 205 | 179 |
| 上腕 | 1,503 | 1,519 | 1,512 | 666 | 660 | 663 |
| 二の腕 | 887 | 866 | 876 | 380 | 389 | 385 |
| 手 | 751 | 729 | 740 | 320 | 330 | 325 |
| 臀部 | 1,202 | 1,245 | 1,224 | 546 | 528 | 537 |
| 太もも | 2,570 | 2,962 | 2,766 | 1,298 | 1,129 | 1,214 |
| 脚 | 1,909 | 1,944 | 1,926 | 852 | 838 | 845 |
| 足 | 1,067 | 1,063 | 1,065 | 466 | 469 | 467 |

7

8 この表 5-4 に示した各部位の表面積の結果から、1 日中常に衣服等によって覆い隠さ
 9 れていない可能性がある部位を頭、耳、首、上腕、二の腕、手、太もも、脚、足である
 10 と仮定する。また、それぞれの部位の体表面積の内、常にソファに接触している割合を
 11 1/4 (頭、首、上腕、太もも、脚、足) 及び 1/2 (耳、二の腕、手) と仮定すると、1 日
 12 当たりの接触可能体表面積は、表 5-5 となる。

13
14
15

表 5-5 1 日中常に接触可能な部位別体表面積 (単位 : cm²/day)

| | 頭 | 耳 | 首 | 上腕 | 二の腕 | 手 | 太もも | 脚 | 足 | 合計 |
|------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--------------|
| 接触割合 | 1/4 | 1/2 | 1/4 | 1/4 | 1/2 | 1/2 | 1/4 | 1/4 | 1/4 | — |
| 成人 | 272 | 42 | 127 | 378 | 438 | 370 | 692 | 482 | 266 | 3,065 |
| 子供 | 119 | 18 | 56 | 166 | 193 | 163 | 304 | 211 | 117 | 1,345 |

16
17
18
19

この接触可能な体表面積は、人の全体表面積の 2 割 (子供、成人共に) の値に該当す
 る。

1 上述の値は、居住住宅滞在時間において毎日常に接触しているとして推計に用いる体
2 表面積である。本評価では、居住住宅滞在時間を1日当たり24時間全てとしており、
3 実際の生活で毎日一日カーペットに接触し続けるということはない。また、カー
4 ペットと比較しシートやソファは、上半身、腕及び後頭部などの接触頻度が高いことが
5 想定されるため、ソファ等の接触面積を準用したこともより安全側の評価であると考え
6 られる。

7

8 ■ 水相（汗）厚さ

9 皮膚表面上の水相厚さに関して、以下の情報が得られた。

10

11 a) 皮膚表面水相厚さ：0.01 cm

12 NICNAS-HBCD

13 b) 皮膚表面水層（相）厚さ：0.01 cm

14 AIST-ICET のデフォルト設定値

15

16 a) では、皮膚表面上に厚さ 0.01 cm の水相（汗）を仮定している。

17 b) では、皮膚表面の水相（成形品では汗、混合物では混合物そのもの）の厚さを「皮
18 膚表面水層厚さ」と定義し、EU のリスク評価技術ガイダンス文書¹における皮膚表面で
19 の混合物の厚さのデフォルト値（0.01 cm）と同じであると仮定し、適用している。

20 よって、本リスク評価で用いる水相（汗）の厚さは、a) 及び b) の採用値である 0.01
21 cm とする。

22

23 水相（汗）厚さについては、種々のリスク評価書等で一般的に採用されている値を用
24 いたが、情報が不足していることから、不確実性の程度は不明である。

25

26 ■ 皮膚表面上の水相（汗）中の PFHxS 等濃度

27 皮膚表面上の水相（汗）中濃度に関し、調査した範囲では、汗への溶出を考慮した報
28 告は北米における調査(CEC,2017)のみであり、うち子供用アウトドアジャケット 1 サ
29 ンプルのみ人工汗液への溶出が確認された（0.03 ng/g-製品（0.00081 ng/cm²-製品）、含
30 有濃度：1.5 ng/g-製品）（表 3-9）。さらに、本調査におけるサンプル表面積（30 cm²）、
31 溶出に用いた人工汗液の容量（20 cm³）から、水相中濃度（ng/cm³）への換算が可能で
32 あり、溶出濃度（ng/cm²）にサンプル表面積を乗じ、人工汗液の容量で除すことにより、
33 0.0012 ng/cm³となる。しかしながら当該調査は繊維製品ではあるものの、皮膚への接
34 触面積及び頻度がカーペットとは異なる衣類に対する調査である。

