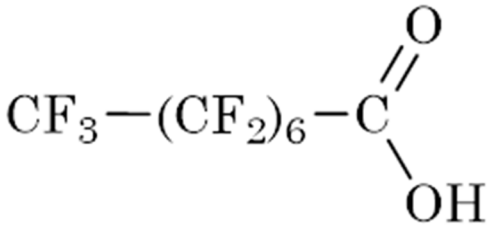
【訂正版】

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

CAS番号 335-67-1



令和元年９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

要　約 2
1 対象物質のプロファイル 4
2 物理化学的性状 7
3 使用状況等 7
3-1 化審法の製造数量等の届出情報 7
3-1-1 製造数量、輸入数量の経年変化 7
3-1-2 用途別出荷量の経年変化 8
3-2 含有製品情報 9
3-2-1 国内外の消費者製品の PFOA 含有状況 9
3-3 室内環境等における濃度 16
4 有害性評価 24
5 暴露評価 26
5-1 暴露シナリオ 26
5-1-1 評価対象とする人の集団 26
5-1-2 暴露環境と発生源 30
5-1-3 暴露経路・シナリオの設定 31
5-2 暴露量推定 32
5-2-1 居住住宅室内 32
5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量） 41
6 リスク評価 43
7 まとめと考察 45
その他の考察 45
8 参照文献 46
9 別添資料 50
9-1 はじめに 50
9-2 有害性情報 52
9-3 暴露評価 52
9-3-1 暴露シナリオ及び評価対象とする人の集団 52
9-3-2 経路別の暴露媒体濃度と暴露量推定 52
9-4 リスク評価 58
9-4-1 居住住宅室内における PFOA 関連物質由来のリスク評価 58
9-4-2 リスク評価（居住住宅室内における PFOA 暴露量との合算値） 59
9-5 まとめ 60
9-6 参考文献 61
10 付属資料 63

要　約

ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び関連物質は、平成 14 年 12 月に化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）における「高濃縮性でないが難分解性及び長期毒性を有する化学物質（第二種特定化学物質）の疑いのある化学物質」として指定化学物質に指定された。平成 15 年の化審法改正時には、第二種監視化学物質に指定され、平成 21 年の化審法改正時以降は、製造数量等の届出情報に基づき、一般化学物質となった。その後、当該物質は、令和元年 5 月に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）に基づき、PFOA 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。令和元年 7 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、PFOA とその塩及び関連物質を化審法第 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 PFOA の化審法における主な届出用途は、中間物であり、国連 POPs 事務局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、パーソナルケア製品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。独立行政法人製品評価技術基盤機構（NITE）では、これらの製品経由で室内等において PFOA に暴露する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、化審法に基づく調査及び届出情報における用途、経済産業省等が実施した国内における実態調査の結果、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。

有害性情報に関しては、2016 年に米国環境庁（U.S.EPA）が、PFOA の飲料水の健康勧告値（LHA : Lifetime Health Advisory）を 70 ng/L としており、マウスの試験（妊娠期の強制経口投与による胎仔の前肢近位指節骨の骨化部位数の減少や雄の出生仔の性成熟促進）で得られた最小毒性量（LOAEL）1 mg/kg/day を用い、不確実係数積 300（種間差 3×個体差 10×LOAEL 使用 10）を考慮した参照用量（RfD）20 ng/kg/day を根拠としている。この値のエンドポイントは発生毒性であり短期間暴露の影響を指標としているが、影響が出る血中濃度に達するための長期的な平均暴露量を逆算し一日の平均暴露量を求めており、U.S.EPA は、人の短期間及び慢性のリスク評価シナリオに適用可能であるとしている。したがって、本リスク評価書では、20 ng/kg/day を慢性影響の有害性評価値として用いることとした。

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 4 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、4 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。

暴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、合理的な範囲で暴露量を大きく見積もる厳しい条件とすることとした。そのため、推定合計暴露量は、厳しい条件が重ね合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、NITE 製品安全センター及び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。

暴露評価の結果、推定合計暴露量は、成人期で 0.44 ng/kg/day、子供期で 2.3 ng/kg/day となった。居住住宅室内環境において、製品の使用に伴う PFOA の摂取よりも、成人、子供ともに PFOA を含有するダストを摂取することによる経口経路の暴露量の割合が多く、推定合計暴露量の約 9 割を占める結果となった。

リスク評価は、推定合計暴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「リスクが懸念されるレベルにない」とした。

リスク評価において、暴露評価の結果が成人と子供それぞれで推定合計暴露量が算出されていることから、これを子供から成人までの 70 年で生涯平均化した一日暴露量（70 年間の加重平均暴露量）に換算し、慢性影響の有害性評価値と比較した。

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暴露量は 0.61 ng/kg/day となり、ハザード比は 0.030 で 1 を下回った。よって、合理的な範囲で暴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、リスクが懸念されるレベルにないと考えられる。

PFOA とその塩及び関連物質が化審法第一種特定化学物質に指定され、それらの物質群を含有する製品を輸入・製造・販売ができなくなるため、今後、消費者製品を経由した PFOA の暴露量は、さらに低下していくと考えられる。

しかしながら、本リスク評価で対象とした範囲の他にもより多様な製品が存在すること、製品以外からの暴露も存在することに留意しつつ、PFOA 関連物質をはじめとしたその他のパーフルオロ及びポリアルキル物質（PFASs）中の不純物、分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

ペルフルオロオクタン酸（PFOA）は、平成 14 年 12 月に化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律（化審法）において、「高濃縮性でないが難分解性及び長期毒性を有する化学物質（第二種特定化学物質）の疑いのある化学物質」としての指定化学物質に指定され、その後第二種監視化学物質に指定された。平成 21 年の化審法改正時以降は、製造数量等の届出情報に基づき、一般化学物質となっている。令和元年 5 月には、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）に基づき、PFOA 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。令和元年 7 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、PFOA とその塩及び関連物質[1]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。

PFOA とその塩及び関連物質は、パーフルオロ及びポリフルオロアルキル物質（PFASs）に含まれる物質である。国連 POPs 事務局による PFOA 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。

[1] 令和元年度第 4 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 189 回審査部会 第 196 回中央環境審議会環境保健部会化学物質審査小委員会【第 2 部】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。
ペルフルオロオクタン酸（ＰＦＯＡ）とその塩及び炭素原子に結合するペンタデカフルオロアルキル基（アルキル基の炭素数が７のものに限る。）を含む化合物（オクタデカフルオロアルカン（アルカンの炭素数が８のものに限る。）、クロロ（ヘプタデカフルオロ）アルカン（アカンの炭素数が８のものに限る。）、ブロモ（ヘプタデカフルオロ）アルカン（アルカンの炭素数が８のものに限る。）、ペルフルオロアルキル基（アルキル基は直鎖であり、炭素数が１７を超えるものに限る。）を有する化合物、ペルフルオロアルカンカルボン酸（アルカンカルボン酸の炭素数が９以上のものに限る。これらの塩、エステル、酸ハロゲン化物、無水物を含む。）、ペルフルオロアルキルホスホン酸（アルカンスルホン酸の炭素数が８以上のものに限る。これらの塩、エステル、酸ハロゲン化物、無水物を含む。）、ペルフルオロアルカンスルホン酸（アルカンスルホン酸の炭素数が９以上のものに限る。これらの塩、エステル、酸ハロゲン化物、無水物を含む。）及びＰＦＯＳ又はＰＦＯＳＦを除く。）

[2] United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its thirteenth meeting: risk management evaluation on pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds, 2017(UNEP/POPS/POPRC.13/7/Add.2)

(a) 分岐異性体を含む PFOA（CAS No: 335-67-1、EC No: 206-397-9）
(b) PFOA の塩
(c) PFOA 関連物質
PFOA の塩およびポリマーを含む PFOA に分解する物質であり、$(C_7F_{15})C$ 部分を持つ直鎖状又は分岐状で、構造要素の 1 つとしてパーフルオロヘプチル基を有する物質
例：
(i) C8 以上のパーフルオロアルキル化した側鎖を有するポリマー
(ii) 8：2 フルオロテロマー化合物
(iii) 10：2 フルオロテロマー化合物

以下の化合物は PFOA に分解しないので、PFOA 関連物質として含まれない。
(i) C_8F_{17}-X (X= F, Cl, Br)
(ii) $CF_3[CF_2]_n$-R '（R' =任意の基、n≧16）で表されるフルオロポリマー
(iii) パーフルオロアルキルカルボン酸およびホスホン酸（それらの塩類、エステル類、ハライド類および無水物を含む）で 8 個以上の炭素原子を含む過フッ化炭素
(iv) パーフルオロアルカンスルホン酸およびスルホン酸（それらの塩類、エステル類、ハライド類および無水物を含む）で 9 個以上の炭素原子を含む過フッ化炭素
(v) ストックホルム条約附属書 B にリストされているパーフルオロオクタンスルホン酸(PFOS)、その塩類、およびパーフルオロオクタンスルホニルフルオライド(PFOSF)

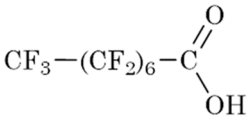
ある種の PFASs は、環境中および生物中で PFOA に分解され得ることから、PFOA 関連物質と呼ばれ、規制の対象となっている。しかしながら、現在条約上の物質リストは網羅的なものではなく、全ての関連物質の定義はされていない[1]。

本書のリスク評価における対象物質は、PFOA そのものとする。なお、製品から消費者への直接暴露の影響を評価することが目的であるため、PFOA 関連物質の環境中の分解は考慮に含めない。一部の関連物質の生体内変換については、情報が得られた範囲で考慮することとする。（9 別添資料）

[1] UNEP-POPS-POPRC.13-INF-6-Add.1

PFOA のプロファイルを表 1-1 に示す。

表 1-1　PFOA のプロファイル

評価対象物質	ペルフルオロオクタン酸(PFOA)
CAS 番号	335-67-1
分子式	$C_8HF_{15}O_2$
構造式	
別名	ペルフルオロ-*n*-オクタン酸 *n*-ペルフルオロオクタン酸 ペンタデカフルオロオクタン酸 ペンタデカフルオロ-*n*-オクタン酸 ペルフルオロカプリル酸 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-ペンタデカフルオロオクタン酸 Perfluorooctanoic acid（PFOA） Perfluoro-*n*-octanoic acid *n*-Perfluorooctanoic acid Pentadecafluorooctanoic acid Pentadecafluoro-*n*-octanoic acid Octanoic acid, pentadecafluoro- Perfluorocaprylic acid 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Pentadecafluorooctanoic acid Octanoic acid, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-pentadecafluoro-
既存/新規	既存化学物質
化審法：旧第二種監視化学物質通し番号及び名称	682　（官報公示日 2002/12/27） ペルフルオロオクタン酸
化審法：官報公示整理番号及び名称	2-2659 パーフルオロアルキルカンボン酸（Ｃ＝７～１３）
化学物質安全性点検結果等（分解性・蓄積性）	分解性の結果：難分解性 濃縮性の結果：低濃縮性

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：2019 年 4 月 8 日

2 物理化学的性状

PFOA の物理化学的性状について、国連 POPs 事務局による PFOA とその塩及び関連物質に関するリスク管理評価書[1]に記載されている値を、表 2-1 に抜粋した。

表 2-1　物理化学的性状データ及び濃縮性

項目	数値	単位	情報源等※
分子量	414.07	―	
20 ℃、101.3 kPa における物理的状態	固体	―	Kirk,1995
融点/凝固点	54.3 44～56.5	℃	Lide, 2003 Beilstein ,2005 cited in ECHA, 2013a
沸点	188(1013.25 hPa) 189(981 hPa)	℃	Lide,2003 Kauck and Diesslin,1951
蒸気圧	4.2(25 ℃)* 2.3(20 ℃)* 128(59.3 ℃)**	Pa	Kaiser ら,2005、Washburn ら,2005 Washburn ら,2005 Washburn ら,2005
水溶解度	9.5(25 ℃) 4.14(22 ℃)	μg/L	Kauck and Diesslin 1951 Prokop ら,1989
解離定数	約 0.5 <1.6, e.g.0.5 1.5～2.8	―	Johansson ら, 2017 Vierke ら,2013 Kissa,2001
pH	2.6(1 g/L @20 ℃)	―	ECHA ,2015a（信頼性の指定できず）

* PFO（PFOA の陰イオン）の測定値からの外挿　** PFO の測定値
※国連 POPs 事務局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。

3 使用状況等

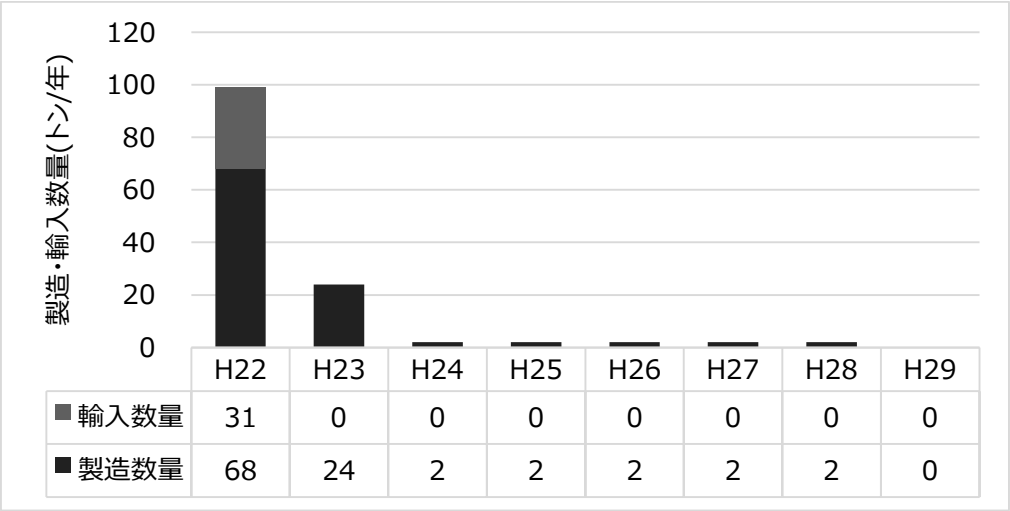
3-1 化審法の製造数量等の届出情報

3-1-1 製造数量、輸入数量の経年変化

化審法における PFOA の製造数量等の届出情報による、平成 22 年度から平成 29 年度実績までの 8 年間の製造・輸入数量について以下に記す。

PFOA の製造・輸入数量は、平成 22 年度から平成 29 年度まで、全て 0 トンである。
PFOA の塩の製造・輸入数量の合計は、平成 22 年度（99 トン）以降、減少しており、平成 29 年度の合計は 0 トンである。その推移を図 3-1 に示す。

[1] United Nations, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its thirteenth meeting: risk management evaluation on pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds, 2017(UNEP/POPS/POPRC.13/7/Add.2)



	H22	H23	H24	H25	H26	H27	H28	H29
輸入数量	31	0	0	0	0	0	0	0
製造数量	68	24	2	2	2	2	2	0

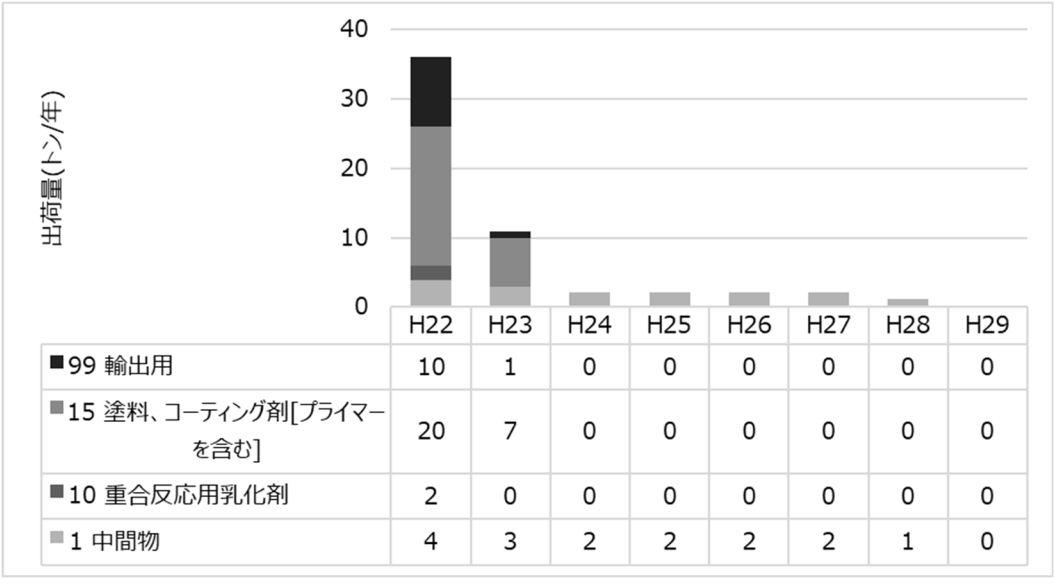
図 3-1　製造・輸入数量の経年変化（PFOA の塩）

3-1-2 用途別出荷量の経年変化

化審法の製造数量等の届出の内容には、用途分類別の出荷量が含まれる。PFOA の平成 22 年度から平成 29 年度までの 8 年間の用途分類別出荷量を以下に記す。

PFOA の出荷数量は、平成 22 年度から平成 29 年度まで、全て 0 トンである。

PFOA の塩の出荷数量の合計は、平成 22 年度（36 トン）以降、減少しており、平成 29 年度の合計は 0 トンである。その推移を図 3-2 に示す。



	H22	H23	H24	H25	H26	H27	H28	H29
99 輸出用	10	1	0	0	0	0	0	0
15 塗料、コーティング剤[プライマーを含む]	20	7	0	0	0	0	0	0
10 重合反応用乳化剤	2	0	0	0	0	0	0	0
1 中間物	4	3	2	2	2	2	1	0

図 3-2　用途別出荷量の経年変化（PFOA の塩）

3-2 含有製品情報

一般的に、フッ素を含む高分子材料は、撥水・撥油性、耐熱性、耐薬品性、耐候性、低屈折率製、低摩擦特性、非接着性などの性能により、多くの産業分野に用いられている。撥水撥油機能を有するフッ素コーティング剤は、繊維、医療、電子基板、自動車が主な用途であり、その他、食品包装紙、石材、フローリング、皮革、防護服など幅広い用途で使用されている[1]。

化審法に基づく届出における PFOA の塩を含む国内用途は、前述のとおりであり、平成 29 年度においては全ての事業者が撤退済みであることが確認されている。

世界的な動向としては、米国 EPA の PFOA StewardshipProgram や業界などの自主的な取組により、米国、欧州及び日本の 8 社が、PFOA と関連長鎖物質の 2015 年末までの段階的な廃止に合意し、成功させた。同様のプログラムはカナダにも存在する。一方で、自主的な段階的廃止に中国、インド、ロシアなどの製造業者は参加しておらず、製造能力を増大させたという報告もある。また、PFOA は、フルオロケミカルとテロマー製品中の不純物であり、フルオロポリマーは、さまざまな用途がある。PFOA の含有が、スキー用ワックス、アウトドア用織物及び一部のベーキングペーパーなどで確認されている[2]。

3-2-1 国内外の消費者製品の PFOA 含有状況

国内外における消費者製品への PFOA の含有量に関する情報を調査し、文献等で得られた情報を、製品群ごとにまとめて記載した。PFOA に関しては、国内では撤退が完了していることもあり、近年の国内における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も、国内外の製品含有情報をまとめて考察した。

なお、本書に記載する含有情報は、規制等の動向により、含有状況は経年推移することを想定し、2010 年 4 月に PFOS が化審法第一種特定化学物質に指定されたこと、また前述の PFOA StewardshipProgram や業界などの自主的な取組による 2015 年末までの PFOA の段階的な廃止などの動向を踏まえ、サンプル調達、測定及び公表の時期(表中においては「測定年」の欄に記載)を確認の上、原則 2012 年以降のものを対象とした。

---

[1] シーエムシー出版(2018). 撥水・撥油の技術と市場
※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。

[2] 国連 POPs 事務局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 twelfth meeting - Addendum to the risk profile on perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds, 2016(UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2)

表 3-1　衣料品等の PFOA 濃度(文献値)