35 また、カーペット類の近年の PFHxS 検出例は中国／インドの 1 報（最大値 0.31 µg/m²）
36 のみである。（表 3-2）

37 よって、本リスク評価書では、CEC(2017)におけるアウトドアジャケットでの溶出率

¹ European Chemicals Bureau, European Union. (2003). Technical Guidance Document on Risk Assessment.

1 (0.03 ng/g-製品÷1.5 ng/g-製品=2.0%) 及び溶出条件(水相中濃度換算;水相中濃度
2 ÷溶出濃度=0.0012 ng/cm³÷0.00081 ng/cm²=1.5 /cm)を近年におけるカーペット中濃
3 度の最大値(0.31 µg/m²)に適用することにより、カーペットから水相(汗)への溶出
4 濃度の算出(0.00062 ng/cm²)及び、水相中濃度 (ng/cm³)への換算を行い、0.00093
5 ng/cm³とすることとした。

6 7 ■ 体内(皮膚)吸収率

8 皮膚からPFHxSの体内(皮膚)吸収率に関しては、デンマークの評価書(デンマーク
9 EPA,2015)によるPFASsの暴露評価において、皮膚透過性は非常に低く2%未満である
10 とされているため、本評価においても同値を用いることとした。

11
12 この値の根拠は、*in vitro*のラット及び人への皮膚透過試験の結果(Fasanoら,2005)
13 から設定されている。得られた情報は限定的であるため、本設定の不確実性は不明であ
14 る。

15 16 17 5-3 推定暴露量(生涯平均化-合計推定暴露量)

18 前節5-2では、環境ごとに、対象集団(成人、子供)ごと、暴露経路(吸入、経口、
19 経皮)ごとに暴露量を推定した。ここでは、リスク評価、すなわち有害性評価値と比較
20 する推定暴露量とするために、有害性に応じた合計推定暴露量を求める。

21
22 4章で示した有害性評価値は、慢性毒性に関する値である。慢性の有害性評価値と
23 は、ある特定期間だけに限った有害性(AcuteやIntermediate)ではなく、長期間にわ
24 たって暴露した場合に有害影響が発現する可能性がある値である。そのため、ある特定
25 の期間において、その期間だけに見積もられる暴露量と慢性の有害性評価値とでリスク
26 評価を行うことはできない。

27 生涯にわたって継続的に摂取し続けた場合の影響のリスク評価を行うためには、暴露
28 量は暴露期間と平均化時間を考慮する必要がある¹。本リスク評価書では、子供期(6年)
29 と、成人期の2ケースの暴露量を推定している。

30 よって、生涯において平均化した合計暴露量の推定にあたっては、人の生涯を70年
31 と仮定し、子供の期間6年間においてその暴露量に変化なく継続し、続く64年間は成
32 人の暴露量が継続するとして以下の式5-4で生涯平均化した合計暴露量を推定できる
33 ²。

¹ U.S.EPA. (2019). Guidelines for Human Exposure Assessment. CHAPTER 4. CONSIDERATION OF LIFESTAGES, VULNERABLE GROUPS AND POPULATIONS OF CONCERN IN EXPOSURE ASSESSMENTS. EPA/100/B-19/001.

² 「環境省大臣官房廃棄物・リサイクル対策部(2011)PFOS含有廃棄物の処理に関する技術的留意事項」におけるPFOSを含有する残さの排出目標の検討において、生涯平均一日土壌摂取量を考慮しており、その中で子供の期間を6年、大人の期間を64年、生涯年数を70年として本式と同様の期間設定や推定式を用いている。

生涯平均化合計推定暴露量

$$= \frac{\text{子供の1日当たりの暴露量} \times 6 \text{年} + \text{成人の1日当たりの暴露量} \times 64 \text{年}}{\text{暴露期間 (70年)}}$$

式 5-4

本リスク評価書では、PFHxS 等が含有されている製品が使用される環境下において、暴露量を大きく見積もるように推定し、さらに、生涯にわたりそれら環境下において暴露し続けていると仮定して合計推定暴露量を求めた。

合計推定暴露量を表 5-6 に示す。

表 5-6 合計推定暴露量 (単位 : ng/kg/day)

| 暴露経路 | 暴露シナリオ | 子供期 | 成人期 | 生涯平均値 |
|---------|------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 吸入 | i. 室内空気の吸入 | 0.037 | 0.026 | 0.027 |
| 経口 | ii. 室内ダストの摂取 | 4.0 | 0.73 | 1.01 |
| 経皮 | iii. カーペットとの皮膚接触 | 1.6×10^{-5} | 1.1×10^{-5} | 1.2×10^{-5} |
| 合計推定暴露量 | | 4.0 | 0.75 | 1.04 |

以上の結果から、PFHxS 等含有製品及び製品使用環境において、生涯平均化した合計推定暴露量が 1.04 ng/kg/day となり、この値を用いてリスク評価を行う。

6 リスク評価

5章で推定した暴露量を合計し、有害性評価値で除した値ハザード比 (HQ) が 1 以上の場合を「リスクが懸念されるレベルにある」、1 未満の場合を「リスクが懸念されるレベルにない」として評価する。

慢性毒性に係るハザード比の算出においては、暴露量は生涯平均化した合計推定暴露量を用いる。

また、リスク評価に用いる有害性評価値については、4章で採用された、PFOA 及び PFOS の慢性影響の有害性評価値 (20 ng/kg/day) を用いる。

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{生涯平均化した合計推定暴露量 (ng/kg/day)}}{\text{有害性評価値 (ng/kg/day)}} = \frac{1.04 \text{ (ng/kg/day)}}{20 \text{ (ng/kg/day)}} = 0.052$$

| | | |
|----------------|---|----------------|
| 生涯平均化した合計推定暴露量 | : | 1.04 ng/kg/day |
| 有害性評価値 | : | 20 ng/kg/day |
| ハザード比 (HQ) | : | 0.052 |

1 リスク評価の結果、ハザード比が1以下であることから、現状の PFHxS 等含有消費
 2 者製品を使用し続けた場合において、慢性毒性のリスクは懸念されるレベルではないと
 3 考えられる。

4 表 6-1 に、暴露経路別、暴露期間別の推定暴露量の内訳を示す。

5
6
7
8 **表 6-1 居住住宅室内における暴露量及びリスク評価結果一覧**
 9 **(暴露量の単位：ng/kg/day)**

| 暴露経路 | 暴露シナリオ | 子供期 | 成人期 | 生涯平均値 | HQ |
|---------|------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 吸入 | i. 室内空気の吸入 | 0.037 | 0.026 | 0.027 | 1.4×10^{-3} |
| 経口 | ii. 室内ダストの摂取 | 4.0 | 0.73 | 1.01 | 5.0×10^{-2} |
| 経皮 | iii. カーペットとの皮膚接触 | 1.6×10^{-5} | 1.1×10^{-5} | 1.2×10^{-5} | 5.9×10^{-7} |
| 合計推定暴露量 | | 4.0 | 0.75 | 1.04 | 0.052 |
| HQ | | 0.20 | 0.038 | 0.052 | |

10
11 上記の結果から、居住住宅室内における PFHxS 等の暴露量は、成人、子供ともにダ
 12 ストの非意図的摂取による経口経路の暴露（シナリオ ii）の寄与が大きく、全経路の合
 13 計の9割以上（成人期：97%、子供期：99%）を占めることが分かった。