製品種	国名	測定年	対象	検出/n	中央値	最大値	単位	文献
衣料品	北米	2017	Adult outdoor jackets	18/20	1.0	45	ng/g	CEC(2017)
		2017	Cycling jackets	2/2	27	51		
		2017	Waterproof trousers	7/10	0.91	5.5		
		2017	Baby mats, pads, or blankets	1/4	<LOD-1			
		2017	Children's outdoor jackets	10/11	1.1	8.6		
		2017	Adult ponchos/rainsuits	1/20	<LOD-0.03			
		2017	Children's ponchos/rainsuits	4/16	3.5	6.7		
	ノルウェー*	2015	Robin Windstopper	1/1		6.6		NCM(2017)
		2015	Latitude Jacket Marine	1/1		1.7		
		2015	Down jacket, child	1/1		4.6		
		2015	Wylie Kid's Jacket	0/1		<LOD		
		2015	Makalu Kid's Set	0/1		<LOD		
		2015	Richie Rainproof jacket junior	0/1		< LOD		
	タイ*	2016*	textile samples	22/32	-	14.14	μg/m²	Supreeyasunthorn ら(2016)
	デンマーク	2014	Softshell-suit	1/1		13		DEPA(2015)
		2014	Rain suit	3	0.35	0.64		
		2014	Infant sleeping bag	4	0.39	1.2		
	スウェーデン*	2014*	jackets	16	0.76	171		Knepper ら(2014)
手袋	北米	2017	Sport gloves	3/3	1.8	3.9	ng/g	CEC(2017)
		2017	Winter gloves	3/5	7.8	78		
	デンマーク	2014	Gloves	1		0.11	μg/m²	DEPA(2015)
		2014	Mittens	2	1.56	3.0		
よだれかけ	北米	2017	Baby/children's bibs	6/29	0.44	5.8	ng/g	CEC(2017)
靴	ノルウェー*	2015	JOBI walkingsko herr	1		<LOD	ng/g	NCM(2017)
		2015	DC Shoe Toddler trace	1		<LOD		

*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。

LOD：limit of detection（検出下限値）

表 3-2　カーペット等の PFOA 濃度(文献値)

製品種	国名	測定年	対象	検出/n	中央値	最大値	単位	文献
カーペット類	デンマーク	2015-2016	rug	5/5		0.17-5.9	ng/g	DEPA(2016)
	アメリカ	2007-2011	Mattress pad	1	7.14(%RSD35.1)			Liu ら(2014)
	ドイツ*	2010	Carpet	6	-	1.1		Kotthoff ら(2015)
	日本	2010	タイルカーペット	1		ND		Motegi ら(2012)
		2010	フロアマット	1/3		3		
テーブルクロス	ノルウェー	2014	Table cloth	1/2		1.91-6.32	μg/m²	Blom and Hanssen(2015)

*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。
RSD：relative standard deviation（相対標準偏差)、ND：not detectable（不検出）

表 3-3　食品包装等の PFOA 濃度(文献値)

製品種	国名	測定年	対象	検出/n	中央値	最大値	単位	文献
食品包装等	ノルウェー*	2016	Cupcake forms	1		0.03	μg/m²	NCM(2017)
		2016	Microwave popcorn bag	4		0.13-0.20		
	ノルウェー	2014	Baking paper	2		<LOD		Blom and Hanssen(2015)
		2014	Cupcake forms	1		<LOD		
		2014	Popcorn paper	2		<LOD		
		2014	Sandwich paper	1		1.22		
	タイ	2012*	Baking paper	-		0.13		Poothong ら(2012)
		2012*	Beverage cup	-		0.3-1.03		
		2012*	Dessert container	-		0.01-0.58		
		2012*	Fastfood container	-		0.04-1.61		
		2012*	Icecream cup	-		0.34-1.69		
		2012*	Instantfood cup	-		0.24-0.96		
		2012*	Microwave popcorn bag	-		0.01-0.17		
	スペイン	2014	Cinemapop-corn box	1		<MDL(2.2)	ng/g	Zabaleta ら(2016)
		2014	Coffeecup	1		<MDL(2.2)		
		2014	Frenchfries Wrapper	1		<MDL(2.2)		

		2014	Microwave popcorn bag	1	<MDL(2.2)		
		2014	Milkbottle	1	<MDL(2.2)		
		2014	Muffin cup	0/1	<MDL(2.2)		
		2014	Pizzabox	0/1	<MDL(2.2)		
		2014	Pre-cooked food wrapper	0/1	<MDL(2.2)		
	ギリシャ	2014*	Aluminium foil bag/wrapper	0/1	<LOD		Zafeiraki ら(2014)
		2014*	Beverage cup	0/1	<LOD		
		2014*	Fast food paper box	0/1	<LOD		
		2014*	Fast food wrapper	0/1	<LOD		
		2014*	Icecream cup	0/1	<LOD		
		2014*	Microwave bag	0/1	<LOD		
		2014*	Paper materials for baking	0/1	<LOD		
	エジプト	2013	Paper and cardboard materials	17	2.4 94		Shoeib ら(2016)
	スウェーデン	2013*	Baking paper	0/1	nd		Gebbink ら(2013)
		2013*	Board cup	0/1	nq		
		2013*	Burger box	0/1	nq		
		2013*	Burger greaseproof paper	0/1	nd		
		2013*	Fries box	0/1	nq		
		2013*	Microwave popcorn bag	0/1	nq		
		2013*	Oven safe paper	0/1	nd		
		2013*	Pizzagrease proofpaper	0/1	nq		
		2013*	Thai foodbox	0/1	nq		
	スペイン	2013*	Carboard cup	0/2	nd		Moreta ら(2013)
		2013*	Icecream tub	0/2	nd		
		2013*	Microwave popcorn bag	1/1	nd-14.0		
		2013*	Microwave popcorn bag	1/1	nd-15.2		
	スペイン	2012*	Microwave popcorn bag	1/1	53-198	ng/g	Martínez ら(2012)

*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。

LOD：limit of detection（検出下限値）、MDL：method detection limit（分析法の検出下限値）、nd：not detectable（不検出）

表 3-4　日用品(化粧品、デンタル用品)の PFOA 濃度(文献値)

製品種	国名	測定年	対象	検出/n	中央値	最大値	単位	文献
化粧品	日本、タイ、伊	2015	化粧品	23	-	1,960	ng/g-wet	雪岡ら(2018)
	日本	2015	リキッドファンデーション	5	41	-		雪岡ら(2016)
		2015	パウダーファンデーション	5	360	-		
		2015	化粧下地	5	40	-		
		2015	日焼け止め	5	34	-		
		2015	口紅	5	30	-		
		2015	マニキュア	5	132	-		
	日本	2011	Powder fundation	6	390	1,700	ng/g	Fujii ら(2013)
		2011	Liquid foundation	3	380	1,500		
		2011	Foundation	3	430	1,400		
		2011	Manicure	3	204	910		
		2011	Liquid makeup base	1		43		
		2011	Lip rouge	2	-	4.1		
		2011	Skin milk	3	1,700	2,320		
デンタル用品	ノルウェー	2014	Dental floss	1/2	<LOD(0.06)-13.1		ng/g	Blom and Hanssen(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。
LOD：limit of detection（検出下限値）

1 **表 3-5　その他の消費者製品の PFOA 濃度(文献値)**

製品種	国名	測定年	対象	検出/n	中央値	最大値	単位	文献
洗剤(食洗機用)	ノルウェー*	2016	Rinse Aid	2	0.75	0.75	μg/m²	NCM(2017)
	ノルウェー	2014	Dishwasher liquid	1/2	<LOD-0.56		ng/mL	Blom and Hanssen(2015)
床ワックス	ノルウェー*	2016	Floor polish	1		0.59	μg/m²	NCM(2017)
防水剤等	ノルウェー*	2016	Waterproofing shoe treatment	2/2	-	0.53	μg/m²	NCM(2017)
		2016	Waterproofing textile treatment	2/2	-	1.4		
		2016	Waterproofing textile /leather treatment	1		0.49		
	ノルウェー	2014	Lubricant for bicycles	1		1.63	ng/g	Blom and Hanssen(2015)
	ｽｳｪｰﾃﾞﾝ*	2014*	impregnation agents	1/5		0.26	ng/mL	Knepper ら(2014)
殺虫剤	日本	2008	殺蟻剤			120-1,300	ng/g	Motegi ら(2012)
靴用ワックス	ノルウェー*	2016	Shoe wax	1		0.53	μg/m²	NCM(2017)
	ノルウェー	2014	Waterproofing product, shoes	1/2	<LOD(0.06)-4.62		ng/mL	Blom and Hanssen(2015)
車用ワックス	ノルウェー*	2016	Car wax	2/2	-	2.8	μg/m²	NCM(2017)
	ノルウェー	2014	Car polish	2/2	-	0.51	ng/mL	Blom and Hanssen(2015)

2 *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。
3 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。
4 LOD：limit of detection（検出下限値）

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、収集した最近の文献情報における含有 PFOA の濃度は、2017 年にカナダで購入された中国製の大人用手袋(n = 5 のうち 3 つで検出)の 78 ng/g、またスウェーデンの調査における作業用ジャケット(n = 16)の 171 μg/m² が最も高かった。

カーペット類については、2012 年以降において PFOA が検出された報告はデンマークの 1 報のみであったため、それ以前の調査も参考としたところ、2007 から 2011 年に購入・収集したアメリカのマット(n = 1)4 か所から採取したサンプルの平均値 7.14(%RSD35.1) ng/g が最も高い報告値であった。国内では 2010 年に購入されたタイルカーペットでは PFOA は検出されず、3 製品のうち 1 つのフロアマットにおいて 3 ng/g の含有報告がある。

食品包装等については、2012 年の調査におけるタイのアイスクリームカップの 1.69 μg/m²、また同年の調査におけるスペインのポップコーンバッグ(n = 1)で最大 198 ng/g の PFOA が検出された。

化粧品については、雪岡らの 2018 年の報告における国内の化粧品(n = 23)で 1,960 ng/g-wet、また調査対象期間外であるが、藤井らの 2011 年の報告で国内の乳液(n = 3)の 2,320 ng/g が最大値となっている。

デンタル用品について得られた報告は 2014 年の 1 報(n = 2)のみであり、ノルウェーで<LOD(0.06)から 13.1 ng/g の範囲であった。

国内流通製品に対する、国による PFOA 含有の確認結果を、以下に記す。

◆ 環境省(2018)

2018 年度に環境省（委託先：みずほ情報総研）が「化学物質のフロー及びストックに関する情報収集・検討業務」を実施した。当該業務の中で、製品中の PFOA 等が分析されている。その結果を表 3-6 に示す。

表 3-6 国内の消費者製品の PFOA 濃度(環境省,2018)

製品種	対象	検出/n	N*=1	N*=2	単位
防汚・撥水剤	下地処理剤・撥水剤	1/1	4.5	4.9	ng/g
	自動車用つや出し液体コーティング剤	0/1	<1		
消火剤	ボール型投てき消火用具	1/1	8.4	9.1	
	エアゾール式簡易消火用具	0/1	<1		
防汚・撥水処理製品	撥水エプロン	1/1	4.0	3.9	
	防汚加工作業着	0/1	<1		
	防汚加工作業着	0/1	<1		
	靴(上履きのつま先部分)	0/1	<1		
シーラントテープ	耐熱付着防止用 PTFE テープ	0/1	<1		
	耐熱 PTFE テープ	1/1	1.2	1.6	

*1 つの対象製品について 2 回測定したそれぞれの結果。

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、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。

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。

◆ NITE(2019)

NITE は、文献調査による国内外の製品における PFOA 含有状況を踏まえ、含有の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品について、国内流通製品の含有、溶出及び放散の状況を確認した。

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。

対象製品のうち、オフィス用タイルカーペット（販売終了品）、乳幼児用よだれかけ、住宅用ワックス、衣料用撥水処理剤、ポップコーンバッグについて、PFOA の含有を確認した結果、オフィス用タイルカーペット（販売終了品）から 2 ng/g 程度の PFOA の含有が認められ、その他の製品については不検出(検出下限値：1～10 ng/g)であった。

3-3 室内環境等における濃度

PFOA 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、撤退は進んでいるものの、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気中濃度、ダスト[2]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)居住住居室内の空気中濃度、製品からの放散

PFOA の室内空気中濃度については、国内外において得られた近年の報告は限られていた。PFOA の物理化学的性状（沸点：188 ℃、蒸気圧：4.2Pa(25 ℃)）から、PFOA は空気中に揮発しにくく、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 2008 年と古い報告も含めた居住住宅室内の空気中濃度の調査結果を、表 3-7 に示す。

[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

[2] 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。

表 3-7　居住住宅室内空気中の PFOA 濃度（文献値）

国名	測定年	検出/n	濃度(pg/m³)	文献
フィンランド	2014-2015	57	中央値：15.2 最大値*：約 100	Winkens ら(2017)
カナダ	2008	152	平均値：28	Shoeib ら(2011)
日本(都内)	2007	1	54	松村ら(2008)
ノルウェー	2005	4/4	3.4-6.9	Barber ら(2007)

*目視によるグラフからの読み取り値。
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。

日本国内の居住住宅等の室内空気中 PFOA 濃度は、松村らによる 54 pg/m³(都内)の報告があるが、2007 年の n = 1 のデータであり、代表性の判断は難しい。国外では、2014～2015 年のフィンランドにおける子供の寝室(n = 57)の最大値（目視によるグラフからの読み取り値）が約 100 pg/m³（中央値：15.2 pg/m³）であり、2008 年のカナダにおける室内空気(n = 152)の平均値が、28 pg/m³との報告がある。

国内流通製品に対する、国による PFOA 放散速度[1]の確認結果を、以下に記す。

◆　環境省(2018)

3-2-1 で記載した環境省の調査において、PFOA の含有が認められた成形品である撥水エプロンとシーラントテープについて、放散試験が実施されている。

調査の結果を表 3-8 に示す。

表 3-8　国内の PFOA 含有成形品からの放散速度(環境省,2018)

試験温度	放散速度 (ng/(g･h))	放散速度 (ng/(cm²･h))
撥水エプロン		
20℃(推定)	0.010	0.00061
50℃	<0.021	<0.00013
60℃	0.074	0.00048
70℃	0.16	0.0011
70℃(二重)	0.2	0.0013
80℃	0.28	0.0018
耐熱 PTFE テープ		
20℃(推定)	0.0085	0.00023
50℃	-	-
60℃	0.019	0.00058
70℃	0.025	0.00074
70℃(二重)	-	-
80℃	0.066	0.0021

前述のとおり、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り、撥水エプロンは医療用のディスポーザブル、シーラントテープは屋外使用用途であるため、参考に留める。

[1] 製品からの PFOA の放散速度の結果と、その製品が設置してある室内環境条件（室内容積及び換気回数）を仮定することで、室内濃度に換算することができる。

◆ NITE(2019)

3-2-1 で記載した NITE の調査において、室内での占有面積が広く、主たる放散源となり得るカーペットに着目し、放散試験等[1]を実施した。2018 年 12 月に購入した家庭用のカーペットに加え、過去に PFOA による撥水・防汚処理がされたオフィス用タイルカーペット（販売終了品、PFOA 含有量：2 ng/g-製品程度）を入手し、確認の対象に加えた。その結果を表 3-9 に示す。

表 3-9　国内の消費者製品からの PFOA 放散速度(NITE,2019)

試験温度	放散速度* (ng/(m²･h))	壁面吸着量** (ng/チャンバー)
家庭用カーペット		
60℃	<LOD	<LOD
オフィス用タイルカーペット（販売終了品）		
40℃	-	0.184
60℃	<LOD	2.04

*検出下限値(LOD)：0.245 ng /m²/h　**検出下限値(LOD)：0.106ng/チャンバー

放散試験の結果、現在国内で販売されている家庭用カーペット、また、PFOA の含有が微量ながら確認された販売終了品のオフィス用カーペットともに、PFOA の放散は確認できなかった。一方で、販売終了品のオフィス用タイルカーペットの試験において、チャンバー壁面への PFOA の吸着が僅かながら認められた。

(2)居住住宅室内のダスト中濃度

日本国内の居住住宅室内等のダスト中の PFOA 濃度を確認したところ、森脇ら(2003)による 3,700 ng/g(最大値)と、勝又ら(2006)による 89 ng/g(最大値、中央値は 34 ng/g)の報告があったが、本書での収集対象とする測定年である 2012 年以降よりも古い情報であり、その濃度レベルにも幅があった。

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 3-10 のグレー背景部分）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。その結果を表 3-10 に示す。

[1] 20 L 小形チャンバーシステムの構成部材のうち、テフロン製部材の一部をポリプロピレン製部材またはステンレス製部材へ交換し、試験温度を 40 ℃及び 60 ℃、換気回数は 0.5 回/h として放散速度を測定した。また、放散試験終了後、メタノールを用いてチャンバー壁面を洗浄し、その洗浄液を濃縮して、吸着量を測定した。

1 表 3-10 ハウスダスト中の PFOA 濃度(文献値)(ng/g-ダスト)

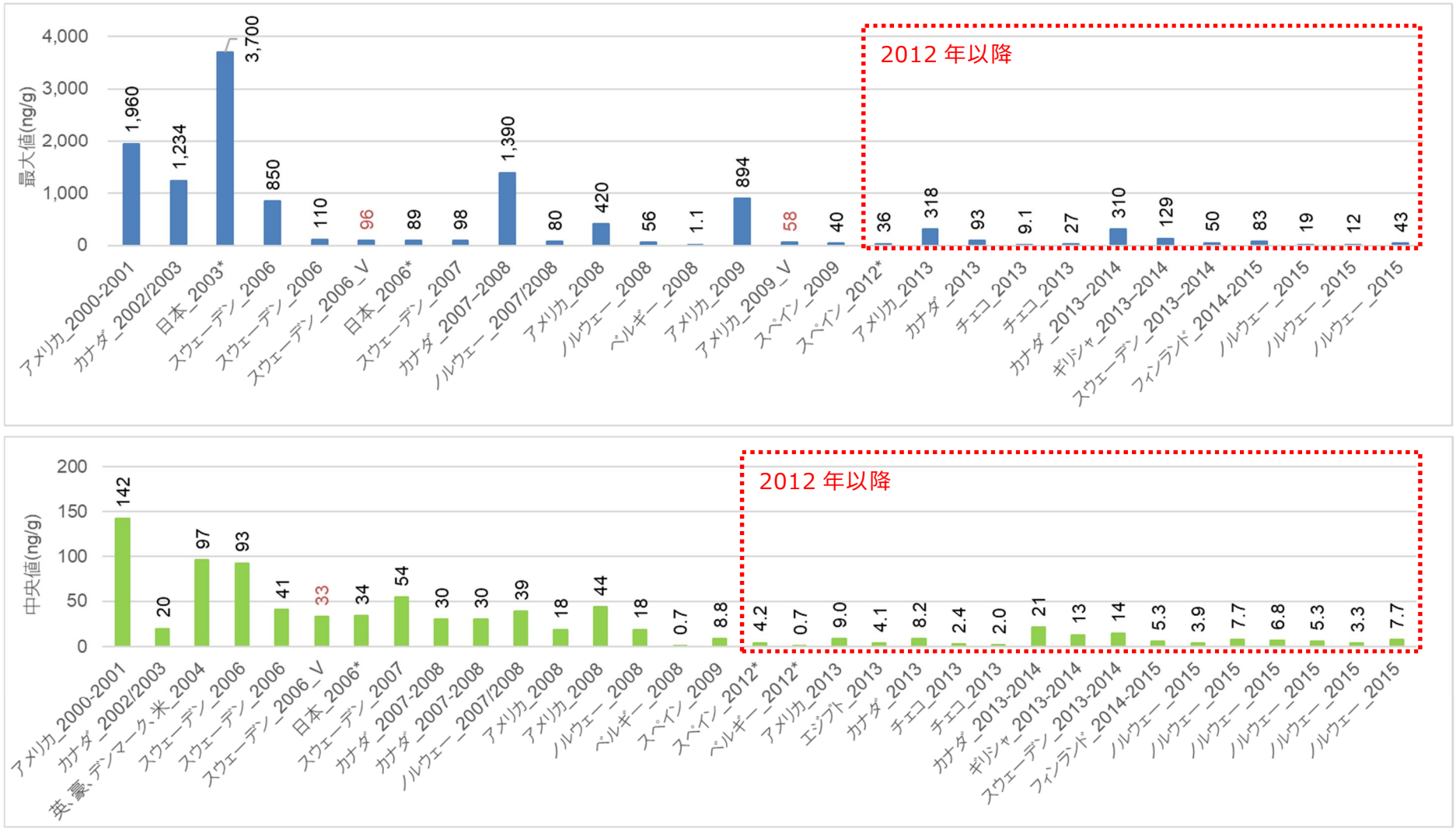
国名	測定年	対象	検出/n	中央値	最大値	文献
アメリカ	2000-2001	House dust	102	142	1,960	Strynar ら(2008)
カナダ	2002/2003	House dust	67	20	1,234	Kubwabo ら(2005)
日本	2003*	House dust	16	-	3,700	Moriwaki ら(2003)
英,豪,ﾃﾞﾝﾏｰｸ,米	2004	Dust	39	97	-	Kato ら(2009)
ｽｳｪｰﾃﾞﾝ	2006	Apartments	38	93	850	Bjorklund ら(2009)
	2006	Day care centers	10	41	110	
	2006_V	Cars	5	33	96	
日本	2006*	ハウスダスト	20	34	89	勝又ら(2006)
ｽｳｪｰﾃﾞﾝ	2007	Houses	10	54	98	Bjorklund ら(2009)
カナダ	2007-2008	House dust	102	30	-	Silva ら(2012)
カナダ	2007-2008	House dust	152	30	1,390	Shoeib ら(2011)
ﾉﾙｳｪｰ	2007/2008	living rooms	7	39	80	Haug ら(2011)
アメリカ	2008	Dust	41	18	-	Haug ら(2011)
アメリカ	2008	House dust	39	44	420	Knobeloch ら(2012)
ﾉﾙｳｪｰ	2008	Bookshelves and window sills	41	18	56	Haug ら(2011)
ベルギー	2008	House dust	45	0.7	1.1	D'Hollander ら (2010)
アメリカ	2009	House dust	30	-	894	Fraser ら(2013)
	2009_V	Vehicle dust	13	-	58	
スペイン	2009	House dust	10	8.8	40	Eriksson and Kärrman(2015)
中国	2010	House dust	28	-	-	Zhang ら(2010)
スペイン	2012*	House dust	10	4.2	36	Jogsten ら(2012)
ベルギー	2012*	House dust	43	0.7	-	Cornelis ら(2012)
アメリカ	2013	House dust	19/20	9.0	318	Karaskova ら(2016)
エジプト	2013	Homes,workplaces and cars	31	4.1	-	Shoeib ら(2016)
カナダ	2013	House dust	20/20	8.2	93	Karaskova ら(2016)
チェコ	2013	House dust	18	2.4	9.1	Lankova ら(2015)
チェコ	2013	House dust	11/16	2.0	27	Karaskova ら(2016)
カナダ	2013-2014	House dust	10	21	310	Eriksson and Kärrman(2015)
ギリシャ	2013-2014	House dust	7	13	129	
ｽｳｪｰﾃﾞﾝ	2013-2014	House dust	10	14	50	
ﾌｨﾝﾗﾝﾄﾞ	2014-2015	Children's bedrooms	65	5.3	83	Winkens ら(2018)
ﾉﾙｳｪｰ	2015	Bathroom	6	3.9	19	NILU(2015)
	2015	Bedroom Children	6	7.7	12	
	2015	Bedroom Parents	6	6.8	43	
	2015	Entrance	6	5.3	13	
	2015	Kitchen	6	3.3	8.5	
	2015	Living room	6	7.7	12	

2 *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。
3 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。
4

また、図 3-3 に、全ての収集データを測定年ごとに並べたグラフを示す。上段に最大値（縦軸の濃度の最大値：4,000 ng/g）、下段に中央値（縦軸の濃度の最大値：200 ng/g）を並べ、2012 年以降のデータを点線で囲った。また、自動車室内のダスト濃度について、測定年の後に“_V”と記述してグラフに加えた。

図 3-3 を見ると、ダスト濃度の最大値、中央値ともに、2000 年以降から経年的に減少している傾向がみられ、2009 年以降の濃度については、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、PFOS(C8)廃止及び PFOA の 2015 年末までの段階的な廃止などの動向が、室内中の製品やダストの濃度の減少につ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のであった。

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、古い国内データではなく、2012 年以降の期間にお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、2013 年のアメリカのハウスダスト(n = 20)の最大値 318 ng/g であった。また測定年が 2013-2014 年のカナダのハウスダスト(n = 10)の最大値も 310 ng/g と、アメリカに近い報告値であった。



*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。　_V：Vehicle dust

図 3-3　国内外の文献値の経年比較（室内ダスト中濃度の最大値および中央値）※最大値や中央値の記載のない文献は各グラフから除いた。

(3)製品からの溶出

PFOA 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かった。国外においては、繊維製品等に関する報告がある。

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)、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]の可能性が評価された。

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書では触れない。WP3a 及び WP3b における PFOA の溶出結果について表 3-11 及び表 3-12 に示す。

表 3-11　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)	濃度* (ng/cm²-製品)
Baby bib CEC_008	2.5	0.067
Baby bib CEC_009	0.21	0.0056
Children's rainsuit CEC_035	1.9	0.051
Waterproof changing table mat CEC_044	<LOD	-

*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。
LOD：limit of detection（検出下限値）

表 3-12　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/cm²-製品)
Adult outdoor jacket CEC_006	<LOD	-
Cycling gloves CEC_018	<LOD	-
Children's outdoor jacket CEC_036	0.05	0.0013
Adult outdoor jacket, Gore-Tex CEC_050	<LOD	-
Children's outdoor jacket CEC_069	0.42	0.011
Waterproof trousers CEC_078	0.17	0.0046
Waterproof trousers CEC_080	2.0	0.054
Children's gloves CEC_096	0.52	0.014
Waterproof trousers CEC_125	2.1	0.056
Winter gloves CEC_138	47	1.3
Adult outdoor jacket, Gore-Tex CEC_149	0.37	0.010

*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。
LOD：limit of detection（検出下限値）

国外の繊維製品からの PFOA 溶出濃度は、CEC の調査(2017)によると、人工唾液を用いた試験(n = 3/4)の最大値は、よだれかけからの 2.5 ng/g-製品であり、人工汗液を用いた試験(n = 8/11)の最大値は、冬用グローブからの溶出の 47 ng/g-製品であった。

[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。

日本国内の PFOA 含有製品からの溶出に係るデータを以下に示す。

◆ 環境省(2018)

3-2-1 で記載した環境省の調査において、PFOA の含有が認められた成形品である撥水エプロンとシーラントテープについて、溶出試験が実施されている。

試験は、廃棄後を想定した 13 号試験[1]に基づく溶出試験に加え、洗濯シナリオ（13 号試験の条件のうち、溶出液に弱アルカリ性の洗濯洗剤を添加、溶出時間を 10 分に変更。）による溶出についても実施している。その結果を表 3-13 に示す。

表 3-13 国内の PFOA 含有成形品からの溶出濃度(環境省,2018)

対象	撥水エプロン		耐熱 PTFE テープ		単位
試験方法	N = 1	N = 2	N = 1	N = 2	
13 号試験	250	260	94	120	ng/L
洗濯シナリオ	360	340	-	-	

◆ NITE(2019)

3-2-1 で記載した NITE の調査において、オフィス用カーペット（販売終了品）及び現在販売されている国内の消費者製品について、PFOA の溶出試験を行った。

試験は、乳幼児のマウジングによる経口摂取を想定した条件[2]で実施した。その結果を表 3-14 に示す。

表 3-14 国内の消費者製品からの PFOA 溶出濃度(NITE,2019)

対象	検出/n	濃度 (ng/mL-唾液)	濃度 (ng/g-製品)	濃度 (ng/cm²-製品)
オフィス用タイルカーペット (販売終了品)	1/1	0.076	1.76	0.95
家庭用カーペット	0/1	<LOD*	-	-
乳幼児用よだれかけ	0/1	<LOD	-	-
ポップコーンバッグ	0/1	<LOD	-	-

*検出下限値(LOD)：0.0007 ng/mL-唾液

国内製品のうち、オフィス用タイルカーペット(販売終了品)から、人工唾液への PFOA の溶出が確認された。表 3-14 は、4 時間の溶出後の PFOA 濃度であるが、別途確認した 1 時間後の濃度は 4 時間経過時点の 1/4 程度であり、24 時間後は 4 時間後の濃度と同程度であった。

現在販売されている家庭用カーペット、乳幼児用よだれかけ及びポップコーンバッグを用いた溶出液からは PFOA は検出されなかった。

[1] 環境庁告示 13 号　産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法：5 mm 辺以下に粉砕した試料に対し、純水との重量体積比が 10%となるように混合し、常温常圧において毎分 200 回で連続 6 時間振とうさせた際の水への溶出量を分析。

[2] 人工唾液は、Validation of methodologies for the release of diisononylphthalate (DINP) in saliva simulant from toys. EUR 19826 EN, 2001 に準拠したもの(pH6.8)を用い、37 ℃、回転数 250 rpm で 4 時間攪拌後の唾液への溶出量を分析。

4 有害性評価

PFOA については、PFOS などのパーフルオロ化合物のリスクが懸念され始めた 15 年ほど前から様々な評価機関で評価が行われてきた。評価機関によって様々な評価値が設定されてきたが、近年、パーフルオロ化合物のヒトにおける体内消失半減期などを考慮した生理学的薬物動態モデル（PBPK モデル）や疫学研究結果などの知見を用いた評価手法を採用する方向にあることより直近の数年の間に国際的な評価期間で設定された評価値として、米国環境保護庁（United States Environmental Protection, U.S.EPA)[1]、カナダ保健省（Health CANADA)[2]、あるいは欧州食品安全機関（European Food Safety Authority, EFSA)[3]の評価値について検討することが妥当であると考えられた。

U.S.EPA では、Lau et al. (2006)[4]により報告された、マウスの妊娠期（妊娠 1-17 日）強制経口投与ばく露による胎仔の前肢近位指節骨の骨化部位数の減少や雄の出生仔の性成熟促進を根拠に、参照用量（reference dose, RfD）0.00002 mg/kg/day を 2016 年に設定している。この値は、マウスの LOAEL（1 mg/kg/day）における平均血清濃度に基づき、PBPK モデルを用いて導出されたヒト等価用量 0.0053 mg/kg/day を、不確実係数 300（個体差 10、種間差 3、POD [point of departure]が LOAEL であるための 10）で除すことで導出されている。

2018 年に報告された Health CANADA の評価値は、Perkins et al. (2004)[5]による雄ラットの 90 日間混餌投与による肝細胞肥大及び肝細胞壊死を根拠に導出されている。PBPK モデルによりヒトとラットの血中 PFOA 濃度を比較することでラットの肝臓細胞肥大のベンチマークドース用量に相当するヒト等価用量 0.00053 mg/kg/day を算出し、不確実係数 25（個体差 10、種間差 2.5）で除すことで耐容一日摂取量（tolerable daily intake, TDI）を 0.000021 mg/kg/day と設定したが、結果的には、U.S.EPA の評価値導出根拠となるエンドポイントとは異なるものの、U.S.EPA が 2016 年に報告した

[1] U.S.EPA. (2016). Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). 822-R-16-005. (https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa_health_advisory_final-plain.pdf)

[2] Health CANADA. (2018). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Perfluorooctanoic Acid (PFOA). (https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-technical-document-perfluorooctanoic-acid.html)

[3] EFSA. (2018). Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA Journal, 16* (12), 5194. (https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5194)

[4] Lau C., Thibodeaux J.R., Hanson R.G., Narotsky MG., Rogers J.M., Lindstrom A.B., and Strynar M.J. (2006). Effects of perfluorooctanoic acid exposure during pregnancy in the mouse. *Toxicol. Sci. 90*, 510-518.

[5] Perkins R.G., Butenhoff J.L., Kennedy G.L. and Palazzolo M. (2004). 13-week dietary toxicity study of ammonium perfluorooctanoate (APFO) in male rats. *Drug Chem Toxicol. 27*, 361-378.

評価値と同様であった。

一方、EFSA は、2018 年に、TDI 0.8 ng/kg/day に相当する耐容週間摂取量（tolerable weekly intake, TWI）6 ng/kg/week を導出している。これは、PFOA の影響として、総血清コレステロールの増加が重要なものと考え、Steenland et al. (2009)[1]及び Eriksen et al. (2013)[2]に基づき、当該エンドポイントを根拠にヒト疫学研究データと PBPK モデルを用いて導出したものである。

これらの有害性評価値の中で、EFSA の有害性評価値が最も低いが、有害性評価値算出の基となっている総血清コレステロールの増加等のエンドポイントについては、評価値導出の根拠として採用することについて国際的な合意が得られているとは言い難い状況である。実際、オランダ国立公衆衛生環境研究（National Institute for Public Health and the Environment, RIVM)、デンマーク環境保護庁（EPA)やドイツ連邦リスクアセスメント研究所（BfR）が、EFSA の設定した評価値の科学的根拠（TWI の導出に用いたヒト疫学研究のエンドポイントの選択やデータ解析手法）に疑問を投げかけている。また、EFSA の評価結果が暫定的な性質のものであることも考慮し、本リスク評価における経口有害性評価値としては、動物試験の結果より導出された有害性評価値の中で最も低い U.S.EPA の RfD 0.00002 mg/kg/day を採用するのが適当と判断した。

U.S.EPA の値は、根拠とされている試験のエンドポイントは発生毒性であり短期間暴露の影響を指標としているが、影響が出る血中濃度に達するための長期的な平均暴露量を逆算し一日の平均暴露量を求めており、 U.S.EPA は、人の短期間及び慢性のリスク評価シナリオに適用可能であるとしている。

吸入影響については、指標値の導出に適した情報が得られなかったため、体重 50 kg、呼吸量 20 m^3/day、肺からの吸収率／経口投与の吸収率 1.0 を用いて、上記の経口有害性評価値 0.00002 mg/kg/day を経口吸入換算して得られた値 0.00005 mg/m^3 を吸入有害性評価値とした。

[1] Steenland K., Tinker S., Frisbee S., Ducatman A. and Vaccarino V., (2009). Association of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate with serum lipids among adults living near a chemical plant. *American Journal of Epidemiology, 170*, 1268–1278.

[2] Eriksen K.T., Raaschou-Nielsen O., McLaughlin J.K., Lipworth L., Tjønneland A., Overvad K. and Sørensen M., (2013). Association between plasma PFOA and PFOS levels and total cholesterol in a middle-aged Danish population. *PLoS ONE, 8*, e56969.

5 暴露評価

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。

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。

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象外とする。

5-1 暴露シナリオ

5-1-1 評価対象とする人の集団

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する。子供も対象とするのは、子供の乳幼児期においてものを口に含んだり舐めたりす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れるためである。

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。

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。

(1)体重

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]。

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

[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食量を考慮しており、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_1406_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

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。

(2)呼吸量

本リスク評価に用いる成人の呼吸量は 20 m^3/day とする。この値は、化審法における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。

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（Publication 71）の情報より、1 歳児で 5.16 m^3/day、5 歳児で 8.72 m^3 とされている。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 人を対象に平均 1 日吸入速度を測定した結果、呼吸量を 8.3 ± 1.4 m^3/day と推定している。この値は、国際放射線防護委員会（Publication 71）とほぼ一致している。

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）の 5 歳児の値である 8.72 m^3/day を採用する。

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 歳児の値を採用することは、若干安全側の設定であると考えられる。

(3)ダスト摂取量

PFOA の暴露量推定のためには、暴露におけるダスト摂取の寄与が大きいとされていることから、成人及び子供に関する 1 日当たりのダスト摂取量を把握する必要がある。

本書では、室内における消費者製品由来のダスト（ダスト化及びダストへの吸着）を評価対象とし、ダスト摂取量について調査した。

なお、土壌の摂取量に関する情報も国内外で存在し、食事の際に摂取した量として推定している場合などがあるが、過大な評価となる可能性があるため、ダスト摂取量には加えないこととした。

調査の結果、以下の情報が得られた。

a) ハウスダストのみ：100 mg/day（子供）、60 mg/day（成人）
　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
b) 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*

オランダ RIVM の報告書[1]におけるハウスダスト摂取量の保守的な推奨値

c) 100 mg/day（子供）、50 mg/day（成人）
厚生労働科学研究報告書[2]で採用されているハウスダスト摂取量

d) 50 mg/day（成人）
AIST-ICET[3]で採用されているハウスダスト摂取量

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 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 100 mg/day、12 歳から成人を 60 mg/day としている。

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 100 mg/day、成人を 50 mg/day としている。

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るが、共に b）の RIVM の報告書が参照されている。

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 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 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。

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)のうち最も多い 60 mg/day を採用した。

(4)マウジング行動時間

子供のマウジング行動時間については、以下の情報が得られた。

本評価でマウジングの対象としたよだれかけは、顔や口の近傍に存在し、衣類等の布や紙製品と比較しよりマウジングの時間や頻度の値が大きくなる可能性が考えられる。よって本項目の設定では、以下と同様の情報源に記載の、布及び紙に限定せず、おしゃぶりを除くすべてのマウジング時間を加算し、設定値とすることとした。

a） 70 min/day、90 min/day
Canada の HBCD のリスク評価書（Canada-HBCD）[4]採用情報からの計算

[1] RIVM. (2008). Exposure to chemicals via house dust. *RIVM Report 609021064.*
[2] 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
[3] 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。）
[4] Environment Canada, Health Canada. (2011). Screening Assessment Rport on Hexabromocyclododecane.

b) 10 min/day
EU の HBCD のリスク評価書（EU-RAR-HBCD）[1]採用値
c) 90 min/day
厚生労働省によるフタル酸エステルのリスク評価[2]で引用されている杉田らの文献[3]の中のグラフからの読み取り

a）の Canada-HBCD のマウジング時間は、U.S.EPA の子供用暴露係数ハンドブック（CSEFH）[4]のデータに基づいて設定されている。Canada-HBCD では、このハンドブックに記載の 2 種類の情報源のマウジングをする子供を対象とした平均時間を採用している。当該情報源のうち、おしゃぶりを除くマウジング時間で最も長いものは、月齢 0～18 か月児の 70 min/day(n = 46)、6～9 か月児の 90 min/day(n = 15)であった。なお、CSEFH において他の推奨値も設定されているが、対象の区分が多岐にわたり、対象物の明確な判断が困難であったため、ここでは取り上げない。

b）の EU-RAR-HBCD のマウジング時間は、米国の消費者安全委員会の調査結果の 95%ile を採用しさらに、対象製品をマウジングする頻度は、3 日に一度であると仮定して 10 min/day としている。

c）の杉田らの文献には、日本の乳幼児のマウジング行動の実態を把握するため、全国各地の 6～10 か月児 25 人を対象に、2 日間で合計 150 分間、親がビデオカメラで撮影した児の行動を基にした調査結果が含まれている。月齢ごとのマウジング時間は、「おしゃぶり」、「指・身体」、「玩具」、「玩具以外の合成樹脂」、「その他（布、紙など）」の別に秒単位で計測され、棒グラフで示されている。このグラフからの読み取り値で、おしゃぶりを除く最も長い時間は、7 か月の約 90 分であり、本報告で最もマウジング時間の長い期間として対象とされた 6～10 か月の平均値は約 74 分であった。

よって本評価では、よだれかけのマウジング時間として、a)及び国内の報告である c)において、おしゃぶりを除くマウジング時間で最も長い報告値である 90 min/day を採用することとした。

なお、a)の 90 min/day の情報源及び c)の杉田らの報告には、指を対象とした区分があり、それぞれ、49 min/day（6～9 か月児）、約 23 min/day（7 か月児）であった。この時間もよだれかけのマウジング時間から除くと、41 min/day、67 min/day となる。

---

[1] European Chemicals Bureau, European Union. (2008). Risk Assessment Report, Hexabromocyclododecane, CAS No: 25637-99-4, EINECS No: 247-148-4.