14 一般的に、ダスト中の化学物質の濃度は、清掃により低減し、その後再びダスト化及
 15 びダストへの吸着により経時的に増加する、という推移が繰り返される。またダストの
 16 摂取量も、清掃や空気清浄等による室内ダストの除去により減少する。したがって、居
 17 住住宅室内等の清掃を適宜実施し、PFHxS 等含有ダストを除去することで、PFHxS 等
 18 の暴露量及びリスクを低レベルに保つことができると考えられる。特に、室内の滞在及
 19 び行動の空間の高さが成人より床面に近く、Hand to Mouth による摂取量も多い等の
 20 理由で、ダスト経由の化学物質の摂取量が成人よりも多いと言われている年齢の低い子
 21 供がいる場合には、PFHxS 等含有製品の有無に限らず、ダスト中濃度及び摂取量を清
 22 掃等によって抑えることが重要である。

23
24 経皮接触による暴露についても、水相（汗）への溶出濃度の推定において、カーペッ
 25 ト含有濃度に対してアウトドアジャケットにおける溶出率を用いたことに起因する不
 26 確実さがあると考えられる。しかしながら、これらの推計において仮に2桁又は3桁程
 27 度の不確かさがあっても、リスク判定結果には影響がない。

28 最も暴露の寄与が高いダストの非意図的摂取については、前述のとおり、国外も含め
 29 た2012年以降の報告の中の最大値（オーストラリアにおける2013-2014年の調査結
 30 果）であり、同報告の中央値また2012年以降に得られた報告の中央値のレベルと比較
 31 すると、20~140倍程度の値であることにも留意すべきである。

1

2 7 まとめと考察

3 リスク評価の結果、ハザード比は1未満となり、想定した暴露シナリオであればリス
4 クの懸念はないと結論付けられる。そのため、居住住宅等で使用されている PFHxS 等
5 含有製品に対して、特別な措置を講じる必要がないものとする。

6

7 本リスク評価書は、暴露評価の全てにおいて極端な最悪条件のみを設定しているわけ
8 ではないが、合理的な範囲において暴露量をなるべく多く（安全側に）見積もるような
9 値をパラメータに設定し、それらを掛け合わせて暴露量を推定している。暴露シナリオ
10 についても、暴露経路ごとの異なる製品と複数のシナリオを考慮することで予見可能な
11 誤使用を網羅し、全ての暴露経路において推定した暴露量を合計している。

12 このように、本リスク評価に用いた合計推定暴露量は、暴露評価の各段階において安
13 全側に見積もられた推定値の積算結果となっており、実際に国内には、同程度の量を定
14 常的に暴露している人が存在していない可能性も考えられる。

15 そのため、上述のとおり安全側の多めの見積もりを重ねた合計推定暴露量と、不確実
16 性も考慮に入れた有害性評価値を比較したハザード比が1未満だということは、十分な
17 暴露マージンがあるという結果と考える。

18

19 その他の考察

20 本書の PFHxS 等に関する暴露評価においては、暴露の可能性が最も高いと思われる
21 製品について、既報で得られた最大濃度及び安全側の設定を用いた推計を行っているた
22 め、暴露量の分布はほぼ網羅されていると考えられる。また、3章で使用状況について
23 記載したとおり、平成24年以降、国内では PFHxS 等の製造・輸入実績がないこと、暴
24 露源として考えられる製品中濃度について文献調査等で得られた値の大部分が検出下
25 限值未満もしくは本書の評価で採用した値よりも低濃度であったことから、本書におけ
26 る過去の国外も含めた最大値を用いた暴露評価は、安全側の設定であるといえる。

27 さらに、POPs 条約を受け、国内外の規制が進むことが予想されることから、今後居
28 住住宅室内等で PFHxS 等含有製品が増加することは考え難く、居住住宅室内における
29 PFHxS 等の暴露量も減少していくと推察される。