[2] 厚生労働省、薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会器具・容器包装部会（平成 22 年 2 月 22 日開催）
http://www.mhlw.go.jp/shingi/2010/02/s0222-6.html
資料 1－1　おもちゃに係るフタル酸エステルの規格基準の一部改正について（案）
（薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会器具・容器包装部会 平成 22 年 2 月 22 日）
別添 2　おもちゃの Mouthing によるフタル酸エステルの暴露
http://www.mhlw.go.jp/shingi/2010/02/dl/s0222-6d.pdf
別添 3　リスクの試算　http://www.mhlw.go.jp/shingi/2010/02/dl/s0222-6e.pdf

[3] 杉田たき子　ら、乳幼児用軟質ポリ塩化ビニル製玩具からのフタル酸エステル暴露量の推定、食品衛生学雑誌、Vol. 44　No. 2、pp.96-102、2003

[4] U.S.EPA. (2008). Child-Specific Exposure Factors Handbook. *EPA/600/R-06/096F.*

(5)マウジング面積

子供のマウジング行動における 1 日当たりのマウジング面積については、以下の情報が得られた。

a) 50 cm^2
Canada-HBCD 採用値
b) 50 cm^2
EU-RAR-HBCD 採用値
c) 10 cm^2
RIVM- Childrens Toys Fact Sheet [1]採用値

マウジング面積については、a) の Canada-HBCD では、米国の National Research Council（NRC）の HBCD のリスク評価書で採用されている値であることを根拠に 50 cm^2 を採用していた。そこで、NRC の根拠について調査した結果、7.75 in^2 の織物をしゃぶるとした値であり、これは、NRC のリスク評価のための小委員会で適切な値として推定されたとのことであった。

b)の EU-RAR-HBCD では、その根拠については明確ではないが、1 日当たりの合計値を 50 cm^2 と仮定していた。

c)の RIVM の報告書では、子供用玩具からの DINP の唾液溶出試験におけるマウジング面積を 10 cm^2 としていた。

c)のマウジング面積は、試験上使用した器具のサイズによるものであることから採用対象とはせず、より広い面積である 50 cm^2 を、本評価において用いることとした。

5-1-2 暴露環境と発生源

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 PFOA を含有する製品の使用に伴う又はそれに起因するダスト等から PFOA に暴露する可能性が考えられる。

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、その数は限られるがいくつか得られ、表 3-10 及び 図 3-3 のとおり、その濃度が居住住居室内のダスト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。

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仮定し、暴露およびリスク評価を行うこととする。居住住居室内及び身の回りの製品における PFOA 含有

[1] RIVM._(2002)._Childrens Toys Fact Sheet, The Dutch National Institute for Public Health and the Environment , *RIVM Report 61281002*,

製品のイメージを図 5-1 に示す。

3-2 の含有製品と濃度の確認において、PFOA を含有する製品種、検出率及び含有濃度は様々であった。本リス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、接触頻度及び接触面積が大きいと考えられるカーペット、乳幼児のマウジングの可能性がある顔周辺に位置する機会のある繊維製品を主たるものとし、居住住宅の室内空気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、暴露評価を行うこととする。



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

5-1-3 暴露経路・シナリオの設定

PFOA 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、モニタリング情報においても、居住住宅室内の空気中の濃度や放散速度の報告は古いものしか得られなかった。しかしながら、国内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。

一方で、ダスト中では、得られた国内外の居住住宅の調査の全てにおいて PFOA が検出されている。本評価では、PFOA が居住住宅室内（自動車室内は前述のとおり居住住居室内で代表する。）においてダストに吸着又は自身が粒子化し、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、暴露量を推定する。

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、すべて経口摂取として評価することとする。

マウジングによる経口経路の暴露では、マウジングにより唾液中に移行した PFOA を経口摂取すると仮定した推定を行う。

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

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）に溶出した PFOA が皮膚を介して吸収されると仮定して推定を行う。

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。

◆ 居住住宅室内で想定される暴露シナリオ

3 章に示したように、居住住宅室内の複数の製品に PFOA が含有されているとの報告がある。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含まれている。しかし、現状では、PFOA が含有されている製品の普及率や設置状況は不明である。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行動を代表とした暴露シナリオを設定して評価を行う。

居住住宅室内の暴露評価では、3 章で得られた PFOA 含有製品情報と、居住住宅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 4 種類を設定する。

i. 居住住宅室内の空気中 PFOA の吸入経路の暴露
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
iii. 居住住宅室内で PFOA を含有するよだれかけをマウジングする（しゃぶる）ことによる経口経路の暴露（子供のみ）
iv. 居住住宅室内に存在する PFOA 含有カーペットに触れることによる経皮経路の暴露

5-2 暴露量推定

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を代入し暴露量を算出する。

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）。

5-2-1 居住住宅室内

i：居住住宅室内の空気中 PFOA の吸入経路の暴露

(1)推定方法と暴露量

ここでは、居住住宅室内滞在時間において、室内空気中に存在する PFOA を吸入すると仮定し、その暴露量を推定する。

推定暴露量は、以下の式 5-1 を用いて算出した。

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

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 居住住宅室内の空気中 PFOA 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
居住住宅室内空気中濃度（ng/m³）	0.15		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（m³/day）	20	8.72	5-1-1 (2)
体重（kg）	50	15.2	5-1-1 (1)

以上から、居住住宅室内空気中の PFOA の吸入経路の推定暴露量は、成人が 0.060 ng/kg/day、子供が 0.086 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気中濃度の設定根拠を示す。

■ 居住住宅室内の空気中濃度

国内外における居住住宅室内の空気中濃度のモニタリング情報は限られており、近年の報告は得られなかった。古いデータも含めた収集範囲における最大濃度は、松村らによる 54 pg/m³(都内,2007 年,n = 1)であった。国外では、2014～2015 年のフィンランドにおける子供の寝室(n = 57)の最大値（目視によるグラフからの読み取り値）が約 100 pg/m³ であり、カナダの 2008 年における室内空気(n = 152)の平均値が、28 pg/m³ との報告がある。(表 3-7)

室内の消費者製品からの放散に関しては、NITE で行った家庭用カーペット及びオフィス用タイルカーペット（販売終了品）を用いた放散を確認し、どちらの製品からも PFOA の放散は認められなかったが、既報と比較すると検出下限値が高い(0.6 ng/m³)ため、参考にとどめる。

また比較として、室外の大気中濃度について記す。環境省による平成 29 年度モニタリング調査[1]によると、温暖期の大気中(n = 37/37)の PFOA 濃度は、幾何平均値 14 pg/m³(2～150 pg/m³)、中央値は 13 pg/m³ であった。

本リスク評価で居住住宅室内の空気中濃度として用いる値は、室内の濃度ではないが、平成 29 年度の国内の大気モニタリング調査の最大値（宮崎県宮崎市、9 月）が、得られた濃度のうち最も高かったため、150 pg/m³(0.15 ng/m³)とする。

本評価では、調査した範囲で得られた最大値である 150 pg/m³(環境省,2017)を採用することとした。Jogsten ら(2012)のスペインにおける調査でも、室内の検出は見られなかったが、屋外で最大 8.6 pg/m³ の PFOA が確認されたという報告がある。屋外の大気中濃度を室内濃度として採用する場合の不確実さは不明であるが、大気中濃度の幾何平均値及び中央値と比較した場合は 10 倍程度大きく、また室内濃度では 2007 年の国内及び 2008 年のカナダの平均値と比較して 3～5 倍、2014～2015 年のフィンランドの

[1] 平成 29 年度 化学物質環境実態調査 調査結果報告書(環境省,2018)

中央値と比較して 10 倍程度高い濃度となる。

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。

また、国内の室内濃度については、近年の報告が得られなかったが、国外の室内濃度については、建築物の構造とそれに伴う換気状況、設置製品や人の生活行動が日本人とは異なる場合が多いと考えられるため、本評価では参考にとどめる。また店舗やスキーワックス作業環境の報告もあるが、労働環境は対象外とした。

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 PFOA 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。

経口暴露量

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

式 5-2

式 5-2 に代入するパラメータを表 5-2 に示す。

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）	318		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)

以上から、居住住宅室内のダストに吸着した PFOA の非意図的経口推定暴露量は、成人が 0.38 ng/kg/day、子供が 2.1 ng/kg/day となった。

[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,2016)
[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

(2)パラメータの設定根拠

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。

■ 居住住宅室内ダスト中の PFOA 濃度

ダストの非意図的摂取による PFOA 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、森脇ら(2003)による 3,700 ng/g(n = 16 の最大値、中央値の記載はなく平均値は 178 ng/g)と、勝又ら(2006)による 89 ng/g(n = 20 の最大値、中央値は 34 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り、その濃度レベルにも幅があった。また、収集した室内ダスト濃度の経年変化（図 3-3）を見ると、ダスト濃度の最大値、中央値ともに、2000 年以降から経年的に減少している傾向がみられ、2009 年以降の濃度については、ほぼ横ばいであった。

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 年のアメリカ（n = 20)の最大値 318 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 318 ng/g(Karaskova ら,2016)を採用した。同報告の中央値は 9.0 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、7.0 ng/g であった。

室内のダスト中濃度の値として 318 ng/g を採用することは、中央値レベルと比較して 30～50 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 : 居住住宅室内で PFOA を含有するよだれかけをマウジングすることによる経口経路の暴露（子供のみ）

(1)推定方法と暴露量

5-1-2 に示したように、居住住宅室内におけるマウジングによる経口暴露に関し、POPRC の文書には含有製品としての記載はなかったが、CEC による 2017 年の調査において、PFOA の含有の報告があった。その他の含有製品と比較して最も子供のマウジングの可能性が高いと考えられることから、本評価ではマウジングの対象としてよだれかけを代表とし、暴露評価を行うこととする。

マウジング行動は子供に特有の行動であると考えられることから、成人については対象外とし、子供のみの経口暴露量を推定する。なお、本評価では子供の期間は 6 歳までとしているが、よだれかけを 6 歳まで常に着用するケースは稀であると考えられるため、着用期間を別途設定し、3 年間とした。

推定暴露量は、以下の式 5-3 を用いて算出した。

経口暴露量

$$= \frac{\text{溶出速度}(ng/cm^2/min) \times \text{ﾏｳｼﾞﾝｸﾞ面積}(cm^2) \times \text{ﾏｳｼﾞﾝｸﾞ時間}(min/day) \times \text{着用期間比率} \times \text{体内吸収率}}{\text{体重}(kg)}$$

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 PFOA 含有よだれかけをマウジングすることによる経口暴露量推定に係るパラメータ

項目	子供	設定経緯の参照先
溶出速度（ng/cm²/min）	1.1×10^{-3}	本節 (2)
着用期間比率（無次元）：子供期	0.5	3year / 6year
よだれかけ着用期間（year）	3	本節 (1)
マウジング時間（min/day）	90	5-1-1 (4)
マウジング面積（cm²）	50	5-1-1 (5)
体内吸収率（無次元）	1	本節 (2)
体重（kg）	15.2	5-1-1 (1)

以上から、子供が PFOA 含有よだれかけをマウジングすることによる PFOA の経口推定暴露量は、0.17 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 PFOA 含有よだれかけからの溶出速度の設定根拠を示す。

■ 溶出量・溶出速度

子供のマウジングによる PFOA の経口暴露量を推定するため、マウジングの対象となる可能性が高い消費者製品として国内外のよだれかけに含有される濃度等について調査した。国内での文献等による報告はなかったため、NITE により国内流通商品(防水等の記載があるもの、n = 1)の含有を確認したところ、PFOA の含有は認められなかった。

国外では、北米の 2017 年の調査において、29 のよだれかけのうち、6 つの製品で PFOA の含有が検出され、そのうちの 2 製品について人工唾液を用いた溶出試験が実施されている。その結果、1 時間で最大 2.5 ng/g-製品の PFOA の溶出が報告されている。（表 3-11）

本リスク評価で用いるよだれかけからの溶出速度は、国外のデータではあるが、1 時間の人工唾液への溶出で確認された溶出濃度 2.5 ng/g-製品に基づき、測定対象とした製品の面積当たり重量比の平均から換算した 1.1×10^{-3} ng/cm²-製品/min とする。

本評価では、調査で得られたよだれかけからの溶出濃度の最大値である 2.5 ng/g-唾液(CEC,2017)を採用した。しかしながら、よだれかけについての報告は少なく、NITE での国内販売品の 4 時間の溶出試験においては、PFOA の検出は認められなかった（検出下限値：0.002 ng/L-唾液、製品面積に換算すると、1.0×10^{-4} ng/cm²-製品/min）。CEC

の調査においても、対象としたよだれかけの PFOA 検出率は 6/29(21%)であり、中央値は 0.44 ng/g であった。よだれかけからの含有-溶出比が一定であると仮定すると、採用値は、中央値レベルと比較して 10 倍程度暴露量を大きく見積もる設定となっている。

■ 体内（経口）吸収率

PFOA の経口吸収率に関しては、デンマークの評価書(デンマーク EPA,2015)による PFASs の暴露評価において 0.9 が設定されている。しかしながら、値の根拠の記載はなく、消化管において PFOA がほぼ完全に吸収されるとして、食事からの吸収率を約 90%としている。本評価においては当該吸収率は採用せず、100%とする。

iv：居住住宅室内に存在する PFOA 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 PFOA 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 PFOA 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 5-4 を用いて算出した。

経皮暴露量

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

式 5-4

式 5-4 に代入するパラメータを表 5-4 に示す。

表 5-4　PFOA 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（$\mathrm{cm^2/day}$）	3,065	1,345	本節 (2)
水相（汗）厚さ（cm）	0.01		本節 (2)
水相（汗）中濃度（$\mathrm{ng/mL(cm^3)}$）	0.076		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、PFOA 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 9.3×10^{-4} ng/kg/day、子供で 1.3×10^{-3} ng/kg/day となった。

(2)パラメータの設定根拠

以下に、表 5-4 に示した居住住宅室内の PFOA 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 PFOA 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。

a) 成人：1,918 cm^2（体重：60 kg）
　乳児：333 cm^2（体重：5.8 kg）
　幼児：606 cm^2（体重：12.9 kg）
　NICNAS-HBCD の採用値
b) 成人：3,065 cm^2（体重：50 kg、身長：160 cm）
　子供：1,345 cm^2（体重：15.2 kg、身長：100 cm）
　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じた推定値）

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、暴露に関与する 1 日当たりの皮膚表面積を 1,918 cm^2 と設定している。子供の皮膚表面積は、成人の表面積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 cm^2、幼児（体重 12.6 kg）を 606 cm^2 としている。

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（耳、二の腕、手）と仮定）を乗じた推定値である。

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 cm^2（成人）、1,345 cm^2（子供）とする。

【日本人の接触表面積算出について】

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、

[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

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、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 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、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。

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。

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 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出後平均した。

成人、子供の部位別体表面積を表 5-5 に示す。

表 5-5　全身体表面積及び部位別体表面積（単位：cm^2）

	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**

この表 5-5 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 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 日当たりの接触可能体表面積は、表 5-6 となる。

表 5-6　1 日中常に接触可能な部位別体表面積（単位：cm^2/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**

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。

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、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ありえない。また、カー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られる。

■ 水相（汗）厚さ

皮膚表面上の水相厚さに関して、以下の情報が得られた。

a) 皮膚表面水相厚さ：0.01 cm
　NICNAS-HBCD
b) 皮膚表面水層（相）厚さ：0.01 cm
　AIST-ICET のデフォルト設定値

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。

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。

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 cm とする。

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。

■ 皮膚表面上の水相（汗）中の PFOA 濃度

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告は北米における調査(CEC,2017)のみであった。(表 3-12) しかしながら当該調査は繊

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

維製品ではあるものの、皮膚への接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。

よって、本リスク評価書では、人工唾液と人工汗液の組成が、同一ではないが含有物質の種類が類似していること、対象製品が暴露シナリオと同一であるタイルカーペット（販売終了品）を用いた NITE の溶出試験(2019)の結果を採用し、水相（汗）中の濃度を 0.076 ng/mL とすることとした。

採用した試験結果は、マウジングを想定した人工唾液を用いた試験であり、人工汗液への溶出状況とは異なる可能性がある。また試験片は 2 cm 角に裁断されており、本来接触のない部分からの溶出も含めた溶出濃度をカウントしている可能性がある。また、溶出濃度を採用したカーペットはオフィス用の販売終了品であり、NITE の同試験において、販売中の家庭用カーペットからは PFOA の溶出は見られなかったことから、その程度については不明であるが安全側の設定であると考えられる。

■ 体内（皮膚）吸収率

皮膚から PFOA 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 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。

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)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る。

なお、経皮接触が想定される製品は、化審法の対象範囲ではないが、化粧品における PFOA の含有報告があり、3 章のとおり、2015 年に購入した日本、タイ、イタリアの化粧品(n = 23)を対象とした調査において、最大 1,960 ng/g、また 2011 年に国内で購入した化粧品(n = 3)のうち、乳液で最大 2,320 ng/g の PFOA の含有が確認されている。（表 3-4）

仮に、これらのうち濃度のより高い乳液を、成人期に毎日 0.1g 使用(雪岡ら,2018)し、その 2%が経皮吸収されるとした場合、乳液を使用することによる経皮経路の推定暴露量は、成人で 0.093 ng/kg/day となり、カーペットからの推定暴露量と比較し大きな寄与となることが推察された。

ただしこの推計においても、最高濃度が確認された同一の乳液を、7 歳から 70 歳の 64 年間毎日使用するという過大な設定となっていることに注意が必要である。

5-3 推定暴露量（生涯平均化-合計推定暴露量）

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、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。

4章で示した有害性評価値は、慢性毒性に関しての値である。慢性の有害性評価値とは、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評価を行うことはできない。

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）と、成人期の2ケースの暴露量を推定している。

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年と仮定し、子供の期間6年間においてその暴露量が変化なく継続し、続く64年間は成人の暴露量が継続するとして以下の式 5-5 で生涯平均化した合計暴露量を推定できる[2]。

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 5-5

本リスク評価書では、PFOA 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 5-7 に示す。

表 5-7　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	0.086	0.060	0.062
経口	ii.室内ダストの摂取	2.1	0.38	0.53
	iii.よだれかけのマウジング	0.17	－	0.014
経皮	iv.カーペットとの皮膚接触	1.3×10^{-3}	9.3×10^{-4}	9.7×10^{-4}
合計推定暴露量		2.3	0.44	0.61

以上の結果から、PFOA 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 0.61 ng/kg/day となり、この値を用いてリスク評価を行う。

[1] U.S.EPA. (1992). Guidelines for Exposure Assessment. 2. GENERAL CONCEPTS IN EXPOSURE ASSESSMENT. *EPA/600/Z-92/001.*

[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食量を考慮しており、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。

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 U.S.EPA の RfD(20 ng/kg/day)を用いる。

$$\text{ハザード比} = \frac{\text{生涯平均化した合計推定暴露量}(\text{ng/kg/day})}{\text{有害性評価値}(\text{ng/kg/day})} = \frac{0.61\ (\text{ng/kg/day})}{20\ (\text{ng/kg/day})} = 0.030$$

生涯平均化した合計推定暴露量　：　0.61 ng/kg/day
有害性評価値　：　20 ng/kg/day
ハザード比（HQ）　：　0.030

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 PFOA 含有消費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考えられる。

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。

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
（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	0.086	0.060	0.062	3.1×10^{-3}
経口	ii.室内ダストの摂取	2.1	0.38	0.53	0.026
	iii.よだれかけのマウジング	0.17	－	0.014	7.1×10^{-4}
経皮	iv.カーペットとの皮膚接触	1.3×10^{-3}	9.3×10^{-4}	9.7×10^{-4}	4.8×10^{-5}
合計推定暴露量		2.3	0.44	0.61	0.030
HQ		0.12	0.022	0.030	

上記の結果から、居住住宅室内における PFOA の暴露量は、成人、子供ともにダ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、全経路の合計の 9 割程度（成人期：86%、子供期：89%）を占めることが分かった。

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

住住宅室内等の清掃を適宜実施し、PFOA 含有ダストを除去することで、PFOA 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供がいる場合には、PFOA 含有製品の有無に限らず、ダスト中濃度及び摂取量を清掃等によって抑えることが重要である。

吸入暴露量の推定において、屋外の大気モニタリング濃度の最大値を用いたが、大気濃度の中央値や過去の室内濃度と比較し、3～10 倍程度大きい値となっている。経皮接触による暴露についても、水相（汗）の厚さの仮定に起因する不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 1 桁又は 2 桁程度の不確かさがあったとしても、リスク判定結果には影響がない。

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、国外も含めた 2012 年以降の報告の中の最大値（アメリカにおける 2013 年の調査結果）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すると、30～50 倍程度の値であることにも留意すべきである。

なお、5 章において、経皮経路のうち、化審法対象外である化粧品からの推定暴露量が、カーペットと比較し高い可能性があると記載した。仮に化粧品の暴露量を上記の推定暴露量に加算した場合、成人期の暴露量は 0.54 ng/kg/day となる。

生涯平均化した合計推定暴露量を、4 章で採用された有害性評価値（20 ng/kg/day)と比較した場合、HQ は 0.035 となる。

表 6-2　（参考）製品等を経由した暴露量及びリスク評価結果一覧
（化粧品含む、成人期のみ）（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	0.086	0.060	0.062	3.1×10^{-3}
経口	ii.室内ダストの摂取	2.1	0.38	0.53	0.026
	iii.よだれかけのマウジング	0.17	－	0.014	7.1×10^{-4}
経皮	iv.カーペットとの皮膚接触	1.3×10^{-3}	9.3×10^{-4}	9.7×10^{-4}	4.8×10^{-5}
	(化審法外)化粧品	－	0.093	0.085	4.2×10^{-3}
合計推定暴露量		2.3	0.54	0.69	0.035
HQ		0.12	0.027	0.035	

上記のとおり、PFOA を含有する化粧品の使用により、製品等を経由した人へのリスクは増加する可能性があることから、注意が必要である。

ただし、化粧品の暴露量推計は、最高濃度が確認された同一の乳液を、7 歳から 70 歳の 64 年間毎日使用するという仮定の下で行われているため、過大な見積もりである可能性がある。

7 まとめと考察

リスク評価の結果、ハザード比は 1 未満となり、現状の使用状況であればリスクの懸念はなく、現在各居住住宅等にある PFOA 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考える。

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。

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。

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、十分な暴露マージンがあるという結果と考える。

その他の考察

本書の暴露評価では、暴露の可能性が最も高いと思われる製品について、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。また参考までに、化審法の対象外である化粧品についても、暴露の寄与が少なからずあると思われたため、一部考察に加えた。しかしながら、PFOA 等を含む製品はその機能性から多岐にわたり、その寿命や廃棄の時期も多様であるため、すべての製品種について言及できているとはいえない。

一方で、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 PFOA 含有製品が居住住宅室内等で増加することは考え難い。

また、PFOA 関連物質をはじめとしたその他の PFASs 中の不純物、分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な情報に基づく評価が必要である。

有害性評価においては、現在公的機関から公表されている有害性評価値のうち、U.S.EPA による飲料水に関する値を設定しているが、近年アメリカのいくつかの州や他の公的機関からより厳しい基準値や有害性評価値が提案されている。それらの値を用いたリスク評価の結果及び考察は、前述の結果とは異なるものになる可能性があるが、有害性評価値の採用については、その値だけでなく、設定根拠及び暴露シナリオ等との整合性も踏まえ、検討すべきである。

8 参照文献

Barber, J. L., Berger, U., Chaemfa, C., Huber, S., Jahnke, A., Temme, C., & Jones, K. C. (2007). Analysis of per-and polyfluorinated alkyl substances in air samples from Northwest Europe. *Journal of Environmental Monitoring*, *9*(6), 530-541.

Björklund, J. A., Thuresson, K., & De Wit, C. A. (2009). Perfluoroalkyl compounds (PFCs) in indoor dust: concentrations, human exposure estimates, and sources. *Environmental science & technology, 43*(7), 2276-2281.

Blom, C., & Hanssen, L. (2015). Analysis of per-and polyfluorinated substances in articles.

Commission for Environmental Cooperation. (2017). Furthering the Understanding of the Migration of Chemicals from Consumer Products – A Study of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Clothing, Apparel, and Children's Items. Montreal, Canada: Commission for Environmental Cooperation. 201 pp.

Cornelis, C., D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Smolders, R., Van Den Heuvel, R., ... & Bervoets, L. (2012). First assessment of population exposure to perfluorinated compounds in Flanders, Belgium. *Chemosphere, 86*(3), 308-314.

The Danish Environmental Protection Agency. (2015). Polyfluoroalkyl substances (PFASs) in textiles for children. Survey of chemical substances in consumer products, No. 136, 2015.

The Danish Environmental Protection Agency. (2016). Survey and risk assessment of chemical substances in rugs for children. Survey of chemical substances in consumer products No. 147, 2016.

D'Hollander, W., de Voogt, P., De Coen, W., & Bervoets, L. (2010). Perfluorinated substances in human food and other sources of human exposure. In Reviews of *Environmental Contamination and Toxicology. Volume 208* (pp. 179-215). Springer, New York, NY.

EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). (2018). Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA Journal 2018*, *16*(12), 5194.

Eriksson, U., & Kaärrman, A. (2015). World-wide indoor exposure to polyfluoroalkyl phosphate esters (PAPs) and other PFASs in household dust. *Environmental science & technology, 49*(24), 14503-14511.

Fraser, A. J., Webster, T. F., Watkins, D. J., Strynar, M. J., Kato, K., Calafat, A. M., ... & McClean, M. D. (2013). Polyfluorinated compounds in dust from homes, offices, and vehicles as predictors of concentrations in office workers' serum. *Environment international, 60*, 128-136.

Fujii, Y., Harada, K. H., & Koizumi, A. (2013). Occurrence of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) in personal care products and compounding agents. *Chemosphere, 93*(3), 538-544.

Gebbink, W. A., Ullah, S., Sandblom, O., & Berger, U. (2013). Polyfluoroalkyl phosphate esters and perfluoroalkyl carboxylic acids in target food samples and packaging—method development and screening. *Environmental Science and Pollution Research, 20*(11), 7949-7958.

Haug, L. S., Huber, S., Schlabach, M., Becher, G., & Thomsen, C. (2011). Investigation on per-and polyfluorinated compounds in paired samples of house dust and indoor air from Norwegian homes. *Environmental science & technology, 45*(19),

7991-7998.

Jogsten, I. E., Nadal, M., van Bavel, B., Lindströmg., & Domingo, J. L. (2012). Per- and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia, Spain: implications for human exposure. *Environment international, 39*(1), 172-180.

Karásková, P., Venier, M., Melymuk, L., Bečanová, J., Vojta, Š., Prokeš, R., ... & Klánová, J. (2016). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in household dust in Central Europe and North America. *Environment international, 94*, 315-324.

Kato, K., Calafat, A. M., & Needham, L. L. (2009). Polyfluoroalkyl chemicals in house dust. *Environmental research, 109*(5), 518-523.

Knepper, T. P., Frömel, T., Gremmel, C., Van Driezum, I., Weil, H., Vestergren, R., & Cousins, I. T. (2014). Understanding the exposure pathways of per-and polyfluoralkyl substances (PFASs) via use of PFASs-containing products–risk estimation for man and environment. *Texte, 47*, 2014.

Knobeloch, L., Imm, P., & Anderson, H. (2012). Perfluoroalkyl chemicals in vacuum cleaner dust from 39 Wisconsin homes. *Chemosphere, 88*(7), 779-783.

Kotthoff, M., Müller, J., Jürling, H., Schlummer, M., & Fiedler, D. (2015). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in consumer products. *Environmental Science and Pollution Research, 22*(19), 14546-14559.

Kubwabo, C., Stewart, B., Zhu, J., & Marro, L. (2005). Occurrence of perfluorosulfonates and other perfluorochemicals in dust from selected homes in the city of Ottawa, Canada. *Journal of Environmental Monitoring, 7*(11), 1074-1078.

Lankova, D., Svarcova, A., Kalachova, K., Lacina, O., Pulkrabova, J., & Hajslova, J. (2015). Multi-analyte method for the analysis of various organohalogen compounds in house dust. *Analytica chimica acta, 854*, 61-69.

Liu, X., Guo, Z., Krebs, K. A., Pope, R. H., & Roache, N. F. (2014). Concentrations and trends of perfluorinated chemicals in potential indoor sources from 2007 through 2011 in the US. *Chemosphere, 98*, 51-57.

Martínez-Moral, M. P., & Tena, M. T. (2012). Determination of perfluorocompounds in popcorn packaging by pressurised liquid extraction and ultra-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Talanta, 101*, 104-109.

Moreta, C., & Tena, M. T. (2013). Fast determination of perfluorocompounds in packaging by focused ultrasound solid–liquid extraction and liquid chromatography coupled to quadrupole-time of flight mass spectrometry. *Journal of Chromatography A, 1302*, 88-94.

Moriwaki, H., Takata, Y., & Arakawa, R. (2003). Concentrations of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in vacuum cleaner dust collected in Japanese homes. *Journal of Environmental Monitoring, 5*(5), 753-757.

Motegi, M., Nojiri, K., Horii, Y. (2012). Occrrence of perfluorinated compounds in effluent from large and small scale wastewater treatment plantplants in saitama japan. *Organohalogen Compounds, Vol. 74*, 235-238.

Nordic Council of Ministers(Daniel Borg, Jenny Ivarsson). (2017). Analysis of PFASs and TOF in products.

Norwegian Institute for Air Research(Pernilla Bohlin-Nizzetto,Linda Hanssen, Dorte Herzke). (2015). PFASs in house dust.

Olseng. W., Burris, J. M., Ehresman, D. J., Froehlich, J. W., Seacat, A. M., Butenhoff, J. L., & Zobel, L. R. (2007). Half-life of serum elimination of

perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environmental health perspectives*, *115*(9), 1298-1305.

Poothong, S., Boontanon, S. K., & Boontanon, N. (2012). Determination of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoic acid in food packaging using liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. *Journal of hazardous materials, 205*, 139-143.

Shoeib, M., Harner, T., M. Webster, G., & Lee, S. C. (2011). Indoor sources of poly- and perfluorinated compounds (PFCS) in Vancouver, Canada: implications for human exposure. *Environmental science & technology, 45*(19), 7999-8005.

Shoeib, T., Hassan, Y., Rauert, C., & Harner, T. (2016). Poly-and perfluoroalkyl substances (PFASs) in indoor dust and food packaging materials in Egypt: Trends in developed and developing countries. *Chemosphere, 144*, 1573-1581.

De Silva, A. O., Allard, C. N., Spencer, C., Webster, G. M., & Shoeib, M. (2012). Phosphorus-containing fluorinated organics: polyfluoroalkyl phosphoric acid diesters (diPAPs), perfluorophosphonates (PFPAs), and perfluorophosphinates (PFPIAs) in residential indoor dust. *Environmental science & technology*, *46*(22), 12575-12582.

Strynar, M. J., & Lindstrom, A. B. (2008). Perfluorinated compounds in house dust from Ohio and North Carolina, USA. *Environmental Science & Technology, 42*(10), 3751-3756.

Supreeyasunthorn, P., Boontanon, S. K., & Boontanon, N. (2016). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) contamination from textiles. *Journal of Environmental Science and Health, Part A, 51*(6), 472-477.

Winkens, K., Koponen, J., Schuster, J., Shoeib, M., Vestergren, R., Berger, U., ... & Cousins, I. T. (2017). Perfluoroalkyl acids and their precursors in indoor air sampled in children's bedrooms. *Environmental pollution*, *222*, 423-432.

Winkens, K., Giovanoulis, G., Koponen, J., Vestergren, R., Berger, U., Karvonen, A. M., ... & Cousins, I. T. (2018). Perfluoroalkyl acids and their precursors in floor dust of children's bedrooms–Implications for indoor exposure. *Environment international, 119*, 493-502.

Zabaleta, I., Bizkarguenaga, E., Bilbao, D., Etxebarria, N., Prieto, A., & Zuloaga, O. (2016). Fast and simple determination of perfluorinated compounds and their potential precursors in different packaging materials. *Talanta, 152*, 353-363.

Zafeiraki, E., Costopoulou, D., Vassiliadou, I., Bakeas, E., & Leondiadis, L. (2014). Determination of perfluorinated compounds (PFCs) in various foodstuff packaging materials used in the Greek market. *Chemosphere, 94*, 169-176.

Zhang, T., Sun, H. W., Wu, Q., Zhang, X. Z., Yun, S. H., & Kannan, K. (2010). Perfluorochemicals in meat, eggs and indoor dust in China: assessment of sources and pathways of human exposure to perfluorochemicals. *Environmental science & technology, 44*(9), 3572-3579.

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クに関する情報取集・検討業務.

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オロ化合物の定量. *分析化学, 55*(12), 955-961.

松村年郎, 長田英二, 大塚健次, 今中努志, 生田実香, 戸田浩之, ... & 熊谷一清. (2008). 化学物質分科会活動経過報告. *室内環境, 11*(1), 27-31.

1 雪岡聖, 田中周平, 鈴木裕識, 藤井滋穂, 清水尚登, & 齋藤憲光. (2016). 化粧品中のペ
2 ルフルオロ化合物類生成ポテンシャルの把握と前駆体の探索. *土木学会論文集 G* (環
3 境), *72*(7), III_87-III_94.

4 雪岡聖, 田中周平, 鈴木裕識, 北尾亮太, 仲田雅俊, & 藤井滋穂. (2018). 化粧品由来の
5 ポリフルオロアルキルリン酸エステル類の下水処理場における挙動および流入負荷量
6 の推定. *水環境学会誌, 41*(2), 27-34.

9 別添資料

9-1 はじめに

国連 POPs 事務局による PFOA とその塩及び関連物質に関するリスクプロファイル[1]等の文書において、環境中及び生体内で PFOA に変換され得る PFASs は、PFOA 関連物質と呼ばれ、条約の規制対象とされている。

本リスク評価では、製品から消費者への直接暴露のリスクを評価することが目的であるため、PFOA 関連物質の環境中の分解は対象としない。

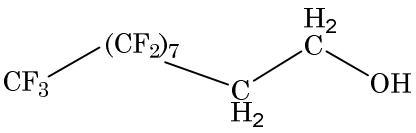
PFOA 関連物質の生体内変換に関し、現在その研究は限られているが、吸入経路により暴露された 8:2FTOH（8:2 フルオロテロマーアルコール）の 0.3 %が生体内における代謝により PFOA に変換されるとの報告(Gomis ら,2016)があり、この変換率は他事例における PFOA 及び関連物質による PFOA の室内暴露量推定にも用いられている(Padilla-Sánchez ら,2017)。また、PAP（フルオロテロマーリン酸エステル）化合物は FTOH の直接の前駆体であるため、FTOH と同様の変換経路をたどることが分かっている(Butt ら,2014)。これより、本リスク評価では、製品・室内環境における濃度や生体内変換率に関する情報が得られた PFOA 関連物質である、8:2 フルオロテロマー化合物のうち、8:2FTOH、8:2monoPAP、8:2diPAP 及び 6:2/8:2diPAP について、それらが仮に人の体内で PFOA に変換された場合を想定したリスクを試算する。

なお、Padilla-Sánchez ら(2017)の事例では、8:2FTOH から PFHxA（ペルフルオロヘキサン酸）への生体内変換率は知られていない、もしくは著しく低いという理由から、8:2FTOH から PFHxA 及び 10:2FTOH から PFOA への生体内変換を考慮していない。このため、本リスク評価においても、10:2FTOH については対象物質としないこととする。

代表的な PFOA 関連物質とされ、物理化学的性状の情報が得られた 8:2FTOH のプロファイルを表 9-1 に、脚注 1 等から抜粋した物理化学的性状を表 9-2 に示す。

[1] United Nations, Additional information related to the draft risk profile on pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds, 2016(UNEP/POPS/POPRC.12/INF/5)

表 9-1　8:2FTOH のプロファイル

評価対象物質	2-（ペルフルオロオクチル）エタノール
CAS 番号	678-39-7
分子式	$C_{10}H_5F_{17}O$
構造式	
別名	3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-ヘプタデカフルオロデカン-１-オール 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-ヘプタデカフルオロ-１-デカノール 1-Decanol,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluoro-1,1,2,2-Tetrahydroperfluoro-1-decanol 2-(perfluorooctyl)ethanol 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heptadecafluorodecan-1-ol
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	2-2402 2-（ペルフルオロオクチル）エタノール
化学物質安全性点検結果等（分解性・蓄積性）	分解性の結果：難分解性 濃縮性の結果：低濃縮性

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：2019 年 8 月 21 日

表 9-2　物理化学的性状データ及び濃縮性

項目	数値	単位	情報源等
分子量	464.12※	—	
20 ℃、101.3 kPa における物理的状態	ワックス状の固体	—	
融点	50※	℃	Chemical Book
沸点	113※	℃	Chemical Book（DEPA,2016 に記載）
蒸気圧	31 Pa(25 ℃)* 29 Pa (45 ℃)** 254 Pa (25 ℃)*** 227 kPa 0.022 mmHg	—	測定法により蒸気圧は変動しやすい Cobranchi ら,2006 Stock ら,2004 Lei ら,2004 Berti,2002（ECHA,2014 に記載）
水溶解度	140(25 ℃)	μg/L	Berti,2002（ECHA,2014 に記載）
解離定数	—	—	
pH	—	—	

*Retention time method　**HeadspaceGC/AED method　***揮発性で 99.9%が大気中のガス態として検出

※脚注 1 では情報なし

9-2 有害性情報

本章における有害性評価値は、4 章と同様に PFOA についてのものを採用し、慢性影響の評価には U.S.EPA の RfD(20 ng/kg/day)を用いることとする。

9-3 暴露評価

9-3-1 暴露シナリオ及び評価対象とする人の集団

居住住宅室内で想定される行動や 8：2 フルオロテロマー化合物含有製品情報を踏まえ、暴露シナリオとして以下の 3 種類を設定する。

i. 居住住宅室内の空気中 8：2 フルオロテロマー化合物の吸入経路の暴露
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
iii. 居住住宅室内に存在する 8：2 フルオロテロマー化合物含有カーペットに触れることによる経皮経路の暴露

経皮経路の暴露評価では、皮膚に接触する 8：2FTOH 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(DEPA,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。

また、対象とする人の集団について、子供期(体重：15.2 kg(1 歳～6 歳児の平均、厚生労働省, 2015))は 6 歳まで、成人期は以降 70 歳まで(体重：50 kg)と設定し、各経路における暴露量を生涯平均化し合計する。

9-3-2 経路別の暴露媒体濃度と暴露量推定

i 居住住宅室内の空気中 8:2 フルオロテロマー化合物の吸入経路の暴露

(1) 製品又は室内環境等における濃度

① 文献値の比較

我が国における室内空気中の 8：2 フルオロテロマー化合物の濃度は得られなかったが、諸外国の居住住宅室内空気に関する文献値を以下に示す。

なお、以後の暴露評価の中で行う 8：2 フルオロテロマー化合物含有製品情報についての文献調査は、PFOA についてと同様、PFOA Stewardship Program や業界などの自主的な取組による 2015 年末までの段階的な廃止などの動向を踏まえ、サンプル調達、測定及び公表の時期（表中においては「測定年」の欄に記載。）を確認の上、原則 2012 年以降のものを対象とした。

【アクティブ法による 6～24 時間捕集サンプルの濃度】

・ ドイツ（自動車内空気）で、8：2FTOH の測定値：8.51 ng/m^3(Schlummer ら,2013)
・ ドイツ（キッチンの室内空気）で、8：2FTOH の測定値：0.25 ng/m^3(Schlummer ら,2013)

・ ノルウェー（61 の室内空気）で、8：2FTOH の中央値、最大値：10.4 ng/m^3, 446 ng/m^3 (Padilla-Sánchez ら,2017)

【パッシブ法による 21 日間捕集サンプルの濃度】

・ フィンランド（57 の子供部屋室内空気）で、8：2FTOH の中央値、最大値：3.57 ng/m^3, 13.5 ng/m^3 (Winkens ら,2017)

② NITE(2019)調査結果

NITE の調査において、室内での占有面積が広く、主たる放散源となり得るカーペットに着目し、放散試験等[1]を実施した。2018 年 12 月に購入した家庭用のカーペット及び人工唾液による 8：2FTOH の溶出を確認したオフィス用タイルカーペット（販売終了品、8：2FTOH 溶出量：2.7 ng/g-製品程度）について放散試験等を行ったところ、オフィス用タイルカーペット（販売終了品）からの 8:2FTOH の放散が確認された。なお、家庭用のカーペットからの放散はほとんど見られなかった[2]。測定結果を表 9-3 ～表 9-4 に示す。

表 9-3 オフィス用タイルカーペット（販売終了品）からの 8:2FTOH 放散速度

試験期間(h)	放散速度 (ng/(m²·h))	
	40 ℃	60 ℃
0	19	<LOD*
23	268	2,323
45	310	1,554
69	307	990
166	292	556
238	241	321
333	241	255
670	136	<LOD*

*検出下限値：13.8 ng/(m²·h)

表 9-4 オフィス用タイルカーペット（販売終了品）の放散試験における チャンバー壁面吸着量

試験温度	壁面吸着量 (ng/チャンバー)
40 ℃	17.0
60 ℃	45.5

検出下限値：2.99 ng/チャンバー

[1] 20 L 小形チャンバーシステムの構成部材のうち、テフロン製部材の一部をポリプロピレン製部材またはステンレス製部材へ交換し、試験温度を 40 ℃及び 60 ℃、換気回数は 0.5 回/h として放散速度を測定した。また、放散試験終了後、メタノールを用いてチャンバー壁面を洗浄し、その洗浄液を濃縮して、吸着量を測定した。

[2] 60 ℃試験の結果、検出下限値（13.8 ng/(m²·h)）以下もしくは同程度の検出。

放散試験の結果、販売終了品のオフィス用タイルカーペットから 8：2FTOH の放散を確認した。また、放散と比較して少量ではあるが、チャンバー壁面への 8:2FTOH の吸着も確認された。このことから、製品から室内空気への放散のみでなく、ハウスダスト等に吸着する可能性があることも示唆された。