30

31

1 8 参照文献

- 2 Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2018). Toxicological Profile for
3 Perfluoroalkyls Draft for public comment.
- 4 Barber, J. L., Berger, U., Chaemfa, C., Huber, S., Jahnke, A., Temme, C., & Jones,
5 K. C. (2007). Analysis of per-and polyfluorinated alkyl substances in air samples
6 from Northwest Europe. *Journal of Environmental Monitoring*, 9(6), 530-541.
- 7 Beeson, S., Genuis, S. J., Benskin, J. P., & Martin, J. W. (2012). Exceptionally high
8 serum concentrations of perfluorohexanesulfonate in a Canadian family are linked
9 to home carpet treatment applications. *Environmental science & technology*, 46(23),
10 12960-12967.
- 11 Bečanová, J., Melymuk, L., Vojta, Š., Komprdová, K., & Klánová, J. (2016). Screening for
12 perfluoroalkyl acids in consumer products, building materials and
13 wastes. *Chemosphere*, 164, 322-329.
- 14 Blom, C., & Hanssen, L. (2015). Analysis of per-and polyfluorinated substances in
15 articles.
- 16 Commission for Environmental Cooperation. (2017). Furthering the Understanding
17 of the Migration of Chemicals from Consumer Products – A Study of Per- and
18 Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Clothing, Apparel, and Children’s Items.
19 Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 201 pp.
- 20 D’Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Van
21 Campenhout, K., ... & Bervoets, L. (2010). Brominated flame retardants and
22 perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders,
23 Belgium. *Chemosphere*, 81(4), 478-487.
- 24 Eriksson, U., & Kärrman, A. (2015). World-wide indoor exposure to polyfluoroalkyl
25 phosphate esters (PAPs) and other PFASs in household dust. *Environmental science
& technology*, 49(24), 14503-14511.
- 27 European Chemical Agency (2017). Annex XV report. PROPOSAL FOR
28 IDENTIFICATION OF A SUBSTANCE OF VERY HIGH CONCERN ON THE BASIS
29 OF THE
- 30 Fraser, A. J., Webster, T. F., Watkins, D. J., Strynar, M. J., Kato, K., Calafat, A. M., ...
31 & McClean, M. D. (2013). Polyfluorinated compounds in dust from homes, offices,
32 and vehicles as predictors of concentrations in office workers' serum. *Environment
33 international*, 60, 128-136.
- 34 Fujii, Y., Harada, K. H., & Koizumi, A. (2013). Occurrence of perfluorinated
35 carboxylic acids (PFCAs) in personal care products and compounding agents.
36 *Chemosphere*, 93(3), 538-544.
- 37 Gebbink, W. A., Ullah, S., Sandblom, O., & Berger, U. (2013). Polyfluoroalkyl
38 phosphate esters and perfluoroalkyl carboxylic acids in target food samples and
39 packaging—method development and screening. *Environmental Science and
40 Pollution Research*, 20(11), 7949-7958.
- 41 Greenpeace. (2012). Chemistry for any weather: Greenpeace tests outdoor clothes
42 for perfluorinated toxins. *Green policy report*.
- 43 Greenpeace. (2013). Hazardous chemicals in branded textile products on sale in 25
44 countries/regions during 2013. *Greenpeace Research Laboratories Technical
45 Report*, 6, 2013.