カーペットは一般的な室内において、冬場の床暖房[1]との併用や電気カーペットの使用[2]により 40 ℃程度まで上昇することが考えられる。これより、カーペットの温度が 40 ℃に達すると仮定し、40 ℃試験の最大値である 310 ng/(m²･h)を採用値として暴露量を推定する。なお、室内空気中濃度は以下の**式 9-1** を用いて算出する。

$$\text{室内空気中濃度}(\mathrm{ng/m^3}) = \frac{\text{単位面積あたりの放散速度}\left(\mathrm{ng/(m^2 \cdot h)}\right) \times \text{放散面積}(\mathrm{m^2})}{\text{換気回数}(/\mathrm{h}) \times \text{室内容積}(\mathrm{m^3})}$$

式 9-1

表 9-5　室内空気中濃度推定に係るパラメータ

項目	8:2FTOH	設定根拠
放散速度（ng/(m²･h)）	310	40℃試験最大値
放散面積（m²）	9.72	一般居室（6 畳）[3]
換気回数（/hr）	0.2	
室内容積（m³）	20	

以上から、40 ℃におけるカーペットからの放散試験より算出される室内空気中の 8:2FTOH 濃度は、754 ng/m³となる。

(2) 暴露量推定

これらの文献値と放散試験結果を比較し、最も高濃度であった放散試験の測定結果から、室内空気中の 8：2FTOH の濃度を 754 ng/ m³とし、一日の空気の吸入量を子供で 8.72 m³、成人で 20 m³とした場合、8:2FTOH の生体内変換由来の 1 日あたりの PFOA の暴露量はそれぞれ、1.30 ng/kg/day、0.91 ng /kg/day となり、生涯平均化すると 0.94 ng /kg/day となる。

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

(1) 製品又は室内環境等における濃度

･　文献値の比較

我が国における居住住宅室内ダスト中の 8：2 フルオロテロマー化合物の濃度は得られなかったが、諸外国の居住住宅室内ダスト中濃度に関する文献値を以下に示す。

[1]ガス温水式床暖房の閉塞温度は約 40 ℃。（東京ガス、C-NEXT）

[2] 国民生活センターは電気カーペット使用時の表面温度は温度調節レバー中間の設定で約 36 ℃、最も高温の設定で約 44 ℃まで上昇したと報告している。（国民生活センター（2004）暖房器具の安全な使い方－その 1　電気カーペット－実使用上の安全性－）

[3] NITE（2008）GHS 表示のための消費者製品のリスク評価手法のガイダンス

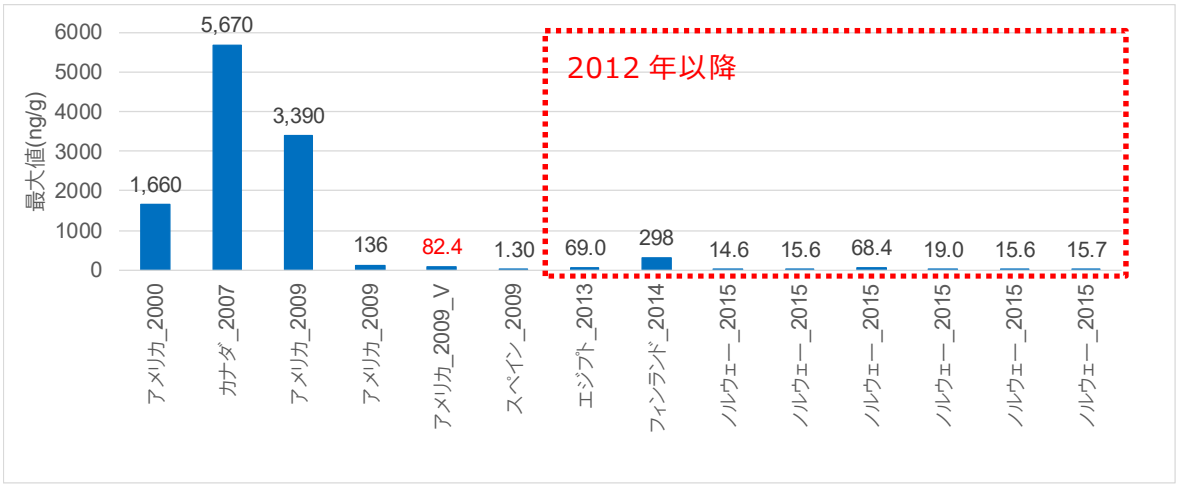
PFOA と同様、環境媒体における室内濃度の経年的な傾向を把握するため、本書の情報収集の対象範囲外である 2011 年以前のデータも併せ、国内外のダスト濃度の報告値を確認した。表 9-6 及び図 9-1 に、全ての収集データを測定年ごとに並べたグラフを示す。上段に最大値（縦軸の濃度の最大値：6,000 ng/g）、下段に中央値（縦軸の濃度の最大値：70 ng/g）を並べ、本書の情報収集範囲の原則である 2012 年以降のデータを点線で囲った。また、自動車室内のダスト濃度について、測定年の後に“_V”と記述してグラフに加えた。

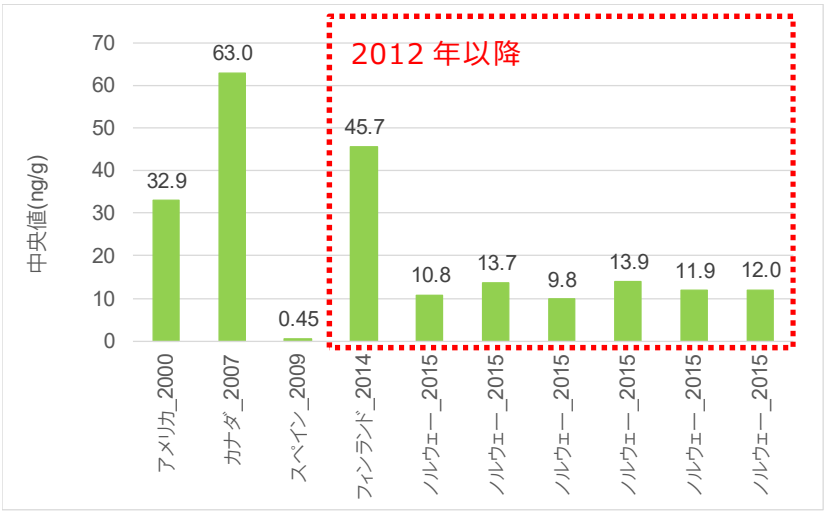
報告数が限られているが、図 9-1 から、ダスト濃度の最大値、中央値ともに、2009 年以降から経年的に減少しているようにも見える。これは、本書の情報収集範囲の根拠でもある、PFOS(C8)廃止及び PFOA の 2015 年末までの段階的な廃止などの取り組みが、関連物質についても室内中の製品やダスト濃度の減少につながっている可能性を示唆するものと考えられる。

表 9-6　ハウスダスト中の 8:2FTOH 濃度(文献値)(ng/g-ダスト)

国名	測定年	対象	中央値	最大値	文献
アメリカ	2000-2001	House dust	32.9	1,660	Strynar ら(2008)
カナダ	2007	House dust	63.0	5,670	Shoeib ら(2011)
アメリカ	2009	Office dust	-	3,390	Fraser ら(2013)
	2009	House dust	-	136	
	2009_V	Vehicle dust	-	82.4	
スペイン	2009	House dust	-	1.30	Jogsten ら(2012)
エジプト	2013	Homes, workplaces and cars	-	69.0	Shoeib ら(2016)
フィンランド	2014	House dust	45.7	298	Winkens ら(2018)
ノルウェー	2015	Entrance	10.8	14.6	NILU(2015)
	2015	Kitchen	13.7	15.6	
	2015	Living room	9.8	68.4	
	2015	Bath room	13.9	19.0	
	2015	Bedroom Children	11.9	15.6	
	2015	Bedroom Parents	12.0	15.7	

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。





_V：Vehicle dust　※最大値や中央値の記載のない文献は各グラフから除いた。

図 9-1 国内外の文献値の経年比較（室内ダスト中濃度の最大値及び中央値）

(2) 暴露量推定

これらの文献値から、ダスト摂取による経口暴露量を求めた。

- フィンランド（n=65）で、8：2FTOH の最大値：298 ng/g (Winkens ら,2018)
- エジプト（17 の家、5 つの職場、9 台の車）で 8：2FTOH の測定値：1.3 ng/g～69 ng/g (Shoeib ら,2016)
- ノルウェー（n=36）で、8：2FTOH の最大値：68.4 ng/g (NILU,2015)

これらの文献値の中で最も高濃度であったフィンランドの測定結果から、室内ダスト中の 8：2FTOH の濃度を 298 ng/g とし、ダストの摂取量を子供で 100 mg/day、成人で 60 mg/day(U.S.EPA ,2017)とした場合、8：2FTOH の生体内変換由来の 1 日あたりの PFOA の暴露量はそれぞれ、5.9×10^{-3} ng/kg/day、1.1×10^{-3} ng/kg/day となり、生涯平均化すると 1.5×10^{-3} ng/kg/day となる。

iii 居住住宅室内に存在する 8:2 フルオロテロマー化合物含有カーペットに触れることによる経皮経路の暴露

(1) 製品又は室内環境等における濃度

本評価では、室内の滞在時に、カーペットに含有する 8：2 フルオロテロマー化合物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ため、8：2FTOH 含有製品からの溶出に係る調査結果を以下に示す。

・ NITE(2019)調査

NITE の調査において、オフィス用カーペット（販売終了品）及び現在販売されている国内の消費者製品について、8:2FTOH の人工唾液による溶出試験を行った。

試験は、乳幼児のマウジングによる経口摂取を想定した条件[1]で実施した。その結果を表 9-7 に示す。

表 9-7　国内の消費者製品からの 8:2FTOH 溶出濃度(NITE,2019)

対象	検出/n	濃度 (ng/mL-唾液)	濃度 (ng/g-製品)	濃度 (ng/cm²-製品)
オフィス用タイルカーペット (販売終了品)	1/1	0.12	2.68	1.45
家庭用カーペット	0/1	<LOD*	<LOD	<LOD
乳幼児用よだれかけ	0/1	<LOD	<LOD	<LOD
ポップコーンバッグ	0/1	<LOD	<LOD	<LOD

*検出下限値：0.0005ng/mL

国内製品のうち、オフィス用タイルカーペット(販売終了品)から人工唾液への溶出が確認された。現在販売されている家庭用カーペット、乳幼児用よだれかけ及びポップコーンバッグを用いた溶出試験では 8:2FTOH は検出されなかった。

(2) 暴露量推定

皮膚表面上の水相（汗）中濃度に関し、調査した範囲では、汗や唾液への溶出を考慮した報告は見受けられなかった。

よって、人工唾液と人工汗の組成が同一ではないが含有物質の種類が類似していること、対象製品が暴露シナリオと同一であることから、8：2FTOH の溶出が確認された、タイルカーペット（販売終了品）を用いた NITE の溶出試験(2019)の結果を採用することとした。

溶出対象とする水相（汗）の厚みを想定し、そこに溶出試験における濃度まで溶け出すと仮定し、肌の接触による経皮暴露量を求めた。

・ 溶出試験における 8:2FTOH 濃度：1.45 ng/cm²-製品（NITE,2019）

[1] 人工唾液は、Validation of methodologies for the release of diisononylphthalate (DINP) in saliva simulant from toys. EUR 19826 EN, 2001 に準拠したもの(pH6.8)を用い、37 ℃、回転数 250 rpm で 4 時間攪拌後の唾液への溶出量を分析。

・ カーペットとの接触体表面積：子供で 1,345 cm^2、成人で 3,095 cm^2 (5-2-1 参照)[1]
・ 皮膚接触層厚：0.01 cm(EU,2003)
・ 経皮吸収率：1 %(Fusano ら,2006)

溶出試験結果を用いて、カーペットとの接触体表面積と経皮吸収率を考慮した場合、8：2FTOH の生体内変換由来の 1 日あたりの PFOA の暴露量は、子供期で 3.8×10^{-5} ng/kg/day、成人期で 2.7×10^{-5} ng /kg/day となり、生涯平均化すると 2.8×10^{-5} ng /kg/day となる。

9-4 リスク評価

9-4-1 居住住宅室内における PFOA 関連物質由来のリスク評価

リスク推計は経路別に行うとともに、摂取量換算で合算した合計推定暴露量でも行った。また、暴露が異なる期間（子供期、成人期）別に加えて、生涯平均暴露量によるリスク推計も行った。結果を表 9-8 にまとめて示す。

表 9-8 居住住宅室内における 8：2 フルオロテロマー化合物由来の PFOA 暴露量及びリスク評価結果一覧（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	室内空気の吸入	1.3	0.90	0.94	0.047
経口	室内ダストの摂取	5.9×10^{-3}	1.1×10^{-3}	1.5×10^{-3}	7.4×10^{-5}
経皮	カーペットとの皮膚接触	3.8×10^{-5}	2.7×10^{-5}	2.8×10^{-5}	1.4×10^{-6}
合計推定暴露量		1.3	0.91	0.94	0.047
HQ		0.065	0.045	0.047	

ダスト及び室内空気中の 8:2FTOH の濃度が諸外国と同レベルであると仮定した場合、経皮、経口及び吸入経路の合計推定暴露量（8：2FTOH の生体内変換由来の PFOA 暴露量）と有害性評価値を比較したハザード比（HQ）は、子供期で 0.065、成人期で 0.045、生涯平均値で 0.047 となった。

[1] 藏澄ら(1994)の体表面積推定式を用い、成人及び 0～6 歳の子供の平均体重と身長から求めた体の各部位の表面積（男女平均値）に、ソファへの接触率（1/4（頭、首、上腕、太もも、脚、足）及び 1/2（耳、二の腕、手）と仮定）を乗じた推定値

9-4-2 リスク評価（居住住宅室内における PFOA 暴露量との合算値）

居住住宅室内における PFOA 関連物質（8:2 フルオロテロマー化合物）由来の PFOA 推定暴露量と、6 章における PFOA の推定暴露量（表 6-1）との合算値を表 9-9 に示す。

表 9-9　居住住宅室内における 8：2 フルオロテロマー化合物由来の PFOA 暴露量と、PFOA 暴露量との合算値及びリスク評価結果一覧（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	室内空気の吸入	1.4	1.0	1.0	0.050
経口	室内ダストの摂取	2.1	0.38	0.53	0.026
	よだれかけのマウジング	0.17	－	0.014	7.1×10^{-4}
経皮	カーペットとの皮膚接触	1.4×10^{-3}	9.6×10^{-4}	9.9×10^{-4}	5.0×10^{-5}
合計推定暴露量		3.6	1.3	1.5	0.077
HQ		0.18	0.067	0.077	

居住住宅室内における PFOA の暴露量と合算した場合のハザード比（HQ）は、子供期で 0.18、成人期で 0.067、生涯平均値で 0.077 となった。

諸外国のデータを使用しているものの、PFOA のリスク評価と同様、各条件において十分に安全側を考慮した評価において、すべての期間で HQ は 1 未満であり、8:2 フルオロテロマー化合物が生体内で PFOA に変換され、PFOA そのものの暴露量に加算された場合においても、室内居住者への慢性毒性のリスクは懸念されるレベルではないと考えられる。

なお、化審法の対象範囲ではないが、経皮接触が想定される製品として、化粧品における 8:2PAP 化合物の含有報告があり、2015 年に購入した日本、タイ、イタリアの化粧品(n = 23)を対象とした調査において、最大 39.9 mg/g（6:2/8:2diPAP）、6.59 mg/g（8:2diPAP[1]）の含有が確認されている(雪岡ら,2018)。

仮に、これらの化粧品を成人期に毎日 0.1 g 使用(雪岡ら,2018)し、その 1 %が経皮吸収されるとした場合、化粧品を使用することによる経皮経路の PFOA 推定暴露量（8:2PAP 化合物の生体内変換由来）は、成人で 3.3 ng/kg/day となることが推察された。

ただしこの推計では、7 歳から 70 歳の 64 年間、最高濃度が確認された同一の化粧品を毎日使用するという過大な設定となっていることに注意が必要である。

以上より、化審法の対象外ではあるが、PFOA 及び関連物質の化粧品による暴露も考慮した場合の製品経由暴露量についても参考として表 9-10 に示す。

[1] Winkens ら(2018)の手法に倣い、PAP 化合物は対応するフッ素化鎖長をもつ FTOH 化合物にすべて変換すると仮定し、diPAP は対応する FTOH2 mol 分に相当するものとして計算する。（8:2diPAP は 8:2FTOH×2 mol、6:2/8:2diPAP は 8:2FTOH×1 mol に相当）

表 9-10 （参考）製品等を経由した 8：2 フルオロテロマー化合物由来の PFOA 暴露量と PFOA 暴露量との合算値及びリスク評価結果一覧（化粧品を含む）（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	室内空気の吸入	1.4	1.0	1.0	0.050
経口	室内ダストの摂取	2.1	0.38	0.53	0.026
	よだれかけのマウジング	0.17	－	0.014	7.1×10^{-4}
経皮	カーペットとの皮膚接触	1.4×10^{-3}	9.6×10^{-4}	9.9×10^{-4}	5.0×10^{-5}
	化粧品（化審法対象外）	－	3.3	3.0	0.15
合計推定暴露量		3.6	4.6	4.5	0.23
HQ		0.18	0.23	0.23	

経皮、経口及び吸入経路の合計推定暴露量と有害性評価値を比較したハザード比（HQ）は、成人期で 0.23、生涯平均値で 0.23 となった。

各条件において十分に安全側を考慮し、関連物質（8:2 フルオロテロマー化合物）の生体内変換由来の PFOA 暴露や化審法対象外である化粧品による暴露も含めた評価においても、すべての期間で HQ は 1 未満であり、PFOA 及び関連物質（8:2 フルオロテロマー化合物）の製品等を経由した慢性毒性のリスクは懸念されるレベルではないと考えられる。

9-5 まとめ

PFOA 及び PFOA 関連物質（8：2 フルオロテロマー化合物）を含有する製品等を経由した居住住宅室内におけるリスク試算において、それらを合算した場合にも、消費者へのリスクの懸念がないことが示唆された。

POPs 条約を受け、国内においては、PFOA とその塩及び関連物質が化審法第一種特定化学物質に指定され、それらの物質群を含有する製品を輸入・製造・販売ができなくなるため、今後、消費者製品を経由した PFOA の暴露量は、本リスク評価の推定量よりも一段と低下していくと考えられる。

しかしながら、PFOA 関連物質についての製品含有情報や生体内変換についての情報は限られており、その他の PFOA 関連物質や不純物、分解等を考慮した場合のリスクと今後の推移については、継続的な実態把握とより詳細な情報に基づく評価が必要である。

9-6 参考文献

Butt CM, Muir DC, Mabury SA. (2014). Biotransformation pathways of fluorotelomer-based polyfluoroalkyl substances: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry, 33*(2), 243-267

DEPA (2015). Polyfluoroalkyl sub-stances (PFASs) in textiles for children. Survey of chemical substances in consumer products No. 136.

DEPA (2016). Survey and risk assessment of chemical substances in rugs for children. Survey of chemical substances in consumer products No. 147.

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

Fasano WJ, Carpenter SC, Gannon SA, Snow TA, Stadler JC, Kennedy GL, Buck RC, Korzeniowski SH, Hinderliter PM, Kemper RA. (2006). Absorption, Distribution, Metabolism, and Elimination of 8-2 Fluorotelomer Alcohol in the Rat. *Toxicological Sciences, 91*(2), 341-355.

Fraser AJ, Webster TF, Watkins DJ, Strynar MJ, Kato K, Calafat AM, Vieira VM, McClean MD. (2013). Polyfluorinated compounds in dust from homes, offices, and vehicles as predictors of concentrations in office workers' serum. *Environment International, 60*, 128-136.

Gomis MI, Vestergren R, Nilsson H, Cousins IT. (2016). Contribution of Direct and Indirect Exposure to Human Serum Concentrations of Perfluorooctanoic Acid in an Occupationally Exposed Group of Ski Waxers. *Environmental Science & Technology, 50*, 13, 7037-7046.

Jogsten IE, Nadal M, van Bavel B, Lindström G, Domingo JL. (2012). Per- and polyfluorinated compounds (PFCs) in house dust and indoor air in Catalonia, Spain: implications for human exposure. *Environment International, 39*, 172-180.

Liu X, Guo Z, Folk EE 4th, Roache NF. (2015). Determination of fluorotelomer alcohols in selected consumer products and preliminary investigation of their fate in the indoor environment. *Chemosphere, 129*, 81-86.

NILU. (2015). PFASs in house dust. Scientific report.

NITE (2008). GHS 表示のための消費者製品のリスク評価手法のガイダンス

Padilla-Sánchez JA, Papadopoulou E, Poothong S, Haug LS. (2017). Investigation of the Best Approach for Assessing Human Exposure to Poly- and Perfluoroalkyl Substances through Indoor Air. *Environmental Science & Technology, 51*, 21, 12836-12843.

Schlummer M, Gruber L, Fiedler D, Kizlauskas M, Müller J. (2013). Detection of fluorotelomer alcohols in indoor environments and their relevance for human exposure. *Environment International, 57-58*, 42-49.

Shoeib M, Harner T, M Webster G, Lee SC. (2011). Indoor sources of poly- and perfluorinated compounds (PFCS) in Vancouver, Canada: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology, 45*, 19, 7999-8005.

Shoeib T, Hassan Y, Rauert C, Harner T. (2016). Poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in indoor dust and food packaging materials in Egypt: Trends in developed and developing countries. *Chemosphere, 144*, 1573-1581.

Strynar MJ, Lindstrom AB. (2008). Perfluorinated compounds in house dust from Ohio and North Carolina, USA. *Environmental Science & Technology, 42*, 10, 3751-3756.

Vestergren R, Herzke D, Wang T, Cousins IT. (2015). Are imported consumer products an important diffuse source of PFASs to the Norwegian environment? *Environmental Pollution, 198*, 223-230.

Winkens K, Giovanoulis G, Koponen J, Vestergren R, Berger U, Karvonen AM, Pekkanen J, Kiviranta H, Cousins IT. (2018). Perfluoroalkyl acids and their precursors in floor dust of children's bedrooms - Implications for indoor exposure. *Environment International, 119*, 493-502.

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.

厚生労働省. (2015). 国民健康・栄養調査 http://www.mhlw.go.jp/bunya/kenkou/kenkou_eiyou_chousa.html

国民生活センター. (2004). 暖房器具の安全な使い方－その１　電気カーペット－実使用上の安全性－http://www.kokusen.go.jp/pdf/n-20041105_1.pdf

東京ガス、C-NEXT：ガス温水式床暖房 http://cnext.jp/pdf/yukadan.pdf

雪岡 聖, 田中 周平, 鈴木 裕識, Zeng Chenghui, 北尾 亮太, 仲田 雅俊, 藤井 滋穂. (2018). 化粧品由来のポリフルオロアルキルリン酸エステル類の下水処理場における挙動および及び流入負荷量の推定. *水環境学会誌, 41*(2), 27-34

10 付属資料

付属資料 1

化審法第一種特定化学物質の指定に関する試験報告書

放散試験

令和元年８月

独立行政法人製品評価技術基盤機構

北陸支所

ペルフルオロオクタン酸及びその関連物質の放散試験

2019 年 8 月
北陸支所　技術課

1.　目的

消費者製品への含有が予想されるペルフルオロオクタン酸（PFOA）及びその関連物質であるフッ素テロマーアルコール（FTOHs）について、温度負荷を想定した放散試験を行い、それらの放散速度を調査した。

2.　試験及び分析方法

2.1.　測定対象物質

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）附属書 A の「ペルフルオロオクタン酸とその塩及び PFOA 関連物質」から 3 物質（表 1）を選択し、測定対象物質とした。

表 1　測定対象物質

化合物名	略称	分子式
Perfluoro-n-octanoic acid	PFOA	$C_8HF_{15}O_2$
1H,1H,2H,2H-Perfluoro-1-decanol	FOET	$C_{10}H_5F_{17}O$
1H,1H,2H,2H-Perfluoro-1-dodecanol	FDET	$C_{12}H_5F_{21}O$

2.2.　測定対象製品

測定対象製品は、家庭用カーペット（放散試験 1)、オフィス用タイルカーペット（放散試験 2 及び 3）とした（図 1)。

A



B



図 1　測定対象製品（A：家庭用カーペット、B オフィス用タイルカーペット）

2.3.　標準試薬及び溶媒

液体クロマトグラフ質量分析計（LC/MS）で用いた標準溶液は、FOET（東京化成工業）を除き、ウエリントンラボラトリーズジャパンから入手した。また、溶媒は、メタノール（LC/MS 用、関東化学)、メタノール（PFOS・PFOA 分析用、和光純薬)、超純水（PFOS・PFOA 分析用、富士フィルム和光純薬)、酢酸アンモニウム（LC/MS 用、サーモフィッシャーサイエンティフィック）を用いた。

2.4.　放散試験

20 L 小形チャンバーシステム（アドテック）の構成部材のうち、テフロン製部材の一部をポリプロピレン製部材またはステンレス製部材へ交換し、放散試験に用いた。試験温度は 40℃（放散試験 3）と 60℃（放散試験 1 及び 2)、換気回数は 0.5 回/h とした。

PFOA 捕集には Oasis WAX（Waters)、FTOHs 捕集には Isolute ENV+（バイオタージ）を捕集剤として用いた。空気捕集前に、カートリッジへ標識混合標準溶液（PFOA）または標識 FOET（FTOHs）を添加し、それぞれ 10 L の空気捕集を行った。空気捕集後、4 mL の 0.1 % アンモニア・メタノール溶液（PFOA）またはメタノール（FTOHs）で測定対象物質を抽出し、抽出液を 0.5 mL（PFOA）または 1.0 mL（FTOHs）へ濃縮し、これを放散速度測定用試料とした。また、放散試験終了後、メタノールを用いて、20 L 小形チャンバーの壁面を洗浄し、その洗浄液を濃縮し、吸着量測定用試料とした。それぞれの放散試験には、試料無負荷のチャンバーを設け、試料負荷チャンバーと試料無負荷チャンバーの差分を試料由来の放散速度及び吸着量とした。

2.5.　サンプル分析

PFOA 及び FTOHs 濃度は、超高速液体クロマトグラフ（Waters）と飛行時間型質量分析計（Agilent）を組み合わせて分析した。両分析ともに、分離には、C18 カラム（Acquity UPLC, BEH, 2.1 × 50 mm, 1.7 mm, Waters）を用いた（流速 0.2 mL/min)。また、リテンションギャップカラムとして、C18 カラム（Acquity UPLC, BEH, 2.1 × 100 mm, 1.7 mm, Waters）を用いた。

表 2（PFOA）及び表 3（FTOHs）に移動相のグラジエント条件を示す。また、イオン化法は、エレクトロスプレーイオン化のネガティブモードで、フラグメンター電圧は、150 V（PFOA）または 210 V（FTOHs)、ターゲット *m/z* は、368.98（PFOA）または 354.98（FOET）及び 454.97（FDET）を用いた。

表 2　PFOA 分析のための移動相条件

時間（min）	移動相 A：超純水	移動相 B：メタノール	移動相 C： 50 mM 酢酸アンモニウム
初期値	56 %	40 %	4 %
1	56 %	40 %	4 %
2	36 %	60 %	4 %
12	6 %	90 %	4 %
17	6 %	90 %	4 %
17.1	56 %	40 %	4 %
25.5	56 %	40 %	4 %

表 3　FTOHs 分析のための移動相条件

時間（min）	移動相 A：超純水	移動相 B：メタノール
初期値	50 %	50 %
1	50 %	50 %
6	10 %	90 %
12	10 %	90 %
12.1	50 %	50 %
20.5	50 %	50 %

2.6.　放散速度の算出

以下の式を用いて、放散速度を算出した。

$$EF_t = \frac{(C_t - C_{tb,t}) \times Q}{A} = (C_t - C_{tb,t}) \times \frac{n}{L}$$

ここで、EF_t は経過時間 t における単位面積あたりの放散速度[ng/(h･m²)]、C_t は経過時間 t における対象化学物質のチャンバー出口濃度(ng/m³)、$C_{tb,t}$ は経過時間 t におけるトラベルブランク、Q はチャンバー換気量(m³/h)、A は試験片の表面積(m²)、n はチャンバーの換気回数(回/h)、L は試料負荷率(m²/m³)である。

3.　測定結果

3.1.　放散試験 1

表 4 及び表 5 に家庭用カーペットを対象とした放散試験 1（温度負荷 60℃）の結果を示す。家庭用カーペットから放散が認められた測定対象物質は、FOET であった。FOET はチャンバー壁面からは検出されなかったものの、空気から検出された。一方、PFOA は、空気から検出できなかったものの、チャンバー壁面への吸着は認められたが、試験後の測定結果が試験前よりも低く、試料に由来する吸着ではないものと思われた。また、FDET は、空気からも検出されず、チャンバー壁面からも検出できなかった。

表 4　放散速度[ng/(h･m²)]の算出結果（放散試験 1）

試験期間(h)	PFOA	FOET	FDET
0	<0.245	<13.8	11.3
20	<0.245	14.5	<10.0
44	<0.245	<13.8	<10.0

表 5　チャンバー壁面への吸着量(ng)の測定結果（放散試験 1）

	PFOA	FOET	FDET
試験前	1.82	9.01	<2.16
試験後	0.650	<2.99	<2.16

3.2.　放散試験 2

表 6 及び表 7 にオフィス用タイルカーペットを対象とした放散試験 2（温度負荷 60℃）の結果を示す。オフィス用タイルカーペットから放散が認められた測定対象物質は、PFOA、FOET、FDET であった。FOET 及び FDET は、空気及びチャンバー壁面から検出された。一方、PFOA は、空気からほぼ検出されなかったものの、チャンバー壁面への吸着が認められた。

表 6　放散速度[ng/(h･m²)]の算出結果（放散試験 2）

試験期間	試料 1			試料 2		
(h)	PFOA	FOET	FDET	PFOA	FOET	FDET
0	<0.245	<13.8	<10.0	<0.245	<13.8	<10.0
21	<0.245	2,210	455	<0.245	2,430	556
45	<0.245	1,490	432	1.25	1,620	560
69	<0.245	1,040	270	<0.245	937	293
165	<0.245	612	170	<0.245	501	181
237	0.304	362	113	<0.245	279	125
333	<0.245	279	81.4	<0.245	232	76.0

表 7　チャンバー壁面への吸着量(ng)の測定結果（放散試験 2）

	試料 1			試料 2		
	PFOA	FOET	FDET	PFOA	FOET	FDET
試験前	0.460	<2.99	<2.16	<0.106	<2.99	<2.16
試験後	1.64	53.0	8.20	2.94	38.0	7.92

3.3.　放散試験 3

表 8 及び表 9 にオフィス用タイルカーペットを対象とした放散試験 3（温度負荷 40℃）の結果を示す。放散が認められた測定対象物質は、PFOA、FOET、FDET であったが、放散試験 2（温度負荷 60℃）の結果と比較すると、その放散速度はおおむね 1 オーダー低い値であった。

表 8　放散速度[ng/(h･m²)]の算出結果（放散試験 3）

試験期間	試料 1		試料 2	
(h)	FOET	FDET	FOET	FDET
0	23.8	<10.0	14.5	<10.0
23	259	<10.0	277	12.5
45	307	16.5	314	28.7
69	323	43.9	291	41.4
166	327	64.4	257	52.9
238	242	57.4	239	61.5
333	212	42.9	271	58.8
670	127	56.3	145	60.4

表 9　チャンバー壁面への吸着量(ng)の測定結果（放散試験 3）

	試料 1			試料 2		
	PFOA	FOET	FDET	PFOA	FOET	FDET
試験前	0.578	<2.99	<2.16	0.974	<2.99	<2.16
試験後	0.893	22.9	7.90	0.495	11.1	<2.16

付属資料 2

化審法第一種特定化学物質の指定に関する試験報告書

溶出試験

令和元年８月

独立行政法人製品評価技術基盤機構

製品安全センター

化学物質管理センター

ペルフルオロオクタン酸及びその関連物質の人工唾液溶出試験

2019 年 8 月
製品安全センター　製品安全技術課
化学物質管理センター　安全技術課

１．目的

製品中への含有が懸念されるペルフルオロオクタン酸（PFOA）及びその関連物質であるフッ素テロマーアルコール（FTOHs）について，乳幼児が当該製品をなめるなどのケースを想定した人工唾液への溶出試験を行い，その含有量を調査した．

２．測定対象物質

測定対象物質は，POPs 条約附属書 A に規定された「ペルフルオロオクタン酸（PFOA）とその塩及び PFOA 関連物質」のうち表 1 に示した 3 物質とした．

表 1　測定対象物質

化合物名	略称	分子式
Perfluoro-n-octanoic acid	PFOA	$C_8HF_{15}O_2$
1H,1H,2H,2H-Perfluoro-1-decanol	FOET	$C_{10}H_5F_{17}O$
1H,1H,2H,2H-Perfluoro-1-dodecanol	FDET	$C_{12}H_5F_{21}O$

３．測定対象製品

測定対象製品はオフィス用タイルカーペット，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とした（図 1－4）．



図 1　オフィス用タイルカーペット



図 2　家庭用カーペット



図 3　乳幼児用よだれかけ



図 4　ポップコーンバッグ

４．分析方法

（1）分析に使用した試薬

PFOA のクリーンアップスパイク（MPFAC-MXA）は複数種のペルフルオロカルボン酸を含む混合標準液であり，回収率測定はそのうちの PFOA のサロゲート体 MPFOA を使用した．FOET，FDET のクリーンアップスパイクも同様に各々のサロゲート体 MFOET，MFDET を使用した．シリンジスパイクは PFOA では同じくサロゲート体の M8PFOA を，FOET，FDET は共通の 7:2sFTOH を使用した．試薬は，PFOA 及び FOET 等については Wellington Laboratories 社，その他の試薬については富士フィルム和光純薬（株）の特級試薬を用いた。水，メタノール，アセトニトリルは PFOS・PFOA 分析用のものを用いた．

（2）前処理方法

PFOA 分析では固相抽出を利用した方法が多く報告されている．本分析においても，固相抽出法を採用し，手順は ISO 25101[1)] に基づき実施した．

FOET，FDET は液液抽出を利用した既報[2)] を参考に前処理方法を検討し，添加回収率の結果が最も良かった方法で実施した．

使用する人工唾液は別添 1 に基づき調整した．

（3）PFOA の前処理手順（固相抽出）

① 製品から 2 cm×2 cm を採取し質量を量る．
② 200 mL 三角フラスコに採取した試料，人工唾液 50 mL を入れ，インキュベーターシェーカーにて 250 rpm，39 ℃で 4 時間撹拌させる．
③ 撹拌後，クリーンアップスパイク（MPFAC-MXA）を 3 ng 加え，激しく振とうさせる．
④ あらかじめメタノール 10 mL で洗浄, 乾燥させたシリンジフィルター（Whatman GD/X, GMF 0.45 μm）を用いて溶出液全量をろ過し，最後に水 2 mL で洗浄し，ろ液を 100 mL ビーカーに回収する．
⑤ 0.1 %アンモニア/メタノール溶液（4 mL），メタノール（4 mL），水（4 mL）でコンディショニングした固相吸着カートリッジ（Oasis WAX 150 mg，6 cc）にろ液を全量通した後，2 分間乾燥させる．
⑥ 水（4 mL），酢酸緩衝液（4 mL）で洗浄後，2 分間乾燥させる．
⑦ メタノール（4 mL），0.1 %アンモニア/メタノール溶液（4 mL）で溶出させる．
⑧ 抽出液を窒素気流下で濃縮，必要に応じメタノールを使用し 1 mL に定容後，シリンジスパイク（M8PFOA）を 1 ng 添加し，LC-MS/MS にて測定する．

（4）FOET，FDET の前処理手順（液液抽出）

① 製品から 2 cm×2 cm を採取し質量を量る．
② 200 mL 三角フラスコに採取した試料，人工唾液 50 mL を入れ，インキュベーターシェ

ーカーにて 250 rpm，39 ℃で 4 時間撹拌させる．

③ 撹拌後，クリーンアップスパイク（MFOET，MFDET）を各 25 ng 加え，激しく振とうさせる．

④ メタノール 10 mL，水 5 mL で洗浄したろ紙（Whatman GF/C）を用いて，溶出液全量をろ過し，最後に水 2 mL で洗浄し，ろ液を 100 mL 分液ロートに回収する．

⑤ 分液ロートに塩化ナトリウムを 3 g 入れ，抽出溶媒のジクロロメタンを 15 mL 加え，10 分間振とうさせる．

⑥ あらかじめ無水硫酸ナトリウムを入れた 100 mL 三角フラスコに有機層を回収し，水層に再度ジクロロメタン 15 mL を加え，10 分間振とうさせる．

⑦ 2 回目の有機層を 100 mL 三角フラスコに回収し，30 分間静置する．

⑧ 抽出液を窒素気流下で濃縮，必要に応じメタノールを使用し 1 mL に定容後，シリンジスパイク（7:2sFTOH）を 5 ng 添加し，LC-MS/MS にて測定する．