- 1 Greenpeace. (2014). Hazardous chemicals in branded luxury textile products on sale
2 during 2013. *Greenpeace Research Laboratories Technical Report, 1*, 2014.
- 3 Greenpeace. (2014). A little story about the monsters in your closet. Published
4 January 2014 by Greenpeace East Asia.
- 5 Greenpeace. (2016) Per- and poly-fluorinated chemicals in branded waterproof
6 clothing, footwear, hiking and camping equipment. *Greenpeace Research*
7 *Laboratories Technical Report 01-2016*.
- 8 Haug, L. S., Huber, S., Schlabach, M., Becher, G., & Thomsen, C. (2011).
9 Investigation on per-and polyfluorinated compounds in paired samples of house dust
10 and indoor air from Norwegian homes. *Environmental science & technology, 45*(19),
11 7991-7998.r, S. (2012). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in
12 consumer products in Norway—A pilot study. *Chemosphere, 88*(8), 980-987.
- 13 Huber, S., Haug, L. S., & Schlabach, M. (2011). Per-and polyfluorinated compounds
14 in house dust and indoor air from northern Norway—A pilot
15 study. *Chemosphere, 84*(11), 1686-1693.
- 16 Jogsten, I. E., Nadal, M., van Bavel, B., Lindström, G., & Domingo, J. L. (2012). Per-
17 and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia,
18 Spain: implications for human exposure. *Environment international, 39*(1), 172-180.
- 19 Karásková, P., Venier, M., Melymuk, L., Bečanová, J., Vojta, Š., Prokeš, R., ... &
20 Klánová, J. (2016). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in household dust in
21 Central Europe and North America. *Environment international, 94*, 315-324.
- 22 Kato, K., Calafat, A. M., & Needham, L. L. (2009). Polyfluoroalkyl chemicals in house
23 dust. *Environmental research, 109*(5), 518-523.
- 24 Knobeloch, L., Imm, P., & Anderson, H. (2012). Perfluoroalkyl chemicals in vacuum
25 cleaner dust from 39 Wisconsin homes. *Chemosphere, 88*(7), 779-783.
- 26 Kotthoff, M., Müller, J., Jüriling, H., Schlummer, M., & Fiedler, D. (2015).
27 Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in consumer products. *Environmental*
28 *Science and Pollution Research, 22*(19), 14546-14559.
- 29 Kubwabo, C., Stewart, B., Zhu, J., & Marro, L. (2005). Occurrence of
30 perfluorosulfonates and other perfluorochemicals in dust from selected homes in the
31 city of Ottawa, Canada. *Journal of Environmental Monitoring, 7*(11), 1074-1078.
- 32 Nordic Council of Ministers(Daniel Borg, Jenny Ivarsson). (2017). Analysis of PFASs
33 and TOF in products.
- 34 Norwegian Environment Agency (2017). Screening program 2016. Suspected PBT
35 compounds
- 36 Norwegian Institute for Air Research(Pernilla Bohlin-Nizzetto,Linda Hanssen,
37 Dorte Herzke). (2015). PFASs in house dust.
- 38 Posner, S. (2013). *Per and polyfluorinated substances in the Nordic Countries*.
39 Nordic Council of Ministers.
- 40 Strynar, M. J., & Lindstrom, A. B. (2008). Perfluorinated compounds in house dust
41 from Ohio and North Carolina, USA. *Environmental Science & Technology, 42*(10),
42 3751-3756.
- 43 The Danish Environmental Protection Agency. (2015). Polyfluoroalkyl substances
44 (PFASs) in textiles for children. Survey of chemical substances in consumer products,
45 No. 136, 2015.

- 1 The Danish Environmental Protection Agency. (2016). Survey and risk assessment
2 of chemical substances in rugs for children. Survey of chemical substances in
3 consumer products No. 147, 2016.
- 4 Yao, Y., Zhao, Y., Sun, H., Chang, S., Zhu, L., Alder, A. C., & Kannan, K. (2018). Per-
5 and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in indoor air and dust from homes and
6 various microenvironments in China: implications for human
7 exposure. *Environmental science & technology*, *52*(5), 3156-3166.
- 8 勝又常信, 中田彩子, 岩崎雄介, 伊藤里恵, 斉藤貢一, & 中澤裕之. (2006). 超臨界流体
9 抽出・高速液体クロマトグラフィー/タンデム質量分析法によるハウスダスト中パーフル
10 オロ化合物の定量. *分析化学*, *55*(12), 955-961.
- 11 平成 30 年度環境省請負業務報告書. (2019). 平成 30 年度化学物質のフロー及びストッ
12 クに関する情報収集・検討業務
- 13