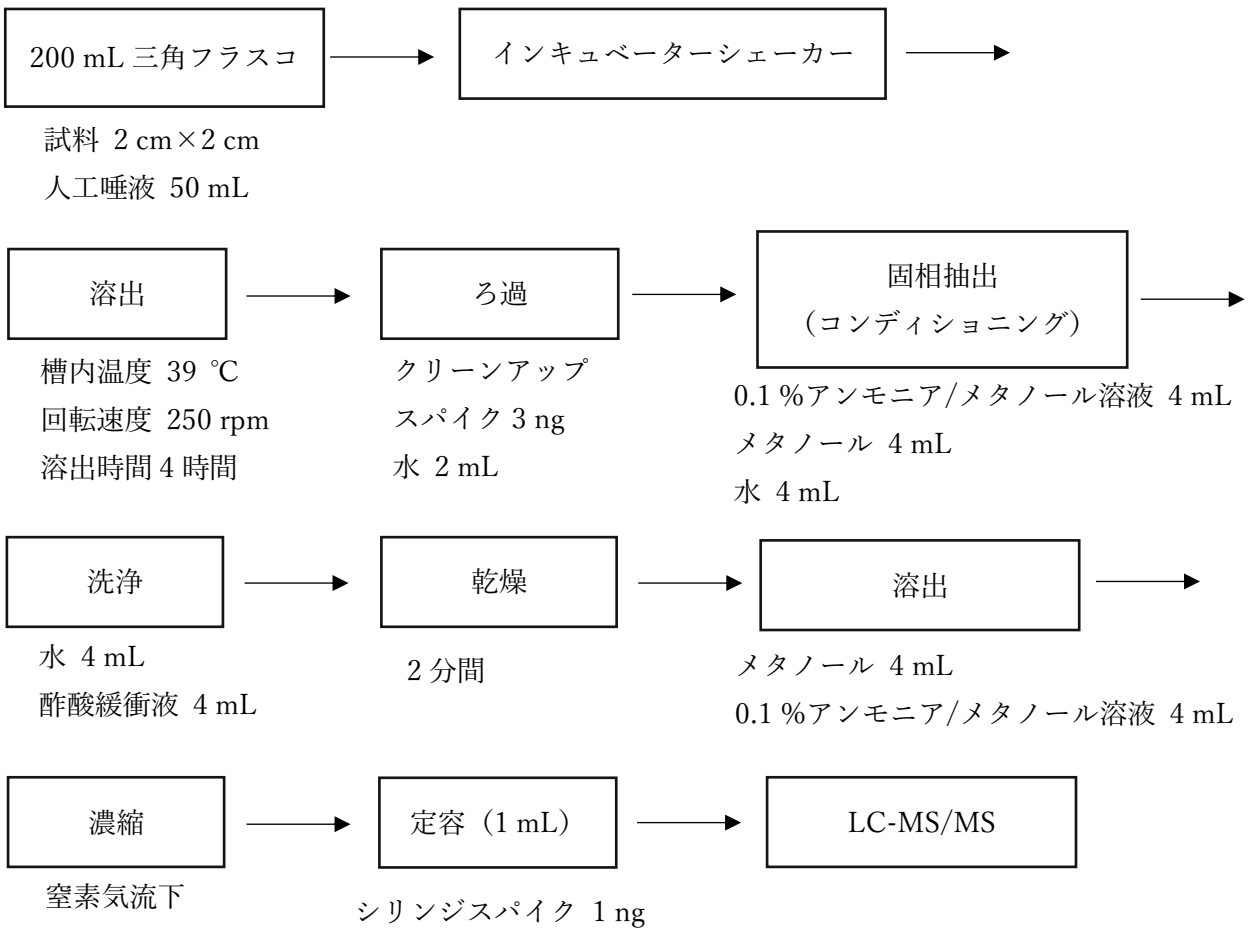


図 5　PFOA の前処理手順

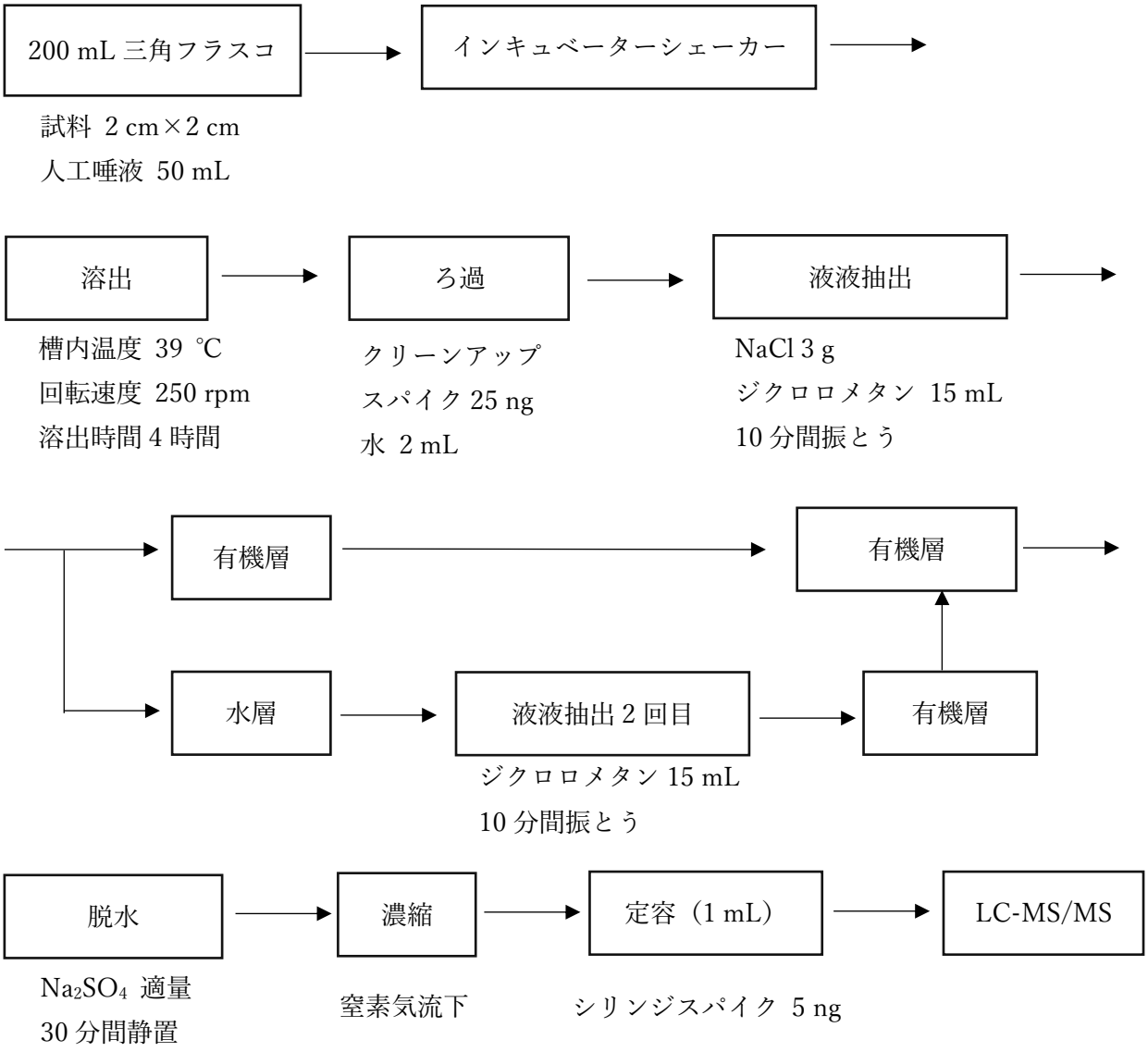


図 6　FOET，FDET の前処理手順

（5）LC-MS/MS 測定条件

分析に使用した機種は LC：Agilent Technologies 社製液体クロマトグラフ（Agilent1200LC），MS：Thermo Fisher Scientific 社製液体クロマトグラフ質量分析計（TSQ Quantum Access MAX）である．イオン化は ESI（エレクトロスプレーイオン化），検出は SRM（選択的モニタリング）で行った．

FOET，FDET などフッ素テロマーアルコールの分析は LC-MS では感度が悪いとされ，GC-MS を使用した例が多い．これは PFOA 分析で通常使用される移動相の酢酸アンモニウムが原因と考えられ，移動相へ酢酸アンモニウムを添加せず分析したところ十分な感度が得られることがわかった．工数の観点からも FOET，FDET 分析と PFOA 分析で同じ測定方法が望ましく LC-MS/MS で分析を行った（表 2，3）

表 2　PFOA の測定条件

カラム	InertSustain C18（粒子径 3 µm，内径 2.1 mm，長さ 150 mm）
移動相 A	10 mM 酢酸アンモニウム水溶液
移動相 B	アセトニトリル
移動相流量	0.2 mL/min
グラジエント条件 （移動相 B）	B： 20 %（0 min）→95 %（20 min）→95 %（25 min）→ 20 %（30 min）→20 %（45 min）
LC-MS/MS 諸条件	Capillary Temperature : 220 ℃ Vaporizer Temperature : 450 ℃ Sheath Gas Pressure : 50 Arb Aux Gas Pressure : 15 Arb Ion Source : ESI（Negative mode） Spray Voltage : 3000 V
注入量	10 µL

表 3　FOET，FDET の測定条件

カラム	InertSustain C18（粒子径 3 µm，内径 2.1 mm，長さ 150 mm）
移動相 A	水
移動相 B	メタノール
移動相流量	0.2 mL/min
グラジエント条件 （移動相 B）	B：50 %（0 min）→70 %（4 min）→99 %（12 min）→99 %（20 min） →50 %（20.10 min）→50 %（30 min）
LC-MS/MS 諸条件	Capillary Temperature : 170 ℃ Vaporizer Temperature : 250 ℃ Sheath Gas Pressure : 60 Arb Aux Gas Pressure : 30 Arb Ion Source : ESI（Negative mode） Spray Voltage : 2600 V
注入量	10 µL

5．結果

（1）検出下限値

IDL 及び IQL は標準溶液を 7 回繰り返し測定し求めた．結果を表 4 に示す．

表 4　PFOA 及び FOET，FDET の IDL 及び IQL

物質名	IDL（ng/mL）	IQL（ng/mL）
PFOA	0.033	0.084
FOET	0.027	0.069
FDET	0.037	0.094

（2）添加回収率の測定

図 7 に示すように，MPFOA の回収率（各試行数 3）は 72～92 %となり良好な値であった．一方，図 8 に示すように，MFOET，MFDET の回収率（各試行数 3）は全体的に低く，また試料の種類によっても大きな差が見られた．既報 [2] によれば，フッ素テロマーアルコールの分析では窒素吹きつけ濃縮によるロスで回収率が低くなることがわかっており，今回の結果もその要因が大きいと考えられる．

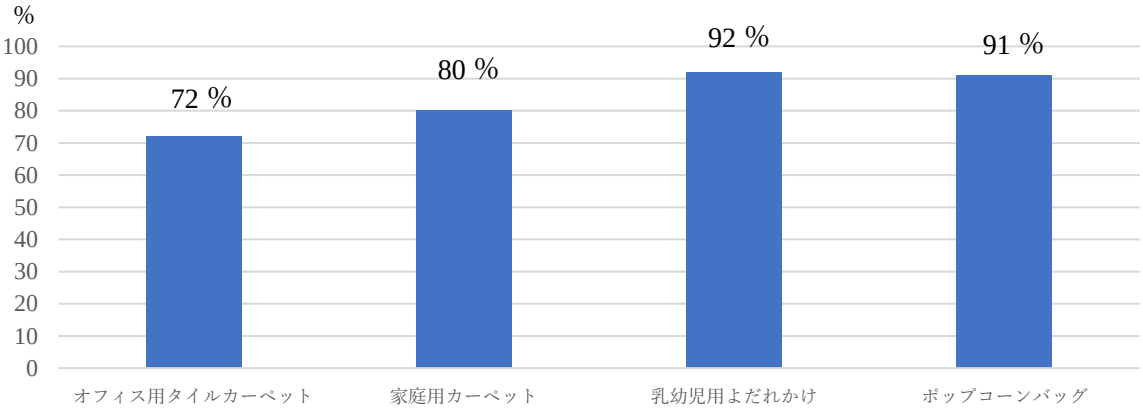


図 7　PFOA のサロゲート（MPFOA）回収率

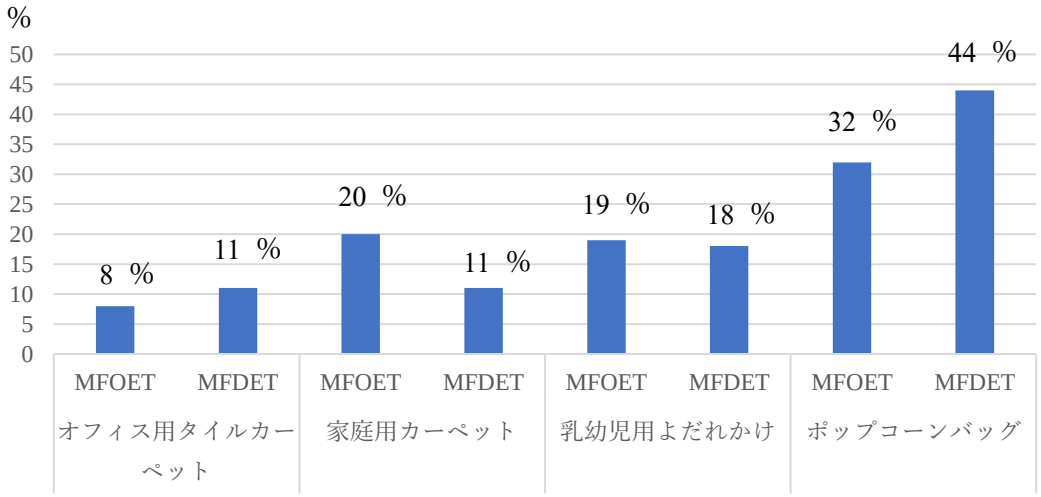


図 8　FOET，FDET のサロゲート（MFOET，MFDET）回収率

（3）製品中の含有量

定量において, PFOA は HPLC システム内のテフロン素材に由来すると考えられるブランクが検出されるため（FOET，FDET では検出されず），ブランクの数値を差し引いた．

添加回収率で補正後，製品 1 cm^2 当たりの溶出量を表 5 に示した．

本試験で対象とした 4 つの製品について，オフィス用タイルカーペットのみ PFOA 及び FOET，FDET の含有が確認された．

表 5 人工唾液溶出試験結果

試料名	物質名	No.1 (ng/cm^2)	No.2 (ng/cm^2)	No.3 (ng/cm^2)
オフィス用タイルカーペット	PFOA	1	0.8	1
	FOET	1	0.9	1
	FDET	0.3	0.4	0.8
家庭用カーペット	PFOA	ND	ND	ND
	FOET	ND	ND	ND
	FDET	ND	ND	ND
乳幼児用よだれかけ	PFOA	ND	ND	ND
	FOET	ND	ND	ND
	FDET	ND	ND	ND
ポップコーンバッグ	PFOA	ND	ND	ND
	FOET	ND	ND	ND
	FDET	ND	ND	ND

表 6　製品 4 cm^2 当たりの質量

試料名	製品 4 cm^2 当たりの質量（g）
オフィス用タイルカーペット	1.9
家庭用カーペット	0.16
乳幼児用よだれかけ	0.20
ポップコーンバッグ	0.027

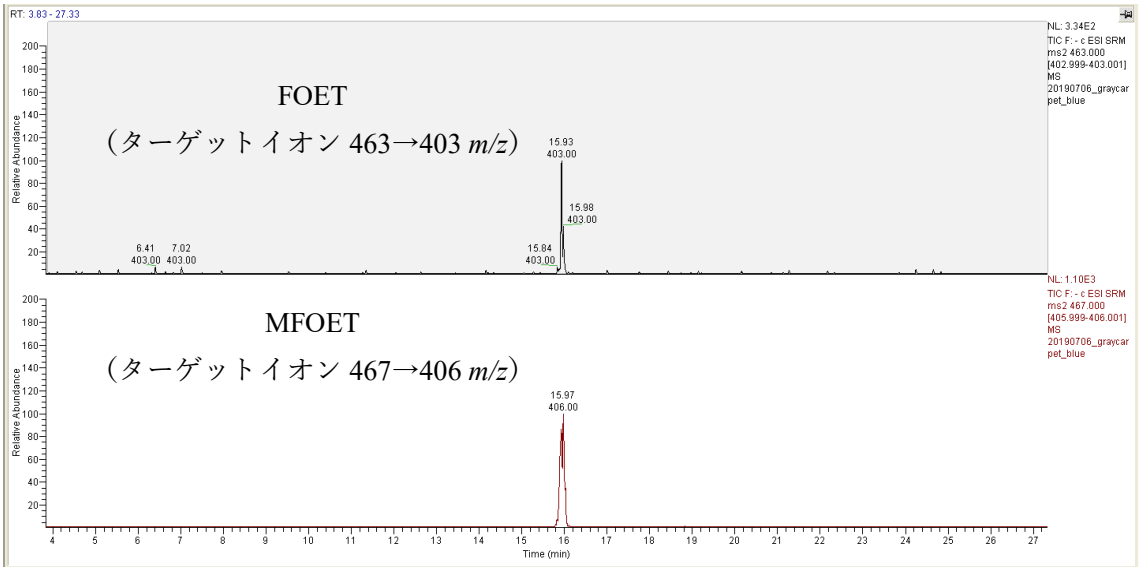


図 9　オフィス用タイルカーペットの SRM クロマトグラム（FOET）

6．参考文献

1) ISO 25101：2009, Water quality - Determination of perfluorooctanesulfonate （PFOS） and perfluorooctanoate （PFOA） - Method for unfiltered samples using solid phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry（2009）.

2) 竹峰秀祐，矢本善也，奥野俊博，種田あずさ，松村千里，鈴木元治，鶴川正寛，川崎英也，英保次郎，中野武，荒川隆一：“水試料中のフッ素テロマー化合物の分析法の検討”，第 13 回日本水環境シンポジウム（2010）.

（別添 1）

人工唾液の調整

人工唾液は“Validation of methodologies for the release of diisononylphthalate （DINP） in saliva simulant from toys” （2001 EUR 19826 EN） 3.8 Saliva simulant chemicals の記載に準じて調整した.

調整手順：

① りん酸水素二カリウム 574.8 mg，炭酸カリウム 525.2 mg，塩化ナトリウム 327.3 mg，塩化カリウム 745.5 mg を 1 L ビーカーにはかりとる.
② 水 500 mL～600 mL を加え溶解する.
③ 塩化カルシウム二水和物 147.0 mg，塩化マグネシウム六水和物 166.7 mg を加え撹拌する.
④ 1 M 塩酸 8.8 mL を添加する.
⑤ 溶液を撹拌しながら，窒素を 0.35～0.40 L/min で約 30 分吹き込む.
⑥ 1 L メスシリンダーに移し，水を加え 1 L にメスアップ.
⑦ 溶液の pH を確認し，必要に応じて 1 M 塩酸を添加して pH を調整する.

使用時の注意事項：

調整した人工唾液は経時的に pH がアルカリ側にシフトするため，使用前には pH が 6.8-7.0 の範囲内であることを確認の上，試験を実施した.

使用後は暗所に保管し，調整後 2 週間以上経過したものは使用しないこととした.

（別添 2）

人工唾液での溶出時間の検討

人工唾液での適切な溶出時間を検討するため，PFOA 含有が確認されたオフィス用タイルカーペットについて，溶出時間を 1，4，24 時間と変え，時間と溶出量の関係を調べた（図 1）．

また，製品種によっても違いがないか確認するため，FOET，FDET と同じフッ素テロマーアルコールである 2-Perfluorohexyl ethanol（FHET）の含有が確認されたポップコーンバッグについて，その時間と溶出時間の関係を調べた（図 2）．

図 1，2 より，いずれも 1 時間から 4 時間の間で溶出量は大きくなり，以降 24 時間までその溶出量はほとんど変わらないことがわかった．このことから物質，製品の種類によらず 4 時間の溶出で飽和濃度に達するものと推定されたため，溶出は 4 時間に決定した．

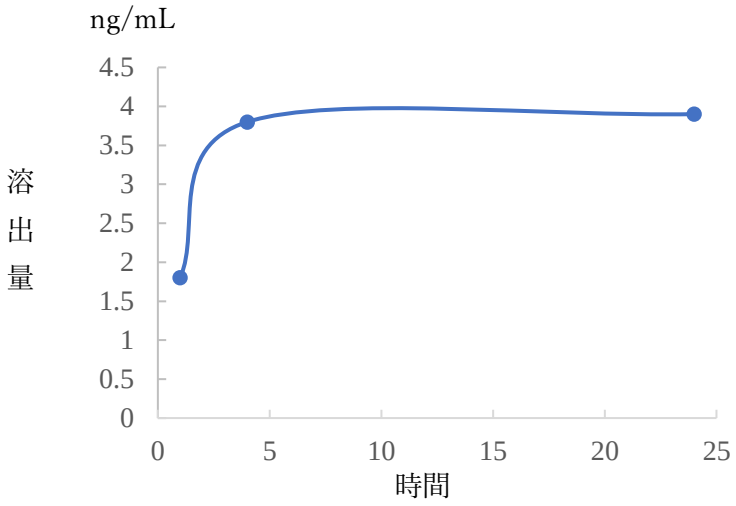


図 1　溶出時間と溶出量の関係（PFOA）

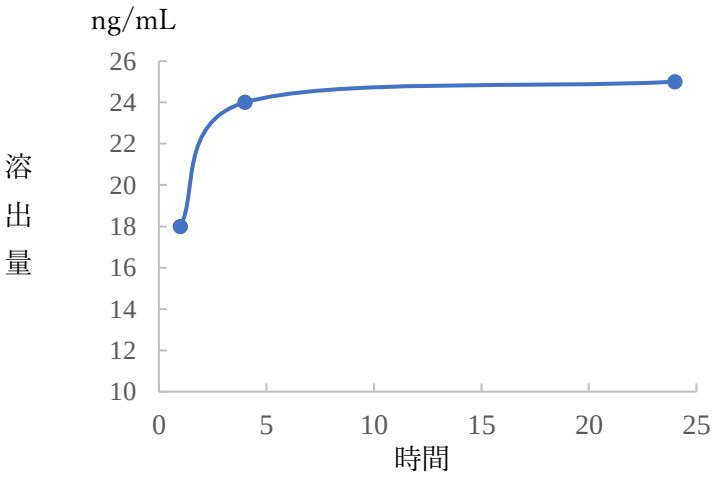


図 2　溶出時間と溶出量の関係（FHET）

（別添 3）

写真集

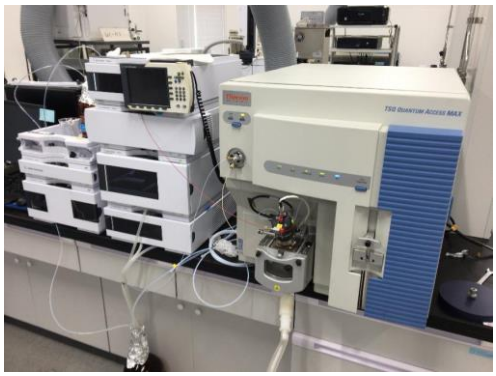


図 1　LC-MS/MS



図 2　試料（乳幼児用よだれかけ）

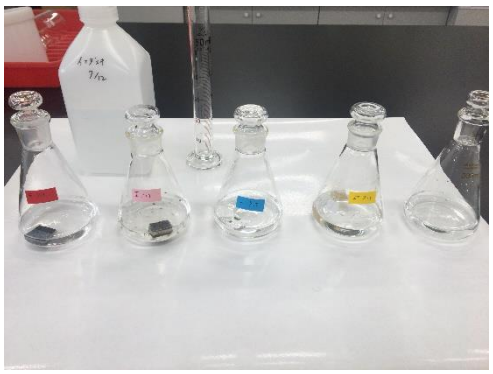


図 3　試料＋人工唾液

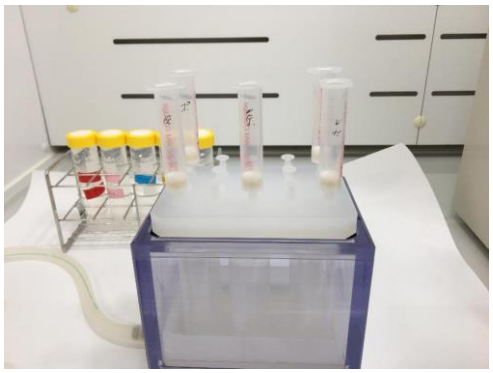


図 4　固相抽出



図 5　インキュベーターシェーカー



図 6　窒素吹きつけ濃縮